

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO  
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE RONDONÓPOLIS  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA**

**INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA QUALIDADE DA  
ÁGUA DO RESERVATÓRIO UHE PONTE DE PEDRA (MT/MS) NO  
PLANALTO ADJACENTE AO PANTANAL**

Camila Silva Favretto  
Dissertação de Mestrado

Rondonópolis-MT: Dezembro/2016

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO  
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE RONDONÓPOLIS  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA**

**INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA QUALIDADE DA  
ÁGUA DO RESERVATÓRIO UHE PONTE DE PEDRA (MT/MS) NO  
PLANALTO ADJACENTE AO PANTANAL**

Camila Silva Favretto

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Simoni Maria Loverde Oliveira

Dissertação de Mestrado

Rondonópolis-MT: Dezembro/ 2016

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO  
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE RONDONÓPOLIS  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA**

**INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA QUALIDADE DA  
ÁGUA DO RESERVATÓRIO UHE PONTE DE PEDRA (MT/MS) NO  
PLANALTO ADJACENTE AO PANTANAL**

Camila Silva Favretto

Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Mato Grosso, como parte dos requisitos necessários a obtenção do Grau de Mestre em Geografia, área de concentração Geotecnologias Aplicadas à Gestão e Análise Ambiental, opção Acadêmica.

Aprovado por:

---

Simoni Maria Loverde Oliveira, Doutora (UFMT)

(Orientadora)

---

Normandes Silva Matos, Doutor (UFMT)

(Examinador Interno)

---

Lucia Helena Sampaio da Silva, Doutora (UFRJ)

(Examinadora Externa)

Rondonópolis-MT, 06 de dezembro de 2016.

## FICHA CATALOGRÁFICA

### Dados Internacionais de Catalogação na Fonte

S586i Silva Favretto, Camila.

INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA  
QUALIDADE DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO UHE PONTE  
DE PEDRA (MT/MS) NO PLANALTO ADJACENTE AO  
PANTANAL / Camila Silva Favretto. -- 2016

100 f. ; 30 cm.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Simoni Maria Loverde Oliveira.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Mato Grosso,  
Instituto de Ciências Humanas e Sociais, Programa de Pós-  
Graduação em Geografia, Rondonópolis, 2016.

Inclui bibliografia.

1. Uso Solo. 2. Geotecnologias. 3. Bioindicadores. 4. Índice Q. 5.  
Reservatório Hidrelétrico. I. Título.

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo (a) autor (a).

**Permitida a reprodução parcial ou total, desde que citada a fonte.**

## Dedico

A Santíssima Trindade,  
A “Cloves e Maria Sandra”  
por serem meu exemplo, minha história, meus mestres e pais incondicionais.  
Ao homem que me proporciona diariamente felicidade, fortaleza,  
um porto seguro e eterno amor, André.  
Aos meus irmãos Milena e Hugo, minha alegria e parceria.  
*In Memoria* da tia e madrinha amada Sandra da Silva Fontes, exemplo de perseverança, fé e  
amor.

## AGRADECIMENTOS

Expresso meus mais sinceros e esperançosos agradecimentos, primeiramente ao centro de tudo e de todas as coisas e criaturas: Deus. Em me conceder o dom da vida, dádiva de uma família, amigos, sabedoria das ciências biológicas, o amor à vida e a coragem nas dificuldades;

Ao Programa de Pós-Graduação em Geografia /UFMT, que proporcionou um sonho tornar-se realidade;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudo;

A Tractebel Energia SA e a Secretaria Estadual de Meio Ambiente de Mato Grosso (SEMA) pelo acesso ao banco de dados hidroambientais. A FAPEMAT pelo apoio financeiro e a CAPES pela bolsa de Mestrado da C.S.F;

A minha orientadora, Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Simoni Maria Loverde Oliveira, por sua grandiosa dedicação, exemplo de vida, ao apoio, aos conhecimentos transmitidos sem nenhuma recusa, a paciência dispensada a esta pesquisa e minha escrita, a amizade, a felicidade de cada nova etapa alcançada e objetivos conquistados. Meus sinceros agradecimentos, minha admiração e carinho serão para sempre;

A banca examinadora, Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Simoni Maria Loverde Oliveira, Prof. Dr. Normandes Silva Matos e Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Lucia Helena Sampaio da Silva, pela disponibilidade nas etapas que foram necessárias, pelo diálogo, pelas correções, pelas dicas nos índices e no mapeamento. Gratidão a todos.

Aos professores Simoni Maria Loverde Oliveira, Karina Keyla Tondato, Normandes Silva Matos, Ibraim Fantim-Cruz, Lucia Helena S. Silva, Jeater Waldemar Maciel Correa Santos, Nestor Alexandre Pehouskei, do Programa de Pós-Graduação em Geografia, Departamento da Biologia, Departamento de Engenharia Agrícola e Ambiental, Departamento de Ecologia (UFRJ), pelo conhecimento transmitido que muito colaborou para minha formação profissional;

Aos meus amigos de mestrado (Tatiane Duarte, André Valuz, Gustavo Benedito), e do Laboratório de Análise Hídrica/UFMT e grupo de pesquisa LEOA (Simoni Loverde, Valdeci Oliveira, Karina Tondato, Marta Souza, Matheus Nunes, Patrícia Karina) pela compreensão, lanches, alegrias, conversas de fortalecimento, e ajuda nos momentos difíceis dessa caminhada. Em especial a Tatiane Duarte que antes mesmo da inscrição no programa estudávamos juntas. Diálogos sobre as referências a serem estudadas, comemoração na

aprovação da seleção, e a caminhada dentro do programa, nas disciplinas, nos fichamentos, no estágio, nos lanches, “cafés”, almoços;

À professora Dra. Karina Keyla Tondato e ao Matheus Nunes, que ajudaram com parte de estatística. São pessoas íntegras, humildes e sábias. Meu sincero agradecimento pelo companheirismo e admiração;

A minha Família pelo apoio moral, carinho, fortalecimento, alegrias, humildade, os quais me mantiveram perseverante e firme, em especial Sr<sup>a</sup> Maria Sandra Ribeiro da Silva (Mãe), Sr<sup>o</sup> Cloves da Silva (Pai), Milena Silva (irmã), Hugo Silva (irmão), aos meus cunhados Vinicius Favretto, Fernando Soares e Carla Regina pela amizade, aos Sogros Noeli Cenci Favretto e João Alberto Favretto pelos churrascos, alegrias e por ter me concedido seu filho André. Aos meus padrinhos Jonas Fontes e Sandra Silva Fontes (*in memória*). A toda minha grande família materna (Ribeiro) e paterna (Silva) na pessoa dos meus avós Sebastiana e Antônio, Júlio (*in memória*) e Fernandina. A minha tia Maria Cristiane por ter aceitado e se prontificado em corrigir meu português, obrigada! A família que recebi em meu matrimônio Cenci e Favretto, e ao senhor Albino por construir tão bela família.

Aos amigos de caminhada na vida Amélia e Jefferson, Rafael e Pamela, Alexandro e Edilaine, Dayanne e Igor, Dayane e Giovane, Marcos e Mariete, Pollyana Freitas (Dinda que sempre me presenteia com um belíssimo sorriso em seu rosto desde os 8 anos de idade). Irmãos de Fé e Decolores Lorena e Hélio, Amanda, Helena, Gabriela, Glaison, Regina, Lucas, Fabricio, Juliana, e todos os cursilhistas jovens da Diocese de Rondonópolis-Guiratinga pela missão de evangelização que muito me fortaleceu para conquistar este título em minha vida, e aos MCC da Paróquia Santa Cruz e São José Esposo pela partilha e caminhada, meus sinceros agradecimentos pela luz que foram em todos os momentos.

Meu sincero e profundo obrigado a todos que me ajudaram e ajudam!

“Em qualquer momento da decisão, a melhor coisa que  
você pode fazer é a coisa certa, a próxima melhor coisa é a  
coisa errada, e a pior coisa que você pode fazer é nada.”

Theodore Roosevelt



## RESUMO

Identificar os usos do solo em bacias hidrográficas com presença de hidrelétricas proporciona uma análise amplificada dos fatores que podem influenciar o curso d'água principal. Este estudo teve como objetivo relacionar os usos do solo com a produção de sedimento e com a seleção dos grupos funcionais fitoplanctônicos indicadores da qualidade da água do rio Correntes, formador do reservatório da Usina Hidrelétrica Ponte de Pedra, localizada no planalto adjacente ao Pantanal (17°13'34.02"S, 53°40'22.12"O e 17°48'33.01"S, 55°09'04.96"O). Foi realizado um estudo cienciométrico no SCOPUS a partir dos termos conjugados “*Water quality*” “*reservoirs*” “*functional groups*”; “*Water quality*” “*reservoirs*” “*bioindicator*” e “*Water quality*” “*reservoirs*” *land use*. A rede de drenagem, limite e declividade do terreno da bacia, e os usos do solo foram elaborados a partir das imagens satélite LANDSAT 5, 7 e 8 usando técnicas de geoprocessamento em ambiente SIG. Para o cálculo da carga anual de sedimentos (Qst de entrada) foi adotado a proposta de Carvalho et al. (2000) e Poff et al. (2010). A classificação dos grupos funcionais seguiu Reynolds et al. (2002) revisado por Padisák et al. (2009) e o cálculo Q proposto por Padisák et al. (2006) para classificação da qualidade da água através dos grupos funcionais. Utilizando o banco de dados hidro-ambiental e os grupos funcionais dominantes (2005 a 2011) de oito pontos de coleta foi calculada a magnitude dos efeitos da operação da usina. O levantamento cienciométrico totalizou 608 publicações para os três conjuntos de palavras. O mapeamento dos usos do solo demonstrou que historicamente houve predominância de agricultura ocupando até 60% da área total da bacia, classe de floresta até 31%, as áreas descobertas até 24%, pastagem até 11%, águas continentais até 2% e áreas urbanas até 0,1%. A produção média de sedimentos anual da bacia foi de 412 mg L<sup>-1</sup>, sendo que o máximo valor ocorreu em 2006 e 2011 quando houve maior área ocupada pela agricultura (cana-de-açúcar e soja) e área descoberta. A bacia produziu em média 18.094 ton/ano de descarga líquida de sólidos. A forte relação (r<sup>2</sup>= 0,96) entre a vazão afluyente (68,9 a 93,9 m<sup>3</sup>/s) e a concentração de sedimentos demonstrou que a vazão determina o carreamento e a produção de sedimentos no rio Correntes. As classes de floresta (r = 0,98 e p= 0,002) e águas continentais (r = 0,88 e p= 0,03) estiveram correlacionadas com o carreamento de sedimentos que adentram ao reservatório. A diminuição das florestas (redução de 20%) pode ter exercido efeito sobre a carga de sedimentos carregada ao reservatório. O rio Correntes se caracterizou pela elevada luminosidade, reduzida concentração de nutrientes, clorofila *a* e biomassa fitoplanctônica (0,41 a 1,31 mm<sup>3</sup>L<sup>-1</sup>). Houve a formação de duas condições ambientais: a primeira no rio Correntes a montante (COR1) e a jusante do reservatório (COR 6, 7 e 8) com ocorrência dos grupos funcionais Na, N e Y, com qualidade da água entre bom a excelente e, a segunda região, no corpo do reservatório, formada pelos grupos Na, P e MP (COR 2), próximo a barragem por Na e P (COR 3), seguidos pelos grupos J, Na e X1 (COR4) e por Na, P e S1 (COR5), com qualidade da água oscilando de tolerável a médio. A análise final dos dados para identificação dos efeitos dos usos e operação do reservatório identificou diminuição na turbidez, fósforo e enxofre total da água em relação ao ponto de controle natural, não sendo verificado efeito sobre a biomassa fitoplanctônica e nem sobre os grupos funcionais. Assim, os diferentes usos do solo estão exercendo influência sobre a produção de sedimentos e sobre a qualidade da água, quando se trata de retenção de fosforo e sedimentação, porém não foram suficientes para alterar o componente biológico já que os grupos funcionais dominantes foram comuns nas distintas regiões analisadas no rio Correntes.

Palavras-chaves: Uso Solo, Geotecnologias, Bioindicadores, Índice Q, Reservatório Hidrelétrico.

## ABSTRACT

Identifying soil uses in watersheds with the presence of hydroelectric provides an amplified analysis of the factors that may influence the main watercourse. This study aimed to relate soil uses to sediment production and selection of functional phytoplankton groups for water quality of the Correntes river, which formed the reservoir of the Hydroelectric Plant Ponte de Pedra, located on the plateau adjacent to Pantanal (17°13'34.02"S, 53°40'22.12"O e 17°48'33.01"S, 55°09'04.96"O). A scientometric study was executed in SCOPUS from the conjugated terms "Water quality" "reservoirs" "functional groups"; "Water quality" "reservoirs" "bioindicator" and "Water quality" "reservoirs" soil use. The drainage network, boundary and declivity of the basin terrain, and soil uses were elaborated from LANDSAT satellite images 5, 7 and 8 using geo-processing techniques in a GIS environment. To calculation the annual sediment load (input Qst) was adopted the proposal of Carvalho et al. (2000) and Poff et al. (2010). The classification of functional groups followed Reynolds et al. (2002) reviewed by Padisák et al. (2009) and the Q calculation was proposed by Padisák et al. (2006). Using the hydro-environmental database and dominant functional groups (2005 to 2011) from eight collection points, the magnitude of the effects of the plant operation was calculated. The scientometric survey amounted 608 publications for all three sets of words. The soil use mapping has shown historically there was a predominance of agriculture occupying up to 60% of the total area of the basin, forest class up to 31%, areas discovered up to 24%, pasture up to 11%, continental waters up to 2% and urban areas Up to 0.1%. The average annual sediment yield of the basin was 412 mg L<sup>-1</sup>, the highest value occurred in 2006 and 2011 when there was a larger area occupied by agriculture (sugarcane and soybean) and uncovered area. The basin produced on average 18,094 tons / year of liquid discharge of solids. The strong relationship ( $r^2 = 0.96$ ) between the inflow (68.9 to 93.9 m<sup>3</sup> / s) and the sediment concentration demonstrate the flow determines the sediment transport and sediment production in the Correntes river. The forest classes ( $r = 0.98$  and  $p = 0.002$ ) and inland waters ( $r = 0.88$  and  $p = 0.03$ ) were correlated with the sediment loading that commit oneself to reservoir. The decrease of the forests (reduction of 20%) may have had an effect on the sediment load carried to the reservoir. The Correntes river was characterized by high luminosity, reduced concentration of nutrients, chlorophyll and phytoplankton biomass (0.41 to 1.31 mm<sup>3</sup>L<sup>-1</sup>). There were two environmental conditions: the first is in the upstream currents (COR1) and downstream of reservoir (COR 6, 7 and 8) with the occurrence of the functional groups Na, N and Y, classifying the water quality from good to excellent; The second region, the body of the reservoir was formed by the groups Na, P and MP (COR 2), next to the dam by Na and P (COR 3), followed by the groups J, Na and X1 (COR4) and by Na, P And S1 (COR5), with water quality swinging from tolerable to medium. The final analysis of the data to identify the effects of the uses and operation of the reservoir identified a decrease in turbidity, phosphorus and total sulfur of the water in relation to natural control point, so no effect was verified on the phytoplankton biomass or on the functional groups. Soil uses are influencing sediment production and water quality when it comes to phosphorus retention and sedimentation, but they were not sufficient to change the biological component since the dominant functional groups were common in the different regions analyzed in the River Currents.

**Key Words:** Use soil, Geotechnology, Bioindicator, Index Q, Hydroelectric reservoir.

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO .....	17
2. JUSTIFICATIVA .....	20
3. OBJETIVO GERAL .....	22
Objetivos Específicos .....	22
4. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICO-METODOLÓGICO .....	22
4.1. Efeitos das barragens no Pantanal .....	22
4.2. Análise cienciométrica do uso de bioindicadores na avaliação da qualidade da água .....	24
4.3. Uso de geotecnologias para o mapeamento do uso do solo e qualidade da água em reservatórios hidrelétricos .....	25
4.4. O uso de bioindicadores e aplicação do índice Q para avaliação da qualidade da água em reservatórios hidrelétricos .....	28
5. METODOLOGIA .....	33
5.1. Caracterização da área de estudo .....	33
Tabela 1 - Parâmetros descritores da qualidade da água no rio Correntes, antes e depois da formação do reservatório de Ponte de Pedra (média $\pm$ desvio padrão). Fonte: Fantin-Cruz (2012). .....	36
5.2. Cienciométrica .....	36
5.3. Geotecnologias aplicadas ao estudo de reservatórios de hidrelétricas .....	37
5.3.1. Extração da rede de drenagem, delimitação da bacia e elevação do terreno .....	37
5.3.2. Mapeamento do uso do solo da bacia do rio Correntes .....	39
5.3.3. Cálculo da descarga de sólidos totais no rio Correntes .....	41
5.4. Análise dos grupos funcionais e da qualidade da água .....	42
5.4.1. Análise estatística dos grupos funcionais .....	43
5.4.2. Cálculo da taxa de variação da magnitude dos efeitos da operação do reservatório da usina Ponte de Pedra .....	44
6. RESULTADOS E DISCUSSÕES .....	45
6.1. Análise cienciométrica sobre o uso de bioindicadores para avaliação da qualidade da água em reservatórios e suas relações com uso e ocupação do solo .....	45
6.2. Caracterização física da bacia do rio Correntes .....	51
6.3. Uso e ocupação do solo da bacia do rio Correntes .....	54
6.3.1. Produção da carga de sedimentos e sua relação com uso do solo na bacia do rio Correntes .....	69
6.4. Grupos bioindicadores para avaliação da qualidade da água do rio Correntes .....	73
6.4.1. Caracterização da comunidade fitoplancônica .....	73
6.4.3. Grupos funcionais e o índice Q como indicadores da qualidade da água .....	76

6.4.4. Avaliação da taxa de variação da qualidade da água e análise de redundância .....	84
7. CONCLUSÃO .....	87
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	88

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa de localização das principais subbacias da Bacia do Alto Paraguai, com destaque na cor verde escuro Itiquira (Planalto) / Correntes (MT e MS). Fonte: ANA/IMAP/SEMA/PCBAP (2003) .....	35
Figura 2 – Mapa de localização do reservatório da Usina Ponte de Pedra e sub bacia de drenagem do rio Correntes (MT/MS), em destaque os pontos de coleta.	35
Figura 3 – Fluxograma das rotinas para extração e delimitação da rede de drenagem da bacia do Rio Correntes.....	37
Figura 4 – Descrição da frequência de publicações na escala temporal para os três termos conjugados na pesquisa.....	46
Figura 5 – Total de periódicos científicos com publicações para os três termos conjugado junto a plataforma Scopus até fevereiro de 2016.....	48
Figura 6 – Numero de publicações por países para os três termos conjugados até fevereiro de 2016. ....	49
Figura 7 – Mapa de declividade da bacia do rio Correntes e sua rede de drenagem com destaque da zona de transição do planalto com a planície a oeste da bacia.....	53
Figura 8 – Mapa representando os limites do planalto com a planície de inundação do Pantanal nos limites da bacia do rio Correntes.....	53
Figura 9 – Contribuição (%) das classes de uso do solo da bacia do rio Correntes e áreas em hectares para cada classe (km <sup>2</sup> ) em quadrados fluentes nas barras .....	56
Figura 10 - Mapa de uso do solo na bacia do rio Correntes para a data de 05 de outubro de 2000, destacando a classe de águas sem a presença do reservatório da usina Ponte de Pedra.....	57
Figura 11 - Mapa de uso do solo na bacia do rio Correntes para a data de 24 de maio de 2006, após o enchimento do reservatório da usina Ponte de Pedra alterando a classe de águas continentais.....	58
Figura 12 – Mapa de uso do solo na bacia do Rio Correntes para a data de 11 de setembro de 2007, com a predominância da classe de agricultura e diminuição dos fragmentos da classe de floresta.....	59
Figura 13 – Mapa de uso do solo na bacia do Rio Correntes para a data de 12 de agosto de 2008, destacando o domínio da classe de agricultura no planalto com fragmentos da classe de áreas descobertas.....	60
Figura 14 – Mapa de uso do solo na bacia do Rio Correntes para a data 28 de maio de 2009, verificamos o domínio da classe de áreas descobertas no entrono do reservatório.....	61
Figura 15 – Mapa de uso do solo na bacia do Rio Correntes para data de 06 de maio de 2010, destacando o grande predomínio da classe de agricultura em toda a bacia.....	62
Figura 16 - Mapa do uso da terra na bacia do Rio Correntes para data de 17 de maio de 2011, ressaltando os fragmentos da classe de pastagem no planalto.....	64
Figura 17 - Mapa do uso da terra na bacia do Rio Correntes para data de 16 de agosto de 2015, o predomínio da classe de áreas descobertas em todo o planalto da bacia e o aumento dos fragmentos da classe de floresta.....	64
Figura 18 – Mosaico do mapeamento de uso do solo no entorno do rio Correntes na área do buffer no reservatório da usina Ponte de Pedra.....	66
Figura 19 – Carta Imagem destacando áreas declaradas como de preservação	

permanente no cadastro ambiental rural (realizado em março de 2016), porém ainda com faixas degradadas.....	67
Figura 20 – Produção de sedimentos para a série temporal (2006 a 2011) do rio Correntes, em relação ao ponto de controle natural COR 1.....	69
Figura 21 – Descarga líquida de sólidos para a série temporal (2006 a 2011) do rio Correntes, em relação ao ponto de controle natural COR 1.....	70
Figura 22– Regressão linear entre descarga líquida de sólidos (Qst entrada) em relação a vazão afluyente ao reservatório Ponte de Pedra para a série temporal do presente estudo.....	71
Figura 23– Curva chave da relação da carga de sedimentos com o percentual de uso do solo por águas continentais na bacia do rio Correntes.....	72
Figura 24– Curva chave da relação da carga de sedimentos com o percentual de uso do solo por floresta na bacia do rio Correntes.....	73
Figura 25 – Valores de biomassa total (quadrados verdes) e porcentagem das classes taxonômicas encontradas nos pontos de coleta do reservatório Ponte de Pedra, destacando a maior presente de Chlorophyceae no ponto COR 4 (barragem da usina).....	75
Figura 26 – Descrição das porcentagens dos grupos funcionais GFR, nos pontos de coletas do rio Correntes e reservatório Ponte de Pedra no período de estudo, tendo a principal contribuição do grupo Na em todos os pontos de coleta e uma formação de ambiente com indicação para mesotrofico no ponto localizado proximo a barragem o COR 4.....	76
Figura 27 - Gráficos dos scores e loading sendo possível visualizar a separação entre as variáveis ambientais filtradas pela PCA para os dois primeiros eixos.....	80
Figura 28 – Classificação do Índice Q por pontos de coleta do rio Correntes e no reservatório da usina Ponte de Pedra (2005-2011), destacando que o ano de início da operação ocorreu em 2005.....	84
Figura 29 – Análise de redundância (RDA) relacionando as variáveis ambientais com as classes de uso do solo da bacia do rio Correntes sobre influência nas variáveis bióticas (grupos funcionais).....	86

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Tabela 1 - Parâmetros descritores da qualidade da água no rio Correntes, antes e depois da formação do reservatório de Ponte de Pedra (média $\pm$ desvio padrão). Fonte: Fantin-Cruz (2012).....	35
Tabela 2 - Valores em km <sup>2</sup> e porcentagens de cada classe de uso do solo na bacia do rio Correntes, em 2000, de 2006 a 2011 e, 2015.....	54
Tabela 3: Média da riqueza (taxa/amostra), diversidade (bits ind <sup>-1</sup> ) e biomassa total (mm <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> ) por estação de coleta amostrada no rio Correntes e reservatório do UHE Ponte de Pedra, no período de 2005 a 2011.....	75
Tabela 4 - Principais espécies do fitoplâncton (contribuição > 5% para o biovolume total por amostra) seus grupos taxonômicos e funcionais no rio Correntes, com base Reynolds et al. (2002), Pádisák et al. (2006) e Pádisák et al. (2009).....	77
Tabela 5 - Variáveis que foram selecionadas na PCA e porcentagem (%) capturada por cada eixo.....	79
Tabela 6 - Taxa de variação dos parâmetros de qualidade de água e biomassa total do fitoplâncton no gradiente longitudinal do rio Correntes, depois da formação do reservatório de Ponte de Pedra (2005-2001).....	84

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA – Agencia Nacional de Águas  
APP – Área de proteção permanente  
ARL – Área de reserva legal  
AU- Áreas úmidas  
CAR – Cadastro Ambiental Rural  
CGH - Centrais Geradoras Hidrelétricas  
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente  
CPP – Centro de Pesquisa do Pantanal  
DBO – Demanda biológica de oxigênio  
DEM – Modelo digital de elevação  
ELOHA - Ecological limits of hydrologic alteration  
GFs – Grupos Funcionais por Reynolds  
GLCF – Global Land Cover Facility  
GPS - Global Positioning System  
IBGE – Instituto brasileiro de geografia e estatística  
INPE – Instituto Nacional pesquisas espaciais  
IPHUFRGS - Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul  
ISODATA - Iterative Self-Organizing Data Analysis Technique  
MBFG – Grupos funcionais proposto por Kruk  
NASA - National Aeronautics and Space Administration  
PCA - Análise de componentes principais  
PCH – Pequenas centrais hidrelétricas  
RAMSAR – Convenção Zonas Úmidas de Importância Internacional  
SICAR – Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural  
SIG – Sistemas de informações geográficas  
SIRGAS - Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas  
SNGRH – Sistema nacional de gerenciamento dos recursos hídricos  
SRTM - Missão Topográfica Radar Shuttle  
TIM - Triangulated Irregular Network  
TNC - The Nature Conservancy  
UFTM – Universidade Federal de Mato Grosso  
UHE – Usinas hidrelétricas  
UHEPP – Usina Hidrelétrica Ponte de Pedra



## 1.INTRODUÇÃO

O rápido crescimento da densidade demográfica em escala global associada à modernização em certas regiões gerou um aumento constante na geração de energia elétrica e abastecimento de água nos centros urbanos. Para atingir este aumento da produção para o consumo tem se exigido a multiplicação da construção de barragens e por consequência a formação dos reservatórios geradores de energia (BARBOSA et al., 2011). A demanda da produção de energia com base nas hidrelétricas no Brasil vem assumindo um papel importante devido ao potencial hídrico nacional. O território brasileiro possui características hídricas abundantes, devido a grande escala de distribuição e também pelas constantes quedas d'água advindo dos diferentes relevos localizados de norte a sul (TUNDISI et al., 2006). Na matriz energética brasileira aproximadamente 85% é produção de energia renovável limpa, sendo expressiva a participação da energia hidráulica, correspondendo 74% do total da disponibilidade interna de energia elétrica em 2010 (MME, 2011). Atualmente há no Brasil 456 unidades em operação de pequenas centrais hidrelétricas (PCHs), 204 unidades usinas hidrelétricas (UHE) e 545 centrais geradoras hidrelétricas (CGH) (ANEEL, 2016).

O Brasil é um país com recursos hídricos abundantes e a expectativa é de que até 2022 a capacidade de geração por fonte hídrica aumente de 85 para 119 GW. A alternativa mais viável para assegurar a expansão desta fonte, e a de menor custo e impacto ambiental, é instalação de usinas hidrelétricas. Com este cenário e a busca por geração de energia elétrica, o aumento da exploração nos recursos hídricos tendem a aumentar nacionalmente (MNE, 2015). Tal fonte considerada limpa e de baixo impacto ambiental vem sendo pesquisada afim de verificar e analisar justamente os reflexos das alterações sob as comunidades biológicas, produção de sedimentos (IBRAIM, retenção de nutrientes (DEBORA, na ictiofauna (MINAS, bem como, no comportamento dos usos do solo no entorno dos reservatórios, e ainda considerando a remoção das pessoas que residiam as áreas alagadas (AUTORES).

Nos rios cujas nascentes estão localizados no planalto a montante da planície de inundação do Pantanal e que drenam estas regiões, as construções de reservatórios destinados à geração de energia elétrica em empreendimentos de pequeno e médio porte tiveram um aumento significativo nos últimos anos, devido ao grande potencial energético a ser explorado, aliado a atual política de incentivos do governo junto à iniciativa privada (FIGUEIREDO; FANTIN-CRUZ, 2012). Desta forma, vem atraindo a atenção de empreendedores, bem como do Ministério de Minas e Energia e da Agência Nacional de Águas (ANA) em função de seus impactos na alteração sazonal das águas dos rios barrados na borda do planalto com a planície.

Os estudos sobre as características quantitativas e qualitativas da água são relevantes para indicar o estágio de conservação ou da degradação de um corpo hídrico, podendo desta forma delimitar ações dos órgãos públicos gestores/reguladores (SOUZA et al., 2015) principalmente nos rios que possuem barragens e reservatórios hidrelétricos.

Referente aos processos de interação do ambiente terrestre e aquático faz-se necessário o conhecimento sobre o uso e cobertura do solo e as respectivas implicações nas características das variáveis limnológicas dos reservatórios artificiais (KAISER et al., 2015). Uma ferramenta que vem sendo muito utilizada na identificação destes efeitos em virtude do grande número de variáveis e o tamanho das áreas abrangidas pelos estudos, são os sistemas de informações geográficas (SIG). Sendo o recurso importante para a aquisição, manuseio e integração das bases de dados tanto de natureza espacial ou não, atuando na coleta e no tratamento da informação espacial, no desenvolvimento de novos sistemas, aplicações e novas metodologias de pesquisas (PRADO et al., 2005). Tal recurso se tornou uma ferramenta amplamente utilizada e muito precisa para o desenvolvimento de pesquisas visando a utilização de imagens orbitais e suborbitais para gerar resultados como: mapeamento de usos do solo e cobertura vegetal, identificação da qualidade de massas de águas continentais, espacialização de balanços hídricos, estudos de vulnerabilidade do solo, identificação de concentrações de nutrientes em corpos hídricos, extração de redes de drenagem e delimitações de bacias hidrográficas.

Destaque deve ser dado ao mapeamento dos usos do solo utilizado como ferramenta de identificação das práticas de atividades realizadas na área de interesse, tendo em vista estabelecer a influência destes na qualidade ambiental dos ecossistemas. Sabe-se que as atividades antropogênicas são intensas nas bacias hidrográficas, fato que ocorre no entorno de reservatórios hidrelétricos, com plantio de monoculturas e pastagem para gado de corte.

A partir do estudo do mapeamento de uso do solo os resultados podem subsidiar o planejamento territorial e tomadas de decisões governamentais para autorização, principalmente, de licenças de instalação de grandes e pequenos empreendimentos hidroelétricos (acima de 30MW). Para se instalar uma central hidrelétrica ocorre o processo de modificação do espaço terrestre e aquático, sofrendo alterações tanto no entorno do empreendimento quanto nas áreas a jusante da barragem (ALBUQUERQUE FILHO et al., 2010). Os autores descrevem que as modificações no regime hidrológico após a construção da barragem serão significativas, considerando sua área de inundação e a nova largura da lâmina d'água do reservatório.

O tipo do gerenciamento tradicional de reservatórios e os usos praticados no entorno constantemente levam à alterações expressivas no regime de escoamento natural que por sua vez apresentam inesperadas consequências para os ecossistemas aquáticos (BABEL et al., 2012). Tais consequências podem ser negativas e interferir diretamente na manutenção do regime hidrológico natural de uma bacia, que é a força motriz primária nos ecossistemas aquáticos fluviais (BUNN; ARTHINGTON, 2002). O estudo da variação espaço-temporal da composição da água se torna imprescindível para melhor compreensão da dinâmica do reservatório no que tange o deslocamento das substâncias transportadas em suspensão ou dissolvidas, bem como da comunidade aquática (KAISER et al., 2015).

Tais modificações interferem no regime de inundações a jusante dos reservatórios (POFF et al., 2010), devido aos obstáculos físicos, principalmente quando localizadas em regiões de planalto. Potencializando graves consequências ecológicas como a perda por fragmentação de habitats, a dessincronização dos ciclos de vida, perda de conectividade rio-planície de inundação, possíveis invasões de espécies exóticas, e afetam a qualidade da água (GRILL et al., 2015). O conjunto destas modificações pode resultar na perda de biodiversidade, bem como, dos serviços ambientais que o rio proporciona na bacia hidrográfica a qual pertence e até mesmo afetar a produção de energia elétrica.

No ambiente aquático as modificações são percebidas principalmente nas comunidades biológicas na base da cadeia alimentar, que podem ser utilizadas como uma ferramenta para estabelecer a qualidade da água de determinados corpos hídricos através da classificação de seus grupos funcionais fitoplancctônicos. A utilização de tais comunidades é também conhecida como bioindicadores ou biomonitoramento na caracterização de reservatórios e se justifica pelo fato de serem abundantes em qualquer tipo de ambiente aquático que propicie as condições necessárias de sua sobrevivência por sua baixa mobilidade (SILVA et al., 2011), por apresentarem exigências ambientais específicas o que os tornam sensíveis a qualquer variação ambiental. Logo, toda mudança na abundância, diversidade e riqueza desses organismos em escala espacial e temporal são respostas a uma determinada condição ambiental (GOULART; CALLISTO, 2003; RIGOTTI et al., 2016).

Cunha et al. (2013) descreve a relevância da utilização destes grupos funcionais para o gerenciamento dos recursos hídricos em especial reservatórios hidrelétricos. A presença de alguns grupos está inteiramente vinculada ao estado trófico do sistema aquático e a abordagem fitossociológica pode apresentar indicativos do grau de enriquecimento do lago ou reservatório estudado. Estes grupos podem ser selecionados ou excluídos com base em sua característica adaptativa, resistência, e a sensibilidade a diferentes fatores. Esta seleção ocorre

a partir das condições do sistema aquático que irá proporcionar uma dominância de determinadas espécies podendo também diminuir a probabilidade de certo grupo ter maior representatividade (REYNOLDS et al., 2002).

Devido à rica utilização dos bioindicadores como ferramenta na avaliação da qualidade da água, existe uma necessidade crescente dentro da comunidade científica para compreender e prever as respostas dessas comunidades às mudanças das condições ambientais, tais como: aumento das descargas de nutrientes, alterações nos regimes de fluxo e uso do solo devido à pressão antrópica crescente (PAERL; HUISMAN et al., 2009). As modificações descritas podem ser avaliadas principalmente em bacias hidrográficas com crescente utilização dos recursos hídricos para geração de energia elétrica.

Embasado neste contexto, o trabalho pretende ser capaz de analisar como as progressivas modificações nas atividades de uso do solo na interface entre o planalto e a planície de inundação do Pantanal, interferem na carga de sedimentos produzidos na bacia do rio Correntes e na seleção dos grupos funcionais fitoplanctônicos, sendo estes usados para análise do índice de qualidade da água desse sistema. Outro aspecto importante a ser abordado é a análise da magnitude dos efeitos da operação do reservatório nas alterações dos indicadores ecológicos e das variáveis abióticas, levando em consideração que a construção e a operação do reservatório da Usina Hidrelétrica Ponte de Pedra estão entre os usos do solo da bacia do rio Correntes.

## **2.JUSTIFICATIVA**

Diversas hidrelétricas de menor capacidade de geração são muitas vezes implantadas como uma alternativa para produção hidrelétrica por ter menor impacto ambiental e maior aceitação social do que as barragens convencionais de grande porte, nas quais ocorrem a formação de grandes reservatórios, enquanto que as de menor capacidade tem formação de reservatório em formato fio d'água. Estas oferecem relativa estabilidade ao curso d'água alterando pouco os níveis de água e desvio de uma parte do fluxo do rio que atravessa as turbinas. Um grande número de instalações deste formato vem sendo construída em rios do Brasil, utilizando-se do argumento de que as menores causam menor impacto ao ambiente durante a instalação e na fase de operação do reservatório. Enquanto os efeitos ambientais de grandes barragens são bem conhecidos, as barragens menores têm sido minimamente estudadas (FANTIN-CRUZ et al., 2015).

Entre as atividades modificadores do meio ambiente, na definição do CONAMA nº 1 (23/09/1986), estão as obras de construção civil, entre elas, a construção de usinas hidrelétricas (UHE) e pequenas centrais hidrelétricas (PCHs) as quais são causadoras de impactos ambientais. Dessa forma, a legislação confere o impacto ambiental a implantação e operação de empreendimentos hidrelétricos, no entanto, devido à busca por energia elétrica nos últimos anos a concentração de usinas cresce exponencialmente em território nacional. Esse crescimento ocorre mesmo causando alterações nas comunidades biológicas, parâmetros químicos e físicos da água, na fauna e flora e nas populações que são retiradas de suas propriedades. Apesar disso, está em tramitação no cenário nacional a proposta de emenda constitucional nº 65/2012 que estabelece o Estudo de Impacto Ambiental convertido para a licença total do empreendimento, eliminando todo o processo de licenciamento (Licença Instalação, Licença Operação), audiências públicas e coloca o estudo como imutável, rebaixando o sistema de licenciamento para a categoria de um ordinário protocolo, ou seja, descaracterizando os impactos ambientais ocasionados pela presença de empreendimentos como hidrelétricas.

Sabe-se que a formação de reservatórios altera a qualidade e a quantidade da água de montante e jusante do empreendimento (CRUZ et al., 2012). No Pantanal, uma região que vem sendo impactada por um número cada vez maior de reservatórios com pequena capacidade de regularização, levanta-se questionamentos sobre seus possíveis efeitos no funcionamento da planície de inundação (FANTIN-CRUZ, 2012), gerando demanda de estudos acerca dos reais impactos do funcionamento destes empreendimentos.

O Pantanal e seu entorno ainda não foram compreendidos sob uma abordagem ecológica mais ampla e o avanço dos impactos ambientais sobre essa região atrelados a carência de informações, reforça a necessidade de maiores investigações acerca dos processos direcionadores do funcionamento dos ecossistemas. Assim, uma análise para verificar as implicações dos usos do solo e da água na borda do Pantanal pode contribuir para o avanço das discussões acerca da magnitude dos efeitos dos usos antrópicos sobre a composição da biodiversidade e estrutura das comunidades aquáticas.

O conhecimento da variabilidade espaço-temporal e influência do planalto e usos do solo no entorno do reservatório da Usina Hidrelétrica Ponte de Pedra irá fornecer informações para a compreensão dos processos hidrológicos e ecológicos, ferramenta fundamental em ações de restauração, conservação e gestão de planícies de inundação. Dentro desta perspectiva, esta pesquisa dará valiosas contribuições aos trabalhos já que até então, a maioria

tem utilizado como fonte bibliográfica modelos ecológicos adaptados de outras regiões, os quais nem sempre representam a realidade dos processos locais.

### **3.OBJETIVO GERAL**

Relacionar os usos do solo com a produção de sedimento e com a seleção dos grupos funcionais fitoplanctônicos, usados para o cálculo da qualidade da água do rio Correntes, formador do reservatório da Usina Hidrelétrica Ponte de Pedra, localizada no planalto adjacente ao Pantanal.

#### **Objetivos Específicos**

- ✓ Realizar uma análise cienciométrica a fim de obter um panorama atual das pesquisas ligadas ao uso de bioindicadores para avaliação da qualidade da água em reservatórios de hidrelétricas e suas relações com uso e ocupação do solo na bacia de contribuição;
- ✓ Estabelecer a rede de drenagem e os limites físicos da bacia do rio Correntes partir de um banco de dados geográfico e biológico criado para agregar os dados produzidos pelo estudo;
- ✓ Mapear temporalmente o uso do solo da bacia do rio Correntes e no entorno do reservatório da UHE Ponte de Pedra para analisar as modificações nas distribuições das classes de uso do solo;
- ✓ Calcular a carga de sedimentos na bacia do rio Correntes para correlacionar os valores das classes de uso do solo com a produção de sedimentos;
- ✓ Estabelecer os grupos funcionais do fitoplâncton e calcular do Índice Ecológico de Qualidade da Água do rio Correntes;
- ✓ Calcular a taxa de variação visando identificar a magnitude dos efeitos da operação do reservatório sobre os grupos funcionais do fitoplâncton e variáveis abióticas.

### **4.FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICO-METODOLÓGICO**

#### **4.1. Efeitos das barragens no Pantanal**

As áreas úmidas do Pantanal se localizam em uma extensa e rasa depressão no centro do continente sul-americano, na Bacia do Alto Paraguai, ao sul da Bacia Amazônica e a leste

dos Andes. Anualmente, o Alto rio Paraguai e seus afluentes transbordam e inundam sazonalmente uma área de mais de 150.000 km<sup>2</sup> (GIRARD, 2002).

O Brasil assinou a Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional (RAMSAR, promulgada pelo Decreto nº 1.905, de 16 de maio de 1996), que pressupõe uma política nacional para a gestão inteligente (*wise management*) e proteção das Áreas Úmidas (AUs) e sua biodiversidade. Ainda não foram mapeados os exatos sítios de AUs para todas as regiões brasileiras, por falta de critérios para sua definição e delimitação. Entretanto, estima-se que cerca de 20% do total do território do país pode ser considerado AUs (JUNK et al., 2011).

Os principais serviços proporcionados pelas áreas úmidas discutidas por Cunha et al. (2015), são: estocagem periódica da água e a sua lenta devolução para os igarapés, córregos e rios conectados, amortizando assim, as flutuações do nível da água e o perigo de enchentes ou secas catastróficas; recarga dos aquíferos e do lençol freático; retenção de sedimentos; purificação da água; fornecimento de água limpa; dessedentação de animais silvestres e domésticos; irrigação da lavoura; regulação do microclima; manutenção da biodiversidade; estocagem de carbono orgânico; moradia para populações tradicionais; fornecimento de produtos madeireiros e não madeireiros (fibras, plantas medicinais, frutas, etc.), pescado, produtos agrários e de pecuária.

Mesmo com as políticas públicas existentes através desse acordo, a WCD (2000) destaca a preocupação com as relações dos impactos ecológicos cumulativos causados por muitas barragens ao longo do mesmo curso d'água ou na mesma bacia hidrográfica dentro destas áreas. Para Girard (2002) a principal função ecológica do Pantanal é o pulso das cheias e, as intervenções humanas que oferecem risco a este regime, estão ocorrendo de forma naturalista sem considerar os riscos, além disso, ainda não se conhece até onde o ecossistema pantaneiro suportará as modificações do seu fluxo e regime.

O estudo de Souza Filho (2013) tratou dos efeitos cumulativos das barragens na bacia do rio Paraguai. Durante a fase de levantamento de dados descreveu a existência de empreendimentos em operação ou em processo de inventário na área, computando 10 termoelétricas em funcionamento, 13 usinas hidrelétricas, 109 centrais hidrelétricas todas instaladas em área de planalto. Segundo este autor, as barragens controlam perto de 44% da descarga fluvial afluyente da área de planalto, 40% da vazão afluyente ao Pantanal e 38% da vazão defluyente da planície pantaneira. Este conjunto de empreendimentos poderá reter até 66% da carga detrítica transportada pelos rios com barragens, o que equivale a cerca de 52% da carga afluyente ao Pantanal. Concluindo que a alteração no regime das águas em uma das

maiores planícies inundáveis do planeta, bem como a elevada carga de sedimentos transportados, implicará em breve na alteração direta da biota dos rios desta bacia.

A magnitude dos impactos causados pela implantação de empreendimentos hidrelétricos, de maneira geral, está diretamente associada ao porte do projeto (DZEDZEJ et al., 2011). Estes autores destacam que este tipo de produção energética é considerado de uso racional e sustentável dos recursos hídricos, mas para que seja dessa forma, é necessário abarcar as questões ambientais desde o início do projeto, passando pela etapa de implantação e perdurando ao longo da vida útil da central, de forma a minimizar os impactos negativos e maximizar os positivos.

Toda a importância do Pantanal brasileiro como planície inundável, seus serviços socioambientais, sua fauna e flora estão sendo ameaçados com a implementação das barragens e por seus efeitos cumulativos. Mesmo com a Lei nº 9.433/97, estabelecendo a exigência de uma gestão sistemática dos recursos hídricos, “sem dissociação dos aspectos de quantidade e qualidade”, entre suas diretrizes gerais de ação (art. 3º, I), se mostra sucinta para garantir o regime hidrológico, no caso do Pantanal, o pulso de inundação, ou seja, os empreendedores liberam a vazão dos reservatórios hidrelétricos sem nenhuma consideração com o regime natural das águas na planície inundável, o que pode impactar a fauna, ictiofauna e também atividades econômicas a jusante das barragens.

#### **4.2. Análise cienciométrica do uso de bioindicadores na avaliação da qualidade da água**

A cienciométrica permite estudar os aspectos quantitativos e o estado da Ciência e Tecnologia à luz de uma disciplina multidisciplinar, sendo um segmento da sociologia da ciência aplicada ao desenvolvimento de políticas científicas (BIANCHI et al., 2015). É caracterizada como a pesquisa quantitativa da produção científica. Ela permite compreender melhor a amplitude e a natureza das atividades de pesquisa desenvolvidas nas diferentes áreas do conhecimento de diversos países, instituições e pesquisadores avaliando as tendências da produção científica (BITTENCOURT; PAULA, 2012).

Através destes estudos podemos situar a produção de um país em relação ao mundo, de uma instituição em relação ao seu país e até mesmo, cientistas em relação as suas próprias comunidades (PIZZANI et al., 2008). Neste sentido, realizar uma análise com foco no levantamento de estudos ligados ao uso de bioindicadores para avaliação da qualidade da água em reservatórios hidrelétricos e suas relações com uso e ocupação do solo na bacia de



contribuição, se torna fundamental com compreensão do estado atual dos estudos realizados neste campo.

### **4.3. Uso de geotecnologias para o mapeamento do uso do solo e qualidade da água em reservatórios hidrelétricos**

As geotecnologias ou geoprocessamentos são um conjunto de procedimentos, técnicas e produtos destinados à coleta e ao tratamento de informações espaciais. Sendo um termo relativamente recente na Geografia que contempla diversas áreas do conhecimento, tais como: o sensoriamento remoto, a cartografia digital, os sistemas de informação geográfica, os sistemas de posicionamento global via satélite, a topografia, entre outras (BACANI; LUCHIARI, 2014).

O mapeamento do uso do solo caracteriza a distribuição geográfica da tipologia do uso por meio de padrões homogêneos da cobertura terrestre, tais informações são imprescindíveis aos estudos ambientais por harmonizar a visão do conjunto dos usos e revestimento do solo, garantindo as pesquisas dos processos e a verificação das alterações ocorrentes das atividades humanas no meio ambiente (ANDRADE et al., 2015). A transformação dos ambientes naturais em áreas de cultivo, principalmente monoculturas, sem dúvida uma das principais intervenções do homem no meio ambiente (SILVA, 2009). As informações da caracterização do uso e cobertura do solo do entorno de cursos d'água possibilita identificar as relações de intercâmbio do ambiente terrestre para o aquático (KAUFMAN et al., 2014). Ainda para estes autores, os parâmetros físicos, químicos e as estruturas das comunidades biológicas associados ao mapeamento dos usos, facilitam as avaliações ecológicas das condições e ações para a reabilitação e conservação dos ecossistemas aquáticos.

Estabelecer estas informações em escala temporal é particularmente relevante em bacias hidrográficas com presença de usinas hidrelétricas, assim Macedo et al. (2012) descreve que ao propiciar dados históricos do mapeamento de uso do solo do período anterior à construção da barragem durante a construção e na fase de operação, é possível estabelecer as modificações sofridas pelo ambiente.

O uso e a cobertura do solo com predominância de atividades antrópicas, muitas vezes, para fins econômicos regionais ou nacionais nas bacias hidrográficas, provocam as alterações das condições anteriormente naturais da superfície do solo. Tundisi (2010) descreve que tais modificações da estrutura e da composição da terra podem levar à mudanças

expressivas na qualidade das águas em função do escoamento das águas pluviais e fluviais, podendo gerar, a toxicidade e a eutrofização da água nos ambientes aquáticos, que demonstra relação direta com a redução da cobertura vegetal nativa substituída por estruturas de construção civil, prática de agricultura e pecuária.

A implementação de um reservatório gera grandes perturbações na dinâmica fluvial, alterando o ciclo natural do rio, interferindo no processo de transporte e deposição de sedimentos (STEVAUX et al., 2009) e na qualidade da água. A mitigação dos impactos e a preservação da qualidade e dos usos múltiplos de um reservatório estão submetidos a um manejo integrado com conhecimento profundo de todo o sistema, incluindo informações sobre o uso do solo em seu entorno (SILVA, 2009).

Como forma de uma análise prática e precisa de tais perturbações sobre os recursos naturais, Ribeiro e Lima (2014) descrevem o uso de ferramentas capazes de manuseio com grande quantidade de volume de dados e com informações confiáveis e objetivas gerando simultaneamente resultados precisos a partir do banco de dados gerado. Baseado em estudos sobre a qualidade da água, as técnicas ligadas ao geoprocessamento como o Sensoriamento Remoto Orbital podem ser utilizadas no mapeamento do uso e ocupação de solos, por fornecer informações sistematizadas e ferramentas que proporcionam o reconhecimento detalhado da área de estudo, possibilitando o processamento e a análise conjunta de uma grande quantidade de informação por meio dos Sistemas de Informação Geográfica (SIGs) (POLETO et al., 2010). Estes autores destacam ainda que as variáveis ambientais geram extensos bancos de dados tornando a interpretação mais complexa. Assim, métodos estatísticos multivariados passam a fazer parte do estudo para garantir a ordenação das variáveis de acordo com as características e suas interpretações concomitantemente.

Tais informações podem ser produzidas a partir dos sistemas e tecnologias de informação sendo que seu crescente desenvolvimento proporcionou avanços nas últimas décadas em todas as áreas do conhecimento, além de ampliar as possibilidades e aumentar as áreas de estudos gerando resultados em um tempo mais reduzido. Santos et al. (2011) descrevem que esta tecnologia serve como meio de análise e interpretação do espaço e sua relação com o meio ambiente e com a sociedade.

Ter conhecimento das formas de ocupação do espaço utilizando as ferramentas de geoprocessamento proporciona um resultado rápido e com precisão alta afim de ser utilizada no planejamento e legisladores, legisladores planejem visto que, os direcionam para selecionarem (DE PAULA et al., 2012). Assim, a aplicação de técnicas de sensoriamento remoto pode auxiliar na superação da limitação espaço-temporal dos métodos tradicionais “*in*

*situ*” uma vez que adquire informações necessárias em diferentes escalas permitindo a análise estrutural de ecossistemas aquáticos (ALCÂNTARA et al., 2011; PINTO et al., 2014).

Conforme Andrade et al. (2015), alguns estudos sobre uso da terra, oriundos da demanda de grandes empreendimentos, como por exemplo, hidrelétricas e rodovias, são instrumentos importantíssimos para planos de bacias, parcelamento do solo, transporte, drenagem, habitação, conservação de unidades, na construção de indicadores ambientais aplicados à avaliação de impacto ambiental, identificar as atividades urbanas, industriais, exploração agropecuária, extrativismo mineral, silvicultura, e especialmente os usos dos corpos d’água.

No Brasil, trabalhos utilizando os SIGs como ferramenta aplicada a corpos de água continentais têm sido desenvolvidos demonstrando grande potencial para mapear a composição das águas associados ao uso e cobertura do solo. Neste contexto, Viana et al. (2013) estudam o uso do solo na área de influência da usina hidrelétrica Nova Ponte, Minas Gerais, e constatou-se que as águas do reservatório sofrem alterações de acordo com as atividades praticadas. A análise da qualidade da água demonstrou vínculo com as atividades de uso e ocupação do solo por terem concentrações elevadas de fósforo, nitrato e coliformes, que são indicadores de atividades agrícolas e de pastagem, predominantes na bacia. As análises a partir do monitoramento da qualidade da água juntamente com o mapeamento do uso do solo aliados com os SIGs foram relevantes, por servirem como suporte para a definição da delimitação da área de influência do reservatório. Esta pesquisa descreve a importância do estudo da qualidade da água vinculado ao uso e ocupação do solo, de modo a proporcionar melhor compreensão e análise do universo de estudo.

Silveira et al. (2014) para investigar e analisar as mudanças que ocorreram na organização espacial no reservatório das Usinas Hidrelétricas de Passo Relá e Dona Francisca, utilizaram ferramentas dos SIGs para mapear o uso e cobertura da terra. Rekowsky (2011) estudou as possíveis relações entre o uso do solo na bacia de contribuição e a qualidade da água no reservatório da PCH Buricá no Rio Grande do Sul. Assim, com a utilização dos SIGs para o mapeamento de uso e ocupação, os dados agropecuários e de população mostraram que a bacia de contribuição é predominantemente agrícola e o reservatório tem elevado potencial de eutrofização.

Frascarelli et al. (2015) analisaram a heterogeneidade espacial e sazonal no entorno do reservatório de Itupararanga a partir da qualidade de suas águas e usos do solo. Verificaram que o processo de eutrofização artificial pode gerar perdas econômicas e sociais ao ambiente, podendo afetar diretamente todas as comunidades biológicas e também a saúde humana.

Santos et al. (2013) a partir de imagens orbitais realizaram estudos no reservatório de Manso (MT) durante as fases de enchimento a fim de identificar a relação entre os valores de nutrientes da água e o mapeamento de uso e ocupação do solo da bacia existente antes da construção da hidrelétrica. Verificaram que a decomposição da fitomassa inundada pelo processo de enchimento do reservatório influenciou na variação temporal-espacial das concentrações de nitrogênio e fósforo no lago.

A aplicação de modelagem e geotecnologias para avaliação e quantificação do processo de assoreamento do reservatório hidrelétrico da PCH Costa Rica foi realizada por Catelani (2015) que considerou o uso de geotecnologias como uma ferramenta eficiente na avaliação e quantificação do potencial de perdas do solo e da contribuição para o assoreamento do empreendimento, mesmo com escassez de dados históricos, evidenciando a vulnerabilidade natural do meio físico aos processos erosivos laminares e lineares na bacia hidrográfica do reservatório estudado.

#### **4.4. O uso de bioindicadores e aplicação do índice Q para avaliação da qualidade da água em reservatórios hidrelétricos**

O reservatório da UHE Ponte de Pedra é considerado de usos múltiplos por ter atividades como aquicultura, lazer no Balneário Municipal de Sonora (Mato Grosso do Sul) para uso público, e produção de energia elétrica (TRACTBEL, 2010). Considerando a existência de múltiplos usos para os reservatórios hidrelétricos, a qualidade da água pode ficar comprometida já que pode ser modificada tanto por eventos naturais, levando os ecossistemas aquáticos a congregarem diferentes substâncias sem interferência antrópica, quanto por materiais lançados nos corpos hídricos a partir das atividades humanas, ou mesmo pela construção de barragens. De uma forma ou de outra, podem afetar as propriedades da água e por consequência a classificação dos usos destas águas podendo se tornar inapropriadas para uso potável humano (PIMENTA et al., 2009).

Com base em parâmetros biológicos, Yan et al. (2014) destacam o desenvolvimento de pesquisas sobre a estrutura de comunidades que atuam como bioindicadores de qualidade da água, tais como: macroinvertebrados, peixes, macrófitas, fitoplâncton e zooplâncton. Batista (2008) e Ferreira et al. (2011) destacam o fitoplâncton como organismos que reagem a perturbações nos ambientes em que vivem seja de origem natural ou antropogênica e quando

a perturbação é grave, os organismos bioindicadores mais resistentes poderão tornar-se dominantes e os mais sensíveis serão raros ou mesmo inexistentes.

Assim, a comunidade fitoplanctônica representada por microalgas fotossintetizantes de grupos taxonômicos múltiplos, sendo os primeiros níveis dos consumidores, é um elo fundamental na ciclagem de nutrientes e transferência de energia nos ecossistemas aquáticos, inclusive os barrados (ESTEVEZ, 2011). Esses organismos têm como principal característica o curto tempo de geração e as rápidas respostas a alterações ambientais (SILVA, 2013).

De acordo com Reynolds (1988) as condições ambientais direcionam a dinâmica e composição de espécies do fitoplâncton, merecendo evidência a influência de fatores químicos como a abundância de nutrientes disponíveis, físicos, em especial a quantidade de disponibilidade de luz, temperatura e a mistura da água, bem como interações bióticas ou autogênicas.

As comunidades fitoplanctônicas sofrem interferência das condições sazonais do ambiente represado que estão diretamente ligadas com o que acontece no ambiente terrestre no entorno, como por exemplo: as áreas com práticas agrícolas de monoculturas em época da colheita. O solo fica descoberto por vegetação podendo ocorrer o transporte de partículas do solo. Já em época chuvosa pode ocorrer o processo de percolação das águas carregando tanto nutrientes quanto partículas para o ambiente aquático. Essas alterações propiciam um incremento ou diminuição de nutrientes, redução na disponibilidade de luz afetando as diferentes espécies e grupos funcionais do fitoplâncton.

Neste sentido, os bioindicadores são organismos ou comunidades de organismos que produzem alguma resposta a algum tipo de mudança nas condições ambientais, por estarem diretamente ligados com fatores determinantes a sua presença no meio ambiente (NOVO, 2012). Os indivíduos fitoplanctônicos são pertencentes a uma comunidade altamente diversificada (BENINDA et al., 2008), essencial para a água doce junto aos processos ecológicos, sendo a base da grande maioria das teias alimentares em ecossistemas aquáticos (ARRIGO, 2005). Além disso, por seu rápido tempo de geração, são considerados organismos eficientes na resposta às alterações ambientais.

Vários são os atributos fitoplanctônicos que podem ser avaliados, como, abundância, biomassa, riqueza, diversidade, entre outros. Uma forma de investigação do fitoplâncton diz respeito ao uso de um sistema de classificação em grupos funcionais. Estes são definidos como grupos de espécies de origem taxonômica polifilética que tendem a dominar ou co-dominar o fitoplâncton, lagos e reservatórios quando expostos a condições ambientais semelhantes (REYNOLDS et al., 2002).

A classificação do fitoplâncton por grupos funcionais a partir de Reynolds et al. (1980) despertou o interesse da comunidade científica. Esta foi a primeira tentativa de elaboração de um sistema de classificação do fitoplâncton levando em conta às alterações ambientais, tais como: eutrofização, a estratificação ou acesso à quantidade de nutrientes adequados. A abordagem do traço funcional está fortemente vinculada aos processos de aquisição e alocação de energia e matéria, tolerando uma ligação entre ecologia de comunidades e ecossistemas (BRASIL; HUSZAR, 2011). Sendo assim, traço funcional, segundo Violle et al. (2007) diz respeito às características morfológicas, fisiológicas ou fenológicas mensuráveis em relação ao indivíduo, que irá interferir indiretamente na capacidade biológica, no crescimento, reprodução e sobrevivência da comunidade fitoplanctônica.

Nos últimos anos, os estudos com bioindicadores têm sido conduzidos em países como China, os Estados Unidos, o Canadá e a Austrália (SILVA-FAVRETTO et al., 2016). O uso de bioindicadores para a avaliação da qualidade da água nesses países está em estágios mais avançados que o Brasil (HURLEY et al., 2012), devido as especificações que as legislações internacionais exigem. No Brasil, a Política Nacional de Recursos Hídricos Brasileira com a Lei 9.433/97 prevê que a qualidade da água deve ser avaliada com uso de indicadores biológicos, porém, o biomonitoramento de corpos d'água, entre eles os lagos artificiais, ainda não é obrigatório, sendo somente previsto. Os programas de monitoramento de sistemas aquáticos utilizam, primordialmente, variáveis físicas e químicas e menos comumente os dados biológicos (SIQUEIRA, 2010).

Os bioindicadores ambientais podem apresentar quantitativamente as pressões sobre o ambiente estudado e as alterações da qualidade ambiental, baseando-se em padrões de tolerância, densidade, distribuição geográfica e as taxas indicadoras do organismo bioindicador (SOUZA, 2013). Neste sentido, medidas biológicas são sensíveis tanto a estressores múltiplos, quanto relevante e suficientes para indicar e apontar os motivos possíveis das causas das alterações e potenciais deteriorações ambientais e aquáticas (MARTINEZ-CREGO et al., 2010).

No decorrer da década de 1990, existiram avanços relevantes para o desenvolvimento da versão final da abordagem dos grupos funcionais, a partir dos trabalhos de Olrik (1997) *apud* Silva (2013) o qual estudando grupos de espécies encontrados nos lagos da Dinamarca descreveu a existência de diferentes padrões de tamanhos para o fitoplâncton: formas menores dominavam em ambientes oligo-mesotrófico e maiores em eu-hipereutróficos.

O método de classificação de Reynolds (2002) aborda os grupos funcionais de forma a reconhecer associações fitoplanctônicas como unidades funcionais de um sistema

considerando os fatores físicos e o estado trófico do ambiente. Essa sistemática separa os grupos fitoplanctônicos em 31 códons, no qual, cada códon alfanumérico é formado por um grupo que representa o ambiente onde são residentes e que compartilham nichos ecológicos. Um trabalho mais detalhado foi conduzido por Padišák et al. (2009) onde consta descrições de habitats visando facilitar aplicação da classificação dos grupos funcionais em códons alfanuméricos e relata algumas modificações em determinados grupos, totalizando 40 grupos. Existe também outro método de classificação de grupos funcionais proposto por Kruk et al. (2002) que considera excepcionalmente as características morfológicas. Com isto, a comunidade fitoplanctônica é agrupada em sete grupos funcionais baseados na morfologia (MBFG).

Esta classificação dos grupos funcionais tem se tornado fundamental para uma melhor compreensão e descrição dessas comunidades, possibilitando um melhor entendimento da resposta às mudanças nos ecossistemas aquáticos gerados pelas ações antrópicas, evidenciando a tolerância ou a sensibilidade das espécies à variáveis físicas, como a temperatura da água, hidrológicas como a vazão e químicas, como a quantidade de fósforo e nitrogênio no sistema aquático de rios, reservatórios e lagos (CUNHA; CALIJURI, 2011).

Estudos usando a classificação de grupos funcionais já foram realizados em todo território brasileiro em diferentes tipos de ambientes, como lagos rasos de planícies de inundações (LOVERDE-OLIVEIRA; HUSZAR 2007, 2010; LOVERDE-OLIVEIRA, 2015; BOVO-SCOMPARIN, 2013; BORTOLINI et al., 2014 e 2015), em lagoas (BARBOSA et al., 2011), reservatórios (CUNHA; CALIJURI, 2001; RANGEL et al., 2016; SANTOS, 2016) e em rios (SOARES et al. 2007).

Neste contexto, os diferentes tipos de classificações funcionais respondem de forma diferentes para cada ambiente, assim, Bortolini et al. (2014) descrevem que a classificação de grupos funcionais do fitoplâncton proposto por Reynolds et al., (2002) aplicada para analisar a variabilidade do canal lótico do rio Paraná foi menos explicativa do que a classificação pela morfologia (MFG) proposta por Kruk et al., (2009). As mudanças na comunidade em uma escala temporal de longo prazo associadas às características locais e regionais da zona de influência do regime hidrosedimentológico do rio, sugeriram que a variabilidade interanual estava relacionada com a variabilidade ambiental.

Cruz (2011) utilizando os grupos funcionais para avaliar o fitoplâncton, evidenciou que eram formados por grupos típicos de lagos rasos eutróficos, com estreitas relações com as variáveis abióticas, entre as quais, a transparência e o coeficiente de atenuação de luz.

Cunha e Calijuri (2011), no reservatório de Itupararanga (SP), analisaram a influência das condições ambientais sobre a distribuição relativa dos agrupamentos fitoplanctônicos. Eles observaram que os grupos que foram mais bem-sucedidos em relação às características físicas e químicas da água, apresentaram influência principalmente, dos sólidos suspensos totais, da turbidez, pH e da temperatura. Os autores concluem que o uso da abordagem dos grupos funcionais foi eficiente para explicar a dinâmica fitoplanctônica no ambiente de estudo.

Silva (2012) e Santos (2016) chegaram a conclusões parecidas, na qual a abordagem funcional de Reynolds (2002) foi considerada robusta, eficaz e mais rica em detalhes ecológicos do que a classificação taxonômica. Entretanto, essa abordagem é de difícil utilização, devido a necessitar de uma base taxonômica robusta e conhecimento sobre a ecologia de determinadas espécies.

Utilizando a abordagem dos grupos funcionais de Reynolds, foi desenvolvido o Índice Ecológico da Qualidade da Água (Q) por Padisák et al. (2006) para relacionar as associações (códon) presentes em um corpo d'água com o seu estado ecológico, indicando assim a qualidade da água deste ambiente. Tal índice foi desenvolvido com a proposta de ser usado no biomonitoramento de lagos e reservatórios europeus. O índice Q gera uma classificação do estado ecológico do reservatório em categorias de 0-5, sendo: 0-1 (ruim), 1-2 (tolerável), 2-3 (moderado), 3-4 (bom), 4-5 (excelente).

Melo (2012) em estudo realizado na bacia do rio Taperoá no reservatório de Soledade, Taperoá e Panati, aplicou o índice Q para testá-lo como ferramenta de avaliação da qualidade da água. Os valores resultantes do índice apresentaram condições de ruim a médio para os dois primeiros ambientes estudados, porém para o terceiro, foram observadas as categorias tolerável e excelente, validando o índice como um novo passo na avaliação da qualidade da água, especialmente, nos processos de monitoramento, sendo a primeira aplicação na região semiárida brasileira.

Silva e Costa (2015) aplicaram o índice Q como uma ferramenta de avaliação do estado ecológico no reservatório Santa Cruz e Pau de Ferro no estado do Rio Grande do Norte. Assim, a avaliação do estado ecológico a partir do índice Q demonstrou uma alta sensibilidade às mudanças na composição das espécies dos grupos funcionais, apresentando-se sensível às modificações hidrodinâmicas dos reservatórios.

Becker et al. (2009) estudando um reservatório mesoeutrófico no Rio Grande do Sul analisaram a dinâmica dos grupos funcionais e a aplicação do índice do estado ecológico (Q). Nesse caso, o índice ecológico foi eficaz em identificar o estado ecológico do reservatório,



provando ser uma ferramenta promissora nos estudos em ecossistemas subtropicais e tropicais no controle da qualidade da água em reservatórios de hidrelétricas.

No reservatório Armando Ribeiro Gonçalves no Rio Grande do Norte, Vieira et al. (2015) analisaram as condições ambientais durante seca e chuva e posterior aplicação do índice ecológico como forma de avaliação da qualidade da água represada. O resultado do índice indicou um ambiente eutrofizado, demonstrando sensibilidade e gerando uma resposta adequada ao meio ambiente e às alterações na hidrodinâmica desse sistema.

A revisão realizada por Brasil e Huszar (2011), demonstrou que o esquema de classificação proposto por Reynolds et al. (2002) para os sistemas aquáticos brasileiros estudados foi uma ferramenta de grande potencial para avaliar a dinâmica fitoplanctônica nesses sistemas.

## **5.METODOLOGIA**

### **5.1. Caracterização da área de estudo**

A bacia do rio Correntes (Figura 1), objeto deste estudo, pertence à bacia do Alto Paraguai. O rio Correntes percorre o planalto com terras altas (800 metros) na região leste em direção a oeste e adentra na região de planície pantaneira transformando-se em um ambiente lântico e bastante sinuoso. Sua nascente, segundo a SEMA (2005), está localizada entre as serras da Saudade e de Maracaju, à altitude de 750 metros, percorrendo aproximadamente 245 km até sua confluência com o rio Piquiri. Já nesta região existem trechos sem margens definidas, com barrancos altos e bastante assoreados (IMASUL, 2013), possuindo terras com pequena declividade e baixa capacidade de drenagem, sujeitas a inundações periódicas (IMASUL, 2003).

O clima desta região é o tropical úmido classificado como AW por Koppen, tendo como período chuvoso de setembro a março, com maior intensidade entre os meses de novembro e janeiro. As temperaturas médias estão entre 20°C e 24°C, com período seco de três a cinco meses, com a precipitação média anual entre 1.000 a 1.500mm (SEMAG, 2011).

O solo da bacia do rio Correntes em área de planalto é classificado como tipo latossolo vermelho-escuro álico (solo com baixa concentração de nutrientes e elevada saturação por alumínio), entremeado por areais quartzosos álicas, enquanto que na planície, predominam as

áreas quartzosas hidromórficas distróficas (IMAP/MS, 2005). Nesta região a vegetação predominante é o Cerrado, Cerrado Estépico (Pantanal) e encaves com a floresta estacional e, em proporções menores, mantêm-se as áreas de pastagem plantada e várzea. (IMASUL, 2011).

A economia regional está voltada para a agricultura com cultivo de soja, arroz, milho e cana-de-açúcar. Em relação à atividade industrial destaca-se a destilaria de álcool. Além disso, destaca-se o uso da água para a produção de energia elétrica através do barramento e formação do reservatório Ponte Pedra em modelo fio d'água (IMAP/MS, 2005).

O reservatório da Usina Hidrelétrica de Ponte de Pedra, formado pelo represamento do rio Correntes com início em 2002 e término do enchimento em 2005, possui área superficial de 14,5 km<sup>2</sup>, com profundidade máxima de 30 m e profundidade média de 7,6 m (FANTIN-CRUZ, 2012) (Figura 2). Está localizado nas coordenadas 17°13'34.02"S, 53°40'22.12"O e 17°48'33.01"S, 55°09'04.96"O, na divisa dos estados de Mato Grosso (município de Itiquira) e Mato Grosso do Sul (município de Sonora) no extremo leste da bacia do Alto Paraguai, no limite da interface planalto com a planície de inundação do Pantanal Norte.

Os pontos de coleta distribuídos em oito, a denominação foi determinado como uma sílaba com a inicial rio Correntes (COR), sendo o COR 1 em ambiente do rio Correntes a montante da barragem do reservatório, os pontos COR 2, COR 3 e COR 4 dentro do corpo do reservatório destacando que o último se localiza muito próximo da barragem e do canal de adução da usina Ponte de Pedra, os COR 5 e COR 6 encontra-se no trecho de vazão reduzida logo a abaixo da barragem e na área de transição da planície de inundação, o COR 7 já em ambiente lótico novamente a jusante do reservatório e no ponto de devolução da água turbina da usina, quanto ao último ponto de coleta COR 8 se encontra na planície de inundação do Pantanal e no trecho que recebe as águas de um córrego tributário do Rio Correntes.

As características físicas e químicas da qualidade da água do reservatório da usina Ponte de Pedra considerando a fase de enchimento e de operação, descritas por Fantin-Cruz (2012) podem ser verificadas na tabela 1.

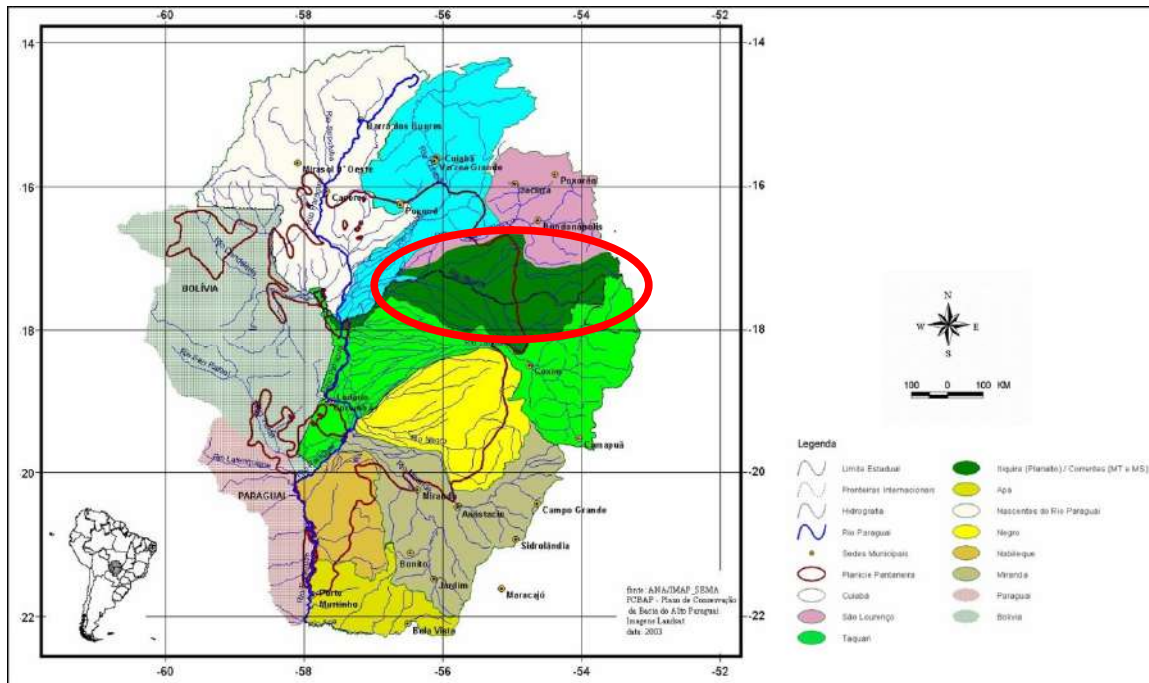


Figura 1 – Mapa de localização das principais sub-bacias da Bacia do Alto Paraguai, com destaque na cor verde escuro o Município de Itiquira (Planalto) / Correntes (MT e MS).  
Fonte: ANA/IMAP/SEMA/PCBAP (2003).

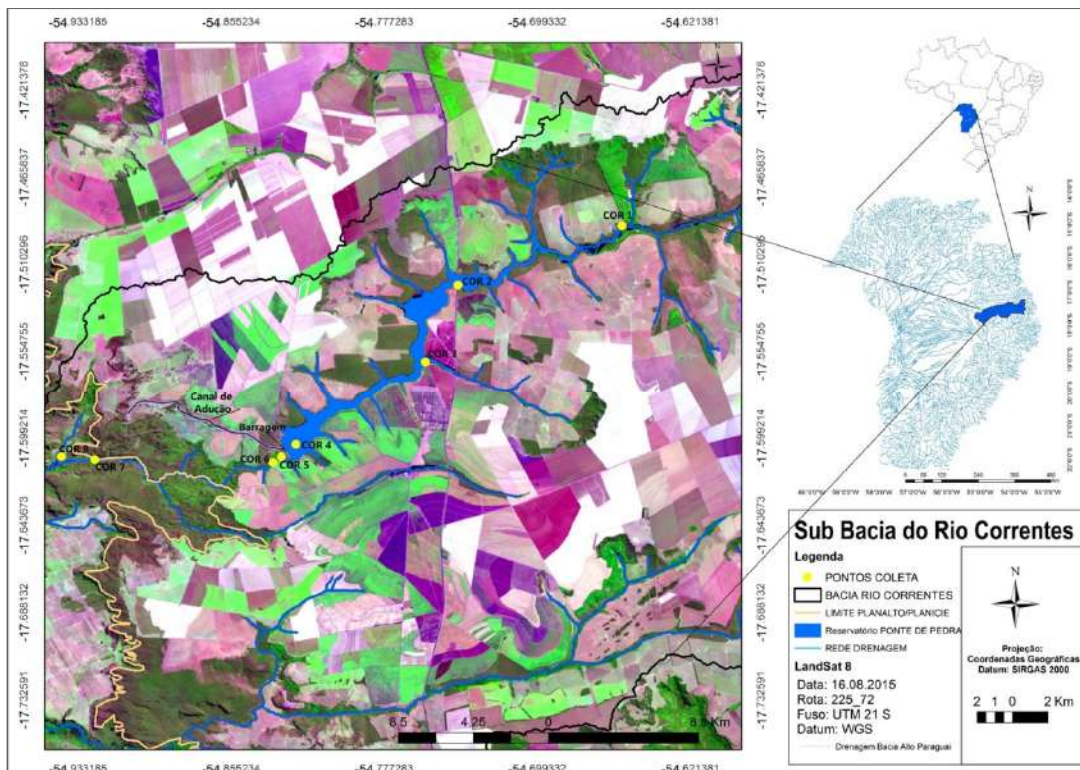


Figura 2 – Carta Imagem de localização do reservatório da Usina Ponte de Pedra e bacia de drenagem do rio Correntes (MT/MS). Os pontos amarelos destacam os pontos de coleta.

Tabela 1 - Parâmetros descritores da qualidade da água no rio Correntes, antes e depois da formação do reservatório de Ponte de Pedra (média  $\pm$  desvio padrão). Fonte: Fantin-Cruz (2012).

Parâmetros	Antes do reservatório	Depois do reservatório
Temperatura da água (°C)	25.6 ( $\pm 0.7$ )	25.9 ( $\pm 0.7$ )
Oxigênio dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )	7.6 ( $\pm 0.4$ )	7.0 ( $\pm 0.6$ )
Condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	3.8 ( $\pm 0.7$ )	3.2 ( $\pm 0.7$ )
pH	6.14 ( $\pm 0.21$ )	6.13 ( $\pm 0.12$ )
Turbidez (NTU)	11 ( $\pm 7$ )	6 ( $\pm 2$ )
Sólidos totais (mg L <sup>-1</sup> )	60 ( $\pm 36$ )	46 ( $\pm 13$ )
Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	0.050 ( $\pm 0.027$ )	0.042 ( $\pm 0.011$ )
Nitrogênio amoniacal (mg L <sup>-1</sup> )	0.017 ( $\pm 0.011$ )	0.022 ( $\pm 0.007$ )
Fósforo totais (mg L <sup>-1</sup> )	0.156 ( $\pm 0.096$ )	0.055 ( $\pm 0.030$ )
Ortofosfato (mg L <sup>-1</sup> )	0.015 ( $\pm 0.003$ )	0.018 ( $\pm 0.010$ )

## 5.2. Cienciometria

A análise cienciométrica foi realizada a partir da base de dados *Scopus*, (<http://www.scopus.com>). Sendo a maior base de dados de resumos e citações e literatura revisada por pares, com ferramentas bibliométricas para acompanhar, analisar e visualizar a pesquisa (Guia de Referência, 2014).

Foi criado o banco de dados com as informações obtidas na plataforma. Os termos de busca adotados foram três conjuntos de palavras sendo: “*Water quality*” in “*reservoirs*” and “*functional groups*”; “*Water quality*” in “*reservoirs*” and “*bioindicator*” e “*Water quality*” in “*reservoirs*” and “*landuse*” entre aspas e na língua inglesa. Após a busca, foram importados os indicadores cienciométricos: número de publicações por ano, países que mais publicaram, periódicos que mais publicaram, fator de impacto dos periódicos. Não foi definido período de pesquisa específico, pois foram contabilizados todos os artigos encontrados sobre o tema pesquisado, sendo que o levantamento foi realizado até fevereiro de 2016.

O fator de impacto de um periódico é determinado pela divisão do número de citações feitas no ano pelo número de artigos publicados nos últimos dois anos (GARFIELD, 1999). Este indicador foi pesquisado no site Web of Science (antes conhecido por Thomson Reuters ISI Web of Knowledge), para os anos de 2014 e 2015. Os que não foram encontrados nesta base foram pesquisados no site BioXBio (<http://www.bioxbio.com>) e também nos sites dos próprios periódicos.

As áreas do conhecimento foram limitadas a: Ciências Ambientais, Ciências Agrárias e Biológicas, Ciências da Terra e Planetárias e Engenharia, direcionando os trabalhos encontrados de acordo com o interesse desta pesquisa.

### **5.3. Geotecnologias aplicadas ao estudo de reservatórios de hidrelétricas**

#### **5.3.1. Extração da rede de drenagem, delimitação da bacia e elevação do terreno**

Para compor o banco de dados geográficos foi realizada a caracterização fisiográfica em três etapas: a primeira foi a extração da rede de drenagem e a delimitação da bacia; a segunda, o mapeamento de elevação do terreno; a terceira etapa o mapeamento do uso da terra entre 2000, 2006 a 2011 e 2015. Os softwares utilizados foram *Terra View 4.2.2*, *Envi 4.7* e *ArcGis 10.2*, padronizados na projeção geográfica SIRGAS 2000. O mapa contendo os limites dos municípios e dos dois estados, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, foram importados da plataforma do IBGE (BRASIL, 2012).

O processo de extração da rede de drenagem do rio Correntes, considerou os principais cursos d'água, conforme Carvalho e Silva (2006). Para a extração da rede de drenagem e a delimitação da bacia foi necessário o uso do Modelo Digital de Elevação (DEM) produzida pelo projeto *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) projeto TOPODATA 30 m (<http://www.dpi.inpe.br/topodata/data/grd/>) desenvolvido pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Estes dados disponibilizados passaram por um processamento computacional para refinamento no tamanho do pixel de 90 para 30m, sendo interpolados pelo método de krigagem (VALERIANO; ROSSETTI, 2010). Para compreender toda a área da bacia do rio Correntes foram utilizados os quadrantes 17S54\_ZN e 17S55\_ZN.

Segundo Miotto (2014) os produtos mais usados e difundidos em meio à comunidade científica e acadêmica são: o SRTM (*Shuttle Radar Topographic Mission*) e o SRTM-4 com 90 metros de pixel (CGIAR-CSI, 2008); o TOPODATA, modelo resultante do refinamento do SRTM original, no qual apresenta resolução espacial de 30 metros e o ASTER GDEM, com 30 metros de pixel. Sendo neste estudo, o produto TOPODATA adotado para execução dos processos de extração da rede de drenagem, delimitação da bacia e mapa hipsométrico do terreno.

Para a extração da rede optou-se por realizar a rotina duas vezes, sendo uma para cada quadrante e, posteriormente, realizar a unificação das redes de drenagem. Através do *plug-in TerraHidro*, o início do procedimento parte do acúmulo de fluxos, o qual representa os

caminhos que originam a rede de drenagem. Após a geração da grade de direção de fluxo *Local Drainage Network* (LDD), e a grade de fluxos acumulados chamada ACM, foi definida a grade de fluxos acumulados utilizando a função “*Extract Drainage*” e estabelecida a rede de drenagem.

Para o procedimento de obtenção do limite da bacia foi necessário identificar o exutório do rio utilizando a função “*create batch points*”. O ponto exutório foi definido no ponto de desague do rio Correntes no Rio Piquiri. Utilizando a função “*Sub-watersheds*” sob os parâmetros direção de drenagem, fluxo de drenagem e exutório, obteve-se o perímetro da bacia hidrográfica (Figura 3).

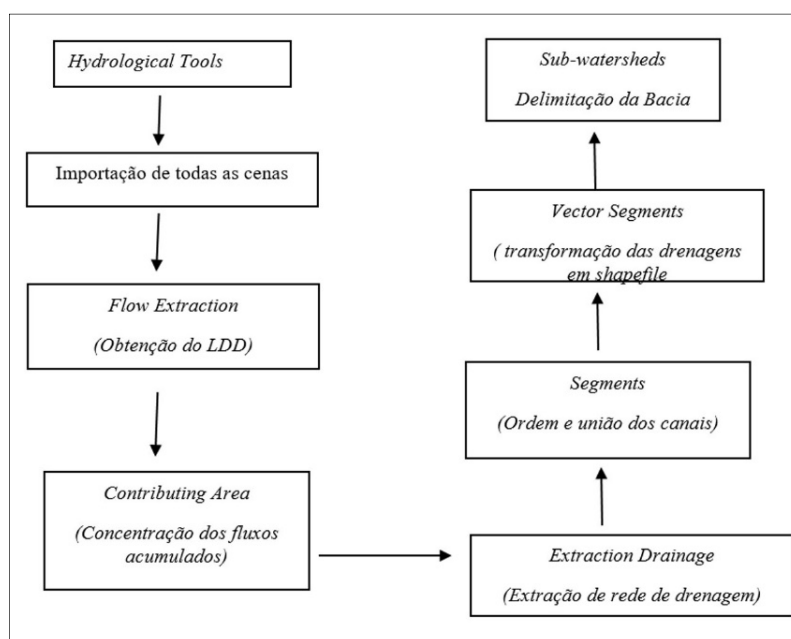


Figura 3 – Fluxograma das rotinas para extração e delimitação da rede de drenagem da bacia do Rio Correntes no ambiente TerraHidro.

O mapa de hipsometria foi gerado no programa *ArcMap* 10.2. Para tanto, utilizou-se o método de classificação “equal interval” com restrições baseada em grade irregular triangular (TIN). A partir do *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), recuperado em ambiente on line no sítio do INPE missão TOPODATA (SENA et al., 2012). Escolheu-se a opção *slope* do *Spatial Analyst* do *ArcGis Desktop* 10.2 (MERINO et al., 2015). Com base nessa imagem, foram extraídas as classes de declividade e a customização dos intervalos foi de 40 m.

A fim de confirmar os dados extraídos da elevação da imagem TOPODATA, foram utilizados como dados de referência os valores de elevação de um altímetro digital (Oregon RA-123) e com dados de coordenadas do GPS (Garmin 62) obtidos nas coletas de campo

(n=20). Essas informações contribuíram para reconhecer os limites entre o planalto e planície de inundação.

### 5.3.2. Mapeamento do uso do solo da bacia do rio Correntes

Segundo Novo (1989), há uma distinção entre cobertura e uso da terra. O primeiro termo refere-se ao tipo de revestimento, e o segundo a utilização cultural da terra ou a classificação do uso da terra. Assim, para esta pesquisa adotou-se o termo “uso do solo” com finalidade de classificação do uso e suas áreas antrópicas agrícolas (agricultura e pastagem), áreas de vegetação natural (florestas), usos das águas continentais (geração de energia) e outras áreas (áreas descobertas).

Para realizar o mapeamento do uso do solo, inicialmente foi realizado o *download* das imagens orbitais do satélite Landsat 5 e 7, com as cenas 072 com rota 225, junto as bases de dados no Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), <<http://www.dgi.inpe.br/catalogo/>>), e da National Aeronautics and Space Administration (NASA), [https://landsat.usgs.gov/science\\_GLS.php](https://landsat.usgs.gov/science_GLS.php) e [glcfapp.glc.f.umd.edu:8080/esdi/index.jsp](http://glcfapp.glc.f.umd.edu:8080/esdi/index.jsp)). E ainda imagens GeoCover Sirgas de 2000, 2006 e 2010 (MDA FEDERAL, 2004) obtidas junto ao Global Land Cover Facility (GLCF - <http://glcfapp.glc.f.umd.edu:8080/esdi>), um centro de pesquisa com foco no uso de dados orbitais para estudos de mudanças no uso e cobertura do solo para sistemas locais e globais.

Os anos estabelecidos para análises do uso e ocupação do solo foram os mesmos correspondentes ao banco de dados limnológicos (2005 a 2011). Foi utilizada uma imagem do ano de 2000 e outra para 2015. A primeira como referência a situação anterior à implantação do empreendimento e a segunda para uma análise atual dos usos na bacia. Buscou-se selecionar as imagens sem contaminação para execução desta etapa do estudo.

As imagens dos anos 2000, 2006, 2010 e 2015 foram obtidas já com correções ortorretificadas, sendo a imagem de 2006 do Landsat 7/TM+ foi utilizada no processo de correção geométrica para os anos 2007, 2008, 2009 e 2011, devido a não disponibilidade de imagens ortorretificadas para estes anos. No processo de correção geométrica as coordenadas da imagem foram relacionadas com as coordenadas geográficas da imagem de referência GEOCOVER disponibilizada base de dados da NASA (<https://zulu.ssc.nasa.gov/mrsid/> e) (SILVA et al., 2011; SANTOS et al., 2011; DURÁN, 2014). Foi necessário o empilhamento

das bandas para a confecção das imagens em composição colorida RGB543 que auxiliou na interpretação visual da cena, atendendo a metodologia descrita em Klemp (2015).

Adotou-se a classificação não-supervisionada com o classificador Isodata (*Iterative Self-Organizing Data Analysis Technique*) por separar melhor os alvos em grupos distintos utilizando a fórmula da distância mínima espectral para formar clusters (PARANHOS FILHO et al., 2014), ou classes que correspondem a maior similaridade espectral entre os grupos de pixels (VALERIO, 2008; CHAVES et al., 2010; ANDRADE et al., 2015; NOVO et al., 2015). Na etapa posterior às classificações, foi convertida a classificação para shapefile através da ferramenta “*raster to vetor*”. Os dados dessa análise são compostos por linhas e colunas de pixels onde cada pixel representa uma região geográfica, e o valor do pixel representa uma característica dessa região e o “shapefile” é um tipo de arquivo digital que representa uma feição ou elemento gráfico que contém uma referência espacial de qualquer que seja o elemento mapeado.

As áreas por classes foram quantificadas em hectares, km<sup>2</sup> e porcentagem para realizar a interpretação da evolução dos usos do solo realizado na bacia, bem como a elaboração dos mapas finais. Santos e Petronzio (2011) destacam que para o mapeamento atingir a definição exata das classes, é aconselhável o uso de vetorização manual a partir dos pontos de verdade de campo, assim, com a classificação em formato de vetor foi realizado a edição manual das classes atingindo uma definição muito mais próxima à realidade, tomando como base os dados coletados na campanha de campo realizada em 2015.

Foi realizada a classificação não supervisionada das imagens LANDSAT TM 5, 7 e 8 para os anos estabelecidos (2000, 2006-2011, 2015) a fim de analisar área do entorno do reservatório Ponte de Pedra. Para tanto foi gerado um buffer de 5 km a partir do corpo principal do rio Correntes. Foi adotado nesse procedimento as mesmas rotinas descritas no mapeamento da bacia estudada, gerando o mapeamento no entorno do corpo principal do rio Correntes, buscando verificar as principais atividades praticadas próximo ao reservatório e ao rio principal.

As classes foram definidas de acordo com o Manual Técnico de Uso da Terra do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE; BRASIL, 2014) nas subclasses I e II que possibilitam mapear o uso do solo em escala inter-regional e regional, em cinco classes, sendo: 1) áreas antrópicas agrícolas: agricultura, pastagens e silviculturas; 2) áreas antrópicas não agrícolas: áreas urbanizadas (cidades); 3) áreas de vegetação natural: área florestal; 4) água: águas continentais (geração de energia em corpo d'água continental); e 5) outras áreas: áreas descobertas.



### 5.3.3. Cálculo da descarga de sólidos totais no rio Correntes

Objetivando realizar o cálculo da carga de sedimentos foram utilizados dados hidro sedimentológicos de 2005 a 2011, conforme proposto por Carvalho et al. (2000), e para a vazão dos sólidos totais ( $Q_{st}$  entrada) foi adotado de forma adaptada o modelo hidrológico (ELOHA) estabelecido por Poff et al. (2010).

Estes autores elaboraram um novo quadro para avaliar o fluxo ambiental objetivando o desenvolvimento de uma base de implementação de padrões de fluxos ambientais a níveis de escalas regionais. Tal quadro fica nomeado como “Limites ecológicos de alteração hidrológica” (ELOHA).

Assim, inicialmente realizou-se o cálculo da carga de sólidos suspensos totais com os valores de entrada ( $\text{mgL}^{-1}$ ) referentes ao ponto de coleta (COR 1), localizado no rio Correntes a montante do reservatório. Este ponto representa o valor total de sólidos suspensos totais que entra no reservatório que pode estar relacionado com o uso do solo na bacia de contribuição.

A fórmula do cálculo da carga total segue a descrição de Carvalho et al. (2000):

$$C = \text{CON} * Q * 0.0864 \quad (1)$$

Onde C a carga total, CON valores de sólidos suspenso totais, Q vazão afluente, e valor do coeficiente.

Para obtenção das curvas chave de sedimentos foi adotada a metodologia de Paiva e Beling (2006) na qual, colocam-se ordenados de forma crescente as vazões e divididas em três séries: uma com os valores médios das descargas sólidas obtidas para cada valor de vazão; uma com os maiores valores obtidos para a descarga sólida correspondente a cada valor de vazão e outra com os menores valores obtidos para a descarga sólida.

Definidas as séries de dados com a descarga sólida, foram relacionadas com as descargas líquidas correspondentes, para então se obter as curvas chaves de sedimentos. Utilizando dados dos 365 dias posteriores como entrada, gerando dessa forma a descarga sólida de sedimentos de entrada no reservatório Ponte de Pedra através da seguinte equação:

$$Q_{st} = a.Q^b \quad (2)$$

Onde:  $Q_{st}$  = descarga sólida total, em ton/dia (toneladas por dia), Q = descarga líquida ( $\text{m}^3/\text{s}$ ), a e b: parâmetros ajustados para cada estação.

Os valores finais da carga de sedimentos anual (toneladas/ano) e os valores de vazão afluente ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) ao reservatório foram relacionados através de regressão linear. Os valores finais de usos e ocupação do solo da bacia e os valores de sedimentos anual (toneladas/ano) foram relacionados através da correlação não paramétrica de Spearman, podendo, desta forma estimar a contribuição de cada uso no processo de produção de sedimentos para a série temporal analisada.

#### **5.4. Análise dos grupos funcionais e da qualidade da água**

Para analisar a comunidade biológica do rio Correntes e do reservatório foi utilizado o conjunto de dados hidroambientais disponibilizados através de parcerias público-privada (Tractebel/IPHUFGRS/ UFMT/ CPP/TNC). Os dados de qualidade da água oriundos destas parcerias/projetos apresentam periodicidade trimestral no período de 2005 a 2011.

Os oito pontos de coleta estão distribuídos em todo o curso do reservatório e parte do rio Correntes. Os pontos de coleta COR1 até COR 4 se localizam no planalto, sendo o ponto COR 1 no rio Correntes, e os demais dentro do reservatório. Os pontos COR 5 e COR 6 se localizam após a barragem da usina no trecho de vazão reduzida, e COR 7 no rio Correntes a jusante do canal de fuga da usina e o COR 8 na transição do planalto com a planície do Pantanal, conforme apresentado na Figura 2.

A identificação das populações do fitoplâncton foi realizada a partir de amostras qualitativas e quantitativas. As populações foram enumeradas em campos aleatórios (UHELINGER, 1964) segundo o método de sedimentação (UTERMOHL, 1958). Os indivíduos (células, colônias, cenóbios e filamentos) foram enumerados até alcançar 100 indivíduos da espécie mais frequente ( $p < 0,05$ ) de acordo com Lund et al. (1958). Nas amostras em que este critério não foi atingido em função de baixas densidades de algas e/ou elevado teor de sedimento em suspensão, contaram-se tantos campos quanto foram os necessários para estabilizar o número de espécies adicionadas (método da área mínima).

Para estabelecer a classificação dos grupos funcionais a biomassa específica ( $\text{mg}$  peso fresco  $\text{L}^{-1}$ ) foi calculada como o produto da densidade populacional ( $\text{ind L}^{-1}$ ) pelo volume médio de cada espécie (HILLEBRAND et al., 1999) estimado a partir de aproximações de formas geométricas, assumindo a densidade específica das células fitoplanctônicas de  $1 \text{ gcm}^3$  (SUN AND LIU, 2003). O tamanho médio dos indivíduos foi baseado, sempre que possível, nas medidas de 30 organismos. O volume médio das diatomáceas foi calculado pelo

biovolume, menos 35%, que corresponde ao vacúolo das formas penadas, e menos 65%, nas formas cêntricas. O biovolume foi expresso em unidades de peso fresco, em que  $1 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1} = 1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  (WETZEL E LIKENS, 1991).

Os grupos taxonômicos Cryptophyceae (criptofíceas), Dinophyceae (dinoflagelados), Euglenophyceae (euglenóides), Chlorophyceae (clorofíceas), Zygnematophyceae (zignematofíceas), Oedogoniophyceae (oedogonifíceas) e Rhodophyceae (rodofíceas) foram estabelecidos de acordo com Van den Hoek et al. (1997). A classe Cyanobacteria (cianobactérias) foi estabelecida conforme Komárek; Anagnostidis (1996) e a classe Bacillariophyceae (diatomáceas) segundo Round et al. (1993).

Os grupos funcionais do fitoplâncton foram definidos para espécies que contribuíssem, pelo menos, com 5% do fitoplâncton em cada estação (REYNOLDS et al., 2002; REYNOLDS, 2006; PADISÁK et al., 2008). Foram consideradas dominantes aquelas espécies com uma biomassa > 50% do total da amostra (LOBO; LEIGHTON, 1986). O fitoplâncton foi estabelecido com base na relação superfície/volume das espécies e nas suas preferências a determinadas condições ambientais (REYNOLDS et al., 2002; PADISÁK et al., 2009). E posteriormente classificado conforme proposto por Reynolds et al., (2002) que separa os grupos identificados por códons alfanumeros, no qual, cada grupo de algas classificada em determinado código indica a condição ambiental do local.

Após realizar a classificação dos grupos funcionais, os mesmos dados foram utilizados como entrada para o cálculo do Índice de qualidade da água (Q) do reservatório da usina Ponte de Pedra. O índice Q foi desenvolvido por Padisák et al. (2006) objetivando avaliar o estado ecológico de diferentes tipos de lagos enquadrando-os entre as categorias de 0-5, sendo 0-1 (ruim), 1-2 (tolerável), 2-3 (moderado), 3-4 (bom), 4-5 (excelente).

Este índice inclui a participação relativa ( $p_i$ , onde  $p_i = n_i / N$ ;  $n_i$  biomassa do grupo funcional;  $N$ : biomassa total) dos grupos funcionais em relação a biomassa total e o número do fator (F) estabelecido para o grupo funcional em cada tipo de lago, de acordo com a fórmula abaixo:

$$Q = \sum_{i=1}^n p_i F$$

(3)

#### 5.4.1. Análise estatística dos grupos funcionais

Os dados de densidade e diversidade foram logaritmizados ( $\text{Log}_{10}(n+1)$ ) antes da análise da normalidade dos mesmos. Para responder a pergunta se a densidade, diversidade, riqueza e biomassa total do fitoplâncton apresentavam diferença entre os anos e entre os pontos de coleta foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis. Foi realizada uma análise de componentes principais (PCA) para resumir as variáveis ambientais. Antes de executar esta análise, os dados foram transformados com  $\text{Log}_{10}(n+1)$ .

As variáveis incluídas, foram: temperatura da água, pH, condutividade, transparência, cor da água, turbidez, alcalinidade total, demanda bioquímica por oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido, nitrogênio total, amônia, nitrato, fósforo total, ortofosfato total, sólidos totais, sólidos suspensos, abundância de *E. coli*, clorofila *a*, N:P, totalizando 19 variáveis. Esta análise teve como objetivo a seleção das variáveis ambientais representativas nas modificações que ocorreram no ambiente.

Um método a fim de relacionar os usos do solo com a produção de sedimento e com os grupos funcionais fitoplanctônicos foi aplicado, neste processo, a percentagem total da variâncias dos dados pode ser explicado através da análise de redundância (RDA, Lambert et al., 1988). A matriz de resposta é derivada das amplitude dos valores de sedimentos e os usos do solo realizado na bacia do rio Correntes, enquanto que a variável explicativa foram os grupos funcionais. Assim, respondendo a questão da interferência das variáveis na qualidade da água do reservatório da usina Ponte de Pedra.

As análises foram executadas usando pacote VEGAN, do software R versão 3.2.2 (R CORE TEAM, 2015).

#### **5.4.2. Cálculo da taxa de variação da magnitude dos efeitos da operação do reservatório da usina Ponte de Pedra**

Para quantificar a magnitude dos efeitos da operação do reservatório entre 2005 e 2011 nas alterações dos indicadores ecológicos, variáveis bióticas e abióticas, foi calculada a taxa de variação em relação ao ponto natural. Nesse caso foram utilizados os dados referentes ao ponto COR 1 (montante do reservatório). A partir da seguinte fórmula:

$$T_{\text{ponto } (i)} \% = \left[ 1 - \left[ \frac{(\text{Ponto}_{(i)}) \times 100}{(\text{Ponto}_{\text{(natural)}})} \right] \right]$$

(4)

Onde:  $T_{\text{ponto } (i)}$  é a taxa de variação em relação à condição natural de um ponto qualquer (COR 1), expresso em porcentagem;  $\text{Ponto } (i)$  é o valor do indicador medido em um ponto qualquer; e  $\text{Ponto } (\text{natural})$  é o valor do indicador medido no ponto natural.

As médias das variáveis abióticas e bióticas por pontos de coletas foram utilizadas como dados de entrada no cálculo. O resultado da taxa de variação podendo ser positivo ou negativo. A padronização na fórmula permitiu que os limites máximos de variação fossem fixados entre +100% e -100%, possibilitando que a exclusão de eventuais mudanças que possam ter ocorrido entre as campanhas de monitoramento e não devido ao processo de operação da usina (PINILLOS et al., 2015). Este procedimento permitiu uma melhor quantificação do efeito isolado da formação do reservatório sobre os parâmetros utilizados como ferramenta para identificar a qualidade da água, uma vez que foram utilizados dados por pontos de coleta comparados (FANTIN-CRUZ, 2012).

## 6.RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 6.1. Análise cientiométrica sobre o uso de bioindicadores para avaliação da qualidade da água em reservatórios e suas relações com uso e ocupação do solo

O levantamento cientiométrico totalizou 608 publicações para os três conjuntos de palavras indexadas na base de dados *Scopus* presente pelo menos no título, palavras-chave e/ou resumo, na escala temporal sem data inicial e sendo a final fevereiro de 2016. Para as áreas de Ciências Ambientais, Ciências Agrárias e Biológicas, Ciências da Terra e Planetárias e Engenharia foram indexadas um total de 428 publicações. Destacando que para o segundo termo não houve publicações na área das engenharias.

Para o termo “*Water quality*” in “*reservoirs*” and *functional groups*” a primeira publicação ocorreu no ano de 1986 com um documento indexado (Figura 4). Os anos seguintes foram marcados entre nenhuma ou uma publicação. Este cenário continuou até o ano de 2005. Em 2006 aconteceram duas publicações, e novamente em 2015 houve 4 publicações indexadas. Portanto, para este conjunto de palavras que visa relacionar as publicações referentes ao uso de grupos funcionais a reservatórios de hidrelétricas para caracterização da qualidade da água, 26 publicações foram totalizadas. Esta quantidade denota a escassez de publicações sobre o tema pesquisado. No Brasil foi verificado um total de 4 publicações iniciando em 2008.

Para o segundo conjunto de palavras “*Water quality*” in “*reservoirs*” and “*bioindicator*” a primeira publicação ocorreu em 1998 com um documento e prosseguiram as publicações entre uma e três, somente em 2004 aconteceram 5 publicações (Figura 4). O maior número de indexações ocorreu nos anos de 2014 e 2015 com 8 publicações ao ano. É importante expor que para esta busca o total de publicações foi de 64 arquivos indexados, e as publicações nacionais iniciaram em 2006, em um gradiente contínuo crescente com maior número de publicações em 2011 e 2012 (7).

Quanto ao terceiro termo “*Water quality*” in “*reservoirs*” and “*landuse*” a primeira publicação aconteceu em 1974 com um documento (Figura 4). No ano de 1999 houve uma quantidade expressiva de publicações totalizando 14. A linha de crescimento se manteve nos próximos anos com 36 em 2008, com 38 em 2009, e com 50 arquivos indexados em 2014. Para este termo conjugado pesquisado foram encontradas 517 publicações com as palavras presentes no título, palavras-chave e/ou resumo. Os arquivos indexados de origem brasileira iniciaram em 2000, com declínio até o ano de 2008, o pico ocorreu em 2015 com a realização de 8 publicações. O Brasil contribuiu entre os anos 2000 e 2016 com 26 publicações nessa área do conhecimento científico.

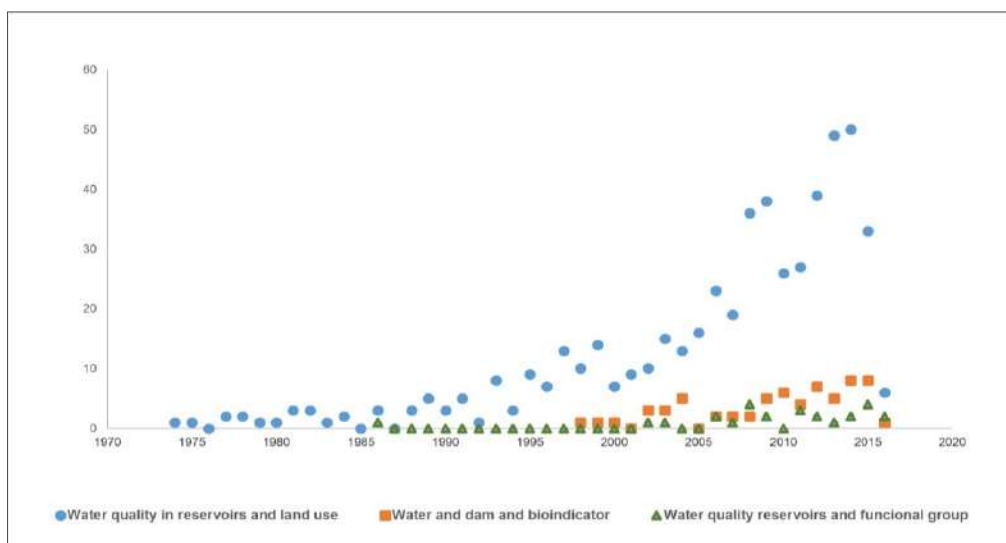


Figura 4 – Descrição da frequência de publicações na escala temporal para os três termos conjugados na pesquisa.

Para o termo “*Water quality*” in “*reservoirs*” and “*functional groups*” publicações foram encontradas para 15 países. Destes, os que mais se destacaram pelo número de publicações foram China (5), Espanha (5), Brasil (4), Hungria (4) e Reino Unido (3). No Brasil a primeira indexação ocorreu no ano de 2008. Já entre os anos de 2010 a 2014

nenhuma publicação foi registrada. Em 2015 ocorreram duas publicações (Figura 5). Dessa forma, o Brasil se encontra na terceira posição, contribuindo para a produção mundial com 17,40% dos documentos indexados junto a plataforma Scopus. Essas publicações foram produzidas pelas Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Botânica de São Paulo, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sendo que em 2008 ocorreu o primeiro registro.

As hidrelétricas inicialmente foram implantadas e concentradas na região sudeste, cita-se a Hidrelétrica de Fontes no rio Lages instalada em 1908 e a usina Hidrelétrica de Itupararanga no rio Sorocaba instalada em 1912 (MORETTO et al., 2012). Correlacionando os anos da instalação das primeiras hidrelétricas na região sudeste com as primeiras publicações, percebe-se o distanciamento de 100 anos. O planejamento espacial das usinas hidrelétricas ocorrido na segunda metade do século XX (1908) foi caracterizado pelo alto potencial hidrelétrico que o país apresentava de acordo com suas características geográficas e hídricas. Na época existia poucos instrumentos de política ambiental como o Código das Águas e o Código Florestal (com diretrizes e regras muito amplas) que estavam ligados diretamente a gestão ambiental sobre a poluição industrial, ou seja, em áreas urbanizadas devido ao contexto histórico. Conforme Azevedo (2010) vivia-se a chamada industrialização brasileira na fase denominada de implantação industrial entre os anos de 1808 a 1930.

Há uma relação direta na escala espacial das publicações com a localização das instituições que se encontram na fronteira do crescimento da instalação e produção de energia elétrica brasileira. Atualmente, segundo o Plano Nacional de Energia como planejamento até 2030, o eixo de potencial ainda não explorado para crescimento de implantação de pequenas centrais hidrelétricas (PCHs) são as regiões centro-oeste e norte (FANTIN-CRUZ et al., 2015). O principal problema é que se trata de uma região por três principais biomas: Amazônico, Cerrado e Pantanal, que formam as duas principais bacias hidrográficas do país. A região pantaneira nos limites do planalto representa a principal área de risco de impactos ambientais negativos por estar em uma fronteira ainda pouca estudada. Com todo o potencial hidrelétrico pouco se conhece sobre os efeitos cumulativos destes empreendimentos em um bioma que é a maior planície inundável do mundo. Analisando conjuntamente as publicações dos artigos científicos nas quatro áreas de conhecimento, os países com maior número de publicações foram sempre os mesmos, sendo: China com 5, Espanha com 5, Brasil com 4, Hungria com 4. Esses países com maior número de publicações correspondem aos mesmos países com maior quantidade de reservatórios, conforme citado por Lehner et al. (2011).

Os periódicos totalizaram 11, onde em número de publicações ficou em primeiro lugar *Hydrobiologia* (6), *Science of the Total Environment* (3), e a *Acta Limnologica Brasiliensia* (2) (Figura 5). O primeiro periódico teve fator de impacto de 2,275, o segundo com 4,099 e o terceiro com 0,1739.

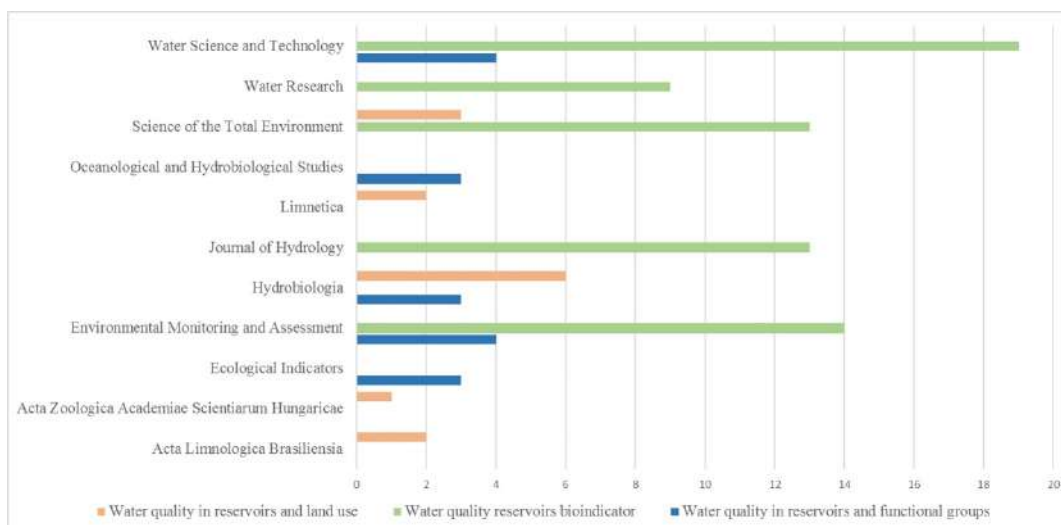


Figura 5 – Total de periódicos científicos com publicações para os três termos conjugado junto à plataforma Scopus até fevereiro de 2016.

Quanto ao conjugado “*Water quality*” in “*reservoirs*” and *bioindicator*” as publicações iniciaram no ano de 1998. Os países que mais publicaram foram os Estados Unidos com 12 publicações, Polônia com 9, Brasil com 7, Rússia com 5 e China com 4 arquivos indexados (figura 6). Destas, 7 publicações de origem brasileira, sendo a primeira em 2006.

A Lei brasileira 9.433/1997 instituiu a Política Nacional dos Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SNGRH), visando a cobrança e o amparo para utilização destes recursos em território nacional. Este sistema alterou profundamente três pilares fundamentais, sendo eles: a gestão em nível de bacias hidrográficas, caráter descentralizado e participativo, e aplicação do princípio usuário-pagador. Assim, o gerenciamento dos recursos hídricos passou a ser estudado em relação à qualidade de vida dos seres humanos em função da qualidade dos recursos naturais que são oferecidos e utilizados. Com raras exceções, os ecossistemas terrestres sofrem ações antropogênicas, onde os bioindicadores são utilizados como método de avaliação da qualidade a partir da alteração de determinado ambiente ou recursos (CÂMARA, 2002). Recentemente também são usados termos como biomonitoramento, biomonitor, bioindicação, bioindicador



para estudos nas áreas de biologia aplicada, ecologia, ciências ambientais e em programas de biomonitoramento nos reservatórios hidrelétricos brasileiros (ANDRADE, 2010).

Prado (2004) destaca que o monitoramento da qualidade da água é um dos principais aparelhos de sustentação de uma política de planejamento e gestão dos recursos hídricos. Isso acontece devido a este tipo de monitoramento fornecer a base para decisões de uso múltiplo e integrado dos recursos hídricos e a minimização de impactos ao meio ambiente local e regional, por ter a possibilidade de avaliar conjuntamente as propriedades da água com sua adequação aos usos previstos ou a definição de projetos de recuperação de águas poluídas.

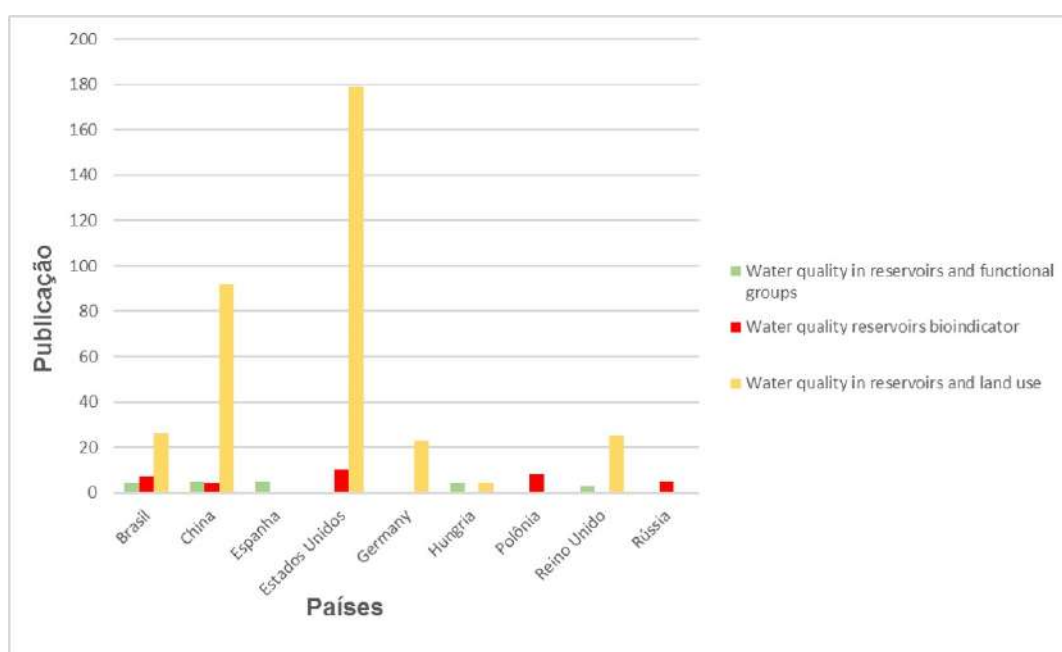


Figura 6 – Número de publicações por países para os três termos conjugados até fevereiro de 2016.

A contribuição das publicações brasileiras tem filiação na Universidade Federal de Minas Gerais, Fundação Centro Internacional de Educação, Universidade Federal Fluminense, Universidade de São Paulo (USP), Universidade Federal de São Carlos e Universidade Federal do Paraná. Os principais periódicos com publicações brasileiras foram *Biota Neotropica* (1), *Ecotoxicology* (1) e *Environmental Monitoring and Assessment* (1), com os respectivos fatores de impacto: 0,423; 2,2723 e 10,736. Chama a atenção o fato que o último obteve um alto fator mesmo com apenas uma publicação. O fator é utilizado para avaliar a importância e magnitude das publicações no mundo científico (Pinillos et al. 2015). Este periódico se mostrou o mais recomendado para pesquisadores realizarem suas publicações no que tange ao debate da qualidade da água de reservatórios e bioindicadores.

Os países que mais se destacaram em publicações nas quatro áreas de interesse foram os Estados Unidos (10), Polônia (8), Brasil (7), Rússia (5) e China (4), conforme a Figura 6. Relacionando com o cenário mundial total das publicações em forma de artigos científicos, os dois primeiros países tiveram diminuição de duas publicações, e os demais mantiveram os mesmos números, caracterizando que as publicações têm sido realizadas principalmente em forma de artigos científicos. Este fenômeno possivelmente pode estar ocorrendo como uma busca dos pesquisadores em disseminar os resultados das pesquisas de forma mais amplificada e acessível tanto para a comunidade científica como para a sociedade no geral.

Coincidentemente, esses mesmos países são os detentores das maiores concentrações de áreas alagadas pela formação de reservatórios e construção de barragens. Demonstrando a busca dos cientistas em realizarem estudos para obter explicações sobre as alterações e modificações nos parâmetros físicos, químicos e biológicos destes ambientes.

Para o terceiro conjunto de palavras conjugados “*Water quality*” in “*reservoirs*” and *landuse*, os países que mais produziram as publicações foram Estados Unidos (179), China (92), Brasil (26), Reino Unido (25), Alemanha (23), Turquia (16), Coreia do Sul (15), Taiwan (15) e Austrália (14). O Brasil contribuiu com 26 publicações, vinculadas às Universidades Federal de Juiz de Fora, Universidade Estadual Paulista, Universidade de Guarulhos, Universidade de Brasília e Universidade de São Carlos. Estas pesquisas também foram concentradas nas regiões sudeste e nordeste onde estão localizados os principais reservatórios hidrelétricos brasileiros, muitos construídos em sistemas de cascata.

Os periódicos nacionais que mais se destacaram foram Geociências (5), Acta Limnologica Brasiliensia (2), Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental (2) e Biota Neotropica (1). O maior fator de impacto, no entanto, ocorreu para o Journal of Paleolimnology com 2.120, sendo um destaque importante para escolha do periódico.

Estes estudos representam a busca pela compreensão da dinâmica que ocorre do uso do solo no entorno dos reservatórios de hidrelétricas. Os tipos de sedimentos e nutrientes recebidos pelos reservatórios estão diretamente vinculados aos usos do solo no entorno do rio formador do reservatório e na sua bacia hidrográfica (REKOWSKY, 2011).

Alguns autores alertam que o desaparecimento de praticamente todas as outras formas de uso e ocupação antes presentes no entorno do reservatório, como a agricultura, a pecuária e a silvicultura, acabam gerando a própria desestruturação dos territórios previamente existentes na área afetada por uma hidrelétrica (BORTOLETO, 2001; ZHOUI; OLIVEIRA, 2007).

O comprometimento das atividades econômicas a jusante e à montante da barragem levam a diminuição da qualidade da água, o assoreamento do corpo hídrico, o aumento de doenças de veiculação hídrica, a exclusão de usos múltiplos previamente existentes no espaço ocupado pelo reservatório e, especialmente, o deslocamento da população e atividades anteriormente localizadas na área afetada (MORETTO et al., 2016).

## **6.2. Caracterização física da bacia do rio Correntes**

A área da bacia do Rio Correntes totalizou 5.648km<sup>2</sup>, o que corrobora com o descrito pela IMASUL (2003) e Silva et al. (2016), que descrevem sua localização como se estendendo desde extremo leste do município de Itiquira (MT) até o extremo oeste de Sonora (MS). A bacia engloba quatro municípios: Itiquira e Alto Araguaia (MT), Pedro Gomes e Sonora (MS), sendo que o último tem seu núcleo urbano dentro da área da bacia, muito próximo às margens do reservatório da usina (Silva et al., 2016) com uma população de 17.019 habitantes (IBGE, 2014).

A bacia se caracterizou por declividade variando entre 140 a 800 metros (Figura 7). Em toda a área de estudo, é possível visualizar nitidamente a mudança de elevação do extremo leste a oeste da bacia. A área do Planalto ocorre entre 800 e 249 metros e a Planície entre 249 e 83 metros. Desta forma, no mapa de declividade (Figura 7) é possível verificar um gradiente, que inicia com 800 metros na porção leste no início da bacia e declina até 373 metros no corpo do reservatório já na porção central da bacia. O limite do planalto está em altitude de aproximadamente 323 metros e na planície encontramos altitudes com até 140 metros. Este declínio abrupto representa a interface do Planalto com a Planície, o qual foi utilizado pela usina para aumentar sua capacidade de geração de energia elétrica e ser classificada como uma usina hidrelétrica (UHE) e não como se pretendia inicialmente como uma Pequena Central Hidrelétrica (PCH).

Analisando a produção energética, Souza Filho (2013) destaca que locais com melhor potencial localizam-se nas regiões de maior declividade assim, na base de dados da ANEEL (2015), verificamos o número de hidrelétricas e quanto é produzido de energia a partir das águas do rio Correntes onde estão instaladas a PCH Aquarius (4,2 MW), Aquarius II (4,25 MW), Santa Gabriela (24 MW), PCH Santa Paula (5,3 MW), Água Enterrada (14,5 MW) e a UHE Ponte de Pedra (176 MW).

Destacando o limite do planalto do rio Correntes, especificamente na área do reservatório, observamos valores entre 498 a 249 metros de altitude. Nesta parte da bacia, o

rio Correntes e seus tributários correm encaixados entre rochas das Formações Marília, Botucatu, Furnas, Coberturas Detritico-Laterítica e Aluviões Holocênicos (SILVA et al., 2016).

Após o túnel conhecido por sumidouro que o rio percorre logo após o trecho de vazão reduzida, segue o ponto do limite físico entre planalto e planície, com diminuição na elevação de 280 a 80 metros já na planície, sendo possível verificar que a rede de drenagem já não se encaixa no leito perfeitamente como observado no planalto. Na planície destacam-se os meandros não mais utilizados pelo corpo principal formando lagos meândricos (Figura 8).

Segundo Merino et al. (2015) e Gonçalves et al. (2011) as altitudes topográficas do Pantanal variam entre 80 a 190 m acima do nível do mar formando-se assim, uma região plana circundada por planaltos e terras baixas adjacentes, chegando a formar uma monotonia do relevo, porém esta é rompida com morros distribuídos esparsamente no contato do planalto/planície que ocorre de uma forma mais abrupta na elevação. A declividade influencia diretamente na hidrologia da bacia do Alto Paraguai, por estar relacionada à declividade suave do terreno compreendido pelas terras baixas e as áreas pantaneiras em Mato Grosso (entre 50 e 30 cm/km na direção leste-oeste e 3 a 1,5 cm/km do norte para o sul).

No planalto da bacia do rio Correntes e no entorno do reservatório da usina Ponte de Pedra ocorre predominância de agricultura, enquanto que na planície há dominância de pastagem, conforme descrito por Pereira et al. (2012). Estes autores compararam o mapeamento do uso e cobertura do solo com o modelo de ocupação e uso de todo o bioma Pantanal e ainda destacam a boa coerência entre o panorama atual e o sugerido para os usos.

Alguns estudos visaram mapear em séries temporais a bacia do Alto Paraguai quanto ao uso e cobertura do solo buscando a compreensão da dinâmica de ocupação no planalto e da planície de inundação (VTIRÓRIA et al., 2009; ANTUNES et al., 2011; COUTINHO et al., 2013; PARANHOS et al., 2014; DEFEO; ESQUERDO, 2016).

Estas relações dos usos do solo com a declividade do terreno em bacias hidrográficas são relevantes no tocante a conservação da bacia para que se mantenha por longos períodos os mesmos usos com qualidade ambiental e humana. A presença de pastagem e floresta é comumente encontrada em faixas de declividade mais baixas, enquanto que culturas agrícolas são identificadas em faixas elevadas. No entanto, em áreas como os municípios de São Carlos, Analândia e Itirapina (SP) ocorre o inverso do descrito anteriormente, ocasionando processos de erosão intensos devido a presença da agricultura em declividades que favorecem tais processos, principalmente a monocultura de cana-de-açúcar (MOREIRA; VALERIANO, 2013).

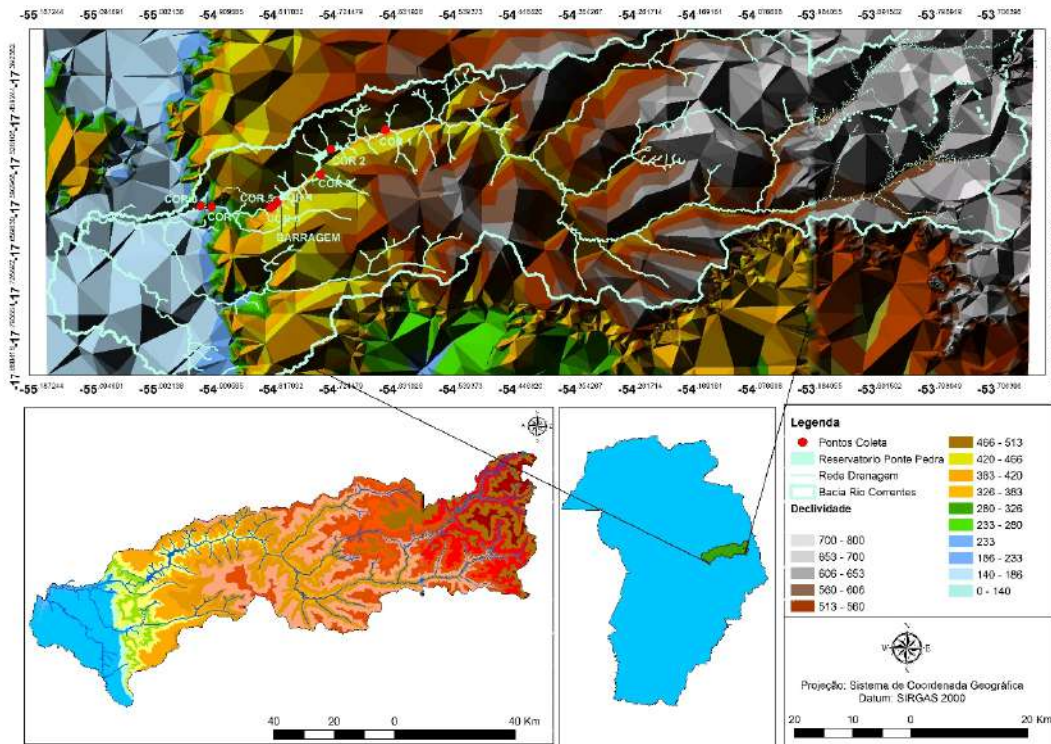


Figura 7 – Mapa de declividade da bacia do rio Correntes e sua rede de drenagem com destaque da zona de transição do planalto com a planície a oeste da bacia.

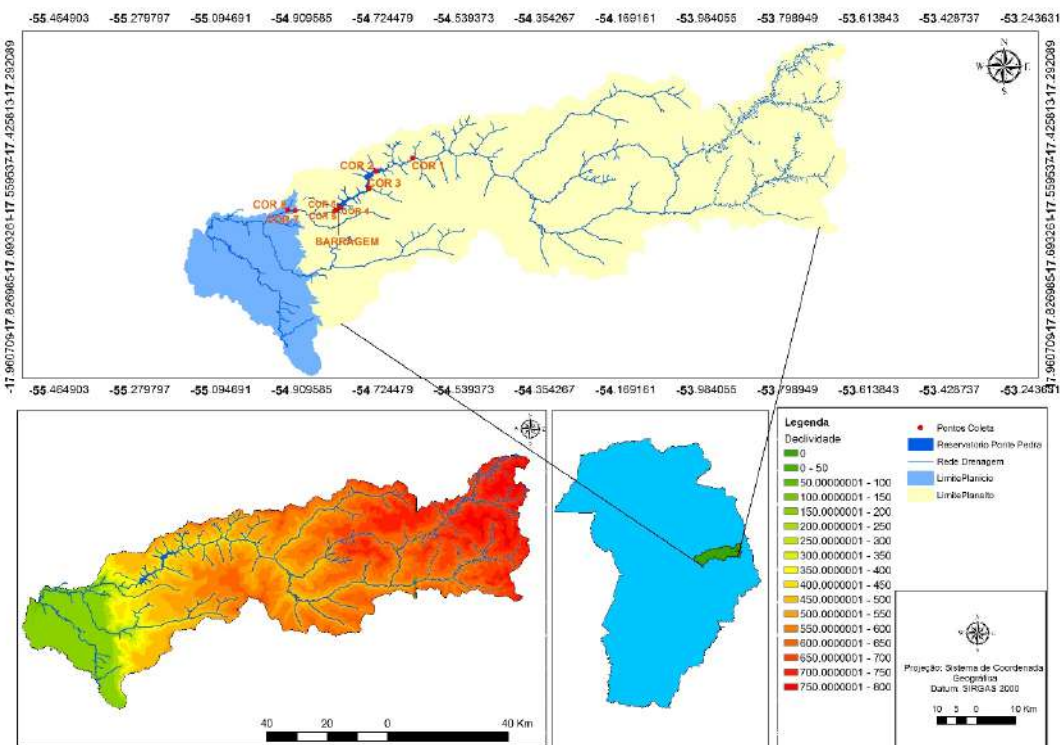


Figura 8 – Mapa representando os limites do planalto com a planície de inundação do Pantanal nos limites da bacia do rio Correntes.

### 6.3. Uso e ocupação do solo da bacia do rio Correntes

O uso e ocupação do solo para os anos estabelecidos neste estudo apresentaram mudanças na dinâmica de usos acordo com datas mapeadas, mesmo assim, houve predominância de atividade antrópica agrícola que temporalmente manteve sequencialmente elevados valores para as classes de agricultura e pastagem (Tabela 2 e a Figura 9). A classe de agricultura ocupou até 60% da área total da bacia, enquanto que a classe floresta foi registrada em até 31% da área, a classe áreas descobertas até 24%, seguida em menores proporções por pastagem, águas continentais e área urbana alcançando até 14% da área de cobertura da bacia.

Destaca-se que no ano 2000, antes da construção e operação do reservatório da UHE Ponte de Pedra, existia 56,5% da bacia ocupada por uso antrópico (classes de área descoberta, agricultura e pastagem), 42,7% da classe floresta e 0,7% da classe de águas continentais. Na atualidade (2015) o panorama sofreu modificações, sendo que com a formação do reservatório em 2005 a classe de águas continentais sofreu pouca alteração em sua área de cobertura total (0,7 para 0,9%, com pico em 2008 com 1,8%), já a classe de floresta diminuiu significativamente para 25% da área de cobertura da bacia e ocorreu aumento dos usos antrópicos nas classes de agricultura, pastagem e áreas descobertas em 74%.

Na análise da série histórica, as áreas classificadas como descobertas mantiveram-se presentes principalmente no planalto e, em menor porção, na planície da bacia, principalmente na área de dominância de práticas agrícolas. Nestas áreas ocorre plantio de cana-de-açúcar, soja e milho e são consideradas temporalmente descobertas (SILVEIRA et al., 2014), tendo em vista o modo de produção destas monoculturas. Coutinho et al. (2016) salientam que entre os anos de 2001 a 2013, ao mapear a dinâmica da agricultura na bacia do Alto Paraguai, verificaram a presença de culturas anuais, destacando o crescimento progressivo da cana-de-açúcar nos municípios de Itiquira (MT) e Sonora (MS), onde se localiza a bacia do rio Correntes.



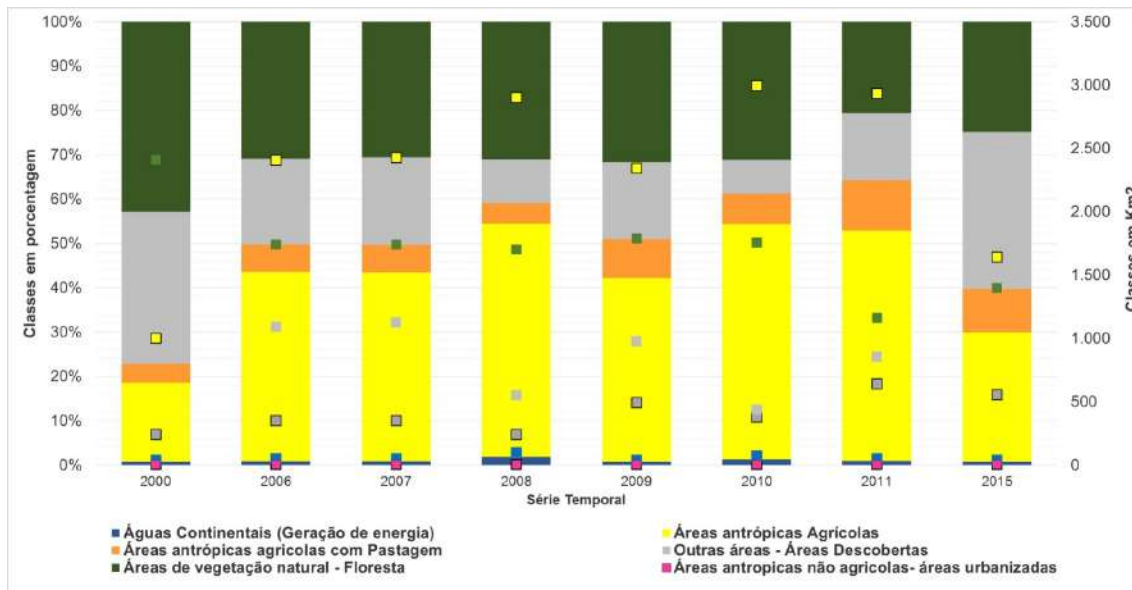


Figura 9 – Contribuição (%) das classes de uso do solo da bacia do rio Correntes e áreas em hectares para cada classe (km<sup>2</sup>) em quadrados fluentes nas barras.

O mapeamento de uso e ocupação do solo na bacia do rio Correntes em 5/10/2000, apresentou dominância da classe de áreas descobertas em toda a parte do planalto ao leste da bacia (Figura 10). Foi observada também a forte presença da classe de floresta (42,7%) nas porções mais elevadas da bacia e no outro extremo a leste na área da planície de inundação do Pantanal. O rio Correntes no ano de 2000, ainda não tinha barramento sendo que o início da construção e enchimento do reservatório da usina ocorreu em 2002.

Para a data de 27 de maio de 2006 (Figura 11), foram registradas maiores áreas com atividades agrícolas (2.407 km<sup>2</sup>, 42,6%) na parte leste da bacia e áreas descobertas a oeste da bacia próximo ao reservatório da usina Ponte de Pedra. A área das classes de pastagem foi de 354 km<sup>2</sup> (6,3%), áreas descobertas com 1.092 km<sup>2</sup> (19,3%) e floresta com 1.744 km<sup>2</sup> (31,9%). Já na área correspondente à planície de inundação ocorreram florestas, pastagem e reduzida cobertura de área descoberta. Tais resultados demonstram o predomínio e os avanços das práticas das atividades agropecuárias nesta bacia, que estão fortemente presentes nas cabeceiras dos rios e nas declividades mais elevadas. Isso gera maiores entradas de sedimentos e nutrientes na planície do Pantanal, reduzindo assim, a capacidade de suporte, resiliência e provisão de serviços ecossistêmicos (BERGIER, 2013; VALERIANO et al., 2012).

As águas continentais totalizaram uma área de 50.94 km<sup>2</sup> (1%) com o uso principal da produção de energia elétrica e, secundariamente, a produção de peixes em tanques nos tributários do rio Correntes.



A supressão de 12% da classe de floresta quando comparada ao ano de 2000, confirmou a pressão sofrida nesta bacia pelas atividades antrópicas agrícolas. Neste sentido, as áreas de floresta necessitam de preservação para manterem a qualidade do ambiente, uma vez que estas áreas são essencialmente relevantes para o microclima, retenção de partículas, preservação da biodiversidade animal e vegetal (PEREIRA et al., 2016; OLIVEIRA et al., 2013). Castro (2005) relacionou o processo de conversão de áreas de floresta em pastagem na bacia do rio Araguaia, com o surgimento de processos erosivos.

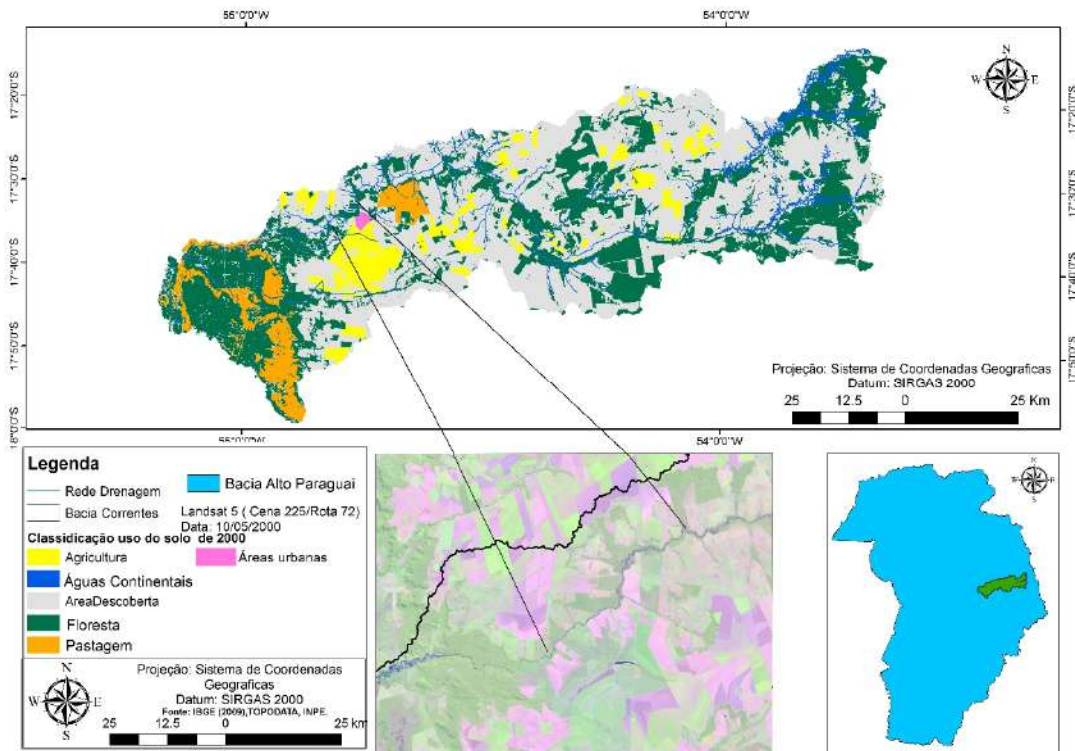


Figura 10 - Mapa de uso do solo na bacia do rio Correntes para a data de 05 de outubro de 2000, destacando a classe de águas sem a presença do reservatório da usina Ponte de Pedra.

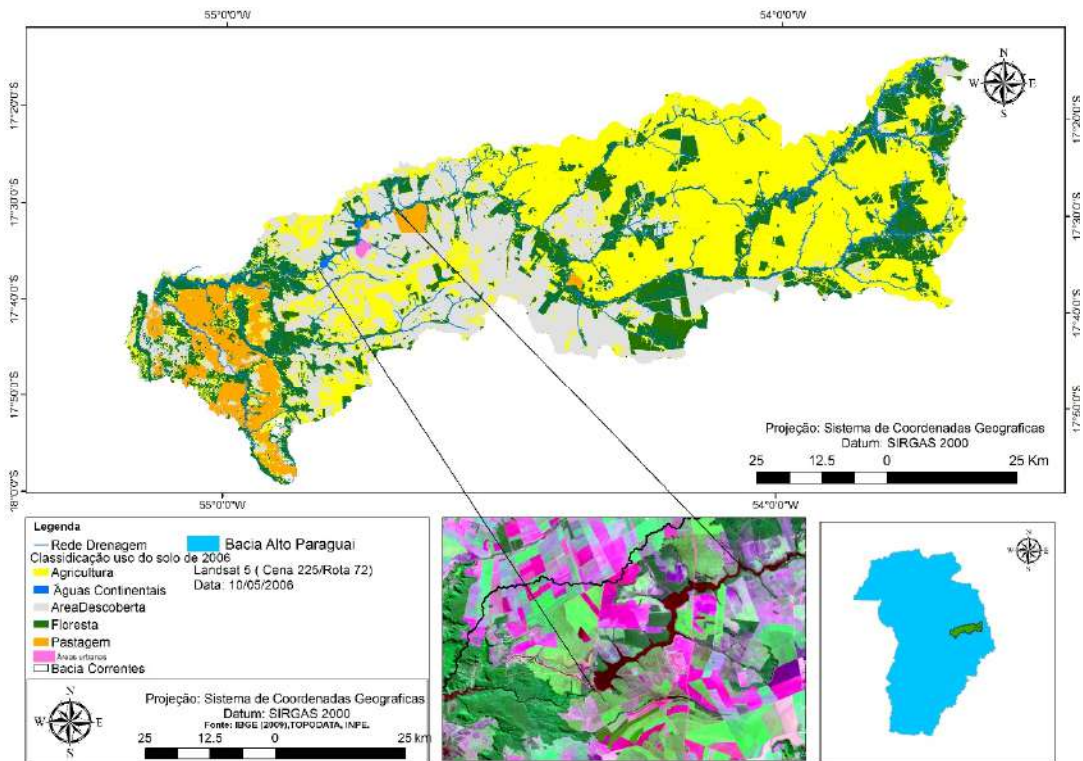


Figura 11 - Mapa de uso do solo na bacia do rio Correntes para a data de 24 de maio de 2006, após o enchimento do reservatório da usina Ponte de Pedra alterando a classe de águas continentais.

Já para o dia 11 de setembro de 2007 (Figura 12), a classificação demonstrou que houve a predominância de agricultura ( $2.425\text{km}^2$ , 43%) em toda a parte superior na bacia do rio Correntes (planalto). Destacando que a floresta se manteve com a mesma área de cobertura vegetal que no ano anterior (2006) que era de  $1.744\text{ km}^2$  (31%). O predomínio da agricultura e seu rápido avanço na bacia do rio Correntes, confirma que o Cerrado é pouco valorizado em termos de conservação e é visado para a produção agropecuária sendo considerado uma região para expansão das fronteiras agrícolas nacionais (OLIVEIRA et al., 2013; BAYAMA; SANTOS, 2015). O sensoriamento remoto descreve um estágio de conversão deste bioma com valores chegando a 60% de degradação, normalmente com áreas convertidas para prática de atividades pecuária, agricultura, mineração e hidroelétricas (LEITE et al., 2012)

Na análise da imagem mapeada para a data de 12/08/2008 (Figura 13) verificou-se um aumento da classe de águas continentais que atingiu  $100\text{ km}^2$  (2%). Com relação a classe de agricultura, ocorreu um aumento para  $2.903\text{ km}^2$  (51%). A área de pastagem apresentou  $244\text{ km}^2$  (7%) e a área descoberta  $5,52\text{ km}^2$  (10%). A expansão das atividades antrópicas nos planaltos adjacentes ao Pantanal é apontada como fonte de alterações no regime hidrológico da planície (GALDINO et al., 2006), por ocorrer o processo de substituição da vegetação

nativa por culturas anuais e temporais muitas vezes sem a adoção de manejo adequado ou mesmo práticas conservacionistas para o solo, gerando desta forma, a compactação da superfície do solo, redução na infiltração da água pluvial, ocasionando o escoamento superficial e consequentemente o aumento no deflúvio da bacia.

A manutenção das áreas de vegetação natural para a bacia do Alto Paraguai, onde está inserida a área de estudo, é de extrema relevância devido ao fato que os principais impactos sofridos na planície de inundação advêm do planalto com transporte de sedimento, inundações, perdas de habitat e redução da vazão. Silva et al. (2010) afirmam que o desmatamento vem ocorrendo sistematicamente na porção do planalto adjacente ao Pantanal, onde até 2008 o mapeamento realizado para Mato Grosso, confirmou o desmatamento de 64,6% da sua área, enquanto que em Mato Grosso do Sul houve supressão de 54,3%. Tais valores confirmam a modificação da paisagem também na bacia do rio Correntes, revelando as facetas das alterações da expansão agropecuária sobre a qualidade da água dos corpos hídricos e das áreas de florestas.

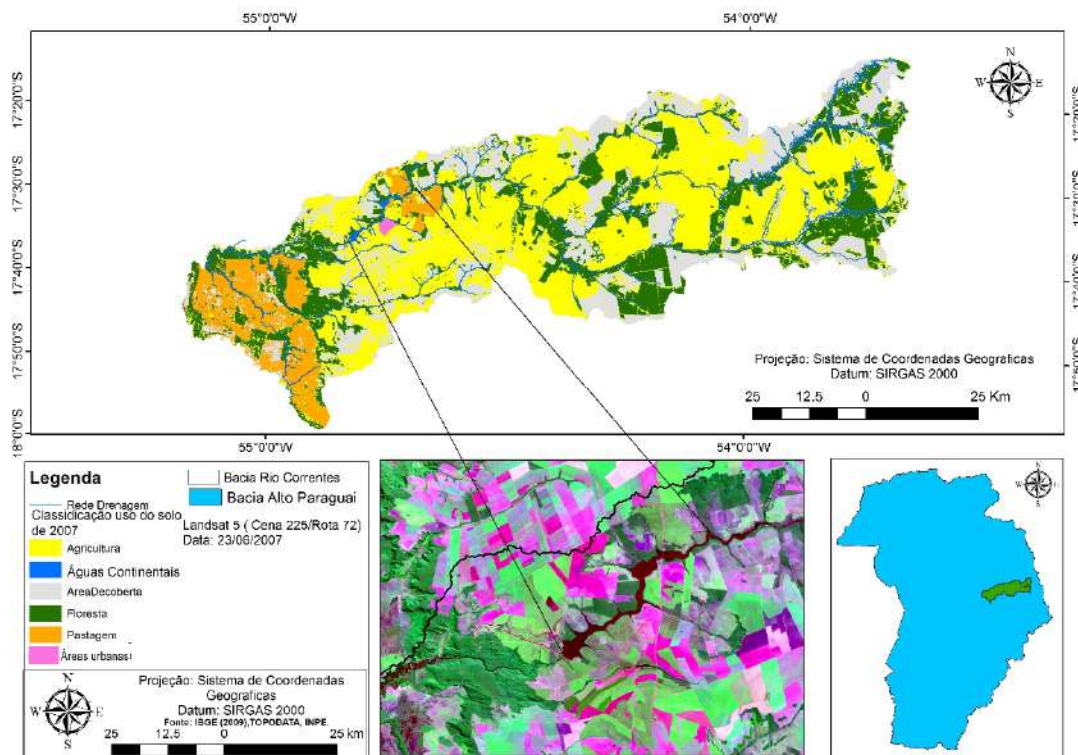


Figura 12 – Mapa de uso do solo na bacia do Rio Correntes para a data de 11 de setembro de 2007, com a predominância da classe de agricultura e diminuição dos fragmentos da classe de floresta

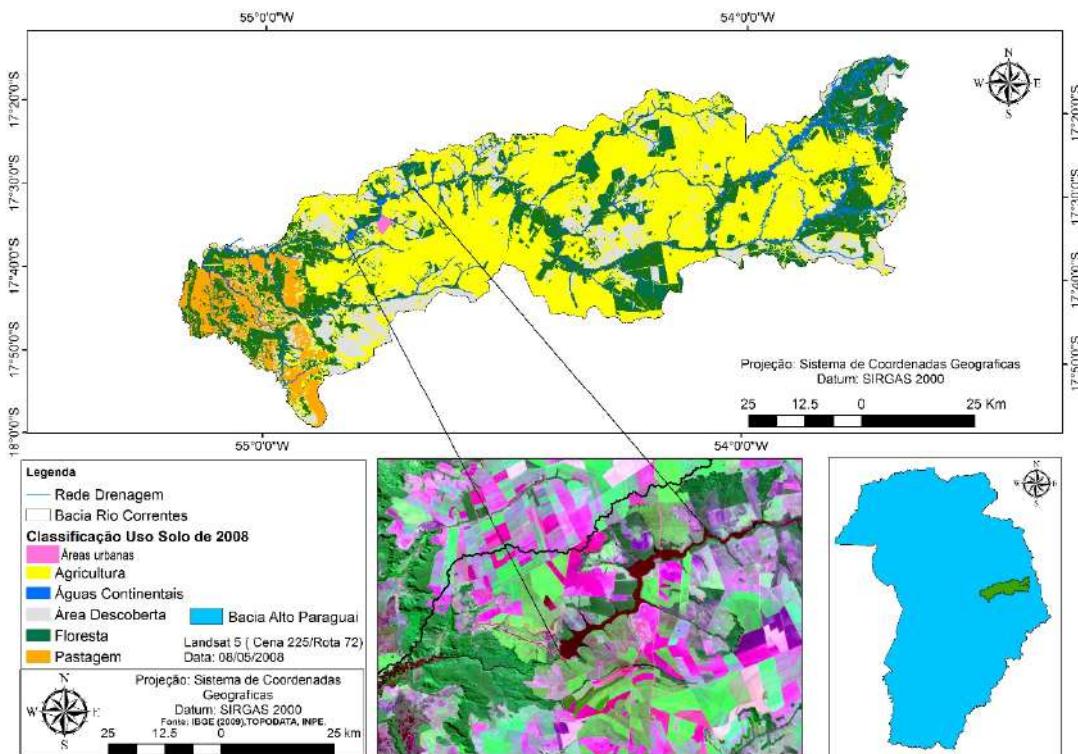


Figura 13 – Mapa de uso do solo na bacia do Rio Correntes para a data de 12 de agosto de 2008, destacando o domínio da classe de agricultura no planalto com fragmentos da classe de áreas descobertas.

Analisando os usos mapeados para 2009 (Figura 14), a classe de águas continentais diminuiu para 41.11 km<sup>2</sup> (1%). A classe de área descoberta teve um aumento chegando a 978 km<sup>2</sup> (17%), o mesmo ocorreu com a classe de florestas atingindo 17.906 km<sup>2</sup> (31%), enquanto a classe de agricultura correspondeu a 42% da área total da bacia (2.343 km<sup>2</sup>). Em 2010, a prática da agricultura foi ampliada para 2.999 km<sup>2</sup> (54%) da bacia, especialmente na parte leste e área do entorno do reservatório chegando aos limites do planalto quando comparada ao ano anterior (Figura 15).

A predominância da classe de agricultura nos dois anos acima descrita, pode ser relacionada com os diferentes manejos do solo que ocorrem na bacia respeitando o calendário agrícola, e também ao predomínio da prática desta atividade, em toda a bacia do rio Correntes. Segundo Gonçalves et al. (2011) os usos e as formas de ocupação do solo são os principais fatores que contribuem para a alteração físico-química nos recursos hídricos da bacia hidrográfica e do entorno de reservatórios, por meio da geração de resíduos orgânicos e compostos químicos oriundos das atividades antrópicas praticadas nestas áreas.

De acordo com o monitoramento anual de desmatamento realizado com base em imagens de satélite para o bioma Cerrado, coordenado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) e o Instituto Brasileiro de Meio Ambiente (IBAMA) para os anos de 2009 a 2010, (mesmos anos mapeados na área de estudo), a área desmatada atingiu 6.469 km<sup>2</sup>, sendo que até o ano de 2009 foram convertidas cerca de 983.348 km<sup>2</sup>, enquanto que a área total do bioma Cerrado corresponde a 2.039.386 km<sup>2</sup> em todo o território nacional.

A ocorrência de desmate associado ao domínio da prática agropecuária na bacia potencializa alterações e carregamento de materiais para o rio, podendo ocasionar modificação nos parâmetros da qualidade da água e nas comunidades biológicas. Tais fatores, acompanhados da presença de uma usina hidrelétrica, podem ser amplificados quando as barragens estão localizadas a montante de planícies de inundação, devido as possíveis consequências diretas e indiretas no funcionamento e regulação da mesma (KINGSFORD, 2000; FANTIN-CRUZ, 2015).

Reservatórios de hidrelétricas, como o de Itupararanga (SP), onde também se pratica fortemente a atividade de agricultura com pouca proteção de vegetação ripária e área de solo exposto, já demonstram interferências na qualidade da água do reservatório (TANIWAKI et al.,2013).

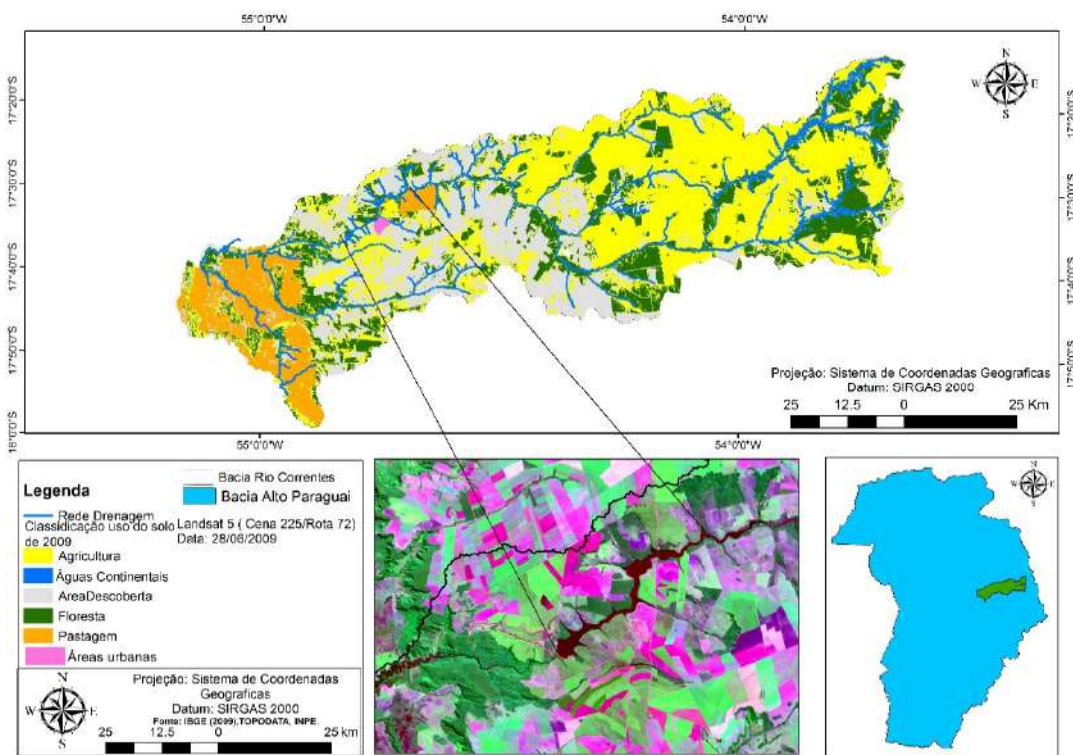


Figura 14 – Mapa de uso do solo na bacia do Rio Correntes para a data 28 de maior de 2009, verificamos o domínio da classe de áreas descobertas no entorno do reservatório.

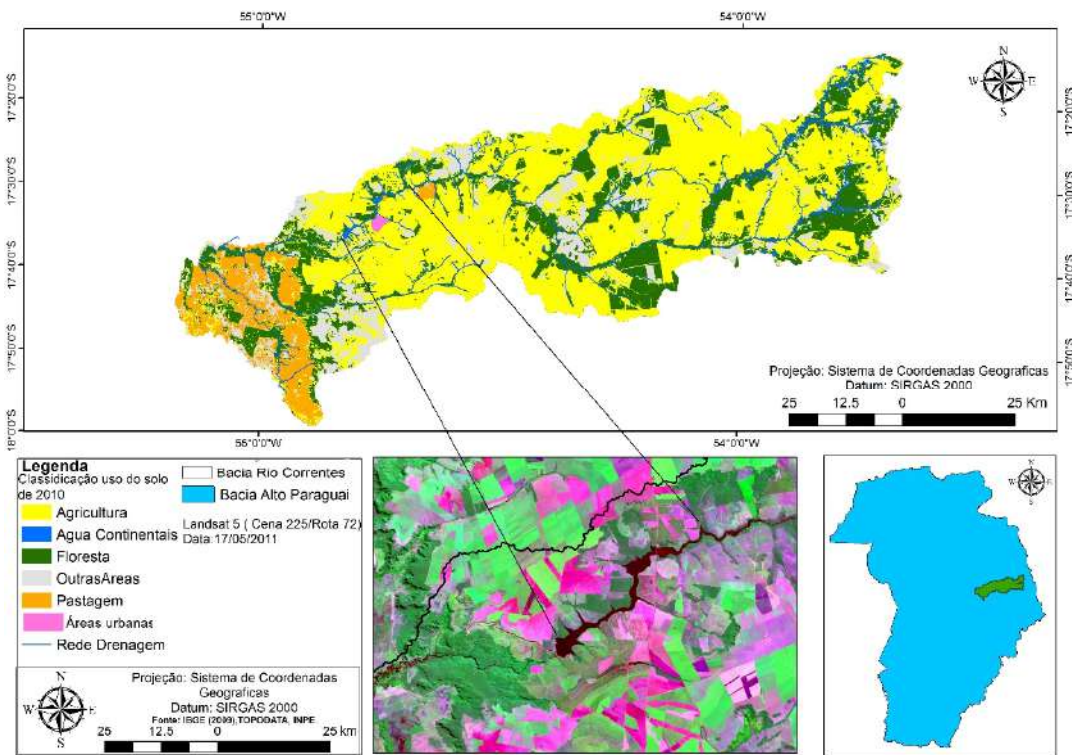


Figura 15 – Mapa de uso do solo na bacia do Rio Correntes para data de 06 de maio de 2010, destacando o grande predomínio da classe de agricultura em toda a bacia.

No ano de 2011 (Figura 16) foi verificado o uso do solo da classe agrícola com 2.937 km<sup>2</sup>, o que corresponde a 53% de toda a cobertura da bacia do rio Correntes. A classe de pastagem correspondeu a 642 km<sup>2</sup> (11%), as águas continentais representaram 53.53 km<sup>2</sup> (1%) e a classe de floresta 20% (1.163 km<sup>2</sup>), o que representou a supressão de 10% desta classe em relação aos anos anteriores. Em 2015 a abrangência de área descoberta predominou com 42% (2.001 km<sup>2</sup>), seguida da classe de agricultura com 29% e floresta com 23% (1.403 km<sup>2</sup>). Realçando que as áreas classificadas como descobertas para os anos anteriores correspondem as áreas com presença da classe de agricultura em todo o planalto da bacia (Figura 17).

No mapeamento ficou claro que nestes dois últimos anos a classe de floresta quando comparada aos anos anteriores diminuiu consideravelmente atingindo 11% de área suprimida e convertida em área de agricultura e pastagem. A retirada da mata para instalação de sistema de produção agrícola, pastagem ou centros urbanos afetou não somente a paisagem local, mas também diretamente as características da qualidade das águas (VERONEZ, 2011).

No estudo conduzido na bacia do rio Vermelho (SOUZA, 2015), próxima a área de estudo, revelam um amplo uso antrópico destinado a agricultura e pastagem que foram correlacionados positivamente com as alterações na ótica da água ao estado trófico. No mapeamento da bacia do Ribeirão Ponte de Pedra em 2015, Oliveira (2016) revelou um extenso uso antrópico oriundo especialmente das atividades agrícolas (34,77%) e pastagem (29,84%). Desta forma, os estudos relacionados com a fragmentação da cobertura florestal, tornam-se essenciais para que medidas mitigadoras e compensatórias possam ser adotadas, objetivando reduzir ou evitar prejuízos sobre os diferentes compartimentos da natureza (NUNES et al., 2015).

Nas bacias hidrográficas as barragens para construção de reservatórios de usinas podem ser consideradas um dos agentes modificadores do uso do solo ainda mais quando existe a perspectiva de instalações de complexos de barragens nas terras altas da bacia do Alto Paraguai (ALHO; SABINO, 2011; GALDINHO et al., 2013) o que pode promover mudanças no pulso de inundação da planície (KORNÍJÓW, 2009). Devido a busca pela expansão energética brasileira, tem se promovido o desenvolvimento a partir das fontes renováveis com base nas Pequenas Centrais Hidrelétricas em várias escalas (COPEL, 2012; ANEEL, 2012). Assim, as principais atividades praticadas na bacia, ou seja a agricultura e pecuária, demonstraram que estão intrinsecamente relacionadas com as variações na qualidade da água do rio Correntes, com a produção de energia a partir de reservatórios artificiais, entre outros usos urbanos. Portanto, a partir dos resultados obtidos destacamos que estes dados devem ser utilizados para o planejamento, manutenção de políticas públicas e ambientais que são de suma importância para a adequada exploração dos recursos naturais de forma a minimizar os impactos ambientais.

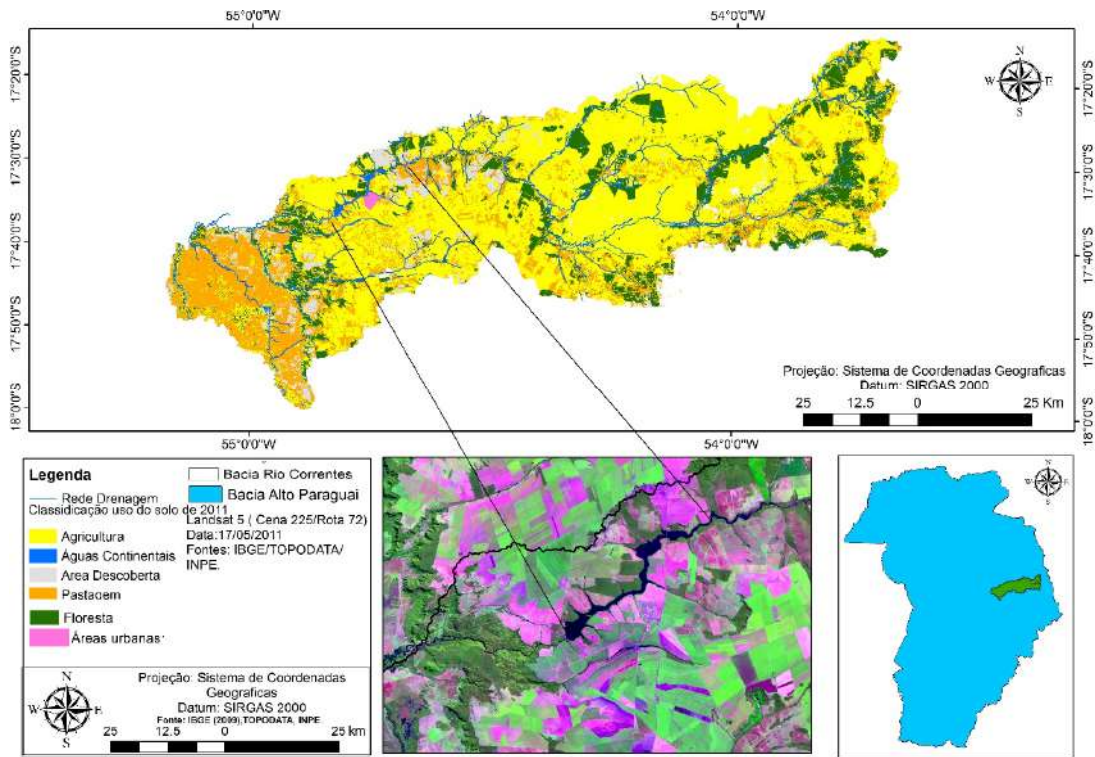


Figura 16 - Mapa do uso da terra na bacia do Rio Correntes para data de 17 de maio de 2011, ressaltando os fragmentos da classe de pastagem no planalto.

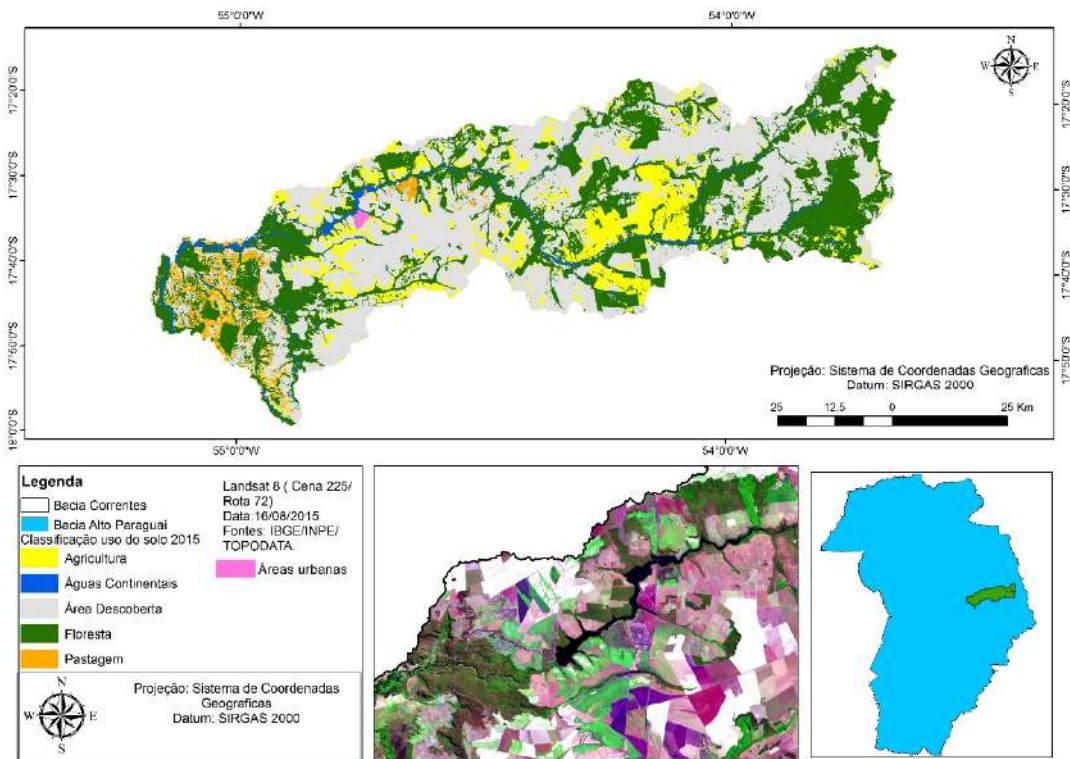


Figura 17 - Mapa do uso da terra na bacia do Rio Correntes para data de 16 de agosto de 2015, o predomínio da classe de áreas descobertas em todo o planalto da bacia e o aumento dos fragmentos da classe de floresta.



Tendo como objetivo analisar que usos são realizados na área do entorno do reservatório da Usina Ponte de Pedra, foi elaborado um buffer (5 km) no qual foi constatado a predominância de agricultura e pastagem (Figura 18), o mesmo registro verificado para a área total da bacia do rio Correntes.

No ano de 2000 foi registrada uma presença expressiva da classe de floresta em todo o entorno do corpo do rio Correntes, no qual ainda não existia o reservatório da usina Ponte de Pedra. No período entre 2006 e 2011 houve maior presença da classe de agricultura (cana-de-açúcar), haja vista que nessa região funciona uma usina de álcool. A classe de floresta teve a diminuição gradativa em toda a série temporal até 2015, e dominância de áreas descobertas nas mesmas áreas ocupadas por agricultura nos anos anteriores. Reforça-se aqui que o aumento ou diminuição dessas áreas descobertas estão fortemente relacionados com o modo de produção agrícola adotado nessa região matogrossense.

Analisando a diminuição da classe de floresta e predominância antrópica nas atividades agrícolas pode-se salientar, conforme David et al. (2009), que se as matas ciliares continuarem a diminuir e não forem empregadas técnicas de reflorestamento, potencialmente os reservatórios, entre eles o da PCH Paraíso (MS), estarão expostos a diversos prejuízos como assoreamento e alteração na qualidade da água do rio e no barramento.

A diminuição da classe de floresta principalmente no entorno dos corpos hídricos também foi encontrada no Pantanal por Paranhos-Filho et al. (2014), indicando modificações devido ao processo de desmatamento ocorrendo a conversão destas áreas em regiões destinadas a agricultura e pastagem.

A qualidade da água armazenada em reservatório de hidrelétrica é resultado dos processos que ocorrem na bacia de drenagem e em seu entorno a partir dos usos e tipos de ocupação do solo, alterações antrópicas e mudanças nos habitats, atribuindo modificações nas características de qualidade da água, podendo apresentar prejuízos grandiosos a biodiversidade aquática e ao bom funcionamento do ecossistema (CALLISTO; ANACLÉTO, 2015).

No estudo realizado no reservatório de Itupararanga por Taniwaki et al. (2013) foram identificadas que as alterações na dinâmica do uso e ocupação do solo tiveram relação com as características da água. Pode-se sugerir que a classe de agricultura e área descobertas foram as mais representativas e refletiram essas relações com o ambiente aquático, potencializando prejuízos ao ecossistema com um todo.

Salienta-se neste sentido, a importância de existirem políticas públicas e gerenciamento dos reservatórios visando o manejo, a conservação e a sustentabilidade adequados para garantir a existência da biodiversidade terrestre e aquática. Destacando aqui que os recursos das geotecnologias e do sensoriamento remoto para o mapeamento e análise temporal da bacia estudada se mostraram como uma ferramenta viável e que comporta grande quantidade de dados, como a série analisada, gerando resultados refinados e válidos.

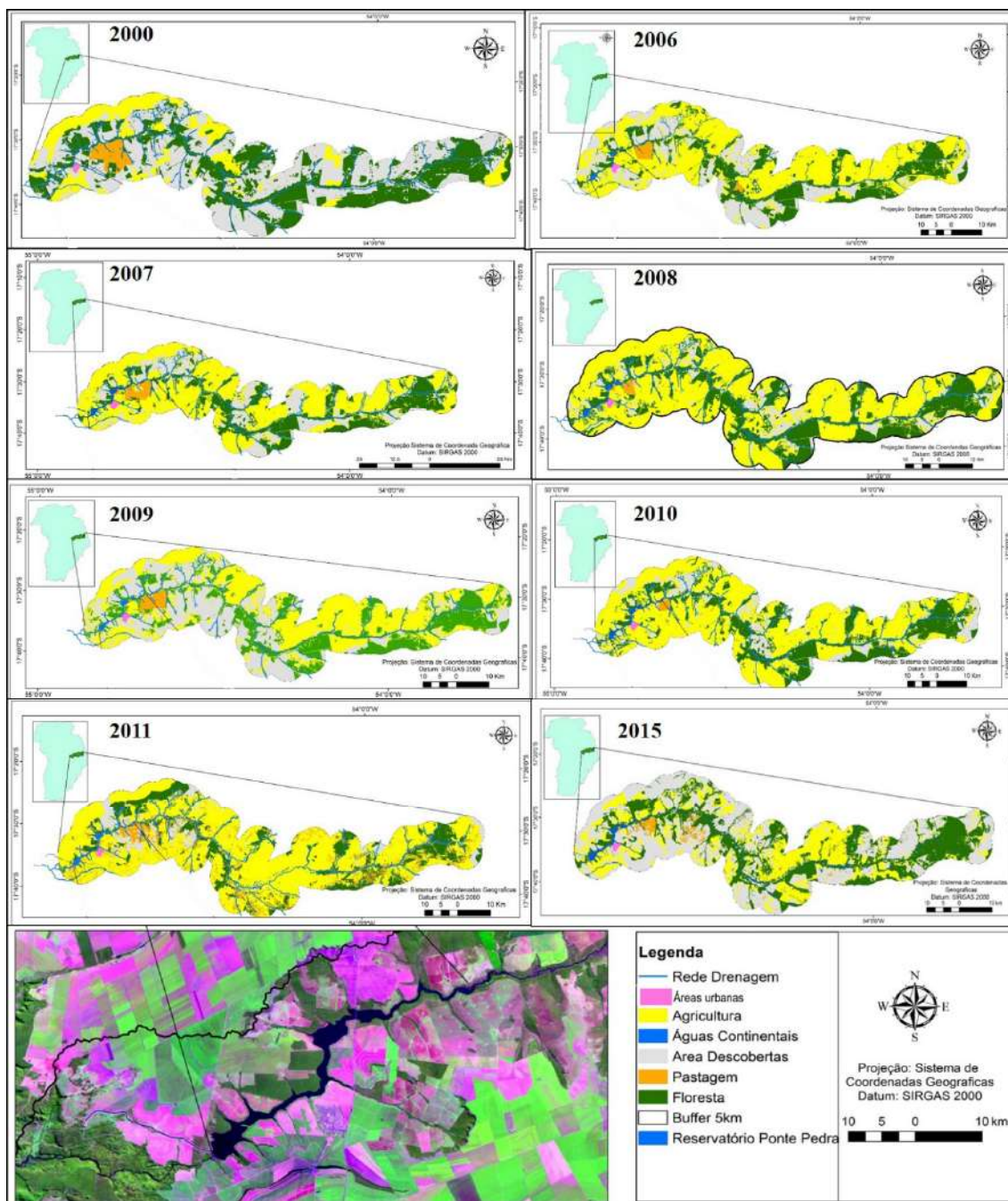


Figura 18 – Mosaico do mapeamento de uso do solo no entorno do rio Correntes.

De acordo com as leis 12.651/2012 e 12.727/2012 no artigo 5 discrimina que em áreas onde ocorra a implementação de reservatórios d'água artificiais para fim de geração de energia elétrica, são obrigatórios a aquisição ou desapropriação das áreas de preservação permanente, conforme estabelecido na licença ambiental do empreendimento, bem como, obedecer as faixas mínimas de 30 metros e máximas de 100 metros em área rural. Enquanto que em áreas urbanas o mínimo de 15 metros e máximo de 30 metros.

É relevante destacar a importância da existência destas faixas para o reservatório (Figura 19), como também para o rio formador do represamento e de seus principais tributários, sabendo se da principal função desta área seja de resguardar a não ocorrência do assoreamento do leito do rio garantindo a estabilidade de suas margens (BRASIL, 1965). Por interferir diretamente na produção de energia elétrica pois sem a mata ciliar ocasionara o rebaixamento do nível do reservatório culminando em um possível racionamento de energia elétrica. Garantindo ainda a manutenção da fauna e da flora terrestre, de forma, contribuir com sustentabilidade duradoura deste ecossistema. Sendo que, os proprietários confrontantes destas áreas terão o benefício e o ônus de manter e proteger essas novas áreas de preservação permanente (MACHADO, 2005).

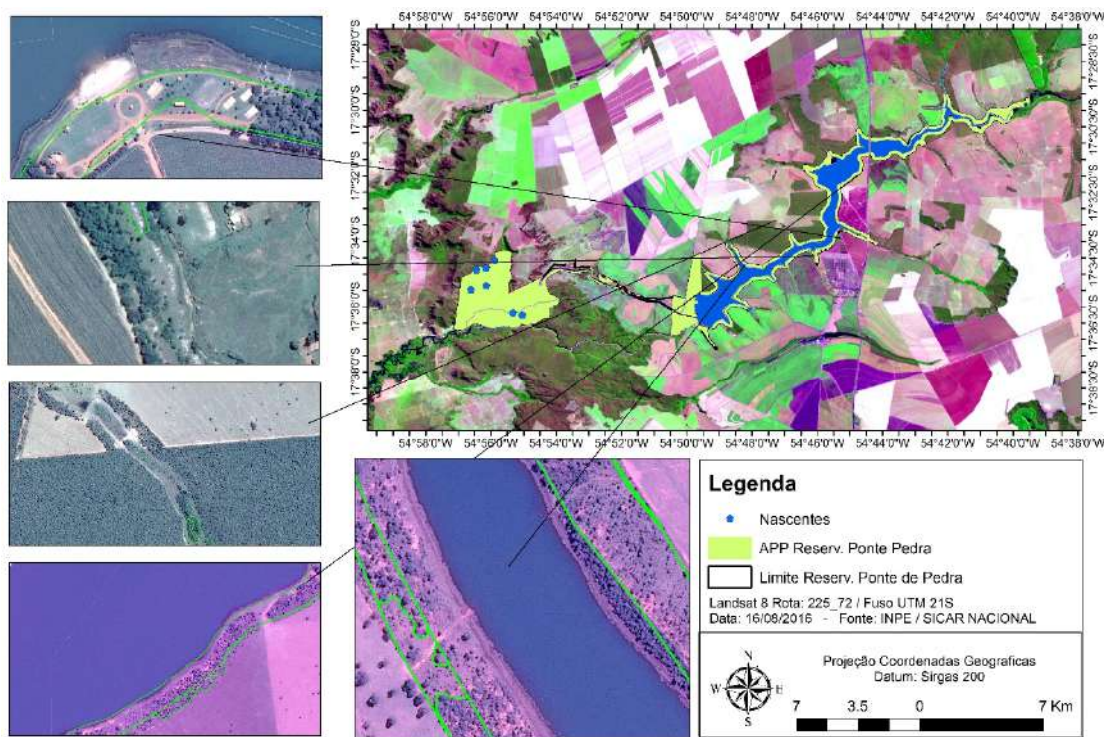


Figura 19 – Carta Imagem destacando áreas declaradas como de preservação permanente no cadastro ambiental rural (realizado em março de 2016), porém ainda com faixas degradadas.

Podemos verificar a partir da carta imagem acima que ainda existem faixas degradadas dentro da área de preservação permanente do reservatório, bem como em área confrontante ao reservatório. Ou seja, existindo tais faixas em desconformidade com a prevista na legislação, além do descumprimento, poderá favorecer a produção e carreamento de partículas de sedimentos e nutrientes para o reservatório, e ainda a falta da mata ciliar para a fauna que utiliza a faixa como uma espécie de corredor ecológico, pois é o rio Correntes percorre o planalto e a planície de inundação do Pantanal. Salientando, que os dados foram adquiridos junto ao banco de dados do sistema nacional do cadastro ambiental nacional, imagens Google Earth e Landsat 8.

Conforme analisado na área de estudo os fragmentos da classe de floresta sofreu um diminuição de 17% da sua área de cobertura em toda a bacia do rio Correntes. Destacamos em 2000 com 42% de classe de floresta, ano com início da implementação do reservatório da usina Ponte de Pedra, e que a regularização ambiental ainda era regida pela lei nº 4.771/1965. Em 2006 esta classe diminuiu para 30,9%, cenário brasileiro que iniciavam os encaminhamentos para a lei nº 12.651/2012 o chamado Novo Código Florestal que trazia modificações em seu pacote principalmente sob as faixas de áreas de preservação permanente, como também a reservas legais. Assim, o menor valor para classe na área de estudo ocorreu justamente no ano anterior a aprovação do Novo Código, atingindo 20,6% de floresta. Fato que se alterou em 2015, na qual, a classe sobe os valores para 25% de floresta na bacia do rio Correntes.

Justamente três anos após a aprovação do Novo Código Florestal Brasileiro, onde trouxe prazo nacional para realização do cadastro ambiental rural, cadastro este que necessita ao proprietário a discriminação das área de preservação permanente (APP) e reservas legais (RL) na propriedade. Sem este, as propriedades rurais não conseguem realizar as vendas de gado para corte, compra de insumos, e financiamentos bancários. O prazo foi prorrogado várias vezes, porém houve um necessidade dos grandes e pequenos produtores em realizar este cadastro para o bom funcionamento de suas áreas. Podemos compreender a diminuição no ano de 2011 e o subsequente aumento em 2015, como possível relação com as declarações devido a possibilidade dos proprietários em realizarem, para áreas sem a quantidade de reserva legal, a regeneração natural da vegetação por um determinado período.

### 6.3.1. Produção da carga de sedimentos e sua relação com uso do solo na bacia do rio Correntes

Para toda a série temporal considerada nesse estudo a produção de sedimentos anual da bacia do rio Correntes variou entre 146 a 566 mgL<sup>-1</sup>, sendo que os valores máximos ocorreram em 2006 e 2011 (Figura 20), tendo sido produzido em média 412mgL<sup>-1</sup>.

Quanto à descarga líquida de sólidos (Qst entrada) os valores oscilaram entre 12.288 a 31.030 ton/ano, com uma média anual de 18.094 ton/ano e o máximo valor no ano de 2008 (Figura 20). Os valores registrados podem ter relação com a classe de área descoberta e agricultura por terem cobertura de 61% da bacia em toda a parte do planalto.

Os uso e ocupação da solo nas bacias hidrográficas são os fatores determinantes no escoamento da água e na produção de sedimentos (MACEDO et al., 2012). Os autores evidenciam que com o aumento da vegetação diminui-se a perda do solo, e o aumento da duração da precipitação e do período de retorno aumenta o escoamento superficial direto e da vazão de pico que irão por consequência aumentar a produção de sedimentos. Assim, o aumento de áreas descobertas acarretou maiores produções de sedimentos para este ano.

Para a série temporal, com exceção de 2008, a produção de sedimentos manteve valores menores (Figura 21) quando foi verificado que a classe de agricultura, para o mesmo período, também se manteve com pouca alteração variando entre 42,6 % a 55% na cobertura do planalto. Destacando que, em 2009, atingiu 11.000 toneladas ano e a agricultura cobriu 43% da bacia. Verificou-se que conforme há variações desta classe da cobertura total da bacia os valores de sedimento também variam.

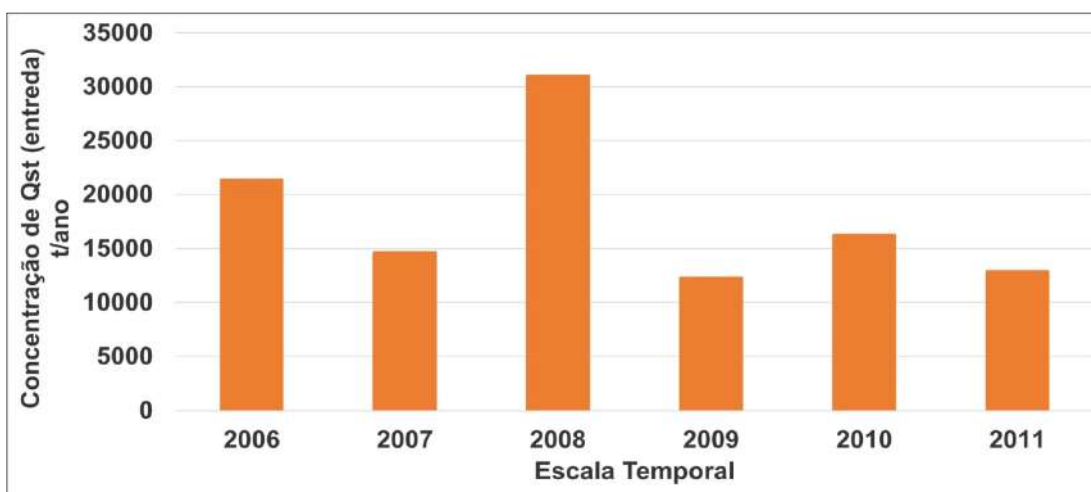


Figura 20 – Produção de sedimentos para a série temporal (2006 a 2011) do rio Correntes, em relação ao ponto de controle natural COR 1.

Perazzoli et al. (2013) caracterizaram que um cenário com predominância de classes agrícolas produzem maior taxa de produção de sedimentos quando comparado ao cenário de mata nativa que tem as menores taxas. Fato semelhante ao ocorrido na área de estudo, que apresentou dominância de classe de agricultura. Valores similares de descarga líquida de sedimentos foram registrados no rio Araguaia, em Mato Grosso, atingindo 20.000 t/ano sendo que estes valores foram atribuídos ao aumento do uso do solo nos processos de conversão de áreas para agriculturas, desmatamento, queimadas e construções (CARVALHO, 2003). Vanzela et al. (2010) caracterizaram que, de modo geral, as classes de área urbana, agricultura e matas degradadas contribuíram para a redução da vazão e da qualidade da água em função da lateração na intensidade do escoamento superficial. Contudo, o aumento da concentração dos sólidos na água teve origem nas áreas agrícolas (culturas perenes, culturas perenes irrigadas e culturas anuais), áreas urbanas e matas degradadas. No caso do rio Correntes estas três classes de usos podem ser apontadas como de fato tenham exercido forte influência no aporte de sedimento e vazão do corpo hídrico estudado.

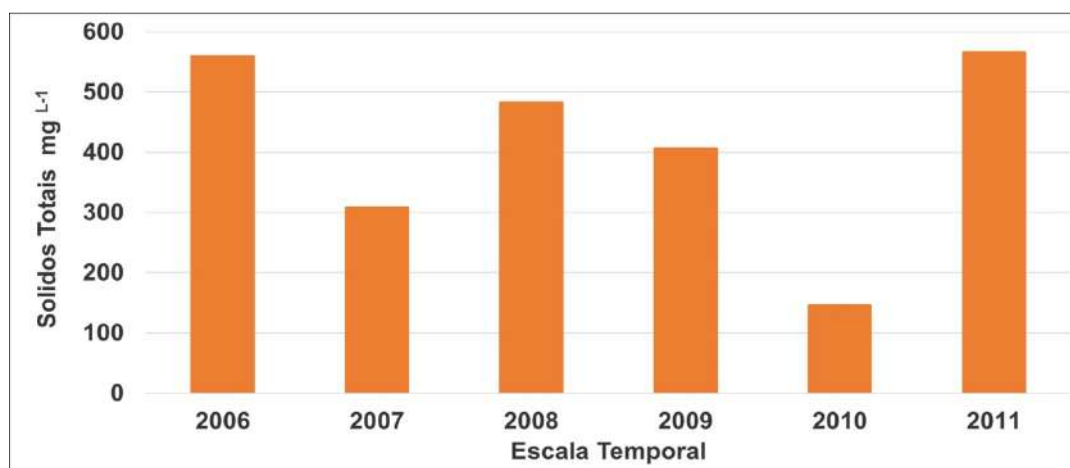


Figura 21 – Descarga líquida de sólidos para a série temporal (2006 a 2011) do rio Correntes, em relação ao ponto de controle natural COR 1.

No lago do rio Descoberto, na bacia do rio Paraná no Distrito Federal, foi encontrado entre 2003 e 2014, valores de descarga sólida média anual atingindo 18.289 ton/ano (SANTOS; COSTA, 2015). Os autores concluíram que essa produção de sedimentos na bacia é baixa. Destacando que os modelos hidrológicos são ferramentas relevantes na extração quantitativa e qualitativa dos dados de sedimentos em bacias e em reservatórios.

Em um reservatório de hidrelétrica no rio Itiquira, próximo a área de estudo, foram encontrados valores de descarga líquida entre 180 a 1466 t/dia indicando a alta produção de sedimento em toda a bacia hidrográfica, já a jusante, foram encontrados valores entre 183 a 923 t/dia demonstrando a retenção de sedimentos (LOVERDE-OLIVEIRA et al., 2013). Este autores também correlacionaram a alta descarga líquida com os usos agropecuários praticados à montante do reservatório.

A vazão afluente ao reservatório da usina Ponte de Pedra, a montante da barragem (COR 1), determinou a exportação da carga de sedimento no corpo d'água principal do rio Correntes, ( $r^2=0,96$ ) (Figura 22), ou seja, a vazão foi determinante no processo de exportação do sedimentos. A relação parece um tanto redundante, porém existem estudos em outros reservatórios em que a vazão não interfere na exportação do aporte de sedimentos por motivos da largura do curso d'água ou mesmo devido a vazão ser considerada baixa (SANTOS et al., 2009; BARBOZA, 2010).

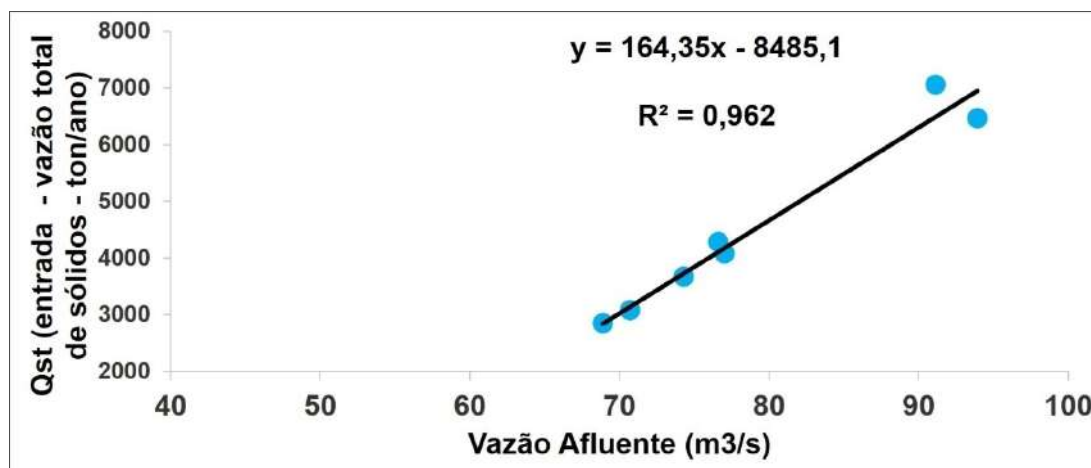


Figura 22– Regressão linear entre descarga líquida de sólidos (Qst entrada) em relação a vazão afluente ao reservatório Ponte de Pedra para a série temporal do presente estudo.

Ao estabelecer a correlação entre os usos do solo e a carga de sedimentos (ton/ano) a partir do ponto afluente ao reservatório Ponte de Pedra (COR 1), verificou-se uma correlação positiva com as classes de águas continentais ( $r^2=0,88$  e  $p=0,03$ ) e de floresta ( $r^2=0,98$  e  $p=0,002$ ) com a produção de sedimentos da bacia (Figura 23 e 24), sendo que a carga de

sedimento anual analisada corresponde ao valor acumulado dos 365 dias do ano anterior ao da classificação do uso do solo.

O mapeamento dos usos em seu entorno caracterizaram a forte supressão vegetal realizada nos últimos anos com a finalidade de ampliação dos usos agropecuários, demonstrando a relação destes usos na geração de sedimentos que adentram no reservatório da usina Ponte de Pedra.

Santos et al. (2012) também encontraram valores elevados de sólidos totais no entorno da bacia estudada e relacionaram ao entorno do curso d'água que tinha predominância de solo exposto e monoculturas, observando principalmente o carregamento de partículas em época de chuva. Poletto e Carvalho (2004) encontraram valores elevados de sólidos totais no entorno da bacia estudada, e relacionaram ao entorno do curso d'água com predominância de solo exposto e monoculturas, observando principalmente o carregamento de partículas em época de chuva. Silva et. al. (2009) destaca que a alteração dos sólidos suspensos ocorreu em variação sazonal para o reservatório da Usina Peti em Minas Gerais, com os impactos de sedimentação no reservatório na estação chuvosa.

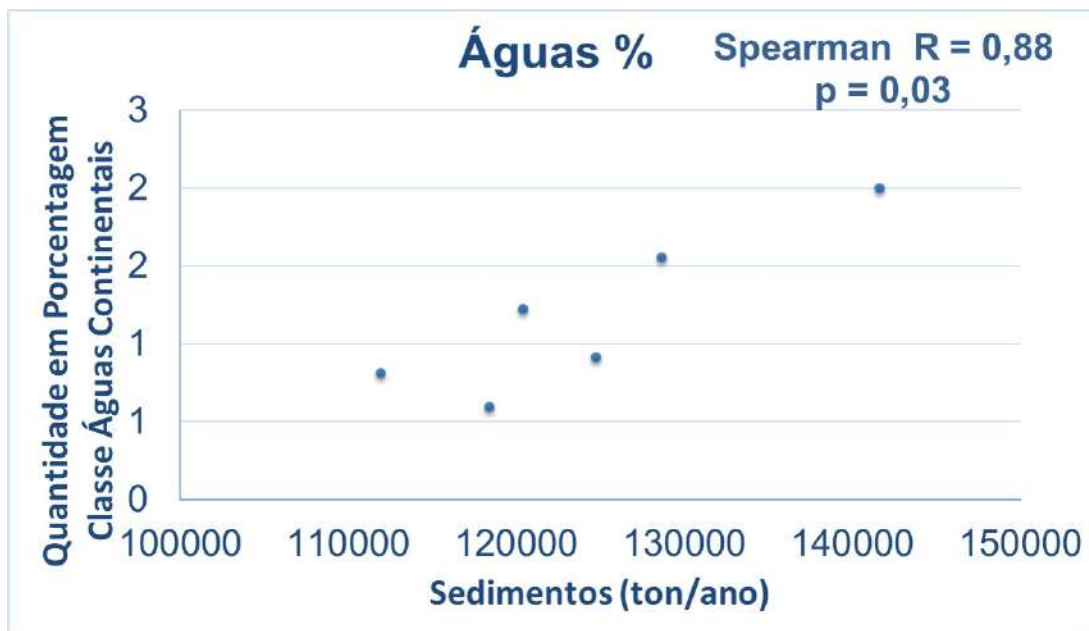


Figura 23– Curva chave da relação da carga de sedimentos com o percentual de uso do solo por águas continentais na bacia do rio Correntes.



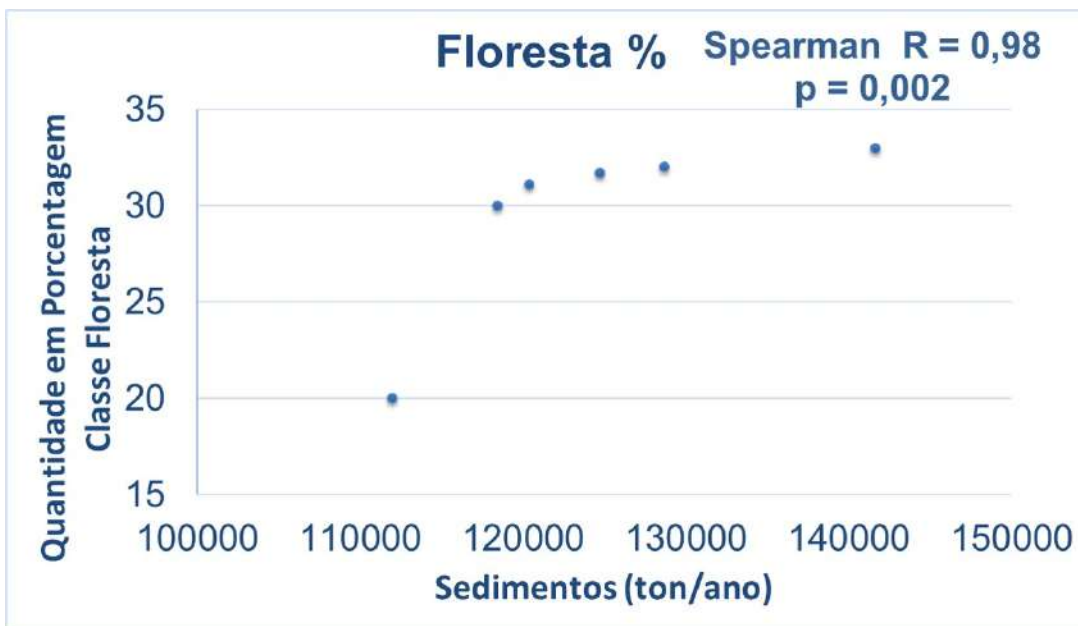


Figura 24– Curva chave da relação da carga de sedimentos com o percentual de uso do solo por floresta na bacia do rio Correntes.

#### 6.4. Grupos bioindicadores para avaliação da qualidade da água do rio Correntes

##### 6.4.1. Caracterização da comunidade fitoplanctônica

Na comunidade fitoplanctônica do rio Correntes foram registrados 149 táxons de algas, difundidas em oito classes taxonômicas. Sendo estas Zygnemaphyceae apresentaram 63 táxons, Bacillariophyceae 33 táxons, Chlorophyceae 24 táxons, Cyanobacteria 15 táxons, Euglenophyceae 4 táxons, Chrysophyceae 4 táxons, Cryptophyceae 3 táxons, Dinophyceae 2 táxons e Oedogoniophyceae 1 táxon (Figura 24). Desse total, 15 espécies descritoras foram agrupadas em 9 grupos funcionais.

Em reservatórios tropicais zignemfíceas são encontradas principalmente em águas mais ácidas, pobres em nutrientes, apresentando baixa condutividade elétrica, elevada transparência e baixa velocidade na correnteza (VERCELINO; BICUDO, 2006; NGEARNPAT; PEERAPORÍSAL, 2007; PEREIRA, 2012; SANTOS, 2012). As águas do reservatório da usina Ponte de Pedra são consideradas levemente ácidas apresentando pH 6,14, baixa condutividade elétrica com  $3,8 \mu\text{S cm}^{-1}$ , com turbidez em 11 NTU e sólidos totais em média de  $60 \text{ mg L}^{-1}$  (FANTIN-CRUZ et al., 2015). Os autores descrevem as concentrações médias de algumas variáveis entre elas as concentrações de nutrientes após a

formação do reservatório, para a mesma escala temporal deste estudo, que a maioria dos parâmetros praticamente não sofreu grande alteração com exceção as reduções da turbidez (6 NTU), sólidos totais ( $46 \text{ mg L}^{-1}$ ) e fósforo total ( $0,156 \text{ mg L}^{-1}$  anterior, posterior  $0,055 \text{ mg L}^{-1}$ ), com elevação da concentração média do nitrogênio amoniacal ( $0,022 \text{ mg L}^{-1}$ ).

A riqueza do fitoplâncton variou em média de 35 taxa/amostra na estação COR 7 até 45 taxa/amostra (COR 2). No entanto, a riqueza de espécies entre as estações não apresentou diferença, demonstrando uma homogeneidade. Enquanto que entre os anos constatou-se diferença na riqueza ( $p < 0,001$ ). Tal diferença ocorreu entre o ano de 2005 com os anos de 2006 ( $p = 0,02$ ), 2010 ( $p = 0,003$ ) e 2011 ( $p = 0,0001$ ). Já o ano de 2006 demonstrou diferença com os anos de 2008 ( $p = 0,0058$ ) e 2009 ( $p < 0,001$ ). E em 2007 com os anos de 2009 ( $p = 0,001$ ), com 2010 ( $p < 0,001$ ) e 2011 ( $p < 0,001$ ).

A diversidade de espécies foi reduzida e variou em média de  $0,60 \text{ bits ind}^{-1}$ , na estação COR4 até  $0,9 \text{ bit ind}^{-1}$  na estação COR 2. Houve diferença na diversidade entre os pontos de coleta ( $p < 0,001$ ) (Tabela 3).

A biomassa total também teve ampla variação quando comparada as estações de coletas, sendo em média menor no ponto COR 6 com  $0,41 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$  e a maior no COR2 com  $1,31 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$  (Tabela 3 e Figura 25). A biomassa total não apresentou diferença significativa entre os pontos de coleta, porém entre os anos apresentou diferença ( $p > 0,01$ ).

Na barragem da Lagoa Mãe-Bá no Espírito Santo Pereira (2012) encontram variação significativa entre a maior média obtida foi de  $6,35 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$  e a menor com  $1,66 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ . Souza (2015) para o Lago Paranoá (DF), encontrou valores em média de biomassa na série histórica (1976-1998 a 1999-2001) de  $4 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$  atingindo picos de até  $54 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ .

Tabela 3: Média da riqueza (taxa/amostra), diversidade (bits ind<sup>-1</sup>) e biomassa total (mm<sup>3</sup>L<sup>-1</sup>) por estação de coleta amostrada no rio Correntes e reservatório do UHE Ponte de Pedra, no período de 2005 a 2011.

Pontos	Riqueza	Diversidade	Biomassa
<b>COR1</b>	36	0,7	0,67
<b>COR2</b>	45	0,9	1,31
<b>COR3</b>	44	0,8	0,65
<b>COR4</b>	38	0,6	0,95
<b>COR5</b>	37	0,7	0,70
<b>COR6</b>	37	0,7	0,41
<b>COR7</b>	35	0,7	0,89
<b>COR8</b>	41	0,7	0,58

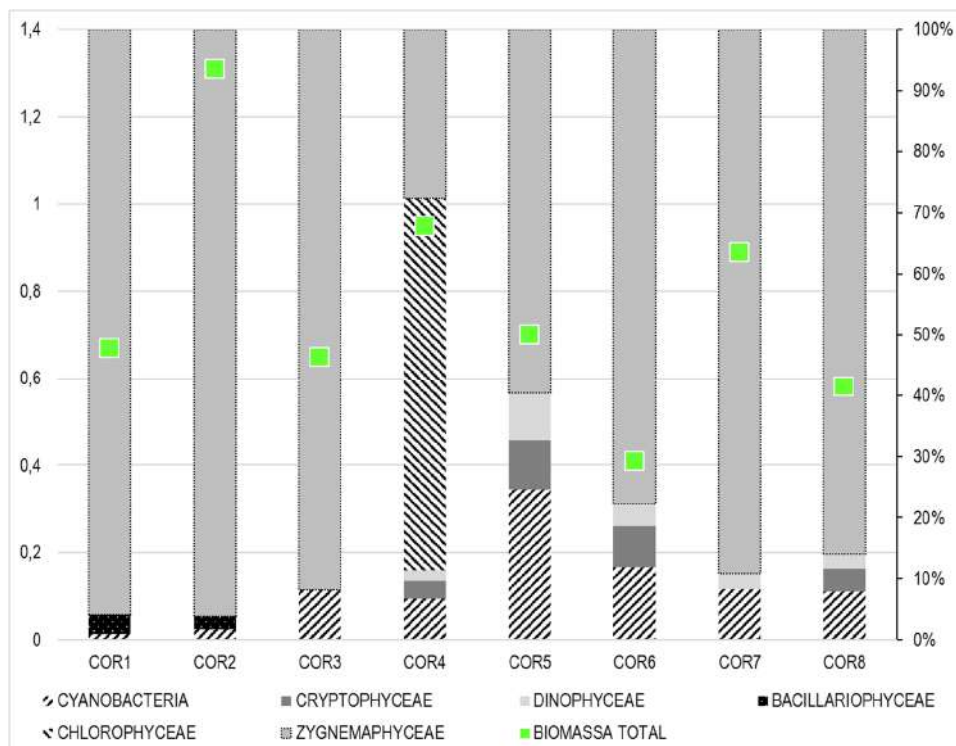


Figura 25 – Valores de biomassa total (quadrados verdes) e porcentagem das classes taxonômicas encontradas nos pontos de coleta do reservatório Ponte de Pedra, destacando a maior presente de Chlorophyceae no ponto COR 4 (barragem da usina).

### 6.4.3. Grupos funcionais e o índice Q como indicadores da qualidade da água

A partir da classificação dos grupos funcionais de Reynolds (GFR), foram identificados os seguintes códons A, J, Lo, MP, Na, P, S1, Y, X1 (Tabela 4 e Figura 26). De acordo com Reynolds et al. (2002) e Padisák et al. (2009) tais grupos predominam em lagos estratificados, oligotróficos a mesotróficos, pequenos a médios, geralmente enriquecidos, com camadas mistas e turvas. O reservatório da usina Ponte de Pedra tem boa disponibilidade de luz e pode ser classificado como oligotrófico quanto a clorofila-*a*, e nitrogênio total, e mesotrófico quanto ao fósforo total quando considerada a classificação trófica para lagos tropicais (SALAS; MARTINO, 1991).

Tais códons identificados são típicos de ecossistemas aquáticos brasileiros represados (TRAIN et al., 2005; DANTAS, 2010; BORGES et al., 2001; RANGEL et al., 2009; BECKER et al., 2010; PEREIRA, 2012; SANTOS, 2012; MORETI et al., 2013; COSTA, 2014; AZEVEDO, 2014).

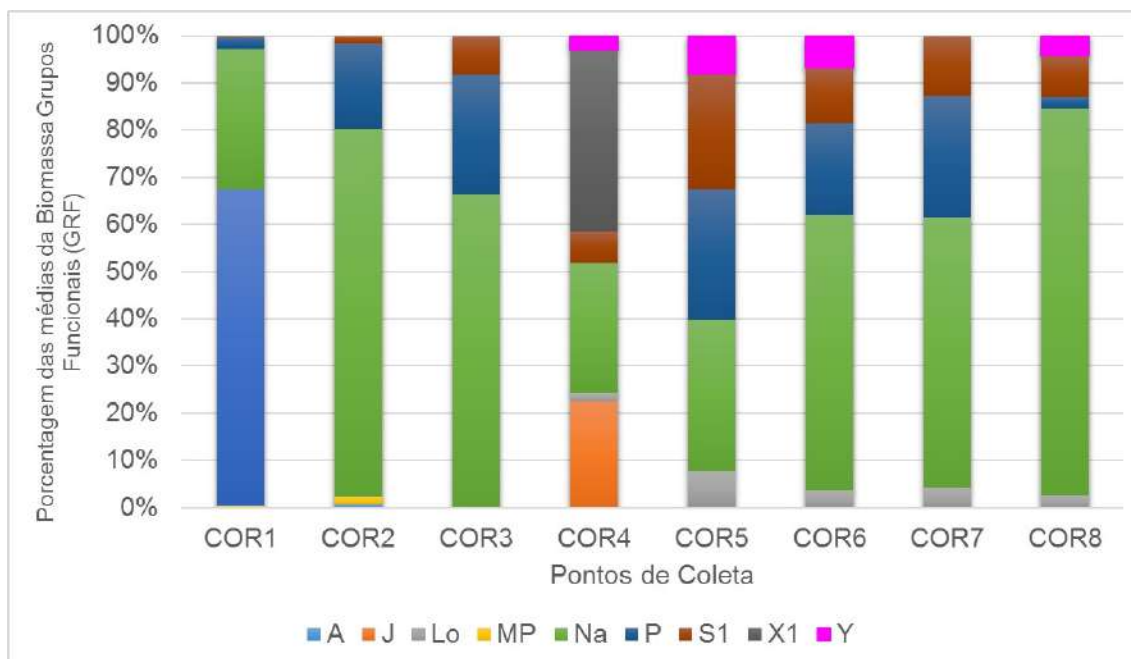


Figura 26 – Descrição das porcentagens dos grupos funcionais GFR, nos pontos de coletas do rio Correntes e reservatório Ponte de Pedra no período de estudo, tendo a principal contribuição do grupo Na em todos os pontos de coleta e uma formação de ambiente com indicação para mesotrófico no ponto localizado próximo a barragem o COR 4.

Tabela 4 - Principais espécies do fitoplâncton (contribuição > 5% para o biovolume total por amostra) seus grupos taxonômicos e funcionais no rio Correntes, com base Reynolds et al. (2002), Pádisák et al. (2006) e Pádisák et al. (2009).

Est.	2005-2011	%	GR	Fator F	Est.	2005-2011	%	GR	Fator F
<b>COR</b> <b>1</b>	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	5	S1	3	<b>COR</b> <b>5</b>	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	14	S1	3
	<i>Aulacoseira</i> sp.	8	P	5		Cryptophyceceae	12	Y	2
	<i>Navicula</i> sp.	6	MP	5		Peridinales	6	Lo	5
	<i>Actinotaenium wollei</i>	7	Na	5		<i>Closterium</i> sp.	10	P	5
	<i>Closterium</i> sp.	6	P	5		<i>Groenbladia neglecta</i>	18	Na	5
	<i>Groenbladia neglecta</i>	9	Na	5					
	<i>Micrasterias furcata</i>	13	Na	5					
	<i>Xanthidium mamillosum</i>	10	Na	5					
<b>COR</b> <b>2</b>	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	6	S1	3	<b>COR</b> <b>6</b>	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	14	S1	3
	<i>Navicula</i> sp.	6	MP	5		Cryptophyceceae	11	Y	2
	Pennales 1	15	A	5		Peridinales	5	Lo	5
	<i>Closterium</i> sp.	13	P	5		<i>Closterium</i> sp.	10	P	5
	<i>Groenbladia neglecta</i>	12	Na	5		<i>Cosmarium</i> sp.2	5	Na	5
	<i>Hyalotheca dissiliens</i>	6	Na	5		<i>Groenbladia neglecta</i>	16	Na	5
<b>COR</b> <b>3</b>	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	10	S1	3	<b>COR</b> <b>7</b>	<i>Panktolyngbya limnetica</i>	13	S1	3
	<i>Closterium</i> sp.	8	P	5		Peridinales	5	Lo	5
	<i>Groenbladia neglecta</i>	10	Na	5		<i>Groenbladia neglecta</i>	13	Na	5
	<i>Netrium digitus</i>	6	Na	5		<i>Hyalotheca dissilens</i>	5	Na	5
	<i>Staurastrum corpulentum</i>	6	P	5		<i>Staurastrum corpulentum</i>	7	P	5
	<i>Hyalotheca dissiliens</i>	5	Na	5		<i>Xanthidium mamillosum</i>	6	Na	5
<b>COR</b> <b>4</b>	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	12	S1	3	<b>COR</b> <b>8</b>	<i>Panktolyngbya limnetica</i>	5	S1	3
	Cryptophyceceae	14	Y	2		Cryptophyceceae	5	Y	2
	Peridinales	7	Lo	5		Peridinales	5	Lo	5
	<i>Coelastrum sphaericum</i>	7	J	2		<i>Closterium</i> sp.	8	P	5
	<i>Crucigenia</i> sp.	6	X1	3		<i>Cosmarium</i> sp.2	5	Na	5
	<i>Groenbladia neglecta</i>	10	Na	5		<i>Groenbladia neglecta</i>	15	Na	5
	<i>Hyalotheca dissiliens</i>	6	Na	5		<i>Hyalotheca dissilens</i>	9	Na	5

Os grupos funcionais sendo a base para o índice Q foram atribuído valores do fator F para cada codon (Tabela 3). Este valores foram expressos por PADISÁK et al., 2006 para cada tipo de lago estudado na Hungria, porém para nossa área de estudo nenhum dos lagos apresentaram características similares. Dessa forma foram atribuídos o valores considerando os codons desejáveis e quais seriam indesejáveis para representarem a qualidade da água. Sendo assim, para o principal grupo encontrado no reservatório da usina Ponte de Pedra o Na foi atribuído o 5, enquanto que o codon P o valor de 5, e para S1 e X1 representado por 3, já o J foi considerado 2. Tendo em vista, que o calculo considera o valor da biomassa de todos os grupos funcionais dividido pelo valor do grupo representado multiplicado pelo fator F. Destacando esta etapa como a principal dificuldade e minúsculosidade da definição destes valores, pois interferem no resultado final para índice da qualidade ecologica da água.

Os GFR predominantes foram Na, P e S1 em todos os pontos de coleta, além de J e X1 (Chlorophyceae) e Na, no ponto COR 4. O grupo Na contribuiu com 70% da biomassa do ponto COR 1, já o grupo J contribuiu em média com 22% da biomassa total do ponto COR 4, e sua ocorrência foi somente neste ponto (Tabela 3, Figura 26). O codon J é comumente identificado em ambientes ricos em nutrientes, tolerante a alta disponibilidade de luz e nutrientes sendo por consequente sensível a limitação de luz (REYNOLDS et al., 2002; PADISÁK et al., 2009). Os autores descrevem a ocorrência do grupo Na em ambientes com epilimnio eutrofizado, tolerando limitação de nutriente e sensível a alcalinidade e estratificação.

Na análise de componentes principais (PCA) os dados abióticos foram resumidos a partir dos pontos de coleta. Com 19 variáveis ambientais foram selecionadas 7 que explicaram 58,74% nos dois primeiros eixos da ordenação. As variáveis que mais contribuíram para a ordenação do primeiro eixo foram cor da água ( $r = 0,862$ ), turbidez ( $r = 0,684$ ), N:P razão e o oxigênio dissolvido ( $r = 0,617$ ), enquanto que para o segundo eixo foi nitrogênio total ( $r = -0,615$ ) respectivamente (Tabela 5, Figura 26). A cor da água e a turbidez representam recursos primordiais ao fitoplâncton, e este fortemente relacionada as condições do meio, ou seja, as substancias dissolvidas, partículas suspensas (BRASIL; HUSZAR, 2011). Estes autores destacam que os nutrientes, tal como a variável do estudo N:P, são os que afetam na absorção e utilização para o desenvolvimento, desta forma, os valores ficam diretamente ligados e suas variações refletem no desempenho das espécies ao meio.

Verificamos que os principais grupos funcionais identificados podem ser relacionados a essas variáveis explicativas da PCA, pois a cor da água, turbidez, nitrogênio e oxigênio dissolvido formaram um ambiente propício ao desenvolvimento dos organismos que compõe

os códons Na (ambientes oligo-mesotrófico) e S1 (ambientes mistos e turvos). Em condições naturais, sem alterações como por exemplo um reservatório hidrelétrico, os dois principais fatores ambientais limitantes são a insuficiência de nutrientes essenciais e a mistura da coluna d'água (REYNOLDS, 1988) sendo as tais variáveis que influenciam na manutenção destes dois fatores.

Lobato et al. (2012) em reservatórios mineiros identificaram as principais variáveis influenciadoras da qualidade da água local sendo o pH, fósforo total, oxigênio dissolvido e demanda bioquímica do oxigênio (DBO), as principais. No reservatório de Barra Bonita (SP) Buzelli e Cunha-Santino (2013) avaliaram a qualidade de água e a cobertura do entorno, e verificaram que o meio físico do entorno teve influência sobre as características da água, em função do solo ser predominantemente rural. Este fato corrobora com o presente estudo, devido as principais atividades econômicas da bacia do rio Correntes serem agricultura e pastagem, as quais possivelmente exercem influência nas características da água do rio Correntes e no reservatório da usina Ponte de Pedra.

Tabela 5: Variáveis que foram selecionadas na PCA e porcentagem (%) capturada por cada eixo.

<b>VARIÁVEIS</b>	<b>EIXO 1</b>	<b>EIXO 2</b>	<b>EIXO 3</b>	<b>EIXO 4</b>	<b>EIXO 5</b>
<b>COR DA ÁGUA</b>	0,862				
<b>TURBIDEZ</b>	0,684				
<b>N/P</b>	0,617				
<b>TEMPERATURA DA ÁGUA</b>			-0,65		
<b>NITROGÊNIO TOTAL</b>		- 0,62			
<b>CONDUTIVIDADE</b>				0,6	
<b>OXIGÊNIO DISSOLVIDO</b>					0,688
<b>EXPLICAÇÃO DOS EIXOS</b>	20,5%	13,7%	10,08%	8,02%	6,44%

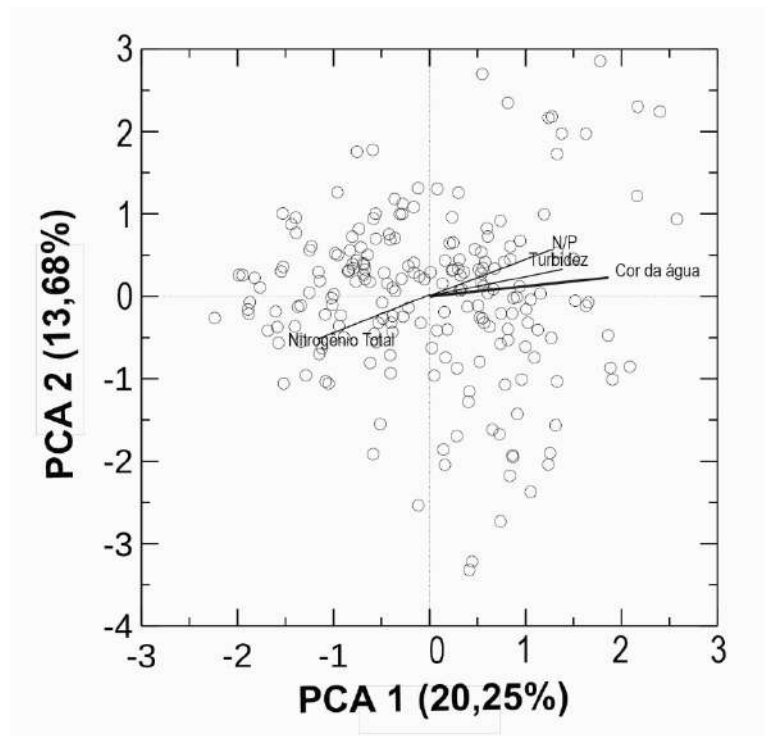


Figura 27 - Gráficos dos scores e loading sendo possível visualizar a separação entre as variáveis ambientais filtradas pela PCA para os dois primeiros eixos.

O códon Na, frequentemente encontrado, em ambientes com alta circulação, oligomesotrófico e em lagos com baixas latitudes (SOUZA et al., 2008; PADISÁK et al., 2009), compreende desmídias pequenas e pode ocorrer em ambientes com epilímnio claro, de lagos atelomíticos onde a mistura diária impede perdas das populações por sedimentação para o hipolímnio (BRASIL; HUSZAR, 2011; BARBOSA et al., 2013; PEREIRA, 2012).

Este grupo foi composto por algas Zygnemaphyceae, conforme Milan (2012) este códon também foi identificado em um ambiente represado, destinado a prática de aquicultura, foi verificada a dominância associada aos picos de nitrato. Este grupo é considerado o maior e mais diversificado das algas verdes (BICUDO; MENEZES, 2006), com elevada diversidade nos mais diversos ambientes aquáticos (BARBOSA et al., 2013), contudo possui uma alta especificidade ecológica sendo as desmídias um destaque muito relevante no diagnóstico da conservação e manejo de ecossistemas aquáticos tendo sua atuação como agente indicador biológico (AQUINO et al., 2014).

Em reservatórios tropicais as zignemafíceas são frequentemente encontradas principalmente em águas ácidas, pobres em nutrientes e com alta transparência (NGEARNPAT; PEERAPORNPIPAL, 2007), de acordo com Dunck et al. (2013) este grupo



foi identificado em corpos hídricos com presença de veredas impactadas, com valores de turbidez em comparação com as áreas conservadas.

No reservatório da usina Ponte de Pedra os valores de nitrato relacionado antes do reservatório e após sua implementação variaram entre 0,050 e 0,042 mg L<sup>-1</sup> respectivamente. Segundo Fantin-Cruz (2012) um dos parâmetros afetados durante a fase de operação do reservatório da usina estudada foi o nitrato ( $f=6,6$ ;  $p=0,01$ ), de forma, a demonstrar que o reservatório atuou na redução das concentrações destes parâmetros em relação à condição de controle (COR 1). Sendo assim, ao verificarmos a figura 25, nos pontos de coleta COR 4 (barragem), COR 5, COR 6 e COR 7 é perceptível a diminuição deste códon Na somente no ponto de coleta COR 8 que sofre uma elevação, possivelmente devido ao desague do córrego tributário do rio Correntes. Assim, verificamos que potencialmente não houve picos de nitrato, porém o fato da retenção no reservatório reflete na comunidade fitoplanctônica a jusante da barragem.

Para Barbosa et al. (2011) no lago rio Doce em Minas Gerais a dominância do códon Na foi fortemente relacionado com o ambiente muito estratificado e com diferenças nos recursos encontrados no perfil vertical, destacou que tal grupo associado a outros códon foram suscetivelmente substituídas por espécies tolerantes a sombra e a ambiente mistos e rasos compondo um novo grupo o S1. No ambiente encontrado verificamos a presença deste códon em todos os pontos de coleta, contudo, no COR 4 (barragem) esteve associado aos códon J e X1 caracterizando um ambiente que indica mesotróficos. Indicando o início de uma modificação do ambiente oligotrófico (Na) para mais rico em nutrientes.

Brasil e Huszar (2011) descrevem a partir de uma análise dos estudos realizados em ambientes brasileiros e encontraram o grupo Na compreendido por desmídias pequenas que tendem a dominar em ambientes epilímnio claro, ou seja, condições nutricionais intermediárias.

Quanto ao códon P que são organismos com forte dependência na mistura física da coluna d'água, requerendo uma contínua ou semi-contínua mistura na camada entre as profundidades de 2 a 3 metros, possuem uma estreita relação com a transparência da água, e são frequentemente encontrados em ambientes eutróficos e rasos, relacionados às flutuações dos nutrientes (N e P) em lagos de baixas latitudes (PADISÁK et al., 2009; BRASIL; HUSZAR, 2011; MILLAN, 2012), características estas que não estão totalmente representadas na área de estudo. Este códon esteve presente em todos os pontos de coleta, principalmente em COR 5 (Tabela 3 e Figura 26), localizado na barragem do reservatório.

Este códon foi observado nos reservatórios de Dourado e Passagem das Traíras por serem ambientes rasos e com forte mistura na coluna de água (TORRES, 2014).

O grupo S1, típico de ambientes turvos e constantemente misturados, se manteve presente no reservatório durante toda a escala temporal, mas com variações atingindo 22% da biomassa total no ponto COR 5 (trecho de vazão reduzida) (PADISÁK et al., 2009; CRUZ et al., 2013).

Já o grupo J, comum em reservatórios rasos e ricos em nutrientes, é representado por espécies pioneiras que investem em rápida replicação celular, nas quais, os propágulos são facilmente dispersos através do vento e também no corpo de outros animais como exemplo os pássaros e insetos (REYNOLDS, 1999). Este códon formado por algas verdes sem movimento e não mucilaginosas proeminentes em sistemas enriquecidos, foi observado no rio Pomba-MG, (SOARES et al., 2007; CRUZ et al., 2012). No reservatório ESEC-Seridó e Pocinhos (RGN) a redução do material particulado em suspensão acarretou um aumento considerável na transparência da água, na zona eufótica, gerando um ambiente favorável para o recrutamento do grupo composto por algas verdes formadores do códon J (COSTA, 2014). Este mesmo recrutamento ambiental pode ser identificado na Lagoa do Coqueiro no Pantanal de Poconé-MT para este grupo funcional (LOVERDE-OLIVEIRA; HUSZAR, 2010), que constataram a presença e dominância deste grupo funcional na lagoa. Brasil e Huszar (2011) ao analisarem através de uma PCA os estudos relacionados aos grupos funcionais verificaram que no segundo eixo principal que separou ambientes de sistemas mais produtivos são alocados os grupos K, D, P e J que dominam em sistemas mais enriquecidos principalmente os pequenos reservatórios.

O índice Q classificou as águas do reservatório variando entre tolerável a excelente (Figura 28). Dessa forma, podemos constatar que as águas do rio Correntes e do reservatório da usina Ponte de Pedra foram qualificadas em categoria média (2-3). Caracterizando dois ambientes, o primeiro a montante e a jusante (COR 1, COR 6, COR 7 e COR 8) com suas águas nas categorias bom-excelente, sendo os principais códons dominantes Na e N, e o segundo no corpo do reservatório e a jusante no trecho de vazão reduzida (COR 2, COR 3, COR 4 e COR 5) com valores de tolerante a médio, com maior contribuição dos grupos P, S1, X1, J.

O índice Q considera associações fitoplanctônica tendo como base as preferências por determinadas combinações de características do habitat (PADISÁK et al., 2006). Ao realizar a comparação da área de superfícies total e características de reservatórios descritos por Padisák et al., (2006) não se encaixaram perfeitamente ao ambiente estudado nesta pesquisa.

Assim para a área de estudo nos pontos COR 1, COR 6, COR 7 e COR 8 as águas foram classificadas como bom a excelente (3–5) dominando estes ambientes os códons Na e N (Figura 25). Na área estabelecida como de transição (COR 2), foi categorizada como boa (3-4), tendo a principal ocorrência dos códons Na seguido do P e uma pequena contribuição do MP, sendo estes dois últimos grupos associados a ambientes com indicativo de maior riqueza de nutrientes. Enquanto que os pontos COR 3, 4 e 5 foram classificados entre tolerante a médio (1-3), sendo os dois primeiros pontos dentro do corpo do reservatório e muito próximo a barragem, com dominância do grupo Na (COR 3) seguido do códon P. Nos outros dois pontos houve dominância dos códons J, P, S1, X1 e Y que são associações encontradas frequentemente em ambiente com tolerância a turbidez, ou seja, sobrevivem com reduzida disponibilidade de luz e altos níveis de nutrientes (SILVA, 2013).

Estudos visando o monitoramento da qualidade da água têm utilizado fortemente o índice Q em diferentes regiões e ambientes aquáticos brasileiros, por não existir limitações geográficas, como Crossetti e Bicudo (2008) em reservatório tropical no estado de São Paulo; Silva (2013) nos reservatórios Santa Cruz e Pau dos Ferros, na região nordeste brasileira; Melo (2012) no reservatório em Taperóia classificou as águas entre ruim a excelente e Millan (2012) em águas do reservatório em Jaboticabal encontrou valores que classificaram entre médio a excelente.

Becker et al. (2009) realizou a aplicação do índice Q no reservatório Faxinal no estado do Rio Grande do Sul, sendo um ambiente localizado em clima temperado subtropical, suas águas foram classificadas entre ruim, tolerável e médio (1,8 a 2,6). Dessa forma, avaliando o índice Q como eficaz em mostrar o estado ecológico do reservatório e provando ser uma ferramenta promissora no estudo de ambientes tropicais e subtropicais. Souza (2013) ao classificar as águas represadas do lago Paranoá verificou a variação entre ruim a bom (0,29-3,53) sendo vinculado aos grupos SN, X2, P, MP, D.

Silva et al. (2015) aplicando o índice Q em dois reservatórios no semiárido brasileiro verificaram um ambiente que variou entre ruim a tolerável, e classificou águas entre médio a bom. O índice caracterizou os sistemas como satisfatório para demonstrar as modificações sofridas na composição da comunidade fitoplânctônica que interfere diretamente na qualidade da água principalmente em corpos hídricos represados. Vieira et al. (2015) na aplicação do índice Q em um reservatório de hidrelétrica verificaram valores entre ruim a médio, destacando a presença maior da biomassa do grupo S1.

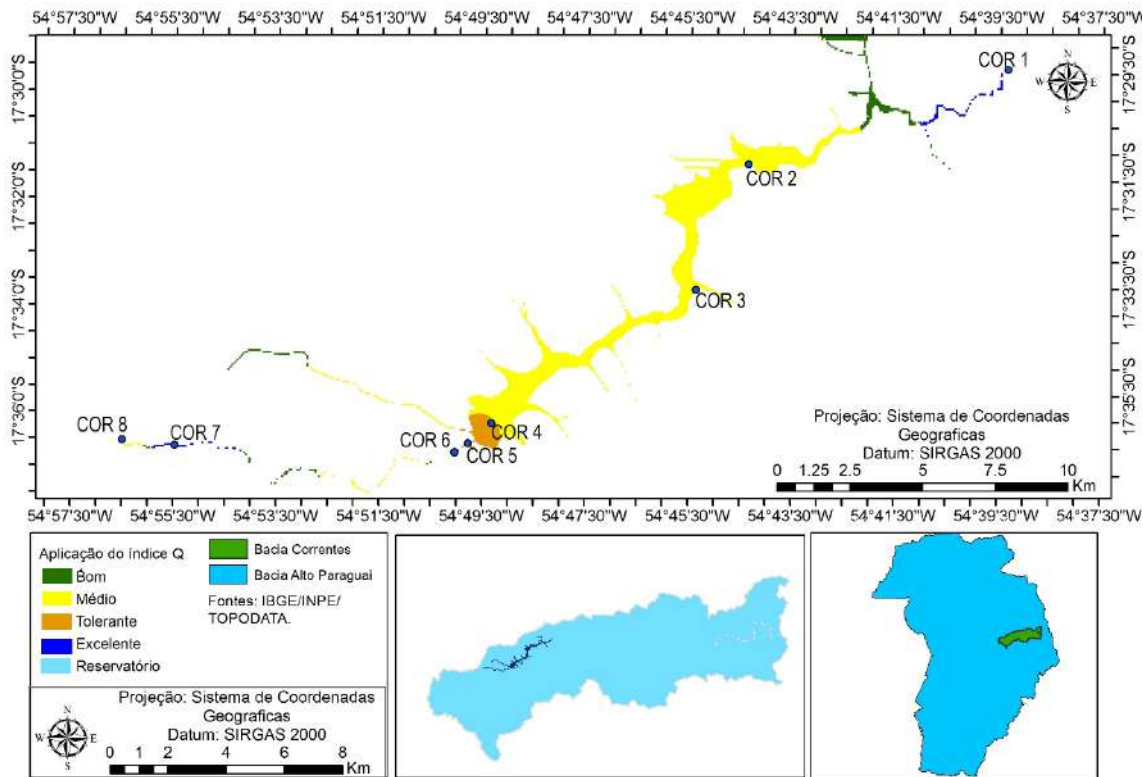


Figura 28 – Classificação do Índice Q por pontos de coleta do rio Correntes e no reservatório da usina Ponte de Pedra (2005-2011), destacando que o ano de início da operação ocorreu em 2005.

#### 6.4.4. Avaliação da taxa de variação da qualidade da água e análise de redundância

A avaliação realizada através do cálculo da taxa de variação dos parâmetros analisados demonstrou uma variação negativa da turbidez, fosforo total e do enxofre total, em relação ao ponto de controle COR 1, ou seja, a redução destas variáveis a partir do uso da água do rio Correntes pela usina Ponte de Pedra (Tabela 6).

Tabela 6 - Taxa de variação dos parâmetros de qualidade de água e biomassa total do fitoplâncton no gradiente longitudinal do rio Correntes, depois da formação do reservatório de Ponte de Pedra (2005-2001).

Pontos	Temperatura	pHt	Condutividade	Turbidez	Oxigênio Dissolvido	Amonia	Nitrato	Fosforo Total	Enxofre Total	Ortofosfato	Biomassa Total
COR 2	-0,4	0,5	2,4	-20,1	-4,4	6,5	-8,8	-19,3	-29,4	1,9	95
COR 3	4,3	-1,6	-5,2	-31,8	0,2	3,1	-16,4	-21,7	-20,3	-2,5	65,2
COR 4	1,0	-0,2	5,9	-40,4	1,2	0,2	-15,2	-30,8	-30,4	-9,3	95,3
COR 5	-0,7	3,0	4,3	-43,6	7,2	-4,2	-13,5	-24,6	-25,1	-9,6	69,6
COR 6	-1,5	3,2	7,3	-44,4	7,3	-7,3	-20,9	-30,1	-16,5	-12,1	41,0
COR 7	2,1	0,8	5,2	-43,6	5,1	-2,4	-16,9	-31,7	-19,1	-10,6	89,4
COR 8	1,8	0,7	9,7	-41,9	7,2	-6,4	-8,7	-39,5	-18,9	-17,2	58,5

Estudo realizado analisando dez parâmetros da qualidade da água em oito pontos de coleta distribuídos entre o rio Correntes e o reservatório, após a aplicação de um cálculo estático constatou a alteração significativa da turbidez, sólidos totais, nitrato e fósforo total após a formação do reservatório (FANTIN-CRUZ, 2012). Destes parâmetros apenas a turbidez e o nitrato foram afetados pelo tempo de retenção hidráulica, controlado pelo operador do reservatório. Neste estudo o autor salienta que a alteração na qualidade da água foi pouco expressiva e a principal implicação ambiental estava na retenção de fósforo que ao longo do tempo, segundo o autor, poderá reduzir a produtividade biológica da planície de inundação.

Na série analisada no presente estudo, a fase de operação da usina Ponte de Pedra sofreu a alteração negativa nas variáveis abióticas, enquanto que na biomassa não foi possível verificar variação negativa ou positiva interposto pelo empreendimento. Assim, foi observado que o menor valor ocorreu no ponto COR 6, ou seja, o ponto localizado no trecho de vazão reduzida logo após a barragem do reservatório. Dessa forma, o empreendimento ainda não está gerando alterações significativas sobre a comunidade fitoplanctônica, os primeiros efeitos podem ser observados principalmente sobre os parâmetros da turbidez, fosforo total e do enxofre total.

Pinillos et. al. (2015) sobre a comunidade zooplânctonica como indicador ecológico do impacto sofrido a jusante do reservatório da Usina Ponte de Pedra verificou alteração no aumento dos indicadores ecológicos em relação ao ponto natural.

Através da análise de redundância (Figura 29) indicou relação significativa entre as variáveis das classes antrópica agrícola com pastagem ( $p = 0,045$ ), classe antrópica agrícola com agricultura ( $p = 0,005$ ), outras áreas descobertas ( $p = 0,005$ ) e nitrogênio ( $p = 0,06$ ). Assim indicando que estas variáveis foram as que mais contribuíram para a variância das espécies fitoplanctônicas alocadas nos grupos funcionais. A explicação da RDA apresentou um acúmulo de 93,43% da variação explicativa para os dois primeiros eixos formados, sendo que o primeiro eixo explicou 93,8% e o segundo 3,74%.

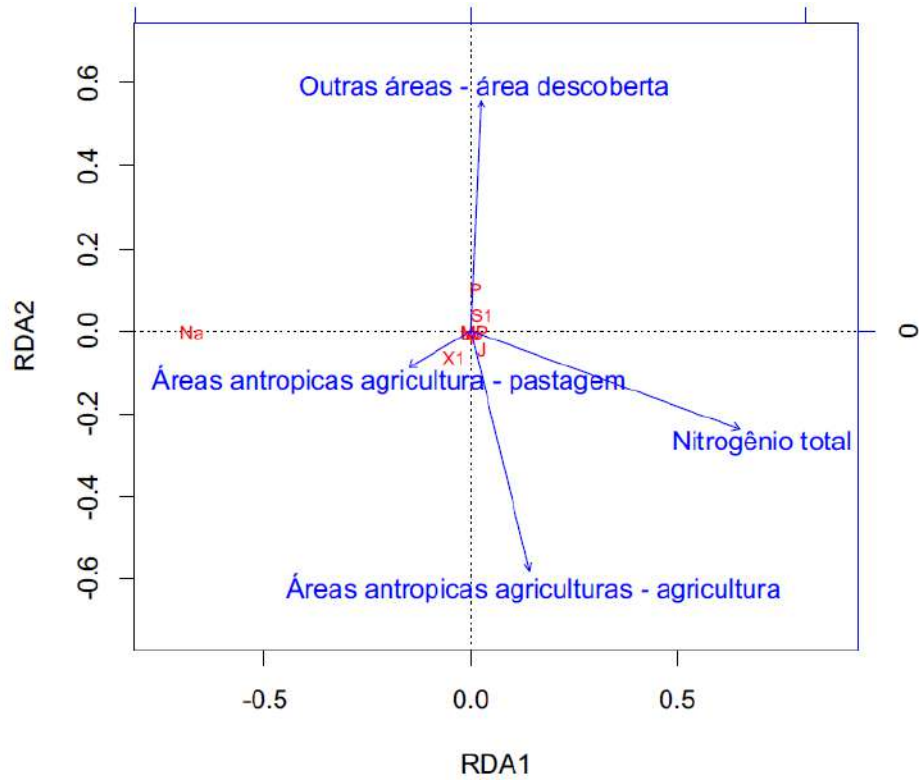


Figura 29 – Análise de redundância (RDA) relacionando as variáveis ambientais com as classes de uso do solo da bacia do rio Correntes sobre influência nas variáveis bióticas (grupos funcionais).

## 7. CONCLUSÃO

A análise cienciométrica sobre uso de bioindicadores na qualidade da água em reservatórios demonstrou um número expressivo nas publicações totais, porém quando voltamos o olhar aos termos conjugados específicos percebemos que a contribuição se torna pequena quando vislumbramos a quantidade de reservatórios de hidrelétricas existentes globalmente. Ao filtramos a contribuição brasileira percebemos o quanto ainda é escassa no que tange ao uso de bioindicadores, na análise da qualidade da água, nos rios que sofrem barramento para fins hidrelétricos. Mesmo sendo o quarto país do planeta com mais reservatórios hidrelétricos para abastamento público e de minérios.

O uso das geotecnologias se mostrou eficaz na compilação dos bancos de dados, extração e delimitação, classificação e confecção dos mapas finais, nos três SIGs utilizados. Destacando a complexidade de classificar as áreas da interface do planalto adjacente à planície de inundação devido a presença de áreas sombreadas e alagadas.

A bacia do rio Correntes está localizada na interface do planalto com a planície do Pantanal, sendo que nessas duas unidades geomorfológicas os usos dos solos praticados tanto na bacia do rio Correntes quanto na área de entorno no reservatório estão potencialmente exercendo influência sobre a produção de sedimentos anual no reservatório Ponte de Pedra a montante do Pantanal, sobretudo pelo desmatamento das florestas para usos predominantemente antrópicos como as práticas de agricultura e secundariamente de pecuária. Tal produção de sedimento analisada temporal e espacialmente foi considerada com valores aceitáveis porém ocorrendo picos eventuais, já a descarga líquida apresentou valores moderados elevados.

Destacando em toda a parte de planalto a prática de atividades de monoculturas, e na planície de inundação a pastagem plantada e nativa pantaneira. Esses usos demonstraram relação direta sobre a comunidade fitoplanctônica do reservatório, sendo as classes de agricultura, pastagem e áreas descobertas as que mais influenciariam na qualidade da água.

A classificação dos grupos funcionais foi o arcabouço para a realização do Índice Q caracterizando assim dois grandes ambientes, o primeiro a montante e a jusante do reservatório com suas águas classificadas como bom-excelente, e o segundo, no corpo do reservatório e a jusante no trecho de vazão reduzida com valores classificados como variando entre tolerante e médio.

A análise final dos dados para identificação da magnitude dos efeitos dos usos do solo e operação do reservatório identificou diminuição na turbidez, concentrações de fósforo e

enxofre total em relação ao ponto de controle natural, destacando que para a biomassa fitoplanctônica houve alteração somente no trecho de vazão reduzida da usina Ponte de Pedra.

Em uma panorama geral, os usos do solo (agricultura, pastagem, águas continentais e seus usos) estão exercendo influência sobre a produção de sedimentos e na qualidade da água, quando se trata de retenção de fósforo e sedimentação. Desta forma, a qualidade da água variou entre tolerante a excelente, classificação esta definida pelas flutuações no componente biológico dos grupos funcionais dominantes e pelas classes de uso do solo praticados na bacia do rio Correntes.

O desrespeito a legislação que garante as áreas de proteção permanente especialmente no entorno dos recurso hídricos da bacia do rio Correntes foi evidenciando pelo amplo desmatamento e reduzidas áreas florestais remanescentes. Como consequência dos usos do solo e da água tem havido efeito sobre a produção de sedimento e estreita relação com a qualidade da água. Este fato deve ser fortemente considerado pelos gestores ao implementarem políticas públicas que visem a liberação de novos empreendimentos a montante do Pantanal, por ser um bioma característico e conhecido mundialmente pela sua fase de inundação.

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agência Nacional de Energia Elétrica (BRASIL). Relatório ANEEL 2012. Brasília, 2013.
- ALBUQUERQUE FILHO, J.L.; SAAD, A.R.; ALVARENGA, M.C. Considerações acerca dos impactos ambientais decorrentes da implantação de reservatórios hidrelétricos com ênfase nos efeitos ocorrentes em aquíferos livres e suas consequências. **Geociências**, v. 29, n. 3, p. 355-367, 2010.
- ALCÂNTARA, E.H.; NOVO, E.M.L.; STECH, J.L. Novas Tecnologias para o Monitoramento e Estudo de Reservatórios Hidrelétricos e Grandes Lagos, São José dos Campos: Parêntese, 2011. 277.
- ALHO C.J.R., SABINO, J. A. Conservation agenda for the Pantanal's biodiversity. **Braz J. Biology**, p. 327-362, 2011.
- ALVARENGA, S.M.; BRASIL, A.E.; PINHEIRO, R.; KUX, H.J.H. Estudo geomorfológico aplicado à Bacia do Alto Paraguai e Pantanaís Mato-grossenses. **Boletim Técnico**. Série Geomorfológica, 1. Projeto RADAMBRASIL. Salvador. p. 89-183, 1984.
- ANDRADE, H.P. (2010). 93f. **Análise cienciométrica global em bioindicadores: um panorama das tendências entre os anos 1998 a 2007**. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Saúde). Goiânia.
- ANDRADE, M.R.M.; SAAD, A.R.; DALMAS, F.B.; RIBEIRO, T.F.B.; MESQUITA, E.N.; CASADO, F.C. Land use at the margins of the Atibainha Reservoir, Cantareira Water System (SP): conflict with the current legislation. **Geociências**, v. 42, n.1, p. 73-88, 2015.
- ANDRADE, R.G.; TEXEIRA, A.H.C.; LEIVAS, J.F.; SILVA, G.B.S.; NOGUEIRA, S.F.; VICTORIA, D.C.; VICENTE, L.E.; BOLFE, E.L. Indicativo de pastagens plantadas em



- processo de degradação no bioma Cerrado. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, 17, 2015, João Pessoa. **Anais XVII**. João Pessoa: INPE, 2015. p. 1585-1592.
- ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica. PCH's do estado do Mato Grosso: Eixo Disponível. Brasília-DF, 2016.
- ANEEL. **Resolução Normativa Nº 502**, de 7 de agosto de 2012.
- ANTUNES, J. F. G.; ESQUERDO, J. C. D. M.; LAMPARELLI, R. A. C. Monitoring the temporal dynamics of four vegetation cover types from the Pantanal using the wavelet transform applied to a time series of EVI/MODIS data. **Geografia**. Rio Claro. v.36, n. Especial, p. 173-185. 2011.
- AQUINO, C.A.; BUENO, N.C.; MENEZES, V.C. Desmidióflórua (Zygnemaphyceae, Desmidiales) do rio Cascavel, Oeste do Estado do Paraná, Brasil. **Hoehnea**, v.41, n.3, p. 365-392, 2014.
- AZEVEDO, A.D.S. A estrutura e a dinâmica interanual, dos grupos funcionais do fitoplâncton, no complexo lagunar do Jacaré Grande João Pessoa – PB. 2014. 55 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Biologia) – Universidade Estadual da Paraíba, 2014.
- AZEVEDO, E.B. (2010). Patrimônio industrial no Brasil. Usjt, nº 3.
- BABEL, M.S.; DINHA, C.N.; MULLICKA, M.R.A.; NANDURIB, U.V. Operation of a hydropower system considering environmental flow requirements: A case study in La Nga river basin, Vietnam. **Journal of Hydro-environment Research**, v.6, n.1, p. 63-73, 2012.
- BACANI, V.M., LUCHIARI, A. Geoprocessamento aplicado ao zoneamento ambiental da bacia do alto rio Coxim-MS. **Revista GeoUSP espaço e tempo**, v. 18, n. 1, p. 184-197, 2014.
- BARBOSA L.G.; BARBOSA P.M.M.; BARBOSA, F.A.R. Vertical distribution of phytoplankton functional groups in a tropical shallow lake: driving forces on a diel scale. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.23, n.1, 63-73. 2011.
- BARBOSA, L.G., BARBOSA, F.A.R.; BICUDO, C.E.M. Adaptive strategies of desmids in two tropical monomictic lakes in southeast Brazil: do morphometric differences promote life strategies selection. **Hydrobiologia**, v. 710, n. 1, p. 157-171, 2013.
- BARBOZA, G. C. **Monitoramento da qualidade e disponibilidade da água do córrego do Coqueiro no noroeste paulista para fins de irrigação**. 2010. 143 f. Dissertação (Mestrado Agronomia) - UNESP, São Paulo, 2010.
- BAYMA, A.P.; SANO, E.E. Séries temporais de índices de vegetação (NDVI e EVI) do sensor MODIS para detecção desmatamentos no bioma Cerrado. **Boletim de Ciências Geodésicas**, v. 21, n. 4, p. 797-813, 2015.
- BECKER, V.; HUSZAR, V.L.M.; CROSSETTI, L.O. Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. **Hydrobiologia**, v. 628, n.1, p 137-151, 2009.
- BERGIER, I. Effects of highland land-use over lowlands of the Brazilian Pantanal. **Science of the Total Environment**, n. 463, v. 464, p. 1060-1066, 2013.
- BERGIER, I.; ISHII, I.H.; SALIS, S.M.; PELLEGRIN, L.A., RESENDE, E.K., TOMAS, W.M. Cenários de desenvolvimento sustentável no Pantanal em função de tendências hidroclimáticas. Documentos (Embrapa Pantanal). P. 1-21. 2008.
- BICUDO, C.E.M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil**: (chave para identificação e descrições). São Carlos: RiMa. 2006. 192 p.
- BITTENCOURT, L. A. F., PAULA, A. Análise cienciométrica de produção científica em unidades de conservação federais do Brasil. **Enciclopédia Biosfera**, Centro Científico Conhecer, v.8, n.14, p. 2012.
- BIANCHI, L.R.O.; SANT'ANA, D.S.M.; NETO, M.H.M. Análise cienciométrica de artigos publicados na Scielo sobre o tema cronobiologia e depressão sazonal. **Arquivo MUDI**, v. 19, n. 2, p. 18-22, 2015.
- BORGES, P.A.F., TRAIN, S., RODRIGUES, L.C. Spatial and temporal variation of

- BORTOLETO, E.M. A implantação de grandes hidrelétricas: desenvolvimento, discursos e impactos. **Geografares**, n. 2, p. 53-62, 2001.
- BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 001, de 23 de janeiro de 1986. Estabelece as definições, as responsabilidades, os critérios básicos e as diretrizes gerais para uso e implementação da Avaliação de Impacto Ambiental como um dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>> . Acesso em: 12. agosto. 2015.
- BRASIL. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2000. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/>>.
- BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Plano Nacional de Energia 2030/ Colaboração Empresa de Pesquisa Energética. Brasília: **MME: EPE**, 2007.
- BRASIL. Senado Federal. Proposta de emenda à Constituição nº 65/2012.<<https://www25.senado.leg.br>>. Acesso em: maio. 2016.
- BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012.
- BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965.
- BRASIL, J.; HUSZAR, V.L. O papel dos traços funcionais ecologia do fitoplâncton continental. **Oecologia Australis**, n. 15, v. 4, p. 799-834, 2011.
- BUNN, S.E.; ARTHINGTN, A.H. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. **Environ Manage**, v.30, n.4, p. 492-507, 2002.
- BURRIS, R.K., CANTER, W. Cumulative impacts are not properly addressed in environmental assessments. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 17, n. 1, p. 5-18, 1997.
- BUZELLI, G.M.; CUNHA-SANTINO, M.B.D. Diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Revista Ambiente & água**, v.8, n.1, p. 186-2015, 2013.
- CALLISTO, M.; ANACLÉTO, M.J.P. Avaliação ecológica de empreendimentos hidrelétricos em um cenário de seca extrema. In: Reunião de Estudos Ambientais e Simpósio sobre Sistemas Sustentáveis. 2015. **Anais 5ª e II**, Porto Alegre: Instituto de Pesquisa Hidráulicas IPH/UFRGS, 2015, 1-3.
- CÂMARA, V.M. (2002). Abordagens integradoras para a avaliação da relação entre o ambiente e a saúde: o caso do mercúrio. In: Porto MFS, Freitas CM, organizadores. **Problemas ambientais e vulnerabilidade: abordagens integradoras para o campo da saúde pública**. p. 79-98. Rio de Janeiro: Fiocruz.
- CARVALHO, D. F.; SILVA, L. D. B. Apostila de Hidrologia. Rio de Janeiro: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2006. cap. 2, p. 11-14.
- CARVALHO, F.M.V.; MARCO JÚNIOR, P.; FERREIRA, L.G. The Cerrado into-pieces: habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. **Biological Conservation**, v. 142, n. 7, p. 1392-1403, 2009.
- CARVALHO, N.O. **Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios**. Brasília: ANEL (Agência Nacional de Energia Elétrica), 2000. 107p.
- CARVALHO, N.O.; COIMBRA, A.R.S.R; PAYOLLA, B.L.; CASTRO, T.L.C.; MENDES, A.B. Estudo do assoreamento de grandes reservatórios –o caso de Tucuruí. In: Seminário Nacional de Grandes Barragens. 2003. Anais XXVI, Salvador, 2003, p. 1-14.
- CARVALHO, N.O.; FILIZOLA JÚNIOR, N.P.; SANTOS, P.M.C.; LIMA, J.E.F.W. **Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios**. Brasília: ANEEL. 2000. 140P.
- CASTRO, S.S. Erosão hídrica na alta bacia do rio Araguaia: distribuição, condicionantes, origem e dinâmica atual. **Revista do departamento de geografia**, n. 17, p. 38-60, 2005.
- CHAVES, A.A.A.; LACERDA, M.P.C.; GOEDERT, W.J.; RAMOS, M.L.G. Uso das terras da parte norte da bacia do Rio Descoberto, Distrito Federal, Brasil. **Bragantia**, v. 69, n. 3, p. 711-718, 2010.

- COELHO, A. L. N.; CUNHA, S. B.; SOUZA, C. A. Efeitos na morfologia Fluvial provocados pelo barramento da UHE Santo Antônio no rio Madeira. **Revista Geonorte**, v.10, n.1, p.18–24, 2014.
- COELHO, S.J.; PEREIRA, J.A.A. A paisagem na área de influência da usina hidrelétrica do Funil (UHE-FUNIL) percebida através do EIA-RIMA. **Paisagem Ambiente: ensaios**, n.28, p. 133-148, 2011.
- COESEL, P. F. M. Biogeography of desmids. **Hidrobiologia**, v. 336, p. 41-53, 1996.
- COPEL. **Manual de acesso de Geração Distribuída**. NTC 905100; 2012.
- COSTA, M.R.A. **O impacto da remoção de peixes sobre a dinâmica e estrutura dos grupos funcionais fitoplanctônicos em um lago raso tropical durante seca severa**. 2014. 74 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2014.
- COUTINHO, A. C.; ESQUERDO, J. C. D. M.; OLIVEIRA, L. S.; LANZA, D. A. Methodology for Systematical mapping of anual crops in Mato Grosso do Sul (Brazil). **Geografia**. Rio Claro. v. 38, n. especial, p. 45-54. 2013.
- CRUZ, I.F. **Efeitos da formação e operação de um reservatório de pequena regularização na alteração da qualidade da água e do regime hidrológico na planície de inundação do Pantanal**. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2012.
- CUNHA, A. C.; PINHEIRO, L. A. R.; CUNHA, H. F. A. Modelagem e simulação do escoamento e dispersão sazonais de agentes passivos no Rio Araguari para o AHE Ferreira Gomes-I- Amapá/Brasil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH)**, v.18, n.1, p.34-51, 2013.
- CUNHA, D.G.F; CALIJURI, M.D. Limiting factors for phytoplankton growth in subtropical reservoirs: the effect of light and nutrient availability in different longitudinal compartments. **Lake Reserv. Manag.**, v. 27, p.162-172, 2011.
- CROSSETTI, L.O.; BICUDO, C.E.M. Adaptations in phytoplankton life strategies to imposed change in a shallow urban tropical eutrophic reservoir, Garças Reservoir, over 8 years. **Hydrobiologia**, n. 1, v. 614, p. 91-105, 2008.
- DANTAS, E.W. **Ecologia da comunidade de algas planctônicas em reservatórios de Pernambuco (Nordeste, Brasil)**. (2010). 143 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2010.
- DAVID, A.M.; MERCANTE, M.A.; GERVÁSIO, M.S.P.; COPATTI, A. Uso de Imagens CBERS/CCD aplicadas ao estudo das alterações da vegetação ciliar para a instalação da PCH Paraíso, Costa Rica, MS. In: Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, 2009. **Anais II**, Corumbá: Embrapa Informática Agropecuária/INPE, 2009, p.796-804.
- DEFEO, L.F.; ESQUERDO, J.C.D.M. Utilização de índices de vegetação NDVI e EVI do sensor MODIS para caracterização espectro-temporal de coberturas vegetais do Pantanal, 2016. In: Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, 2016. **Anais 6º**, Cuiabá:INPE, 2016, p.141 -149, 2016.
- DELAZARI-BARROSO, A. **Fatores controladores do desenvolvimento do fitoplâncton em um reservatório de abastecimento público no Espírito Santo, com ênfase em cianobactérias**. 2007. 112 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2007.
- DUNCK, B.; NOGUEIRA, I.S.; FELISBERTO, S.A. Composição e diversidade de algas perifíticas em veredas sob diferentes impactos antrópicos (Goiás, Brasil). **IHERINGIA**, v. 68, n. 2, p. 237-248, 2013.
- DURÁN, G.B. Correção geométrica automática de imagens de satélite: uma contribuição nos estudos urbanos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEÓGRAFOS., 2014. **Anais VII**, Vitória: Associação dos Geógrafos Brasileiros, 2014, P.1-11.

- DZEDZEJ, M.; FALUZINO, B.K.; ÁLVARES, J.M.; SANTOS, A.H.M. Sistemas de informações geográficas como ferramenta para avaliação ambiental integrada de potenciais hidrelétricos. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO - SBSR, 2011, Paraná. **Anais XV**, Curitiba: INPE, 2011, P.8841.
- ESPEJO, L.; KRESTSCHNER, N.; OYARZÚN, J.; MEZA, F.; NÚÑEZ, J.; MATURANA, H.; SOTO, G.; OYARZO, P.; GARRIDO, M.; SUCKEL, F.; AMEGAZA, J.; OYARZÚN, R. Application of water quality indices and analysis of the surface water quality monitoring network in semiarid North – Central, Chile. **Environmental Monitoring and Assessment**, n.1894, 2012, p.5571-5588.
- ESTEVEES, F. A. 1998. **Fundamentos de Limnologia**, 2ª Ed. Interciência, Rio de Janeiro.
- ESTEVEES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**, terceira ed., 3. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2011. 826p.
- FANTIN-CRUZ, I. **Efeitos da formação e operação de um reservatório de pequena regularização da alteração da qualidade da água e do regime hidrológico na planície de inundação do Pantanal**. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto Hídrico e Saneamento Ambiental, Porto Alegre, 2012.
- FANTIN-CRUZ, I.; PEDROLLO, O.; GIRARD, P.; ZEILHOFER, P.; HAMILTON, S.K. Effects of a diversion hydropower facility on the hydrological regime of the Correntes River, a tributary to the Pantanal floodplain, Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 531, n. 3, p.810-820, 2015.
- FERRAGUT, C.; BICUDO, D.C. Periphytic algal community adaptive strategies in N and P enriched experiments in a tropical oligotrophic reservoir. **Hydrobiologia**, v. 646, p. 295–309, 2010.
- FIGUEIREDO, D.M.; FANTIN-CRUZ, I. Diretrizes para realização de estudos limnológicos em hidrelétricas nas fases de diagnóstico-prognóstico, construção e operação. In: Simpósio sobre Pequenas e Médias Centrais Hidrelétricas, 2012. **Anais VIII**, Porto Alegre: Comitê Brasileiro de Barragens. 2012.
- Filho, E.E.S. As barragens na bacia do Rio Paraguai e a possível influência sobre a descarga fluvial e o transporte de sedimentos. **Boletim Geográfico**, v.31, n.1, p. 117-133, 2013.
- FOLLADOR, F. et al. Controle de qualidade da água medido através de cartas de controle de Shewart, CUSUM e MMPE. **Engenharia Ambiental**, v. 9, p. 183–197.
- FRASCARELI, D.; BEGHELLI, F.G.S.; SILVA, S.C.; CARLOS, V.M. Heterogeneidade espacial e temporal de variáveis limnológicas no reservatório de Itupararanga associadas com o uso do solo na Bacia do Alto Sorocaba-SP. **Ambiente & Água**, v. 10, n. 4, p. 770-781, 2015.
- GALDINO, S.; VIEIRA, L.M., PELLEGRIN, L.A. **Impactos ambientais e socioeconômicos na Bacia do Rio Taquari - Pantanal**. 1st ed. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2006.
- GARFIELD, E. (1999); Journal impact factor: a briefreview. **Canadian Medical Association Journal**, v. 161, n. 8, p. 979-980, 2012.
- GIRARD, P. Efeito cumulativo das barragens no Pantanal. **Instituto Centro Vida**, Campo Grande, MS, 2002.
- GONÇALVES, F.; ROCHA, P.C.; FERREIRA, C.C. Uso e ocupação da terra e suas influências em parâmetros químicos e físicos da água da bacia hidrográfica do rio Santo Anastácio, Oeste Paulista. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, 15., 2011, Paraná. **Anais XV**. Curitiba: INPE, 2011. p. 1248-1255.
- GONÇALVES, H.C.; MERCANTE, M.A.; SANTOS, E.T. Hydrological cycle. **Jornal de Biology**, v.71, n. 1, 2011, p. 241-253.
- GOULART, M.D.C.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, v. 2, n.1, p. 1-9, 2003.
- GRILL, G.; LHNER, B.; LUMSDON, A.; MACDONALD, G.K.; ZARFL, C.; LIERMANN, C.R. An index-based framework for assessing patterns and trends in river

- fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales. **Environmental Research Letters**, v.10, n.1, p. 1-15, 2015.
- HILLEBRAND, H; DURSELEN, C.D.; KIRSCHTEL, D.; POLLINGHER, U.; ZOHARY, T. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of Phycology**, v.35, n.2, p. 403-424, 1999.
- HORNER, R. R.; WELCH, E. B.; SEEFLEY, M. R.; JACOBY, J. M. Responses of periphyton to changes in current velocity, suspended sediment and phosphorus concentration. **Freshwater Biology**, v. 24, n. 2, p. 215- 232, 1990.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Projeções da população**. Rio de Janeiro: IBGE, 2014.
- Implementação de práticas de gerenciamento integrado de bacia hidrográfica para o Pantanal e bacia do Alto Paraguai. ANA/GEF/PNUMA/OEA. Brasília, 2003. Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul. **Relatório de qualidade das águas superficiais do Estado do Mato Grosso do Sul - 2003**. Campo Grande, MS, IMASUL, 2003.
- Implementação de práticas de gerenciamento integrado de bacia hidrográfica para o Pantanal e bacia do Alto Paraguai. ANA/GEF/PNUMA/OEA. Diagnóstico analítico do Pantanal e bacia do Alto Paraguai. Brasília, 2003.
- Informativo da Tractebel Energia S.A, de responsabilidade da Assessoria de Comunicação da Diretoria Administrativa. Ano 10, nº 56, Março, 2016.
- Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul. **Relatório de qualidade das águas superficiais do Estado do Mato Grosso do Sul - 2005**. Campo Grande, MS, IMASUL, 2006.
- Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul. **Relatório de qualidade das águas superficiais do Estado do Mato Grosso do Sul - 2011**. Campo Grande, MS, IMASUL, 2013.
- Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul. Relatório de qualidade das águas superficiais do Estado do Mato Grosso do Sul - 2011. Campo Grande, MS, IMASUL, 2013.
- JUNK, W.J.; PIEDADE, M.T.F.; SCHÖNGART, J.; COHN-HAFT, M.; ADENEY, J.M.; WITTMANN, F. A Classification of major naturally occurring amazonian lowland wetlands. **Wetlands**, v. 31, p. 623–640. 2011.
- KAISER, E.A.; SANTOS, F.C.; FILHO, W.P. Influência da precipitação pluviométrica e uso da terra em variáveis limnológicas do reservatório da usina hidrelétrica Ernestina, RS. **GeoFocus**, nº 16, p. 3-22, 2015.
- KAUFMANN, P.R.; PECK D.V.; PAULSEN S.G.; SEELIGER C.W.; HUGHES R.M.; WHITTIER T.R.; KAMMAN, N.C. 2014. Lakeshore and Littoral Physical Habitat Structure in a National Lakes Assessment. **Lake and Reservoir Management**, v.30, n.2, p. 192-215, 2014.
- KEMP, S.M. **Dinâmica espaço temporal da temperatura superficial da Bacia Hidrográfica do Rio Tenente Amaral-MT por sensoriamento remoto**. 2015. 145 f. Tese (Doutorado em Física Ambiental) – Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá. 2015.
- KINGSFORD, R.T. Review: ecological impacts of dams, water diversions and river management of floodplain wetlands in Australia. **Austral Ecology**, v.25, p. 109-127. 2000.
- KORNIJÓW, R. Controversies around dam reservoirs: benefits, costs and future. **Ecohydrol Hydrobiol**, p. 141-149, 2009.
- KUNZ, M.J.; WÜEST, A.; WEHRLI, B.; LANDERT, J.; SENN D.B. Impact of a large tropical reservoir on riverine transport of sediment, carbon, and nutrients to downstream wetlands. **Water Resources Research**, v.47, n.2, 2011.
- LEHNER, B, LIERMANN, C.R.L., REVENGA, C.R., VOROSMARTY, C., FEKETE, B., CROUZET, P., DOLL, P., ENDEJAN, M., FRENKEN, K., MAGOME, J.; NILSSON, C., ROBERTSON, J.C., RODEL, R., SINDORFL, N., WISSER, D. High-resolution mapping of

the world's reservoirs and dams for sustainable river-flowmanagement. **Ecol. Environ**, v. 6, n. 8, 2011.

LEITE, M. E.; ALMEIDA, M. I. S.; VELOSO, G. A.; FERREIRA, M. F. F. Sensoriamento remoto aplicado ao mapeamento da dinâmica do uso do solo na bacia do rio Pacuí, no norte de Minas Gerais, nos anos de 1989, 1999 e 2009. **Revista do Departamento de Geografia da USP**, v. 23, p. 217-231, 2012.

LEPŠ, J. Scale- and time-dependent effects of fertilization, mowing and dominant removal on a grassland community during a 15-year experiment. **Journal of Applied Ecology**, v.51, p. 978-987, 2014.

LIRA, M.M.P. **Análise do uso e ocupação do solo no entorno do reservatório poço da Cruz, Pernambuco, Brasil**. 2015. 95 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

LIU, D.; SUN, J. Geometric models for calculating cell biovolume and surgace area for phytoplankton. **Journal of plankton research**, v.25, n.II, p. 1331-1346, 2003.

LOBO, E.; LEIGHTON, G. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. **Revista Biología Marinha y Oceanografía**, v.22, n.1, p. 1-29, 1986.

LOVERDE-OLIVEIRA, S.M.; HUSZAR, V.L. Efeitos do pulso de inundação sobre a qualidade da Água da lagoa do Coqueiro, Pantanal de Poconé, Mato Grosso.p. 82-102. In: J.W.M.C. SANTOS (org.). **Produção do Espaço e Transformações Socioambientais das Paisagens do Mato Grosso**. Edufimt: Cuiabá, MG. 2010. 197p.

LOVERDE-OLIVEIRA, S.M.; RIPPEL, M.A.; JUNIOR, W.B.F.; CHRISPIM, M.E.P. Estudo limnológico e morfológico do reservatório de Itiquira-MT. In: PASA, M.C. (Org.). **Múltiplos Olhares sobre a biodiversidade II**. Jundiaí: Paco Editorial, 213. p.203-214.

MACEDO, D.R.; POMPEU, P.S.; MORAIS, L.; CASTRO, M.A.; ALVES, C.B.M.; FRANC, A, J.S.; SANCHES, B.O.; UCHO A, J.; CALLISTO, M. Sampling site selection, land use and cover, field reconnaissance, and sampling. In: CALLISTO, M., HUGHES, R.M., LOPES, J.M. & CASTRO, M.A. (eds), **Ecological Conditions**. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, 2014.p. 61-83.

MACEDO, F.L.; JÚNIOR, A.V.M.; PEDROTTI, A. Modelagem da produção de sedimentos na subbacia hidrográfica do Riacho Jacaré - SE. **RA E GA**, v. 24, p. 272-289, 2012.

MACHADO, P.A.L.M. **Direito Ambiental Brasileiro**. 12. ed. **São Paulo**: Malheiros, 2005.

MATO GROSSO DO SUL. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos/ Instituto de Meio Ambiente Pantanal. Gerência de Recursos Hídricos. Projeto GEF Pantanal/Alto Paraguai – **Implementação de Práticas de Gerenciamento Integrado de Bacia Hidrográfica para o Pantanal e Alto Paraguai** (ANA/GEF/PNUMA/OEA). Subprojeto 1.6/MS – Gerenciamento de Recursos Hídricos nas Vizinhanças da Cidade de Corumbá (MS). **Relatório de Qualidade das Águas Superficiais da Bacia do Alto Paraguai**, MS, 2003. Campo Grande, MS, 2005. 127p.

MDA FEDERAL. 2004. **Landsat GeoCover ETM+ 2000 Edition Mosaics Tile N-03-05.ETM-EarthSat-MrSID, 1.0**. USGS, Sioux Falls, South Dakota, 2000.

MERINO, E.R.; PUPIM, F.N.; MACEDO, H.A.; ASSINE, M.L. Realce e integração de imagens orbitais óticas com dados SRTM para mapeamento e estudo de grandes planícies fluviais: exemplos de aplicação no Pantanal. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 16, n. 1, p. 49-62. 2015.

MELLO, K.R.P.S. **Estratégias adaptativas do fitoplâncton e aplicação do índice de grupos funcionais: ferramentas para a conservação de ecossistemas rasos do semiárido brasileiro**. 2012. 79 f. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia Ambiental) – Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2012.

- MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**. Porto Alegre, v.3, n.4, p. 33-38, 2002.
- MILLAN, R.N. **Variação da comunidade planctônica e fatores físico-químicos da água em dois sistemas de aquicultura**. 2012. 166f. Tese (Doutorado em Microbiologia Agropecuária) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, São Paulo, 2012.
- MOERETTO, E.M.; GOMES, C.S.; ROQUETTI, D.R.; JORDÃO, C.O. Histórico, tendências e perspectivas no planejamento espacial de usinas hidrelétricas brasileiras: a antiga e atual fronteira amazônica. **Ambiente & Sociedade**, São Paulo v. XV, n. 3, p. 141-164, 2012.
- MOLOZZI, J; FRANCA, J.S; ARAUJO, T.L.A; VIANA, T.H.; HUGHES, R.M; CALLISTO, M. Diversity of physical habitat and its relationship with benthic macroinvertebrates in urban reservoirs in Minas Gerais. **Iheringia Ser. Zoolilogi**, 2011, p.191-199.
- MOREIRA, E.P.; VALERIANO, M.M. Relação entre diferentes usos e coberturas da terra e declividade do terreno: implicações em conservação do solo. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, 2013, Foz do Iguaçu. **Anais XVI**, INPE, 2011. P. 9216-9223.
- MORETI, L.O.R.; MARTOS, L.; BOV-SCOMPARIN, V.M.; RODRIGUES, L.C. Spatial and temporal fluctuation of phytoplankton functional groups in a tropical reservoir. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 35, n. 3, p. 359-366, 2013.
- NGEARNPAT, N.; PEERAPORNPIBAL, Y. Application of desmid diversity in assessing the water quality of 12 freshwater resources in Thailand. **Journal of Applied Phycology**, v.19, p. 667–674, 2007.
- NORONHA, C.V. **Qualidade da água dos reservatórios Fio de Água de Jaguará, Igarapava e Volta Grande e afluentes, Bacia Hidrográfica do Rio Grande, MG/SP**. 2012. 138 f. Dissertação (Mestrado em Geografia-Tratamento da Informação Espacial) - Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Minas Gerais, 2012.
- NOVO, E.M.L.M. **Sensoriamento remoto**: São Paulo: Edgard Blucher, 1989.
- NUNES, E.J.S.; SILVA, E.P.; SOUZA, E.; FILHO, J.A.R.; SILVA, D.S.N. Geotecnologias no diagnóstico de conflitos de uso do solo de uma microbacia do município de Alta Floresta – MT. **Ciência Florestal**, v.25, n.3, p. 689-697, 2015.
- OLDEN, J.D.; NAIMAN, R.J. Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. **Freshwater Biology**, v.55, p.86-107. 2010.
- OLIVEIRA, L. F. C.; CALIL, P. M.; RODRIGUES, C.; LIEMANN, H. J.; OLIVEIRA, V. A. Potencial do uso dos solos da bacia hidrográfica do alto rio Meia Ponte, Goiás. **Ambi-Agua**, v. 8, n. 1, p. 222-238, 2013.
- OLIVEIRA, V.A. Diagnostico dos usos da água na bacia do Ribeirão Ponte de Pedra (Mato Grosso) e seus efeitos sobre a qualidade da água. 2016. 63f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) – Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2016.
- OLSZEWSKI, N.; FERNANDES FILHO, E. I.; COSTA, L. M.; SCHAEFER, C. E. G. R.; SOUZA, E.; COSTA, O. D. V. Morfologia e aspectos hidrológicos da bacia hidrográfica do rio Preto, divisa dos estados do Rio de Janeiro e de Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 35, n. 3, p. 485-492, 2011.
- PAERL, H. W.; HUISMAN, J. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. **Environmental Microbiology Reports**, v.3, n. 1, p. 27–37, 2009.
- PADISAK J.; CROSSETTI L.O.; NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**, v. 62, n.1, p. 1-19, 2009.

- PAIVA, J. B. D.; BELING, F.A. Estimativa da produção anual de sedimentos para fins de avaliação do assoreamento de reservatórios. Estudo de caso: Rio das Velhas, Rio Paracatú e Urucuia. In: Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, VII, 2006, Porto Alegre. **Anais VII**. Porto Alegre: ABRH, 2006. P. 1-20.
- PALMIER, L.R.; LIBÂNIO, M.; NASCIMENTO, N.O. Aspectos sobre a vida útil e remoção de barragens. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999, Rio de Janeiro. **Anais 20º**. Rio de Janeiro: RJ, 1999. P. 2357-2360.
- PAPASTERGIADOU, E.S., RETALIS, A., KALLIRIS, P., GEORGIADIS, TH., Land use changes and associated environmental impacts on the Mediterranean shallow Lake Stymfalia, Greece. **Hydrobiologia**, v. 584, p. 361-372, 2007.
- PARANHOS-FILHO, A.C.; MOREIRA, E.S.; OLIVEIRA, A.K.M.; PAGOTTO, T.C.S.; MIOTO, C.L. Análise da variação da cobertura do solo no Pantanal de 2003 a 2010 através de sensoriamento remoto. **Eng Sanit Ambient**, v. Edição Especial, p. 69-75, 2014.
- PAULA, M.R.; CABRAL, J.B.P.; MARTINS, A.P. Uso de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento na caracterização do uso da terra da bacia hidrográfica da UHE Caçu – GO. **REVISTA GEONORTE**, Edição Especial, v.4, n.4, p.1482-1490, 2012.
- PERAZZOLI, M.; PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V. Efeitos de cenários de uso do solo sobre o regime hídrico e produção de sedimentos na bacia do Ribeirão Concórdia – SC. **Revista Árvore**, v. 37, n. 5, p. 859-869, 2013.
- PEREIRA, B.G. **Comunidade fitoplanctônica da lagoa Mãe-Bá e barragem norte (ES):** variação espacial, temporal e grupos funcionais. 2012. 113 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Rio de Janeiro, 2012.
- PEREIRA, C.C.; MARIANO, Z.F.; WACHHOLZ, F.; CABRAL, J.B.P. Avaliação da temperatura de superfície continental (TSC) e o uso da terra na bacia da usina hidrelétrica de Barra dos Coqueiros (GO), por meio do sensoriamento remoto. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 18, n. 12, p. 92-107, 2016.
- PINILLOS, A.C.M. **Impactos ambientais a jusante de reservatórios hidrelétricos**. 2015. 68 f. Dissertação (Mestrado no Programa de Pós-Graduação em recursos hídricos (PPGRH)) - Universidade Federal de Mato Grosso, Mato Grosso, 2015.
- PINILLOS, A.C.M.; FIGUEIREDO, D.M.; CAMARGO, J.C.; CRUZ, I.F. Panorama da literatura científica mundial sobre a qualidade da água a jusante de barragens. **Espacios**, v. 36, 2015.
- PIZZANI, L.; BELLO, S.F.; SILV, C.; HAYSAHI, M.C.P.I.; HAYASHI, C.R.M. Um estudo bibliométrico da produção científica: a interface entre a educação especial e a fonoaudiologia nas bases de dados da Biblioteca Virtual em Saúde (BVS). **Distúrb Comum**, v. 20, n. 2, p. 205-218, 2008.
- POFF, N.L.; ZIMMERMAN, J.K.H., Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. **Freshwater Biologica**, v.55, n.1, p. 194-205. 2010.
- POLETO, C.; CARVALHO, L. S.; TSUNAO, M. Avaliação da qualidade da água em uma microbacia hidrográfica no município de Ilha Solteira (SP). **Holos Environment**, v.10, p.95-109, 2010.
- PRADO, R. **Geotecnologias aplicadas à análise espaço temporal do uso e cobertura da terra e qualidade da água do reservatório de Barra Bonita, SP, como suporte à gestão de recursos hídricos**. 2004. 172 f. Tese (Doutorado em Engenharia da Ciências Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Carlos, São Carlos.
- PRADO, T.B.G. **Evolução do uso das terras e produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Jundiá-mirim**. 2005. 72 f. Dissertação (Mestrado no Programa de Pós-



- Graduação em Agricultura Tropical e Subtropical - Instituto Agronômico de Campinas. São Paulo, 2005.
- RAMSAR. 1994. Convention on Wetlands of International Importance especially as waterfowl habitat: the conversion on wetlands. < <http://www.ramsar.org.conv>>. Acesso em junho de 2016.
- REKOWSKY, I. C. Relação entre a qualidade da água do reservatório da PCH Buricá e o uso do solo na Bacia de contribuição. / Isa - Porto Alegre: UFRGS, 2011.
- Relatório ANEEL 2012 / Agência Nacional de Energia Elétrica – Brasília, 2013.
- REYNOLDS L.S.; HUSZAR V.; KRUK C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v.24, n.5, p. 417-428, 2002.
- REYNOLDS, C.S. (1999). **Phytoplankton Assemblages in Reservoirs. Theoretical Reservoir Ecology and its Applications**, p. 439-456, 1999.
- REYNOLDS, C.S. **Ecology of Phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University. 2006 p. 535.
- REYNOLDS, C.S. Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. **Holarctic Ecology**, n. 3, p. 141-159, 1980.
- REYNOLDS, C.S., 1984. **The ecology of freshwater phytoplankton**. Cambridge Univ. Press., 384 p.
- RIBEIRO, L.L.; LIMA, J.D. Análise dos possíveis impactos relacionado ao uso da terra: avaliação com a aplicação do geoprocessamento na bacia hidrográfica do Rio Veríssimo. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidade**, v.2, n.9, p. 61-73, 2014.
- RIGOTTI, J.A.; POMPÊO, C.A.; Fonseca, A.L.O. Aplicações e análise comparativa de três protocolos de avaliação rápida para caracterização da paisagem fluvial. **Ambiente & Água**, v. 11, n. 1, 2016.
- ROSA, L.; ALVES, M.C.; SANCHES, L. Uso de composições de bandas do satélite Landsat 5 TM para caracterizar a dinâmica da variação de áreas alagadas no Pantanal mato-grossense. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, 15, 2011, Paraná. **Anais XV**. Curitiba: INPE, 2011. p. 5292-5299.
- ROUND, F.; CRAWFORD, R.; MANN, D. (1990). **The diatoms**, Cambridge University Press, Bristol.
- ROSSETTI, L.A.F.G.; PINTO, S.A.F.; ALMEIDA, C.M. Geotecnologias aplicadas à caracterização das alterações da cobertura vegetal intraurbana e da expansão urbana da cidade de Rio Claro (SP). In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, 13, 2007, Florianópolis. **Anais XIII**. Florianópolis: INPE, 2007. p. 5479-5486.
- SALAS, H.; MARTINO, P. 1991. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. **Water Research**, 25: 341-350.
- SALMASO N.; PADISA`K, J. Morpho-Funcional Groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). **Hydrobiologia**, v.578, n1, p. 97-112, 2007.
- SALMASO, N.; NASELLI-FLORES, L.; CERASINO, L.; FLAIM, G.; TOLOTTI, M; PADISA K, J. Phytoplankton functional groups as indicators of human impacts along the River Loire (France). **Hydrobiologia**, v.698, n.1, p. 233-249, 2012.
- SANTOS, A.B.; PETRONZIO, J.A.C. Mapeamento de uso e ocupação do solo do município de Uberlândia-MG utilizando técnicas de Geoprocessamento. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, 15, 2011, Paraná. **Anais XV**. Curitiba: INPE, 2011. p. 6185-6192.

- SANTOS, E.R.; COSTA, M.G. Estimativa e previsão do assoreamento e distribuição do sedimento no lago descoberto em Brasília-DF. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos – ABRH, 21, 2015, DF. **Anais XXI**. Brasília: ABRH, 2015. p. 1-8.
- SANTOS, G. O.; LIMA, F. B.; MAGALHÃES, F. P.; BRITO, C. M. C.M.; Veiga, A. R. Levantamento das condições ambiental dos mananciais inseridos no perímetro urbano do município de Fernandópolis-SP. **Universitas**, v.5, p.67-84, 2009.
- SANTOS, T.R. **Variação sazonal da biomassa, do estado nutricional e da estrutura da comunidade de algas perifíticas desenvolvida sobre substrato artificial e *Utricularia foliosa* L.** 2012. 87 f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente) - Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, São Paulo, 2012.
- Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Planejamento da Ciência e Tecnologia (SEMACE). **Caderno geoambiental das regiões de planejamento do MS**, p. 392, 2011.
- SEMA – Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Relatório de Qualidade das Águas Superficiais da Bacia do Alto Paraguai/MS 2004. Campo Grande-MS, 2005.
- SENA, F.T.N.; NETO, B.J.S.; LEITE, A.C.S. Uso do Geoprocessamento como subsidio á análise ambiental: Imagem SRTM na geração de mapas hipsométricos e de declividade das bacias difusas da barragem boa esperança no estado do Piauí. In: Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação, 2012, Pernambuco. **Anais IV**. Recife: SINGEO, 2012.
- SIEBERT, D.E.; VECCHIATO, A.B.; SALOMÃO, F.X.T. Descrição do Uso e Ocupação da Cabeceira do Rio Jauru (MT) e Caracterização dos Processos de Degradação Ambiental. **Engineering and Science**, p. 1-8, 2014.
- SIEBURTH, J.McN.; DAVIS, P.G. The role of heterotrophic nanoplankton in the grazing and nurturing of planktonic bacteria in the Sargasso and Caribbean Seas. **Ins.Oceanogr**. Paris, p. 285-296.
- SILVA, A.M.; MELLO, J.R.B.; BOSCHI, R.S.; ROCHA, J.V.; LAMPARELLI, R.A.C. Avaliação de classificação para o mapeamento de uso da terra. In: XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, 15, Paraná. **Anais XV**. Curitiba: INPE, 2011. p. 7324-7331.
- SILVA, A.P.C. **Biomonitoramento da qualidade de água e percepção ambiental na bacia hidrográfica Apodi-Mossoró, RN.** 2013. 101 f. Dissertação (Mestrado no Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente/PRODEMA) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Rio Grande do Norte, 2013.
- SILVA, A.P.S.; DIAS, H.C.D; BASTOS, R.K.X.; SILVA, E. Qualidade da água do reservatório da usina hidrelétrica (UHE) de Peti, Minas Gerais. **Revista Arvore**, v.33, n.6, p. 1063-1069, 2009.
- SILVA, J.S.V.; NEVES, R.J.; CARLINI, F.J. Cobertura vegetal e uso da terra versus declividade da Unidade de Planejamento e Gestão do rio Correntes. **Revista GeoPantanal**, n. 16, p. 77-89, 2014.
- SILVA, S.S.L. **Caracterização ecológica e estrutural de macrófitas em reservatórios no estado de Pernambuco.** 2011. F. Tese (Doutorado em Programa de Botânica) Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2011.
- SILVEIRA, G. V.; PEREIRA FILHO, W. Comparação do uso da terra no entorno dos reservatórios das UHEs Passo Real e Dona Francisca - RS. In: XXVI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CARTOGRAFIA, 2014, Gramado. **Anais XXVI**. Rio Grande do Sul, 2014.
- SILVA, J.S.V.; ABDON, M.M.; MORAES, J.A. Desmatamento na bacia do Alto Paraguai no Brasil. In: Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, 2010, Mato Grosso. **Anais III**. Cáceres, 2010.

- SOARES, M.C.S.; HUSZAR, V.L.M.; ROLAND, F. Phytoplankton dynamics in two tropical rivers with different degrees of human impact (Southeast Brazil). **River Research and Applications**, v. 23, n. 1, p. 698-714, 2007.
- SOUZA, A.P.; GOMES, L.N.L.; MINOTI, R.T. Avaliação da utilização de índices de integridade biótica do fitoplâncton como ferramenta para estimativa de qualidade da água nos Lagos Paranoá e descoberto, no DF. In: Simpósio brasileiro de Recursos hídricos, 2015, Brasília. **Anais XXI**. Distrito Federal, 2015.
- SOUZA, A.V.V. **Influência dos usos do solo qualidade da água do rio Vermelho no sudoeste de Mato Grosso**. 2015. 80 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal do Mato Grosso, Rondonópolis, 2015.
- STEVAUX, J.C.; FRANCO, A.A.; ETCHEBEHERE, M.L.C.; FUJITA, R.H. Flow structure and dynamics in large tropical river confluence: example of the ivaí and paraná rivers, southern brazil. **Geociências**, v.28, n.1, p. 5-13. 2009.
- TANIWAKI, R.H.; ROSA, A.H.; LIMA, R.; MARUYAMA, C.R.; SECCHIN, L.F.; CALIJURI, M.C.; MOSCHINI-CARLOS, V. A influência do uso e ocupação do solo na qualidade e genotoxicidade da água no reservatório de Itupararanga, São Paulo, Brasil. **Interciencia, Caracas**, v. 38, n. 3, 2013, p. 164-170.
- TER BRAAK, C.J.F. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology**. v. 67, p. 71-76. 1986.
- TORRES, L.M. **Efeito da seca na dinâmica dos grupos funcionais fitoplanctônicos em reservatórios eutróficos do semiárido**. 2014. 38f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Rio Grande do Norte, 2014.
- TRAIN, S.; JATI, S.; RODRIGUES, L. C.; PIVATO, B. M. **Distribuição espacial e temporal do fitoplâncton em três reservatórios da bacia do rio Paraná**. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Ed.). Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais. São Carlos: Rima, 2005. p. 73-85.
- TUNDISI, J. G. (2006): **Gerenciamento integrado de bacias hidrográficas e reservatórios – estudos de caso e perspectivas**, In Nogueira, M. G.; Henry, R.; Jorcin, A. (Org.): Ecologia de reservatórios: Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata. São Carlos, RIMA.
- TUNDISI, J.G.; TUNDISI, T.M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**, v. 10, n.4, p. 68-75, 2010.
- UEHLINGER, V., Étude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. Arch. Sci, 17 (2): p. 121 – 123. 1964.
- UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton – methodik. Mitt. Int. Verein. **Theor. Angew. Limnol.**, v. 9: p.1-38. 1958.
- VALERIANO, M. M.; ROSSETTI, D. F. Topodata: Brazilian full coverage refinement of SRTM data. **Applied Geography**, v.32, p.300-309, 2011.
- VALERIANO, M.M., SALVI, L.L., ARAGÃO, J.R.L. Relações entre a distribuição da precipitação e o relevo da bacia do alto Paraguai. In: Simpósio de Geotecnologias no Pantanal - GeoPantanal, 2012, Bonito – MS. **Anais 4º**. Bonito: INPE/EMBRAPA, 2012.
- VALERIO, A. M.; SILVA, G.B.S.; KAMPEL, M.; STECH, J.; ASSIREU, A.T. Avaliação multitemporal do uso de solo da bacia do reservatório de Manso. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, 2009, Natal. **Anais XIV**. Natal: INPE, 2009. p. 6345-6351.
- VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B. T.; FRANCO, R. A. M. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, p.55-64, 2010.
- VERONEZ, B.P. **Análise da influência da precipitação pluviométrica e uso do solo sobre a qualidade da água em microbacias hidrográficas no nordeste paraense, Amazônia**

- Oriental**. 2011. 172p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2011.
- VERCELLINO, I.S.; BICUDO, D.C. Sucessão da comunidade de algas perifíticas em reservatório oligotrófico tropical (São Paulo, Brasil): comparação entre período seco e chuvoso. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, p. 363-377, 2006.
- VIERA, P.C.S; CARDOSO, M.M.L.; COSTA, I.A.S. Vertical and temporal dynamics of phytoplanktonic associations and the application of index assembly in tropical semi-arid eutrophic reservoir, northeastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 1, p. 130-144, 2015.
- VON SPERLING, M. **Introdução á qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2005, 452p.
- WCD, Dams and development. A new framework for decision-making. **The report of the World** Comission on Dams. Earthscan Publications Ltd, London and Sterling, VA. 404 pp. 2000.
- ZHOURI, A.; OLIVEIRA, R. Desenvolvimento, conflitos sociais e violência no Brasil rural: o caso das usinas hidrelétricas. **Ambiente & Sociedade**, Campinas, v. X, n. 2, p. 119-135, 2007.