



Universidade de Brasília - UnB

Instituto de Geociências - IG

Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas e Geodinâmica - PPGGAG

Análise espaço-temporal do reservatório de Corumbá IV: parâmetros físico-químicos e de uso e cobertura do solo.

Raiane Francy Costa Machado Silva

Dissertação nº: 176

Brasília, novembro de 2020



Universidade de Brasília - UnB

Instituto de Geociências - IG

Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas e Geodinâmica - PPGGAG

Análise espaço-temporal do reservatório de Corumbá IV: parâmetros físico-químicos e de uso e cobertura do solo.

Raiane Francy Costa Machado Silva

Orientadora: Prof^ª Dr^ª Tati de Almeida

Coorientadora: Prof^ª Rejane Ennes Cicerelli

Dissertação de mestrado apresentada ao Instituto de Geociências da Universidade de Brasília como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Geociências Aplicadas e Geodinâmica, na área de concentração em Geoprocessamento e Análise Ambiental.

Brasília, novembro de 2020

Fa Francy Costa Machado Silva, Raiane
Análise espaço-temporal do reservatório de Corumbá IV:
parâmetros físico-químicos e de uso e cobertura do solo. /
Raiane Francy Costa Machado Silva; orientador Tati de
Almeida; co-orientador Rejane Ennes Cicerelli. -- Brasília,
2020.
86 p.

Dissertação (Mestrado - Mestrado em Geociências
Aplicadas) -- Universidade de Brasília, 2020.

1. Qualidade da água. 2. Uso e ocupação do solo. 3.
Análise espaço-temporal. 4. Estatística multivariada. I. de
Almeida, Tati, orient. II. Ennes Cicerelli, Rejane, co
orient. III. Título.

Banca Examinadora

Profª Drª Tati de Almeida (IG/UnB)

Prof. Dr. Jeremie Garnier (IG/UnB)

Profª. Drª. Ana Paula Marques Ramos (Unoeste)

Dissertação apresentada na forma de artigo científico conforme Art. 35 do Regimento da Pós-graduação do Instituto de Geociências da Universidade de Brasília.

AGRADECIMENTOS

Às minhas mães, Nila e Francineide, à minha vózinha, Raimunda, e ao meu padraсто, Marcos, que sempre se esforçaram muito para me proporcionar o mais poderoso e valioso bem, a educação. Nós sabemos o quanto essa jornada foi difícil, mas vencemos. Muito obrigada pelo imenso amor e carinho. Eu amo vocês.

Ao meu esposo, Daniel, a pessoa com o coração mais puro que já conheci. Obrigada pela paciência, compreensão e por sempre trazer leveza aos nossos dias. Por permanecer ao meu lado nas horas mais difíceis e nunca me deixar desistir. Você é meu porto seguro e minha inspiração, eu te amo.

Às minhas queridas orientadoras, pela competência e profissionalismo que sempre me deram segurança para seguir. Pela empatia e tranquilidade, que contribuíram para dois maravilhosos anos de convivência. Obrigada pelas conversas sempre alegres e pela compreensão nos momentos mais difíceis. Tenho muito carinho por vocês e gratidão por tudo que já me ensinaram.

À CAPES, pelo apoio financeiro, essencial para a conclusão do projeto.

Por fim, deixo meu agradecimento às mulheres que lutaram, e que continuam lutando, pelo direito ao acesso à educação. O caminho que hoje piso foi pavimentado com muita luta e resistência. Gratidão!

“One child, one teacher, one pen and one book can change the world.”

Malala Yousafzai

“I am among those who think that science has great beauty.”

Marie Curie

Resumo

Como consequência das mudanças climáticas, a escassez hídrica irá atingir grande parte da população mundial. O cerrado brasileiro caracteriza-se por extensos períodos de seca que cada vez mais estão se tornando imprevisíveis e longos, criando inseguranças sobre o futuro do abastecimento hídrico em diversas cidades, incluindo a capital do Brasil, Brasília. No decorrer deste estudo, análises estatísticas foram aplicadas com o objetivo de avaliar a qualidade da água utilizando, para isso, dados limnológicos de 2007 a 2017, coletados em oito estações amostrais ao longo do reservatório de Corumbá IV. A partir dos resultados, conseguimos identificar o impacto que a vegetação inundada durante o enchimento do reservatório teve nos parâmetros físico-químicos e verificar a influência que a sazonalidade possui na qualidade da água. Também, foi possível detectar padrões distintos nos resultados obtidos para os pontos próximos às estações de tratamento de esgoto (ETE). No geral, o estudo mostrou que os parâmetros de qualidade da água estão dentro dos limites estabelecidos na legislação ambiental brasileira. A possível influência que as atividades antrópicas desenvolvidas no entorno do corpo hídrico possuem nos parâmetros de qualidade da água, também foi estimada utilizando métodos de estatística multivariada. Podemos constatar, portanto, que corpos hídricos cujas ocupações humanas adjacentes são recentes, como o caso de Corumbá IV, possuem um comportamento que se assemelha ao de ambientes naturais.

Palavras-chave: Qualidade da água; Uso e ocupação do solo; Análise espaço-temporal; Estatística multivariada.

Abstract

Future climate change is expected to stress water resources all over the planet. The Cerrado Biome of central Brazil is naturally characterized by extended periods of drought, and these are increasingly losing their predictability and regularity, creating doubt about the future of water availability in several major cities, including the nation's capital, Brasília. Here, we firstly applied statistical analyses to assess the water quality using multi-year limnological data (2007-2017) collected at eight water sampling sites in the Corumbá IV reservoir. We were able to identify the impact that the flooded vegetation had on the physical-chemical parameters and to verify the influence that seasonality has on water quality. Additionally, it was possible to detect different patterns in the results obtained for the points near the sewage treatment stations (ETE). The possible human influence on water quality parameters was also estimated using multivariate statistical methods. Succinctly, the study showed that the water quality parameters are within the limits established in Brazilian environmental legislation. The data led to the conclusion that water bodies whose adjoining human occupations are recent, such as the case of Corumbá IV, have a behavior that is similar to that of natural environments.

Keywords: Water quality monitoring; Land use; Spatio-temporal analysis; Multivariate statistics.

Lista de Figuras

Capítulo 01

- Figura 1* - Localização do reservatório de Corumbá IV.....16
- Figura 2* - Dados de precipitação mensal (mm) e temperatura mensal (°C) da estação de Luziânia (codA012, 16.26055555, -47.96694443), cerca de 30km a oeste do reservatório de Corumbá IV (GO) obtidos no banco de dados meteorológicos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, <https://bdmep.inmet.gov.br/>).....18
- Figura 3* - Dados de cota (m) e volume útil (%) do reservatório de Corumbá IV (GO) obtidos no sistema de acompanhamentos de reservatórios da Agência Nacional de Água (ANA, <https://www.ana.gov.br/sar0>).....19
- Figura 4*- Fluxograma metodológico da dissertação subdividida em dois artigos científicos.....20

Capítulo 02

- Figura 1* - Compartimentação longitudinal de reservatórios artificiais: Zona de Rio, Zona de Transição e Zona de Lago. (Thornton et al., 1990).....28

Capítulo 03

- Figura 1* - Location of the Corumbá IV reservoir and the sampling collection points (AL-2, DE-2, AR-2, AN2, CR-2, CR3, CR4, CR5).47
- Figura 2* - Spatial variation of water quality parameters (Chl-a: chlorophyll-a; DO: dissolved oxygen; TP: transparency; TSS: total suspended solids; TN: total nitrogen; BOD: biochemical oxygen demand) at the eight sampling points along the Corumbá IV reservoir for the dry (D) and rainy (R) seasons. The line in the centre of the box represents the median while the top and bottom shows the standard deviation, end of box shows Q1 and Q3. The points outside the box are the outliers.....53
- Figura 3* -. Spatial variation of total nitrogen (TN) at the eight sampling points along the Corumbá IV reservoir for the dry (D) and rainy (R) seasons. The line in the centre of the box represents the median while the top and bottom shows the standard deviation, end of box shows Q1 and Q3. The points outside the box are the outliers.....56

Figura 4 - PCA graph of the following variables: a) variables in the PCA graph analysed in a bidimensional plane (PC1 × PC2), where T: temperature, Chl-a: chlorophyll, DO: dissolved oxygen, TP: transparency, pH, E.coli: Escherichia coli, TN: Total Nitrogen, BOD: biological oxygen demand. b) Years in the PCA graph analyzed in a bidimensional plane (PC1 × PC2) 1 = 2007; 2 = 2008; 3 = 2009; 4 = 2010; 5 = 2011; 6 = 2012; 7 = 2013; 8 = 2014; 9 = 2015; 10 = 2016; 11 = 2017.....58

Figura 5 - PCA graph of variables and individuals: a) variables in the PCA graph analysed in a bidimensional plane (PC1 × PC2), where T: temperature, Chl-a: chlorophyll, DO: dissolved oxygen, TP: transparency, E.coli: Escherichia coli, TN: Total Nitrogen, BOD: biological oxygen demand; TSS: Total Suspended Solids; b) sample points from both drought (D) and rainy (R) seasons in the PCA graph analysed in a bidimensional plane (PC1 × PC2).....62

Figura 6 - Dendrogram illustrating the two main groups from the eight points sampled along the reservoir throughout the drought and rainy seasons. The height shown in the graph corresponds to distance metric between clusters.....63

Capítulo 04

Figura 1 - Localização do reservatório Corumbá IV e das sub-bacias estudadas.....78

Figura 2 - Fluxograma de métodos.....83

Figura 3 – Matrizes de transição do uso e cobertura do solo nas sub-bacias dos tributários estudados, tomando como referência o ano de 2007 em relação a 2017. As classes de uso estão identificadas como: FN-Formações Naturais; P-Pastagem; FP-Florestas Plantadas; A-Agricultura; AU-Áreas Urbanas; M-Mineração. Os valores de área (eixo x) foram medidos em hectares.....87

Lista de Tabelas

Capítulo 01

Tabela 1 - Parâmetros limnológicos.....23

Capítulo 03

Table 1 - Parameters, abbreviations, units, and analytical methods used to monitor the water quality of the Corumbá reservoir. The guide levels are also presented and indicate

the limits established by the regulatory agency regarding the second class (water intended to be used for domestic supply, after conventional treatment; for the protection of aquatic communities; and for primary contact recreation).....49

Table 2 - Eigenvalues, total variance, and scores of the three main components obtained through eight parameters of water quality of the Corumbá IV reservoir. The values highlighted in bold are strongly correlated with Principal Component (PC) (> 0.75), and the underlined ones are moderately correlated ($0.5-0.75$), following the classification of Liu et al. (2003)..... 57

Table 3 - Eigenvalues, total variance and scores of the three main components obtained through eight Corumbá IV water quality parameters. The values in bold are strongly correlated with PC (> 0.75) . The classification by Liu et al. (2003) was followed as a guide.....61

Capítulo 04

Tabela 1 - Parâmetros, abreviações, unidades e métodos analíticos utilizados para monitorar a qualidade da água do reservatório de Corumbá IV. Também são apresentados os limites estabelecidos pelo órgão regulador para a segunda classe (água destinada ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional; para proteção de comunidades aquáticas; e para recreação de contato primário).....80

Tabela 2 - Descrição detalhada das classes de uso e cobertura do solo.....82

Tabela 3 - Estatística descritiva dos parâmetros de qualidade da água (mediana \pm desvio padrão; máximo-mínimo) nos pontos amostrais.....84

Tabela 4 - Resultado da RDA que mostra a proporção da inércia que pode (constrained) e que não pode (unconstrained) ser explicada pelos preditores, a saber: AL-Alagados; DE-Descoberto; CR-Corumbá; AR-Areias; AN-Antas.....88

Sumário

Apresentação	14
Capítulo 01 - Introdução	14
Objetivos	17
1.1 - Área de Estudo	17
1.2 - Organização do Volume	19
Capítulo 02 – Estado da Arte	21
2.1. Ambientes Aquáticos Artificiais	21
2.2 Qualidade da água em reservatórios	22
2.3 Métodos estatísticos aplicados ao monitoramento da qualidade da água	29
2.4 Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água	30
Referências Bibliográficas	33
Capítulo 03	42
Abstract	42
1 Introduction	43
2 Materials and methods	45
2.1 Characterization of the study area	46
2.2 Data treatment and statistical analysis	49
3. Results and discussion	52
3.1 Univariate analysis using descriptive statistics	52
3.2 Temporal multivariate pattern analysis	56
3.3 Multivariate analysis using spatial and seasonal dynamics of water quality parameters	60
4. Conclusion	64
5. References	66
Capítulo 04	75
Resumo	75
1 – Introdução	76
2 - Materiais e métodos	78
2.1 - Área de Estudo	78
2.2 - Qualidade da água	79
2.3- Mapas de uso e cobertura do solo	80
2.4- Análises Estatísticas	81
3 - Resultados e discussões	83
3.1 – Dados limnológicos	83

3.2 – Mudanças no uso e cobertura do solo	85
3.3 – Influências do uso e cobertura do solo na qualidade da água	87
4. Conclusões	89
5. Referências Bibliográficas	90
Capítulo 05 – Conclusões	93

Apresentação

O presente volume representa o produto final resultado de dois anos do projeto de mestrado que tem como tema principal a “*Análise espaço-temporal do reservatório de Corumbá IV: parâmetros físico-químicos e de uso e cobertura do solo*”. O texto está dividido da seguinte forma: um primeiro capítulo introdutório onde será abordada, de forma geral, a temática deste estudo; o capítulo 02 que consiste em uma revisão bibliográfica dos principais conceitos que serão abordados ao longo dos demais capítulos; O capítulo 03, apresentando o primeiro artigo escrito durante a pesquisa, que teve como objetivo principal realizar a caracterização limnológica do reservatório de Corumbá IV, utilizando técnicas estatísticas para compreender a evolução espaço-temporal de suas variáveis limnológicas; o capítulo 04, com o segundo artigo elaborado, que vem com a proposta de integrar os aspectos de qualidade da água do reservatório e os dados de uso e cobertura do solo das sub-bacias hidrográficas; e, por fim, o capítulo conclusivo apresentando a consolidação das principais observações e conclusões deste trabalho.

Capítulo 01 - Introdução

No Brasil, represas de grande porte começaram a ser construídas no início do século XX para geração de energia elétrica em decorrência do desenvolvimento socioeconômico e industrial do país. Atualmente, existem aproximadamente 1.361 usinas em todo o Brasil, sendo essas responsáveis por 61,25% da matriz energética brasileira (ANEEL, 2019). Os reservatórios possuem um caráter multifinalitário, servindo para múltiplos usos além da geração de energia elétrica. Devido, portanto, ao grande aproveitamento que a sociedade faz deste tipo de ambiente, o controle contínuo dos indicadores de qualidade da água é de extrema importância para assegurar a saúde da população.

Apesar de ser considerada uma forma de obtenção de energia limpa, a qualidade da água nesses reservatórios depende da dinâmica espaço-temporal do ambiente que, por sua vez, é influenciada por inúmeros fatores de caráter antrópico (ocupação urbana, agricultura, efluentes domésticos e industriais, vazão, entre outros) e natural (clima, declividade, vegetação, entre outros). Segundo Xiao *et al.* (2016), uma das mais significativas consequências das mudanças nos padrões de uso e cobertura do solo é a deterioração da qualidade da água de corpos hídricos. Os autores deste artigo defendem

que análises de natureza espaço-temporal são de extrema importância para se entender as correlações entre estas mudanças e a qualidade da água. Além desse, diversos outros estudos foram realizados com a finalidade de compreender a correlação entre os padrões de uso do solo e a qualidade da água em corpos hídricos, alguns exemplos são os trabalhos de Mattikalli & Richards (1996), Bu *et al.* (2014), Shi *et al.* (2017) e Simedo *et al.* (2018).

Além da diminuição da qualidade da água, são observadas diversas outras degradações do meio físico que podem ser associadas à transição de um sistema natural para um ambiente antropizado. De maneira geral, as principais são a contaminação e erosão de solos, e a perda da biodiversidade (Newbold *et al.*, 2015). Torna-se, portanto, essencial o entendimento da dinâmica do reservatório visando assegurar a segurança hídrica da região onde o projeto é instalado (Heinzmann, 1998; Rauch *et al.*, 1998; Solidoro *et al.*, 2004; Palma *et al.*, 2014; Shi *et al.*, 2017; Gonzalez-Marquez *et al.*, 2018; Mirzaei *et al.*, 2018; Chatanga *et al.*, 2019).

A qualidade de corpos d'água é medida por parâmetros limnológicos físicos, químicos, biológicos e hidrológicos que, em geral, são indicadores da saúde dos reservatórios. Normalmente as análises são realizadas somente considerando limites máximos e mínimos de acordo com a legislação ambiental e são os únicos subsídios para a criação de alertas para os tomadores de decisão na fiscalização e controle de qualidade da água.

Em 2001 foi iniciada a obra de instalação da usina hidrelétrica de Corumbá IV, no centro-leste do estado de Goiás, a 50 km da capital federal do Brasil, Brasília (Distrito Federal/ DF) (Figura 1). O início do enchimento do reservatório foi em outubro/2005 e o início da operação em abril/2006. Inicialmente planejada para geração de energia elétrica, hoje, diante da grave crise hídrica atravessada entre os anos de 2015 e 2017 na capital do país, as obras de captação desse reservatório já estão em fase de conclusão e o início do bombeamento está previsto para o ano de 2020. Conforme apresentado pela Companhia Saneamento de Goiás (SANEAGO) em audiência pública, em maio de 2017, a respeito da crise hídrica, o abastecimento do Sistema Produtor Corumbá ocorrerá em duas etapas, sendo atendidos 1,3 milhões de habitantes na primeira e 2,9 milhões, na segunda. A população beneficiada está localizada no DF e nas regiões do entorno. Por se tratar de um reservatório recente e, apesar de essencial para a população do DF, poucos estudos sistemáticos foram realizados na região. Destaca-se o trabalho

de Almeida *et al.* (2013) que indicaram áreas de suscetibilidade à erosão no entorno do reservatório. No entanto, não existem estudos sobre a dinâmica espaço-temporal da qualidade de água do reservatório.

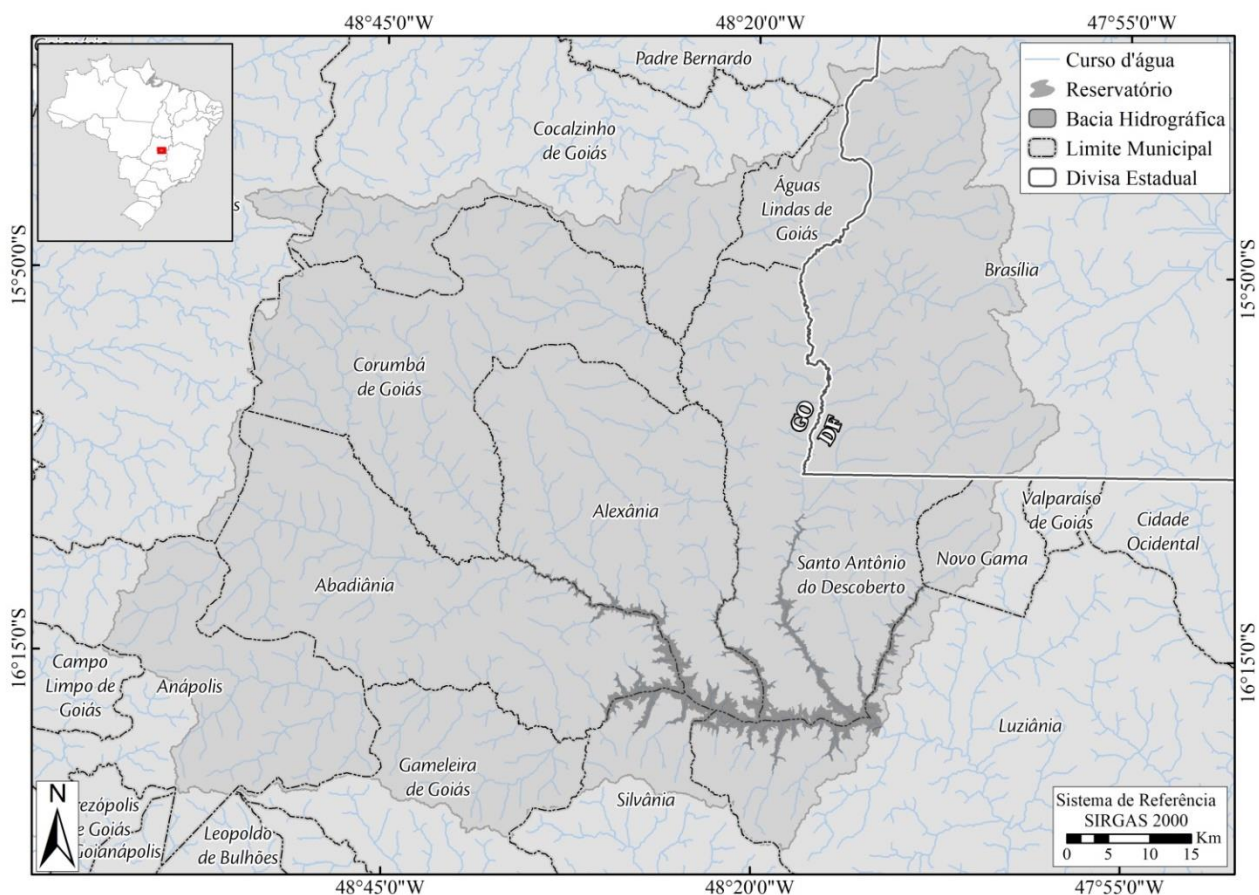


Figura 1 - Localização do reservatório de Corumbá IV

Uma das principais problemáticas que motivou a execução desta pesquisa é o preocupante fato de que desde a criação do reservatório, em 2005, a região vem sendo ocupada por diversos empreendimentos imobiliários. Neste contexto, percebeu-se a necessidade da realização de um estudo multitemporal com os dados limnológicos, indicadores da qualidade da água, e sua correlação com dados de uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica de Corumbá IV.

A hipótese, cerne dessa pesquisa, é que a qualidade da água do reservatório de Corumbá IV sofre mudanças desde o período do enchimento tanto por atividades antrópicas desenvolvidas na bacia, quanto decorrentes de sua criação.

Objetivos

Nesse sentido, essa dissertação teve como objetivo principal a análise espaço-temporal dos parâmetros físico-químicos de qualidade de água em Corumbá IV e sua relação com o uso e cobertura do solo na bacia de captação do reservatório entre o período de 2007 a 2017.

Para isso, foi necessário:

- a) Identificar o comportamento das variáveis limnológicas sob os aspectos espaço-temporais;
- b) Realizar uma análise multivariada para detecção de tendências ao longo do tempo;
- c) Detectar e dimensionar a dinâmica do uso e cobertura do solo na bacia de drenagem e,
- d) Verificar se os padrões de uso e cobertura do solo ao entorno do reservatório interfere nos parâmetros limnológicos de qualidade de água do mesmo.

Esta pesquisa justifica-se uma vez que Corumbá IV será utilizado como fonte de abastecimento hídrico para milhões de pessoas e, também, pela escassez de trabalhos desta natureza para a localidade. Neste contexto, surgiu a necessidade da realização de um estudo multitemporal para detectar as possíveis influências do uso e cobertura do solo nos dados limnológicos, utilizado estatística multivariada para realizar a integração dos dados.

1.1 - Área de Estudo

O reservatório de Corumbá IV localiza-se no estado de Goiás e sua área inundada ocupa parte dos municípios de Abadiânia, Alexânia, Luziânia, Novo Gama, Santo Antônio do Descoberto, Silvânia e Corumbá de Goiás (Figura 1).

Caracteriza-se por um sistema aquático artificial criado para geração de energia elétrica. Sua formação se deu por meio do barramento do Rio Corumbá, localizado na Região Hidrográfica do Paraná, na Bacia Hidrográfica do Rio Corumbá. O reservatório ocupa atualmente uma área inundada de 173 km², de caráter morfológico predominantemente alongado com poucos tributários e uma profundidade média de 21

metros, possuindo mais de 9.000 hectares de Área de Preservação Permanente (APP) (Corumbá Concessões S.A., 2013).

Segundo a escala Köppen & Geiger, o clima na região é classificado como tropical chuvoso (Aw) marcado por uma estação chuvosa que dura de outubro a março (primavera-verão) e um período de seca de abril a setembro (outono-inverno) (Alvares *et al.*, 2013)

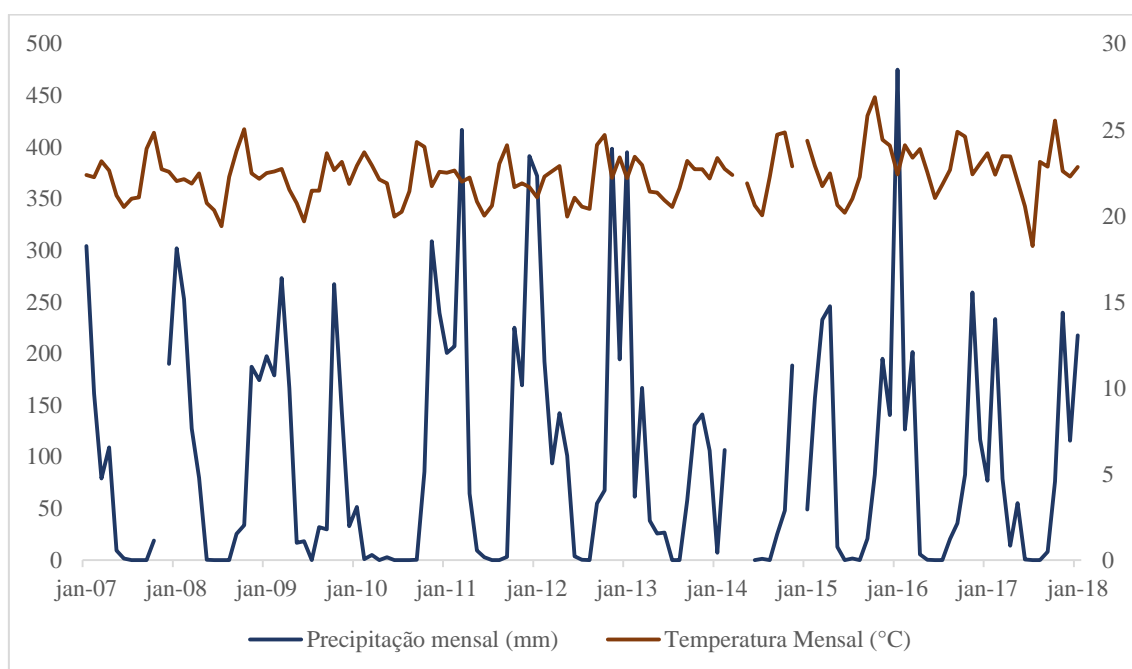


Figura 2 - Dados de precipitação mensal (mm) e temperatura mensal (°C) da estação de Luziânia (codA012, 16.26055555, -47.96694443), cerca de 30km a oeste do reservatório de Corumbá IV (GO) obtidos no banco de dados meteorológicos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, <https://bdmep.inmet.gov.br/>).

No inverno, ocorrem temperaturas mais altas durante o dia e mais baixas à noite, podendo influenciar bastante na variabilidade de alguns parâmetros do reservatório. Já no verão, este gradiente de temperatura não é tão alto, não havendo uma grande diferença entre as temperaturas durante o dia e à noite.

As oscilações das taxas de precipitação na região também são observadas nos dados de cota (m) e volume útil do reservatório (Figura 3), esses dados demonstram que não há tendências destacadas de redução ou aumento durante a série histórica analisada.

No entanto, é notável a redução do volume útil do mesmo para o ano de 2017, período do enfrentamento da crise hídrica na região.

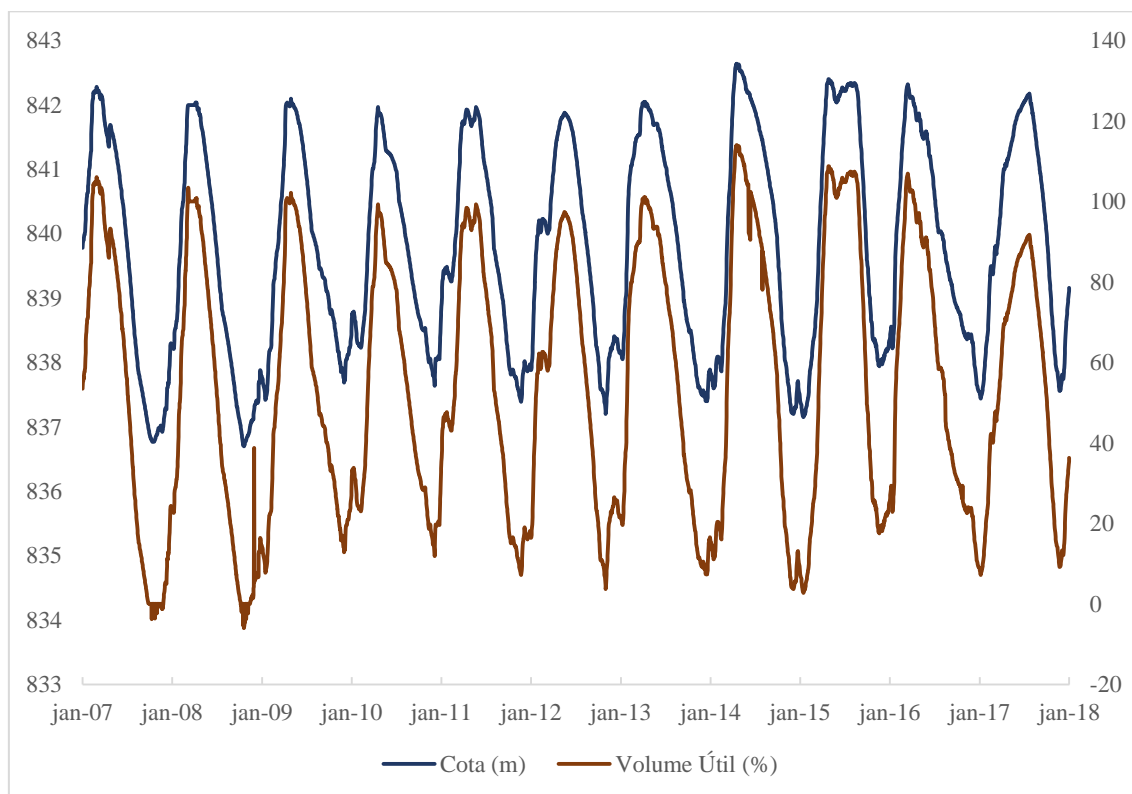


Figura 3 - Dados de cota (m) e volume útil (%) do reservatório de Corumbá IV (GO) obtidos no sistema de acompanhamentos de reservatórios da Agência Nacional de Água (ANA, <https://www.ana.gov.br/sar0>).

1.2 - Organização do Volume

Os capítulos iniciais desse manuscrito contextualizam a pesquisa no cenário mundial e expõe os objetivos, métodos aplicados e a síntese dos resultados do artigo publicado (Capítulo 1), bem como na revisão bibliográfica dos principais conceitos abordados (Capítulo 2).

Os resultados e as discussões obtidos nessa pesquisa foram divididos em dois artigos, conforme demonstra o fluxograma da Figura 4. O primeiro artigo finalizado, submetido e aceito (com revisões) para a revista “*Environmental Monitoring and Assessment*” (Capítulo 3) trata da análise espaço-temporal dos parâmetros físico-

químicos de qualidade da água do reservatório. Nessa primeira fase da pesquisa foram realizadas análises estatísticas descritivas, visando compreender as principais características dos parâmetros de qualidade da água. O desenvolvimento desta etapa de caracterização limnológica do reservatório justifica-se por conta da escassez de estudos desta natureza para a área de interesse. As análises estatísticas multivariadas foram utilizadas para identificar os parâmetros que mais contribuem para a variabilidade dos dados sob uma perspectiva espacial (em cada ponto de coleta), temporal (ao longo dos 10 anos analisados) e sazonal (analisando os dados para períodos de seca e chuva).

O segundo artigo desta dissertação (Capítulo 04) está em fase de preparação e será submetido brevemente. Ele descreve a relação entre uso e cobertura do solo com os parâmetros de qualidade da água, a partir da integração de informações de uso do solo do MAPBIOMAS (2020) e das variáveis limnológicas. Em ambos os artigos foram utilizados métodos de estatística multivariada, como demonstra o fluxograma abaixo (Figura 4).

O capítulo 5, considerações finais e recomendações, traz os apontamentos finais dessa dissertação com indicativos de trabalhos a serem realizados futuramente para o acompanhamento desse reservatório

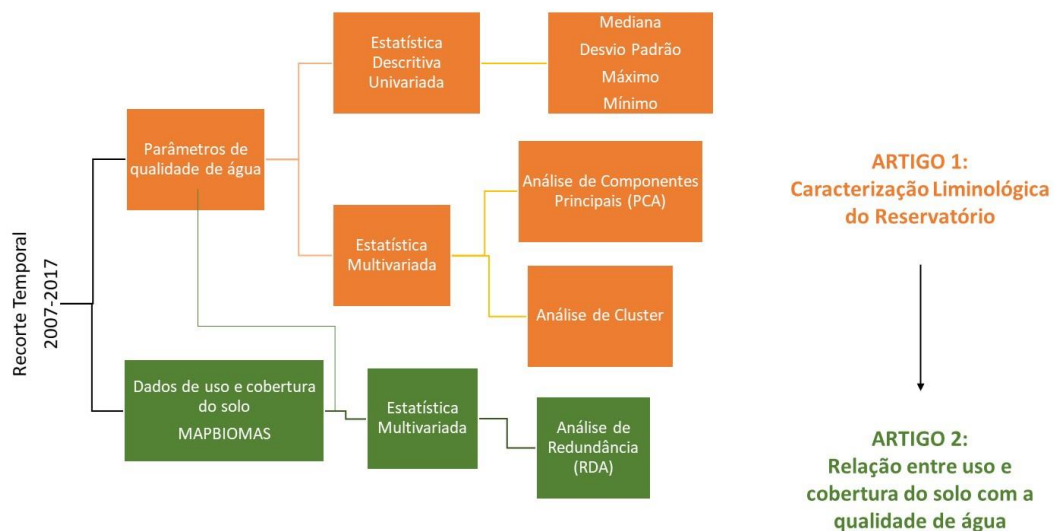


Figura 4- Fluxograma metodológico da dissertação subdividida em dois artigos científicos

Capítulo 02 – Estado da Arte

A Usina Hidrelétrica (UHE) Corumbá IV, bem como sua bacia hidrográfica é relativamente pouco estudada sob a perspectiva abordada nesta pesquisa e nenhum trabalho com a mesma proposta aqui apresentada foi encontrado na literatura, o que faz dessa pesquisa pioneira. Neste contexto, os trabalhos de Almeida *et al.* (2009; 2013) se destacam pela delimitação de áreas de suscetibilidade à erosão no entorno do reservatório. Eles indicam que áreas agrícolas são predominantes na região e se localizam em áreas planas e de maior altitude. Este fator, somado à ausência da vegetação nativa nas escarpas e vertentes do relevo, culminam na alta carga de sedimentos transportados até o reservatório por fluxo superficial.

Este capítulo foca em uma apresentação dos principais conceitos e métodos utilizados por pesquisadores da área para interpretar os impactos do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos. Ele foi dividido em duas seções que refletem o cronograma da pesquisa. A primeira conta com uma breve discussão sobre reservatórios de água e uma revisão sobre os principais parâmetros limnológicos utilizados em trabalhos científicos para a caracterização da qualidade da água desses ambientes. Também, serão expostos os métodos estatísticos frequentemente utilizados para identificar e quantificar a variabilidade da qualidade da água, utilizando os dados adquiridos *in situ*. A segunda parte explora as técnicas estatísticas utilizadas para verificar de maneira quantitativa o relacionamento entre eles, assim como as influências que os diferentes tipos de uso do solo possuem na composição físico-química da água.

2.1. Ambientes Aquáticos Artificiais

A sociedade começou a fazer uso dos reservatórios há pelo menos sete mil anos, quando comunidades construíaam pequenas represas da ordem de metros cúbicos destinadas à irrigação e abastecimento (Mithen *et al.*, 2010). Com o advento de tecnologias avançadas, os reservatórios evoluíram em tamanho e se tornaram grandes edificações utilizadas para múltiplas finalidades. Em todo o mundo, existem cerca de 75.000 reservatórios maiores que 0.1 km² e estima-se um crescimento deste número no futuro. Calcula-se que em 2030, 90% dos rios vão passar por uma ou mais barragens em seu percurso ao oceano, hoje esta proporção é pouco maior que 50% (Tundisi & Tundisi, 2008; Von Cappellen & Maavara, 2016). No Brasil, grandes represas

começaram a ser construídas no início do século XX para geração de energia elétrica em decorrência do desenvolvimento sócio-econômico e industrial do país. Atualmente, existem aproximadamente 1.361 usinas em todo o Brasil, sendo essas responsáveis por 61,25% da matriz energética brasileira (ANEEL, 2019). Além da geração de energia elétrica, os reservatórios podem servir para múltiplos usos, como: abastecimento humano, irrigação, aquicultura, piscicultura recreativa e comercial, recreação, navegação e resfriamento para efluentes industriais (Cruz & Fabrily, 1995; Fernandes & Bursztyn, 2008; Tundisi, 2018). Devido, portanto, ao grande aproveitamento que a sociedade faz deste tipo de ambiente, o monitoramento contínuo dos indicadores de qualidade da água é de extrema importância para assegurar a saúde da população.

Os reservatórios de água são ambientes aquáticos artificiais, formados por meio do represamento do curso natural de um rio e têm como objetivo o aproveitamento hídrico para atividades antrópicas. Do ponto de vista técnico, existem duas classificações para sistemas aquáticos que levam em consideração a existência ou ausência de fluxo unidirecional da água. Ambientes lóticos possuem fluxo constante, enquanto os sistemas lênticos caracterizam-se pela ausência ou fluxo muito baixo. Por conta de seu aspecto construtivo, estes corpos hídricos compartilham características de sistemas lóticos e lênticos (Thorton *et. al* 1996; Barbosa *et al.*, 2019), se fazendo necessário que os estudos relacionados a eles considerem seu caráter hidrodinâmico único. É importante ressaltar, também, que lagos artificiais possuem peculiaridades significativas em relação a lagos naturais, sendo necessário estudá-los de maneira distinta. Como a formação de reservatórios envolve uma rápida transição de ambientes naturais lóticos para ambientes artificiais lênticos, a avaliação das possíveis degradações ambientais envolvidas nesse processo é de extrema importância. Uma consequência comum é a alteração da dinâmica natural dos parâmetros de qualidade da água, que após o represamento precisam ser monitorados com frequência para o controle ambiental do corpo hídrico.

2.2 Qualidade da água em reservatórios

A qualidade de águas interiores é o objeto de estudo da limnologia, ciência definida como estudo científico das águas continentais, incluindo lagos, represas, rios, lagoas costeiras, áreas pantanosas, lagos salinos e estuários por Tundisi (2008).

A qualidade da água é medida por meio de diversos parâmetros limnológicos físicos, químicos, biológicos e hidrológicos (Tabela 1). Em geral, neste tipo de estudo, são medidos importantes indicadores, como: temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade, transparência e demanda bioquímica de oxigênio. E, dependendo do foco da pesquisa, outros parâmetros como metais pesados, coliformes fecais, concentração de clorofila- α e nutrientes também podem ser medidos.

Parâmetros	Variáveis
Abióticos	
Físicos	pH, temperatura, condutividade, transparência, sólidos totais
Hidrológicos	Vazão, tempo de retenção, morfometria, estratificação térmica e zonação longitudinal.
Parâmetros Bióticos	Comunidades de macrófitas aquáticas, organismos fitoplanctônicos, zooplanctônicos e bentônicos

Tabela 1 - Parâmetros limnológicos.

2.2.1 - Parâmetros físico-químicos

Os principais parâmetros físico-químicos que contribuem para a qualidade da água e a relação de interdependência entre eles e seu comportamento dentro de ambientes aquáticos interiores serão descrito nesse tópico.

O pH (potencial hidrogeniônico) é o resultado da relação entre os íons H^+ e OH^- em uma solução. Soluções com maiores proporções de H^+ em relação a OH^- são ditas ácidas. Por outro lado, soluções básicas são aquelas em que o íon OH^- possui concentração maior que H^+ . Uma solução neutra possui concentrações idênticas dos dois íons. O pH em ambientes naturais pode ser influenciado por diversos fatores, fato que aumenta a complexidade da interpretação dessa variável. É importante ressaltar que a biota aquática e o pH possuem uma relação interdependente entre si, uma vez que o pH possui grande influência na vitalidade das comunidades aquáticas e essas comunidades, por sua vez, interferem no pH da água (Esteves, 1998).

A acidificação em ambientes aquáticos pode estar relacionada ao aumento da concentração de ácidos orgânicos formados principalmente pela atividade metabólica dos microrganismos aquáticos, como as reações de respiração e decomposição. Do ponto de vista dos impactos antrópicos, os agentes poluidores mais comuns de substâncias ácidas em corpos hídricos são lançamentos de efluentes industriais e o escoamento superficial de água contaminada com ácido sulfúrico proveniente da drenagem em rejeitos de mineração, como os de minas de ferro (Esteves, 1998; Von Sperling, 2007; Rufo *et al.*, 2011). Em contrapartida, as fontes que alcalinizam a água não são em sua maioria antropogênicas e sim provenientes de fatores autóctones ao ambiente. O processo de fotossíntese das plantas aquáticas pode elevar o pH da água assim como o tipo de litologia do substrato geológico da região. Águas provenientes de terrenos cársticos são naturalmente mais alcalinas pela abundância de íons bicarbonato, carbonato e hidróxidos em dispersão (Manahan, 2001; Rufo *et al.*, 2011)

O oxigênio dissolvido (OD) é uma medida muito importante em termos de manutenção da vida dos organismos aquáticos. Sua concentração é resultado do equilíbrio entre o O₂ adicionado ao sistema por meio da reaeração e fotossíntese das plantas aquáticas e o consumo deste elemento pela respiração celular dos organismos aquáticos e oxidação da matéria orgânica. O oxigênio dissolvido é um parâmetro dependente da vazão do sistema, pois como a reaeração está ligada ao fluxo da água, regimes turbulentos são mais oxigenados. Embora a presença da vegetação seja vital para o corpo d'água, o processo de eutrofização, causado por um aumento na carga de nutrientes, pode gerar concentrações excessivas de biomassa vegetal. Este desequilíbrio gera um grande problema que é a decomposição da matéria orgânica em excesso, causando a redução de O₂ na coluna d'água. (Mallin *et al.*, 2006; Arora *et al.*, 2017). Em um processo semelhante, a redução do OD pode ser causada pela decomposição da vegetação inundada pelo reservatório. Neste sentido, a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é um meio indireto de mensurar a quantidade de biomassa vegetal excedente na água, visto que ela representa a concentração de oxigênio dissolvido necessária para realizar as reações de decomposição da matéria orgânica. A relação entre a redução de oxigênio dissolvido com o aumento da carga de nutrientes no corpo d'água já é bastante estabelecida entre a comunidade científica, sendo descrita por diversos autores, como Smith *et al.* (1999), Mallin *et al.* (2006), Dodds&Welch (2000) e Nagisetty *et al.*

(2019), os quais verificaram essa relação por meio do estudo do processo de eutrofização.

O nitrogênio é um dos elementos em maior abundância na atmosfera, representando aproximadamente 79% do volume do ar. Este nutriente possui um papel importante na formação e manutenção da biota aquática, isso porque ele participa ativamente do processo de síntese proteica. O N_2 presente no ar não é biologicamente reativo, portanto, os organismos o transformam no íon amônia NH_3 , processo chamado de fixação de nitrogênio. Em ambientes aquáticos, o nitrogênio pode ser encontrado nas seguintes formas moleculares: nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato. A primeira forma é reduzida e as duas últimas, oxidadas. Este é um fator que nos permite obter uma noção temporal em relação aos poluentes, ou seja, as formas reduzidas e oxidadas indicam respectivamente, poluentes recentes e antigos (Esteves, 1998).

O ciclo do nitrogênio é um dos ciclos biogeoquímicos que apresentam maior alteração antrópica causando efeitos negativos para a saúde humana e biodiversidade, pois afeta a qualidade do ar e da água (Davidson *et al.*, 2011). Ao longo do tempo, muitos autores dedicaram suas pesquisas ao estudo do ciclo do nitrogênio e aos impactos que as ações humanas possuem em sua dinâmica, exemplos são os trabalhos de Delwiche (1970) Vitousek *et al.* (1997), Galloway *et al.* (2004; 2008); Suddick *et al.* (2013); Gao *et al.* (2019). Segundo estes estudos, as alterações no ciclo são causadas pela adição excessiva de nitrogênio reativo ao meio ambiente principalmente por meio de fertilizantes. Portanto, conclui-se que o aumento do nitrogênio disponível no ecossistema está intimamente relacionado ao avanço das atividades agrícolas, e seus efeitos principais em ambientes aquáticos é a eutrofização das águas, causando a depleção em oxigênio que gera a mortandade da fauna e flora (Arora *et al.*, 2017).

Como já mencionado acima, a eutrofização é um processo causado pelo enriquecimento de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, que resulta no aumento da produtividade primária em ambientes aquáticos. Este processo pode ocorrer tanto de maneira natural quanto artificial, sendo esta última a mais problemática em termos de degradação ambiental. Ela é causada por influência antrópica por meio da entrada de nutrientes ligados às atividades agrícolas, efluentes domésticos e/ou industriais. O processo de eutrofização artificial está, portanto, ligado ao crescimento populacional, aumento da industrialização e do uso de fertilizantes químicos (Esteves,

1998; Li *et al.*, 2018). Os ecossistemas aquáticos podem ser classificados em função de seu estado trófico, a partir do valor do Índice de Estado Trófico de Carlson (1977), são eles: ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico. Para o cálculo deste índice, os parâmetros utilizados são: fósforo total, transparência e clorofila- α .

Como resultado da eutrofização, ocorrem eventos de floração de algas que se desenvolvem e morrem rapidamente. Uma quantidade excessiva de biomassa é decomposta, o que causa a contaminação do corpo hídrico deixando forte gosto e odor na água. Esses eventos representam sérios impactos ao ecossistema e à saúde humana, pois causam a anoxia e redução da transparência na coluna d'água que, por sua vez, resulta na mortalidade de peixes e outros animais. (Moncheva *et al.*, 2001; Anderson *et al.*, 2002; Kim *et al.*, 2019). Nos estudos de qualidade da água, o principal parâmetro utilizado para mensurar a produtividade primária dentro do corpo hídrico é a clorofila- α . Ela é um dos pigmentos fotossintéticos encontrados em todos os organismos que realizam fotossíntese oxigênica (Streit *et al.*, 2005).

A concentração de sólidos totais em um corpo d'água representa a soma entre os parâmetros “sólidos suspensos” e “sólidos dissolvidos”, sendo essa diferença marcada pela diferença do tamanho das partículas. Os sólidos dissolvidos são menores que 2 μm , e consistem em íons dissolvidos. Já os sólidos suspensos são maiores que 2 μm e consistem em partículas de silte e argila, assim como micro-organismos (algas e plânctons). A carga de sedimento gerada pela erosão de solos expostos é uma grande ameaça à integridade de corpos hídricos não somente pelo assoreamento, mas também pela alta carga de matéria orgânica e nutrientes que se associam às partículas de sedimento e são despejadas na água via escoamento superficial. Neste sentido, em bacias onde o uso do solo é composto majoritariamente por atividades agrícolas, este problema se agrava, visto que compostos químicos provenientes de fertilizantes podem ser lixiviados para o corpo hídrico. Por ser um produto de fonte difusa a variabilidade da concentração de sedimentos na água depende do regime de chuvas possuindo, portanto, um caráter sazonal forte. A questão da sazonalidade e da relação com os usos do solo já foi abordada em diversos estudos, como os de: (Merchán *et al.*, 2019; Paudel *et al.*, 2019; Tian *et al.*, 2019). Segundo esses autores, os usos do solo que mais

influenciam no aumento da concentração de sólidos totais são agricultura e áreas urbanas.

2.2.2 - Parâmetros hidrológicos – Hidrodinâmica

A avaliação dos parâmetros hidrológicos é essencial para um estudo limnológico acurado, visto que são fatores que influenciam direta e indiretamente os parâmetros físico-químicos dentro dos reservatórios. São esses: vazão, tempo de retenção, morfometria, estratificação térmica e zonamento longitudinal.

A vazão é um parâmetro que indica o volume de água que escoar em uma seção do curso d'água em um determinado intervalo de tempo, e é expressa em metros cúbicos ou litros por segundo. Relacionado à vazão, o parâmetro tempo de retenção, — também chamado de tempo de residência, taxa de retenção ou taxa de lavagem — representa a razão entre o volume total do reservatório pela vazão média afluente, para um intervalo de tempo. Ou seja, o tempo de residência indica por quanto tempo, em média, a água fica retida em determinado ponto do reservatório. No estudo da dinâmica hídrica de reservatórios artificiais, ele é um importante parâmetro a ser estimado por estar relacionado a diversos indicadores de qualidade da água. Por exemplo, o tempo de residência elevado, causa: 1) aumento da estratificação térmica; 2) aumento da retenção de nutrientes; 3) aumento da produtividade primária; 4) redução da carga de sedimentos (Jorgensen *et al.*, 2005).

A morfometria representa o formato dos reservatórios e é influenciada pela geomorfologia da bacia hidrográfica a qual foi inundada. As formas predominantes dos reservatórios são simples e complexa. A morfometria complexa dificulta a circulação vertical da água, pelo fato de que o tempo de retenção nos tributários é maior que em seu eixo central e apresenta um hipolímnio anóxico. Outro fator influenciado pela morfometria é o zonamento longitudinal e a estratificação vertical (Straskraba *et al.*, 1993; Tundisi *et al.*, 1993)

Como as represas apresentam comportamento hidrodinâmico transicional de ambiente lótico para lântico, gradientes horizontais são formados e variam principalmente em função do tempo de residência da água e da entrada de tributários. Estes gradientes podem ser distinguidos em três zonas: fluvial, intermediária e lacustre.

A fluvial recebe influência direta dos rios tributários, possui menor tempo de retenção e, por consequência, apresenta maiores concentrações de oxigênio dissolvido, material em suspensão e nutrientes de origem alóctone. Em contrapartida, a lacustre situa-se nas remediações do barramento, possui maior tempo de retenção e profundidade, menores concentrações de oxigênio, materiais em suspensão e nutrientes. A zona intermediária atua como uma transição entre as duas (Thornton *et al.*, 1990; Tundisi *et al.*, 1993; Tundisi *et al.*, 2008). A compreensão dessa dinâmica é de grande importância para a interpretação do comportamento das variáveis limnológicas. A figura 5 a seguir demonstra esse modelo de compartimentação em reservatórios artificiais:

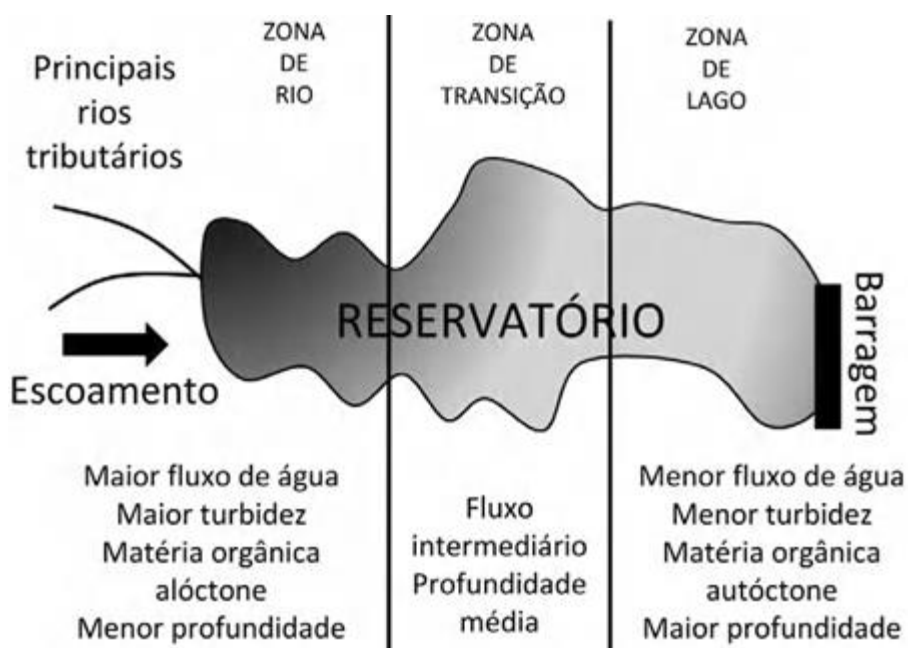


Figura 1 - Compartimentação longitudinal de reservatórios artificiais: Zona de Rio, Zona de Transição e Zona de Lago. (Thornton *et al.*, 1990)

A estratificação térmica em ambientes lênticos caracteriza-se por um gradiente de temperatura na coluna d'água que varia, principalmente, em função da temperatura do ar, regime de ventos e profundidade do lago. A estratificação ocorre em períodos mais quentes quando a radiação solar aumenta a temperatura da zona eufótica resultando em uma camada superficial de menor densidade, o epilímnio. Essa diferença de temperatura e densidade dificulta a mistura das águas do epilímnio e da camada inferior (metalímnio) gerando a estratificação. Quando a temperatura do ar diminui a água perde calor para a atmosfera e sua densidade aumenta, favorecendo a homogeneização da coluna d'água. Em regiões tropicais, a variação diária de

temperatura faz com que esses processos ocorram diariamente. Em termos de sazonalidade, a estratificação ocorre na primavera, verão e outono e a desestratificação no inverno (Esteves, 1998).

2.3 Métodos estatísticos aplicados ao monitoramento da qualidade da água

A análise espaço-temporal dos parâmetros de qualidade da água é de grande importância, visto que a compreensão da variabilidade ao longo do espaço e tempo é essencial para a interpretação da dinâmica do reservatório (Heinzmann, 1998; Rauch *et al.*, 1998; Solidoro *et al.*, 2004; Palma *et al.* (2010; 2014); Shi *et al.*, 2017; Gonzalez-Marquez *et al.*, 2018; Chatanga *et al.*, 2019; Mirzaei *et al.*, 2020). A base de dados de qualidade de água é bastante complexa, pois, envolve amostras referentes às diversas variáveis, coletadas em várias localidades e em épocas distintas. Por esse motivo, as análises estatísticas são essenciais para a organização dos dados e para a geração de informações úteis que auxiliem na interpretação do comportamento dos parâmetros dentro de um corpo hídrico.

A análise exploratória dos dados pode ser realizada utilizando técnicas estatísticas univariadas e multivariadas. A análise univariada utiliza cálculos estatísticos descritivos, como: média, mediana, desvio padrão, máximo e mínimo. Ela é utilizada com o objetivo de compreender o comportamento das variáveis individualmente, identificando tendência nos dados. Para a apresentação dos dados, diagramas *box-plot* podem ser utilizados para comparar o comportamento das variáveis entre os diversos pontos de amostragem, ou entre épocas de amostragem distintas. Ele é uma ótima forma de representação de dados, pois utiliza medidas de posição que indicam variabilidade, assim como a normalidade da distribuição e identificação de *outliers*. Exemplos da aplicabilidade de métodos estatísticos univariados podem ser encontrados nos trabalhos de Palma *et al.* (2009; 2014); Xiao *et al.* (2016) e Shi *et al.* (2017).

Em estudos ambientais é comum que além da análise univariada seja necessária a execução de técnicas estatísticas multivariadas, pois neste contexto, é preciso trabalhar com diversas variáveis simultaneamente. Neste sentido, duas técnicas são amplamente utilizadas por pesquisadores, a análise de componentes principais (PCA) e análise de *cluster* (CA). O objetivo da PCA é capturar o máximo de variância dentro de um número mínimo de variáveis e, a partir disto, reduzir a dimensionalidade do conjunto de

dados retirando da análise os parâmetros que não possuem variância significativa (Hair *et al.*, 2009). A análise de *cluster* é utilizada para agrupar indivíduos com base em similaridades ou distâncias (Emad *et al.*, 2012). O grande número de publicações que utilizam estes métodos para análises de qualidade da água evidencia sua grande aplicabilidade neste contexto, são exemplos os estudos de: Momen *et al.* (1996); Petersen *et al.* (2001); Solidoro *et al.* (2004); Kazi *et al.* (2009); Guedes *et al.*, 2012; Zeinalzadeh & Rezaei (2017); Tripathi&Singal (2019); Wang *et al.* (2019).

2.4 Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água

Dentre as degradações ambientais relacionadas à transição da cobertura natural do solo para ambientes antropizados, a mais significativa é a deterioração da qualidade da água de corpos hídricos (Xiao *et al.*, 2016). Johnson (1997) apresenta uma sucinta linha do tempo que levou aos tempos atuais, mostrando que os trabalhos de Hynes (1960) e Harrel and Dorris (1968) contribuíram pioneiramente para a pesquisa sobre influências alóctones na qualidade da água. Estes autores atribuíram as alterações físico-químicas (turbidez e oxigênio dissolvido) aos aspectos geomorfológicos da região, como a área da bacia de drenagem e declividade. Mais tarde, o foco se tornou o estudo da dinâmica das fontes difusas de poluentes com base na carga de nutrientes geradas na bacia de drenagem (Likens *et al.*, 1970; Thomas & Crutchfield, 1974; Omernik, 1976). Já nas últimas décadas, as pesquisas focaram no uso do sensoriamento remoto, dos sistemas de informações geográficas (SIG) e das análises multivariadas para investigar a influência do uso e ocupação do solo na degradação da quantidade e qualidade da água, como nos trabalhos de: Hill (1981), Higashi&Nakane (1985), Bolstad & Swank (1997), Calder (1992), Sliva&Williams (2001), Ngoye and Machiwa (2004), Huang *et al.* (2011), Xiao *et al.* (2016); e Luo *et al.* (2020).

O relacionamento entre o uso e ocupação do solo pode ser estimado por meio de métodos estatísticos como: regressão linear simples e múltipla (Huang *et al.*, 2011; Bu *et al.*, 2014; Xiao *et al.*, 2016; Bostanmaneshrad *et al.*, 2018), assim como pela análise de redundância (Shen *et al.*, 2015; Ding *et al.*, 2016; Kandler *et al.*, 2017; Shi *et al.*, 2017; Tian *et al.*, 2019). Ambas são análises de correlação, onde os preditores, ou variáveis independentes, representam as classes de uso do solo (ou os padrões de paisagem) e as variáveis dependentes são os parâmetros indicadores de qualidade da água. Pesquisas bibliográficas indicam que a Análise de Redundância (RDA) é uma boa

opção para ser aplicada nestes estudos, tanto por possuir uma abordagem multivariada, quanto por fornecer a proporção da variância da qualidade da água que pode ser explicada pelas classes de uso do solo.

Na maioria dos trabalhos, as análises são feitas por meio da integração entre as perspectivas: espacial, temporal (sazonal) e multi-escalar. Análises de natureza espaço-temporal são muito utilizadas como ferramenta para entender a dinâmica desses impactos ao longo tempo/espaço como nos trabalhos de Mattikalli & Richards (1996), Ahearn *et al.* (2005); Bu *et al.* (2014), Shi *et al.* (2017) e Simedo *et al.* (2018). Já a perspectiva multi-escalar é uma abordagem muito comum de ser encontrada nestes trabalhos, e representa as influências que diferentes escalas possuem na relação entre o uso e ocupação e a qualidade da água. Neste sentido, muitos autores comparam as escalas de: bacia e sub-bacia hidrográfica; e zona ripária. Os resultados de Ding *et al.* (2016), De Mello *et al.* (2019), Zhang *et al.* (2019) mostraram que a variância da qualidade da água foi melhor explicada pela composição do uso e ocupação na escala de bacia. Por outro lado, Shi *et al.* (2017) em sua pesquisa, encontrou resultado oposto, identificando através da análise de redundância (RDA) que os efeitos do uso e ocupação na qualidade da água foram mais significativos na escala da zona ripária.

A estimativa dos impactos que fontes difusas de poluição possuem na qualidade da água é bastante complexa (Baker, 2003). Como elas afetam o corpo hídrico ao longo de várias localidades, isso dificulta a identificação e a localização dos agentes poluidores, prejudicando a gestão dos recursos hídricos. Por este motivo, tal questão se tornou foco do estudo de diversos pesquisadores que ao longo do tempo foram aperfeiçoando as metodologias de análise desses impactos. Segundo Kandler *et al.* (2016), como consequência disso pouco se sabe sobre a relação do uso do solo e a qualidade da água em bacias com contribuição, também, de fontes pontuais. Neste sentido, Zhou *et al.* (2016) mostram que fontes pontuais podem enfraquecer e mascarar o resultado da correlação.

É importante ressaltar que cada classe de uso do solo possui uma influência diferente nos parâmetros de qualidade da água. A agricultura mostra grande influência no aumento da carga de nutrientes, condutividade elétrica e redução de pH e oxigênio dissolvido (Pieterse *et al.*, 2003; Ngoye&Machiwa, 2004; Bu *et al.*, 2014). Áreas urbanas e industriais mostram correlação positiva com nutrientes, metais pesados e

coliformes fecais (Li *et al.*, 2009; Kang *et al.*, 2010). Aqui vale destacar o estudo de Bu *et al.* (2014) que mostra, através de regressão linear, que tanto na seca quanto na chuva, ocorre correlação positiva de áreas vegetadas com o pH e o oxigênio dissolvido, e negativa com condutividade elétrica, sólidos totais e nutrientes. Já em áreas urbanas e de agricultura, a correlação é negativa para pH e oxigênio dissolvido e positiva para os outros parâmetros. O mesmo estudo concluiu que em uma determinada área de predominância agrícola e urbana, a água apresentou pior qualidade.

Referências Bibliográficas

AHEARN, D.S., SHEIBLEY, R.W., DAHLGREN, R.A., ADERSON, M., JOHNSON, J., TATE K.W. (2005) Land use and land cover influence on water quality in the last free-flowing river draining the western Sierra Nevada, California. *Journal of Hydrology* 313: 234–247.

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (2008) Atlas de energia elétrica do Brasil. 3 Ed. Parte II - Fontes Renováveis, Capítulo 03 Energia Hidráulica Brasília 236p. : ISBN: 978-85-87491-10-7 - http://www2.aneel.gov.br/arquivos/PDF/atlas_par2_cap3.pdf.

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA – ANEEL (2019) <https://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/OperacaoCapacidadeBrasil.cfm> acesso em 16/12/2019

ALMEIDA, W.S.; DE SOUZA, N.M.; DE CARVALHO, J.C. (2009) Produção de mapas de zonas homólogas de relevo e de uso do solo, a partir de dados de modelos numéricos de terreno e de imagem Quick Bird, como passos intermediários em um diagnóstico da susceptibilidade à erosão, no entorno da usina hidrelétrica Corumbá IV (GO). *Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Natal, Brasil, 25-30 abril 2009, INPE, p. 5563-5570.

ALMEIDA, W.S.; DE SOUZA, N.M.; JUNIOR, D.S.R.; DE CARVALHO, J.C. (2013) Análise morfométrica em bacias hidrográficas fluviais como indicadores de processos erosivos e aporte de sedimentos no entorno do reservatório da usina hidrelétrica (UHE) corumbá IV, *Revista Brasileira de Geomorfologia* v. 14, nº 2.

ALVARES, C.A., STAPE, J.L., SENTELHAS. P.C., GONÇALVES, J.L.M. & SPAROVEK, G. (2013) Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, Stuttgart 22: 711-728.

ANDERSON, D.M.; GLIBERT, P.M; BURKHOLDER, J.M. (2002) Harmful algal blooms and eutrophication: nutriente sources, composition and consequences. *Estuaries*, v.25, n.4, p.704-726.

ARORA, M., CASAS-MULET, R., COSTELLOE, J. F., PETERSON, T. J., MCCLUSKEY, A. H., & STEWARDSON, M. J. (2017). Impacts of Hydrological Alterations on Water Quality. *Water for the Environment*, 101–126. doi:10.1016/b978-0-12-803907-6.00006-1.

BAKER, A. (2003) Land use and water quality, *Hydrol. Process.* 17, 2499–2501 Published online in Wiley InterScience (www.interscience.wiley.com). DOI: 10.1002/hyp.5140.

BARBOSA, C.C.F.; NOVO, E.M.L.M.; LOBO, F.L.; MARTINS, V.S. Introdução ao Sensoriamento Remoto de Sistemas Aquáticos – Princípios e Aplicações (2019), 1ª edição, São José dos Campos-SP, LabISA\INPE, 2019, 158 p.

BARAKAT, A., EL BAGHDADI, M., RAIS, J., AGHEZZAF, B., & SLASSI, M. (2016). Assessment of spatial and seasonal water quality variation of Oum Er Rbia River (Morocco) using multivariate statistical techniques. *International soil and water conservation research*, 4(4), 284-292.

BARRENHA, P. I. I., TANAKA, M. O., HANAI, F. Y., PANTANO, G., MORAES, G. H., XAVIER, C., MOZETO, A. A. (2017). Multivariate analyses of the effect of an urban wastewater treatment plant on spatial and temporal variation of water quality and nutrient distribution of a tropical mid-order river. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(1). doi:10.1007/s10661-017-6386-4

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (2008) Atlas de energia elétrica do Brasil. 3 Ed. Parte II - Fontes Renováveis, Capítulo 03 Energia Hidráulica Brasília 236p. : ISBN: 978-85-87491-10-7 - http://www2.aneel.gov.br/arquivos/PDF/atlas_par2_cap3.pdf.

BOLSTAD P.V., SWANK W.T. (1997) Cumulative impacts of landuse on water quality in a southern Appalachian watershed. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 33(3):519–533.

BOSTANMANESHRAH, F., PARTANI, S., NOORI, R., NACHTNEBEL, H.-P., BERNDTSSON, R., & ADAMOWSKI, J. F. (2018). Relationship between water quality and macro-scale parameters (land use, erosion, geology, and population density) in the Siminehrood River Basin. *Science of The Total Environment*, 639, 1588–1600. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.05.244.

BU, H.; MENG, W.; ZHANG, Y.; WAN, J. (2014) Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China. *Ecological Indicators*, v. 41, p. 187-197.

CALDER, I.R. (1992) The hydrological impact of land-use change (with special reference to afforestation and deforestation). Priorities for water resources allocation and management, Proc. Conf. on priorities for water resources allocation and management, Natural Resources and Engineering advisers conference, Southampton, July 1992. Overseas Development Administration.

CARLSON, R.E. (1977) A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, v.22, n.2, p.361-369.

CHATANGA, P., NTULI, V., MUGOMERI, E., KEKETSI, T., CHIKOWORE, N.V.T. (2019) Situational analysis of physico-chemical, biochemical and microbiological quality of water along Mohokare River, Lesotho. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*.

CORUMBÁ CONCESSÕES S.A. - Boletim Informativo UHE Corumbá IV - Setembro de 2013 - Ano III, nº 25, disponível em:

<http://www.corumbaconcessoes.com.br/wpcontent/uploads/2014/09/informativo@uhec-orumbaiv025-web.pdf>> Acesso em: 29 mai 2018.

CRUZ, H.C.& FABRIZY, N.L.P. Impactos Ambientais de Reservatórios e Perspectivas de Uso Múltiplo. *Revista Brasileira de Energia*, v.4, n.1, 1995.

DAVIDSON, E.A., DAVID, M.B., GALLOWAY, J.N., GOODALE, C.L., HAEUBER, R., HARRISON, J.A., HOWARTH, R.W., JAYNES, D.B., LOWRANCE, R.R., THOMAS, N.B., PEEL, J.L., PINDER, R.W., PORTER, E., SNYDER, C.S., TOWNSEND, A.R., WARD, M.H. (2011) Excess nitrogen in the U.S. environment: Trends, risks, and solutions. *Issues in Ecology*, Issue:15, URL: <https://pubs.er.usgs.gov/publication/70032270>.

DODDS, W.K.K., WELCH, E.B. (2000) Establishing nutrient criteria in streams. *Journal of the North American Benthological Society*. V.19-1 P. 186-196. DOI: 10.2307/1468291.

DE MELLO, K.; VALENTE, R.A.; RANDHIR, T. O.; DOS SANTOS, A.C.A.; VETTORAZZI, C. A. (2018). Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. *CATENA*, 167, 130–138.doi:10.1016/j.catena.2018.04.027.

DELWICHE, C.C. (1970) The Nitrogen Cycle, *Sci. Am.*, v.223(3): p. 137-46 doi: 10.2307/24925899.

DING, J., JIANG, Y., LIU, Q., HOU, Z., LIAO, J., FU, L., & PENG, Q. (2016). Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: a multi-scale analysis. *Science of the total environment*, 551, 205-216.

EMAD AM, S., AHMED M, T., & EETHAR M, A. O. (2012). Assessment of water quality of Euphrates River using cluster analysis. *Journal of Environmental Protection*, 2012.

ESTEVEZ, F.A., **Fundamentos de Limnologia**. 2ª ed. Local: Rio de Janeiro. Interciência/FINEP, 1998, 602p.

FERNANDES, C.T.C. & BURSZTYN, M.A.A. (2008) Usos Múltiplos das Águas de Reservatórios de Grandes Hidrelétricas: Perspectivas e Contradições ao Desenvolvimento Regional Sustentável . In: IV ENCONTRO NACIONAL DA ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA EM AMBIENTE E SOCIEDADE. Anais Brasília: ANPPAS, 2008

GALLOWAY, J. N., DENTENER, F. J., CAPONE, D. G., BOYER, E. W., HOWARTH, R. W., SEITZINGER, S. P., ASNER, G. P., CLEVELAND, C. C., GREEN, P. A., HOLLAND, E. A., KARL, D.M., MICHAELS, A. F., PORTER, J. H., TOWNSEND, A. R., VOSMARTY, C. J. (2004) Nitrogen Cycles: Past, Present, and Future, *Biogeochemistry*, v:70(2), p.153-226 DOI: 10.1007/s10533-004-0370-0

GALLOWAY, J.N., TOWNSEND, A.R., ERISMAN, J.W., BEKUNDA, M., CAI, Z., FRENEY, J.R., MARTINELLI, L.A., SEITZINGER, S.P., SUTTON, M.A. (2008) Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions. *Science*, v:320(5878), p.889-892

GAO, Y., JIA, Y., YU, G., HE, N., ZHANG, L., ZHU, B., WANG, Y. (2019) Anthropogenic reactive nitrogen deposition and associated nutrient limitation effect on gross primary productivity in inland water of China, *Journal of Cleaner Production*, V.208 P.530-540 DOI: 10.1016/J.JCLEPRO.2018.10.137

GONZÁLEZ-MÁRQUEZ, L.C.; TORRES-BEJARANO, F.M.; TORREGROZA-ESPINOSA, A.C.; HANSEN-RODRÍGUEZ, I.R.; RODRÍGUEZ-GALLEGOS, H.B. (2018) Use of LANDSAT 8 images for depth and water quality assessment of El Guájaro reservoir, Colombia. *J S Am Earth Sci* v.82 231 –238. DOI: [/10.1016/j.jsames.2018.01.004](https://doi.org/10.1016/j.jsames.2018.01.004)

GUEDES, H.A. S.; DA SILVA, D.D.; ALEXANDRE, A.; ELESBON, A.; BANDEIRA, C.; RIBEIRO, M. (2012) Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG, *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.16(5), p.558-63

HAIR, J. F., BLACK, W. C., BABIN, B. J., ANDERSON, R. E., & TATHAM, R. L. (2009). *Análise multivariada de dados*. Bookman editora.

HARREL, D.C., DORRIS, T.C. (1968) Stream order, physico-chemical conditions and community structure of benthic macroinvertebrates in an intermittent stream system. *American Midland Naturalist* 80: 220–251.

HEINZMANN, BERND. (1998) Improvement of the surface water quality in the Berlin region; *Water Science and Technology*. 0273-1223 38:6 DOI:10.1016/S0273-1223(98)00596-4

HIGASHI, T., NAKANE, K. (1985) Relationship between turbidity in a river water and land use types in the basin, Series IV, vol 10. Mem. Faculty of Integrated Arts and Science, Hiroshima University, pp 69–83

HILL, A.R. (1981) Stream phosphorus exports from watersheds with contrasting land uses in southern Ontario. *Water Resour Bull* 17(4):627–634

HUANG, J., LI, Q., PONTIUS, R. G., KLEMAS, V., & HONG, H. (2011). Detecting the Dynamic Linkage between Landscape Characteristics and Water Quality in a Subtropical Coastal Watershed, Southeast China. *Environmental Management*, 51(1), 32–44. doi:10.1007/s00267-011-9793-2

HYNES, H.B.N. 1960. *The biology of polluted waters*. Liverpool University Press, 202.

JOHNSON, L.B., RICHARDS, C., HOST G.E., ARTHUR, JW (1997) Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. *Freshw Biol* 37(1):193–208

JORGENSEN, S.E., LOFLER, H., RART, W.; STRASKRABA, M. (2005) Lake and reservoir management, *Elsevier*, p. 502

KÄNDLER, M., BLECHINGER, K., SEIDLER, C., PAVLŮ, V., ŠANDA, M., DOSTÁL, T., ŠTICH, M. (2017). Impact of land use on water quality in the upper Nisa catchment in the Czech Republic and in Germany. *Science of The Total Environment*, 586, 1316–1325. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.10.221

KANG, J.H., LEE, S.W., CHO, K.H., KI, S.J., CHA, S.M., KIM, J.H., (2010) Linking land-use type and stream water quality using spatial data of fecal indicator bacteria and heavy metals in the Yeongsan river basin. *Water Res.* 44, 4143–4157.

KAZI, T.G.; ARAIN, M.B.; JAMALI, M.K.; JALBANI, N.; AFRIDI, H.I.; SARFRAZ, R.A.; BAIG, J.A.; SHAH, A.Q. (2009) Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: A case study, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v.72(2), p.301-309 DOI: 10.1016/J.ECOENV.2008.02.024

KIM, J.H., LEE, D.H., KANG, J.-H., (2019) Associating the spatial properties of a watershed with downstream Chl-a concentration using spatial analysis and generalized additive models, *Water Research*, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.010>.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. **Klimate der Erde**. Gotha: Verlag Justus Perthes. 1928. (Wall-map 150cmx200cm).

LI, S., GU, S., TAN, X., ZHANG, Q. (2009). Water quality in the upper Han River basin, China: the impacts of land use/land cover in riparian buffer zone. *J. Hazard. Mater.* 165, 317–324

LI, Z.; MA, J.; GUO, J.; PAERL, H. W.; BROOKES, J.D.; XIAO, Y.; FANG, F.; OUYANG, W.; LUNHUI, L.; (2018) Water quality trends in the Three Gorges Reservoir region before and after impoundment (1992–2016), *Ecohydrology & Hydrobiology* DOI: 10.1016/J.ECOHYD.2018.08.005

LIKENS, G.E., BORNMANN, F.H., JOHNSON, N.M., FISHER, D.W., PIERCE, R.S. (1970) Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed-ecosystem. *Ecological Monographs* 40(1): 23–47.

LUO, Z., SHAO, Q., ZUO, Q., & CUI, Y. (2020). Impact of land use and urbanization on river water quality and ecology in a dam dominated basin. *Journal of Hydrology*, 584, 124655.

MALLIN, M.A., JOHNSON, V.L., ENSIGN, S.H., MACPHERSON, T.A. (2006) Factors contributing to hypoxia in rivers, lakes, and streams. *Limnology and Oceanography*, v. 51(1, part 2), 2006, 690–701 DOI: [10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0690](https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0690)

MANAHAN, S. E. *Fundamentals of Environmental Chemistry*. 2nd edition Boca Raton: CRC Press LLC, 2001

MATTIKALLI, M.N. & RICHARDS, K.S. (1996). Estimation of surface water quality changes in response to land use change: application of the export coefficient model

using remote sensing and geographical information system. *Journal of Environmental Management* v.48, p.263–282.

MERCHÁN, D.; LUQUIN, E.; HERNÁNDEZ-GARCÍA, I.; CAMPO-BESCÓS, M.A.; GIMÉNEZ, R.; CASALÍ, J.; DEL VALLE DE LERSUNDI, J. (2019) Dissolved solids and suspended sediment dynamics from five small agricultural watersheds in Navarre, Spain: A 10-year study, *Catena*, v.173, p.114-130

MIRZAEI, M., JAFARI, A., GHOLAMALIFARD, M., AZADI, H., SHOOSHTARI, S. J., MOGHADDAM, S.M., GEBREHIWOT, K., WITLOX, F. (2020) Mitigating environmental risks: Modeling the interaction of water quality parameters and land use cover. *Land Use Policy*, 0264-8377 DOI:10.1016/J.LANDUSEPOL.2018.12.014

MITHEN, S. (2010) The domestication of water: water management in the ancient world and its prehistoric origins in the Jordan Valley. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 368(1931), 5249-5274.

MOMEN, B.; EICHLER, L.W.; BOYLEN, C.W.; ZEHR, J.P. (1996) Application of multivariate statistics in detecting temporal and spatial patterns of water chemistry in Lake George, New York, *Ecological Modelling*, v.91(1-3), p. 183-191, DOI: 10.1016/0304-3800(95)00189-1

MONCHEVA, S.; GOTSIS-SKRETASB, O.; K. PAGOUB,K.; KRASTEVA, A. (2001) Phytoplankton Blooms in Black Sea and Mediterranean Coastal Ecosystems Subjected to Anthropogenic Eutrophication: Similarities and Differences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* v.53, p.281-95

NAGISETTY, R. M., FLYNN, K.F., UECKER, D. (2019) Dissolved oxygen modeling of effluent-dominated macrophyte-rich Silver Bow Creek, *Ecological Modelling*, V.393 P.85-97

NEWBOLD, T.; HUDSON, L. N.; HILL, S. L. L.; CONTU, S.; LYSENKO, I.; SENIOR, R. A.; BÖRGER, L.; BENNETT, D. J.; CHOIMES, A.; COLLEN, B.; DAY, J.; DE PALMA, A.; DÍAZ, S.; ECHEVERRIA-LONDOÑO, S.; EDGAR, M. J.; FELDMAN, A.; GARON, M.; HARRISON, M. L. K.; ALHUSSEINI, T.; INGRAM, D. J.; ITESCU, Y.; KATTGE, J.; KEMP, V.; KIRKPATRICK, L.; KLEYER, M.; CORREIA, D. L. P.; MARTIN, C. D.; MEIRI, S.; NOVOSOLOV, M.; PAN, Y.; PHILLIPS, H. R. P.; PURVES, D. W.; ROBINSON, A.; SIMPSON, J.; TUCK, S. L.; WEIHER, E.; WHITE, H. J.; EWERS, R. M.; MACE, G.M.; SCHARLEMANN, J. P. W.; PURVIS, A. (2015) Global effects of land use on local terrestrial biodiversity *Nature* v.520, p.45–50 Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/nature14324SP>

NGOYE, E., MACHIWA, J. (2004) The influence of land use patterns in the Ruvu river watershed on water quality in the river system. *Phys Chem Earth* 29:1161–1166

OMERNIK, J.M. (1976) The influence of land use on stream nutrient levels. EPA 600/3-76-014. *U.S. Environmental Protection Agency*, Washington D.C.

PALMA, P., ALVARENGA, P., PALMA, V., FERNANDES, R.M., SOARES, A.M.V.M., BARBOSA, I.R. (2010a) Assessment of anthropogenic sources of water pollution using multivariate statistical techniques: a case study of the Alqueva's reservoir, Portugal. *Environ Monit Assess*, 165:538-52

PALMA, P., LEDO, L., SOARES, S., BARBOSA, I.R., ALVARENGA, P., (2014) Spatial and temporal variability of the water and sediments quality in the Alqueva reservoir (Guadiana Basin; Southern Portugal). *Sci of the Total Environ*, 470-471; 780-790

PETERSEN, W.; BERTINO, L.; CALLIES, U.; ZORITA, E. (2001) Process identification by principal component analysis of river water-quality data, *Ecological Modelling*, v.138(1-3), p.193-213. DOI: 10.1016/S0304-3800(00)00402-6

PIETERSE, N.M., BLEUTEN, W., JORGENSEN, S.E. (2003) Contribution of point sources and diffuse sources to nitrogen and phosphorus loads in lowland river tributaries. *J. Hydrol.* 271, 213–225.

PAUDEL, B.; MONTAGNA, P.A.; ADAMS, L. (2019) The relationship between suspended solids and nutrients with variable hydrologic flow regimes *Regional Studies in Marine Science* V.29 DOI: 10.1016/J.RSMA.2019.100657

RAUCH, W., HENZE, M., KONCSOS, L., REICHERT, P., SHANAHANT, P., SOMLYODY, L., VANROLLEGHEM, P. (1998) River water quality modelling: I. State of the art, *Water Science and Technology*, V.38:11, 0273-1223 DOI: 10.1016/S0273-1223(98)00660-X

RIBEIRO, J. F., & WALTER, B. M. T. (1998). Fitofisionomias do bioma Cerrado. Embrapa Cerrados-Capítulo em livro científico (ALICE).

RUFO, L., RODRÍGUEZ, N., DE LA FUENTE, V. (2011) Plant communities of extreme acidic waters: The Rio Tinto case. *Aquatic Botany*, v.95-2 p. 129-139

SHEN, Z., HOU, X., LI, W., AINI, G., CHEN, L., & GONG, Y. (2015). Impact of landscape pattern at multiple spatial scales on water quality: A case study in a typical urbanised watershed in China. *Ecological Indicators*, 48, 417-427.

SHI, P.; ZHANG, Y.; LI, Z.; LI, P.; XU, G. (2017) Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales. *Catena*, v. 151, p. 182–190.

SIMEDO, M.B.L.; MARTINS, A.L.M.; PISSARA, T.C.T.; LOPES, M.C.; COSTA, R.C.A.; VALLE-JUNIOR, R.F.; CAMPANELLI, L.C.; ROJAS, N.E.T.; FINOTO E.L. (2018) Effect of watershed land use on water quality: a case study in Córrego da Olaria Basin, São Paulo State, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. v.78, no.4, p. 625-635.

SLIVA L., WILLIAMS D. (2001). Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Water Research* 35: 3462–3472.

SMITH, V.H., TILMAN, G.D., NEKOLA, J.C. (1999) Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, v.100(1-3) p. 179-196. DOI: 10.1016/S0269-7491(99)00091-3

STREIT, N.M; CANTERLE, L.P.; CANTO, M.W; HECKTHEUER, L.H.H (2005) The Chlorophylls, *Ciência Rural*, v.35, n.3, p.748-755,

SOLIDORO, C.; PASTRES, R.; COSSARINI, G.; CIAVATTA, S. (2004) Seasonal and spatial variability of water quality parameters in the lagoon of Venice. *Journal of Marine Systems*. V.51:1-4, p.7-18

SUDDICK, E. C.; WHITNEY, P.; TOWNSEND; A.R.; DAVIDSON, E.A. (2013) The role of nitrogen in climate change and the impacts of nitrogen–climate interactions in the United States: foreword to thematic issue. *Biogeochemistry*, v.114(1-3), p. 1-10 DOI: 10.1007/s10533-012-9795-z

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. (1993) State-of-the-art of reservoir limnology and water quality management *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management*, 213-288,1993. Kluwer Academic Publishers

TIAN, Y.; JIANG, Y.; LIU, Q.; DONG, M.; XU, D.; LIU, Y.; XU, X. (2019). Using a water quality index to assess the water quality of the upper and middle streams of the Luanhe River, northern China. *Science of The Total Environment*, 667, 142–151.doi:10.1016/j.scitotenv.2019.02.356.

THOMAS, G.W.&CRUTCHFIELD, J.D. (1974) Nitrate-nitrogen and phosphorus contents of streams draining small agricultural catchments in Kentucky. *Journal of Environmental Quality*, v.3, p. 46–49.

THORTON, J.; STEEL, A.; RAST, W. (1996) Water Quality Assessments – A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring Search, Editor Chapter 8, Reservoirs, in: D. Chapman (Ed.).

TRIPATHI, M. & SINGAL, S.K. (2019) Use of Principal Component Analysis for parameter selection for development of a novel Water Quality Index: A case study of river Ganga India, *Ecological Indicators*, v.96, p.430-436, DOI: 10.1016/J.ECOLIND.2018.09.025.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M.; CALIJURI, M. C. (1993) Limnology and management of reservoirs in Brazil - *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management*, 213-288,1993. © Kluwer Academic Publishers.

TUNDISI, J. G. & TUNDISI, T. M. **Limnologia**. 1ªed., São Paulo, Oficina de Textos, 2008, p.632.

TUNDISI, J.G. (2018) Reservoirs: New challenges for ecosystem studies and environmental management. *Water Security*, v. 4-5p.1-7

VITOUSEK, P.M.; ABER, J.D.; HOWARTH, R. W.; LIKENS, G.E.; MATSON, P.A., SCHINDLER, D.W.; SCHLESINGER, W.H.; TILMAN, D.G. (1997) Technical

Report: Human Alteration of the Global Nitrogen Cycle: Sources and Consequences, *Ecological Applications*, v.07(3) P.737 DOI: 10.2307/2269431.

VON CAPPELLEN, P. & MAARAVANA, T. (2016) Rivers in the Anthropocene: global scale modifications of river nutrient fluxes by damming, *Ecohydrol. Hydrobiol.* v.16 p.106–111.

VON SPERLING, M. (2007) [Wastewater characteristics, treatment and disposal](#). IWA publishing&DESA/UFMG. ISBN:1-84339-161-9, 9781843391616, 242-242-246-2

XIAO, R.; WANG G.; ZHANG Q.; ZHANG Z. (2016) Multi-scale analysis of relationship between landscape pattern and urban river water quality in different seasons. *Scientific Reports* v.6, n. 25250; doi: 10.1038/srep25250 Acesso em: 17 ago. 2018.

WANG, J.; FU, Z.; QIAO, H.; LIU, F. (2019) Assessment of eutrophication and water quality in the estuarine area of Lake Wuli, Lake Taihu, China. *Science of The Total Environment*, v.650, p.1392-1402 DOI: 10.1016/J.SCITOTENV.2018.09.137.

ZEINALZADEH, K.&REZAEI, E. (2017) Determining spatial and temporal changes of surface water quality using principal component analysis, v.13, p.01-10, DOI:10.1016/J.EJRH.2017.07.002.

ZHANG, J.; LI, S.; DONG, R.; JIANG, C.; NI, M. (2019). Influences of land use metrics at multi-spatial scales on seasonal water quality: A case study of river systems in the Three Gorges Reservoir Area, China. *Journal of Cleaner Production*, 206, 76–85.doi:10.1016/j.jclepro.2018.09.179.

ZHOU, P.; HUANG, J.; PONTIUS, R. G.; HONG, H. (2016). New insight into the correlations between land use and water quality in a coastal watershed of China: Does point source pollution weaken it? *Science of The Total Environment*, 543, 591–600.doi:10.1016/j.scitotenv.2015.11.063.

Capítulo 03

A spatiotemporal analysis of the physico-chemical parameters after the operation of the Corumbá IV reservoir (Midwest Brazil) to support better management decision.

Raiane Francy Costa Machado Silva¹, Tati de Almeida¹, Rejane Ennes Cicerelli¹,
Lenora Nunes Ludolf Gomes²

¹ Post-Graduation in Applied Geosciences and Geodynamics, Geoscience Institute, University of Brasilia. Asa Norte, 70910-900 Brasilia - DF, Brazil. +55 (61) 31076983

² Graduate Program on Environmental Technology and Water Resources - Department of Civil and Environmental Engineering, University of Brasilia. Asa Norte, 70910-900 Brasilia - DF, Brazil.

¹ Corresponding author: Rejane Ennes Cicerelli, Geosciences Institute, UnB – Univ. de Brasília, e-mail address: rejaneig@unb.br

ORCID Numbers: 0000-0001-5169-889X, 0000-0002-6387-8254, 0000-0002-8199-5163, 0000-0002-5165-6603

Abstract

The study presents the characterization of the water quality of the Corumbá IV reservoir in the State of Goiás, in the Brazilian *Cerrado* biome, based on data from the operation period between 2007 to 2017. Few are known about the temporal and spatial variations in the water quality of the reservoir. Up to now, the water quality has been analyzed only from the point of view of compliance with the limits required by Brazilian environmental legislation. Therefore, the integrated analysis of water quality parameters and water body dynamics may bring important information to support decision making in reservoir management. An exploratory analysis of the limnological data series provided by the company in charge of the hydroelectric plant, was then carried out.

Univariate and multivariate statistical techniques were applied to analyze the data period from 2007 to 2017. The results identify four distinct limnological phases representing the transition of the environment. The first phase (2007 to 2009) characterized by the decomposition of the flooded vegetal organic matter, and subsequent phases, after eight years (2010 to 2017), have featured the transition process from the lotic condition to the consolidation of the lentic environment. The spatial analysis of the results demonstrates that tributaries influence the water quality of the reservoir differently, probably due to the different impacts suffered in the sub-basins (e.g. sewage discharges; runoff). Although it is possible to evidence the impact of anthropic activities on water quality, the reservoir still presents characteristics of an environment with low trophic status.

Keywords: Water quality monitoring; Spatio-temporal; Limnological; Univariate and Multivariate; Corumbá IV reservoir; Brazil.

1 Introduction

From of the twentieth century, large dams started to be built in Brazil for the generation of electric energy due to the country's socioeconomic and industrial development. Currently, there are approximately 1,382 plants throughout Brazil, which account for 62.9% of the Brazilian energy matrix (ANEEL, 2020). The reservoirs of these plants have multiple uses such as domestic supply, irrigation, aquaculture, general fishing activities, recreation, navigation, and cooling of industrial effluents (Cruz & Fabrizy, 1995; Fernandes et al., 2008). Therefore, due to the great use that society

makes of this type of environment, the periodical control of water quality indicators is extremely important to ensure the health of the population.

In these reservoirs, the water quality depends on its spatio-temporal dynamics, which are influenced by anthropic activities (urban occupation, agriculture, domestic and industrial effluents, among others) and also natural features (climate, terrain slope, vegetation, among others). Therefore, it is essential to understand the dynamics of the reservoir in order to ensure water security in the region where the project is installed (Heinzmann, 1998; Rauch et al., 1998; Solidoro et al., 2004; Palma et al., 2014 2014a; González-Márquez et al., 2018; Mirzaei et al., 2018; Krawczyk et al., 2018; Chatanga et al., 2019). The water quality status is measured using physical, chemical, biological, and hydrological limnological parameters. Usually, analyses are performed considering only maximum and minimum thresholds according to environmental legislation and are the only way of creating alerts for decision makers in the inspection and control of water quality. Proposals related to the integrated understanding of the variables and the time-space dynamics of the water body are still incipient (Barrenha et al., 2017; Barakat et al., 2016; Souza Fraga et al., 2020).

The Corumbá IV hydroelectric plant is in the eastern region of Goiás State, 50 km from the federal capital of Brazil, Brasília (Fig. 1). Its construction was initiated in 2001, and the filling of the reservoir started in October 2005, with the operation starting in April 2006. Initially planned for electricity generation, today, in the face of the severe water crisis that occurred in Brasília (Federal District) between 2015 and 2017, the reservoir has begun to be considered as a water supply for the region. As presented by SANEAGO (Sanitary Company of the state of Goiás) in a public hearing regarding the water crisis in May 2017, the supply of the Corumbá Producer System will take place in two stages, with 1.3 million inhabitants being served in the first and 2.9 million in the

second. The benefited population is located in Brasília and its surrounding regions. Because it is a young reservoir, few systematic scientific studies of it have been carried out. The work of Almeida et al. (2013) has indicated areas of erosion susceptibility around the reservoir, but there are no studies on the water quality characterization.

In this context, the aim of this study was to perform a limnological characterization of the Corumbá IV reservoir based on an exploratory analysis using univariate and multivariate statistical techniques. The study uses a dataset provided by the company Corumbá Concessões SA, administrator of the Corumbá IV hydroelectric plant, containing a time series of eight water quality parameters collected over 11 years (2007 to 2017) at eight sampling points along the reservoir, which have been monitored since the filling period (Fig. 1). The chemical parameters were chosen in terms of their importance for the water quality status, and the limnological behavior observed at each sampling point was spatially evaluated in order to identify the parameters that cause water quality variability.

Water quality characterization using monitoring data from the evaluation of several variables obtained at different sampling stations with different spatial and temporal distributions is complex. Thus, univariate and multivariate analyses are essential to convert these data into useful information for the interpretation of the dynamics of the parameters within the water body. The results of this study can provide important information for the management of water resources, helping the authorities to establish new monitoring strategies based on statistical analysis for the definition of priority actions in this water body.

2 Materials and methods

2.1 Characterization of the study area

The Corumbá IV reservoir (Goiás, Brazil) currently occupies a flooded area of 173 km² and has an elongated morphological character, with a length of 34 kilometres. The average depth of the reservoir is 21m with an operating quota of 843.60m and a variation intrinsically related to the sazonality of the rains in the region. It is characterized by an artificial aquatic system created to generate electricity and its formation took place at the Corumbá River Hydrographic Basin, located in the Paraná Hydrographic Region. The reservoir is formed by the barrage of the rivers Corumbá (CR), Antas (AN), Areias (AR), Descoberto (DE) and Alagados (AL) (Fig. 1) (Walm, 2011).

The Corumbá IV hydroelectric plant was built in areas of natural and/or arable cerrado. It is considered by the Brazilian government's regulatory agency, ANEEL, an implementation of low impact at the social, economic and environmental levels (Walm, 2011). The Permanent Preservation Areas, which are natural areas protected by Brazilian law no. 12,651, cover approximately 9,000 hectares (Carvalho et al., 2020). In 2000, before the construction of the reservoir, about 70% of the region was considered to be a natural Cerrado (savanna) (Walm, 2011). According to data from MapBiomas (2019), between 2007 and 2016, the amount of agricultural area in the region increased by 9.5%. Currently, the area of the Corumbá IV watershed is composed predominantly of agricultural areas (50.82%), while the areas with forest remnants occupy 41.26% of the watershed (Fig. 1). In addition, the reservoir has suffered from the irregular occupation of real estate developments related to recreational activities. In 2021, the reservoir is also expected to become available for use as a public supply for the Federal District/Brasília.

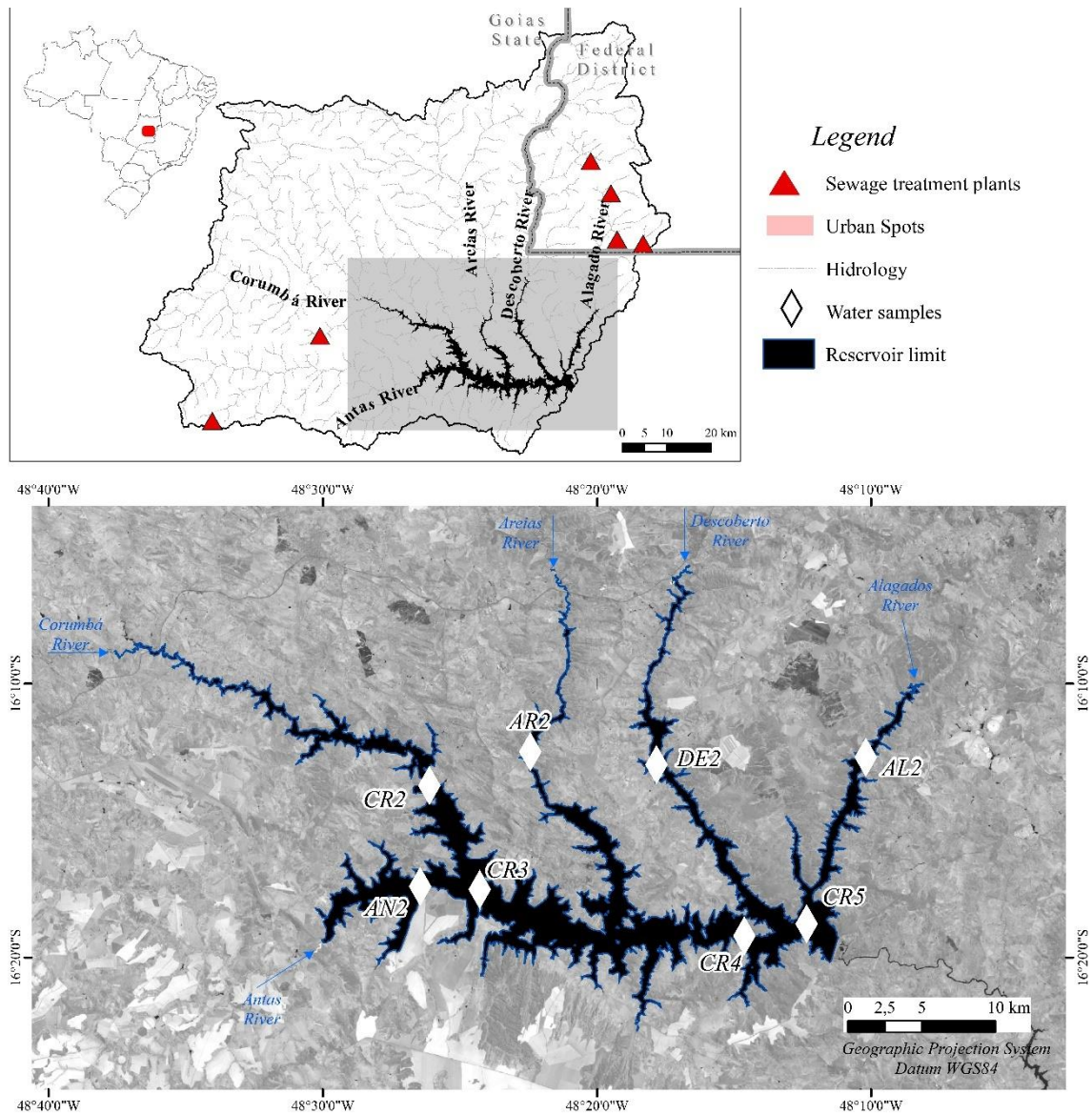


Fig. 1 Location of the Corumbá IV reservoir and the sampling collection points (AL-2, DE-2, AR-2, AN2, CR-2, CR3, CR4, CR5).

According to the Köppen-Geiger classification, the climate in the region is tropical (Aw), marked by a rainy season that lasts from October to March (spring–summer) and a dry period from April to September (autumn–winter) (Cardoso et al., 2015). The annual average precipitation is from 1,200 to 1,800 mm. For the rainiest month (January) it is 284 mm and for the driest month (June) it is 07 mm (Costa et al., 2012). In the winter, there is a high gradient of atmospheric temperature, averaging

around 30 °C during the day and an average of 15 °C at night, a factor that can greatly influence the variability of some parameters of the reservoir. During the summer, this gradient is not significant, with a small difference between temperatures during the day and night (Cardoso et al., 2015).

To perform this work, a limnological dataset provided by the Corumbá Concessões S.A. company and containing the following parameters was used: chlorophyll-*a* (Chl-*a*), total suspended solids (TSS), dissolved oxygen (DO), transparency (TP), pH, temperature (T), *Escherichia coli* (*E. coli*), total nitrogen (TN), and biochemical oxygen demand (BOD) (Table 1) (Carvalho et al., 2020). The company started monitoring the parameters in January 2007, with quarterly frequency (months of March, June, September and December), sampling on the surface (>30cm) at eight sites distributed along the reservoir (Fig. 1). According to the company's technical report, the adopted methodology for collecting, storing, and analyzing samples follows the standards established by Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017), Guide for Sample Collection and Preservation (Brandão, 2018), and specific normalization techniques established by the Brazilian Association of Technical Standards (ABNT). The water quality and its uses are evaluated by the concessionaire following the limits defined in Resolution 357/2005 of the National Council of the Environment/CONAMA (Brasil, 2005) (Table 1).

Table 1. Parameters, abbreviations, units, and analytical methods used to monitor the water quality of the Corumbá reservoir. The guide levels are also presented and indicate the limits established by the regulatory agency regarding the second class (water intended to be used for domestic supply, after conventional treatment; for the protection of aquatic communities; and for primary contact recreation).

Parameter	Abbreviation	Unit	Analytical technique	References	Guide level*
Dissolved oxygen	DO	mg/L – O ₂	Oximetry	ABNT/NBR 10559; APHA, 2017	>5
pH	pH	-	Potentiometry	ABNT/NBR 14339; APHA, 2017	6 a 9
Temperature	T	C	Thermometry		-
Chlorophyll-a	Chl- <i>a</i>	µg/L	Spectrophotometry	APHA, 2017	30
Transparency	TP	cm	Secchi disk		NR
Total Suspended Solids	TSS	mg/L	Gravimetric determination	ABNT/NBR 10664; APHA, 2017	NR
Total nitrogen	TN	mg/L – NH ₃	Kjeldahl distillation		NR
<i>Escherichia coli</i>	<i>E. coli</i>	UFC/100mL	Pour plate method		NR
Biochemical Oxygen Demand	BOD	mg/L – O ₂	Winkler 20°C – 5 days		5

* – Recommended guide levels allowed by Brazilian legislation [CONAMA Resolution 357/2005 – Classe II (VMP)]; NR: There is no recommendation in the legislation.

2.2 Data treatment and statistical analysis

Over 11 years, 44 samples were taken at the eight points along the reservoir. Considering that nine water quality parameters were chosen to perform this study, the database has a total of 3168 data. The preliminary analysis of the data indicated the occurrence of discontinuity of some of the variables and values below the detection limit of the method. Thus, part of the data was excluded. In this sense, the parameters

were selected according to the importance in the characterization of the aquatic environment and continuous historical series (Gradilla-Hernández et al. 2020).

In a first analysis, a Shapiro-Wilk test revealed that the data did not follow a normal distribution (Souza Fraga et al., 2020; Robescu and Ismail, 2019). Normally, a raw data set may contain data with atypical behavior (outliers) of the rest of the measures. These outliers may represent noisy information or abnormal behavior of the aquatic system. It is therefore important to categorize the type of outliers to adopt the best data refinement strategy (Gradilla-Hernández et al. 2020). The analysis was performed through the visualization of the boxplot, which is a common graphic tool to visualize the continuous data distribution. It was concluded that many outliers detected are actually responses of extreme reservoir water quality behaviors. Subsequently, the data were transformed to achieve a normal distribution, as reported by Palma et al. (2014), Barrenha et al. (2017), Robescu and Ismail (2019) and Gradilla-Hernández, et al. (2020). The analysis was carried out on square-root transformed data. At each sampling point, an exploratory analysis was performed using univariate descriptive statistics considering the drought period (D) between the months of April and September and the rainy period (R) between the months of October and March. This seasonal assessment is necessary due to the influence of the tributaries' hydrological regime on the water quality. In addition, this hydrological regime makes the reservoir's tributaries very sensitive to anthropogenic pressure due to the presence of organic and inorganic materials, with impacts for the water body (Serafim et al., 2006; Morais et al., 2007; Palma et al., 2014).

For univariate analysis, descriptive statistical calculations of the mean, median, standard deviation, maximum and minimum were performed, represented by boxplot charts.

In water quality studies, it is common to perform multivariate statistical techniques in addition to univariate analysis, due to the need to work with several variables simultaneously (Momen et al., 1996; Petersen et al., 2001; Solidoro et al., 2004; Kazi et al., 2009; Guedes et al., 2012; Wang et al., 2013; Zeinalzadeh & Rezaei, 2017; Tripathi & Singal, 2019). In this context, two multivariate factor analysis techniques were applied in this study, principal components analysis (PCA) and cluster analysis (CA). PCA makes it possible to capture the maximum variance within a minimum number of parameters, thus reducing the dimensionality of the data matrix by removing the parameters that do not have a significant variance (Hair et al., 2009). Using PCA analysis, patterns were observed in the linear space of the first two dimensions (PC1 and PC2) with the aim of identifying the parameters that contribute most to the data variability through the set of variables. As this work is pioneering in terms of assessing water quality in the Corumbá IV reservoir, factor analysis was used in order to carry out an exploratory analysis to understand the data's internal structure and how the parameters correlate with each other.

In the first step of the multivariate analysis, Bartlett's sphericity test was performed at a statistical significance (p-value) of less than 0.05 (Hair et al., 2009) to verify whether there is structure in the data, indicating that there are sufficient correlations between the variables. On the other hand, the Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) test analyses the adequacy of the sample size; the test value must exceed 0.50 in order to proceed with the analysis. Below this value, the dataset does not present a satisfactory sample size and the analysis cannot be performed (Hair et al., 2009).

The analyses were carried out considering the data in two arrangements based on quarterly collections. The first aimed at analysing the annual variation for the years 2007 to 2017 at all sampling points in the reservoir. Thus, a concentration value of each

parameter was obtained for each sampled year, which comprised the series of years observed. The second group subdivided the data based on its spatial distribution (sample points) and seasonal dynamics, considering the dry (D) and wet (R) seasons. The purpose of generating the two groups was to evaluate the evolution of the reservoir's limnological behavior over time and to analyse the behavior of the variables at each sampling point during the dry and wet periods in an attempt to observe spatial patterns in the reservoir. It is believed that in periods of drought, the variation in water quality is influenced by point source pollution, while in the rainy season the water quality in the reservoir is mainly affected by diffuse pollution.

In this study, the cluster analysis (CA) functions were used to analyze the spatial and temporal water quality variations, to group, the sampling locations according to their water quality characteristics. The distance between clusters (height) is define as the average distance between all inter-cluster pairs (Gradilla-Hernández et al., 2020). Dendrogram illustrated the cluster analysis (CA). All statistical data treatment and analyses were performed using “R” language with GGLOT2 and FactoShiny.

3. Results and discussion

3.1 Univariate analysis using descriptive statistics

The results obtained from the univariate data analysis showed that certain water quality parameters have a well-defined seasonal pattern. Among them, temperature and transparency were the ones that presented the most seasonal changes (Fig. 2). The medians of temperature (T °C) are higher in the rainy season (summer/spring) and lower in the dry season (autumn/winter). As for transparency (TP), there is greater variability, mainly in the CR-2, AR-2, DE-2, and AL-2 tributaries; it is assumed that due to the high

flow in the tributaries, an increase in the contribution of TSS, which corroborates the great variability of the parameter in this season (Morris et al. 2014).

Regarding the lotic–lentic gradient, it was observed that the location of sampling points had an influence in the concentration of total suspended solids and transparency. The water at the points located in the reservoir's lentic area (CR3, CR4, and CR5) has a lower concentration of suspended solids and greater transparency when compared to the points located in the river inlets at the reservoir (AL-02, AN-02, DE-02, and AR-02), where the water is more turbulent, shallow, and tends to present greater turbidity, also affecting its transparency.

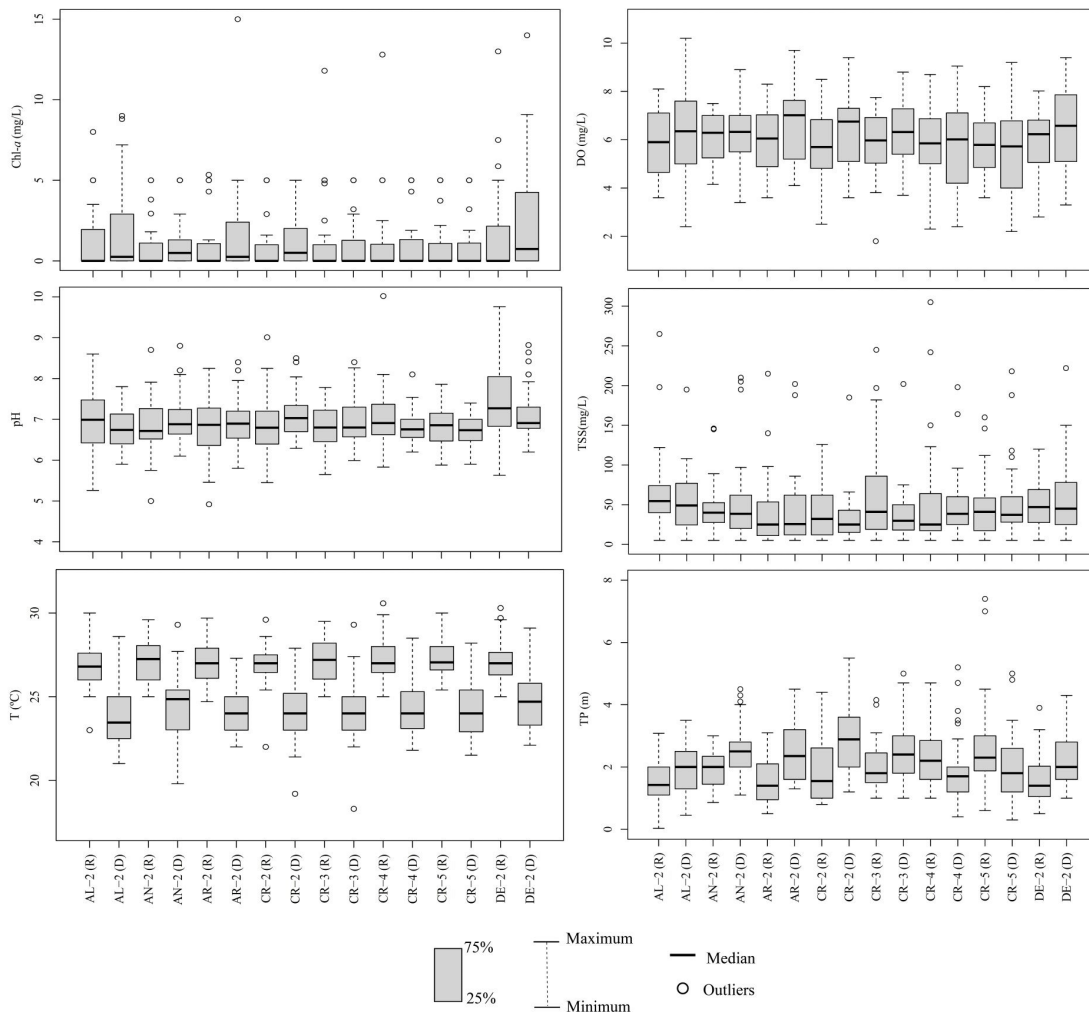


Fig. 2 Spatial variation of water quality parameters (Chl-a: chlorophyll-a; DO: dissolved oxygen; TP: transparency; TSS: total suspended solids; TN: total nitrogen; BOD: biochemical oxygen demand) at the eight sampling points along the Corumbá IV reservoir for the dry (D) and rainy (R) seasons. The line in the centre of the box represents the median while the top and bottom shows the standard deviation, end of box shows Q1 and Q3. The points outside the box are the outliers.

The correlation between oxygen solubility and water temperature is established in the literature (Schertzer & Sawchuk, 1990; Missaghi et al., 2017; He et al., 2019; Hughes et al., 2020) and was observed in the results. This relationship is inversely proportional, since in the cold (dry) season the median values, observed in the boxplot, are higher, while in the summer (wet season) the opposite is observed. As the reaeration process is linked to the water flow rate, with turbulent regimes being more oxygenated, dissolved oxygen is highly correlated with the flow rate (Mallin et al., 2006; Arora et al., 2017), a fact that indicates its relationship with seasonality.

It is observed that in general the pH is considered neutral, with greater variability in the points located in the streams. All points present a greater standard deviation in the rainy season, especially points AL-2 and DE-2. According to Morris et al. 2014, the pH tends to rise with increases in rainfall and water volume, resulting in a greater dilution of the chemical compounds together with a higher flow rate, which reduces the acidity of the water.

Regarding chlorophyll-a parameter, eutrophication is directly related to the increase in its concentrations. This parameter represents the value of one of the main photosynthetic pigments found in all organisms that perform oxygen photosynthesis (Streit et al., 2005). Based on the results of the univariate statistical analysis a low variation in chlorophyll-a concentration is identified between sample points located near the dam, CR-3, CR-4 and CR-5. This area is characterized by being the most lentic area

of the reservoir. In this region greater depth and better water quality can be observed, reflecting the lower concentrations of chlorophyll-a on the surface water column. The other points, located in the tributaries (AL-2, DE-2, AR-2 and CR-2), show greater variability.

The values of total nitrogen between the sampling points are quite similar, ranging from 0.3 to 0.5 mg/L (Fig. 3); however, at AL-2 and DE-2, the values are slightly higher: 0.7 mg/L. Also, a greater standard deviation of total nitrogen is identified at point AL-2. These two factors may be related to the wastewater treatment plants located upstream of the Alagado and Descoberto rivers, which may be discharging domestic waste into the rivers, contributing to the increase of nitrogen in the water (Inácio 2012; Maranhão & Soares, 2013). The nitrogen cycle is one of the biogeochemical cycles that have the greatest anthropic impacts with negative effects on human health and biodiversity, affecting the air and water quality. In this context, some studies such as those by Vitousek et al. (1997), Galloway et al. (2004, 2008), Suddick et al. (2013), and Gao et al. (2013) relate the changes in this cycle to the excessive addition of reactive nitrogen to the environment, mainly by fertilizers. Thus, there is a direct relationship between the increase of nitrogen rates and the expansion of human activities in the catchment basin (Arora et al., 2017).

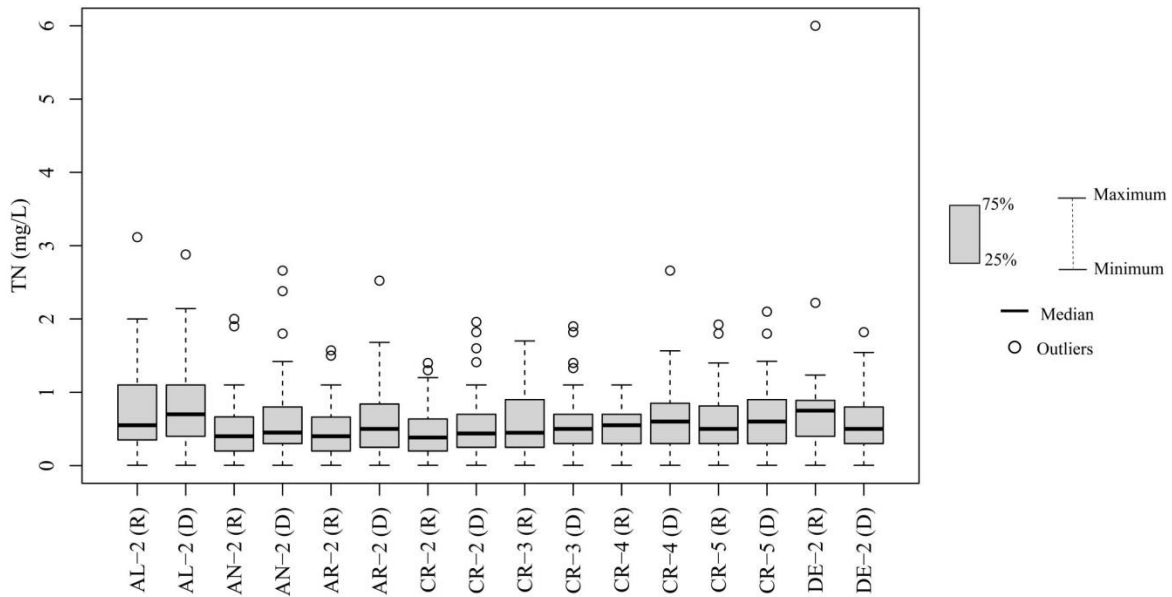


Fig. 3. Spatial variation of total nitrogen (TN) at the eight sampling points along the Corumbá IV reservoir for the dry (D) and rainy (R) seasons. The line in the centre of the box represents the median while the top and bottom shows the standard deviation, end of box shows Q1 and Q3. The points outside the box are the outliers.

3.2 Temporal multivariate pattern analysis

Once applied to the dataset, given the dimensionality reduction objectives of the PCA, the multivariate analysis yielded a pattern where the total solids made little contribution to the main variations of the data, and were later subtracted from its base. It is most important to work only with representative variables of the dataset, since the more variables are present in one's PCA analysis, the less accurate the elucidation of the variance of the PC1 and PC2 dimensions, which are the dominant components in understanding parameter behavior (Jackson, 1993).

The statistically significant Bartlett's test showed sufficient correlation between variables (p -value < 0.001) and the KMO test resulted in a 0.61 score, meaning that the sample size was adequate for these analyses. Putting into practice the criteria devised by

Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) to separate significant dimensions, three main components were identified; they all possess autovalues above 1 and explain 87.38% of the total variance (Table 2).

Table 2. Eigenvalues, total variance, and scores of the three main components obtained through eight parameters of water quality of the Corumbá IV reservoir. The values highlighted in bold are strongly correlated with Principal Component (PC) (> 0.75), and the underlined ones are moderately correlated (0.5–0.75), following the classification of Liu et al. (2003).

Parameters	PC1	PC2	PC3
Chlorophyll-a	0.40	<u>0.59</u>	-0.63
Dissolved oxygen	0.39	0.44	0.76
pH	0.79	-0.20	-0.27
Temperature	<u>-0.60</u>	<u>0.55</u>	0.22
Transparency	<u>0.68</u>	<u>0.61</u>	0.32
Total nitrogen	<u>0.53</u>	-0.79	0.11
<i>E. coli</i>	0.81	-0.26	0.42
BOD	-0.81	-0.37	0.38
Eigenvalue	3.36	2.09	1.54
Percentage of variance explained	42.04	26.07	19.26
Percentage of cumulative variance	42.04	68.11	87.38

The first dimension (PC1) explains 42.04% of the variance and is strongly correlated with biochemical oxygen demand (–0.81), *E. coli* (0.81), and pH (0.79) and moderately correlated with the transparency factor (0.68). In the work of Liu et al. (2003), autovalues higher than 0.75 were highly correlated with the main component, whereas those within the range of 0.5–0.75 were more moderately correlated.

Additionally, the two parameters that contribute the most in this dimension, *E. coli* and the biochemical oxygen demand (BOD), are intimately linked to anthropic

activities, despite the fact that the univariate analysis indicated values within the limits established by CONAMA no. 357. The third dimension (PC3) displays positive contribution of dissolved oxygen (DO), which in turn possess an inversely proportional relationship with the biochemical oxygen demand, corroborating the aforementioned claim.

Notwithstanding the above, it must be highlighted that, according to the variables in the PCA graph analyzed in a bidimensional plane (PC1 × PC2) (Fig. 4-a), the variable utilized as a eutrophication indicator, chlorophyll a, is directly proportional in the main components 1 and 2, jointly with the dissolved oxygen (DO) and transparency (TP). Consequently, despite the identified influence of anthropogenic activities in the basin region, primary productivity, represented here by chlorophyll a, still responds positively to transparency and dissolved oxygen (as expected due to photosynthesis activity on the surface), which is characteristic of a cleaner aquatic environment, with low phytoplankton biomass.

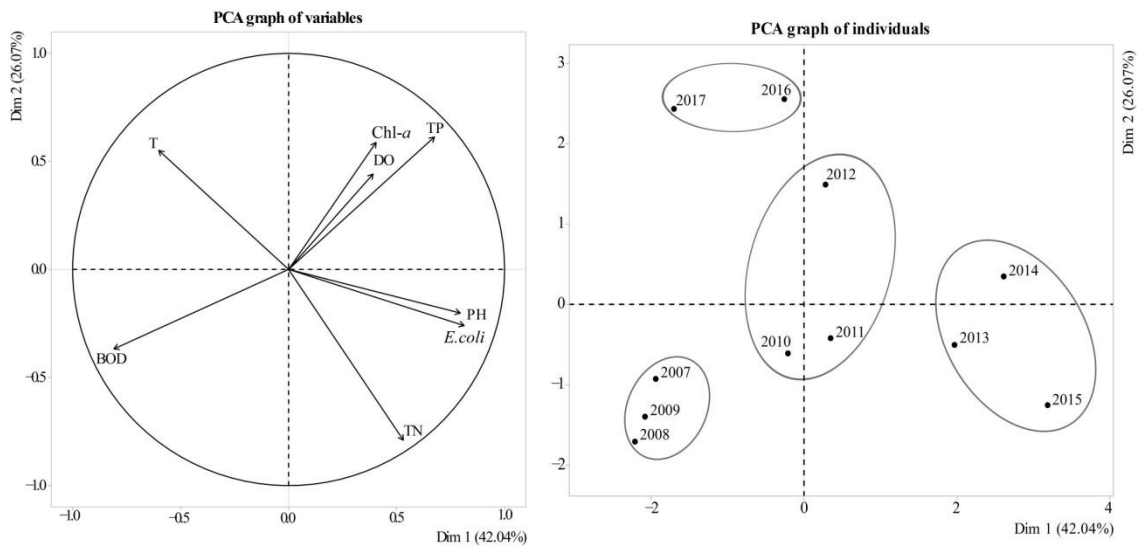


Fig. 4. PCA graph of the following variables: a) variables in the PCA graph analysed in a bidimensional plane (PC1 × PC2), where T: temperature, Chl-*a*: chlorophyll, DO: dissolved oxygen, TP: transparency, pH, *E.coli*: *Escherichia coli*, TN: Total Nitrogen, BOD: biological oxygen demand. b) Years in the PCA graph analyzed in a bidimensional plane (PC1 × PC2) 1 = 2007; 2 = 2008; 3 = 2009; 4 = 2010; 5 = 2011; 6 = 2012; 7 = 2013; 8 = 2014; 9 = 2015; 10 = 2016; 11 = 2017.

In Fig. 4-b, which shows the individual data for the years 2007 to 2017, we can observe the grouping of points, forming four groups of individuals. The first group represents 2007 to 2009, the second 2010 to 2012, the third 2013 to 2015, and the fourth 2016 and 2017. Succinctly, this result clearly shows the behavioral evolution of the reservoir's parameters throughout its first years.

The first group indicates the consumption and degradation of inundated vegetation, in this case the reservoir had accumulation of particulate and dissolved organic matter (Tundisi, 2018). The consumption of organic matter deeply influences water quality parameters, especially the biochemical oxygen demand and dissolved oxygen. Biochemical oxygen demand is the predominant variable of the group containing the first three years, indicating that during this period, the given parameter exerted a great influence on the variability of water quality, and that, factually, there was degradation of inundated organic matter. This has also been observed by the authors Tundisi and Tundisi (2016) and Tundisi (2018) in ageing artificial reservoirs.

The second group, between the years 2010 and 2012 shows a transition period, detected by the low correlation between limnological variables in PC1 and PC2. Group three indicates a strong correlation between the years 2013–2015 and PC1, possibly linked to the onset of reservoir stabilization and self-purification. PC1 contributes less significantly to group four (2016 and 2017), showing a trend of diminished contribution of anthropogenic activities, possibly also pointing to reservoir stabilization occurring

after a few functioning years. That must be investigated further with a novel post-2017 dataset.

3.3 Multivariate analysis using spatial and seasonal dynamics of water quality parameters

The Bartlett (p-value < 0.001) and KMO (KMO = 0.57) tests show that our dataset is adequate considering correlations between variables and sample size. To properly fit the samples to the KMO test, it was necessary to remove the pH parameter from the analysis to reach satisfactory values. Starting with the Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) criterion, it was possible to distinguish three main components that have autovalues higher than 1 which, put together, explain 78.88% of total variance of the original data (Table 3). Our results also show that PC1, the first dimension, explains 45.40% of the variance and is strongly tied to the parameters biochemical oxygen demand (0.90), temperature (0.85), transparency, dissolved oxygen (0.78), and chlorophyll-a (-0.76).

Table 3. Eigenvalues, total variance and scores of the three main components obtained through eight Corumbá IV water quality parameters. The values in bold are strongly correlated with PC (> 0.75) . The classification by Liu et al. (2003) was followed as a guide.

Parameters	PC1	PC2	PC3
Chlorophyll-a	-0.76	-0.05	0.37
Dissolved oxygen	-0.78	-0.10	0.32
Total suspended solids	0.30	0.74	0.22
Temperature	0.85	-0.30	-0.08
Transparency	-0.78	-0.35	-0.31
Total nitrogen	-0.02	0.90	-0.09
<i>E. coli</i>	0.47	-0.24	0.77
BOD	0.90	-0.24	-0.09
Eigenvalue	3.63	1.69	01
Percentage of variance explained	45.40	21.10	12.39
Percentage of cumulative variance	45.40	66.49	78.88

The very first dimension refers to the seasonal character of the data, given the nature of its variables. As expected, it was also possible to observe an inversely proportional relationship between temperature (positive contribution) and dissolved oxygen concentration (negative contribution). The second dimension (PC2) explains 21.1% of the data and robustly correlates with total nitrogen (0.90), while correlating moderately with total suspended solids (0.74). The third and final dimension explains only 12.39% of the data, where a vigorous contribution of *E. coli* likely occurs. The dataset indicates sharp negative correlations between chlorophyll-a, transparency, and dissolved oxygen and sharp positive correlations between biochemical oxygen demand and temperature.

According to Fig. 5, the data points collected during the drought season gather around the first dimension's negative portion, while the points collected during the rainy season form a group on its positive portion. The very same pattern can be observed in the dendrogram shown in Fig. 6, where the samples are grouped into two separate clusters, one referring to each season. This differentiated grouping indicates a

significant heterogeneity in the water quality patterns between the two seasons, showing a strong correlation with seasonality. Points located on the reservoir arms (CR2, AR2, DE2, and AL2) tend to be concentrated at the graph's extremities, evidencing a positive and robust contribution of these points to each component. The remaining points show a clear self-cleaning aspect of the reservoir, mainly in its central region, forcing a lower limnological variability.

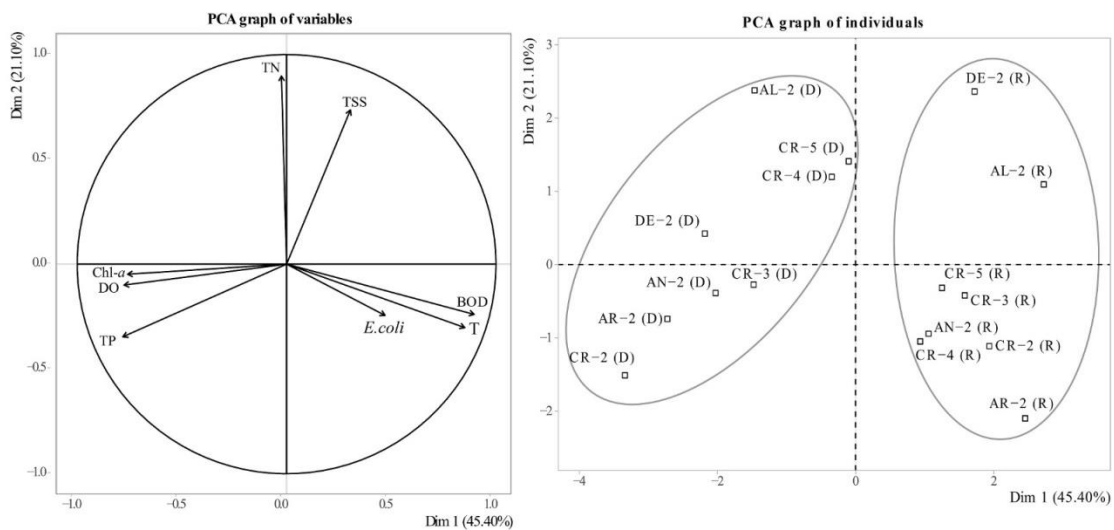


Fig. 5. PCA graph of variables and individuals: a) variables in the PCA graph analysed in a bidimensional plane (PC1 \times PC2), where T: temperature, Chl-a: chlorophyll, DO: dissolved oxygen, TP: transparency, *E.coli*: *Escherichia coli*, TN: Total Nitrogen, BOD: biological oxygen demand; TSS: Total Suspended Solids; b) sample points from both drought (D) and rainy (R) seasons in the PCA graph analysed in a bidimensional plane (PC1 \times PC2)

Points DE2 and AL2 (Fig. 5) present a positive correlation with both components, which might indicate that these points samples exhibit a water quality pattern distinct from the others, probably owing input of effluent from sewage treatment plants located upstream of the sampling areas (Fig.1).

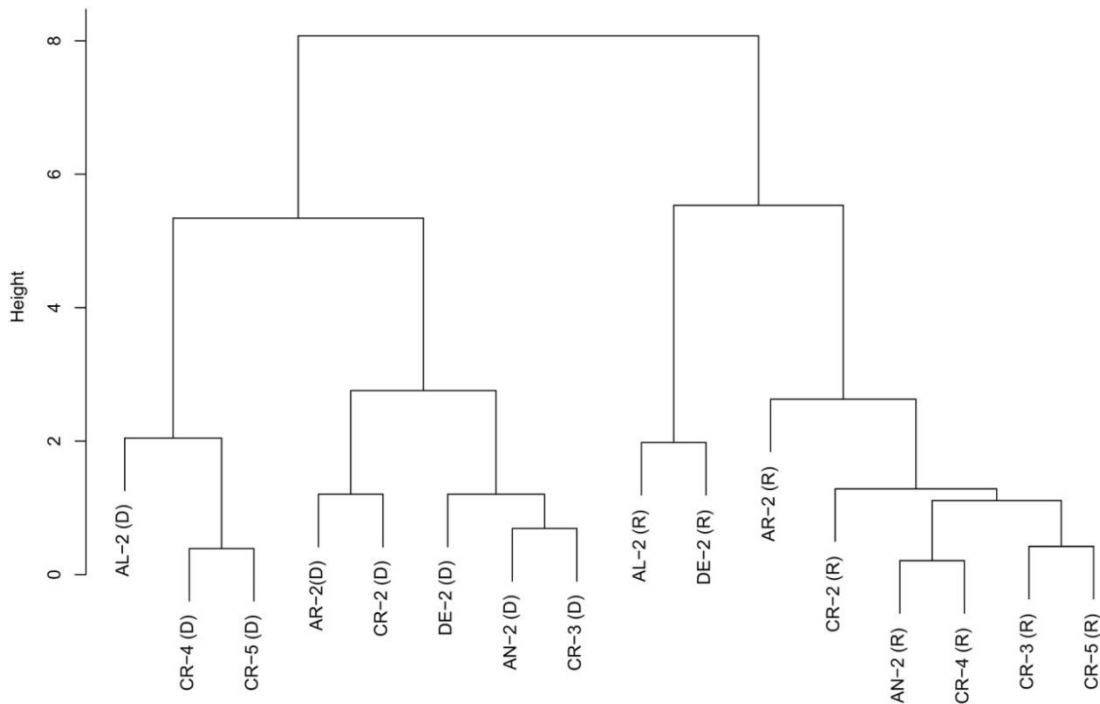


Fig. 6. Dendrogram illustrating the two main groups from the eight points sampled along the reservoir throughout the drought and rainy seasons. The height shown in the graph corresponds to distance metric between clusters.

The water transparency, dissolved oxygen, chlorophyll-a and total nitrogen contributed to most of the observed variability in water quality during drought period (Fig 5 and 6). On the other hand, during rainy seasons, *E. coli*, temperature, biochemical oxygen demand, and total suspended solids were the parameters which exhibited the greatest contributions to water quality patterns. This may be an indicative of the influence of allochthonous material and tributaries on the reservoir water quality during the rainy season. *E. coli*, temperature, biochemical oxygen demand, and total solids were the parameters which exhibited the greatest contributions to water quality patterns. This may be an indicative of the influence of allochthonous material and tributaries on the reservoir water quality during the rainy season.

4. Conclusion

The statistical analysis of the historical series of water quality parameters evaluated in this study for the period 2007 to 2017 indicates that the Corumbá IV reservoir has a good water quality. However, it should be noted that other important parameters for the classification of water uses according to CONAMA Resolution 357/2005, such as metals, fecal coliforms, alkalinity and phosphorus, could not be evaluated due to the lack of data in the historical series and thus it is not possible to confirm the classification of the environment as class 2.

The seasonality of the Cerrado biome (rainy summers and dry winters) was the predominant factor in the variability of the parameter's transparency, temperature and total suspended solids. This was evident in the univariate analysis, with the greatest variation being observed in the stations located close to the tributary inputs (CR2, AR2, DE2 and AL2). It is also worth mentioning that the stations under the influence of the Alagados (AL2) and Descoberto (DE2) rivers suggest impact by anthropic activities (urban agglomerations and sewage treatment plants) due to the amplitude of variation of Chl-a, pH, TSS and TN parameters.

The multivariate analysis indicated 4 distinct phases of the reservoir. The initial phase (2007 to 2009), in which the BOD parameter demonstrates greater dissolution of organic matter due to only partial removal of vegetation in the area flooded by the reservoir. The intermediate phases (2 and 3), despite having distinct clusters, are not associated with any specific parameter and were considered self-purification. The hypothesis for the characterization of phase 4 is the stabilization of the reservoir, however, for the affirmation of this condition there is a need for future studies to monitor the behaviour of limnological variables and for this it is essential to monitor water quality along the water column and not only on the surface of the reservoir.

The statistical analyses applied to the study of the Corumbá IV reservoir indicate the potential for applying this approach in the study and monitoring of the reservoir dynamics over time, once adequate limnological monitoring is maintained. Although the concessionaires holding the right to exploit the country's hydraulic energy matrix are obliged to monitor these aquatic environments, the data generated are rarely evaluated for the integration of information in a temporal and spatial manner. In this sense, the understanding of reservoir dynamics and water quality is reinforced in order to support decision making and the establishment of rules and alerts for intervention actions, investments and control of these aquatic systems destined for multiple uses.

5. References

- ABNT, RDJ. *Águas-Determinação de Resíduos (Sólidos)-Método Gravimétrico*: NBR 10664. Rio de Janeiro, v. 14, 1989 (in Portuguese).
- ABNT, RDJ. *Águas-Determinação do pH - Método eletrométrico*. NBR 14339. Rio de Janeiro, v. 14, 1999. 3p (in Portuguese).
- ABNT, RDJ. *Águas – Determinação de Oxigênio Dissolvido Método Iodométrico de Winkler e suas Modificações*. NBR 10559. Rio de Janeiro, 1988 (in Portuguese).
- Almeida, W. S., de Souza, N. M., Junior, D. S. R., & de Carvalho, J. C. (2013). *Análise morfométrica em bacias hidrográficas fluviais como indicadores de processos erosivos e aporte de sedimentos no entorno do reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) Corumbá IV*. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 14(2), 753-767p. (in Portuguese).
- ANEEL. *Matriz Renováveis/ Não Renováveis*. <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiNjc4OGYyYjQtYWM2ZC00YjllLWJlYmEtYzdkNTQ1MTc1NjM2liwidCI6IjQwZDZmOWI4LWVjYTctNDZhMi05MmQ0LWVhNGU5YzAxNzBlMSIsImMiOiR9> acesso em 17/11/2020
- APHA 2017. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (Washington: American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Env. Federation). 2017.
- Arora, M., Casas-Mulet, R., Costelloe, J. F., Peterson, T. J., McCluskey, A. H., & Stewardson, M. J. (2017). *Chapter 6: Impacts of hydrological alterations on water quality*. In Horne A.C, Webb J.A., Stewardson M. J., Richter B., Acreman M., *Water for the Environment* (pp. 101-126). Academic Press.

- Barakat, A., El Baghdadi, M., Rais, J., Aghezzaf, B. & Slassi, M. (2016). *Assessment of spatial and seasonal water quality variation of Oum Er Rbia River (Morocco) using multivariate statistical techniques*. International soil and water conservation research, 4(4), 284-292.
- Barrenha, P. I. I., Tanaka, M. O., Hanai, F. Y., Pantano, G., Moraes, G. H., Xavier, C., et al. (2017). *Multivariate analyses of the effect of an urban wastewater treatment plant on spatial and temporal variation of water quality and nutrient distribution of a tropical mid-order river*. Environmental Monitoring and Assessment, 190(1). doi:10.1007/s10661-017-6386-4
- Brandão, C. J., Botelho, M. J. C., & Sato, M. I. Z. (2018). *Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos*. ANA/CETESB (in Portuguese).
- Brasil (2005). Ministry of Environment. National Council of the Environment (CONAMA). Resolution No. 357 of March 18, 2005. Federal Official Gazette, Brasília. Available at: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res2086.html>. Access on: 13 May. 2020 (in Portuguese).
- Cardoso, M. R. D., Marcuzzo, F. F. N., & Barros, J. R. (2015). *Classificação climática de Köppen-Geiger para o estado de Goiás e o Distrito Federal*. Acta Geográfica, 8(16), 40-55 (in Portuguese).
- Carvalho, V.M; Viana, E.M.S; Carvalho, R.M.V & Alves, P.F. (2020). *Programa de monitoramento de Qualidade da Água– UHE Corumbá IV*. In Relatório Técnico de Monitoramento de 2007-2017. Brasília -DF. 213 (in Portuguese).

- Chatanga, P., Ntuli, V., Mugomeri, E., Keketsi, T., & Chikowore, N. V. (2019). *Situational analysis of physico-chemical, biochemical and microbiological quality of water along Mohokare River, Lesotho*. The Egyptian Journal of Aquatic Research, 45(1), 45-51.
- Costa, H. D. C., Marcuzzo, F. F. N., Ferreira, O. M., & Andrade, L. R. (2012). *Espacialização e sazonalidade da precipitação pluviométrica do estado de Goiás e Distrito Federal*. Revista Brasileira de Geografia Física (1), 87-100 (in Portuguese)..
- Cruz, H. C., & Fabrizzo, N. L. P. (1995). *Impactos ambientais de reservatórios e perspectivas de uso múltiplo*. Revista Brasileira de Energia, 4(1), 1-7.
- Delwiche, C. C. (1970). *The nitrogen cycle*. Scientific American, 223(3), 136-147 (in Portuguese).
- Fernandes, C. T. C., & Bursztyn, M. A. A. (2008). *Usos múltiplos das águas de reservatórios de grandes hidrelétricas: perspectivas e contradições ao desenvolvimento regional sustentável*. Anais do IV Encontro Nacional da Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Ambiente e Sociedade. Brasília: DF (in Portuguese).
- Galloway, J. N., Dentener, F. J., Capone, D. G., Boyer, E. W., Howarth, R. W., Seitzinger, S. P., et al. (2004). *Nitrogen cycles: past, present, and future*. Biogeochemistry, 70(2), 153-226.
- Galloway, J. N., Townsend, A. R., Erisman, J. W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J. R., et al. (2008). *Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions*. Science, 320(5878), 889-892.

- Gao, Y., Zhou, F., Ciais, P., Miao, C., Yang, T., Jia, Y., et al. (2020). *Human activities aggravate nitrogen-deposition pollution to inland water over China*. National Science Review, 7(2), 430-440.
- González-Márquez, L. C., Torres-Bejarano, F. M., Torregroza-Espinosa, A. C., Hansen-Rodríguez, I. R., & Rodríguez-Gallegos, H. B. (2018). *Use of LANDSAT 8 images for depth and water quality assessment of El Guajaro reservoir, Colombia*. Journal of South American Earth Sciences, 82, 231-238.
- Gradilla-Hernández, M. S., de Anda, J., Garcia-Gonzalez, A., Meza-Rodríguez, D., Montes, C. Y., & Perfecto-Avalos, Y. (2020). *Multivariate water quality analysis of Lake Cajititlán, Mexico*. Environmental Monitoring and Assessment, 192(1), 5.
- Guedes, H. A., Silva, D. D. D., Elesbon, A. A., Ribeiro, C., Matos, A. T. D., & Soares, J. H. (2012). *Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG*. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, 16(5), 558-563 (in Portuguese).
- Hair, J. F., Black, W. C., Babin, B. J., Anderson, R. E., & Tatham, R. L. (2009). *Análise multivariada de dados*. Bookman Editora (in Portuguese).
- He, W., Luo, J., Xing, L., Yu, X., Zhang, J., & Chen, S. (2019). *Effects of temperature-control curtain on algae biomass and dissolved oxygen in a large stratified reservoir: Sanbanxi Reservoir case study*. Journal of environmental management, 248, 109250.
- Heinzmann, B. (1998). *Improvement of the surface water quality in the Berlin region*. Water Science and Technology, 38(6), 191-200.

- Hughes, D. J., Alderdice, R., Cooney, C., Kühl, M., Pernice, M., Voolstra, C. R., et al. (2020). *Coral reef survival under accelerating ocean deoxygenation*. *Nature Climate Change*, 1-12. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0737-9>
- Inácio, D. V. *Avaliação do uso de macrófitas aquáticas na recuperação do solo e no desenvolvimento de espécies arbóreas do cerrado em áreas degradadas adjacentes ao reservatório utilizado pela Usina Hidrelétrica Corumbá IV*. (2012) 56 f. Dissertação (Mestrado em Gestão Ambiental) - Universidade Católica de Brasília, Brasília, 2012 (in Portuguese).
- Jackson, D. A. (1993). *Stopping Rules in Principal Components Analysis: A Comparison of Heuristical and Statistical Approaches*. *Ecology*, 74(8), 2204–2214. doi:10.2307/1939574
- Kazi, T. G., Arain, M. B., Jamali, M. K., Jalbani, N., Afridi, H. I., Sarfraz, R. A., et al. (2009). *Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: A case study*. *Ecotoxicology and environmental safety*, 72(2), 301-309.
- Krawczyk, B., Szczukocki, D., Szczepańska, M., Czarny, K., Seliger, P., & Skrzypek, S. (2018). *Spatial water quality estimation of artificial lakes in Central Poland*. *International Journal of Environment and Pollution*, 63(3), 206-224.
- Liu, Y., Islam, M. A., & Gao, J. (2003). *Quantification of shallow water quality parameters by means of remote sensing*. *Progress in physical geography*, 27(1), 24-43.
- Mallin, M. A., & Corbett, C. A. (2006). *How hurricane attributes determine the extent of environmental effects: multiple hurricanes and different coastal systems*. *Estuaries and Coasts*, 29(6), 1046-1061.

- Mapbiomas (2019). *Coleção 4 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil*, acessado em 17/12/2019 in <<http://plataforma.mapbiomas.org/map#transitions>> (in Portuguese).
- Maranhão, N. & Soares, 2013. *Plano de ação de recursos hídricos da unidade de gestão hídrica Corumbá*. ANA/ SPR. 183p (in Portuguese).
- Mirzaei, M., Jafari, A., Gholamalifard, M., Azadi, H., Shoostari, S. J., Moghaddam, S.M. et al. (2020) *Mitigating environmental risks: Modeling the interaction of water quality parameters and land use cover*. Land Use Policy, 0264-8377. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.12.014>.
- Missaghi, S.; Hondzo, M. & Herb, W. (2017). *Prediction of lake water temperature, dissolved oxygen, and fish habitat under changing climate*. Climatic Change, v. 141, n. 4, p. 747-757.
- Momen, B., Eichler, L. W., Boylen, C. W., & Zehr, J. P. (1996). *Application of multivariate statistics in detecting temporal and spatial patterns of water chemistry in Lake George, New York*. Ecological Modelling, 91(1-3), 183-192.
- Morais, M., Serafim, A. M., Pinto, P., Ilhéu, A., & Ruivo, M. (2007). *Monitoring the water quality in Alqueva Reservoir, Guadiana River, southern Portugal*. Reservoir and River Basin Management. Exchange of Experiences from Brazil, Portugal and Germany, 96-112.
- Morris, D. M., Gemeinhardt, T. R., Gosch, N. J. C., & Jensen, D. E. (2014). *Water quality during two high-flow years on the Lower Missouri River: The effects of reservoir and tributary contributions*. River research and applications, 30(8), 1024-1033.

- Palma, P., Ledo, L., Soares, S., Barbosa, I. R., & Alvarenga, P. (2014). *Spatial and temporal variability of the water and sediments quality in the Alqueva reservoir (Guadiana Basin; southern Portugal)*. *Science of the Total Environment*, 470, 780-790.
- Petersen, W., Bertino, L., Callies, U., & Zorita, E. (2001). *Process identification by principal component analysis of river water-quality data*. *Ecological Modelling*, 138(1-3), 193-213.
- Rauch, W., Alderink, H., Krebs, P., Schilling, W., & Vanrolleghe, P. (1998). *Requirements for integrated wastewater models—driven by receiving water objectives*. *Water science and technology*, 38(11), 97-104.
- Robescu, D. & Ismail, A.H. *Application of Multivariate Statistical Techniques In Water Quality Assessment Of Danube River, Romania*. *Environmental Engineering & Management Journal (EEMJ)*, v. 18, n. 3, 2019.
- Schertzer, W. M., & Sawchuk, A. M. (1990). *Thermal structure of the lower Great Lakes in a warm year: implications for the occurrence of hypolimnion anoxia*. *Transactions of the American Fisheries Society*, 119(2), 195-209.
- Serafim, A., Morais, M., Guilherme, P., Sarmiento, P., Ruivo, M., & Magriço, A. (2006). *Spatial and temporal heterogeneity in the Alqueva reservoir, Guadiana river, Portugal*. *Limnetica*, 25(3), 771-786.
- Solidoro, C., Canu, D. M., Cucco, A., & Umgiesser, G. (2004). *A partition of the Venice Lagoon based on physical properties and analysis of general circulation*. *Journal of Marine Systems*, 51(1-4), 147-160.

- Souza Fraga, M., Reis, G. B., da Silva, D. D., Guedes, H. A. S., & Elesbon, A. A. A. (2020). Use of multivariate statistical methods to analyze the monitoring of surface water quality in the Doce River basin, Minas Gerais, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(28), 35303-35318.
- Streit, N. M., Canterle, L. P., Canto, M. W. D., & Hecktheuer, L. H. H. (2005). *As clorofilas*. *Ciência Rural*, 35(3), 748-755 (in Portuguese).
- Suddick, E. C.; Whitney, P.; Townsend, A.R.; Davidson, E.A. (2013) *The role of nitrogen in climate change and the impacts of nitrogen–climate interactions in the United States: foreword to thematic issue*. *Biogeochemistry*, 114(1-3), 1-10.
- Tripathi, M., & Singal, S. K. (2019). *Allocation of weights using factor analysis for development of a novel water quality index*. *Ecotoxicology and environmental safety*, 183, 109510.
- Tundisi, J. G., & Tundisi, T. M. (2016). *Limnologia*. Oficina de Textos (in Portuguese).
- Tundisi, J. G. (2018). Reservoirs: New challenges for ecosystem studies and environmental management. *Water Security*, 4, 1-7.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., & Melillo, J. M. (1997). *Human domination of Earth's ecosystems*. *Science*, 277(5325), 494-499.
- Walm Engenharia e Tecnologia LTDA. Plano Ambiental de Conservação e uso do entorno do Reservatório da UHE Corumbá IV *Internal Report*, Brasília, 2011 (in Portuguese).
- Wang, Y., Wang, P., Bai, Y., Tian, Z., Li, J., Shao, X., et al. (2013). *Assessment of surface water quality via multivariate statistical techniques: a case study of the*

Songhua River Harbin region, China. Journal of hydro-environment research, 7(1), 30-40.

Zeinalzadeh, K., & Rezaei, E. (2017). *Determining spatial and temporal changes of surface water quality using principal component analysis*. Journal of Hydrology: Regional Studies, 13, 1-1

Declarations

Funding: This research was funded by the *Fundação de Amparo a Pesquisa do Distrito Federal* (FAPDF) grant number 23547.93.27555.30052018, and by the *Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil* (CAPES) – Finance Code 001.

Conflicts of interest/Competing interests: Not applicable' for that section

Availability of data and material: “Data for this research were available due to cooperation between the Institute of Geosciences of the University of Brasília and the consortium to accesses internal technical reports of the Corumbá IV Concessões Ltda consortium. Data are stored in this in-text data citation reference: Carvalho et al. (2020).”

Carvalho, V.M; Viana, E.M.S; Carvalho, R.M.V; Alves, P.F. 2020. Programa de monitoramento de Qualidade da Água– UHE Corumbá IV. *In: Relatório Técnico de Monitoramento de 2007-2017*. Brasília -DF. 213p.

Code availability: Not applicable' for that section

Acknowledgments

The authors acknowledge the financial support given by Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES) and the company Corumbá Concessões SA, administrator of the Corumbá IV hydroelectric plant for the data provided.

Authors' contributions: Raiane Francy Costa Machado Silva conceptualized the work (methodology, data acquisition, analysis, and validation) and wrote the original draft manuscript. Tati de Almeda conceptualized the work (methodology, analysis, and validation) and helped to write the original draft manuscript. Rejane Ennes Cicerelli conceptualized the work (methodology, analysis, and validation) and helped to write the original draft manuscript. Lenora Nunes Ludolf Gomes participated in the data analysis and writing-review and editing.

Capítulo 04

Relacionamento entre o uso e cobertura do solo e a qualidade da água do reservatório de Corumbá IV no período de 2007 a 2017

*Este artigo será publicado em periódico científico.
Aguardando considerações da banca para a tradução.*

Resumo

Em uma bacia hidrográfica, a compreensão da relação entre o uso e cobertura do solo e a qualidade da água de reservatórios adjacentes é de suma importância para o manejo e gestão dos recursos hídricos. O subproduto das atividades antrópicas age de diversas maneiras de modo a deteriorar a qualidade da água, introduzindo componentes nocivos à biota local e ao próprio consumo humano. Os períodos prolongados de seca e o aumento da demanda hídrica pela população crescente do Distrito Federal (DF) resultaram no déficit hídrico dos reservatórios que hoje abastecem a região. Diante disto, um maior entendimento sobre os ambientes aquáticos no entorno da cidade se torna necessário. Neste sentido, este trabalho tem como objetivo entender a relação entre as atividades antrópicas desenvolvidas nas bacias de drenagem e as mudanças na qualidade da água do reservatório de Corumbá IV, uma nova e importante fonte de abastecimento para o DF, por meio de métodos estatísticos univariados e multivariados. Como resultado, observou-se que durante o recorte temporal analisado não foi possível identificar uma correlação estatisticamente significativa entre as classes de informação com os parâmetros de qualidade da água. Uma das possíveis justificativas é a quantidade de ETEs que existem na bacia hidrográfica, que são capazes de enfraquecer a correlação. Uma justificativa adicional é que o reservatório apresenta fluxo e tamanho suficiente para dissolução dos elementos inseridos, garantindo assim a manutenção de um padrão de qualidade da água adequado para o consumo (Categoria A da resolução CONAMA nº 357). Por fim, tais resultados são importantes para refinar os padrões para aplicação das metodologias. Assim como aqui demonstrado, a idade dos reservatórios deve ser levada em conta para interpretação dos dados, uma importante recomendação para futuros esforços de monitoramento.

1 – Introdução

Segundo Xiao *et al.* (2016), a mais significativa degradação ambiental relacionada à transição da cobertura natural do solo para ambientes antropizados, é a deterioração da qualidade da água de corpos hídricos. Devido ao acúmulo de evidências nas últimas décadas, atualmente há um consenso entre a comunidade científica sobre os impactos que estas mudanças possuem na qualidade da água. Johnson (1997) apresenta uma sucinta linha do tempo mostrando que os trabalhos de Hynes (1960) e Harrel and Dorris (1968) foram pioneiros na pesquisa sobre influências alóctones na qualidade da água. Estes autores atribuíram às alterações físico-químicas (ex.: turbidez e oxigênio dissolvido) aos aspectos geomorfológicos da região, como a área da bacia de drenagem e declividade. Mais tarde, o foco se tornou o estudo da dinâmica das fontes difusas de poluentes com base na carga de nutrientes gerada na bacia de drenagem (Likens *et al.*, 1970; Thomas&Crutchfield, 1974; Omernik, 1976). Já nas últimas décadas, as pesquisas focaram no uso de geotecnologias e análises estatísticas multivariadas, como a análise de redundância, para investigar a influência do uso e ocupação do solo na degradação da qualidade da água, como nos trabalhos de: Hill (1981), Higashi & Nakane (1985), Bolstad & Swank (1997), Calder (1992), Sliva & Williams (2001), Ngoye & Machiwa (2004), Huang *et al.* (2011), Xiao *et al.* (2016) e Luo *et al.* (2020).

É bastante complexa a estimativa dos impactos que fontes difusas de poluição possuem na qualidade da água (Baker, 2003). Estas afetam o corpo hídrico ao longo de várias localidades, dificultando a identificação e a localização dos agentes poluidores, o que prejudica a gestão dos recursos hídricos. Por este motivo, tal questão se tornou foco no estudo de diversos pesquisadores que foram aperfeiçoando as metodologias de análise desses impactos ao longo do tempo. Cada classe de uso do solo possui uma influência distinta nos parâmetros de qualidade da água. A agricultura mostra grande influência no aumento da carga de nutrientes, condutividade elétrica e redução de pH e oxigênio dissolvido (Pieterse *et al.*, 2003; Ngoye & Machiwa, 2004; Bu *et al.*, 2014). Áreas urbanas e industriais mostram correlação positiva com nutrientes, metais pesados e coliformes fecais (Li *et al.*, 2009; Kang *et al.*, 2010). Destaca-se que o estudo de Bu *et al.* (2014) mostra, por meio de regressão linear, que tanto na seca quanto na chuva, ocorre correlação positiva de áreas de vegetação com pH e oxigênio dissolvido, e negativa com condutividade elétrica, sólidos totais e nutrientes. Já em áreas urbanas e de agricultura, a correlação é negativa para pH e oxigênio dissolvido, e positiva para os

outros parâmetros. O mesmo estudo demonstrou uma pior qualidade da água em uma área de predominância agrícola e urbana.

O projeto de criação do reservatório, inicialmente denominado “Aproveitamento Hidrelétrico - AHE Corumbá IV” teve como objetivo o aproveitamento múltiplo da área, ou seja, a geração de energia elétrica e o abastecimento hídrico de municípios da região. Entretanto, as obras de captação não foram concluídas e desde então sua finalidade vem sendo a geração de energia elétrica e o lazer. Frente à crise hídrica estabelecida no Distrito Federal, Corumbá IV voltou a ser a maior aposta para o abastecimento hídrico de milhares de residências dos aglomerados urbanos próximos. Diante disso, as obras do Sistema Produtor de Água Corumbá foram retomadas a fim de incrementar a oferta de água tratada em regiões do DF e Goiás. (Brasília, 2017); (CGU, 2018).

A escassez hídrica no DF chegou a níveis críticos em 2016, quando o volume útil da Barragem do Descoberto chegou a 40% (ADASA, 2016). Visto que a cidade é marcada por longos períodos de seca com baixos índices de umidade relativa do ar, a situação se agravou quando o volume das chuvas nos três anos anteriores ficou abaixo da média e o período chuvoso do ano 2016 não foi suficiente para a recuperação da Barragem, que em janeiro de 2017 passou a operar com 20% de seu volume útil, número ainda menor que aquele do ano anterior (Brasília, 2017). Além da falta de chuvas, a cidade vem passando por um grande crescimento populacional, que oferece uma pressão ainda maior no sistema de distribuição hídrica da região. Segundo dados do último censo demográfico, em 2010, a população era de 2.570.160 e a estimativa para 2020 era de 2.974.703 habitantes, ou seja, aproximadamente seis vezes o número previsto no planejamento da cidade (IBGE, 2010). Todos esses fatores agravam a situação hídrica da cidade e explicam, portanto, sua carência por recursos hídricos.

Uma das principais problemáticas, que motiva a execução desta pesquisa, é o fato de que desde a criação do reservatório, em 2005, a região vem sendo ocupada por diversos empreendimentos imobiliários que ainda não possuem sistema de saneamento básico, gerando um grande risco de contaminação para o corpo hídrico. Considerando os trabalhos anteriores neste tema, surgiu a hipótese que a qualidade da água vem sofrendo mudanças ao longo do tempo em decorrência das atividades antrópicas desenvolvidas na região da Bacia de Corumbá IV. Esta pesquisa se justifica uma vez que futuramente Corumbá IV será utilizado como fonte de abastecimento para milhões

de pessoas e pela escassez de trabalhos com esta proposta no local de estudo. Neste contexto, percebeu-se a necessidade da realização de um estudo multitemporal para detectar as possíveis influências do uso e cobertura do solo nos dados limnológicos, utilizando estatística multivariada para integrar os dados.

2 - Materiais e métodos

2.1 - Área de Estudo

O reservatório de Corumbá IV (Figura) localiza-se no estado de Goiás e sua área inundada ocupa parte dos municípios de Abadiânia, Alexânia, Luziânia, Novo Gama, Santo Antônio do Descoberto, Silvânia e Corumbá de Goiás (ANEEL, 2006). Possui uma extensão de aproximadamente 173 km² e está situado no curso principal do Rio Corumbá. Para a extração das sub-bacias, os pontos de amostragem foram utilizados como exutório, assim como demonstrado na Figura 1.

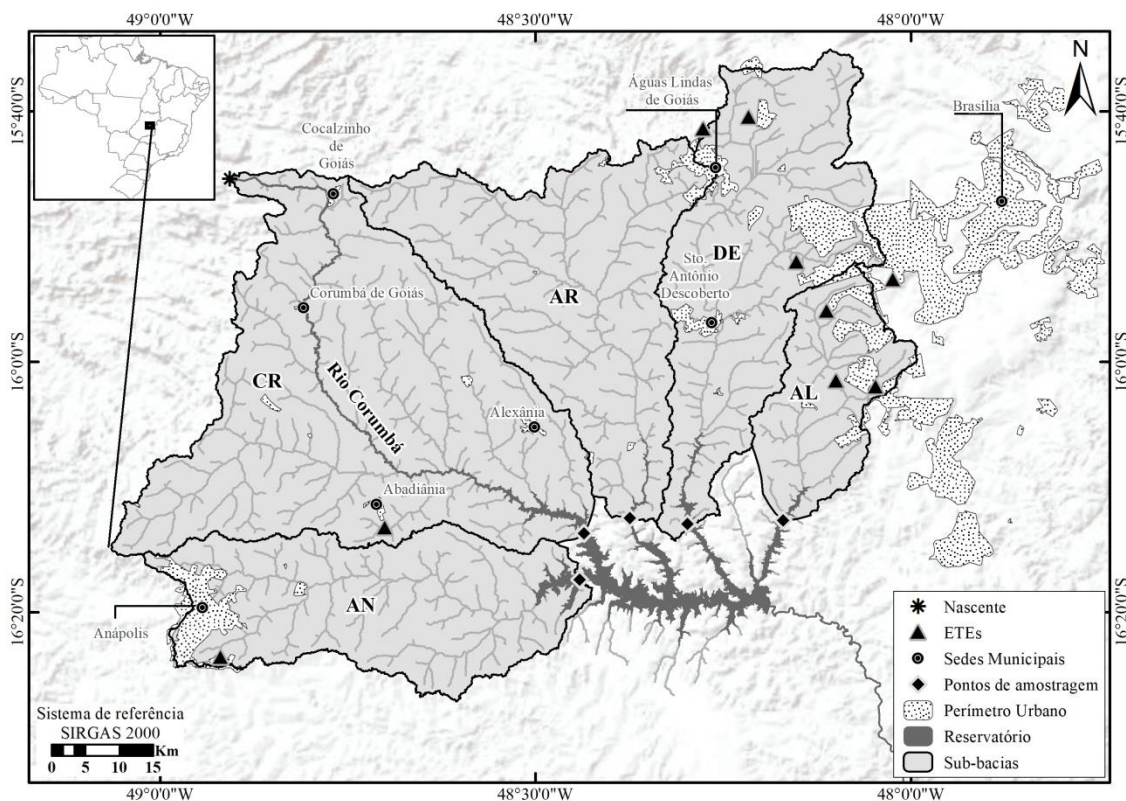


Figura 1 - Localização do reservatório Corumbá IV e das sub-bacias estudadas.

2.2 - Qualidade da água

2.2.1 - Dados limnológicos

Para a execução deste trabalho, foi utilizado um conjunto de dados limnológicos fornecido pela empresa Corumbá Concessões SA, contendo os seguintes parâmetros: clorofila-a (Chl-a), sólidos suspensos totais (TSS), oxigênio dissolvido (OD), transparência (TRP), pH, temperatura (T), *Escherichia coli* (E. coli), nitrogênio total (TN) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (Tabela 1) (Carvalho *et al.*, 2020). A coleta de dados teve início em janeiro de 2007 e, desde então, a empresa realiza campanhas de coleta de amostras na superfície de oito pontos ao longo do reservatório (Figura 1 - Localização do reservatório Corumbá IV e das sub-bacias estudadas. Figura) com periodicidade trimestral (nos meses de março, junho, setembro e dezembro).

De acordo com o relatório técnico da empresa, a metodologia adotada para coleta, armazenamento e análise de amostras segue os padrões estabelecidos por Métodos Padrão para Exame de Água e Esgoto (APHA, 2017), Guia para Coleta e Preservação de Amostras (Brandão, 2018), e técnicas de normalização específicas estabelecidas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 1993). A qualidade da água e sua aptidão para uso são medidas seguindo os limites definidos na resolução no. 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (Tabela 1).

2.2.2- Tratamento dos dados e análises estatísticas

Foram coletadas 68 amostras em oito pontos do reservatório durante dez anos, e oito parâmetros de qualidade da água foram escolhidos para a realização deste estudo, resultando em 2.952 dados ao todo. Foi realizada uma análise preliminar dos dados brutos para identificar a presença de outliers e descontinuidades nos dados. Em uma primeira análise, o teste de Shapiro-Wilk ($p\text{-value} < 0.05$) revelou que os dados não seguem uma distribuição normal (Shi *et al.*, 2017). Portanto, os dados foram normalizados, conforme relatado por Palma *et al.* (2014), Shi *et al.* (2017), Barrenha *et al.* (2017) e Robescu e Alhassan (2019). O método de normalização pela raiz quadrada foi utilizado nos dados brutos. Em cada ponto de amostragem, foi realizada uma análise exploratória por meio de estatística descritiva univariada. Para a análise univariada, foram realizados cálculos estatísticos descritivos de média, mediana, desvio padrão, máximo e mínimo. Esta análise teve como objetivo compreender o comportamento das variáveis individualmente, identificando tendências e variabilidade nos dados (Palma *et al.*, 2014; Xiao *et al.*, 2016; Shi *et al.*, 2017).

Tabela 1. Parâmetros, abreviações, unidades e métodos analíticos utilizados para monitorar a qualidade da água do reservatório de Corumbá IV. Também são apresentados os limites estabelecidos pelo órgão regulador para a segunda classe (água destinada ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional; para proteção de comunidades aquáticas; e para recreação de contato primário).

Parâmetros	Abreviaçãc	Unidade	Método Analítico	Limites*
Oxigênio dissolvido	DO	mg/L – O ₂	Oximetria ^{b,d}	>5
pH	pH	-	Potentiometria ^{a,d}	6 a 9
Temperatura	T	C	Termometria	-
Clorofila- α	CHL	μ g/L	Espectrofotometria ^c	30
Transparência	TRP	m	Disco de Secchi	NR
Sólidos totais em suspensão	TSS	mg/L	Análise Gravimétrica ^{c,d}	NR
Nitrogênio Total	TN	mg/L – NH ₃	Método Kjeldahl	NR
<i>E. Coli</i>	<i>E. Coli</i>	UFC/100mL	Contagem padrão em placa	NR
Demanda Bioquímica de Oxigênio	DBO	mg/L – O ₂	Método de Winkler (20°C – 5 dias)	5

^a NBR 14339; ^bNBR 10559; ^c NBR 10664; ^d *Standard Methods for the Examination of the Water and Wastewater* – AWWA, v.10 2012; ^e APHA, 2017; * – Limites estabelecidos na legislação brasileira [Resolução CONAMA 357/2005 – Classe II (VMP)]; NR: Não há recomendações na legislação vigente.

2.3- Mapas de uso e cobertura do solo

Os mapas de uso e cobertura do solo utilizados neste estudo são de autoria do MapBiomass®, projeto que caracteriza a dinâmica das mudanças no uso e cobertura do solo no Brasil desde 1985 até a atualidade, nos seis biomas brasileiros: Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampa e Pantanal. A utilização desses dados se fez interessante visto que a metodologia desenvolvida automatiza o processamento de uma grande quantidade de imagens para a geração das séries históricas de mapas de uso e

cobertura do solo. O banco de dados utilizado contém imagens Landsat 05 TM, Landsat 07 ETM+ e Landsat 08 OLI, disponibilizados pelo Google Earth Engine e de domínio da National Aeronautics and Space Administration (NASA) e United States Geological Survey (USGS) (Souza Jr *et al.*, 2020).

A metodologia de classificação das imagens ocorre em duas etapas: a primeira classifica áreas de vegetação nativa, água e infraestrutura urbana. Para isso, certos parâmetros são estabelecidos para as classes e cada pixel da imagem passa por uma árvore de decisão que identifica a qual classe ele pertence. Na segunda, a partir de um conjunto amostral de pixels, os algoritmos de processamento são treinados para reconhecer padrões e determinar a probabilidade de um pixel pertencer às seguintes classes: agricultura, pastagem ou floresta plantada (Souza Jr *et al.*, 2020).

Uma das formas que o Mapbiomas verifica a qualidade dos dados produzidos é por meio da acurácia global e pelo erro total, que é composto pelos valores de discordância de alocação e de área. A acurácia global apresenta-se como uma estimativa da proporção de acerto global dos classificadores utilizados no mapeamento. Enquanto a discordância de alocação estima a proporção dos erros de deslocamento e a discordância de área, a fração do erro conferido à quantidade de área atribuída erroneamente às classes no mapeamento. Assim como citado por Souza Jr *et al.* (2020), os cálculos de acurácia seguiram o protocolo padrão de boas práticas na estimativa do uso e cobertura do solo e acurácia descrita por Olofsson *et al.* (2014). Neste estudo serão utilizadas as classes categorizadas pelo MapBiomas®, descritas na Tabela 2.

2.4- Análises Estatísticas

Assim como Noori *et al.*, (2010), nas análises feitas neste trabalho foram utilizadas as medianas anuais dos valores de cada parâmetro de qualidade da água. Essa abordagem se fez necessária tendo em vista a não normalidade dos dados, verificada a partir do teste Kolmogorov-Smirnov.

Tabela 2 - Descrição detalhada das classes de uso e cobertura do solo.

Nomenclatura adotada	Classes de uso	Descrição
Floresta Natural (NAT)	Formação Florestal	Tipos de vegetação com predomínio de espécies arbóreas, com formação de dossel contínuo (Mata Ciliar, Mata de Galeria, Mata Seca e Cerradão) (Ribeiro & Walter, 2008), além de florestas estacionais semidecíduais.
	Formação Savânica	Formações savânicas com estratos arbóreos e arbustivo-herbáceos definidos [Cerrado Sentido Restrito (Cerrado denso, Cerrado típico, Cerrado ralo e Cerrado rupestre) e Parque de Cerrado].
	Formação Campestre	Formações campestres com predominância de estrato herbáceo (campo sujo, campo limpo e campo rupestre).
PF	Floresta Plantada	Espécies arbóreas plantadas para fins comerciais (ex. eucalipto, pinus, araucária).
PAST	Pastagem	Áreas de pastagens, naturais ou plantadas, vinculadas a atividade agropecuária. Em especial nos biomas Pampa e Pantanal, uma parte da área classificada como Formação Campestre inclui também áreas pastejadas.
AGRI	Agricultura	Áreas predominantemente ocupadas com cultivos anuais e, em algumas regiões (principalmente para a região Nordeste) com a presença de cultivos perenes.
URBAN	Infraestrutura Urbana	Áreas urbanizadas com predomínio de superfícies não vegetadas, incluindo estradas, vias e construções.
MIN	Mineração	Áreas referentes a extração mineral de grande porte, havendo clara exposição do solo por ação de maquinário pesado. Somente são consideradas áreas pertencentes à malha digital do DNPM (SIGMINE).

Adaptado de: <https://storage.googleapis.com/mapbiomas/assets/colecao-3-0/mapas-dados/1%20-%20Legenda%20Cole%C3%A7%C3%A3o%20-%20Descricao%20Detalhada.pdf>

O relacionamento entre o uso e ocupação do solo pode ser estimado por meio de métodos estatísticos, como a análise de redundância (RDA) (Shen *et al.*, 2015; Ding *et al.*, 2016; Kandler *et al.*, 2017; Shi *et al.*, 2017; Tian *et al.*, 2019). Neste caso, os preditores, ou variáveis independentes, representam as classes de uso do solo e as

variáveis dependentes (resposta) são os parâmetros indicadores de qualidade da água. A RDA se mostra como uma boa opção para ser aplicada nestes estudos pela sua capacidade de fornecer a proporção de variância da qualidade da água que pode ser explicada pelas classes de uso do solo. Foi checado o fator de inflação da variância (VIF), o qual mede a multicolinearidade entre os preditores. Apenas os preditores com $VIF < 10$ possuem potencial de contribuir para a variância das variáveis resposta e, portanto, apenas estes foram mantido nas análises. (Kadel *et al.*, 2019). Por fim, para testar a significância estatística da RDA, foi utilizada a Análise de Variância (ANOVA - $p < 0,05$). Todas as análises estatísticas foram executadas utilizando o pacote “Vegan” do software “R”. O fluxograma abaixo (Figura) demonstra os métodos utilizados neste estudo.

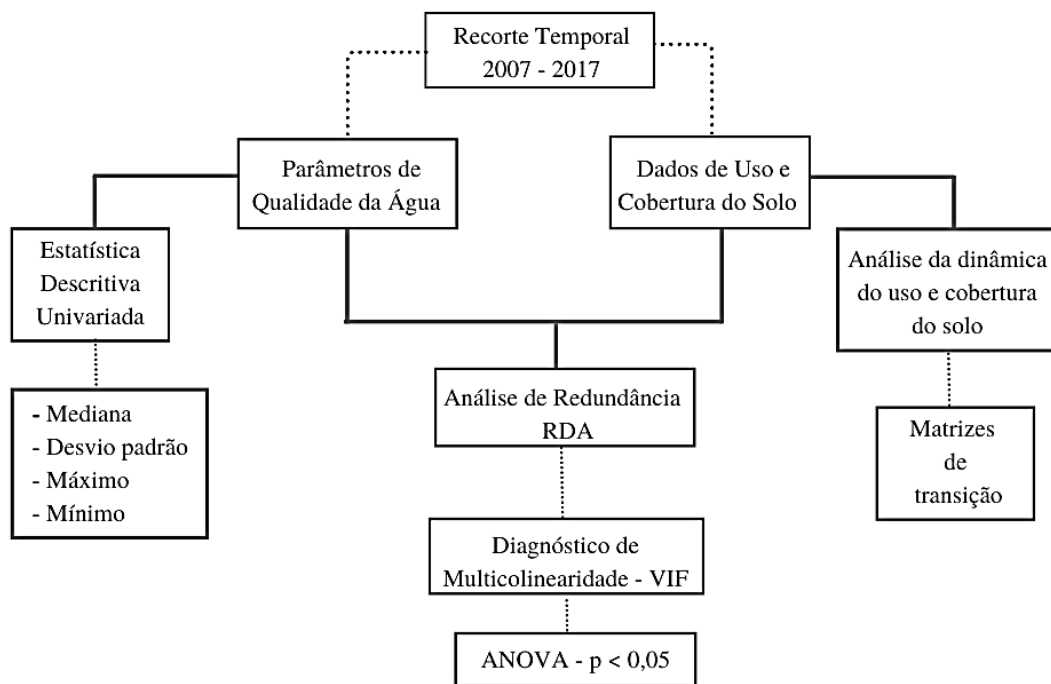


Figura 2 - Fluxograma de métodos

3 - Resultados e discussões

3.1 – Dados limnológicos

Os resultados obtidos a partir da análise univariada mostraram que, no geral, não existem grandes alterações nos dados de qualidade da água, estando todos dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 – Classe II. Observa-se que os valores de mediana e desvio padrão de oxigênio dissolvido, pH, temperatura e transparência mantêm-se relativamente constante em todos os pontos amostrados (tabela 4). Sugere-se que o motivo pelo qual o ponto CR-02 apresenta valores bastante estáveis e dentro do padrão, seja a pequena quantidade de áreas urbanas na sub-bacia havendo, portanto, uma menor interferência de fontes pontuais de poluição nos parâmetros limnológicos. Também, observa-se que a nascente do rio Corumbá se encontra na bacia homônima (Figura), contribuindo para a boa qualidade da água neste ponto.

Tabela 3 - Estatística descritiva dos parâmetros de qualidade da água (mediana \pm desvio padrão; máximo-mínimo) nos pontos amostrais.

	AL-02	AN-02	AR-02	CR-02	DE-02
OD (mg/L)	6,26 \pm 0,08	6,5 \pm 0,05	6,9 \pm 0,07	6,50 \pm 0,07	6,54 \pm 0,10
	10,2 - 3,6	8,47 - 3,9	9,60 - 3,6	7,90-2,5	9,4 - 2,8
pH	6,9 \pm 0,02	6,90 \pm 0,02	7,04 \pm 0,02	7,08 \pm 0,02	7,13 \pm 0,02
	8,6 - 5,61	8,8 -5,75	8,4 - 4,92	9,01 - 5,74	8,64-5,63
Clorofila- α (mg/L)	1,68 \pm 1,53	1,05 \pm 1,70	0,95 \pm 1,40	1,06 \pm 0,64	2,05 \pm 1,41
	37,4 - 0	57,1 - 0	40 - 0	5 -0	26 - 0
Temperatura (°C)	25,3 \pm 0,05	25,7 \pm 0,05	25,6 \pm 0,03	25,9 \pm 0,04	26,00 \pm 0,04
	30 - 2	29,6 - 19,8	28,2 - 22	29,6 - 19,20	30,3 - 22,1
<i>E. Coli</i> (UFC/100mL)	0,5 \pm 198,9	0 \pm 80,92	0,5 \pm 73,30	0 \pm 28,24	0 \pm 46,13
	8000 - 0	3500 - 0	2300 - 0	917 - 0	1400 - 0
Sól. Totais (mg/L)	55 \pm 7,62	40 \pm 7,55	26 \pm 7,77	30 \pm 5,11	50 \pm 8,98
	265 - 5	210 - 5	215 - 5	126 - 5	370 - 5
Nitrogênio Total (mg/L)	0,7 \pm 0,2	0,4 \pm 0,15	0,455 \pm 0,12	0,4 \pm 0,11	0,7 \pm 0,12
	3,9 -0,05	2,66 - 0,005	2,5- 0,005	1,96 - 0,005	2,2 - 0,005
DBO (mg/L – O ₂)	1,68 \pm 0,61	0,52 \pm 0,43	0,55 \pm 0,38	0,73 \pm 0,39	0 \pm 0,65
	6 -0	2,4 - 0	2- 0	2 - 0	4,9 - 0
Transparência (m)	2 \pm 0,14	2,5 \pm 0,05	2,2 \pm 0,13	2,7 \pm 0,13	2 \pm 0,12
	3,5 -0,03	4,5 - 1,3	4,5- 0,5	5,5 - 0,9	4,3 - 0,5

É importante destacar que existem grandes aglomerados urbanos nas sub-bacias Alagados (AL-02) e Descoberto (DE-02), que podem contribuir para variações nos parâmetros de qualidade da água que são relacionados a áreas urbanas. A clorofila- α

caracteriza-se como um dos principais pigmentos fotossintéticos encontrados em todos os organismos que realizam a fotossíntese de oxigênio (Streit *et al.*, 2005).

Nos pontos AL-02 e DE-02, foram encontradas as maiores medianas e CR-02 mostrou um desvio padrão baixo em relação aos demais pontos. Também em AL-02 e DE-02, os valores de mediana para sólidos totais foram mais altos que os demais, e DE-02 apresentou o maior desvio padrão. Para E. Coli, o ponto AL-02 foi o que apresentou maior divergência de desvio padrão e para demanda bioquímica de oxigênio maior mediana e desvio padrão. Os valores de nitrogênio total entre os pontos de amostragem são bastante semelhantes, estando em torno de 0,4 mg / L (Figura 3), no entanto, em AL-2 e DE-2, os valores são ligeiramente superiores: 0,7 mg / L. Além disso, um maior desvio padrão do nitrogênio total é identificado no ponto AL-2. O ciclo do nitrogênio é um dos ciclos biogeoquímicos que apresentam maiores impactos antrópicos com efeitos negativos na saúde humana e na biodiversidade, afetando a qualidade do ar e da água. Nesse contexto, alguns estudos como os de Delwiche (1970), Vitousek *et al.* (1997), Galloway *et al.* (2004, 2008), Suddick *et al.* (2013) e Gao *et al.* (2020) relacionam as mudanças neste ciclo à adição excessiva de nitrogênio reativo ao meio ambiente, principalmente por fertilizantes. Assim, existe uma relação direta entre o aumento das taxas de nitrogênio e a expansão das atividades humanas na bacia de captação (Arora *et al.*, 2017). As divergências entre os valores em AL-02 e DE-02 e os demais pontos, podem estar relacionadas às estações de tratamento de efluentes (ETEs) localizadas à montante dos rios Alagados e Descoberto (Figura). Essas ETEs podem estar lançando resíduos domésticos nos rios, contribuindo para a variabilidade destes parâmetros e, conseqüentemente, para a degradação da qualidade da água.

3.2 – Mudanças no uso e cobertura do solo

O crescimento dos maiores aglomerados urbanos da região (Anápolis-GO, Águas Lindas-GO, Santo Antônio do Descoberto-GO e Gama-DF) (Figura 01) está refletido nos dados obtidos para as sub-bacias Alagados, Descoberto e Antas, onde o aumento de áreas urbanas foi de, respectivamente, 1002.67 ha, 1611.23 ha e 1850.04 ha. Já as sub-bacias Areias e Corumbá, caracterizam-se principalmente por atividades agrícolas, tendo suas principais mudanças relacionadas às classes de agricultura e pastagem. Observa-se que ao longo dos 10 anos estudados, a classe de pastagem obteve

perdas significativas em todas as sub-bacias, enquanto que a agricultura aumentou. A sub-bacia que foge deste padrão é Corumbá, onde o ganho de pastagem foi alto ao longo do período estudado. Observa-se que em todas as sub-bacias houve um aumento de áreas destinadas à agricultura e às florestas plantadas. A redução das áreas de formações naturais chama a atenção por ocorrer em todas as sub-bacias, exceto em Areias. Destaca-se que, no quantitativo total, as áreas de pastagem predominam nas sub-bacias Antas, Corumbá e Descoberto. Em Alagados, a classe predominante é a de formações naturais e em Areias a pastagem e as formações naturais destacam-se entre as demais.

As matrizes de transição das classes de uso e cobertura do solo para as sub-bacias estudadas foram feitas com base nos anos de 2007 a 2017 (Figura 3). Com elas, conseguimos identificar um padrão bastante semelhante nos tributários Descoberto, Alagados e Antas, onde as áreas de pastagem e formações naturais transicionam para áreas urbanas, agricultura e florestas plantadas. Já na sub-bacia Areias, há um ganho das classes de formações naturais, florestas plantadas, agricultura e área urbana e redução das áreas de pastagem. Em Corumbá a grande redução de formações naturais dá lugar às demais classes. As áreas de mineração não estão presentes em todas as bacias, apenas em Corumbá e Descoberto. Esta classe possui um ganho bastante pequeno em relação às demais, mais especificamente 0.29 hectares em Corumbá e 1.46 hectares em Descoberto (Souza Jr *et al.*, 2020).

Quanto à qualidade dos dados de uso e cobertura obtidos por meio do Mapbiomas, para as classes e recorte temporal abordados foi calculada a mediana dos valores de acurácia global, discordância de alocação e discordância de área para os anos de 2007 a 2017. Foi encontrado que a acurácia geral é de 82.5%, a discordância de alocação é 11.6% e a discordância de área é 5.7%, o que significa que o dado utilizado demonstra boa adequabilidade às análises executadas neste estudo.

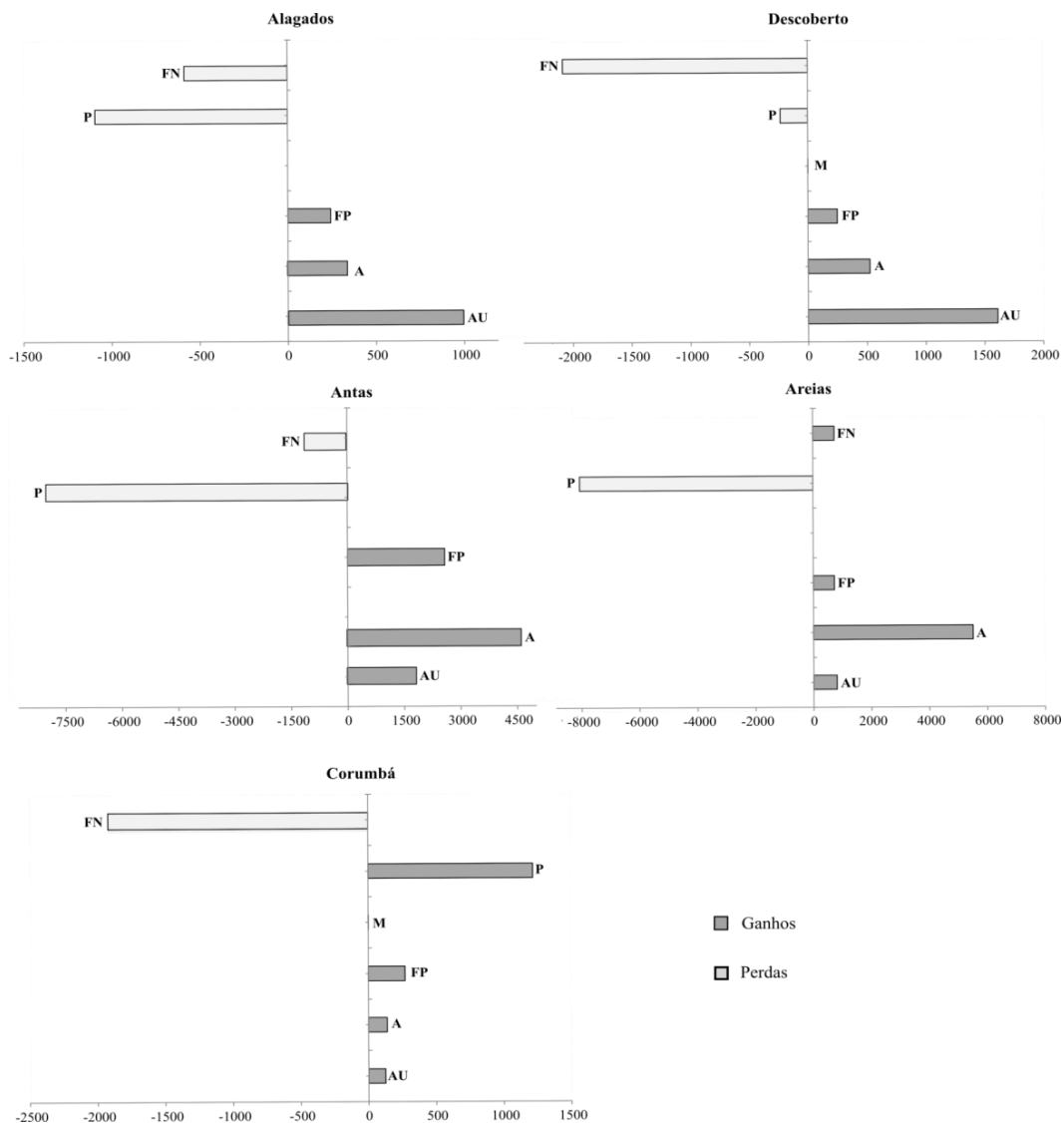


Figura 3 – Matrizes de transição do uso e cobertura do solo nas sub-bacias dos tributários estudados, tomando como referência o ano de 2007 em relação a 2017. As classes de uso estão identificadas como: FN-Formações Naturais; P-Pastagem; FP-Florestas Plantadas; A-Agricultura; AU-Áreas Urbanas; M-Mineração. Os valores de área (eixo x) foram medidos em hectares.

3.3 – Influências do uso e cobertura do solo na qualidade da água

A análise dos resultados alcançados sugere uma ausência de correlação entre os parâmetros de qualidade da água com as classes de uso do solo. Foi possível observar que em quase todos os tributários, a proporção da variância explicada é bastante baixa em relação àquela não explicada, o que demonstra que as variáveis da matriz explicativa pouco explicam os valores da matriz resposta. Apenas dois tributários obtiveram valores

acima de 20% para a proporção da variância que pode ser explicada pelos preditores (classes de uso do solo) (tabela 4).

Tabela 4 - Resultado da RDA que mostra a proporção da inércia que pode (constrained) e que não pode (unconstrained) ser explicada pelos preditores, a saber: AL-Alagados; DE-Descoberto; CR-Corumbá; AR-Areias; AN-Antas.

	AL	DE	CR	AR	AN
<i>Total Inertia Proportion</i>	1	1	1	1	1
<i>Constrained</i>	0,13	0,52	0,17	0,39	0,17
<i>Unconstrained</i>	0,86	0,47	0,82	0,60	0,82

Todas as análises foram testadas para ANOVA com $p < 0.05$, e constatou-se que nenhum dos tributários, mesmo aqueles que apresentam valores mais altos no eixo “*constrained*”, são estatisticamente significantes. Essa baixa correlação contrasta com as análises realizadas por outros autores (Mattikalli & Richards (1996); Ahearn *et al.* (2005); Bu *et al.* (2014); Shi *et al.* (2017); Simedo *et al.* (2018), onde a relação entre o uso do solo e a qualidade da água das bacias se demonstrou estatisticamente alta e robusta. Tal discrepância entre o presente trabalho e os supracitados carece de uma explicação. Sabendo que o método aplicado neste artigo se propõe a encontrar uma correlação entre fontes difusas de poluição (uso do solo) com a qualidade da água, uma justificativa considerada é o enfraquecimento da correlação causado pela quantidade de estações de tratamento de esgoto (ETE) situadas ao longo da bacia hidrográfica, atuando como fontes pontuais de poluição. Assim como verificado por Zhou *et al.* (2016) fontes pontuais podem enfraquecer e mascarar o resultado da correlação, pois nos cálculos estatísticos utilizados, apenas os valores de uso do solo e qualidade da água são considerados. Em consequência disto, Kandler *et al.* (2016) destaca que pouco se sabe sobre a relação do uso do solo e a qualidade da água em bacias com contribuição, também, de fontes pontuais.

Também, uma importante peculiaridade do corpo d’água aqui estudado, se encontra no fato do mesmo ser relativamente recente, e não possuir empreendimentos de grande porte em suas margens. Sugerimos então, que a ausência de correlação pode

ser devido à boa qualidade da água e poucos focos de ocupação humana ao redor da barragem. Esses resultados levantam uma série de questões a respeito da aplicação indiscriminada dessas técnicas a corpos d'água. As condições históricas dessas bacias devem ser cuidadosamente consideradas antes da escolha do melhor método de análise.

4. Conclusões

No que se refere às transições do uso e cobertura do solo ao longo dos 10 anos estudados, observa-se que em todas as sub-bacias houve um aumento de áreas urbanas, agricultura e florestas plantadas. Já as classes que majoritariamente sofreram redução, foram pastagem e formações naturais.

Durante o recorte temporal analisado, não foi possível identificar uma correlação estatisticamente significativa entre as classes de uso do solo com os parâmetros de qualidade da água no reservatório de Corumbá IV. Sugere-se que um dos motivos para este resultado seja a quantidade de estações de tratamento de esgoto (ETE), assim como despejo clandestino de efluentes domésticos situados ao longo da bacia hidrográfica. Estes atuam como fontes pontuais de poluição, as quais podem enfraquecer e mascarar o resultado da correlação. Aliado a isto, o espaço amostral disponível não se mostrou compatível com a dimensão da análise, resultando em uma baixa representatividade estatística. Adicionalmente, é possível que as intervenções antropogênicas nas sub-bacias de Corumbá IV não tenham avançado a taxas rápidas o suficiente para causar impacto significativo na qualidade da água. Também, certas características do reservatório podem explicar a não detecção do padrão procurado, como sua idade e extensão. É importante destacar que este estudo concluiu que as fontes difusas de poluição ainda não influenciam significativamente a qualidade da água. Entretanto, as fontes pontuais ainda continuam sendo um ponto de atenção, pois afetam o corpo hídrico ao longo de várias localidades, dificultando a identificação e a localização dos agentes poluidores, por isso representam um alto potencial à degradação da água. Neste sentido, para trabalhos futuros sugerimos a integração de dados de qualidade da água coletados nas proximidades de despejos oficiais e clandestinos de efluentes para um melhor entendimento dos impactos que as fontes pontuais estão tendo no corpo d'água. Sabendo que a abordagem multi-escalar é bastante explorada neste tipo de estudo, seria relevante uma análise com uma maior escala e utilizando imagens de alta resolução, para o mapeamento de detalhe do uso do solo.

5. Referências Bibliográficas

AHEARN, D.S., SHEIBLEY, R.W., DAHLGREN, R.A., ADERSON, M., JOHNSON, J., TATE K.W. (2005) Land use and land cover influence on water quality in the last free-flowing river draining the western Sierra Nevada, California. *Journal of Hydrology* 313: 234–247.

BAKER, A. (2003) Land use and water quality, *Hydrol. Process.* 17, 2499–2501
Published online in Wiley InterScience (www.interscience.wiley.com). DOI: 10.1002/hyp.5140.

BOLSTAD P.V., SWANK W.T. (1997) Cumulative impacts of landuse on water quality in a southern Appalachian watershed. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 33(3):519–533.

BU, H.; MENG, W.; ZHANG, Y.; WAN, J. (2014) Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China. *Ecological Indicators*, v. 41, p. 187-197.

CALDER, I.R. (1992) The hydrological impact of land-use change (with special reference to afforestation and deforestation). Priorities for water resources allocation and management, Proc. Conf. on priorities for water resources allocation and management, Natural Resources and Engineering advisers conference, Southampton, July 1992. Overseas Development Administration.

CGU - Ministério da Transparência e Controladoria-Geral da União (2018) Ação Exploratória – Enfrentamento De Situações De Escassez Hídrica - Obras Estruturantes para Ampliação de Oferta de Água nos Grandes Centros Populacionais Relatório nº 201702527, disponível em: <<https://auditoria.cgu.gov.br/download/10709.pdf>> acesso em: 20 out. 2018

DING, J., JIANG, Y., LIU, Q., HOU, Z., LIAO, J., FU, L., & PENG, Q. (2016). Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: a multi-scale analysis. *Science of the Total Environment*, 551, 205-216.

HARREL, D.C., DORRIS, T.C. (1968) Stream order, physico-chemical conditions and community structure of benthic macroinvertebrates in an intermittent stream system. *American Midland Naturalist* 80: 220–251.

HIGASHI, T., NAKANE, K. (1985) Relationship between turbidity in a river water and land use types in the basin, Series IV, vol 10. Mem. Faculty of Integrated Arts and Science, Hiroshima University, pp 69–83

HILL, A.R. (1981) Stream phosphorus exports from watersheds with contrasting land uses in southern Ontario. *Water Resour Bull* 17(4):627–634

HUANG, J., LI, Q., PONTIUS, R. G., KLEMAS, V., & HONG, H. (2011). Detecting the Dynamic Linkage between Landscape Characteristics and Water Quality in a

Subtropical Coastal Watershed, Southeast China. *Environmental Management*, 51(1), 32–44. doi:10.1007/s00267-011-9793-2

HYNES, H.B.N. 1960. The biology of polluted waters. Liverpool University Press, 202.

JOHNSON, L.B., RICHARDS, C., HOST G.E., ARTHUR, JW (1997) Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. *Freshw Biol* 37(1):193–208

KADEL, S., PERSICO, M., THIBODEAU, J., LAINÉ, C., & BAZINET, L. (2019). Use of redundancy analysis and multivariate regression models to select the significant membrane properties affecting peptide migration during electro dialysis with filtration membranes. *Separation and Purification Technology*, 221, 114-125.

KÄNDLER, M., BLECHINGER, K., SEIDLER, C., PAVLŮ, V., ŠANDA, M., DOSTÁL, T., ŠTICH, M. (2017). Impact of land use on water quality in the upper Nisa catchment in the Czech Republic and in Germany. *Science of The Total Environment*, 586, 1316–1325. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.10.221

KANG, J.H., LEE, S.W., CHO, K.H., KI, S.J., CHA, S.M., KIM, J.H., (2010) Linking land-use type and stream water quality using spatial data of fecal indicator bacteria and heavy metals in the Yeongsan river basin. *Water Res.* 44, 4143–4157.

LI, S., GU, S., TAN, X., ZHANG, Q. (2009). Water quality in the upper Han River basin, China: the impacts of land use/land cover in riparian buffer zone. *J. Hazard. Mater.* 165, 317–324.

LUO, Z., SHAO, Q., ZUO, Q., & CUI, Y. (2020). Impact of land use and urbanization on river water quality and ecology in a dam dominated basin. *Journal of Hydrology*, 584, 124655.

MATTIKALLI, M.N. & RICHARDS, K.S. (1996). Estimation of surface water quality changes in response to land use change: application of the export coefficient model using remote sensing and geographical information system. *Journal of Environmental Management* v.48, p.263–282.

NOORI, R., SABAHI, M. S., KARBASSI, A. R., BAGHVAND, A., & ZADEH, H. T. (2010). Multivariate statistical analysis of surface water quality based on correlations and variations in the data set. *Desalination*, 260(1-3), 129-136.

OLOFSSON, P.; FOODY, G.M.; HEROLD, M.; STEHMAN, S.V.; WOODCOCK, C.E.; WULDER, M.A. Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. *Remote Sens. Environ.* 2014, 148, 42–57.

OMERNIK, J.M. (1976) The influence of land use on stream nutrient levels. EPA 600/3-76-014. U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.

PIETERSE, N.M., BLEUTEN, W., JORGENSEN, S.E. (2003) Contribution of point sources and diffuse sources to nitrogen and phosphorus loads in lowland river tributaries. *J. Hydrol.* 271, 213–225.

SHEN, Z., HOU, X., LI, W., AINI, G., CHEN, L., & GONG, Y. (2015). Impact of landscape pattern at multiple spatial scales on water quality: A case study in a typical urbanised watershed in China. *Ecological Indicators*, 48, 417-427.

SHI, P.; ZHANG, Y.; LI, Z.; LI, P.; XU, G. (2017) Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales. *Catena*, v. 151, p. 182–190.

SIMEDO, M.B.L.; MARTINS, A.L.M.; PISSARA, T.C.T.; LOPES, M.C.; COSTA, R.C.A.; VALLE-JUNIOR, R.F.; CAMPANELLI, L.C.; ROJAS, N.E.T.; FINOTO E.L. (2018) Effect of watershed land use on water quality: a case study in Córrego da Olaria Basin, São Paulo State, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. v.78, no.4, p. 625-635.

SLIVA L., WILLIAMS D. (2001). Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Water Research* 35: 3462–3472.

SOUZA, C.M., JR.; Z. SHIMBO, J.; ROSA, M.R.; PARENTE, L.L.; A. ALENCAR, A.; RUDORFF, B.F.T.; HASENACK, H.; MATSUMOTO, M.; G. FERREIRA, L.; SOUZA-FILHO, P.W.M.; DE OLIVEIRA, S.W.; ROCHA, W.F.; FONSECA, A.V.; MARQUES, C.B.; DINIZ, C.G.; COSTA, D.; MONTEIRO, D.; ROSA, E.R.; VÉLEZ-MARTIN, E.; WEBER, E.J.; LENTI, F.E.B.; PATERNOST, F.F.; PAREYN, F.G.C.; SIQUEIRA, J.V.; VIERA, J.L.; NETO, L.C.F.; SARAIVA, M.M.; SALES, M.H.; SALGADO, M.P.G.; VASCONCELOS, R.; GALANO, S.; MESQUITA, V.V.; AZEVEDO, T. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sens.* **2020**, 12, 2735.

TIAN, Y.; JIANG, Y.; LIU, Q.; DONG, M.; XU, D.; LIU, Y.; XU, X. (2019). Using a water quality index to assess the water quality of the upper and middle streams of the Luanhe River, northern China. *Science of The Total Environment*, 667, 142–151. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.02.356.

THOMAS, G.W.& CRUTCHFIELD, J.D. (1974) Nitrate-nitrogen and phosphorus contents of streams draining small agricultural catchments in Kentucky. *Journal of Environmental Quality*, v.3, p. 46–49.

XIAO, R.; WANG G.; ZHANG Q.; ZHANG Z. (2016) Multi-scale analysis of relationship between landscape pattern and urban river water quality in different seasons. *Scientific Reports* v.6, n. 25250; doi: 10.1038/srep25250 Acesso em: 17 ago. 2018.

Capítulo 05 – Conclusões

A segmentação desta pesquisa em duas fases, capítulos 03 e 04, possibilitou-nos um melhor detalhamento dos aspectos ambientais do reservatório de Corumbá IV. As primeiras conclusões obtidas neste estudo nos indicam que o corpo hídrico apresenta uma dinâmica espacial bem marcada, representada por uma compartimentação longitudinal e por assinaturas físico-químicas distintas entre os demais pontos de amostragem e aqueles localizados em sub-bacias que possuem grande influência de atividades antrópicas, como presença de grandes centros urbanos e estações de tratamento de esgoto (ETE). A dinâmica sazonal dos dados e a identificação das fases de comportamento limnológico, que marcam o enchimento do reservatório, foram outros dois pontos de destaque da primeira fase da pesquisa. Já no segundo momento, investigamos as mudanças no uso e cobertura do solo e concluímos que ao longo dos 10 anos estudados, todas as sub-bacias apresentaram um aumento de áreas urbanas, agricultura e florestas plantadas. Enquanto que as classes que majoritariamente sofreram redução foram as de pastagem e formações naturais. A principal conclusão desta segunda fase foi a verificação estatística de que as classes de uso do solo não possuem poder explicativo sobre os parâmetros de qualidade da água, ou seja, não foi possível identificar uma correlação estatisticamente significativa entre as classes de uso do solo com os parâmetros de qualidade da água no reservatório de Corumbá IV.

Ao consolidar as informações, destacamos que a caracterização limnológica (Capítulo 03) nos propiciou um melhor entendimento dos resultados obtidos no capítulo 04, ou seja, vimos que apesar da variabilidade dos parâmetros de qualidade, no geral a água encontra-se, ainda, em boas condições e respeitando os limites impostos pela legislação vigente. Também, constatamos que o aumento das classes antrópicas de uso do solo não geraram, até o momento, influências significativas nas variáveis físico-químicas da água.