



Universidade de Brasília

Faculdade UnB de Planaltina

Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais

Ana Luiza Litz Passos

**SELEÇÃO DE MELHORES PARÂMETROS NA
DEFINIÇÃO DE UM ÍNDICE DE QUALIDADE DE
ÁGUA PARA O DISTRITO FEDERAL**

Dissertação de Mestrado

**Brasília – DF
2018**



Universidade de Brasília - UnB
Faculdade UnB de Planaltina - FUP
Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais
Linha de Pesquisa: Manejo e Conservação dos Recursos Naturais

ANA LUIZA LITZ PASSOS

**SELEÇÃO DE MELHORES PARÂMETROS NA
DEFINIÇÃO DE UM ÍNDICE DE QUALIDADE DE
ÁGUA PARA O DISTRITO FEDERAL**

Dissertação de mestrado apresentada
ao Programa de Pós-Graduação em
Ciências Ambientais da Universidade
de Brasília como requisito parcial
para a obtenção de título de Mestre
em Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Cyrino
de Oliveira Filho.

Ficha catalográfica elaborada automaticamente,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

LP289s

Litz Passos, Ana Luiza
Seleção de melhores parâmetros na definição de um índice de
qualidade de água para o Distrito Federal / Ana Luiza Litz
Passos; orientador Eduardo Cyrino Oliveira-Filho. --
Brasília, 2018.
74 p.

Dissertação (Mestrado - Mestrado em Ciências Ambientais)
- Universidade de Brasília, 2018.

1. CONAMA. 2. IQA. 3. Parâmetros Regionalizados. 4.
Qualidade da Água. 5. Uso da Água. I. Oliveira-Filho, Eduardo
Cyrino, orient. II. Título.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por tudo o que representa em minha vida.

Aos meus pais Daverson e Rosimeire, por todo apoio, suporte e amor que sempre me deram, devo tudo a vocês! E ao meu irmão Dário, pelo companheirismo e incentivo.

Aos colegas de laboratório da Embrapa Cerrados: Leandro, Matheus e Daphne, por toda boa vontade e ajuda nas coletas e análises, aprendi muito com vocês e devo muito desse trabalho a vocês! Aos técnicos Luciano Adjuto e José Roberto Leopoldino (Jatobá), por todo auxílio nas saídas de campo. E ao Juaci, por toda ajuda nas análises estatísticas.

Aos meus queridos amigos do mestrado: Ana Clara, Dani, Francisco, Vander e Willian, por toda a ajuda, companheirismo e amizade em todos os momentos dessa jornada. Tudo foi melhor e mais fácil com vocês.

Ao meu amigo de faculdade e agora de Pós-Graduação, Danilo, por toda ajuda de sempre, valeu meu amigo!

A minha professora da graduação e amiga Elizabeth Hachiya, pelo primeiro incentivo para que fizesse o mestrado. E ao Leonardo Matos pela paciência em me apresentar a UnB e me ensinar a andar por Brasília.

As minhas amigas, em especial Roberta e Denise que me receberam tão bem todas as vezes que eu precisei ficar em Brasília; toda minha gratidão!

A todos os professores do PPGCA, o meu agradecimento por todo o conhecimento transmitido. Aos funcionários da secretaria do programa, por serem sempre gentis e tão eficientes. E a todos os colegas mestrados e doutorandos que tive o prazer de conhecer e conviver durante as aulas, agradeço por todo incentivo e apoio!

Ao meu orientador Eduardo Cyrino Oliveira-Filho por toda ajuda, paciência e ensinamentos ao longo de toda a Pós-Graduação e na construção deste trabalho, muito obrigada!

RESUMO

No Brasil, a resolução CONAMA n° 357/2005 é a principal normativa nacional relacionada à qualidade de água, pois dispõe sobre a classificação dos corpos hídricos, definindo diretrizes para seu enquadramento e estabelecendo os valores máximos de parâmetros físicos, químicos e biológicos. Os Índices de Qualidade da Água – IQAs, baseiam-se em um pequeno número de parâmetros que estabelecem categorias para a qualidade da água. Ambos apresentam problemas quanto às avaliações, pois a Resolução CONAMA n° 357/2005 elenca cerca noventa parâmetros para analisar os corpos hídricos, o que dificulta os monitoramentos rotineiros, enquanto os IQAs não consideram os usos múltiplos da água. Nos dois casos pode haver redundância ou ausência de parâmetros, sendo que tanto a resolução CONAMA n° 357/2005 como o IQA desconsideram as características regionais da água. O presente estudo tem como objetivo propor um grupo de parâmetros regional e mais apropriado na definição de um Índice de Qualidade de Água para o Distrito Federal baseado no monitoramento da qualidade de água de rios da região. O monitoramento foi mensal entre agosto de 2016 a julho de 2017, em três pontos do Ribeirão Sobradinho, do Córrego Sarandi e do Rio Jardim, onde foram avaliados 21 parâmetros. Baseado nessas análises foram selecionados dois grupos de parâmetros para a possível composição de dois índices de qualidade da água no Distrito Federal, um mais representativo para a área urbana e outro na área rural.

Palavras-chave: CONAMA, IQA, Parâmetros Regionalizados, Qualidade da Água, Uso da Água.

ABSTRACT

In Brazil, the CONAMA Resolution n° 357/2005 is the main national regulation related to water quality, since it provides for the classification of water bodies, defining guidelines for their classification and establishing the maximum values of physical, chemical and biological parameters. Water Quality Index - WQI's are based on a small number of parameters that establish categories for water quality. Both have problems with the evaluations, since the CONAMA Resolution n° 357/2005 lists about 90 parameters to analyze the water bodies, which makes routine monitoring difficult, while the WQI's do not consider the multiple uses of water. In both cases there may be redundancy or absence of parameters, and both the CONAMA resolution n° 357/2005 and the WQI disregard the regional characteristics of the water. The present study aims to propose a regional group of parameters and more appropriate in the definition of a Water Quality Index for the Federal District based on the monitoring of river water quality in the region. Monitoring was monthly between August 2016 and July 2017, at three points in Sobradinho Stream, Sarandi Stream and Jardim River, where 21 parameters were evaluated. Based on these analyzes, two groups of parameters were selected for the possible composition of two indices of water quality in the Federal District, one more representative for the urban area and another in the rural area

Key-Words: CONAMA, WQI, Regionalized Parameters, Water Quality, Water Use.

LISTA DE QUADROS E FIGURAS

QUADROS:

Quadro 1- Parâmetros do IQA e seus respectivos pesos.....	17
Quadro 2- Valores do IQA classificados em faixas, que variam entre os estados brasileiros.....	18
Quadro 3- Parâmetros utilizados no IQA do DF.....	18
Quadro 4- Descrição dos pontos de coleta e suas respectivas coordenadas no Ribeirão Sobradinho, Córrego Sarandi e Rio Jardim.....	28
Quadro 5- Parâmetros Analisados.....	30
Quadro 6- Proposição de parâmetros para um IQA urbano e um IQA rural a ser definido no DF	62

FIGURAS:

Figura 1- Classes de enquadramento da água doce e seus respectivos usos.....	14
Figura 2- Fórmula para obter o índice de qualidade da água.....	15
Figura 3- Curvas médias de variação dos parâmetros de qualidade das águas para o cálculo do IQA.....	16
Figura 4- Localização da área de estudo. Ribeirão Sobradinho, Córrego Sarandi e Rio Jardim – Distrito Federal, região geológica do Planalto Central	25
Figura 5- Localização geográfica dos pontos P1, P2 e P3 do Ribeirão Sobradinho.....	28
Figura 6- Localização geográfica dos pontos P1, P2 e P3 do Córrego Sarandi.....	29
Figura 7- Localização geográfica dos pontos P1, P2 e P3 do Rio Jardim.....	29
Figura 8- Precipitação mensal do período de estudo: agosto de 2016 a julho de 2017.....	44
Figura 9- Projeção espacial da ordenação das variáveis representativas nas componentes principais 1 e 2 do Ribeirão Sobradinho.....	49

Figura 10- Projeção espacial da ordenação das variáveis representativas nas componentes principais 1 e 2 do Córrego Sarandi.....	51
Figura 11- Projeção espacial da ordenação das variáveis representativas nas componentes principais 1 e 2 do Rio Jardim.....	53
Figura 12- Diagrama de dispersão do Ribeirão Sobradinho, Córrego Sarandi e Rio Jardim nas componentes principais 1 e 2.....	54
Figura 13- Projeção espacial da ordenação das variáveis representativas nas componentes principais 1 e 2 do Córrego Sarandi e Rio Jardim.....	56

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Estatística descritivas dos parâmetros físico-químicos analisados nos três pontos de coleta do Ribeirão Sobradinho.....	33
Tabela 2- Número Mais Provável de coliformes totais e <i>Escherichia coli</i> em 100 mL de água no Ribeirão Sobradinho.....	41
Tabela 3- Número Mais Provável de coliformes totais e <i>Escherichia coli</i> em 100 mL de água no Córrego Sarandi.....	42
Tabela 4- Número Mais Provável de coliformes totais e <i>Escherichia coli</i> em 100 mL de água no Rio Jardim.....	43
Tabela 5- Valores de p para o teste de normalidade e comparação entre os períodos de seca e chuva por meio dos testes T e U.....	45
Tabela 6- Cargas das componentes principais, porcentagem de variação e porcentagem total explicada no Ribeirão Sobradinho.....	48
Tabela 7- Cargas das componentes principais, porcentagem de variação e porcentagem total explicada no Córrego Sarandi.....	50
Tabela 8- Cargas das componentes principais, porcentagem de variação e porcentagem total explicada no Rio Jardim.....	52
Tabela 9- Cargas das componentes principais, porcentagem de variação e porcentagem total explicada no Córrego Sarandi e Rio Jardim.....	55

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas e Técnicas
AC	Acre
AL	Alagoas
AM	Amazonas
ANA	Agência Nacional das Águas
APHA	American Public Health Agency
BA	Bahia
Ca ²⁺	Cálcio
CAESB	Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo
Cl ⁻	Cloreto
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
Cond	Condutividade
CP	Componente Principal
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DF	Distrito Federal
DP	Desvio Padrão
DST	Defined Substrate Technology
Dur	Dureza
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
EDTA	Ácido Etilenodiamino Tetra-acético
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ES	Espirito Santo
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
F ⁻	Fluoreto
GO	Goiás
IQA	Índice de Qualidade da Água
K ⁺	Potássio
K-S	Teste Kolmogorov-Smirnov
Max	Máxima
MG	Minas Gerais
Mg ²⁺	Magnésio

M.gL ⁻¹	Miligrama por Litro
Mm	Milímetros
MT	Mato Grosso
Na ⁺	Sódio
n.d	Não detectado
NH ₄ ⁺	Amônio
NMP	Número Mais Provável
NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato
NSF	National Sanitation Foundation
OD	Oxigênio Dissolvido
<i>P</i>	valor de <i>p</i>
P1	Ponto 1
P2	Ponto 2
P3	Ponto 3
PA	Pará
PB	Paraíba
PCA/ACP	Análise de Componentes Principais
PE	Pernambuco
Ph	Potencial Hidrogeniônico
PI	Piauí
PNQA	Portal Nacional de Qualidade da Água
PO ₄ ³⁻	Fosfato
PR	Paraná
P-TD	Fósforo Total Dissolvido
RJ	Rio de Janeiro
RN	Rio Grande do Norte
RS	Rio Grande do Sul
SMEWW	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater
SO ₄ ²⁻	Sulfato
SP	São Paulo
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
T	Teste t

Temp	Temperatura
Turb	Turbidez
U	Teste Wilcoxon-Mann-Whitney
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez
UV	Ultravioleta

Sumário

1. INTRODUÇÃO	11
2. OBJETIVOS	12
2.1. OBJETIVO GERAL	12
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	13
3. REFERENCIAL TEÓRICO	13
3.1. RESOLUÇÃO CONAMA Nº357/2005	13
3.2. ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA - IQA	15
3.3. PARÂMETROS ANALISADOS NO IQA	19
3.4. REGIONALIZAÇÃO DE PARÂMETROS	22
4. MATERIAIS E MÉTODOS	24
4.1. DEFINIÇÃO DE CRITÉRIOS	24
4.2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA	24
4.3. COLETAS DAS AMOSTRAS	27
4.4. ANÁLISES LABORATORIAIS	30
4.5. ANÁLISE ESTATÍSTICA	31
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	32
5.1. DADOS FÍSICO-QUÍMICOS	32
5.2. DADOS BIOLÓGICOS	40
5.3. DADOS DA PRECIPITAÇÃO E DIFERENÇA NA SAZONALIDADE.....	44
5.4 ANÁLISES DAS COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP/PCA).....	47
5.5 OS DADOS E A PROPOSIÇÃO DE MELHORES PARÂMETROS PARA UM IQA DO DF	56
6. CONCLUSÃO	63
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	64

1. INTRODUÇÃO

O conhecimento das características ambientais de uma determinada região é um instrumento básico para o seu desenvolvimento sustentável, nesse contexto, enquadram-se os estudos relativos aos recursos naturais, à água aparece como um dos mais importantes (SAAD, 2007). Em meio aos constantes conflitos pelo uso da água no país, há uma necessidade premente para o estabelecimento de ferramentas capazes de responderem com agilidade e confiança, as perguntas relacionadas ao uso da água no Brasil.

Segundo o portal da qualidade da água (ANA, 2016), o monitoramento e a avaliação da qualidade das águas superficiais são fatores primordiais para a adequada gestão dos recursos hídricos, esses procedimentos permitem a caracterização e a análise de tendências em bacias hidrográficas, sendo essenciais para várias atividades, tais como planejamento, outorga e enquadramento dos corpos hídricos. A avaliação da qualidade da água inclui monitoramento, análise dos dados, elaboração de relatórios e disseminação de informações sobre as condições do ambiente aquático (BOYACIOGLU e BOYACIOGLU, 2008).

Todas as atividades impactantes são refletidas direta ou indiretamente na qualidade da água, razão pela qual o monitoramento de variáveis bióticas e abióticas pode ser utilizado como eficiente ferramenta para se avaliar a extensão e a magnitude de cada atividade antrópica poluidora (BRAGA, 2008).

Por qualidade da água entende-se o conjunto de todas as características físicas, químicas e biológicas que ela apresenta (LEMOS, 2011). O uso de indicadores de qualidade de água consiste no emprego de variáveis que se correlacionam com as alterações ocorridas no corpo hídrico, sejam estas de origens antrópicas ou naturais (TOLEDO e NICOLLELA, 2002).

Entretanto uma das questões mais complexas está relacionada à finalidade da qualidade da água, que deve ter uma função direta de seu uso proposto. Portanto, uma definição clara dos objetivos que se desejam alcançar com este índice de qualidade se faz necessário, pois entre os usos da água estão a irrigação, a recreação, o industrial, o abastecimento público, a manutenção da vida aquática, entre outros (SILVA e JARDIM., 2006).

De modo geral, os fatores que influenciam a química aquática são bem conhecidos, porém a forma com a qual eles interagem e o resultado dessa interação em nível regional é difícil de prever e generalizar, uma vez que os resultados diferem entre locais (XIE *et al.*, 2005; ZHANG *et al.*, 2011). O conhecimento dessas interações é fundamental para o planejamento regional, para o manejo sustentável dos recursos hídricos naturais e para a proteção ambiental (XIE *et al.*, 2005).

Para esse fim, a adoção de métodos químicos, físicos e biológicos tem sido a principal estratégia para a definição desses padrões. Em todo caso, os dados obtidos precisam ser sintetizados, trabalhados e organizados de forma a representar o melhor valor de qualidade para o respectivo uso a que se destina.

Assim, os índices de qualidade da água têm por objetivo dar um valor único para a qualidade do corpo hídrico, por isso a formulação e utilização de índices têm sido fortemente defendida por agências responsáveis pelo abastecimento e controle da poluição da água, uma vez que os dados de qualidade da água são coletados por meio de amostragem e análise, e assim surge a necessidade de traduzi-lo de forma que seja facilmente compreendida (ABBASI e ABBASI, 2012).

Nesse contexto, métodos estatísticos multivariados são instrumentos operacionais que tem auxiliado na interpretação de complexos conjuntos de informações. Diversos trabalhos empregam as análises estatísticas multivariadas com diferentes objetivos, entre eles: identificar e analisar as relações entre a qualidade da água, uso e ocupação do solo; obter informações sobre semelhanças e diferenças entre períodos e pontos de amostragem da qualidade da água; reconhecer os parâmetros responsáveis pelas variações e tendências espaciais e temporais desta qualidade; identificar as fontes de poluição de diferentes pontos de um corpo d'água (SINGH *et al.*, 2004; MOURA, 2008; VIEIRA *et al.*, 2012; TRINDADE, 2013).

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Selecionar parâmetros mais adequados com configuração regional para compor um índice de qualidade da água para corpos hídricos superficiais do Distrito Federal.

2.2. Objetivos Específicos

1. Caracterizar parâmetros de qualidade em três rios de duas bacias hidrográficas do Distrito Federal;
2. Monitorar a qualidade da água desses rios por 12 meses;
3. Comparar os parâmetros de qualidade da água entre as estações de seca e de chuva;
4. Confrontar os parâmetros utilizados no IQA e na Resolução CONAMA 357/2005 com aqueles mais apropriados visando à otimização no Distrito Federal;
5. Propor parâmetros mais representativos para o Distrito Federal com base técnica e regional.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1. Resolução CONAMA n° 357/2005

No Brasil, a Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005a) é a principal normativa nacional relacionada à qualidade de água, pois dispõe sobre a classificação dos corpos hídricos, definindo diretrizes para seu enquadramento e estabelecendo os valores máximos de parâmetros físicos, químicos e biológicos. De acordo com Lei Federal n° 9.433/1997 que institui a política nacional de recursos hídricos, o enquadramento dos corpos d'água tem como objetivo garantir a qualidade compatível das águas com os usos mais exigentes a que forem destinadas e a reduzir os custos de combate à poluição, através de ações preventivas permanentes (BRASIL, 1997).

Ou seja, a classe em que a água está enquadrada corresponde ao tipo de uso que ela pode atender. Sendo que o enquadramento das águas doces pode variar entre as classes: especial, 1, 2, 3 e 4 (Figura 1).

Uso da Água Doce	Classes de Enquadramento				
	Especial	1	2	3	4
Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas	Classe mandatória em unidade de conservação de proteção integral				
Proteção das comunidades aquáticas		Classe mandatória em terras indígenas			
Recreação de contato primário					
Aquicultura					
Abastecimento para consumo humano	Após desinfecção	Após tratamento simplificado	Após tratamento convencional	Após tratamento convencional ou avançado	
Recreação de contato secundário					
Pesca					
Irrigação		Hortaliças cruas e frutas que se desenvolvem no solo	Hortaliças, frutíferas, parques e jardins	Culturas arbóreas e forrageiras	
Dessedentação de animais					
Navegação					
Harmonia paisagística					

Figura 1: Classes de enquadramento da água doce e seus respectivos usos.

Fonte: ANA, (2016).

Um exemplo é o uso para abastecimento público, que pode utilizar águas entre a classe especial até a classe 3, variando no tipo de tratamento, a classe 4 não é permitida para esta atividade, visto que a qualidade desta água é baixa e os tratamentos para torná-la adequada são muito caros (SAAD, 2007).

No entanto, essa Resolução lista mais de 90 parâmetros para avaliar e enquadrar as águas, além dos parâmetros físico-químicos e biológicos, é elencado mais de 30 parâmetros inorgânicos e mais de 50 orgânicos, e essa grande quantidade de parâmetros pode dificultar a interpretação e a análise objetiva dos dados, comprometendo tomadas

de decisões pelos órgãos responsáveis (WANICK *et al.*, 2011). O custo financeiro dos monitoramentos e o tempo despendido para realiza-los com base na Resolução CONAMA são elevados, podendo até inviabilizar monitoramentos rotineiros.

Além disso, embora defina os padrões para qualidade de água em função do uso, a Resolução CONAMA nº 357 não estabelece valores de parâmetros fundamentais de qualidade para alguns usos definidos, tais como a irrigação, já que os parâmetros definidos são fundamentalmente embasados nas questões de consumo das culturas, e não no processo de irrigação.

Mesmo com a definição de parâmetros para enquadramento e classificação de qualidade de águas propostos pela Resolução CONAMA nº 357, a organização dos dados e parâmetros tem sido abreviada de forma mais sintética e operacionalizada por órgãos municipais, estaduais e federais, por meio do uso de indicadores e índices de qualidade de água (IQAs) (TOLEDO e NICOLELLA, 2002). Todavia, apesar de ser uma ferramenta largamente utilizada, os IQAs também apresentam alguns problemas e dificuldades, dentre os mais significativos, a destinação aplicada à água, já que o recurso hídrico pode ser utilizado para fins diversificados considerando seus usos múltiplos (BOLLMANN e MARQUES, 2000).

3.2. Índice de Qualidade da Água – IQA

O Índice de Qualidade de Água (IQA) foi elaborado em 1970 pela National Sanitation Foundation (NSF), dos Estados Unidos, a partir de uma pesquisa de opinião realizada com especialistas em qualidade da água. Nessa pesquisa, cada especialista indicou os parâmetros a serem avaliados, seu peso relativo e a condição em que se apresenta cada parâmetro (CETESB, 2009). Ainda de acordo com a CETESB (2009) o cálculo de IQA baseia-se em uma fórmula matemática onde os nove parâmetros são ponderados e geram um índice entre 1 e 100 classificando o corpo hídrico em suas classes de qualidade, segundo a equação (Figura 2):

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

Figura 2: Fórmula para obter o índice de qualidade da água. Fonte: ANA, (2016) .

Legenda da Figura 2:

IQA: Índice de Qualidade das Águas, um número entre 1 e 100;

q_i : qualidade do i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido do respectivo gráfico de qualidade (Figura 3), em função de sua concentração ou medida (resultado da análise);

w_i : peso correspondente ao i -ésimo parâmetro, ou seja, um número entre 0 e 1;

n : número de parâmetros presentes no cálculo do IQA.

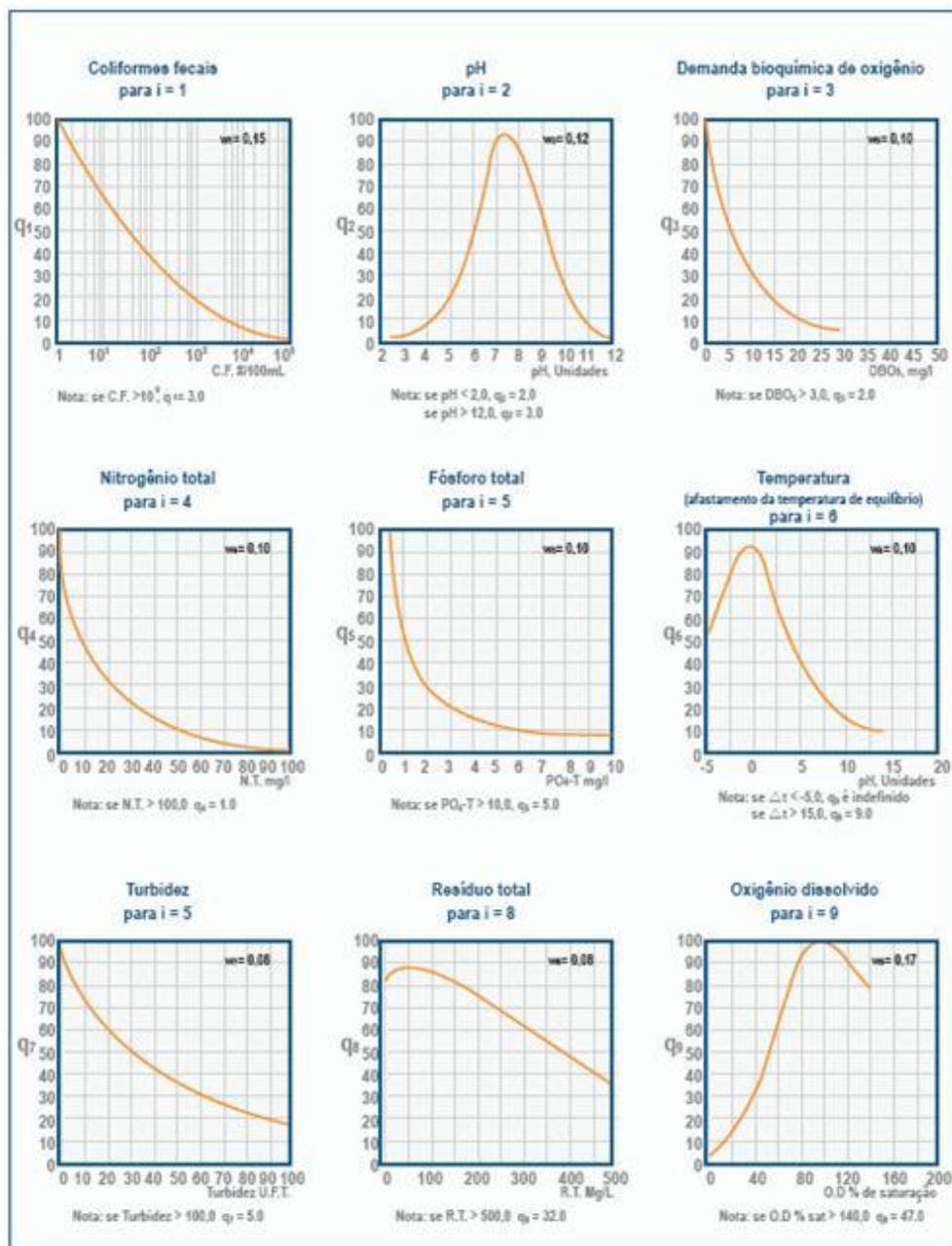


Figura 3: Curva média de variação dos parâmetros de qualidade das águas para o cálculo do IQA. Fonte: ANA, (2016).

Os nove parâmetros que compõe o IQA e seus respectivos pesos são apresentados no Quadro 1. Para a formulação desse índice é considerado o peso de cada variável, sendo algumas mais influentes que outras na determinação do índice de qualidade da água (Quadro 01)

Quadro 01 - Parâmetros do IQA e seus respectivos pesos

Parâmetros de Qualidade da Água	Peso (w)
Oxigênio Dissolvido	0,17
Coliformes Termotolerantes	0,15
Potencial hidrogeniônico – pH	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio - DB05, 20	0,10
Temperatura	0,10
Nitrogênio Total	0,10
Fósforo Total	0,10
Turbidez	0,8
Resíduos Totais	0,8

Fonte: ANA, (2016).

Os nove parâmetros que compõem o IQA refletem, principalmente, a poluição causada pelo lançamento de esgotos domésticos e cargas orgânicas de origem industrial. (BRASIL, 2005b e CETESB, 2009).

Segundo o portal do Programa Nacional de Qualidade da Água - PNQA (ANA, 2016), os parâmetros aplicados nos estados brasileiros que utilizam este critério de avaliação são os mesmos, apenas o índice numérico que estipula a classificação do corpo hídrico sofre uma variação entre os estados (Quadro 02).

Quadro 02 – Valores do IQA classificados em faixas, que variam entre os estados brasileiros.

Avaliação da Qualidade da Água	IQA utilizado nos Estados: AL, DF, MG, MT, PR, RJ, RN, RS.	IQA utilizado nos Estados: BA, CE, ES, GO, MS, PB, PE, SP.
Ótima/ Muito Boa	91-100	80-100
Boa	71-90	52-79
Razoável	51-70	37-51
Ruim	26-50	20-36
Péssima	0-25	0-19

Fonte: ANA, (2016).

Entretanto, segundo a Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal - CAESB (2017) em seu relatório de qualidade da água distribuído em 2016, os parâmetros utilizados para determinar o índice da qualidade da água no DF foram diferentes dos listados no Portal de Qualidade da Água (ANA, 2016). Nesse contexto, a CAESB analisa oito parâmetros que são apresentados no Quadro 3.

Quadro 3: Parâmetros utilizados no IQA do DF

Índice de Qualidade da Água no DF
Cor
Turbidez
Ferro Total
Cloreto
Nitrogênio Amoniacal
pH
Carbono Total
Coliformes Totais

Fonte: CAESB (2017).

Dos vinte e três mananciais em que a CAESB fez o monitoramento, a avaliação da qualidade da água variou entre muito boa e boa, de acordo com o seu grupo de parâmetros.

A Resolução da Agência Nacional das Águas N° 903/2013 (ANA, 2013) criou a Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais – RNQA, visando suprir as lacunas de informações sobre a qualidade da água em parte do país e assim prover a toda a população um conhecimento melhor sobre o tema. Entende-se que a principal finalidade da RNQA é apoiar a implantação, ampliação, operação e a manutenção das redes estaduais de monitoramento, com uma visão estratégica da qualidade da água a nível nacional.

O PNQA (ANA, 2016) divide os estados brasileiros e o Distrito Federal em três grupos, onde são estabelecidas metas a serem cumpridas. O primeiro grupo, constituído por: CE, DF, MG e SP é o grupo mais bem estruturado quanto ao monitoramento da qualidade da água, tendo condições de ampliar a rede. O segundo grupo é formado pelos estados: BA, ES, GO, MT, MS, PB, PR, PE, RJ, RN e RS, este grupo já opera na rede, porém necessita de mais investimento em suas operações e manutenções nos monitoramentos da qualidade da água. No terceiro grupo estão inseridos os estados: AC, AL, AP, AM, MA, PA, PI, RO, RR, SC, SE e TO, neste caso ainda não há um monitoramento consolidado, ou o mesmo ainda não ocorre.

3.3. Parâmetros Analisados no IQA

Entre os parâmetros elencados pelo IQA no Brasil está o oxigênio dissolvido (OD). De acordo com o portal da qualidade da água (ANA, 2016) é um parâmetro essencial para a vida aquática. Os níveis de OD, em geral, apresentam-se baixos em águas poluídas, como por exemplo, após o recebimento de esgoto. Todavia, condições naturais de rios podem apresentar níveis abaixo de 5 mg/L, como ocorre em regiões do Pará (ALVES *et al.*, 2012).

Outros parâmetros presentes nos IQAs são a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a presença dos Coliformes Termotolerantes. A DBO indica a quantidade necessária de oxigênio para estabilizar a matéria orgânica presente no ambiente (PARRON *et al.*, 2011), ou seja, o oxigênio necessário para a respiração dos microrganismos presentes. Já as bactérias Coliformes Termotolerantes representam a contaminação predominantemente de origem fecal nos corpos hídricos, originária

normalmente do lançamento de esgotos ou da criação de animais, podendo em valores elevados indicar a potencial presença de microrganismo patogênicos (ANA, 2016).

Entre esses três parâmetros utilizados pelo IQA, pode ocorrer uma sobreposição de funções em alguns casos, sendo que o OD, a DBO e a presença de coliformes podem indicar uma mesma situação, sem haver a necessidade de utilização dos três. Visto que, se um determinado rio apresenta níveis de OD baixos e níveis de coliformes alto, é possível interpretar que as taxas de DBO estão altas, sem a aplicação do parâmetro, o que traz uma economia de tempo e de recursos, e o parâmetro pode ser substituído por outro que se adeque melhor as características da região. Porém, deve-se sempre considerar as atividades e o ambiente em que o corpo hídrico está inserido, pois isso irá refletir diretamente sobre a qualidade da água.

De acordo com a American Public Health Association (APHA, 2005) o pH, também presente no IQA, é um parâmetro importante na obtenção da qualidade da água. Na região leste de São Paulo, o pH é básico (ALVARENGA *et al.*, 2012), entre 6,0 e 9,0 como é determinado pelo CONAMA (2005a), já na região do Amazonas, norte do Brasil, o pH da água se apresenta ácido no período da seca e no limite mínimo do básico na estação chuvosa (PEREIRA *et al.*, 2013). Os rios da Amazônia central são caracterizados por apresentarem naturalmente baixos valores de pH (BRITO *et al.*, 2010), assim como algumas regiões de nascente no Cerrado (PIRES *et al.*, 2015).

Os organismos aquáticos, bem como alguns parâmetros físico-químicos podem ser afetados pela temperatura da água, outro parâmetro requisitado pelo IQA. Este parâmetro apresenta variação natural ao longo do dia e das épocas do ano, entretanto, efluentes com temperatura muito alta ou baixa despejados em corpos hídricos podem causar uma variação brusca neste parâmetro, e dessa forma podem gerar danos ao corpo d'água e aos organismos que lá habitam (ANA 2016). Sendo assim, regiões que são altamente industrializadas ou tem maior produção de efluentes lançados em corpos hídricos tendem a ter maior necessidade da aplicação deste parâmetro.

O nitrogênio total também é um parâmetro elencado pelo IQA, sendo uma junção dos íons amônio e do nitrogênio orgânico (LABCONCQ, 2005), visto que ele pode ser encontrado nos corpos hídricos na forma de nitrogênio amoniacal, orgânico, nitrito e nitrato. De acordo com os valores estabelecidos pela CONAMA (BRASIL, 2005a) o nitrato pode ser encontrado em até 10,0 mg/L N, o nitrito em até 1,0 mg/L N e o nitrogênio amoniacal total sofre variação de acordo com o pH da água, oscilando entre

0,5 mg/L N a 3,7 mg/L N, e em águas de qualidades inferiores, como classe 3 é tolerado até 13,3 mg/L N considerando o pH.

Estes compostos são muito importantes, pois são nutrientes nos processos biológicos, entretanto, em grandes quantidades podem trazer prejuízos para a vida aquática, causando eutrofização (ANA 2016). O uso de fertilizantes pode influenciar a quantidade de nitrogênio na água, principalmente em corpos hídricos localizados em regiões de grande produção agrícola, e o despejo de esgoto em rios também pode ser outra fonte de alteração do nitrogênio (ESTEVEZ, 1998). Entende-se que copos d'água nestas situações, que recebam efluentes diretamente tanto do escoamento de grandes áreas agrícolas, como da descarga de esgoto fazem-se mais necessário a aplicação deste parâmetro.

O fósforo total é um elemento fundamental para a vida aquática, pois é nutriente para o desenvolvimento dos organismos, podendo ser até o delimitador da produtividade nos corpos hídricos (PIVELI e KATO, 2005), sendo assim é incorporado no IQA. Segundo Parron *et al.* (2011) o fósforo encontrado na água pode ser proveniente de ações naturais, como a decomposição de matéria orgânica e a dissolução de rochas, e ações antrópicas, como despejo de esgoto, especialmente detergentes, uso de fertilizantes e pesticidas. Os efluentes industriais também são fontes de fósforo na água (ALVES *et al.*, 2008). Logo, corpos hídricos que estão presentes nesses ambientes e que recebem efluentes dessas atividades antrópicas tem maior necessidade deste parâmetro para determinar o índice de qualidade da água. Segundo a CONAMA (BRASIL, 2005a) em ambientes lênticos o fósforo total pode ser encontrado em até 0,030 mg/L, e em ambientes intermediários até 0,050 mg/L.

A turbidez também é um parâmetro analisado no IQA, segundo Parron *et al.* (2011), a turbidez é a expressão usada para determinar à luz que é distribuída e absorvida nos corpos hídricos, a clareza da água é um dos indicadores da sua qualidade e produtividade. A principal causa da turbidez nas águas são as erosões no solo, que com as chuvas levam materiais sólidos para os copos d'água, matérias como: silte, areia, argila e detritos (ANA, 2016). Acredita-se que a turbidez possa estar altamente relacionada com os sólidos totais, principalmente na estação chuvosa, acentuado pelo mau uso do solo ocorre o aumento da quantidade de sólidos que são escoados para os corpos d'água, que por consequência podem aumentar a turbidez (CETESB, 2009). Dessa forma áreas desflorestadas, que estão com o solo exposto ou sob a atividade agrícola e de pecuária tendem a aumentar os sólidos totais e a turbidez dos corpos hídricos. O ideal aceito pelo CONAMA para o parâmetro turbidez é de até 40 unidades

nefelométrica (UNT) nas águas de classe I, podendo chegar até 100 UNT nas águas de classe II, III e IV. Para o parâmetro sólidos totais a CONAMA indica que os mesmos devem estar virtualmente ausentes nos corpos hídricos (BRASIL, 2005a).

O último parâmetro listado pelo IQA é o resíduo total, que são tipos de sólidos (totais, dissolvidos, em suspensão) (CETESB, 2009) é toda a matéria que continua presente na amostra de água mesmo depois da sua evaporação, por determinado tempo e temperatura, os resíduos podem causar assoreamento nos rios e prejudicar a vida aquática (ANA, 2016).

3.4. Regionalização de Parâmetros

De acordo com AKKOYUNLU e AKINER (2012) e HURLEY *et al.* (2012) os parâmetros do IQA devem ter seus pesos ajustados em função do local em que são utilizados ou até mesmo a substituídos por outro mais representativo, considerando as características da região. Segundo FERREIRA *et al.* (2015) a alteração nos pesos das variáveis e por conseguinte no valor do índice da qualidade da água pode ser esclarecido pelas diferenças ambientais, uso e cobertura do solo e características próprias das águas. Nesse estudo, os autores demonstraram a significativa diferença entre os pesos dos parâmetros utilizados pela CETESB, que são adaptados da NFS, para os pesos determinados em região de clima semiárido, ou seja, os parâmetros OD, coliformes e pH que apresentam os maiores pesos e são considerados mais influentes para determinara qualidade da água, segundo a CETESB (2017), não tem o mesmo peso e influência para regiões de clima semiárido.

Apesar da proteção das comunidades aquáticas ser um dos usos previstos na legislação, o IQA não foi criado com está finalidade, portanto tal índice apresenta limitações, ao não contemplar a presença de substâncias tóxicas para organismos aquáticos, além disso, os limites estabelecidos para os nutrientes, no IQA, não avaliam corretamente o processo de eutrofização (ZAGATTO *et al.*, 1999).

Cabe ressaltar que o Brasil, por ser um país com dimensão continental e condições regionais diferenciadas, com ampla variação climática e geomorfológica, possuindo sete biomas, três ecótonos e 79 ecorregiões (ARRUDA *et al.*, 2008), mostra como é necessário conhecer as características específicas do corpo hídrico estudado, uma vez que o que é considerado poluente em alguns casos pode ser a condição natural para outros (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2014), ou seja, os impactos de qualquer atividade sobre os corpos hídricos só podem ser medidos se houver prévio

conhecimento das condições naturais do recurso. O bioma Cerrado se configura como um ambiente de características muito diversificadas, abrigando 22 das 79 ecorregiões existentes no Brasil (ARRUDA *et al.*, 2008), o que influencia diretamente as características de seus recursos hídricos.

No caso do Distrito Federal, tratando-se de fontes contaminadoras de recursos hídricos, o esgoto tratado ou bruto é uma das principais fontes (SANTANA, 2013). Essa questão se destaca devido ao diferencial que o DF apresenta em relação a outras grandes cidades do Brasil, a pouca presença de indústria. Esse fato gera uma grande lacuna entre a uniformização de parâmetros de qualidade da água comparativos entre o DF e o estado de São Paulo, por exemplo, que foi o estado pioneiro na implementação do IQA no Brasil, pela CETESB.

Como em outras regiões brasileiras, o Conselho de Recursos Hídricos do Distrito Federal tem trabalhado na proposta de enquadramento dos corpos hídricos superficiais sob sua jurisdição em classes segundo os usos preponderantes (BRASIL, 2005a), atendendo as diretrizes da Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997) e definindo tal proposta por meio da Resolução nº 02, de 17 de dezembro de 2014 (CRH-DF, 2014). Nesse caso, os parâmetros prioritários definidos para o enquadramento não levam em conta as características naturais do bioma, bem como os usos múltiplos da água, sendo empregado o uso do IQA.

Os índices utilizados nacionalmente para determinar a qualidade da água são muitas vezes baseados em padrões internacionais, o que deixa uma grande lacuna com relação às características naturais das águas das regiões brasileiras. Assim sendo, é possível que a seleção de parâmetros de qualidade da água com critérios regionalizados otimizará os monitoramentos dos rios do Distrito Federal e resultará em um melhor enquadramento das águas desta região, contribuindo para as decisões sobre o uso da água pelos órgãos envolvidos na gestão de recursos hídricos.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Definição de Critérios

De acordo com Lemos (2011) a qualidade da água é determinada por suas características físicas, químicas e biológicas. Porém, qualidade é um termo muito amplo e tem como fundamentação básica o uso a que se destina. Como no presente estudo não houve um direcionamento para o uso da água, entendeu-se como qualidade, a água em sua condição natural, ou seja, a interrupção ou modificação das condições naturais foi considerada como uma alteração da qualidade natural, até para que, dessa forma, fosse possível a caracterização de parâmetros de importância regional.

4.2. Caracterização da Área de estudo

Para identificar as características das águas superficiais do Distrito Federal e qualificar os parâmetros determinantes foram selecionados três rios de duas bacias hidrográficas. Para essa seleção foram considerados aspectos relacionados à operacionalização e viabilização das coletas, o fato de no rio haver uma área natural ou uma área sob uso do solo, seja urbana ou agrícola. O Distrito Federal está localizado no centro do Brasil, com uma área de 5.789,16 Km² (BARBOSA, 2010), representando bem a diversidade dos solos da região do cerrado, estando na ecorregião do Planalto Central, com significativa variedade geoambiental (ARRUDA *et al.*, 2008), atingindo altitudes de até 1.300 metros (BILICH e LACERDA, 2005). Cerca de 85% dos solos do DF é representado pelas classes do Latossolo Vermelho, Latossolo Vermelho Amarelo e Cambissolo (CAMPOS e SILVA, 2000). O clima é característico deste bioma, o tropical, com estações bem definidas: verão chuvoso e inverno seco. Em abril a estação da seca tem início, terminando por volta de setembro, de outubro a março pode ser observado índices pluviométricos mais elevados (MUNIZ *et al.*, 2011).

De acordo com esses princípios foram selecionados os rios: Jardim, da bacia hidrográfica do Rio Preto; Sobradinho e Sarandi, da bacia hidrográfica do São Bartolomeu (Figura 4).



Figura 4 – Localização da área de estudo. Ribeirão Sobradinho, Córrego Sarandi e Rio Jardim Distrito Federal, região geológica do Planalto Central. Fonte: Modificado de ADASA (2012)

No Distrito Federal a Bacia Hidrográfica São Bartolomeu é a que possui maior extensão, com aproximadamente 50% da área total, o que representa 2.864,05 km² (BARBOSA, 2010). As sub-bacias pertencentes ao Rio São Bartolomeu tem importância significativa nas atividades das áreas rurais e urbanas. Sua área é constituída por formação campestre e atividades agropecuárias que correspondem aproximadamente a 70% da área, e a urbanização corresponde aproximadamente 4% da área (FERREIRA, 2006; SENA-SOUZA, 2013).

Apesar de a urbanização estar presente em menor parte nessa bacia hidrográfica, ela apresenta consideráveis impactos, visto que a expansão urbana desordenada a partir da década de 90 gerou degradação ambiental na área (BARBOSA, 2010). Um estudo realizado por Portela (2013) na região da Estação Ecológica de Águas Emendadas (Planaltina, DF) em córregos e ribeirões que constituem a Bacia do Rio São Bartolomeu mostrou que em áreas com direta influencia urbana os parâmetros como turbidez, cor, fosfato, nitrato, amônia e cloreto apresentaram variabilidade significativa. Resultado provavelmente atribuído as atividades de uso e ocupação do solo e do lançamento de esgoto localizado na região.

Os rios selecionados na Bacia do Rio São Bartolomeu para o desenvolvimento deste trabalho foram o Ribeirão Sobradinho e o Córrego Sarandi, um corpo hídrico urbano e outro rural, respectivamente. O Ribeirão Sobradinho nasce no Morro da Canastra e é uma importante sub-bacia do Rio São Bartolomeu, apresenta uma amplitude altimétrica de aproximadamente 350m e temperatura média anual em torno de 22°C. Com relação ao uso e ocupação do solo essa região é marcada pelo intenso loteamento, que teve grande aumento principalmente a partir da década de 90 (ZOBY e DUARTE, 2001). Devido a urbanização a qualidade da água do Ribeirão Sobradinho apresentou uma significativa perturbação (MUNIZ *et al.*, 2011).

O córrego Sarandi é afluente da margem direita do ribeirão Mestre d'Armas que deságua no Rio São Bartolomeu e está localizado no norte do Distrito Federal, é um importante tributário da bacia do Rio Paraná, com uma área de drenagem de aproximadamente 30 km². O uso e ocupação do solo dessa área é caracterizado por atividades agrícolas e loteamentos (ASSIS *et al.*, 2013; CARVALHO, 2005).

A bacia do Rio Preto abrange além do Distrito Federal (12,94%), os estados de Goiás (22,01%) e Minas Gerais (65,05%), sendo definido como um rio federal. No DF, essa Bacia Hidrográfica corresponde aproximadamente a 23% da área total, com a drenagem de 1.343,75 Km² (BARBOSA, 2010). Seu uso é dominante na agricultura, sendo responsável por cerca de 80% da produção agrícola do Distrito Federal. A bacia do Rio Preto é um grande colaborador do Rio São Francisco que apresenta destaque na geração de energia, irrigação e abastecimento humano (OLIVEIRA-FILHO e PARRON, 2007).

O Rio Jardim compreende uma área de drenagem total de 141,8 km², está situado na sub-bacia do Alto Jardim, sudoeste do Distrito Federal. A bacia do Rio Jardim é a principal sub-bacia do Rio Preto no DF, sendo importante para o uso agrícola da região, na produção de diversos grãos, como milho, trigo, soja e feijão (LIMA, 2010; FROTA, 2006). A ampla atividade agrícola na região do Rio Jardim tem acarretado grande quantidade de substâncias químicas, e o excesso na utilização desses produtos pode resultar em contaminação (MUNIZ *et al.*, 2011).

4.3. Coletas das Amostras

Os pontos de coleta foram definidos com base na representatividade do ponto no rio e a segurança da amostragem. Estudos realizados anteriormente nas bacias também auxiliaram na definição dos locais de amostragem (MUNIZ *et al.*, 2011; PIRES *et al.*, 2015). Os levantamentos realizados nos locais contribuíram com informações sobre características das áreas e as principais atividades poluidoras da região (ANA, 2012).

As coletas ocorreram mensalmente, iniciadas no mês de agosto de 2016 e finalizadas em julho de 2017. O transporte para realizar o monitoramento foi disponibilizado pela Embrapa Cerrados, juntamente com um técnico que acompanhava o processo. Ao chegar de nos respectivos pontos de coleta, o carro era estacionado o mais próximo possível do rio, o que variava muito entre os pontos. Ao chegar no corpo hídrico, cerca de 40 cm da margem do rio os frascos de polietileno de 300 mL de 15 a 30 cm, devidamente preparados eram mergulhados na água a uma profundidade de aproximadamente 30 cm para coletar a amostra. Após a coleta o frasco era devidamente fechado e armazenado em caixa térmica, sob refrigeração e ao abrigo da luz, até chegar ao laboratório quando as amostras eram retiradas da caixa térmica e as análises realizadas.

Para determinação de coliformes totais e *Escherichia coli*, as amostras foram coletadas em recipientes diferentes das demais análises, são recipientes estéreis apropriados contendo tiosulfato de sódio, 0,1 mg/100mL de amostra. Após a coleta próximo da margem do rio, os frascos também eram mantidos em caixa térmica até a chegada no laboratório.

Todas as amostras foram objeto de análises físicas, químicas e bacteriológicas. Amostras destinadas a análise iônica por cromatografia foram filtradas em membrana hidrofílica, constituída por misturas de ésteres de celulose com porosidade de 0,45 µm e congeladas até o momento da leitura.

A localização geográfica do Ribeirão Sobradinho (Figura 5), do Córrego Sarandi (Figura 6) e do Rio Jardim (Figura 7) mostra que o monitoramento foi realizado em três pontos de coleta de cada rio, denominados como P1, P2 e P3. A descrição de cada ponto e suas coordenadas são apresentadas no Quadro 04.

Quadro 04 – Descrição dos pontos de coleta e suas respectivas coordenadas no Ribeirão Sobradinho, Córrego Sarandi e Rio Jardim.

Ribeirão Sobradinho	
<i>Pontos de coleta</i>	<i>Coordenadas</i>
P1 - Nascente Sobradinho	15° 37' 59" S e 47° 46' 21" O
P2 - Montante do lançamento da ETE	15° 38' 37" S e 47° 48' 44" O
P3 - Jusante do lançamento da ETE	15° 39' 59" S e 47° 48' 32" O
Córrego Sarandi	
<i>Pontos de coleta</i>	<i>Coordenadas</i>
P1 - Nascente Sarandi	15° 35' 43,0" S e 47° 44' 46,4" O
P2 - Sarandi Ponte	15°35'10,9" S e 47°43'58,7" O
P3 - Sarandi Jusante	15°35'33,9" S e 47°42'17,1" O
Rio Jardim	
<i>Pontos de coleta</i>	<i>Coordenadas</i>
P1 – Nascente Jardim	15°43'51,2" S e 47°34'41,8" O
P2 - Montante da barragem	15°45'54,9" S e 47°35'34,80" O
P3 - Montante da confluência	15°49'44,3" S e 47°33'28,9" O

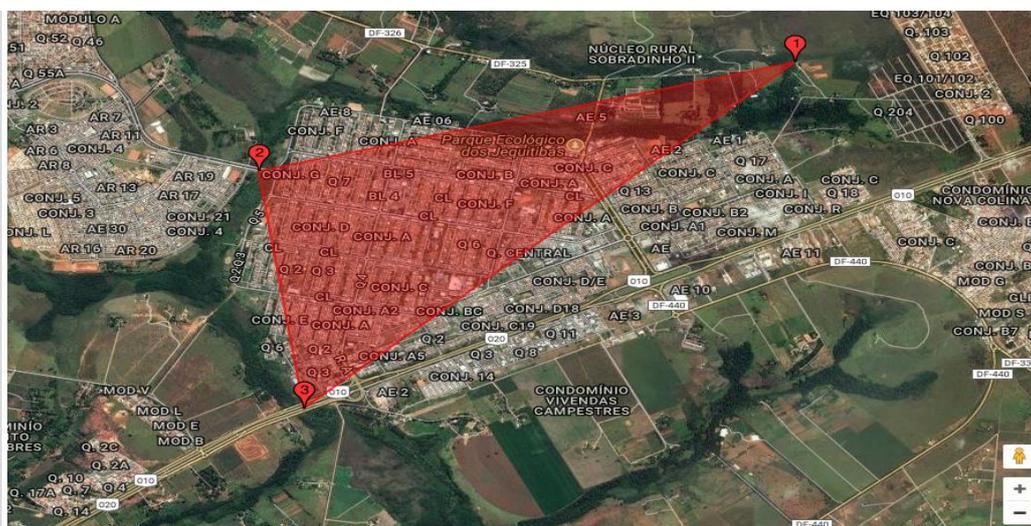


Figura 05 - Localização geográfica dos pontos P1, P2 e P3 do Ribeirão Sobradinho. Imagem: Google Earth, 11/10/2017.

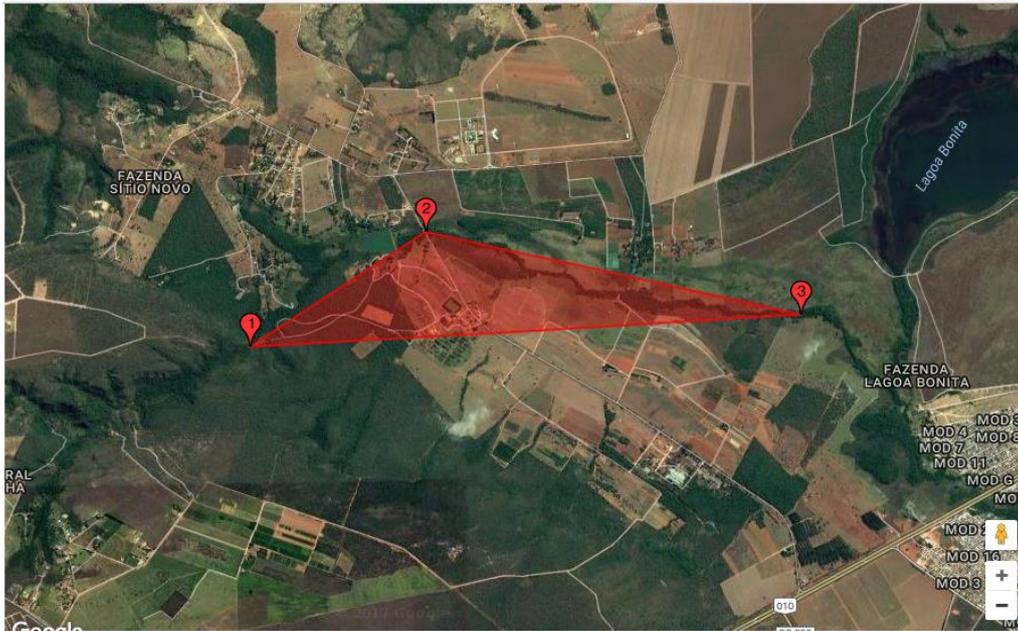


Figura 06 - Localização geográfica dos pontos P1, P2 e P3 do Córrego Sarandi. Imagem: Google Earth, 11/10/2017.

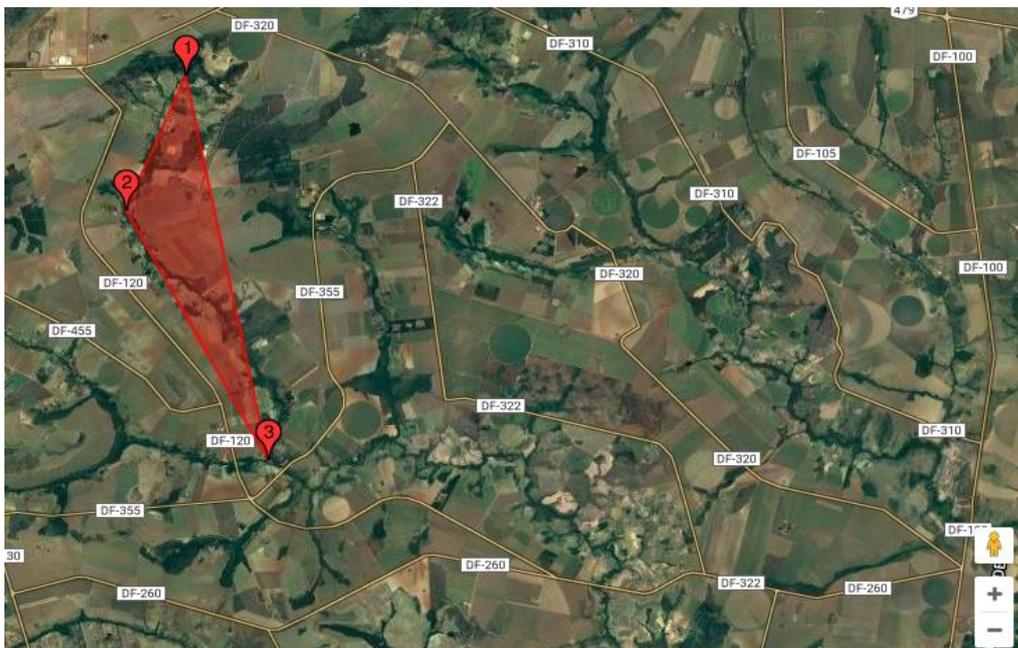


Figura 07 - Localização geográfica dos pontos P1, P2 e P3 do Rio Jardim. Imagem: Google Earth, 11/10/2017.

4.4. Análises Laboratoriais

Para cada amostra coletada foram analisados 21 parâmetros, entre físico-químicos e bacteriológicos (Quadro 05).

Quadro 05 – Parâmetros Analisados

Oxigênio Dissolvido – OD	Nitrato – NO_3^-
Temperatura – Temp	Nitrito - NO_2^-
Potencial Hidrogeniônico – pH	Fosfato - PO_4^{3-}
Condutividade – Cond	Sulfato - SO_4^{2-}
Sólidos Totais Dissolvidos – STD	Sódio - Na^+
Turbidez – Turb	Potássio - K^+
Dureza Total – Dur	Amônio - NH_4^+
Coliformes Totais – CT	Cálcio - Ca^{2+}
<i>Escherichia coli</i> – E. Coli	Magnésio - Mg^{2+}
Cloreto – Cl^-	Fósforo Total Dissolvido – P-TD
Fluoreto – F^-	-

As variáveis temperatura e oxigênio dissolvido foram obtidas em campo com a utilização de um medidor de multiparâmetro portátil modelo Hach HQd Field Case. Já a condutividade e os sólidos totais dissolvidos foram analisados assim que chegaram no laboratório por meio do multiparâmetro Hach – Sension Conductivity Electrode. O pH foi obtido por meio do potenciômetro Thermo scientific Orion Start A211, no laboratório e a turbidez foi determinada também em laboratório, no dia da coleta, com a utilização do turbidímetro modelo 2100P Turbidimeter Hach. A dureza total foi quantificada por meio do método titulométrico EDTA-Na (ABNT, 1992). Para a determinação dos cátions e ânions analisados foi utilizado o Cromatógrafo Iônico, modelo 761 Compact IC, Methrohm.

Na análise de fósforo o método escolhido foi o ácido ascórbico/colorimétrico (APHA, 2005). Para leitura do fósforo solúvel total foi utilizado um Espectrofotômetro com cubeta de 1 cm, modelo UV-1800, Shimadzu. Esse método é fundamentado na reação do molibdato de amônio e antimoniltartarato de potássio presente em meio ácido com o fósforo solúvel, que está na forma de ortofosfato na amostra, com a formação do ácido fosfomolibdico que é reduzido a molibdeno azul por meio do ácido ascórbico. A concentração de ortofosfato na amostra é proporcional a capacidade de absorvância do espectrofotômetro UV/Vis 882 nm.

Para as determinações de coliformes totais e *Escherichia coli* foi utilizado o método cromogênico - Colilert, Idexx (APHA, 2005). Este método é baseado na tecnologia de substrato definido - Defined Substrate Technology (DST) – para constatar a presença de coliformes totais e *Escherichia coli* em água (IDEXX, 2017).

As análises das amostras de água coletadas foram todas realizadas nos Laboratórios de Química de Água da Embrapa Cerrados, em conformidade com a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 1992) e a 22ª edição do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - SMEWW (APHA, 2005).

4.5. Análises Estatísticas

A matriz de dados do Ribeirão Sobradinho, Córrego Sarandi e do Rio Jardim foram submetidas à estatística descritiva (média e desvio padrão), a fim de sintetizar os dados para poder ter uma visão geral dos resultados.

O teste de normalidade Kolmogorov-Smirnov (teste K-s) também foi aplicado nos dados, a um nível de significância de 5% para determinar qual estatística seria empregada, ou seja, esse teste determina se os parâmetros analisados seguem uma distribuição normal ou uma distribuição não normal, e a partir desta definição foi aplicado um teste específico para os parâmetros com distribuição paramétrica (distribuição normal) e outro para os parâmetros com distribuição não paramétrica (distribuição não normal). O teste T foi o teste aplicado nos parâmetros com distribuição paramétrica e o teste Wilcoxon-Mann Whitney (teste U) foi utilizado nos parâmetros com distribuição não paramétrica. O teste T e o teste U tinham como objetivo evidenciar os parâmetros que mostraram diferença significativa entre as estações de seca e chuva.

A Análise de Componentes Principais (ACP), que é mais conhecida por sua sigla em inglês, PCA, foi utilizada para reescrever os dados multivariados, já que ela permite que o pesquisador reorganize os dados de modo que as primeiras dimensões expliquem o maior número possível de informações disponíveis (LATTIN *et al.*, 2011). Com essa análise foi possível observar parâmetros semelhantes e que podem ter o mesmo significado em termos de qualidade de água. A principal vantagem da PCA na análise de qualidade da água é a remoção da multi-colinearidade nas análises devido ao grande número de variáveis (MOSTAFAEI, 2014), ou seja, a PCA fornece uma visualização em menores dimensões dos dados em altas dimensões, e explica a maior parte possível da variância dos dados nas suas primeiras componentes (eixos). Os resultados das PCA's deste estudo ajudarão na proposição de um índice de qualidade da água para o DF.

Todo o tratamento estatístico dos dados foi realizado com o software R versão 3.4.2 (R CORE TEAM, 2017), na análise ACP foram utilizados os pacotes 'vegan' (OKSANEN *et al.*, 2017) e 'FactoMineR' (LE *et al.*, 2008).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Dados Físico-Químicos

Os resultados da estatística descritiva dos 19 parâmetros físico-químicos analisados no Ribeirão Sobradinho, Córrego Sarandi e Rio Jardim estão expressos na Tabela 1.

Tabela 1. Estatística descritiva dos parâmetros físico-químicos analisados nos pontos de coleta do Ribeirão Sobradinho, Córrego Sarandi e Rio Jardim.

Parâmetros	Ribeirão Sobradinho						Córrego Sarandi						Rio Jardim					
	M			DP			M			DP			M			DP		
	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3
Temp °C	22,75	21,36	21,40	1,26	1,24	0,93	21,48	23,78	22,64	1,46	1,29	1,41	21,65	21,86	22,18	1,20	1,39	1,16
OD (mg.L ⁻¹)	5,56	5,65	3,04	1,07	0,77	1,89	7,65	7,15	6,86	0,54	0,23	0,39	7,17	7,35	7,25	0,66	0,35	0,37
pH	5,23	6,45	6,80	0,54	0,25	0,48	6,15	5,96	5,56	0,45	0,59	0,47	5,94	5,95	5,98	0,49	0,49	0,50
Cond (µS/cm)	4,57	62,80	170,4	1,61	22,47	77,96	3,88	5,02	5,88	0,81	0,71	1,21	3,98	7,57	7,85	1,03	1,64	4,10
STD (mg.L ⁻¹)	1,81	33,26	90,01	0,73	6,48	36,70	1,37	1,89	2,38	0,44	0,36	0,60	1,89	3,14	3,29	1,74	0,76	1,93
Dur (mg.L ⁻¹)	0,40	16,25	70,08	0,76	10,28	88,52	2,83	2,50	3,21	1,70	1,31	1,50	3,83	4,83	4,33	2,08	3,33	2,71
Turb (UNT)	3,80	13,44	35,59	5,57	13,74	33,70	2,63	3,63	10,11	1,94	2,29	15,53	6,12	12,55	9,67	4,68	13,26	6,42
P-TD (mg.L ⁻¹)	0,024	0,023	0,396	0,02	0,04	0,27	0,002	0,002	0,001	0,00	0,00	0,00	0,007	0,002	0,018	0,00	0,00	0,05
Na ⁺ (mg.L ⁻¹)	0,29	0,43	0,74	0,12	0,64	0,98	0,15	0,19	0,15	0,15	0,20	0,14	0,50	0,44	0,55	0,30	0,17	0,19
K ⁺ (mg.L ⁻¹)	0,17	3,44	15,92	0,26	2,90	11,53	0,17	0,33	0,22	0,09	0,23	0,20	0,32	0,26	0,58	0,32	0,17	0,82
NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	0,71	16,06	32,20	0,47	8,42	19,72	0,81	1,40	1,03	0,23	0,72	0,74	1,28	1,71	3,09	1,24	3,30	6,86
Ca ₂ ⁺ (mg.L ⁻¹)	3,12	9,55	12,74	2,15	4,47	1,95	1,46	1,56	1,78	0,23	0,21	0,39	1,67	2,40	3,00	1,46	2,08	4,21
Mg ₂ ⁺ (mg.L ⁻¹)	0,23	0,94	1,74	0,16	0,37	0,43	0,30	0,29	0,26	0,06	0,07	0,10	0,30	0,49	0,57	0,21	0,21	0,49
Fl ⁻ (mg.L ⁻¹)	0,02	0,05	0,18	0,03	0,09	0,10	0,03	0,02	0,01	0,05	0,04	0,02	0,01	0,03	0,05	0,02	0,03	0,05
Cl ⁻ (mg.L ⁻¹)	0,96	6,78	22,76	2,07	3,22	13,72	0,47	0,69	0,64	0,19	0,31	0,38	0,57	1,15	1,79	0,31	2,05	4,26
NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	n.d	n.d	12,81	0,01	n.d	29,68	0,03	n.d	n.d	0,09	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	0,79	6,02	14,99	1,70	3,56	24,89	0,06	0,08	0,37	0,09	0,14	0,33	0,08	0,49	1,83	0,08	1,10	5,52
PO ₄ ³⁻ (mg.L ⁻¹)	n.d	n.d	2,25	n.d	n.d	2,43	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	0,09	n.d	n.d	0,30
SO ₄ ²⁻ (mg.L ⁻¹)	n.d	0,15	0,20	n.d	0,36	0,49	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	0,01	0,01	n.d	0,02	0,02

M = Média / DP = Desvio Padrão/ P1 = Ponto 1/ P2 = Ponto 2/ P3 = Ponto 3/ TEMP = Temperatura/ OD = Oxigênio Dissolvido / COND = Condutividade / STD = Sólidos Totais Dissolvidos / DUR = Dureza Total / TURB = Turbidez / P-TD = Fósforo Total Dissolvido/ n.d = não detectado.

Os valores de temperatura (Temp) variaram entre uma mínima de 19,40°C no P2 do mês de setembro e 25,20°C no P1 do mês de outubro. O dia em que foi realizada a coleta do mês de outubro a temperatura apresentou uma média de 27,50°C¹, chegando a máxima de 34,50°C¹. A média da temperatura no Ribeirão Sobradinho no período chuvoso (outubro a março) foi de 22,50°C, enquanto a média da temperatura no período seco (abril a setembro) foi menor, 21,20°C. A média geral de temperatura foi 21,80°C. Os valores resultantes do monitoramento demonstram que a temperatura está dentro dos padrões aceitáveis para água superficial doce, 0°C a 30°C (BRASIL, 2005a).

O OD apresentou uma variação de 0,50 mg.L⁻¹ a 7,91 mg.L⁻¹, no P3 do mês de outubro e no P1 do mês de dezembro, respectivamente. A resolução CONAMA n° 357/2005 determina que águas doces classe I não devem ter o OD inferior a 6 mg.L⁻¹, a classe II não deve ter inferior a 5 mg.L⁻¹ e a classe III não inferior a 4 mg.L⁻¹, ou seja, a mínima encontrada no ribeirão sobradinho está abaixo até do valor determinado para a classe IV do enquadramento da resolução CONAMA, na qual indica que o OD não deve ser inferior a 2 mg.L⁻¹. Isso se deve provavelmente a localização do P3, que está a jusante do lançamento da ETE de Sobradinho, a uma distância de aproximadamente 600 metros (INPE, 2018). As bactérias que estão presentes em grande quantidade no efluente da ETE utilizam OD nos seus processos respiratórios durante a estabilização da matéria orgânica, o que pode diminuir os níveis de OD na água (ALVEZ *et al.*, 2008). Os meses de agosto e setembro de 2016 e julho de 2017 também apresentaram valores extremamente baixos, 0,67 mg.L⁻¹, 0,71 mg.L⁻¹ e 0,89 mg.L⁻¹ respectivamente. Possivelmente nesses meses com a redução da vazão do rio, por estar no período da seca, houve uma diminuição dos níveis de OD. No estudo de Muniz *et al.* (2011) também foi observado os valores mais baixos de OD a jusante da ETE de Sobradinho, onde a mínima foi detectada em 2,2 mg.L⁻¹, e seus valores mais altos na nascente do Ribeirão.

O pH obteve a máxima de 7,70 e a mínima de 4,50 no P3 em agosto e no P1 em fevereiro, respectivamente. Segundo a resolução CONAMA n° 357/2005 o pH das águas doces superficiais deve estar entre 6,0 a 9,0 em todas as classes de água. Determinação que também é adotado pelo IQA (ANA, 2016). O P1, que é uma nascente do Ribeirão sobradinho apresentou o pH abaixo de 6,0 em dez coletas, dentre as doze

¹ Informação obtida no Laboratório de Biofísica da Embrapa Cerrados. Não publicado.

realizadas. Pouco mais de 30% das coletas no P1 resultaram ainda no pH abaixo de 5,0. Possuir o pH naturalmente ácido é uma característica das águas do cerrado, que reproduz a acidez dos solos desse bioma (CARMO *et al.*, 2005). Valores ácidos para o parâmetro pH e pouca variação nos dados também foi observado no trabalho de Muniz *et al.* (2011).

A condutividade (Cond) apresentou grande variação, entre 1,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no P1 de dezembro e 299,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no P3 de junho. A condutividade elétrica é a capacidade que uma solução aquosa tem de conduzir corrente elétrica, e essa capacidade está diretamente relacionada com a presença de íons no corpo hídrico, quanto mais compostos inorgânicos estiverem presentes na solução, maior será sua condutividade (APHA, 2005).

O P3 do Ribeirão Sobradinho apresentou os maiores valores neste parâmetro, devido provavelmente a sua localização (jusante do lançamento da ETE sobradinho), que resulta em um aumento dos íons devido ao despejo do efluente. Além do mês de junho de 2017, os meses de agosto, setembro e outubro de 2016 também apresentaram resultados acima de 230 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no P3, uma possível contribuição para esses meses terem apresentado destaque é por serem meses em que a vazão do rio é menor, devido a estação da seca. Um monitoramento realizado no Ribeirão Sobradinho também constatou um aumento considerável da condutividade na medida em que o rio de aproxima da cidade de Sobradinho - DF (MUNIZ *et al.*, 2011). A urbanização é fortemente conectada com a queda da qualidade da água (SILVA *et al.*, 2009), sendo que o P3 está inserido em meio urbano.

Os Sólidos Totais Dissolvidos (STD) tiveram uma variação entre 0,00 mg.L^{-1} e 143,8 mg.L^{-1} , no P1 do mês de dezembro e no P3 do mês de junho, respectivamente. O STD é a junção de todos os compostos químicos dissolvidos na água, suas principais fontes são agrícolas, residenciais, lixiviados de contaminação do solo e de fontes pontuais como ETE e lançamento industrial (PARRON *et al.*, 2011). Os sólidos podem prejudicar a vida dos organismos aquáticos, pois podem sedimentar no leito dos rios, bem como manter bactérias e resíduos orgânicos na profundidade do corpo hídrico, motivando a decomposição anaeróbica (CETESB, 2009). O P3 novamente apresentou os valores mais elevados em todas as coletas realizadas deste parâmetro, resultado provável de sua localização, entretanto ainda está dentro dos limites estabelecidos pelo CONAMA que é de 500 mg.L^{-1} , e o P1 manteve os menores valores durante todo o monitoramento.

As amostras de água para o parâmetro dureza (Dur) no P1 não apresentaram valores expressivos, variando entre 0,00 mg.L⁻¹ e 2,00 mg.L⁻¹, já no P3 nos meses de setembro e outubro os valores excederam 200,0 mg.L⁻¹, sendo o mês de setembro sua máxima 298,0 mg.L⁻¹, nos demais meses do P3 a variação foi de 21 mg.L⁻¹ a 53 mg.L⁻¹. Os principais íons que proporcionam a dureza à água são o cálcio e o magnésio, que na maioria das vezes estão interligados com íons de sulfato (DI BERNARDO e DANTAS, 2005). Possivelmente os valores de setembro e outubro são explicados pelo despejo de efluentes da ETE Sobradinho, que podem ter sido em maior volume nesses meses. Áreas de nascente, como o P1 do Ribeirão Sobradinho é natural baixos valores para dureza, sendo uma característica da região (MUNIZ et al., 2011; MIRANDA e MIRANDA, 2003).

A turbidez (Turb) apresentou seu maior valor, 120,0 UNT (unidade nefelométrica de turbidez) no mês de agosto no P3, e em janeiro no P1 sua menor variação, 0,56 UNT. De acordo com a resolução CONAMA n° 357/2005 a turbidez não deve exceder 100 UNT em nenhum tipo de classe de água, porém o excesso ocorreu em apenas uma amostra, dentre as doze coletadas, assim esse parâmetro está dentro dos limites determinados. Sendo a clareza de um corpo hídrico um grande determinante da sua capacidade de produtividade (APHA, 2005). A turbidez tende a ter seus valores aumentados da nascente, que está em área com vegetação, para o P3 que está em meio urbano (MUNIZ *et al.*, 2011).

Os parâmetros fósforo total dissolvido (P-TD), sódio (Na⁺), potássio (K) amônio (NH₄⁺), cálcio (Ca₂⁺) e magnésio (Mg₂⁺) seguem o mesmo padrão dos parâmetros acima, as maiores variações são encontradas no P3 e os menores valores no P1. O que pode ser explicado pela influência da fonte pontual de contaminação, a ETE de Sobradinho, que eleva os valores dos íons presentes na água.

Segundo a Resolução CONAMA 357/2005 o P-TD não deve exceder 0,15 mg.L⁻¹ em água doce de classe III, valores superiores ao determinado pelo CONAMA só foram detectados nos P3, sendo 0,847 mg.L⁻¹ o maior valor encontrado no mês de novembro. O Na⁺ e K⁺ são detectados abaixo de 10 mg.L⁻¹ usualmente (CETESB, 2009). Na⁺ teve sua máxima no P3 do mês abril com o valor de 3,21 mg.L⁻¹, já o K⁺ foi encontrado com valores superiores a 10 mg.L⁻¹ no P3 dos meses de setembro, outubro, novembro de 2016 e fevereiro, março, maio, junho e julho de 2017.

O parâmetro NH₄⁺ pode ser encontrado até 13,3 mg.L⁻¹ em corpos hídricos de classe III, considerando o pH menor ou igual a 7,5 (BRASIL, 2005a), o P3 não excedeu

o valor determinado pelo CONAMA apenas no mês de dezembro de 2016, atingindo a máxima de 60,65 mg.L⁻¹ no mês de junho, o P2 também teve valores superiores ao determinado pelo CONAMA, apenas nos meses de dezembro de 2016, fevereiro e abril de 2017 os valores foram inferiores a 13,3 mg.L⁻¹. De acordo com PARRON *et al.*, 2011, as águas superficiais naturais apresentam concentrações baixas desse parâmetro, valores mais altos podem indicar contaminação de esgoto bruto, carreamento de fertilizantes e efluentes industriais.

O Ca²⁺ é encontrado nas águas naturais com valor aproximadamente de 15 mg.L⁻¹ e o Mg²⁺ em torno de 4 mg.L⁻¹ (PARRON *et al.*, 2011). O valor máximo de Ca²⁺ detectado foi no P2 do mês de dezembro, sendo 22,25 mg.L⁻¹. No mês de dezembro o índice pluviométrico foi de 225,5² o que pode ter favorecido o carreamento deste elemento para o corpo hídrico; mesmo sabendo que o solo do cerrado tem deficiência de Ca²⁺ (SIQUEIRA NETO *et al.*, 2009), ou até uma alteração no pH nos dias próximos a coleta, sendo que o pH pode exercer controle sobre a solubilidade dos carbonatos (PARRON *et al.*, 2011), os valores de P1 foram todos inferiores a 6 mg.L⁻¹ e P3 apresentou uma média de 12,74 mg.L⁻¹. O Mg²⁺ obteve sua máxima de 2,49 mg.L⁻¹ no P3 do mês de outubro e sua mínima de 0,00 mg.L⁻¹ no P1 de fevereiro.

As análises do fluoreto (F⁻), cloreto (Cl⁻), nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻), fosfato (PO₄³⁻) e sulfato (SO₄²⁻) também apresentaram suas máximas nos P3, porém com variação bem inferior. O PO₄³⁻, NO₂⁻ e SO₄²⁻ não constaram aproximadamente em 80%, 83% e 88% das amostras, respectivamente, sendo um total de 36 amostras no Ribeirão Sobradinho. O F⁻ foi encontrado em aproximadamente 64% das amostras, enquanto o Cl⁻ e o NO₃⁻ constaram em cerca de 97% das amostras.

O F⁻ deve ser encontrado até 1,4 mg.L⁻¹ nos corpos hídricos de água doce (BRASIL, 2005a), aproximadamente 67% dos valores de P1 foram zero, o P2 e P3 apresentaram as máximas de 0,32 mg.L⁻¹ nos meses de novembro de 2016 e julho de 2017, respectivamente. É comum encontrado F⁻ em valores baixos, para que ocorra disponibilidade desse elemento é necessário a presença de outros componentes químicos e condições favoráveis do solo (CETESB, 2009). O parâmetro Cl⁻ teve uma variação de 0,00 a 37,88 mg.L⁻¹, sendo a mínima em agosto de 2016 no P1 e a máxima em junho de 2017 no P3. O lançamento de esgoto sanitário é uma importante fonte de Cl⁻ nas águas, pois as excretas humanas contém alta quantidade desse elemento que são

² Informação obtida no Laboratório de Biofísica da Embrapa Cerrados. Não publicado.

expelidos na urina (WHO, 2017), o que explica seu aumento no P3. Entretanto, mesmo o P3 apresentando os maiores valores deste parâmetro, ainda é inferior aos valores máximos permitidos pelo CONAMA, que é de 250 mg.L⁻¹.

O parâmetro NO₃⁻ não deve ser superior a 10 mg.L⁻¹ nos copos hídricos (BRASIL, 2005a), o P1 não excedeu em nenhuma amostra esse valor, e apresentou a mínima 0,00 mg.L⁻¹ nos meses de outubro, novembro, dezembro de 2016 e abril de 2017, já o P3 superou esse valor nos meses de agosto e novembro de 2016, e janeiro e junho de 2017, sendo a máxima de 88,38 mg.L⁻¹ em novembro. Possivelmente nesses meses a descarga do efluente da ETE pode ter sido maior, ocasionando uma menor eficiência no tratamento do esgoto. O NO₃⁻, Cl⁻ e Na⁺ são considerados íons relevantes na indicação de contaminação por efluentes urbanos (MUNIZ *et al.*, 2011).

No Córrego Sarandi e no Rio Jardim foi detectado, de um modo geral, parâmetros com valores menos impactados em relação ao Ribeirão Sobradinho. A temperatura apresentou sua máxima no P2 e sua mínima no P1. Registrando 25,70 °C no mês de março e a mínima 17,60 °C em julho no Córrego Sarandi, e 23,80°C em novembro e 19,60°C no mês de junho no Rio Jardim. A média geral do Córrego Sarandi para o período de monitoramento (agosto de 2016 a julho 2017) foi 22,60°C, e no Rio Jardim a média geral para o mesmo período foi 21,90°C. Todos os valores estão de acordo com o CONAMA (0°C a 30°C) e com o IQA (ANA, 2016).

O OD no Córrego Sarandi teve uma média geral de 7,22 mg.L⁻¹ e no Rio Jardim foi de 7,26 mg.L⁻¹. A variação no Sarandi foi de 6,32 a 8,66 mg.L⁻¹ ambos valores no P1, nos meses de outubro e julho, respectivamente. No Rio Jardim a mínima encontrada foi 6,01 mg.L⁻¹ no P1 do mês de agosto e a máxima 8,08 mg.L⁻¹ no P3 de janeiro. Em ambos os rios o OD está dentro dos valores determinados pela resolução CONAMA, não sendo inferiores a 6 mg.L⁻¹ nenhuma amostra (BRASIL, 2005a), diferente dos Ribeirão sobradinho, que em várias amostras apresentaram valores inferiores a 6 mg.L⁻¹.

Para o parâmetro pH os valores considerados ideais são de 6 a 9 (CETESB, 2009), entretanto aproximadamente 58% das amostras do Córrego Sarandi e do Rio Jardim apresentaram valores abaixo 6,0. A variação do Sarandi foi de 4,92 a 6,98, no P3 de setembro e no P2 de março respectivamente, sendo essa variação similar a encontrada no estudo de Aquino *et al.* (2009) em que ele considera as águas do Córrego Sarandi ácidas. No Jardim os valores foram um pouco maior, sendo a mínima 5,08 no P2 de janeiro e a máxima 7,11 no P1 de agosto.

Os valores encontrados para condutividade no P2 e P3 do Sarandi e Jardim foram bem inferiores aos detectados no Sobradinho. A média geral de condutividade no Sarandi foi 4,93 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e no Jardim foi 6,46 $\mu\text{S}/\text{cm}$. No estudo de Muniz *et al.* (2011) referente ao monitoramento do Rio Jardim a baixa variação da condutividade também foi observada. O STD no Sarandi variou entre 0,5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ no P1 de outubro a 3,0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ no P3 de janeiro. No Rio Jardim a variação foi de 0,8 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ no P1 de dezembro a 8,9 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ no P3 de agosto. Quando comparados com os valores de STD do P1 e P2 de sobradinho, o Sarandi e o Jardim novamente apresentaram valores inferiores.

A dureza não apresentou valores expressivos no Sarandi e no Jardim, as médias gerais de todas as amostras foram 2,8 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e 4,3 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente. Aquino *et al.* (2009) relatam em seu estudo baixos teores de cálcio e magnésio nas águas do Sarandi, sendo esses dois íons os principais responsáveis pela dureza. No Jardim de acordo com Muniz *et al.* (2011) é característico do rio apresentar valores baixos para este parâmetro.

A turbidez não excedeu os valores determinados pelo CONAMA de 100 UNT (BRASIL, 2005a) em nenhum dos dois corpos hídricos. A máxima obtida no Córrego Sarandi foi 58,40 UNT no P3 do mês maio. De acordo com Carvalho (2005) a turbidez no Córrego Sarandi pode sofrer muita variação, principalmente causa pelo uso e ocupação do solo na agricultura. Apesar de o valor máximo estar de acordo com o indicado pelo CONAMA, este parâmetro foi o segundo com maior variação no Sarandi.

No Rio Jardim a máxima de 47,88 UNT foi encontrada no P2 de janeiro. A variação deste parâmetro no Jardim não foi considerável, ao contrário dos resultados do trabalho de Muniz *et al.* (2011) em que a turbidez foi o parâmetro com maior variação, entretanto os valores detectados foram baixos, sendo a máxima 35,00 UNT.

Os parâmetros P-TD, Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Ca_2^+ e Mg_2^+ não excederam os valores determinados (BRASIL, 2005a; CETESB, 2009; PARRON *et al.*, 2011) em ambos os rios, com exceção apenas do P3 de outubro no Rio Jardim, que foi detectado a máxima de 24,79 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para o parâmetro NH_4^+ , possivelmente explicado pela localização deste ponto, em um meio rural com atividade agropecuária nas proximidades. A média geral no Sarandi dos parâmetros P-TD, Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Ca_2^+ e Mg_2^+ foi de 0,002; 0,16; 0,23; 1,07; 1,59 e 0,28 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente, e no Jardim para os mesmos parâmetros, na mesma sequência foi de 0,009; 0,49; 0,38; 2,02; 2,35 e 0,45 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Os valores encontrados no Jardim são ligeiramente superiores aos do Sarandi, porém ambos os rios obtiveram valores inferiores aos do Sobradinho.

As análises de F^- , Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} e SO_4^{2-} no Córrego Sarandi e no Rio Jardim também não apresentaram valores superiores aos permitidos (BRASIL, 2005a; CETESB, 2009; PARRON *et al.*, 2011), com exceção novamente do P3 de outubro no Rio Jardim, no parâmetro NO_3^- o valor encontrado foi $19,36 \text{ mg.L}^{-1}$, provavelmente decorrente da atividade agrícola (AQUINO *et al.*, 2009). A média geral do NO_3^- no Sarandi e no Jardim foram $0,16$ e $0,80 \text{ mg.L}^{-1}$ respectivamente.

Ainda no Rio Jardim, os íons PO_4^{3-} e SO_4^{2-} foram detectados em menos de 10% das amostras e o NO_2^- não constou nenhum valor durante todo o monitoramento. No Sarandi ocorreu o inverso, o NO_2^- foi encontrado em menos de 10% das amostras e o PO_4^{3-} e SO_4^{2-} não foram detectados em nenhuma amostragem.

Os demais íons de F^- e Cl^- obtiveram a média geral no Sarandi de $0,02$ e $0,59 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente, e no Rio Jardim $0,03$ e $1,16 \text{ mg.L}^{-1}$. Novamente os valores encontrados no Rio Jardim são ligeiramente superiores aos detectados no Córrego Sarandi, possivelmente porque a área de plantio no entorno do Rio Jardim é maior do que a do Sarandi. Ambos os rios apresentaram valores inferiores aos encontrados no Ribeirão Sobradinho, sendo que a interferência antropogênica é diferente, pois no sobradinho foi observado a ETE como principal fonte de alteração da qualidade da água, e no Córrego Sarandi e Rio Jardim que estão situados em ambientes rurais a principal interferência é a agricultura e pecuária.

5.2 Dados Biológicos

Os resultados das análises bacteriológicas - coliformes totais (C.T) e *Escherichia coli* (*E. coli*), do período de agosto de 2016 a julho de 2017 no Ribeirão Sobradinho, Córrego Sarandi e Rio Jardim estão expostos nas Tabelas 2, 3 e 4 respectivamente.

Um dos principais indicadores de adequação da água para diversos fins são as bactérias do grupo coliforme (APHA, 2005). Os coliformes totais são compostos por vários gêneros de bactérias de origem ambiental e fecal, sendo a *Escherichia coli* a principal representante dos coliformes termotolerantes (subgrupo das bactérias do grupo coliforme), bactérias exclusivamente de origem fecal, considerada o principal indicador deste tipo de contaminação e de possível presença de organismos patogênicos (BRASIL, 2005c).

Tabela 2. Número Mais Provável de coliformes totais e *Escherichia coli* em 100 mL de água no Ribeirão Sobradinho.

Meses	Coliformes Totais (NMP/100 ml)			<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 ml)		
	P1	P2	P3	P1	P2	P3
Agosto	15,6	>2.419,6	>2.419,6	<1,0	>2.419,6	>2.419,6
Setembro	1.986,3	>2.419,6	>2.419,6	64,4	111,2	>2.419,6
Outubro	960,6	>2.419,6	>2.419,6	150,0	146,7	>2.419,6
Novembro	143,9	>2.419,6	>2.419,6	25,3	290,9	>2.419,6
Dezembro	2.419,6	>2.419,6	>2.419,6	104,6	1.732,9	>2.419,6
Janeiro	1.986,3	>2.419,6	>2.419,6	22,3	>2.419,6	>2.419,6
Fevereiro	686,7	>2.419,6	>2.419,6	24,6	547,5	>2.419,6
Março	920,8	>2.419,6	>2.419,6	24,2	547,5	>2.419,6
Abril	770,1	>2.419,6	>2.419,6	45,9	>2.419,6	>2.419,6
Mai	547,5	>2.419,6	>2.419,6	4,1	980,4	>2.419,6
Junho	1.986,3	2.419,6	>2.419,6	261,3	365,4	>2.419,6
Julho	9,5	>2.419,6	>2.419,6	1,0	325,5	>2.419,6

Nos resultados das análises biológicas do Ribeirão Sobradinho foi observado altos valores de C.T no P2 e P3 em toda amostragem, com exceção do P2 de junho, todas as amostras foram detectadas com o valor >2.419,6 NMP/100 ml. O P1 teve uma variação de 9,5 a 2.419,6 NMP/100 ml, sendo a máxima em dezembro e a mínima no mês de julho. Segundo a Resolução CONAMA nº 020/1986 os coliformes totais são aceitáveis até o valor de 5.000 NMP/100 ml.

Ainda de acordo com essa norma as águas de classe III usadas na recreação de contato secundário não devem exceder o limite de 2.500 NMP/100 ml em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras, e para a dessedentação de animais criados em confinamento o limite é de 1.000 NMP/100 ml em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras. No presente estudo a presença *E. coli* apresentou os melhores valores no P1 e os mais elevados no P3, assim como os coliformes totais. O P1 e o P2 apresentaram valores aceitáveis para o uso de recreação de contato secundário, bem como para dessedentação de animais em confinamento. Em contrapartida o P3 excedeu todos os limites

determinados pelo CONAMA em toda a amostragem da *E. coli* para o uso das atividades estipuladas. A principal explicação para os valores elevados de C.T e principalmente da *E. coli* no P3 de Sobradinho é o lançamento de efluentes da ETE. A presença da *E. coli* no corpo hídrico significa contaminação fecal por meio desses microrganismos, deixando-o em condições de contaminação (SILVA e BRINGUEL, 2007). Um estudo realizado anteriormente neste corpo hídrico relatou resultado semelhante em relação ao C.T e *E. coli*, em que a jusante da ETE de Sobradinho toda sua amostragem apresentou valor >2.419,6 NMP/100 ml para os dois parâmetros (MUNIZ *et al.*, 2011).

Tabela 3. Número Mais Provável de coliformes totais e *Escherichia coli* em 100 mL de água no Córrego Sarandi.

Meses	Coliformes Totais (NMP/100 ml)			<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 ml)		
	P1	P2	P3	P1	P2	P3
Agosto	1.553,1	1.413,6	2.419,6	121,1	96,0	161,6
Setembro	>2.419,6	>2.419,6	2.419,6	235,9	131,7	727,0
Outubro	313,0	1.986,3	>2.419,6	101,4	155,3	186,0
Novembro	>2.419,6	2.419,6	>2.419,6	238,2	365,4	365,4
Dezembro	>2.419,6	>2.419,6	>2.419,6	209,8	153,5	435,2
Janeiro	2.419,6	>2.419,6	>2.419,6	120,1	137,6	238,2
Fevereiro	>2.419,6	>2.419,6	>2.419,6	2.419,6	>2.419,6	>2.419,6
Março	2.419,6	1.732,9	>2.419,6	547,6	260,3	727,0
Abril	>2.419,6	>2.419,6	>2.419,6	770,1	71,3	1.986,3
Maiο	1.413,6	1.203,3	2.419,6	298,7	79,8	235,9
Junho	1.413,6	770,1	1.732,9	172,3	118,7	307,6
Julho	>2.419,6	>2.419,6	>2.419,6	319,9	980,4	1203,3

Tabela 4. Número Mais Provável de coliformes totais e *Escherichia coli* em 100 mL de água no Rio Jardim.

Meses	Coliformes Totais (MNP/100 ml)			<i>Escherichia coli</i> (MNP/100 ml)		
	P1	P2	P3	P1	P2	P3
Agosto	529,8	>2.419,6	>2.419,6	75,4	>2.419,6	791,5
Setembro	517,2	>2.419,6	1.203,3	133,3	648,8	240,0
Outubro	1.732,9	>2.419,6	>2.419,6	275,5	>2.419,6	613,1
Novembro	1.986,3	>2.419,6	>2.419,6	179,3	1.986,3	>2.419,6
Dezembro	727,0	>2.419,6	>2.419,6	52,0	461,1	238,2
Janeiro	2.419,6	2.419,6	2.419,6	178,5	1.046,2	547,5
Fevereiro	913,9	1.986,3	1.203,3	307,6	920,8	410,6
Março	1.046,2	1.986,3	1.553,1	57,3	145,5	275,5
Abril	2.419,6	2.419,6	2.419,6	122,3	325,5	218,7
Mai	1.986,3	1.986,3	1.732,9	41,4	224,7	201,4
Junho	2.419,6	1.413,6	1.046,2	14,6	387,3	195,6
Julho	>2.419,6	25,6	2.419,6	214,2	344,8	435,2

No P1 do Córrego Sarandi os C.T foi o mais elevado entre os três rios. O P2 tanto do Sarandi como do Jardim apresentou em alguns meses valores superiores a >2.419,6 NMP/100 ml, sendo que no Jardim esse valor foi encontrado mais vezes no P2 e no Sarandi no P3. Os valores encontrados nesses dois corpos hídricos estão dentro dos limites estipulados (BRASIL, 1986).

Segundo a resolução CONAMA n°357/05 a *E. coli* em águas de classe II não deve exceder o valor de 1.000 NMP/100 ml em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras, para ser adequada para usos de contato secundário, dessedentação de animais em confinamento, entre outros. O Córrego Sarandi e o Rio Jardim apresentaram resultados de *E. coli* dentro dos limites estipulados pelo CONAMA em todos os pontos de coleta. Os índices de *E. coli* encontrados nesses corpos hídricos provavelmente estão associados as fezes de animais (pecuária) e a uma pequena quantidade de esgoto não tratado (MUNIZ *et al.*, 2011; AQUINO *et al.*, 2009). De acordo com SIMPLÍCIO *et al* (2011) a prática da pecuária pode alterar a qualidade da água de maneira direta, com a passagem dos animais pelo rio, como de forma indireta, em que a fezes dos animais são escoados para o corpo hídrico, contribuindo para os índices de *E. coli*.

5.3 Dados da Precipitação e Diferença da Sazonalidade

A intensa sazonalidade é a principal característica do clima do DF, apresentando grande diferença entre seus dois períodos hidrológicos, a estação da seca e a estação da chuva (LIMA, 2011). A Estação chuvosa tem início por volta do mês de outubro se estendendo até março, a partir de abril até setembro é denominada estação da seca (MUNIZ *et al.*, 2011). O gráfico abaixo (Figura 8) mostra a precipitação mensal do período de estudo no DF.

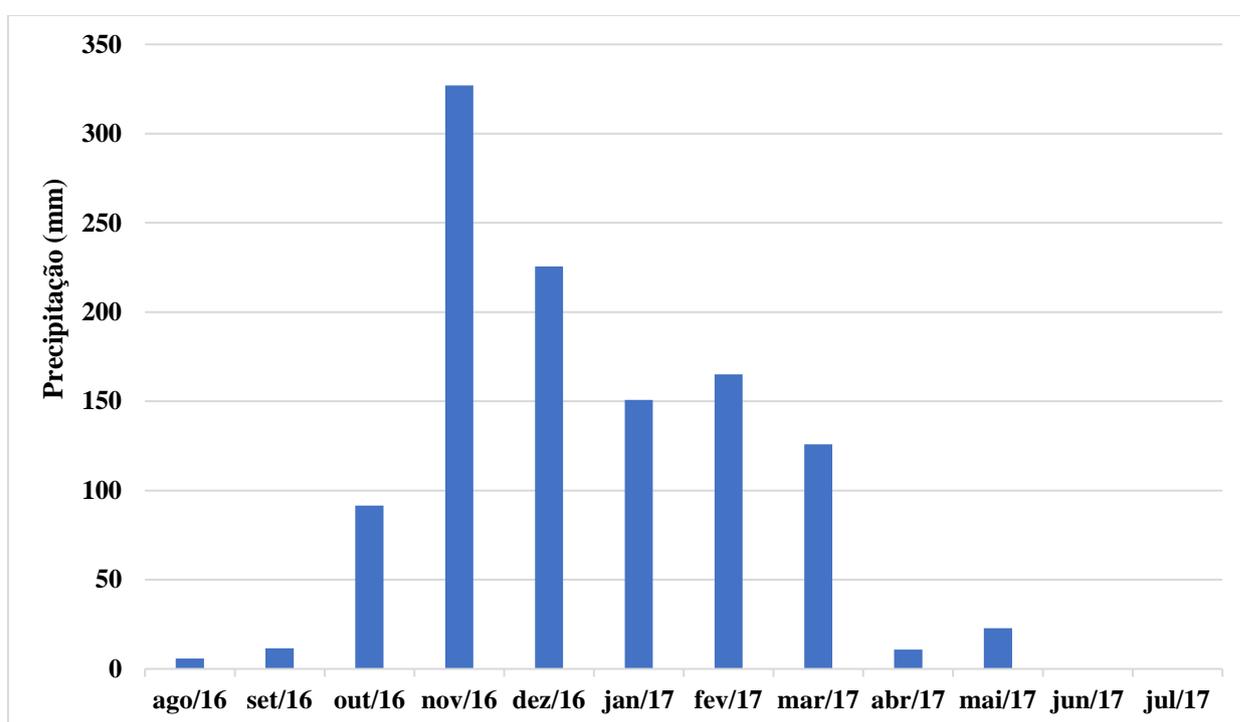


Figura 8: Precipitação mensal do período de estudo: agosto de 2016 a julho de 2017.

Fonte: Laboratório de Biofísica Embrapa Cerrados – DF, 2017. Não publicado.

O período chuvoso (outubro a março) teve uma média de 180,93 mm de chuva, enquanto no período seco (abril a setembro) a média foi de 8,53 mm. O mês de novembro de 2016 apresentou a maior média no ano do estudo, 327,00 mm de chuva, e os meses de junho e julho apresentaram a menor, 0,00 mm. A temperatura no período chuvoso e no período seco foram 22,3°C e 21,3°C, respectivamente.

A análise estatística foi realizada com os 21 parâmetros, físico-químicos e biológicos (Tabela 5) a fim de observar se houve diferença significativa entre os parâmetros nos períodos de seca e chuva. Inicialmente foi aplicado o teste de

normalidade *Kolmogorov-Smirnov* (K-S) para observar a distribuição dos dados, para os parâmetros que tiveram distribuição normal o teste T foi utilizado, e para os que apresentaram distribuição ordinária foi aplicado o teste Wilcoxon - Mann Whitney (U). Os testes foram realizados na matriz de dados (36 amostras por 21 parâmetros) dos três corpos hídricos estudados.

Tabela 5. Valores de *p* para o teste de normalidade K-S e comparação entre os períodos seca e chuva por meio dos testes T e U.

Parâmetros	Ribeirão Sobradinho		Córrego Sarandí		Rio Jardim	
	Teste K-S ¹	Teste T/U ²	Teste K-S ¹	Teste T/U ²	Teste K-S ¹	Teste T/U ²
Temp °C	0,396	0,002^T	0,968	0,004^T	0,374	0,006^T
OD (mg.L ⁻¹)	0,275	0,412 ^T	0,859	0,110 ^T	0,326	0,617 ^T
pH	0,198	0,148 ^T	0,860	0,306 ^T	0,989	<0,001^T
Cond (µS/cm)	0,140	0,653 ^T	0,726	0,586 ^T	0,340	0,464 ^T
STD (mg.L ⁻¹)	0,222	0,337 ^T	0,747	0,979 ^T	0,168	0,944 ^T
Dur (mg.L ⁻¹)	0,002*	0,046^U	0,073	0,135 ^T	0,067	0,468 ^T
Turb (UNT)	0,022*	0,742 ^U	0,001*	0,457 ^U	0,173	0,431 ^T
C.T	<0,001*	0,655 ^U	<0,001*	0,122 ^U	0,005*	0,747 ^U
<i>E Coli</i>	0,005*	1,00 ^U	0,003*	0,375 ^U	0,010*	0,159 ^U
P- TD (mg.L-1)	<0,001*	0,987 ^U	0,001*	0,111 ^U	<0,001*	0,260 ^U
Na ⁺ (mg.L-1)	0,001*	0,141 ^U	0,046*	0,103 ^U	0,930	0,570 ^T
K ⁺ (mg.L-1)	0,023*	0,835 ^U	0,063	0,018^T	0,013*	0,073 ^U
NH ₄ ⁺ (mg.L-1)	0,028*	0,456 ^U	<0,001*	0,081 ^U	<0,001*	0,391 ^U
Ca ₂ ⁺ (mg.L-1)	0,893	0,297 ^T	0,812	0,591 ^T	<0,001*	0,949 ^U
Mg ₂ ⁺ (mg.L-1)	0,501	0,579 ^T	0,269	0,325 ^T	0,054	0,907 ^T
Fl ⁻ (mg.L-1)	0,060	0,727 ^T	<0,001*	0,338 ^U	0,036*	0,765 ^U
Cl ⁻ (mg.L-1)	0,018*	0,790 ^U	0,103	0,986 ^T	<0,001*	0,014^U
NO ₂ ⁻ (mg.L-1)	<0,001*	0,367 ^U	<0,001*	0,344 ^U	<0,001*	n.d ^U
NO ₃ ⁻ (mg.L-1)	0,001*	0,358 ^U	0,018*	0,472 ^U	<0,001*	1,00 ^U
PO ₄ ³⁻ (mg.L-1)	<0,001*	0,731 ^U	<0,001*	n.d ^U	<0,001*	0,344 ^U
SO ₄ ²⁻ (mg.L-1)	<0,001*	0,930 ^U	<0,001*	n.d ^U	<0,001*	0,163 ^U

Teste K-S - *Kolmogorov-Smirnov*¹ / Teste T (variáveis com distribuição normal), Teste U - *Wilcoxon-Mann Whitney* (variáveis com distribuição ordinária)² / TEMP = Temperatura / OD = Oxigênio Dissolvido / COND = Condutividade / STD = Sólidos Totais Dissolvidos / DUR = Dureza Total / TURB = Turbidez / C.T = Coliformes Totais / *E Coli* = *Escherichia coli* / P-TD = Fósforo Total Dissolvido/ n.d = não detectado/ (*) *p* <0,05.

A partir do teste K-S, no Ribeirão Sobradinho foi determinado que nos parâmetros Temp, OD, pH, Cond, STD, Ca_2^+ , Mg_2^+ e F^- fossem aplicados o teste T, visto que os mesmos apresentaram distribuição normal, e nos demais parâmetros (que estão com *) foi utilizado o teste U, pois apresentaram distribuição ordinária. No Córrego Sarandi os parâmetros Temp, OD, pH, Cond, STD, Dur, K^+ , Ca_2^+ , Mg_2^+ , e Cl^- apresentaram distribuição normal e os outros (*) tiveram distribuição ordinária, aplicando-se o teste U. No Rio Jardim o teste T foi aplicado nos parâmetros Temp, OD, pH, Cond, STD, Dur, Turb, Na^+ e Mg_2 , os demais parâmetros foram submetidos ao teste U.

A temperatura apresentou diferença significativa entre os períodos hidrológicos nos três corpos hídricos. A temperatura das águas é influenciada diretamente pela temperatura do ar (ANGELOCCI e VILLA-NOVA, 1995), sendo a média de temperatura do período chuvoso mais alta que média do período de seca.

No Ribeirão Sobradinho, a dureza também apresentou diferença estatística significativa, a média deste parâmetro no período seco foi $30,5 \text{ mg.L}^{-1}$, enquanto no período chuvoso foi $27,3 \text{ mg.L}^{-1}$. Apesar dos íons Ca_2^+ e Mg_2^+ serem os principais influenciadores da dureza (MUNIZ, 2014), os mesmos apresentaram médias superiores no período chuvoso, porém não são diferenças significativas como está exposto na Tabela 8. Outros elementos como ferro, manganês, estrôncio, zinco e alumínio também atribuem dureza a água (PARRON *et al.*, 2011), possivelmente esses elementos, que não foram analisados neste monitoramento encontraram-se mais elevados no período da seca, conferindo maior dureza para a água nesta estação.

No Córrego Sarandi o K^+ obteve diferença significativa entre seca e chuva. A média deste íon no período seco foi de $0,313 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo superior ao período de chuva, que foi de $0,162 \text{ mg.L}^{-1}$. O K^+ é muito utilizado na atividade agrícola, presente em fertilizantes (CETESB, 2009), provavelmente o K^+ encontrado nas amostras é proveniente do uso no plantio de culturas na proximidade do Sarandi, e o K^+ deve ter sido utilizado em maiores quantidades no período da seca.

O pH e o Cl^- apresentaram diferença significativa entre os períodos hidrológicos no Rio Jardim. A média do pH foi mais elevada no período de seca 6,20, e no período da chuva apresentou a média 5,70, como já citado aqui os solos do cerrado são naturalmente ácidos, o que reflete em suas águas (CARMO *et al.*, 2005), a diminuição do pH pode ser explicada pelo escoamento superficial de incrementos de nutrientes

presentes no solo na época da chuva, que ao atingir o corpo hídrico diminui o valor do pH (MUNIZ, 2014).

O Cl^- ocorreu o inverso, sua média no período chuvoso foi $1,85 \text{ mg.L}^{-1}$, e no período seco foi $0,47$, provavelmente o Cl^- presente no solo, proveniente de fertilizantes que adubam as plantações da região foi escoado na época da chuva para o corpo hídrico, aumentando sua concentração.

Segundo um estudo de TOLEDO e NICOLLELA (2002) sobre uma microbacia localizada sob o uso agrícola e urbano, verificou-se que a influência dos períodos hidrológicos foi pouco significativa. Como pode ser observado neste monitoramento a diferença sazonal não foi de grande significância também, dos 21 parâmetros analisados apenas a Temperatura foi significativa nos 3 corpos hídricos, a dureza foi significativa no Sobradinho, o K^+ no Sarandi e o pH e Cl^- no Jardim, totalizando apenas 5 parâmetros com diferença significativa entre os períodos hidrológicos.

5.4 Análises das Componentes Principais (ACP/PCA)

Inicialmente a PCA foi aplicada na matriz de dados de cada rio, contemplando toda a amostragem (36 coletas), com todos os pontos e todos os parâmetros (variáveis). Após rodar a primeira PCA de cada corpo hídrico, com as 21 variáveis, estabeleceu-se o valor igual ou superior de $0,60$ para considerar a variável com carga importante na componente principal. De acordo com Hair *et al.* (2005) cargas de $\pm 0,60$ mostram que as variáveis contribuem adequadamente para a variação dos dados, podendo contribuir de forma positiva ou negativa.

Na avaliação da qualidade da água, as duas primeiras componentes principais geradas na análise explicam grande parte da variação dos dados originais, entre 60 e 90%, sendo que na maioria dos casos essa porcentagem de explicação é suficiente para explicar a matriz de dados completa sem perda significativa de informação (MEIRELES *et al.*, 2010). Todas as análises realizadas tiveram a porcentagem de explicação superior a 60%.

Após rodar a primeira PCA de cada corpo hídrico as variáveis que apresentaram carga abaixo de $0,60$ foram excluídas da matriz de dados. Nas Tabelas 6, 7 e 8 está exposto as variáveis e suas respectivas cargas, as porcentagens de variação e a

porcentagem total explicada na PCA do Ribeirão Sobradinho, Córrego Sarandi e do Rio Jardim, respectivamente.

Tabela 6. Cargas das componentes principais, porcentagem de variação e porcentagem total explicada do Ribeirão Sobradinho.

Ribeirão Sobradinho		
Variáveis	CP1	CP2
OD	-0,832	0,021
Ph	0,743	0,118
Cond	0,918	0,047
STD	0,965	-0,013
Dureza	0,725	0,069
Turbidez	0,636	0,347
E. Coli	0,801	0,404
Sódio	0,093	0,896
Potássio	0,881	-0,218
Amônio	0,852	-0,342
Cálcio	0,721	0,253
Magnésio	0,904	0,114
Fluoreto	0,813	-0,261
Cloreto	0,928	-0,245
Fosfato	0,798	-0,154
Sulfato	-0,019	0,946
% de Variação	60,06	15,00
% Total Explicada	75,06	

As variáveis OD, pH, cond, STD, dureza, turbidez, *E. coli*, potássio, amônio, cálcio, magnésio, fluoreto, cloreto e fosfato apresentaram cargas significantes na primeira componente principal (CP1) e as variáveis sódio e sulfato apresentaram carga significantes na CP2. A porcentagem total explicada foi de 75,06%, em que a CP1 explicou 60,06% e a CP2 explicou 15,00%.

Na projeção espacial (Figura 9) da PCA do Sobradinho, a maior parte das variáveis se concentraram nos quadrantes 3 e 4, evidenciando a representatividade do sódio e sulfato na CP2 e das outras variáveis na CP1, apenas o OD está localizado no quadrante 1, observando assim uma correlação negativa desta variável com as demais.

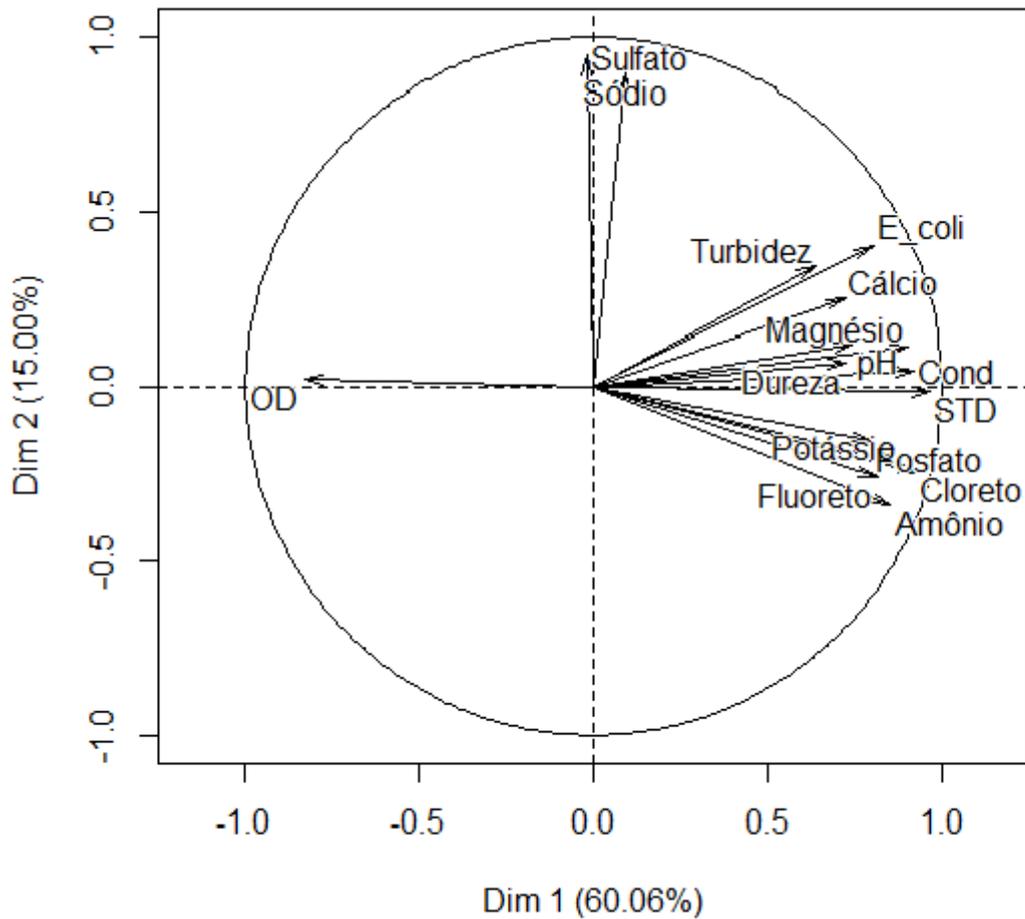


Figura 9. Projeção espacial da ordenação das variáveis representativas nas componentes principais 1 e 2 do Ribeirão Sobradinho.

No córrego Sarandi as variáveis que apresentaram cargas significativas na CP1 foram condutividade, STD, turbidez, cálcio, cloreto e nitrato, e na CP2 o fósforo (Fósforo Total Dissolvido) apresentou carga significativa. A CP1 teve uma variação de 51,02% e a CP2 apresentou a variação de 15,47%, explicando no total 66,49% dos dados.

Tabela 7. Cargas das componentes principais, porcentagem de variação e porcentagem total explicada do Córrego Sarandi.

Córrego Sarandi		
Variáveis	CP1	CP2
Cond	0,915	-0,208
STD	0,882	-0,299
Turbidez	0,622	0,359
Fósforo	0,188	0,856
Cálcio	0,758	-0,104
Cloreto	0,626	0,274
Nitrato	0,750	-0,029
% de Variação	51,02	15,47
% Total Explicada	66,49	

Todas as variáveis estão posicionadas nos quadrantes 3 e 4 (Figura 10), não ocorrendo nenhuma correlação negativa significativa entre as mesmas. É possível observar a representatividade do fósforo na CP2 e a relevância das demais variáveis na CP1.

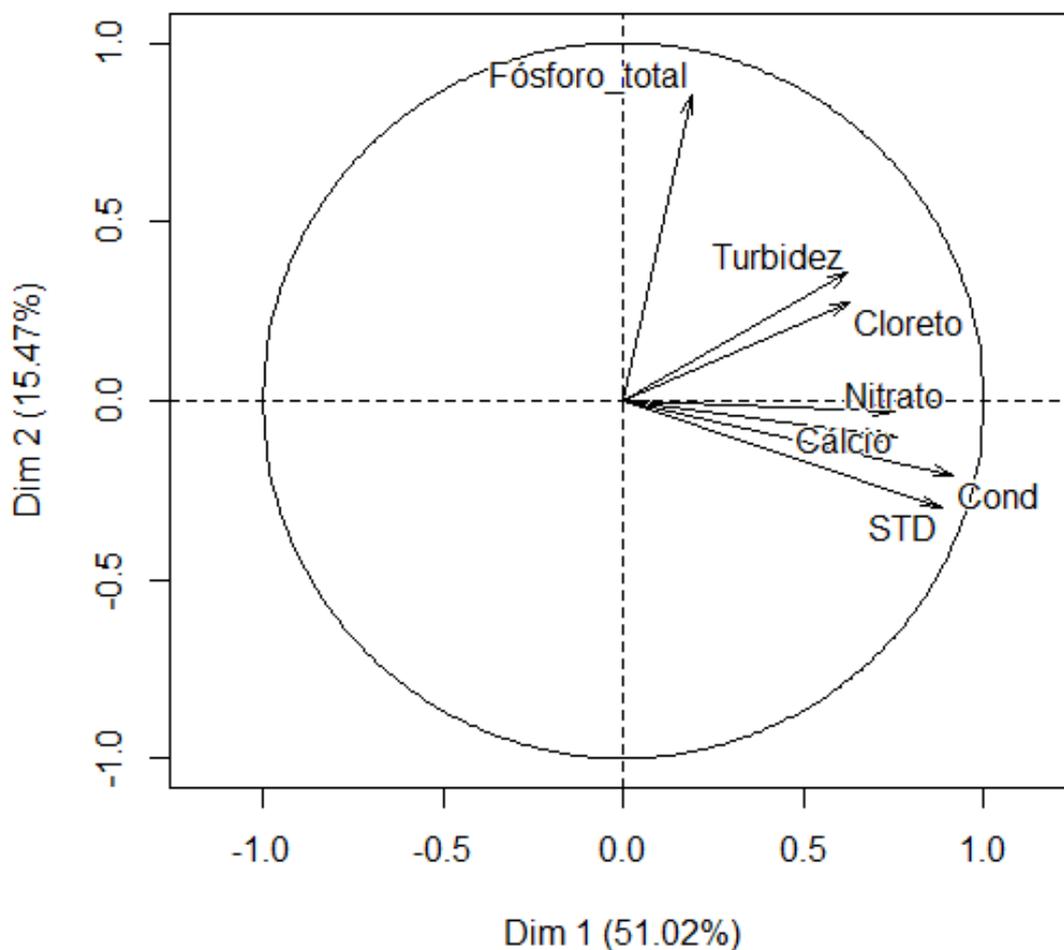


Figura 10. Projeção espacial da ordenação das variáveis representativas nas componentes principais 1 e 2 do Córrego Sarandi.

No Rio Jardim as variáveis que obtiveram carga igual ou superior a 0,60 foram a cond, STD, fósforo, potássio, amônio, cálcio, magnésio, cloreto, nitrato, fosfato e sulfato. Sendo a cond, STD e o sulfato com maior relevância na CP2 e as outras variáveis com maior representatividade na CP1. A porcentagem de explicação total nesta análise foi de 87,36%, correspondendo a CP1 66,06% e a CP2 21,30%.

Tabela 8. Cargas das componentes principais, porcentagem de variação e porcentagem total explicada do Rio Jardim.

Rio Jardim		
Variáveis	CP1	CP2
Cond	0,164	0,924
STD	0,102	0,890
Fósforo	0,946	-0,087
Potássio	0,913	-0,017
Amônio	0,919	-0,038
Cálcio	0,951	0,007
Magnésio	0,904	0,000
Cloreto	0,969	0,000
Nitrato	0,985	-0,010
Fosfato	0,957	-0,046
Sulfato	-0,072	0,0826
% de Variação	66,06	21,30
% Total Explicada	87,36	

O sulfato, STD e a cond se concentraram nos quadrantes 1 e 2, sendo evidente que suas cargas são representativas na CP2. As variáveis fósforo, amônio, cálcio, magnésio, cloreto, nitrato e fosfato com total representatividade na CP1 estão ordenado nos quadrantes 3 e 4.

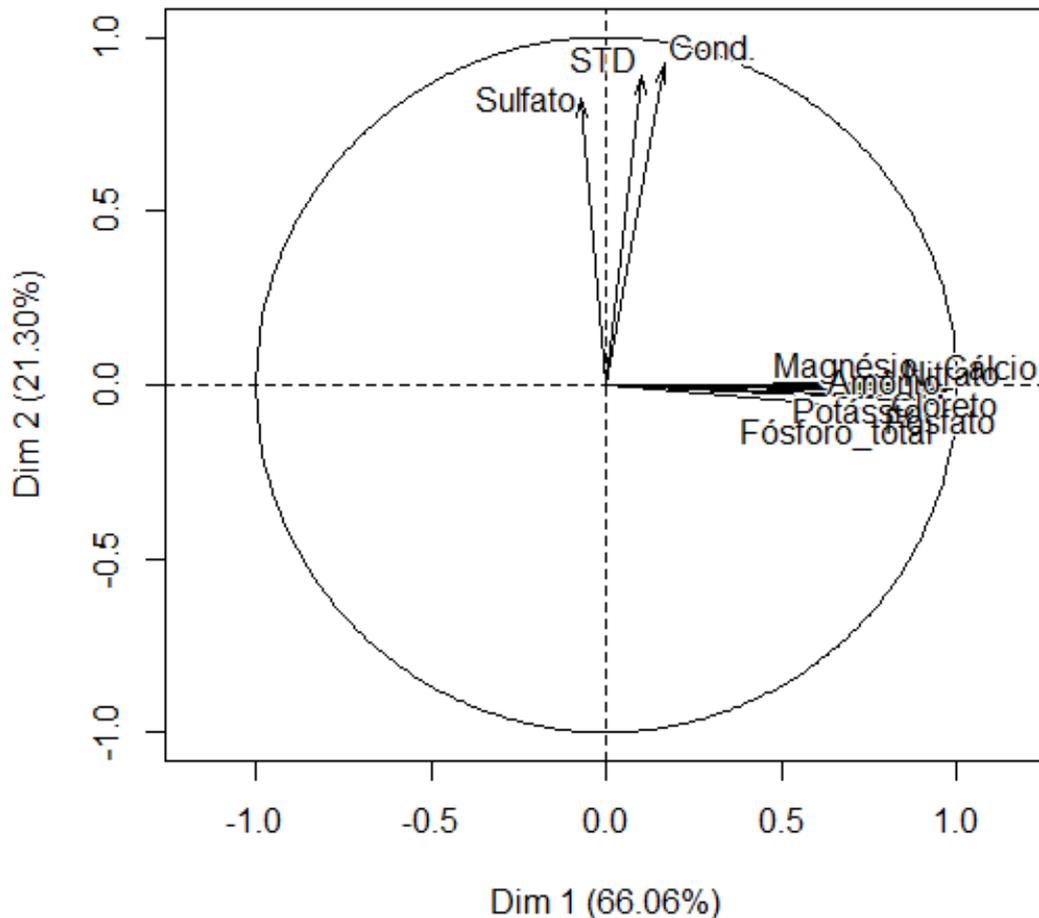


Figura 11. Projeção espacial da ordenação das variáveis representativas nas componentes principais 1 e 2 do Rio Jardim.

Após realizar as Análises de Componente Principal para cada corpo hídrico separadamente, foi rodado uma PCA com os dados do Ribeirão Sobradinho, Córrego Sarandi e o Rio jardim juntos, a fim de observar o diagrama de dispersão (Figura 12) dos três corpos hídricos. É possível observar como as características gerais do Ribeirão Sobradinho se diferem do Sarandi e do Jardim, e como os dois últimos são semelhantes.

A provável explicação para isso se deve ao fato do Sobradinho ser um corpo hídrico urbano, com fonte pontual de poluição provida da ETE de Sobradinho, e a similaridade entre o Sarandi e o Jardim possivelmente está no fato de ambos estarem presentes em meio rural, tendo a agricultura e pecuária como fonte de contaminação antropogênica.

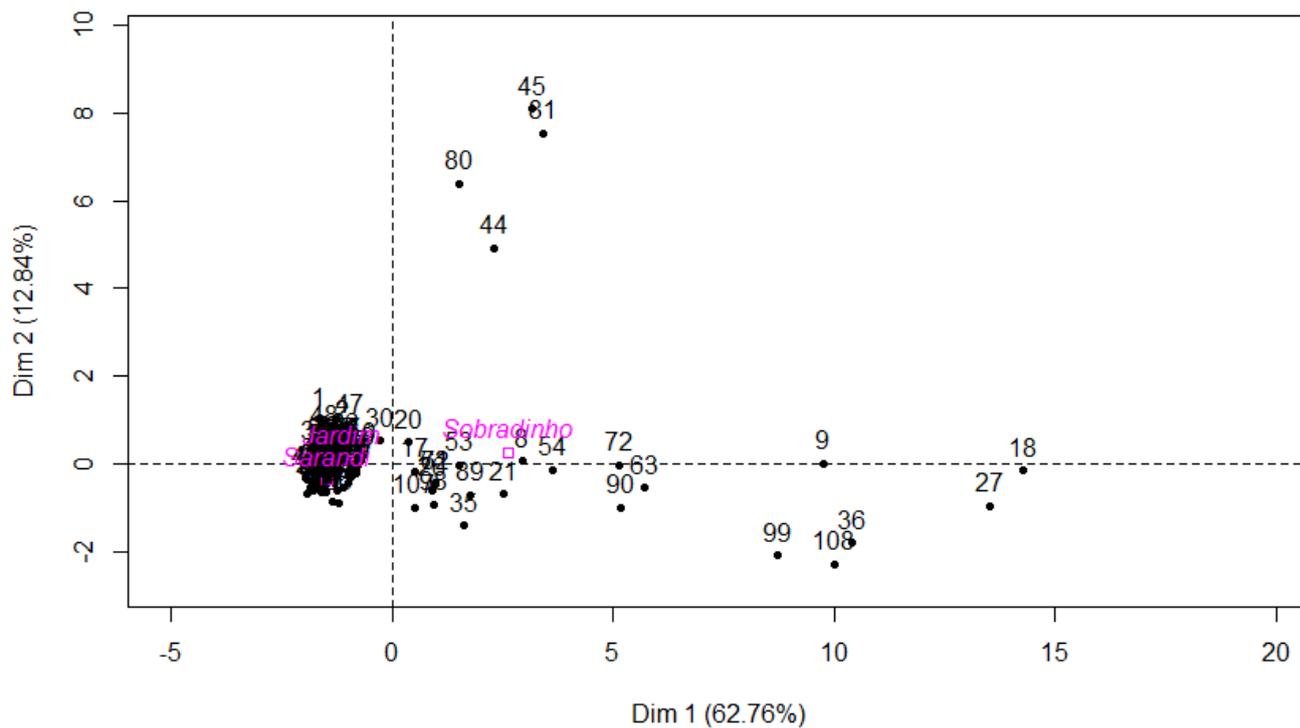


Figura 12. Diagrama de dispersão do Ribeirão Sobradinho, Córrego Sarandi e Rio Jardim nas componentes principais 1 e 2.

Após o resultado do diagrama de dispersão, evidenciando a diferença do sobradinho com os outros dois rios, foi gerada uma PCA com Córrego Sarandi e o Rio Jardim juntos, a fim de observar os parâmetros ordenados (Tabela 9).

Tabela 9. Cargas das componentes principais, porcentagem de variação e porcentagem total explicada do Córrego Sarandi e do Rio Jardim.

Córrego Sarandi e Rio Jardim		
Variáveis	PC1	PC2
Cond	0.248	0.912
STD	0.196	0.887
Fósforo	0.942	-0.119
Potássio	0.885	-0.023
Amônio	0.964	-0.072
Cálcio	0.948	-0.011
Magnésio	0.887	0.021
Cloreto	0.966	-0.038
Nitrato	0.978	-0.056
Fosfato	0.948	-0.103
Sulfato	-0.016	0.808
% de Variação	65.30	20.99
% Total Explicada	86.29	

Na CP1 foram ordenados o fósforo, potássio, amônio, cálcio, magnésio, cloreto, nitrato e fosfato, e na CP2 a condutividade, STD e o sulfato apresentaram valores acima de 0,6 sendo variáveis significantes. A primeira CP obteve uma variação de 65,30% e a PCA explicou um total de 86,30%. A turbidez que tinha sido ordenada na PCA do Sarandi (Tabela 9) com o valor de 0,622 não foi considerada significativa nesta PCA. O potássio, amônio, magnésio, fosfato e sulfato tinham sido considerados anteriormente apenas na PCA do Jardim, e na junção das duas eles foram incorporados. A condutividade, STD, fósforo, cálcio, cloreto e nitrato já estavam ordenados nas duas PCA's separadamente e assim foram mantidas na PCA dos dois corpos hídricos.

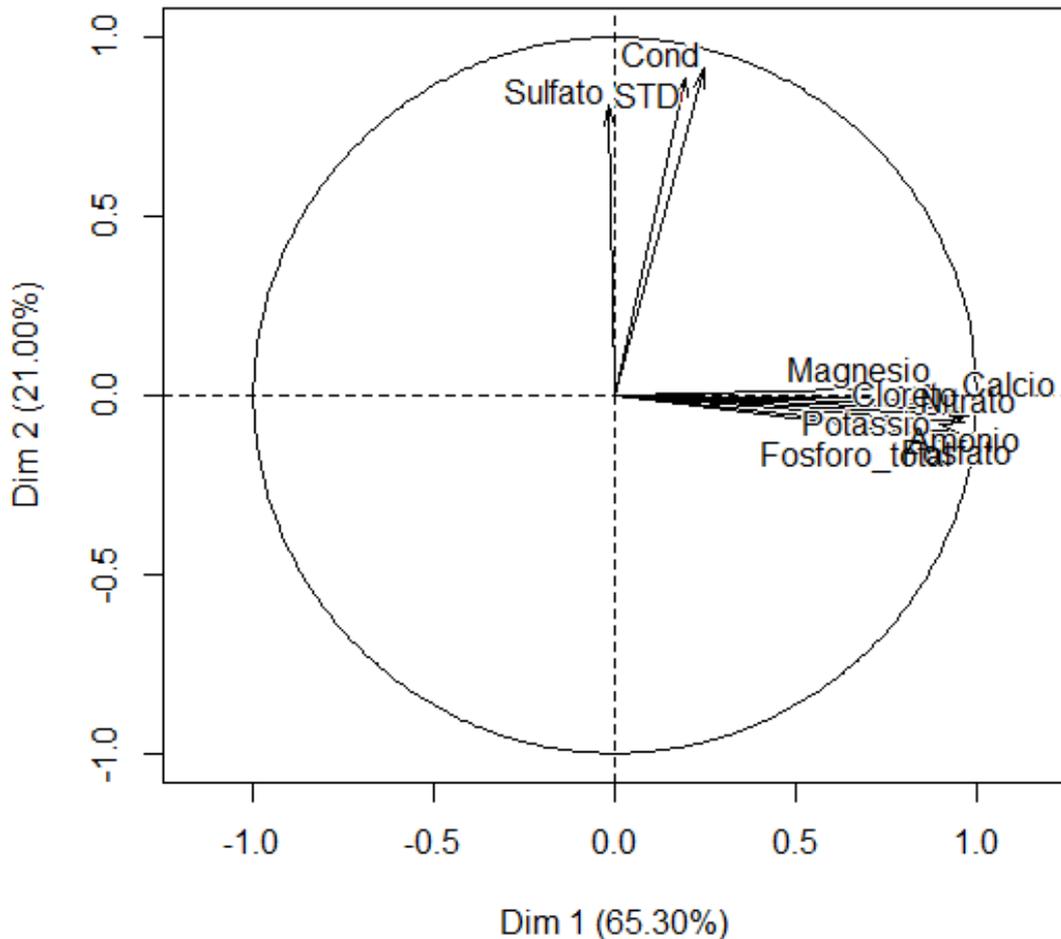


Figura 13. Projeção espacial da ordenação das variáveis representativas nas componentes principais 1 e 2 do Córrego Sarandi e do Rio Jardim.

O sulfato, STD e a condutividade são significativos na CP2 e as demais variáveis são representativas na CP1.

5.5. Os Dados e a Proposição de Melhores Parâmetros para um IQA do DF

De acordo com as PCA's, os parâmetros com carga significativa, ou seja, representativos, que foram comuns aos três corpos hídricos separadamente são a condutividade, STD, cálcio e cloreto. Dentre esses parâmetros apenas o STD e cloreto são listados na Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005a), e nenhum deles estão incorporados no IQA tradicional (ANA, 2016), o cloreto é usado no IQA do DF (CAESB, 2017). Considerando a PCA do Sobradinho e PCA do Córrego Sarandi e do Rio Jardim juntos, os parâmetros compartilhados pelas duas análises são a

condutividade, STD, potássio, amônio, cálcio, magnésio, cloreto, fosfato e sulfato, sendo que a PCA dos rios juntos selecionou 11 parâmetros e a PCA do Sobradinho selecionou 16.

A diferença existente entre o Ribeirão Sobradinho (rio urbano) e o Córrego Sarandi e Rio Jardim (rios rurais) é considerável, isso foi evidenciado tanto na estatística descritiva dos parâmetros físico-químicos, como nas PCA's.

A alteração nos valores de P1 (nascente) para o P3 (jusante da ETE) do Ribeirão Sobradinho ocorreu em mais parâmetros e em maior proporção que nos outros dois rios. Observando as médias de cada parâmetro físico-químico do Sobradinho (Tabela 1) é possível constatar que os STD aumentaram cerca de 90 vezes do P1 para o P3, a dureza aumentou por volta de 70 vezes, o amônio apresentou um acréscimo de cerca de 50 vezes da nascente para o P3, a condutividade aumentou aproximadamente 40 vezes, o cloreto teve uma ampliação de cerca de 25 vezes, o fósforo total dissolvido e o nitrato aumentaram aproximadamente 20 vezes e ainda o potássio e a turbidez tiveram um acréscimo de cerca de 15 e 10 vezes, respectivamente do P1 para o P3. Nos dados biológicos do Sobradinho tanto os coliformes totais como a *Escherichia coli* apresentaram valores >2.419,6 NMP/100 ml em todos os meses do P3.

Na Análise das Componentes Principais (PCA) do Ribeirão Sobradinho (Tabela 6) foram selecionados 16 parâmetros considerados significativos, ou seja, com carga importante nas componentes principais 1 e 2, sendo igual ou superior a 0,60 como é recomendado por Hair *et al.* (2005), demonstrando a necessidade de utilizar mais parâmetros para analisar a qualidade da água. Entre os parâmetros que apresentaram um aumento mais significativo apenas o fósforo e o nitrato não foram selecionados pela PCA.

O Córrego Sarandi e o Rio Jardim apresentaram menos parâmetros com grandes alterações entre P1 e P3. No Sarandi apenas o nitrato, a turbidez e os STD apresentaram um aumento considerável, ainda assim em proporções bem inferiores a observada no Sobradinho. O nitrato aumentou cerca de 6 vezes e a Turbidez cerca de 4 vezes, os STD quase dobraram. No Rio Jardim, além dos STD que também quase dobrou do P1 para o P3, o nitrato apresentou um acréscimo de aproximadamente 23 vezes da média do P1 para a média do P3, o fluoreto aumentou cerca de 5 vezes, e os parâmetros potássio, cálcio, magnésio e condutividade quase dobraram.

Na PCA do Córrego Sarandi (Tabela 7) foram selecionados 7 parâmetros com representatividade nas componentes principais, sendo que o nitrato, a turbidez e os STD

estão dentre os 7. No Rio Jardim foram 11 parâmetros selecionados na PCA (Tabela 8) e entre os parâmetros acima que apresentaram um aumento maior do P1 para o P3, apenas o fluoreto não foi ordenado como significativo.

As diferenças observadas em todas as análises deste trabalho demonstram a necessidade de dois grupos de parâmetros para constituir o Índice de Qualidade de Água, sendo um índice para rios de ambiente urbano, e um para rios de ambiente rural. Para a proposição destes dois grupos de parâmetros na formação de IQA's para o DF foram considerados os resultados da PCA do Ribeirão Sobradinho (Tabela 6) e da PCA do Córrego Sarandi e do Rio Jardim juntos (Tabela 9), ou seja, os parâmetros que essas duas análises selecionaram.

A condutividade é um parâmetro muito relevante na análise de qualidade da água, pois pode advertir sobre altos teores de muitos parâmetros inorgânicos nos rios. Segundo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005) a condutividade depende entre outros fatores da presença de íons na água, e soluções com mais compostos inorgânicos são melhores condutores. Além dos íons inorgânicos a condutividade apresenta boa correlação com outros parâmetros. No Sobradinho a correlação foi significativa com íons K^+ (0,79), NH_4^+ (0,81), Mg_2^+ (0,79) e Cl^- (0,84), e com os STD (0,91). A correlação no Córrego Sarandi foi significativa com o STD (0,93), assim como no Rio Jardim (0,80).

Como já foi visto nos resultados deste monitoramento, o Ribeirão Sobradinho apresentou os valores mais alterados quanto à qualidade da água, fato explicado provavelmente pela fonte pontual de contaminação urbana, a ETE Sobradinho. A condutividade apresentou correlação com vários íons inorgânicos apenas neste corpo hídrico, o que pode ser interpretado como uma advertência para a poluição do rio. No Sarandi e Jardim não foi observada altas correlações entre a condutividade e os íons, outro fato que reforça a diferença mostrada no diagrama de dispersão dos rios (Figura 12), evidenciando a diferença entre o corpo hídrico urbano (Ribeirão Sobradinho) e os rurais (Córrego Sarandi e Rio Jardim). Esse parâmetro foi selecionado tanto na PCA do Sobradinho, quanto na PCA do Sarandi e Jardim, e também apresentou variação de P1 para P3 no Ribeirão Sobradinho e no Rio Jardim, assim será incorporado no índice de qualidade do rio urbano e rural, pois seus altos valores podem sinalizar possíveis contaminações e impactos sofridos pelos rios (WANICK *et al.*, 2011) e principalmente modificações em sua concentração mineral (CETESB, 2009).

Os STD é a soma de todos os compostos químicos dissolvidos na água e suas principais fontes são águas receptoras de zonas agrícolas e fontes pontuais de descarga de esgoto (PARRON *et al.*, 2011), os STD também foram ordenados em todas as PCA's e apresentaram variação entre P1 e P3 em todos os corpos hídricos, porém este parâmetro apresentou alta correlação com condutividade em todas as PCA'S. No Sobradinho a correlação entre STD e condutividade foi de 0,91 e na PCA do Sarandi e Jardim juntos foi de 0,83, sendo assim será proposto para o IQA do DF apenas a condutividade. O cloreto e o cálcio também foram selecionados em todas as PCA's, sendo assim farão parte da proposição no grupo de parâmetros do IQA urbano e do IQA rural. O cálcio quase dobrou do P1 para o P3 do Jardim, e o cloreto apresentou um aumento considerável de P1 para P3 do Sobradinho. De acordo com a CETESB (2009) o cloreto é proveniente da percolação de solos e rocha e de fontes de lançamento de esgoto.

Os parâmetros potássio, amônio e magnésio também foram ordenados na PCA do Ribeirão Sobradinho, o rio urbano, e do Córrego Sarandi e Rio Jardim juntos, os rios rurais. O potássio e o amônio apresentaram aumento de 15 e 50 vezes, respectivamente, do P1 para o P3 do Sobradinho. O potássio e o magnésio no Rio Jardim quase dobraram suas concentrações do P1 para o P3. Pelos resultados dessas análises, esses parâmetros serão indicados no IQA tanto urbano quanto rural do DF. Sendo que o potássio pode ser largamente encontrado nas águas provenientes de escoamento em áreas agrícolas e o amônio além de poder ter suas concentrações aumentadas em áreas agrícolas devido o uso de fertilizantes, também pode ser alterado com lançamento de efluentes industriais e de estações de tratamento de esgoto (PARRON *et al.*, 2011).

O fosfato e sulfato apareceram em baixas quantidades em todos os corpos hídricos deste estudo. No Rio Jardim aproximadamente 90% das amostras não constaram a presença destes compostos, no Ribeirão Sobradinho cerca de 80% das amostras não foram detectadas, e no Córrego Sarandi não foi detectado nenhum valor desses parâmetros, tanto que na PCA só do Sarandi o fosfato e o sulfato não foram ordenados, mas quando uniu os dados do Sarandi aos do Jardim na PCA, esses parâmetros foram selecionados, pois estavam ordenados na PCA só do Jardim. A seleção deles pela PCA deve ter ocorrido porque apresentaram uma variação, pois em muitos pontos a presença deles não foi detectada e em alguns pontos de alguns meses eles foram encontrados. De acordo com PARRON *et al.* (2011) esses parâmetros podem aumentar suas concentrações em águas receptoras de efluentes de esgoto ou por meio do

escoamento superficial de área agrícola, encaixando-se assim nas atividades antropogênicas deste estudo, que causam alterações na qualidade da água. Porém, por terem sido detectados em poucos meses e em valores baixos ao longo do monitoramento o fosfato e o sulfato não serão propostos nos IQA's urbano e rural do DF.

O nitrato e o fósforo foram selecionados apenas na PCA do Córrego Sarandi e do Rio Jardim (rios rurais). O nitrato aumenta sua concentração no solo quando é adicionado fertilizante, que por sua vez aumentará a concentração deste composto na água (MUNIZ, 2014), o nitrato teve um acréscimo de 23 vezes do P1 para o P3 do Rio Jardim. O fósforo é encontrado nas águas, entre outras fontes, provenientes de fertilizantes e pesticidas drenados de zonas agrícolas (CETESB, 2009). Assim, ambos os parâmetros são sugeridos no IQA rural. Apesar de esses parâmetros terem apresentado considerável aumento de P1 para P3 do Ribeirão Sobradinho, eles não foram ordenados como significantes nas componentes principais da PCA do Sobradinho.

Os parâmetros que foram selecionados apenas na PCA do Ribeirão Sobradinho foram o OD, pH, dureza, turbidez, sódio, fluoreto e *E. coli*. O OD apresentou correlação negativa com vários parâmetros, mostrando-se importante na avaliação da qualidade da água urbana do DF. De acordo com WANICK *et al.* (2011) o OD é um importante parâmetro relacionado a impactos antrópicos devido a expansão urbana. O OD indica também a condição do corpo hídrico do ponto de vista ambiental, sendo que sua redução acarreta implicações para os organismos presentes na água (SCHEFFER e BUCH, 2010). Dessa forma, esse parâmetro é proposto na composição do IQA urbano.

O pH esteve abaixo do limite estabelecido pelo CONAMA muitas vezes ao longo desse monitoramento, porém já foi explicado que isso é uma característica natural da região, que reflete os solos ácidos do bioma (CARMO *et al.*, 2005). O pH não tem implicações diretas na saúde humana, mas está relacionada com vários outros parâmetros de potabilidade da água para o consumo humano (COSTA e FERRERA, 2015). Este parâmetro foi ordenado como significativo na PCA do sobradinho, então é indicado no IQA urbano do DF.

A dureza, selecionada na PCA do Sobradinho teve um aumento de cerca de 70 vezes do P1 para o P3 deste rio. A dureza, de acordo com os resultados do monitoramento desse estudo é baixa em águas naturais, como a nascente, porém com o aumento da intervenção antrópica os valores tendem a ficar mais elevados, podendo evidenciar contaminação no corpo hídrico. Além de esse parâmetro poder aumentar

naturalmente por meio da decomposição das rochas, de acordo com Muniz (2014) a poluição direta de fontes antropogênicas também resulta em maior dureza na água. Dessa forma este parâmetro é proposto para o IQA urbano do DF.

A turbidez é um parâmetro com importância em áreas urbanas, pois pode sofrer mais alterações em ambientes com o solo compactado, como asfalto, por exemplo, e em áreas com o solo desprotegido (WANICK *et al.*, 2011), sendo ordenado na PCA do Ribeirão Sobradinho esse parâmetro é sugerido no IQA urbano.

O sódio e o fluoreto também foram selecionados na PCA do sobradinho como parâmetros significativos. Ambos os parâmetros podem apresentar aumento na água devido ao despejo de efluentes de estações de tratamento de esgoto (CETESB, 2009; PARRON *et al.*, 2011), assim, esses parâmetros são indicados para o IQA urbano do DF.

A *E. coli* é a principal indicadora de contaminação fecal e possível presença de organismos patogênicos (BRASIL, 2005c), a presença desta bactéria em concentrações elevadas deixa a água imprópria para diversas atividades (SILVA e BRINGUEL, 2007), sendo que este parâmetro biológico foi ordenado na PCA do Sobradinho, e é sugerida para compor o IQA urbano do DF. Apesar da *E. Coli* não ter sido ordenada na PCA dos rios rurais, pois apresentou a carga de 0,522 na componente principal (um pouco abaixo do recomendado que é 0,60), é um parâmetro biológico importante, como citado acima, de tal maneira que também será incorporado no IQA rural.

Dessa forma, entre os 21 parâmetros iniciais analisados, propõe-se uma seleção de 13 parâmetros para a definição de um IQA em áreas urbanizadas (Ribeirão Sobradinho), e é indicado 9 parâmetros para a proposição de um IQA em áreas rurais (Córrego Sarandi e Rio Jardim) do DF. Os parâmetros selecionados para as regiões urbanizadas e regiões rurais no DF são expostas no Quadro 6.

Quadro 6: Proposição de parâmetros para um IQA urbano e um IQA rural a ser definido no DF.

IQA Urbano	IQA Rural
OD	Condutividade
pH	Fósforo
Condutividade	Potássio
Dureza	Amônio
Turbidez	Cálcio
Sódio	Magnésio
Potássio	Cloreto
Amônio	Nitrato
Cálcio	<i>E. coli</i>
Magnésio	-
Fluoreto	-
Cloreto	-
<i>E. coli</i>	-

6. CONCLUSÃO

Os dados obtidos nesse estudo a partir do monitoramento dos rios por um período de 12 meses e da caracterização dos parâmetros de qualidade da água, evidenciaram as diferenças existentes entre os corpos hídricos.

O Ribeirão Sobradinho é um rio considerado urbano, principalmente por correr por dentro da cidade de Sobradinho no DF e sofrer com o lançamento pontual do efluente da estação de tratamento de esgotos de Sobradinho, o que altera consideravelmente os parâmetros de qualidade após esse ponto.

O Córrego Sarandi e o Rio Jardim são considerados corpos hídricos rurais, pois ambos têm seu curso majoritariamente inserido em área agrícola. Teoricamente a principal fonte não pontual de alteração da qualidade da água desses rios são as atividades agropecuárias presentes no seu entorno.

Apenas 5 parâmetros entre os 21 analisados apresentaram diferenças significativas entre os períodos hidrológicos, sendo assim a diferença sazonal não foi de grande significância neste estudo.

Desse modo, baseando-se na qualidade como manutenção da condição natural o presente estudo evidenciou a premente necessidade da seleção de dois grupos de parâmetros, sendo um exclusivamente para a definição de um IQA para ambientes urbanos, composto por: OD, pH, condutividade, dureza, turbidez, sódio, potássio, amônio, cálcio, magnésio, fluoreto, cloreto e *E. coli*; e o outro para a elaboração de um IQA eminentemente rural, constituído por: condutividade, fósforo, potássio, amônio, cálcio, magnésio, cloreto, nitrato e *E. coli*. A definição dos pesos para cada parâmetro poderão ser objetos de outros estudos quando então haverá a necessidade de definição do uso da água.

A efetivação do uso desses parâmetros divididos em dois grupos poderá minimizar os problemas de qualidade para uso da água e facilitar enormemente as questões de planejamento e enquadramento visando uma melhor gestão dos recursos hídricos no Distrito Federal.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBASI T., ABBASI S. A. Water quality indices. In: Why water-quality indices. Elsevier, p. 04-05. 2012.

ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas). Água - Determinação da dureza total - Método titulométrico do EDTA-Na Método de ensaio. NBR 12621. Rio de Janeiro: ABNT. 1992.

ADASA (Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal). Plano de gerenciamento integrado de recursos hídricos do Distrito Federal: relatório síntese. ADASA, Brasília, 98p. 2012.

ALVARENGA, L. A.; MARTINS, M. P. P.; CUARTAS, L. A.; PENTEADO, V. A.; ANDRADE, A. Estudo da qualidade e quantidade da água em microbacia, afluente do rio Paraíba do Sul – São Paulo, após ações de preservação ambiental. *Amби-Agua*, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 228-240. 2012.

ALVES, I. C. C.; EI-ROBRINI, M.; SANTOS, M. L. S.; MONTEIRO, S. M.; BARBOSA, L. P. F.; GUIMARÃES, J. T. F. Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil). *Acta Amazônica*, v. 42(1), p. 115 – 124. 2012.

ALVES E. C., SILVA C. F., COSSICH E. S., TAVARES C. R. G., SOUZA FILHO E. E. CARNIEL A. Avaliação da qualidade da água da bacia do rio Pirapó – Maringá, Estado do Paraná, por meio de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. *Acta Scientiarum Technology*, v. 30, n. 1, p. 39-48. 2008.

AKKOYUNLU A., AKINER M. E. Pollution evaluation in streams using water quality indices: A case study from Turkey's Sapanca Lake Basin. *Ecological Indicators*, v. 18, p. 501-511. 2012.

ANA (Agência Nacional das Águas). Portal da Qualidade das Águas. Disponível em: <http://portalpnqa.ana.gov.br/default.aspx> - Acesso em 16 de outubro de 2016. 2016.

ANA (Agência Nacional das Águas). Resolução N° 903, de 22 de julho de 2013. Disponível <http://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2013/903-2013.pdf>. Acessado em 17 de outubro de 2016. 2013.

ANA (Agência Nacional de Águas). Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil 2012. Brasília: Agência Nacional de Águas, 264p. 2012.

ANGELOCCI, L.R.; VILA-NOVA, N.A. Variações da temperatura da água de um pequeno lago artificial ao longo de um ano em Piracicaba, SP. *Sci. Agric.*, 52, p. 431-438. 1995.

APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION). Standard methods for the examination of water and wastewater. 22 ed. Washington, DC. 2005.

AQUINO, F. G.; VILELA, M. F.; CAMARGO, W. R. F.; CAMARGO, A. J. A.; OLIVEIRA-FILHO, E. C.; PASSOS, F. B.; SOUSA, S. R. Uso e cobertura do solo, caracterização biótica e de qualidade da água como subsidio para a elaboração do plano de manejo da área da Embrapa. Planaltina – DF: Embrapa Cerrados, 50p. 2009.

ARRUDA, M.B.; PROENÇA, C.E.B.; RODRIGUES, S.; MARTINS, E.S.; MARTINS, R. C.; CAMPOS, R.N. Ecorregiões, Unidades de Conservação e Representatividade Ecológica do Bioma Cerrado. In: SANO, S.; ALMEIDA, S.P.; RIBEIRO, J.F. Cerrado: ecologia e flora. v. 1, p. 229-272. Brasília: Embrapa. 2008.

ASSIS, T.; COUTO-JUNIOR, A.F.; NEVES, G.; REATTO, A.; MARTINS, E.S.; GOMES, M.P.; SENA-SOUZA, J.P.; REIS, A.M.; RAMALHO, L.S.; CLAUDINO, V. C. M. Evolução temporal da cobertura da terra de uma bacia experimental do Cerrado utilizando sensoriamento remoto multisensor e multitemporal. *Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR*, p. 7739-7745. 2013.

BARBOSA, R. P. Avaliação de riscos ambientais na região de Sobradinho, Distrito Federal. Dissertação de Mestrado em Planejamento e Gestão Ambiental. Brasília. 2010.

BOLLMAN, H.A.; MARQUES, D.M. Bases para estruturação de indicadores de qualidade de águas. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 5, p. 37-60. 2000.

BILICH, M. R.; LACERDA, M. P. C. Avaliação da qualidade da água do Distrito Federal (DF), por meio de geoprocessamento. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Goiânia, Brasil, p. 2059-2065. 2005.

BOYACIOGLU, H.; BOYACIOGLU, H. Investigation of Temporal Trends in Hydrochemical Quality of Surface Water in Western Turkey. *Bull Environ Contam Toxicol*, n.80, p. 469–474. 2008.

BRAGA, E. A. S. Determinação dos Compostos Inorgânicos Nitrogenados (amônia, nitrito e nitrato) e Fósforo Total na água do Açude Gavião e sua contribuição para a eutrofização. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 120p. 2008.

BRASIL, Lei nº 9433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a política nacional de recursos hídricos. Disponível http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm. Acesso em: 01 de fevereiro de 2016. 1997.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*. Seção 1. p. 58-63. Brasília, DF, 18 de março de 2005. 2005a

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Agência Nacional de Águas. Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil. Brasília: ANA. Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos. Disponível: http://portalpnqa.ana.gov.br/Publicacao/PANORAMA_DA_QUALIDADE_DAS_AGUAS.pdf. Acesso em: 17 de outubro de 2016. 2005b

BRASIL, Ministério da Saúde, Secretaria de vigilância e Saúde. Portaria MS nº 518/2004. Brasília – DF, 28p. 2005c.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 020, de 18 de junho de 1986. P. 11356-11361. 1986.

BRITO, J. G.; SOUSA, A. K. F.; MERA, P. A. S.; ALVES, L. F. Avaliação da qualidade da água de rios da Amazônia Central. In: Reunião anual da sociedade brasileira para o progresso da ciência, 2010, Natal. Rio de Janeiro: SBPC. 2010.

CAESB (Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal). Relatório da qualidade da água distribuída pela CAESB em 2016. Brasília. 2017.

CAMPOS, J. E. G.; SILVA, F. H. F. Solos. In: FONSECA, F. O. Olhares sobre o Lago Paranoá. Brasília: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos hídricos, 2000.

CARMO, M.S.; BOAVENTURA, G.R.; OLIVEIRA, E.C. Geoquímica das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Descoberto, Brasília/DF – Brasil. Química Nova, v. 28, p. 565 -574. 2005.

CARVALHO, P.R.S. A expansão urbana na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas (DF) e a qualidade da água. Estudos Geográficos, n.3, p. 71-91. 2005.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). Índice de qualidade das águas. Disponível <http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/32/2013/11/02.pdf>. Acessado em: 09 de Fevereiro de 2017. 2017.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de Estado de São Paulo). Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade da água e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. Secretaria do meio ambiente de SP. São Paulo, SP. 2009.

COSTA, F.B.; FERREIRA, V. O. Análise de Parâmetros que Compõem o Índice de Qualidade das Águas (IQA) na Porção Mineira da Bacia do Rio Paranaíba. Revista Eletrônica de Geografia, v.7, n.18, p. 22-47. 2015.

CRH-DF (Conselho de Recursos Hídricos do Distrito Federal). Resolução nº 02, de 17 de dezembro de 2014. Aprova o enquadramento dos corpos de água superficiais do Distrito Federal. Diário Oficial do Distrito Federal. Nº 274, p. 11-14. Brasília - DF, 31 de dezembro de 2014.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. Métodos e técnicas de tratamento de água. São Carlos: RiMa, v. 2, 1565p. 2005.

ESTEVES F. A. Fundamentos de limnologia. 2º ed. Rio de Janeiro: Interciência. 1998.

FERREIRA K. C. D., LOPES F. B., ANDRADE E. M., MEIRELES A. C. M., SILVA G. S. Adaptação do índice de qualidade de água da National Sanitation Foundation ao semiárido brasileiro. Revista Ciência Agronômica, v. 46, n. 2, p. 277-286. 2015.

FERREIRA, C. S. Avaliação temporal do uso e ocupação das terras na bacia do Rio São Bartolomeu, DF, Dissertação (mestrado), Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, UnB, Brasília, 115pp. 2006.

FROTA, P. V. Propostas para gestão integrada dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do Rio Jardim,DF. Dissertação (mestrado), Desenvolvimento Sustentável, CDS-UNB, Brasília, 145p. 2006.

HAIR, J. J. F.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L.; BLACK, W. C. Análise multivariada de dados. Porto Alegre: Bookman, 5.ed, 593p. 2005.

HURLEY T., SADIQ R., MAZUMDER A. Adaptation and evaluation of the Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI) for use as an effective tool to characterize drinking source water quality. Water Research, v. 46, n. 11, p. 3544-3552. 2012.

IDEXX (IDEXX LABORATORIES). One idexx drive. Disponível em: <<http://www.idexx.com>>, acesso em: 05 de dezembro de 2017.

INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). Divisão de processamento de imagens – DPI. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/>> acesso em: 05 de fevereiro de 2018.

LABCONCQ. To kjeldahi nitrogen determination methods and apparatus. Houston, Texas: ExpotechUSA, p 13. 2005.

LATTIN, J.; CARROL, J. D.; GREEN, P. E. Análise de dados multivariados. Cengage Learning, 1º edição. 2011.

LE, S.; JOSSE, J.; HUSSON, F. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. Journal of Statistical Software, 25(1), 1-18. 10.18637/jss.v025.i01. 2008.

LEMOS, W. E. D. Monitoramento e gestão da qualidade da água em reservatórios incorporando processos hidrodinâmicos e climáticos de regiões tropicais semiáridas. 2011. 164 f. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 2011.

LIMA, J.E.F.W. Situação e perspectivas sobre as águas do cerrado. Cienc. Cult., 63, p. 27- 29. 2011.

LIMA, J.E.F.W. Modelagem numérica do fluxo da água no solo e do escoamento de base em uma bacia experimental em área agrícola no cerrado. Brasília: Universidade de Brasília, 312p. Tese de Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. 2010.

MEIRELES, A.C.M., ANDRADE, E.M., CHAVES, L.C.G., FRISCHKORN, H., CRISOSTOMO, L.A. A new proposal of the classification of irrigation water. Revista Ciência Agronômica, 41, p. 349-357. 2010.

MIRANDA, J.C.C.; MIRANDA, L.N. Contribuição da micorriza arbuscular na resposta das culturas à calagem e adubação fosfatada em solos do cerrado, Comunicado Técnico, Embrapa Cerrados. 2003.

MOSTAFAEI, A. Application of multivariate statistical methods and water-quality index to evaluation of water quality in the Kashkan River. *Environmental Management*, v. 53, p. 865-881. 2014.

MOURA, L.H.A. Estudo geoquímico da Bacia do Gama e avaliação da qualidade da água. Dissertação (mestrado), 129f. IG/UNB, Brasília. 2008.

MUNIZ, D.H.F. Proposição de um índice de qualidade de água para irrigação (iqai) com base no monitoramento e caracterização de águas superficiais em ambientes rurais do cerrado. Dissertação de mestrado em Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural – UnB. 87p. 2014.

MUNIZ, D.H.F.; MORAES, A.S.; FREIRE, I.S.; CRUZ, C.J.D.; LIMA, J.E.F. W.; OLIVEIRA-FILHO, E.C. Evaluation of water quality parameters for monitoring natural, urban, and agricultural areas in the Brazilian Cerrado. *Acta Limnológica Brasiliensia*, v. 23, p. 307-317. 2011.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F.G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; McGlenn, D.; MINCHIN, P.R.; O'HARA, R.B.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.H.H.; SZOECS, E.; WAGNER, H. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-5. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. 2017.

OLIVEIRA-FILHO, E.C.; CAIXETA, N.R.; SIMPLICIO, N.C.S.; SOUSA, S.R.; ARAGÃO, T.P.; MUNIZ, D.H.F. Implications of water hardness in ecotoxicological assessments for water quality regulatory purposes: a case study with the aquatic snail *Biomphalaria glabrata* (Say, 1818). *Brazilian Journal of Biology*, v. 74, p. 175-180. 2014.

OLIVEIRA-FILHO, E. C.; PARRON, L. M. Avaliação de qualidade das águas no Brasil: O Rio Preto examinado. *Espaço & Geografia*, Vol.8, No 1, p. 71-86. 2007.

OLIVEIRA-FILHO E. C., LIMA J. E. F. W. Potencial de impacto da agricultura sobre os recursos hídricos na região do cerrado. Documento n° 56, ISSN 1517-5111. Embrapa Cerrados, Planaltina – DF. 2002.

PARRON, L. M; MUNIZ, D. H. F; PEREIRA, C. M. Manual de amostragem e análise físico-química de água. Embrapa floresta, ISSN 1980-3958; 219. Colombo, Paraná. 2011.

PEREIRA, A. R.; SANTOS, A. A.; SILVA, W. T. P.; FROZZI, J. C.; PEIXOTO, K. L. G. Avaliação da qualidade da água superficial na área de influência de um lixão. Revista ambiente e água. Volume 8, n 3. Taubaté. 2013.

PIRES, N.L.; MUNIZ, D.H.F.; KISAKA, K.; SIMPLICIO, N.C.S.; BORTOLUZZI, L.; LIMA, J.E.F.W.; OLIVEIRA-FILHO, E.C. Impacts of the urbanization process on water quality of brazilian savanna rivers: the case of Preto River in Formosa, Goiás State, Brazil. International Journal of Environmental Research and Public Health, v. 12, p. 10671-10686. 2015.

PIVELI R. P., KATO M. T. Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos. São Paulo: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 285 p. 2005.

PORTELA, J. F. Avaliação da qualidade da água na área de influência direta da Estação Ecológica de Águas Emendadas. Dissertação de mestrado, Instituto de Química, IQ UnB, Brasília, 70p. 2013.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. 2017.

SAAD, A. R.; SEMENSATTO JR, D. L.; AYRES, F. M.; OLIVEIRA, P. E. Índice de qualidade da água – IQA do reservatório do tanque grande, município de Guarulhos, estado de São Paulo, Brasil: 1990-2006. Revista UnG – Geociências V.6, N.1, 118-133. 2007.

SANTANA, J. S. Determinação de contaminantes emergentes em mananciais de água bruta e na água para consumo humano do Distrito Federal. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília, UnB, 03-05. Brasília – DF. 2013.

SCHEFFER, E.W.O.; BUSCH, O.M.S. Pitangui, rio de contrastes - seus lugares, seus peixes, sua gente. Ponta Grossa: Editora UEPG, cap 5, p. 43-51. 2010.

SENA-SOUZA, J.P.; MARTINS, E.S.; COUTO JUNIOR, A.F.; REATTO, A.; VASCONCELOS, V.; GOMES, M.P.; CARVALHO JUNIOR, O.A.; REIS, A.M. Mapeamento Geomorfológico da Bacia Hidrográfica do Rio São Bartolomeu, escala 1:100,000, Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, CPAC, Planaltina, DF, 314, 39p. 2013.

SILVA, A.M.; ROSA, A.H.; ANTUNES, F.M.; NOGUEIRA, D.P; LESSA, S.S. Relationship between water quality and land use along a stretch of the Sorocaba river (SP). Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology, vol. 4, p. 65-71. 2009

SILVA, G.C; BRINGEL, J.M.M. Incidência de coliformes totais e Escherichia coli nas águas utilizadas para irrigação pela comunidade do município de paço do lumiar- MA. Revista Brasileira de Agroecologia, v.2, p. 599-603. 2007

SILVA, G. S; JARDIM, W. F. Um novo índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática aplicado ao Rio Atibaia, região de Campinas/Paulínia – SP. Química Nova, Vol. 29, N° 4, 689-694. 2006.

SIMPLÍCO, N. C. S.; MUNIZ, D. H. F.; SOUSA, S. R.; ARAGÃO, T. P.; OLIVEIRA-FILHO, E. C. Avaliação da qualidade da água superficial em áreas de bovinocultura do carrado. XIX simpósio brasileiro de recursos hídricos. 2011.

SINGH, K.P.; MALIK, A.; MOHAN, D.; SINHA, S. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India) - a case study, Water Research, v. 38, p. 3980-3992. 2004.

SIQUEIRA NETO, PICCOLO, M. C.; SCOPEL, E.; COSTA JUNIOR, C.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Carbono total e atributos químicos com diferentes usos do solo no Cerrado. *Acta Scientiarum Agronomy*, v. 31, p. 709-717. 2009.

TOLEDO, L.G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. *Scientia Agricola*, v. 59, n. 1, p. 181-186. 2002.

TRINDADE, A.L.C. Aplicação de técnicas estatísticas para avaliação de dados de monitoramento de qualidade das águas superficiais da porção mineira da bacia do Rio São Francisco. Dissertação (mestrado), Programa em Pós-graduação em saneamento, meio ambiente e recursos hídricos, 181f. UFMG, Belo Horizonte. 2013.

VIEIRA, J.S.; PIRES, J.C.M.; MARTINS, F.G.; VILAR, V.J.P.; BOAVENTURA, R.A.R.; BOTELHO, C.M.S. Surface water quality assessment of Lis river using multivariate statistical methods. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 223, p. 5549-5561. 2012.

WANICK, R. C; MACEDO-SOARES, P. H. M; MACHADO, A. C; BRITTO, F. G. A; MURTA, A. L. S; FREITAS, M. A. V. Avaliação do IQA como ferramenta de avaliação da qualidade de água nos corpos hídricos interceptados pela rodovia BR-163 (Guaratã do Norte – MT). XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. 2011.

WHO. Chemical hazards in drinking-water. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/en/> acessado em 10 de dez. 2017.

XIE, X.; NORRA, S.; BERNER, Z.; STUBEN, D. A GIS-supported multivariate statistical analysis of relationships among streamwater chemistry, geology and land use in Baden-Wurttemberg, Germany. *Water, Air, and Soil Pollution*, n. 167, p. 39-57. 2005.

ZAGATTO P. A., LORENZETTI M. L., LAMPARELLI M. C., SALVADOR M. E. P., MENEGON J. R. N., BERTOLETTI E. Aperfeiçoamento de um índice de qualidade de águas. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 11(2), p. 111-126. 1999.

ZHANG, X.; WANG, Q.; LIU, Y.; WU, J.; YU, M. Application of multivariate statistical techniques in the assessment of water quality in the Southwest New Territories and Kowloon, Hong Kong. *Environ Monit Assess*, n. 173, p. 17-27. 2011.

ZOBY, J.L.G.; DUARTE, U. Caracterização Hidrogeológica da Bacia do Ribeirão Sobradinho - Brasília (DF). *Geologia USP Série Científica*. São Paulo: v.1, p. 79-99. 2001.