

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA**  
**FACULDADE DE TECNOLOGIA**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**ESTUDO DE PARÂMETROS BIÓTICOS E ABIÓTICOS  
PARA A AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO  
LAGO PARANOÁ - DF**

**PAULA DE MORAES GAUDARD**

**ORIENTADORA: LENORA NUNES LUDOLF GOMES**

**MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL EM ENGENHARIA  
AMBIENTAL**

**BRASÍLIA/DF: JUNHO/2019**

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**ESTUDO DE PARÂMETROS BIÓTICOS E ABIÓTICOS PARA A  
AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO LAGO PARANOÁ -  
DF**

**PAULA DE MORAES GAUDARD**

**MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL SUBMETIDA AO  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA  
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS  
NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE BACHAREL EM  
ENGENHARIA AMBIENTAL.**

**APROVADA POR:**

---

**LENORA NUNES LUDOLF GOMES, Doutora (ENC/FT/UnB)  
(ORIENTADORA)**

---

**RICARDO TEZINI MINOTI, Doutor (ENC/FT/UnB)  
(EXAMINADOR INTERNO)**

---

**CARLOS HENRIQUE RIBEIRO LIMA, Doutor (ENC/FT/UnB)  
(EXAMINADOR INTERNO)**

**DATA: BRASÍLIA/DF, 30 DE JUNHO DE 2019.**

## FICHA CATALOGRÁFICA

GAUDARD, PAULA DE MORAES

Estudo de parâmetros bióticos e abióticos para a avaliação da qualidade da água do lago Paranoá – DF.

viii, 125 p., 297 mm (ENC/FT/UnB, Bacharel, Engenharia Ambiental, 2018)

Monografia de Projeto Final – Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. Índice de Estado Trófico

2. Qualidade da água

3. Lago Paranoá

4. Legislação ambiental

5. Análise multivariada

6. Eutrofização

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

## REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

GAUDARD, P. M. (2019). *Estudo de parâmetros bióticos e abióticos para a avaliação da qualidade da água do lago Paranoá – DF*. Monografia de Projeto Final, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 125 p.

## CESSÃO DE DIREITOS

NOME DA AUTORA: Paula de Moraes Gaudard

TÍTULO DA MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL: Estudo de parâmetros bióticos e abióticos para a avaliação da qualidade da água do lago Paranoá – DF.

GRAU / ANO: Bacharel em Engenharia Ambiental / 2019

É concedida à Universidade de Brasília a permissão para reproduzir cópias desta monografia de Projeto Final e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta monografia de Projeto Final pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

---

Paula de Moraes Gaudard  
[paula.gaudard@gmail.com](mailto:paula.gaudard@gmail.com)

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a Deus, em primeiro lugar, por ter me dado força para superar todas dificuldades surgidas nessa jornada, além de foco, paciência e sabedoria para que pudesse concluir este trabalho.

Agradeço aos meus pais, Paulo e Cecília, ao meu irmão, Rodrigo, meus avós, Cecília e José Luiz, e meu namorado, Leonardi, por todo amor e apoio que me deram ao longo dessa trajetória. Em especial aos meus pais, principalmente, por todo esforço e trabalho que tiveram para me proporcionar uma boa educação e assim, pudesse hoje estar concluindo minha graduação em uma das melhores universidades do país.

À minha orientadora, Lenora, pela paciência, incentivo, apoio, orientações, conselhos e conhecimentos transmitidos durante minha graduação, me acompanhando nos dois projetos de pesquisa de iniciação científica e neste projeto de conclusão do curso. Sua ajuda foi de extrema importância para minha formação pessoal e profissional, sendo uma das pessoas que me inspiraram ao longo da graduação e que tenho como exemplo.

Sou grata à banca, professores Ricardo Minoti e Carlos Lima, por aceitarem o convite e pelos conselhos que deram para este trabalho, além de terem contribuído também com minha formação acadêmica durante o curso.

Agradeço ao pessoal do monitoramento da Adasa, ao qual contribuíram para minha formação pessoal e profissional. Principalmente a Juliana Pinheiro, que me deu a oportunidade de aprender mais e colocar em prática meus conhecimentos da área, me ensinando, apoiando e incentivando sempre. Sou muito grata por toda amizade, carinho, confiança e conselhos que me deram durante esse tempo.

À CAESB pelos dados de monitoramento obtidos para este estudo.

E finalmente, a todos meus amigos e colegas que me incentivaram e contribuíram nessa caminhada.

## RESUMO

O trabalho foi desenvolvido de modo a avaliar os parâmetros mais representativos de qualidade da água do lago Paranoá (Brasília/DF) em sua variação espacial, comparar a qualidade da água nos diferentes compartimentos, bem como, discutir a capacidade do Índice de Estado Trófico (IET) em demonstrar as alterações de qualidade da água ocorridas no lago Paranoá e confrontar os resultados com as abordagens contidas nas legislações vigentes em diferentes países no tocante à classificação da qualidade da água. Para tanto, foram utilizados os dados históricos do monitoramento do Lago realizado pela CAESB. Da mesma forma, foram empregadas análises estatísticas, como estatística descritiva e análises multivariadas (análise de componentes principais e análise de Cluster) para a avaliação dos parâmetros limnológicos e verificação das respostas obtidas pelas diferentes abordagens empregadas. Os resultados estatísticos dos parâmetros monitorados (temperatura, OD, DQO, NT, TKN,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{PO}_4$ , P total, turbidez, alcalinidade, condutividade, pH, ferro total, SDT, SS, Secchi e clorofila-a) indicaram diferentes variabilidades em seus valores em cada estação e período. O parâmetro considerado como melhor indicador da qualidade da água para todas estações de amostragem do Lago foi a clorofila-a. A análise de agrupamento confirmou as diferenças e semelhanças existentes da qualidade da água das diferentes estações de amostragem, mostrando comportamento mais diferenciado da estação A (braço do Riacho Fundo), a qual apresentou a pior qualidade da água dentre as cinco estações para o período estudado. A aplicação do IET mostrou-se eficiente para variações extremas de trofia entre os períodos distintos da qualidade da água do Lago, mas com menor sensibilidade para detectar variações menos acentuadas entre os meses e estações de monitoramento. Já em termos da legislação vigente para qualidade da água dos ambientes, diferentemente das legislações europeia e americana, a resolução brasileira possui limites generalizados e menos restritivos para a condição de poluição dos corpos hídricos de todo o país, apresentando mais de 70% de atendimento na maioria dos parâmetros analisados, e alguns parâmetros, tais como turbidez e nitrato, apresentando 100% de atendimento no período em que o Lago se apresentou eutrofizado, com a pior qualidade da água.

## **SUMÁRIO**

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2. OBJETIVOS DA PESQUISA .....</b>	<b>4</b>
<b>2.1 OBJETIVO GERAL.....</b>	<b>4</b>
<b>2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....</b>	<b>4</b>
<b>3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>5</b>
<b>3.1. LAGOS E RESERVATÓRIOS.....</b>	<b>5</b>
<b>3.1.1 Características Gerais de Lagos e Reservatórios.....</b>	<b>5</b>
<b>3.1.2 Estratificação Térmica .....</b>	<b>7</b>
<b>3.1.3 Fitoplâncton, Zooplâncton e Macrófitas dos Ecossistemas Lacustres .....</b>	<b>8</b>
<b>3.2. DETERIORAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA .....</b>	<b>11</b>
<b>3.2.1 Causas da Deterioração da Qualidade da Água em Lagos e Reservatórios</b>	<b>11</b>
<b>3.2.2 Eutrofização .....</b>	<b>13</b>
<b>3.2.3 Nitrogênio e Fósforo em Lagos e Reservatórios.....</b>	<b>16</b>
<b>3.3. MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA .....</b>	<b>18</b>
<b>3.3.1 Importância do Monitoramento e da Avaliação da Qualidade da Água. 18</b>	
<b>3.3.2 Monitoramento e Avaliação da Qualidade da Água em Lagos e</b>	
<b>Reservatórios.....</b>	<b>19</b>
<b>3.4. LEGISLAÇÃO SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA .....</b>	<b>20</b>
<b>3.4.1 Legislação Brasileira e de Outros Países Sobre a Qualidade da Água ....</b>	<b>20</b>
<b>3.5. ÍNDICES UTILIZADOS PARA AVALIAÇÃO DE QUALIDADE DA ÁGUA</b>	
<b>25</b>	
<b>3.5.1 Importância dos Índices de Avaliação de Qualidade da Água.....</b>	<b>25</b>
<b>4. METODOLOGIA.....</b>	<b>28</b>
<b>4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....</b>	<b>28</b>
<b>4.2 OBTENÇÃO DOS DADOS DO MONITORAMENTO DO LAGO PARANOÁ</b>	
<b>30</b>	
<b>4.3 ORGANIZAÇÃO DA BASE DE DADOS.....</b>	<b>32</b>
<b>4.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....</b>	<b>32</b>
<b>4.4.1 Análise de Componentes Principais .....</b>	<b>32</b>
<b>4.4.2 Análise de Cluster .....</b>	<b>34</b>
<b>4.5 APLICAÇÃO DO ÍNDICE IET.....</b>	<b>35</b>

4.5.1 Índice de Estado Trófico (IET).....	35
4.6 VERIFICAÇÃO DA CONDIÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO LAGO PARANOÁ EM TERMOS DA LEGISLAÇÃO AMBIENTAL.....	36
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	37
5.1 ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS PARÂMETROS AMOSTRADOS.....	37
5.1.1 Análise do período de 1976 a 1998 .....	44
5.1.2 Análise do período de 1999 a 2016 .....	44
5.1.3 Análise comparativa entre os dois períodos .....	46
5.2 ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS .....	47
5.2.1 Análise de todo período (1976 a 2016) .....	47
5.2.1.1 Estação A (braço do Riacho Fundo) .....	47
5.2.1.2 Estação B (braço do Gama) .....	50
5.2.1.3 Estação C (área central) .....	53
5.2.1.4 Estação D (braço do Torto).....	55
5.2.1.5 Estação E (braço do Bananal).....	57
5.2.2 Análise separada dos períodos de 1976 a 1998 e 1999 a 2016 .....	59
5.2.2.1 Estação A (braço do Riacho Fundo) .....	59
5.2.2.2 Estação B (braço do Gama) .....	62
5.2.2.3 Estação C (área central) .....	65
5.2.2.4 Estação D (braço do Torto).....	67
5.2.2.5 Estação E (braço do Bananal).....	70
5.2 ANÁLISE DE CLUSTER .....	72
5.3 APLICAÇÃO DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO .....	75
5.4 VERIFICAÇÃO DA CONDIÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO LAGO PARANOÁ EM TERMOS DA LEGISLAÇÃO AMBIENTAL.....	80
6. CONCLUSÕES.....	84
7. RECOMENDAÇÕES.....	86
REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA .....	87
APÊNDICES .....	95
APÊNDICE A – AUTOVETORES E OS GRÁFICOS DOS AUTOVALORES (SCREE PLOT) DA ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS .....	96
APÊNDICE B – COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO DE PEARSON .....	111

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1- Representação clássica da zonação em lagos (TUNDISI, 2008).	6
Figura 3.2 - As principais interfaces nos ecossistemas aquáticos (TUNDISI, 2008).	7
Figura 3.3 - As três camadas de um sistema lacustre estratificado (LIPORONI, 2012).	8
Figura 3.4 - Efeito dos poluentes nos lagos e reservatórios (Adaptado: ECOLOGIA, 2018).	12
Figura 4.1 - Mapa da localização do Lago Paranoá no Distrito Federal	28
Figura 4.2 - Estações de monitoramento do lago Paranoá/DF, pela CAESB.	31
Figura 5.1 - Série temporal dos valores de clorofila-a (ug/L), fósforo total (mg/L) aferidos no lago Paranoá no período de 1976 a 1998, nas estações A, B, C, D e E (SOUZA, 2013).	38
Figura 5.2 - Série temporal dos valores de clorofila a (ug/L), fósforo total (mg/L) aferidos no lago Paranoá no período de 1999 a 2011, nas estações A, B, C, D e E (SOUZA, 2013).	39
Figura 5.3 - Gráficos BoxPlot dos parâmetros condutividade (us/cm), clorofila-a (µg/L) e fósforo total (mg/L) em todas estações de amostragem a 1 m da superfície do lago Paranoá/DF no primeiro período (1976 a 1998).	40
Figura 5.4 - Gráficos BoxPlot dos parâmetros condutividade (us/cm), clorofila-a (µg/L) e fósforo total (mg/L) em todas estações de amostragem a 1 m da superfície do lago Paranoá/DF no segundo período (1999 a 2016).	43
Figura 5.5 - Ordenação (ACP) das variáveis bióticas e abióticas na estação A do lago Paranoá/DF, no período 1976 a 2016.	49
Figura 5.6 - Ordenação (ACP) das variáveis bióticas e abióticas na estação B do lago Paranoá/DF, no período 1976 a 2016.	52
Figura 5.7 - Ordenação (ACP) das variáveis bióticas e abióticas na estação C do lago Paranoá/DF, no período 1976 a 2016.	54
Figura 5.8 - Ordenação (ACP) das variáveis bióticas e abióticas na estação D do lago Paranoá/DF, no período 1976 a 2016.	56
Figura 5.9 - Ordenação (ACP) das variáveis bióticas e abióticas na estação E do lago Paranoá/DF, no período 1976 a 2016.	58
Figura 5.10 - Ordenação (ACP) das variáveis bióticas e abióticas na estação A do lago Paranoá/DF, no período de 1976 a 2016 (a) e de 1999 a 2016 (b).	61



Figura 5.11 - Ordenação (ACP) das variáveis bióticas e abióticas na estação B do lago Paranoá/DF, no período de 1976 a 2016 (a) e de 1999 a 2016 (b).	64
Figura 5.12 - Ordenação (ACP) das variáveis bióticas e abióticas na estação C do lago Paranoá/DF, no período de 1976 a 2016 (a) e de 1999 a 2016 (b).	67
Figura 5.13 - Ordenação (ACP) das variáveis bióticas e abióticas na estação D do lago Paranoá/DF, no período de 1976 a 2016 (a) e de 1999 a 2016 (b).	69
Figura 5.14 - Ordenação (ACP) das variáveis bióticas e abióticas na estação E do lago Paranoá/DF, no período de 1976 a 2016 (a) e de 1999 a 2016 (b).	72
Figura 5.15 - Dendograma das estações de amostragem, no período de 1976 a 2016, mostrando os agrupamentos das estações com qualidade de água semelhante.	73
Figura 5.16 - Série temporal de densidade de fitoplâncton (Ind/L) aferidos no lago Paranoá, na profundidade a 1 m da superfície, no período de 2004 a 2016.	79
Figura 5.17 - Índice de Estado Trófico do lago Paranoá no ano de 2015.	79
Figura 5.18 - Índice de Estado Trófico do lago Paranoá no ano de 2016.	80

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Classificação de águas doces de acordo com a Resolução Conama 357/2005.	22
Tabela 4.1 - Características morfométricas do lago Paranoá	29
Tabela 5.1 - Estatística descritiva dos parâmetros amostrados mensalmente a 1 metro da superfície no período de 1976 a 1998 no lago Paranoá-DF nas cinco estações de monitoramento.	41
Tabela 5.2 - Estatística descritiva dos parâmetros amostrados mensalmente a 1 metro da superfície no período de 1999 a 2016 no lago Paranoá-DF nas cinco estações de monitoramento.	42
Tabela 5.3 - Carga fatorial das 18 variáveis nos quatro componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação A no período de 1976 a 2016.	48
Tabela 5.4 - Carga fatorial das 18 variáveis nos quatro componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação B no período de 1976 a 2016.	51
Tabela 5.5 - Carga fatorial das 18 variáveis nos cinco componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação C no período de 1976 a 2016.	53
Tabela 5.6 - Carga fatorial das 18 variáveis nos cinco componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação D no período de 1976 a 2016.	55
Tabela 5.7 - Carga fatorial das 18 variáveis nos cinco componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação E no período de 1976 a 2016.	57

Tabela 5.8 - Carga fatorial das 18 variáveis nos quatro componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação A nos períodos de 1976 a 1998 e de 1999 a 2016.	60
Tabela 5.9 - Carga fatorial das 18 variáveis nos quatro componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação B no período de 1976 a 1998 e de 1999 a 2016.	62
Tabela 5.10 - Carga fatorial das 18 variáveis nos quatro componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação C no período de 1976 a 1998 e de 1999 a 2016.	65
Tabela 5.11 - Carga fatorial das 18 variáveis nos quatro componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação D no período de 1976 a 1998 e de 1999 a 2016.	68
Tabela 5.12 - Carga fatorial das 18 variáveis nos quatro componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação E no período de 1976 a 1998 e de 1999 a 2016.	70
Tabela 5.13 - Classificação do Estado Trófico para reservatórios segundo Índice de Carlson Modificado (CETESB, 2017).	75
Tabela 5.14 - Resultados mensais médios da aplicação do Índice de Estado Trófico nas cinco estações de amostragem do lago Paranoá/DF, nos períodos de 1976 a 1998 e de 1999 a 2016.	76
Tabela 5.15 - Percentual de atendimento aos padrões de qualidade da água preconizados pela Resolução Conama 357/05 para águas doces Classe 2 nas cinco estações de amostragem, no período de 1976 a 1998 e de 1999 a 2016.	81

## LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 4.1.....35

Equação 4.2.....35

Equação 4.3.....35

## LISTA DE ABREVIACÕES, SIGLAS E SÍMBOLOS

ANA	Agência Nacional das Águas
ATP	Adenosina trifosfato
CAESB	Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal
CE	Conselho Europeu
CEB	Companhia Energética de Brasília
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DF	Distrito Federal
DQA	Diretiva-Quadro da Água
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
EU	União Europeia
IAP	Índice de Qualidade da Água Bruta para fins de Abastecimento Público
IET	Índice de Estado Trófico
IET(PT)	Índice de Estado Trófico para o fósforo
IET(CL)	Índice de Estado Trófico para a clorofila a
CP	Componente Principal
IQA	Índice da Qualidade da Água
IVA	Índice de Preservação da Vida Aquática
PNRH	Política Nacional dos Recursos Hídricos
PCA	Análise de Componentes Principais
USEPA	Agência Ambiental dos Estados Unidos

# 1. INTRODUÇÃO

A expansão urbana e rural demanda cada vez mais o consumo de água de boa qualidade para a sobrevivência da população. Os lagos e reservatórios representam fontes importantes de água doce superficial e comumente são utilizados em diversas finalidades, principalmente pelo seu potencial de geração de energia elétrica, abastecimento público, recreação e no controle de cheias. Desta forma, grandes centros urbanos acabam se desenvolvendo ao redor desses ambientes, aumentando os impactos neles pelo aporte excessivo de nutrientes, em especial o fósforo e nitrogênio, provocando assim, crescente pressão em termos da quantidade e qualidade da água.

As principais alterações produzidas pela entrada de nutrientes no sistema aquático, causadas principalmente por despejos de esgotos domésticos e industriais e a descarga de fertilizantes utilizados na agricultura, são as modificações químicas, físicas e biológicas na água. Essas mudanças acarretam a perda da qualidade da água necessária para atender aos diferentes usos, tais como: abastecimento público, usos industriais, lazer, irrigação, manutenção das comunidades biológicas, dentre outros.

Os nutrientes quando estão em excesso no ambiente aquático, favorecem o crescimento da produtividade primária, ocasionando a piora da qualidade das águas. O lago Paranoá, por exemplo, desde sua construção, passou e ainda passa por processos antropogênicos devido ao aumento da população de Brasília e Entorno. Uma das consequências, já observada, foi a eutrofização de suas águas nas décadas de 70 e 80, que acarretou a dominância e a floração excessiva de cianobactérias e comprometeu a qualidade das suas águas, causando mortandade de peixes e liberação de odor, principalmente no ano de 1978. Desde então, teve-se uma maior preocupação em estudar e monitorar a qualidade do lago Paranoá, além de terem sido tomadas ações corretivas e preventivas para manter a comunidade fitoplanctônica controlada (MATTOS e STARLING *et al.*, 2001; BURNETT *et al.*, 2001).

Quando ocorre o fenômeno da eutrofização, mesmo que lentamente, os danos causados aos lagos, por serem extremamente sensíveis às alterações do meio ambiente que os circundam, são mais difíceis ou até impossíveis de serem revertidos. Implica-se nos usos de diversas técnicas de manejo e recuperação que devem ser utilizadas tanto na totalidade da bacia quanto no lago, ou reservatório, que se deseja recuperar. Além disso, a restauração dos ambientes aquáticos, quando possível, é obtida lentamente e torna-se necessário

acompanhamento contínuo do ambiente, demandando altos custos (ex.: equipe técnica especializada, equipamentos para monitoramento).

Desta maneira, é importante que haja o monitoramento do ambiente aquático para avaliar os impactos que estão sendo gerados e indicar assim, seu estágio de conservação ou de degradação, tomando medidas preventivas ou de recuperação no corpo hídrico ao longo do tempo.

A classificação da qualidade da água dos corpos hídricos, baseada no comportamento das variáveis físicas, químicas e biológicas, pode fornecer instrumento simples para melhor definir sua integridade e identificar os possíveis impactos ocorridos nesses ambientes. As normas brasileiras para gestão de recursos hídricos, apesar de citarem diferentes abordagens, não estabelecem a utilização de critérios que abranjam a composição das comunidades biológicas, que levem em consideração fatores geomorfológicos e de regionalização de parâmetros e padrões, o que faz com o que os programas de monitoramento sejam mais frequentemente baseados em parâmetros físico-químicos, como por exemplo turbidez, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, fósforo, entre outros.

Contudo, esse tipo de avaliação pode não ser eficiente em detectar a degradação causada pela ação humana em todo o ecossistema hídrico, pois refletem a condição momentânea apenas do ambiente. Sendo assim, a fim de tornar a avaliação da qualidade da água mais confiável e completa, vem sendo feita a inclusão da avaliação de aspectos biológicos nos programas de monitoramento para acompanhar as respostas dos organismos aquáticos aos impactos sofridos (CORRÊA, 2011; CUNHA, 2013; SOUZA, 2013).

Os parâmetros biológicos podem proporcionar um histórico do ecossistema, podendo ser considerados como indicadores para compreensão da transformação temporal das condições dos corpos hídricos (KARR, 1999). O entendimento da estrutura e variação das comunidades biológicas é essencial para compreensão do funcionamento de um sistema aquático, devido a interações entre eles e os fatores abióticos (AGOSTINHO *et al.*, 2005).

Essa vertente ecológica no monitoramento é utilizada já em alguns países, como na União Europeia e Estados Unidos, que utilizam, para avaliação e classificação da qualidade da água dos corpos hídricos, a estrutura e funcionamento das comunidades biológicas, além dos fatores químicos e físicos da água, levando em consideração diversos bioindicadores.

Para avaliar a qualidade da água dos ambientes aquáticos pode-se, também, utilizar índices que têm como proposta retratar, por meio de um número que classifica a qualidade da água nos pontos de interesse. Podem ser entendidos como “notas”, que retratam condições variando de um nível “muito ruim” a “excelente”, tornando a comunicação mais fácil e direta

com o público. Esses indicadores reúnem diversas informações do corpo hídrico para indicar seu estado de integridade.

Existem diversos índices utilizados para classificar a qualidade da água dos corpos hídricos e sua escolha depende do objetivo do monitoramento. Para estimar o grau de trofia dos corpos hídricos, pode-se utilizar o Índice de Estado Trófico (IET), o qual avalia o enriquecimento por nutrientes e seus efeitos relacionados ao crescimento excessivo de algas e cianobactérias. Esse índice foi desenvolvido para ambientes temperados e foi adaptado para os ambientes tropicais, sendo mais utilizados para lagos e reservatórios principalmente, em vista desses ambientes serem mais vulneráveis e eutrofização.

Evidencia-se, deste modo, a importância de se acompanhar o estado de trofia dos corpos hídricos, avaliando os parâmetros físicos, químicos e biológicos da qualidade da água do manancial ao longo do tempo, principalmente em lagos e reservatórios urbanos, como o caso do lago Paranoá, que possui múltiplos usos conflitantes entre si e está constantemente sujeito a impactos antrópicos.

Assim, no intuito de avaliar as mudanças sofridas na qualidade da água do Lago em sua variação espacial e temporal, assim como conhecer mais as relações existentes entre suas variáveis físicas, químicas e biológica, foi realizada a avaliação dos parâmetros mais representativos do lago Paranoá e do seu grau de trofia em diferentes pontos de monitoramento em períodos distintos, na tentativa de contribuir para o entendimento do ambiente e dar base para futuros trabalhos que venham a desenvolver ferramentas, como os modelos preditivos ou índices de qualidade da água, que possibilitem representar de forma mais correta a variação da qualidade da água do lago Paranoá, conseguindo prevê a ocorrência de floração de algas e cianobactérias nesse ambiente.

Para tanto, foram utilizados os dados históricos de monitoramento do Lago, fornecidos pela Caesb (Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal). Da mesma forma, foram empregadas análises estatísticas para avaliação dos dados do monitoramento e verificação das respostas obtidas pelas diferentes abordagens empregadas.



## **2. OBJETIVOS DA PESQUISA**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

O objetivo deste trabalho é avaliar os parâmetros mais representativos de qualidade da água do lago Paranoá (Brasília/DF) em sua variação espacial, e seu estado trófico ao longo do tempo nos diferentes compartimentos, a partir dos dados gerados pelo monitoramento da CAESB.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

São objetivos específicos desse trabalho:

- Determinar as variáveis mais representativas da qualidade da água do lago Paranoá em sua variação espacial;
- Comparar a qualidade da água do Lago nos seus diferentes compartimentos;
- Discutir a capacidade do Índice de Estado Trófico em demonstrar as alterações de qualidade da água ocorridas no lago Paranoá;
- Confrontar os resultados com as abordagens contidas nas legislações vigentes em diferentes países no tocante à classificação da qualidade da água.

### **3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

#### **3.1. LAGOS E RESERVATÓRIOS**

##### **3.1.1 Características Gerais de Lagos e Reservatórios**

Reservatórios e lagos artificiais são corpos hídricos formados principalmente pelo represamento de rios, atendendo a múltiplas finalidades, como geração de energia elétrica, irrigação, abastecimento público, recreação, navegação etc. Podem operar sob a ação de forças externas, como fatores climáticos, radiação solar, precipitação e vento, determinando a intensidade dos processos internos tais como, gradientes verticais e horizontais, sedimentação e ressuspensão de detritos (TUNDISI, 2008).

Os reservatórios são sistemas mistos entre lagos e rios naturais, em razão de possuírem características intermediárias entre os dois ambientes. Um dos exemplos é a taxa de renovação de água, mais lenta que em um rio e mais rápida que em um lago natural (MARGALEF, 1983; ESTEVES, 1998). Outras diferenças são: os gradientes horizontais, que em reservatórios são bem definidos e se distinguem em três regiões, como a região sob influência dos rios tributários, região transicional, funcionando como um intermediário entre rio e lago e região de caráter mais lacustre; e na hidrodinâmica dos sistemas, que em reservatórios, o sistema de circulação ocorre principalmente pelo processo de operação deste, onde a sucessão do plâncton (horizontal e vertical) depende da circulação vertical e dos padrões hidrodinâmicos horizontais (TUNDISI, 2008).

Os sistemas lacustres apresentam algumas características aquáticas tais como: elevada capacidade de solubilização de compostos orgânicos e inorgânicos; gradientes verticais evidentes através da distribuição não homogênea da radiação solar, nutrientes, temperatura, gases (oxigênio e gás carbônico dissolvido) e dos organismos; e baixo teor de sais dissolvidos (ESTEVES, 1998).

Existem regiões nos lagos e reservatórios denominadas de zona litoral, zona sublitoral, zona profunda, zona pelágica ou limnética, zona eufótica e afótica (Figura 3.1), das quais têm caráter didático, já que estes compartimentos não estão isolados dentro do ecossistema aquático e tem uma constante interação entre eles através de trocas de matéria e energia (ESTEVES, 1998).

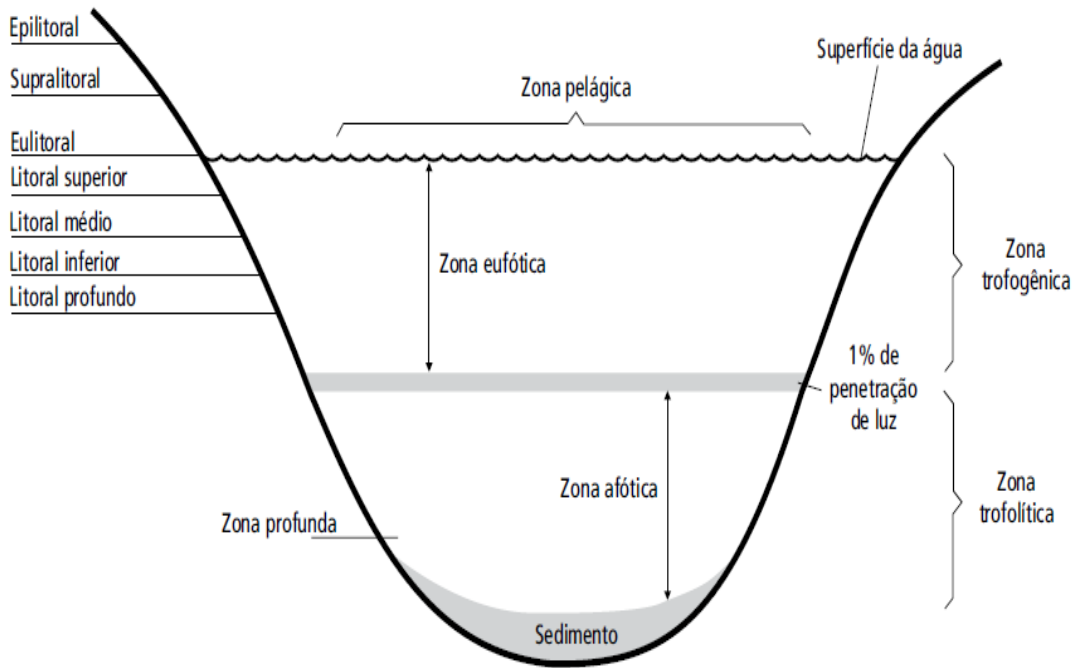


Figura 3.1- Representação clássica da zonização em lagos (TUNDISI, 2008).

A zona litoral estende-se da margem até a profundidade em que há muita incidência de luz; logo abaixo se apresenta a zona sublitoral com pouca iluminação e espécies de macrófitas que sobrevivem em baixas intensidades luminosas; a zona profunda com ausência de luz e de organismos fotoautotróficos, constituída pelos bentos (organismos que vivem no sedimento), e onde há acúmulo de gases de metano e sulfídrico em lagos que estratificam e apresentam condição de anoxia; a zona pelágica ou limnética, na qual predomina as comunidades planctônica (fitoplâncton e zooplâncton); a zona eufótica que é o local iluminado que vai até a profundidade que ocorre 1% de luz fotossinteticamente ativa; e a zona afótica que corresponde a região que não recebe a luz solar (ESTEVEES, 1998; TUNDISI, 2008).

O ecossistema aquático também apresenta três interfaces muito importantes que regulam vários mecanismos, como as interfaces ar-água, sedimento-água e organismos-água (Figura 3.2). Cada interface exerce um papel essencial no balanço de substâncias no lago, incluindo o transporte vertical e horizontal, a difusão, a precipitação e a sedimentação destas (TUNDISI, 2008).

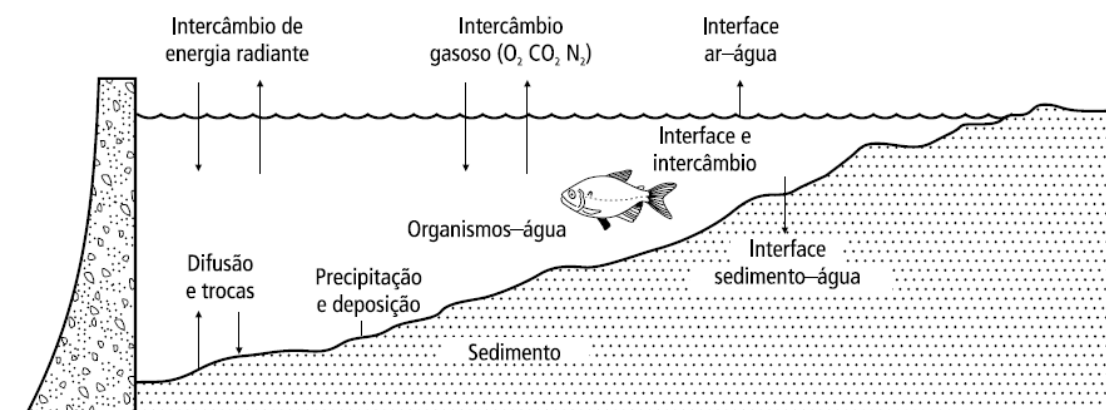


Figura 3.2 - As principais interfaces nos ecossistemas aquáticos (TUNDISI, 2008).

A estrutura vertical do sistema lacustre é dinâmica e apresenta alterações com o passar do tempo devido as oscilações antrópicas (aporte de nutrientes), as condições de operação do sistema, que influencia no tempo de retenção do reservatório (tempo que demora para a água ser renovada), e das condições climáticas (temperatura, vento, radiação solar) (TUNDISI, 2008).

As propriedades da água (densidade, mistura, viscosidade) tem reflexo sobre a vida aquática e são influenciadas pela temperatura principalmente. Esta vai ter papel fundamental na mistura da coluna d'água e assim na dinâmica do ecossistema, e também determinar a formação de estratos verticais (estratificação térmica) (BATISTA, 2011; CORRÊA, 2011).

### 3.1.2 Estratificação Térmica

A radiação solar ao ser absorvida no corpo d'água se transforma em energia calorífica e, já no primeiro metro de profundidade, a maior parte dessa radiação (50 a 60%) que chega a superfície do lago é transformada em calor. A propagação desse calor no sistema lacustre ocorre, principalmente, por meio do transporte de massas d'água. A eficiência desse processo está diretamente relacionada com a presença ou ausência de camadas com diferentes densidades. Quando há diferença de temperatura nas camadas d'água, gera-se diferença de densidade entre elas, fazendo com que as camadas menos densas (de maior temperatura) fiquem por cima das camadas mais densas (de menor temperatura), criando uma barreira física que impede que se misturem. Se a energia do vento não for suficiente para misturá-las, o calor não se distribui uniformemente, gerando assim a estratificação térmica no sistema, onde as camadas estão diferenciadas física, química e biologicamente (ESTEVES, 1998).

O corpo hídrico estratificado apresenta três camadas bem características, que são o epilímnio, a termoclina ou metalímnio e o hipolímnio, conforme podem ser observadas na Figura 3.3.

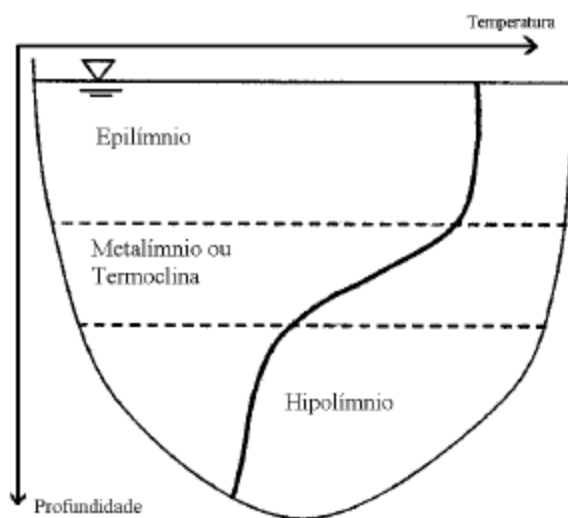


Figura 3.3 - As três camadas de um sistema lacustre estratificado (LIPORONI, 2012).

As variações climáticas naturais influenciam nas temperaturas dessas camadas durante as épocas do ano, refletindo nos corpos d'água. Nas regiões temperadas e tropicais a estratificação desenvolve-se diferenciadamente. Nas primeiras, a estratificação e a mistura acontecem ao longo das estações do ano; e nas regiões tropicais, esse fenômeno pode ocorrer no transcorrer do dia (ESTEVES, 1998; LIPORONI, 2012).

Essa ausência de mistura das colunas d'água pode levar a redução da concentração de oxigênio dissolvido no hipolímnio, devido a taxa de respiração dos microrganismos decompositores e dos bentos ficarem maior que a taxa de oxigenação no fundo, e até mesmo chegar a condição de anoxia quando aumentam as atividades de decomposição no sistema. Deste modo, assim como a estratificação térmica, também ocorre em lagos e reservatórios a estratificação química. O perfil de oxigênio dissolvido na água, por exemplo, assemelha-se ao perfil térmico (GOMES, 2008; SILVA, 2016).

### 3.1.3 Fitoplâncton, Zooplâncton e Macrófitas dos Ecossistemas Lacustres

Nos ecossistemas lacustres, principalmente na região limnética, há muito plâncton, que é o conjunto de organismos que se caracterizam pela capacidade de flutuar na água e são constituídos pelo zooplâncton (pequenos animais invertebrados), fitoplâncton (algas e cianobactérias uni e pluricelulares) e pelas bactérias (ESTEVES, 1998).

A maior parte da porção autotrófica de um ambiente aquático é o fitoplâncton, organismos procariontes e eucariontes clorofilados, responsáveis pelo processo fotossintético. Com a radiação solar, gás carbônico e nutrientes dissolvidos na água, estes organismos são capazes de produzir biomassa e liberar oxigênio, que é utilizado na respiração dos animais aquáticos, além de atuar como um sistema tampão destes gases na atmosfera. Dessa forma, em condições favoráveis, quando há um acréscimo de nutrientes na água, a primeira resposta do corpo hídrico é o crescimento excessivo do fitoplâncton. Esse aumento da produtividade primária é acompanhado por uma diminuição da diversidade de espécies e um domínio de organismos indesejáveis, como as cianobactérias (crescimento favorecido em ambientes ricos em nutrientes) (MATTOS e STARLING *et al.*, 2001; COQUEMALA *et al.*, 2005).

As cianobactérias (Cyanophyta) são organismos que apresentam clorofila-a e têm a coloração azul-esverdeada. São muito diversificadas, pois têm diversas estratégias adaptativas que explicam seu sucesso em responder de forma rápida à fertilização nos reservatórios e lagos, tornando-as dominantes na comunidade fitoplanctônica. As principais estratégias que tem conferido esse sucesso evolutivo, proporcionando-lhes vantagens competitivas em relação as espécies de algas, são: assimilação e subsistência de compostos orgânicos de baixo peso molecular, mesmo na ausência de luz; assimilação de ortofosfato (fósforo inorgânico) em excesso, armazenando-o intracelularmente e usando-o posteriormente em necessidade; fixação, por algumas espécies, de nitrogênio na forma gasosa; resposta rápida à períodos de turbulência na coluna d'água (ou chuvas intensas) seguidos de períodos calmos e ensolarados (otimização da fotossíntese na superfície); produção de matriz de mucilagem espessada (substância polissacarídea com função de proteção) ao redor da parede celular, dificultando a manipulação e ingestão das células pelo zooplâncton; e produção de vesículas gasosas, viabilizando sua suspensão nas zonas mais superficiais da água (efeito de “sombreamento” das outras espécies mais abaixo e otimização da fotossíntese) (ESTEVES, 1998; FERNANDES *et al.*, 2005).

Quando há ocorrência de florações desse grupo de fitoplâncton (cianobactérias), tem-se uma atenção especial, pois alguns gêneros e espécies são potenciais produtores de toxinas, denominadas de cianotoxinas, as quais apresentam mecanismos de ação sobre outros tecidos, células ou organismos, sendo prejudiciais aos humanos. São importunas, principalmente, nos reservatórios destinados ao abastecimento público, visto que, além de suas toxinas serem prejudiciais à saúde humana, podem também gerar sabor e odor nas águas, e colmatagem dos filtros das estações de tratamento (CARMICHAEL, 1992; GOMES, 2008).

Outros grupos de fitoplâncton importantes no sistema lacustre são: Chlorophyta (algas verdes), que apresentam clorofila “a” e “b” e coloração verde; Bacillariophyta, com presença de clorofilas “a” e “c”; Euglenophyta, que têm clorofila “a” e “b”, e geralmente são incolor e heterotróficas; Chrysophyta, que apresentam clorofila “a” e “c” e podem variar de cor, desde o amarelo, passando por marrom-esverdeado, até marrom; e as Pyrrophyta, algas com clorofila “a” e “c”, assimétricas geralmente e com dois flagelos (ESTEVES, 1998). A predominância de um ou outro grupo no ecossistema e seu crescimento sazonal, vai depender das características predominantes no meio, como quantidade e tipos de nutrientes dissolvidos no meio, temperatura e viscosidade da água, radiação solar, oxigênio dissolvido, pH da água, predação por organismos herbívoros, parasitismo, competição, entre outras (ESTEVES, 1998; COQUEMALA *et al.*, 2005).

Já o zooplâncton dos ambientes lacustres é constituído geralmente por protozoários, rotíferos, cladóceros e cópepodos, dos quais desenvolvem função importante na cadeia alimentar, transferindo massa e energia dos produtores primários para níveis tróficos superiores (JUNIOR *et al.*, 2005). Eles exercem atividade de herbivoria sobre o fitoplâncton, alterando a comunidade fitoplancônica, devido à pressão seletiva que o zooplâncton exerce sobre ela. Além do mais, o zooplâncton também participa dos processos de decomposição da matéria orgânica, ciclando os nutrientes (ESTEVES, 1998).

Mais um grupo importante que habita os lagos e reservatórios são as macrófitas aquáticas, que apresentam diversas adaptações morfológicas e fisiológicas que as tornam aptas a colonizar os diversos ambientes aquáticos. São importantes por serem autótrofas fotossintetizantes que apresentam um papel essencial no fluxo de energia no ecossistema, sendo a principal fonte de alimento para muitos animais. Ademais, têm uma relevante função na troca de nutrientes entre o sedimento e a coluna d’água, absorvendo os nutrientes presentes no fundo e excretando posteriormente para coluna d’água, favorecendo o enriquecimento de nutrientes nas camadas mais superficiais da água, consequentemente, tornando-os disponíveis para a comunidade planctônica. Podem, também, servir como superfície para o crescimento de outros organismos e existência de vários microhabitats (deposição de ovos de animais, proteção contra predadores e alimento) (ESTEVES, 1998; FONSECA *et al.*, 2001).

Os demais fatores relacionados a macrófitas aquáticas que influenciam no metabolismo do ecossistema aquático são: atuam na redução da turbulência da água, permitindo a sedimentação de material de origem alóctone; têm alta taxa de produtividade, atuando como produtora de matéria orgânica de todo o ecossistema; e através da associação

com bactérias e algas fixadoras de nitrogênio, desempenham importante papel na produção de nitrogênio assimilável (ESTEVES, 1998).

Contudo, seu crescimento excessivo é importuno por comprometer os usos múltiplos da água, trazendo problemas como o impedimento da navegação, facilidade para criatório de mosquitos e caramujos que são transmissores de doenças e a redução da concentração de oxigênio dissolvido no corpo hídrico quando ocorre a decomposição da sua biomassa no final do ciclo de vida (ESTEVES, 1998; LIMA *et al.*, 2005).

Deste modo, o estudo sobre o fitoplâncton, zooplâncton e macrófitas aquáticas geram informações que podem indicar sobre o equilíbrio do ecossistema aquático e consequentemente da qualidade das águas de um lago ou reservatório, visto que as comunidades desses organismos são uma das chaves do funcionamento de um ecossistema lântico, e sua estruturação são funções de interações entre eles com os componentes bióticos e abióticos do ecossistema (ESTEVES, 1998; CORRÊA, 2011).

## **3.2. DETERIORAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA**

### **3.2.1 Causas da Deterioração da Qualidade da Água em Lagos e Reservatórios**

Alterações ambientais são contínuas e podem ser causadas por diferentes fatores naturais ou não. Entretanto, a ação antrópica nos últimos séculos vem sendo a causa principal de várias mudanças. As perturbações provocadas no meio ambiente por atividades humanas têm, geralmente, maior intensidade do que as alterações naturais, comprometendo o equilíbrio ambiental nas áreas afetadas.

As principais causas de degradação da água dos corpos hídricos em bacias hidrográficas predominantemente urbanas são o enriquecimento de nutrientes, que estimula o desenvolvimento do fitoplâncton, fazendo com que haja um desequilíbrio da demanda e oferta do oxigênio dissolvido na coluna d'água e consequentemente, reduz a diversidade biológica e prejudica o abastecimento público. A gravidade do impacto causado pela urbanização nos ecossistemas aquáticos depende do estado do corpo hídrico antes da entrada dos poluentes, sua capacidade assimilativa, quantidade e distribuição de chuvas, uso do solo da bacia, e tipo e quantidade de substâncias carregadas (BOLLMANN *et al.*, 2005).

As principais fontes de entrada destes nutrientes nos corpos hídricos são os lançamentos de efluentes (doméstico e industriais) tratados e não tratados, águas percoladas de fossas sépticas, ligações clandestinas de esgotos em redes pluviais, águas que escoam da irrigação carreando fertilizantes químicos e adubo, o escoamento superficial que transporta



os nutrientes do solo para o corpo hídrico e a água de drenagem urbana (MARGALEF, 1983; CARNEIRO *et al.*, 2005; LIMA *et al.*, 2005; ESTEVES, 2011).

O uso incorreto do solo e o desmatamento da mata ciliar fazem com que se reduza a infiltração no solo, aumentando o volume e velocidade do escoamento superficial, gerando erosões, o que afeta diretamente a qualidade e a hidrodinâmica dos corpos hídricos (CARNEIRO *et al.*, 2005).

Há três vias principais para a deterioração da qualidade das águas de lagos e reservatórios (Figura 3.4): o carreamento de nutrientes das áreas urbanizadas pelos esgotos lançados e do solo agrícola pelas enxurradas (principalmente o fósforo e nitrogênio); o transporte de sedimentos da bacia de drenagem (areia, silte e argila) e decomposição da matéria orgânica de plantas e animais (algas e plâncton) existentes no próprio lago/reservatório; e a introdução de produtos tóxicos (pesticidas e metais pesados), organolépticos (clorofenóis) e seres patogênicos pelo ar, esgotos e pela chuva (PEGORINI *et al.*, 2005).

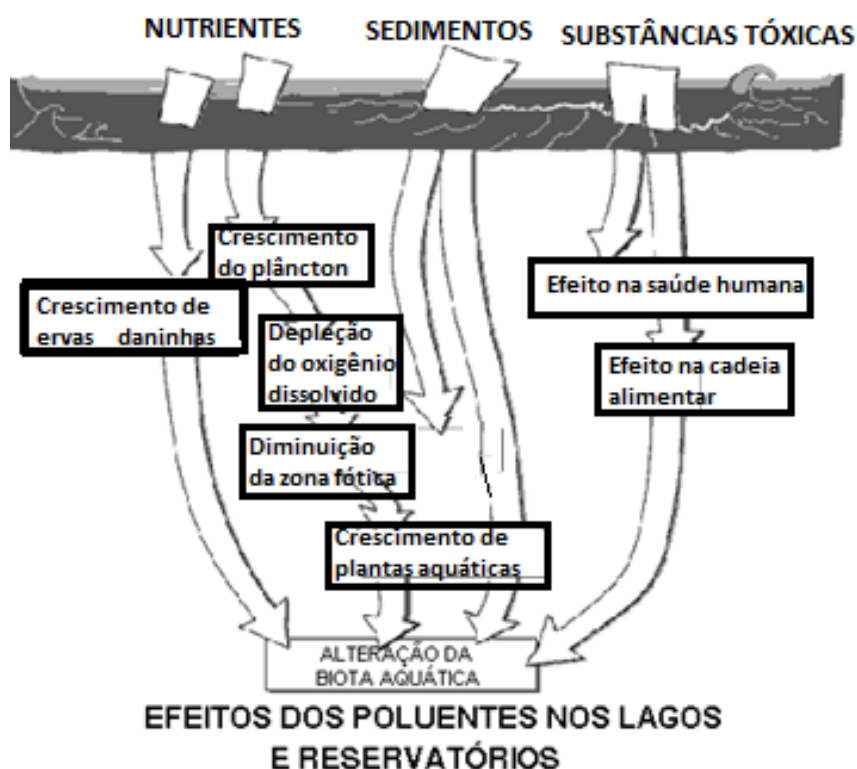


Figura 3.4 - Efeito dos poluentes nos lagos e reservatórios (Adaptado: ECOLOGIA, 2018).

Outros fatores responsáveis, também, pela deterioração da qualidade da água do sistema lacustre são: as atividades de obras de rodovias, geradoras de grandes alterações nas várzeas, erosões e escoamento superficial de detritos; a recreação, que acarreta a disposição inadequada de lixo e a degradação ambiental; a navegação, que origina perturbações do leito do fundo e erosões das margens; a poluição atmosférica, a qual transfere particulados, compostos orgânicos e nutrientes da atmosfera para a água através das precipitações, assim como a acidificação do meio; a retirada de água, que faz com que aumentem as concentrações dos nutrientes no meio, por diminuir a quantidade de água para diluição; e o crescimento urbano, ocasionando o selamento do solo, alterando o ciclo hidrológico da bacia, e assim o aumento da erosão (PEGORINI *et al.*, 2005).

Além disso, as características climáticas do ambiente afetam os processos que ocorrem com o contaminante no corpo hídrico, podendo favorecer alguns poluentes e retardar outros (interferência na velocidade da reação química), modificando a distribuição dessas substâncias entre os diversos compartimentos do sistema e a qualidade de suas águas. A temperatura e luminosidade são fatores determinantes nos processos fotolíticos e nas reações químicas. Já as chuvas podem causar o acúmulo sazonal de substâncias tóxicas transportadas da atmosfera, e ao mesmo tempo, ocasionar a diluição daquelas já presentes no sistema aquático (COTAGGIO, 2002).

### **3.2.2 Eutrofização**

O enriquecimento de nutrientes nas águas (principalmente de fósforo e nitrogênio), que causa a degradação de sua qualidade, denomina-se eutrofização, ocorrendo principalmente em lagos e reservatórios. Esse processo promove o crescimento maciço do fitoplâncton e plantas aquáticas e se reflete sobre todo o metabolismo do ecossistema, ocasionando a perda do potencial recreacional, do uso para abastecimento público e do valor econômico do meio aquático (MARGALEF, 1983; ESTEVES, 1998; XAVIER *et al.*, 2005).

O grau de trofia dos lagos e reservatórios depende dos aportes do exterior, ou seja, das cargas de nutrientes recebida dos afluentes, emissários e da erosão da margem, assim como dos fatores morfométricos (principalmente profundidade média), climáticos (temperatura, chuva, vento) e hidrológicos (tempo de retenção de água) (MARGALEF, 1983; LIMA *et al.*, 2005; XAVIER *et al.*, 2005).

A morfometria do lago e as oscilações de temperatura que determinam os eventos de estratificação e desestratificação, como visto anteriormente, também são responsáveis pela

circulação dos nutrientes e assim, do crescimento do fitoplâncton. No verão, quando geralmente ocorre a estratificação, os nutrientes são consumidos pelo fitoplâncton rapidamente, mas o epilimnio fica deficiente de nutrientes, acontecendo a sucessão do plâncton. Quando há a mistura (desestratificação), ocorre um novo enriquecimento de nutrientes e alterações da composição e abundância das espécies, afetando as relações entre eles. Alterações na estrutura da comunidade planctônica em relação a parâmetros físicos e químicos podem ser um primeiro sinal de deterioração da qualidade da água. (COQUEMALA *et al.*, 2005; OCHOCA, 2016).

Já os aspectos hidrológicos, como o tempo de detenção da água, que é o tempo necessário para que toda a água do lago seja substituída, irá afetar também na produtividade primária do sistema lacustre, pois, altos tempos de residência favorecem a assimilação dos nutrientes pelos organismos, por aumentar o tempo em que os nutrientes ficam disponíveis. Além disso, a eutrofização vai ser influenciada pela capacidade do fitoplâncton de reproduzir-se para repor a biomassa perdida a jusante pela vazão defluente (TUNDISI, 2008; LIPORONI, 2012).

A eutrofização pode ser causada naturalmente ou por ação antrópica; a primeira ocorre na maioria das vezes de forma lenta e contínua, com o aporte de nutrientes sendo carreados pelas águas da chuva. Já na eutrofização antrópica, chamada de artificial ou cultural, o aporte de nutriente tem origens diversas e as alterações podem ser sentidas no ecossistema aquático rapidamente (ESTEVES, 2011).

O aumento das concentrações de fósforo e nitrogênio no ambiente aquático favorece a predominância das cianobactérias produtoras de toxinas (GOMES, 2008). O nitrogênio proveniente da amônia e do nitrato é assimilado pelas cianobactérias, o que pode levar o aumento repentinamente de sua biomassa e ocorrência de floração (RÜCKERT e GIANI, 2004).

Quando há concentrações muito elevadas de nutrientes no sistema lacustre, pode ocorrer o crescimento do fitoplâncton, que dependendo da sua quantidade, do processo de sucessão e seleção de espécies, e dos fatores ambientais, possibilita atingir níveis que prejudicam de forma significativa a qualidade da água, com a presença também de certo grau de toxicidade no ecossistema aquático. Este fato tem os seguintes efeitos diretos na qualidade do corpo hídrico: **i)** acréscimo da matéria orgânica particulada (fitoplâncton, zooplânctons, protozoários, bactérias, detritos e fungos); **ii)** aumento de substâncias orgânicas dissolvidas, que podem alterar o aspecto organoléptico da água, por formar compostos organo-clorados, no caso do tratamento para consumo humano, e mudar a cor da água; **iii)** aumento do pH;

**iv)** decréscimo de oxigênio dissolvido próximo ao sedimento, colaborando para a liberação de sulfeto de hidrogênio, ferro, amônia, fósforo, manganês, entre outros compostos dissolvidos; **v)** aumento dos gastos com produtos químicos para o tratamento da água; **vi)** liberação de compostos potencialmente tóxicos pelas cianobactérias (cianotoxinas) na água (CARNEIRO *et al.*, 2005).

O excesso de matéria orgânica no meio e o aumento do consumo de oxigênio pelos microrganismos decompositores, podem afetar a fauna bentônica e levar até mesmo ao seu desaparecimento nos casos extremos de anoxia (MARGALEF, 1983).

Em condição de anaerobiose pode ocorrer a formação de alguns gases, como o gás sulfídrico e metano, que são tóxicos para maioria dos organismos. Além disso, o ambiente torna-se redutor e ocorre a liberação de íons do sedimento para a água intersticial e desta para coluna d'água, promovendo a liberação do fósforo solúvel na água, ocasionando um fenômeno conhecido como fertilização interna. Este fato pode manter então a floração de algas e cianobactérias no corpo hídrico, mesmo com a eliminação de cargas alóctones (ESTEVES, 1998).

Assim, um ambiente lacustre eutrofizado, geralmente apresenta elevada concentração de nutrientes (fósforo e nitrogênio), alta produtividade primária (cianobactérias, algas) e baixa transparência da água.

O conhecimento do nível de estado trófico dos lagos e reservatórios vem sendo amplamente utilizado em estudos limnológicos para estimar o grau de deterioração destes corpos hídricos. Constitui em uma tentativa de estabelecer condições de referência para o ambiente aquático, que, indiretamente, pode refletir o estado de integridade do seu ecossistema, com o desenvolvimento de diversos índices de estado trófico (SOUZA, 2013). Assim, os corpos de água podem ser classificados em classes denominadas “estados tróficos”, que variam desde ambientes com poucos nutrientes e biomassa (ultraoligotróficos) até ambientes com elevada concentração destes (hipereutróficos). A classificação do grau de trofia normalmente depende apenas da quantidade de nutriente disponível e da produtividade do fitoplâncton, do qual vai depender da temperatura e incidência de luz no ambiente (ESTEVES, 2011).

Com a eutrofização, o ambiente aquático sofre alterações em cada um de seus compartimentos (zona fótica e afótica) que levam a degradação da qualidade da água. As características físicas, químicas e biológicas do ecossistema são modificadas quando o ambiente passa de um estado de menor produção primária (oligotrófico) para um estado mais produtivo (eutrófico) (XAVIER *et al.*, 2005).

Portanto, as principais consequências da eutrofização são: floração de algas, cianobactérias e macrófitas aquáticas, liberação de toxinas para o meio (efeitos na saúde humana e na biota aquática), alterações nos níveis de oxigênio dissolvido na água, perda de biodiversidade, restrição no uso do corpo hídrico e aumento dos custos para o tratamento da água (XAVIER *et al.*, 2005). O crescimento do fitoplâncton e macrófitas aquáticas, desencadeado pela eutrofização nos lagos, também, torna o corpo hídrico desagradável no ponto de vista estético e turístico.

### **3.2.3 Nitrogênio e Fósforo em Lagos e Reservatórios**

O nitrogênio e o fósforo são essenciais no metabolismo dos ecossistemas aquáticos, pois são os principais componentes básicos da biomassa. O nitrogênio tem participação na formação de proteínas principalmente, e o fósforo no processo de armazenamento de energia (constitui uma fração da molécula de ATP) e tem função estrutural na membrana celular (ESTEVES, 1998; PEGORINI *et al.*, 2005).

O nitrogênio está presente nos corpos hídricos sob várias formas, como por exemplo, nitrito, nitrato, amônia, íon amônio, nitrogênio molecular, nitrogênio orgânico particulado (bactérias, zooplâncton, fitoplâncton e detritos), entre outros. Dentre elas, o nitrato e o íon amônio assumem importantes fontes de nitrogênio para os produtores primários (ESTEVES, 1998; COQUEMALA *et al.*, 2005).

As principais fontes naturais do nitrogênio nas águas são através das chuvas, decomposição orgânica autóctone e alóctone e da fixação de nitrogênio molecular. A fixação do nitrogênio molecular é feita pelos organismos procariontes, principalmente cianobactérias, que têm capacidade de transformar esta forma de nitrogênio em nitrogênio protéico. Assim, em ecossistemas aquáticos, o nitrogênio molecular apresenta-se em elevadas concentrações e, em geral, exibe-se em níveis de saturação durante o ano todo, sobretudo no hipolímnio que se tem temperaturas mais baixas, facilitando a solubilidade do nitrogênio no meio (ESTEVES, 1998; COQUEMALA *et al.*, 2005).

O nitrogênio só é limitante para a produção primária do fitoplâncton quando está presente em baixas concentrações no corpo hídrico. Este fato é mais comum geralmente apenas quando o sistema lacustre apresenta condições tróficas extremas (oligotrófico ou supereutrófico) (COQUEMALA *et al.*, 2005). Por outro lado, o fósforo na maioria das águas continentais é o principal fator limitante da produtividade (ESTEVES, 1998).

Há diversos motivos que contribuem para que o fósforo seja considerado como um elemento limitante aos organismos vivos dos ecossistemas aquáticos, dentre eles são: encontram-se naturalmente somente em pequenas quantidades no solo; tem facilidade para adsorção, imobilização e precipitação; é de difícil liberação estrutural; e não apresenta fase gasosa (PEGORINI *et al.*, 2005).

De maneira geral o fósforo é o principal responsável pela eutrofização dos ambientes aquáticos, e sua entrada é dividida pela porção vinda dos emissários e a autóctones presente nos sedimentos, que representa uma fração considerável de carga (ente 5 a 60%) (MARGALEF, 1983).

Porém, há alguns fatores que ajudam a capturar este nutriente no corpo hídrico, favorecendo a diminuição da sua disponibilidade no meio. Dentre eles estão a presença de elementos metálicos no ambiente aquático, do qual tem grande afinidade com o fósforo livre em certas condições. Assim sendo, a quantidade de fósforo disponível nas águas depende das concentrações de metais presentes nos sedimentos, pois o fósforo liga-se aos íons metálicos, principalmente ao cálcio e ferro. Deste modo, em águas que apresentam alta concentração desses metais, tem-se uma baixa concentração de fósforo livre (MARGALEF, 1983).

Esta ligação entre os íons metálicos e os fosfatos presentes nos sistemas lacustres, vai depender do nível de oxidação (concentração de oxigênio dissolvido) e do pH da água. Assim, em corpos hídricos onde prevalecem condições de oxidação e pH próximo de 7, a maior parte do ferro se apresenta na forma oxidada e insolúvel, encontrando-se precipitado ou complexado na forma de hidróxido de ferro hidratado, do qual pode absorver espécies fosfatadas em sua superfície e fazer com que o fósforo livre fique aderido ao sedimento (ESTEVES, 1998; COQUEMALA *et al.*, 2005).

Uma nova situação que aumenta a concentração de fósforo no meio, é quando o lago recebe uma carga de fósforo muito alta, além de sua capacidade de retenção no sedimento, podendo migrar do fundo para o epilímnio. Desta forma, o sedimento tem capacidade de acumular fósforo até um certo limite (MARGALEF, 1983).

Além de tudo, também podem contribuir para o fornecimento do fósforo no ambiente aquático as macrófitas. Elas absorvem-no do sedimento através das raízes e posteriormente quando morrem ou quando submetidas às condições de stress (baixa iluminação, redução da temperatura), o fosfato é liberado para todo o lago. Parte deste fósforo orgânico é então remineralizado pelo bacterioplâncton ainda nas águas do epilímnio, retomando à cadeia trófica planctônica (COQUEMALA *et al.*, 2005).

Todo lago tem no sedimento certa quantidade de fósforo que recebe, ou retém temporariamente no hipolímnio ou no corpo dos organismos. A preocupação da eutrofização é então, da carga anual que o lago recebe de fósforo, da condição de oxigenação da água do hipolímnio e da capacidade de retenção do fósforo no sedimento (MARGALEF, 1983).

### **3.3. MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA**

#### **3.3.1 Importância do Monitoramento e da Avaliação da Qualidade da Água**

Os usos conflitantes dos recursos hídricos, junto do aumento da demanda e do decréscimo de oferta de água com qualidade apropriada aos diferentes usos, fizeram especialistas e autoridades se preocuparem com a disponibilidade e qualidade das águas. Precisou-se assim, ter uma crescente conscientização da necessidade de adotar estratégias de desenvolvimento sustentável de recursos lacustres e das suas bacias hidrográficas, por meio do seu gerenciamento integrado (KIRA *et al.*, 1995).

O gerenciamento precário, a falta de conservação, a poluição e o rápido aumento na demanda colocam em risco a disponibilidade de água não contaminada e a qualidade de vida da população. A crescente pressão sobre os corpos aquáticos, faz com que surjam uma série de problemas de gerenciamento dos recursos hídricos, como os ambientais e sociais, decorrentes da interação do uso da água e da terra (KIRA *et al.*, 1995).

Desta forma, o monitoramento da qualidade da água tem como objetivo verificar as condições dos corpos hídricos, oferecendo recursos e informações para criação e avaliação de ações de planos de prevenção e recuperação dos ambientes aquáticos, assegurando as condições adequadas aos diversos usos da água atuais e futuros pretendidos, sugeridos pela Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) (AMARO, 2009).

Para o acompanhamento qualitativo das águas dos reservatórios e lagos, precisa-se ter o conhecimento das cargas poluentes afluentes geradas nas bacias hidrográficas contribuintes, que exercem pressão devido as diversas atividades socioeconômicas realizadas na região (PEGORINI *et al.*, 2005). Os dados originados do monitoramento fornecem a compreensão dos impactos sofridos na qualidade da água por causa das ações humanas na bacia hidrográfica, representando assim, a situação atual do ambiente aquático e suas tendências.

As formas de uso do solo em conjunto com as condições naturais da bacia hidrográfica, como o relevo, os ventos, a geomorfologia e as precipitações, determinam a qualidade da água do corpo hídrico e os consequentes impactos na saúde pública e no

ecossistema (PEGORINI *et al.*, 2005). O monitoramento contínuo da qualidade da água que proporcione informações completas e precisas, se usado corretamente em conjunto com metodologias adequadas, é um importante aliado para a manutenção e proteção do ecossistema aquático, e assim assegurar as condições apropriadas do corpo hídrico para os distintos usos (AMARO, 2009).

A série histórica de dados de monitoramento e sua interpretação permitem uma melhor compreensão da evolução temporal da qualidade ambiental, auxiliando na elaboração de ações de controle, fiscalização, investimento e legislação específica para melhoria ambiental. Além disso, os resultados do monitoramento servem também para informar o público em geral sobre a qualidade daquele ambiente, uma vez que está vinculado à qualidade de vida da população (LAMPARELLI, 2004).

O monitoramento, portanto, é um instrumento de conhecimento e aprimoramento do ambiente, e um componente essencial de todos os processos de planejamento e gerenciamento, pois sem os dados adequados e confiáveis sobre as variáveis do sistema, não se consegue realizar tais procedimentos.

### **3.3.2 Monitoramento e Avaliação da Qualidade da Água em Lagos e Reservatórios**

O gerenciamento e manejo dos lagos e reservatórios é uma tarefa complexa e que envolve atuação de equipes multidisciplinares, pois têm grande variabilidade de tamanho, forma, localização e características operacionais relacionadas aos seus usos múltiplos. Sendo assim, para a eficácia do gerenciamento e monitoramento dos sistemas lacustres, é necessário entender bem como eles funcionam, considerando-os como um ecossistema dinâmico, determinados por atributos relacionados aos padrões climáticos, variação de volume, tempo de retenção, componentes bióticos e abióticos, localização geográfica e geomorfológica dos reservatórios e de sua bacia hidrográfica (TUNDISI, 2008).

Nos lagos que têm seus usos preponderantes para consumo humano, agrícola ou navegação, deve-se ter um monitoramento de parâmetros limnológicos mais frequente. Não obstante, o monitoramento contínuo e confiável não é uma tarefa fácil, pois há problemas metodológicos que necessitam ser resolvidos para obter um resultado mais efetivo, seguro e que possa ser utilizado dentro dos recursos disponíveis às instituições responsáveis pelo gerenciamento do lago (BISWAS *et al.*, 1995).

Segundo Biswas *et al.* (1995), no que diz respeito ao monitoramento de lagos, não existe um único sistema proposto que seja válido para todos os lagos em qualquer parte do



mundo. É preciso que um sistema de monitoramento eficiente seja projetado para cada lago específico, baseado no seu uso atual e futuro pretendido. Os gestores assim deveriam desenvolver seu próprio sistema de monitoramento em termos de escolha dos parâmetros que precisam ser monitorados, a frequência e locais de monitoramento.

Os reservatórios se alteram em resposta a várias influências externas e o conhecimento da intensidade dessa resposta depende das observações, registro e análise dos parâmetros bióticos e abióticos. As principais variáveis bióticas são: a clorofila-a, para estimar a produtividade primária, já que é um pigmento presente na maioria dos organismos fotoautotróficos, indicando a biomassa do fitoplâncton; variáveis planctônica (espécies dominantes); e fauna microbiana, bêntica e de peixes. Já as principais abióticas são temperatura, transparência da água, oxigênio dissolvido, fósforo total, série nitrogenada, turbidez, sólidos dissolvidos, condutividade e pH (MAROUELLI *et al.*, 1988; BARBOSA, 2015).

Assim, por serem os lagos e reservatórios mais sensíveis a variáveis externas e ao problema de eutrofização, o programa de monitoramento dos sistemas lacustres deve visar a antecipação dos eventos de floração de algas e cianobactérias, estabelecendo indicadores em medidas capazes de sinalizar este evento, além da vigilância frequente das variáveis limnológicas (MEDEIROS *et al.*, 2005).

### **3.4. LEGISLAÇÃO SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA**

#### **3.4.1 Legislação Brasileira e de Outros Países Sobre a Qualidade da Água**

Em função da degradação da qualidade da água por motivo do mau uso desse recurso, diversos conflitos são gerados quanto a questão da escassez de água de boa qualidade. Deste modo, a gestão dos recursos hídricos assume importância nas discussões a respeito dos aspectos de quantidade e qualidade da água.

A gestão dos recursos hídricos é o conjunto de ferramentas estruturadas para resolver os conflitos referentes ao seu uso e controle mediante formulações de princípios e diretrizes, com o objetivo de promover a proteção dos ecossistemas aquáticos, assim como atender as demandas de água pela sociedade baseada em sua disponibilidade limitada (LEITE *et al.*, 2001).

O seu marco legal no Brasil foi o Código de Águas, estabelecido pelo Decreto Federal nº 24.643, de 10 de julho de 1934, sendo revogados alguns de seus artigos pela Constituição de 1988. Foi aprovada assim, a Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997, que constituiu a

Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), criando o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Esse sistema é integrado pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos; pelo Conselho de Recursos Hídricos dos Estados e do Distrito Federal; pelos Comitês de Bacia Hidrográfica; pelos órgãos dos poderes públicos federal, estaduais e municipais, do qual as competências se relacionam com a gestão dos recursos hídricos, e pelas agências de águas, com objetivo de coordenar a gestão integrada das águas, arbitrar administrativamente os conflitos relacionados aos recursos hídricos, implementar a PNRH, planejar, regular e controlar o uso, a preservação e a recuperação dos corpos aquáticos, assim como a cobrança pelo seu proveito (LEITE *et al.*, 2001).

Assim, a Lei nº 9.433 (BRASIL, 1997) estabeleceu cinco instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos, dentre eles está a classificação das águas em classes de qualidade, chamado de enquadramento.

O enquadramento estipula metas de qualidade de água para o corpo hídrico, que devem ser conservadas ou melhoradas ao longo do tempo. Essa meta faz parte do Plano de Efetivação do Enquadramento, que se baseia na associação de ações ou medidas obrigatórias essenciais ao atendimento das metas de qualidade da água previstas na Resolução CONAMA 357/2005 (AMARO, 2009).

Esse instrumento é bastante importante, pois normatiza as diretrizes de uso, determinadas pelos órgãos gestores e pela população, para os corpos hídricos. No sentido da implantação do enquadramento, é preciso verificar os usos aos quais se destinam o corpo d'água, tanto os usos atuais como os potenciais. Constitui-se em um instrumento legal, sujeito a revisões periódicas, conforme desenvolve a situação da bacia hidrográfica, sendo muito valioso para subsidiar os planos de recursos hídricos por transpassar as metas de qualidade da bacia (LEITE *et al.*, 2001).

Para os processos envolvidos no enquadramento, precisa-se ter o trabalho de monitoramento para o diagnóstico da situação atual e para o levantamento de dados necessários para o estabelecimento de metas e ações preventivas, evitando assim custos com despoluição.

Na classificação dos corpos hídricos, há referência à especificação das águas doces, salobras e salinas, como sendo essencial à defesa de seus níveis de qualidade, analisados por padrões específicos, de modo a assegurar seus usos preponderantes. Os corpos de água doce podem ser enquadrados em cinco classes de uso (Tabela 3.1), avaliando variáveis físicas, químicas e biológicas com os limites definidos para cada classe. Os padrões de qualidade foram fixados com a finalidade de obedecerem ao uso mais restritivo de cada classe, e são

generalizados para todo o país, não abrindo chances de adequação a condições locais ou regionais. Além disso, subordina a condição de qualidade da água aos usos preponderantes, priorizando os usos humanos (PIZELLA e SOUZA, 2007; LUZ e FERREIRA, 2011).

Tabela 3 - Classificação de águas doces de acordo com a Resolução Conama 357/2005.

CLASSE ESPECIAL	Águas destinadas: a) ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção; b) à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e, c) à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
CLASSE 1	Águas que podem ser destinadas: a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no. 274, de 2000; d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e, e) à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.
CLASSE 2	Águas que podem ser destinadas: a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no. 274, de 2000; d) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os que o público possa vir a ter contato direto; e, e) à aquicultura e à atividade de pesca.
CLASSE 3	Águas que podem ser destinadas: a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; c) à pesca amadora; d) à recreação de contato secundário; e, e) à dessedentação de animais.
CLASSE 4	Águas que podem ser destinadas: a) à navegação; e, b) à harmonia paisagística.

A Resolução Conama 357/2005 apesar de dar um caráter de planejamento ao enquadramento, com a possibilidade de implementar metas progressivas de qualidade, não reconhece a obrigatoriedade da melhoria gradativa da qualidade da água, por possibilitar a classificação dos corpos d'água em classes permissivas à degradação (PIZELLA e SOUZA, 2007).

O Artigo 8º (parágrafo 3º) da Resolução Conama 357/2005 aponta a alternativa de avaliar a qualidade da água por indicadores biológicos como organismos ou comunidades aquáticas quando possível. Porém, conforme destaca Pizzella e Souza (2007), a Resolução não aponta os parâmetros a serem usados, dificultando a implementação desse tipo de monitoramento.

A lei nº 9433/97, mesmo tendo representado um grande avanço na gestão desses recursos, ainda é frágil para atender muitos corpos hídricos no Brasil. Muito ainda pode ser feito para melhorar a gestão dos recursos hídricos no país. Um exemplo de modelo de gestão aplicados em vários países é o modelo de gerenciamento de recursos hídricos europeu, que

surgiu como alternativa promissora na gestão dos corpos d'água (CARDOSO-SILVA, 2013).

O Parlamento e o Conselho Europeu criaram um instrumento de política de recursos hídricos da União Europeia (EU) chamado de Diretiva 2000/60/CE, conhecido por Diretiva-Quadro da Água (DQA), estabelecendo um quadro de ações comunitárias no que diz respeito à política da água, com o objetivo principal de alcançar uma boa qualidade da água para todo território da EU. Para atingir esse objetivo, foram estipuladas metas progressivas para garantir o maior acompanhamento do processo (SOBRAL, 2008).

Esta Diretiva estabelece programas de medidas para satisfazer os objetivos de preservar a qualidade da água de forma integrada aos recursos hídricos no domínio das bacias hidrográficas e de modo independente para os limites territoriais, e caso essa meta não seja alcançada, são aplicadas sanções financeiras (SOBRAL, 2008).

Diretiva-Quadro da Água (DQA) tem uma abordagem mais ecológica para avaliação da qualidade da água, considerando a estrutura e funcionamento das comunidades biológicas, além dos fatores naturais, fisiográficos, geográficos, climáticos, condições físicas e químicas das águas, e também impactos resultantes das atividades humanas (em termos de seu tipo e de sua magnitude) (LUZ e FERREIRA, 2011).

Os corpos hídricos da Europa encontram-se oficialmente numerados e classificados quanto ao seu estado ecológico presente (variando de “Excelente” a “Ruim”), bem como sua proteção e recuperação para manter o bom estado atual ou para recuperá-los nos anos seguintes. As diretivas atuam em cinco classes ecológicas, sendo avaliadas pelas suas variáveis bióticas, incluindo o fitoplâncton, macrófitas, invertebrados e peixes, além dos parâmetros químicos e físicos da água. Essas classificações são definidas utilizando o pior dos resultados dos elementos indicadores de qualidade da água do monitoramento (OLIVEIRA, 2008; LUZ e FERREIRA, 2011; CARDOSO-SILVA, 2013).

Dessa forma, para o desenvolvimento e aplicação, por parte dos Estados-membros, das medidas diversas para se fazer essa classificação, destacam-se algumas ações, tais como: definição das condições ecológicas de referência para cada tipo de massa de água (rios, lagos), identificando locais de baixa influência humana para avaliar suas comunidades biológicas existentes (juntamente com sua estrutura hidrogeomorfológica) e desse modo, comparar os mesmos parâmetros com outros locais de mesma tipologia, constatando seu grau de desvio com relação às condições de referência; e a uniformização dos métodos de monitoramento em nível nacional para as condições de referência, aplicando as categorias dos diferentes níveis de estado ecológico por meio de interpretações subjetivas, além das

avaliações desenvolvidas com base dos dados de monitoramento, podendo usar metodologias diferenciadas entre os Estados-membros (LUZ e FERREIRA, 2011).

Em outros países, como nos Estados Unidos, tem-se a preocupação, também, de reparar e preservar a integridade física, química e biológica das águas, promovendo a qualidade necessária à proteção e disseminação de peixes e vida selvagem. Consta a possibilidade de os padrões adotados levarem em consideração as características regionais para avaliação da qualidade da água, como a hidromorfologia, estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos, além das variáveis físicas, química e biológicas. Deste modo, a Agência Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) recomenda a utilização de abordagens multimétricas para informar a riqueza de espécies, a composição trófica, a abundância e a biomassa de diferentes tipos de bioindicadores, como por exemplo, de peixes, fitoplâncton e macrófitas (PIZELLA e SOUZA, 2007).

Já na legislação brasileira, os usos humanos têm sido foco central, verificando total priorização para fins econômicos, orientando as ações que visam atender aos objetivos da PNRH. Há uma falta de preocupação quanto aos aspectos ecológicos associados ao sistema aquático, subordinando a classificação dos corpos d'água aos usos humanos atuais e esperados. Somado a isso, os indicadores de qualidade da água se restringem a parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos, não considerando processos ambientais, fluxo de energia, condição de produtividade, estrutura e funções ecossistêmicas ou outro aspecto que possa fornecer uma avaliação mais efetiva do estado do sistema aquático (LUZ e FERREIRA, 2011).

A deterioração da qualidade das águas, em muitos casos, resulta de causas pouco ou não percebidas a partir das análises de parâmetros físicos e químicos somente. As variações climáticas, as contaminações esporádicas ou acumulativas, as fontes difusas de contaminação e as alterações físicas do meio hídrico (em zonas ripárias ou na bacia hidrográfica) não apresentam efeitos imediatos, necessitando uma abordagem diferenciada para uma melhor compreensão da situação dos corpos hídricos, assim como um gerenciamento mais efetivo. Dessa maneira, a síntese da condição ecológica do sistema aquático, se for bem definida, mesmo sendo dinâmica, representa uma forma eficiente de avaliação da qualidade ambiental, possibilitando relacionar os fatores bióticos e abióticos, no espaço e no tempo, para compreender o estado do ecossistema aquático (LUZ e FERREIRA, 2011).

A discussão dessa inversão de foco (uso humano x estado ecológico) é importante, a fim de se refletir sobre a necessidade de se avançar no Brasil em termos da integração da

gestão ambiental com a gestão das águas, devendo a classificação das águas ser condicionada a partir da integridade do ecossistema aquático. Além disso, os benefícios dos serviços ecológicos nem sempre são tão perceptíveis como, por exemplo, a preservação de alguma espécie, ou da biodiversidade, o que decorre da limitação do conhecimento humano e de aspectos culturais. Sendo assim, a mudança cultural é imprescindível ao meio técnico e ao nível político.

### **3.5. ÍNDICES UTILIZADOS PARA AVALIAÇÃO DE QUALIDADE DA ÁGUA**

#### **3.5.1 Importância dos Índices de Avaliação de Qualidade da Água**

A geração de dados pelo monitoramento por si só não é suficiente, pois os dados adquiridos devem ser bem aplicados para se ter o quadro real da situação do lago, em termos de qualidade e quantidade, determinando de forma objetiva a extensão do impacto (BISWAS *et al.*, 1995).

Os resultados do monitoramento devem ser expressos de forma clara para a população, apresentando classificações do ambiente segundo sua qualidade. Assim, para que isso ocorra, é necessário comparar os resultados obtidos com os padrões de qualidade já existentes, seja pela legislação quanto em publicações científicas (LAMPARELLI, 2004).

Pode-se assim, utilizar índices de qualidade da água que são compostos por variáveis representativas, e são considerados importantes instrumentos para acompanhar a qualidade da água no ambiente (AMARO, 2009).

Esses índices e indicadores ambientais se tornaram essenciais no processo decisório das políticas públicas e no acompanhamento de seus efeitos. Esta vertente apresenta-se como um desafio de gerar indicadores e índices que tratem um número cada vez maior de informações, de forma sistemática e acessível, para os tomadores de decisão (CETESB, 2017).

Algumas das vantagens de se usar índices são a facilidade de comunicação com o público leigo e o fato de representar um valor único médio de diversas variáveis, combinando unidades de medidas diferentes em uma única unidade. Porém apesar de possibilitarem uma avaliação integrada, apresentam desvantagem por não possibilitar a avaliação das informações dos parâmetros individualmente nem da sua interação, não substituindo assim a necessidade de avaliação detalhada da qualidade das águas de um determinado ambiente aquático (AMARO, 2009; CETESB, 2017).

O índice mais utilizado atualmente no Brasil como indicador da condição dos corpos hídricos, segundo a Agência Nacional das Águas (BRASIL, 2005), é o Índice de Qualidade das Águas (IQA). São 11 estados (Amapá, Bahia, Espírito Santo, Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraná, Pernambuco, Rio Grande do Sul, São Paulo) além do Distrito Federal que utilizam deste índice, representando cerca de 60% da população do país. Os dados de monitoramento englobam 7 das 12 regiões hidrográficas brasileiras (Atlântico Sul, Paraguai, Atlântico Sudeste, São Francisco, Paraná, Atlântico Leste, Amazônica).

Os parâmetros utilizados no cálculo do IQA são em sua maioria indicadores de contaminação causada pelo lançamento de esgotos domésticos, abrangendo mais variáveis físicas e químicas da água. Este índice apresenta limitações, já que não analisa vários parâmetros importantes, tais como substâncias tóxicas, protozoários patogênicos e comunidade planctônica (BRASIL, 2005).

Desde 2002 a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) utiliza índices específicos para cada uso do recurso hídrico, como o Índice de Qualidade de Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público (IAP) e o Índice de Preservação da Vida Aquática (IVA). O primeiro índice consegue representar de forma mais fiel a qualidade da água bruta a ser captada em comparação com o IQA, já o segundo índice, foi considerado um indicador mais adequado da qualidade da água visando a proteção da vida aquática (CETESB, 2017).

Há também o Índice de Estado Trófico (IET), que compõem o IVA e estabelece o grau de trofia dos corpos hídricos, avaliando o enriquecimento por nutrientes e seus efeitos relacionados ao crescimento excessivo de fitoplâncton e macrófitas. Os índices de comunidades (fitoplanctônica, zooplânctônica e bentônica), do mesmo modo, ajudam no diagnóstico da qualidade para fins de preservação da vida aquática (XAVIER *et al.*, 2005; CETESB, 2017).

Os parâmetros químicos e físicos são pontuais, refletindo apenas o momento em que são medidos, já análises bióticas, obtém-se um resultado que reflete o acúmulo de condições pelas quais o ambiente passou, retratando de forma mais fiel a situação do corpo hídrico (CUNHA, 2013).

Deste modo, visando atender à realização de monitoramentos limnológicos sistemáticos otimizados e de baixo custo, o Instituto Ambiental do Paraná (IAP) desenvolveu um método para conhecer as principais características ecológicas de reservatórios do estado do Paraná, determinando a qualidade das águas ao longo do tempo (FORNAROLLI –

ANDRADE, 1994). Nesse índice se consideram parâmetros físicos, químicos e biológicos da água, além de variáveis morfológicas do reservatório.

Portanto, existem diversos índices que podem ser utilizados para representar a qualidade da água do copo hídrico, e sua escolha depende do objetivo do monitoramento. A utilização de índices e indicadores que consigam responder de maneira mais rápida e efetiva a vários poluentes, trazendo resultados confiáveis do estado do ecossistema, deve ser a forma ideal para estimar a qualidade dos corpos d'água.



## 4. METODOLOGIA

Neste capítulo, discutem-se os aspectos associados à metodologia adotada para o desenvolvimento do trabalho, assim como um breve descritivo da área de estudo.

### 4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O lago Paranoá, que se localiza em Brasília/DF (Figura 4.1), foi originado em 12 de setembro de 1959 pelo barramento do ribeirão Paranoá, afluente do rio São Bartolomeu. O Lago teve como objetivo melhorar o clima da cidade, o paisagismo, a recreação e geração de energia elétrica. Foram necessárias duas estações de chuvas para que as águas do Lago atingissem a cota prevista de 1.000 metros acima do nível do mar (CAESB, 2005).

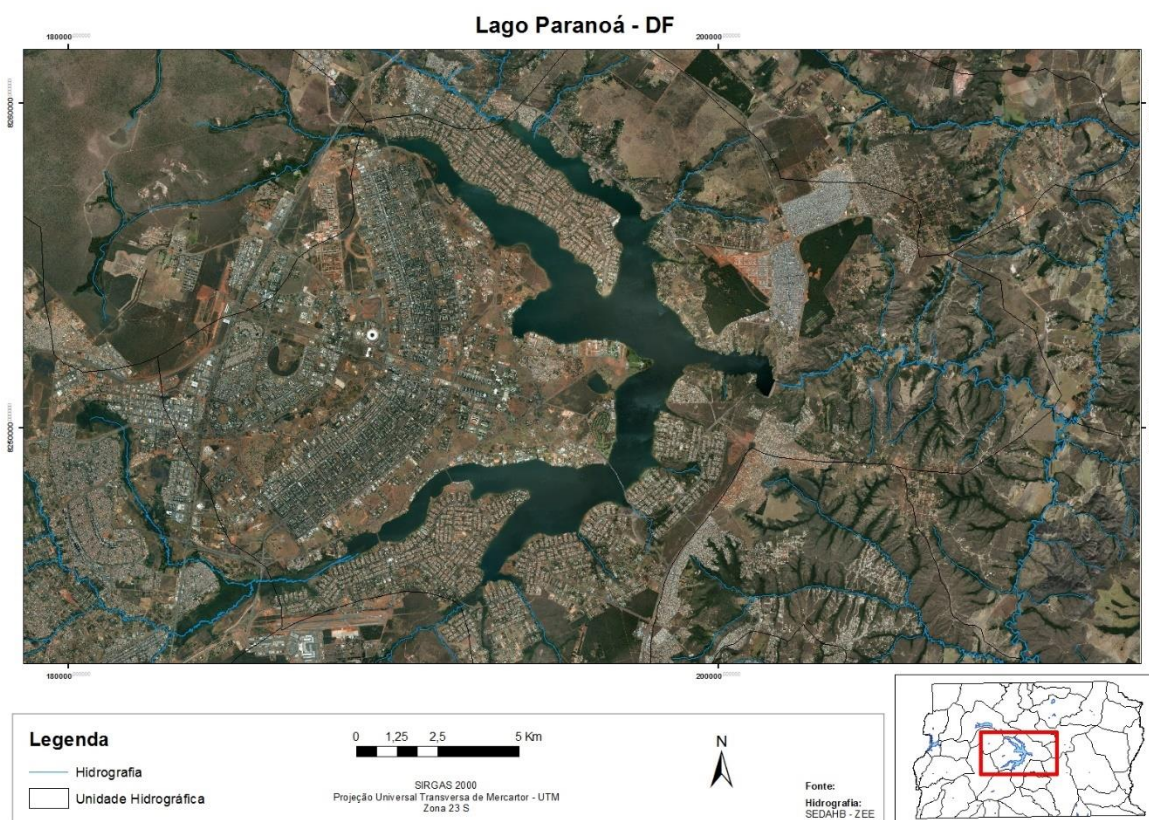


Figura 4.1 - Mapa da localização do Lago Paranoá no Distrito Federal.

A recarga do Lago ocorre com as águas de seus tributários (principalmente dos ribeirões do Torto, do Bananal, do Gama, do Riacho Fundo, Cabeça de Veado, córrego Taquari, Urubu e córrego Jerivá), com as águas tratadas nas Estações de Tratamento de Esgotos da CAESB (ETE Sul e ETE Norte), precipitação direta sobre sua superfície,

escoamento superficial e águas subterrâneas. Algumas características gerais do lago Paranoá são apresentadas na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 - Características morfométricas do lago Paranoá.

<b>Característica</b>	<b>Valor</b>
Bacia de Drenagem	1.034,07 km <sup>2</sup>
Área Superficial	37,50 Km <sup>2</sup>
Volume Total	498 x 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>
Profundidade Média	12,42 m
Profundidade Máxima	38,00 m
Perímetro	111,87 Km
Comprimento	40 Km
Largura Máxima	5 Km
Tempo de Retenção	299 dias

Fonte: Fonseca, F.O (2001)<sup>1</sup>

O clima predominante na região, segundo a classificação Koppen, é tropical savana, com concentrações das chuvas no verão. O período chuvoso se inicia em outubro e termina em abril, sendo o trimestre que mais chove o de novembro a janeiro, com as chuvas concentradas principalmente em dezembro (mês com maior precipitação do ano). Deste modo, a estação seca representa o período de maio a setembro, com o trimestre mais seco nos meses de junho, julho e agosto. Já a precipitação média interanual do Distrito Federal, em termos anuais totais, oscila entre 1200 mm a 1700 mm (FERRANTE *et al.*, 2001).

A temperatura média anual varia de 18°C a 22°C, considerando o mês de julho o mais frio, com médias em torno de 16 e 18°C, e os meses de setembro e outubro os mais quentes, com médias superiores a 22°C. Em relação a umidade relativa do ar, essa cai de valores superiores a 70% para menos de 20% do início ao final da seca (FERRANTE *et al.*, 2001).

Quanto à morfologia, o Lago apresenta formato dendrítico, bem compartimentado, recebendo seus afluentes em diferentes pontos. Nos braços, a profundidade pode variar de 5 a 20 metros e na região central apresenta profundidades maiores que 20 metros. O tempo de residência nos braços é maior que no centro do Lago e os tributários que chegam a cada braço apresentam características distintas em relação à qualidade da água, pelos diferentes graus de conservação das microbacias, da densidade populacional e usos do solo e dos recursos hídricos (MACHADO, 2004).

---

<sup>1</sup> Fonseca, F.O (org.); *Olhares sobre o Lago Paranoá*, SEMARH-DF, Brasília, 2001

Em virtude de ser um Lago urbano, o lago Paranoá começou a ser impactado por ações antrópicas desde a instalação da capital. No início da década de 70 já era possível verificar sinais de eutrofização. O Lago teve a qualidade das suas águas deteriorada, principalmente, durante os anos de 1970 a 1990. Teve-se um acelerado processo de eutrofização, devido a aportes elevados de nutrientes oriundos de esgotos brutos não tratados (antes das construções das duas ETEs). Em novembro de 1978, esse fenômeno foi responsável pelo aparecimento de florações de cianobactérias (especialmente das espécies *Microcystis aeruginosa* e *Cylindrospermopsis raciborskii*). Essa floração cobriu parte da superfície do Lago, impedindo a entrada de luz e comprometendo a oxigenação das camadas mais profundas da coluna d'água, resultando na mortalidade de vários peixes e liberação de odor que tomou conta da cidade de Brasília (BURNETT *et al.*, 2001; MATTOS e STARLING *et al.*, 2001).

Iniciou-se então, a partir de meados da década de 1990, o Programa de Despoluição do lago Paranoá, com aplicação de diversos programas e ações para solucionar o problema recorrente de eutrofização do Lago. A CAESB, também, criou, no final da década de 70, um programa de monitoramento dos quatro braços do Lago e do corpo central, logo quando este começou a eutrofizar, visando conhecer melhor a qualidade da água. Outros procedimentos também foram testados com o intuito de evitar o processo de eutrofização, incluindo o lançamento de algicida sulfato de cobre para conter o crescimento das algas e cianobactérias e a execução da descarga rápida da água (*flushing*), que consistiu em uma abertura abrupta das comportas do reservatório no intuito de eliminar a água superficial e assim, o plâncton em suspensão. Desde então, o Lago teve uma contínua melhora na qualidade de suas águas, por efeito de adoção de novas tecnologias para o tratamento dos esgotos (principalmente a incorporação de tratamento terciário para a remoção de nutrientes) e à alteração na operação do reservatório, realizada pela CEB - Companhia Energética de Brasília (redução no tempo de residência do reservatório com abertura das comportas, com consequente aumento do fluxo de água para fora do Lago, alterando a dinâmica e na redução do fitoplâncton) (BURNETT *et al.*, 2001; SOUZA, 2013).

## **4.2 OBTENÇÃO DOS DADOS DO MONITORAMENTO DO LAGO PARANOÁ**

A base de dados para esse trabalho foi composta pelos dados de qualidade da água provenientes do programa de monitoramento da Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – CAESB realizado desde 1976.

O monitoramento do lago Paranoá é realizado com frequência mensal em cinco estações de amostragem (Figura 4.2):

- A - Braço do Riacho Fundo;
- B - Braço do Gama;
- C - Área central do Lago (região mais profunda);
- D - Braço do Torto;
- E - Braço do Bananal.

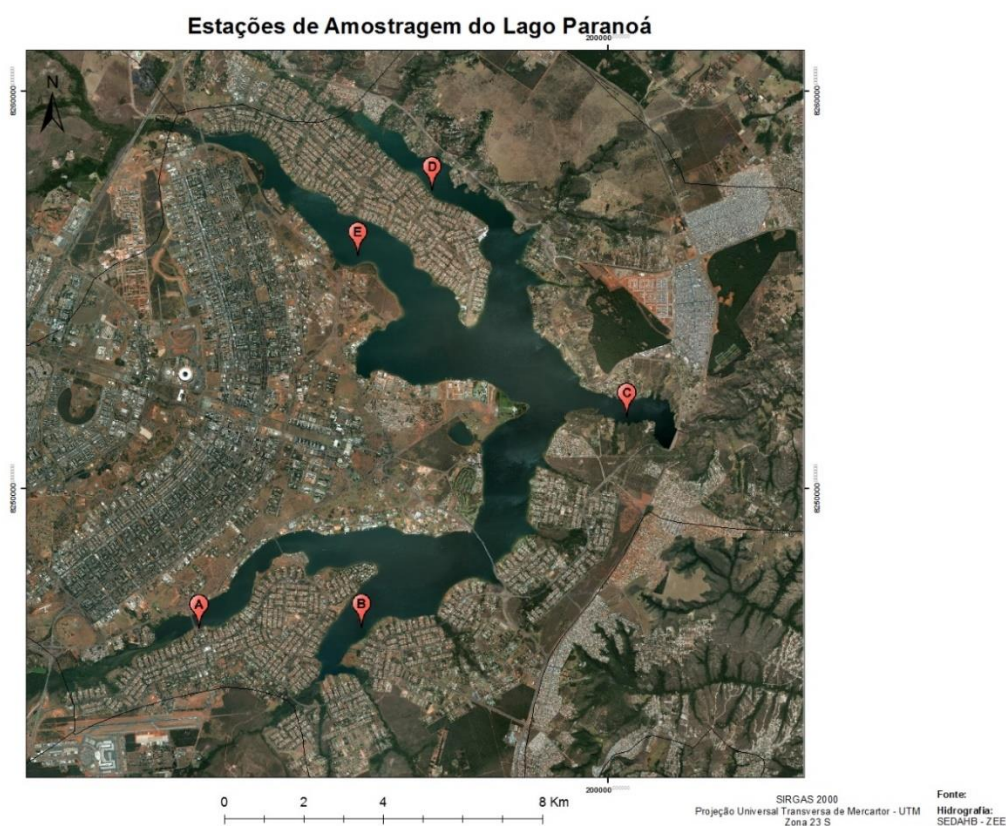


Figura 4.2 - Estações de monitoramento do lago Paranoá/DF, pela CAESB.

Os dados utilizados no trabalho compreendem o período de 1976 a 2016 de amostras coletadas a 1 metro da superfície em cada uma das estações, a fim de obter uma comparação espacial e temporal do Lago.

Os parâmetros monitorados contemplam medições de temperatura da água, transparência, turbidez, sólidos suspensos, sólidos dissolvidos totais, pH, condutividade, alcalinidade, ferro total, oxigênio dissolvido, demanda química de oxigênio, fosfato, fósforo total, amônia, nitrato, nitrogênio total, nitrogênio kjeldahl e clorofila-a.

### **4.3 ORGANIZAÇÃO DA BASE DE DADOS**

A partir das informações resultantes do monitoramento da CAESB, foi organizado um banco de dados, para poder realizar as análises estatísticas das variáveis em cada estação e período.

Os dados históricos de monitoramento de cada estação (A, B, C, D e E) foram separados em dois períodos distintos com diferentes condições de trofia, ou seja, momento em que o Lago se encontrou com pior qualidade da água (eutrofizado), nos anos de 1976 a 1998, e momento que se apresentou com melhor qualidade (não eutrofizado), nos anos de 1999 a 2016.

### **4.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA**

Para o tratamento estatístico dos dados, foi feita uma análise exploratória por meio de análise estatística descritiva, como média aritmética, média geométrica, mediana, desvio padrão, percentil de 10% e percentil de 90% relativos ao número de dados, para permitir a visualização da variabilidade observada em cada estação de amostragem nas diferentes condições de trofia.

Após esse passo, foram determinadas as variáveis mais representativas da qualidade da água nos diferentes compartimentos do lago Paranoá, em sua variação espacial, aplicando-se testes estatísticos de correlação múltipla, como Análise de Componentes Principais (ACP) e análise de Cluster, com objetivo de verificar se há correlações ou mesmo se as variáveis indicam a mesma condição de qualidade da água nos diferentes locais de monitoramento.

#### **4.4.1 Análise de Componentes Principais**

A análise de componentes principais (ACP) é uma verificação estatística multivariada, da qual consiste em transformar um conjunto de variáveis originais em outro conjunto de variáveis de mesma dimensão, denominadas de componentes principais. Essas componentes são uma combinação linear de todas as variáveis originais, independentes entre si, reduzindo a quantidade de dados, com menor perda possível da informação (MINGOTI, 2005; VARELLA, 2008). São construídas pelas combinações lineares das variáveis que têm propriedades especiais em termos de variância entre as variáveis, e são extraídas em ordem



decrecente de importância em termos de sua contribuição para a variação total dos dados (SCHULZE, 2004; MINGOTI, 2005).

A análise agrupa as variáveis de acordo com sua variação, isto é, os dados são agrupados segundo seu comportamento dentro do conjunto de dados, representado pela variação do conjunto de características que define a variável. Esta técnica pode, dessa maneira, ser utilizada para geração de índices e agrupamento de parâmetros (VARELLA, 2008), auxiliando no entendimento das diferenças e similaridades das variáveis analisadas (SCHULZE, 2004).

Deste modo, foi aplicado a ACP nas 18 variáveis limnológicas (transparência, temperatura, pH, condutividade, turbidez, alcalinidade, oxigênio dissolvido, nitrogênio total, amônia, nitrato, nitrogênio kjeldahl, fósforo total, fosfato, clorofila a, demanda química de oxigênio, sólidos suspensos, sólidos dissolvidos totais e ferro total) em cada estação (A, B, C, D e E) numa tentativa de explicar as principais tendências de variação da qualidade da água do lago Paranoá em sua variação espacial. A análise foi também efetuada, separadamente, para os períodos distintos de trófia para comparação.

O software utilizado para a análise foi o JMP Statistical Discovery, um programa de computador para análise estatística de dados, desenvolvido pela SAS Institute (desenvolvedor multinacional americano de software analítico).

Antes de efetuar a análise de componentes principais, foi feita a padronização dos dados, já que existiam tipos de escala muito distintos entre os parâmetros limnológicos, podendo ter distorções devidas às diferentes ordens de magnitude dos valores numéricos. A padronização converte cada variável inicial em um valor padronizado com uma média zero e um desvio-padrão igual a um, eliminando assim o viés incorporado pelas diferenças nas escalas das diversas variáveis utilizadas na análise.

Esse processo consiste na conversão de cada variável em escores padrão pela subtração da média e divisão pelo desvio-padrão ( $S_x$ ) para cada variável:

$$\text{Valor padronizado} = \frac{X - \bar{X}}{S_x}$$

A matriz de correlação de Pearson das 18 variáveis foi também calculada a partir dos dados padronizados, com intuito de verificar as relações entre variáveis, ou seja, entender como uma variável se comporta em um cenário onde outra está variando, visando identificar

se existe alguma relação entre a variabilidade de ambas. Como esta técnica estatística foi utilizada como ferramenta de apoio para a interpretação dos resultados obtidos na ACP, as tabelas de correlação são apresentadas nos anexos (Apêndice B).

#### **4.4.2 Análise de Cluster**

A análise de Cluster tem como objetivo agrupar diferentes elementos com base em suas similaridades, determinando os grupos de forma a obter máxima homogeneidade dentro de cada grupo e máxima heterogeneidade entre os grupos diferentes, ou seja, partição de um conjunto de dados heterogêneo em vários subgrupos mais homogêneos (LONGHI, 1997; VALLI, 2002; CARVALHO, 2006).

Para essa classificação, requer uma medida de similaridade entre os elementos a serem agrupados, da qual pode ser medida por diversos métodos, como as medidas correlacionadas, as de distância e as medidas de associação (CARVALHO, 2006).

Essa análise tem como objetivo também descobrir o inter-relacionamento que existe entre as variáveis. Deste modo, devem ser escolhidas as variáveis cujas medidas a serem consideradas sejam homogêneas (VALLI, 2002).

Assim, a aplicação dessa análise, no mesmo software citado anteriormente, foi efetuada também para os dados padronizados, numa tentativa de evidenciar a similaridade das cinco estações de monitoramento, considerando suas características limnológicas, a partir da avaliação das mesmas 18 variáveis já citadas anteriormente.

O método utilizado na análise de cluster foi o hierárquico (análise hierárquica de agrupamentos), com o propósito de estimar os números de agrupamentos mais “naturais” formados pelo conjunto de dados.

Este método inicia tratando cada observação como seu próprio cluster, em seguida, em cada etapa, os dois clusters mais próximos em termos de distância são combinados em um único cluster. Assim, o resultado é descrito como uma árvore, chamada de dendrograma (MINGOTI, 2005).

Já o algoritmo aglomerativo usado para realizar os agrupamentos foi o de ligação completa, baseado na distância máxima entre indivíduos, isto é, todos os elementos em um agrupamento são conectados um com o outro a alguma distância máxima ou similaridade mínima. É a medida de similaridade definida pela maior distância de qualquer ponto do 1º cluster para qualquer ponto do 2º cluster. A medida de similaridade utilizada foi a distância euclidiana, que compara elementos amostrais em cada variável pertencente ao vetor de

observações, somando a raiz quadrada da diferença entre as variáveis em suas respectivas dimensões.

## 4.5 APLICAÇÃO DO ÍNDICE IET

O índice escolhido para avaliar a qualidade do lago Paranoá foi o Índice de Estado Trófico (IET) (CETESB, 2017), por esse índice considerar além do parâmetro químico da água (fósforo total), a variável biológica (clorofila-a), uma vez que, como já comentado, o parâmetro biológico é um importante componente dos ecossistemas aquáticos, representando as condições do corpo hídrico.

Este índice foi aplicado mensalmente em todos os anos de monitoramento em todas as estações e, em seguida, foi realizada a média dos resultados do IET para cada mês dos dois períodos: em que o Lago se encontrava eutrofizado (entre os anos de 1976 a 1998) e na sua condição de menos impactado (entre os anos de 1999 a 2016). Para, deste modo, analisar a qualidade da água desse ambiente lacustre nos meses chuvosos e nos de seca, e entre as estações de amostragem, além de avaliar a capacidade desse índice em demonstrar o estado de trofia do Lago em ambos os períodos.

### 4.5.1 Índice de Estado Trófico (IET)

O Índice do Estado Trófico tem por finalidade classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas. Esse índice abrange os parâmetros de fósforo total e concentração de clorofila-a (BRASIL, 2005; CETESB, 2017).

Segundo a CETESB (2017), o Índice de Estado Trófico (IET), composto pelo Índice do Estado Trófico para o fósforo – IET(PT) e o Índice do Estado Trófico para a clorofila a – IET(CL), é calculado por meio das fórmulas abaixo, indicadas para reservatórios:

$$[IET (CL) = 10 \times (6 - ((0,92 - 0,34 \times (\ln CL)) / \ln 2))] \quad (\text{Equação 4.1})$$

$$[IET (PT) = 10 \times (6 - (1,77 - 0,42 \times (\ln PT) / \ln 2))] \quad (\text{Equação 4.2})$$

$$[IET = [IET (PT) + IET (CL)] / 2] \quad (\text{Equação 4.3})$$



Onde:

**PT:** concentração de fósforo total medida à superfície da água, em  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ;

**CL:** concentração de clorofila a medida à superfície da água, em  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ;

**ln:** logaritmo natural.

O Índice de Estado Trófico utilizado pela CETESB é o índice IET introduzido por Carlson (1977) para ambientes temperados e modificado por Toledo *et al.* (1983), que através de análise estatística por regressão, remodelou as expressões originais para adequá-las aos ambientes subtropicais. Esse índice é composto pelos parâmetros de transparência da água, clorofila-a e fósforo total, porém a CETESB não considera a variável transparência devido aos valores desse parâmetro muitas vezes não serem representativos do estado de trofia, podendo a transparência ser afetada pelo elevado material mineral em suspensão e não apenas pela densidade de organismos planctônicos (CETESB, 2017).

#### **4.6 VERIFICAÇÃO DA CONDIÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO LAGO PARANOÁ EM TERMOS DA LEGISLAÇÃO AMBIENTAL**

Com objetivo de discutir e comparar os resultados da qualidade da água do lago Paranoá com a legislação brasileira vigente (Resolução CONAMA nº 357/2005), nas diferentes condições de trofia, e também confrontando os dados com as legislações de outros países, foi estimado o percentual de atendimento aos padrões preconizados pela Resolução Conama 357/05 para águas doces de classe 2, classe à qual o Lago pertence (Resolução CRH nº 2/2014).

Para isso, foram avaliados os valores máximos ou mínimos permitidos para cada um dos parâmetros (monitorados mensalmente em cada estação) que continham limites estabelecidos nessa Resolução (pH, turbidez, OD,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_3$ , P total, SDT, ferro total e clorofila-a) em cada período distinto de trofia (1976 a 1998 e 1999 a 2016). Assim, os valores que estavam dentro desses limites foram divididos pelo número total de dados monitorados e após, multiplicado por cem, para obter o resultado da conformidade em percentagem.

## **5. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

No presente capítulo, são apresentados e discutidos os resultados obtidos no desenvolvimento deste estudo de acordo com as etapas descritas na metodologia.

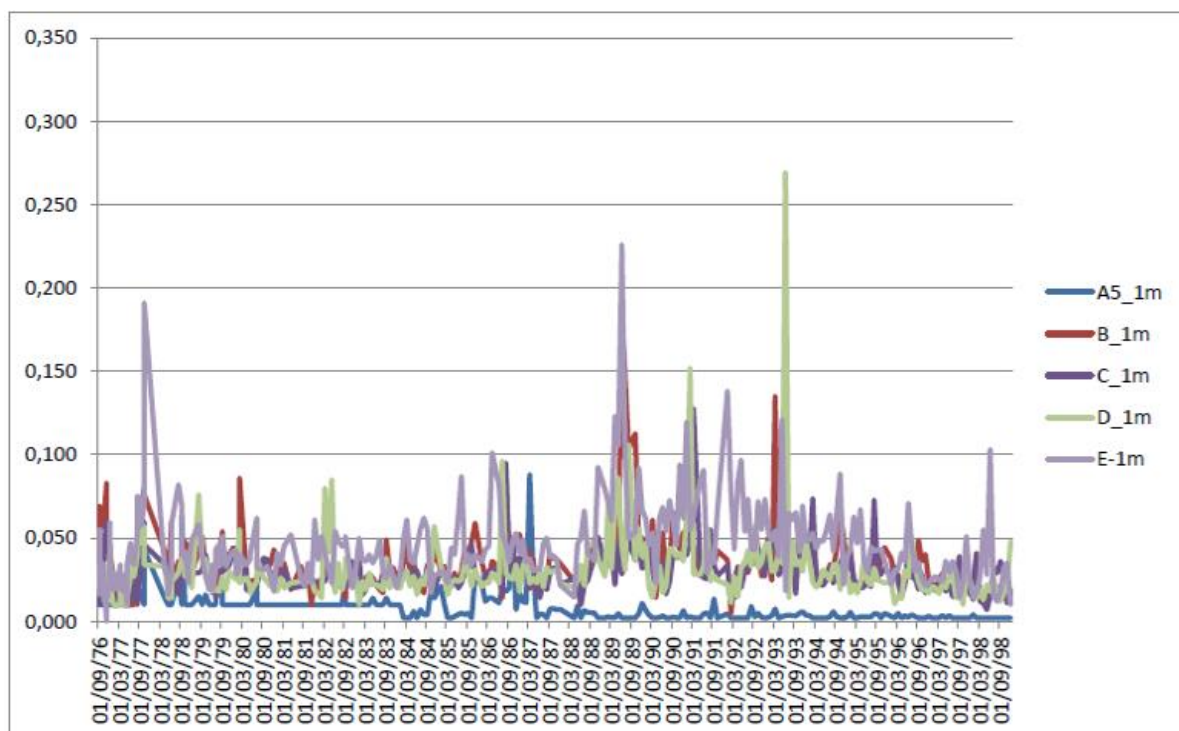
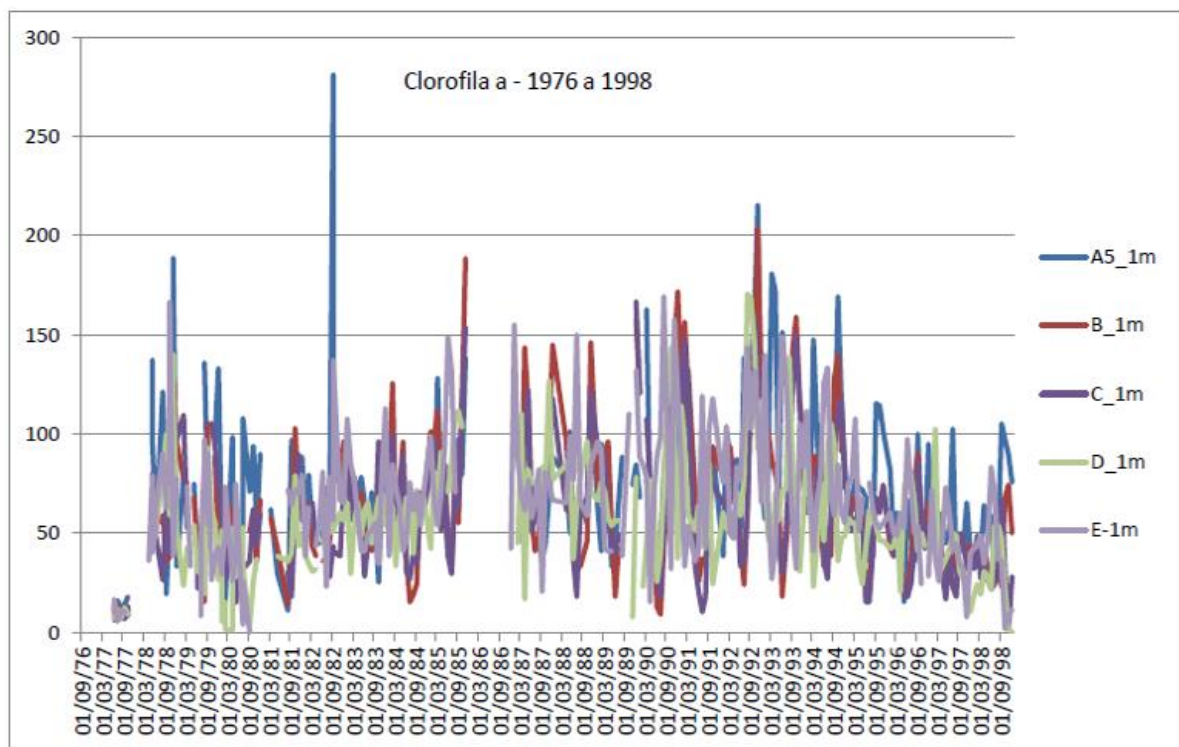
### **5.1 ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS PARÂMETROS AMOSTRADOS**

A estatística descritiva das variáveis limnológicas analisadas de cada estação de monitoramento (A, B, C, D e E), na profundidade a 1 metro da superfície, foi realizada em dois períodos em condições distintas de trofia no lago Paranoá. O primeiro período compreende os anos de 1976 a 1998 (condição eutrofizado) e o segundo, os anos de 1999 a 2016 (condição não eutrofizado).

Os parâmetros físicos analisados foram: temperatura da água, transparência (profundidade de disco Secchi), turbidez, sólidos suspensos (SS), sólidos dissolvidos totais (SDT) e condutividade. Os parâmetros químicos foram: alcalinidade, ferro total, oxigênio dissolvido (OD), demanda química de oxigênio (DQO), fosfato ( $\text{PO}_4$ ), fósforo total (P total), amônia ( $\text{NH}_3$ ), nitrato ( $\text{NO}_3$ ), nitrogênio total (NT) e nitrogênio kjeldahl (TKN). Já o parâmetro biológico analisado foi apenas a clorofila-a.

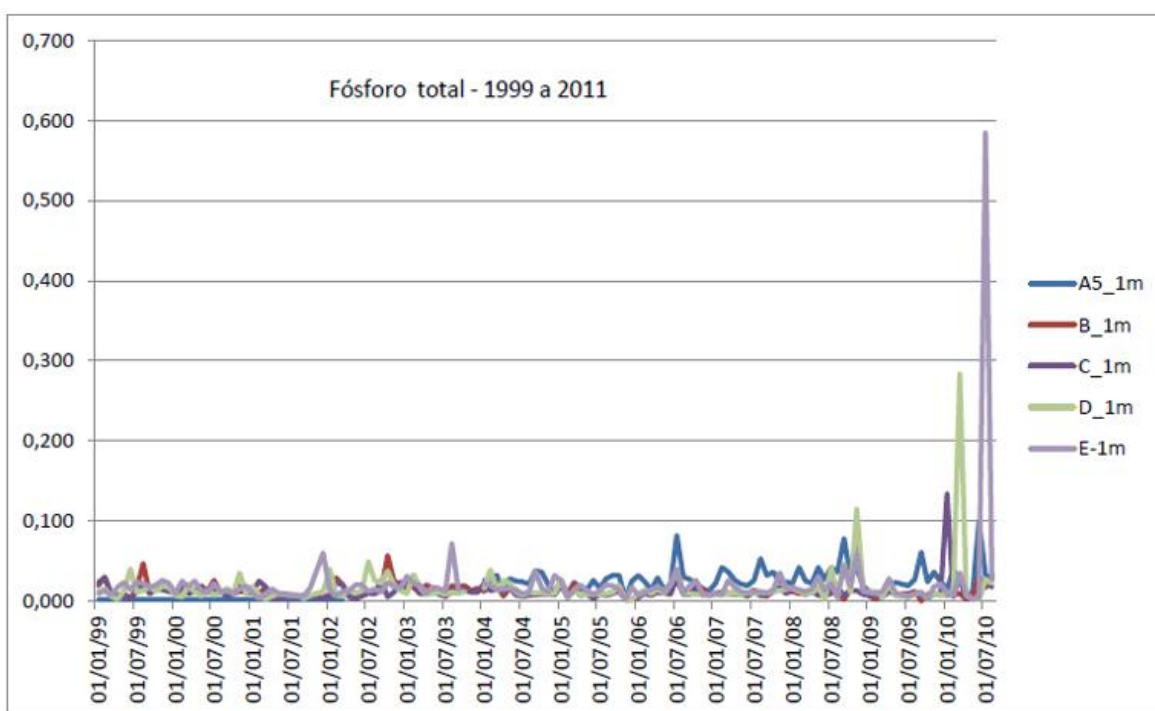
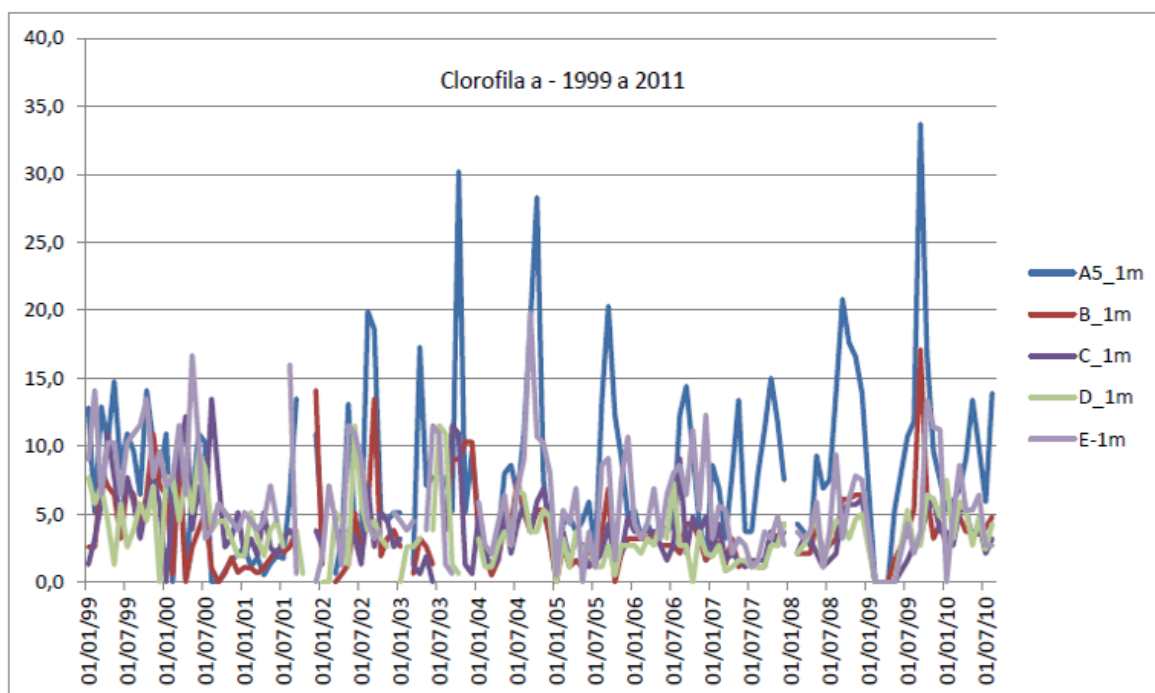
Destaca-se que alguns parâmetros, como transparência, sólidos dissolvidos totais e ferro total, só começaram a ser monitorados após 2003, por isso, essas variáveis só foram analisadas no segundo período. No primeiro período, o nitrogênio total foi monitorado apenas nas estações B, D e E, a turbidez começou a ser monitorada somente em 1993 em todas as estações, e os sólidos suspensos somente a partir do ano de 1989, na estação A, e em junho de 1988, na estação B. Já no segundo período, no ano de 2002, foi interrompido o monitoramento dos parâmetros alcalinidade, TKN e fosfato, e começou-se a monitorar, a partir do mesmo ano, os parâmetros SDT e SS em todas as estações. Após 2002, a transparência e o ferro total também começaram a ser monitorados em todas as estações (nos anos de 2004 e 2007 respectivamente).

Além disso, todos os parâmetros apresentaram, em alguns momentos, ausência de dados em diferentes meses durante o período monitorado em todas as estações (falhas de monitoramento), resultando em número de dados diferentes, como mostra na série temporal da Figura 5.1 e 5.2 dos parâmetros clorofila-a e fósforo total.



Legenda: A1M – estação A, profundidade 1m; B1M – estação B, profundidade 1m; C1M – estação C, profundidade 1m; D1M, estação D, profundidade 1m; E1M – estação E, profundidade 1m.

Figura 5.1 - Série temporal dos valores de clorofila-a (ug/L), fósforo total (mg/L) aferidos no lago Paranoá no período de 1976 a 1998, nas estações A, B, C, D e E (SOUZA, 2013).



Legenda: A1M – estação A, profundidade 1m; B1M – estação B, profundidade 1m; C1M – estação C, profundidade 1m; D1M – estação D, profundidade 1m; E1M – estação E, profundidade 1m.

Figura 5.2 - Série temporal dos valores de clorofila a (ug/L), fósforo total (mg/L) aferidos no lago Paranoá no período de 1999 a 2011, nas estações A, B, C, D e E (SOUZA, 2013).

Ressalta-se que não foram realizados testes estatísticos para a avaliação das diferenças significativas entre as médias encontradas, logo, essa análise é apenas um indicativo da possibilidade de encontrar valores maiores ou menores dos parâmetros que

foram observados com médias mais altas ou mais baixas nas estações. Além do mais, ocorreram alguns valores discrepantes (*outliers*) que influenciaram na média dos parâmetros.

A estatística descritiva dos parâmetros avaliados para cada estação de amostragem nos dois períodos de trofia do Lago são apresentados nas Tabelas 5.1 e 5.2. Também são apresentados os gráficos BoxPlot dos parâmetros clorofila-a, fósforo total e condutividade de todas as estações de amostragem e em ambos os períodos na Figura 5.3 e Figura 5.4.

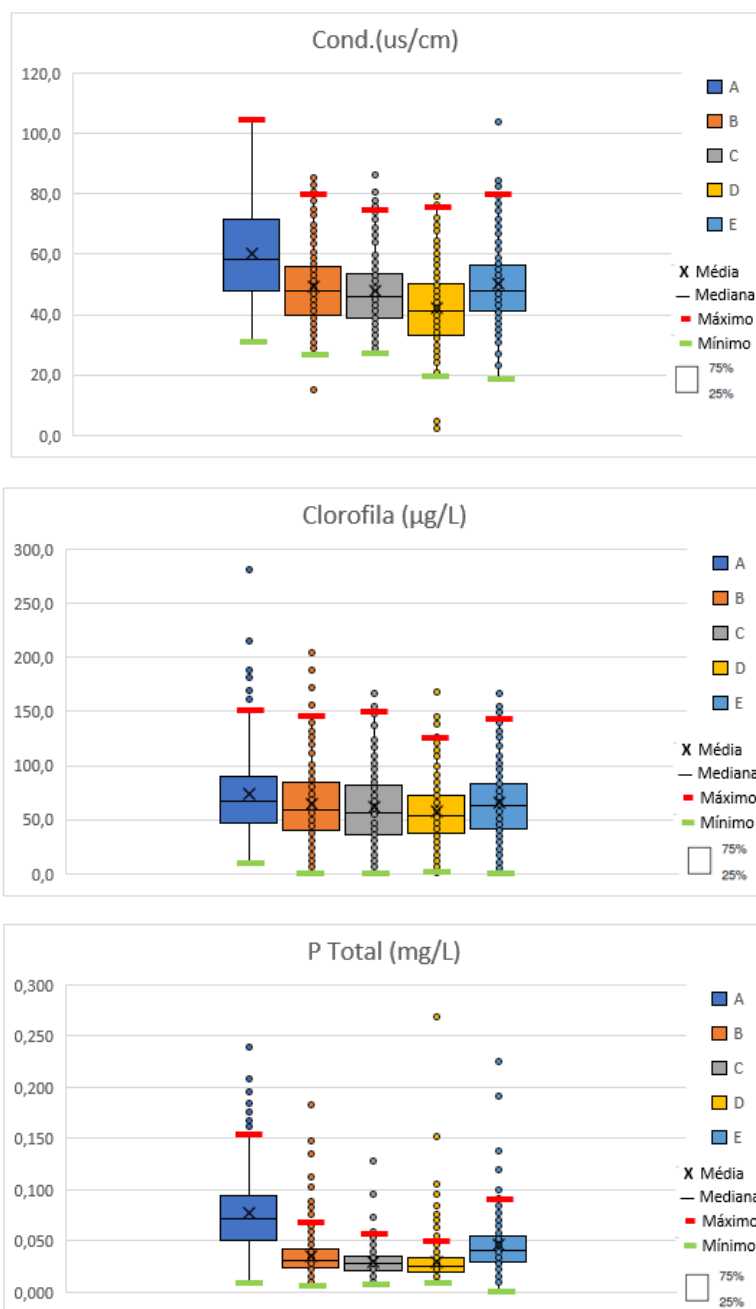


Figura 5.3 - Gráficos BoxPlot dos parâmetros condutividade (us/cm), clorofila-a (µg/L) e fósforo total (mg/L) em todas estações de amostragem a 1 m da superfície do lago Paranoá/DF no primeiro período (1976 a 1998).

Tabela 5.1 - Estatística descritiva dos parâmetros amostrados mensalmente a 1 metro da superfície no período de 1976 a 1998 no lago Paranoá-DF nas cinco estações de monitoramento.

Estações	Estatística	Temp.(°C)	pH	Cond.(us/cm)	Alcal.(mg/L)	Turb.(uT)	OD (mg/L)	NT (mg/L)	NH3 (mg/L)	NO3 (mg/L)	TKN (mg/L)	P Total (mg/L)	PO4 (mg/L)	Clorofila (µg/L)	DQO (mg/L)	SS (mg/L)
A	Nº de dados	270	274	264	268	73	272	-	266	273	262	274	272	213	271	37
	Méd. aritm.	24,03	7,76	60,08	20,58	9,33	6,89	-	0,96	0,14	2,11	0,08	0,01	73,57	5,02	12,20
	Méd. geom.	23,81	7,68	58,12	20,15	8,42	6,57	-	0,58	0,11	1,87	0,07	0,01	63,71	4,79	11,20
	Mediana	24,20	7,68	58,23	20,00	8,60	7,00	-	0,86	0,11	1,96	0,07	0,01	66,72	4,90	12,40
	Percentil 90%	26,50	9,10	80,30	25,40	15,24	9,18	-	1,96	0,27	3,36	0,13	0,01	125,22	7,00	20,08
	Percentil 10%	21,50	6,70	42,00	16,09	4,37	4,50	-	0,06	0,05	0,92	0,04	0,00	33,36	3,30	4,92
	Desv.Pad	2,29	0,98	15,28	4,26	4,27	1,85	-	0,74	0,13	0,98	0,04	0,01	38,82	1,50	4,65
B	Nº de dados	269	272	261	265	71	269	271	268	271	256	272	271	222	268	45
	Méd. aritm.	24,17	8,11	49,37	17,64	8,27	7,60	1,60	0,50	0,12	1,58	0,04	0,01	65,08	4,82	10,06
	Méd. geom.	24,09	8,06	47,85	17,37	7,75	7,42	1,31	0,23	0,09	1,44	0,03	0,00	54,88	4,59	7,87
	Mediana	24,40	8,10	47,80	17,00	7,90	7,70	1,54	0,27	0,09	1,54	0,03	0,00	59,35	4,70	9,60
	Percentil 90%	26,50	9,33	67,54	21,04	12,24	9,60	2,57	1,22	0,21	2,38	0,05	0,01	120,22	6,81	16,56
	Percentil 10%	21,80	6,87	35,00	14,26	4,73	5,45	0,73	0,03	0,03	0,75	0,02	0,00	24,11	3,00	2,64
	Desv.Pad	1,91	0,96	12,46	3,36	2,98	1,71	0,77	0,53	0,13	0,64	0,02	0,01	36,28	1,48	6,10
C	Nº de dados	271	271	271	270	71	271	-	271	271	270	271	270	238	271	-
	Méd. aritm.	23,73	7,97	48,08	17,78	7,25	6,87	-	0,51	0,11	1,59	0,03	0,01	61,30	4,55	-
	Méd. geom.	23,66	7,93	46,72	17,54	6,72	6,47	-	0,26	0,08	1,45	0,03	0,00	51,05	4,35	-
	Mediana	24,00	7,80	46,00	17,05	7,00	7,00	-	0,36	0,08	1,40	0,03	0,00	56,88	4,50	-
	Percentil 90%	26,00	9,14	66,14	20,70	11,24	9,38	-	1,18	0,23	2,51	0,04	0,01	110,03	6,50	-
	Percentil 10%	21,40	6,90	34,59	14,70	4,02	4,00	-	0,03	0,03	0,82	0,02	0,00	22,16	2,82	-
	Desv.Pad	1,78	0,86	11,90	3,20	2,90	2,08	-	0,49	0,11	0,74	0,01	0,00	33,40	1,42	-
D	Nº de dados	265	270	259	264	70	267	187	268	270	253	270	267	222	266	-
	Méd. aritm.	23,93	7,93	42,36	16,11	8,25	7,62	1,31	0,39	0,11	1,46	0,03	0,01	57,61	4,48	-
	Méd. geom.	23,86	7,89	38,31	15,79	7,77	7,40	1,05	0,22	0,09	1,32	0,03	0,00	47,96	4,25	-
	Mediana	24,00	7,81	41,00	15,90	7,50	7,60	1,31	0,26	0,08	1,37	0,03	0,00	53,90	4,30	-
	Percentil 90%	26,00	9,10	62,70	19,80	13,23	9,42	2,10	0,95	0,21	2,24	0,05	0,01	95,84	6,33	-
	Percentil 10%	21,62	6,95	27,00	12,00	5,11	5,78	0,61	0,03	0,03	0,70	0,02	0,00	22,19	2,70	-
	Desv.Pad	1,78	0,81	14,86	3,48	3,07	1,57	0,67	0,37	0,11	0,68	0,02	0,00	30,28	1,40	-
E	Nº de dados	260	268	260	263	71	267	185	260	268	253	269	268	219	265	-
	Méd. aritm.	24,08	7,92	50,08	18,47	7,86	7,33	1,48	0,62	0,11	1,68	0,05	0,01	66,46	4,62	-
	Méd. geom.	24,02	7,88	48,58	18,07	7,42	6,99	1,21	0,37	0,09	1,51	0,04	0,00	57,51	4,41	-
	Mediana	24,00	7,80	47,81	18,00	7,74	7,60	1,47	0,63	0,09	1,55	0,04	0,00	63,00	4,50	-
	Percentil 90%	26,19	9,10	69,22	21,00	11,35	9,60	2,39	1,35	0,21	2,66	0,07	0,01	110,34	6,54	-
	Percentil 10%	22,00	6,98	36,00	15,00	4,66	4,76	0,74	0,03	0,03	0,84	0,02	0,00	28,23	2,90	-
	Desv.Pad	1,68	0,83	12,68	5,41	2,69	1,90	0,74	0,48	0,09	0,76	0,03	0,01	33,39	1,40	-



Tabela 5.2 - Estatística descritiva dos parâmetros amostrados mensalmente a 1 metro da superfície no período de 1999 a 2016 no lago Paranoá-DF nas cinco estações de monitoramento.

Estações	Estatística	SECCHI (cm)	Temp.(°C)	pH	Cond.(us/cm)	Alcal.(mg/L)	Turb.(uT)	OD (mg/L)	NT (mg/L)	NH3 (mg/L)	NO3 (mg/L)	TKN (mg/L)	P Total (mg/L)	PO4 (mg/L)	Clorofila (µg/L)	DQO (mg/L)	SS (mg/L)	SDT (mg/L)	Ferro Total (mg/L)
A	Nº de dados	113	187	200	199	35	199	200	73	156	56	37	199	38	192	106	127	161	64
	Méd. aritm.	133,15	24,76	7,55	116,11	22,41	5,35	6,62	1,72	1,00	0,26	1,21	0,03	0,00	9,36	4,28	5,15	78,68	0,15
	Méd. geom.	123,62	24,69	7,53	114,30	22,31	4,82	6,50	1,62	0,61	0,22	1,10	0,03	0,00	6,44	3,90	4,17	77,73	0,14
	Mediana	130,00	25,10	7,50	111,70	22,30	4,75	6,48	1,58	0,69	0,23	1,09	0,03	0,00	6,66	4,05	4,40	76,30	0,14
	Percentil 90%	190,00	27,02	7,94	143,90	25,12	8,30	7,99	2,63	2,25	0,41	2,06	0,05	0,00	17,81	5,83	8,68	95,38	0,25
	Percentil 10%	90,00	22,40	7,16	93,40	19,56	2,90	5,00	0,98	0,15	0,14	0,61	0,01	0,00	1,60	2,24	1,76	66,08	0,09
	Desv.Pad	39,98	1,81	0,42	21,68	2,13	2,62	1,27	0,64	1,07	0,18	0,57	0,02	0,00	11,25	2,04	3,64	12,90	0,06
B	Nº de dados	114	187	200	200	35	200	199	126	157	57	37	199	38	191	108	124	162	67
	Méd. aritm.	238,71	24,59	7,68	95,89	20,92	2,33	6,81	1,01	0,44	0,20	0,95	0,01	0,00	3,50	3,40	2,70	63,76	0,07
	Méd. geom.	223,76	24,51	7,67	95,10	20,76	2,19	6,73	0,95	0,27	0,17	0,83	0,01	0,00	2,79	3,16	1,94	62,80	0,06
	Mediana	230,00	25,00	7,64	94,70	20,70	2,20	6,93	0,95	0,36	0,15	0,91	0,01	0,00	3,20	3,15	2,40	63,10	0,06
	Percentil 90%	335,00	26,72	8,10	112,53	24,66	3,30	7,88	1,45	0,92	0,35	1,54	0,02	0,00	6,66	5,02	4,80	73,51	0,14
	Percentil 10%	170,00	22,08	7,35	82,33	18,00	1,40	5,50	0,60	0,04	0,10	0,43	0,01	0,00	0,64	1,89	0,40	55,03	0,03
	Desv.Pad	68,87	1,88	0,34	12,52	2,75	0,90	1,00	0,35	0,37	0,14	0,48	0,01	0,00	2,68	1,33	2,70	9,13	0,05
C	Nº de dados	133	203	203	203	38	203	203	75	163	57	37	201	38	202	62	140	167	68
	Méd. aritm.	282,23	24,21	7,66	91,92	20,77	1,77	6,66	0,90	0,33	0,17	1,03	0,01	0,00	3,39	3,19	11,35	52,53	0,06
	Méd. geom.	262,37	24,14	7,65	91,21	20,64	1,66	6,55	0,83	0,23	0,14	0,91	0,01	0,00	2,78	2,57	2,52	37,57	0,05
	Mediana	270,00	24,50	7,63	91,50	20,65	1,70	6,80	0,87	0,26	0,13	0,96	0,01	0,00	3,20	2,46	2,00	58,90	0,05
	Percentil 90%	420,00	26,46	8,10	104,70	23,89	2,46	8,02	1,11	0,72	0,33	1,82	0,02	0,00	5,77	5,08	61,82	69,26	0,14
	Percentil 10%	210,00	21,60	7,30	78,24	18,26	1,00	5,00	0,68	0,02	0,08	0,41	0,00	0,00	1,10	1,41	0,22	2,40	0,00
	Desv.Pad	78,65	1,86	0,36	11,32	2,35	0,74	1,15	0,32	0,30	0,13	0,49	0,01	0,00	2,23	2,75	22,36	21,65	0,06
D	Nº de dados	114	186	201	201	35	200	200	127	159	57	37	200	38	193	109	124	163	68
	Méd. aritm.	218,42	24,28	7,56	85,75	19,57	2,74	6,82	0,87	0,30	0,15	0,99	0,01	0,00	3,20	3,28	3,04	57,02	0,09
	Méd. geom.	210,18	24,22	7,55	85,00	19,43	2,45	6,74	0,82	0,21	0,12	0,92	0,01	0,00	2,63	2,98	2,34	56,58	0,08
	Mediana	210,00	24,65	7,54	84,90	18,80	2,34	6,95	0,81	0,24	0,11	0,97	0,01	0,00	2,70	3,20	2,40	56,40	0,08
	Percentil 90%	300,00	26,20	7,99	99,02	23,58	4,30	7,89	1,24	0,56	0,27	1,55	0,02	0,00	5,79	4,90	5,20	66,62	0,14
	Percentil 10%	160,00	21,80	7,20	72,86	17,28	1,50	5,51	0,52	0,03	0,06	0,46	0,01	0,00	0,62	1,60	0,40	48,56	0,04
	Desv.Pad	58,61	1,71	0,34	11,43	2,48	1,79	0,99	0,30	0,21	0,11	0,39	0,02	0,00	2,17	1,56	3,25	7,22	0,07
E	Nº de dados	113	185	201	201	35	200	200	126	159	57	36	201	38	193	109	123	163	68
	Méd. aritm.	222,39	24,42	7,65	93,03	20,65	2,11	6,93	0,95	0,37	0,16	1,06	0,02	0,00	5,42	3,65	2,74	61,81	0,07
	Méd. geom.	217,10	24,36	7,65	91,77	20,54	2,03	6,82	0,91	0,24	0,13	0,98	0,01	0,00	4,38	3,34	2,14	60,84	0,06
	Mediana	220,00	24,70	7,60	92,00	20,40	2,05	7,05	0,89	0,29	0,12	0,95	0,02	0,00	4,80	3,40	2,40	61,70	0,06
	Percentil 90%	286,00	26,28	8,18	107,70	23,24	2,90	8,23	1,31	0,78	0,31	1,67	0,03	0,00	10,90	5,30	4,40	71,80	0,11
	Percentil 10%	170,00	21,96	7,30	81,02	17,98	1,40	5,50	0,58	0,02	0,07	0,58	0,01	0,00	1,10	1,98	0,56	53,78	0,03
	Desv.Pad	49,72	1,70	0,36	12,91	2,20	0,60	1,17	0,29	0,29	0,11	0,45	0,04	0,00	3,62	1,75	2,21	9,15	0,04

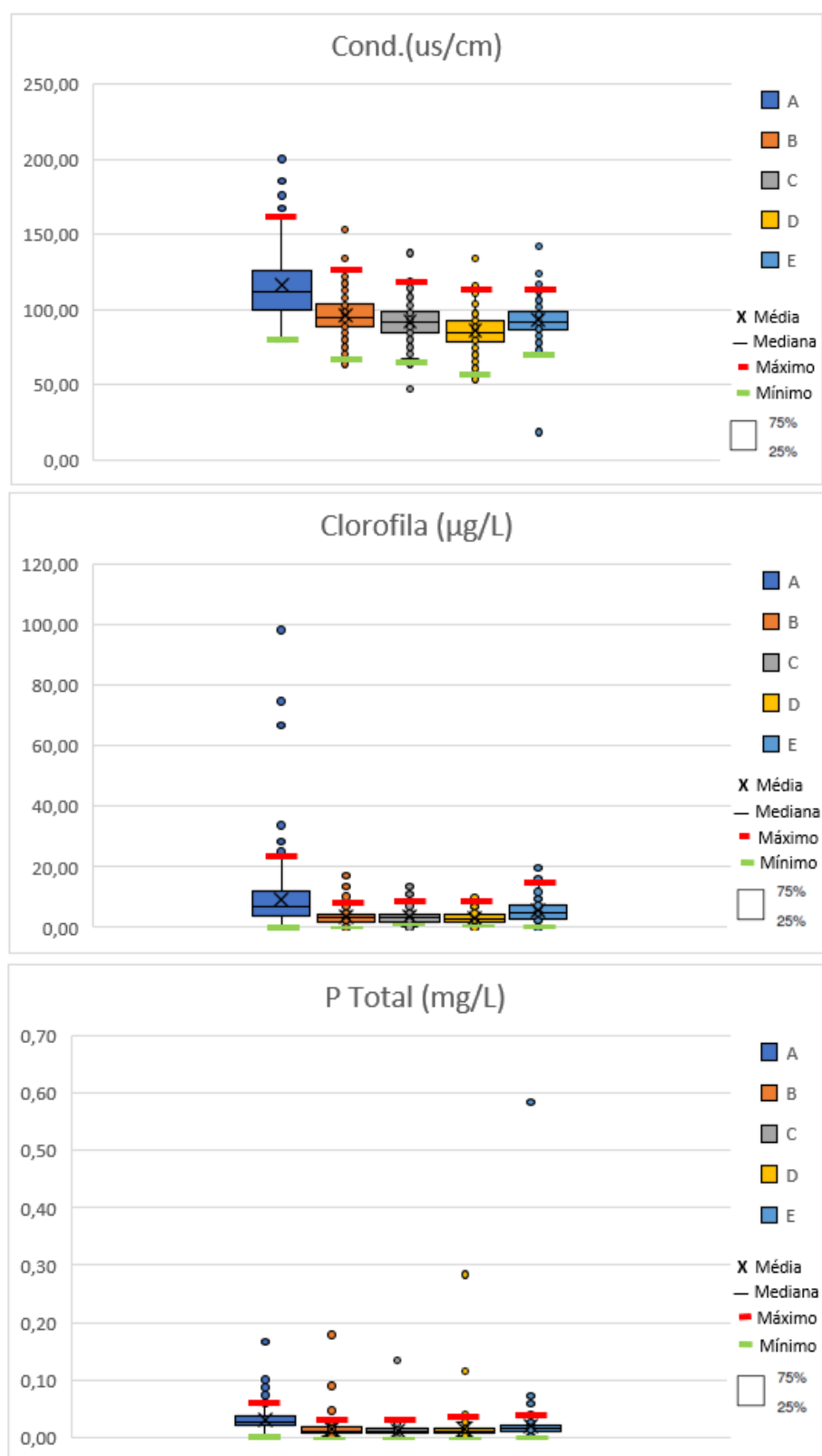


Figura 5.4 - Gráficos BoxPlot dos parâmetros condutividade (us/cm), clorofila-a (µg/L) e fósforo total (mg/L) em todas estações de amostragem a 1 m da superfície do lago Paranoá/DF no segundo período (1999 a 2016).



### **5.1.1 Análise do período de 1976 a 1998**

Analizando-se a tabela da estatística descritiva do período de 1976 a 1998 (Tabela 5.1) verifica-se que a estação A (braço do Riacho Fundo) indicou ter as maiores médias e desvio padrão em relação as outras estações dos parâmetros condutividade, alcalinidade, turbidez, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrogênio kjeldahl, fósforo total, demanda química de oxigênio e clorofila-a, sugerindo, assim, que houve maior alteração e desequilíbrio dos parâmetros físicos, químicos e biológicos neste ambiente. Além disso, apresentou também a maior média para os valores de sólidos suspensos em relação as outras estações.

Já a estação B (braço do Gama), indicou ter maior média em relação as outras estações das variáveis pH, nitrogênio total (comparando apenas com as estações D e E) e temperatura. Além do mais, sugeriu também ter o segundo maior valor da média e desvio padrão dos parâmetros nitrato e DQO.

A estação que indicou ter a melhor qualidade da água neste período foi a estação D (braço do Torto), da qual obteve-se a menor média dos parâmetros condutividade, alcalinidade, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrogênio kjeldahl, fósforo total, DQO e clorofila-a. Também indicou ter a maior concentração média de oxigênio dissolvido com menor desvio padrão, ou seja, este parâmetro apresentou comportamento mais homogêneo ao longo do tempo, com valores mais próximos da média.

Nota-se também que a estação E (braço do Bananal) indica a possibilidade de valores maiores para os parâmetros temperatura, condutividade, alcalinidade, turbidez, nitrogênio amoniacal, nitrogênio kjeldahl, fósforo total, DQO e clorofila-a que a estação C (área central do Lago).

### **5.1.2 Análise do período de 1999 a 2016**

Analogamente ao período anterior, ao analisar a Tabela 5.2, observa-se que estação A indica ter a pior qualidade da água em relação as outras estações de amostragem, apresentando a maior média e desvio padrão dos parâmetros condutividade, turbidez, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrogênio kjeldahl e clorofila-a. Sugere ter a maior média das variáveis temperatura, alcalinidade, fósforo total, DQO, sólidos dissolvidos totais e ferro total. Além disso, indicou ter menor média do parâmetro transparência (profundidade do disco Secchi), e menor média e maior desvio padrão dos parâmetros pH e oxigênio dissolvido.

Nota-se também no braço do Riacho Fundo maior média e desvio padrão do parâmetro nitrogênio total, porém esta estação apresentou menor número de dados deste parâmetro em relação as outras estações.

A estação B indicou ter a segunda maior média e desvio padrão em relação as outras estações dos parâmetros temperatura, alcalinidade, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e nitrato. Também foi observada a maior média do parâmetro pH; segunda maior média dos parâmetros condutividade e sólidos dissolvidos totais; e terceira maior média de turbidez, clorofila-a e DQO. Porém, encontrou-se a menor média dos parâmetros nitrogênio kjeldahl e sólidos suspensos.

Já a estação que indicou ter melhor qualidade da água neste período, como na análise do período anterior, foi a estação D, a qual indicou ter a menor média entre todas estações dos parâmetros condutividade, alcalinidade, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrato e clorofila-a. Também sugeriu ter a segunda menor média dos parâmetros pH, nitrogênio kjeldahl, DQO e sólidos dissolvidos totais. Por outro lado, indicou ter a segunda maior média do parâmetro turbidez, segunda menor média do parâmetro transparência e a terceira maior média de sólidos suspensos.

Como a turbidez é causada por materiais em suspensão como argila, matéria orgânica e inorgânica finamente fracionada (sedimentos alóctones) ou outras substâncias, o seu valor médio mais alto nesta estação pode estar relacionado com o processo natural ou antrópico de erosão da margem, explicando a maior concentração de sólidos suspensos e consequentemente a menor transparência da água neste braço do Lago. Apesar de ter indicado a possibilidade de valores menores do parâmetro clorofila-a, indicador da biomassa do fitoplâncton, a turbidez e a transparência na estação D pode também estar relacionada ao plâncton em geral presente, ao qual pode interferir no grau de absorção e espalhamento do feixe de luz ao atravessar a água.

A estação C apontou a possibilidade de ter a menor média em relação as outras estações dos parâmetros temperatura, turbidez, DQO, sólidos dissolvidos totais e ferro total, e maior média do parâmetro transparência. Porém, indicou ter maior média de sólidos suspensos.

A menor temperatura na área central do lago Paranoá (estação C) já era esperada, por ser a estação mais profunda do Lago. Em relação aos sólidos suspensos, pode ser devido ao fato de nos anos de 2002 e 2003, antes de começar o monitoramento do parâmetro transparência, essa estação ter apresentado valores mais altos de SS, elevando assim, sua média. Nesses mesmos dois anos, também se verificou valores mais altos da clorofila-a, podendo estar relacionado ao aumento dos sólidos suspensos nesse período.

A estação E sugeriu ter a segunda maior média dos parâmetros clorofila-a e DQO, e indica a possibilidade de valores maiores que a estação C para os parâmetros nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, fósforo total e nitrogênio kjeldahl.

### **5.1.3 Análise comparativa entre os dois períodos**

Comparando as Tabelas 5.1 e 5.2, nota-se que em ambos os períodos o parâmetro fosfato indicou ter a média e o desvio padrão baixos em todas as estações de amostragem (com média e desvio padrão de até 0,01 mg/L). Deste modo, pode-se dizer que este parâmetro pouco se alterou no sistema ao longo do tempo, mantendo comportamento homogêneo e com concentrações muito baixas independente da condição de trofia do Lago. Segundo Esteves (1998), esse fato pode ser explicado devido as regiões tropicais apresentarem altas temperaturas, aumentando significativamente o metabolismo dos organismos, fazendo com que o fosfato seja mais rapidamente assimilado e incorporado a biomassa do fitoplâncton, ficando assim, abaixo do limite de detecção na maioria dos métodos analíticos disponíveis.

Inferese que em ambos os períodos a estação A sugeriu ter a pior qualidade da água e as estações C e D com a melhor qualidade. Este fato pode ser explicado devido ao braço do Riacho Fundo (estação A) ter o lançamento do efluente da ETE Sul no local e por receber o afluente córrego do Riacho Fundo, do qual, além de receber águas de drenagem urbana das regiões administrativas de maior densidade populacional no DF, tais como, Candangolândia, Guará, Águas Claras, Park Way e Riacho Fundo (informações obtidas em 20 de junho de 2019 no GeoPortal), é também o corpo receptor do efluente da ETE Riacho Fundo. A melhor qualidade nas estações C e D pode ser devido a estas estações receberem menos interferências antrópicas. Além disso, na estação C, região com maior profundidade, tem a menor chance de ocorrer a ciclagem interna de nutrientes, em virtude de não ter os nutrientes contidos nos sedimentos de fundo próximos à camada superior (zona eufórica), não favorecendo assim, o aumento da produtividade primária. Segundo Vianna (2001), a zona central do Lago geralmente apresenta estratificada na maior parte do tempo, com o epilímnio, metalímnio e hipolímnio bem definidos, tendendo a ter a circulação total apenas nos meses de junho e julho (período mais seco e frio em Brasília).

O primeiro período, como já esperado, indicou a possibilidade de ter valores maiores em todas as estações de amostragem, dos parâmetros clorofila-a, principalmente, turbidez, DQO, oxigênio dissolvido, nitrogênio kjeldahl e nitrogênio total em relação ao segundo período, devido a eutrofização ocorrida nesses anos. Porém, no segundo período, foi observado maior média do

parâmetro condutividade em todas as estações quando comparado ao período anterior. Este fato pode ser explicado devido ao crescimento urbano na bacia Paranoá, com atividades como loteamentos e ocupações irregulares, e alterações na dinâmica de uso e ocupação do solo, aumentando assim, as contribuições antropogênicas no Lago, ou mesmo pelo aumento de obras próximo das suas margens que carregam mais sedimentos para o corpo hídrico, com isso, pode-se ter um aumento da quantidade de íons e substâncias dissolvidas na água que podem aumentar sua condutividade.

## **5.2 ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS**

No primeiro momento, a análise das componentes principais foi aplicada para cada estação de amostragem em conjunto com ambos os períodos, ou seja, utilizando as informações (mesmas variáveis limnológicas do item 5.1) da série histórica dos anos de 1976 a 2016 de cada estação. Posteriormente, foi aplicada separadamente em cada período (de 1976 a 1998 e de 1999 a 2016) para cada estação, utilizando também os mesmos parâmetros.

Há diversos critérios para a escolha do número de componentes a serem extraídos na análise. O critério adotado para este estudo foi o de porcentagem de variância acumulada (HAIR, 2009), do qual o número de fatores a serem mantidos precisam atender pelo menos a 60% da variância explicada na análise. Segundo Hair (2009), o número de componentes que represente esse percentual acumulado reflete uma ideia aceitável da variância original, reduzindo assim, a quantidade de dados com menor perda possível de informação.

Todos os componentes principais (CP) das análises foram extraídos da matriz de covariância dos dados originais padronizados. Os resultados são apresentados nos tópicos a seguir.

### **5.2.1 Análise de todo período (1976 a 2016)**

#### **5.2.1.1 Estação A (braço do Riacho Fundo)**

Os autovalores de cada componente principal (variância de cada fator) e os carregamentos (contribuição relativa de cada variável nos respectivos componentes) são apresentados na Tabela 5.3, sendo que, quanto mais próximo o valor estiver de 1 ou -1, maior o efeito da variável no componente. Os autovetores, os gráficos dos autovalores (Scree Plot) e as matrizes de correlação de Pearson são apresentados nos anexos (Apêndices A e B).

Tabela 5.3 - Carga fatorial das 18 variáveis nos quatro componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação A no período de 1976 a 2016.

Parâmetros	CP1	CP2	CP3	CP4
SECCHI (cm)	-0,197	0,399	0,202	<b>0,606</b>
Temp.(°C)	-0,182	-0,053	<b>0,527</b>	0,053
pH	0,269	-0,056	<b>0,556</b>	-0,163
Cond.(us/cm)	-0,075	<b>0,914</b>	-0,081	-0,510
Alcal.(mg/L)	0,046	0,306	<b>-0,420</b>	0,233
Turb.(uT)	0,314	<b>-0,689</b>	0,003	-0,411
OD (mg/L)	0,348	0,167	<b>0,645</b>	0,056
NT (mg/L)	<b>0,692</b>	0,550	0,192	-0,235
NH3 (mg/L)	0,304	0,393	<b>-0,662</b>	0,272
NO3 (mg/L)	-0,050	<b>0,405</b>	-0,045	-0,206
TKN (mg/L)	0,417	0,033	<b>-0,519</b>	0,461
P Total (mg/L)	<b>0,833</b>	-0,163	-0,200	0,152
PO4 (mg/L)	0,274	-0,135	-0,098	<b>0,394</b>
Clorofila (µg/L)	<b>0,808</b>	-0,261	0,287	0,215
DQO (mg/L)	<b>0,581</b>	0,131	0,274	0,307
SS (mg/L)	<b>0,681</b>	-0,332	-0,080	-0,165
SDT (mg/L)	0,621	<b>0,671</b>	0,062	-0,353
Ferro Total	0,226	-0,348	-0,549	<b>-0,637</b>
Autovalores	3,78	3,03	2,49	2,14
% de variância explicada	20,99	16,83	13,84	11,91
% cumulativo de de variância	20,99	37,81	51,65	63,56

Os quatro primeiros fatores são responsáveis por explicar 63,56% da variância total ou informação contida no conjunto de dados originais. O valor absoluto de cada carregamento é um indicativo do “peso” ou importância das variáveis nos componentes principais (CP1 a CP4) e suas contribuições máximas alcançadas são apresentadas em negrito na Tabela 5.3.

Como pode ser observado nesta tabela, o primeiro componente (CP1) explicou 21% da variância total dos dados e teve como variáveis mais expressivas o fósforo total (0,83), a clorofila-a (0,81), o nitrogênio total (0,69), os sólidos em suspensão (0,68) e a demanda química do oxigênio (0,58). O segundo componente (CP2) explicou 16,83% da variância e teve, principalmente, a participação positiva da condutividade (0,91), dos sólidos dissolvidos totais (0,67) e do nitrato (0,40), e a contribuição negativa da turbidez (-0,69). O primeiro componente foi explicado por parâmetros físicos, químicos e biológicos da água, relacionado a biomassa fitoplanctônica, e o segundo componente foi explicado mais por parâmetros físicos.

O terceiro componente (CP3) explicou 13,84% da variância e teve contribuição positiva das variáveis oxigênio dissolvido (0,64), pH (0,56) e temperatura (0,53), e negativa das variáveis amônia (-0,66), nitrogênio kjeldahl (-0,52) e alcalinidade (-0,42). Já o CP4 (11,91% da variância) incluiu positivamente a transparência (0,61) e o fosfato (0,39), e negativamente com o ferro total (-0,64).

Dessa forma, as variáveis que tiveram maior peso entre os quatro componentes foram: clorofila-a, P total e condutividade. Essas variáveis, ao observar os dados brutos, constatou-se que tiveram acentuadas variações ao longo dos quarenta anos. Porém, a condutividade, como mostrado na estatística descritiva do item 5.1, se alterou independente do estado de trofia do Lago, não indicando relação bem definida com o aumento da biomassa planctônica. Portanto, apenas a clorofila-a e o fósforo total puderam ser considerados de fato como indicadores da qualidade da água nessa profundidade e estação.

Na Figura 5.1 apresenta-se o gráfico de dispersão das duas primeiras componentes principais com base na matriz de covariância das 18 variáveis, o que facilita a visualização espacial dos dados e reflete os principais agrupamentos do conjunto de dados.

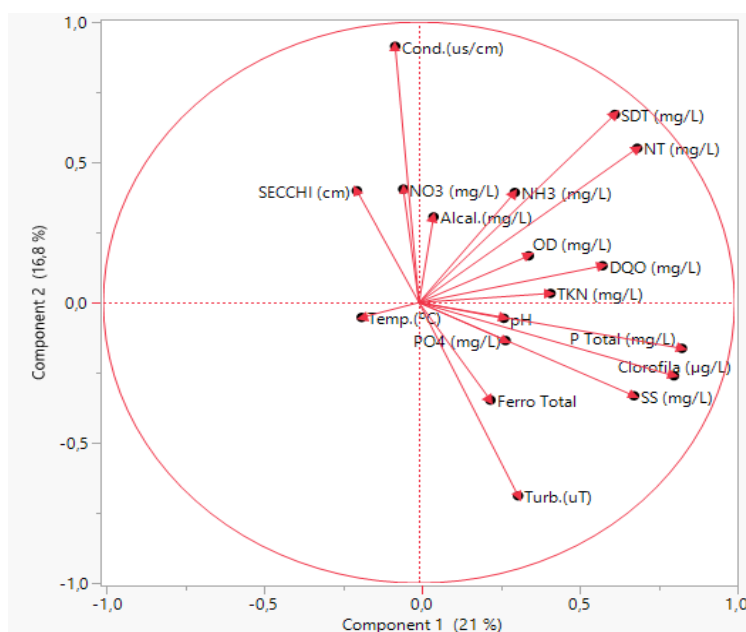


Figura 5.5 - Ordenação (ACP) das variáveis bióticas e abióticas na estação A do lago Paranoá/DF, no período 1976 a 2016.

Nota-se que a clorofila-a, que é um parâmetro biológico indicador da biomassa do fitoplâncton, mostrou-se positivamente relacionada com o fósforo total e os sólidos em suspensão, comportamento também constatado pelos valores dos coeficientes de Pearson entre clorofila e P total (0,62), clorofila e SS (0,70), apresentados na Tabela B1 do Apêndice B.

O parâmetro fósforo total representa a soma do fósforo assimilável pelos produtores primários e a matéria orgânica fosforada, incluindo os organismos do plâncton, isto é, uma parcela desse fósforo total é o fitoplâncton. Deste modo, a quantidade de fosforo total e a biomassa do fitoplâncton em suspensão presente no meio podem relacionar com o parâmetro sólidos em suspensão, explicando essas relações encontradas.

Outra relação positiva vista na Figura 5.1 foi do NT com o SDT, do qual apresentou uma correlação linear de 0,67 (Apêndice B). Esse fato deve ser causado pela série nitrogenada estar dissolvida na água, fazendo com que o comportamento desses parâmetros seja semelhante em resposta as condições do ambiente.

Foi observada, também, uma correlação negativa entre clorofila-a e a condutividade (-0,61). Segundo Tundisi (2008), a condutividade está relacionada com a presença de íons dissolvidos na água, principalmente sais essenciais ao metabolismo dos organismos (regulação dos processos fisiológicos, atividades das membranas e ativação dos sistemas de enzimas), tais como nitrato, amônia, sulfato, fosfato e magnésio, que podem ser assimilados em grande parte pelo fitoplâncton durante a fotossíntese. Outro fato, é o fito e zooplâncton terem seu crescimento ótimo em certas condições de condutividade elétrica (condição iônica da água), do qual podem ser alteradas pelas cargas químicas resultantes da bacia hidrográfica e modificações climáticas que podem alterar os processos químicos do solo e, conseqüentemente, da água (TUNDISI, 2008). Assim, quando há uma intensa atividade do fitoplâncton, dependendo da composição iônica na coluna d'água e das cargas químicas contribuintes, pode haver uma rápida absorção destes íons por esses organismos, diminuindo a condutividade elétrica na água, ou as alterações iônicas no meio podem inibir as atividades do fitoplâncton, ocasionando uma diminuição da sua biomassa.

Portanto, a condutividade pode interferir no crescimento do fitoplâncton, porém, essa relação observada entre esses dois parâmetros nessa análise pode estar superestimada, pois, apesar da condutividade do Lago não ser muito alta e ser característica de sistema lacustre, verifica-se a tendência de um aumento da condutividade no lago Paranoá ao longo dos anos, principalmente após o ano de 1996, podendo estar ligado às contribuições antropogênicas maiores na bacia (como já comentado no item 5.1) e o aumento no tempo de residência da água no Lago, não havendo necessariamente uma relação direta com a biomassa planctônica.

#### 5.2.1.2 Estação B (braço do Gama)

A Tabela 5.4 mostra os autovalores de cada componente principal e os carregamentos. Os autovetores, os gráficos dos autovalores (Scree Plot) e as matrizes de correlação de Pearson são apresentados nos Apêndices A e B.

Tabela 5.4 - Carga fatorial das 18 variáveis nos quatro componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação B no período de 1976 a 2016.

Parâmetros	CP1	CP2	CP3	CP4
SECCHI (cm)	<b>-0,317</b>	0,153	0,103	0,211
Temp.(°C)	0,218	<b>-0,587</b>	0,103	0,045
pH	<b>0,438</b>	-0,398	0,326	0,353
Cond.(us/cm)	<b>-0,764</b>	-0,064	0,630	-0,088
Alcal.(mg/L)	<b>-0,449</b>	0,208	-0,001	0,333
Turb.(uT)	<b>0,815</b>	-0,039	-0,070	0,172
OD (mg/L)	<b>0,508</b>	-0,162	0,346	0,316
NT (mg/L)	0,455	<b>0,796</b>	0,136	-0,168
NH3 (mg/L)	-0,172	<b>0,764</b>	-0,126	-0,027
NO3 (mg/L)	-0,110	0,227	<b>0,357</b>	-0,352
TKN (mg/L)	0,274	<b>0,863</b>	-0,074	0,208
P Total (mg/L)	<b>0,509</b>	0,305	0,211	0,179
PO4 (mg/L)	0,208	-0,010	-0,296	<b>0,669</b>
Clorofila (µg/L)	<b>0,910</b>	0,088	0,214	-0,033
DQO (mg/L)	<b>0,719</b>	-0,072	-0,100	-0,122
SS (mg/L)	<b>0,703</b>	-0,154	0,114	-0,619
SDT (mg/L)	-0,025	0,172	<b>0,890</b>	0,100
Ferro Total	0,052	-0,022	<b>-0,410</b>	-0,278
Autovalores	4,52	2,78	1,98	1,58
% de variância explicada	25,09	15,42	10,98	8,78
% cumulativo de de variância	25,09	40,51	51,49	60,28

Os quatro primeiros fatores são responsáveis por explicar 60,28% da variância total do conjunto de dados originais. As contribuições máximas alcançadas nos carregamentos são sinalizadas em negrito na Tabela 5.4.

Observa-se nesta tabela que o CP1 explicou 25% da variância total dos dados e teve como variáveis mais relevantes positivamente a clorofila-a (0,91), a turbidez (0,81), DQO (0,72), SS (0,70), P total (0,51), OD (0,51) e pH (0,44), e negativamente a condutividade (-0,76), a alcalinidade (-0,45) e transparência (-0,32). O CP2 explicou 15,42% da variância e teve a participação positiva do TKN (0,86), NT (0,79) e NH3 (0,76), e negativa da temperatura (-0,59), sendo mais explicado assim, pelos nutrientes nitrogenados.

O CP3 explicou 10,98% da variância e teve contribuição positiva das variáveis SDT (0,89) e NO3 (0,36), e negativa do ferro total (-0,41). Já o CP4 (8,78% da variância) incluiu o PO4 (0,67).

Portanto, as variáveis que tiveram maior peso entre os quatro componentes foram: clorofila-a, turbidez, SDT, condutividade e TKN. Porém, apenas o parâmetro clorofila-a pode ser considerado como melhor indicador da qualidade da água nessa profundidade e estação no período analisado, pois, observando os dados brutos, os outros parâmetros apresentaram seus valores e variações ainda baixos ao longo do tempo para serem considerados como bons



indicadores, e a condutividade não indicou relação bem definida com o aumento da biomassa planctônica, como comentado anteriormente no item 5.2.1.1.

Na Figura 5.2 apresenta o gráfico relativo às duas primeiras componentes principais com base na matriz de covariância das 18 variáveis monitoradas a 1 metro da superfície na estação B.

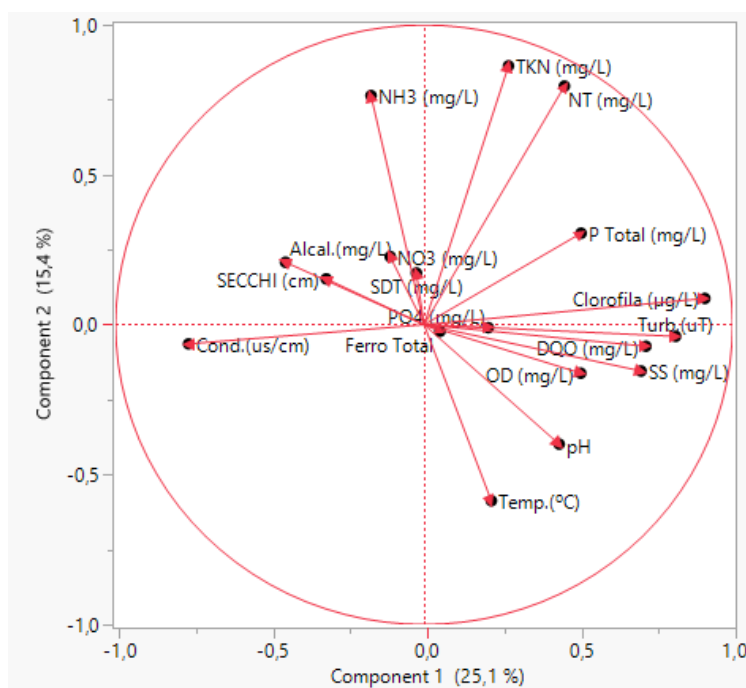


Figura 5.6 - Ordenação (ACP) das variáveis bióticas e abióticas na estação B do lago Paranoá/DF, no período 1976 a 2016.

Verifica-se que a clorofila-a mostrou-se positivamente relacionada com a turbidez, SS e DQO, e negativamente com a condutividade, comportamento observado também nos coeficientes de Pearson entre clorofila e turbidez (0,83), clorofila e SS (0,74), clorofila e DQO (0,56), clorofila e condutividade (-0,71), apresentados na Tabela B2 do Apêndice B.

Além das relações da clorofila-a com o SS e a condutividade, discutidas no item 5.2.1.1, a correlação da clorofila com a turbidez pode ser explicada em função da presença de biomassa planctônica presente na coluna d'água superior (estimada pela clorofila-a), que faz com que aumente ou diminua a turbidez na água. Já a relação da clorofila com a DQO, pode ser explicada devido à presença de matéria orgânica no meio, que podem ser assimiladas pelo fitoplâncton e aumentar o consumo de oxigênio no ambiente em consequência da oxidação dessa matéria. E a correlação da clorofila com o OD, pode ser devido à fotossíntese ocorrida durante a atividade do fitoplâncton no meio

Nota-se no gráfico (Figura 5.2) e na correlação linear (Apêndice B), a relação negativa entre a temperatura e  $\text{NH}_3$  (coeficiente de Pearson de -0,51). Fato esse, pode ser justificado em

consequência da estratificação térmica, que pode afetar na distribuição dos nutrientes na coluna d'água. Nesta condição, pode ocorrer a redução dos nutrientes, como o íon amônio, nas camadas superiores, devido à diferença de densidade da água que se cria ao longo da coluna d'água. Quando ocorre a desestratificação, tem-se novamente o aumento de nutrientes nas camadas superiores, em razão da mistura da coluna d'água (ESTEVEZ, 1998).

### 5.2.1.3 Estação C (área central)

Na Tabela 5.5 são apresentados os autovalores de cada componente principal e os carregamentos. Os autovetores, os gráficos dos autovalores (Scree Plot) e as matrizes de correlação de Pearson são apresentados no Apêndice A.

Tabela 5.5 - Carga fatorial das 18 variáveis nos cinco componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação C no período de 1976 a 2016.

Parâmetros	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
SECCHI (cm)	-0,273	-0,252	0,134	<b>0,326</b>	0,188
Temp.(°C)	0,180	<b>0,730</b>	-0,108	-0,273	-0,034
pH	<b>0,505</b>	0,415	-0,054	0,196	0,265
Cond.(us/cm)	<b>-0,758</b>	0,405	-0,300	0,377	-0,220
Alcal.(mg/L)	-0,326	-0,367	-0,283	0,216	<b>0,386</b>
Turb.(uT)	<b>0,722</b>	0,167	0,399	-0,153	-0,348
OD (mg/L)	0,311	<b>0,526</b>	0,195	0,350	0,417
NT (mg/L)	0,061	-0,015	0,365	<b>0,618</b>	0,136
NH3 (mg/L)	-0,122	<b>-0,740</b>	0,316	0,232	-0,118
NO3 (mg/L)	0,004	0,080	-0,343	<b>0,359</b>	-0,245
TKN (mg/L)	0,230	-0,311	0,194	<b>0,354</b>	-0,330
P Total (mg/L)	<b>0,682</b>	-0,166	0,245	0,345	-0,009
PO4 (mg/L)	0,256	-0,081	0,188	-0,225	<b>0,721</b>
Clorofila (µg/L)	<b>0,902</b>	-0,017	0,174	0,007	-0,199
DQO (mg/L)	<b>0,690</b>	0,137	-0,447	0,275	-0,013
SS (mg/L)	0,420	-0,135	<b>-0,980</b>	0,101	-0,038
SDT (mg/L)	-0,550	<b>0,667</b>	0,497	0,133	-0,166
Ferro Total	0,108	<b>-0,428</b>	0,078	-0,367	-0,060
Autovalores	4,04	2,72	2,33	1,65	1,39
% de variância explicada	22,46	15,13	12,93	9,18	7,73
% cumulativo de de variância	22,46	37,59	50,52	59,70	67,43

Os cinco primeiros fatores são responsáveis por explicar 67,43% da variância total do conjunto de dados originais. As contribuições máximas alcançadas nos carregamentos são sinalizadas em negrito na Tabela 5.5.

Verifica-se na Tabela 5.5 que o CP1 explicou 22,5% da variância total dos dados e teve contribuição positiva das variáveis clorofila-a (0,90), turbidez (0,72), DQO (0,69), P total (0,68), e pH (0,50), e negativa da condutividade (-0,76). O CP2 explicou 15,1% da variância e teve a

participação positiva da temperatura (0,73), SDT (0,67) e OD (0,53), e negativa do  $\text{NH}_3$  (-0,74) e ferro total (-0,43). O CP3 explicou 12,93% da variância e teve a variável mais expressiva negativamente o SS (-0,98). O CP4 (9,18% da variância) incluiu o NT (0,62),  $\text{NO}_3$  (0,36), TKN (0,35) e o secchi (0,33). Finalmente o CP5 com a contribuição positiva das variáveis  $\text{PO}_4$  (0,72) e alcalinidade (0,39).

Portanto, as variáveis que tiveram maior peso entre os cinco componentes foram: clorofila-a, SS, condutividade e  $\text{NH}_3$ . Porém, apenas o parâmetro clorofila-a pode ser considerado como melhor indicador da qualidade da água nessa profundidade e estação no período analisado, pelo mesmo motivo apresentado anteriormente (item 5.2.1.1 e 5.2.1.2).

Na Figura 5.3 apresenta o gráfico relativo às duas primeiras componentes principais com base na matriz de covariância das 18 variáveis monitoradas a 1 metro da superfície da estação C.

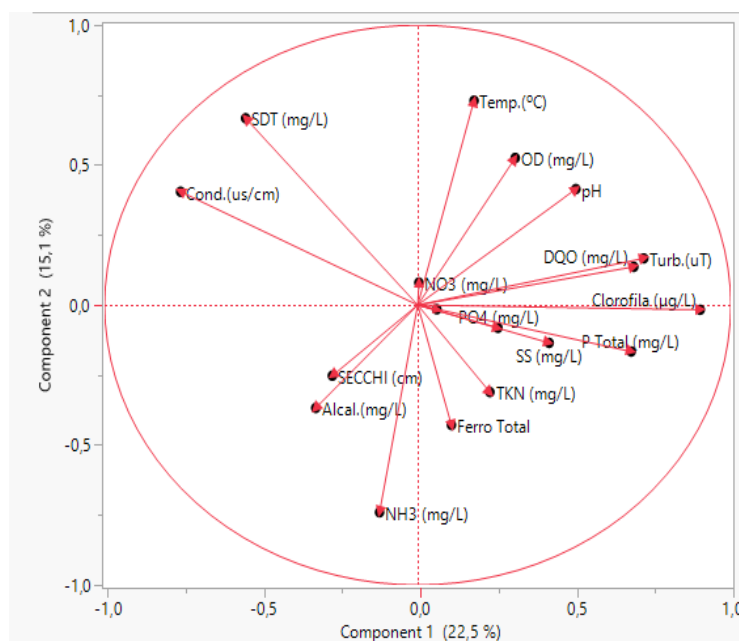


Figura 5.7 - Ordenação (ACP) das variáveis bióticas e abióticas na estação C do lago Paranoá/DF, no período 1976 a 2016.

Nota-se que a clorofila-a se mostrou positivamente relacionada com a turbidez, DQO e P total, e negativamente com a condutividade e SDT, comportamento visto também nos valores dos coeficientes de Pearson entre clorofila e turbidez (0,79), clorofila e DQO (0,50), clorofila e P total (0,59), clorofila e condutividade (-0,69), clorofila e SDT (-0,57), apresentados na Tabela B3 do Apêndice B.

Os parâmetros condutividade e SDT estão relacionados positivamente, comportamento notado também na correlação de Pearson (0,72). Os sólidos dissolvidos totais (SDT) são

compostos de sais inorgânicos (principalmente cloreto de sódio, cálcio, magnésio e potássio) e pequenas quantidades de matéria orgânica, que se apresenta dissolvida na água, por isso, relacionam-se diretamente com a condutividade (TUNDISI, 2008; CETESB, 2013).

Há uma correlação negativa verificada entre os parâmetros SDT e SS (-0,94). Possivelmente, a quantidade de sólidos dissolvidos totais deve estar relacionada com a quantidade de matéria orgânica finamente fracionada e dissolvida na água, assimilada facilmente pelo plâncton em suspensão. Portanto, quando há uma intensa atividade do fitoplâncton (aumento da biomassa fitoplanctônica em suspensão e da clorofila-a), pode existir uma aceleração no consumo dessa matéria orgânica presente no meio, diminuindo assim, a quantidade de sólidos dissolvidos na coluna d'água.

Também foi verificada a relação negativa entre  $\text{NH}_3$  e temperatura (com coeficiente linear de -0,51), igualmente apresentada na estação B.

#### 5.2.1.4 Estação D (braço do Torto)

A Tabela 5.6 mostra os autovalores de cada componente principal e os carregamentos. Os autovetores, os gráficos dos autovalores (Scree Plot) e as matrizes de correlação de Pearson são apresentados nos Apêndices A e B.

Tabela 5.6 - Carga fatorial das 18 variáveis nos cinco componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação D no período de 1976 a 2016.

Parâmetros	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
SECCHI (cm)	-0,279	<b>0,590</b>	0,025	-0,488	0,001
Temp.(°C)	0,051	-0,357	0,499	0,072	<b>-0,511</b>
pH	0,362	-0,010	<b>0,616</b>	-0,106	0,407
Cond.(us/cm)	<b>-0,800</b>	0,351	0,455	0,320	0,072
Alcal.(mg/L)	-0,403	0,099	-0,128	0,145	<b>0,504</b>
Turb.(uT)	<b>0,796</b>	-0,226	0,049	0,295	0,356
OD (mg/L)	0,401	0,208	0,340	<b>-0,656</b>	-0,141
NT (mg/L)	<b>0,577</b>	0,577	-0,152	0,377	-0,283
$\text{NH}_3$ (mg/L)	-0,093	0,502	<b>-0,566</b>	-0,135	0,197
$\text{NO}_3$ (mg/L)	-0,009	0,303	<b>0,318</b>	0,106	-0,222
TKN (mg/L)	0,478	<b>0,605</b>	-0,306	0,360	-0,208
P Total (mg/L)	<b>0,436</b>	0,132	0,032	0,030	0,042
$\text{PO}_4$ (mg/L)	0,245	-0,168	-0,194	<b>-0,479</b>	0,244
Clorofila ( $\mu\text{g/L}$ )	<b>0,815</b>	0,194	0,134	0,007	0,226
DQO (mg/L)	<b>0,558</b>	0,111	0,217	-0,193	-0,072
SS (mg/L)	0,080	<b>-0,259</b>	0,162	0,113	-0,006
SDT (mg/L)	-0,191	0,570	<b>0,622</b>	0,214	0,293
Ferro Total	0,188	-0,406	-0,058	<b>0,414</b>	0,138
Autovalores	3,68	2,40	2,03	1,69	1,27
% de variância explicada	20,45	13,32	11,27	9,42	7,03
% cumulativo de de variância	20,45	33,78	45,05	54,47	61,50

Os cinco primeiros fatores são responsáveis por explicarem 61,5% da variância total do conjunto de dados originais. As contribuições máximas alcançadas nos carregamentos são sinalizadas em negrito na Tabela 5.6.

Observa-se na Tabela 5.6 que o CP1 explicou 20,45% da variância total dos dados e teve participação positiva das variáveis clorofila-a (0,81), turbidez (0,79), NT (0,58), DQO (0,56) e P total (0,44), e negativa da condutividade (-0,80). O CP2 explicou 13,32% da variância e teve a contribuição positiva da TKN (0,60) e Secchi (0,59), e negativa do SS (-0,26). O CP3 explicou 11,27% da variância e teve a variável mais expressiva positivamente o SDT (0,62), pH (62) e NO<sub>3</sub> (0,32), e negativamente o NH<sub>3</sub> (-0,57). O CP4 (9,42% da variância) incluiu o OD (-0,66), PO<sub>4</sub> (-0,48) e ferro total (0,41). Finalmente o CP5 com a contribuição positiva da alcalinidade (0,50) e negativa da temperatura (-0,51).

Portanto, as variáveis que tiveram maior peso entre os cinco componentes foram: clorofila-a, turbidez e condutividade. Porém, apenas o parâmetro clorofila-a pode ser considerado como melhor indicador da qualidade da água nessa estação no período analisado, pelo mesmo motivo apresentado anteriormente (item 5.2.1.1 e 5.2.1.2).

Na Figura 5.4 apresenta o gráfico relativo às duas primeiras componentes principais com base na matriz de covariância das 18 variáveis monitoradas a 1 metro da superfície na estação D.

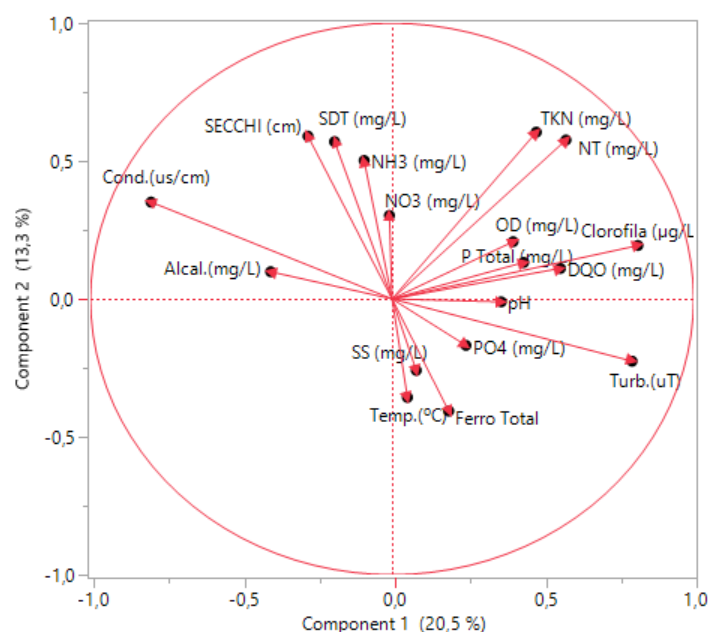


Figura 5.8 - Ordenação (ACP) das variáveis bióticas e abióticas na estação D do lago Paranoá/DF, no período 1976 a 2016.

Observa-se que a clorofila-a se mostrou positivamente relacionada com a turbidez, e negativamente com a condutividade, comportamento confirmado pelos valores dos coeficientes de Pearson entre clorofila e turbidez (0,68), clorofila e condutividade (-0,66), apresentados na Tabela B4 do Apêndice B.

Nota-se no gráfico (Figura 5.4) e na correlação linear (Tabela B4 do Apêndice B), a relação negativa entre a condutividade e a turbidez (coeficiente de Pearson de -0,51). Possivelmente, essa relação tem a mesma explicação que a apresentada anteriormente sobre a condutividade com a clorofila-a. Pois o aumento da turbidez pode estar relacionado ao aumento da biomassa do fitoplâncton. Por outro lado, essa relação pode estar superestimada como comentado no item 5.2.1.1.

Verifica-se também a relação negativa do Secchi com a turbidez (coeficiente de Pearson = -0,59). A transparência é afetada pela cor e pela turbidez na água, ou seja, aumentando-se a turbidez na água diminui-se a profundidade do disco Secchi.

#### 5.2.1.5 Estação E (braço do Bananal)

A Tabela 5.7 mostra os autovalores de cada componente principal e os carregamentos. Os autovetores, os gráficos dos autovalores (Scree Plot) e as matrizes de correlação de Pearson são apresentados nos Apêndices A e B.

Tabela 5.7 - Carga fatorial das 18 variáveis nos cinco componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação E no período de 1976 a 2016.

	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
SECCHI (cm)	-0,356	-0,392	0,167	<b>0,488</b>	-0,076
Temp.(°C)	0,085	<b>0,569</b>	0,090	-0,201	0,057
pH	0,403	<b>0,588</b>	0,037	0,242	0,022
Cond.(us/cm)	<b>-0,730</b>	0,297	0,616	-0,071	0,021
Alcal.(mg/L)	-0,384	-0,142	-0,140	0,102	<b>0,414</b>
Turb.(uT)	<b>0,818</b>	0,206	-0,094	-0,276	-0,414
OD (mg/L)	0,381	0,400	0,026	0,155	<b>0,479</b>
NT (mg/L)	<b>0,619</b>	-0,498	0,433	-0,253	0,039
NH3 (mg/L)	0,064	<b>-0,763</b>	0,065	-0,054	0,258
NO3 (mg/L)	-0,055	0,073	<b>0,651</b>	0,229	0,013
TKN (mg/L)	0,498	<b>-0,568</b>	0,471	-0,155	0,308
P Total (mg/L)	0,491	-0,282	0,252	<b>0,586</b>	-0,216
PO4 (mg/L)	0,198	-0,063	<b>-0,364</b>	-0,036	0,270
Clorofila (µg/L)	<b>0,869</b>	0,082	0,076	-0,048	-0,210
DQO (mg/L)	<b>0,590</b>	0,221	0,120	0,082	0,453
SS (mg/L)	0,180	<b>0,433</b>	0,067	0,302	0,432
SDT (mg/L)	-0,166	0,336	<b>0,767</b>	-0,049	-0,198
Ferro Total	0,200	-0,059	-0,216	<b>0,729</b>	-0,231
Autovalores	3,91	2,74	2,14	1,58	1,39
% de variância explicada	21,74	15,19	11,89	8,76	7,74
% cumulativo de de variância	21,74	36,93	48,83	57,58	65,32

Os cinco primeiros fatores são responsáveis por explicarem 65,32% da variância total do conjunto de dados originais. As contribuições máximas alcançadas nos carregamentos são sinalizadas em negrito na tabela acima.

Verifica-se na Tabela 5.7 que o CP1 explicou 21,74% da variância total dos dados e teve participação positiva das variáveis clorofila-a (0,87), turbidez (0,82), NT (0,62) e DQO (0,59), e negativa da condutividade (-0,73). O CP2 explicou 15,19% da variância e teve a contribuição positiva do pH (0,59), temperatura (0,57) e SS (0,43), e negativa do NH<sub>3</sub> (-0,76) e do TKN (-0,57). O CP3 explicou 11,89% da variância e teve a variável mais expressiva positivamente o NO<sub>3</sub> (0,65), e negativamente o PO<sub>4</sub> (-0,36). O CP4 (8,76% da variância) incluiu o ferro total (0,73), o P total (0,59) e a transparência (0,49). Finalmente o CP5 com a contribuição positiva do OD (0,48) e da alcalinidade (0,41).

Portanto, as variáveis que tiveram maior peso entre os cinco componentes foram: clorofila-a, turbidez, SDT, condutividade, SDT, NH<sub>3</sub> e ferro total. Porém, apenas o parâmetro clorofila-a pode ser considerado como melhor indicador da qualidade da água nessa profundidade e estação no período analisado, pelo mesmo motivo apresentado anteriormente (item 5.2.1.1 e 5.2.1.2).

Na Figura 5.5 apresenta o gráfico relativo às duas primeiras componentes principais com base na matriz de covariância das 18 variáveis monitoradas a 1 metro da superfície na estação E.

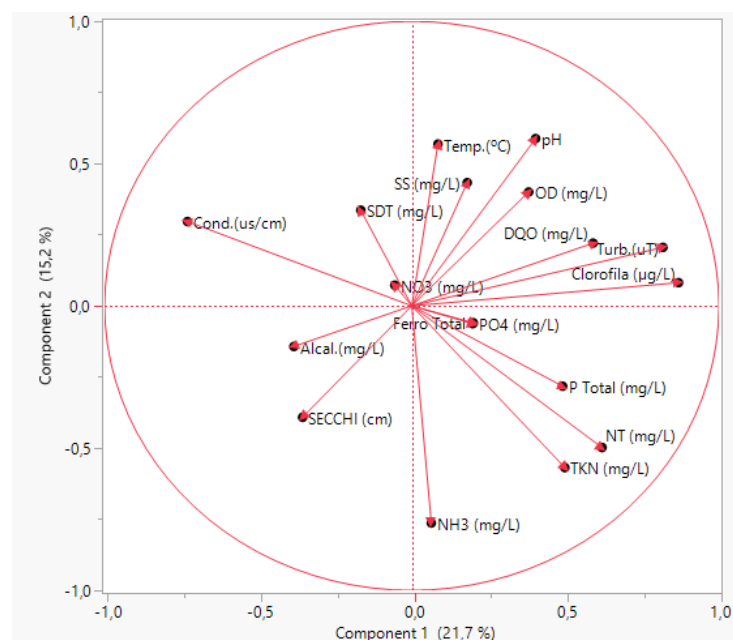


Figura 5.9 - Ordenação (ACP) das variáveis bióticas e abióticas na estação E do lago Paranoá/DF, no período 1976 a 2016.

Nota-se que a clorofila-a se mostrou positivamente relacionada com a turbidez, e negativamente com a condutividade e a alcalinidade, comportamento observado também nos valores encontrados dos coeficientes de Pearson entre clorofila e turbidez (0,81), clorofila e condutividade (-0,72), clorofila e alcalinidade (-0,43), apresentados na Tabela B5 do Apêndice B. Além disso, também se verifica a relação negativa entre a temperatura e o  $\text{NH}_3$  (-0,43).

A alcalinidade, que é a capacidade que um sistema aquoso tem de neutralizar ácidos, depende de alguns compostos presentes na água, principalmente bicarbonatos, carbonatos e hidróxido. Quanto mais alta for a alcalinidade da água, menor são as variações de pH no corpo hídrico, mesmo ocorrendo altas taxas fotossintéticas (com exceção dos casos em que ocorre a floração de algas). Deste modo, a redução dos valores de alcalinidade se dá quando os bicarbonatos e carbonatos são consumidos pela acidificação do meio, devido aos processos metabólicos ocorridos nas águas naturais, como por exemplo, aumento da oxidação ou decomposição da matéria orgânica (consequência da eutrofização), ou pela dissociação do bicarbonato de cálcio na fotossíntese, o que explicaria esta relação negativa entre a clorofila-a e a alcalinidade (ESTEVES, 1998).

## **5.2.2 Análise separada dos períodos de 1976 a 1998 e 1999 a 2016**

Os parâmetros sólidos em suspensão, sólidos dissolvidos totais, transparência e ferro total, foram desconsiderados da análise devido à falta de dados em todas as estações no primeiro período (1976 a 1998); os parâmetros fosfato, nitrogênio Kjeldahl e alcalinidade foram desconsiderados em todas as estações, no segundo período (1999 a 2016), pelo número reduzido de dados.

Ressalta-se que o parâmetro nitrogênio total (NT) não foi monitorado nas estações A e C no primeiro período.

### **5.2.2.1 Estação A (braço do Riacho Fundo)**

Os autovalores de cada componente principal e os carregamentos são apresentados na Tabela 5.8. Os autovetores, os gráficos dos autovalores (Scree Plot) e as matrizes de correlação de Pearson são apresentados nos Apêndices A e B.



Tabela 5.8 - Carga fatorial das 18 variáveis nos quatro componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação A nos períodos de 1976 a 1998 e de 1999 a 2016.

Parâmetros	Período eutrofizado (1976 a 1998)				Período não eutrofizado (1999 a 2016)			
	CP1	CP2	CP3	CP4	CP1	CP2	CP3	CP4
SECCHI (cm)	-	-	-	-	-0,048	<b>-0,678</b>	-0,449	0,083
Temp.(°C)	<b>-0,541</b>	0,257	-0,209	0,089	-0,098	-0,212	<b>0,594</b>	0,553
pH	<b>-0,488</b>	0,412	0,404	-0,243	0,189	-0,064	<b>0,611</b>	-0,270
Cond.(us/cm)	0,278	-0,034	<b>0,677</b>	0,324	<b>0,904</b>	0,013	-0,043	0,010
Alcal.(mg/L)	<b>0,552</b>	0,269	0,319	-0,216	-	-	-	-
Turb.(uT)	-0,258	-0,036	<b>0,766</b>	-0,122	-0,066	<b>0,751</b>	0,353	0,141
OD (mg/L)	-0,474	<b>0,538</b>	0,043	-0,162	0,464	-0,403	<b>0,513</b>	-0,242
NT (mg/L)	-	-	-	-	<b>0,803</b>	-0,087	0,147	-0,381
NH3 (mg/L)	<b>0,873</b>	-0,045	-0,034	-0,059	<b>0,478</b>	0,035	-0,445	-0,240
NO3 (mg/L)	0,106	0,226	-0,262	<b>0,698</b>	0,335	0,207	-0,379	<b>0,465</b>
TKN (mg/L)	<b>0,728</b>	0,318	0,181	0,046	-	-	-	-
P Total (mg/L)	0,484	<b>0,604</b>	-0,113	-0,049	<b>0,688</b>	0,227	-0,060	0,139
PO4 (mg/L)	0,231	0,290	-0,378	<b>-0,623</b>	-	-	-	-
Clorofila (µg/L)	-0,156	<b>0,673</b>	-0,044	0,205	<b>0,730</b>	-0,188	0,052	0,206
DQO (mg/L)	-0,031	<b>0,790</b>	0,045	0,159	<b>0,622</b>	-0,239	0,063	0,436
SS (mg/L)	-	-	-	-	0,433	<b>0,541</b>	0,046	0,246
SDT (mg/L)	-	-	-	-	<b>0,836</b>	0,017	-0,102	-0,151
Ferro Total	-	-	-	-	0,053	<b>0,906</b>	-0,084	-0,207
Autovalores	2,82	2,28	1,62	1,21	4,35	2,54	1,71	1,26
% de variância explicada	21,70	17,54	12,44	9,31	29,01	16,96	11,40	8,41
% cumulativo de de variância	21,70	39,24	51,68	60,99	29,01	45,97	57,37	65,78

Os quatro fatores iniciais foram considerados qualificados para as análises referentes ao período eutrofizado, sendo responsáveis pela explicação de cerca de 61% da variância ou informação contida no conjunto de dados originais. Para o período não eutrofizado, os quatro componentes principais que foram considerados qualificados, explicaram cerca de 65,78% da variância total dos dados. As contribuições máximas alcançadas nos carregamentos são sinalizadas em negrito na Tabela 5.8.

Como pode ser observado na Tabela 5.8, para os resultados referentes ao período eutrofizado, o primeiro componente (CP1) explicou 21,7% da variância total dos dados e teve como variáveis mais expressivas positivamente o NH3 (0,87), o TKN (0,73) e a alcalinidade (0,55), e negativamente a temperatura (-0,54) e o pH (-0,49). O segundo componente (CP2) explicou 17,54% da variância e teve, principalmente, a participação positiva da DQO (0,79), clorofila (0,67), P total (0,60) e o OD (0,54). O primeiro componente foi explicado mais por parâmetros químicos da água e o segundo componente foi explicado por parâmetros químicos e biológicos.

Ainda para o período eutrofizado, o CP3 explicou 12,44% da variância e teve contribuição principal positiva da turbidez (0,77) e da condutividade (0,68). Já o CP4 (9,31% da variância) incluiu positivamente NO3 (0,69) e negativamente o PO4 (-0,62).

Os resultados referentes ao período não eutrofizado demonstraram que o componente principal 1 (CP1) explicou 29% da variância e teve a contribuição positiva das variáveis condutividade (0,90), SDT (0,84), NT (0,80), clorofila (0,73), P total (0,69), DQO (0,62) e NH<sub>3</sub> (0,48). O CP2 explicou 16,96% da variância e teve a participação positiva do ferro total (0,91), da turbidez (0,75) e do SS (0,54), e negativa da transparência (-0,68). O primeiro componente foi explicado por parâmetros físicos, químicos e biológicos da água, já o segundo componente foi esclarecido mais por parâmetros físicos da água.

O CP3 explicou 11,4% da variância dos dados e teve como variáveis mais expressivas positivamente o pH (0,61), a temperatura (0,59) e o OD (0,51). Finalmente o CP4 (8,41% da variância) incluiu o NO<sub>3</sub> (0,46).

Assim, no período eutrofizado, as variáveis que tiveram maior peso entre os quatro componentes foram: turbidez, NH<sub>3</sub>, TKN e DQO. Já no período não eutrofizado, os parâmetros mais significativos entre os quatro componentes foram: Secchi, condutividade, turbidez, NT, P total, clorofila-a, SDT e ferro total. Porém, os parâmetros mais representativos que podem ser considerados são clorofila-a, P total e Secchi, pelo mesmo motivo apresentado anteriormente (item 5.2.1.1 e 5.2.1.2).

Na Figura 5.6 apresenta-se o gráfico relativo às duas primeiras componentes principais com base na matriz de covariância das 18 variáveis monitoradas a 1 metro da superfície na estação A, nos dois períodos distintos, para melhor visualização e comparação.

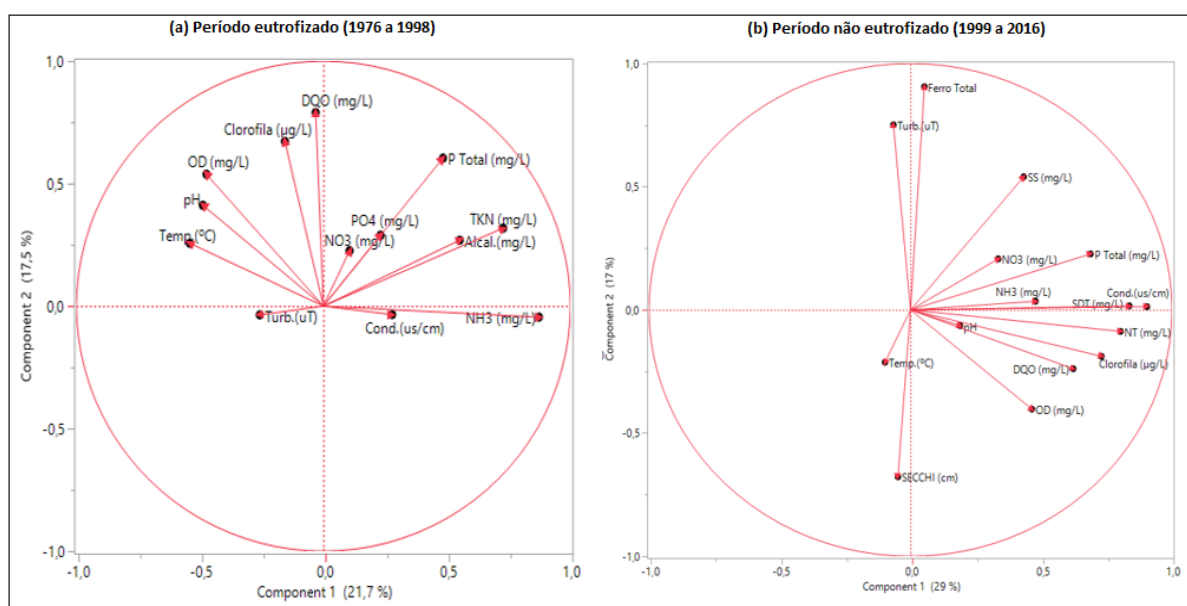


Figura 5.10 - Ordenação (ACP) das variáveis bióticas e abióticas na estação A do lago Paranoá/DF, no período de 1976 a 2016 (a) e de 1999 a 2016 (b).

Nota-se que, no período eutrofizado, a clorofila-a mostrou correlação positiva com a DQO, comportamento observado também nos valores dos coeficientes de Pearson entre clorofila e DQO (0,48), apresentados na Tabela B6 do Apêndice B. Essa relação pode ser explicada devido ao processo de eutrofização poder ter causado maior consumo de oxigênio, devido ao aumento da oxidação da matéria orgânica no meio.

Já no segundo período (não eutrofizado), verifica-se uma correlação positiva da clorofila-a com a DQO e o NT. Comportamento constatado também nos coeficientes de Pearson entre clorofila e DQO (0,55) e clorofila e NT (0,46), mostrados na Tabela B7 do Apêndice B.

Além disso, no período não eutrofizado, a clorofila-a se mostrou correlacionada de forma positiva com o P total (coeficiente de Pearson = 0,61), com a condutividade (0,51) e com o SDT (0,49). Essa relação não foi evidenciada no período em que o lago se apresentou eutrofizado, porque, possivelmente, com a intensa atividade do fitoplâncton na zona eufótica, os nutrientes, principalmente o fósforo e o nitrogênio, estavam sendo altamente consumidos, estabilizando suas concentrações nas camadas superiores da coluna d'água.

#### 5.2.2.2 Estação B (braço do Gama)

Os autovalores de cada componente principal e os carregamentos são apresentados na Tabela 5.9. Os autovetores, os gráficos dos autovalores (Scree Plot) e as matrizes de correlação de Pearson são apresentados nos Apêndices A e B.

Tabela 5.9 - Carga fatorial das 18 variáveis nos quatro componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação B no período de 1976 a 1998 e de 1999 a 2016.

Parâmetros	Período eutrofizado (1976 a 1998)				Período não eutrofizado (1999 a 2016)				
	CP1	CP2	CP3	CP4	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
SECCHI (cm)	-	-	-	-	-0,083	<b>-0,722</b>	-0,115	0,095	0,489
Temp.(°C)	<b>0,757</b>	0,000	0,124	-0,158	-0,029	<b>0,559</b>	-0,387	0,017	0,103
pH	<b>0,634</b>	0,018	-0,177	0,375	0,345	0,219	-0,266	<b>0,420</b>	0,109
Cond.(us/cm)	-0,159	0,207	<b>-0,835</b>	0,065	<b>0,745</b>	-0,052	-0,474	-0,126	-0,015
Alcal.(mg/L)	-0,253	0,098	-0,042	<b>0,792</b>	-	-	-	-	-
Turb.(uT)	<b>0,522</b>	0,389	-0,408	0,228	-0,016	0,525	-0,103	0,106	<b>-0,656</b>
OD (mg/L)	<b>0,603</b>	0,241	0,309	0,061	0,524	0,269	-0,081	<b>-0,586</b>	0,320
NT (mg/L)	-0,381	<b>0,833</b>	0,102	-0,137	0,400	-0,301	<b>0,627</b>	-0,102	-0,148
NH3 (mg/L)	<b>-0,812</b>	0,192	0,224	0,095	0,315	-0,241	0,269	<b>-0,675</b>	-0,407
NO3 (mg/L)	-0,089	<b>0,376</b>	0,059	-0,357	0,450	0,073	<b>0,645</b>	0,410	0,287
TKN (mg/L)	-0,435	<b>0,820</b>	0,163	0,054	-	-	-	-	-
P Total (mg/L)	0,044	<b>0,414</b>	0,006	0,314	<b>0,232</b>	-0,147	-0,205	0,135	0,080
PO4 (mg/L)	0,086	-0,197	<b>0,718</b>	0,377	-	-	-	-	-
Clorofila (µg/L)	<b>0,602</b>	0,480	0,129	-0,188	<b>0,521</b>	-0,034	0,197	0,357	-0,172
DQO (mg/L)	<b>0,527</b>	0,518	0,111	0,039	0,092	<b>0,658</b>	0,273	-0,360	0,371
SS (mg/L)	-	-	-	-	0,321	<b>0,592</b>	0,218	0,216	0,155
SDT (mg/L)	-	-	-	-	<b>0,768</b>	-0,270	-0,285	0,214	-0,221
Ferro Total	-	-	-	-	-0,303	0,134	<b>0,304</b>	0,273	-0,179
Autovalores	3,35	2,52	1,64	1,29	2,54	2,28	1,73	1,63	1,34
% de variância explicada	23,95	17,98	11,73	9,20	16,91	15,21	11,56	10,89	8,96
% cumulativo de de variância	23,95	41,93	53,65	62,86	16,91	32,12	43,68	54,57	63,52

Os quatro fatores iniciais foram considerados qualificados para as análises referentes ao período eutrofizado, sendo responsáveis pela explicação de cerca de 62,86% da variância ou informação contida no conjunto de dados originais. Para o período não eutrofizado, os cinco componentes principais que foram considerados qualificados, explicaram cerca de 63,52% da variância total dos dados. As contribuições máximas alcançadas nos carregamentos são sinalizadas em negrito na Tabela 5.9.

Como pode ser notado nesta tabela, para os resultados referentes ao período eutrofizado, o primeiro componente (CP1) explicou 23,95% da variância total dos dados e teve como variáveis mais expressivas positivamente a temperatura (0,76), o pH (0,63), o OD (0,60), a clorofila (0,60), a DQO (0,53) e a turbidez (0,52), e negativamente o NH<sub>3</sub> (-0,81). O CP2 explicou 17,98% da variância e teve, principalmente, a participação positiva do NT (0,83), TKN (0,82), P total (0,41) e NO<sub>3</sub> (0,38). O primeiro componente foi explicado por parâmetros físicos, químicos e biológico da água, correspondendo a biomassa do fitoplâncton, e o segundo componente foi explicado por parâmetros químicos, relacionados aos nutrientes essenciais para a produtividade primária.

O CP3 explicou 11,73% da variância e teve contribuição principal positiva do PO<sub>4</sub> (0,72) e negativa da condutividade (-0,83). Já o CP4 (9,2% da variância) incluiu positivamente a alcalinidade (0,79).

Os resultados referentes ao período não eutrofizado mostram que o CP1 explica 16,91% da variância e teve a contribuição positiva das variáveis SDT (0,77), condutividade (0,74), clorofila (0,52) e P total (0,23). O CP2 explicou 15,21% da variância e teve a participação positiva da DQO (0,66), SS (0,59) e da temperatura (0,56), e negativa da transparência (-0,72). O primeiro componente foi explicado por parâmetros físicos, químicos e biológicos da água, ligado a biomassa planctônica, já o segundo componente está mais relacionado aos parâmetros físicos da água.

O CP3 explicou 11,56% da variância dos dados e teve como variáveis mais expressivas positivamente o NO<sub>3</sub> (0,64), NT (0,63) e o ferro total (0,30). O CP4 explicou 10,89% da variância e teve a participação positiva do pH (0,42) e negativa dos parâmetros NH<sub>3</sub> (-0,67) e do OD (-0,59). Finalmente o CP5 (8,96% da variância) teve contribuição negativa com a turbidez (-0,66).

Deste modo, no período eutrofizado, as variáveis que tiveram maior peso entre os quatro componentes foram: temperatura, pH, condutividade, alcalinidade, OD, NT, NH<sub>3</sub>, TKN, PO<sub>4</sub> e clorofila-a. Já no período não eutrofizado, os parâmetros mais significativos entre os cinco componentes foram: Secchi, condutividade, turbidez, NT, NH<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub>, DQO e SDT. Porém, os

parâmetros mais representativos que se pode considerar são apenas a clorofila-a e o Secchi, pelo mesmo motivo apresentado anteriormente (item 5.2.1.1 e 5.2.1.2).

Na Figura 5.7 apresenta-se o gráfico relativo às duas primeiras componentes principais com base na matriz de covariância das 18 variáveis monitoradas a 1 metro da superfície na estação B nos dois períodos distintos para melhor visualização e comparação.

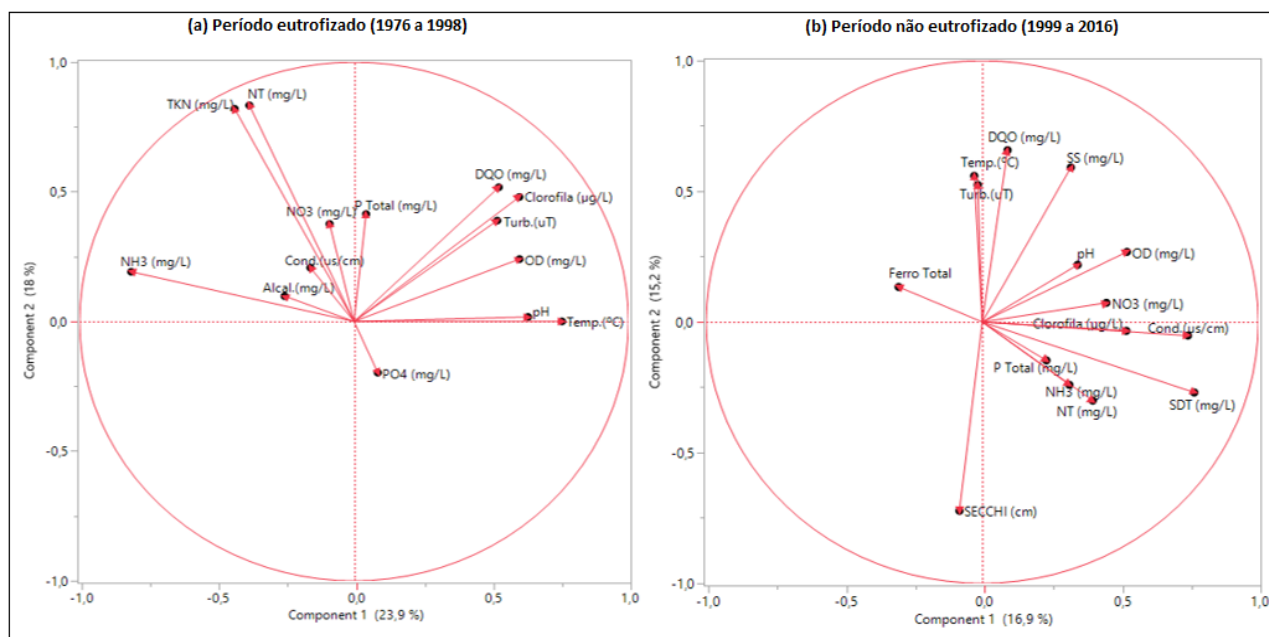


Figura 5.11 - Ordenação (ACP) das variáveis bióticas e abióticas na estação B do lago Paranoá/DF, no período de 1976 a 2016 (a) e de 1999 a 2016 (b).

Nota-se que, no período eutrofizado, a clorofila-a se mostrou positivamente relacionada mais com a DQO e a turbidez, comportamento confirmado pelos valores encontrados dos coeficientes de Pearson entre clorofila e DQO (0,51), clorofila e turbidez (0,47), apresentados na Tabela B8 do Apêndice B.

Além disso, no período eutrofizado, a clorofila-a se mostrou correlacionada de forma positiva com a temperatura (coeficiente de Pearson = 0,42) e o OD (0,41). A temperatura exerce influência no metabolismo biótico e na cinética de compostos químicos na água, podendo atuar sobre a produtividade do fitoplâncton de forma direta (sobre a fisiologia do plâncton) e indireta (alterando, por exemplo, a distribuição de nutrientes na zona eufótica), como também, seu aumento ser influenciado pelos próprios fenômenos de oxidação biológica da matéria orgânica (ESTEVEZ, 1998; FIGUEIREDO, 2005).

Já no período não eutrofizado, verifica-se relação positiva da clorofila-a com o  $\text{NO}_3$ , a qual não pode ser confirmado pelo coeficiente de Pearson por este ter apresentado uma correlação

fraca entre clorofila e NO<sub>3</sub> (0,36), não sendo significativa segundo Dancey e Reidy (2005). Observa-se também, nesse mesmo período, que os parâmetros SDT e condutividade se relacionaram positivamente (coeficiente de Pearson = 0,75).

### 5.2.2.3 Estação C (área central)

Os autovalores de cada componente principal e os carregamentos são apresentados na Tabela 5.10. Os autovetores, os gráficos dos autovalores (Scree Plot) e as matrizes de correlação de Pearson são apresentados nos Apêndice A e B.

Tabela 5.10 - Carga fatorial das 18 variáveis nos quatro componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação C no período de 1976 a 1998 e de 1999 a 2016.

Parâmetros	Período eutrofizado (1976 a 1998)				Período não eutrofizado (1999 a 2016)				
	CP1	CP2	CP3	CP4	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
SECCHI (cm)	-	-	-	-	-0,278	-0,282	-0,498	<b>0,516</b>	-0,024
Temp.(°C)	<b>0,678</b>	-0,286	-0,293	-0,042	0,459	-0,078	<b>0,628</b>	-0,281	-0,217
pH	<b>0,687</b>	0,039	-0,035	0,382	0,310	0,254	<b>0,440</b>	0,370	0,416
Cond.(us/cm)	0,002	<b>0,674</b>	-0,596	0,091	0,466	-0,142	0,071	<b>0,610</b>	0,006
Alcal.(mg/L)	-0,216	0,361	0,307	<b>0,665</b>	-	-	-	-	-
Turb.(uT)	<b>0,600</b>	0,405	-0,194	0,385	-0,117	0,011	<b>0,575</b>	-0,291	0,189
OD (mg/L)	<b>0,698</b>	-0,155	0,265	0,071	<b>0,616</b>	-0,337	0,134	0,183	0,144
NT (mg/L)	-	-	-	-	0,190	-0,241	-0,168	0,047	<b>0,789</b>
NH <sub>3</sub> (mg/L)	<b>-0,677</b>	0,353	0,364	-0,184	0,012	-0,413	<b>-0,664</b>	-0,238	0,174
NO <sub>3</sub> (mg/L)	0,217	0,202	0,181	<b>-0,536</b>	0,333	<b>0,381</b>	-0,039	0,062	0,031
TKN (mg/L)	-0,072	<b>0,664</b>	0,441	0,072	-	-	-	-	-
P Total (mg/L)	0,373	0,247	<b>0,436</b>	-0,276	0,255	0,076	-0,159	-0,224	<b>0,664</b>
PO <sub>4</sub> (mg/L)	-0,042	<b>-0,586</b>	0,542	0,407	-	-	-	-	-
Clorofila (µg/L)	<b>0,752</b>	0,103	0,161	-0,290	0,048	<b>0,430</b>	0,187	-0,044	0,053
DQO (mg/L)	<b>0,703</b>	0,225	0,283	-0,051	<b>0,693</b>	0,520	-0,391	-0,221	-0,110
SS (mg/L)	-	-	-	-	-0,406	<b>0,794</b>	0,001	0,282	0,104
SDT (mg/L)	-	-	-	-	0,429	<b>-0,763</b>	0,065	-0,001	-0,094
Ferro Total	-	-	-	-	<b>-0,601</b>	-0,181	0,032	-0,452	0,328
Autovalores	3,54	1,93	1,59	1,41	2,67	2,53	1,90	1,35	1,22
% de variância explicada	27,21	14,83	12,26	10,82	18,51	17,59	13,16	9,36	8,43
% cumulativo de de variância	27,21	42,04	54,31	65,13	18,51	36,09	49,26	58,62	67,05

Os quatro fatores iniciais foram considerados qualificados para as análises referentes ao período eutrofizado, sendo responsáveis pela explicação de cerca de 65% da variância total dos dados originais. Para o período não eutrofizado, os cinco componentes principais que foram considerados qualificados, explicaram cerca de 67% da variância total dos dados. As contribuições máximas alcançadas nos carregamentos são sinalizadas em negrito na Tabela 5.10.

Como pode ser observado na Tabela 5.10, para os resultados referentes ao período eutrofizado, CP1 explicou 27,21% da variância total dos dados e teve como variáveis mais

expressivas positivamente a clorofila (0,75), a DQO (0,70), o OD (0,69), o pH (0,69), a temperatura (0,68) e a turbidez (0,60), e negativamente o NH<sub>3</sub> (-0,68). O CP2 explicou 14,83% da variância e teve, principalmente, a participação positiva da condutividade (0,67) e do TKN (0,66), e negativa do PO<sub>4</sub> (-0,59). O CP3 explicou 12,26% da variância e teve contribuição principal positiva do P total (0,44). Já o CP4 (10,82% da variância) incluiu positivamente a alcalinidade (0,66) e negativamente o NO<sub>3</sub> (-0,54).

Ressalta-se que o fosfato nessa análise pode ter sofrido o efeito negativo da padronização, pois esta transformação pode atribuir pesos semelhantes a variáveis que originalmente não o tinham, em termos de variabilidade. Desta forma, uma variável quase constante, que seria eliminada pelo bom senso em razão de seu baixo poder de discriminação, passa a ter a mesma importância de variáveis com grande variação. Como visto na análise descritiva, o PO<sub>4</sub> apresentou pouca variabilidade e média muito baixa.

Os resultados referentes ao período não eutrofizado mostram que o CP1 explicou 18,51% da variância e teve a contribuição positiva das variáveis DQO (0,69) e OD (0,62), e negativa do ferro total (-0,60). O CP2 explicou 17,59% da variância e teve a participação positiva do SS (0,79), da clorofila (0,43) e do NO<sub>3</sub> (0,38), e negativa do SDT (-0,76). O primeiro componente foi explicado por parâmetros químicos da água, já o segundo componente foi esclarecido por parâmetros físicos, químicos e biológicos da água.

O CP3 explicou 13,16% da variância dos dados e teve como variáveis mais expressivas positivamente a temperatura (0,63) e o pH (0,44), e negativamente o NH<sub>3</sub> (-0,66). O CP4 esclareceu 9,36% da variância e teve a participação positiva da condutividade (0,61) e do Secchi (0,52). Finalmente o CP5 (8,43% da variância) incluiu positivamente o NT (0,79) e o P total (0,66).

Deste modo, no período eutrofizado, as variáveis que tiveram maior peso entre os quatro componentes foram: temperatura, pH, condutividade, alcalinidade, OD, NH<sub>3</sub>, TKN, clorofila-a e DQO. Já no período não eutrofizado, os parâmetros mais significativos entre os cinco componentes foram: temperatura, condutividade, OD, NT, NH<sub>3</sub>, P total, DQO, SS, SDT e ferro total. Porém, o parâmetro mais representativo da qualidade da água que se pode considerar é a clorofila-a, pelo mesmo motivo apresentado anteriormente (item 5.2.1.1 e 5.2.1.2).

Na Figura 5.8 apresenta o gráfico relativo às duas primeiras componentes principais com base na matriz de covariância das 18 variáveis monitoradas a 1 metro da superfície na estação C nos dois períodos distintos para melhor visualização e comparação.

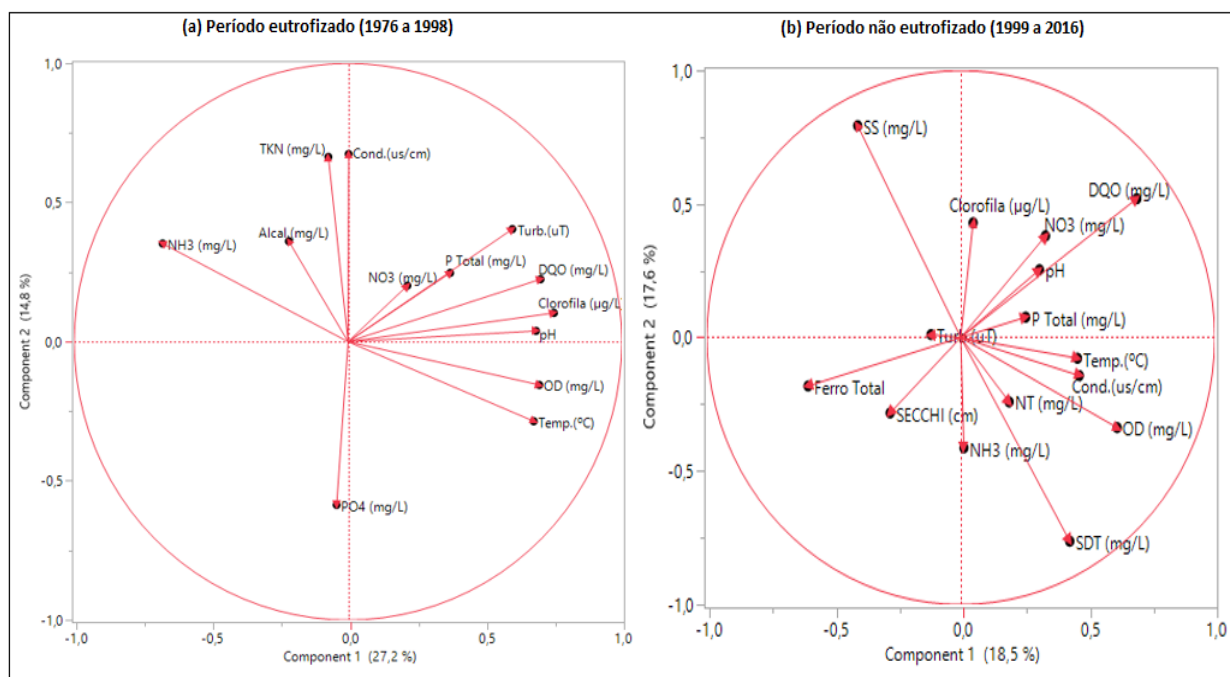


Figura 5.12 - Ordenação (ACP) das variáveis bióticas e abióticas na estação C do lago Paranoá/DF, no período de 1976 a 2016 (a) e de 1999 a 2016 (b).

Nota-se que, no período eutrofizado, a clorofila-a se mostrou positivamente relacionada mais com a DQO, comportamento constatados pelos valores dos coeficientes de Pearson entre clorofila e DQO (0,58), apresentados na Tabela B10 do Apêndice B. Outras relações percebidas, nesse mesmo período, foi da clorofila-a com os parâmetros OD (coeficiente de Pearson = 0,45), temperatura (0,43), turbidez (0,37) e pH (0,33).

Já no período não eutrofizado, não se verifica relações significativas com a clorofila-a. Porém observa-se uma correlação positiva do SDT com o SS (coeficiente de Pearson = -0,83).

#### 5.2.2.4 Estação D (braço do Torto)

Os autovalores de cada componente principal e os carregamentos são apresentados na Tabela 5.11. Os autovetores, os gráficos dos autovalores (Scree Plot) e as matrizes de correlação de Pearson são apresentados nos Apêndices A e B.



Tabela 5.11 - Carga fatorial das 18 variáveis nos quatro componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação D no período de 1976 a 1998 e de 1999 a 2016.

Parâmetros	Período eutrofizado (1976 a 1998)					Período não eutrofizado (1999 a 2016)				
	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
SECCHI (cm)	-	-	-	-	-	<b>0,634</b>	-0,183	-0,131	-0,394	-0,265
Temp.(°C)	0,068	<b>-0,510</b>	-0,331	-0,478	-0,255	-0,098	0,441	0,065	<b>0,659</b>	-0,175
pH	0,434	<b>-0,584</b>	0,350	0,020	-0,144	0,223	0,208	0,473	0,132	<b>-0,618</b>
Cond.(us/cm)	0,293	0,155	<b>0,721</b>	-0,419	0,059	<b>0,720</b>	0,483	0,355	-0,108	0,231
Alcal.(mg/L)	0,008	0,162	<b>0,666</b>	0,315	-0,157	-	-	-	-	-
Turb.(uT)	<b>0,551</b>	-0,205	0,472	0,355	-0,221	-0,501	0,123	0,209	0,050	<b>0,570</b>
OD (mg/L)	0,432	<b>-0,467</b>	-0,213	0,385	0,002	<b>0,638</b>	0,014	-0,336	0,313	-0,190
NT (mg/L)	<b>0,620</b>	0,569	-0,320	-0,077	-0,373	-0,130	<b>-0,588</b>	0,486	-0,075	-0,317
NH3 (mg/L)	-0,192	<b>0,684</b>	0,169	0,225	0,261	0,262	-0,219	-0,237	<b>-0,626</b>	0,082
NO3 (mg/L)	0,338	-0,002	-0,186	-0,031	<b>0,624</b>	0,242	<b>-0,786</b>	0,159	0,474	0,190
TKN (mg/L)	0,602	<b>0,684</b>	-0,201	0,017	-0,303	-	-	-	-	-
P Total (mg/L)	0,349	0,077	-0,140	0,256	<b>0,543</b>	-0,121	0,106	<b>0,194</b>	0,165	0,130
PO4 (mg/L)	-0,275	-0,145	-0,203	<b>0,743</b>	-0,278	-	-	-	-	-
Clorofila (µg/L)	<b>0,605</b>	-0,125	-0,070	-0,058	0,145	-0,082	0,023	<b>0,574</b>	-0,112	-0,059
DQO (mg/L)	<b>0,695</b>	-0,225	0,060	0,119	0,119	0,375	0,090	-0,531	<b>0,400</b>	0,178
SS (mg/L)	-	-	-	-	-	-0,078	<b>0,315</b>	-0,050	0,255	-0,065
SDT (mg/L)	-	-	-	-	-	<b>0,692</b>	0,137	0,553	-0,024	0,391
Ferro Total	-	-	-	-	-	<b>-0,635</b>	0,126	0,285	0,047	-0,074
Autovalores	2,60	2,28	1,65	1,41	1,25	2,49	1,91	1,75	1,53	1,22
% de variância explicada	19,17	16,81	12,16	10,42	9,22	18,04	13,85	12,67	11,11	8,85
% cumulativo de de variância	19,17	35,98	48,14	58,55	67,77	18,04	31,89	44,56	55,66	64,52

Os cinco fatores iniciais foram considerados qualificados para as análises referentes ao período eutrofizado, sendo responsáveis pela explicação de cerca de 67,77% da variância ou informação contida no conjunto de dados originais. Para o período não eutrofizado, os cinco componentes principais que foram considerados qualificados, explicaram cerca de 64,52% da variância total dos dados. As contribuições máximas alcançadas nos carregamentos são sinalizadas em negrito na Tabela 5.11.

Como pode ser notado na Tabela 5.11, para os resultados referentes ao período eutrofizado, o CP1 explicou 19,17% da variância total dos dados e teve como variáveis mais expressivas positivamente a DQO (0,69), NT (0,62), clorofila-a (0,60) e a turbidez (0,55). O CP2 explicou 16,81% da variância e teve, principalmente, a participação positiva do TKN (0,68) e NH3 (0,68), e negativa pH (-0,58) e da temperatura (-0,51). O primeiro componente foi explicado por parâmetros físicos, químicos e biológico da água, correspondendo a biomassa fitoplanctônica, e o segundo componente foi explicado mais por parâmetros químicos, relacionados aos nutrientes utilizados na produtividade primária.

O CP3 explicou 12,16% da variância e teve contribuição principal positiva da condutividade (0,72) e da alcalinidade (0,66). O CP4 (10,42% da variância) incluiu positivamente o PO4 (0,74), e finalmente o CP5 (9,22% da variância) teve a principal contribuição das variáveis NO3 (0,62) e do P total (0,54).

Os resultados referentes ao período não eutrofizado mostraram que o CP1 explicou 18,04% da variância e teve a contribuição positiva das variáveis condutividade (0,72), SDT (0,69), OD (0,64) e transparência (0,63), e negativa do ferro total (-0,63). O CP2 explicou 13,85% da variância e teve a participação positiva do SS (0,31), e negativa do NO<sub>3</sub> (-0,79) e do NT (-0,59). O CP3 explicou 12,67% da variância dos dados e teve como variáveis mais expressivas positivamente a clorofila-a (0,57) e o P total (0,19). O CP4 esclareceu 11,11% da variância e teve a participação positiva da DQO (0,40) e negativa do NH<sub>3</sub> (-0,63). Finalmente o CP5 (8,85% da variância) incluiu positivamente a turbidez (0,57) e negativamente o pH (-0,62).

Deste modo, no período eutrofizado, as variáveis que tiveram maior peso entre os cinco componentes foram: condutividade, alcalinidade, NH<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub>, NT, TKN, PO<sub>4</sub>, clorofila-a e DQO. Já no período não eutrofizado, os parâmetros mais significativos entre os cinco componentes foram: Secchi, temperatura, pH, condutividade, OD, NO<sub>3</sub>, SDT e ferro total. Porém, os parâmetros mais representativos que se pode considerar são a clorofila-a e o Secchi, pelo mesmo motivo apresentado anteriormente (item 5.2.1.1 e 5.2.1.2).

Na Figura 5.9 apresenta o gráfico relativo às duas primeiras componentes principais com base na matriz de covariância das 18 variáveis monitoradas a 1 metro da superfície na estação D nos dois períodos distintos para melhor visualização e comparação.

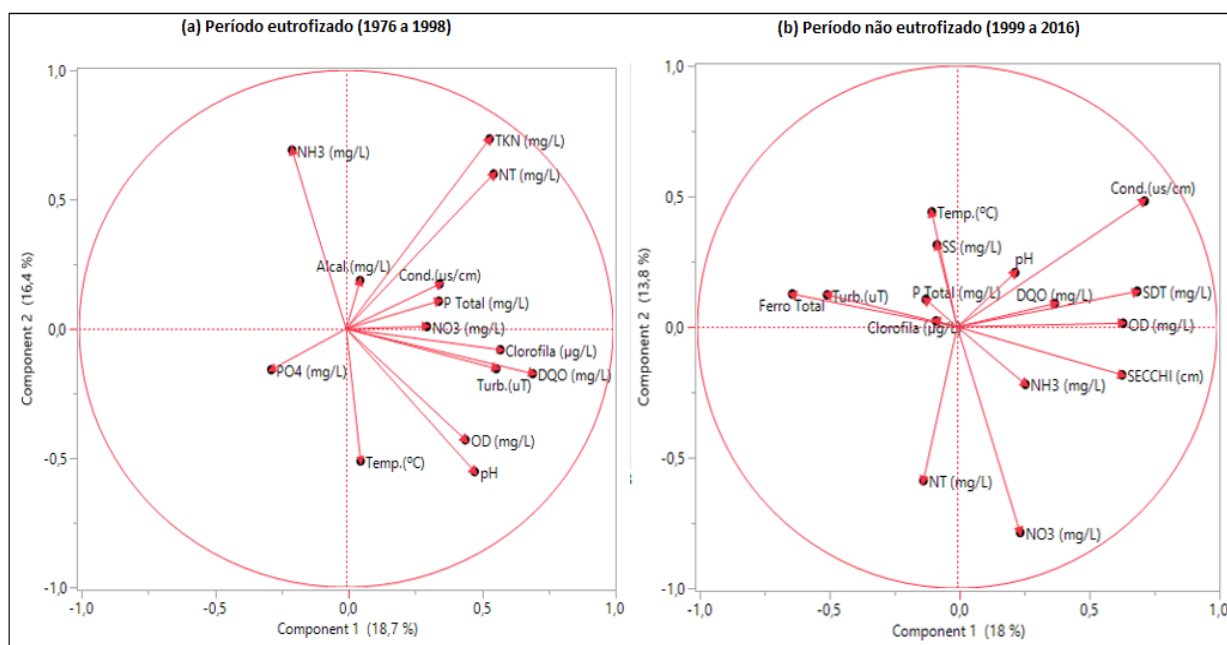


Figura 5.13 - Ordenação (ACP) das variáveis bióticas e abióticas na estação D do lago Paranoá/DF, no período de 1976 a 2016 (a) e de 1999 a 2016 (b).

Nota-se que, no período eutrofizado, a clorofila-a se mostrou positivamente relacionada com a DQO e a turbidez, relações essas que não puderam ser confirmadas pelos coeficientes de Pearson, pois apresentaram uma correlação fraca entre clorofila e DQO (0,39), clorofila e turbidez (0,29), não sendo significativas. Porém a temperatura apresentou uma correlação moderada negativa com o NH<sub>3</sub> (-0,48), relação esta, também, observada nas outras estações.

Já no período não eutrofizado, verifica-se que a clorofila-a teve menor contribuição nos componentes e menor relação com os outros parâmetros.

#### 5.2.2.5 Estação E (braço do Bananal)

Os autovalores de cada componente principal e os carregamentos são apresentados na Tabela 5.12. Os autovetores, os gráficos dos autovalores (Scree Plot) e as matrizes de correlação de Pearson são apresentados nos Apêndices A e B.

Tabela 5.12 - Carga fatorial das 18 variáveis nos quatro componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação E no período de 1976 a 1998 e de 1999 a 2016.

Parâmetros	Período eutrofizado (1976 a 1998)				Período não eutrofizado (1999 a 2016)				
	CP1	CP2	CP3	CP4	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
SECCHI (cm)	-	-	-	-	0,215	-0,508	<b>0,560</b>	0,208	0,160
Temp.(°C)	<b>0,495</b>	-0,222	-0,331	-0,282	0,095	0,436	-0,055	<b>-0,535</b>	0,245
pH	<b>0,702</b>	-0,263	0,320	0,075	0,067	<b>0,660</b>	0,043	0,227	0,405
Cond.(us/cm)	-0,013	0,136	<b>0,743</b>	-0,484	0,448	0,329	<b>0,709</b>	-0,236	-0,095
Alcal.(mg/L)	-0,270	-0,106	0,395	<b>0,412</b>	-	-	-	-	-
Turb.(uT)	0,548	-0,148	<b>0,654</b>	0,252	-0,101	0,521	-0,279	-0,268	<b>-0,544</b>
OD (mg/L)	<b>0,654</b>	-0,100	-0,156	0,297	0,336	0,208	0,098	0,184	<b>0,616</b>
NT (mg/L)	0,113	<b>0,889</b>	0,052	0,034	<b>-0,437</b>	-0,070	0,029	0,271	-0,029
NH3 (mg/L)	<b>-0,575</b>	0,537	-0,070	0,264	-0,109	<b>-0,532</b>	0,268	0,070	0,000
NO3 (mg/L)	0,202	<b>0,396</b>	-0,308	-0,277	0,114	0,248	0,053	<b>0,738</b>	-0,306
TKN (mg/L)	0,011	<b>0,919</b>	0,165	0,226	-	-	-	-	-
P Total (mg/L)	0,411	<b>0,476</b>	-0,009	-0,046	-0,066	-0,114	0,217	<b>0,425</b>	-0,063
PO4 (mg/L)	-0,076	-0,229	-0,212	<b>0,743</b>	-	-	-	-	-
Clorofila (µg/L)	<b>0,696</b>	0,171	-0,277	-0,051	-0,129	<b>0,617</b>	-0,219	0,365	-0,103
DQO (mg/L)	<b>0,732</b>	0,274	-0,009	0,234	<b>0,887</b>	-0,171	-0,385	0,106	-0,056
SS (mg/L)	-	-	-	-	0,166	<b>0,435</b>	-0,106	0,139	0,424
SDT (mg/L)	-	-	-	-	0,552	0,366	<b>0,625</b>	-0,019	-0,337
Ferro Total	-	-	-	-	<b>-0,640</b>	0,190	-0,048	0,318	0,005
Autovalores	3,12	2,64	1,62	1,45	3,16	2,30	1,81	1,56	1,29
% de variância explicada	22,27	18,88	11,60	10,37	20,66	15,07	11,87	10,23	8,41
% cumulativo de de variância	22,27	41,16	52,75	63,12	20,66	35,73	47,60	57,84	66,24

Os quatro fatores iniciais foram considerados qualificados para as análises referentes ao período eutrofizado, sendo responsáveis pela explicação de cerca de 63% da variância total dos dados originais. Para o período não eutrofizado, os cinco componentes principais que foram

considerados qualificados, explicaram cerca de 66% da variância total dos dados. As contribuições máximas alcançadas nos carregamentos são sinalizadas em negrito na Tabela 5.12.

Como pode ser observado na Tabela 5.12, para os resultados referentes ao período eutrofizado, CP1 explicou 22,27% da variância total dos dados e teve como variáveis mais expressivas positivamente a DQO (0,73), o pH (0,70), a clorofila (0,69), o OD (0,65) e a temperatura (0,49), e negativamente o NH<sub>3</sub> (-0,57). O CP2 explicou 18,88% da variância e teve, principalmente, a participação positiva do TKN (0,92), NT (0,88), P total (0,48) e NO<sub>3</sub> (0,39). O primeiro componente foi explicado por parâmetros físicos, químicos e biológico da água, correspondendo a biomassa do fitoplâncton, e o segundo componente foi explicado por parâmetros químicos, relacionados aos nutrientes essenciais para a produtividade primária.

O CP3 explicou 11,6% da variância e teve contribuição principal positiva da condutividade (0,74) e da turbidez (0,65). Já o CP4 (10,37% da variância) incluiu positivamente o PO<sub>4</sub> (0,74) e a alcalinidade (0,41).

Os resultados referentes ao período não eutrofizado mostraram que o CP1 explicou 20,66% da variância e teve a contribuição positiva da variável DQO (0,89), e negativa do ferro total (-0,64) e do NT (-0,44). O CP2 explicou cerca de 15% da variância e teve a participação positiva do pH (0,66), da clorofila (0,62) e do SS (0,43), e negativa do NH<sub>3</sub> (-0,53). O primeiro componente foi explicado por parâmetros químicos da água, e o segundo componente foi explicado por parâmetros físicos, químicos e biológicos da água.

O CP3 explicou 11,87% da variância dos dados e teve como variáveis mais expressivas positivamente a condutividade (0,71), SDT (0,62) e a transparência (0,56). O CP4 esclareceu 10,23% da variância e teve a participação positiva do NO<sub>3</sub> (0,74) e P total (0,42), e negativa da temperatura (-0,53). Finalmente o CP5 (8,41% da variância) incluiu positivamente o OD (0,62) e negativamente a turbidez (-0,54).

Deste modo, no período eutrofizado, as variáveis que tiveram maior peso entre os cinco componentes foram: pH, condutividade, turbidez, OD, NT, TKN, PO<sub>4</sub>, clorofila-a e DQO. Já no período não eutrofizado, os parâmetros mais significativos entre os cinco componentes foram: pH, condutividade, OD, NO<sub>3</sub>, clorofila-a, DQO, SDT e ferro total. Porém, o parâmetro mais representativo da qualidade da água que se pode considerar é a clorofila-a, pelo mesmo motivo apresentado anteriormente (item 5.2.1.1 e 5.2.1.2).

Na Figura 5.10 apresenta o gráfico relativo às duas primeiras componentes principais com base na matriz de covariância das 18 variáveis monitoradas a 1 metro da superfície na estação E nos dois períodos distintos para melhor visualização e comparação.

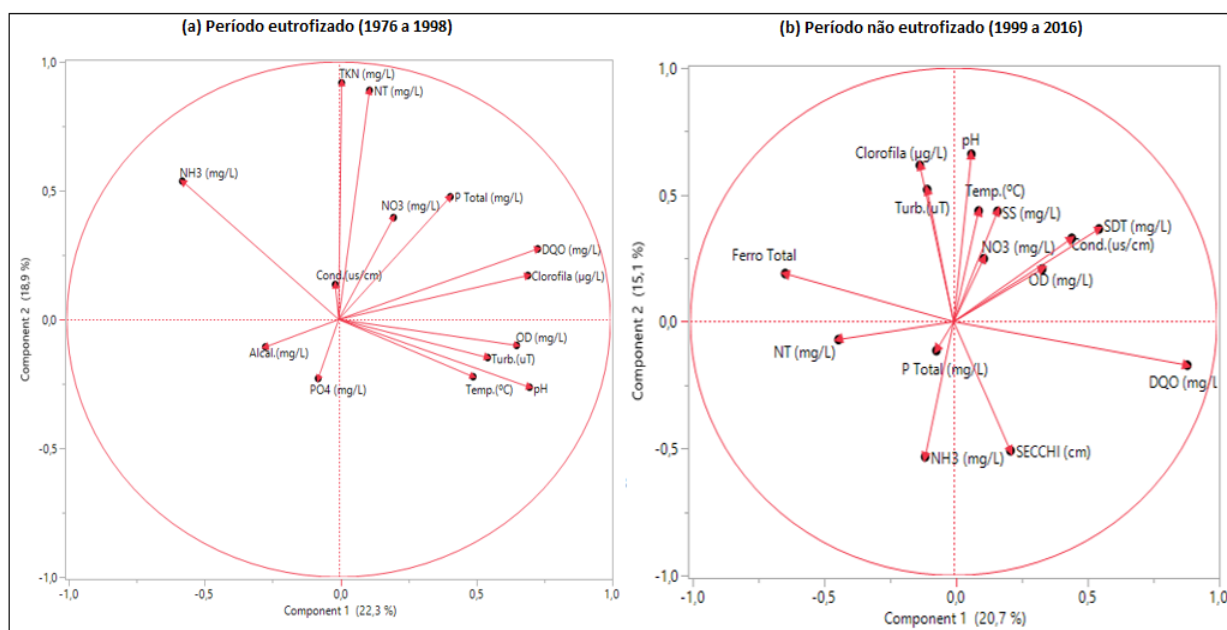


Figura 5.14 - Ordenação (ACP) das variáveis bióticas e abióticas na estação E do lago Paranoá/DF, no período de 1976 a 2016 (a) e de 1999 a 2016 (b).

Nota-se que, no período eutrofizado, a clorofila-a se mostrou positivamente relacionada mais com a DQO, comportamento observado também nos coeficientes de Pearson entre clorofila e DQO (0,52), apresentados na Tabela B14 do Apêndice B. Apresentou também uma correlação negativa entre temperatura e  $\text{NH}_3$  (-0,48).

Já no período não eutrofizado, verifica-se a relação positiva da clorofila-a com a turbidez e pH, relações essas que não puderam ser confirmadas pelos coeficientes de Pearson, pois apresentaram uma correlação fraca entre clorofila e turbidez (0,29), e clorofila e pH (0,35).

## 5.2 ANÁLISE DE CLUSTER

No intuito de evidenciar a similaridade ou heterogeneidade entre as estações, em termos de qualidade da água, foi aplicado a análise de agrupamentos, considerando as características limnológicas e sanitárias das cinco estações de monitoramento (A, B, C, D e E).

O dendograma, resultante dessa análise multivariada de todos os dados padronizados do período de 1976 a 2016 de todas as estações, é apresentado na Figura 5.11 a seguir. A escala utilizada considera o percentual relativo à razão entre a distância observada e a distância máxima dos dados.

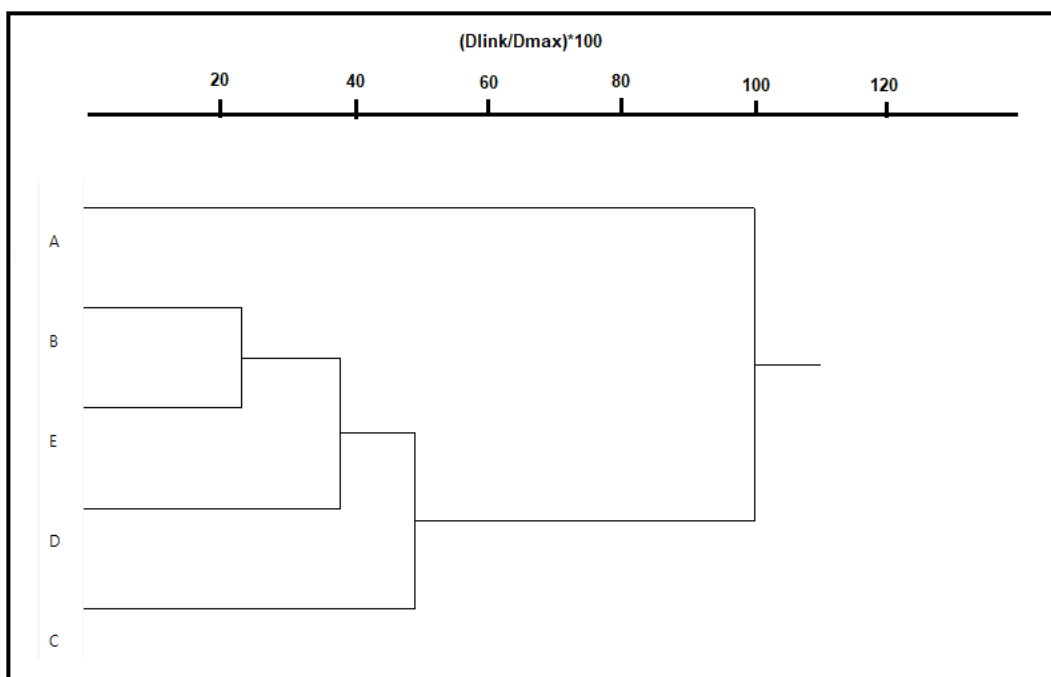


Figura 5.15 - Dendrograma das estações de amostragem, no período de 1976 a 2016, mostrando os agrupamentos das estações com qualidade de água semelhante.

Pequenos coeficientes indicam que agrupamentos mais homogêneos estão sendo formados. Dessa forma, observa-se que as estações B (braço do Gama) e E (braço do Bananal) apresentaram características semelhantes, formando o primeiro agrupamento ( $(D_{link}/D_{max}) \times 100 < 30$ ). Para uma distância euclidiana maior, verifica-se que a qualidade da água da estação D (braço do Torto) se assemelhou com as estações B e E ( $30 < (D_{link}/D_{max}) \times 100 < 40$ ), e depois, a estação C (área central) com as estações D, B e E ( $40 < (D_{link}/D_{max}) \times 100 < 60$ ). Já a estação A (braço do Riacho Fundo), permaneceu isolada, distinguindo-se mais das outras estações, provavelmente por apresentar maior impacto antropogênico, ou seja, por apresentar pior qualidade da água.

Essas semelhanças (ou diferenças) entre as estações podem ser observadas também nas análises do item 5.1, em que a estação A, retratou os maiores valores da média e desvio padrão na maioria dos parâmetros, principalmente da clorofila-a e dos nutrientes, enquanto que nas estações C e D, demonstraram ter a melhor qualidade da água, com menores concentrações de clorofila-a e nutrientes.

Esse fato pode ser explicado pelo braço do Riacho Fundo (estação A) apresentar maiores contribuições antropogênicas, recebendo maior aporte de nutrientes provenientes do efluente da estação de tratamento de esgoto da Asa Sul e do afluente córrego do Riacho Fundo, do qual sua sub-bacia é a que apresenta a maior densidade e diversidade de ocupação, ocorrendo degradação dos solos, movimentações de terra e forte urbanização, consequentemente, provocando uma

contribuição substancial de sedimentos ao lago, confirmado pelo assoreamento crítico desse braço do lago Paranoá. É no córrego Riacho Fundo que se observam as cargas mais expressivas de nutrientes, nitrogênio orgânico e demanda bioquímica de oxigênio, pois, além de receber águas de drenagem urbana de sua bacia hidrográfica, há lançamento do efluente da estação de tratamento de esgoto do Riacho Fundo neste córrego (FERRANTE *et al.*, 2001).

No braço do Torto e na área central do Lago expressam melhor qualidade da água, por não sofrerem, provavelmente, tanta influência direta da entrada de material alóctone, com menor impacto antrópico que as outras estações.

Em relação ao braço do Torto (estação D), apesar de receber influência do afluente ribeirão do Torto, do qual sua sub-bacia (inserida, em grande parte, no Parque Nacional de Brasília) cruza áreas predominantemente rurais (Granja do Torto e lago Oeste) e ocupações urbanas (Varjão e Setor de Mansões do Lago Norte), sua margem tem menos ocupação urbana que as estações A, B e E, e não recebe efluente de nenhuma estação de tratamento de esgoto (ETE). É nesse braço que se localiza a estação de tratamento de água para consumo humano da CAESB (ETA Lago Norte) desde 2017.

Já o braço do Bananal (estação E) recebe o afluente ribeirão Bananal, cuja sua sub-bacia se localiza, em sua quase totalidade, dentro do Parque Nacional de Brasília, o que garante uma boa qualidade das suas águas, porém, são registradas contribuições derivadas das ocupações urbanas nas proximidades do seu curso (Setor Sudoeste, Rodoferroviária, SAAN e extremidade da Asa Norte), onde se verifica carga diária de nitrogênio e fosfato (FERRANTE *et al.*, 2001).

Finalmente, sobre o braço do Gama (estação B), há impactos gerados pelo afluente ribeirão do Gama, que apesar de sua sub-bacia apresentar áreas preservadas, com os seus tributários atravessando o Jardim Botânico, a Reserva Ecológica do IBGE e a Fazenda Experimental da UnB, contém também áreas mais ocupadas, com os córregos tributários drenando o Núcleo Rural Vargem Bonita, áreas rurais e o Setor de Mansões Park Way. Em consequência dessas ocupações, as águas do ribeirão do Gama apresentam teores de fosfato e nitrogênio maiores que do ribeirão Bananal e suas contribuições, bem como níveis mais consideráveis de assoreamento (FERRANTE *et al.*, 2001).

### 5.3 APLICAÇÃO DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO

Com objetivo de avaliar e comparar a qualidade da água do lago Paranoá nos diferentes locais, meses e períodos, em termos de seu grau de trofia, foi aplicado o Índice de Estado Trófico (IET) para cada mês nas cinco estações de amostragem do Lago em ambos os períodos em que apresentou distintas condições de qualidade da água (1976 a 1998 e 1999 a 2016).

A Tabela 5.14 mostra as médias dos valores obtidos (pelas fórmulas descritas na metodologia) para cada mês de ambos os períodos em todas as estações (A, B, C, D e E) e suas respectivas classificações de trofia, utilizando a classificação da CETESB (2017) para reservatórios (Tabela 5.13).

Tabela 5.13 - Classificação do Estado Trófico para reservatórios segundo Índice de Carlson Modificado (CETESB, 2017).

Categoria (Estado Trófico)	Ponderação
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$
Hipereutrófico	$IET > 67$

Observa-se na Tabela 5.14, que a estação A (braço do Riacho Fundo) expos o maior grau de trofia em ambos os períodos em relação as outras estações. No primeiro período (1976 a 1998), classificou-se como hipereutrófico (maior estado trófico da classificação da CETESB) na maioria dos meses (com exceção apenas dos meses de janeiro, fevereiro, maio e junho). Esse resultado era esperado, pois, o braço do Riacho Fundo era considerado como a parte mais poluída do Lago desde a década de 70, com altos valores de densidade do fitoplâncton e crescimento excessivo de plantas aquáticas. Foi nesse braço do Lago que ocorreu o “bloom” da cianobactéria *Microcystis aeruginosa* no final dos anos de 1970, causando a primeira grande mortandade de peixes, que se repetiram outras vezes na década de 80 (BURNETT *et al.*, 2001; SOUZA, 2013).



Tabela 5.14 – Resultados mensais médios da aplicação do Índice de Estado Trófico nas cinco estações de amostragem do lago Paranoá/DF, nos períodos de 1976 a 1998 e de 1999 a 2016.

Estações	Período	1976 - 1998		1999 - 2016	
	Mês	IET	Estado Trófico	IET	Estado Trófico
<b>A</b>	Janeiro	67	Supereutrófico	56	Mesotrófico
	Fevereiro	67	Supereutrófico	54	Mesotrófico
	Março	68	Hipereutrófico	56	Mesotrófico
	Abril	68	Hipereutrófico	56	Mesotrófico
	Maio	67	Supereutrófico	58	Mesotrófico
	Junho	67	Supereutrófico	57	Mesotrófico
	Julho	68	Hipereutrófico	58	Mesotrófico
	Agosto	68	Hipereutrófico	60	Eutrófico
	Setembro	69	Hipereutrófico	60	Eutrófico
	Outubro	68	Hipereutrófico	62	Eutrófico
	Novembro	69	Hipereutrófico	59	Mesotrófico
	Dezembro	68	Hipereutrófico	58	Mesotrófico
<b>B</b>	Janeiro	66	Supereutrófico	52	Oligotrófico
	Fevereiro	65	Supereutrófico	52	Oligotrófico
	Março	66	Supereutrófico	51	Oligotrófico
	Abril	65	Supereutrófico	52	Oligotrófico
	Maio	64	Supereutrófico	53	Mesotrófico
	Junho	63	Eutrófico	54	Mesotrófico
	Julho	63	Eutrófico	54	Mesotrófico
	Agosto	64	Supereutrófico	55	Mesotrófico
	Setembro	65	Supereutrófico	53	Mesotrófico
	Outubro	66	Supereutrófico	55	Mesotrófico
	Novembro	66	Supereutrófico	56	Mesotrófico
	Dezembro	66	Supereutrófico	53	Mesotrófico
<b>C</b>	Janeiro	65	Supereutrófico	53	Mesotrófico
	Fevereiro	65	Supereutrófico	53	Mesotrófico
	Março	65	Supereutrófico	51	Oligotrófico
	Abril	64	Supereutrófico	50	Oligotrófico
	Maio	64	Supereutrófico	53	Mesotrófico
	Junho	62	Eutrófico	51	Oligotrófico
	Julho	62	Eutrófico	52	Oligotrófico
	Agosto	64	Supereutrófico	55	Mesotrófico
	Setembro	65	Supereutrófico	53	Mesotrófico
	Outubro	66	Supereutrófico	52	Oligotrófico
	Novembro	65	Supereutrófico	53	Mesotrófico
	Dezembro	65	Supereutrófico	53	Mesotrófico
<b>D</b>	Janeiro	64	Supereutrófico	53	Mesotrófico
	Fevereiro	64	Supereutrófico	53	Mesotrófico
	Março	64	Supereutrófico	50	Oligotrófico
	Abril	63	Eutrófico	52	Oligotrófico
	Maio	64	Supereutrófico	54	Mesotrófico
	Junho	63	Eutrófico	54	Mesotrófico
	Julho	64	Supereutrófico	54	Mesotrófico
	Agosto	64	Supereutrófico	55	Mesotrófico
	Setembro	65	Supereutrófico	54	Mesotrófico
	Outubro	65	Supereutrófico	53	Mesotrófico
	Novembro	65	Supereutrófico	55	Mesotrófico
	Dezembro	64	Supereutrófico	54	Mesotrófico
<b>E</b>	Janeiro	65	Supereutrófico	55	Mesotrófico
	Fevereiro	66	Supereutrófico	56	Mesotrófico
	Março	66	Supereutrófico	53	Mesotrófico
	Abril	66	Supereutrófico	56	Mesotrófico
	Maio	66	Supereutrófico	54	Mesotrófico
	Junho	65	Supereutrófico	54	Mesotrófico
	Julho	65	Supereutrófico	54	Mesotrófico
	Agosto	66	Supereutrófico	57	Mesotrófico
	Setembro	67	Supereutrófico	57	Mesotrófico
	Outubro	66	Supereutrófico	57	Mesotrófico
	Novembro	66	Supereutrófico	57	Mesotrófico
	Dezembro	63	Eutrófico	55	Mesotrófico

No segundo período (1999 a 2016), a estação A classificou-se como eutrófico nos meses de agosto, setembro e outubro, final da época de seca e do inverno em Brasília, e seu menor grau de trofia obtido foi como mesotrófico no restante dos meses. A piora da qualidade da água no final do inverno se deve pela resposta do corpo hídrico quando ocorre a desestratificação térmica, ocorrida na época de temperaturas mais baixas, havendo a circulação das colunas d'água e um novo enriquecimento da zona eufótica com nutrientes provenientes do hipolímnio, como já descrito anteriormente. Com esse novo enriquecimento de nutrientes nas camadas superiores da água, há um aumento da produtividade primária e da biomassa fitoplanctônica, que pode ser ainda mais agravada com o final da época de seca, apresentando maiores concentrações de nutrientes no meio devido ao menor volume de água para diluição desses.

Nota-se, também, na Tabela 5.14, que no primeiro período, as estações B, C e D exibiram a classificação de eutrófico como o menor grau de trofia nos meses de junho e julho (com exceção da estação D que apresentou esse grau de trofia nos meses de abril e junho), e nos outros meses como supereutrófico. No segundo período, o maior grau de trofia apresentado por essas estações foi de mesotrófico e o menor de oligotrófico, obtido no período chuvoso, principalmente nos meses de março e abril (final das chuvas), com exceção da estação C que apresentou também esse estado trófico nos meses de junho e julho (época de estiagem em Brasília). As chuvas podem ajudar na diluição dos nutrientes no corpo hídrico, como já comentado, reduzindo seu Índice de Estado Trófico.

Outro fato que podemos notar, é que a estação E, no primeiro período, exibiu o seu menor estado trófico, como eutrófico, apenas no mês de dezembro, e o restante dos meses como supereutrófico. Já no segundo período, todos os meses se encontraram como mesotrófico.

Assim, com a aplicação do Índice de Estado Trófico, podemos observar que, no primeiro período, o lago todo (nas cinco estações de amostragem) estava eutrofizado (uns locais mais que outros), com o menor grau de trofia classificado como eutrófico. Além disso, todas as estações demonstraram uma melhora da qualidade da água do primeiro para o segundo período, expondo menor estado de trofia nesse último, como esperado.

Essa melhora da qualidade da água se deve ao fato de o lago Paranoá ter passado por duas intervenções mais significativas para se recuperar. A primeira foi o início das operações das estações de tratamento de esgoto na Asa Sul (ETE Sul) e na Asa Norte (ETE Norte) ampliadas e modificadas para remover nutrientes (tratamento terciário), em 1993 e 1994, respectivamente, mas que só foi atuar em sua plenitude apenas em 1996, devida a complexidade de seus procedimentos e falta de profissionais treinados adequadamente. E o segundo foi a abertura abrupta das comportas do reservatório (*flushing*) no ano de 1998, eliminando principalmente a

água superficial do Lago e consequentemente, reduzindo a biomassa do fitoplâncton. Essa última intervenção, em conjunto com a retirada manual das macrófitas aquáticas e lançamento de algicida (sulfato de cobre), foi decisiva para melhorar a qualidade da água, pois, apesar da diminuição do aporte de nutrientes de forma expressiva depois da implantação do tratamento terciário nas ETEs, a abundância da biomassa fitoplanctônica e do fósforo restante no Lago era o bastante para retroalimentar o fitoplâncton, ou seja, a mortalidade das algas concedia fósforo ao meio, que por sua vez, era reabsorvido novamente para o aumento da produtividade primária (BURNETT *et al.*, 2001; PIRES, 2004; ANGELINI, 2008; LIPORONI, 2012; SOUZA, 2013).

Assim, o lago Paranoá no segundo período apresentou grau de trofia mais baixo, chegando a oligotrófico em alguns meses na maioria das estações, e mesotrófico como o grau mais alto (com exceção da estação A que apresentou grau maior, como eutrófico).

Portanto, o IET conseguiu demonstrar as mudanças da qualidade da água do Lago entre os dois períodos, isto é, em diferenciar as condições extremas de trofia experimentadas, porém, não apresentou uma boa sensibilidade para demonstrar as alterações sofridas entre os meses de chuva e de estiagem, e entre as estações (com exceção da estação A que evidencia alterações intensas), ou seja, não conseguiu detectar de forma eficiente variações menores (menos acentuadas) de trofia no Lago, uma vez que, os resultados numéricos do índice, usados para classificação, foram muito próximos entre os meses e entre as estações.

Porém, ressalta-se que, para essa análise, foram utilizadas as médias dos meses dos dois períodos, prejudicando na sensibilidade também das análises comparativas entre os meses.

Esse índice, desenvolvido para ambientes temperados, foi adaptado para melhorar a avaliação das condições encontradas nos ambientes tropicais, mas os resultados obtidos continuam não sendo satisfatórios o suficiente para demonstrar o metabolismo dos ecossistemas tropicais, pois possui diferentes abordagem e metodologia de desenvolvimento, com padrões e escores baseados mais nas condições de ambientes temperados.

Esse comportamento do índice não conseguir obter os resultados de forma satisfatória o suficiente pode ser mais bem evidenciado ao analisar o estado trófico nos anos de 2015 e 2016 (Figura 5.17 e Figura 5.18 respectivamente), os quais apresentaram maiores densidade de fitoplâncton desde 2004 em todas as estações, segundo os dados obtidos pela CAESB (Figura 5.16), porém essa alteração não foi detectada de forma eficiente pelo IET.

Nota-se que em 2015 (Figura 5.17), apenas a estação A obteve seu estado classificado como eutrófico, no período de janeiro a março, e supereutrófico, no período de agosto a novembro, e no restante dos meses todas as estações apresentaram grau médio e baixo de trofia. Já no ano de 2016 (Figura 5.18), também, apenas a estação A apresentou seu estado classificado

como eutrófico, nos meses de março e agosto, e supereutrófico, nos meses de setembro e outubro, e no restante dos meses todas estações obtiveram grau médio e baixo de trofia.

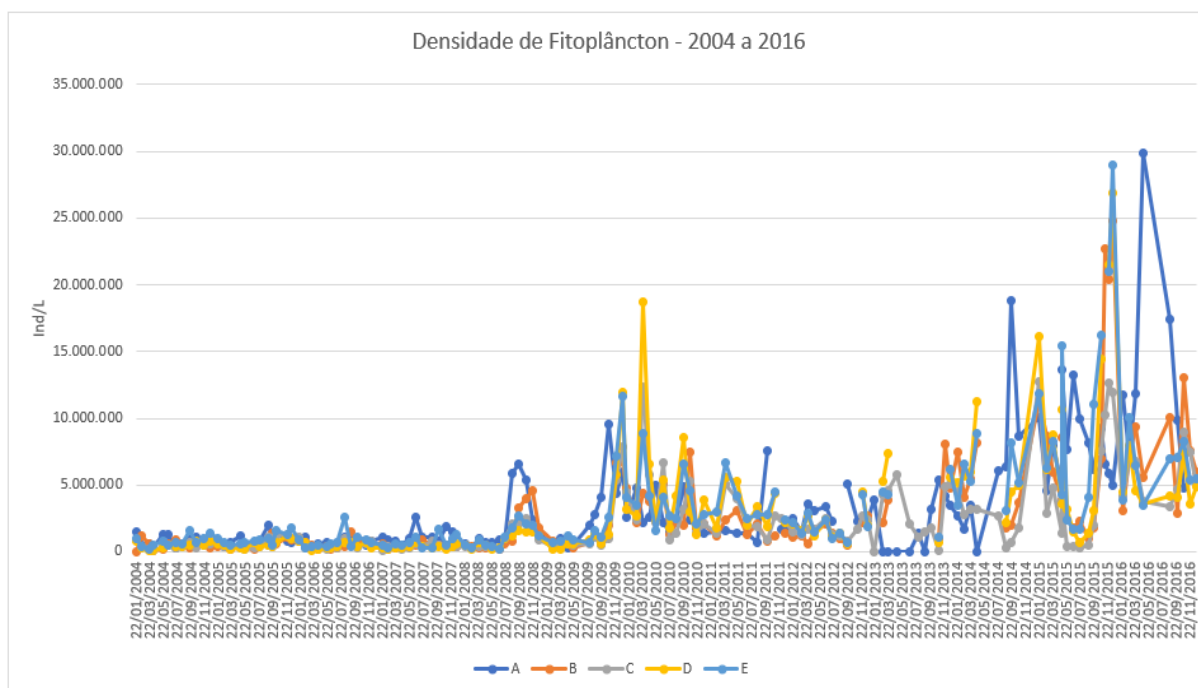


Figura 5.16 – Série temporal de densidade de fitoplâncton (Ind/L) aferidos no lago Paranoá, na profundidade a 1 m da superfície, no período de 2004 a 2016.

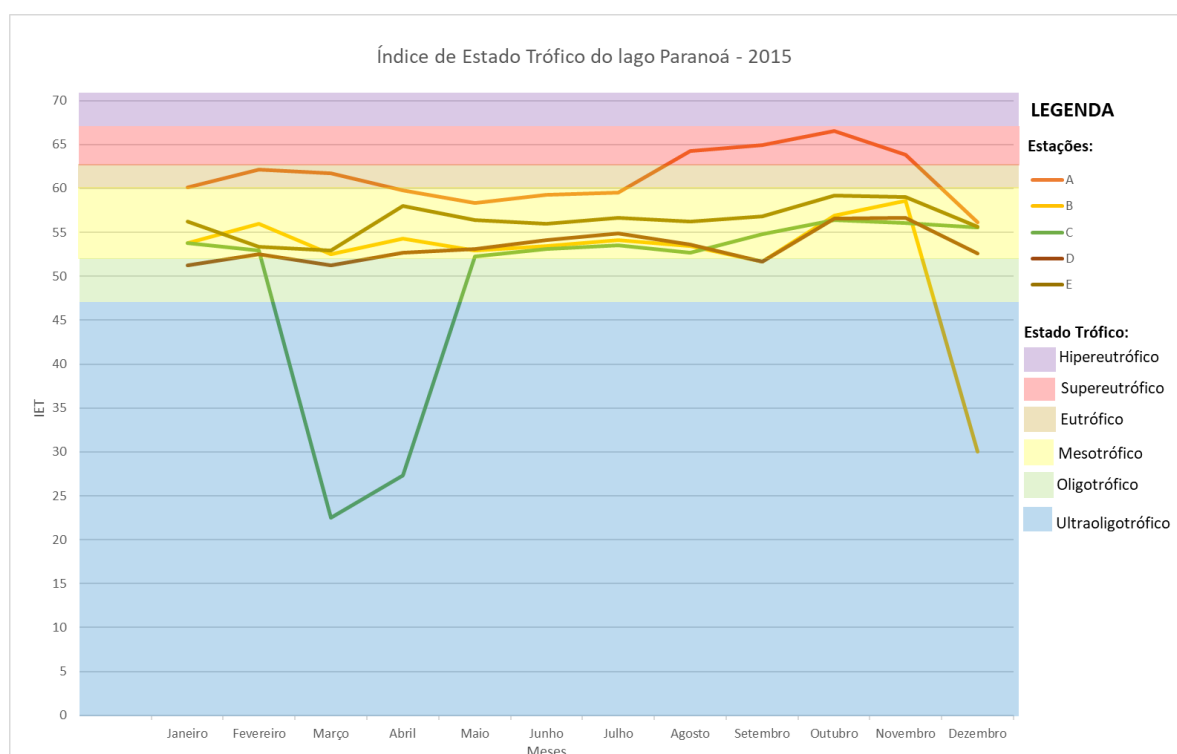


Figura 5.17 – Índice de Estado Trófico do lago Paranoá no ano de 2015.

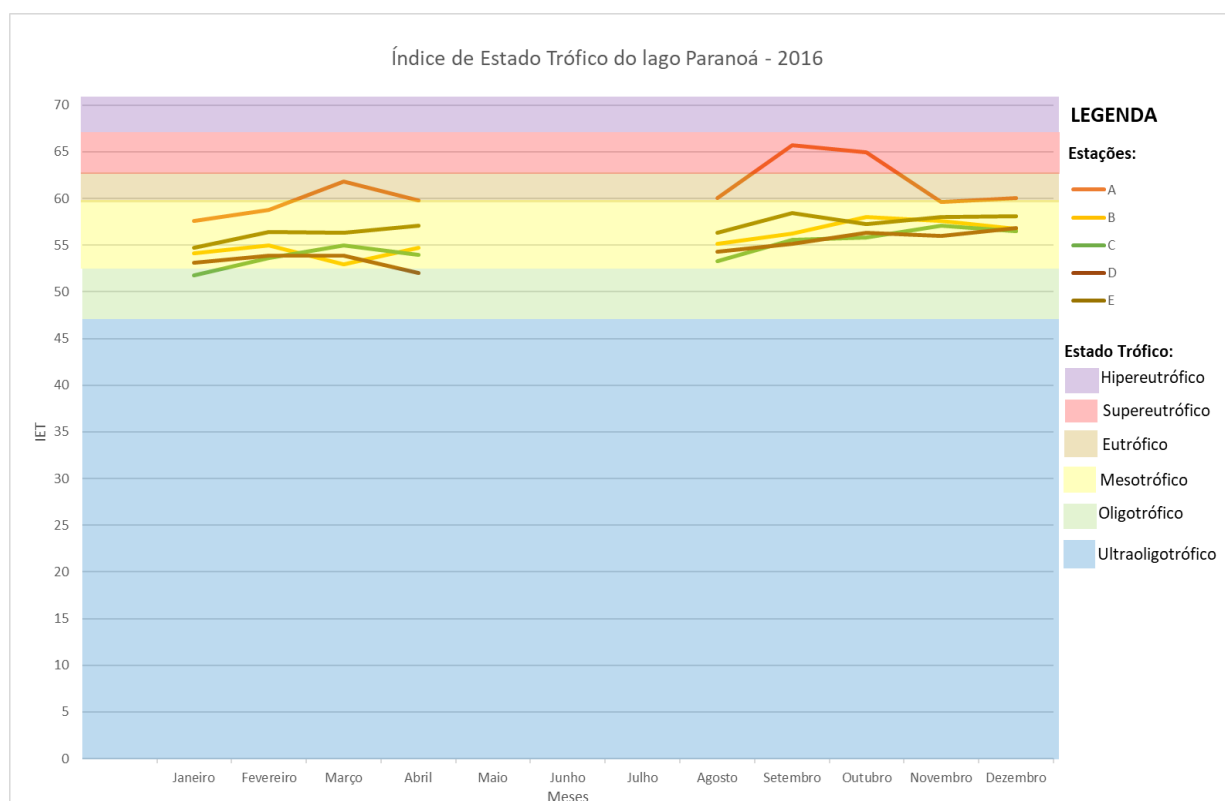


Figura 5.18 - Índice de Estado Trófico do lago Paranoá no ano de 2016.

## 5.4 VERIFICAÇÃO DA CONDIÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO LAGO PARANOÁ EM TERMOS DA LEGISLAÇÃO AMBIENTAL

Avaliando a qualidade da água do lago Paranoá, nos dois períodos de condições de trofia diferentes, em termos da legislação ambiental brasileira, pela Resolução 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA, 2005), foi analisado o percentual de atendimento dos parâmetros monitorados que continham limites estabelecidos nessa Resolução (pH, turbidez, OD, NH<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub>, P total, SDT, ferro total e clorofila-a) para águas doce de classe 2, classificação que o Lago pertence (Resolução CRH nº 2/2014).

A classe 2, conforme a Resolução CONAMA 357/05, pode ser destinada para os usos de abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho); irrigação de hortaliças e plantas frutíferas, parque e jardins e outros com os quais o público possa vir a ter contato direto; aquicultura; e à atividade de pesca.

Ressalta-se que, no primeiro período (1976 a 1998), por falta de dados, não foram avaliados os parâmetros SDT e ferro total. A Tabela 5.15 abaixo mostra o percentual atendido dos parâmetros nos períodos de 1976 a 1998 e de 1999 a 2016.

Tabela 5.15 - Percentual de atendimento aos padrões de qualidade da água preconizados pela Resolução Conama 357/05 para águas doces Classe 2 nas cinco estações de amostragem, no período de 1976 a 1998 e de 1999 a 2016.

Período	Parâmetros	A	B	C	D	E
<b>1976 a 1998</b>	pH	88	75	86	86	87
	Turb. (uT)	100	100	100	100	100
	OD (mg/L)	86	91	83	94	89
	NH3 (mg/L)	87	93	98	97	90
	NO3 (mg/L)	100	100	100	100	100
	P total (mg/L)	6	48	62	66	25
	Clorofila (µg/L)	8	12	18	17	11
<b>1999 a 2016</b>	pH	98	99	99	100	100
	Turb. (uT)	100	100	100	100	100
	OD (mg/L)	91	95	92	96	95
	NH3 (mg/L)	97	100	99	100	100
	NO3 (mg/L)	100	100	100	100	100
	P total (mg/L)	63	97	98	94	93
	Clorofila (µg/L)	96	100	100	100	100
	SDT (mg/L)	100	100	100	100	100
	Ferro total (mg/L)	98	100	97	97	100

Observa-se que os parâmetros que tiveram menor percentual de atendimento, no primeiro período, foram a clorofila-a, com percentual menor que 20%, e o fósforo total, percentual menor que 70%, em todas as estações. As estações que tiveram menor percentual de atendimento desses parâmetros, em ordem decrescente (menor percentual para o maior), foram a estação A, E, B, D e C (com maior atendimento do fósforo em 66%, na estação D, e da clorofila-a em 18%, na estação C).

Verifica-se, também, que o primeiro período demonstrou menor percentual de atendimento, em todos os parâmetros e estações, do que o segundo período, como já esperado. Porém, no primeiro período, apesar do lago Paranoá ter apresentado maior estado trófico, comprometendo seus usos preponderantes, com suas águas deterioradas, com episódios de mortandade de peixes, odor, águas turvas (menor transparência), grande quantidade de matéria orgânica, maior atividade de decomposição e oxidação da matéria orgânica e inorgânica, abundância de plantas aquáticas e fitoplâncton, floração de cianobactérias, presença de toxinas liberadas pelas ciano, redução da diversidade das espécies e até mesmo oferecendo riscos à saúde humana (BURNETT *et al.*, 2001; MATTOS e STARLING *et al.*, 2001), todos os outros parâmetros (tirando o fósforo e a clorofila-a) tiveram percentual de atendimento, para classe 2, a cima de 70%, com alguns parâmetros, como a turbidez e o nitrato, chegando a apresentar 100% de atendimento.

Em relação ao segundo período, o parâmetro que obteve menor percentual de atendimento foi o fósforo total na estação A, com 63% de atendimento. Fora isso, todos os parâmetros tiveram seu atendimento maior que 90% em todas as estações, com alguns, como turbidez, nitrato, sólidos dissolvidos totais, entre outros, atingindo a 100%.

As estações que mais atenderam aos padrões de qualidade da água preconizados pela Resolução Conama 357/05, no segundo período, em relação apenas ao atendimento do fósforo total, foram (em ordem decrescente) estação C, D, B, E e por fim, a estação A.

Como podemos perceber, a Resolução CONAMA 357/05 subordina a condição da qualidade da água aos usos preponderantes, priorizando os usos humanos, não reconhecendo a obrigatoriedade da melhoria gradativa da qualidade da água e sendo mais permissivas à degradação, como discutido nos capítulos anteriores. Apesar dela fazer referência à proteção as comunidades aquáticas, não leva em consideração a dimensão ecológica aquática, priorizando mais os parâmetros químicos e físicos da água (que não retratam de forma fiel a situação do ecossistema aquático), não levando em conta processos ambientais, condição de produtividade, estrutura e funções ecossistêmicas ou outro aspecto que possa fornecer uma avaliação mais efetiva do estado do corpo hídrico.

Diferente da Diretiva 2000/60/CE (Diretiva-Quadro da Água - DQA), que se baseia no estado ecológico do corpo hídrico para avaliação da qualidade da água, considerando a estrutura e funcionamento das comunidades biológicas, além dos fatores naturais, fisiográficos, geográficos, climáticos, condições físicas e químicas das águas, e também impactos resultantes das atividades humanas (em termos de seu tipo e de sua magnitude) (LUZ e FERREIRA, 2011). As classificações são definidas utilizando o pior dos resultados dos elementos indicadores de qualidade da água do monitoramento, constatando seu grau de desvio com relação às condições de referência, e aplicando as categorias dos diferentes níveis de estado ecológico por meio de interpretações subjetivas (OLIVEIRA, 2008; LUZ e FERREIRA, 2011; CARDOSO-SILVA, 2013).

O mesmo ocorre nos Estados Unidos, que também consta a possibilidade de os padrões adotados levarem em consideração as características regionais para avaliação da qualidade da água, como a hidromorfologia, estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos, além das variáveis físicas, química e biológicas, utilizando diferentes bioindicadores e índices (PIZELLA e SOUZA, 2007).

Portanto, se fossemos avaliar o lago Paranoá sob a perspectiva da legislação da União Europeia ou Estados Unidos, poderíamos utilizar as variáveis mais representativas do Lago, considerando mais parâmetros biológicos como indicadores da qualidade da água para a

avaliação e composição de novos índices que consigam retratar de forma mais eficiente o estado ecológico desse ambiente, visto que apenas os parâmetros físicos e químicos da água não conseguem retratar de forma fidedigna seu estado. Contendo como referência os dados históricos de monitoramento do primeiro período (1976 a 1998) em que o Lago apresentou estado mais eutrofizado (condição mais impactado) e o segundo período (1999 a 2016) em que se encontrou menos impactado.



## 6. CONCLUSÕES

Através dos resultados obtidos no presente estudo pode-se concluir que a análise de componentes principais (ACP) promoveu a redução do número de variáveis de qualidade da água, facilitando a interpretação dos dados que mais foram significativos em cada compartimento do lago Paranoá. Ela permitiu a seleção de quatro a cinco componentes principais que explicaram pelo menos 60% da variação total dos dados.

Para cada estação, os parâmetros tiveram diferentes contribuições para a variabilidade total dos dados, pois, cada ponto de amostragem recebe influências externas (afluentes, atividades antropogênicas, ocupação do solo próximo da margem, condições climáticas etc.) e internas (profundidade, tempo de residência da água, organismos etc.) distintas, das quais interferem em todo metabolismo aquático (dinâmica dos nutrientes, dos organismos e das condições hidrodinâmicas). Porém, apenas o parâmetro clorofila-a pode ser considerado como melhor indicador da qualidade da água dentre as 18 variáveis avaliadas para todas as estações, pois, a maioria dos parâmetros físicos e químicos da água não demonstraram variações acentuadas ao longo dos anos suficientes para serem classificados como bons indicadores.

A ACP demonstrou, também, que para cada condição de trofia, os parâmetros tiveram diferentes contribuições para a variabilidade total dos dados, pois, cada estado trófico vai apresentar um metabolismo do ecossistema aquático distinto, com diferentes respostas às influências internas e externas do ambiente, apresentando aspectos limnológico específicos, tais como: espécies predominantes, condições físicas, químicas e biológicas da água, e variações no regime hidrodinâmico e nas características morfométricas do lago.

Essa análise multivariada, em conjunto com a correlação de Pearson, contribuiu para a visualização e percepção das possíveis relações e comportamentos entre as variáveis em cada estação e período.

Porém, ressalta-se nesse trabalho que foram analisados um conjunto de dados muito grande, compreendendo uma série histórica de 40 anos, dos quais apresentaram alguns valores discrepantes (*outliers*) e muitos dados ausentes (falhas de monitoramento), que possivelmente influenciaram nos resultados das análises.

Com as análises de agrupamento, pode-se confirmar o comportamento diferenciado da estação A em relação às demais, por sofrer mais influência antrópica, caracterizando o braço com a pior qualidade da água. Verificou-se a similaridade da qualidade da água entre as estações B e E, e em maiores distâncias, a similaridade da estação D com a A e a E, e por último, da estação C com as estações D, A e B.

Em relação a aplicação do Índice de Estado Trófico (IET), foi possível verificar que esse índice conseguiu diferenciar as condições extremas de trofia experimentadas entre os dois períodos distintos do Lago (1976 a 1998 e 1999 a 2016), porém, não apresentou uma boa sensibilidade em detectar variações menos acentuadas, como as alterações sofridas entre os meses de chuva e de estiagem, e entre as estações (com exceção da estação A que evidencia alterações intensas). Esse fato é devido, provavelmente, por esse índice ter sido desenvolvido com padrões e escores baseados mais nas condições de ambientes temperados, sendo diferentes das condições do lago Paranoá (ambiente tropical). No entanto, essa análise foi realizada com as médias dos meses dos períodos, podendo interferir no resultado também.

Já sob a perspectiva das legislações vigentes à qualidade da água, a avaliação da qualidade da água do lago Paranoá nos dois períodos distintos de trofia em termos da legislação ambiental brasileira, pela Resolução 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA, 2005), demonstrou que apesar do primeiro período ter apresentado menor percentual de atendimento ao enquadramento em relação ao segundo período, principalmente em relação aos parâmetros fósforo total e clorofila-a (como esperado devido seu estado eutrofizado), ficou dentro dos limites estabelecidos pela Resolução com uma frequência de mais de 70% na maioria dos parâmetros analisados, com algumas variáveis, tais como a turbidez e o nitrato, apresentando 100% de atendimento.

Constata-se que Resolução CONAMA 357/05 é mais permissível à poluição, possuindo limites generalizados e menos restritivos para a condição de poluição dos corpos hídricos de todo o país. Ela não leva em consideração a particularidade de cada corpo hídrico (região onde se encontra, condição hidromorfológica etc.), a dimensão ecológica aquática, ou outro aspecto que possa fornecer uma avaliação mais efetiva do estado do corpo hídrico, priorizando assim, mais os parâmetros físicos e químicos da água.

Diferente da Diretiva 2000/60/CE (Diretiva-Quadro da Água - DQA) e da legislação dos Estados Unidos, que constam a possibilidade de os padrões adotados levarem em consideração as características regionais para avaliação da qualidade da água, como a hidromorfologia, estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos, além das variáveis físicas, química e biológicas, utilizando diferentes bioindicadores e índices. Essas legislações priorizam e classificam a qualidade da água de acordo com o estado ecológico do corpo hídrico, constatando seu grau de desvio com relação às condições de referência, ou seja, suas classificações são definidas utilizando o pior dos resultados dos elementos indicadores de qualidade da água do monitoramento.

## **7. RECOMENDAÇÕES**

Orienta-se, deste modo, que a legislação brasileira use de exemplo as legislações ambientais de outros países, como da União Europeia e Estados Unidos, para se aperfeiçoar, levando mais em conta os fatores ecológicos, além de considerar as características regionais para avaliação da qualidade da água, como seus aspectos hidromorfológicos e climáticos.

Sugere-se criar índices que representem de forma mais fidedigna o estado ecológico do sistema lacustre de ambientes tropicais, principalmente do lago Paranoá, um lago urbano de múltiplos usos. Com isso, ajudaria na tomada de decisão dos órgãos ambientais gestores.

Recomenda-se, também, que novas análises e pesquisas sejam realizadas, levando em consideração mais parâmetros biológicos para verificar se estes podem representar de forma mais fiel a variação da qualidade da água do lago Paranoá, além do parâmetro clorofila-a.

## REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

- AMARO, C. A. (2009). *Proposta de um índice para avaliação de Conformidade da Qualidade dos Corpos Hídricos ao Enquadramento*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Hidráulica, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 224 f.
- ANGELINI, R., BINI, L. M., STARLING, F. L. R. M. (2008). “Efeitos de diferentes intervenções no processo de eutrofização do Lago Paranoá (Brasília – DF)”. *Oecologia Brasiliensis – Monitoramento biológico em ecossistemas aquáticos continentais*. **12**(3) 560 – 567.
- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. (2005). “Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil”. *Megadiversidade*, **1**(1), 70-78 p.
- BARBOSA, C.C. (2015). *Aplicação da modelagem ecológica com foco na dinâmica do fitoplâncton para avaliação da qualidade da água do lago Paranoá – DF*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-176/2015, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 146p.
- BATISTA, B. D. (2011). *Fitoplâncton da Região Central do Lago Paranoá, DF: Uma Abordagem Ecológica e Sanitária*. Dissertação de Mestrado, Universidade Católica de Brasília, Planejamento e Gestão Ambiental, Brasília, DF, 81p.
- BISWAS, A. K. (1995). “Monitoramento eficiente de lagos”. In: HASHIMOTO, M. (ed.). *Diretrizes para o gerenciamento de lagos aspectos sócio-econômicos do gerenciamento de lagos*. São Carlos, ILEC/UNEP/PNUMA, v. **3**.
- BOLLMANN, H. e ANDREOLI, O. R. (2005). “Água no sistema urbano”. In: CARNEIRO, C. (Comp.) *Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados*. Curitiba: Sanepar Finep, Cap. 3, p. 84-120.
- BRASIL. (2005). Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Resolução nº 357 de 17 de março de 2005*. Brasília, DF, Brasil.
- BRASIL. (2005). Ministério do Meio Ambiente. Agência Nacional de Águas. *Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil*. Portal da Qualidade das Águas, Brasília. Disponível em: <[http://portalpnqa.ana.gov.br/Publicacao/PANORAMA\\_DA\\_QUALIDADE\\_DAS\\_AGUAS.pdf](http://portalpnqa.ana.gov.br/Publicacao/PANORAMA_DA_QUALIDADE_DAS_AGUAS.pdf)>. Acesso em: 13 nov. 2018.
- BRASIL. (2005). Ministério do Meio Ambiente. Agência Nacional de Águas. *Indicadores de Qualidade - Índice de Qualidade das Águas (IQA)*. Portal da Qualidade das Águas,

- Brasília. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>>. Acesso em 22 nov. 2018.
- BRASIL. (2005). Ministério do Meio Ambiente. Agência Nacional de Águas. *Indicadores de Qualidade - Qualidade de Água de Reservatórios (IQAR)*. Portal da Qualidade das Águas, Brasília. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>>. Acesso em 22 nov. 2018.
- BRASIL. (2005). Ministério do Meio Ambiente. *Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução n.º 357. Diário Oficial da União*, Brasília. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res2086.html>>. Acesso em: 13 nov. 2018.
- BRASIL. Fundação Nacional de Saúde (2006). Manual prático de análise de água. 2º Ed. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 146p.
- BRASIL. Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. *Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Diário oficial da República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 8 jan. 1997. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/LEIS/L9433.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm)>. Acesso em: 16 nov. 2018.
- BURNETT, J. A. B.; MATTOS, S. P. e AZZOLIN, N. M. P. (2001). “IX – Intervenções da Companhia de Saneamento” in Fonseca, F. O. (org.). *Olhares sobre o Lago Paranoá*. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Brasília-DF, p. 199-212.
- CAESB - Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal - (2005). Projeto Básico para Ampliação do Sistema de Abastecimento de Água do Distrito Federal Utilizando como Manancial o Lago Paranoá – *Volume I: Memorial Descritivo Parte 2*. Brasília – DF, 27p.
- CARDOSO-SILVA, S.; FERREIRA, T.; POMPÊO, M. L. M. (2013). “Diretiva Quadro D'Água: uma revisão crítica e a possibilidade de aplicação ao Brasil”. *Ambiente & Sociedade*, v. 16(1), p. 39-58.
- CARMICHAEL, W.W. (1992). “Cyanobacteria secondary metabolites – The Cyanotoxins”. *Journal of Applied Bacteriology*, v. 72, p. 445-459.
- CARNEIRO, C.; PEGORINI, E. S. e ANDREOLI, C. V. (2005). “Introdução”. In: CARNEIRO, C. (Comp.) *Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados*. Curitiba: Sanepar Finep, Cap. 1, p. 26-44.
- CARVALHO, D. F.; DE SANTANA, A. C.; e MENDES, F. T. (2006). “Análise De Cluster Na Indústria De Móveis De Madeira Do Pará”. *Novos Cadernos NAEA*, v. 9(2), p. 25-54.
- CARLSON, R. E. (1977). “A trophic state index for lakes”. *Limnology and oceanography*, 22(2), 361-369p.

- CETESB. (2017). “Apêndice D: Índices de Qualidade das Águas”. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Ap%C3%AAndice-D-%C3%8Dndices-de-Qualidade-das-%C3%81guas.pdf>>. Acesso em: 13 nov. 2018.
- CORRÊA, A. C. (2011). *Modelos Qualitativos de Simulação sobre a Dinâmica do Plâncton em Diferentes Estados de Trofia no Lago Paranoá, DF*. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Departamento de Ecologia, Brasília, DF, 129p.
- COTAGGIO, J. A. (2002). “Outras substâncias orgânicas tóxicas”. In: MATSUI, S. (ed.) *Diretrizes para gerenciamento de lagos: Gerenciamento de substâncias tóxicas em lagos e reservatórios*. São Carlos: International institute of Ecology, v. 4, p. 123-136.
- CUNHA, R. W.; GARCIA, J., M. D.; ALBERTONI, E. F.; e PALMA-SILVA, C. (2013). “Qualidade de água de uma lagoa rasa em meio rural no sul do Brasil”. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi*, v.17(7), p. 770–779.
- DANCEY, C. e REIDY, J. (2006). *Estatística Sem Matemática para Psicologia: Usando SPSS para Windows*. Porto Alegre, Artmed, 177 p.
- DISTRITO FEDERAL. Secretaria do Meio Ambiente. *Resolução CRH nº 02, de 17 de dezembro de 2014*. Aprova o enquadramento dos corpos de água superficiais do Distrito Federal em classes, segundo os usos preponderantes, e dá encaminhamentos. Brasília, DF, 7 p, 2014.
- ECOLOGIA. Disponível em: <<http://www.ufrj.br/institutos/it/de/acidentes/eco.htm>>. Acesso em: 20 out. 2018.
- ESTEVES, F. A. (1998). *Fundamentos de Limnologia*. Editora Interciência (FINEP), Rio de Janeiro, 575p.
- ESTEVES, F. A. (2011). *Fundamentos de Limnologia*. Editora Interciência (FINEP), Rio de Janeiro, 826p.
- FERNANDES, L. F.; LAGOS, P. D.; WOSIACK, A. C.; PACHECO, C. V.; DOMINGUES, L.; ZENHDER-ALVES, L. e COQUEMALA, V. (2005). “Comunidades fitoplanctônicas em ambientes lênticos”. In: CARNEIRO, C. (Comp.) *Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados*. Curitiba: Sanepar Finep, Cap. 9, p. 304-366.
- FERNANDES, L. F.; WOSIACK, A. C.; PACHECO, C. V.; DOMINGUES, L. e LAGOS, P. D. (2005). “Cianobactérias e cianotoxinas”. In: CARNEIRO, C. (Comp.) *Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados*. Curitiba: Sanepar Finep, Cap. 10, p. 368-388.

- FERRANTE, J. E. T.; RANCAN, L. e NETTO, P. B. (2001). “III – Meio Físico” in Fonseca, F. O. (org.). *Olhares sobre o Lago Paranoá*. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Brasília-DF, p. 45-79.
- FERREIRA, A.; PEREIRA FILHO, W.; ROSA, R. (2012). “Análise comparativa de variáveis limnológicas em três sub-bacias hidrográficas na região central do Rio Grande do Sul-Brasil”. *Caminhos de Geografia*, v. **13**(41), 15 -28.
- FIGUEIREDO, N. F. (2005). *Diagnóstico da qualidade da água dos mananciais abastecedores de São Bento do Sul/SC, com ênfase nas comunidades de cianobactérias e algas*. Dissertação de mestrado, UFSC, Departamento de Biologia, Florianópolis-SC, 104 p.
- FONSECA, C. P.; GALVÃO, L. M.; PEREIRA, D. F. e PHILOMENO, M. G. (2001). “IV – Vegetação, flora e unidades de conservação” in Fonseca, F. O. (org.). *Olhares sobre o Lago Paranoá*. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Brasília-DF, p. 81-113.
- FORNAROLLI - ANDRADE, L.; XAVIER, C. F.; BRUNKOW, R. F.; TREUERSCH, M. (1994). “Sistema de Avaliação, Classificação e Monitoramento de Qualidade das Águas de Reservatórios do Estado do Paraná”. *I Seminário de qualidade de Águas Continentais no Mercosul – Anais. Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH*. p. 333 – 342, Porto Alegre, Brasil.
- GEOPORTAL. Infraestrutura de Dados Espaciais – IDE/DF. Disponível em <<https://www.geoportal.seduh.df.gov.br/mapa/#>>. Acesso em: 20 jun. 2019.
- GOMES, J. B. V.; CURTI, N.; MOTTA, P. E. F.; KER, J. C.; MARQUES, J. J. G. S. M.; e SCHULZE, D. G. (2004). “Análise de componentes principais de atributos físicos, químicos e mineralógicos de solos do bioma cerrado”. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. **28**(1), p. 137-153.
- GOMES, L. N. L. (2008). *Estudo da associação entre parâmetros bióticos e abióticos e a ocorrência de florações de cianobactérias no reservatório de Vargem das Flores–MG*. Tese de Doutorado, Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 197f.
- HAIR, J. J. F.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L.; BLACK, W. C (2009). *Análise multivariada de dados*. 6.ed. Porto Alegre: Bookman, 678p
- IAP – Instituto Ambiental do Paraná. *Relatório de Qualidade da água para reservatórios*. (2005 – 2008). Disponível: <[http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/boletins/RELATORIO\\_AGUA/relatorio\\_RESERVATORIOS\\_2005\\_2008.pdf](http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/boletins/RELATORIO_AGUA/relatorio_RESERVATORIOS_2005_2008.pdf)>, Acesso: 22 de nov. de 2018.

- JUNIOR, M. S.; GHIDINI, A. R.; NEVES, G. P. e BRITO, L. (2005). “Comunidade zooplancônica”. In: CARNEIRO, C. (Comp.) *Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados*. Curitiba: Sanepar Finep, Cap. 12, p. 410-434.
- KARR, J. R. e BENDORICCHIO, G. (1999). “Defining and measuring river health”. *Freshwater Biology*, **41**(2), 221-234p.
- KIRA, T. e SAZANAMI, H. (1995). “Utilização de recursos hídricos e problemas de gerenciamento de lagos”. In: HASHIMOTO, M. (ed.). *Diretrizes para o gerenciamento de lagos aspectos sócio-econômicos do gerenciamento de lagos*. São Carlos, ILEC/UNEP/PNUMA, v. **3**. 6p.
- LAMPARELLI, M. C. (2004). *Grau de trofia em corpos d’água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento*. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, USP, Departamento de Ecologia., São Paulo, 235 f.
- LEITE, G. L.; PEREIRA, L. C. B. e FERREIRA, A. N. P. (2001). “XII – Participação da sociedade” in Fonseca, F. O. (org.). *Olhares sobre o Lago Paranoá*. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Brasília-DF, p. 293-321.
- LIMA, M. R.; REISSMANN, C. B. e TAFFAREL, A. D. (2005). “Fitorremediação com macrófitas aquáticas flutuantes”. In: CARNEIRO, C. (Comp.). *Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados*. Curitiba: Sanepar Finep, Cap. 11, p. 390-408.
- LIPORONI, L. M. (2012). *Estudo preliminar da qualidade da água do Lago Paranoá, Brasília – DF, utilizando um modelo de qualidade de água bidimensional*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM– 138/2012, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 188p.
- LIPORONI, L. M. (2012). *Estudo preliminar da qualidade da água do Lago Paranoá, Brasília – DF, utilizando um modelo de qualidade de água bidimensional*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, PTARH.DM– 138/2012, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 188p.
- LONGHI, S. J. (1997). *Agrupamento e Análise Fitossociológica de Comunidades Florestais na Sub-bacia Hidrográfica do Rio Passo Fundo-RS*. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Departamento de Ciências Agrárias, Curitiba, PR, 215p.
- LUZ, L. D. e FERREIRA, M. T. (2011). “A questão ecológica na gestão dos corpos hídricos– analisando os focos das diretrizes brasileira e européia.” *Revista de Gestão da Água da América Latina (REGA)*, v. **8**(1), p. 19-31.



- MACHADO, M. T. S. (2004). *Mapeamento do estado trófico do Lago Paranoá, DF por meio de sensoriamento remoto como ferramenta de monitoramento da qualidade da água*. Dissertação de Mestrado em Planejamento e Gestão Ambiental. Universidade Católica de Brasília. 145p.
- MARGALEF, R. (1983). *Limnologia*. Ediciones Omega, Barcelona, 1008p.
- MARQUELLI, M. H. S.; EMERIC, C. G. B.; CAVALCANTI, E.; RUTKOWKI, M. E. C.; SALES, S. M. A.; SEGUNDO, G. D.; FORATTINI, R. H. P. e CASTRO, I. D. (1988). “Bases para uma Manejo Racional de Reservatórios. Administração Pesqueira no Reservatório de Itaipu,” In: J. G. Tundisi, Ed., *Limnologia e Manejo de Represas*, Monografias em Limnologia, p. 225-287.
- MATTOS, S. P. e STARLING, F. L. R. M. (2001). “IV – Vegetação, flora e unidades de conservação” in Fonseca, F. O. (org.). *Olhares sobre o Lago Paranoá*. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Brasília-DF, p. 81-113.
- MEDEIROS, M. L. B.; BOLLMANN, H. A.; XAVIER, C. F.; WOSIACK, A. C. e ZARPELON, A. (2005). “Ações de manejo e níveis de vigilância e alerta”. In: CARNEIRO, C. (Comp.) *Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados*. Curitiba: Sanepar Finep, Cap. 14, p. 458-486.
- MINGOTI, S. A. (2005). *Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada*. Editora UFMG.
- MULASHI, A. S. (1995). “Impactos sociais e meio ambientais locais nos desenvolvimentos de recursos hídricos”. In: HASHIMOTO, M. (ed.). *Diretrizes para o gerenciamento de lagos aspectos sócio-econômicos do gerenciamento de lagos*. São Carlos, ILEC/UNEP/PNUMA, v. 3.
- OCHOCKA, A. e PASZTALENIEC, A. (2016). “Sensitivity of plankton indices to lake trophic conditions”. *Environmental monitoring and assessment*, v. 188(11), 622p.
- OLIVEIRA, C. C.; MARQUES, D. M. (2008). “Proteção e qualidade dos recursos hídricos brasileiros: contribuições da diretiva europeia para a água”. *Revista de gestão da Água da América Latina-REGA*, v. 5(1) p. 5-12.
- OLIVEIRA, R. B.; CASTRO, C. M e BAPTISTA, D. F. (2008). “Desenvolvimento de índices multimétricos para utilização em programas de monitoramento biológico da integridade de ecossistemas aquáticos”. *Oecologia brasiliensis*, v. 12(3), p. 487-505.
- PEGORINI, E. S.; BOLLMANN, H. A. e CARNEIRO, C. (2005). “Qualidade da água e dinâmica de nutrientes”. In: CARNEIRO, C. (Comp.) *Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados*. Curitiba: Sanepar Finep, Cap. 7, p. 214-270.

- PEREIRA, D. F. (2001). *A comunidade zooplanctônica e a qualidade da água no Lago Paranoá (Brasília-DF) durante processo de oligotrofização*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Departamento de Ecologia, Brasília, DF, 66p.
- PIRES, V. A. C. (2004). *Metodologia para apoio à gestão estratégica de reservatórios de usos múltiplos: o caso do lago Paranoá, no Distrito Federal*. Dissertação de Mestrado, Publicação PTARH.DM, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 203 p.
- PIZELLA, D. G.; SOUZA, M. P. (2007). “Análise da sustentabilidade ambiental do sistema de classificação das águas doces superficiais brasileiras”. *Eng. sanit. ambient.*, **12**(2), p. 139-148.
- RUCKERT, G. V.; GIANI, A. (2004). “Effect of nitrate and ammonium on the growth and protein concentration of *Microcystis viridis* Lemmermann (Cyanobacteria)”. **Rev. bras. Bot.**, São Paulo, **v. 27**(2), 325-331p. Disponível em <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-84042004000200011&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-84042004000200011&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em 06 Nov. 2018.
- SILVA, D. B. (2016). *Qualidade de Água e Sedimento em Reservatório*. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, SP, 170p.
- SOBRAL, M. C. (2008). “Classificação de Corpos d’Água segundo a Diretiva Quadro da Água da União Européia–2000/60/CE”. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, **v. 11**, p. 30-39.
- SOUZA, A. P. (2013). *Avaliação da utilização de índices de integridade biótica do fitoplâncton como ferramenta para estimativa de qualidade da água nos lagos Paranoá e Descoberto, no Distrito Federal*. Dissertação de Mestrado, Publicação PTARH. DM - dezembro/2013, Universidade de Brasília, Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, DF, 174 f.
- TOLEDO Jr., A.P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J.; AGUDO, E.G. (1983). A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: *Anais do 12 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária*. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, Caboriú (SC) 34p.
- TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. (2008). *Limnologia*. Oficina de textos, 631 p.
- VALLI, M. (2002). “Análise de cluster”. *Augusto Guzzo Revista Acadêmica*, **v.4**, 77-87p.

- VARELLA, C. A. A. (2008). *Análise de componentes principais*. Análise multivariada aplicada as ciências agrárias, Pós Graduação em Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Siropédica, RJ.
- VIANNA, R.F.M. (2001). “Eutrofização: Métodos Corretivos Internos.” In: Fonseca, F.O. (ed). *Olhares sobre o Lago Paranoá*. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – Semarh, Brasília, Brasil, 343-353.
- VON RÜCKERT, G.; GIANI, A. (2004). “Effect of nitrate and ammonium on the growth and protein concentration of *Microcystis viridis* Lemmermann (Cyanobacteria)”. *Rev. Brasil. Bot.*, v.27(2), p.325-331.
- XAVIER, C. F.; DIAS, L. N. e BRUNKOW, R. F. (2005). “Eutrofização”. In: CARNEIRO, C. (Comp.) *Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados*. Curitiba: Sanepar Finep, Cap. 8, p. 272-302.

## **APÊNDICES**

## APÊNDICE A – AUTOVETORES E OS GRÁFICOS DOS AUTOVALORES (SCREE PLOT) DA ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS

Tabela A1 - Autovetores das 18 variáveis nos quatro componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação A, no período de 1976 a 2016.

	Prin1	Prin2	Prin3	Prin4
SECCHI (cm)	-0,10130	0,22923	0,12786	0,41388
Temp.(°C)	-0,09348	-0,03034	0,33366	0,03623
pH	0,13830	-0,03219	0,35231	-0,11165
Cond.(us/cm)	-0,03881	0,52495	-0,05157	-0,34839
Alcal.(mg/L)	0,02372	0,17555	-0,26606	0,15938
Turb.(uT)	0,16156	-0,39577	0,00197	-0,28048
OD (mg/L)	0,17885	0,09577	0,40844	0,03812
NT (mg/L)	0,35585	0,31627	0,12137	-0,16065
NH3 (mg/L)	0,15619	0,22560	-0,41947	0,18571
NO3 (mg/L)	-0,02551	0,23248	-0,02870	-0,14050
TKN (mg/L)	0,21436	0,01887	-0,32912	0,31509
P Total (mg/L)	0,42843	-0,09372	-0,12685	0,10355
PO4 (mg/L)	0,14102	-0,07766	-0,06205	0,26889
Clorofila (µg/L)	0,41565	-0,15003	0,18188	0,14700
DQO (mg/L)	0,29918	0,07540	0,17337	0,20982
SS (mg/L)	0,35051	-0,19093	-0,05082	-0,11248
SDT (mg/L)	0,31930	0,38545	0,03901	-0,24140
Ferro Total	0,11649	-0,19984	-0,34773	-0,43488

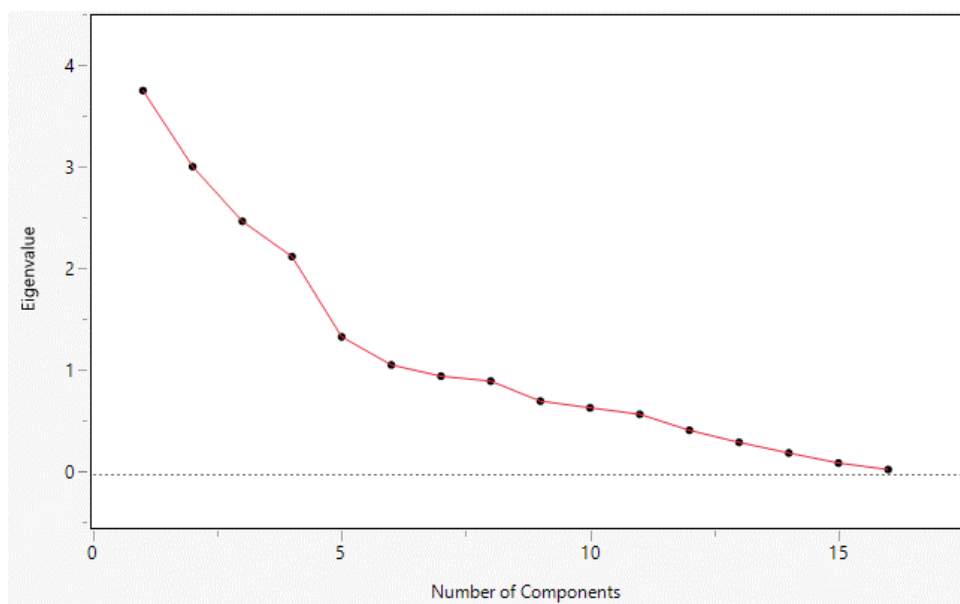


Figura A1 – Gráfico dos autovalores (Scree Plot) da análise de componentes principais da estação A do lago Paranoá/DF, no período 1976 a 2016.

Tabela A2 - Autovetores das 18 variáveis nos quatro componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação B, no período de 1976 a 2016.

	<b>Prin1</b>	<b>Prin2</b>	<b>Prin3</b>	<b>Prin4</b>
SECCHI (cm)	-0,14928	0,09179	0,07295	0,16743
Temp.(°C)	0,10252	-0,35222	0,07298	0,03591
pH	0,20602	-0,23905	0,23168	0,28071
Cond.(us/cm)	-0,35931	-0,03832	<b>0,44839</b>	-0,06973
Alcal.(mg/L)	-0,21148	0,12513	-0,00081	0,26506
Turb.(uT)	0,38356	-0,02321	-0,04981	0,13678
OD (mg/L)	0,23894	-0,09700	0,24622	0,25128
NT (mg/L)	0,21404	<b>0,47762</b>	0,09704	-0,13391
NH3 (mg/L)	-0,08101	<b>0,45869</b>	-0,08944	-0,02181
NO3 (mg/L)	-0,05174	0,13644	0,25360	-0,27956
TKN (mg/L)	0,12875	<b>0,51814</b>	-0,05244	0,16558
P Total (mg/L)	0,23950	0,18326	0,15030	0,14214
PO4 (mg/L)	0,09795	-0,00586	-0,21024	<b>0,53241</b>
Clorofila (µg/L)	<b>0,42825</b>	0,05262	0,15215	-0,02608
DQO (mg/L)	0,33840	-0,04303	-0,07109	-0,09698
SS (mg/L)	0,33091	-0,09260	0,08091	<b>-0,49203</b>
SDT (mg/L)	-0,01176	0,10347	<b>0,63288</b>	0,07942
Ferro Total	0,02430	-0,01311	-0,29147	-0,22086

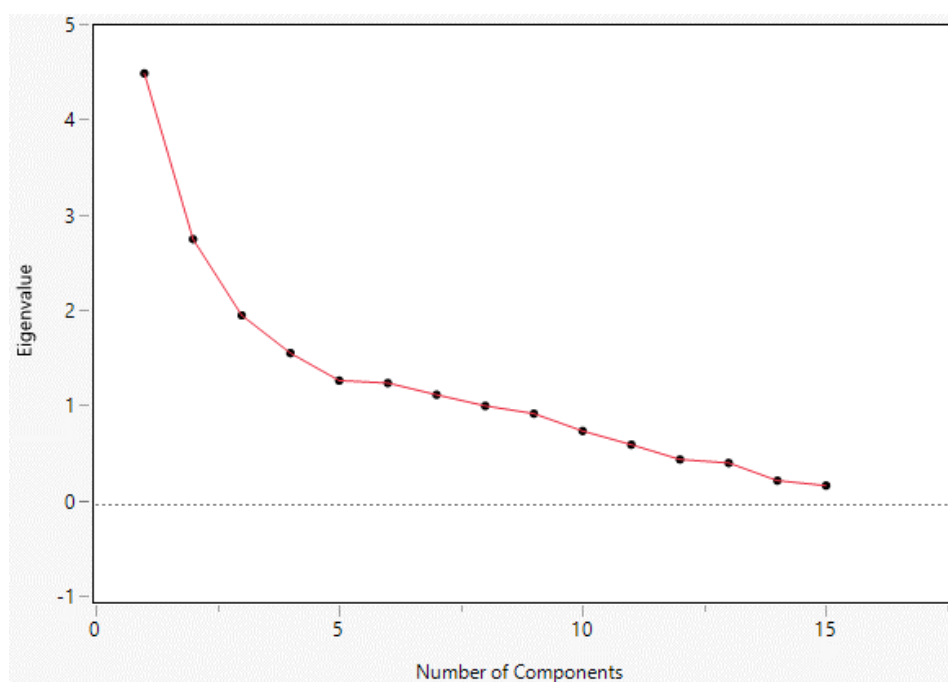


Figura A2 – Gráfico dos autovalores (Scree Plot) da análise de componentes principais da estação B do lago Paranoá/DF, no período 1976 a 2016.

Tabela A3 - Autovetores das 18 variáveis nos cinco componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação C, no período de 1976 a 2016.

	Prin1	Prin2	Prin3	Prin4	Prin5
SECCHI (cm)	-0,13560	-0,15283	0,08795	0,25356	0,15897
Temp.(°C)	0,08944	<b>0,44250</b>	-0,07070	-0,21204	-0,02882
pH	0,25127	0,25121	-0,03536	0,15256	0,22424
Cond.(us/cm)	-0,37677	0,24533	-0,19676	0,29335	-0,18614
Alcal.(mg/L)	-0,16206	-0,22271	-0,18568	0,16794	0,32756
Turb.(uT)	0,35908	0,10109	0,26178	-0,11885	-0,29456
OD (mg/L)	0,15488	0,31852	0,12790	0,27256	0,35324
NT (mg/L)	0,03031	-0,00916	0,23940	<b>0,48094</b>	0,11496
NH3 (mg/L)	-0,06068	<b>-0,44855</b>	0,20737	0,18086	-0,09966
NO3 (mg/L)	0,00185	0,04859	-0,22471	0,27918	-0,20729
TKN (mg/L)	0,11454	-0,18831	0,12733	0,27565	-0,27968
P Total (mg/L)	0,33911	-0,10066	0,16044	0,26855	-0,00725
PO4 (mg/L)	0,12735	-0,04928	0,12304	-0,17468	<b>0,61131</b>
Clorofila (µg/L)	<b>0,44875</b>	-0,01020	0,11397	0,00569	-0,16909
DQO (mg/L)	0,34320	0,08278	-0,29296	0,21364	-0,01128
SS (mg/L)	0,20875	-0,08186	<b>-0,64228</b>	0,07855	-0,03186
SDT (mg/L)	-0,27349	<b>0,40448</b>	0,32570	0,10335	-0,14046
Ferro Total	0,05351	-0,25951	0,05112	-0,28584	-0,05073

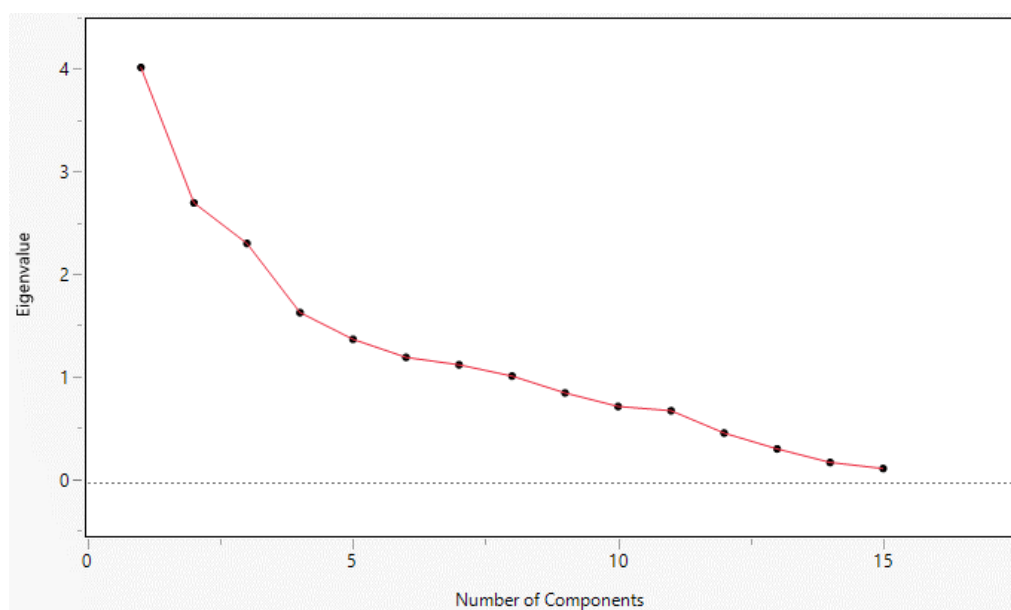


Figura A3 – Gráfico dos autovalores (Scree Plot) da análise de componentes principais da estação C do lago Paranoá/DF, no período 1976 a 2016.

Tabela A4 - Autovetores das 18 variáveis nos cinco componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação D, no período de 1976 a 2016.

	Prin1	Prin2	Prin3	Prin4	Prin5
SECCHI (cm)	-0,14542	0,38121	0,01750	-0,37475	0,00119
Temp.(°C)	0,02647	-0,23031	0,35026	0,05555	-0,45419
pH	0,18863	-0,00668	0,43226	-0,08149	0,36159
Cond.(us/cm)	-0,41671	0,22679	0,31972	0,24559	0,06439
Alcal.(mg/L)	-0,20982	0,06382	-0,08998	0,11156	0,44785
Turb.(uT)	0,41480	-0,14562	0,03433	0,22673	0,31629
OD (mg/L)	0,20910	0,13413	0,23843	-0,50400	-0,12499
NT (mg/L)	0,30054	0,37231	-0,10693	0,28963	-0,25148
NH3 (mg/L)	-0,04830	0,32418	-0,39738	-0,10366	0,17481
NO3 (mg/L)	-0,00466	0,19550	0,22322	0,08129	-0,19769
TKN (mg/L)	0,24928	0,39062	-0,21466	0,27670	-0,18472
P Total (mg/L)	0,22747	0,08554	0,02240	0,02339	0,03755
PO4 (mg/L)	0,12764	-0,10869	-0,13612	-0,36815	0,21704
Clorofila (µg/L)	0,42479	0,12522	0,09435	0,00555	0,20084
DQO (mg/L)	0,29088	0,07169	0,15250	-0,14858	-0,06384
SS (mg/L)	0,04175	-0,16717	0,11391	0,08696	-0,00542
SDT (mg/L)	-0,09946	0,36830	0,43673	0,16448	0,26006
Ferro Total	0,09784	-0,26236	-0,04084	0,31789	0,12244

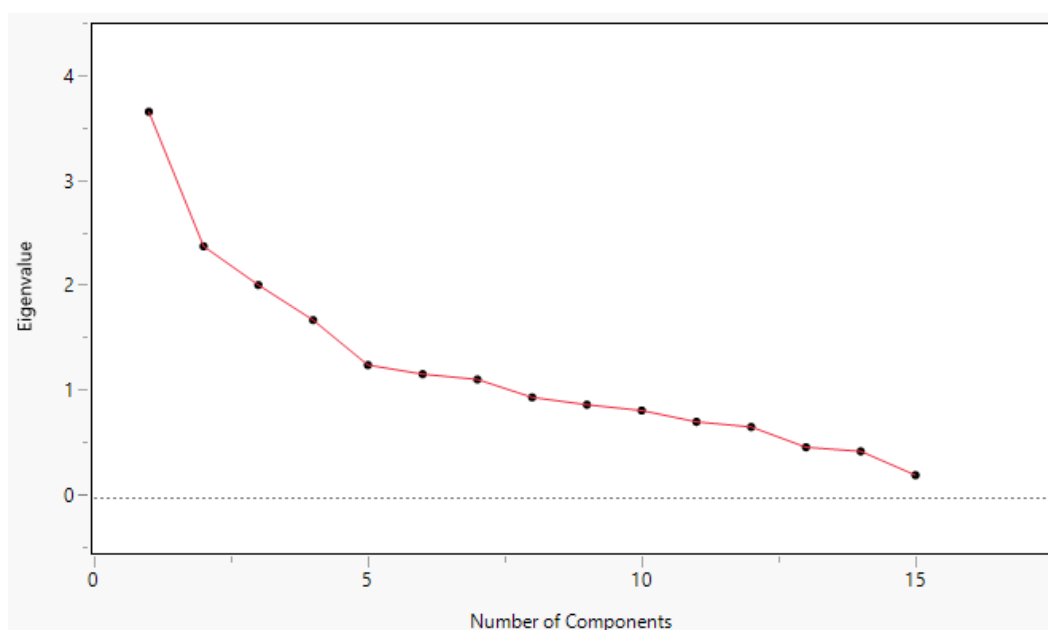


Figura A4 – Gráfico dos autovalores (Scree Plot) da análise de componentes principais da estação D do lago Paranoá/DF, no período 1976 a 2016.



Tabela A5 - Autovetores das 18 variáveis nos cinco componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação E, no período de 1976 a 2016.

	Prin1	Prin2	Prin3	Prin4	Prin5
SECCHI (cm)	-0,17980	-0,23678	0,11414	0,38890	-0,06414
Temp.(°C)	0,04301	0,34387	0,06182	-0,15990	0,04831
pH	0,20382	0,35564	0,02500	0,19296	0,01874
Cond.(us/cm)	-0,36923	0,17930	<b>0,42136</b>	-0,05683	0,01792
Alcal.(mg/L)	-0,19405	-0,08616	-0,09560	0,08143	0,35103
Turb.(uT)	<b>0,41342</b>	0,12434	-0,06443	-0,21953	-0,35062
OD (mg/L)	0,19239	0,24207	0,01770	0,12332	<b>0,40566</b>
NT (mg/L)	0,31312	-0,30100	0,29626	-0,20124	0,03288
NH3 (mg/L)	0,03210	<b>-0,46139</b>	0,04437	-0,04271	0,21882
NO3 (mg/L)	-0,02802	0,04396	<b>0,44499</b>	0,18269	0,01098
TKN (mg/L)	0,25185	-0,34362	0,32199	-0,12314	0,26068
P Total (mg/L)	0,24827	-0,17070	0,17217	<b>0,46712</b>	-0,18323
PO4 (mg/L)	0,10006	-0,03783	-0,24905	-0,02847	0,22859
Clorofila (µg/L)	<b>0,43907</b>	0,04937	0,05163	-0,03801	-0,17791
DQO (mg/L)	0,29840	0,13337	0,08208	0,06510	0,38417
SS (mg/L)	0,09122	0,26201	0,04607	0,24077	0,36577
SDT (mg/L)	-0,08401	0,20337	<b>0,52439</b>	-0,03870	-0,16735
Ferro Total	0,10112	-0,03594	-0,14758	<b>0,58110</b>	-0,19561

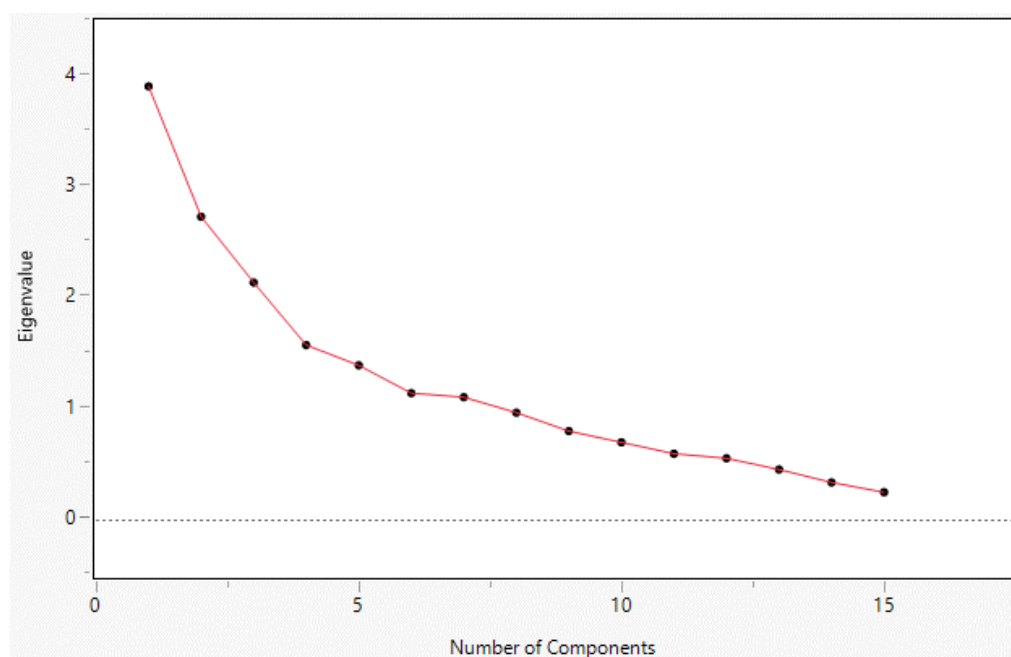


Figura A5 – Gráfico dos autovalores (Scree Plot) da análise de componentes principais da estação E do lago Paranoá/DF, no período 1976 a 2016.

Tabela A6 - Autovetores das 13 variáveis nos quatro componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação A, no primeiro período (1976 a 1998).

	Prin1	Prin2	Prin3	Prin4
Temp.(°C)	-0,32219	0,16990	-0,16459	0,08121
pH	-0,29067	0,27257	0,31751	-0,22071
Cond.(us/cm)	0,16574	-0,02261	0,53246	0,29414
Alcal.(mg/L)	0,32862	0,17829	0,25086	-0,19592
Turb.(uT)	-0,15359	-0,02357	0,60223	-0,11080
OD (mg/L)	-0,28216	0,35650	0,03367	-0,14717
NH3 (mg/L)	0,51967	-0,02961	-0,02703	-0,05392
NO3 (mg/L)	0,06303	0,14969	-0,20606	0,63432
TKN (mg/L)	0,43350	0,21085	0,14202	0,04172
P Total (mg/L)	0,28835	0,40015	-0,08867	-0,04462
PO4 (mg/L)	0,13774	0,19175	-0,29693	-0,56660
Clorofila (µg/L)	-0,09286	0,44536	-0,03425	0,18654
DQO (mg/L)	-0,01872	0,52337	0,03572	0,14496

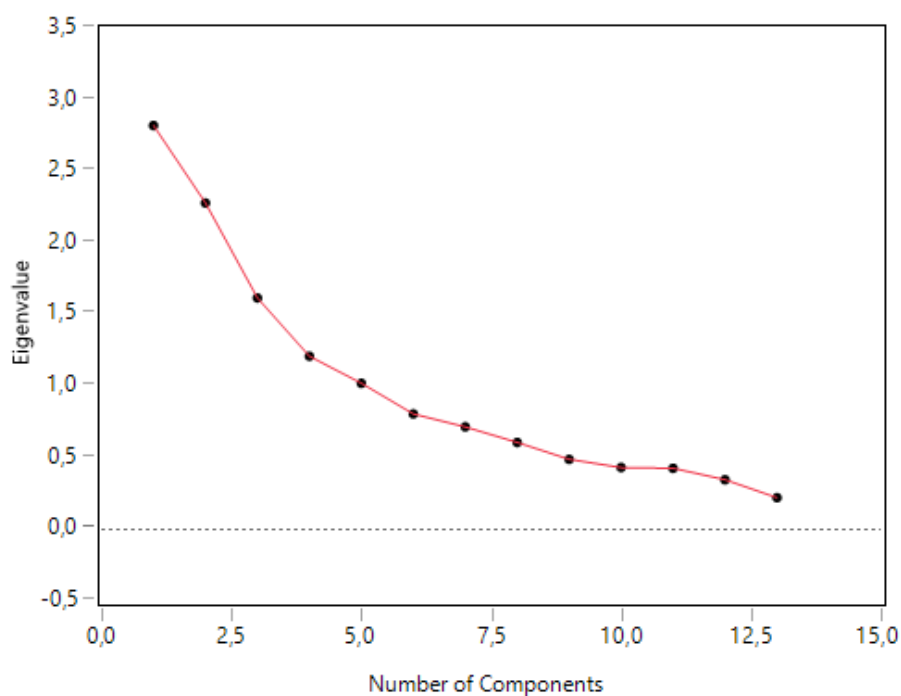


Figura A6 – Gráfico dos autovalores (Scree Plot) da análise de componentes principais da estação A do lago Paranoá/DF, no primeiro período (1976 a 1998).

Tabela A7 - Autovetores das 15 variáveis nos quatro componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação A, no segundo período (1999 a 2016).

	Prin1	Prin2	Prin3	Prin4
SECCHI (cm)	-0,02314	-0,42476	-0,34358	0,07415
Temp.(°C)	-0,04681	-0,13308	0,45423	0,49251
pH	0,09074	-0,03998	0,46731	-0,24013
Cond.(us/cm)	0,43334	0,00831	-0,03271	0,00877
Turb.(uT)	-0,03142	0,47106	0,27028	0,12567
OD (mg/L)	0,22242	-0,25248	0,39207	-0,21534
NT (mg/L)	0,38481	-0,05451	0,11229	-0,33953
NH3 (mg/L)	0,22894	0,02201	-0,34005	-0,21354
NO3 (mg/L)	0,16066	0,12982	-0,28949	0,41436
P Total (mg/L)	0,32990	0,14248	-0,04606	0,12354
Clorofila (µg/L)	0,34978	-0,11808	0,03946	0,18365
DQO (mg/L)	0,29813	-0,14960	0,04820	0,38788
SS (mg/L)	0,20749	0,33895	0,03520	0,21921
SDT (mg/L)	0,40093	0,01038	-0,07766	-0,13437
Ferro Total	0,02538	0,56800	-0,06403	-0,18415

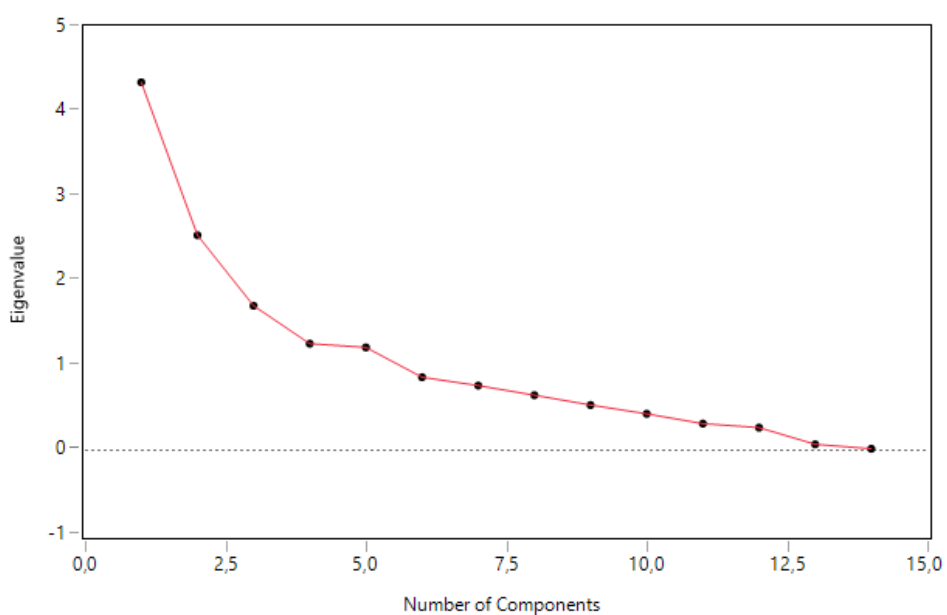


Figura A7 – Gráfico dos autovalores (Scree Plot) da análise de componentes principais da estação A do lago Paranoá/DF, no segundo período (1999 a 2016).

Tabela A8 - Autovetores das 14 variáveis nos quatro componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação B, no primeiro período (1976 a 1998).

	Prin1	Prin2	Prin3	Prin4
Temp.(°C)	0,41361	0,00023	0,09667	-0,13927
pH	0,34621	0,01105	-0,13788	0,33055
Cond.(us/cm)	-0,08693	0,13071	-0,65165	0,05759
Alcal.(mg/L)	-0,13829	0,06170	-0,03272	0,69762
Turb.(uT)	0,28484	0,24522	-0,31815	0,20048
OD (mg/L)	0,32919	0,15175	0,24077	0,05374
NT (mg/L)	-0,20834	0,52526	0,07977	-0,12079
NH3 (mg/L)	-0,44360	0,12091	0,17481	0,08351
NO3 (mg/L)	-0,04883	0,23724	0,04622	-0,31482
TKN (mg/L)	-0,23783	0,51707	0,12717	0,04767
P Total (mg/L)	0,02386	0,26101	0,00490	0,27629
PO4 (mg/L)	0,04721	-0,12427	0,56021	0,33224
Clorofila (µg/L)	0,32878	0,30267	0,10070	-0,16561
DQO (mg/L)	0,28784	0,32632	0,08665	0,03427

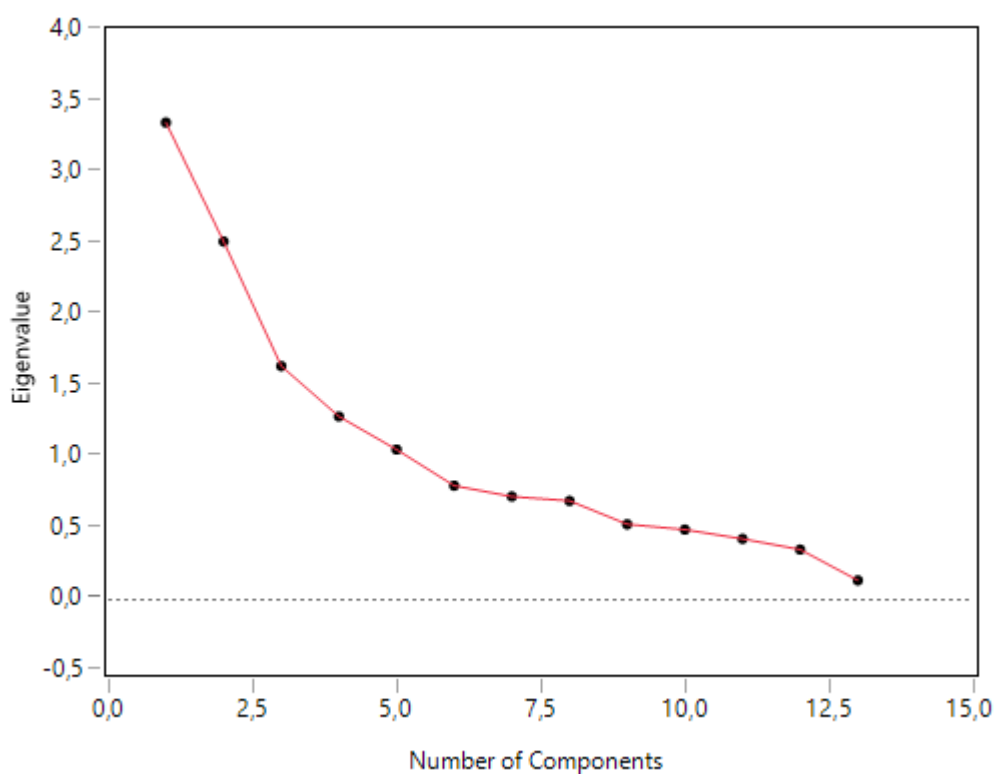


Figura A8 – Gráfico dos autovalores (Scree Plot) da análise de componentes principais da estação B do lago Paranoá/DF, no primeiro período (1976 a 1998).

Tabela A9 - Autovetores das 15 variáveis nos cinco componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação B, no segundo período (1999 a 2016).

	Prin1	Prin2	Prin3	Prin4	Prin5
SECCHI (cm)	-0,05184	-0,47811	-0,08719	0,07396	0,42191
Temp.(°C)	-0,01832	0,37020	-0,29421	0,01356	0,08920
pH	0,21679	0,14484	-0,20216	0,32894	0,09445
Cond.(us/cm)	0,46768	-0,03447	-0,35980	-0,09881	-0,01311
Turb.(uT)	-0,01023	0,34739	-0,07852	0,08281	-0,56585
OD (mg/L)	0,32911	0,17776	-0,06152	-0,45871	0,27595
NT (mg/L)	0,25123	-0,19901	0,47628	-0,07956	-0,12737
NH3 (mg/L)	0,19804	-0,15923	0,20432	-0,52823	-0,35139
NO3 (mg/L)	0,28230	0,04864	0,48966	0,32094	0,24784
P Total (mg/L)	0,14579	-0,09726	-0,15571	0,10568	0,06862
Clorofila (µg/L)	0,32744	-0,02225	0,14991	0,27929	-0,14837
DQO (mg/L)	0,05757	0,43529	0,20705	-0,28136	0,32020
SS (mg/L)	0,20145	0,39166	0,16519	0,16941	0,13374
SDT (mg/L)	0,48195	-0,17850	-0,21653	0,16736	-0,19092
Ferro Total	-0,19014	0,08884	0,23118	0,21381	-0,15460

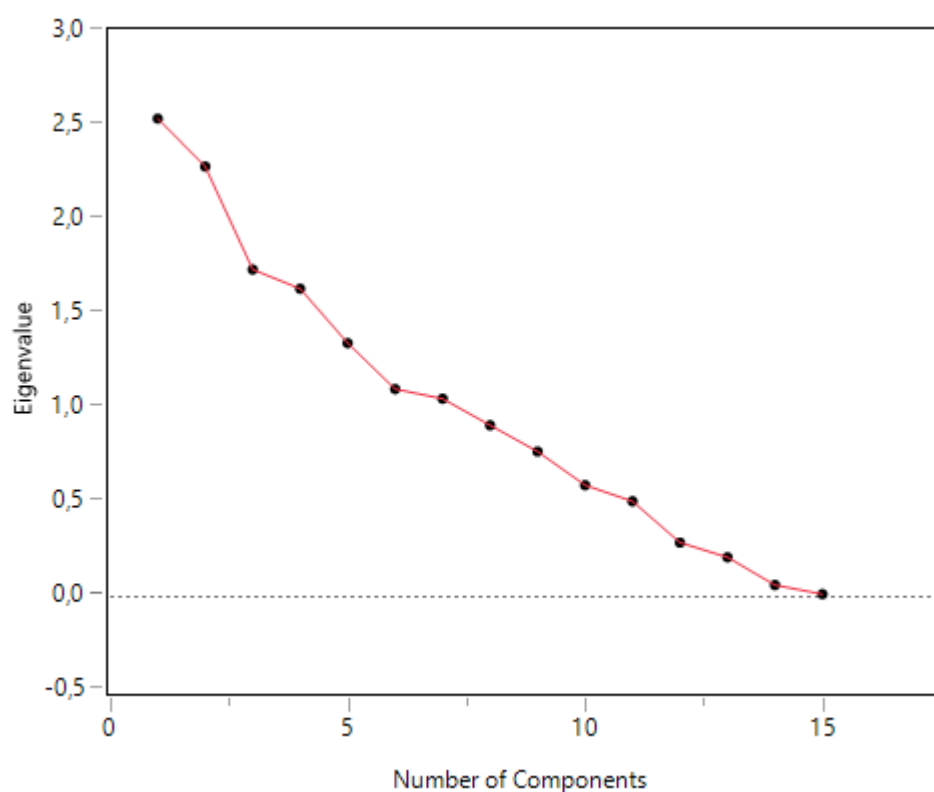


Figura A9 – Gráfico dos autovalores (Scree Plot) da análise de componentes principais da estação B do lago Paranoá/DF, no segundo período (1999 a 2016).

Tabela A10 - Autovetores das 13 variáveis nos quatro componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação C, no primeiro período (1976 a 1998).

	Prin1	Prin2	Prin3	Prin4
Temp.(°C)	0,36044	-0,20570	-0,23188	-0,03579
pH	0,36502	0,02796	-0,02750	0,32236
Cond.(us/cm)	0,00108	0,48551	-0,47191	0,07691
Alcal.(mg/L)	-0,11504	0,26009	0,24346	0,56103
Turb.(uT)	0,31911	0,29154	-0,15400	0,32438
OD (mg/L)	0,37130	-0,11184	0,21025	0,05966
NH3 (mg/L)	-0,36020	0,25411	0,28795	-0,15526
NO3 (mg/L)	0,11525	0,14525	0,14355	-0,45156
TKN (mg/L)	-0,03826	0,47824	0,34948	0,06079
P Total (mg/L)	0,19828	0,17809	0,34546	-0,23308
PO4 (mg/L)	-0,02222	-0,42219	0,42904	0,34327
Clorofila (µg/L)	0,39980	0,07445	0,12760	-0,24420
DQO (mg/L)	0,37386	0,16169	0,22410	-0,04295

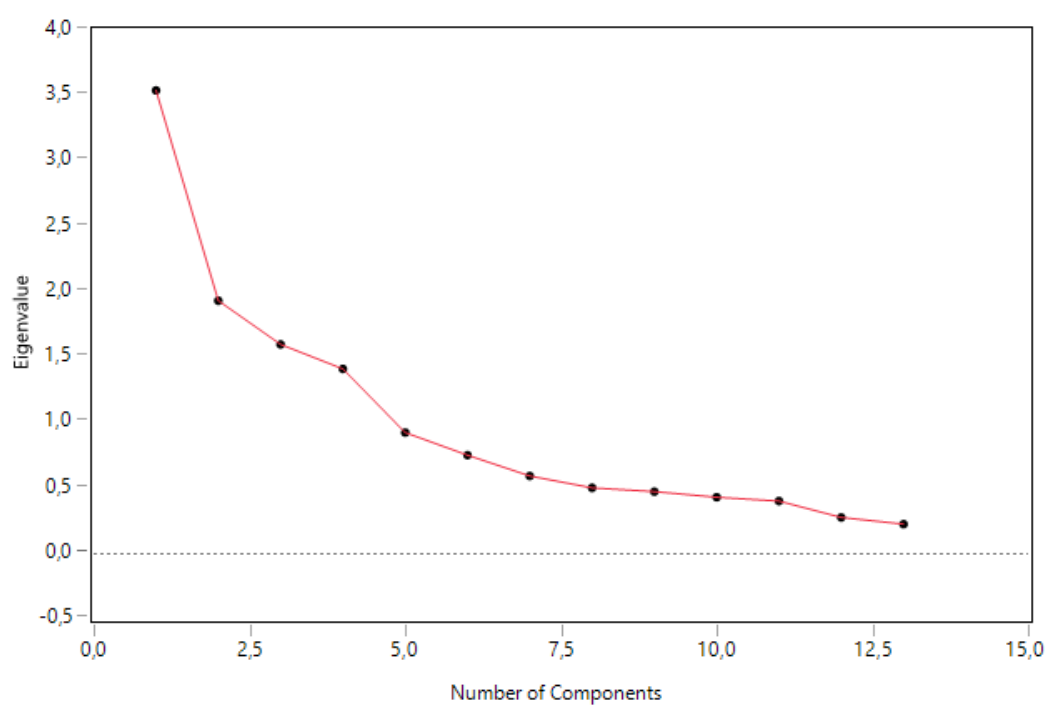


Figura A10 – Gráfico dos autovalores (Scree Plot) da análise de componentes principais da estação C do lago Paranoá/DF, no primeiro período (1976 a 1998).

Tabela A11 - Autovetores das 15 variáveis nos cinco componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação C, no segundo período (1999 a 2016).

	<b>Prin1</b>	<b>Prin2</b>	<b>Prin3</b>	<b>Prin4</b>	<b>Prin5</b>
SECCHI (cm)	-0,15183	-0,15798	-0,32226	0,39611	-0,01967
Temp.(°C)	0,28133	-0,04872	0,45565	-0,24215	-0,19645
pH	0,18978	0,15962	0,31929	0,31861	0,37707
Cond.(us/cm)	0,28566	-0,08935	0,05178	0,52526	0,00562
Turb.(uT)	-0,07185	0,00703	0,41726	-0,25015	0,17150
OD (mg/L)	0,37703	-0,21174	0,09704	0,15787	0,13028
NT (mg/L)	0,08815	-0,11449	-0,09248	0,03057	0,54119
NH3 (mg/L)	0,00700	-0,24042	-0,44666	-0,18969	0,14639
NO3 (mg/L)	0,14044	0,16446	-0,01930	0,03654	0,01962
P Total (mg/L)	0,15571	0,04759	-0,11476	-0,19240	0,59993
Clorofila (µg/L)	0,02952	0,26952	0,13564	-0,03806	0,04801
DQO (mg/L)	0,59454	0,45757	-0,39757	-0,26618	-0,13919
SS (mg/L)	-0,27225	0,54547	0,00087	0,26610	0,10293
SDT (mg/L)	0,24895	-0,45376	0,04437	-0,00085	-0,08067
Ferro Total	-0,30105	-0,09308	0,01891	-0,31807	0,24295

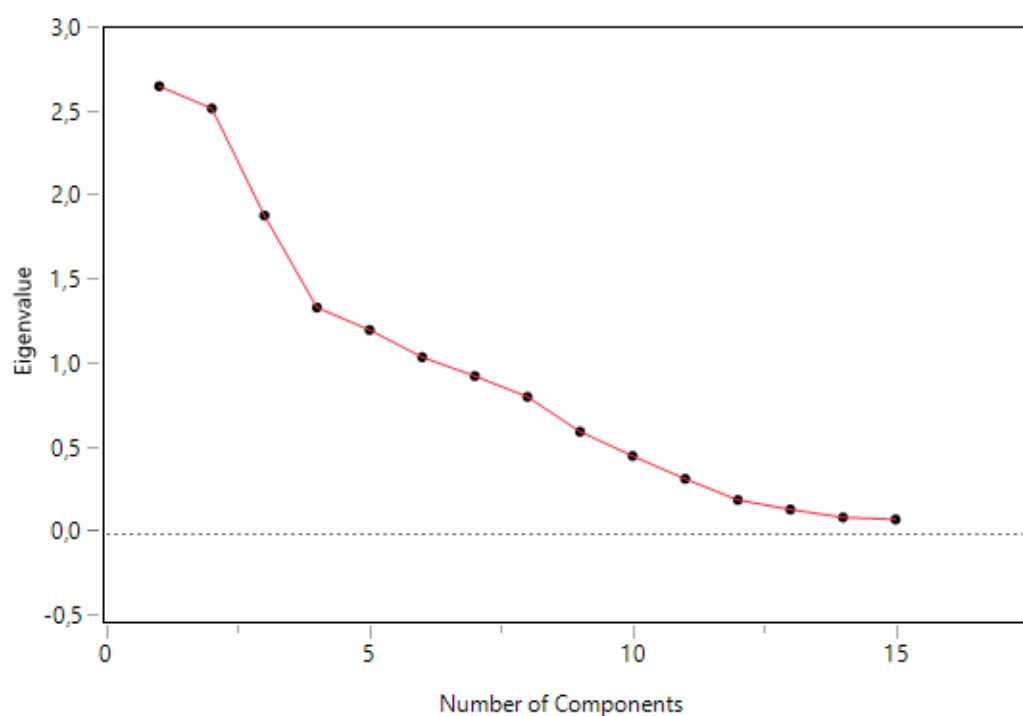


Figura A11 – Gráfico dos autovalores (Scree Plot) da análise de componentes principais da estação C do lago Paranoá/DF, no segundo período (1999 a 2016).

Tabela A12 - Autovetores das 14 variáveis nos cinco componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação D, no primeiro período (1976 a 1998).

	Prin1	Prin2	Prin3	Prin4	Prin5
Temp.(°C)	0,04168	-0,33538	-0,25575	-0,39976	-0,22645
pH	0,26890	-0,38663	0,27208	0,01677	-0,12847
Cond.(us/cm)	0,17917	0,10105	0,55354	-0,34710	0,05202
Alcal.(mg/L)	0,00476	0,10650	0,51314	0,26200	-0,13884
Turb.(uT)	0,28098	-0,11177	0,30205	0,24570	-0,16252
OD (mg/L)	0,26630	-0,30776	-0,16532	0,32241	0,00195
NT (mg/L)	0,40136	0,39298	-0,26033	-0,06799	-0,34767
NH3 (mg/L)	-0,11948	0,45349	0,13177	0,18956	0,23343
NO3 (mg/L)	0,20954	-0,00144	-0,14461	-0,02582	0,55756
TKN (mg/L)	0,37733	0,45779	-0,15827	0,01470	-0,27420
P Total (mg/L)	0,21630	0,05099	-0,10871	0,21552	0,48529
PO4 (mg/L)	-0,16963	-0,09567	-0,15698	0,62177	-0,24728
Clorofila (µg/L)	0,34997	-0,07707	-0,05072	-0,04542	0,12057
DQO (mg/L)	0,42927	-0,14810	0,04641	0,09960	0,10581

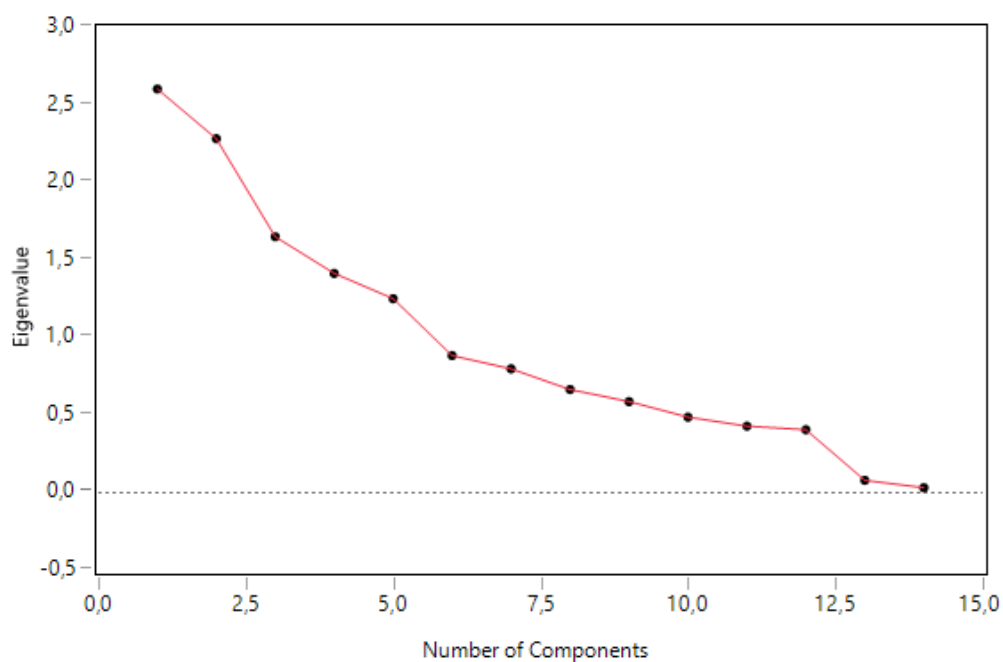


Figura A12 – Gráfico dos autovalores (Scree Plot) da análise de componentes principais da estação D do lago Paranoá/DF, no primeiro período (1976 a 1998).



Tabela A13 - Autovetores das 15 variáveis nos cinco componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação D, no segundo período (1999 a 2016).

	Prin1	Prin2	Prin3	Prin4	Prin5
SECCHI (cm)	0,33095	-0,10911	-0,08131	-0,26216	-0,19744
Temp.(°C)	-0,06105	0,31405	0,04810	0,52403	-0,15563
pH	0,14027	0,14972	0,35594	0,10586	-0,55582
Cond.(us/cm)	0,45414	0,34722	0,26701	-0,08638	0,20796
Turb.(uT)	-0,31504	0,08840	0,15653	0,03990	0,51163
OD (mg/L)	0,40164	0,01025	-0,25215	0,25077	-0,17102
NT (mg/L)	-0,07943	-0,41018	0,35474	-0,05845	-0,27627
NH3 (mg/L)	0,15147	-0,14458	-0,16338	-0,46030	0,06772
NO3 (mg/L)	0,18923	-0,70127	0,14804	0,47216	0,21144
P Total (mg/L)	-0,07612	0,07612	0,14584	0,13204	0,11659
Clorofila (µg/L)	-0,05070	0,01637	0,42507	-0,08895	-0,05230
DQO (mg/L)	0,20970	0,05741	-0,35409	0,28484	0,14211
SS (mg/L)	-0,04005	0,18421	-0,03069	0,16635	-0,04741
SDT (mg/L)	0,44162	0,09942	0,42130	-0,01978	0,35615
Ferro Total	-0,29365	0,06673	0,15742	0,02750	-0,04859

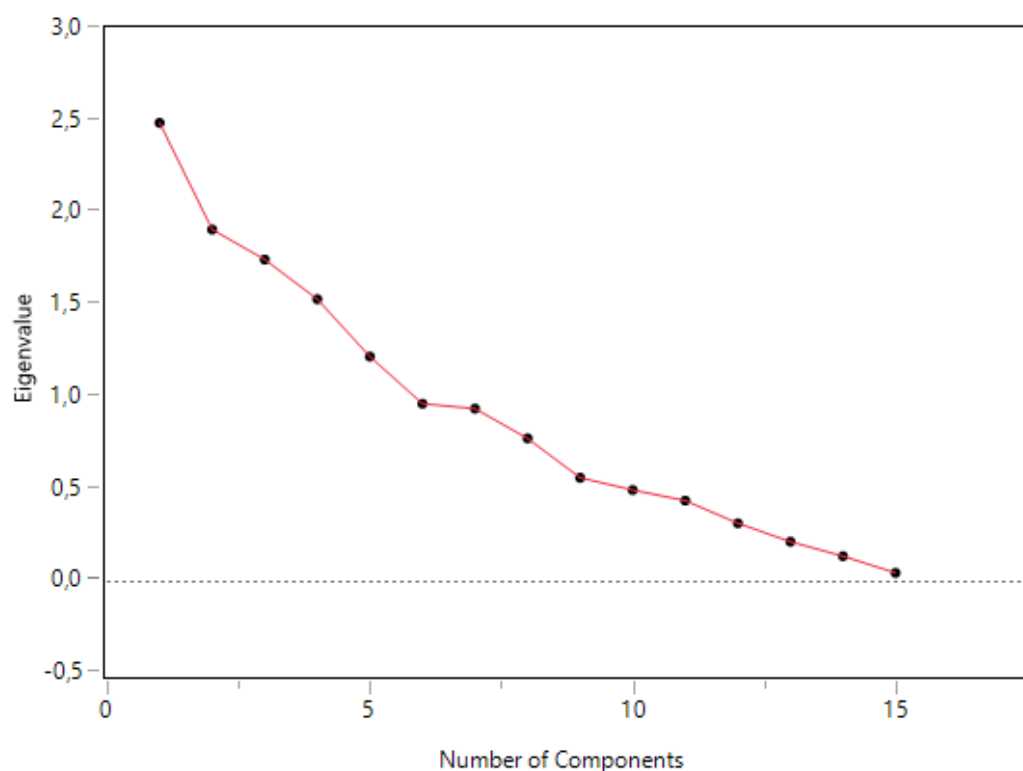


Figura A13 – Gráfico dos autovalores (Scree Plot) da análise de componentes principais da estação D do lago Paranoá/DF, no segundo período (1999 a 2016).

Tabela A14 - Autovetores das 14 variáveis nos quatro componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação E, no primeiro período (1976 a 1998).

	Prin1	Prin2	Prin3	Prin4
Temp.(°C)	0,28004	-0,13661	-0,25974	-0,23379
pH	0,39736	-0,16166	0,25113	0,06256
Cond.(us/cm)	-0,00725	0,08354	0,58298	-0,40177
Alcal.(mg/L)	-0,15282	-0,06547	0,31000	0,34240
Turb.(uT)	0,31030	-0,09079	0,51351	0,20911
OD (mg/L)	0,37063	-0,06174	-0,12217	0,24629
NT (mg/L)	0,06407	0,54694	0,04045	0,02826
NH3 (mg/L)	-0,32585	0,33032	-0,05455	0,21937
NO3 (mg/L)	0,11427	0,24341	-0,24192	-0,23026
TKN (mg/L)	0,00608	0,56505	0,12943	0,18787
P Total (mg/L)	0,23252	0,29299	-0,00669	-0,03845
PO4 (mg/L)	-0,04283	-0,14071	-0,16672	0,61655
Clorofila (µg/L)	0,39414	0,10512	-0,21703	-0,04204
DQO (mg/L)	0,41474	0,16856	-0,00740	0,19436

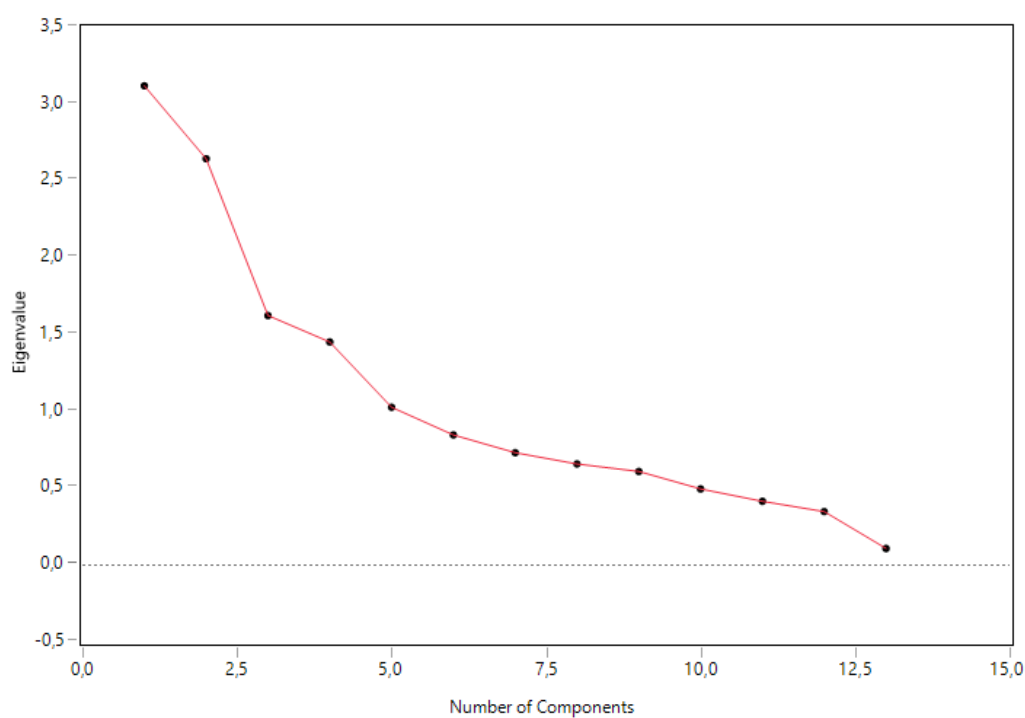


Figura A14 – Gráfico dos autovalores (Scree Plot) da análise de componentes principais da estação E do lago Paranoá/DF, no primeiro período (1976 a 1998).

Tabela A15 - Autovetores das 15 variáveis nos cinco componentes principais (CP) mais significativos para as amostras coletadas a 1 metro da superfície na estação E, no segundo período (1999 a 2016).

	Prin1	Prin2	Prin3	Prin4	Prin5
SECCHI (cm)	0,10974	-0,30302	0,37610	0,15074	0,12754
Temp.(°C)	0,05262	0,28409	-0,04037	-0,42246	0,21377
pH	0,03757	0,43358	0,03155	0,18060	0,35614
Cond.(us/cm)	0,25104	0,21568	0,52393	-0,18808	-0,08344
Turb.(uT)	-0,05658	0,34081	-0,20602	-0,21243	-0,47687
OD (mg/L)	0,18782	0,13605	0,07233	0,14639	0,53991
NT (mg/L)	-0,21421	-0,04035	0,01848	0,18866	-0,02238
NH3 (mg/L)	-0,05562	-0,31883	0,18095	0,05053	0,00036
NO3 (mg/L)	0,06496	0,16605	0,03998	0,59907	-0,27423
P Total (mg/L)	-0,03690	-0,07453	0,16001	0,33814	-0,05517
Clorofila (µg/L)	-0,07112	0,39912	-0,15948	0,28684	-0,08940
DQO (mg/L)	0,78767	-0,17820	-0,45097	0,13322	-0,07789
SS (mg/L)	0,07685	0,23553	-0,06476	0,09131	0,30706
SDT (mg/L)	0,32752	0,25421	0,48948	-0,01640	-0,31341
Ferro Total	-0,29842	0,10363	-0,02937	0,21039	0,00341

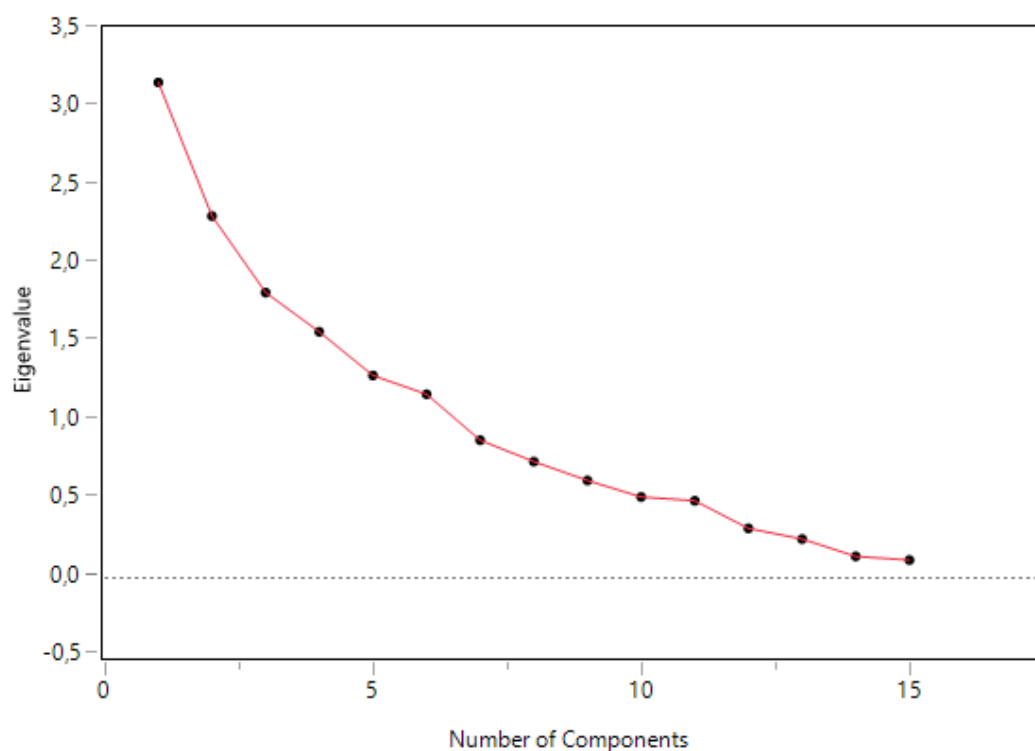


Figura A15 – Gráfico dos autovalores (Scree Plot) da análise de componentes principais da estação E do lago Paranoá/DF, no segundo período (1999 a 2016).

## APÊNDICE B – COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO DE PEARSON

Tabela B1 - Matriz de correlação de Pearson dos 18 parâmetros bióticos e abióticos coletados na estação de monitoramento A (braço do Riacho Fundo) na profundidade a 1 metro da superfície do lago Paranoá/DF, no período de 1976 a 2016.

	SECCHI (cm)	Temp.(°C)	pH	Cond.(us/cm)	Alcal.(mg/L)	Turb.(uT)	OD (mg/L)	NT (mg/L)	NH3 (mg/L)	NO3 (mg/L)	TKN (mg/L)	P Total (mg/L)	PO4 (mg/L)	Clorofila (µg/L)	DQO (mg/L)	SS (mg/L)	SDT (mg/L)	Ferro Total
SECCHI (cm)	1,0000	-0,0009	-0,0272	0,0197	0,0000	-0,6710	-0,0118	-0,0590	0,0641	0,0000	0,0000	-0,1307	0,0000	0,0146	0,1329	-0,2750	0,0398	-0,5288
Temp.(°C)	-0,0009	1,0000	0,1637	0,0702	-0,2196	-0,0149	0,1441	-0,1888	-0,3214	0,0091	-0,1646	-0,2048	0,0177	-0,0273	0,1477	-0,0366	-0,1260	-0,3387
pH	-0,0272	0,1637	1,0000	-0,0919	0,0567	0,3185	0,4180	0,3212	-0,3172	-0,0689	-0,1789	0,1173	0,0187	0,1770	0,1895	0,0080	0,1866	-0,0696
Cond.(us/cm)	0,0197	0,0702	-0,0919	1,0000	0,2391	-0,3060	-0,0185	0,6634	0,1951	0,3275	-0,0441	-0,3954	-0,2824	-0,6060	-0,0422	-0,3333	0,9404	0,0179
Alcal.(mg/L)	0,0000	-0,2196	0,0567	0,2391	1,0000	-0,2591	-0,0922	0,0000	0,3478	0,0374	0,3179	0,2103	0,0739	-0,1590	0,0540	-0,1910	0,0000	0,0000
Turb.(uT)	-0,6710	-0,0149	0,3185	-0,3060	-0,2591	1,0000	0,0288	-0,1747	-0,2274	-0,2794	0,1139	0,2291	0,0576	0,3874	0,0534	0,2076	-0,0939	0,5539
OD (mg/L)	-0,0118	0,1441	0,4180	-0,0185	-0,0922	0,0288	1,0000	0,5113	-0,1833	-0,0651	-0,0929	0,1044	0,1379	0,2601	0,3211	-0,0125	0,2847	-0,3595
NT (mg/L)	-0,0590	-0,1888	0,3212	0,6634	0,0000	-0,1747	0,5113	1,0000	0,3349	0,0000	0,0000	0,3908	0,0000	0,4609	0,4865	0,2965	0,6693	0,0723
NH3 (mg/L)	0,0641	-0,3214	-0,3172	0,1951	0,3478	-0,2274	-0,1833	0,3349	1,0000	-0,0438	0,6714	0,1916	0,2282	-0,0315	0,0382	0,0650	0,3545	0,0873
NO3 (mg/L)	0,0000	0,0091	-0,0689	0,3275	0,0374	-0,2794	-0,0651	0,0000	-0,0438	1,0000	-0,0109	-0,0198	-0,1162	-0,1466	0,0488	-0,0872	0,3729	0,0000
TKN (mg/L)	0,0000	-0,1646	-0,1789	-0,0441	0,3179	0,1139	-0,0929	0,0000	0,6714	-0,0109	1,0000	0,4566	0,1860	0,2537	0,3483	0,1628	0,0000	0,0000
P Total (mg/L)	-0,1307	-0,2048	0,1173	-0,3954	0,2103	0,2291	0,1044	0,3908	0,1916	-0,0198	0,4566	1,0000	0,3998	0,6213	0,3796	0,5201	0,4656	0,3335
PO4 (mg/L)	0,0000	0,0177	0,0187	-0,2824	0,0739	0,0576	0,1379	0,0000	0,2282	-0,1162	0,1860	0,3998	1,0000	0,0974	0,1758	0,0035	0,0000	0,0000
Clorofila (µg/L)	0,0146	-0,0273	0,1770	-0,6060	-0,1590	0,3874	0,2601	0,4609	-0,0315	-0,1466	0,2537	0,6213	0,0974	1,0000	0,4223	0,7016	0,4869	-0,2124
DQO (mg/L)	0,1329	0,1477	0,1895	-0,0422	0,0540	0,0534	0,3211	0,4865	0,0382	0,0488	0,3483	0,3796	0,1758	0,4223	1,0000	0,2868	0,2185	-0,1945
SS (mg/L)	-0,2750	-0,0366	0,0080	-0,3333	-0,1910	0,2076	-0,0125	0,2965	0,0650	-0,0872	0,1628	0,5201	0,0035	0,7016	0,2868	1,0000	0,2807	0,5009
SDT (mg/L)	0,0398	-0,1260	0,1866	0,9404	0,0000	-0,0939	0,2847	0,6693	0,3545	0,3729	0,0000	0,4656	0,0000	0,4869	0,2185	0,2807	1,0000	0,0380
Ferro Total	-0,5288	-0,3387	-0,0696	0,0179	0,0000	0,5539	-0,3595	0,0723	0,0873	0,0000	0,0000	0,3335	0,0000	-0,2124	-0,1945	0,5009	0,0380	1,0000

Nota: Coeficientes destacados são estatisticamente significativos, ao nível de significância de 5%.

Tabela B2 - Matriz de correlação de Pearson dos 18 parâmetros bióticos e abióticos coletados na estação de monitoramento B (braço do Gama) na profundidade a 1 metro da superfície do lago Paranoá/DF, no período de 1976 a 2016.

	SECCHI (cm)	Temp.(°C)	pH	Cond.(us/cm)	Alcal.(mg/L)	Turb.(uT)	OD (mg/L)	NT (mg/L)	NH3 (mg/L)	NO3 (mg/L)	TKN (mg/L)	P Total (mg/L)	PO4 (mg/L)	Clorofila (µg/L)	DQO (mg/L)	SS (mg/L)	SDT (mg/L)	Ferro Total
SECCHI (cm)	1,0000	-0,2457	-0,1144	0,0795	0,0000	-0,5482	-0,0923	0,0488	-0,1451	0,0000	0,0000	0,0961	0,0000	-0,0671	-0,2968	-0,3930	0,1024	0,0020
Temp.(°C)	-0,2457	1,0000	0,2909	0,0651	-0,2684	0,0141	0,2671	-0,1824	-0,5077	-0,1075	-0,2022	-0,0585	0,1121	0,1236	0,2908	0,0869	-0,0512	0,0826
pH	-0,1144	0,2909	1,0000	-0,1837	0,0083	0,5034	0,3561	-0,0980	-0,3926	-0,0824	-0,1724	0,2389	0,0755	0,2722	0,3225	0,1686	0,2434	-0,0456
Cond.(us/cm)	0,0795	0,0651	-0,1837	1,0000	0,3019	-0,6075	-0,2422	-0,2781	-0,0085	0,1870	-0,1904	-0,4097	-0,5130	-0,7091	-0,3692	-0,5462	0,7526	-0,2457
Alcal.(mg/L)	0,0000	-0,2684	0,0083	0,3019	1,0000	-0,4577	-0,1532	-0,0336	0,1845	0,0051	0,0215	-0,0098	0,0057	-0,3417	-0,1740	-0,5151	0,0000	0,0000
Turb.(uT)	-0,5482	0,0141	0,5034	-0,6075	-0,4577	1,0000	0,1875	0,3422	-0,3520	-0,3166	0,2796	0,3854	0,1033	0,8263	0,4268	0,1367	0,0131	0,0727
OD (mg/L)	-0,0923	0,2671	0,3561	-0,2422	-0,1532	0,1875	1,0000	0,1031	-0,1959	0,0307	0,0807	0,1636	0,2536	0,4287	0,4530	0,2951	0,1443	-0,3860
NT (mg/L)	0,0488	-0,1824	-0,0980	-0,2781	-0,0336	0,3422	0,1031	1,0000	0,3911	0,2546	0,9703	0,3214	-0,0471	0,4000	0,1937	0,4491	0,1996	0,0105
NH3 (mg/L)	-0,1451	-0,5077	-0,3926	-0,0085	0,1845	-0,3520	-0,1959	0,3911	1,0000	-0,0040	0,5370	0,0863	0,0757	-0,1336	-0,1001	-0,1305	0,1458	-0,0396
NO3 (mg/L)	0,0000	-0,1075	-0,0824	0,1870	0,0051	-0,3166	0,0307	0,2546	-0,0040	1,0000	0,0738	0,0632	-0,1869	-0,0589	0,0025	-0,0190	0,1709	0,0000
TKN (mg/L)	0,0000	-0,2022	-0,1724	-0,1904	0,0215	0,2796	0,0807	0,9703	0,5370	0,0738	1,0000	0,2994	0,0611	0,2610	0,3000	-0,4013	0,0000	0,0000
P Total (mg/L)	0,0961	-0,0585	0,2389	-0,4097	-0,0098	0,3854	0,1636	0,3214	0,0863	0,0632	0,2994	1,0000	0,0821	0,4375	0,2536	0,3140	0,2198	-0,1091
PO4 (mg/L)	0,0000	0,1121	0,0755	-0,5130	0,0057	0,1033	0,2536	-0,0471	0,0757	-0,1869	0,0611	0,0821	1,0000	0,1062	0,1098	-0,2106	0,0000	0,0000
Clorofila (µg/L)	-0,0671	0,1236	0,2722	-0,7091	-0,3417	0,8263	0,4287	0,4000	-0,1336	-0,0589	0,2610	0,4375	0,1062	1,0000	0,5624	0,7442	0,3998	0,0143
DQO (mg/L)	-0,2968	0,2908	0,3225	-0,3692	-0,1740	0,4268	0,4530	0,1937	-0,1001	0,0025	0,3000	0,2536	0,1098	0,5624	1,0000	0,6017	-0,2655	0,2143
SS (mg/L)	-0,3930	0,0869	0,1686	-0,5462	-0,5151	0,1367	0,2951	0,4491	-0,1305	-0,0190	-0,4013	0,3140	-0,2106	0,7442	0,6017	1,0000	0,0173	0,0116
SDT (mg/L)	0,1024	-0,0512	0,2434	0,7526	0,0000	0,0131	0,1443	0,1996	0,1458	0,1709	0,0000	0,2198	0,0000	0,3998	-0,2655	0,0173	1,0000	-0,0751
Ferro Total	0,0020	0,0826	-0,0456	-0,2457	0,0000	0,0727	-0,3860	0,0105	-0,0396	0,0000	0,0000	-0,1091	0,0000	0,0143	0,2143	0,0116	-0,0751	1,0000

Nota: Coeficientes destacados são estatisticamente significativos, ao nível de significância de 5%.

Tabela B3 - Matriz de correlação de Pearson dos 18 parâmetros bióticos e abióticos coletados na estação de monitoramento C (área central) na profundidade a 1 metro da superfície do lago Paranoá/DF, no período de 1976 a 2016.

	SECCHI (cm)	Temp.(°C)	pH	Cond.(us/cm)	Alcal.(mg/L)	Turb.(uT)	OD (mg/L)	NT (mg/L)	NH3 (mg/L)	NO3 (mg/L)	TKN (mg/L)	P Total (mg/L)	PO4 (mg/L)	Clorofila (µg/L)	DQO (mg/L)	SS (mg/L)	SDT (mg/L)	Ferro Total
SECCHI (cm)	1,0000	-0,4661	-0,1776	0,0527	0,0000	-0,3173	-0,0336	0,0267	0,1419	0,0000	0,0000	-0,0062	0,0000	-0,1703	-0,0951	-0,1659	0,0983	-0,1291
Temp.(°C)	-0,4661	1,0000	0,2603	0,1269	-0,3185	0,0663	0,2891	-0,1685	-0,5096	-0,0393	-0,1796	-0,0279	0,0063	0,1031	0,3332	-0,0776	0,2289	-0,1345
pH	-0,1776	0,2603	1,0000	-0,1297	0,0589	0,4781	0,4316	0,2033	-0,4013	0,0510	-0,0610	0,2572	0,0874	0,3412	0,3032	0,1968	-0,0820	-0,0592
Cond.(us/cm)	0,0527	0,1269	-0,1297	1,0000	0,2926	-0,5749	-0,0762	0,1025	-0,1597	0,1621	-0,1259	-0,5081	-0,5831	-0,6942	-0,2614	0,0699	0,7211	-0,3896
Alcal.(mg/L)	0,0000	-0,3185	0,0589	0,2926	1,0000	-0,4361	-0,1751	0,0000	0,1253	-0,0422	0,1767	-0,1348	0,0361	-0,4335	-0,1671	0,0000	-0,3470	0,0000
Turb.(uT)	-0,3173	0,0663	0,4781	-0,5749	-0,4361	1,0000	0,0077	0,0380	-0,2291	-0,1697	0,3280	0,4659	0,0694	0,7939	0,2589	-0,0595	0,0681	0,0390
OD (mg/L)	-0,0336	0,2891	0,4316	-0,0762	-0,1751	0,0077	1,0000	0,2135	-0,3105	0,0830	0,0253	0,1926	0,2186	0,2979	0,3831	-0,2450	0,1887	-0,2109
NT (mg/L)	0,0267	-0,1685	0,2033	0,1025	0,0000	0,0380	0,2135	1,0000	0,2846	0,0000	0,0000	0,3701	0,0000	0,0552	0,0000	-0,1876	0,1507	-0,0152
NH3 (mg/L)	0,1419	-0,5096	-0,4013	-0,1597	0,1253	-0,2291	-0,3105	0,2846	1,0000	-0,0792	0,4108	0,0962	0,0201	-0,0420	-0,0388	-0,3236	-0,2443	0,2546
NO3 (mg/L)	0,0000	-0,0393	0,0510	0,1621	-0,0422	-0,1697	0,0830	0,0000	-0,0792	1,0000	0,0025	0,0783	-0,1865	0,0281	0,0567	0,3341	0,0405	0,0000
TKN (mg/L)	0,0000	-0,1796	-0,0610	-0,1259	0,1767	0,3280	0,0253	0,0000	0,4108	0,0025	1,0000	0,2408	-0,0227	0,2277	0,2241	0,0000	-0,0238	0,0000
P Total (mg/L)	-0,0062	-0,0279	0,2572	-0,5081	-0,1348	0,4659	0,1926	0,3701	0,0962	0,0783	0,2408	1,0000	0,0908	0,5914	0,3856	0,0040	-0,4189	0,0156
PO4 (mg/L)	0,0000	0,0063	0,0874	-0,5831	0,0361	0,0694	0,2186	0,0000	0,0201	-0,1865	-0,0227	0,0908	1,0000	0,0320	0,1087	0,0000	-0,0518	0,0000
Clorofila (µg/L)	-0,1703	0,1031	0,3412	-0,6942	-0,4335	0,7939	0,2979	0,0552	-0,0420	0,0281	0,2277	0,5914	0,0320	1,0000	0,5021	0,1074	-0,5714	-0,0241
DQO (mg/L)	-0,0951	0,3332	0,3032	-0,2614	-0,1671	0,2589	0,3831	0,0000	-0,0388	0,0567	0,2241	0,3856	0,1087	0,5021	1,0000	0,9862	-0,1601	0,0000
SS (mg/L)	-0,1659	-0,0776	0,1968	0,0699	0,0000	-0,0595	-0,2450	-0,1876	-0,3236	0,3341	0,0000	0,0040	0,0000	0,1074	0,9862	1,0000	-0,9447	-0,0936
SDT (mg/L)	0,0983	0,2289	-0,0820	0,7211	-0,3470	0,0681	0,1887	0,1507	-0,2443	0,0405	-0,0238	-0,4189	-0,0518	-0,5714	-0,1601	-0,9447	1,0000	-0,3112
Ferro Total	-0,1291	-0,1345	-0,0592	-0,3896	0,0000	0,0390	-0,2109	-0,0152	0,2546	0,0000	0,0000	0,0156	0,0000	-0,0241	0,0000	-0,0936	-0,3112	1,0000

Nota: Coeficientes destacados são estatisticamente significativos, ao nível de significância de 5%.



Tabela B4 - Matriz de correlação de Pearson dos 18 parâmetros bióticos e abióticos coletados na estação de monitoramento D (braço do Torto) na profundidade a 1 metro da superfície do lago Paranoá/DF, no período de 1976 a 2016.

	SECCHI (cm)	Temp.(°C)	pH	Cond.(us/cm)	Alcal.(mg/L)	Turb.(uT)	OD (mg/L)	NT (mg/L)	NH3 (mg/L)	NO3 (mg/L)	TKN (mg/L)	P Total (mg/L)	PO4 (mg/L)	Clorofila (µg/L)	DQO (mg/L)	SS (mg/L)	SDT (mg/L)	Ferro Total
SECCHI (cm)	1,0000	-0,2435	0,0839	0,2650	0,0000	-0,5872	0,2560	0,0935	0,3146	0,0000	0,0000	-0,1041	0,0000	-0,0603	-0,0334	-0,2314	0,2476	-0,1895
Temp.(°C)	-0,2435	1,0000	0,1594	0,0598	-0,2522	-0,0691	0,0857	-0,0308	-0,4239	-0,0188	-0,1360	-0,0726	-0,0066	-0,0524	0,1279	0,1231	0,0373	0,1211
pH	0,0839	0,1594	1,0000	-0,0980	0,0594	0,4286	0,3355	0,0219	-0,2886	0,0675	-0,0352	0,0892	0,0172	0,2919	0,3173	0,1241	0,2466	0,0684
Cond.(us/cm)	0,2650	0,0598	-0,0980	1,0000	0,4023	-0,5149	-0,2808	-0,3060	-0,0665	0,0940	-0,0988	-0,2684	-0,5213	-0,6628	-0,2442	0,0105	0,8914	-0,2371
Alcal.(mg/L)	0,0000	-0,2522	0,0594	0,4023	1,0000	-0,2692	-0,1995	-0,1667	0,1552	-0,0565	0,0080	-0,1413	-0,0323	-0,2823	-0,1194	0,0000	0,0000	0,0000
Turb.(uT)	-0,5872	-0,0691	0,4286	-0,5149	-0,2692	1,0000	0,0168	0,3796	-0,2034	-0,2196	0,2216	0,2490	0,1851	0,6848	0,3171	0,0972	-0,0413	0,2223
OD (mg/L)	0,2560	0,0857	0,3355	-0,2808	-0,1995	0,0168	1,0000	0,1138	-0,1411	0,0594	0,0881	0,1613	0,2061	0,3775	0,3838	0,0622	0,0205	-0,3233
NT (mg/L)	0,0935	-0,0308	0,0219	-0,3060	-0,1667	0,3796	0,1138	1,0000	0,0529	0,1111	0,9861	0,1672	-0,1122	0,4374	0,1489	-0,0902	0,1504	-0,0441
NH3 (mg/L)	0,3146	-0,4239	-0,2886	-0,0665	0,1552	-0,2034	-0,1411	0,0529	1,0000	-0,0077	0,3366	0,0131	0,0751	0,0400	-0,0059	-0,0667	0,0473	-0,2002
NO3 (mg/L)	0,0000	-0,0188	0,0675	0,0940	-0,0565	-0,2196	0,0594	0,1111	-0,0077	1,0000	0,0417	0,1718	-0,1366	-0,0008	0,1616	-0,0031	0,3126	0,0000
TKN (mg/L)	0,0000	-0,1360	-0,0352	-0,0988	0,0080	0,2216	0,0881	0,9861	0,3366	0,0417	1,0000	0,2075	0,0030	0,2675	0,3018	0,0000	0,0000	0,0000
P Total (mg/L)	-0,1041	-0,0726	0,0892	-0,2684	-0,1413	0,2490	0,1613	0,1672	0,0131	0,1718	0,2075	1,0000	0,0540	0,3146	0,2011	0,0006	0,0376	0,0579
PO4 (mg/L)	0,0000	-0,0066	0,0172	-0,5213	-0,0323	0,1851	0,2061	-0,1122	0,0751	-0,1366	0,0030	0,0540	1,0000	-0,0066	0,0750	0,0000	0,0000	0,0000
Clorofila (µg/L)	-0,0603	-0,0524	0,2919	-0,6628	-0,2823	0,6848	0,3775	0,4374	0,0400	-0,0008	0,2675	0,3146	-0,0066	1,0000	0,4291	-0,0440	0,2793	0,1654
DQO (mg/L)	-0,0334	0,1279	0,3173	-0,2442	-0,1194	0,3171	0,3838	0,1489	-0,0059	0,1616	0,3018	0,2011	0,0750	0,4291	1,0000	0,0918	-0,1448	-0,0196
SS (mg/L)	-0,2314	0,1231	0,1241	0,0105	0,0000	0,0972	0,0622	-0,0902	-0,0667	-0,0031	0,0000	0,0006	0,0000	-0,0440	0,0918	1,0000	-0,0877	0,0989
SDT (mg/L)	0,2476	0,0373	0,2466	0,8914	0,0000	-0,0413	0,0205	0,1504	0,0473	0,3126	0,0000	0,0376	0,0000	0,2793	-0,1448	-0,0877	1,0000	-0,1715
Ferro Total	-0,1895	0,1211	0,0684	-0,2371	0,0000	0,2223	-0,3233	-0,0441	-0,2002	0,0000	0,0000	0,0579	0,0000	0,1654	-0,0196	0,0989	-0,1715	1,0000

Nota: Coeficientes destacados são estatisticamente significativos, ao nível de significância de 5%.

Tabela B5 - Matriz de correlação de Pearson dos 18 parâmetros bióticos e abióticos coletados na estação de monitoramento E (braço do Bananal) na profundidade a 1 metro da superfície do lago Paranoá/DF, no período de 1976 a 2016.

	SECCHI (cm)	Temp.(°C)	pH	Cond.(us/cm)	Alcal.(mg/L)	Turb.(uT)	OD (mg/L)	NT (mg/L)	NH3 (mg/L)	NO3 (mg/L)	TKN (mg/L)	P Total (mg/L)	PO4 (mg/L)	Clorofila (µg/L)	DQO (mg/L)	SS (mg/L)	SDT (mg/L)	Ferro Total
SECCHI (cm)	1,0000	-0,2336	-0,1520	0,1656	0,0000	-0,5676	-0,1306	-0,0661	0,2006	0,0000	0,0000	0,3042	0,0000	-0,2816	-0,2609	-0,1909	0,1032	0,0452
Temp.(°C)	-0,2336	1,0000	0,2335	0,0957	-0,1964	0,0138	0,1658	-0,0620	-0,4319	-0,0003	-0,1460	-0,0694	-0,0010	0,0788	0,2165	0,1329	0,1414	-0,1658
pH	-0,1520	0,2335	1,0000	-0,0914	-0,0161	0,5110	0,4090	-0,0212	-0,3724	0,0060	-0,1074	0,1709	0,0258	0,2450	0,3224	0,3142	0,1722	0,1225
Cond.(us/cm)	0,1656	0,0957	-0,0914	1,0000	0,1045	-0,5866	-0,1449	-0,2950	-0,2540	0,1667	-0,1335	-0,3060	-0,4470	-0,7170	-0,2401	0,0772	0,8626	-0,2880
Alcal.(mg/L)	0,0000	-0,1964	-0,0161	0,1045	1,0000	-0,3797	-0,1361	-0,1923	0,1359	-0,0672	-0,0312	-0,1529	0,0411	-0,4306	-0,1578	0,0000	0,0000	0,0000
Turb.(uT)	-0,5676	0,0138	0,5110	-0,5866	-0,3797	1,0000	0,0780	0,4181	-0,2169	-0,2962	0,2145	0,2375	0,1436	0,8135	0,2607	0,0169	0,1508	0,0863
OD (mg/L)	-0,1306	0,1658	0,4090	-0,1449	-0,1361	0,0780	1,0000	0,0344	-0,1842	-0,0157	0,0384	0,1067	0,1494	0,3030	0,4182	0,3015	0,0109	-0,0645
NT (mg/L)	-0,0661	-0,0620	-0,0212	-0,2950	-0,1923	0,4181	0,0344	1,0000	0,2733	0,1351	0,9867	0,4427	-0,0440	0,4247	0,1788	-0,1210	-0,0879	-0,1358
NH3 (mg/L)	0,2006	-0,4319	-0,3724	-0,2540	0,1359	-0,2169	-0,1842	0,2733	1,0000	-0,0353	0,5022	0,1324	0,1526	0,1075	-0,0374	-0,1693	-0,0832	-0,0695
NO3 (mg/L)	0,0000	-0,0003	0,0060	0,1667	-0,0672	-0,2962	-0,0157	0,1351	-0,0353	1,0000	0,0726	0,1510	-0,1958	0,0480	0,0771	0,1263	0,4973	0,0000
TKN (mg/L)	0,0000	-0,1460	-0,1074	-0,1335	-0,0312	0,2145	0,0384	0,9867	0,5022	0,0726	1,0000	0,3317	-0,0001	0,2178	0,3666	0,0000	0,0000	0,0000
P Total (mg/L)	0,3042	-0,0694	0,1709	-0,3060	-0,1529	0,2375	0,1067	0,4427	0,1324	0,1510	0,3317	1,0000	-0,0216	0,3690	0,2027	-0,0168	0,0046	0,4356
PO4 (mg/L)	0,0000	-0,0010	0,0258	-0,4470	0,0411	0,1436	0,1494	-0,0440	0,1526	-0,1958	-0,0001	-0,0216	1,0000	0,0339	0,1171	0,0000	0,0000	0,0000
Clorofila (µg/L)	-0,2816	0,0788	0,2450	-0,7170	-0,4306	0,8135	0,3030	0,4247	0,1075	0,0480	0,2178	0,3690	0,0339	1,0000	0,4456	0,1876	0,1528	0,0980
DQO (mg/L)	-0,2609	0,2165	0,3224	-0,2401	-0,1578	0,2607	0,4182	0,1788	-0,0374	0,0771	0,3666	0,2027	0,1171	0,4456	1,0000	0,2645	-0,0701	0,0704
SS (mg/L)	-0,1909	0,1329	0,3142	0,0772	0,0000	0,0169	0,3015	-0,1210	-0,1693	0,1263	0,0000	-0,0168	0,0000	0,1876	0,2645	1,0000	0,0046	0,1509
SDT (mg/L)	0,1032	0,1414	0,1722	0,8626	0,0000	0,1508	0,0109	-0,0879	-0,0832	0,4973	0,0000	0,0046	0,0000	0,1528	-0,0701	0,0046	1,0000	-0,1673
Ferro Total	0,0452	-0,1658	0,1225	-0,2880	0,0000	0,0863	-0,0645	-0,1358	-0,0695	0,0000	0,0000	0,4356	0,0000	0,0980	0,0704	0,1509	-0,1673	1,0000

Nota: Coeficientes destacados são estatisticamente significativos, ao nível de significância de 5%.



Tabela B6 - Matriz de correlação de Pearson dos 13 parâmetros bióticos e abióticos coletados na estação de monitoramento A (braço do Riacho Fundo) na profundidade a 1 metro da superfície do lago Paranoá/DF, no período de 1976 a 1998.

	Temp.(°C)	pH	Cond.(us/cm)	Alcal.(mg/L)	Turb.(uT)	OD (mg/L)	NH3 (mg/L)	NO3 (mg/L)	TKN (mg/L)	P Total (mg/L)	PO4 (mg/L)	Clorofila (µg/L)	DQO (mg/L)
Temp.(°C)	1,0000	0,2248	-0,2588	-0,2079	0,0498	0,1723	-0,4165	0,0718	-0,1771	-0,1442	0,0058	0,2268	0,1855
pH	0,2248	1,0000	0,0553	0,0657	0,2920	0,4431	-0,4174	-0,0599	-0,2036	0,0203	0,0048	0,1166	0,2443
Cond.(us/cm)	-0,2588	0,0553	1,0000	0,1989	0,2788	-0,1222	0,1207	0,0987	0,2153	0,1139	-0,1880	-0,0849	-0,0261
Alcal.(mg/L)	-0,2079	0,0657	0,1989	1,0000	0,0015	-0,0681	0,4122	-0,0145	0,4133	0,3139	0,1117	-0,0297	0,1299
Turb.(uT)	0,0498	0,2920	0,2788	0,0015	1,0000	0,0716	-0,1898	-0,2631	0,0065	-0,2261	-0,1859	0,0176	0,0248
OD (mg/L)	0,1723	0,4431	-0,1222	-0,0681	0,0716	1,0000	-0,3708	0,0324	-0,1767	0,0478	0,0905	0,3139	0,3107
NH3 (mg/L)	-0,4165	-0,4174	0,1207	0,4122	-0,1898	-0,3708	1,0000	0,0359	0,6461	0,2811	0,1859	-0,1256	-0,0578
NO3 (mg/L)	0,0718	-0,0599	0,0987	-0,0145	-0,2631	0,0324	0,0359	1,0000	0,0528	0,1778	-0,0560	0,0449	0,1765
TKN (mg/L)	-0,1771	-0,2036	0,2153	0,4133	0,0065	-0,1767	0,6461	0,0528	1,0000	0,3891	0,1202	0,1088	0,2559
P Total (mg/L)	-0,1442	0,0203	0,1139	0,3139	-0,2261	0,0478	0,2811	0,1778	0,3891	1,0000	0,3443	0,2821	0,3126
PO4 (mg/L)	0,0058	0,0048	-0,1880	0,1117	-0,1859	0,0905	0,1859	-0,0560	0,1202	0,3443	1,0000	-0,0301	0,0891
Clorofila (µg/L)	0,2268	0,1166	-0,0849	-0,0297	0,0176	0,3139	-0,1256	0,0449	0,1088	0,2821	-0,0301	1,0000	0,4802
DQO (mg/L)	0,1855	0,2443	-0,0261	0,1299	0,0248	0,3107	-0,0578	0,1765	0,2559	0,3126	0,0891	0,4802	1,0000

Nota: Coeficientes destacados são estatisticamente significativos, ao nível de significância de 5%.

Tabela B7 - Matriz de correlação de Pearson dos 15 parâmetros bióticos e abióticos coletados na estação de monitoramento A (braço do Riacho Fundo) na profundidade a 1 metro da superfície do lago Paranoá/DF, no período de 1999 a 2016.

	SECCHI (cm)	Temp.(°C)	pH	Cond.(us/cm)	Turb.(uT)	OD (mg/L)	NT (mg/L)	NH3 (mg/L)	NO3 (mg/L)	P Total (mg/L)	Clorofila (µg/L)	DQO (mg/L)	SS (mg/L)	SDT (mg/L)	Ferro Total
SECCHI (cm)	1,0000	-0,0279	-0,0954	-0,0274	-0,6230	-0,0606	-0,0590	0,0641	0,0000	-0,1268	0,0148	0,1448	-0,2609	0,0070	-0,4575
Temp.(°C)	-0,0279	1,0000	0,1502	-0,0044	0,0976	0,1357	-0,1888	-0,2516	-0,1803	-0,1159	-0,0098	0,1605	0,0754	-0,1260	-0,3331
pH	-0,0954	0,1502	1,0000	0,1033	0,0270	0,2989	0,3212	-0,2161	-0,0275	0,0430	0,1320	-0,0886	0,1046	0,1866	-0,0629
Cond.(us/cm)	-0,0274	-0,0044	0,1033	1,0000	-0,0220	0,3797	0,6634	0,4488	0,3525	0,5041	0,5143	0,4711	0,3753	0,9404	0,0245
Turb.(uT)	-0,6230	0,0976	0,0270	-0,0220	1,0000	-0,1308	-0,1747	-0,0838	0,0193	0,0662	-0,0652	-0,0512	0,2076	-0,0939	0,5980
OD (mg/L)	-0,0606	0,1357	0,2989	0,3797	-0,1308	1,0000	0,5113	0,1016	-0,1882	0,0966	0,3500	0,3541	-0,0018	0,2847	-0,3502
NT (mg/L)	-0,0590	-0,1888	0,3212	0,6634	-0,1747	0,5113	1,0000	0,3349	0,0000	0,3908	0,4609	0,4865	0,2965	0,6693	0,0723
NH3 (mg/L)	0,0641	-0,2516	-0,2161	0,4488	-0,0838	0,1016	0,3349	1,0000	0,0790	0,2672	0,2789	0,1835	0,1453	0,3545	0,1019
NO3 (mg/L)	0,0000	-0,1803	-0,0275	0,3525	0,0193	-0,1882	0,0000	0,0790	1,0000	0,1313	0,2149	0,1656	0,4181	0,3729	0,0000
P Total (mg/L)	-0,1268	-0,1159	0,0430	0,5041	0,0662	0,0966	0,3908	0,2672	0,1313	1,0000	0,6125	0,5158	0,2880	0,4656	0,3291
Clorofila (µg/L)	0,0148	-0,0098	0,1320	0,5143	-0,0652	0,3500	0,4609	0,2789	0,2149	0,6125	1,0000	0,5467	0,1287	0,4869	-0,2118
DQO (mg/L)	0,1448	0,1605	-0,0886	0,4711	-0,0512	0,3541	0,4865	0,1835	0,1656	0,5158	0,5467	1,0000	0,1611	0,2185	-0,1883
SS (mg/L)	-0,2609	0,0754	0,1046	0,3753	0,2076	-0,0018	0,2965	0,1453	0,4181	0,2880	0,1287	0,1611	1,0000	0,2807	0,4921
SDT (mg/L)	0,0070	-0,1260	0,1866	0,9404	-0,0939	0,2847	0,6693	0,3545	0,3729	0,4656	0,4869	0,2185	0,2807	1,0000	0,0475
Ferro Total	-0,4575	-0,3331	-0,0629	0,0245	0,5980	-0,3502	0,0723	0,1019	0,0000	0,3291	-0,2118	-0,1883	0,4921	0,0475	1,0000

Nota: Coeficientes destacados são estatisticamente significativos, ao nível de significância de 5%.

Tabela B8 - Matriz de correlação de Pearson dos 14 parâmetros bióticos e abióticos coletados na estação de monitoramento B (braço do Gama) na profundidade a 1 metro da superfície do lago Paranoá/DF, no período de 1976 a 1998.

	Temp.(°C)	pH	Cond.(us/cm)	Alcal.(mg/L)	Turb.(uT)	OD (mg/L)	NT (mg/L)	NH3 (mg/L)	NO3 (mg/L)	TKN (mg/L)	P Total (mg/L)	PO4 (mg/L)	Clorofila (µg/L)	DQO (mg/L)
Temp.(°C)	1,0000	0,3996	-0,1409	-0,2526	0,1611	0,3659	-0,1734	-0,5969	-0,0789	-0,2462	-0,0018	0,1006	0,4256	0,3932
pH	0,3996	1,0000	0,0745	0,0467	0,3081	0,3410	-0,2275	-0,4602	-0,0689	-0,2278	0,1402	0,0432	0,1788	0,3085
Cond.(us/cm)	-0,1409	0,0745	1,0000	0,1082	0,2844	-0,2035	0,1661	0,0427	0,0409	0,0994	0,0307	-0,4737	-0,1597	-0,0616
Alcal.(mg/L)	-0,2526	0,0467	0,1082	1,0000	0,0359	-0,0515	0,0364	0,2529	-0,0474	0,1685	0,1283	0,1054	-0,1863	-0,0354
Turb.(uT)	0,1611	0,3081	0,2844	0,0359	1,0000	0,2478	0,0483	-0,4845	-0,0924	0,0837	0,1253	-0,0978	0,4683	0,3582
OD (mg/L)	0,3659	0,3410	-0,2035	-0,0515	0,2478	1,0000	-0,0188	-0,3351	0,1314	-0,0510	0,0676	0,1740	0,4104	0,3700
NT (mg/L)	-0,1734	-0,2275	0,1661	0,0364	0,0483	-0,0188	1,0000	0,3627	0,3228	0,9710	0,1841	-0,1094	0,1291	0,1326
NH3 (mg/L)	-0,5969	-0,4602	0,0427	0,2529	-0,4845	-0,3351	0,3627	1,0000	0,0615	0,5243	0,0488	0,0285	-0,3044	-0,1719
NO3 (mg/L)	-0,0789	-0,0689	0,0409	-0,0474	-0,0924	0,1314	0,3228	0,0615	1,0000	0,1354	0,1702	-0,1395	0,0785	0,0873
TKN (mg/L)	-0,2462	-0,2278	0,0994	0,1685	0,0837	-0,0510	0,9710	0,5243	0,1354	1,0000	0,2026	-0,0334	0,1043	0,1740
P Total (mg/L)	-0,0018	0,1402	0,0307	0,1283	0,1253	0,0676	0,1841	0,0488	0,1702	0,2026	1,0000	-0,0237	0,1344	0,1538
PO4 (mg/L)	0,1006	0,0432	-0,4737	0,1054	-0,0978	0,1740	-0,1094	0,0285	-0,1395	-0,0334	-0,0237	1,0000	-0,0549	-0,0271
Clorofila (µg/L)	0,4256	0,1788	-0,1597	-0,1863	0,4683	0,4104	0,1291	-0,3044	0,0785	0,1043	0,1344	-0,0549	1,0000	0,5115
DQO (mg/L)	0,3932	0,3085	-0,0616	-0,0354	0,3582	0,3700	0,1326	-0,1719	0,0873	0,1740	0,1538	-0,0271	0,5115	1,0000

Nota: Coeficientes destacados são estatisticamente significativos, ao nível de significância de 5%.

Tabela B9 - Matriz de correlação de Pearson dos 15 parâmetros bióticos e abióticos coletados na estação de monitoramento B (braço do Gama) na profundidade a 1 metro da superfície do lago Paranoá/DF, no período de 1999 a 2016.

	SECCHI (cm)	Temp.(°C)	pH	Cond.(us/cm)	Turb.(uT)	OD (mg/L)	NT (mg/L)	NH3 (mg/L)	NO3 (mg/L)	P Total (mg/L)	Clorofila (µg/L)	DQO (mg/L)	SS (mg/L)	SDT (mg/L)	Ferro Total
SECCHI (cm)	1,0000	-0,2457	-0,1144	0,0795	-0,5482	-0,0923	0,0488	-0,1451	0,0000	0,0961	-0,0671	-0,2968	-0,3930	0,1024	0,0020
Temp.(°C)	-0,2457	1,0000	0,2016	0,0990	0,1963	0,1761	-0,1566	-0,2923	-0,1789	-0,0185	-0,0812	0,2574	0,0781	-0,0512	0,0826
pH	-0,1144	0,2016	1,0000	0,1987	0,0530	0,1194	0,0486	-0,2524	0,1082	0,0716	0,1099	-0,0663	0,1876	0,2434	-0,0456
Cond.(us/cm)	0,0795	0,0990	0,1987	1,0000	-0,0247	0,3620	-0,0267	0,2296	-0,0467	0,1621	0,2029	0,0338	0,1734	0,7526	-0,2457
Turb.(uT)	-0,5482	0,1963	0,0530	-0,0247	1,0000	-0,0443	-0,1341	-0,0428	-0,0680	-0,0225	0,0486	0,0480	0,1367	0,0131	0,0727
OD (mg/L)	-0,0923	0,1761	0,1194	0,3620	-0,0443	1,0000	0,1317	0,2526	0,0362	-0,0480	0,0889	0,4755	0,1127	0,1443	-0,3860
NT (mg/L)	0,0488	-0,1566	0,0486	-0,0267	-0,1341	0,1317	1,0000	0,4714	0,4911	-0,1316	0,1764	-0,1209	-0,0739	0,1996	0,0105
NH3 (mg/L)	-0,1451	-0,2923	-0,2524	0,2296	-0,0428	0,2526	0,4714	1,0000	-0,1421	0,1087	0,0020	0,0745	-0,1081	0,1458	-0,0396
NO3 (mg/L)	0,0000	-0,1789	0,1082	-0,0467	-0,0680	0,0362	0,4911	-0,1421	1,0000	0,1776	0,3595	0,2309	0,4056	0,1709	0,0000
P Total (mg/L)	0,0961	-0,0185	0,0716	0,1621	-0,0225	-0,0480	-0,1316	0,1087	0,1776	1,0000	-0,0214	-0,0585	-0,0101	0,2198	-0,1091
Clorofila (µg/L)	-0,0671	-0,0812	0,1099	0,2029	0,0486	0,0889	0,1764	0,0020	0,3595	-0,0214	1,0000	-0,0627	0,1048	0,3998	0,0143
DQO (mg/L)	-0,2968	0,2574	-0,0663	0,0338	0,0480	0,4755	-0,1209	0,0745	0,2309	-0,0585	-0,0627	1,0000	0,3404	-0,2655	0,2143
SS (mg/L)	-0,3930	0,0781	0,1876	0,1734	0,1367	0,1127	-0,0739	-0,1081	0,4056	-0,0101	0,1048	0,3404	1,0000	0,0173	0,0116
SDT (mg/L)	0,1024	-0,0512	0,2434	0,7526	0,0131	0,1443	0,1996	0,1458	0,1709	0,2198	0,3998	-0,2655	0,0173	1,0000	-0,0751
Ferro Total	0,0020	0,0826	-0,0456	-0,2457	0,0727	-0,3860	0,0105	-0,0396	0,0000	-0,1091	0,0143	0,2143	0,0116	-0,0751	1,0000

Nota: Coeficientes destacados são estatisticamente significativos, ao nível de significância de 5%.

Tabela B10 - Matriz de correlação de Pearson dos 13 parâmetros bióticos e abióticos coletados na estação de monitoramento C (área central) na profundidade a 1 metro da superfície do lago Paranoá/DF, no período de 1976 a 1998.

	Temp.(°C)	pH	Cond.(us/cm)	Alcal.(mg/L)	Turb.(uT)	OD (mg/L)	NH3 (mg/L)	NO3 (mg/L)	TKN (mg/L)	P Total (mg/L)	PO4 (mg/L)	Clorofila (µg/L)	DQO (mg/L)
Temp.(°C)	1,0000	0,3590	-0,0470	-0,2949	0,2706	0,3209	-0,5883	-0,0030	-0,2326	0,0658	-0,0311	0,4291	0,3701
pH	0,3590	1,0000	0,1191	0,0947	0,4305	0,4618	-0,4845	0,0713	-0,0819	0,2111	0,0651	0,3298	0,3759
Cond.(us/cm)	-0,0470	0,1191	1,0000	0,1027	0,3524	-0,1795	0,0237	0,0229	0,1152	-0,0161	-0,5692	-0,1113	-0,0331
Alcal.(mg/L)	-0,2949	0,0947	0,1027	1,0000	0,0956	-0,1127	0,1957	-0,1228	0,2912	0,0026	0,1447	-0,2544	-0,0234
Turb.(uT)	0,2706	0,4305	0,3524	0,0956	1,0000	0,3046	-0,3875	0,0058	0,1886	0,0574	-0,1274	0,3677	0,4233
OD (mg/L)	0,3209	0,4618	-0,1795	-0,1127	0,3046	1,0000	-0,4098	0,1488	-0,0313	0,2507	0,1679	0,4537	0,4135
NH3 (mg/L)	-0,5883	-0,4845	0,0237	0,1957	-0,3875	-0,4098	1,0000	-0,0136	0,3756	-0,0376	-0,0441	-0,3250	-0,1989
NO3 (mg/L)	-0,0030	0,0713	0,0229	-0,1228	0,0058	0,1488	-0,0136	1,0000	0,0575	0,2203	-0,1434	0,1947	0,1841
TKN (mg/L)	-0,2326	-0,0819	0,1152	0,2912	0,1886	-0,0313	0,3756	0,0575	1,0000	0,1547	-0,1070	0,1035	0,1490
P Total (mg/L)	0,0658	0,2111	-0,0161	0,0026	0,0574	0,2507	-0,0376	0,2203	0,1547	1,0000	-0,0399	0,3371	0,3278
PO4 (mg/L)	-0,0311	0,0651	-0,5692	0,1447	-0,1274	0,1679	-0,0441	-0,1434	-0,1070	-0,0399	1,0000	-0,1471	-0,0269
Clorofila (µg/L)	0,4291	0,3298	-0,1113	-0,2544	0,3677	0,4537	-0,3250	0,1947	0,1035	0,3371	-0,1471	1,0000	0,5852
DQO (mg/L)	0,3701	0,3759	-0,0331	-0,0234	0,4233	0,4135	-0,1989	0,1841	0,1490	0,3278	-0,0269	0,5852	1,0000

Nota: Coeficientes destacados são estatisticamente significativos, ao nível de significância de 5%.

Tabela B11 - Matriz de correlação de Pearson dos 15 parâmetros bióticos e abióticos coletados na estação de monitoramento C (área central) na profundidade a 1 metro da superfície do lago Paranoá/DF, no período de 1999 a 2016.

	SECCHI (cm)	Temp.(°C)	pH	Cond.(us/cm)	Turb.(uT)	OD (mg/L)	NT (mg/L)	NH3 (mg/L)	NO3 (mg/L)	P Total (mg/L)	Clorofila (µg/L)	DQO (mg/L)	SS (mg/L)	SDT (mg/L)	Ferro Total
SECCHI (cm)	1,0000	-0,5133	-0,2236	0,0548	-0,3122	-0,0096	0,0405	0,1776	-0,1028	-0,0373	-0,1921	-0,2318	-0,0056	0,0911	-0,0841
Temp.(°C)	-0,5133	1,0000	0,2093	0,1176	0,1620	0,2942	-0,2018	-0,3325	-0,1068	0,0479	-0,0484	0,0984	-0,2803	0,1957	-0,1426
pH	-0,2236	0,2093	1,0000	0,2108	0,0301	0,2586	0,2709	-0,3255	0,1930	0,0246	0,1411	0,0833	0,1502	-0,0846	-0,0989
Cond.(us/cm)	0,0548	0,1176	0,2108	1,0000	-0,0052	0,2694	0,1135	0,0261	-0,0316	0,0329	-0,0807	0,0986	-0,0452	0,3195	-0,5290
Turb.(uT)	-0,3122	0,1620	0,0301	-0,0052	1,0000	-0,0543	-0,0044	-0,2163	-0,1145	0,0330	0,1269	-0,1757	0,0451	0,0379	0,1486
OD (mg/L)	-0,0096	0,2942	0,2586	0,2694	-0,0543	1,0000	0,2881	0,0152	0,0739	0,0484	-0,1349	0,1501	-0,3919	0,3604	-0,2342
NT (mg/L)	0,0405	-0,2018	0,2709	0,1135	-0,0044	0,2881	1,0000	0,3846	0,0023	0,3898	0,0370	-0,0220	-0,1878	0,1863	0,1310
NH3 (mg/L)	0,1776	-0,3325	-0,3255	0,0261	-0,2163	0,0152	0,3846	1,0000	-0,3374	0,0449	-0,2207	0,1127	-0,3161	0,2313	0,2918
NO3 (mg/L)	-0,1028	-0,1068	0,1930	-0,0316	-0,1145	0,0739	0,0023	-0,3374	1,0000	0,1572	0,3413	0,3630	0,0269	-0,0205	-0,3192
P Total (mg/L)	-0,0373	0,0479	0,0246	0,0329	0,0330	0,0484	0,3898	0,0449	0,1572	1,0000	-0,0459	0,1988	-0,0161	0,0013	-0,0118
Clorofila (µg/L)	-0,1921	-0,0484	0,1411	-0,0807	0,1269	-0,1349	0,0370	-0,2207	0,3413	-0,0459	1,0000	0,1368	0,1970	-0,0717	-0,1141
DQO (mg/L)	-0,2318	0,0984	0,0833	0,0986	-0,1757	0,1501	-0,0220	0,1127	0,3630	0,1988	0,1368	1,0000	0,0668	-0,1187	-0,4277
SS (mg/L)	-0,0056	-0,2803	0,1502	-0,0452	0,0451	-0,3919	-0,1878	-0,3161	0,0269	-0,0161	0,1970	0,0668	1,0000	-0,8303	0,0130
SDT (mg/L)	0,0911	0,1957	-0,0846	0,3195	0,0379	0,3604	0,1863	0,2313	-0,0205	0,0013	-0,0717	-0,1187	-0,8303	1,0000	-0,2250
Ferro Total	-0,0841	-0,1426	-0,0989	-0,5290	0,1486	-0,2342	0,1310	0,2918	-0,3192	-0,0118	-0,1141	-0,4277	0,0130	-0,2250	1,0000

Nota: Coeficientes destacados são estatisticamente significativos, ao nível de significância de 5%.



Tabela B12 - Matriz de correlação de Pearson dos 14 parâmetros bióticos e abióticos coletados na estação de monitoramento D (braço do Torto) na profundidade a 1 metro da superfície do lago Paranoá/DF, no período de 1976 a 1998.

	Temp.(°C)	pH	Cond.(us/cm)	Alcal.(mg/L)	Turb.(uT)	OD (mg/L)	NT (mg/L)	NH3 (mg/L)	NO3 (mg/L)	TKN (mg/L)	P Total (mg/L)	PO4 (mg/L)	Clorofila (µg/L)	DQO (mg/L)
Temp.(°C)	1,0000	0,2297	-0,0681	-0,2202	-0,2432	0,1093	-0,0255	-0,4484	0,0081	-0,1388	-0,1398	-0,0388	0,0492	0,1455
pH	0,2297	1,0000	0,2270	0,1068	0,4585	0,3044	-0,0996	-0,3632	0,0806	-0,0998	-0,0016	-0,0080	0,1750	0,3641
Cond.(us/cm)	-0,0681	0,2270	1,0000	0,2537	0,3877	-0,2137	0,0765	0,0869	0,0399	0,1005	0,0017	-0,4536	0,0558	0,0944
Alcal.(mg/L)	-0,2202	0,1068	0,2537	1,0000	0,2366	-0,0812	-0,0721	0,1985	-0,1011	0,0621	-0,0591	0,0779	-0,0970	0,0450
Turb.(uT)	-0,2432	0,4585	0,3877	0,2366	1,0000	0,3408	0,1395	-0,2434	-0,0849	0,1279	0,1027	0,1293	0,2859	0,4047
OD (mg/L)	0,1093	0,3044	-0,2137	-0,0812	0,3408	1,0000	0,0271	-0,2629	0,1296	-0,0137	0,1327	0,1069	0,3200	0,2918
NT (mg/L)	-0,0255	-0,0996	0,0765	-0,0721	0,1395	0,0271	1,0000	0,0346	0,1023	0,9302	0,1139	-0,1176	0,2003	0,1751
NH3 (mg/L)	-0,4484	-0,3632	0,0869	0,1985	-0,2434	-0,2629	0,0346	1,0000	0,0297	0,2629	0,0036	0,0347	-0,1102	-0,1048
NO3 (mg/L)	0,0081	0,0806	0,0399	-0,1011	-0,0849	0,1296	0,1023	0,0297	1,0000	0,0880	0,2322	-0,1011	0,1341	0,2540
TKN (mg/L)	-0,1388	-0,0998	0,1005	0,0621	0,1279	-0,0137	0,9302	0,2629	0,0880	1,0000	0,1415	-0,1217	0,1908	0,2049
P Total (mg/L)	-0,1398	-0,0016	0,0017	-0,0591	0,1027	0,1327	0,1139	0,0036	0,2322	0,1415	1,0000	-0,0264	0,1562	0,2073
PO4 (mg/L)	-0,0388	-0,0080	-0,4536	0,0779	0,1293	0,1069	-0,1176	0,0347	-0,1011	-0,1217	-0,0264	1,0000	-0,2620	-0,0861
Clorofila (µg/L)	0,0492	0,1750	0,0558	-0,0970	0,2859	0,3200	0,2003	-0,1102	0,1341	0,1908	0,1562	-0,2620	1,0000	0,3859
DQO (mg/L)	0,1455	0,3641	0,0944	0,0450	0,4047	0,2918	0,1751	-0,1048	0,2540	0,2049	0,2073	-0,0861	0,3859	1,0000

Nota: Coeficientes destacados são estatisticamente significativos, ao nível de significância de 5%.

Tabela B13 - Matriz de correlação de Pearson dos 15 parâmetros bióticos e abióticos coletados na estação de monitoramento D (braço do Torto) na profundidade a 1 metro da superfície do lago Paranoá/DF, no período de 1999 a 2016.

	SECCHI (cm)	Temp.(°C)	pH	Cond.(us/cm)	Turb.(uT)	OD (mg/L)	NT (mg/L)	NH3 (mg/L)	NO3 (mg/L)	P Total (mg/L)	Clorofila (µg/L)	DQO (mg/L)	SS (mg/L)	SDT (mg/L)	Ferro Total
SECCHI (cm)	1,0000	-0,2982	0,0693	0,2872	-0,5657	0,3023	0,0275	0,3513	0,0525	-0,0928	-0,1118	0,0385	-0,2285	0,2590	-0,3388
Temp.(°C)	-0,2982	1,0000	0,1447	0,0911	0,0188	0,0853	-0,0741	-0,4374	-0,1034	0,0829	-0,0768	0,1423	0,1582	-0,0215	0,1532
pH	0,0693	0,1447	1,0000	0,2709	-0,1241	0,1892	0,2301	-0,1277	-0,0582	0,0093	0,1182	-0,1487	0,1501	0,1685	0,1043
Cond.(us/cm)	0,2872	0,0911	0,2709	1,0000	-0,0974	0,2258	-0,2149	0,0975	-0,1505	-0,0125	0,0413	0,0971	0,0530	0,8514	-0,3058
Turb.(uT)	-0,5657	0,0188	-0,1241	-0,0974	1,0000	-0,2686	0,0101	-0,0311	-0,0641	0,1050	-0,0264	-0,2006	0,1013	-0,0352	0,3331
OD (mg/L)	0,3023	0,0853	0,1892	0,2258	-0,2686	1,0000	-0,1841	0,1338	0,1685	-0,0271	-0,1485	0,4285	0,0926	0,1177	-0,5067
NT (mg/L)	0,0275	-0,0741	0,2301	-0,2149	0,0101	-0,1841	1,0000	0,1370	0,3403	0,0264	0,1231	-0,4041	-0,1718	-0,0057	0,0807
NH3 (mg/L)	0,3513	-0,4374	-0,1277	0,0975	-0,0311	0,1338	0,1370	1,0000	-0,0770	-0,1126	-0,1403	0,0336	-0,0880	0,0366	-0,2444
NO3 (mg/L)	0,0525	-0,1034	-0,0582	-0,1505	-0,0641	0,1685	0,3403	-0,0770	1,0000	-0,0290	-0,0145	0,1344	-0,1002	0,2060	-0,1469
P Total (mg/L)	-0,0928	0,0829	0,0093	-0,0125	0,1050	-0,0271	0,0264	-0,1126	-0,0290	1,0000	0,0730	-0,0432	-0,0120	0,0202	0,0495
Clorofila (µg/L)	-0,1118	-0,0768	0,1182	0,0413	-0,0264	-0,1485	0,1231	-0,1403	-0,0145	0,0730	1,0000	-0,2205	-0,0430	0,2008	0,2323
DQO (mg/L)	0,0385	0,1423	-0,1487	0,0971	-0,2006	0,4285	-0,4041	0,0336	0,1344	-0,0432	-0,2205	1,0000	0,0663	0,0415	-0,2368
SS (mg/L)	-0,2285	0,1582	0,1501	0,0530	0,1013	0,0926	-0,1718	-0,0880	-0,1002	-0,0120	-0,0430	0,0663	1,0000	-0,0800	0,1240
SDT (mg/L)	0,2590	-0,0215	0,1685	0,8514	-0,0352	0,1177	-0,0057	0,0366	0,2060	0,0202	0,2008	0,0415	-0,0800	1,0000	-0,2687
Ferro Total	-0,3388	0,1532	0,1043	-0,3058	0,3331	-0,5067	0,0807	-0,2444	-0,1469	0,0495	0,2323	-0,2368	0,1240	-0,2687	1,0000

Nota: Coeficientes destacados são estatisticamente significativos, ao nível de significância de 5%.



Tabela B14 - Matriz de correlação de Pearson dos 14 parâmetros bióticos e abióticos coletados na estação de monitoramento E (braço do Bananal) na profundidade a 1 metro da superfície do lago Paranoá/DF, no período de 1976 a 1998.

	Temp.(°C)	pH	Cond.(us/cm)	Alcal.(mg/L)	Turb.(uT)	OD (mg/L)	NT (mg/L)	NH3 (mg/L)	NO3 (mg/L)	TKN (mg/L)	P Total (mg/L)	PO4 (mg/L)	Clorofila (µg/L)	DQO (mg/L)
Temp.(°C)	<b>1,0000</b>	0,2991	-0,0767	-0,1855	-0,0621	0,2172	-0,0223	<b>-0,4763</b>	0,0582	-0,1734	0,0096	-0,0233	0,3088	0,2409
pH	0,2991	<b>1,0000</b>	0,1113	-0,0050	<b>0,5252</b>	<b>0,4204</b>	-0,1399	<b>-0,4849</b>	0,0066	-0,1260	0,2019	0,0107	0,2041	<b>0,3936</b>
Cond.(us/cm)	-0,0767	0,1113	<b>1,0000</b>	0,0070	<b>0,3216</b>	<b>-0,2187</b>	0,1142	-0,0125	0,0022	0,1170	0,0341	<b>-0,3857</b>	-0,1707	-0,0610
Alcal.(mg/L)	-0,1855	-0,0050	0,0070	<b>1,0000</b>	0,1219	-0,0991	-0,1818	0,1709	-0,0978	0,0547	-0,1092	0,0837	<b>-0,3037</b>	-0,1060
Turb.(uT)	-0,0621	<b>0,5252</b>	<b>0,3216</b>	0,1219	<b>1,0000</b>	<b>0,2628</b>	-0,0292	<b>-0,3852</b>	-0,1776	0,0023	0,1101	0,0989	<b>0,2964</b>	<b>0,3569</b>
OD (mg/L)	0,2172	<b>0,4204</b>	<b>-0,2187</b>	-0,0991	<b>0,2628</b>	<b>1,0000</b>	0,0034	<b>-0,2999</b>	0,0544	-0,0524	0,1616	0,0872	<b>0,3677</b>	<b>0,4252</b>
NT (mg/L)	-0,0223	-0,1399	0,1142	-0,1818	-0,0292	0,0034	<b>1,0000</b>	0,2138	0,2185	<b>0,9909</b>	0,3380	-0,1294	0,0998	0,2258
NH3 (mg/L)	<b>-0,4763</b>	<b>-0,4849</b>	-0,0125	0,1709	<b>-0,3852</b>	<b>-0,2999</b>	0,2138	<b>1,0000</b>	0,0732	<b>0,4737</b>	0,0515	0,0895	-0,1908	-0,1577
NO3 (mg/L)	0,0582	0,0066	0,0022	-0,0978	-0,1776	0,0544	0,2185	0,0732	<b>1,0000</b>	0,1375	0,3086	-0,1507	0,2528	0,1793
TKN (mg/L)	-0,1734	-0,1260	0,1170	0,0547	0,0023	-0,0524	<b>0,9909</b>	<b>0,4737</b>	0,1375	<b>1,0000</b>	0,2533	-0,0839	0,0762	0,2942
P Total (mg/L)	0,0096	0,2019	0,0341	-0,1092	0,1101	0,1616	0,3380	0,0515	0,3086	0,2533	<b>1,0000</b>	-0,1404	0,3004	0,3208
PO4 (mg/L)	-0,0233	0,0107	<b>-0,3857</b>	0,0837	0,0989	0,0872	-0,1294	0,0895	-0,1507	-0,0839	-0,1404	<b>1,0000</b>	-0,1368	0,0006
Clorofila (µg/L)	0,3088	0,2041	-0,1707	<b>-0,3037</b>	<b>0,2964</b>	<b>0,3677</b>	0,0998	-0,1908	0,2528	0,0762	0,3004	-0,1368	<b>1,0000</b>	<b>0,5252</b>
DQO (mg/L)	0,2409	<b>0,3936</b>	-0,0610	-0,1060	<b>0,3569</b>	<b>0,4252</b>	0,2258	-0,1577	0,1793	0,2942	0,3208	0,0006	<b>0,5252</b>	<b>1,0000</b>

Nota: Coeficientes destacados são estatisticamente significativos, ao nível de significância de 5%.

Tabela B15 - Matriz de correlação de Pearson dos 15 parâmetros bióticos e abióticos coletados na estação de monitoramento E (braço do Bananal) na profundidade a 1 metro da superfície do lago Paranoá/DF, no período de 1999 a 2016.

	SECCHI (cm)	Temp.(°C)	pH	Cond.(us/cm)	Turb.(uT)	OD (mg/L)	NT (mg/L)	NH3 (mg/L)	NO3 (mg/L)	P Total (mg/L)	Clorofila (µg/L)	DQO (mg/L)	SS (mg/L)	SDT (mg/L)	Ferro Total
SECCHI (cm)	1,0000	-0,2431	-0,1462	0,1762	-0,5927	0,0121	-0,1842	0,1987	0,0228	0,2590	-0,3267	0,0640	-0,1599	0,2021	-0,1763
Temp.(°C)	-0,2431	1,0000	0,2166	0,1871	0,1337	0,0356	-0,1548	-0,3650	-0,1931	-0,0788	-0,0147	-0,0147	0,1717	0,0887	-0,0997
pH	-0,1462	0,2166	1,0000	0,1860	0,0770	0,2894	0,0670	-0,2693	0,1469	-0,0045	0,3537	-0,0328	0,3492	0,1429	0,1144
Cond.(us/cm)	0,1762	0,1871	0,1860	1,0000	0,0206	0,1602	-0,1441	0,0089	-0,0297	-0,0157	-0,0489	0,0712	0,1281	0,8036	-0,3284
Turb.(uT)	-0,5927	0,1337	0,0770	0,0206	1,0000	-0,1502	-0,1601	-0,1800	-0,0015	-0,0668	0,2543	-0,0688	0,0146	0,1378	0,1549
OD (mg/L)	0,0121	0,0356	0,2894	0,1602	-0,1502	1,0000	-0,1752	0,0618	0,0543	-0,0429	0,0628	0,1723	0,3065	0,1490	-0,1305
NT (mg/L)	-0,1842	-0,1548	0,0670	-0,1441	-0,1601	-0,1752	1,0000	0,3517	0,1515	-0,0431	0,1815	-0,3052	-0,1422	-0,2317	0,0814
NH3 (mg/L)	0,1987	-0,3650	-0,2693	0,0089	-0,1800	0,0618	0,3517	1,0000	-0,1496	0,0354	-0,2913	-0,0607	-0,2054	-0,0552	-0,0270
NO3 (mg/L)	0,0228	-0,1931	0,1469	-0,0297	-0,0015	0,0543	0,1515	-0,1496	1,0000	0,1486	0,2660	0,0971	0,0788	0,2700	0,1559
P Total (mg/L)	0,2590	-0,0788	-0,0045	-0,0157	-0,0668	-0,0429	-0,0431	0,0354	0,1486	1,0000	-0,0586	-0,0294	-0,0161	0,0092	0,3213
Clorofila (µg/L)	-0,3267	-0,0147	0,3537	-0,0489	0,2543	0,0628	0,1815	-0,2913	0,2660	-0,0586	1,0000	-0,0898	0,1996	0,0564	0,1823
DQO (mg/L)	0,0640	-0,0147	-0,0328	0,0712	-0,0688	0,1723	-0,3052	-0,0607	0,0971	-0,0294	-0,0898	1,0000	0,1050	0,1990	-0,5094
SS (mg/L)	-0,1599	0,1717	0,3492	0,1281	0,0146	0,3065	-0,1422	-0,2054	0,0788	-0,0161	0,1996	0,1050	1,0000	0,0378	0,1404
SDT (mg/L)	0,2021	0,0887	0,1429	0,8036	0,1378	0,1490	-0,2317	-0,0552	0,2700	0,0092	0,0564	0,1990	0,0378	1,0000	-0,3023
Ferro Total	-0,1763	-0,0997	0,1144	-0,3284	0,1549	-0,1305	0,0814	-0,0270	0,1559	0,3213	0,1823	-0,5094	0,1404	-0,3023	1,0000

Nota: Coeficientes destacados são estatisticamente significativos, ao nível de significância de 5%.