UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MARIA ESTELA CASALE DALLA VILLA

VARIABILIDADE ESPACIAL E TEMPORAL DO pH E DO OD NA SUPERFÍCIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ - PR

CURITIBA

2016

MARIA ESTELA CASALE DALLA VILLA

VARIABILIDADE ESPACIAL E TEMPORAL DO pH E DO OD NA SUPERFÍCIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ - PR

Tese apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Doutora em Geografia, no Curso de Pós-graduação em Geografia, Setor de Ciências da Terra, da Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr**.** Tony Vinicius Moreira Sampaio

CURITIBA

2016

V712v Villa, Maria Estela Casale Dalla
Variabilidade espacial e temporal do pH e do OD na superfície do reservatório Iraí – PR / Maria Estela Casale Dalla Villa. – Curitiba, 2016.
143 f. : il. color. ; 30 cm.

Tese - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências da Terra, Programa de Pós-Graduação em Geografia , 2016.

Orientador: Tony Vinicius Moreira Sampaio .
Bibliografia: p. 118-138.

1. Recursos hídricos – Desenvolvimento. 2. Água – Desenvolvimento dos recursos. 3. Água – Qualidade – Medição. 4. Controle de qualidade da água – Iraí (PR). I. Universidade Federal do Paraná. II.Sampaio, Tony Vinicius Moreira. III. Título.

CDD: 628.16098162

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
Setor CIÊNCIAS DA TERRA
Programa de Pós Graduação em GEOGRAFIA
Código CAPES: 40001016035P1

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em GEOGRAFIA da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Tese de Doutorado de **MARIA ESTELA CASALE DALLA VILLA**, intitulada: "**VARIABILIDADE ESPACIAL E TEMPORAL DO pH E DO OD NA SUPERFÍCIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ - PR.**", após terem inquirido a aluna e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua aprovação.

Curtiba, 01 de Agosto de 2016.

Prof TONY VINICIUS MOREIRA SAMPAIO
Presidente da Banca Examinadora (UFPR)

Prof EDENILSON ROBERTO DO NASCIMENTO
Avaliador Externo (UFPR)

Prof EDUARDO FELGA GOBBI
Avaliador Externo (UFPR)

Prof FABIANO ANTONIO DE OLIVEIRA
Avaliador Interno (UFPR)

Prof NELSON VICENTE LOVATTO GASPARETTO
Avaliador Externo (UEM)

Dedico esse trabalho aos meus pais João Nivaldo Dalla Villa e Neuza Maria Casale Dalla Villa, que com muita simplicidade, dedicação e esforço souberam mostrar que o caminho mais certo, era o dos estudos. Aos meus irmãos Ricardo e João Fernando e ao meu esposo Pedro pelo apoio, ajuda e incentivo em todos os momentos.

AGRADECIMENTOS

A Deus, que segurando-me pela mão, ajudou-me a atravessar todos os obstáculos. E que não foram poucos...

Uma tese é um trabalho árduo que envolve várias etapas, nas quais precisamos do auxilio de outras pessoas, como por exemplo, trabalhos de campo, revisões bibliográficas, aplicação de metodologia. E na etapa onde parece que não vamos conseguir, onde tudo parece perdido, alguém que nos estenda a mão. Por tudo isso eu gostaria de agradecer:

Ao orientador prof. Dr. Tony Vinicius Moreira Sampaio, pelo tempo e os ensinamentos dedicados.

Aos professores Eduardo Felga Gobbi; Fabiano Antônio de Oliveira e Edenilson R. do Nascimento pela disponibilidade em participar da banca final e pelas contribuições sugeridas.

Ao professor Dr.° Nelson Vicente Lovatto Gasparetto, foi meu orientador de mestrado, o qual tenho muito carinho e admiração. É um imenso prazer tê-lo em minha banca de doutorado, muito obrigada por sempre me ajudar.

Obrigada professora Drª Cynara de L. da Nobrega Cunha - Departamento de Engenharia Ambiental, pela gentileza e presteza em ceder os dados batimétricos do reservatório Iraí.

Estendo meus agradecimentos aos secretários da pós-graduação sempre amáveis e educados a auxiliar - Luiz Carlos Zem e, em especial a Adriana Cristina Oliveira fundamental na entrega final desse trabalho. Serei eternamente grata por tudo.

Agradeço a Capes pela bolsa de estudo ao longo do Doutorado.

Agradeço aos funcionários da SANEPAR, destacando o Sr. Marcio Borcoski – Diretor de Operações e, principalmente o barqueiro o Sr. Altair pelas ótimas conversas dividindo seu conhecimento sobre o reservatório Iraí, profissionalismo, alegria e a dedicação em ajudar a encontrar o ponto de amostragem exato, muito obrigada suas ajudas foram muito importantes.

Ao LAPE / CT- Laboratório de Análise de Padrões Espaciais e Cartografia Temática – UFPR, que proporcionou conhecer colegas como, Carlos H. Sopchaki, Mayara S. de Souza e a Monyra G. Cubas, obrigada por tudo.

Destaco a minha amiga Daiany D. M. Beckhauser que desde o mestrado esteve sempre presente em todos os momentos, sempre que precisei a Day estava lá com um sorriso a me ajudar, não tem como enumerar as ajudas. Obrigada por dividir comigo as angústias, alegrias e ouvir minhas bobagens. Nunca vou me esquecer de que você, junto com seu esposo Pedro Beckhauser, disponibilizou sua casa em Curitiba com muito carinho. Vocês têm uma participação muito grande nessa conquista, obrigada por tudo.

O meu maior agradecimento é para meu esposo Pedro França Junior, que esteve o tempo todo ao meu lado, participando de todas as coletas, discutindo os resultados comigo, ajudando na elaboração e revisão final desse trabalho. E principalmente, nos momentos mais difíceis, que não foram raros neste último ano, sempre me fazendo acreditar que chegaria ao final desta difícil, porém gratificante etapa. Que Deus nos ilumine sempre, pois juntos somos mais fortes. E aos meus pais João e Neuza que não mediram esforços em me ajudar, pelo grande apoio emocional e financeiro.

Sem vocês não teria chegado até aqui...OBRIGADA A TODOS!!!

(...) E ainda se vier noite traiçoeira
Se a Cruz pesada for, Cristo estará contigo
E o mundo pode até fazer você chorar
Mas Deus te quer sorrindo
(música de Carlos Papae)

RESUMO

Este trabalho procura retratar a importância da análise espaço-temporal para o conhecimento do estado ambiental de recursos hídricos, uma vez que a qualidade da água pode variar significativamente num corpo da água, a depender de fatores internos e externos. Um dos problemas na definição da qualidade da água é a falta de leis normativas que determinem a quantidade de pontos e frequência de coleta, o que possibilita existir diferentes metodologias de análise que indicam a qualidade de um corpo hídrico, gerando dúvidas quanto acurácia das informações. Dessa forma, o estudo tem como objetivo verificar a variabilidade espaço-temporal das variáveis pH e OD e assim, avaliar se existe uma estrutura de compartimentos (zona fluvial, zona intermediária e zona lacustre) no reservatório Iraí. A área de estudo é o reservatório Iraí localizado na região metropolitana de Curitiba/PR. Foram realizadas campanhas mensais durante um ano (2013/14), com amostragens de 15 e 33 pontos, analisadas em superfície. Para análise e modelagem dos dados aplicou-se a estatística descritiva e ferramentas de geoestatística, krigagem ordinária, aplicadas no software ArcGis 10.0. As ferramentas de geoestatística representaram 58,3% das coletas apresentando efeito pepita zero para variável pH e, 41,6% com baixo efeito pepita para variável OD. As coletas que utilizaram 33 pontos apresentaram maior efeito pepita. Assim, o *grid* amostral de 15 pontos foi suficiente para utilizar as ferramentas de geoestatística. O resultado mostrou que tanto a variável pH quanto o OD não apresentaram em todas as coletas os três compartimentos bem definidos como o esperado. A variabilidade espacial do pH, comparado com OD, mostrou mais próximo da existência dos compartimentos e com variabilidade de norte para sul. A maior variabilidade de pH ocorreu na zona intermediária do reservatório, isto pode ser decorrente da existência de uma estrada submersa. O OD apresentou maior variabilidade de oeste para leste. A variabilidade do pH e do OD pode ter sido influenciada principalmente pelo vento, macrófitas e precipitação. Em relação à análise temporal, o pH e o OD não teriam variabilidade superficial representada por duas amostragens/ano. O OD foi o que apresentou maior variabilidade dentro da mesma estação. Os modelos de distribuição dos resíduos indicaram baixos valores e bem distribuídos, com pouco efeito de borda.

Palavras-chave: Ambiente lêntico. Parâmetros físico-químicos. Variabilidade espaço-temporal. Geoestatística.

ABSTRACT

This research aims to portray the importance of the space-temporal analysis for knowing the environmental state of the hydrous resources, once the water quality can be varied on a body of water, depending on external and internal factors. A problem to define accurately the quality of water is the lack of normative laws, which are able to determine the amount of points and the frequency on the water samples collect. This fact makes possible several different methodologies for analysis, indicating the quality of a hydrous body, giving inaccurate information results. This way, the present study aims to verify the spatiotemporal variation on the variables pH and OD, evaluating if there is a compartment structure in Iraí reservoir. The area to be studied is Iraí reservoir, which is located into the metropolitan area of Curitiba, Parana State, in Brazil. Montlhy campaigns were made, in a year period (2013/14), with samples of 15 and 33 points, analyzed on surface. In order to analyze and model the data, descriptive statistics was applied, as well as tools of geostatistics, ordinary kriging, applied on the ArcGis 10.0 software. The tools of geostatistics represented 58,3% of the collects which presented zero nugget effect for the pH variable, and 41,6% with low nugget effect for the OD variable. The collections that used 33 points showed higher nugget effect. Thus, the sampling grid of 15 points was enough to use the geostatistical tools. The results could show that the pH variable, as well as the OD variable did not present very well defined compartments, as it was expected. The spatial pH variability, being compared to OD demonstrated closer to the compartment existence with north-south variability. The greatest pH variability occurred in the middle zone of the reservoir, this may be due to the existence of a submerged road. The OD showed greater variability west to east. Variability of pH and OD may have been influenced mainly by wind and rainfall macrophytes. Regarding the temporal analysis, pH and the OD surface variability would not be represented by two sampling / year. The OD showed the greatest variability within the same season. Residue distribution models showed low values and well distributed, with little edge effect.

Key words: Lentic environment. Physico-chemical parameters. Variability spatio-temporal. Geostatistics.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1- LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO 23

FIGURA 2- GEOLOGIA SIMPLIFICADA DA BACIA DO RIO IRAÍ 24

FIGURA 3- MAPA DO USO DA TERRA NA BACIA DO RIO IRAÍ 27

FIGURA 4- GRÁFICO COM ACÚMULO MENSAL DE PRECIPITAÇÃO NOS ANOS DE 2012, 2013 e 2014 28

FIGURA 5- MÉDIAS MENSAIS DA TEMPERATURA 30

FIGURA 6- LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM E DA PROFUNDIDADE NO RESERVATÓRIO IRAÍ 32

FIGURA 7- CONE DE ISOPOR IDENTIFICANDO O PONTO DE AMOSTRAGEM NA SUPERFÍCIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ 33

FIGURA 8- COMPARTIMENTOS NO AMBIENTE LÊNTICO 56

FIGURA 9- REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DE UM SEMIVARIOGRAMA 62

FIGURA 10- O GRÁFICO MOSTRA QUE AS VARIÁVEIS APRESENTAM DISTRIBUIÇÃO DISPERSA 70

FIGURA 11- VALORES MÉDIOS DE pH OBTIDOS NA SUPERFICIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ 73

FIGURA 12- GRÁFICOS DE TENDÊNCIA DA VARIÁVEL pH EM TODAS AS COLETAS REALIZADAS EM SUPERFÍCIE (± 20 cm) NO RESERVATÓRIO IRAÍ 75

FIGURA 13- TENDÊNCIA DE pH NO SENTIDO NORTE-SUL NA SUPERFÍCIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 1 e 4) 76

FIGURA 14- TENDÊNCIA DE pH NO SENTIDO NORTE-SUL NA SUPERFÍCIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 2, 5 e 12) 76

FIGURA 15- TENDÊNCIA DE pH NO SENTIDO NORTE-SUL NA SUPERFÍCIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 7e 10) 77

FIGURA 16- TENDÊNCIA DE pH NO SENTIDO LESTE-OESTE NA SUPERFÍCIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 1, 4, 5, 6, 8, 10, 11 e 12) 78

FIGURA 17- TENDÊNCIA DE pH NO SENTIDO LESTE-OESTE NA SUPERFÍCIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 2, 7 e 9)..... 79

FIGURA 18- TENDÊNCIA DE pH NO SENTIDO LESTE-OESTE NA SUPERFICIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 1, 3, 4, 6, 8 e 12)..... 79

FIGURA 19- MODELO DE DISTRIBUIÇÃO DA VARIÁVEL pH EM TODAS AS COLETAS REALIZADAS EM SUPERFÍCIE (± 20 cm) NO RESERVATÓRIO IRAÍ..... 81

FIGURA 20-. DISTRIBUIÇÃO DO pH NA SUPERFICIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETA 1)..... 82

FIGURA 21- DISTRIBUIÇÃO DO pH NA SUPERFICIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 2 e 7) 83

FIGURA 22- DISTRIBUIÇÃO DO pH NA SUPERFICIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS:3, 4, 5 e 9) 84

FIGURA 23- DISTRIBUIÇÃO DO pH NA SUPERFICIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS:6 e 8) 85

FIGURA 24- DISTRIBUIÇÃO DO pH NA SUPERFICIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 10, 11 e 12) 86

FIGURA 25- MACRÓFITAS NA REGIÃO SUL DO RESERVATÓRIO IRAI, OBSERVADO NA COLETA 12 87

FIGURA 26- VALORES MÉDIOS DE OD EM TODAS AS COLETAS NA SUPERFICIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ..... 91

FIGURA 27- TENDÊNCIA DO OD NO SENTIDO NORTE-SUL NA SUPERFÍCIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETA: 3, 9, 11 e 12) 92

FIGURA 28- MAPA DE TENDÊNCIA DA VARIAVEL OD EM TODAS AS COLETAS REALIZADAS SUPERFÍCIE (± 20 cm) NO RESERVATÓRIO IRAÍ..... 93

FIGURA 29- TENDÊNCIA DO OD NO SENTIDO NORTE-SUL NA SUPERFÍCIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 3, 5, 6, 9, 11 E 12)..... 94

FIGURA 30- TENDÊNCIA DO OD NO SENTIDO NORTE-SUL NA SUPERFÍCÍE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 2, 5, 6 e 8)..... 95

FIGURA 31- TENDÊNCIA DO OD NO SENTIDO LESTE-OESTE NA SUPERFÍCIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 1, 4, 6, 9 E 10) 96

FIGURA 32- MODELO DE DISTRIBUIÇÃO DA VARIÁVEL OD EM TODAS AS COLETAS REALIZADAS EM SUPERFÍCIE (± 20 cm) NO RESERVATÓRIO IRAÍ 98

FIGURA 33- MODELO DE DISTRIBUIÇÃO DE OD SUPERFICIAL NO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 1, 3, 8 e 10) 99

FIGURA 34- MODELO DE DISTRIBUIÇÃO DE OD SUPERFICIAL NO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 2 e 5) 100

FIGURA 35. MODELO DE DISTRIBUIÇÃO DE OD SUPERFICIAL NO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETA 4) 101

FIGURA 36- MODELO DE DISTRIBUIÇÃO DE OD SUPERFICIAL NO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 6 e 12) 102

FIGUGRA 37- MODELO DE DISTRIBUIÇÃO DE OD SUPERFICIAL NO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETA 7) 102

FIGURA 38- MODELO DE DISTRIBUIÇÃO DE OD SUPERFICIAL NO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 9 e 11) **103**

FIGURA 39- MÉDIAS DA VARIABILIDADE TEMPORAL DO pH EM TODAS AS COLETAS REALIZADAS NA SUPERFÍCIE ((± 20 CM) DO RESERVATÓRIO IRAÍ 105

FIGURA 40- RELAÇÃO ENTRE MÉDIAS DE pH E PRECIPITAÇÃO DE 24 H; 48H E 72 H ANTES DA COLETA E O INDICE ACUMULADO NO MÊS 107

FIGURA 41- CORRELAÇÃO ENTRE pH E PRECIPITAÇÃO 109

FIGURA 42- MÉDIAS DA VARIABILIDADE TEMPORAL DO OD EM TODAS AS COLETAS REALIZADAS NA SUPERFICÍE (± 20 CM) DO RESERVATÓRIO IRAI 110

FIGURA 43- RELAÇÃO ENTRE MÉDIAS DE OD E PRECIPITAÇÃO DE 24 H; 48H E 72H ANTES DA COLETA E O INDICE ACUM. NO MÊS 112

FIGURA 44- CORRELAÇÃO ENTRE OD E PRECIPITAÇÃO **114**

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1. DESCRIÇÃO DAS DATAS E CONDIÇÕES METROLÓGICAS NA DATA EM QUE FORAM REALIZADAS AS AMOSTRAGENS 33

QUADRO 2. CLASSIFICAÇÃO DOS GRAUS DE ALEATORIEDADE 63

QUADRO 3. RESULTADO DA RELAÇÃO PONTO/ÁREA E FREQUÊNCIA/ANO .. 68

QUADRO 4. RESUMO ESTATÍSTICO E GEOESTATÍSTICO DOS TEORES DE pH EM TODAS AS COLETAS REALIZADAS EM SUPERFÍCIE (± 20 cm) NO RESERVATÓRIO IRAÍ 72

QUADRO 5. RESUMO ESTATÍSTICO E GEOESTATÍSTICA DA VARIÁVEL OD EM TODAS AS COLETAS REALIZADAS EM SUPERFÍCIE (± 20 cm) NO RESERVATÓRIO DE IRAÍ 90

LISTA DE SIGLAS

ANA	- Agência Nacional das Águas
CETESB	– Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – SP
COMEC	– Companhia de Desenvolvimento do Paraná
CONAMA	– Conselho Nacional do Meio Ambiente
EMBRAPA	- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
IPAGUAS	– Instituto das Águas do Paraná
ITCG	– Instituto de Terras Cartografia e Geociência
MINEROPAR	– Serviço Geológico do Paraná
SIMEPAR	– Sistema Meteorológico do Paraná
SISÁGUA	– Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano
SUDERHSA	– Superintendência Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO 18

OBJETIVOS 21

OBJETIVO GERAL 21

OBJETIVOS ESPECÍFICOS 21

CAPÍTULO 1 - MATERIAIS E MÉTODOS 22

1.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO 22

1.1.1 Localização 22

1.1.2 Substrato geológico 24

1.1.3 Solos 25

1.1.4 Cobertura vegetal e usos da terra 26

1.2 CARACTERIZAÇÃO DAS VARIÁVEIS CLIMÁTICAS 27

1.2.1 Precipitação 28

1.2.2 Temperatura 29

1.2.3 Direção e intensidade do vento 29

1.3 PROCEDIMENTOS AMOSTRAIS 31

1.3.1 Definição do *grid* amostral 31

1.3.2 Período de coleta 32

1.3.3 Procedimentos de campo e materiais 34

1.3.4 Tratamento e representação dos dados 34

CAPÍTULO 2- VARIABILIDADE ESPAÇO-TEMPORAL DOS PARÂMETROS pH e OD 36

2.1 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (pH) 36

2.2 OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD) 38

2.3 FATORES QUE INFLUENCIAM NA VARIABILIDADE DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS 39

2.3.1 Fatores externos 40

2.3.1.1 Vento 40
2.3.1.2 Precipitação 41
2.3.1.3 Uso da terra 42
2.3.1.4 Material particulado em suspensão 43
2.3.2 Fatores internos 43
2.3.2.1 Morfologia 43
2.3.2.2 Profundidade 44
2.3.2.3 Estratificação térmica 45
2.3.2.4 Viscosidade da água 46
2.3.2.5 Sedimento 47
2.3.2.6 Macrófitas e fitoplâncton 48
2.3.2.7 Tempo de residência 49
2.3.2.8 Vazão 50
CAPÍTULO 3 - CRITÉRIOS METODOLÓGICOS DE AMOSTRAGEM DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA 52
3.1 ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS 52
3.2 DETERMINAÇÃO DO LOCAL E FREQUÊNCIA DE AMOSTRAGEM 54
CAPÍTULO 4 - FERRAMENTAS DE GEOESTATÍSTICA APLICADAS À ANÁLISE DA VARIABILIDADE ESPAÇO-TEMPORAL DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA 59
4.1 FUNDAMENTOS DA GEOESTATÍSTICA 59
4.1.1 O semivariograma 61
4.1.2 Krigagem 64
4.2 GEOESTATÍSTICA APLICADA AO AMBIENTE AQUÁTICO 65
CAPÍTULO 5- RESULTADOS E DISCUSSÃO 68
5.1 AVALIAÇÃO DA METODOLOGIA AMOSTRAL EMPREGADA NA ANÁLISE DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS 68
5.2 ANÁLISE DA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS AMOSTRAS 69

5.2.1 Variável pH 71

5.2.1.1 Análise estatística 71

5.2.1.2 Análise geoestatística: Tendência 74

5.2.1.3. Análise geoestatística: modelos de distribuição da variável pH 80

5.2.2. Variável oxigênio dissolvido (OD) 89

5.2.2.1 Análise estatística 89

5.2.2.2. Análise geoestatística: Tendência 92

5.2.2.3 Análise geoestatística: Modelos de distribuição da variável OD 96

5.3 ANÁLISE TEMPORAL DAS VARIÁVEIS QUÍMICAS 105

5.3.1 Variabilidade temporal do pH 105

5.3.2 Variabilidade temporal do Oxigênio Dissolvido 110

CONSIDERAÇÕES FINAIS 115

RECOMENDAÇÕES 117

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 118

APÊNDICE 1 - LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM 139

APÊNDICE 2 - DADOS DO pH MEDIDOS NA SUPERFICÍE DO RESERVATÓRIO IRAÍ NO PERÍODO DE 2013/14 140

APÊNDICE 3 - MODELO DE DISTRIBUIÇÃO DA VARIÁVEL pH EM TODAS AS COLETAS REALIZADAS EM SUPERFÍCIE (± 20 cm) NO RESER. IRAÍ 141

APÊNDICE 4 - DADOS DE OD MEDIDOS NA SUPERFICÍE DO RESERVATÓRIO IRAÍ NO PERÍODO DE 2013/14 142

APÊNDICE 5 - MODELO DE DISTRIBUIÇÃO DA VARIÁVEL OD EM TODAS AS COLETAS REALIZADAS EM SUPERFÍCIE (± 20 cm) NO RESERV. IRAÍ 143

INTRODUÇÃO

A água constitui elemento essencial à vida, sendo um componente da paisagem necessário à maioria das atividades humanas, razão pela qual são fundamentais os estudos que ampliem os conhecimentos sobre a qualidade dos recursos hídricos (SETTI et al., 2001; CANDIDO et al., 2011; PEPE; FREITAS FILHO, 2011).

A determinação da qualidade de um recurso hídrico depende, entre outros, do conhecimento da variabilidade espaço temporal dos parâmetros químicos que determinam a qualidade da água, o que é obtido por meio de seu monitoramento (COGEAH; SEMACE, 2002; PINTO et al., 2003; PACHECO et al., 2008). Um dos grandes problemas está em definir o tipo de monitoramento que possibilite representar de forma adequada a variabilidade desses parâmetros, uma vez que são influenciados pela distância, localização, intensidade de amostragem e fatores internos e externos dos recursos hídricos (SOARES, 2001; COSSICH et al., 2010; MUKANKOMEJE, 2010; WMO, 2013).

Como não há uma normatização única no Brasil que determine a quantidade de pontos e o período de frequência amostral, fica a critério do pesquisador, determinar a quantidade de pontos amostrais, sua localização e tempo de monitoramento. Essa falta de normatização favorece a existência de diferentes procedimentos metodológicos para monitorar os parâmetros físico-químicos, o que tem gerado preocupações a respeito da qualidade das informações extraídas dos dados.

É por meio dos dados do monitoramento, que a água terá suas condições avaliadas e será classificada de acordo com a legislação específica de cada uso requerido, bem como são esses dados que possibilitam a prevenção de danos à saúde humana e ao meio ambiente (GUIDELINES OF DRINKING-WATER QUALITY, 2004; CONAMA, 2005).

Tais dificuldades impulsionam a busca de metodologias adequadas ao monitoramento dos recursos hídricos, tanto do ponto de vista técnico como econômico. Estas preocupações foram apresentadas nos trabalhos de Hellawell (1986), Smith et al. (1990), Coimbra (1991), Straskraba et al. (1993), Camargo (1997), Tundisi (1999), Martinelle et al. (2004), Pacheco et al. (2008) e Eneji et al.

(2012), os quais consideram relevantes o monitoramento e a representação das variabilidade espacial e temporal dos parâmetros.

Trabalhos realizados em reservatórios (GIANI, 1984; TRINDADE, 2007) têm demostrado que pode haver profundas diferenças em relação à composição química ao longo da extensão horizontal desses ambientes, o que demonstra que há necessidade de compartimentação dos mesmos para fins de estudo e caracterização.

Conforme Corazza (2010), a compartimentação aquática é uma forma de individualizar áreas em reservatórios que contenham um mesmo padrão limnológico, segundo um ou vários parâmetros. A compartimentação tem sido utilizada também para determinar a quantidade de pontos de amostragens.

Tundisi (1988), Pompêo et al. (1998), Henry (1999), Wetzel (2001), Pagioro et al. (2005), Alves et al. (2008), IAP (2009), Wachhloz (2011), Costa et al. (2012), Rodrigues et al. (2012), Cordeiro (2013) e Bucci e Oliveira (2014) reconhecem existência de três zonas de compartimentos em ambiente lêntico (montante, intermediaria e jusante). Usualmente são realizadas amostragens utilizando um ponto por compartimento por entender que cada região apresenta dinâmica particular (TUNDISI, 1985; KIMMEL et al., 1990; TORTON et al., 1990; HENRY, 1999).

Nesse sentido, áreas próximas a tributários (zona fluvial) caracterizam-se por apresentar maior circulação da massa d'água e maiores concentrações de nutrintes. Regiões próximas à barragem (zona lacustre) apresentam maior estabilidade térmica da coluna d'água, baixa renovação da água e baixos teores de nutrientes. Finalmente, a zona intermediária apresenta caracteristicas tanto da zona fluvial quanto da zona lacustre (KIMMEL et al., 1990; TORTON et al., 1990; COOKE et al., 1993; HENRY,1999).

Outra possibilidade empregada na determinação da quantidade de pontos de amostragem, empregada por Andriotti (2003), Resolução CONAMA (2005), Barbosa et al. (2008) e Bulhões et al. (2012) é a utilização de métodos de interpolação para conhecer e avaliar a variabilidade dos parâmetros físico-químicos da água. Dentre os métodos de interpolação, as ferramentas de geoestatística têm sido muito utilizadas em diversos campos de pesquisa, por considerar a localização geográfica e a dependência espacial (LANDIM, 1998). Há também uma preocupação com a determinação da frequência espacial dos parâmetros físico-químicos, em que se a

amostragem for muito frequente, a informação resultante será redundante e cara, e se por outro lado, a amostragem for realizada com uma frequência muito baixa, poderá ser perdida alguma informação. Muitos trabalhos (MARIANI, 2006; KONING et al*.,* 2008; IAP, 2009; NASCIMENTO et al*.,* 2011; BUZELLI et al*.,* 2013) utilizam a frequência semestral (verão e inverno) por ser mais representativo.

Em consideração ao exposto, a hipótese desse trabalho é a de que reservatórios apresentam três compartimentos horizontais bem definidos e, que os pontos amostrais que objetivam avaliar as condições da água na superfície dos reservatórios devem ser distribuídos levando em consideração a existência destes três compartimentos (zona fluvial, zona intermediária e zona lacustre). A compartimentação horizontal é representada pelos braços dos afluentes com diferentes padrões de circulação e tempo de residência da água, o que determina a produção, consumo e decomposição. Isso interfere na quantidade e disponibilidade de nutrientes, definindo padrões de distribuição espacial (horizontal) próprios para cada parâmetro físico, químico e biológico da água (TUNDISI, 1986; WACHHOLZ, 2007). Para avaliação da hipótese, serão analisados os padrões de distribuição horizontal das variáveis pH e OD, utilizando as ferramentas de geoestatística. A confirmação da hipótese se dará pela observação e permanência de um gradiente horizontal com variação crescente no sentido fluvial – lacustre para pH e para o OD. Desta forma a distribuição de pH e OD deverá apresentar: **Z F < Z I < Z L.**

O local para avaliação da hipótese é o reservatório Iraí, por abranger os três compartimentos (zona fluvial, zona intermediária e zona lacustre) aparentemente de fácil determinação e, também pela localização e infraestrutura disponibilizada pela Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR).

Para melhor entendimento, esse trabalho está estruturado da seguinte forma:

- Introdução, expondo os principais problemas no conhecimento da variabilidade dos parâmetros físico-químicos, a justificativa, hipótese e os objetivos;
- O primeiro capítulo apresenta características principais da área de estudo e os procedimentos metodológicos;

- O segundo capítulo realiza uma discusão em torno da variabilidade dos parâmetros químicos no ambiente lêntico e dos fatores internos e externos que interferem nessa variabilidade;
- O terceiro capítulo destaca a importância e dificuldades de estabelecer procedimentos de amostragem que contemple a variabilidade espaço-temporal de parâmetros químicos da água;
- O quarto capítulo, descreve sobre as ferramentas de geoestatística;
- O quinto capítulo, apresenta os resultados e discussão;
- Por último são apresentadas as conclusões, recomendações e as referências bibliográficas.

OBJETIVOS

OBJETIVO GERAL

O objetivo da tese é avaliar a existência / permanência dos compartimentos horizontais (zona fluvial, zona intermediária e zona lacustre) para definição de locais de instalação de pontos amostrais no tempo e no espaço.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Determinar diretrizes para mensuração e monitoramento dos parâmetros pH e OD;
2. Identificar e definir a variabilidade espaço-temporal dos compartimentos no reservatório;
3. Construir modelos para representar a distribuição espacial para os parâmetros pH e OD;
4. Elaborar gráficos para representar a distribuição temporal dos parâmetros pH e OD;

CAPÍTULO 1 - MATERIAIS E MÉTODOS

1.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

1.1.1 Localização

A área de estudo é o reservatório Iraí, o qual teve sua construção finalizada em 1999 e o primeiro extravasamento em janeiro de 2001 (CARNEIRO; PEGORINI; ANDREOLI, 2005). O reservatório está inserido na bacia hidrográfica do rio Iraí, pertencente à bacia do rio Iguaçu, estando situado entre os municípios de Piraquara, Quatro Barras e Pinhais, zona leste da cidade de Curitiba no estado do Paraná (SERAFIM-JUNIOR, 2010) (FIGURA 1).

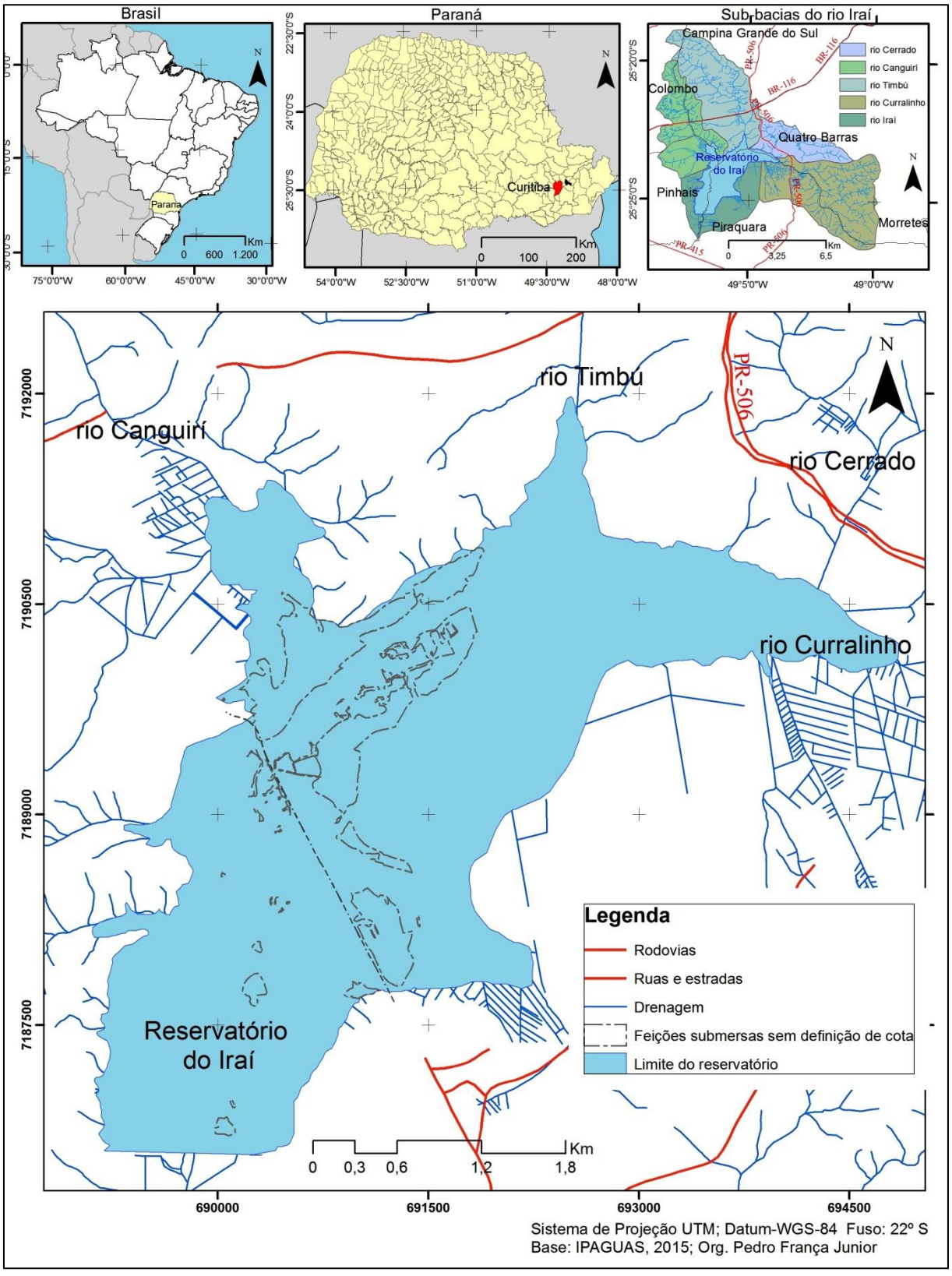
O reservatório Iraí possui uma área de aproximadamente 14 Km^2, principal manancial de abastecimento da cidade de Curitiba - PR, com volume de 58 milhões de metros cúbicos e um tempo de retenção hidráulico médio de 527 dias (CARNEIRO; PEGORINI; ANDREOLI, 2005).

De acordo com Fernandes, Lagos e Ventura (2003) a profundidade máxima é de 10 m, localizada próximo à barragem, e segundo Andreoli e Carneiro (2005) a profundidade média do reservatório está em torno de 4,73 metros. A barragem do rio Iraí situa-se na cota de aproximadamente 887,5 metros acima do nível do mar (LIMA, 2005). De acordo com a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR, 2007), o reservatório possui 8 km de comprimento.

Segundo Fernandes, Lagos e Ventura (2003) o reservatório Iraí foi construído para atender à demanda de abastecimento público da região metropolitana de Curitiba, e também para regularização da vazão do rio Iraí, visando o controle de enchentes.

Os principais tributários do reservatório são os rios Curralinho, Cerrado, Canguiri e Timbú (JÚLIO-JÚNIOR et al*.,* 2005; XAVIER, 2005).

FIGURA 1- LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

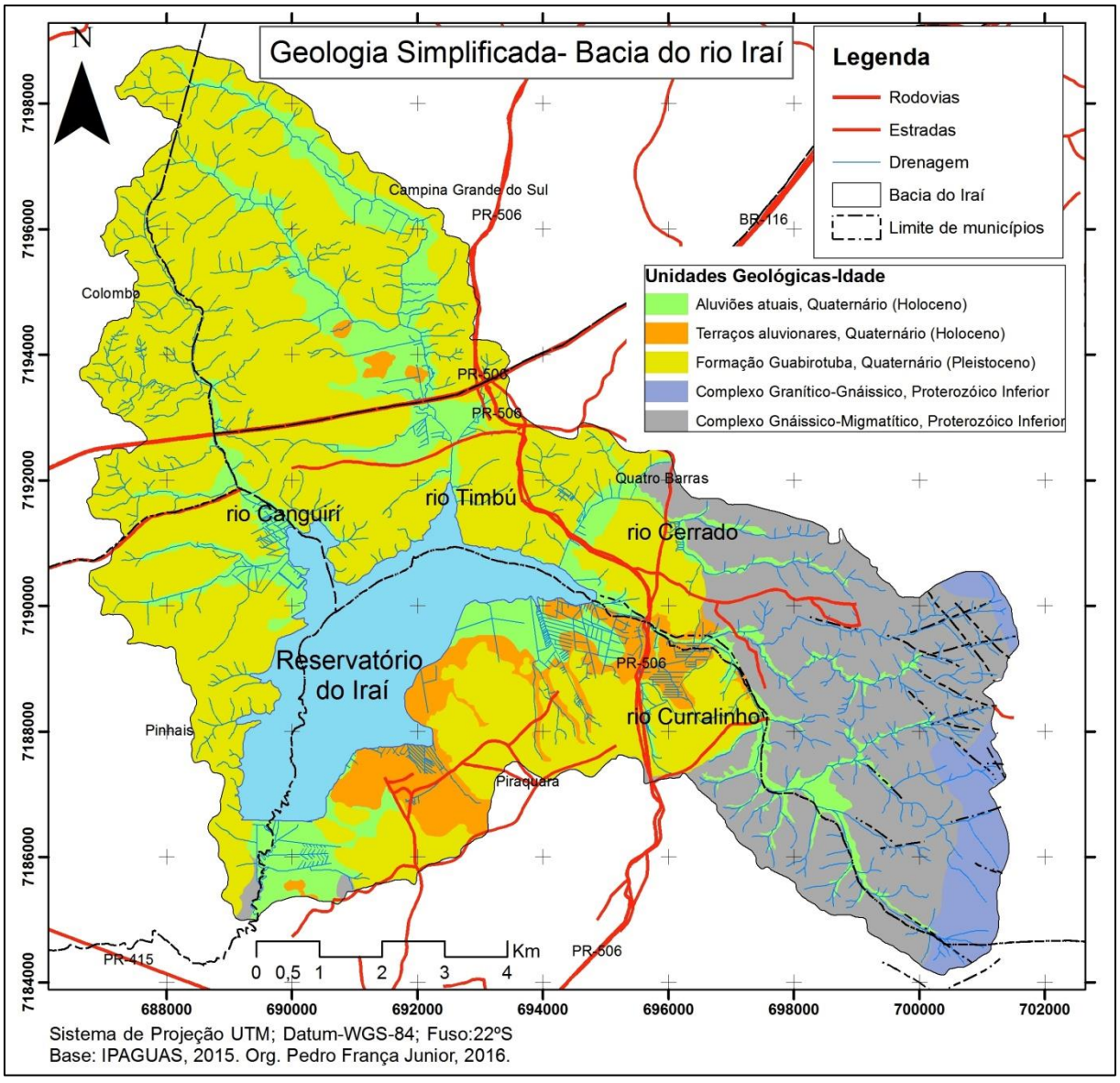


FONTE: Adaptado do IPAGUAS; ITCG (2015).

1.1.2 Substrato geológico

A bacia do Iraí está assentada sobre cinco formações geológicas presentes no Primeiro Planalto Paranaense (MAACK, 1968) (FIGURA 2).

FIGURA 2- GEOLOGIA SIMPLIFICADA DA BACIA DO RIO IRAÍ



FONTE: Adaptado do IPAGUAS; ITCG (2015).

No setor leste, nas sub-bacias do rio Curralinho nas cotas altimétricas mais elevadas da Serra do Mar, encontram-se as rochas mais antigas do Complexo Gnássico-Magmatítico e Complexo Granítico-Gnáissico formadas no Proterozóico Inferior (MINEROPAR, 2001).

> O primeiro complexo é composto de rochas de migmatitos bandados, com paleossoma de gnáisses anfibolíticos, metamáficas e metaultramáficas; neossoma de composição quartzo-feldspática em injeções pegmatíticas; milonitos e blastomilonitos. E o segundo complexo é composto por gnaisses graníticos ou granodioritos com frequentes augen-gnaisses. (SUDERHSA, 2004, p.20).

Sobrepostas às rochas metamórficas e ígneas dos complexos, encontram-se as rochas sedimentares da Formação Guabirotuba formadas no período Cenozóico. Esta formação geológica de acordo com Felipe (2011) é dada aos sedimentos depositados em um intervalo de 23 a 1,8 milhões de anos, compreendendo o período entre o Paleógeno e o Quaternário.

> Os sedimentos da Formação Guabirotuba atingem espessuras na ordem de 60-80 metros e compreendem sequências litológicas nas quais predominam as argilas e areias arcosianas (20 - 40% de feldspato). A parte basal é composta, por vezes, de cascalhos e arcósios de granulometria grosseira. Ainda de acordo com o autor, este pacote de sedimentos está depositado sobre as rochas do Complexo Atuba, embasamento gnáissico-migmatítico e rochas metassedimentares do Grupo Açungui. (FELIPE, 2011, p.12).

Sobrepondo a formação Guabirotuba, encontram-se os terraços aluvionares e aluviões atuais, formados no Quaternário (Holoceno) MINEROPAR (2001).

De acordo com SUDERHSA (2004) os terraços aluvionares são:

> Compostos por sedimentos areno-síltico-argilosos depositados em ambiente fluvial, intercalados com camadas de areia fina a grossa e cascalhos, posicionados acima do nível atual da planície de inundação dos rios da região (SUDERHSA, 2004, p.19).

1.1.3 Solos

De acordo com o levantamento da EMBRAPA (1974) realizado em escala 1:300.000, os solos do sudeste do estado do Paraná podem ser classificados como Podzólicos, Latossolos, Cambissolos e solos hidromórficos.

Segundo Souza et al. (2005) da área total da bacia do rio Iraí, cerca de 28% é formada por Latossolos, os Organossolos ocupam cerca de 15%, os Cambissolos húmicos correspondem a 11% e os Cambissolos háplico ocupam cerca de 9% da área.

No reservatório Iraí predomina o solo do tipo ORGANOSSOLO Mésico Sáprico típico (SOUZA et al*.,* 2005). De acordo com a EMBRAPA (2006) o solo do tipo Organossolo apresenta-se pouco evoluído, e é constituído essencialmente por material orgânico, principalmente de restos vegetais, e geralmente são solos ácidos.

1.1.4 Cobertura vegetal e usos da terra

De acordo com Xavier (2005) a cobertura vegetal da bacia do rio Iraí apresenta três regiões fitoecológicas, que são:

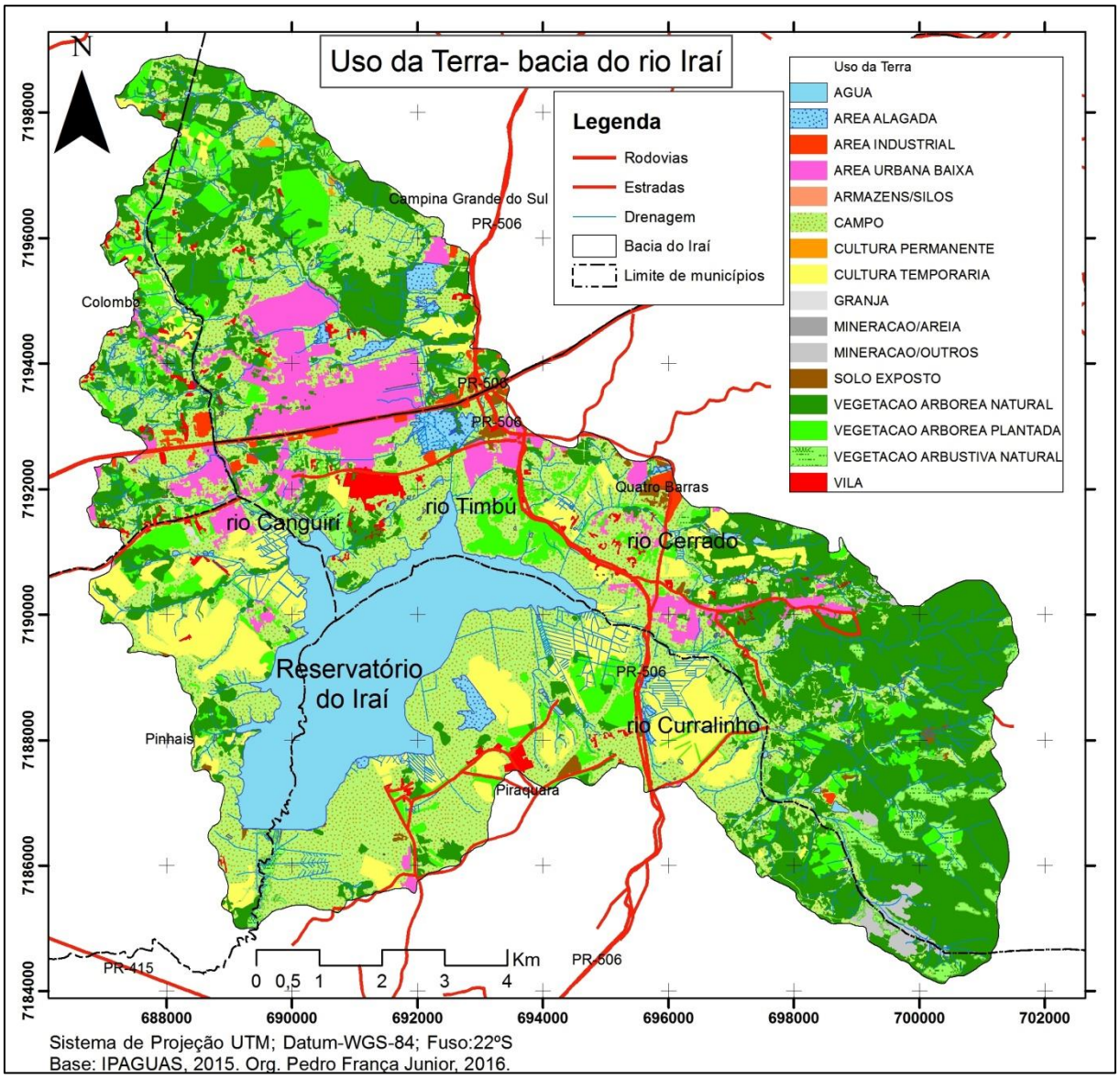
> Estepe Gramíneo-lenhosa, Floresta Ombrófila Mista (subdivida em Floresta Ombrófila Mista Aluvial e Floresta Ombrófila Mista Montana) e Floresta Ombrófila Densa (subdividida em Floresta Ombrófila Densa Montana e Floresta Ombrófila Densa Alto Montana). A vegetação arbórea da sub-bacia abrange aproximadamente 33% da área, contudo neste cálculo estão incluídas as áreas de reflorestamento e cultivos. De forma geral, toda a bacia do rio Iraí encontra-se em diferentes estágios sucessionais do sistema secundário, com áreas de capoeirinha, capoeira e capoeirão. (XAVIER, 2005, p.114).

De acordo com Souza et al*.* (2005, p.147) "a vegetação secundária corresponde a mais de 40% do uso das terras do entorno da represa Iraí".

De forma geral, as formações vegetais originais da bacia apresentam-se profundamente modificadas e fragmentadas em virtude das atividades agropecuárias e intensa urbanização ocorrida na região.

Nota-se que na região leste da bacia do rio Iraí (FIGURA 3) ocorrem mais áreas alagadas e de campos, já a região oeste é ocupada por áreas com cultura temporária. Na região a montante da bacia predomina área urbanizada.

FIGURA 3- MAPA DO USO DA TERRA NA BACIA DO RIO IRAÍ



FONTE: Adaptado do IPAGUAS; ITCG (2015).

1.2 CARACTERIZAÇÃO DAS VARIÁVEIS CLIMÁTICAS

De acordo com a classificação de KÖEPPEN o clima é Subtropical Úmido Mesotérmico (Cfb), o qual não apresenta estação seca definida e possui tendência à concentração de chuvas nos meses de verão.

De acordo com Maack (1968) a temperatura média anual na região é de 16,5°C, o mês mais quente possui temperatura média de 20,4°C, o mês mais frio a temperatura média é de 12,7°C. O mês mais chuvoso é janeiro com 190 mm, o mês menos chuvoso é agosto com 78 mm. A precipitação anual é de 1.451 mm.

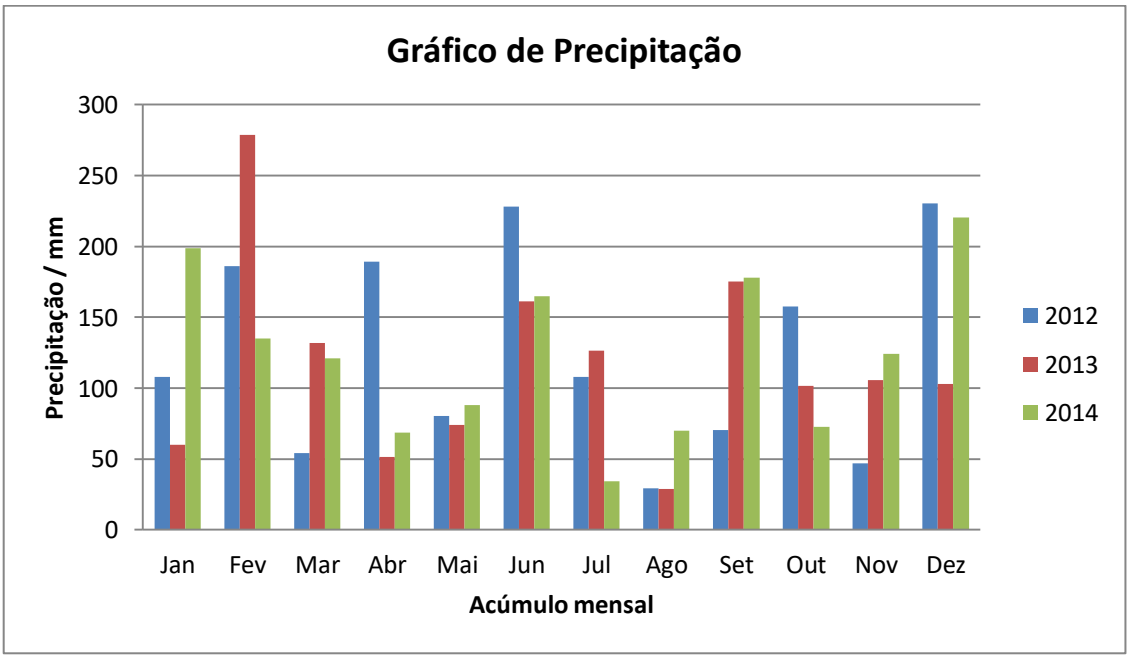
A pesquisa realizada por Xavier (2005) mostra que a sazonalidade da precipitação na área da bacia do reservatório Iraí acompanha o padrão observado na Região Metropolitana de Curitiba.

Foram obtidos dados climáticos junto ao Instituto Tecnológico SIMEPAR localizado no município de São José dos Pinhais – PR, estação meteorológica mais próxima do reservatório Iraí, com séries temporais diárias para o período de 01/01/2012 a 08/03/2015, que serão apresentadas a seguir.

1.2.1 Precipitação

A precipitação pluviométrica verificada no reservatório Iraí apresentou heterogeneidade para os anos de 2012 a 2014, com comportamentos diferenciados a cada ciclo anual (FIGURA 4). O mês mais chuvoso foi fevereiro de 2013 com acúmulo de 278.6 mm e o ano mais chuvoso foi o de 2012 com 1488.2 mm com pouca diferença do ano de 2014 o qual obteve 1475.6 mm.

FIGURA 4- GRÁFICO COM ACÚMULO MENSAL DE PRECIPITAÇÃO NOS ANOS DE 2012, 2013 e 2014



FONTE: Adaptado do SIMEPAR (2015).

1.2.2 Temperatura

Os valores médios mensais, para o período de 2012-2014, para variáveis: temperatura máxima e temperatura mínima (FIGURA 5) apresentaram comportamento semelhante em função do tempo. As maiores temperaturas ocorreram nos meses de outubro a março e os menores, ocorreram nos meses de abril a setembro.

Com relação as coletas dos anos de 2013 e 2014, observam-se:

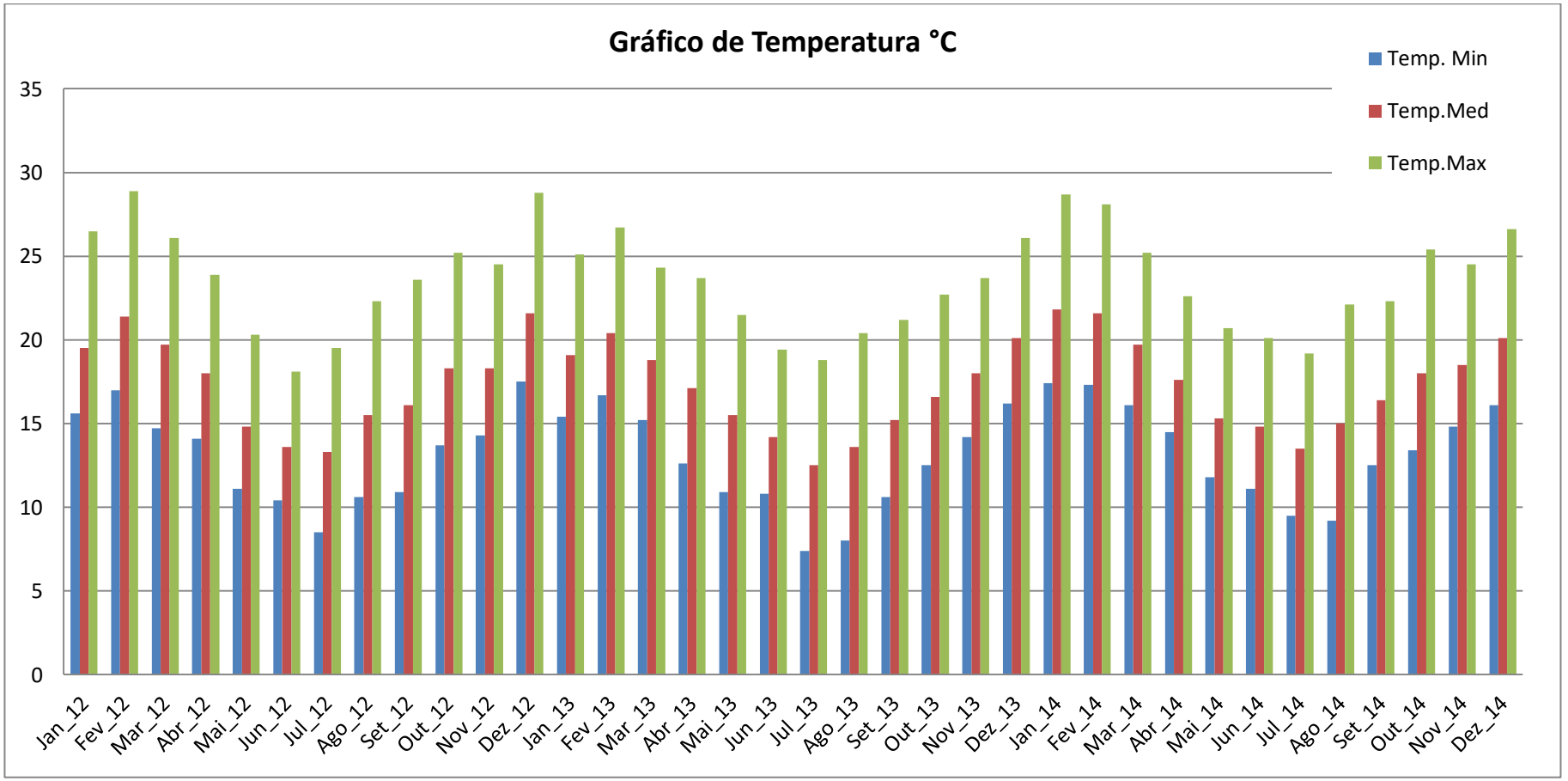
- mês com a maior média de temperatura máxima: janeiro/2014 com 28,7ºC;
- mês com a segunda maior média de temperatura máxima: fevereiro/2014 com 28,1ºC;
- mês com a terceira maior média de temperatura máxima: dezembro/2014 com 26,6ºC;
- mês com a menor média de temperatura: julho/2013 com 7,4ºC;
- mês com a segunda menor média de temperatura: agosto/2013 com 8,0°C;
- mês com a terceira menor média de temperatura: julho/2014 com 9,5°C.

1.2.3 Direção e intensidade do vento

Um fato que merece destaque é a atuação dos ventos, que varia durante o dia e de acordo com as estações do ano.

Fernandes et al. (2003, p.55), destacam que "o vento existente no reservatório Iraí (predominante de leste, nordeste e norte) é o principal fator que determina a circulação de água no lago". Essa atuação dos ventos propicia turbulência e um alto potencial de mistura das águas, diminuindo ou minimizando as possibilidades de ocorrência de estratificação térmica no lago (PARANÁ, 2001).

FIGURA 5- MÉDIAS MENSAIS DA TEMPERATURA



FONTE: Adaptado do SIMEPAR (2015).

1.3 PROCEDIMENTOS AMOSTRAIS

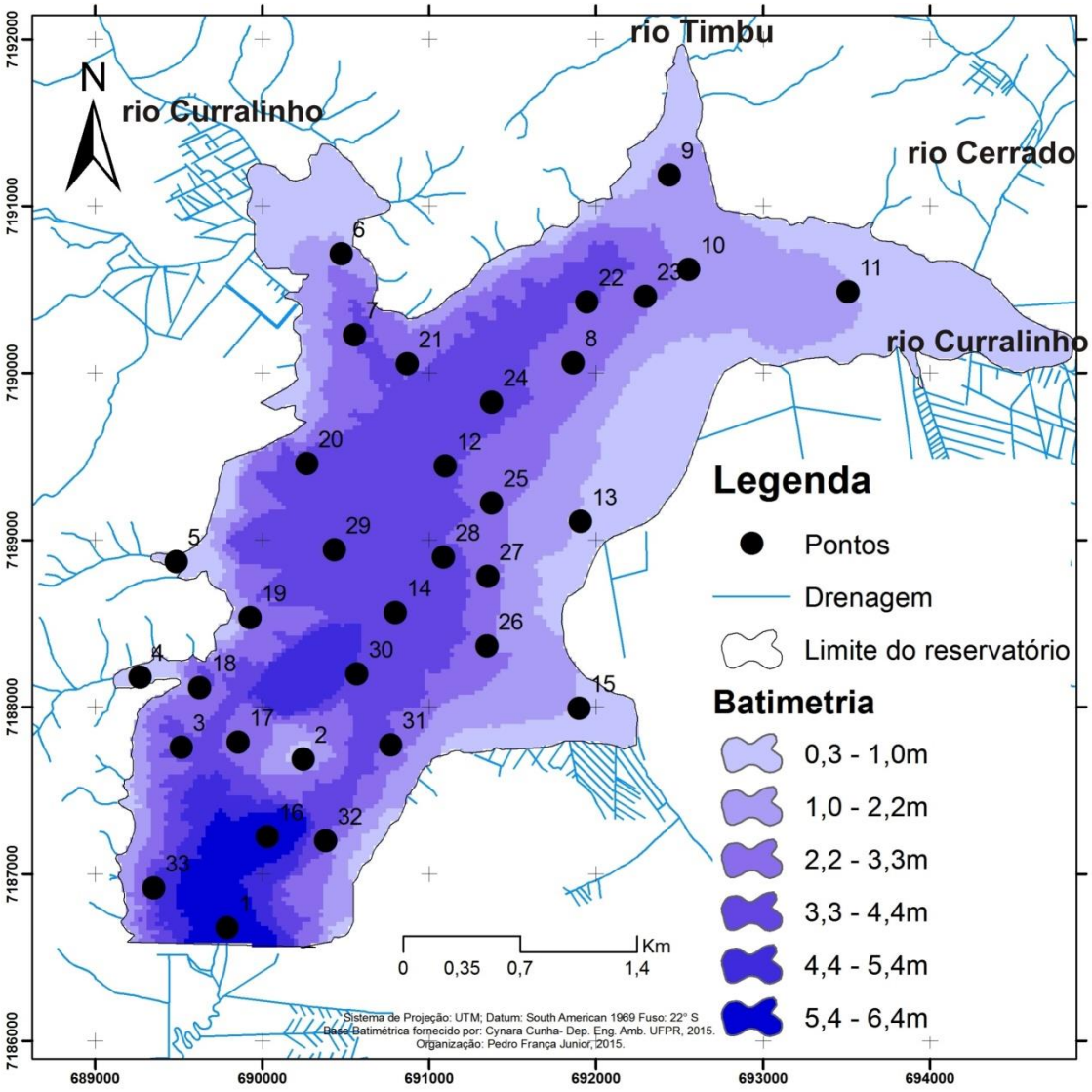
1.3.1 Definição do *grid* amostral

A pesquisa adota como procedimento a amostragem sistemática, a qual é feita sobre os nós de uma malha regular definida com base em uma origem escolhida aleatoriamente (YAMAMOTO; LANDIM, 2013).

Com o intuito de verificar a intensidade e a frequência amostral empregada na análise das variáveis físico-químicas foram selecionadas pesquisas que tinham como objetivo principal o monitoramento e a classificação de corpos d'água. Utilizaram-se palavras chaves como: parâmetros físico-químicos, qualidade da água, ambiente lêntico, nos portais de pesquisas: Web of Science, SciELO, CAPES e *Google* Acadêmico. Foram analisados 40 trabalhos, os quais representam diferentes ambientes aquáticos (lêntico e lótico), entre os anos de 1998 a 2013 e, em diferentes estados. A definição do espaçamento da malha regular e, consequentemente do *grid* amostral, foi feita a partir dessa revisão bibliográfica, empregando-se como referência o maior adensamento observado (1 ponto por 0,23 ha). Com base nesse valor e no tamanho do reservatório Iraí, determinou-se um *grid* amostral inicial de distância linear mínima de 500 metros (entre as amostras) distribuída espacialmente pela área do reservatório. Em função da geometria do reservatório a malha amostral foi ajustada, possibilitando a criação do *grid* amostral de 15 pontos, com distância média em torno de 1.000 metros (entre as amostras). Como o *grid* amostral resultante deste procedimento resultou em um número inferior a 30 amostras, a pesquisa empregou um *grid* amostral auxiliar (33 pontos com distância média de 700 metros) para validação dos dados, seguindo a recomendação feita por Soares (2000) e Andriotti (2005), os quais afirmam que para o emprego de ferramentas de geoestatística é necessário o número mínimo de 30 amostras.

Assim obteve-se uma malha de amostragem com 15 pontos (para 10 coletas) e 33 pontos (utilizado em duas coletas) para análise do pH e OD em superfície no reservatório Iraí (FIGURA 6).

FIGURA 6- LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM E DA PROFUNDIDADE NO RESERVATÓRIO IRAÍ



FONTE: Adaptado de GOBBI et al. *(*2005).

1.3.2 Período de coleta

O período de análise objetivou a medição efetiva dos parâmetros considerando as variações observadas ao longo do ano hidrológico completo, bem como as estações do ano (primavera, verão, outono, inverno), sendo as coletas iniciadas em 26/09/2013 e finalizadas em 09/09/2014 (QUADRO 1).

Os pontos de amostragem foram georreferênciados utilizando GPSMAP da Garmin 60CSx com alta sensibilidade (APÊNDICE 1). Para facilitar a visualização e acesso rápido foram colocados cones de isopor amarrados a um peso com a identificação do ponto de amostragem (FIGURA 7).

QUADRO 1. DESCRIÇÃO DAS DATAS E CONDIÇÕES METEREOLÓGICAS NA DATA EM QUE FORAM REALIZADAS AS AMOSTRAGENS

Coletas	Data	Estação do ano	Precipitação (mm)	Velocidade Vento m/s	Direção Vento graus	Temperatura Máxima ºC	Temperatura Mínima ºC
Coleta 1	26/09/13	Primavera	-	1.466	90	15.9	6.8
Coleta 2	14/11/13	Primavera	-	2.006	45	23.3	11.6
Coleta 3	11/12/13	Primavera	36	1.938	90	20.3	14.8
Coleta 4	21/01/14	Verão	17	2.416	0	31.1	15.7
Coleta 5	14/02/14	Verão	27	1.655	180	26.2	16.4
Coleta 6	18/03/14	Verão	-	1.694	0	29.8	17.2
Coleta 7	15/04/14	Outono	19	1.293	90	15.8	13.2
Coleta 8	14/05/14	Outono	72	1.077	45	20.6	11.4
Coleta 9	10/06/14	Outono	-	1.655	45	15.4	12.0
Coleta 10	10/07/14	Inverno	2	1.155	135	15.4	10.6
Coleta 11	13/08/14	Inverno	20.2	1.252	135	15.9	6.5
Coleta 12	09/09/14	Inverno	0.0	2.023	0	27.0	12.4

FONTE: SIMEPAR (2014).

FIGURA 7- CONE DE ISOPOR IDENTIFICANDO O PONTO DE AMOSTRAGEM NA SUPERFÍCIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ

FONTE: A autora (2014).

1.3.3 Procedimentos de campo e materiais

As coletas foram realizadas com barco a motor, fornecido pela SANEPAR, permitindo que a diferença de tempo entre os pontos monitorados fossem em torno de 5 minutos. A duração média de cada coleta foi de 02h30min.

As amostragens foram realizadas no período da manhã. Todas as medições dos parâmetros físico-químicos foram realizadas na superfície do corpo d'água, por meio de equipamentos portáteis do laboratório LAPE / CT- Laboratório de Análise de Padrões Espaciais e Cartografia Temática - UFPR. Para medição do OD foi utilizado o aparelho da marca Lutron DO-5519, com precisão OD ± 0,4 mg/L, medição de 0 ~ 20,0 mg/L. Para medir o pH utilizou pHmetro PH100 Phtek - faixa de medição: 0,0 a 14,0 pH - Precisão: ± 0,1 pH. A calibração seguiu o recomendado pelo manual de cada equipamento e era realizado no Laboratório de Engenharia Ambiental (DHS)/UFPR.

O procedimento de análise das variáveis está fundamentado no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WPCF, 1989); Manual Prático de Análise de Água (2004) e Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (CETESB; ANA, 2011).

1.3.4 Tratamento e representação dos dados

O tratamento dos dados contempla análise estatística descritiva e procedimentos geoestatísticos de acordo com Isaaks e Srivastava (1989), Camargo (1997) e Soares (2000) via emprego do software no ArcGis 10.0.

A partir da análise estatística descritiva dos dados obtiveram-se os valores de: mínima, máxima, média, mediana, moda, intervalo, desvio padrão, coeficiente de variação e variância. Para análise do coeficiente de variação utilizou a equação proposto por Oliveira (1999):

$$CV = \frac{S}{\overline{X}} . 100 \quad (1)$$

Onde: CV (coeficiente de variação); S (desvio padrão); X (média).

Os resultados obtidos com essa equação foram classificados da seguinte forma: CV <10% baixa dispersão; 10% < CV < 20% média dispersão; CV > 20% alta dispersão (OLIVEIRA, 1999).

Os gráficos que indicam o coeficiente de determinação (r^2) utilizados na análise temporal, foram elaborados com base nos fundamentos de estatística, proposto por Andriotti (2005).

Os dados das variáveis analisadas foram transferidas para o software no ArcGis 10.0 para verificar a autocorrelação pelo Índice de Moran e assim, analisar o tipo de distribuição (*cluster*, aleatório ou disperso). Segundo Anselin (1995) Índice de Moran varia de -1 a 1 e que valores positivos apontam autocorrelação espacial.

No tratamento geoestatístico foram selecionados os modelos, exponencial e *stable*. Optou-se por esses modelos, por serem os que mais se ajustaram a curvatura de distribuição dos dados. Na análise geoestatística foram elaborados: mapa de tendência; semivariograma, modelos de distribuição das variáveis e dos resíduos. Para determinar o grau de aleatoriedade do semivariograma foi aplicada a proposta de Guerra (1988) utilizada por Yamamoto e Landim (2013) e Sturaro (2015), foi escolhida por melhor garantir a representatividade do modelo. Para calcular utiliza a equação:

$$E = \frac{C_0}{C} \qquad (2)$$

Onde: E = Efeito pepita relativo; C_0 = Efeito Pepita; C = Patamar

De acordo com Yamamoto e Landim (2013) e Sturaro (2015) quando o efeito pepita ultrapassa 30% do patamar, o modelo não pode mais explicar a variabilidade espacial da variável.

Em relação aos modelos de distribuição foram elaborados três cartogramas, sendo: um cartograma representando a distribuição dos valores obtidos, um segundo cartograma com uma classe única de valores, obtida a partir do método *percentil* (ANDRIOTTI, 2005) para todas as coletas e, o terceiro cartograma, utilizando a função *Prediction error map,* o qual mostra a dificuldade do modelo em representar o fenômeno. O interpolador utilizado foi a krigagem Ordinária, a qual é usada para estimar em um determinado local o seu atributo sem conhecer a média estacionária (CAMARGO et al*.,* 1997), ou seja ela assume a média local como a mais adequada para representar a variabilidade espacial do fenômeno interno.

Para qualificar os teores de OD e pH foi utilizada a Resolução CONAMA- 357. Para o pH foi utilizado ainda a determinação de Fernandes et al*.* (2005) onde o pH é considerado ácido (0-6,5), neutro (6,5 - 7,5) ou alcalino (7 - 14).

CAPÍTULO 2- VARIABILIDADE ESPAÇO-TEMPORAL DOS PARÂMETROS pH e OD

A verificação da qualidade da água é realizada a partir da quantificação dos teores dos parâmetros físicos, químicos e biológicos (ADAM, 1988; BRITO, 2008). A importância do conhecimento da qualidade da água consiste em determinar se esta pode cumprir suas finalidades de uso de acordo com a legislação - CONAMA (2005).

Entre os parâmetro químicos, destacam-se o pH e o OD, os quais são primordiais para qualquer monitoramento de qualidade de água (SILVA et al*.,* 2009). De acordo com Brito (2008) o pH serve como indicador de poluição de qualquer espécie, e o OD como inicador de poluição orgânica. A seguir estão algumas características desses parâmetros no ambiente aquático.

2.1 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (pH)

O potencial hidrogeniônico (pH) é a concentração de íons hidrogênio (H^+), sobre a qual é determinada se a água está em condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade, sendo que o pH varia de 0 a 14. O valor 7 é considerado neutro, valor abaixo indicam substâncias ácidas e valores acima indicam substâncias alcalinas (AOAC, 1995). Já Fernandes et al. (2005) o pH é considerado ácido (0-6,5), neutro (6,5 - 7,5) ou alcalino (7 - 14).

Há uma complexidade na interpretação dos valores de pH devido à quantidade de fatores que podem influenciá-lo. Fritzsons et al. (2003) afirmam que as variações do pH nos recursos hídricos são determinadas por fatores como: clima (temperatura, umidade, ventos, precipitação), tipos de rochas, vegetação, contribuição da água subterrânea, composição da água da chuva e flutuações de vazão. Esteves (1998) também destaca que entre os fatores que determinam o pH, estão principalmente à quantidade de material orgânico, a litologia da bacia que alimenta o lago e o fluxo de seus afluentes. Assim, "o pH pode ser considerado uma das variáveis ambientais mais importantes, ao mesmo tempo que uma das mais difíceis de se interpretar" (ESTEVES,1998, p.64).

O pH pode variar por razões naturais, como por exemplo, no caso da fotossíntese, que usa o dióxido de carbono dissolvido, que atua como o ácido

carbônico (H2CO3) em água (WURTS; DURBOROW, 1992). Com a remoção de CO_2, a acidez da água diminui e o pH aumenta. O pH pode ser mais elevado durante o dia e durante a estação de crescimento de macrófitas. Em contraste, a presença de matéria orgânica produz CO_2, que se dissolve em água como ácido carbónico, diminuindo assim o pH (MOORE, 1989; MICHAUD, 1991). Alterações no pH podem aumentar a solubilidade do fósforo, tornando-o mais disponível para o crescimento de plantas, aumentando o consumo de oxigénio dissolvido. Como também, os metais que tendem a ser mais tóxicos, devio a sua solubilidade a pH mais baixo (JOHN; LEVENTHAL, 1995).

Borges et al. (2003) destacam que o tipo de solo, por onde a água percorre, pode interferir nos valores de pH no recurso hídrico, assim se o solo for ácido a água naturalmente tende apresentar caracteristicas mais ácidas.

Hermes e Silva (2004) afirmam ainda que a radiação solar pode influenciar nos processos bioquímicos ocorrentes na água e, por isso o pH pode variar ao longo do dia.

De acordo com Macedo (2015) com a concentração de algas o pH tende aumentar a alcalinidade, isso porque as algas, ao realizarem fotossíntese, retiram muito gás carbônico, que é a principal fonte natural de acidez da água.

Segundo Maier (1987), Kleerekoper (1990) e Silva et al. (2009) um pH mais ácido está associado à presença de matéria orgânica e geralmente ocorrem em ambientes de águas mais paradas.

Herzer (2013) em pesquisa realizada na Lagoa Peixoto – RS, constatou que os elevados valores de pH podem ter sido consequência da alta atividade fotossintética do fitoplâncton.

Pinho (2001), Pedrozo e Kapusta (2010) destacam que em lagoas e represas pequenas, ricas em matéria orgânica, apresentam pH em torno de 4 a 5, e o sinal deste evento é a presença de bolhas arrebentando na superfície da água, exalando odor desagradável, resultado evidente da putrefação.

Fernandes et al. (2005, p.335) destacam que "no Brasil os lagos ácidos ocorrem em grande número na Amazônia central, no litoral e em regiões de turfeiras".

Carvalho et al. (2000) destacam que com o aumento das chuvas o pH tende a estar próximo da neutralidade, pois ocorre maior dissolução de compostos presentes na água.

De acordo com Esteves (1998) o pH pode ser elevado onde a precipitação é menor do que a evaporação, onde há concentrações de carbonatos e bicarbonatos e, em regiões cársticas.

O critério fixado pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA 357/2005) é que o pH esteja entre 6,5 e 9 para haver proteção da vida aquática e entre 6,5 e 8,5 para ser adequada ao abastecimento da população. De acordo com Lima (2001) o pH da grande maioria dos corpos d'água varia entre 6,0 e 8,0. De acordo com Fernandes et al. (2005) a maior parte dos lagos apresenta pH entre 6 e 9. Esteves (1998) e CETESB (2006) consideram pH entre 6 e 9 como faixa ideal para que se conserve a vida aquática. Nos sistemas de abastecimento público de água, segundo Richter e Netto (1991) o pH está geralmente compreendido entre 6,5 e 9,5.

2.2 OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD)

Esteves (1998) destaca os trabalhos de Hoppe-Seyler (1895) e Thienemann (1925). Hoppe-Seyler, por ter sido o primeiro cientista a pesquisar detalhadamente a distribuição vertical desde gás em um lago, o lago Constance (Alemanha-Suíça), tendo demonstrado que no verão o oxigênio não se apresentava uniformemente distribuído na coluna d'água do lago Constance. Por sua vez Thienemann (1925) demonstrou que lagos rasos de regiões temperadas, apresentam *déficit* de oxigênio durante o verão, enquanto em lagos profundos, a decomposição da matéria orgânica não chegou a interferir expressivamente nos níveis de oxigênio da água. Portanto, estas pesquisas mostraram que o oxigênio dissolvido é susceptível à profundidade, temperatura e volume de água dos reservatórios.

De acordo com Champman (1986) e Esteves (1998) as principais fontes de oxigênio para a água são a atmosfera e a fotossíntese, por vegetação aquática (macrófitas e algas).

> O oxigênio dissolvido se dissolve nas águas naturais proveniente da atmosfera, devido à diferença de pressão parcial. Este mecanismo é regido pela Lei de Henry, que define a concentração de saturação de um gás na água, em função de temperatura. (PIVELI, 2010, p1).

Esteves (1998), Cleto Filho (2006) e Nalms (2015) destacam que o aumento da temperatura e a diminuição da pressão, provoca a redução do oxigênio dissolvido na água. De acordo com Verweij et al. (2010) com o aumento da temperatura aumenta o consumo de oxigênio, principalmente pelas bactérias devido a aceleração da decomposição da matéria orgânica.

É importante destacar que a produção e a disponibilidade do oxigênio para um corpo d'água também dependem de fatores como, vegetais fotossintetizantes, ação dos ventos, ciclagem da matéria orgânica (CLETO FILHO, 2006).

Herzer (2013) em pesquisa realizada na Lagoa Peixoto – RS, constatou que os elevados valores de OD pode ter sido consequência da fotossíntese realizada pelo fitoplâncton.

Valores de OD superiores à saturação são indicativos da presença de algas, enquanto que valores inferiores são indicativos da presença de matéria orgânica (PORTO, 1991).

Esteves (1998) destaca que em lagos rasos no período de chuvas, o oxigênio dissolvido tende a ser menor devido ao grande acréscimo de matéria orgânica, que pode ser proveniente de efluente, de escoamento superficial e ressuspensão do sedimento.

> Outra fonte importante de matéria orgânica são os brejos, frequentemente encontrados às margens dos lagos rasos. Nestes, as comunidades de macrófitas aquáticas emersas produzem grande quantidade de biomassa, especialmente no período de seca e que no período de cheia é,em grande parte, drenada para o interior do lago. (ESTEVES, 1998, p.43).

De acordo com CONAMA 357 para águas de classe II OD não pode ser inferior a 5 mg/L.

2.3 FATORES QUE INFLUENCIAM NA VARIABILIDADE DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

A qualidade de um corpo d'água está suscetível a muitas influências internas e externas e evolui em resposta de acordo com a intensidade e valor destas, as quais podem ser conhecidas a partir do registro de informações referentes a condições climáticas, limnológicas e hidrológicas.

O corpo d' água tem suas características químicas e físicas definidas por uma série de fatores (climáticos, geomorfológicos, tipo de solo, cobertura vegetal) da bacia de drenagem. (BARTRAM; BALLANCE, 1996; REICH; ESWARAN; BEINROTH, 1999; SOLHEIM et al*.,* 2010). A seguir serão apresentados alguns dos fatores que influenciam na variabilidade dos teores dos parâmetros físico-químicos.

2.3.1 Fatores externos

2.3.1.1 Vento

O vento propicia a formação de ondas e corredeiras que influenciam na variabilidade dos parâmetros físico-químicos. De acordo com Esteves (1998) os ventos atuam na mistura da coluna d'água, na concentração e distribuição do oxigênio e da turbidez no ambiente aquático. O vento aumenta a dissolução de OD na água.

Wetzel (1993) destaca que é importante levar em consideração a magnitude da turbulência no ambiente aquático para compreender a distribuição das variáveis físico-químicas.

Moore (1989) e Michaud (1991) afirmam que os ventos na superfície de um corpo de água geram ondas, que por sua vez geram turbulência abaixo da superfície. Essa turbulência gerada pelos ventos é fortemente influenciada pela geometria e profundidade do corpo d' água. Os ventos podem interferir na deposição de sedimentos em determinadas regiões e na ressuspensão do material de fundo (PEDROSA et al*.,* 1999; AYROZA, 2012). Assim, o vento pode influenciar na variabilidade do pH, visto que, de acordo com Moore (1989), Michaud (1991) e Esteves (1998) aumento de matéria orgânica diminui o pH da água.

De acordo com Fernandes et al. (2005) a turbulência nos lagos gerada pelos ventos pode misturar em maior ou menor extensão a coluna de água, alterando profundamente a distribuição do fitoplâncton. Pode também, aumentar a turbidez que diminui a penetração de luz. Billings (1964) e Xavier (2005) afirmam que a ação do vento através das ondas influencia na concentração e/ou a movimentação das algas e/ou macrófitas.

Karafistan e Arik-Colakoglu (2005) destacam que o movimento da água é fortemente influenciado pelo padrão de vento e muitas vezes, o movimento da água no lago é multidirecional.

Herzer (2013) mostrou que a qualidade da água na Lagoa Peixoto- RS é influenciada pela direção do vento, o qual é responsável por misturar as massas de água, interferindo na dispersão de nutrientes e sedimentos, onde às vezes provoca aumento de turbidez e homogeneização da temperatura na lagoa.

Pesquisa realizada por Scully (2010) aponta que maior a variabilidade de OD no verão na Baía Chesapeake - Estados Unidos, pode ser explicada por variações na direção do vento, e destacam que os ventos do sul, foram mais significativos no aumento do oxigênio dissolvido na água do que os ventos do norte.

Em estudos realizados por Downing e Truesdale (2007) também mostraram que o vento pode alterar a variabilidade do OD, podendo aumentar o nível de OD na superfície da água.

2.3.1.2 Precipitação

As chuvas podem interferir na estratificação térmica, na entrada, saída e diluição de resíduos (AYROZA, 2012). O período chuvoso pode promover o transporte de material orgânico e inorgânico para fora do sistema aquático (TUNDISI, 1993; 1999).

Hoering e Halfman (2015) apontam que o aumento da precipitação aumenta a carga de nutrientes no corpo d'água. De acordo com Tundisi et al. (2006) a precipitação faz com que a matéria orgânica em suspensão no reservatório aumente, podendo acarretar na redução do oxigênio dissolvido e, ainda definir diferentes concentrações do mesmo ao longo do corpo d'água. Verweij et al. (2010) afirmam que com o aumento da precipitação aumenta a concentração de micro-organismos (protozoários) na superfície da água influenciando no aumento de macrófitas.

Fritzsons et al. (2003) destacam que a precipitação favorece o aumento do escoamento superficial, propicia o aumento da turbidez e teor de matéria orgânica nas águas, e interfere na variabilidade de parâmetros físicos e químicos de um corpo de água.

Na pesquisa realizada por Hoering e Halfman (2015) no Lago Finger – Nova York, constataram que com o aumento das chuvas aumenta a carga de nutrientes, provocando a diminuição do OD.

Weyhenmeyer, Willén e Sonesten (2004) em estudos realizados no lago Malaren, na Suíça, mostraram que a precipitação influencia na qualidade química, física e biológica da água. O aumento de partícula em suspensão e sílica foram os que apresentaram maior relação com a precipitação. O pH apresentou relação mais fraca com a precipitação. As alterações mais significativas dos parâmetros pH e OD da água ocorreram na parte central do lago.

2.3.1.3 Uso da terra

Bonnet et al. (2008) e Espindula (2012) aponta que a qualidade da água está diretamente ligada às condições de uso da terra no entorno do copo d'água.

A modificação da cobertura da terra modifica sua rugosidade, propiciando aumento ou redução do escoamento superficial em períodos de precipitação. (CHEN et al*.,* 2009; SUTTON; FISHER, 2009). O material que é arrastado da vertente para o corpo d'água apresenta diferentes formas, tamanhos, densidades e origens. Dependendo de suas caraterísticas físicas, poderão ser transportados para lugares mais ou menos próximos de sua origem, podendo poluir e modificar as características físicas, químicas e biológicas da água. (XIAO-LONG et al*.,* 2007).

Tucci (1993), Esteves (1998), Pereira Filho (2000) e Sartor (2008) destacam que a avaliação do uso da terra ajuda a entender e até mesmo determinar as características limnológicas do ambiente aquático. Principalmente em regiões muito atingidas pela ação antrópica que dependendo da inclinação pode aumentar o carreamento de sedimentos para o ambiente aquático.

EPA (1999) destaca que a prática agropecuária e áreas urbanas próximas a recursos hídricos podem produzir altas concentrações de materiais e nutrientes orgânicos e inorgânicos, que podem alterar os parâmetros físico-químicos da água.

De acordo com Hassan et al. (2015) no lago Wular no Himalaia, os baixo teores de OD encontrados estão relacionados ao uso da terra, principalmente à agricultura. Áreas agrícolas também influenciam no pH da água, que segundo Herderson et al. (2014) tornou-se mais ácida.

Estudos realizados por Prado e Novo (2007), Luz e Moraes (2009), Schneider et al*.* (2011), Espindula (2012) e Costa et al. (2013) confirmam que a análise integrada dos sistemas aquático e terrestre, no espaço e no tempo, possibilita

concluir que as alterações da qualidade da água estão relacionadas ao tipo de uso e ocupação da terra que geram fontes pontuais e difusas de poluição.

2.3.1.4 Material particulado em suspensão

O material particulado em suspensão constitui-se de detritos orgânicos e inorgânicos. De acordo com Esteves (1998) a fração inorgânica é formada por partículas minerais, principalmente silte e argila e a fração orgânica pelo fitoplâncton e matéria orgânica particulada.

As partículas orgânicas podem ser provenientes do crescimento de reprodução de bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos orgânicos. O material particulado inorgânico em suspensão está associado a: minerais provenientes do intemperismo e erosão de rochas ou solos (quartzo, areia, argila, óxidos metálicos), que são carreados para os corpos d'água por ação do vento ou da chuva (NOBREGA, 2002).

O material particulado suspenso tem relação com as atividades desenvolvidas no ambiente terrestre, pois em períodos de precipitação com o escoamento superficial, as partículas orgânicas e inorgânicas são carreadas para o corpo d'água (CORAZZA, 2010).

Altas concentrações de sólidos em suspensão, principalmente formada por compostos orgânico, interferem na variabilidade do pH, tornando-o mais ácido e, diminuindo as concentrações de OD (MULLER, 2001; BRAGA, 2005; GELDA; EFFLER, 2007; CORAZZA, 2010).

2.3.2 Fatores internos

2.3.2.1 Morfologia

De acordo com Moses et al. (2011) as características físicas de um corpo d´água constituem elementos importantes para avaliação do seu comportamento hidrológico.

Segundo Von Sperling et al. (1999, p.3) "a morfologia é o campo da ciência que estuda a forma dos ambientes aquáticos, caracterizando-os fisicamente por meio dos chamados parâmetros morfométricos". Ainda, segundo os mesmos autores parâmetros morfométricos se dividem em primários (área, volume, profundidade

máxima e perímetro) e parâmetros secundários, os quais são obtidos a partir de relações entre os parâmetros primários.

Estudos realizados por Cole (1983), Wetzel (1993), Rasmussen et al. (2007) e Fantin-Cruz et al. (2008) apontam que a morfometria dos reservatórios podem interferir nas variáveis físico, química e biológicas dos mesmos. Portanto, o conhecimento da morfometria do reservatório é primordial para que se possa entender o funcionamento desses ecossistemas aquáticos, como por exemplo, balanço de nutrientes, estabilidade térmica da coluna d'água, os níveis de oxigênio, a produtividade biológica, entre outros (BRIGHENTI, 2009). Von Sperling (1999) destaca, que a morfometria é um fator primordial na formação de correntes, incidência da luz e na atuação dos ventos, o que acaba influenciando na distribuição de compostos químicos e da biota no ambiente aquático.

A pesquisa realizada por Lopes e Magalhães Junior (2010) mostrou que os melhores valores de IQA foram obtidos no ponto situado na zona fluvial, e relacionou o resultado as características morfométricas favoráveis aos efeitos de autodepuração, como presença de corredeiras, quedas d'água e maior vazão.

2.3.2.2 Profundidade

De acordo com Baxter (1977) e Mariani (2006) a profundidade pode influenciar na dissipação de compostos provenientes de efluentes, quanto maior a profundidade maior potencial de diluição. Já em locais de baixa profundidade pode ocorrer a ressuspensão de compostos presentes no sedimento de fundo. Assim diferenças na profundidade em um corpo d'água podem colaborar na heterogeneidade ao longo do mesmo.

Segundo Esteves (1998) em lagos rasos (abaixo de 6 m), a região litorânea, a qual está muito próxima do ecossistema terrestre, apresenta todos os níveis tróficos de um ecossistema como, produtores primários, consumidores e decompositores. Assim, essa região apresenta uma maior amplitude de variação.

Estudos realizados por Barbosa (1981) que estudou detalhadamente a lagoa Carioca (MG), Melack e Fisher (1983), Camargo e Miyai (1991) e Esteves (1998) concluíram que em todos os lagos pesquisados existem diferenças limnológicas entre lagos profundos e rasos. A profundidade média é utilizada com frequência para se estabelecer o grau de trofia de um lago (THOMANN; MUELLER, 1987). Esteves

(1998) acrescenta que, os lagos mais profundos (acima de 20 m) estão geralmente estratificados.

A profundidade é um parâmetro morfométrico de grande importância, atuando como fator decisivo nos processos ecológicos, uma vez que afeta a velocidade da água, modifica as características limnológicas e padrões de reciclagem de nutrientes dos sistemas aquáticos (THOMAZ et al., 1997; GRANADO; HENRY, 2008).

2.3.2.3 Estratificação térmica

A temperatura da água é influenciada pela temperatura do ar, atuando na estrutura vertical dos corpos d'água, a qual interfere na dinâmica de processos químicos, biológicos e no metabolismo do ecossistema aquático (SOARES et al*.,* 2008).

Nos ambientes aquáticos tropicais, o padrão de temperatura da água assemelha-se ao ciclo anual de temperatura atmosférico. Destacam-se duas estações climáticas bem definidas, sendo uma de estiagem e outra de chuvas, provocando estratificação da água (ESTEVES et al*.,* 1988).

O processo de estratificação térmica ocorre naturalmente em ambientes lênticos, reconhecer o padrão vertical da temperatura é a base para entender o funcionamento dos ecossistemas aquáticos.

A radiação solar que atinge a superfície do lago ao ser absorvida é transformada em calor já no primeiro metro, iniciando a estratificação térmica que funciona da seguinte maneira: as camadas superiores absorvem a maior parte da energia luminosa e a menor parte atinge as partes mais profundas. Esse processo divide a coluna d'água onde as camadas assumem diferentes temperaturas, sendo: uma camada superior denominada *epilímnio*, área que recebe radiação solar e sofre maior turbulência em função dos ventos; uma camada inferior que fica próxima ao fundo do lago denominada *hipolímnio*, mais fria e que pouco sofre com a turbulência em razão dos ventos. A camada intermediária é denominada *metalímnio*, onde há uma ampla variação de temperatura. Quando a coluna d'água apresenta estas três camadas o reservatório é definido como termicamente estratificado. A estratificação térmica acarreta também as estratificações física, química e biológica. (FERNANDES et al*.,* 2005).

Gobbi et al. (2005) afirmam que, locais com ventos intensos apresentam menor tendência a estratificação devido à mistura causada pelo vento.

O fluxo da água do rio que abastece um reservatório também pode influenciar no processo de estratificação, pois durante a primavera e verão as águas dos rios estão com temperatura mais quente do que as do reservatório, provocando circulação somente na superfície do reservatório (MARGALEF, 1983; TUNDISI et al., 1984). Os mesmos autores destacam ainda que, durante o outono e inverno a temperatura da água do rio está menor que a do reservatório com densidades mais altas, portanto o fluxo de água do rio para o reservatório atinge as camadas mais profundas do reservatório e faz com que haja uma renovação das águas de baixo para cima.

Durante a estratificação nos meses mais quentes, geralmente na região do hipolímnnio do reservatório são desencadeados processos de decomposição que provoca falta de oxigênio e maior formação de CO_2 no fundo dos reservatórios (VIEIRA et al., 2002). Esse processo aumenta a produção de H_2CO_3, e diminui o pH. No inverno, com o resfriamento da camada superficial da água do reservatório, ocorre uma uniformização das temperaturas ao longo da coluna d'água. Isso faz com que os valores de pH nas diversas profundidades sejam mais próximos entre si e mais alcalino (CARVALHO, 2011).

2.3.2.4 Viscosidade da água

"A viscosidade da água é a capacidade em oferecer resistência ao movimento dos organismos e das partículas nela presentes. É função da temperatura e do teor de sais dissolvidos". (ESTEVES, 1998, p.32). Quanto mais alta viscosidade maior a capacidade de deslocar partículas maiores.

A viscosidade da água é inversamente proporcional à temperatura, o que significa que uma água quente é menos viscosa que uma água fria (BRASIL, 2014).

> A viscosidade de uma massa d'água a 30 ºC é aproximadamente a metade de uma a 5 ºC. Este fato tem grande significado ecológico, pois à temperatura de 30 ºC, um organismo planctônico afunda duas vezes mais rápido (nas mesmas condições) do que a 5 ºC. Em lagos tropicais, onde as temperaturas são quase sempre superiores a 25 ºC, os organismos planctônicos devem desenvolver mecanismos mais eficazes para reduzir o seu tempo de afundamento do que aqueles organismos de lagos temperados. (ESTEVES, 1998, p.32).

2.3.2.5 Sedimento

O sedimento atua como produtor e armazenador de nutrientes, portanto é muito importante determinar o tipo de sedimento, para conhecer a característica do corpo d'água (TRINDADE, 1980).

Os sedimentos podem ser considerados resultado da integração de todos os processos que ocorrem em um sistema aquático. Neles ocorrem processos biológicos, físicos e químicos, que podem tanto estimular a retenção como a liberação de compostos orgânicos e inorgânicos para a coluna d'água (ESTEVES 1998; SHAMEEM; VYAS; MAGRAY, 2014). Os principais processos responsáveis por essa dinâmica no sedimento são:

> - Adsorção/desorção; Decomposição da matéria orgânica; Difusão; Saturação de oxigênio - Potencial de redução/oxidação; Ressuspensão (bioturbação / circulação da água / bolhas de gás). (BOLLMANN; CANEIRO; PEGORINI, 2005, p.240).

Segundo Naumann (1930 citado por LARIZATTI, 2001, p.18) os sedimentos lacustres podem ser de dois tipos:

a) **sedimentos orgânicos**: possuem elevado teor de matéria orgânica (acima de 10% do peso seco). Esses sedimentos podem ter origem a partir de detritos do próprio lago ou externos, principalmente vegetais superiores terrestres. São característicos de lagos eutróficos de regiões de clima temperado.

b) **sedimentos minerais**: caracterizados pelo baixo teor de matéria orgânica (menos de 10% do peso seco), e ocorrem principalmente em ambientes aquáticos oligotróficos de regiões temperadas. Na sua constituição pode predominar sílica, argila e compostos de cálcio, ferro e manganês, entre outros. No Brasil, este tipo de sedimento é encontrado principalmente em lagunas e represas.

> Os sedimentos são importantes por servirem de substrato para inúmeras espécies bentônicas que exercem grande influência na transformação da matéria orgânica. Além disso, são considerados como sumidouro ou fonte de nutrientes e elementos tóxicos, como os metais pesados. (DORNFELD, 2002, p.21).

A concentração de nutrientes nos sedimentos pode variar de forma longitudinal e transversalmente nos reservatórios, em função da hidrodinâmica (que vai determinar a quantidade e o tipo de material sedimentado), área que recebe efluentes, e área marginal alagada (que pode aumentar o acúmulo de matéria organica sedimentada) (BOLLMANN et al*.,* 2005).

2.3.2.6 Macrófitas e fitoplâncton

As macrófitas, como também as algas que se proliferam com a grande quantidade de despejo de matéria orgânica, são formadoras de grande quantidade de biomassa e quando se decompõem, contribuem para o *déficit* de oxigênio dissolvido e formação de gás sulfídrico, esse gás é prejudicial á vida e é um dos responsáveis pelo baixo pH da água (ESTEVES, 1998; RIVAS et al*.,* 2009; SIQUEIRA et al*.,* 2011). As macrófitas aquáticas podem ser divididas em quatro grupos ecológicos: as emersas, com folhas flutuantes, submersas enraizadas, submersas livres e as flutuantes (ESTEVES, 1998).

O fitoplâncton é caracterizado pelas comunidades de vegetais microscópicos que vivem em ambientes aquáticos, distribuídos em diversas camadas de água, e constitui-se como membro responsável pela produção primária (CETESB, 1987). Em águas continentais, o fitoplâncton está representado pelas algas, sendo os principais grupos: Cyanophyta, Chlorophyta, Euglenophyta, Chrysophyta e Pyrrophyta (FRANZ, 2010).

Esteves (1998) descreve o desenvolvimento das macrófitas e das algas ao longo do ano. Na primavera, inicia a floração e a formação de brotos, e persiste até esgotarem os principais nutrientes na zona eufótica. No verão, diminui a produtividade, mas são registrados os maiores valores de biomassa, no final da estação, ocorre à formação de detritos, a partir da decomposição das folhas. À medida que o outono se aproxima, ocorre redução da radiação solar e maior força dos ventos, propiciando a ressuspensão dos nutrientes do hipolimnio e do fundo do lago. Frequentemente ocorre uma nova floração, mas de menor intensidade que na primavera. Este processo ocorre até o final de outono. As menores temperaturas no inverno dificultam o crescimento de algas e macrófitas.

Shilla et al. (2006), Kroger et al. (2007) e Bo Wang et al. (2013), destacam que o processo de senescência de macrófitas aquáticas exerce impacto direto na qualidade da água. Em estudos realizados em lagos temperados existe uma forte liberação de nutrientes nos primeiros dias da decomposição e diminuição nas concentrações de oxigênio (BO WANG et al., 2013) bem como observado para o sedimento, quando parte desses nutrientes decaem (KROGER et al., 2007).

De acordo com Xavier et al. (2005) em cada um dos compartimentos do ecossistema ocorrem alterações que levam a uma deterioração da qualidade da água. Os autores destacam ainda, os pesquisadores Hutchinson, 1957, Schafer, 1985 e Esteves, 1998, os quais afirmam que a floração de algas e macrófitas, aumenta a concentração de oxigênio dissolvido nas camadas superficiais durante o dia e que frequentemente atinge a supersaturação.

Quando há decomposição das macrófitas o oxigênio dissolvido é reduzido, atingindo valores próximos à anoxia (CORTEZ, 2013). Isso ocorre tanto pelo aumento do consumo de oxigênio para degradação da matéria orgânica, quanto pela baixa produção fototrófica, a tendência é de *déficit* de oxigênio em toda a coluna de água, desde a superfície.

Esteves (1998) destaca que pesquisas realizadas especialmente em regiões temperadas mostram que as macrófitas aquáticas e as algas representam uma das comunidades mais produtivas. E a partir de sua atividade metabólica, são capazes de produzir grandes interferências no ambiente, como aumento do oxigênio dissolvido e aumento do pH, mudanças na cor e na turbidez. A produtividade das macrófitas está relacionada com o nível d'água, isto é, quando diminui a profundidade reduz a produtividade das macrófitas.

Em relação à espacialização das algas, tanto vertical como horizontal, depende da densidade específica dos organismos, da composição química do meio, da turbulência da água, do tempo de residência da água, da radiação solar e da temperatura da água (MOTA, 1997).

2.3.2.7 Tempo de residência

Conhecer o tempo de residência do ambiente lêntico que se pretende estudar é de suma importância, pois, ele afeta diretamente o comportamento térmico da

coluna d'água; na dinâmica dos gases; ciclagem e acúmulo de nutrientes no sedimento e na água; crescimento e desenvolvimento do fitoplâncton e de macrófitas, no processo eutrofização, entre outros (NOGUEIRA,1991; THOMAZ et al*.,* 1997; MELO, 2005).

Para Moore (1989) e Michaud (1991) tempo de residência, é definido como o tempo médio gasto por uma parcela de água entrar e sair. Quanto maior o tempo de permanência de um fluido num ambiente lêntico, mais susceptível estará a processos como aquecimento ou resfriamento, sedimentação, transformações biológicas ou químicas, entre outros.

Portugual (2000) destaca que quanto menor o tempo de residência da água menor a possilidade de sedimentação, ciclagem de nutrientes e menores possibilidades de eutrofização.

Moore (1989) afirma que, quando o tempo de residência do ambiente lêntico excede um ano, as variações de aquecimento no verão, resfriamento no inverno, e o nível de turbulência podem controlar a dinâmica do lago, especialmente na capacidade para misturar e dispersar poluentes.

2.3.2.8 Vazão

Vazão é o volume de água, que pode ser proveniente tanto da precipitação como pela água subterrânea, que passa por um rio, durante um período determinado e, é expressa em metros cúbicos por segundo (m^3/s) (PALHARES et al*.,* 2007; MARTINS et al*.,*2012)

Hespanhol (2009) aponta que a variação da qualidade da água depende entre outros, do regime hidrológico do rio, como a variação da vazão da água e o número de cheias por ano. O controle da vazão interfere na profundidade e no tempo de residência, influenciando nas características físicas, químicas e biológicas da água (WETZEL, 2001).

Estudos realizados pela SUDERHSA - Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental - (1997) constatou que, no aumento da vazão em períodos de chuvas, alguns rios de algumas bacias do Paraná diminuíam sua qualidade, avaliados pelo IQA, devido a uma elevação da DBO, DQO, nitrogênio e coliformes fecais.

No entanto de acordo com Silva e Sacomani (2001) em estudos realizados no rio Pardo em Botucatu/SP mostraram que nos rios que receberam efluentes de áreas rurais e urbanas, tiveram a qualidade da água deteriorada com a falta de chuvas. Pois, com a estiagem houve a diminuição da vazão, consequentemente diminuiu o efeito de diluição e, portanto aumentou a concentração de poluente, diminuindo a qualidade da água.

Na pesquisa sobre a avaliação da qualidade da água do reservatório do Arroio Vacacaí-Mirim/RS realizada por Gastaldini, Paiva e Paiva (2000) a variável que mais interferiu nas variações de turbidez e pH foi a vazão média.

CAPÍTULO 3 - CRITÉRIOS METODOLÓGICOS DE AMOSTRAGEM DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA

3.1 ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

A caracterização espacial de um recurso hídrico deve levar em conta as ideias de homogeneidade e heterogeneidade. Um recurso hídrico é homogêneo quando apresenta características semelhantes, ou com pequena variação, entre suas diferentes partes, e é heterogêneo quando exibe compartimentos diferentes ou alterações em uma ou mais características ao longo do espaço físico (PEDROSA et. al., 1999). Dessa forma, é preciso considerar diferentes variáveis e realizar medições com maior número possível de amostras para diminuir interferências que levem a uma caracterização espacial incorreta de um recurso hídrico.

A abordagem espaço temporal ajuda os pesquisadores no entendimento da dinâmica de distribuição e concentração das variáveis, bem como, na identificação das principais causas dessas variações, sendo elas naturais ou antrópicas (VELINI et al*.,* 2005; TORRES et al*.,* 2007; TUNDISI et al*.,* 2008; PACHECO et al*.,* 2008).

Camargo (1997) enfatiza que durante muito tempo caracterizava-se a qualidade da água de uma determinada bacia apenas com a dimensão temporal, porém essas medidas pontuais nem sempre são representativas do estado de todo o recurso hídrico, portanto torna-se necessário avaliar as variações no espaço e no tempo.

De acordo com Pinto et al. (2003) a abordagem da variável “espaço” em pesquisas ecológicas foi durante muito tempo negligenciada, havendo preocupação apenas com a dimensão temporal, mas nos últimos anos têm sido apontada como um avanço nas pesquisas.

Resck (2007) analisou a variação horizontal de parâmetros (sólidos totais em suspensão, turbidez, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, nitrogênio total e clorofila*)* no reservatório da Pampulha em Belo Horizonte - MG. Destacou que as concentrações dessas variáveis apresentam nítido padrão no reservatório, reduzindo suas respectivas concentrações de forma gradual, da região próxima à ilha dos Amores em direção à barragem.

Na pesquisa realizada por Villa (2010) na bacia do córrego Pinhalzinho II - PR, as variáveis DBO, OD e pH apresentaram variações sazonais e espaciais, com maiores concentrações na zona fluvial, diminuindo no sentido lacustre, principalmente no período de chuvas.

Da Silva et al. (2007) ao analisarem parâmetros de qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Mundaú (AL e PE) concluíram que a região do Alto Mundaú (cabeceiras do rio) apresentava-se altamente poluída por esgoto domésticos e industriais e, portanto apresentou índices de oxigênio dissolvido menor que na outras sub-bacias. Já na região do Baixo Mundaú os índices de OD foram maiores devido à maior biodiversidade, como no caso de mangues que filtram parte dos compostos presentes no rio, e pela proximidade do mar, onde o rio deságua e promove trocas com a região. O pH é mais ácido no Alto Mundaú, também está relacionado a presença de matéria orgânica.

O trabalho de Buzelli e Cunha-Santino (2013) no reservatório de Barra Bonita - SP demonstrou que devido as intensas pressões antrópicas, o IQA não apresentou diferenças significativas para os períodos de estiagem e de chuvas, indicando assim elevado grau de trofia. Apenas encontraram pH levemente alcalino no período das chuvas e atribuíram esse resultado a processos fotossintéticos do fitoplâncton.

O Relatório de Qualidade das Águas Interiores do estado de São Paulo (CETESB, 2008) mostrou que os parâmetros de qualidade da água variaram ao longo dos pontos de amostragem, a depender da carga de esgoto doméstico/industrial e a presença de cianobactérias. Assim, a disposição dos pontos amostrais no recurso hídrico interfere diretamente na classificação do mesmo, podendo apresentar resultados divergentes ao longo do corpo d'água.

No trabalho de Corazza (2010) no reservatório da usina Hidrelétrica Dona Francisca - RS, o pH apresentou-se alcalino na maior parte do reservatório, com exceção de pequenas áreas, principalmente na confluência de pequenos tributários, o pH esteve mais ácido.

Mayer et al. (1998) realizaram pesquisa sobre a variação espaço-temporal da qualidade hídrica da bacia do rio Bodocongó – PB, demonstrando que em cada um dos pontos de coleta, as concentrações médias dos parâmetros (destacando OD, DBO, coliformes fecais, pH) não apresentaram diferenças estatisticamente significativas nos dois períodos estudados (estiagem e chuva). Entretanto, comparações realizadas entre os diferentes pontos ao longo da extensão do rio

(pontos de P_0 – P_5) demonstraram haver diferenças significativas da qualidade da água, apresentando trecho com características bem definidas de autodepuração. Essa pesquisa mostra, por exemplo, que o índice de OD aumenta do P_0 (onde recebe efluentes da ETE-CG) até P_5 (confluência com o Rio Paraíba) e atribui esse resultado como consequência da mineralização da matéria orgânica, associado a reaeração atmosférica e a fotossíntese.

Verifica-se, portanto a importância da análise espaço-temporal, visto que os parâmetros físico-químicos são muito vulneráveis as modificações provocadas por fatores naturais ou antrópicos. Vale ressaltar que para determinar a variabilidade dos parâmetros físico-químicos num corpo d'água é primordial que a quantidade de pontos e a frequência amostral representem toda a área em estudo.

3.2 DETERMINAÇÃO DO LOCAL E FREQUÊNCIA DE AMOSTRAGEM

De acordo com CESTEB e ANA (2011) e Leite et al. (2013) a localização dos pontos de amostragem é de grande importância para conhecer a variabilidade dos parâmetros físico-químicos relativos à qualidade da água.

O local de amostragem deve estar de acordo com os objetivos pré-determinado na pesquisa. Segundo Soares (2001) a pesquisa leva em consideração aspectos técnicos e financeiros, sociais, políticos e administrativos, e por essa razão não existem procedimentos padronizados e aceitos universalmente para determinação dos locais de coleta e de monitoramento.

Nos primórdios algumas pesquisas que determinavam a qualidade da água definiam os pontos de monitoramento levando em consideração os locais de fácil acesso, sem qualquer procedimento sistemático para esta escolha. Com o passar do tempo, o número de pontos de amostragem aumentou para incluir pontos de interesse, como por exemplo, a montante e a jusante de áreas altamente industrializadas ou populosas, áreas com contribuições pontuais de poluição e áreas com intensivo uso da terra (SOARES, 2001).

O local de monitoramento deve situar-se de forma que represente o fenômeno que se está estudando e a região em que está instalado. Coimbra (1991) e Cossich et al. (2010) destacam que a coleta de amostras para avaliação da qualidade da

água exige critérios técnicos e conhecimento científico, pois uma amostra deve representar a síntese do comportamento do universo estudado.

De acordo com Cossich et al. (2010) um dos maiores problemas no monitoramento de ambientes lênticos é a determinação da quantidade de pontos de amostragens, de modo que as amostras obtidas sejam representativas. Em qualquer monitoramento sempre será necessário avaliar se o número de amostras é suficiente para a finalidade desejada.

De acordo com a CETESB e ANA (2011) em se tratando de ambientes lênticos, recomenda-se que as amostragens (pelo menos as preliminares) sejam realizadas em seções transversais em locais mais profundos, podendo assim mostrar uma imagem tridimensional do corpo receptor.

A Vigilância Ambiental em Saúde relacionada à Qualidade da Água (SISÁGUA, 2009) propõem que para definir a quantidade de pontos de coleta devem ser consideradas as diferenças regionais, sociais e econômicas, as possíveis fontes de poluição no reservatório e a verba disponível.

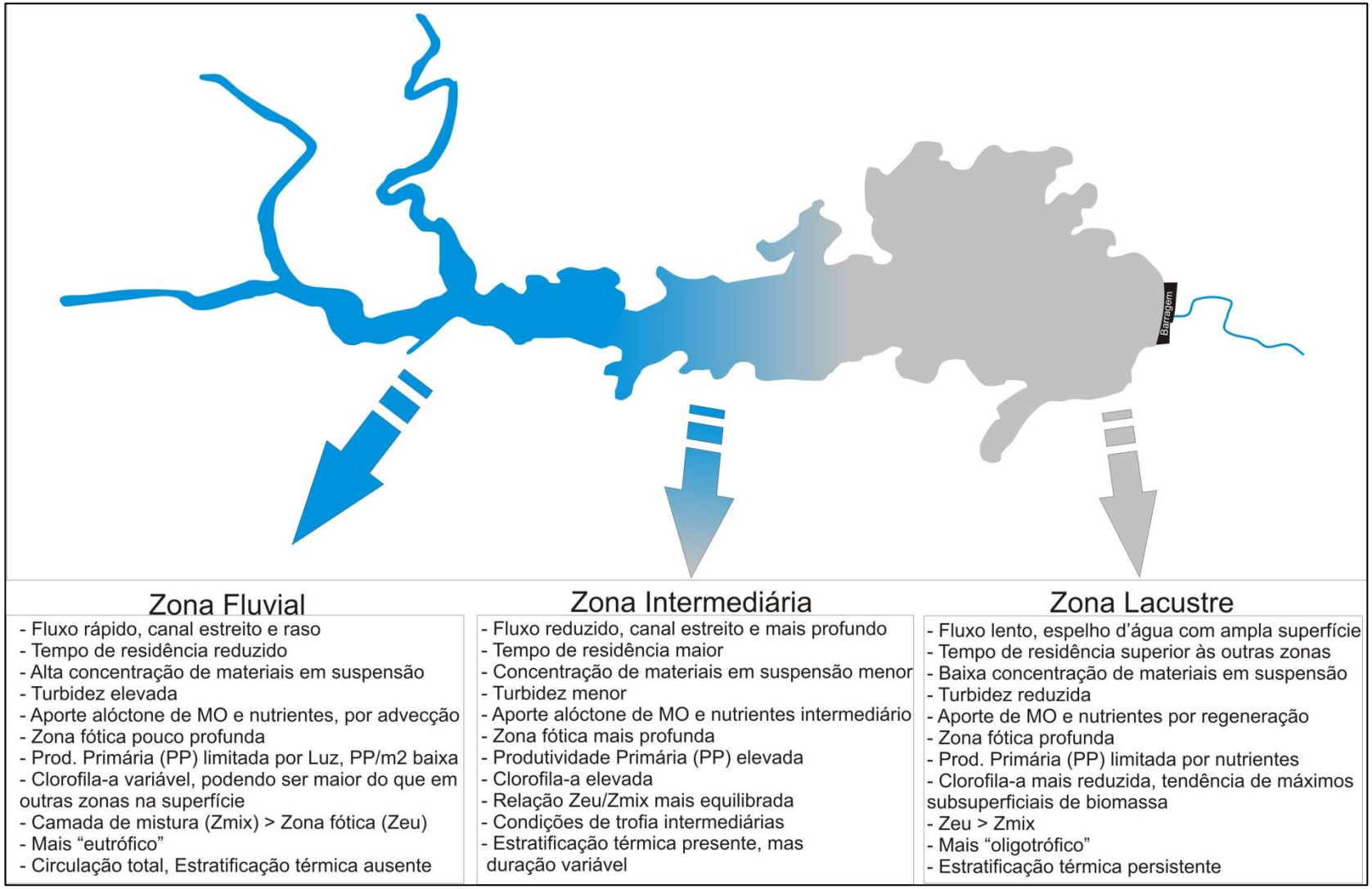
Segundo CETESB e ANA (2011) a quantidade de pontos de amostragem pode ser determinado com base em cálculos estatístico, e acrescentam ainda que:

> Em geral não se deve retirar amostras próximas às margens de rios, canais e no ponto de lançamento de despejos, exceto quando essas regiões são de interesse específico, pois a qualidade, em tais pontos, geralmente não é representativa de todo o corpo d'água. No caso da contribuição dos tributários (afluentes), é importante acompanhar a qualidade de suas águas, e como ela afeta o corpo principal, por meio da coleta de amostras em pontos próximos da sua desembocadura (foz) ou de acordo com o objetivo do trabalho. Ás vezes, os locais de amostragem podem ser escolhidos erroneamente, mais pela conveniência do que por sua adaptação a uma amostragem representativa. (CETESB e ANA, 2011, p.42).

De acordo com Tundisi (1999), Kimmel e Groeger (1984) para avaliar as variações espaciais em reservatórios há necessidade, portanto, de que o monitoramento contemple as três zonas longitudinais (FIGURA 8).

Segundo Thorton (1990) a zona fluvial apresenta características de ambiente de água corrente (ambiente lótico) com pequeno tempo de residência da água e disponibilidade de nutrientes. A zona de transição apresenta diminuição do tempo de residência, e aumento de nutrientes. A zona lacustre, próxima à barragem, possui elevado tempo de residência e baixas concentrações de nutrientes.

FIGURA 8- COMPARTIMENTOS NO AMBIENTE LÊNTICO



FONTE: Adaptado de Kimmel e Groeger (1984), Thorton et al., (1990) e Fernandes et al., (2005).

Cada compartimento (zona) apresenta um comportamento diferenciado quanto às taxas de sedimentação, concentrações de nutrientes, concentração de material inorgânico e orgânico e, de ciclagem de nutriente (KIMMEL et al. 1990).

O IAP (Instituto Ambiental do Paraná) em 2009 apresentou um relatório com resultados obtidos através do programa "Monitoramento da Qualidade das águas dos Reservatórios do Estado do Paraná" no período de 2005-2008 e caracteriza os níveis de comprometimento dos 24 reservatórios monitorados. Para fazer esse monitoramento as estações de amostragem foram estabelecidas de acordo com a compartimentalização horizontal de cada reservatório (KIMMEL; GROEGER, 1984; THORTON, 1990). Para o monitoramento, selecionou-se a zona lacustre (região próxima à barragem, normalmente mais larga e profunda), sendo esta a estação de amostragem considerada mais representativa do funcionamento do reservatório.

A pesquisa realizada por Rodrigues et al. (2012) demonstrou um padrão característico para reservatórios, com a formação de um gradiente longitudinal (zona fluvial, zona intermediária e zona lacustre) de variação dos parâmetros físico-químicos da água, mais nítido na estação seca do que na chuvosa.

Assim como é difícil e importante determinar os locais de amostragem, torna-se essencial estabelecer um plano de amostragem da variabilidade temporal. Neste sentido Sanders et al. (1983) destacam que a determinação da frequência de amostragem está diretamente relacionada com o custo de operação da rede de monitoramento. Fato que não poderia ocorrer, pois é a frequência de amostragem que deveria determinar o custo de operação.

Segundo Quimpo et al. (1970 citado por HARMANCIOGLU et al. 1999) se a amostragem for muito frequente a informação resultante será redundante e cara, e se por outro lado, a amostragem for realizada com uma frequência muito baixa, poderá ser insuficiente. A determinação da frequência de coleta baseia-se em: julgamentos de interesse, períodos de interesse e características de drenagem e do regime hidrológico.

Soares (2001) afirma que a determinação da frequência de amostragem é importante não só por sua relação com o custo de operação da rede de monitoramento, mas também por causa da informação que pode ser extraída dos dados. O mesmo autor acrescenta ainda que, as determinações das frequências, assim como a localização dos pontos de amostragem, podem ser de forma aleatória,

ou por julgamento, baseando-se principalmente na quantidade de verba disponível, tempo restante para a realização do monitoramento.

De acordo com CETESB e ANA (2011), para o estabelecimento do local, momento e frequência de coleta das amostras, deve-se definir previamente se o estudo tem por objetivo obter uma característica média, valores máximos ou mínimos, ou a caracterização instantânea de um ponto do corpo receptor.

No Paraná a frequência de amostragem utilizada para o "Monitoramento da Qualidade das águas dos Reservatórios do Estado do Paraná" é semestral em função das características bem definidas das estações climáticas - verão e inverno. (IAP, 2009).

Coimbra (1991) destaca que a confiabilidade de um plano de amostragem, para avaliação dos parâmetros físico-químicos de um ambiente aquático, depende essencialmente, das técnicas de amostragens, ou seja, a seleção dos locais e frequência das coletas. CETESB e ANA (2011) destacam que, a determinação do plano de amostragem é imprescindível considerar que os parâmetros físico-químicos variam conforme o local (espacial) e no decorrer do tempo (temporal).

Portanto, as pesquisas apontam a importância da elaboração de planos de amostragens que levem em consideração a variabilidade espaço-temporal de variáveis físico-químicas. Pois é o resultado desta análise que vai determinar a gestão adequada do corpo d’água.

CAPÍTULO 4 - FERRAMENTAS DE GEOESTATÍSTICA APLICADAS À ANÁLISE DA VARIABILIDADE ESPAÇO-TEMPORAL DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA

4.1 FUNDAMENTOS DA GEOESTATÍSTICA

O conceito de geoestatística surgiu na década de 1950 a partir de estudos realizados por Daniel Krige e leva em consideração a localização geográfica e a dependência espacial, baseando-se em um conceito probabilístico (ANDRIOTTI, 2005). De acordo com Câmara et al. (2002) e Andriotti (2005) o engenheiro francês Georges Matheron foi quem primeiro utilizou o termo geoestatística e a noção de variograma, e mais tarde, em 1976 foi utilizada por Delhomme em estudos sobre hidrologia.

A geoestatística pode ser definida como um conjunto de ferramentas de modelagem espacial, as quais permitem mapear superfícies e estimar dados em locais não amostrados considerando o comportamento espacial de um dado fenômeno (LADO et al., 2008).

Segundo Bagnara et al. (2012) as ferramentas de geoestatística têm sido aplicadas em diversos setores das ciências da terra e do ambiente, por estimar o grau de incerteza associado a variabilidade do fenômeno.

A diferença entre a técnica de análise da geoestatística e da análise estatística está na forma de avaliar a variação dos dados. A geoestatística considera que a variabilidade do fenômeno possui uma dependência espacial. Já para a estatística clássica a variabilidade acontece de forma aleatória no espaço, ou seja, a variabilidade do fenômeno não tem relação com a distância entre os pontos de amostragens (SILVA, 1988).

A base da geoestatística é a teoria das variáveis regionalizadas, ou seja, a variabilidade nos valores de uma variável está de alguma maneira, relacionada à sua localização espacial (SOARES, 2001; ANDRIOTTI, 2005; YAMAMOTO; LANDIM, 2013).

> A Geoestatística parte do principio que a diferença de valor entre duas observações quaisquer é função da distância e da direção em que ocorre este afastamento entre os pontos de medidas, sugerindo que as diferenças na área estudada devam ser consistentes em toda ela, o que é diferente de serem constantes. (ANDRIOTTI, 2002, p.4).

Landim (1988) afirma que a geoestatística é uma técnica que possibilita a interpretação dos resultados obtidos do estudo com base em sua variabilidade natural, considerando a existência de dependência espacial dentro do espaço da amostragem. Esta técnica permite elaborar um modelo de semivariograma que melhor descreva a variabilidade espacial dos dados, o qual será utilizado no processo de interpolação.

Para Isaaks e Srivastava (1989) e Câmara et al. (2002) a dependência espacial é quando o resultado de uma amostra pode influenciar no resultado de outra amostra, tendo a distância como variável principal, onde amostras mais próximas tendem a apresentar resultados mais parecidos do que quando as distâncias entre estas amostras são maiores. Esta premissa reflete a Lei Primeira da Geografia (TOBLER, 1970) segundo a qual "todas as coisas são semelhantes, no entanto, coisas mais próximas se assemelham mais que coisas mais distantes".

De acordo com Souza e Junior (2013) para obter bons resultados com a utilização das ferramentas de geoestatística é essencial que as variáveis utilizadas, atendam às condições de "variável regionalizada". Esses autores destacam, ainda que para que modelo geoestatístico possa representar a variabilidade do fenômeno espacialmente é necessário que os pontos de amostragens sejam referenciados, utilizando um sistema de coordenadas geográficas.

No processo geoestatístico os valores dos dados amostrados são relacionados com as distâncias entre as amostras, sendo esta variação representada por um semivariograma. Esse processo utiliza a krigagem como interpolador para estimar valores em pontos não amostrados (CAMARA et al.; 2002; YAMAMOTO; LANDIM, 2013).

Yamamoto e Landim (2013) afirmam que as estimativas geoestatísticas são superiores a outros métodos de interpolação numérica, principalmente porque utilizam a função variograma, que além de analisar a variabilidade em função da distância entre os pontos, mostra a existência ou não do efeito pepita, ou seja, a dependência espacial. Havendo dependência espacial para a variável em estudo, pode-se interpolar os valores.

A seguir são apresentadas as principais características do semivariograma e o método krigagem.

4.1.1 O semivariograma

Davis et al. (1995) definem semivariograma como uma ferramenta da geoestatística, utilizada para descrever a dependência espacial entre observações, com base na teoria das variáveis regionalizadas.

> O semivariograma é o gráfico que expressa a variação do atributo com a distância entre pontos no campo de amostragem. A variância de um determinado atributo é desconexa em diferentes distâncias amostradas e, com isso, objetiva-se encontrar a estrutura da variância. Se a variância aumenta com o aumento da distância, isso quer dizer que a variância e a distância co-variam, indicando que são variáveis dependentes. Se for dependente não se pode aplicar os parâmetros oriundo da estatística clássica. (SILVA, 1988 citado por QUATEZANI, 2008, p.18).

Segundo Guimarães (2015) a função semivariância, indica que quanto menor a distância entre os pontos amostrados, maior será a semelhança entre eles, e quanto maior a distância entre os pontos amostrados, menor será a semelhança entre eles.

Segundo Souza et al. (1997) e Duarte (2000) o semivariograma é representado pelo gráfico da semivariância (mede o grau de dependência espacial entre duas amostras) e, é utilizado para estimar o comportamento espacial da variável regionalizada e também predizer suas características em locais não amostrados.

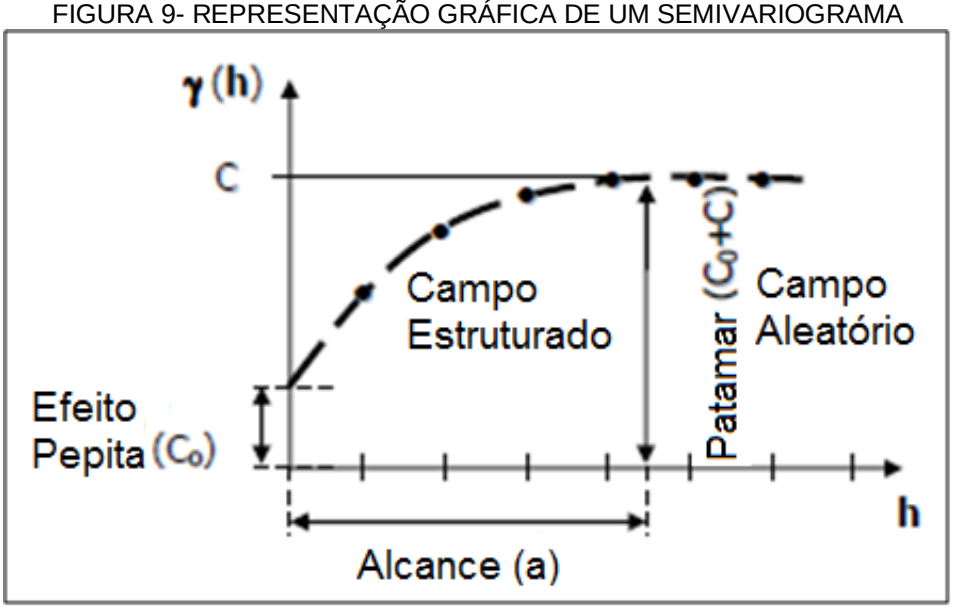
Os parâmetros do semivariograma apresentados na (FIGURA 9) são:

- Alcance (a): refere-se à distância (h) na qual as amostras apresentam-se correlacionadas (campo estruturado). Os valores superiores ao alcance indicam que a variabilidade entre as amostras não depende da distância entre os pontos amostrados, indicando não existir correlação espacial, ou seja, são independentes entre si (campo aleatório) (BLACKWELL, 1975; SOUZA, 1992; ANDRIOTTI, 2005). Matheron (1971) define aleatório, quando os valores medidos variam consideravelmente entre si, e, estruturado, quando segue alguma lei espacial.
- Contribuição (C): é a diferença entre o patamar e o efeito pepita.
- Patamar (C_0 + C): é atingido quando a variância dos dados se torna constante com a distância entre as amostras. Permite a determinação da distância limite entre dependência e independência entre as amostras (SILVA, 1988).

- Efeito Pepita (C_0): "revela a descontinuidade na origem do modelo para distâncias menores do que a menor distância entre os pontos de amostragens" (ROSSONI, 2011, p. 30). À medida que h tende para zero, y(h) se aproxima de um valor positivo chamado Efeito Pepita (C_0), que revela a descontinuidade do semivariograma para distâncias menores do que a menor distância entre as amostras (CÂMARA et al., 2002; ROSSONI, 2011).

O efeito pepita reflete uma variabilidade não explicada de um ponto para outro, que tanto pode ser devido a erros de medidas, como também em função da distância entre os pontos de amostragem. Quando essa variabilidade é muito alta, indicando que não há dependência espacial entre as amostras, denomina-se de efeito pepita puro (ISAAKS; SRIVASTAVA, 1989; GUIMARÃES, 2004; CARO, 2010).

FIGURA 9- REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DE UM SEMIVARIOGRAMA



FONTE: Vieira (1998).

Zimback (2001) e Guimarães (2015) apontam a equação a baixo para calcular o grau de dependência espacial:

$$IDE = \frac{C_0}{C_0 + C} \times 100 \quad (3)$$

Onde: IDE= Índice de Dependência Espacial; C_0 = Efeito Pepita; $C_0 + C$ = Patamar.

Ainda de acordo com Cambardella et al. (1994), Zimback (2001), Carvalho (2012) e Guimarães (2015) o grau de dependência espacial da variável em estudo pode ser classificado como:

- **variável com forte dependência espacial** - se o efeito pepita for menor ou igual a 25% do patamar;
- **variável com moderada dependência espacial** - se o efeito pepita representar entre 25% e 75% do patamar;
- **variável com fraca dependência espacial** - se a relação entre efeito pepita e patamar estiver entre 75% e 100%;
- **variável independente espacialmente** - se a relação entre efeito pepita e patamar for igual a 100%.

Outra consideração importante a ser feita é destacar que Yamamoto e Landim (2013) e Sturaro (2015), aplicam a metodologia proposta por Guerra (1988) com a seguinte equação:

$$E = \frac{C_0}{C} \qquad (4)$$

Onde: E = Efeito pepita relativo; C_0 = Efeito Pepita; C = Patamar

O resultado dessa equação é o mesmo da equação proposta por Zimback (2001) e Guimarães (2015) o que muda é a forma como se classifica o resultado do efeito pepita em relação ao patamar.

Na proposta de Guerra (1988) utilizam a classificação dos graus de aleatoriedade para estabelecer a dependência espacial da variável. Onde o grau de aleatoriedade é classificado em três intervalos (GUERRA, (1988) *apud* YAMAMOTO; LANDIM (2013) os quais são (QUADRO 2):

QUADRO 2. CLASSIFICAÇÃO DOS GRAUS DE ALEATORIEDADE

Grau de aleatoriedade	Componente aleatória
E < 0,15	Pequena
0,15 ≤ E ≤ 0,30	Significativa
E > 0,30	Muito significativa

FONTE: GUERRA (1988) *apud* YAMAMOTO e LANDIM (2013).

A premissa base dessa proposta é de que se o efeito pepita for maior que 30% do patamar a variável analisada não apresenta dependência espacial, ou seja, a sua variabilidade não dependendo da sua localização espacial (YAMAMOTO; LANDIM, 2013; STURARO, 2015).

De acordo com McBratney e Webster (1986) o semivariograma é a principal ferramenta da geoestatística, pois, é a partir dele que se determina a estrutura de dependência espacial dos dados, além de ser decisivo na escolha do preditor geoestatístico (krigagem).

Determinado o semivariograma que representa a variabilidade espacial da variável pesquisada, e havendo dependência espacial entre as amostras, é possível iniciar o processo de interpolação. Assim, o semivariograma apresenta o grau de dependência entre os valores medidos e a distância e, a Krigagem usa essas informações para estabelecer os pesos a serem associados às amostras que irão estimar um ponto (ASSUMPÇÃO et. al., 2007; YAMAMOTO; LANDIM, 2013).

4.1.2 Krigagem

O termo krigagem, estimador geoestatístico, foi empregue em homenagem aos trabalhos pioneiros de Daniel G. Krige no começo dos anos sessenta (SOARES, 2000; ANDRIOTTI, 2005).

A análise geoestatística, geralmente é empregada com o intuito não apenas de medir a dependência espacial do fenômeno, mas também de predizer valores em pontos não amostrados (SALVIANO, 1996). Assim a krigagem tem se destacado por ser considerada um bom método de interpolação de dados. De acordo com Santos (2014) a krigagem utiliza o modelo interpolador estocástico. Mazzini e Schettini (2009) afirmam que os interpoladores estocásticos utilizam a teoria da probabilidade e ferramentas estatísticas na determinação dos pesos atribuídos aos pontos amostrais.

> A krigagem utiliza funções matemáticas para acrescentar pesos maiores nas posições mais próximas aos pontos amostrais e pesos menores nas posições mais distantes, e criar assim os novos pontos interpolados com base nessas combinações lineares de dados. Ela usa o dado tabular e sua posição geográfica para calcular as interpolações. (JAKOB, 2002, p.1).

Assim como Jakob (2002) pesquisadores como Soares (2000), Silva Junior (2001), Vieira (2002) e Yamamoto e Landim (2013) também afirmam que a diferença

entre a Krigagem e outros métodos de interpolação é a forma como os pesos são distribuídos em cada um dos pontos estimadores.

De acordo com Yamamoto e Landim (2013) a krigagem reúne diversos tipos de métodos de estimação como: krigagem linear, simples, média, ordinária, não linear, multigaussiana, lognormal, indicadora. Apontam ainda que o estimador mais usual é a krigagem ordinária (YAMAMOTO; LANDIM, 2013), pois esse método utiliza pontos vizinhos para estimar a media local da população.

Neste estudo será utilizada a krigagem ordinária, por se tratar de um método local de estimativas, ou seja, é a partir dos valores encontrados na vizinhança próxima que se estima o valor para um ponto não amostrado (ISAAKS; SRIVASTAVA, 1989). Os ponderadores de dados na krigagem ordinária não consideram apenas a distância entre o ponto a ser estimado e os vizinhos, mas também leva em consideração a distância entre vizinhos (ALMEIDA; RIBEIRO JUNIOR, 1996; RIBEIRO, 2014).

Na krigagem ordinária os valores estimados são caracterizados por apresentar uma mesma probabilidade de ocorrência para toda a área analisada, assim, assume-se que os valores na região de interesse não apresentam tendência que possam afetar os resultados.

De acordo com Thompson (1992) e Vieira (1998) a krigagem ordinária utiliza um estimador linear não viciado com mínima variância, o que proporciona maior confiabilidade na estimativa de valores em pontos não amostrados. Jakob (2002) acrescenta ainda que a krigagem ordinária se destaca dos demais métodos, devido ao seu objetivo que é de minimizar a variância dos erros.

Assim como Yamamoto e Landim (2013) e Sturaro (2015) também destaca que a Krigagem ordinária é um método de estimação linear e local dos valores obtidos na vizinhança e que busca minimizar o erro estimado.

4.2 GEOESTATÍSTICA APLICADA AO AMBIENTE AQUÁTICO

Aplicação das ferramentas de geoestatística é uma das alternativas mais utilizadas para análise das alterações espaço-temporal em ecossistemas aquáticos, ajudando obter um diagnóstico ambiental mais preciso e de menor custo (BILICH;

LACERDA, 2005; SIQUEIRA et al., 2006; CASTRO JUNIOR et al., 2007; SILVA; FERRARI, 2011).

A pesquisa "Modelagem da profundidade Secchi e da concentração de clorofila a no estuário do rio Anil, São Luís - MA" realizada por Alcântara et al. (2004) utilizaram a Krigagem para modelar dados de profundidade e concentração de clorofila *a*. As amostras foram coletadas apenas na superfície e na maré enchente. Ao final concluíram que aplicação das ferramentas geoestatísticas foram eficientes na modelagem espacial das variáveis estudadas, facilitando o monitoramento dos recursos naturais, sendo assim uma importante ferramenta para auxiliar nas tomadas de decisões.

Castro Junior et al. (2007) no trabalho "Modelagem geoestatística a partir de parâmetros de qualidade da água (IQA-NSF) para a sub-bacia hidrográfica do Rio Castelo (ES) usando sistema de informações geográficas" buscaram criar modelos Espaço-Temporais. Desta forma, conseguiram gerar um modelo aproximado de valores de IQA para qualquer ponto do Rio Castelo em qualquer época do ano e, podendo ser ajustado a partir da inserção de novos dados de medições.

No trabalho "Análise espacial da qualidade de água de poços em Rolim de Moura - Rondônia", os autores Santos et al. (2012) utilizaram a modelagem geoestatística para realizar análise espacial de dados de qualidade de água. O resultado mostrou a influência da distância entre os poços e as fossas na contaminação da água subterrânea.

Brighenti (2009) utilizou a krigagem e o estudo do semivariograma para gerar mapas temáticos das variáveis limnológicas mensuradas e ferramentas de estatística univariadas (correlação) para estudar a relação entre as mesmas, na tentativa de encontrar sinais de degradação ecológica do ambiente, bem como, fornecer informações que podem servir como base para planos de manejo e monitoramento da Lagoa Central (Lagoa Santa – MG).

Trentin et al. (2009) com o objetivo de avaliar a relação entre a profundidade dos lagos de várzea e a turbidez da água, empregaram procedimentos de espacialização e comparação entre os dados de turbidez e batimetria para as datas de água baixa e cheia. A interpolação dos dados de profundidade mostrou-se confiável para o período de cheia, uma vez que nesta época foi possível coletar maior número de pontos. A krigagem ordinária representou os dados de turbidez com eficiência.

Almeida et al. (2007) utilizaram as ferramentas de geoestatística para mapear a distribuição de Hg e matéria orgânica no sedimento de fundo do lago Puruzinho, Amazonas. A partir dos pontos amostrados, a krigagem permitiu determinar onde havia maior contribuição de Hg e matéria orgânica e, que formavam compartimentos no lago, criando zonas com tendência de concentração de Hg e de matéria orgânica.

A geoestatística aplicada na pesquisa de Silva et al. (2013) possibilitou verificar a concentração e distribuição de metais traços na água de fontes naturais no município de Salvador – Bahia.

Ferreira et al. (2011) utilizaram a geoestatística, Krigagem, para avaliar a geoquímica da água de três igarapés da região do Distrito Industrial, assim puderam mapear a região de interesse e identificar as indústrias do Distrito Industrial são as principais responsáveis pela contaminação.

Da Silva et al. (2013) utilizaram a geoestatística para estabelecer a natureza e distribuição espacial das variáveis físico-químicas em águas superficiais de fontes naturais no município de Salvador, Bahia.

Portanto, os trabalhos mostram que a geoestatística têm sido amplamente aplicada em estudos que buscam verificar a continuidade espacial do fenômeno no ambiente aquático, que fundamentalmente usa localização como uma de suas variáveis de muita importância.

CAPÍTULO 5- RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 AVALIAÇÃO DA METODOLOGIA AMOSTRAL EMPREGADA NA ANÁLISE DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

A revisão teórica, baseada nos indexadores Web of Science; SciELO; CAPES e Google Acadêmico, resultou na seleção de 40 artigos que abordam de forma direta o *n* amostral empregado no monitoramento do ambiente aquático. O resultado aponta para a falta de padronização, na quantificação da variação e concentração dos parâmetros físico-químicos de qualidade da água, conforme se observa no quadro abaixo (QUADRO 3) que apresenta os valores máximos e mínimos das relações ponto/área e frequência de coletas.

QUADRO 3. RESULTADO DA RELAÇÃO PONTO/ÁREA E FREQUÊNCIA/ANO

	AMBIENTE LÊNTICO	**AMBIENTE LÓTICO**
Máximo de Área/Pontos (ha)	1/31.000	1/3.360
Mínimo de Área/Pontos (ha)	1/0.23	1/0.11
Máximo de coletas/ano	12	12
Mínimo de coletas/ano	1	2

FONTE: A autora (2014).

No âmbito da representatividade espacial em ambiente lêntico, a menor relação observada foi de 1 ponto para caracterizar uma área de 31,000 ha (apresentado na pesquisa de BUZELLI et al., 2013) e a maior relação observada foi de 1 ponto para uma área de 0,23 ha (BREUNING et al*.,* 2007). Isso denota a discrepância na relação de representatividade amostral, sendo a maior relação ponto amostral/área 134.000 vezes maior que a menor relação observada.

Essa diferença na densidade de ponto/área também é grande no ambiente lótico, tenho sido observado que a menor relação (ALVES et al*.,* 2008) ponto/área empregada foi de 1 ponto para 3,360 ha, enquanto a maior (verificado na pesquisa de CAMPANHA et al., 2010), foi de 1 ponto para 0,11 ha (30,5 vezes menor).

Na escala temporal, a frequência de coleta também apresentou grandes diferenças no ambiente lêntico e no lótico. Com relação à frequência de coletas no ambiente lêntico, a pesquisa encontrou trabalhos que utilizaram o máximo de 12

coletas por ano (verificado na pesquisa de PACHECO, 2009; COSTA, 2012) e, trabalhos que utilizaram 1 coleta por ano (12 vezes menor) observado na pesquisa de Breuning et al. (2007) e Brighenti (2009).

No que se refere ao ambiente lótico, o número máximo de coletas por ano foi 13 (encontrado na pesquisa de MAYER et al., 1998; ALVES et al., 2008) e, o mínimo de 2 coletas por ano (6,5 vezes menor) constatado em estudo realizado por Silva et al. (2009).

Esse resultado enfatiza a necessidade de compreensão da representatividade amostral no tempo e no espaço, para que as mesmas possam ser empregadas de forma efetiva no monitoramento e caracterização do ambiente aquático, conforme proposto pela CETESB (2014).

Nota-se que divergências observadas na densidade de pontos amostrais, no âmbito do Brasil, estão associadas à inexistência de uma legislação única que determine uma relação de ponto/área.

O mesmo pode-se dizer em relação à análise temporal, uma vez que de acordo com ANA (2011) cada Unidade de Federação apresenta suas próprias frequências de campanhas de monitoramento da qualidade da água. De acordo com o IAP no Paraná a frequência indicada é a trimestral, divergindo de outros estados como MT (bimestral), MS (quadrimestral). O IAP em 2004 realizou um estudo comparando a qualidade da água em 24 reservatórios do estado do Paraná, utilizando um ponto na zona lacustre (próximo à barragem) seguindo a metodologia da compartimentação horizontal (KIMMEL; GROEGER, 1984), e com frequência semestral (verão / inverno) considerando as variações climáticas bem definidas do PR.

5.2 ANÁLISE DA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS AMOSTRAS

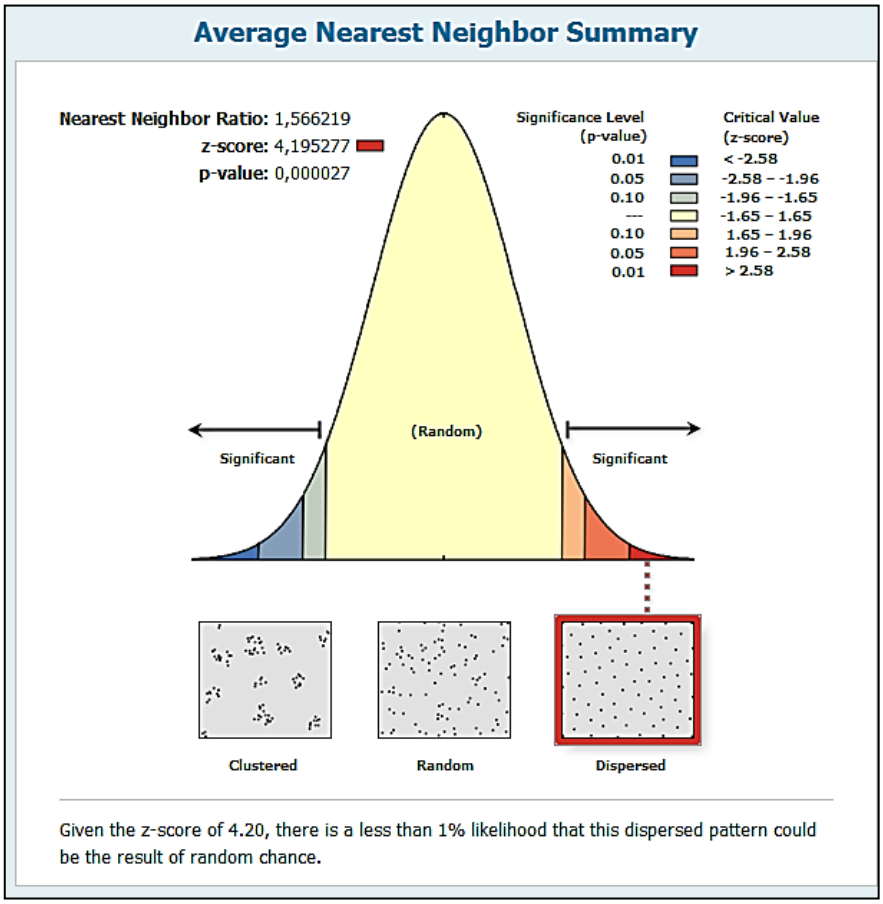
Os dados das variáveis pH e OD referentes às coletas realizadas no período de 26/09/2014 a 09/09/2015 estão no apêndice deste trabalho. Foram empregados 15 pontos para as coletas 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 10, 11 e 12 e, 33 pontos para as coletas 8 e 9.

Utilizando as ferramentas de geoestatística foram gerados dois modelos de distribuição: o primeiro modelo de pH (APÊNDICE 3) e de OD (APÊNDICE 5) representou os valores obtidos em cada coleta, assim os modelos apresentam maior

variabilidade de cores, sendo possível verificar pequenas diferenças de valores entre os pontos. No segundo modelo (pH – FIGURA 19 e OD – FIGURA 32) foi criado uma classe única de valores para todas as coletas, dessa forma é possível fazer uma comparação entre as coletas e determinar os compartimentos observados no reservatório.

Para distribuição das amostras foi obtido um padrão espacial disperso (FIGURA 10) o qual é tido como pressuposto para se aplicar a geoestatística de acordo com Yamamoto e Landim (2013).

FIGURA 10- O GRÁFICO MOSTRA QUE AS VARIÁVEIS APRESENTAM DISTRIBUIÇÃO DISPERSA



FONTE: A autora (2014).

A análise do padrão de distribuição espacial empregado para a distribuição das amostras no reservatório foi feito empregando-se Análise de Vizinhança via ferramenta *Average Nearet Neighbor* disponibilizada pelo programa ArcGis 10.0.

Desta forma, a análise demostra que apesar do ajustamento necessário ao posicionamento das amostras, em função da irregularidade de seu contorno, as amostras foram distribuídas de forma dispersa pelo reservatório, ou seja, as mesmas não se encontram concentradas em um dos três compartimentos (zona fluvial, zona intermediária e zona lacustre). O mapa com a disposição dos pontos de amostragens está na página 32 (FIGURA 6).

De acordo com análise há menos de 1% de chance do padrão observado ser resultado do acaso (ANSELIN,1995). A distribuição é simétrica, isso acontece quando a média, mediana e a moda são iguais, coincidem num mesmo ponto, apresentando esse formato de sino (ANDRIOTTI, 2005).

5.2.1 Variável pH

5.2.1.1 Análise estatística

Para analisar o comportamento de pH foi elaborado um resumo estatístico e geoestatístico que se encontra representado no (QUADRO 4). Os dados obtidos nas coletas e, que demostram a amplitude de variação espacial e temporal em cada ponto amostral, estão disponibilizados no (APÊNDICE 2).

Em todas as coletas, os valores de média e mediana foram próximos, demonstrando a tendência dos dados à distribuição normal e, ainda, apresentando um coeficiente de variação entre 2% e 11%, indicando baixa dispersão dos dados (OLIVEIRA, 1999). Apenas nas duas últimas coletas realizadas no inverno o pH apresentou coeficiente de variação de 11%.

O maior valor observado de pH de todas as coletas realizadas, foi de 10,1 no ponto 1 (localizado próximo a barragem) na coleta 12 (inverno). Na coleta 12 o pH variou espacialmente de 7,1 a 10,1, apresentando o maior coeficiente de variação (2,9). Os maiores valores (9,3 a 10,1) ocorreram nos pontos 1; 2; 3; 4 e 5 localizados próximos a barragem e na margem oeste do reservatório. Esses valores altos podem ser explicados, levando em consideração o florescimento de algas, que provoca o aumento do pH e suas flutuações (BROOKE et al*.,* 2008). O menor valor de pH (6,1), comparados com os obtido em toda as coletas, ocorreu na coleta 10 (inverno) nos pontos 12 (região leste do reservatório); 13 e 14 (zona intermediária do reservatório) Esses valores baixos podem estar relacionados à presença de matéria orgânica, pois essa região recebe efluentes dos rios Cerrado e Curralinho.

QUADRO 4. RESUMO ESTATÍSTICO E GEOESTATÍSTICO DOS TEORES DE pH EM TODAS AS COLETAS REALIZADAS EM SUPERFÍCIE (± 20 cm) NO RESERVATÓRIO IRAÍ

POTENCIAL HIDROGÊNIONICO –pH													
Estatística Descritiva	Coleta1 26/9/13	Coleta2 14/11/13	Coleta3 11/12/13	Coleta4 21/01/14	Coleta5 14/2/14	Coleta6 18/03/14	Coleta7 15/04/14	Coleta8 14/5/14	Coleta9 10/06/14	Coleta10 10/07/14	Coleta11 13/08/14	Coleta12 09/09/14	**Amplitude**
N	15	15	15	15	15	15	15	33	33	15	15	15	
Min.	7,1	8,1	7,1	7,1	7,2	6,7	6,6	6,8	6,2	6,1	6,5	7,1	2
Máx.	8,7	9,3	7,7	8,2	7,8	8,7	7,1	8,5	7,5	7,3	9,1	10,1	3
Média	7,7	9,1	7,3	7,5	7,5	7,1	6,8	7,0	6,5	6,6	7,3	8,4	
Mediana	7,6	9,2	7,3	7,4	7,5	6,9	6,8	6,9	6,5	6,6	7	8,2	
Moda	7,4	9,3	7,3	7,8	7,5	6,7	6,7	6,9	6,3	6,1	7	8,2	
Intervalo (h)	1,6	1,2	0,6	1,1	0,6	2	0,5	1,7	1,3	1,2	2,6	3	
Desvio padrão	0,51	0,30	0,17	0,30	0,17	0,60	0,16	0,39	0,30	0,37	0,87	0,96	
Coeficiente de variação	0,06 (6%)	0,03 (3%)	0,02 (2%)	0,04 (4%)	0,02 (2%)	0,08 (8%)	0,02 (2%)	0,05 (5%)	0,04 (4%)	0,05 (5%)	0,11 (11%)	0,11 (11%)	
Variância	0,26	0,09	0,03	0,09	0,03	0,36	0,02	0,15	0,09	0,14	0,76	0,93	
Geoestatística													
Alcance (a)	1.912	2.855	2.651	1.590	2.651	1.912	2.186	2.186	1.912	1.912	1.912	1.912	
Patamar (C)	0,31	0,09	0,03	0,10	0,03	0,48	0,03	0,19	0,11	0,17	1,09	1,14	
Efeito Pepita (C_0)	0,13	0,0	0	0,0	0,01	0,0	0,01	0,08	0,06	0,0	0,0	0,0	
% do Efeito Pepita/Patamar	41,9%	0%	0%	0%	33,3%	0%	33,3%	42,1%	54,5%	0%	0%	0%	
Contribuição (C_1)	0,18	0,09	0,03	0,10	0,02	0,48	0,02	0,11	0,05	0,17	1,09	1,14	

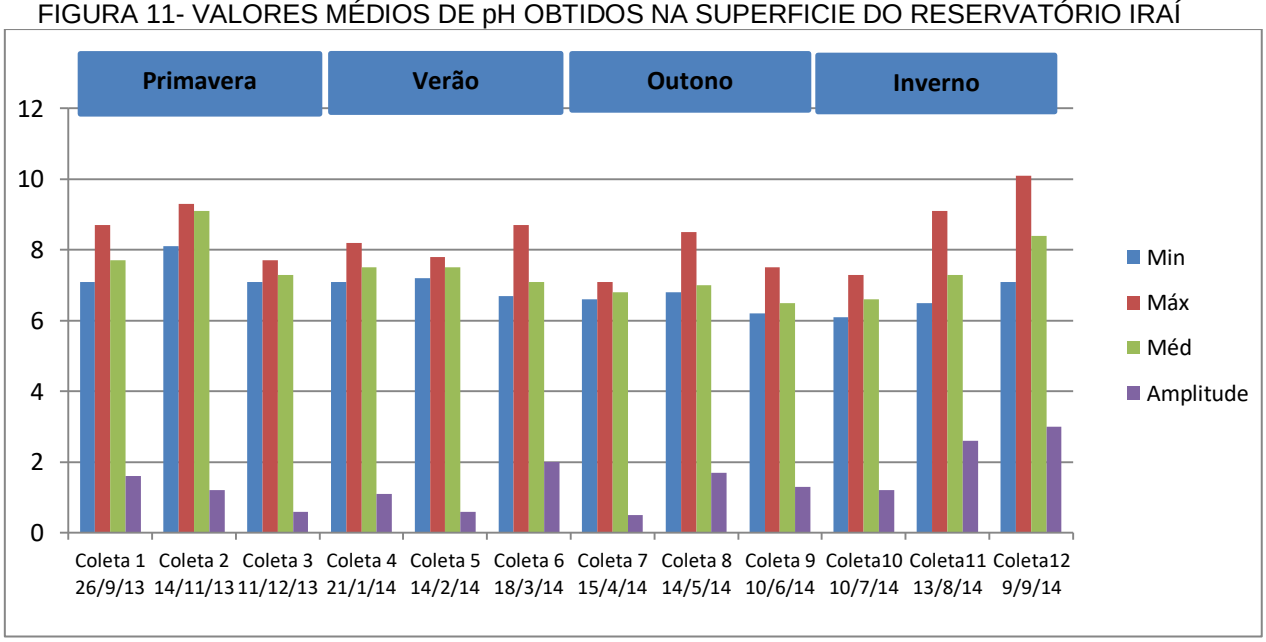
FONTE: A autora (2014).

De acordo com Fernandes et al. (2005), Marotta et al. (2008) e Silva et al. (2009) a matéria orgânica tende diminuir o pH. Outro fator que pode ter contribuído, principalmente para o baixo valor de pH na região central do reservatório, é a existência de uma estrada submersa que pode ter aumentado a carga suspensa na superfície da água. A coleta 10 apresentou pH variando de 6,1 a 7,3, com intervalo de variação de 1,2 pontos.

A coleta 7 (outono) foi a campanha na qual o pH apresentou a menor amplitude (0,5). Nesta data os valores de pH variam de 6,6 a 7,1 por toda a área monitorada (zona fluvial, zona intermediária e zona lacustre). Esse resultado pode ser devido à ocorrência de precipitação de 13,2 mm, 72 horas antes da coleta. De acordo com Carvalho et al. (2000) o aumento no volume de água, causado pela precipitação, faz com que a acidez da água diminua levando os valores para próximos da neutralidade.

Observa-se que as coletas realizadas no inverno apresentaram maior amplitude (FIGURA 11), destacando a coleta 11 (com amplitude de 2,6) e a coleta 12 (com amplitude de 3). A primavera foi o período de menores amplitudes, ou seja, maior uniformidade ao longo do reservatório.

FIGURA 11- VALORES MÉDIOS DE pH OBTIDOS NA SUPERFICIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ



FONTE: A autora (2016).

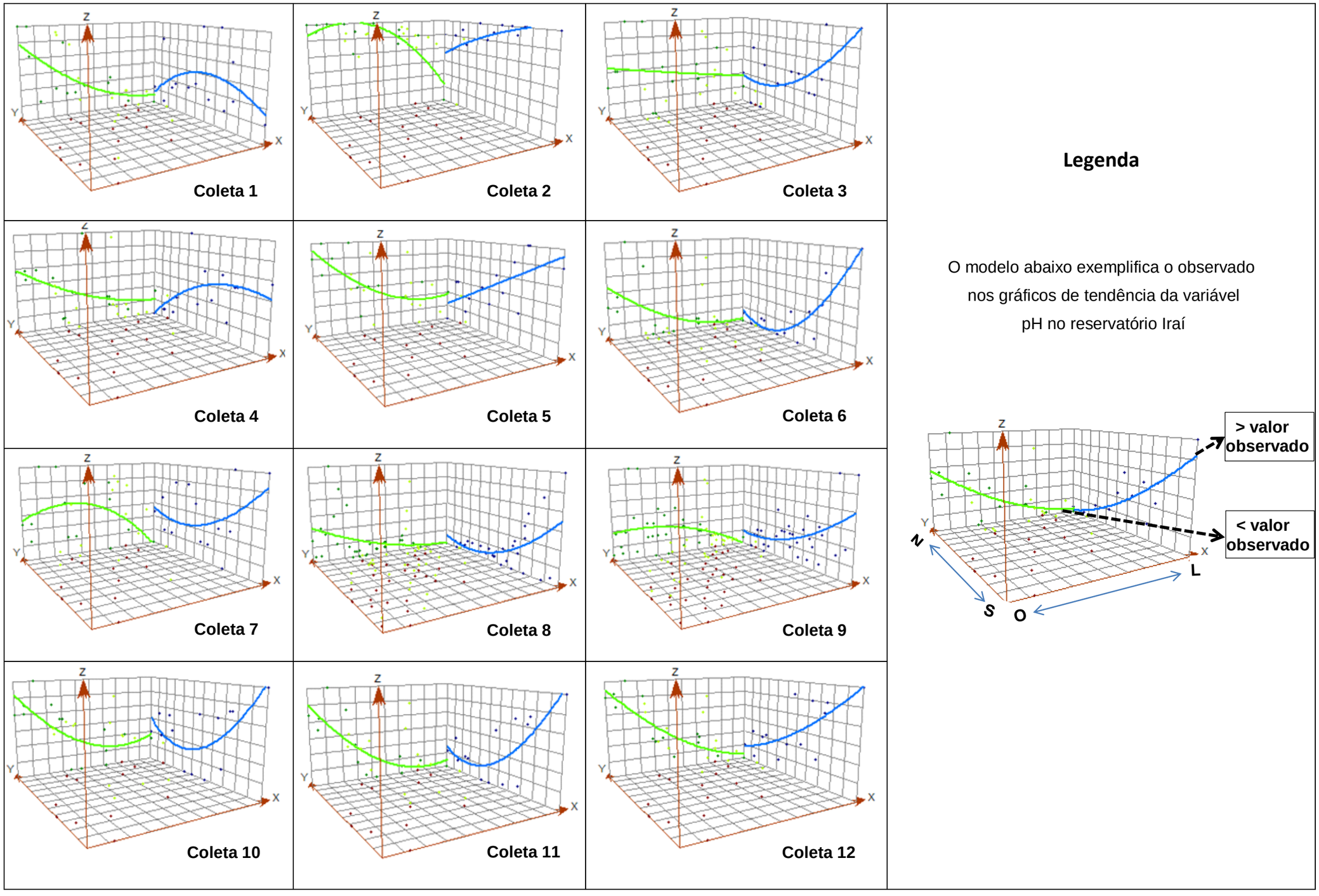
No que se refere à análise da variação do pH no tempo, a diferença entre o maior valor observado e o menor foi de 4 pontos. A amplitude entre os valores mínimos entre todas as coletas foi de 2 pontos e, a amplitude entre os valores máximos foi de 3 pontos.

5.2.1.2 Análise geoestatística: Tendência

A tendência de variação espacial dos valores de pH para o período de análise é representado pelas linhas: azul e verde (FIGURA 13). A linha azul, indica a tendência na variação dos valores de pH no sentido norte-sul, ou seja, zona fluvial – lacustre, enquanto a linha verde indica a tendência de variação no sentido leste-oeste.

A variação espacial do pH, sentido norte-sul (linha azul) foi similar em oito das doze coletas (coletas 3; 6; 7; 8; 9; 10; 11 e 12). A análise da tendência indicou que, nestas coletas, os menores valores de pH estavam ao norte e centro do reservatório (zonas fluvial e intermediária) enquanto os maiores valores concentraram-se na parte sul (zona lacustre) (FIGURA 12).

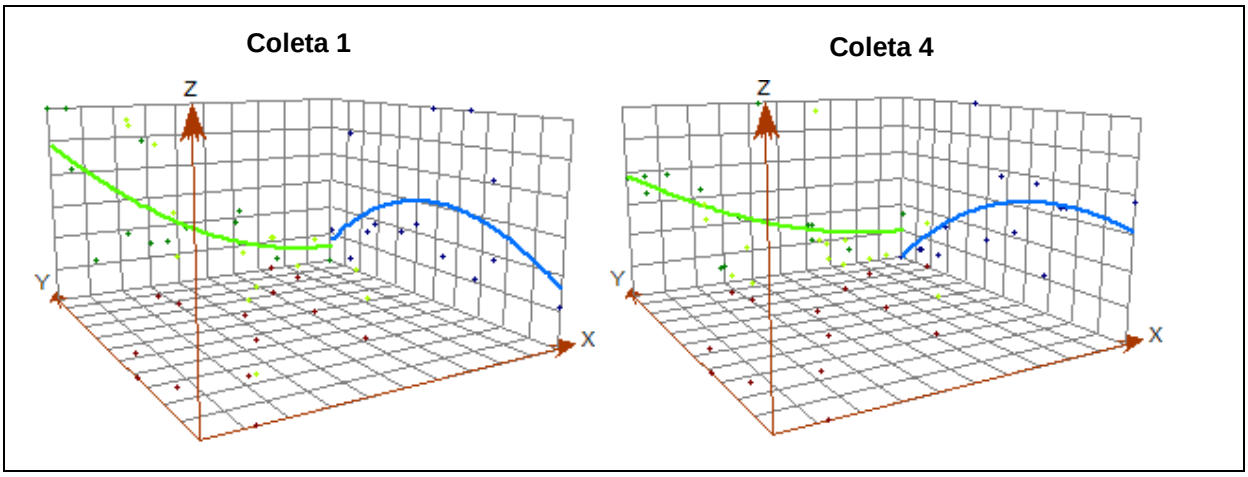
FIGURA 12- GRÁFICOS DE TENDÊNCIA DA VARIÁVEL pH EM TODAS AS COLETAS REALIZADAS EM SUPERFÍCIE (± 20 cm) NO RESERVATÓRIO IRAÍ



FONTE: A autora (2014).

A tendência do pH para as coletas 1 e 4 (FIGURA 13), mostrou que houve tendência de concentração dos menores valores na região norte (zona fluvial) e sul (zona lacustre) do reservatório, tendo se observado tendência de aumento na região central do reservatório (zona intermediária).

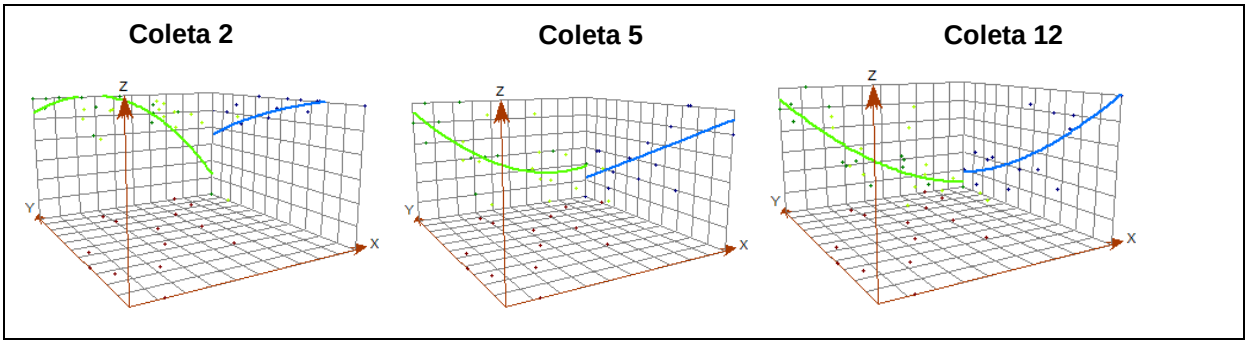
FIGURA 13- TENDÊNCIA DE pH NO SENTIDO NORTE-SUL NA SUPERFÍCIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 1 e 4)



FONTE: A autora (2015).

Apenas as coletas 2, 5 e 12 exibiram tendência do pH próxima do esperado, isto é, apresentou aumento de forma contínua de norte (zona fluvial) para sul (zona lacustre) no reservatório Iraí (FIGURA 14).

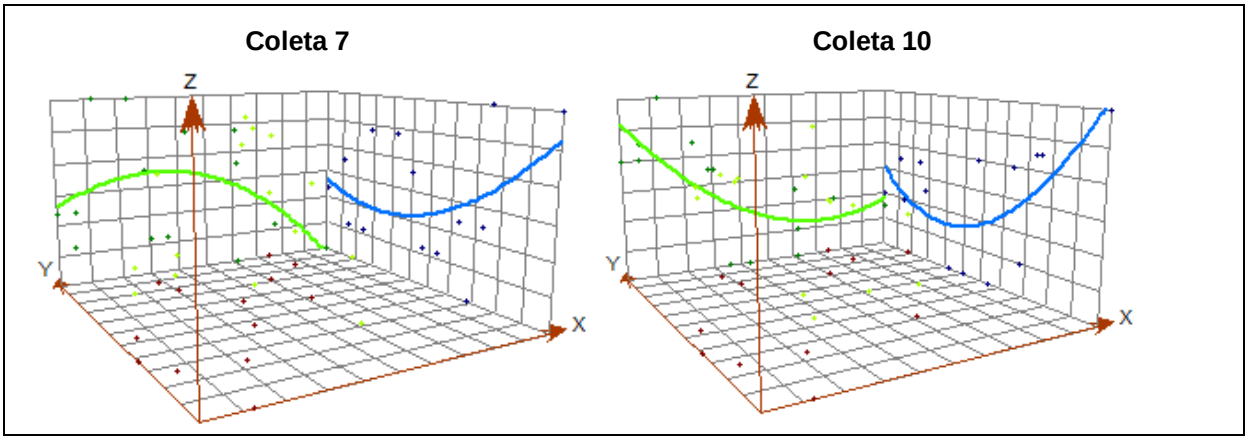
FIGURA 14- TENDÊNCIA DE pH NO SENTIDO NORTE-SUL NA SUPERFÍCIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 2, 5 e 12)



FONTE: A autora (2015).

As coletas 3, 6, 7, 8, 10 e 11 mostram tendência de valores menores de pH na região central (zona intermediária). Em especial as coletas 7 e 10, que exibiram uma redução significativa para os valores de pH na zona intermediária (FIGURA 15).

FIGURA 15- TENDÊNCIA DE pH NO SENTIDO NORTE-SUL NA SUPERFÍCIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 7 e 10)



FONTE: A autora (2015).

A análise da tendência indica que os valores de pH aumentam da zona fluvial (região norte) para a lacustre (região sul), contudo, o padrão de variação não se mostrou uniforme ou constante. Nos trabalhos de Breuning (2006), Corazza (2010) e Pedrazzi (2013) o pH também aumentou da zona fluvial para lacustre.

O resultado apontou que em 83% das coletas o pH apresentou tendência de concentrar os valores mais elevados na zona lacustre (sul) e, em 50% das coletas o pH tendeu a ser menor na zona fluvial (norte), resultado este que era esperado. A região intermediária foi a que menos se comportou como esperado, pois ora apresentava tendência a concentrar valores maiores e era menor do que os demais compartimentos.

A região norte (zona fluvial) recebe efluentes dos rios Canguiri, Cerrado, Timbú e Curralinho, os quais possuem uma grande quantidade de matéria orgânica (XAVIER, 2005) e, de acordo com Maier (1987), Kleerekoper (1990) e Silva et al. (2009) a presença de matéria orgânica tende a diminuir o pH.

A tendência à concentração dos valores mais elevados do pH na região sul (zona lacustre) em comparação com os valores obtidos na zona fluvial, condizem com o esperado, pois esta zona apresenta profundidade mais elevada, canal mais largo, baixa concentração de matéria orgânica (THORTON et al., 1990; FERNANDES et al., 2005) e, ainda grande quantidade de algas e macrófitas, propiciando valores de pH mais elevados.

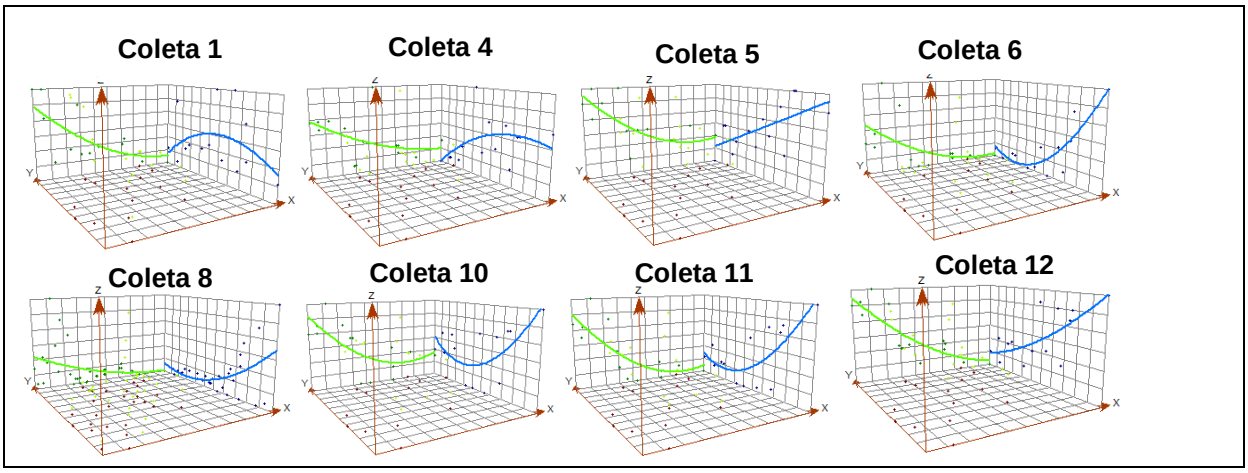
A tendência do pH na região central do reservatório, pode ter sido influenciada pela existência de uma antiga estrada submersa (que propicia maior

aporte de matéria orgânica, diminuindo assim a pH), e também pela presença de algas e macrófitas (que propicia o amento de pH) (PINHO, 2001; PEDROZO; KAPUSTA, 2010; MACEDO, 2105).

Analisando a tendência (FIGURA 16) da variável pH na direção leste-oeste (linha verde) observa-se semelhança nas coletas 1; 4; 5; 6; 8; 10; 11 e 12 (60% da coletas). A tendência observada nestas coletas é a de que o pH apresenta menores valores na região leste e centro do reservatório, e maiores na região oeste.

A região leste (área mais rasa) do reservatório é influenciada pelos rios Cerrado e Currralinho, os quais contribuem com o aumento da carga orgânica. De acordo com Xavier (2005) o rio Curralinho classifica-se como mediamente poluído, apresenta grande carga de coliformes fecais. A região central do reservatório, devido à existência de uma antiga estrada, sofre maior pressão com a ressuspensão de matéria orgânica proveniente do solo (classificado com turfa - basicamente orgânico). Essas características podem ter influenciado nos valores menores de pH na região leste e centro do reservatório.

FIGURA 16- TENDÊNCIA DE pH NO SENTIDO LESTE-OESTE NA SUPERFÍCIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 1, 4, 5, 6, 8, 10, 11 e 12)

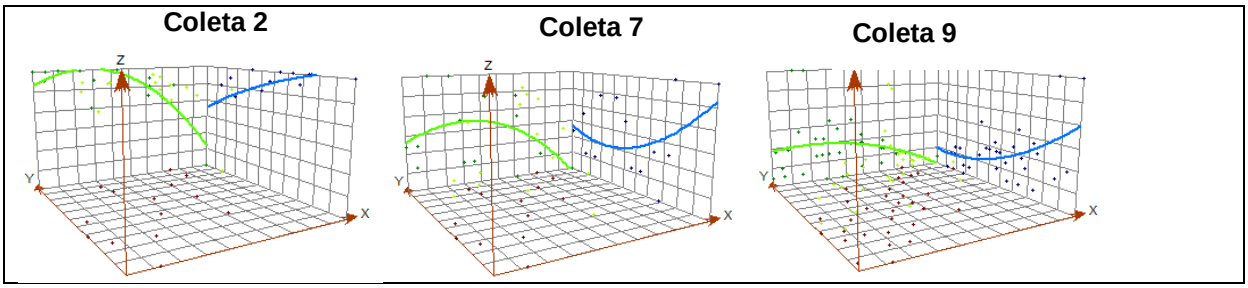


FONTE: A autora (2015).

O que pode ter influenciado na tendência do pH exibir valores maiores na região oeste, é o fato dessa região apresentar forte presença de algas e macrófita, que pode ser observado no momento dessas coletas. Ventura et al., (2003) mostram que há tendência do acúmulo de cianobactérias, devido ao sistema de ventos (predominância de ventos de leste e nordeste), especialmente na região oeste do reservatório Iraí.

Nas coletas 2; 7 e 9 o pH apresentou tendência de valores menores na região leste e oeste, sendo maiores na zona intermediária do reservatório (FIGURA 17). Esse resultado pode estar ligado à existência de uma estrada, menor profundidade aliado a ação do vento pode ter provocado a ressuspensão do fósforo e assim, a formação do fitoplâncton. De acordo com Carneiro et al. (2003) e Xavier (2005) os níveis de fósforo presente o ano todo no sedimento do reservatório Iraí são capazes de manter alta a produção primária do fitoplâncton.

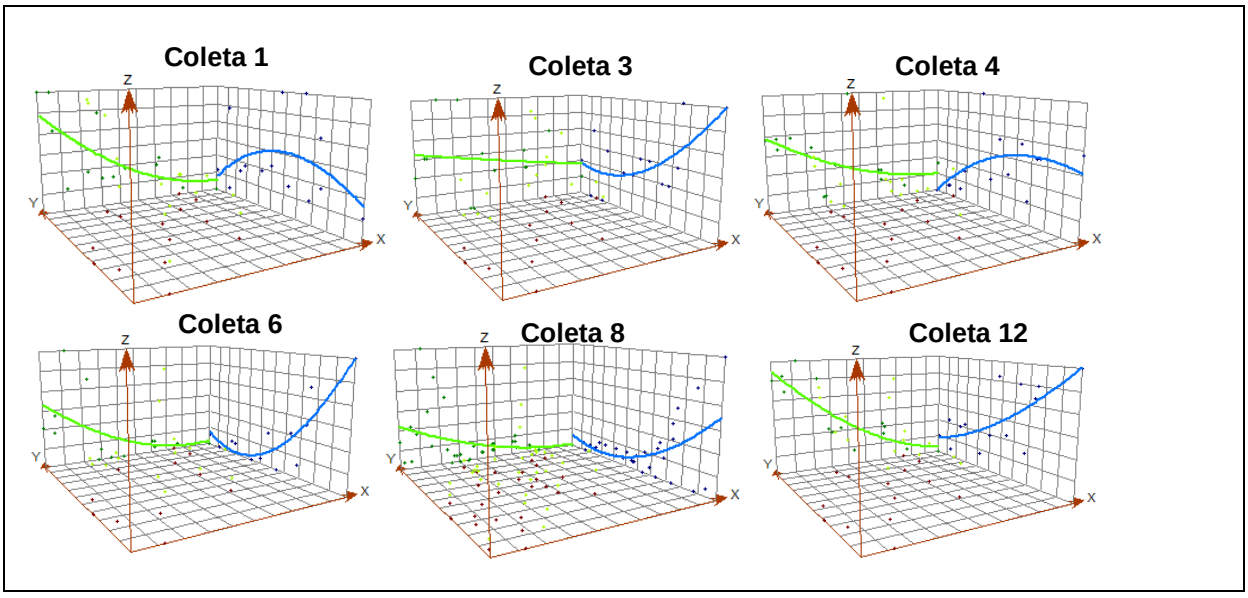
FIGURA 17- TENDÊNCIA DE pH NO SENTIDO LESTE-OESTE NA SUPERFÍCIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 2, 7 e 9)



FONTE: A autora (2015).

O pH apresentou tendência de aumento continuo de leste para oeste, como pode ser observado nas coletas (1; 3; 4; 6; 8 e 12) (FIGURA 18).

FIGURA 18- TENDÊNCIA DE pH NO SENTIDO LESTE-OESTE NA SUPERFICIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 1, 3, 4, 6, 8 e 12)



FONTE: A autora (2015).

Não era esperado variabilidade entre as regiões leste-oeste, e o resultado mostrou que o pH foi maior em todas as coletas na região oeste em relação a região leste. E a região intermediária foi a que apresentou a maior variabilidade.

A tendência do pH, tanto no sentido norte-sul quanto no sentido leste-oeste, não exibiu variabilidade relacionada com o período chuvoso e seco.

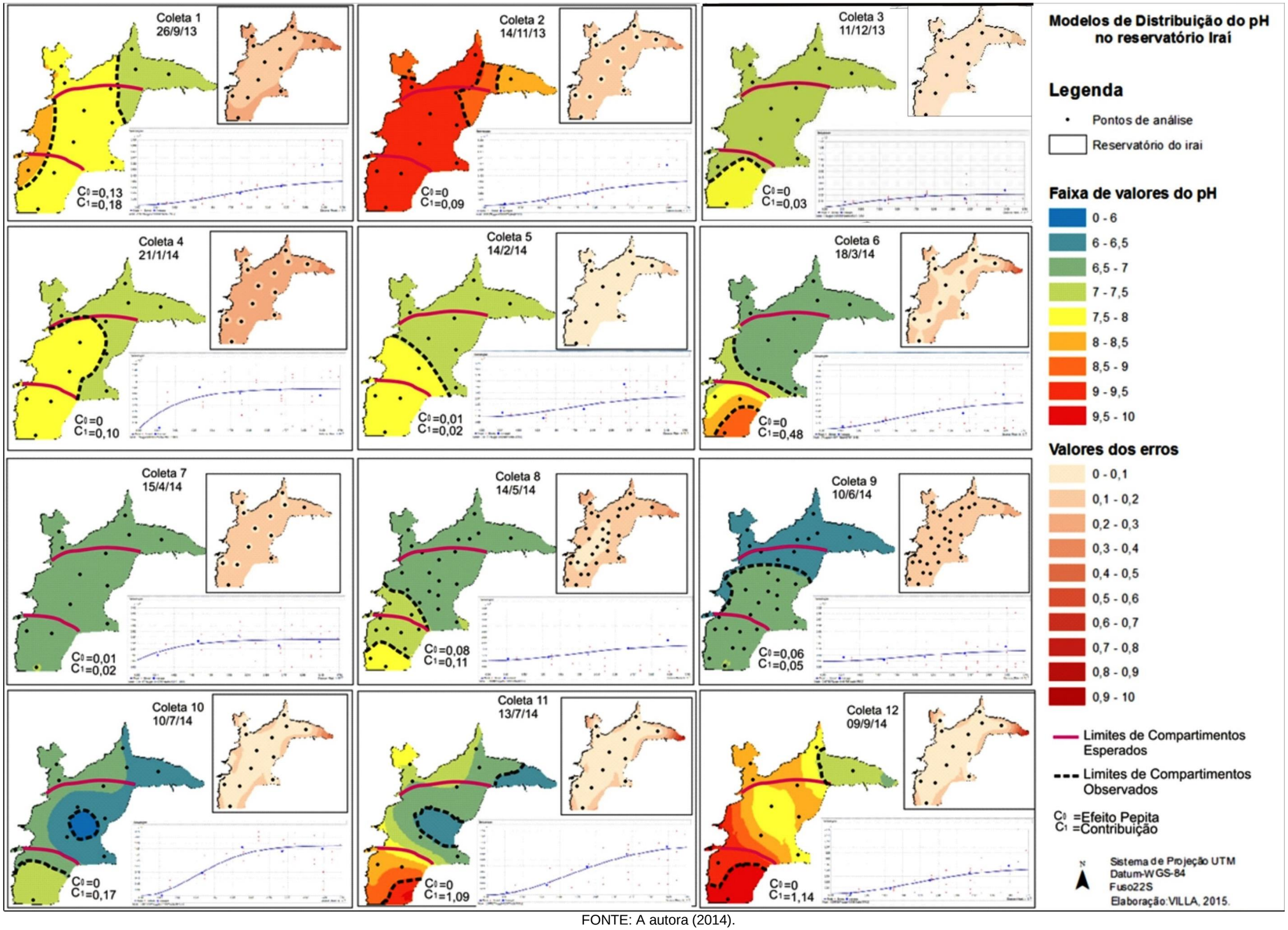
5.2.1.3. Análise geoestatística: modelos de distribuição da variável pH

Os modelos de distribuição do pH (FIGURA 19) foram elaborados pela técnica de krigagem ordinária.

Cada coleta apresentam três modelos de distribuição do pH para a superfície do reservatório Iraí, sendo que na (FIGURA 19) apresenta apenas dois modelos, a saber:

a. o cartograma maior, com classe de valores únicos para todas as coletas, mostra os locais de maior e menor concentração da variável e como ela está distribuída ao longo do reservatório Iraí e, também, a existência dos compartimentos (zona fluvial, zona lacustre e zona intermediária).
b. o cartograma menor indica a estimativa de erro, apontando o local no reservatório onde o estimador geoestatístico teve maior dificuldade em representar o fenômeno.
c. o terceiro cartograma (APÊNDICE 3) mostra a distribuição do pH com os valores obtidos em cada coleta.

FIGURA 19- MODELO DE DISTRIBUIÇÃO DA VARIÁVEL pH EM TODAS AS COLETAS REALIZADAS EM SUPERFÍCIE (± 20 cm) NO RESERVATÓRIO IRAÍ

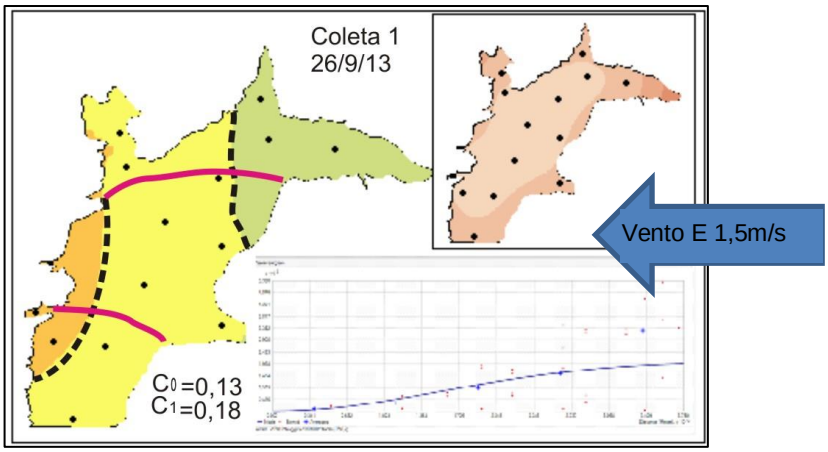


FONTE: A autora (2014).

O semivariograma demonstra a dependência espacial das amostras. De acordo com Soares (2000) dependência espacial está relacionada com a localização, ou seja, há tendência de amostras próximas apresentarem valores mais semelhantes do que amostras mais distantes. As diferenças entre as amostragens aumentam com a distância (CÂMARA, 2002).

O modelo de distribuição da coleta 1 (primavera) indica que a variabilidade superficial do pH, ocorreu no sentido de leste para oeste, não seguindo o modelo de compartimentação previsto, ou seja, aumento gradativo da zona fluvial para zona lacustre (FIGURA 20).

FIGURA 20-. DISTRIBUIÇÃO DO pH NA SUPERFICIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETA 1)



FONTE: A autora (2014).

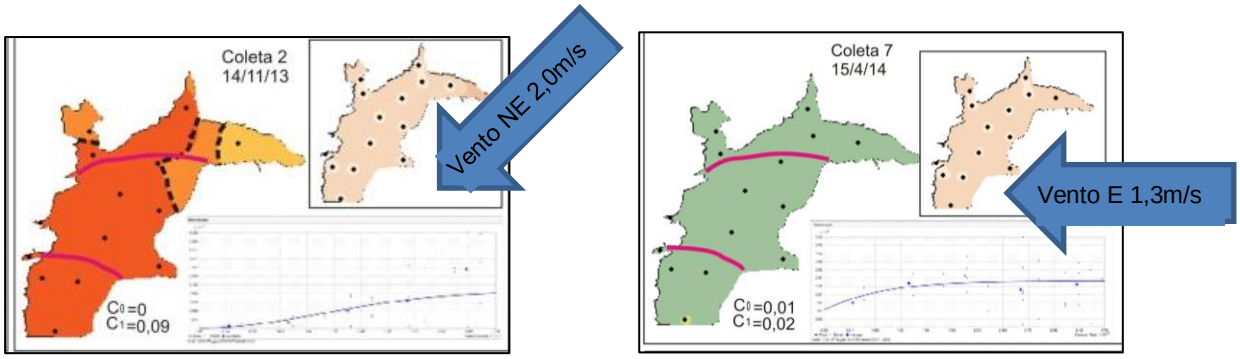
A zona fluvial apresenta os menores valores estando, dessa forma, compatível com o esperado (THORTON et al., 1990; PEDROZO; KAPUSTA, 2010; HOERING; HALFMAN, 2015), já os maiores valores, segundo Tundisi (1985) e Henry (1999), deveriam estar na zona lacustre, no entanto, estão próximos a margem direita do reservatório. Nessa coleta, o pH não apresentou a zona lacustre bem definida e, variou de neutro a alcalino.

O semivariograma aponta efeito pepita de 41,9%, indicando componente aleatória muito significativa, de acordo com a classificação usada por Yamamoto e Landim (2013). O cartograma menor indica distribuição de erros de 0,1 a 0,5 distribuídos de forma homogênea, exibindo maior dificuldade de representar a variabilidade do pH nas laterais e próximo a barragem. Essa dificuldade de representação pode ser devido à direção do vento leste, pois de acordo com Maier (1978), Xavier (2005) e Herzer (2013) o vento interfere na movimentação das aguas,

tende a deslocar algas, dispersar nutrientes, ressuspender a matéria orgânica, o que pode interferir na variabilidade do pH.

As coletas 2 (primavera) e 7 (outono) (FIGURA 21) indicaram ausência dos três compartimentos.

FIGURA 21- DISTRIBUIÇÃO DO pH NA SUPERFICIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 2 e 7)



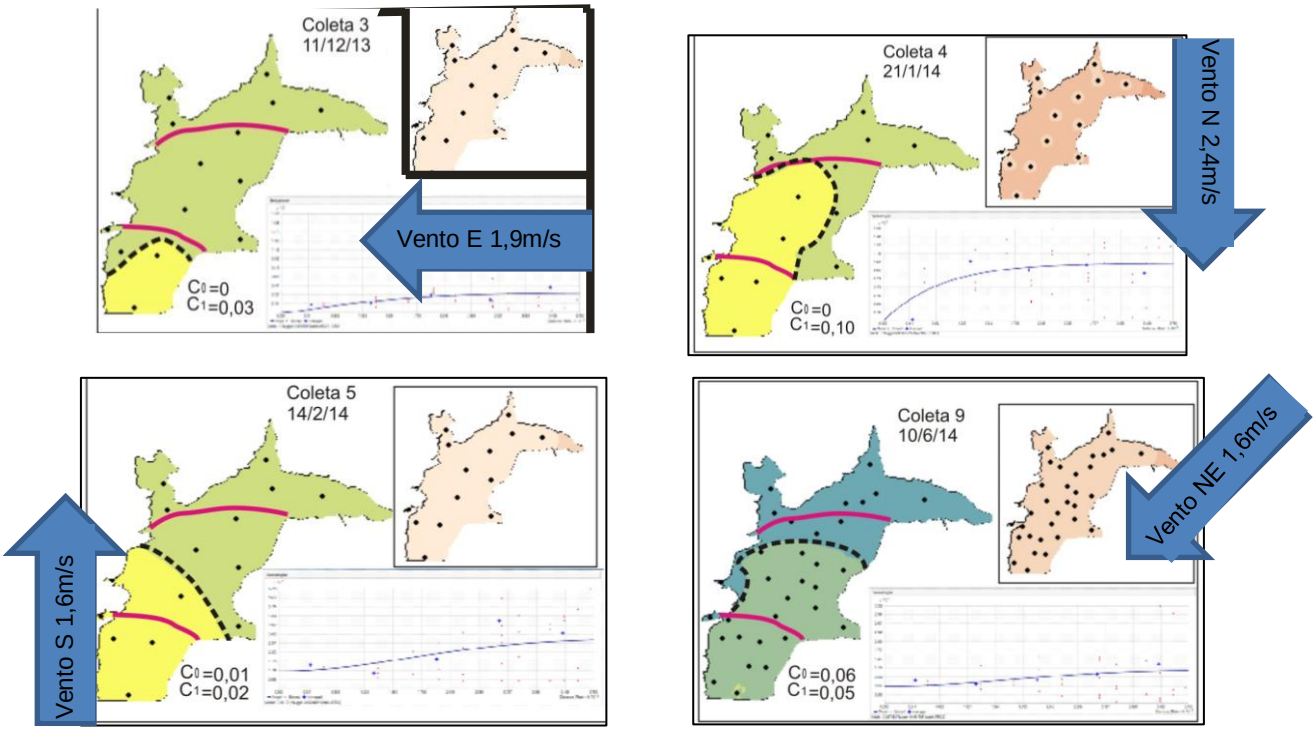
FONTE: A autora (2014).

Na coleta 2 a zona fluvial parece ter sido influenciada pela direção do vento de nordeste. Já na coleta 7 o vento de leste parece não influenciar na distribuição de pH, porém de acordo com Herzer (2013) o vento pode homogeneizar a distribuição de nutrientes ainda mais que essa coleta apresentou o menor intervalo de variação (0,5). Esse resultado corrobora com o encontrado por Trindade (2007) em estudo realizado no reservatório de Serra da Mesa (GO) que não encontrou distribuição heterogênea do pH, que pudesse separar por compartimentos. A diferença encontrada foi que na coleta 2 o pH foi bem alcalino, com média mais elevada. E, a coleta 7 mostrou pH mais próximo de neutro. O semivariograma da coleta 2 não apresentou efeito pepita, ou seja indica forte correlação espacial.

O semivariograma da coleta 7 indica grau moderado de dependência (33%), no entanto o modelo de distribuição dos erros (cartograma menor) varia de 0,08 a 0,1 menor que o da coleta 2 (0,01 a 0,3) indicando que o modelo não teve dificuldade de representar a variabilidade.

Os modelos de distribuição de pH nas coletas 3 (primavera); 4 (verão); 5 (verão) e 9 (outono) (FIGURA 22) exibiram dois compartimentos e, não três como foi descrito por Kimmel e Groeger (1984), Thorton et al. (1990) e IAP (2009).

FIGURA 22- DISTRIBUIÇÃO DO pH NA SUPERFICIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS:3, 4, 5 e 9)



FONTE: A autora (2014).

Na pesquisa realizada por Breuning (2006) no reservatório Rodolfo Costa e Silva, também foi observada a existência de apenas dois compartimentos (como ocorreu em 33% das coletas no reservatório Iraí). Nestas coletas, a zona lacustre apresentou características mais alcalinas e a zona fluvial mais ácida. Os menores valores ocorreram na zona fluvial e os maiores na zona lacustre, esse resultado era esperado, levando em consideração as características de aporte de sedimento e material orgânico de cada compartimento. Onde de acordo com Torton et al. *(*1990) e Henry (1999) a zona fluvial recebe maior aporte de matéria orgânica do que a zona lacustre e, segundo Esteves (1989), Lima (2001), Fritzsons et al. (2003) e Silva et al*,* (2009) a matéria orgânica tende a diminuir o pH.

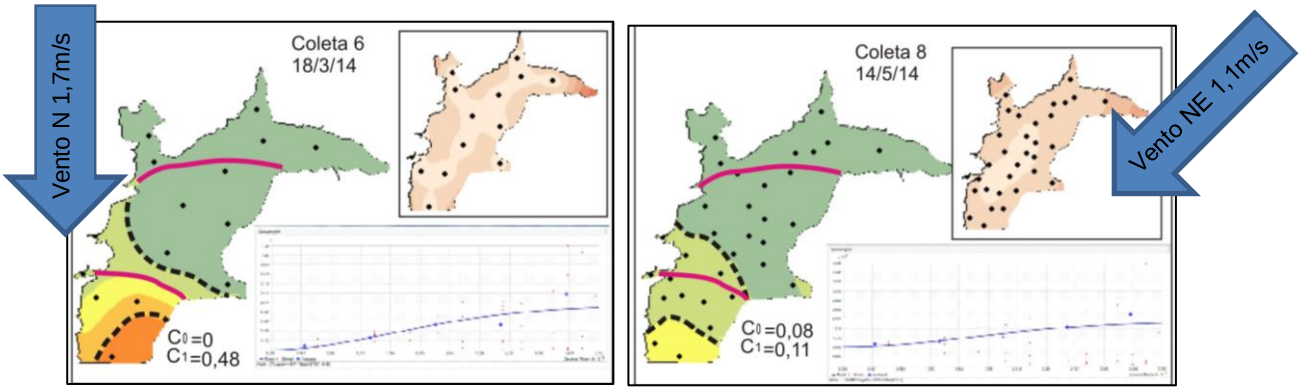
Nas coletas (3, 4, 5 e 9) a direção do vento não influenciou na distribuição do pH. Vale ressaltar que na coleta 3 o vento foi mais forte que na coleta 1 e apesar de ter a mesma direção (leste) o pH variou em outra direção, indicando que só a ação do vento não afeta a distribuição do pH. Isso indica que a variação do pH na superfície foi condicionada pela ocorrência simultânea de macrófitas e vento.

Os semivariogramas das coletas 3 e 4 não apresentaram efeito peita indicando alta correlação espacial. Os modelos de distribuição dos erros

(cartograma menor) indicaram variação de 0,06 a 0,1 para a coleta 3 e, de 0,03 a 0,3 para a coleta 4. O semivariograma das coletas 5 (33,3%) e 9 (54,5%) exibiram moderada dependência espacial. De acordo com o modelo de distribuição da coleta 5 o erro variou de 0,05 a 0,1 e, na coleta 9 de 0,1 a 0,2. Os modelos representaram bem a distribuição do pH.

Os modelos de distribuição do pH nas coletas 6 (verão) e 8 (outono) (16,6% das coletas) indicaram a presença de três compartimentos com variabilidade de norte (zona fluvial) para sul (zona lacustre) (FIGURA 23) como o proposto por Kimmel e Groeger (1984), Thorton et al. (1990) e IAP (2009).

FIGURA 23- DISTRIBUIÇÃO DO pH NA SUPERFICIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS:6 e 8)



FONTE: A autora (2014).

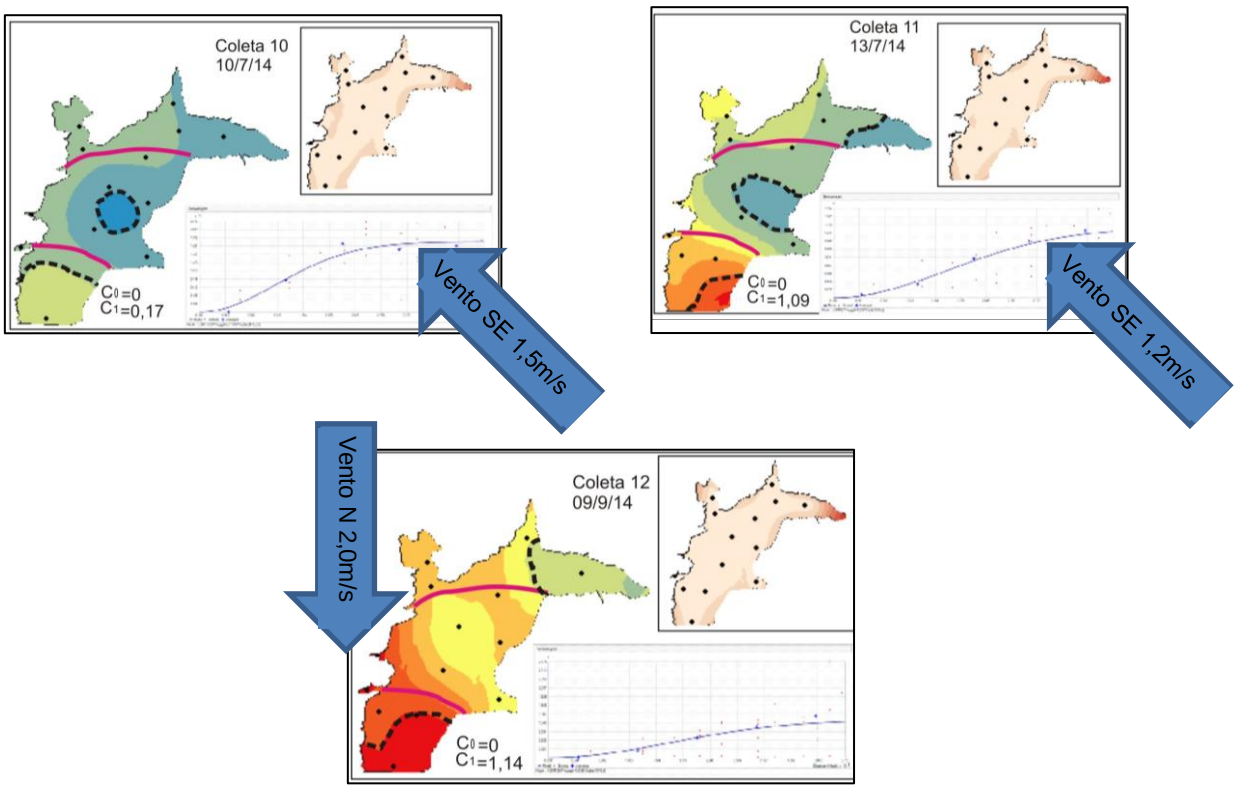
Em ambas as coletas a zona fluvial ocupa a maior área do reservatório. Porém na coleta 6 a região intermediária e zona lacustre não apresenta uma separação nítida, como o exibido na coleta 8. A formação dos compartimentos da coleta 6 parece ter sido influenciados pela direção do vento.

O semivariograma da coleta 6 não apresentou efeito pepita, portanto, as amostras possuem alta correlação espacial. O modelo de representação dos erros indica variação de 0,0 a 0,7, a maior dificuldade foi representar a variabilidade nas laterais do reservatório. A coleta 8 apresentou efeito pepita (42,15%), isto é, moderada dependencia epacial, e o modelo de distribuição dos erros indicou variar de 0,09 a 0,4, apresentando dificuldade de representar a variabilidade em todo o reservatório.

Os modelos de distribuição do pH das coletas 10; 11 e 12 (todas realizadas no inverno) (FIGURA 24) apresentam distribuição similar, isto é variam de norte para sul e de leste para oeste.

Nota-se que o pH apresenta maiores valores na coleta 12 e, a coleta 10 exibe zona lacustre bem definida, sendo que a direção do vento parece influenciar a distribuição do pH, principalmente, nas coletas 10 e 11.

FIGURA 24- DISTRIBUIÇÃO DO pH NA SUPERFICIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 10, 11 e 12)



FONTE: A autora (2014).

Nessas coletas, a variabilidade do pH não segue a distribuição padrão de compartimentos, principalmente no centro do reservatório onde apresenta características diferenciadas, possivelmente devido à existência de uma estrada submersa.

Em períodos de estiagem, surge uma "ilha" no centro do reservatório, deixando o pH mais ácido, devido à ressuspensão de matéria orgânica. Segundo Fernandes et al. (2005) o aumento de matéria orgânica tende a aumentar a acidez da água. Esse resultado também foi encontrado por Wachholz (2011), em pesquisa realizada no reservatório no RS, o trabalho encontrou ilhas no reservatório, as quais também formaram obstáculos que interferiram nas dinâmicas de circulação da água.

Na pesquisa realizada por Dornfeld (2002) no reservatório Salto Grande (SP) valores de pH também apresentaram maior variabilidade nas estações de amostragens localizadas na região central e marginais do reservatório, e estes autores relacionam o resultado ao acúmulo de algas cianofíceas.

Na coleta 12, principalmente, na data da coleta foi verificado na zona lacustre forte presença de algas (FIGURA 25), o que pode ter provocado o aumento do pH.

FIGURA 25- MACRÓFITAS NA REGIÃO SUL DO RESERVATÓRIO IRAI, OBSERVADO NA COLETA 12

FONTE: A autora (2014).

O semivariograma das coletas 10; 11 e 12 não apresentou efeito pepita, isto é, apresentam forte correlação espacial. Nessas coletas (10; 11 e 12) o modelo de distribuição dos erros (cartograma menor) foram semelhantes, variando de 0,01 a 1,1, indicando boa representação da variabilidade do pH.

De forma geral, os modelos de distribuição indicaram que na região norte (zona fluvial) o pH é mais ácido, que pode ser devido à entrada de efluentes dos rios Timbú, Cerrado e Curralinho. Segundo Bollmann e Freire (2003), Bollmann e Andreoli (2005) o rio Timbú, principal tributário do reservatório Iraí, é responsável por grande parte de macro-nutrientes presentes no reservatório, acelerando o processo

de eutrofização. Maier (1987) afirma que uma pequena diminuição no pH pode estar associada ao aumento no teor de matéria orgânica.

A característica mais alcalina na região sul (zona lacustre) pode estar ligada à presença de algas concentradas nessa região, pois de acordo com Karafistan e Arik-Colakoglu (2005); Fernandes et al. (2005) a presença de algas e/ou macrófitas tende a aumentar o pH. Cetto et al. (2004) em pesquisa realizada no reservatório Iraí constataram que há uma abundância de algas relacionadas, principalmente a disponibilidade de nutrientes.

No caso do reservatório Iraí, devido à predominância de ventos de leste e nordeste, foi observada tendência de acúmulo de algas e/ou macrófitas no lado esquerdo deste (VENTURA et al., 2003). Vale destacar que segundo Feitosa et al. (2006) e Freitas (2012) a presença de macrófitas e a entrada de efluentes também contribuem para a formação de compartimentos (FREITAS, 2012).

Do total de 150 amostragens (10 coleta com 15 pontos amostrais), 87 (58%) amostras apresentaram valores de pH neutro; 58 (38%) alcalino e 5 (3,3%) ácido. Em relação às duas coletas (8 e 9) realizadas com 33 pontos, do total de 66 amostragens o pH foi neutro em 51 (77,2%) amostragens; ácido em 12 (18,1%) amostragens e alcalino em 3 (4,5%) amostragens.

De acordo com Lagos (2009) na pesquisa realizada no reservatório Iraí nos anos de 2002/03, o pH foi alcalino em 70% das coletas.

Vale ressaltar que 83,3% das coletas apresentou pH dentro do limite estabelecido pelo CONAMA 357/2005 que é de 6 a 9.

O cartograma que representa os resíduos, indicou maior dificuldade de representar a variabilidade espacial do pH nas laterais. No entanto, era esperado maior efeito de borda, devido à impossibilidade da grade amostral estender-se além dos limites do reservatório. Xu e Dowd (2012) alertam que o efeito de borda, geralmente, é maior, devido à necessidade de interpolação entre os pontos vizinhos. Assim a estimativa dos pontos próximos ao limite da área fica prejudicada por falta de pontos fora da área limite.

5.2.2. Variável oxigênio dissolvido (OD)

5.2.2.1 Análise estatística

Para analisar o comportamento do OD foi elaborado um resumo estatístico e geoestatístico que se encontra representado no (QUADRO 5). Os dados obtidos nas coletas e que demostram a variação espacial e temporal de cada ponto amostral estão disponibilizados no (APÊNDICE 4).

Em todas as coletas, os valores de média e mediana foram próximos, demonstrando a tendência dos dados à distribuição normal e, ainda, apresentando um coeficiente de variação entre 2% e 23%. O coeficiente de variação (QUADRO 5) foi mais alto nas coletas 5 (22%) e 6 (23%) realizadas no verão, indicando alta dispersão para esta estação do ano (OLIVEIRA, 1999).

O maior valor observado de OD foi de 10,9, no ponto 1 (localizado próximo a barragem) na coleta 12 (inverno). Nessa coleta, o OD variou espacialmente de 7,5 a 10,9 mg/L, apresentando coeficiente de variação de 3,4 mg/L. A coleta 12 apresentou a média mais elevada de OD (9,0 mg/L), os pontos com os maiores valores estavam na zona lacustre e região leste do reservatório. Esses valores mais altos, principalmente próximos à barragem, podem ser explicados, levando em consideração a presença de algas, visto que de acordo com Porto (1991), Fernandes et al. (2005), Karafistan e karafistam (2005) e Brooke et al. (2008) valores mais elevados de OD são indicativos da presença de algas.

A Sanepar no ano 2001 e Cetto et al. (2004) constataram que há uma abundância de algas no inverno, próximo a margem da região lacustre do reservatório Irai.

Os valores mais baixos de OD ocorreram na coleta 6 (verão) nos pontos (6, 7, 8, 10, 11, 12, 13 e 14) localizados na região norte - zona fluvial, estendendo para região intermediária e leste do reservatório. Nessa coleta, o OD variou de 3,6 a 8,1 mg/L, apresentando o maior intervalo de variação (4,5 mg/L), sendo que 46,6% dos pontos exibiram OD entre 3,6 a 4,6 mg/L. O menor valor de OD (3,6 mg/L) ocorreu no ponto 13 (zona intermediária do reservatório). A coleta 5 (verão) apresentou 93,3% dos pontos OD entre 3,7 a 4,5 mg/L. Estes índices de OD estão abaixo dos valores admitidos para a classe II de corpos de água pelo CONAMA 357/2005 que é de 5 mg/L.

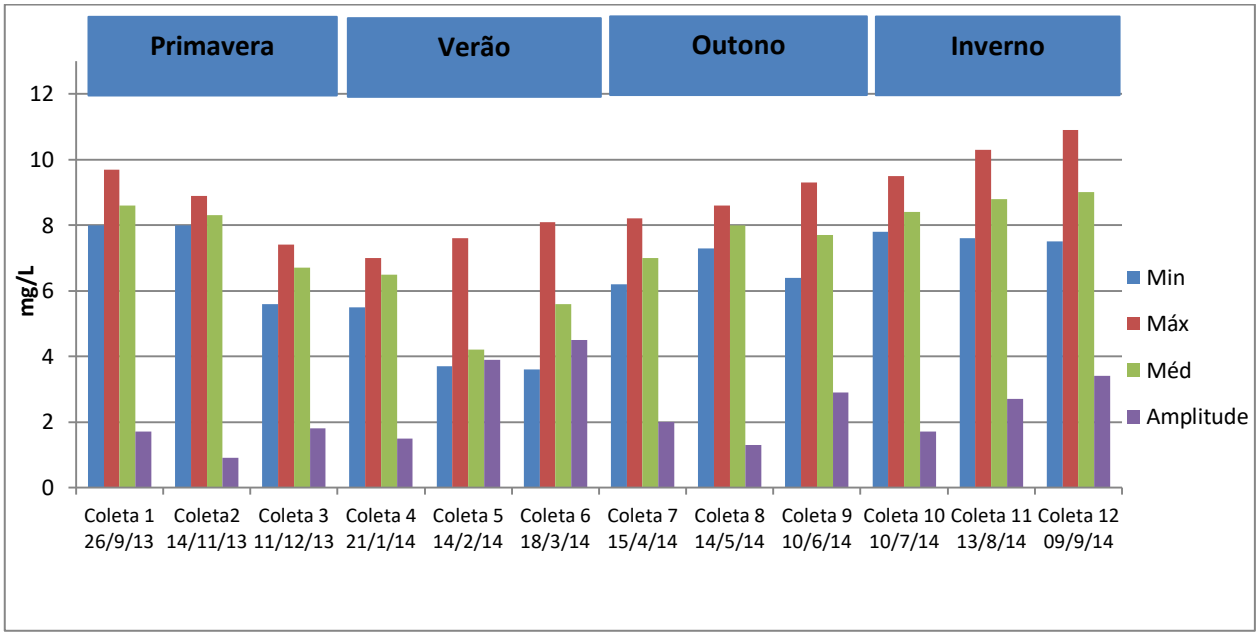
QUADRO 5. RESUMO ESTATÍSTICO E GEOESTATÍSTICA DA VARIÁVEL OD EM TODAS AS COLETAS REALIZADAS EM SUPERFÍCIE (± 20 cm) NO RESERVATÓRIO IRAÍ

Oxigênio Dissolvido – OD (mg/L)													
Estatística Descritiva	Coleta1 26/9/13	Coleta2 14/11/13	Coleta3 11/12/13	Coleta4 21/01/14	Coleta5 14/2/14	Coleta6 18/3/14	Coleta7 15/4/14	Coleta8 14/5/14	Coleta9 10/6/14	Coleta10 10/7/14	Coleta11 13/8/14	Coleta12 09/9/14	**Amplitude**
n	15	15	15	15	15	15	15	33	33	15	15	15	
Min.	8	8	5,6	5,5	3,7	3,6	6,2	7,3	6,4	7,8	7,6	7,5	4,3
Máx.	9,7	8,9	7,4	7	7,6	8,1	8,2	8,6	9,3	9,5	10,3	10,9	3,9
Média	8,6	8,3	6,7	6,5	4,2	5,6	7,0	8,0	7,7	8,4	8,8	9,0	
Mediana	8,6	8,3	6,8	6,5	3,9	5,8	6,9	8,1	7,8	8,3	8,5	8,5	
Moda	8,6	8,3	6,8	6,9	3,8	6	6,8	8,2	7,7	8,1	8,5	9,6	
Intervalo (h)	1,7	0,9	1,8	1,5	3,9	4,5	2	1,3	2,9	1,7	2,7	3,4	
Desvio padrão	0,52	0,2	0,4	0,39	0,96	1,3	0,56	0,36	0,68	0,51	0,86	1,3	
Coeficiente de variação	0,06 (6,0%)	0,02 (2%)	0,06 (6%)	0,06 (6%)	0,22 (22%)	0,23 (23%)	0,08 (8%)	0,045 (4,5%)	0,08 (8%)	0,06 (6%)	0,09 (9%)	0,14 (14%)	
Variância	0,27	0,06	0,21	0,15	0,94	1,93	0,31	0,13	0,46	0,26	0,75	1,6	
Geoestatística													
Alcance (a)	1.590	1.912	1.912	1.590	1.912	1.590	2.185	1.590	2.186	1.590	2.186	1.590	
Patamar (C)	0,32	0,06	0,24	0,16	0,84	2,31	0,32	0,13	0,73	0,29	0,89	3,32	
Efeito Pepita (C_0)	0,12	0,05	0,08	0,08	0,00	0,77	0,05	0,12	0,09	0,20	0.00	0,00	
% do Efeito Pepita/Patamar	37,5%	83,3%	33,3%	50%	0 %	33,3%	15,6%	92,3%	12,3%	68,9%	0%	0%	
Contribuição (C_1)	0,2	0,01	0,16	0,08	0,84	1,54	0,27	0,01	0,64	0,09	0,89	3,29	

FONTE: Autora, 2014

Esses valores baixos podem estar relacionados à entrada de matéria orgânica proveniente dos efluentes dos rios Cerrado e Curralinho. Porto (1991) e Esteves (1998) destacam que OD baixo pode ser devido à presença de matéria orgânica, já que em ambientes aquáticos rasos, em períodos de chuvas, aumenta o aporte de matéria orgânica e revolvimento de sedimento, fazendo com que o OD apresente valores muito baixos. Cleto Filho (2006) e Nalms (2015) afirmam que o aumento da temperatura provoca a redução do OD na água. De acordo com Chapman (1996) em ambientes de águas paradas, o aumento da temperatura pode resultar na ressuspensão de matéria oxidável sedimentada, e, ainda, no reservatório Iraí há forte presença de vegetação submersa (XAVIER, 2005). O período de maior amplitude ocorreu no verão (FIGURA 26).

FIGURA 26- VALORES MÉDIOS DE OD EM TODAS AS COLETAS NA SUPERFÍCIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ



FONTE: A autora (2016).

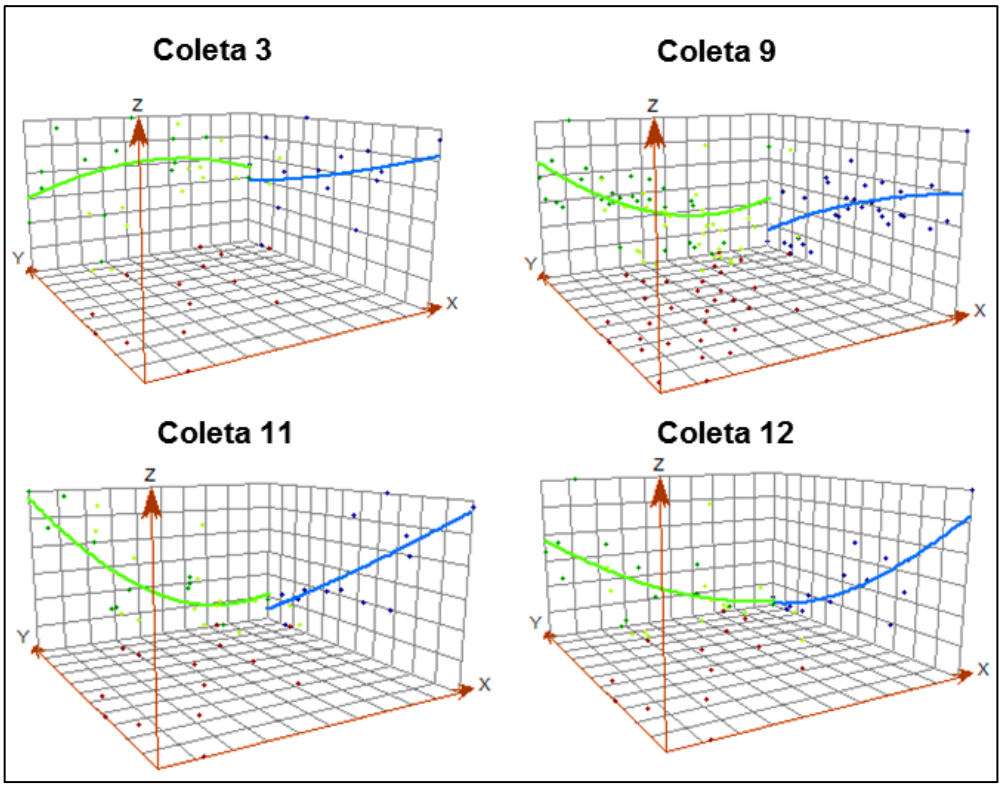
As coletas realizadas na primavera, comparadas com as demais, foram as que apresentaram as menores amplitudes de variação, ou seja, maior uniformidade ao longo do reservatório.

A análise da variação do OD mostrou que, a diferença entre o maior valor observado e o menor foi de 7,2 mg/L. A amplitude das mínimas foi de 4,3 mg/L e das máximas de 3,9 mg/L.

5.2.2.2. Análise geoestatística: Tendência

A variação do OD sentido norte-sul (linha azul) foi similar em quatro das doze coletas 3; 9; 11 e 12. A análise da tendência indicou que, nestas coletas, os menores valores de OD estavam ao norte (zona fluvial) com aumento continuo para sul (zona lacustre) (FIGURA 27).

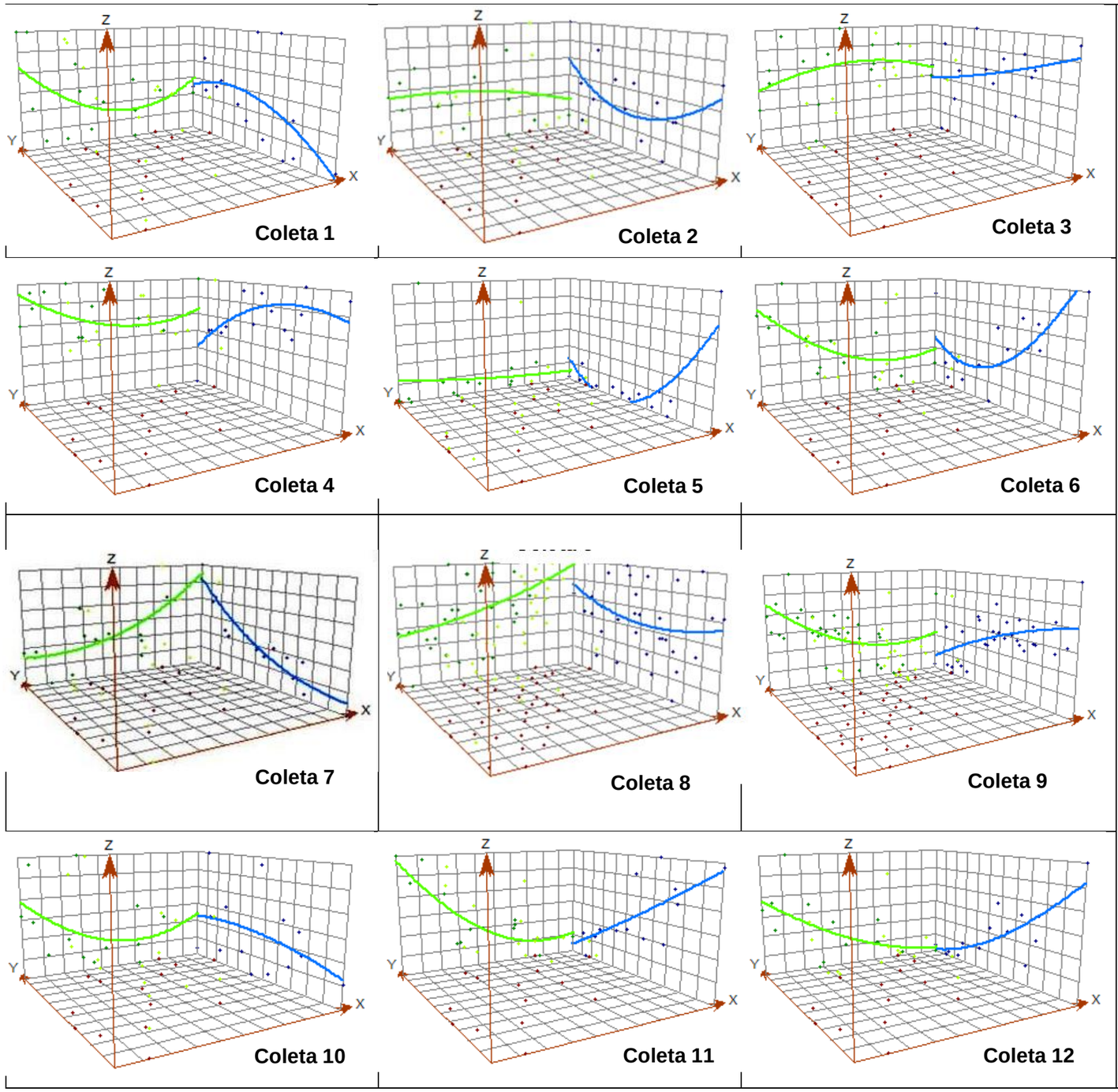
FIGURA 27- TENDÊNCIA DO OD NO SENTIDO NORTE-SUL NA SUPERFÍCIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETA: 3, 9, 11 e 12)



FONTE: A autora (2015).

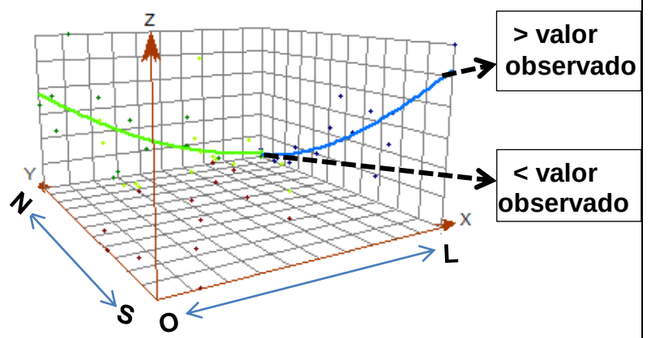
A tendência de variação no espaço dos valores de OD ao longo do período de análise é apresentada pela (FIGURA 28). A linha azul indica a tendência na variação dos valores de OD no sentido norte-sul, ou seja, zona fluvial, intermediária e zona lacustre, enquanto a linha verde indica a tendência de variação no sentido leste - oeste.

FIGURA 28- MAPA DE TENDÊNCIA DA VARIAVEL OD EM TODAS AS COLETAS REALIZADAS SUPERFÍCIE (± 20 cm) NO RESERVATÓRIO IRAÍ



Legenda

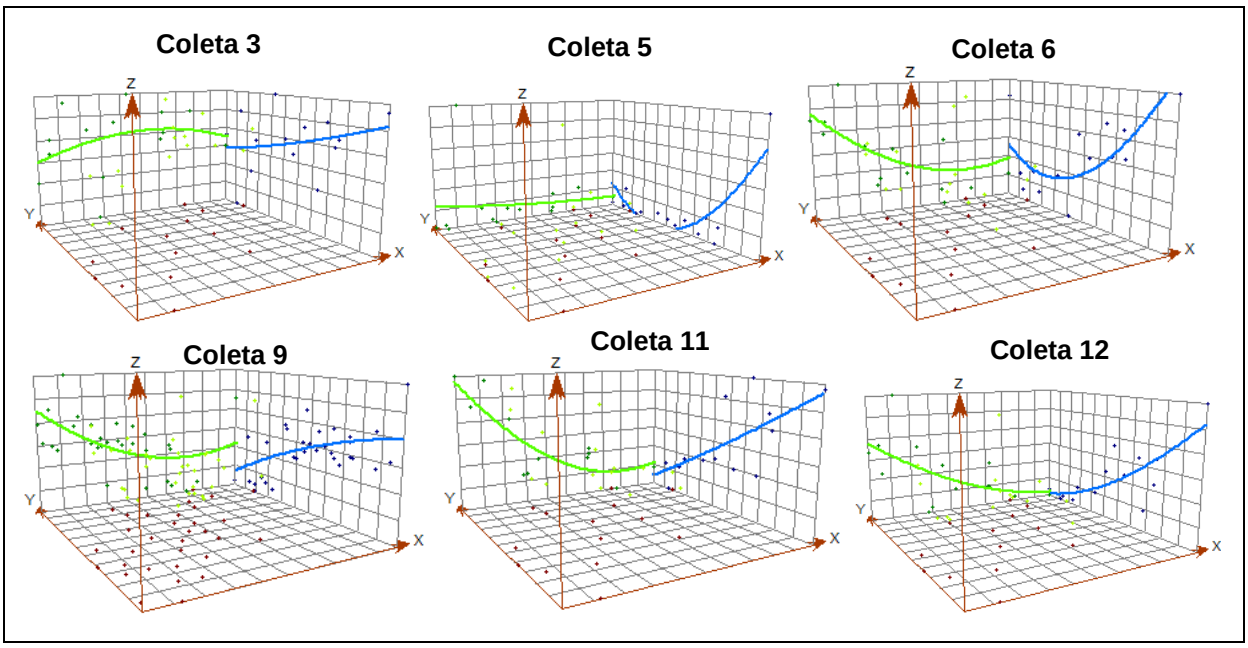
O modelo abaixo exemplifica o observado nos gráficos de tendência da variável OD no reservatório Iraí



FONTE: A autora (2015).

A análise da tendência do OD indica que em seis das doze coletas (3; 5; 6; 9; 11 e 12) há uma tendência de valores maiores na região sul (zona lacustre) (FIGURA 29).

FIGURA 29- TENDÊNCIA DO OD NO SENTIDO NORTE-SUL NA SUPERFÍCIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 3, 5, 6, 9, 11 e 12)



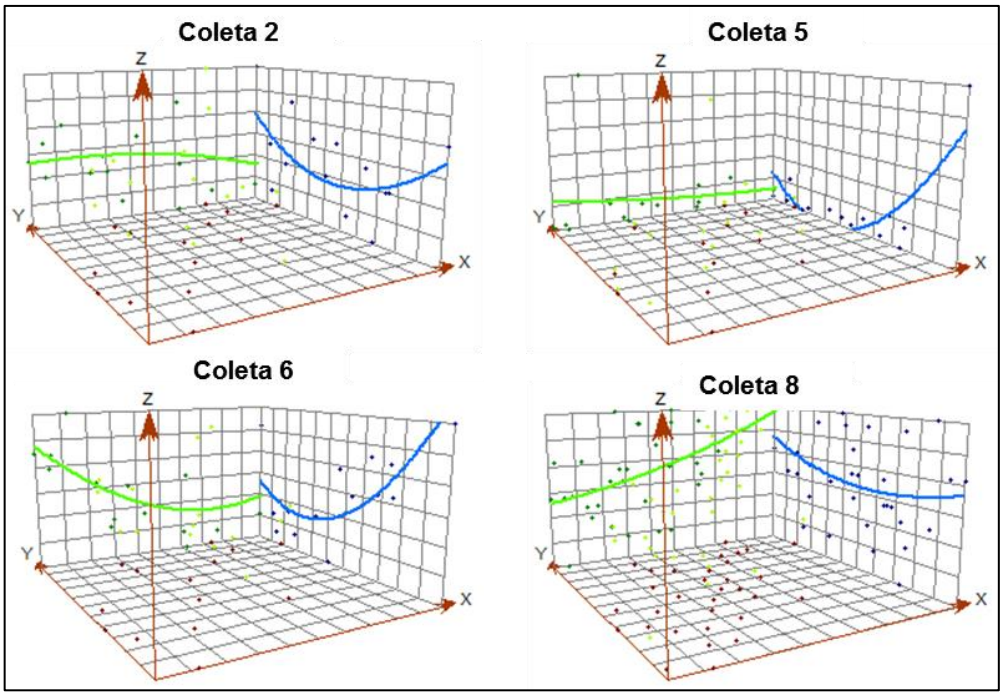
FONTE: A autora (2015).

Apenas as coletas 3, 9, 11 e 12 (33% das coletas) exibiram tendência próxima do esperado, isto é apresentaram aumento de forma gradual no sentido zona fluvial para zona lacustre.

Nas coletas 2; 5; 6 e 8, cerca de 33% de todas as coletas, a tendência aponta valores de OD menores no centro do reservatório (zona intermediária) (FIGURA 30).

No sentido norte-sul o OD apresentou em quatro das doze coletas (2; 5; 6 e 8) a zona intermediária com valores mais baixos, comparados com a zona fluvial e zona lacustre. O OD foi menor na zona intermediária, principalmente nas coletas realizadas no período de maior precipitação. Esse resultado pode ser proveniente da ressuspensão de matéria orgânica presente no sedimento, já que na zona intermediária existe uma estrada submersa, e o solo do reservatório apresenta caraterística de turfeiras (XAVIER, 2005).

FIGURA 30- TENDÊNCIA DO OD NO SENTIDO NORTE-SUL NA SUPERFÍCÍE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 2, 5, 6 e 8)



FONTE: A autora (2015).

O resultado mostrou que em 41,6% das coletas os valores de OD foram menores na zona lacustre comparados com os valores obtidos na zona fluvial. Esse resultado diverge do esperado, isso pode ter ocorrido porque nessa região há presença de macrófitas, as quais em período de decomposição contribuem para a diminuição do OD (ESTEVES, 1998; RIVAS et al., 2009; SIQUEIRA et al., 2011). De acordo com Thorton et al. (1990) e Fernandes et al. (2005) a zona fluvial apresenta maior concentração de material suspenso e de matéria orgânica e, de acordo com Porto (1991) a presença de matéria orgânica diminui o OD.

Não foi possível determinar a tendência de distribuição do OD entre as estações seca e chuvosa, pois na primavera o OD foi maior na zona fluvial em 66% das coletas; no verão o OD foi maior na zona lacustre em todas as coletas; no outono o OD foi maior na zona fluvial em 66,6% das coletas e, no inverno o OD foi maior na zona lacustre em 66% das coletas.

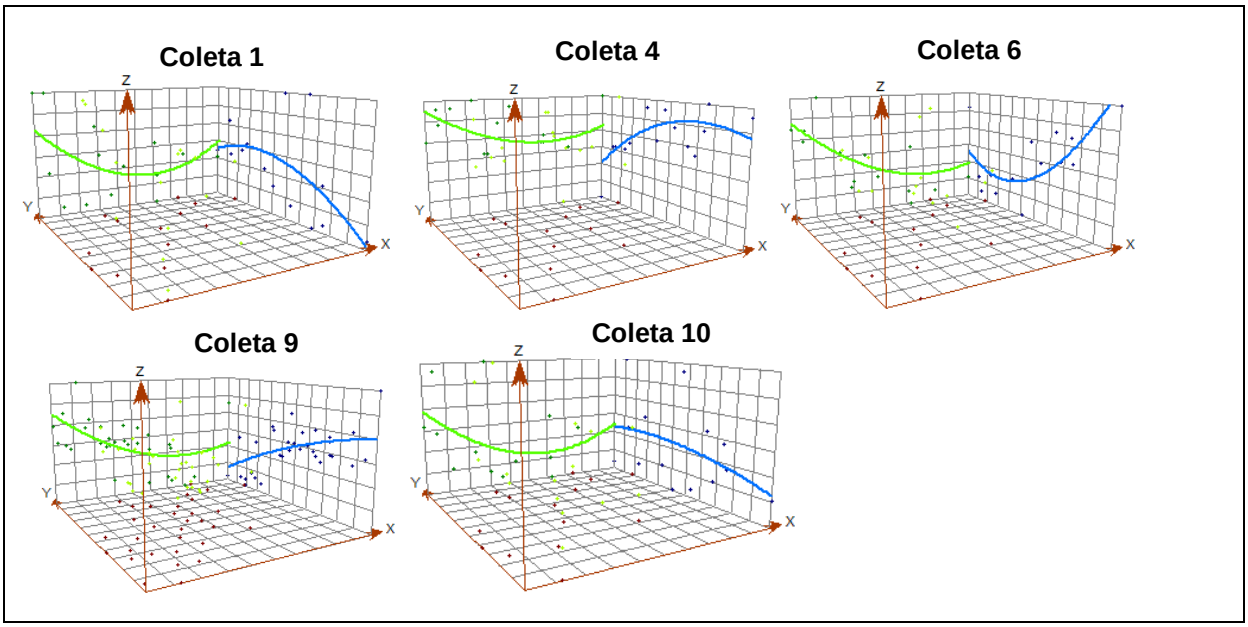
Em relação à distribuição no sentido leste-oeste (linha verde) o gráfico de tendência indicou que em nove das doze coletas 1, 2, 4, 5, 6, 9, 10, 11 e 12 (75%) os valores mais elevados de OD se concentraram na região oeste do reservatório.

Esse resultado pode ser em consequência da movimentação da água e do acumulo de algas/macrófitas, pois de acordo com Ventura et al. (2003) a hidrodinâmica do reservatório é fortemente influenciada pelos ventos e, que são predominantes de leste e nordeste.

Vale ressaltar que a região leste apresenta profundidade menor e recebe os efluentes dos rios Cerrado e Curralinho, os quais contribuem com o aumento da carga orgânica, talvez por isso apresente tendência de OD menor em relação à região oeste.

As coletas 1; 4; 6; 9 e 10 (41,6%), indicaram OD com valores menores na zona intermediária no sentido leste-oeste (FIGURA 31).

FIGURA 31- TENDÊNCIA DO OD NO SENTIDO LESTE-OESTE NA SUPERFÍCIE DO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 1, 4, 6, 9 E 10)



FONTE: A autora (2015).

5.2.2.3 Análise geoestatística: Modelos de distribuição da variável OD

Os modelos de distribuição do OD (FIGURA 32) foram elaborados pela técnica de krigagem ordinária.

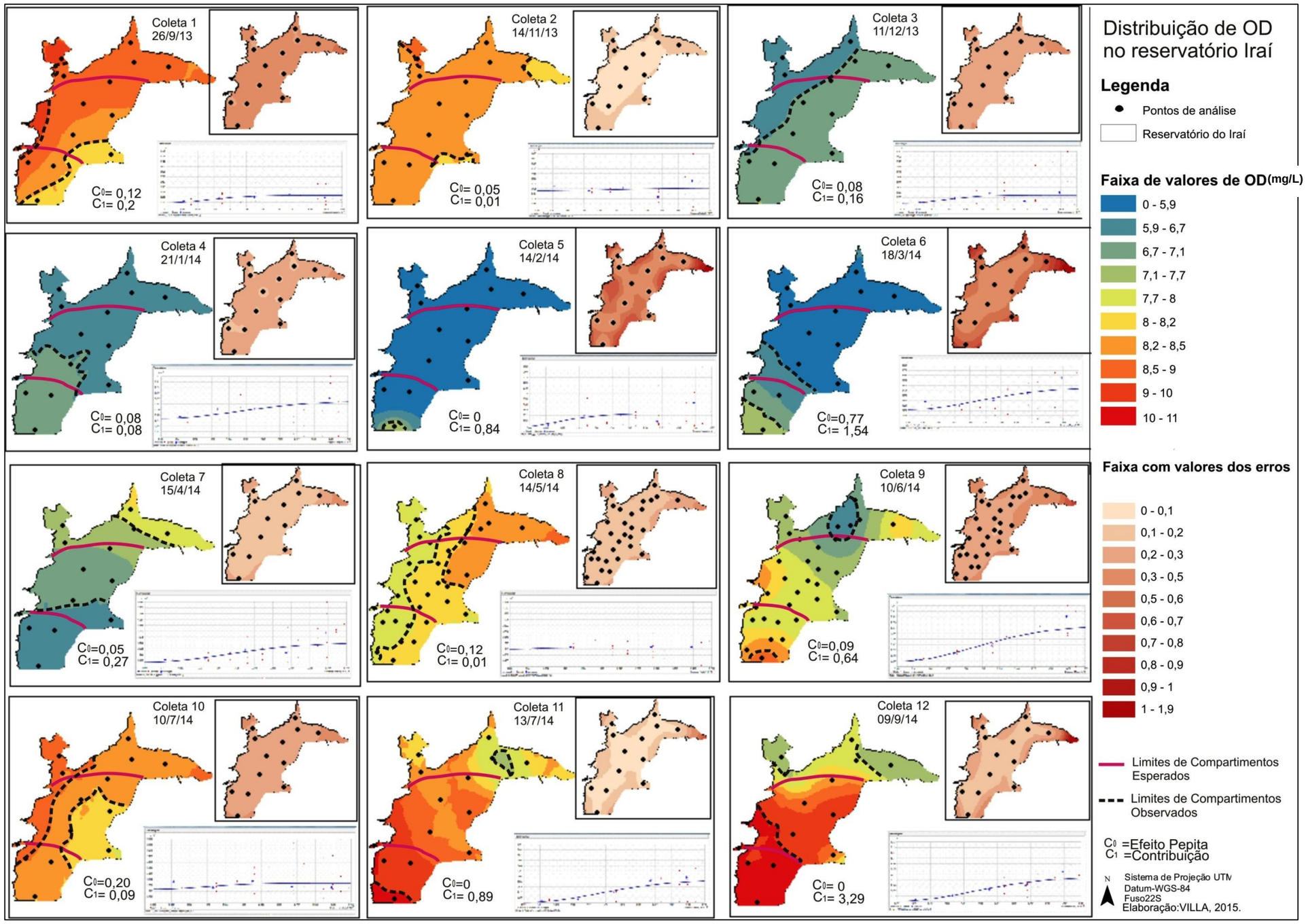
Cada coleta apresentam três modelos de distribuição do OD para a superfície do reservatório Iraí, sendo que na (FIGURA 32) apresenta apenais dois modelos, a saber:

a. o cartograma maior, com classe de valores únicos para todas as coletas, mostra os locais de maior e menor concentração da variável e como ela está distribuída ao longo do reservatório Iraí e, também a existência dos compartimentos (zona fluvial, zona lacustre e zona intermediária).

b. o cartograma menor indica a estimativa de erro, apontando o local no reservatório onde o estimador geoestatístico teve maior dificuldade em representar o fenômeno.

c. o terceiro cartograma (APÊNDICE 5) mostra a distribuição do OD com os valores obtidos em cada coleta.

FIGURA 32- MODELO DE DISTRIBUIÇÃO DA VARIÁVEL OD EM TODAS AS COLETAS REALIZADAS EM SUPERFÍCIE (± 20 cm) NO RESERVATÓRIO IRAÍ

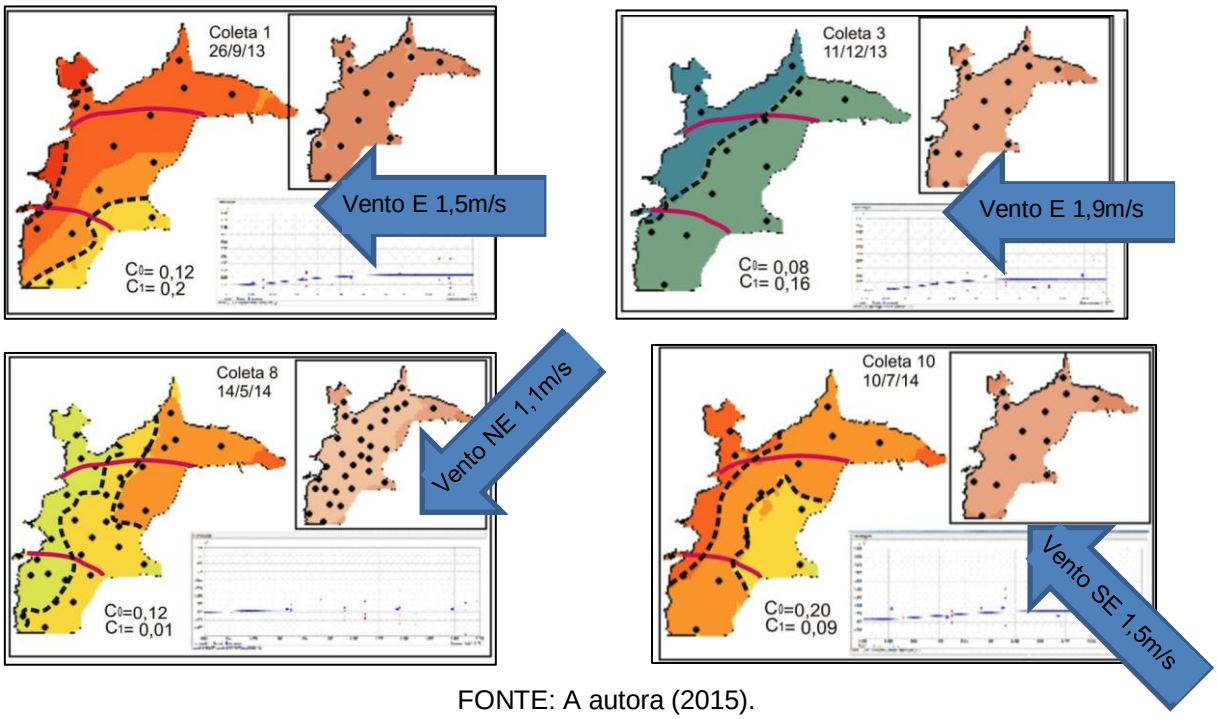


FONTE: A autora (2014).

Os modelos de distribuição do OD para as coletas 1 (primavera); 3 (primavera); 8 (outono) e 10 (inverno) mostram que não foi possível observar a variabilidade em três compartimentos (fluvial, intermediário e lacustre) conforme proposto por Tundisi (1988), Pompêo et al. (1998), Henry (1999) e IAP (2009), visto que estas ocorreram de leste para oeste.

Nessas coletas a formação dos compartimentos parece ter sido influenciada pela direção do vento (FIGURA 33). De acordo com Gobbi et al. (2005) o vento predominante é do quadrante leste, e portanto a tendência é de transporte de água (sedimento, algas e/ou macrófitas e matéria orgânica) para a margem oeste do reservatório.

FIGURA 33- MODELO DE DISTRIBUIÇÃO DE OD SUPERFICIAL NO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 1, 3, 8 e 10)



FONTE: A autora (2015).

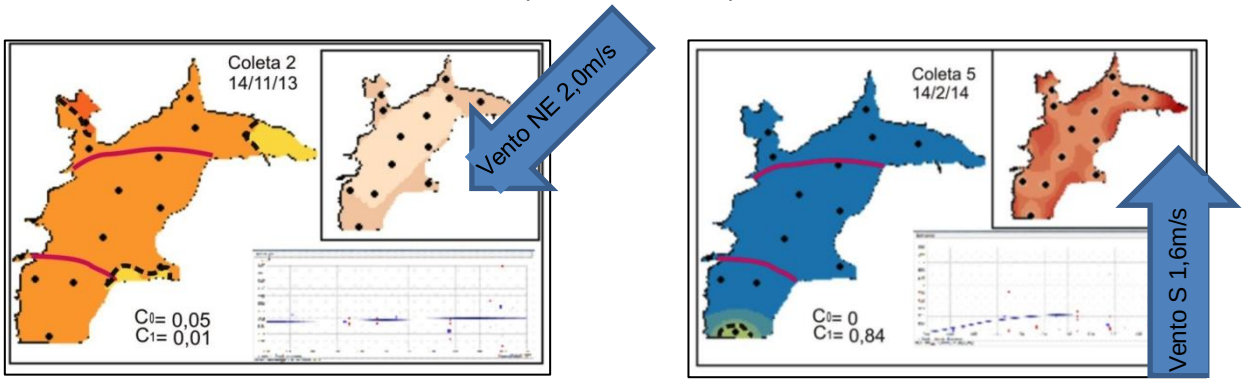
Os modelos de distribuição de OD nas coletas 1; 8 e 10 apresentaram três compartimentos, porém no sentido leste-oeste, e não de forma gradual no sentido norte-sul como o esperado. Nas coletas 1 e 10 os maiores valores ocorreram na região oeste. Nas coletas 3 e 8 os maiores valores estiveram ao leste do reservatório.

Os valores de efeito pepita dos semivariograma das coletas 1 (37,5%); 3 (33,3%) podem ser consideradas moderadas, já na coleta 10 (68,9%) as amostras

não apresentam dependência espacial. Nessas coletas o modelo de distribuição dos erros aponta variação de 0,2 a 0,5, indicando dificuldade de representar a variabilidade de OD na área total do reservatório. O semivariograma na coleta 8 indicou efeito pepita de 92,3%, ou seja, a dependência espacial é muito fraca, o efeito pepita é quase puro, há pouca influência das amostras vizinhas aos pontos a estimar. O modelo de distribuição dos erros na coleta 8 aponta variação de 0,1 a 0,2, a maior dificuldade foi representar a variabilidade nas laterais do reservatório.

O modelo de distribuição das coletas 2 (primavera) e 5 (verão) exibe uma distribuição homogênea de norte para sul, não sendo possível verificar a formação de compartimentos (FIGURA 34).

FIGURA 34- MODELO DE DISTRIBUIÇÃO DE OD SUPERFICIAL NO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 2 e 5)



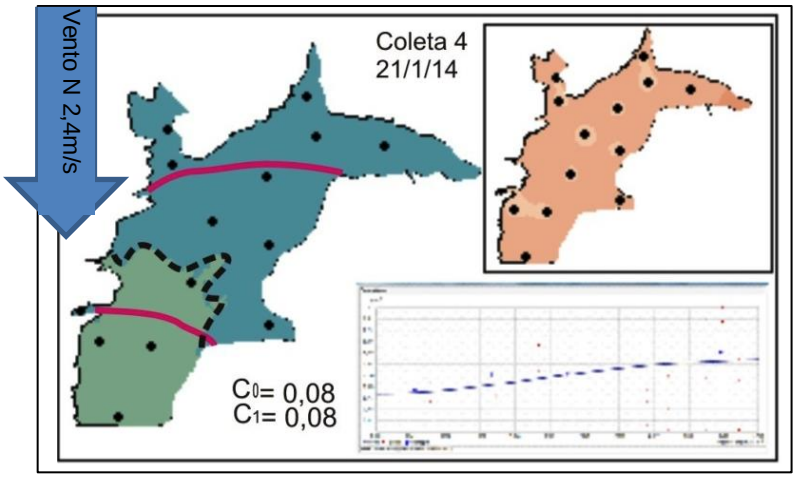
FONTE: A autora (2015).

Na coleta 2 os valores de OD variaram de 8 a 8,9 mg/L, com os menores valores na região nordeste. O semivariograma nessa coleta apontou efeito pepita de 83,3%, ou seja, os pontos de amostragem não possuem dependência espacial. O modelo (cartograma menor) de distribuição de erros (0,08 a 0,1) indica que a maior dificuldade de representar os dados ocorreu nas laterais e, próximo à barragem.

Na coleta 5 o ponto 1 (próximo a barragem) na zona lacustre apresentou o maior valor de OD (7,6 mg/L), o restante dos pontos variaram de 3,7 a 4,5 mg/L, por isso o modelo de distribuição mostrou praticamente apenas 1 compartimento. O semivariograma exibiu ausência de efeito pepita, no entanto o modelo (cartograma menor) indicou erros de 1,0 apontando dificuldades de representar a variabilidade de OD por todo o reservatório.

Apenas o modelo de distribuição de OD da coleta 4 (verão) apresentou dois compartimentos (FIGURA 35), com os maiores valores na zona lacustre, variando de 6,6 até 7,0 mg/L. Os menores valores (5,5 à 6,4 mg/L) foram observados na região sul (zona fluvial). No dia da coleta notou-se uma "camada de resíduos" vindo do norte do reservatório, principalmente na região de afluência do rio Timbu, o que pode ter contribuído para baixos valores de OD. O vento de norte, aliado com a entrada de resíduos, pode ter contribuído com a extensão da zona fluvial e a formação de dois compartimentos.

FIGURA 35. MODELO DE DISTRIBUIÇÃO DE OD SUPERFICIAL NO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETA 4)



FONTE: A autora (2015).

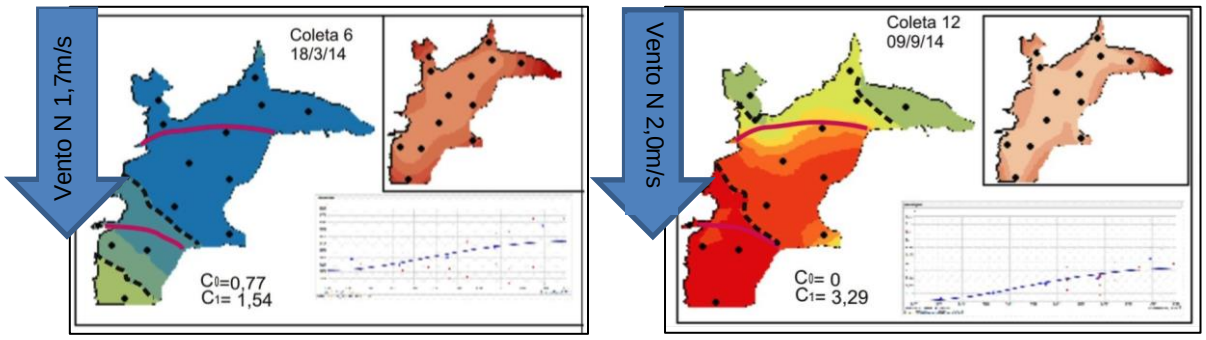
O semivariograma da coleta 4 indica efeito pepita de 50%, isto é, dependência espacial moderada e, o modelo de distribuição dos erros aponta valores entre 0,1 a 0,3, mostrando dificuldade de representar a variabilidade por todo o reservatório.

Os modelos de distribuição do OD nas coletas 6 (verão); 7 (outono) e 12 (inverno) (25% das coletas) apresentam uma distribuição com três compartimentos como o proposto por Kimmel e Groeger (1984), Thorton et al. (1990) e IAP (2009). Nas coletas 6 e 12 o aumento é gradativo da zona fluvial para zona lacustre (FIGURA 36). Nestas coletas, os modelos apresentam a zona fluvial com os menores valores e a zona lacustre com os maiores valores, como o esperado. Já

que de acordo com Thorton et al. (1990) a zona fluvial tende receber maior carga de nutriente, principalmente, proveniente de efluentes

O semivariograma da coleta 6 indica efeito pepita de 33,3%, ou seja, moderada dependência espacial (YAMAMOTO; LANDIM, 2013). O semivariograma da coleta 12 não indica presença de efeito pepita, isto significa forte correlação espacial. O modelo de distribuição do erro exibe valores em torno de 0,7, indicando maior dificuldade de representar a variabilidade nas laterais do reservatório.

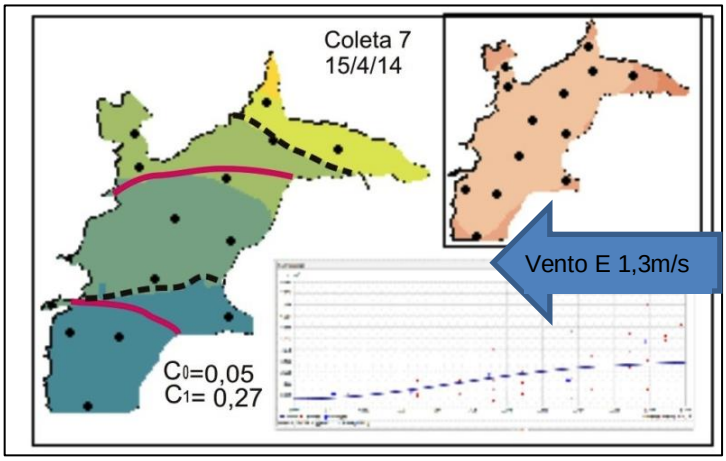
FIGURA 36- MODELO DE DISTRIBUIÇÃO DE OD SUPERFICIAL NO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 6 e 12)



FONTE: A autora (2015).

O modelo de distribuição da coleta 7 (FIGURA 37) também demonstrou variabilidade de norte (zona fluvial) para sul (zona lacustre) sendo possível delimitar a distribuição dos três compartimentos.

FIGUGRA 37- MODELO DE DISTRIBUIÇÃO DE OD SUPERFICIAL NO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETA 7)



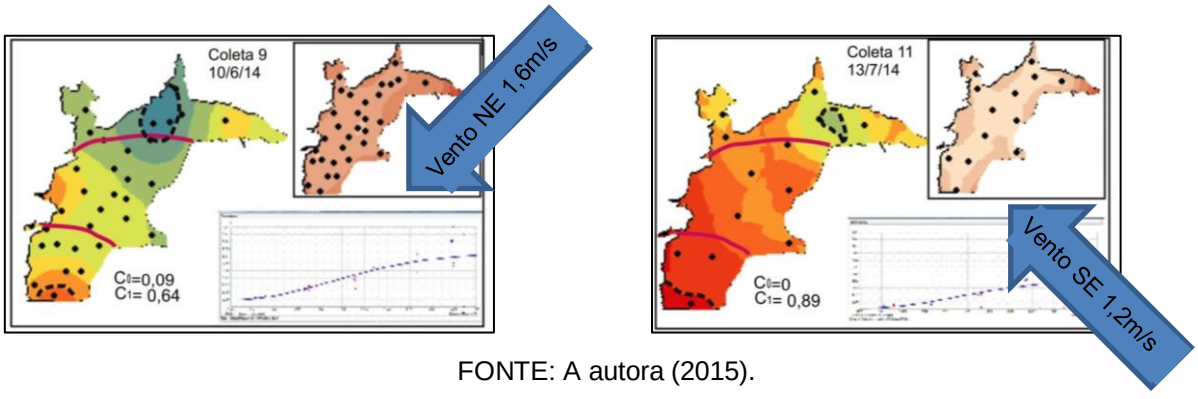
FONTE: A autora (2015).

No entanto, a zona fluvial apresenta valores mais elevados do que a zona lacustre, resultado não esperado, visto que, de acordo com Kimmel e Groeger (1984), Thorton et al. (1990) a zona lacustre apresenta menor aporte de matéria orgânica, e portanto deveria indicar valore de OD mais elevados em relação a zona fluvial. Os valores mais elevados na zona fluvial podem ter sido devido a presença de macrófitas, pois segundo Hutchinson (1957), Schafer (1985) e Esteves (1998) a floração de algas aumenta os níveis de OD, e na data da coleta foi verificado presença de macrófitas nesse local.

O semivariograma da coleta 7 indica efeito pepita de 15,6%, apontando alta dependência espacial. O modelo de erros indica valores de até 0,6 indicando maior dificuldade de representar a variabilidade próxima dos efluentes.

Os modelos de distribuição das coletas 9 (outono) e 11 (inverno) apresentam variabilidade de norte (zona fluvial) para sul (zona lacustre) e de leste – oeste (FIGURA 38). Em ambas as coletas não foram possíveis verificar a influência do vento na formação dos compartimentos e, apresentam a zona intermediária bem extensa.

FIGURA 38- MODELO DE DISTRIBUIÇÃO DE OD SUPERFICIAL NO RESERVATÓRIO IRAÍ (COLETAS: 9 e 11)



FONTE: A autora (2015).

O semivariograma da coleta 9 aponta efeito pepita de 12,3% e, a coleta 11 não exibe efeito pepita, assim ambas as coletas apresentam forte correlação espacial. Apesar disto, o modelo de distribuição dos erros, aponta dificuldade de representar a variabilidade do OD na superfície de todo o reservatório, já na coleta 11, o erro foi menor.

Em 50% dos modelos os valores de OD foram menores na zona fluvial, que pode ser devido ao maior aporte de matéria orgânica, já que essa região recebe efluentes dos rios Timbú, Cerrado e Curralinho. Segundo Bollmann e Freire (2003), Bollmann e Andreoli (2005) o rio Timbú, principal tributário do reservatório Iraí e, é responsável por grande parte de macro-nutrientes presentes no reservatório Iraí, acelerando o processo de eutrofização. Porto (1991), Fiorucci e Benedetti Filho (2005) afirmam que decomposição de matéria orgânica diminui o OD.

Esse resultado foi semelhante ao encontrado por Pedrazzi et al. (2013) no reservatório Itupararanga – SP, onde os menores valores de OD foram encontrados na zona fluvial. De forma similar, Dantas et al*.* (2009) em estudo realizado em um reservatório no nordeste brasileiro encontraram OD menor na região fluvial e, Rodrigues et al. (2012) também enontraram menores valores de OD na zona fluvial do reservatório Dona Francisca – RS.

Silva (2008) em estudos realizados no reservatório Guarapiranga (SP) também encontrou valores menores de OD na zona fluvial, possivelmente devido a esta zona se tratar de uma área de maior aporte de nutrientes e matéria orgânica oriundos de efluente. Assim como, Guimarães Jr. et al*.* (1998) no reservatório de Ibitinga (SP), onde os menores valores de OD foram encontrados na região fluvial.

Contrariamente aos demais trabalhos citados, em pesquisa realizada por Mariani (2006) no reservatório Rio Grande, o OD apresentou maior valor na região fluvial e os valores mais baixos na região lacustre, o que mostra que a inversão de extratos (zona fluvial x zona lacustre) ocorre também em outros reservatórios.

Do total das amostragens, 58,3% apresentaram valores de OD mais elevados na zona lacustre, comparados com os valores obtidos na zona fluvial, corroborando com Tundisi (1985), Henry (1999), Kimmel et al. *(*1990) e Torton et al. (1990), os quais afirmam que os menores valores de OD estão na zona fluvial e os maiores na zona lacustre, próximo à barragem

A variabilidade maior do OD acontece nas laterais do reservatório, ou seja, os pontos próximos às margens foram que mais variaram no decorrer das coletas. De acordo com Moretto et al. (2003), isto pode ser devido ao local ser mais raso, com maior influência dos ventos, matéria orgânica e presença de alga e/ou macrófitas. Cole (1994) destaca que as regiões laterais envolvem maiores trocas de matéria orgânica, nutriente e biota entre o ambiente aquático e a planície de inundação.

O cartograma dos erros apontou pouco efeito de borda, o que não era esperado, pois, além da falta de pontos fora do limite para interpolar o OD possui grande variabilidade espacial.

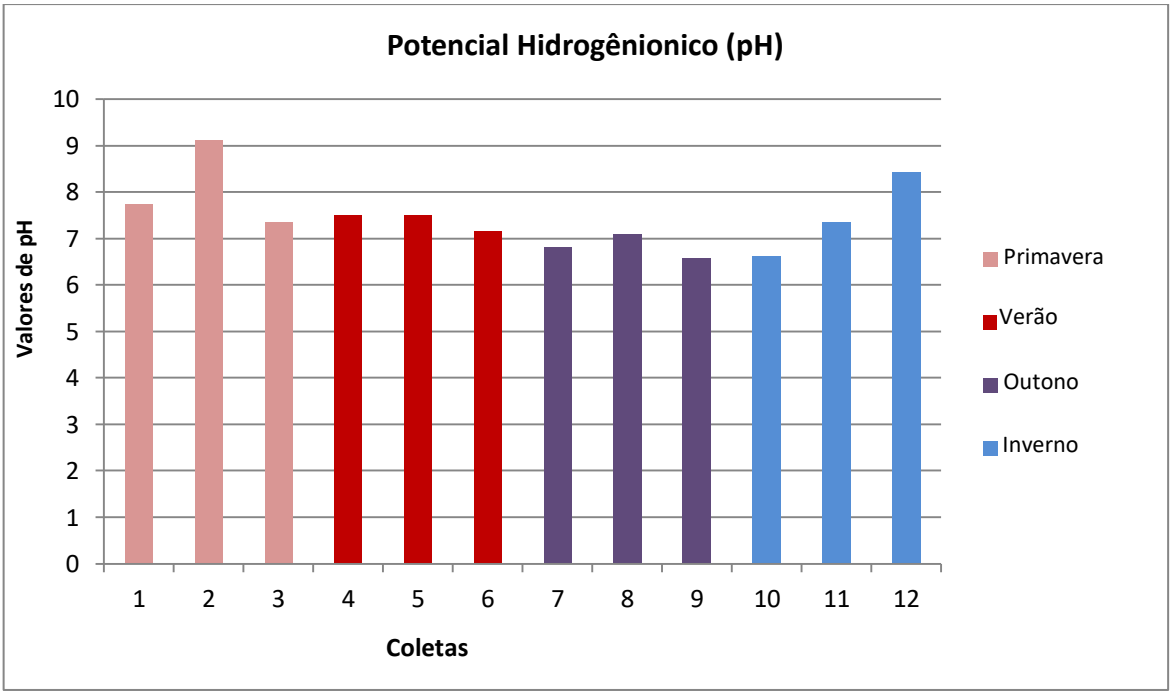
Ventura et al. (2003) destacam que devido o vento predominante ser de leste e de nordeste, as cianobactérias tende a se acumular no lado esquerdo do reservatório Iraí.

5.3 ANÁLISE TEMPORAL DAS VARIÁVEIS QUÍMICAS

5.3.1 Variabilidade temporal do pH

A variabilidade temporal do pH em superfície no reservatório Iraí durante o período de coletas aponta que as médias mais elevadas ocorreram nas coletas 12 (pH: 10,1) no inverno (período seco) e 2 (pH: 9,3) na primavera (período chuvoso) (FIGURA 39).

FIGURA 39- MÉDIAS DA VARIABILIDADE TEMPORAL DO pH EM TODAS AS COLETAS REALIZADAS NA SUPERFÍCIE ((± 20 CM) DO RESERVATÓRIO IRAÍ



FONTE: A autora (2015).

No inverno a média variou de 6,6 a 8,2 e, na primavera de 7,3 a 9,1. A variação na média do pH na superfície foi de 1,6 pontos no inverno (estação que representa o período de menor precipitação) e de 1,8 pontos na primavera (estação

com maior índice de precipitação). Dependendo da localização do ponto amostral os valores apresentaram variações maiores, mostrando que a variável pH não apresenta uma distribuição única no período chuvoso e, outra para o período seco.

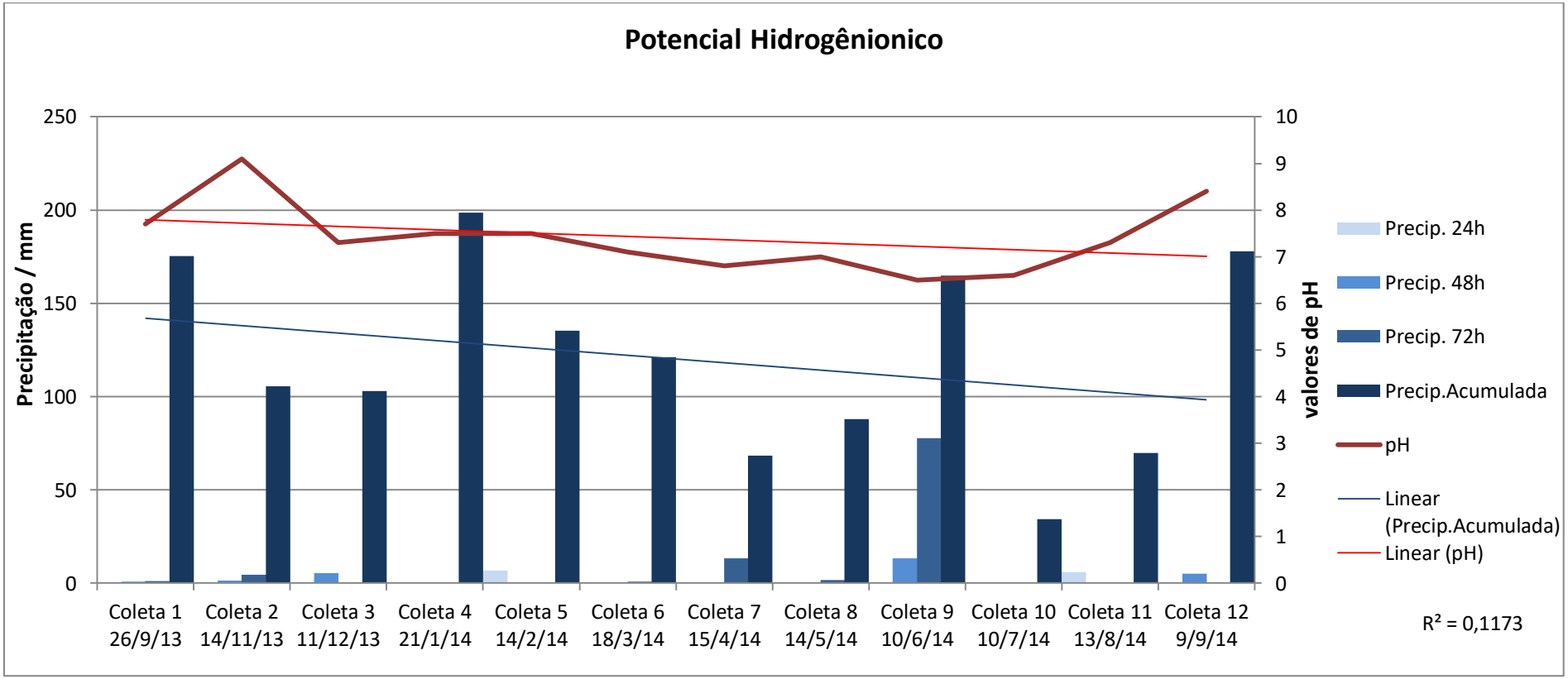
Os valores altos de pH coincidiram com a presença de macrófitas observadas na data da coleta e, segundo Esteves (1998), Freire e Bollmann (2005), Breuning (2006), Havens (2008) e CETESB e ANA (2011), a proliferação de algas, durante o período diurno, pode elevar o pH (9,5 a 11,0). Esse resultado é semelhante ao encontrado por Lagos (2009) no reservatório Iraí. De acordo com estudos realizados por Moresco e Rodrigues (2010) no reservatório Iraí, o mês de novembro (primavera) foi marcado com forte presença de algas. Dornfeld (2002) também encontrou o valor mais elevado de pH (10,5) na primavera no reservatório de Salto Grande (SP) e atribuiu o resultado a ocorrência de algas cianofíceas. Na pesquisa realizada por Freitas et al. (2009) no reservatório do Cruzeta/RN também constataram pH acima de 9 no mês de novembro (primavera).

As médias mais baixas ocorreram nas coletas realizadas no período de estiagem. Semelhante ao encontrado por Corazza (2010), no reservatório Dona Francisca-RS, onde o pH foi ácido em coletas realizadas no período de estiagem.

O gráfico (FIGURA 40) aponta uma tendência do pH apresentar médias mais baixas nos períodos de menor precipitação, como por exemplo nas coletas realizadas no outono e inverno. No entanto, a média do pH (9,1) na coleta 2 foi a maior de todas as coletas, e a precipitação acumulada foi menor do que, por exemplo, na coleta 1 que teve pH com média 7,7. O que pode ter influenciado na média do pH na coleta 2, além da precipitação de 1,4 mm 48 h antes e, 4,6 mm 72 horas antes da coleta, foi a presença de algas e/ou macrófitas. De acordo com Hutchinson (1957), Schafer (1985) e Esteves (1998) a floração de algas e/ou macrófitas aumentam a concentração de pH na água.

Já na coleta 9 a precipitação acumulada foi maior, comparado com a coleta 2, ocorreu precipitação de 13,4 (9,6 vezes maior) 48 horas e, 77,8 mm (16,9 vezes maior) 72 horas antes da coleta, e a média do pH (6,5) foi a menor de todas as coletas, principalmente comparado com a coleta 2 (9,1). Esse resultado pode ser devido à maior entrada de matéria orgânica, já de acordo com Esteves (1998) a presença de matéria orgânica tende a diminuir o pH.

FIGURA 40- RELAÇÃO ENTRE MÉDIAS DE pH E PRECIPITAÇÃO DE 24 H; 48H E 72 H ANTES DA COLETA E O INDICE ACUMULADO NO MÊS



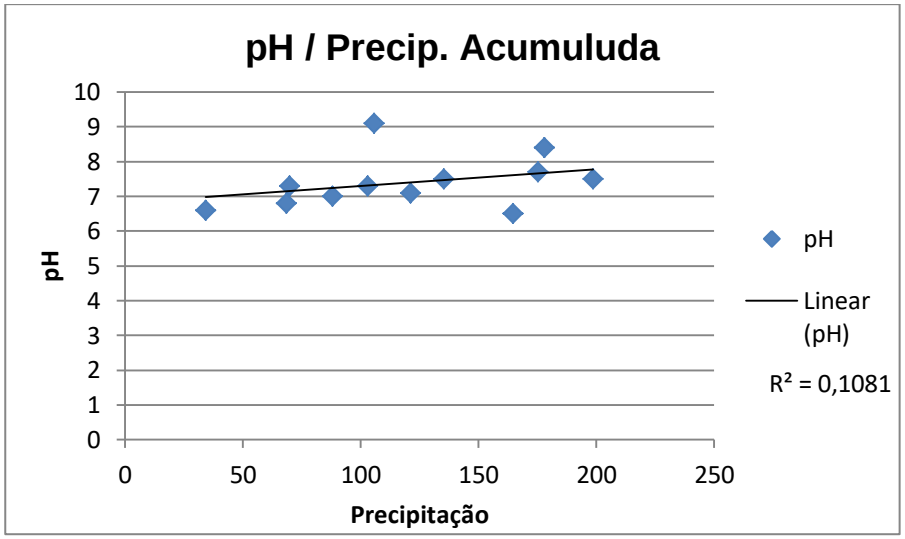
FONTE: A autora (2016).

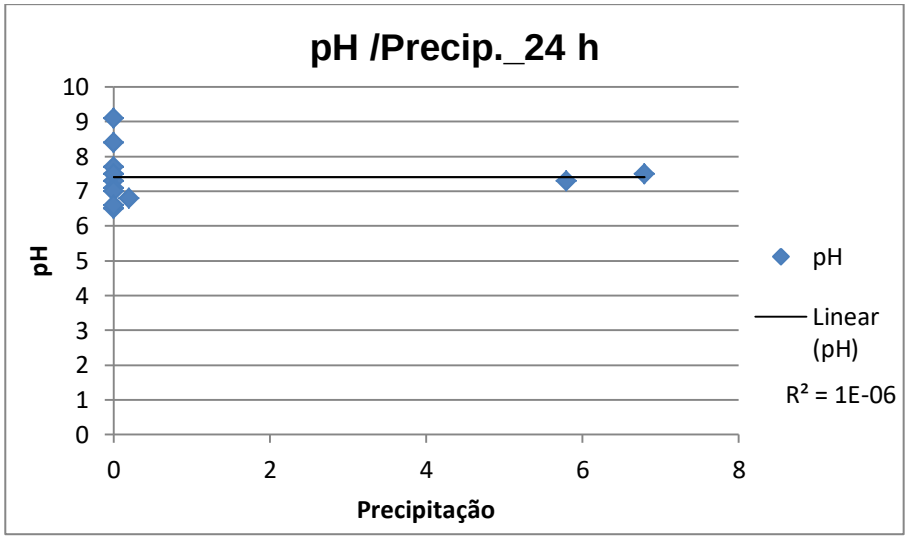
O gráfico de espalhamento (FIGURA 41) entre o pH e a precipitação acumulada mostrou correlação positiva (ANDRIOTTI, 2005), ou seja, o pH tende aumentar com a precipitação. A precipitação 24 horas antes da coleta indicou não apresentar nenhuma relação com a variabilidade do pH. Já os gráficos com precipitação de 48 e 72 horas antes da coleta mostraram baixa correlação negativa, isto é, pH diminui com o aumento da precipitação.

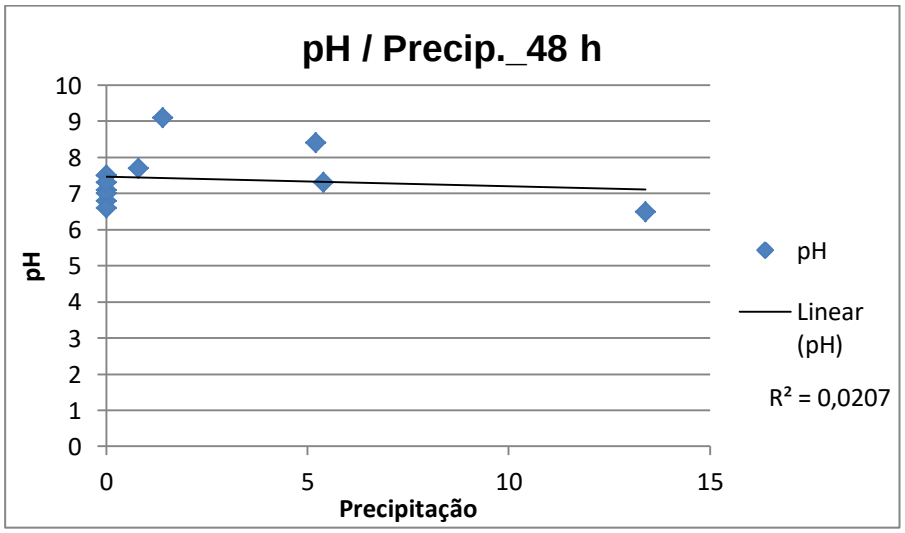
Assim a relação entre pH e precipitação (acumulada, de 24, de 48 e, de 72 horas antes da coleta) e levando em consideração o coeficiente de determinação, nota-se pequena correlação entre a precipitação e a variabilidade do pH, ou seja, a variabilidade do pH não se apresentou relacionada a precipitação.

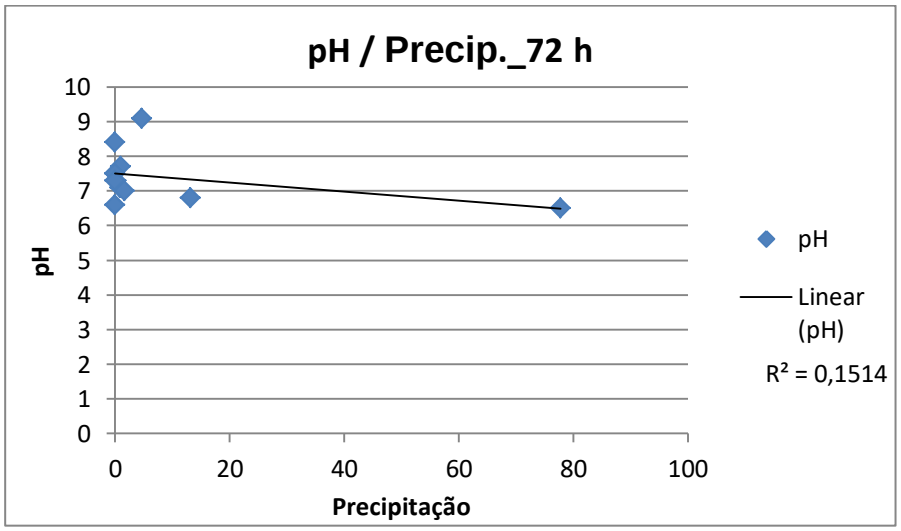
Isto indica que, possivelmente o pH apresentou variabilidade condicionada pela presença de matéria orgânica, macrófitas e/ou algas e vento. Caberia, ainda, relacionar o pH com os fatores como, morfologia, profundidade, estratificação térmica, vazão, que podem interferir na variabilidade do mesmo (ESTEVES, 1998; FRITZSONS et al. , 2003).

FIGURA 41- CORRELAÇÃO ENTRE pH E PRECIPITAÇÃO







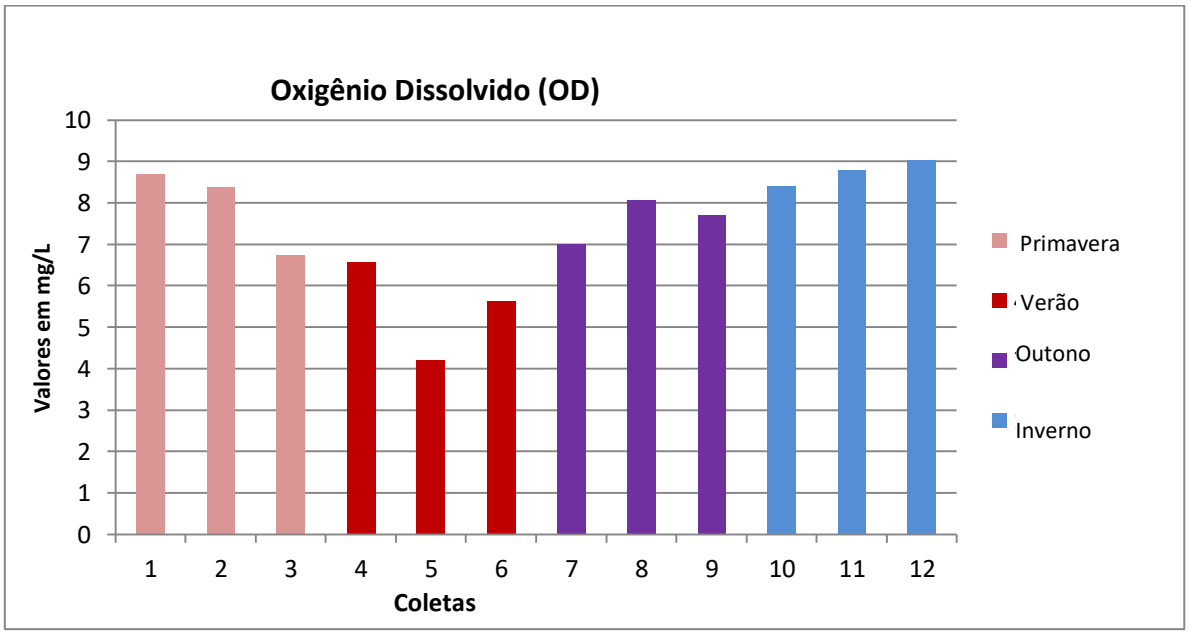


FONTE: A autora (2016).

5.3.2 Variabilidade temporal do Oxigênio Dissolvido

A variabilidade temporal do OD durante o período de coletas aponta que as médias mais elevadas ocorreram nas coletas 11 (10,3 mg/L) e 12 (10,9 mg/L), ambas realizadas no inverno, período de estiagem. Os menores índices ocorreram nas coletas 5 (4,2 mg/L) e 6 (5,6 mg/L) ambas realizadas no verão, ou ainda no período chuvoso (FIGURA 42).

FIGURA 42- MÉDIAS DA VARIABILIDADE TEMPORAL DO OD EM TODAS AS COLETAS REALIZADAS NA SUPERFICÍE (± 20 CM) DO RESERVATÓRIO IRAI



FONTE: A autora (2015).

A variabilidade do OD foi maior no período chuvoso, variando na primavera entre 6,7 a 8,6 (variação de 1,9 mg/L) e no verão entre 4,2 a 6,5 mg/L (variação de 2,3 mg/L) e, de 4,4 mg/L para todo o período chuvoso. Dependendo da localização do ponto amostral essa variação foi maior, isso indica que a variável OD não apresenta uma distribuição única no período chuvoso.

As médias do OD nas coletas realizadas no período de estiagem não apresentaram grande variabilidade, com variação total de 1,6 mg/L, sendo, nas coletas realizadas no outono o OD variou de 7,0 a 8,0 mg/L (variação de 1 mg/L), nas coletas realizadas no inverno o OD variou de 8,4 a 9,0 mg/L (variação 0,6 mg/L).

De acordo com Fritzsons et al. (2003) o aumento de precipitações propicia o aumento de matéria orgânica proveniente de escoamento superficial e de efluentes. Além da precipitação, o que pode ter influenciado nos valores baixos de OD no

reservatório Iraí nas coletas realizadas no verão, é o próprio solo do reservatório que é formado por grande quantidade de matéria orgânica, que aliado às altas temperaturas podem ter influenciado na decomposição da matéria orgânica (XAVIER, 2005; ESTEVES, 1998; WANG, 2013).

Bem (2009) obteve baixos valores de OD (2,42 mg/L) no Lago Barigui no período de estiagem, e relaciona resultado ao fato do lago estar em período de decomposição onde a produção de OD é baixa, e o consumo é alto, devido as taxas de respiração e decomposição da matéria orgânica.

Silva et al. (2009) encontraram valores baixos de OD (4 a 6 mg/L) no reservatório da Usina Hidrelétrica de Peti – MG, no período chuvoso e também atribuíram o resultado a presença de matéria orgânica.

Trindade (2007) no reservatório de Serra da Mesa (GO) também obteve valores baixos de OD (5,7) em março (período de chuvas), semelhante ao encontrado no reservatório Iraí para o mesmo mês.

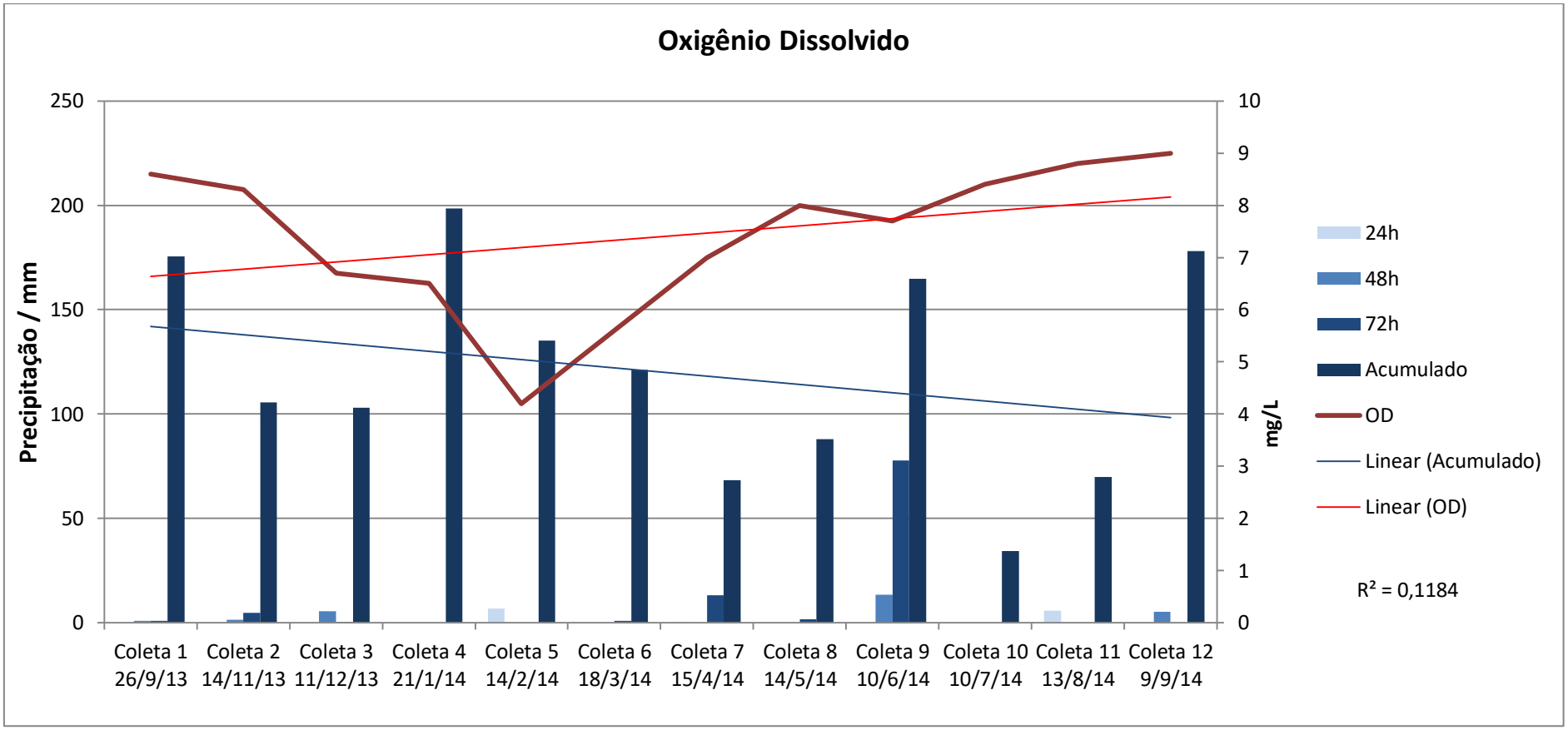
O OD apresentou as médias mais elevadas nas coletas realizadas no outono e no inverno (período de estiagem). De acordo com Porto (2001) valores elevados de OD podem indicar presença de algas, o que foi observado, nessa região do reservatório na data da coleta. Segundo Rodrigues (1998), Cetto et al. (2004) observaram um incremento de biomassa perifítica no reservatório Iraí no mês de julho (período de estiagem), isso ajuda explicar um aumento de OD nessa pesquisa a partir da coleta 10 realizada em julho.

Buzelli e Cunha-Santino (2013) também encontraram maiores valores de OD (10,3 mg/L) no período de estiagem no reservatório Barra Bonita – SP. Esteves (1998) afirma que durante o período de estiagem são encontrados os maiores valores de OD.

Silva et al. (2009) encontraram os maiores valores de OD (10 mg/L) no reservatório da Usina Hidrelétrica de Peti – MG, também no período de estiagem.

O gráfico (FIGURA 43) representa a correlação entre a variabilidade de OD e a precipitação acumulada, 24, 48 e 72 horas antes da coleta. O gráfico que correlaciona com a precipitação aponta que a precipitação acumulada e o OD seguem tendências opostas, ou seja, conforme diminui a precipitação acumulada, aumenta o OD.

FIGURA 43- RELAÇÃO ENTRE MÉDIAS DE OD E PRECIPITAÇÃO DE 24 H; 48H E 72 H ANTES DA COLETA E O INDICE ACUMULADO NO MÊS



FONTE: A autora (2016).

Segundo EPA (1999) e Hoering e Halfman (2015) o aumento da precipitação aumenta a carga de nutrientes no sistema aquático e, segundo Tundisi et al. (2006) o aumento da matéria orgânica reduz o oxigênio dissolvido.

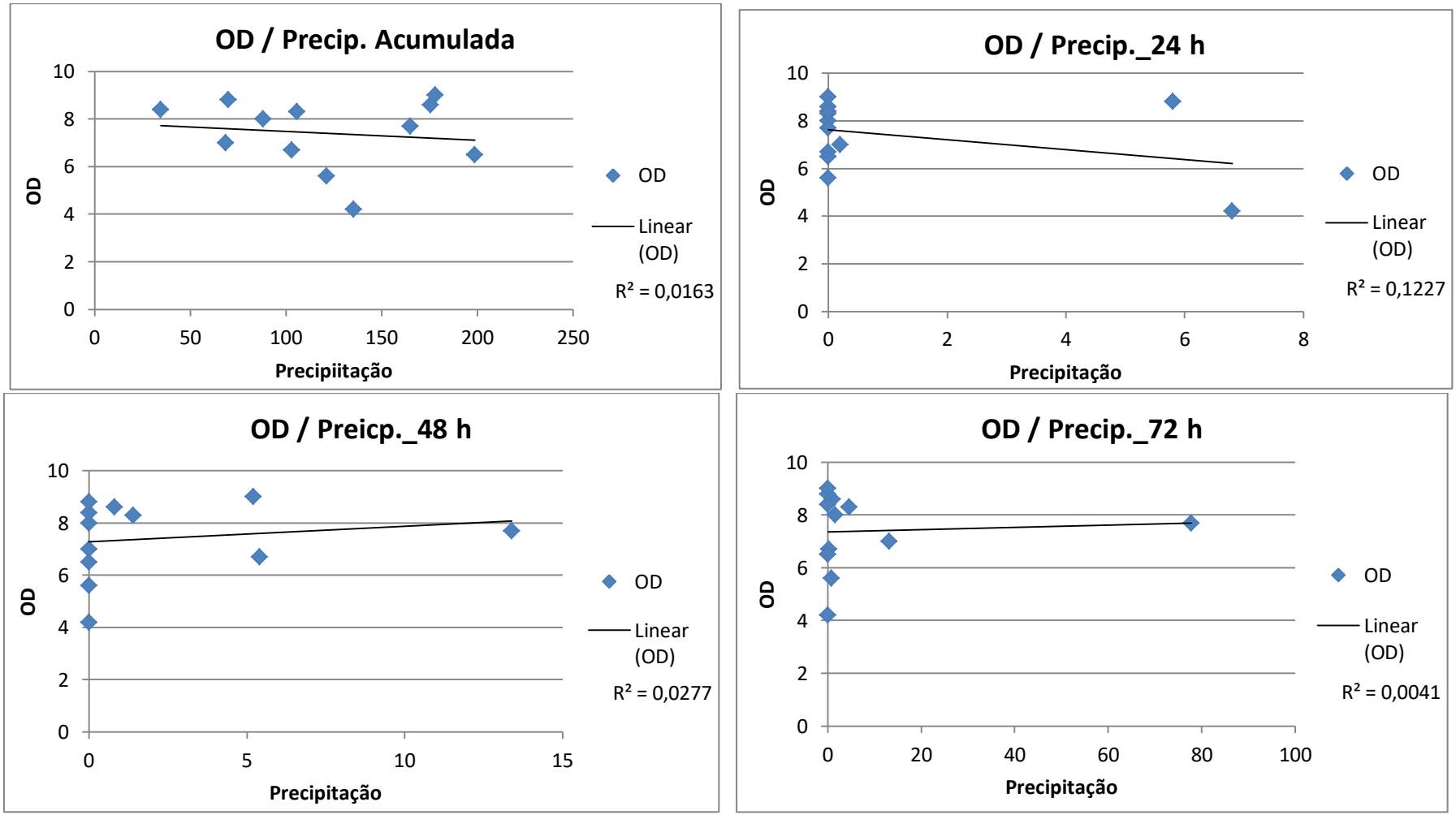
Na coleta 5 a precipitação acumulada foi menor em relação à coleta 4, porém o OD na coleta 5 apresentou a média mais baixa de todas as coletas. Na coleta 5 ocorreu precipitação de 6,8 mm 24 horas antes da coleta, isso pode ter ocasionado aumento de partículas suspensas e de matéria orgânica provocando a diminuição do OD.

Outro caso que chama atenção é a coleta 12 (inverno) que está entre as coletas com maior índice de precipitação acumulada (5,2 mm 48 horas antes da coleta), no entanto, o OD apresenta a média mais elevada. O mesmo ocorre com a coleta 9 que apresentou a maior precipitação acumulada das coletas no outono (13,4 mm 48 horas antes e 77,8 mm 72 horas antes) e o valor de OD foi de 7,7 mg/L. Isso mostra que a precipitação não é o único (ou principal) fator que determina a variabilidade de OD. Fator que pode ter influenciado na variabilidade de OD foi a presença de macrófitas, observada na data da coleta, no reservatório. De acordo com Ventura et al. (2003), Cetto et al. (2004), Kroger et al. (2007) e Bo Wang et al. (2013) a presença de algas e/ou macrófitas aumenta a concentração de oxigênio dissolvido.

O gráfico de espalhamento (FIGURA 44) entre o OD e precipitação acumulada e de 24 horas antes da coleta indicou correlação fraca e negativa (ANDRIOTTI, 2005), pois, a variável OD apresenta tendência de diminuir conforme aumenta a precipitação. O OD em relação a precipitação de 48 e 72 horas antes da coleta apresenta fraca correlação porém, pode ser classificada como positiva, ou seja o OD tende aumentar com a precipitação. Portanto nota-se que o OD, em relação à precipitação (acumulada, 24, 48 e 72 horas antes da coleta) possui uma correlação muito fraca, o que significa que a variabilidade de OD não pode ser explicada pela intensidade de precipitação.

Possivelmente o OD apresentou variabilidade relacionada à presença de matéria orgânica, macrófitas e/ou algas e vento, cabendo ainda, relacionar com os fatores como, morfologia, profundidade, estratificação térmica, vazão, que podem interferir na variabilidade do OD (ESTEVES, 1998; VON SPERLING, 1999; RASMUSSEN et al. , 2007; BRIGHENTI, 2009).

FIGURA 44- CORRELAÇÃO ENTRE OD E PRECIPITAÇÃO



FONTE: A autora (2016).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante do exposto destaca-se a importância do emprego de metodologias amostrais que represente com a acurácia toda área em estudo. Visto que, o ambiente aquático é heterogêneo e suas variáveis sofrem alterações no espaço e no tempo a depender dos fatores internos e externos, os quais são responsáveis por influenciar na concentração e dispersão das variáveis físico-químicas, interferindo na definição de compartimentos aquáticos.

As ferramentas de geoestatística, as quais têm sido amplamente utilizadas em diversas áreas da ciência, mostraram-se muito eficientes neste estudo para analisar a variabilidade das variáveis pH e OD em ambiente lêntico.

O *grid* amostral de 15 pontos (1ponto/1000m) distribuídos de forma regular (padrão disperso) permitiu representar a variabilidade superficial do pH e do OD utilizando as ferramentas de geoestatística, não sendo necessário empregar um *grid* amostral mínimo de 30 pontos conforme sugerido por Yamamoto e Landim (2013). Visto que os modelos com 15 pontos apresentaram resíduos variando entre 0,0 a 1,1.

As ferramentas de geoestatística possibilitaram representar a variabilidade espacial de 58,3% das coletas da variável pH, com efeito pepita zero. As coletas 8 (42,1%) e 9 (54,5%) apresentaram o maior efeito pepita e foram realizadas com 33 pontos. Em relação a variável OD as ferramentas de geoestatística representaram 41,6% das amostras com baixo efeito pepita, apresentando alta correlação espacial. A coleta 9 (92,3%) com 33 pontos de amostragem apresentou o maior efeito pepita.

Nem sempre a variação horizontal do pH e do OD no reservatório Iraí assumiu o padrão esperado de três compartimentos, tendo sido observado a presença de ocorrência de um (compartimento único), ou de dois compartimentos (lacustre/fluvial) e também a variabilidade dos compartimentos no sentido oeste-leste.

Apesar de pH e OD terem em comum fatores que alteram sua variabilidade, como por exemplo a presença de matéria orgânica, que tende diminuir tanto pH quanto OD, e a presença de macrófitas que tende aumentar o OD e o pH, estas variáveis não apresentaram semelhança na formação de compartimentos.

O modelo de variabilidade do pH, apontou que em 33,3% das coletas houve uma distribuição com dois compartimentos, indicando predominância de

variabilidade de montante para jusante. Em apenas duas das doze coletas apresentou os três compartimentos. Em todas as coletas os valores mais altos (comparados com os obtidos na zona fluvial) de pH estavam na região lacustre, como o esperado.

A variável pH apresentou uma distribuição mais uniforme se comparada com a distribuição do OD. O modelo de distribuição do OD apontou que em duas das doze coletas, ocorreu a existência dos três compartimentos. A variabilidade do OD mostrou-se maior de oeste-para leste. Os maiores valores de OD nem sempre foram obtidos na zona lacustre, como era o esperado.

A pesquisa demonstrou que a variação horizontal tanto do pH quanto do OD podem assumir direções/orientações diversas em relação a distribuição dos compartimentos fluvial, intermediário e lacustre esperados, principalmente quando ocorre a presença e associação de ventos e macrófitas. A tendência apontou variabilidade de oeste-leste, tanto de pH quanto de OD, o que não era esperado, no entanto, apresentou semelhança, por exemplo, na região oeste o pH e o OD tende exibir valores mais altos.

Portanto a hipótese desse trabalho foi parcialmente refutada, ou seja, não houve a permanência de um gradiente horizontal com variação crescente no sentido fluvial – lacustre para pH e OD e portanto a formação dos três compartimentos em todas as coletas.

Os cartogramas que representaram a distribuição de erros das variáveis pH e OD apontaram pouco efeito de borda, o que não era esperado, já que pela impossibilidade da grade amostral extrapolar o limite do reservatório, esperava-se maior dificuldade de representação da variabilidade nas bordas, devido a pouca quantidade de pontos nessa área para interpolar.

Em relação à distribuição temporal, o pH não apresentou um padrão diferente de variabilidade para os períodos chuvoso e de estiagem. No período chuvoso (primavera e verão) a variabilidade do pH apresentou diferença de dois pontos e, no período de estiagem (outono inverno) de 1,9 pontos. Nas coletas realizadas no período chuvoso (primavera e verão) a diferença observada para os valores de OD foi de 4,4 mg/L e no período de estiagem (outono e inverno) de 2 mg/L.

Comparando as duas variáveis analisadas, a variável pH, no caso de duas amostragens por ano, é a que teve sua variabilidade superficial melhor representada e a que mais se aproximou da existência dos compartimentos.

As variáveis pH e o OD são muito vulneráveis, por isso é difícil determinar o que pode causar sua variabilidade no corpo d'água. Nesse estudo o que pode ter provocado a variabilidade do pH e do OD no reservatório Iraí, foi a forte presença de alga/macrófitas, a matéria orgânica e o vento.

Nessa pesquisa, os modelos de distribuição do pH e do OD mostraram que a variabilidade espacial não obedece a existência de três compartimentos, e que portanto se o *grid* amostral for baseado nessa premissa, pode não representar o comportamento da variável/fenômeno em estudo. Em relação à análise temporal, a pesquisa mostra que duas amostragens por ano (período chuvoso e de estiagem) não se mostraram suficientes para representar a variabilidade temporal tanto do pH quanto do OD.

RECOMENDAÇÕES

- Essa pesquisa mostrou que o *grid* amostral não precisa ser no mínimo de 30 pontos (para aplicar ferramentas de geoestatística), dependendo do tamanho da área pode-se empregar um *grid* amostral menor, o importante é que toda a área seja representada.

- Para representar a variabilidade de OD e pH é necessário mais de uma coleta por período (chuvoso e de estiagem) durante o ano.

-O processo de caracterização das variáveis de qualidade da água deve ser realizado em períodos de estabilidade na superfície do reservatório, pois essa pesquisa mostrou que não foi o tamanho do *grid* amostral que determinou a representação da variabilidade espacial das variáveis analisadas. A variabilidade das variáveis esteve mais relacionada à influência de fatores internos e externos do reservatório.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Ferramentas - **Poluição das águas: Términologia - NBR 9896.** Rio de Janeiro, 1987.

ADAM, J. A. **Extracting Power from Amazon basin**. IEEE Spectrum v. 25. 1998.

ALCÂNTARA, E.H. DE. **Análise da turbidez na planície de inundação de Curuaí (PA, Brasil) integrando dados telemétricos e imagens Modis/Terra**. Dissertação (Mestrado). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São José dos Campos. 2007.

ALMEIDA, C.F.P.DE; RIBEIRO JUNIOR, P.J**. Estimativa da distribuição espacial de retenção de água em um solo utilizando Krigagem Indicatriz**. Relatório técnico do laboratório de Estatística. Departamento de Estatística da Universidade Federal do Paraná. UFPR. Curitiba. 1996.

ALMEIDA, R., BERNARDI, J. V. E. BASTOS, W. R., NASCIMENTO, E. L., OLIVEIRA, R. C., CARVALHO, D. P. **Método geoestatístico para modelagem ambiental de poluentes em sistemas lacustres: Amazônia Ocidental**. *SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO*, *13*, 2247-2253. 2007.

ALMEIDA, V.L.S.; DANTAS, E.W; MELO-JÚNIOR, M.; BITTENCOURT- OLIVEIRA, M.C. MOURA, A.N. **Zooplanktonic community of six reservoirs in Northeast Brazil***.* Brazilian Journal of Biology. 2009.

ALVES, E.C.; SILVA, C.F.da.; COSSICH, E. S.; TAVARES, C.R.G.; SOUZA FILHO, E.E.; CARNIEL, A. **Avaliação da qualidade da água da bacia do rio Pirapó - Maringá, Estado do Paraná, por meio de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos.** Revista Acta Sci. Technol. V.30, Maringá. 2008.

ANDREOLI, C. V. e CARNEIRO, C. **Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados**. Curitiba, Editora Gráfica Capital. 2005.

ANDRIOTTI, J.L.S. **Notas de Geoestatística**. Actas Geologica Leopoldensia. 2002

ANDRIOTTI, J. L. S. **Fundamentos de estatística e geoestatística**. Ed. UNISINOS. São Leopoldo - Rio Grande do Sul. 2005.

ANSELIN, L. **Exploratory Spatial Data Analysis and Geographic Information Systems.** In: DOSES/Eurostat Workshop on New Tools for Spatial Analysis. Lisbon, Portugal: West Virginia University,1993b.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for examination of water and wastewater**. n.20. Washington: APHA: AWWA. 1998.

ASSUMPÇÃO, R. A. B.; URIBE-OPAZO, M. A.; GODOY, E.; JOHANN, J. A. **Uso da krigagem indicatriz na avaliação da probabilidade da produtividade de soja segundo os padrões regional, estadual e nacional.** Acta Scientiarum: Agronomy, vol. 29, p. 165-171, 2007.

AYROZA, D. M. M. DE R. **Características limnológicas em áreas sob influência de piscicultura em tanques-rede no reservatório da UHE Chavantes, rio Paranapanema, SE/S, Brasil**. Tese. UNESP. Jaboticabal-SP. 2012.

BARBOSA, F. A. R. **Variações diurnas (24 horas) de parâmetros limnológicos básicos e da produtividade primária do fitoplâncton na lagoa Carioca - Parque Florestal do Rio Doce, MG, Brasil**. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos - SP. 1981.

BARGNARA, D.; PRIETTO, P. D. M.; TIMBOLA, R DE S. **Aplicação da krigagem ordinária na modelagem do pH e da dureza da água subterrânea na área central de Passo Fundo - RS.** Teoria e Prática na Engenharia Civil, n.20. 2012.

BARTRAM, J.; BALLANCE, R. **Water quality monitoring: a practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes**. CRC Press. 1996.

BASUALTO, S.; TAPIA, J.; CRUCES, F. BERTRAN, C.; SHZTTER, R.; PENA-CORTES, F. HANNSTEIN, E. **The effect of physical and chemical parameters on the structure and composition of the phytoplankton community of lake Budi.** Journal of the Chile an Chemical Society, vol. 51. 2006.

BAXTER, R. M. Environmental effects of dams and impoundments. Ann, Rev. Ecol. Syst, v.8.1977..

BEM, C. C. **Determinação do estado de eutrofização de um lago raso: estudo de caso do Lago Barigui - Curitiba.** Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2009.

BEREZUK, A. G. **Classificação e análise da qualidade da água subterrânea da cidade de Maringá – PR**. 2002. Dissertação (Mestrado em Geografia)–Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 2002.

BILICH, M. R.; LACERDA, M. P. C. Avaliação da qualidade da água do Distrito Federal (DF), por meio de geoprocessamento. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12. (SBSR). Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2005. CD-ROM, On-line. ISBN 85-17-00018-8. 2005.

BILLINGS, W. D. **Plants and the Ecosystem**. Belmont: Wadsworth. 1964.

BLACKWELL, D. **Estatística básica**. 2.ed. São Paulo: EDUSP, 1975.

BOLLMANN, H. A.; CARNEIRO, C.; PEGORINI, E. Qualidade da água e dinâmica de nutrientes. In. **Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados**. Curitiba: Sanepar. Finep. 2005.

BONNET, B. R. P.; FERREIRA, L.G.; LOBO, F.C. **Relações entre qualidade da água e uso do solo em góias: uma análise à escala da bacia hidrográfica**. Viçosa – MG. R. Árvore. 2008.

BO WANG; FAYUN LI; ZHIPING FAN. Journal of Food, Agriculture & Environment . Science and Technology**.. Nutrient release during the decomposition of submerged macrophyte (Hydrilla verticillata**). WFL Publisher. Vol.11. 2013.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G;, BARROS, M. T. L. D.; VERAS JUNIOR, M. S.; PORTO, M. F.; Eiger, S. **Introdução à engenharia ambiental.** São Paulo. Prentice Hall. 2005.

BRASIL. ANA. **Agência Nacional de Águas**. Disponível em: www.ana.gov.br. Acesso: 20 jan. 2014.

BRASIL. Conselho Nacional de Recursos Hídricos CNRH. **Resolução nº 32**, de 15 de outubro de 2003.

BRASIL. **Conselho Nacional do Meio Ambiente**. Resolução n° 357, de 23 de Janeiro 2005. Disponível em: <www.mma.gov.br/port/conama>. Acesso em: 14 jul. 2013.

BRASIL. FUNASA - Fundação Nacional de Saúde. **Manual prático de análise de água.** Brasília: Fundação Nacional de Saúde. 2004

BRASIL. **Ministério da Saúde**. Fundação nacional de Saúde. Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS. Brasília: FUNASA, 2014.

BREUNIG, F. M.; WACHHOLZ, F.; PEREIRA FILHO, W. Análise das propriedades ópticas da água do reservatório Rodolfo Costa e Silva–Itaara, RS, Brasil, usando dados espectrais de campo e imagens orbitais multiespectrais. **Revista Ambiente e Água–An Interdisciplinary Journal of Applied Science***: v*, *2*(2) .2007.

BRIGHENTI, L. S. **Avaliação limnológica da lagoa central (Município de Lagoa Santa -MG): Uma abordagem espacial.** Dissertação (mestrado). Instituto de Ciências Biológicas. Universidade Federal de Minas Gerais. Bolo Horizonte - MG. 2009.

BRITO, D. C. **Aplicação do sistema de modelagem da qualidade da água Qual2kw em grandes rios: o caso do alto e médio o Rio Araguari – AP**. Dissertação de mestrado do PPGBio/UNIFAP, 130 p. Macapá – AP: 2008

BROOKE, D.; RIBEIRO, D.; RODRIGUES, L.; CAMPOS, M. MENDES, R. **Algas e seus impactos em sistemas de tratamento de águas para abastecimento: estudo de caso sistema Guarapiranga.** Disponível em : www.**brooke**peig.com/downloads/**Algas**.pdf. Acesso *em: 28/12/2015.*

BUCCI, M.H.S.; OLIVEIRA, L.F.C.DE. **Índices de Qualidade da água e de Estado Trófico na Represa Dr. João Penido (Juiz de Fora, MG).** Revista Ambiente & Água. Vol.9. 2014.

BUZELLI, G.M.; CUNHA-SANTINO, M.B. DA. **Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP.** Revista Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science: V.8, n.1, 2013.

BORGES, M. J.; GALBIATTI, J. A.; FERRAUDO, A. S. **Monitoramento da qualidade hídrica e eficiência de interceptores de esgotos em cursos d' água urbanos da Bacia Hidrográfica do Córrego Jaboticabal.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v.8, n.2, p.161171, 2003.

CAMBARDELLA, C. A.; MOORMAN, T. B.; NOVAK, J. M.; PARKIN, T. B.; KARLEN, D. L.; TURCO, D. F.; HONOPKA, A. E. **Field-Scale variability of soil properties in Central Iowa Soils**. Soil Sci. Soc. AM, J. vol.58. 1994.

CÂMARA, G.; MONTEIRO, A. M.; FUCKS, S. D.; CARVALHO, M. S. Análise espacial e geoprocessamento. **Análise espacial de dados geográficos**. 2002.

CAMARGO, E. C. G. **Desenvolvimento, implementação e teste de procedimentos geoestatisticos (Krigagem) no sistema de processamento de informações georreferenciadas (Spring**).. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São José dos Campos, SP. 1997.

CAMARGO, A. F. M.; MIYAI, R. K. **Dinâmica do nitrogênio e do fosfato em uma lagoa marginal do rio Mogi-Guaçu (Lagoa do Pato, SP)**. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Federal de São Carlos, São Carlos,1991.

CAMPANHA, M. B., MELO, C. A.; MOREIRA, A. B.; FERRARESE, R. F. M. S.; TADINI, A. M.; GARBIN, E. V.; PEREIRA-FILHO, E. R. **Variabilidade espacial e temporal de parâmetros físico-químicos nos rios Turvo, Preto e Grande no estado de São Paulo, Brasil**. *Quim. Nova*, *33*. 2010.

CANDIDO, G. A., LIRA, W. S., LACERDA, C. S., & BATISTA, T. S. Análise dos modelos de indicadores de sustentabilidade para gestão de recursos hídricos. ENCONTRO NACIONAL SOBRE GESTÃO EMPRESARIAL E MEIO AMBIENTE - ENGEMA. **Anais** Eletrônico XIII Engema. Acesso em 29 de novembro de 2015, disponível em http://www.engema.org.br/upload/ pdf/2011/261-205.pdf . 2011

CARNEIRO, C., PEGORINI, E. S., ANDREOLI, C.V. Introdução. In: ANDREOLI, C.V., CARNEIRO, C. **Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados**. Curitiba: SANEPAR, FINEP. p. 27-44. 2005.

CARO, C. F. **Variabilidade espacial de atributos químicos do solo em áreas sob diferentes usos em uma microbacia hidrográfica**. 2010. 62 f. Monografia (Graduação em Engenharia florestal) - Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2010.

CASTRO JUNIOR, R. M. DE.; SOBREIRA, F. G.; BORTOLOTI, F. D. **Modelagem geoestatítica a partir de parâmetros de qualidade da água (IQA-NSF) para a sub-Bacia Hidrográfica do rio Castela (ES) usando Sistema de Informações Geográficas.** Revista Brasileira de Cartografia. 2007.

CARVALHO, A. R.; SCHLITTLER, F. H. M.; TORNISIELO, V. L.. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. **Química Nova**, São Paulo, v. 23. 2000.

CARVALHO, G. A. DE. **Estudo temporal da estratificação no reservatório da Usina Hidrelétrica de Itaipu e suas influências nos drenos de fundação da barragem de concreto (estudo de longo período).** Dissertação (Mestrado em Engenharia, Modelagem e Ciências do Solo) - Universidade Federal do ABC. Santo André. 2011.

CARVALHO, J. R. P DE.; ASSAD, E. D.; PINTO, H. S. **Interpoladores geoestatísticos na análise da distribuição espacial da precipitação anual e de sua relação com altitude.** Pesq. Agropec. Bras., Brasilia, v.47. 2012.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; ANA- Agencia Nacional das Águas. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos.** São Paulo. Brasília. 2011.

CETESB - Companhia Estadual Técnica de Saneamento. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo. 2008. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br> . Acesso em: 08 nov. 20014.

CETESB - Companhia Estadual Técnica de Saneamento Básico e Defesa do meio Ambiente – **Variáveis de qualidade das águas**. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br> . Acesso em: 08 nov. 20014.

CETTO, J. M.; LEANDRINI, J. A.; FELISBERTO, S. A.; RODRIGUES, L. **Comunidade de algas perifíticas no reservatório de Iraí, Estado do Paraná, Brasil**. Acta Scientiarum. Biological Sciences. Maringá. V.26. 2004.

CHAMPMAN, D. V. (Ed.). **Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring.** 1996.

CHEN, D. J.; LU, J.; SHEN, Y. N.; DAHLGREN, R. A.; JIN, S. Q. Estimation of critical nutrient amounts based on input–output analysis in an agriculture watershed of eastern China. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 134, n. 3, p. 159-167, 2009.

CLETO FILHO, S. E. N. **O clima e a vida no ambiente aquático**. Limnologia - Eventos térmicos em corpos d'água afetam organismos que ali vivem. Ciência Hoje, vol.38, nº224. 2006.

COGERH/SEMAGE. Rede de monitoramento da qualidade de água operada pela **COGERH**. Ceará. 2002.

COIMBRA, R. C. Monitoramento da qualidade da água. In: PORTO, R.L. org. **Hidrologia Ambiental**. São Paulo: EDUSP/Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 1991.

COOKE, G. D., WELCH, E. B.; PETERSON, S. A. **Restoration and management of lakes and reservoirs**. 2th ed. Boca Raton: Lewis Publishers. 1993.

COLE, G. **Textbook of limnology**. Toronto: C.V. Mosby Company, 1983.

COLE, G. A. **Textbook of Limnology.** ed.4, Waveland Press, Prospect Heights.IL. 1994.

CORAZZA, R. **Relações entre variáveis espectrais e limnológicas no reservatório da Usina Hidrelétrica Dona Francisca - RS**. Dissertação de mestrado. UFSM,RS. Santa Maria, RS. Brasil. 2010.

CORTEZ, M. P. T. **Aspectos ecológicos e sua relação com o polimorfismo genético e a taxonomia convencional de bactérias da Represa Billings**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo/SP. São Paulo. 2013.

COSTA, I. B. C. DA.; OLIVEIRA, S. M. L. DE; SANTOS, J. W. M. C. **Avaliação da qualidade da água do reservatório de Manso através do sensoriamento remoto orbital (LANDSAT-5/TM)**. Biodiversidade - V.11. 2013.

DANTAS, W. E.; ALMEIDA, V. L. DOS S.; BARBOSA, J. E. D E. L.; BITTENCOURT-OLIBEIRA, M.DO C.; MOURA, A.DO N. **Efeito das variáveis abióticas e do fitoplâncton sobre a comunidade zooplanctônica em um reservatório do Nordeste brasileiro**. Scielo. Sér. Zoll. vl.99. Porto Alegre. 2009.

DAVIS, J. G.; HOSSNER, L. R.; WILDING, L. P.; MANU, A. **Variability of soil chemical properties in two sandy dunal soils of Niger**. *Soil Sci.,* v.159. 1995.

DA SILVA, A. C. R.; CELINO, J. J.; ALVA, J. C. R.; DE JESUS SILVA, M. **Geoestatística e geoquímica dos metais traços na água de fontes naturais no município de Salvador-Bahia, Brasil**. Águas Subterrâneas. (2013).

CEBALLOS, B. S. O.**Variabilidade temporal (nictemeral vertical e sazonal) das condições limnológicas de açudes do Trópico Semi-árido Paraibano**. Revista de Biologia e Ciências da Terra, Suplemento Especial, n.1, 2º semestre, 2006.

DORNFELD, C. B. **Utilização de análises limnológicas, bioensaios de toxicidade e macroinvertebrados bentônicos para o diagnóstico ambiental do reservatório de Salto Grande (Americana, SP)**. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 2002.

DOWNING, A. L.; TRUESDALE, G. A.. **Some factors affecting the rate of solution of oxygen in water**. Journal of Applied Chemistry 5.10: 570-581. 2007.

DUARTE, J. B. **Sobre o emprego e a análise estatística do delineamento em blocos aumentados no melhoramento genético vegetal**. Piracicaba. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. 2000.

EMBRAPA. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Paraná**. Londrina, PR. 1974.

ENEJI, I.S.; ONUCHE, A. P.; SHA'ATO, R. **Spatial and temporal variation in water quality of river Benue, Nigeria**. Journal of Environmental Protection, 2012.

EPA – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. Acesso em 15/04/2015. Disponível em: http://www.epa.gov/region09/waste/sfund/prg/.

ESPINDULA, N. L. **Influência do uso e cobertura da terra na qualidade da água na bacia hidrográfica do rio BUBU, município de Cariacica - ES**. Vitória/ES. UFES.2012.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FANTIN-CRUZ, I.; LOVERDE-OLIVEIRA, S.; GIRARDI, P. Caracterização morfométrica e suas implicações na limnologia de lagoas do Pantanal Norte. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 30. 2008.

FELIPE, R. S. Características Geológico-Geotécnicas na Formação Guabirotuba. **MINEROPAR, Curitiba**, 2011.

FERNANDES, L. F.; LAGOS, P. D.; WOSIACK, A. C.; PACHECO, C. V.; DOMINGUES, L.; ZENHDER-ALVES, L.; COQUEMALA, V. **Comunidades Fitoplanctônicas em Ambientes Lênticos**.In: ANDREOLI, C.V., CARNEIRO, C. (Eds.). Gestão de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados. Curitiba: SANEPAR. 2005.

FERNANDES, L. F.; LAGOS, P. E.; VENTURA, C. **Florações de cianobactérias e eutrofização no reservatório do Iraí, Curitiba**, PR. IV Seminário do Projeto Interdisciplinar sobre eutrofização de águas e abastecimento. Curitiba, 2003.

FERREIRA, P. R. G.; MEDEIROS, A. D.; SOUZA, K. S.; PESSOA JUNIOR, E. S.; SANTANA, G. P.; SILVA, C. L.. **Avaliação geoquímica da água de três igarapés da Região do Distrito Industrial**. 51º Congresso Brasileiro de Química. Meio Ambiente e Energia. 2011.

FIORUCCI, A. R.; BENEDETTI FILLHO, E. **A importância do Oxigênio Dissolvido em Ecossistemas Aquáticos**. rev.Química Nova e Sociedade. N°22, 2005.

FRANZ, G. A.S. **Desenvolvimento, aplicação e análise do modelo de qualidade da água e eutrofização do SISBAHIA**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2010.

FREIRE, S. M.; BOLLMAM, H. A. **Relação entre a densidade populacional e a carga orgânica afluente ao reservatório do Iraí.** 23°Congresso brasileiro de engenharia Sanitária e Ambiental. 2005.

FREITAS, F. R. S., RIGHETTO, A. M.; ATTAYDE, J. L. **Caracterização físico-química dos compartimentos verticais do reservatório Cruzeta (semi-árido do rn)**. 2009.

FRITZSONS, E.; HINDI, E. C.; MONTOVANI, L. E.; RIZZI, N. E. **Consequências da alteração da vazão sobre alguns parâmetros de qualidade de água fluvial.** Revista Floresta. 2003.

GASTALDINI, M. DO C. C.; PAIVA, E. M. C. D. DE.; PAIVA. J. B. D. DE. **Influência das características hidrológicas na avaliação da qualidade da água do reservatório do arroio Vacacaí-Mirim.** ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2000.

GELDA, R. K.; EFFLER, S. W. **Simulation of operations and water quality performance of reservoir multilevel intake configurations**. Journal of Water Resources Planning and Management, Vol. 133. ASCE. 2007.

GIANI, A.; PINTO-COELHO, R. M.; OLIVEIRA. S. J. M. DE.; PELLI. A. **Ciclo sazonal de parâmetros físico-químicos da água e distribuição horizontal de nitrogênio e fósforo no reservatório da Pampulha (Belo Horizonte, MG, Brasil)**. Instituto de Ciências Biológicas. UFMG. 1988.

GOBBI, E. F.; GOBBI, M. F.; REKSIDLER, R. **Modelagem matemática da qualidade da água e da hidrodinâmica do reservatório Iraí**. In: Andreoli, C.; CARNEIRO, C. (Org). Gestão de Mananciais de abastecimento público eutrofizados. Curitibá: Companhia de Saneamento do Paraná. 2005.

GUIMARÃES, E.C. **Geostatística Básica e Aplicada.** Curso de Engenharia Florestal na UFRA. Disponível em: http://www.ebah.com.br/content/ABAAAfc4UAC/geoestatistica-basica-aplicada?. Acesso em 10/01/2015.

GUIMARÃES JR, C., LEOPOLDO, P. R., CRUZ, J. A.; FONTANA, S. C. **Aspectos limnológicos do reservatório de Ibitinga-SP.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos, *v.3*. 1998.

GRANADO, D. C.; HENRY, R. **The influence of the hydrologic pulse on the water physical and chemical variables of lateral lakes with different connection levels to Paranapanema River in the mouth zone at Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil**). Acta Limnologica Brasiliensia, v.20 2009.

HASSAN, Z.,; SHAH, J. A.; KANTH, T. A.; PANDIT, A. K**.. Influence of land use/land cover on the water chemistry of Wular Lake in Kashmir Himalaya (India**). *Ecological Processes*, *4*(1), 1-11. 2015.

HARMANGIOGLU, N. B. ; OZKUL, S. A.; ALPLASN, M. N. **Water monitoring and network desing**. The Hague: Kluwer Academic Publishers. 1999.

HAVENS, K. E. Cyanobacteria blooms: effects on aquatic ecosystems. In **Cyanobacterial harmful algal blooms: state of the science and research needs**. Springer New York. 2008.

HELLAWELL, J. M. **Biological Indicators of Freshwater Polluiion and Environmental management.** Chichester, Elsevier Applied. 1986.

HENRY, R., NUNES, M. A., MITSUKA, P. M., LIMA, N. DE; CASANOVA, S. M. C. **Variação Espacial e Temporal da Produtividade Primária pelo Fitoplâncton na Represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP).** Rev. Bras. Biol. v.58. 1997.

HENDERSON, L.; MAHONEY, C.; MCCLELLAND, C.; MYERS, A. **The affect of land use and land cover on water quality in urban environments**. 2014. Disponível em: https://www.k-state.edu/nres/capstone/CitizenScienceF14Report.pdf. Acesso:03/04/2016.

HERMES, L. C.; SILVA, A. S. **Avaliação da Qualidade das águas: manual prático.** Brasília: EMBRAPA Informação Tecnológica, 2004.

HERZER, L. A. **Aspectos morfométricos e diagnóstico da qualidade da água da Lagoa Peixoto, litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2013.

HESPANHOL, K. M. H. **Monitoramento e diagnóstico da qualidade da água do ribeirão Morangueiro**. 2009. 85 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Centro de Tecnologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2009.

HOERING, K.; HALFMAN, H. **Precipitation, nutrient loading and water quality trends in the New York finger lakes**. Acesso: 11/11/2015. Disponível: *www.hws.edu/about/green/pdf/**hoering**.pdf .*

HOPPE-SEYLER F. **Uber die Verteilung absorbierter gase in wasser des Bodensees und ihre Beziehungen zu den in ihm lebenden tieren und pflanzen**. Schr Ver Gesch Bodensee. 1895.

IAP – Instituto Ambiental do Paraná (a). **Monitoramento da qualidade das águas dos rios da Região Metropolitana de Curitiba, no período de 1992 a 2005.** Curitiba: Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. No prelo. 2005.

INSTITUTO AMBIENTAL do PARANÁ - IAP. **Monitoramento da qualidade das águas dos reservatórios do Estado do Paraná no período 2005 a 2008**. Editora Fundamento. 2009.

ISAAKS, E. H.; SRIVASTAVA, R. M. **An introduction to applied geostatistcs**. New York: Oxford University Press, 1989. 561p.

JAKOB, A. A. E. **A Krigagem como método de análise de dados demográficos.** XIII Encontro da Associação Brasileira de Estudos Populacionais. Ouro Preto - MG.2002.

JOHN, D. A.; LEVENTHAL, J. S. **Bioavailability of metals.** Preliminary compilation of descriptive geoenvironmental mineral deposit models, 10-18. 1995.

KARAFISTAN, A.; ARIK-COLAKOGLU, F. Physical, **Chemical and Microbiological Water Quality of the Manyas Lake, Turkey**. IN: Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change. V.10. 2005.

KIMMEL, B. L.; GROEGER, A. W. Factors controlling primary production in lakes and reservoirs: A perspective. In: **Lake and reservoir management**. Report EPA- 440/5-84001, United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C., p.277-281, 1984.

KLEEREKOPER, H. **Introdução ao estudo da limnologia.** Porto Alegre**.** Ed. da UFRGS. 2°ed. 1990.

KROGER, R.; HOLLAND, M.M; MOORE, M.T. COOFER, C.M. **Plant senescence: A mechanism for nutrient release in temperate agricultural wetlands.** Environmental Pollution. Elsevier. 2007.

LADO, L. R.; HENGL, T.; REUTE, H. I. **Heavy metals in European soils: A geostatistical analysis of the FOREGS Geochemical database**. Geoderma, v. 140. 2008.

LAGOS, P. E. D. **Fitoplâncton no reservatório Iraí, PR cm ênfase em cianobactérias: variação sazonal em relação às variáveis ambientais**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2009.

LANDIM, P. M. B. **Introdução à geoestatística**. Rio Claro: Instituto de Geociências e Ciências Exatas, 1988.

LASLETT, G. M. **Kriging and splines: an empirical comparison of their predictive perfomance in some applications.** J. Am. Stat. Assoc., 1994.

LIMA, E. B. N. R. **Modelagem integrada para gestão da qualidade da água na Bacia do Rio Cuiabá**. 2001. 184 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro-RJ, 2001.

LIMA, J. S. DE S.; SOUZA, G. S. DE; SILVA, S. A. **Amostragem e variabilidade espacial de atributos químicos do solo em área de vegetação natural em regeneração.** Rev. Árvore. Viçosa - MG. 2010.

LOPES, F. W. de A.; MAGALHÃES JÚNIOR, A. P. **Influência das condições naturais de pH sobre o índice de qualidade das águas (IQA) na bacia do Ribeirão de Carrancas**. *Geografias (UFMG)* 6.2. 134-147. 2010.

LUZ, C. N.; MORAES, L. R. S. **Uso e ocupação do solo e os impactos na qualidade dos recursos hídricos superficiais da bacia do rio Ipitanga.** XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. 2009.

MAACK, R. **Geografia física do Estado do Paraná**. Curitiba: Secretaria da Cultura e do esporte do Governo do Estado do Paraná. 450 p. 1968.

MAIER, M. H. **Ecologia da bacia do rio Jacaré Pepira (47º55" - 48º55"W; 22º30" - 21º55"S - Brasil): qualidade da água do rio principal.** *Ciência e Cultura,* 39(2): 164-185.1987.

MACEDO, J. A. B. **Alcalinidade, sua relação com o crescimento de algas e com as incrustações calcáreas na água de piscina**. Disponível em: hidroall.com.br/br/.../kits.../54_f367aeb2f59724e0a396471cc0e32b26. Aceso: 24/01/2015.

MALLASEN, M., CARMO, C. F., TUCCI, A., BARROS, H. P., ROJAS, N. E. T., FONSECA, F. S.; YAMASHITA, E. Y. **Qualidade da água em sistema de piscicultura em tanques-rede no reservatório de Ilha Solteira, SP**. Boletim do Instituto de Pesca, v.38. 2012.

MAROTTA, H.; SANTOS, R. O.; ENRICH-PRAST, A. Monitoramento limnológico: um instrumento para a conservação dos recursos hídricos no planejamento e na gestão urbano-ambientais. **Ambiente & Sociedade**, Campinas, v. 11. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1590/S1414-753X2008000100006. Acesso em: 25/01/2014. 2008.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Ediciones Omega, S.A.1983.

MARGALEF. R. **Ecologia**. Ediciones Omega. Barcelona. 1986.

MARIANI, C. F. **Reservatório Rio Grande: Caracterização Limnológica da Água e Biodisponibilidade de Metais- Traço No Sedimento**. Tese de Doutorado, USP, São Paulo, 2006.

MARTINS, A. L. M.; LOPES, M. C.; PISSARA, T. C. T.; ABDO, M. T. V. N.; VALARETTO, R. S.; BONATTI, M. B. L. **Monitoramento de vazão e avaliação da interferência de sistemas agroflorestais na qualidade de recursos hídricos na microbacia "córrego da Olaria" - Polo regional centro Norte, Pindorama, SP.** Pesquisa & Tecnologia. Apta Regional. vol.9.2012.

MARTINELLI, J. A.; KRUSHCE, A. V.; VICGORIA, R. L.; DE CAMARGO, P.B.; BERNARDES, M.; FERRAZ, E. S.; DE MORAES, J. M.; BALLESTER, M.V. Effects of **Sewage on the Chemical Composition of Piracicaba River, Brazil**. Water, Air, & Soil Pollution. 2004.

MAYER, M. G. R.; CEBALLOS, B. S. O. ; LUCENA, J. H.; KONING, A.; SUASSUNA, E. N. **Variação espaço-temporal da qualidade das águas de um rio poluído com esgoto doméstico (PB - Brasil).** XXVI Congresso Internacional de Ingenieria Sanitária y Ambiental. Lima – Perú. 1998.

Mc BRATNEY, A. G.; WEBSTER, A. G. **Choosing functions for semi-variograms and fitting them to sampling estimates**. Journal of Soil Science. v.37. 1986.

MYERS, D. E. **Spatial interpolation: an overview**. Geoderma, 62:17-28, 1994.

MELACK, J. M.; FISHER, T. R. **Diel oxygen variations and their ecological implications in Amazon Floodplain Lakes**. *Arch. Hydrobiol.,* Stuttgart, v. 98. 1983.

MELO, A. D. de. **Operação de reservatórios no semi-árido considerando critérios de qualidade de água**. Dissertação. UFCG. Campina Grande - PB. 2005.

MENEZES, C. F. S.; ESTEVES, F. A.; ANÉSIO, A. M. Influência da variação artificial do nível d'água da represa do Lobo (SP) sobre a biomassa e produtividade de *Nymphoides indica* (L.) Kuntze e *Pontederia cordata* L. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 6, p. 163-172. 1993.

MINEROPAR-MINERAIS, DO PARANÁ SA. Atlas geológico do Estado do Paraná. **Curitiba: Mineropar**, v. 1, 2001.

MERINO-IBARA, M.; MONOROY-RÍOS, E.; VILACLARA, G.; CASTILHO, F. S.; GALLEGOS, M. E.; RAMÍREZ-ZIEROLD, J**. Physical and chemical limnology of a wind-swept tropical highland reservoir**. Aquatic Ecology, v.42. 2007.

MICHAUD, J. P. **A citizen's guide to understanding and monitoring lakes and streams**. Publications Office, Olympia, WA, USA v.360, 407-7472, 1991.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Secretaria de Recursos Hídricos. **Plano Nacional de Recursos Hídricos.** Síntese Executiva – português. Brasília: MMA, 2006.

MOORE, M. L. **NALMS management guide for lakes and reservoirs**. North American Lake Management Society. Madison, USA, 1989.

MORESCO, C.; RODRIGUES, L. **Structure and dynamics of the periphtic algae community of Iraí**, Paraná State, Brazil. Acta Scientiarum. Biological Sciences. Maringá, v.32, 2010.

MORETTO, E. M.; NOGUEIRA, M. G. **Physical and chemical characteristics of Lavapés and Capivara rivers, tributaries of Barra Bonita reservoir** (São Paulo - Brazil).Acta Limnologica Brasiliensia, v.15. 2003

MOSES, S. A.; JANAKI, L.; JOSEPH, S.; JUSTUS, J.; VIMALA, SR. **Influence of lake morphology on water quality**. Rev.NCBI. 2011.

MOTA, S. **Introdução à Engenharia Ambiental.** Rio de Janeiro: ABES, 292 p. 1997.

MULLER, S. **Gestão Ambiental de Recursos Hídricos**. Belo Horizonte: Ecolatina. 2001.

NAJAFPOUR, S., ALKARKHI, A. F. M., KADIR, M. O. A., & NAJAFPOUR, G. D. **Evaluation of spatial and temporal variation in river water quality**. Int. J. Environ. Res . 2009.

NALMS, **Management guide for lakes and reservoirs.** North American Lake Management Society, P.O. Box 5443, Madison, WI, 53705-5443, USA . 1987.

NASCIMENTO, G. F.; ZUFFO, C. E.; GOVEIA, G. R. T. Qualidade de águas subterrâneas da bacia do alto e médio rio Machado – RO. In: Simpósio de Recursos Hídricos da Zona da Mata – RO, 2011, Rolim de Moura. **Anais**... Rolim de Moura: FAROL, 2011.

NOBREGA, I. W. **Análise Espectral de Sistemas Aquáticos da Amazônia para a identificação de componentes opticamente ativos**. Dissertação de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 2002.

ODUM, E. P. **Fundamentals of ecology**. 3. ed. Philadelphia: W. B-Saunders Company, 574 p. 1971.

OLINDA, R. A.; SCALON, J. D. Métodos de Monte Carlo para análises de processos pontuais marcados. **Revista Brasileira de Biometria**, São Paulo, v. 28, n. 1, p. 39-56,2010.

OLIVEIRA, F. E. M. **Estatística e Probabilidade**. 2ª. ed. São Paulo: Atlas. ISBN 85-224-2103-X, 221p. 1999.

PACHECO, A. C. G.; ALBRECHT, M. P.; CARAMASCHI, E. P. **Ecologia de duas espécies de *Pachyurus* (Perciformes, Sciaenidae) do rio Tocantins, na região represada pela UHE Serra da Mesa, Goiás**. *Iheringia*. 2008.

PÁDUA, H. B. DE. **Piscicultura.** 2012. Disponível em: http://www.pisciculturafb.com.br/artigos17.htm.. Acesso em: 10/9/2015.

PAGIORO, T. A.; ROBERTO, M. DO C.; THOMAZ, S. M.;PIERINI, S. A.; TAKA, M. Zonação longitudinal das variáveis limnológicas abióticas em reservatórios. In: RODRIGUES, L. (Org.). **Biocenose em reservatórios**: padrões espaciais e temporais. São Carlos: RiMa, 2005.

PALHARES, J.C,P; RAMOS, C.; KLEIN, J.B.; LIMA, SJ.M.M.; MULLER, S.; CESTONARO, T. **Medição da vazão em rios pelo método do flutuador**. Comunicado Técnico. Concórdia -SC. 2007.

PARANÁ. Secretaria de Estado do Planejamento e Coordenação Geral. Programa de Saneamento Ambiental da Região Metropolitana de Curitiba. **Diagnóstico da APA do rio Iraí**. Curitiba: 2 v. 2001.

PARANA. Decreto 5765 de 05 de junho de 2002. Cria o Parque Estadual da Baitaca, localizado nos municípios de Quatro Barras e Piraquara. **Diário Oficial do Estado do Paraná**, Curitiba, n. 6244, 06 jun. 2002.

PEDRAZZI, F. J. DE M.; CONCEIÇÃO, F. T.DA.; SARDINHA, D. DE.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. **Spatial and Temporal Quality of Water in the Ituparanga Reservoir, Alto Sorocaba Basin (SP), Brasil**. Journal of Water Resource and Protection. 2013.

PEDROSA, P.; REZENDE, C. E. **As muitas faces de uma lagoa.** Revista Ciência hoje, vol.26. 1999.

PEDROZO, C. DA S.; KAPUSTA, S. C. **Indicadores Ambientais em ecossistemas quáticos**. Porto Alegra: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul. 2010.

PEPE, T. A. DE P.; FREITA FILHO, J. D. DE. **O conhecimento participativo na constituição do comitê de bacia hidrográfica do Rio Ivinhema - Mato Grosso do Sul - Brasil**. II Congresso Brasileiro de gestão Ambiental. 2011.

PEREIRA FILHO, W. **Influência dos diferentes tipos de uso da terra em bacias hidrográficas sobre sistemas aquáticos da margem esquerda do reservatório de Tucuruí, PA.** Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade de São Paulo, São Paulo. 2000.

PETERSON, E; THEOBALD, D. Spatial statistical models that use flow and stream distance. **Environmental and Ecological Statistics,**. 2006.

PINHO, A. Gomes. **Estudos da qualidade das águas do rio Cachoeira - Região Sul da Bahia.** Dissertação. Universidade Estadual de Santa Cruz. Ilhéus - Bahia. 2001.

PINTO, M. P.; BINI, L. M.; DINIZ-FILHO, J. A. F. **Análise quantitativa da influência de um novo paradigma ecológico: autocorrelação espacial**. Acta Scientiarum: Biological Sciences, v.25.2003.

PIVELI, R. P. **AULA 10 OXIGÊNIO DISSOLVIDO E MATÉRIA ORGÂNICA EM ÁGUAS.** CURSO: “QUALIDADE DAS ÁGUAS E POLUIÇÃO: ASPECTOS FÍSICO-QUÍMICOS”. 2010. Acesso em: 12/02/2015. Disponível em:http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:UQ3UVcXoQ3cJ:www.leb.esalq.usp.br/disciplinas/Fernando/leb360/Fasciculo%252010%.

POMPÊO, M. L. M.; HENRY, R. **Decomposition of aquatic macrophyte Echinochloa polystachya (H.B.K.) Hitchcock, in a Brasilian Reservoir (Paranapanema River mouth zone)**. Verh. Internat. Verein. Limnol.,26: 1871-1875. 1998.

PORTO, M. F. A.; BRANCO, S. M.; LUCA, S. J. Caracterização da qualidade da água. In: PORTO, R.L.L.(Org.). **Hidrologia Ambiental**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 1991.

PORTUGAL. **Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento do Território.** Ecologia e gestão de albufeiras . Disponível em: http://www.afn.min-agricultur.pt/portal/pesca/resource/Ficheiros/gestao-recursos-aquicolas/estudo-estratégico/Ecologia-e-Gestao-Albufeiras.pdf/view .Acesso em: 15/ 02/2014.

PRADO, R. B.; NOVO, E. M. L.M. **Avaliação espaço-temporal da relação entre o estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP) e o potencial poluidor de sua bacia hidrográfica**. Rev. Sociedade & Natureza. Uberlândia. 2007.

QUARTEZANI. W.Z. **Geoestatística no estudo da variabilidade espacial de atributos químicos e físicos do solo e da produtividade da pimenta-do-reino.** Dissertação. Universidade Federal do Espírito Santo. Alegra. Espírito Santo. 2008.

QADIR, A.; MALIK, R. N.; FEROZ, A.; JAMIL, N.; MUKHTAR, K. Spatiotemporal distribution of contaminants in Nullah Palkhu-highly polluted stream of Pakistan. **Journal of Environmental Science and Water Resources**,*2*(10), 342-353. 2013.

RASMUSSEN, P. W.; SCHRANK, C. S.; CAMPFIELD, P. A. Temporal trends of mercury concentrations in Wisconsin walleye (Sander vitreus), 1982–2005. **Ecotoxicology**, v. 16, n. 8, p. 541-550, 2007.

REICH, P., ESWARAN, H.; BEINROTH, F. (1999, May). Global dimensions of vulnerability to wind and water erosion. In Sustaining the global farm**. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting**. 1999.

RESCK, R. P**. Avaliação morfológica e estudo da variação horizontal de parâmetros limnológicos do reservatório da Pampulha (Belo Horizonte - MG).** Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2007

RIBEIRO, M. DOS S. **Geoestátistica utilizada no planejamento estratégico de florestas de produção de Pinus taeda L**. Dissertação. Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2014.

RICHTER, C. A; NETTO, J. M. A . **Tratamento de água. Tecnologia atualizada.** São Paulo: Edgard Blücher, 1991.

RIVAS Z, SANCHEZ J, TRONCONE F, MARQUÉZ R, MEDINA HL, COLINA M. GUTIÉRREZ E. **Nitrógeno e fósforo totales de los ríos tributários al sistema Lago de Maracaibo, Venezuela**. Interciencia. V34. 2009.

RODRIGUES, L. M.; SCHWARZBOLD, A.; OLIVEIRA, M. A. **Spatial and temporal variation of Dona Francisca reservoir (Jacuí river, Rio Grande do Sul State), a subtropical reservoir.** Acta Scientiarum. 2012.

ROSSONI. D.F. **Análise de variância para experimentos com dependência espacial**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Lavras. Lavras - MG. 2011.

ROSELLI, L., FABBROCINI, A., MANZO, C., e D'ADAMO, R. **Hydrological heterogeneity, nutrient dynamics and water quality of a non-tidal lentic ecosystem (Lesina Lagoon, Italy)**. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 84(4), 539-552. 2009.

SHAMEEM, S.; VYAS, V.; MAGRAY, A. A. **Effect of lake sediment chemistry on water quality of upper lake in Bropal (M.P.)**. International Journal of Scientific & Engineering Research, v.5.2014.

SAKHARE, S. S.; KAMBLE, N. A. A**ssessment of sewage pollution of lentic and lotic ecosystems from gadhinglaj tahsil, district Kolhapur, Maharashtra.** International journal of Pharma Sciences and research. V.5, 2014.

SALVIANO, A .A. C. **Variabilidade de atributos de solo e de Crotalaria juncea em solo degradado do município de Piracicaba-SP**. Piracicaba. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo. 1996.

SANDERS, T. G. **Design of network for monitoring water quality**. Highlands Ranch: Water Resources Publications, 1983.

SANTOS, A. M. DOS; LOPES, J. M. A.; STACHIW, R.; SANTOS, L. M. H. TAVARES, V. C. C. **Análise espacial da qualidade de água de poços em Rolim de Moura-Rondônia**. Revista Brasileira de Ciências da Amazônia. 2012.

SOLHEIM, A. L., AUSTNES, K., ERIKSEN, T. E., SEIFERT, I.; HOLEN, S. Climate change impacts on water quality and biodiversity. **Background Report for EEA European Environment State and Outlook Report. 2010.**

SARTOR, S. C. DE B. **Avaliação temporal de variáveis limnológicas do reservatório Costa e Silva - RS, e o uso da terra na área de captação**. Dissertação. UFSM. Santa Maria - RS. 2008.

SAWYER, C. N.; MACCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry of Enviromental Engeneering**. 4° Ed., International Student Edition, MacGraw-Hill Book Company, 1994.

SERAFIM-JUNIOR, M.; PERBICHE-NEVES, G.; BRITO, L DE.; GHIDINI, A. R.; CASANOVA, S.M.C. **Variação espaço-temporal de Rotífera em um reservatório eutrofizado no sul do Brasil.** Iheringia, Sér. Zool., Porto Alegre. 2010.

SETTI, A. A.; LIMA, J. E. F. W.; CHAVES, A. G. de M.; PEREIRA, I. C**.; Introdução ao Gerenciamento de Recursos Hídricos**. Agência Nacional de Energia Elétrica; Agências Nacionais de Águas, 3ª ed., Brasília, 2001.

SILVA, A. P. **Variabilidade espacial de atributos físicos do solo.** Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo. Piracicaba/SP, 1988.

SILVA, A. M. M.; SACOMANI, L. B. **Using chemical and physical parameters to define the quality of Pardo river water (Botucatu-SP-Brazil)**. Water Research. 35 (6), pp.1609-1616. 2001.

SILVA, S. C. DE. **Heterogeneidade espacial e a qualidade das águas superficiais do reservatório Guarapiranga (São Paulo /SP - Brasil).** Dissertação (Mestrado) Universidade da são Paulo. São Paulo. 2008.

SILVA, A. V. F.; COSTA, P. H. C. S.; OLIVEIRA, T. M. B. F.; CASTRO, S. S. L. **Avaliação sazonal de oxigênio dissolvido e das demandas química e bioquímica de oxigênio na bacia hidrográfica do rio Apoodi/Mossoró**. rev. Sociedade Brasileia de Química.2009.

SILVA, D. F. DA; GALVÍNCIO, J. D.; ALMEIDA, H. R. R. DE C. **Análise Espaço-Temporal De Parâmetros De Qualidade De Água no Alto São Francisco E Sua Relação Com Intervenções Antrópicas.** Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal, v. 6.2009.

SILVA, S. F. DA.; FERRARI, J. L**. Análise espacial de atributos físico-químicos da água em viveiros de piscicultura com geometrias diferentes.** Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer. Goiânia, v.8. 2012.

SISAGUA. Sistema Cemig de monitoramento e Controle de qualidade da água de reservatório – **SISÁGUA**- manual de procedimentos de coleta e Metodologia de análise de água. Belo Horizonte: Cemig, 2009.

SIQUEIRA, H. R.; Neto, J. F. V.; Guimarães, E. C.; Tavares. M**. Uso de semivariogramas escalado para comparar a distribuição espaço-temporal da precipitação anual o estado de Minas Gerais**. Revista FAMAT em revista. Nº7. 2006.

SIQUEIRA LFS, ROJAS MOAI, NETO J. J. G. C, BARBIERI R. **Bioensaio e estudo da decomposição de Ruppia marítima L, da Laguna da Jansen, São Luís** – MA, Brasil. Rev Acta Tec. V.6.2011.

SOARES, A. **Geoestatística para Ciências da Terra e do Ambiente**. Lisboa. 2000.

SOARES, M. C. S.; MARINHO, M. M.; HUSZAR, V. L. M.; BRANCO, C. W. C.; AZEVEDO, S. M. F. O. The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. **Lakes & Reservoirs: Research & Management**, v. 13. 2008. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1111/j.1440-1770. 2008.00379.x. Acesso: 02/06/2015.

SOARES, P. F. **Projeto e avaliação de desempenho de redes de monitoramento de qualidade da água utilizando o conceito de entropia**. Tese (doutorado) - Escola Politécnica, Departamento de engenharia Hidráulica e Sanitária, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

SOUZA, L. S. et al., Variabilidade espacial de propriedades físicas e químicas do solo em um pomar cítrico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21.1997.

SOUZA, L. C. DE P.; SIRTOLI, A. E.; LIMA, M. R.; DONHA, A. G. Estudo do meio físico na avaliação de bacias hidrográficas utilizadas como mananciais de abastecimento. IN ANDREOLI, C. V. e CARNEIRO, C. **Gestão integrada de**

mananciais de abastecimento eutrofizados. Curitiba, Editora Gráfica Capital. 2005.

STURARO, J. R. **Apostila de Geoestatística Básica**. Unesp. Departamento de Geoologia Aplicada - IGCE. Rio Claro. 2015.

SUTTON, A. J.; FISHER, T. R. Historical changes in water quality at german Branch in choptank river basin. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 199, 2009.

SCHNEIDER, R. M.; FREIRE, R.; COSSICH; E. S.; SOARES, P. F.; FREITAS, F. H. DE; TAVARES, C. R. G. **Estudo da influência do uso e ocupação de solo na qualidade da água de dois córregos da bacia hidrográfica do rio Pirapó.** Acta Scientiarum. Technology. Maringá, v. 33, 2011.

SCHWARZBOLD, A.; RODRIGUES, L. M. **Padrões de variação temporal e espacial do reservatório Dona Francisca (rio Jacuí, RS), baseado nas variáveis temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e pH**. 2001.

SCULLY, M. E. **Wind modulation of dissolved oxygen in Chesapeake Bay**. Estados Unidos. Estuaries and coasts 33.5: 1164-1175. 2010.

SHILLA, D.; ASAEDA, T.; FUJINO, T.; ANDERSON, B. **Decomposition of dominant submerged macrophytes: implications for nutrient release in Mayall Lake, NSW, Australia**. Wetlands Ecology and Management. 2006.
SPIEGEL, M.R. **Estatística**. 3 ed. São Paulo: Mkron Books, 1993.

SHRESTHA, S.; KAZAMA, F**. Multivariate statistical techniques for the assessment of surface water quality of Fuji river basin, Japan**. Environmental Geochemistr and Heath, v. 50, 2006.

SHIMABUKURO, E. M.; HENRY, R. Controlling factors of benthic macroinvertebrates distribution in a small tropical pond, lateral to the Paranapanema River (São Paulo, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, 2011.

SMITH, D. G.;MCBRIDE, G. B. **Initiation of a natioinal ater quality network for New Zeland.** In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM OF DESIGN OF WATER QUALITY INFORMATION SYSTE, Fort Collins, Colorado State University/EPA. 1989.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN A. State-of-the-art of reservoir limnology and water quality management. In: STRASKRABA, M.; DUNCAN A. (Ed.). **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Kluwer Academic Publishers. 1993.

SUDERHSA. Sistema de informações geográficas para gestão de recursos hídricos do alto Iguaçu. **Relatório Final**. Curitiba. 2004.

TANG, J.; WANG, T.; ZHU,B.; ZHAO, P.; VIAO,Y.; WANG, R. **Tempo-spatial analysis of water quality in tributary bays of the Three Gorges reservoir region (China).** Rev. Springer. 2015.

TOBLER, W. R. **A computer movie simulating urban growth in the detroit region.** Economic Geography, Worcester, v. 46, n. 1, p. 234–240, 1970.

TORRES, I. C.; RESCK, R. P e PINTO-COELHO, R. M. **Mass balance estimation of nitrogen, carbon, phosphorus and total suspended solids in the urban eutrophic, Pampulha reservoir, Brazil**. Revista: Acta Limnologica. Brasiliensis . 2007.

TORGAN, L. C. **Floração de algas: composição, causas e conseqüências**. INSULA Revista de Botânica, v. 19, 1989.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia:** ciência e aplicação. Porto Alegre: Ed. Da Universidade/UFRGS/São Paulo: EDUSP: ABRH, v. 4, 1993.

TUNDISI, J. G. **Limnologia do século XXI: perspectivas e desafios** . São Carlos, 1999.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T; PARESCHI, D. C.; LUZIA, A. P.; Haeling, P. H.; FROLLINI, E. H. **A bacia hidrográfica do Tietê/Jacaré: estudo de caso em pesquisa e gerenciamento**. 2008.

THIENEMANN A. **Die binnengewa¨sser mitteleuropas**. Vol 1, Stuttgart. 1925.

THOMANN, R. V. B.; MUELLER, J. A. **Principles of surfasse water quality modeling and control**. New York: Harper & Row. 1987.

THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. C.; BINI, L. M. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: Vazzoler, A.E.A.M., Agostinho, A.A. e Hahn, N.S. (Eds.), **A Planície de inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos e biológicos e socioeconômicos.** Maringá: DUEM. 1997.

THOMPSON, S. K. **Sampling**. New York: Wiley, 1992.

THORNTON, K. W. **Perspectives on reservoir limnology**. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B.; PAYNE, F. E. Reservoir Limnolog: Ecology: Ecological perspectives. John Wiley and Sons. New York. 1990.

TRINDADE, J. C. D. **Dinâmica horizontal do fitoplâncton no reservatório de Serra da mesa (GO) em três períodos climatológicos**. Rio de Janeiro: UFRJ/Instituto de Biologia/ Departamento de Botânica, 2007.

VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B. T.; FRANCO, R. A. M. **Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do córrego Três Barras, Marinópolis**. rev. br. eng. agríc. ambient.vol.14. Campina Grande. 2010.

VELINI, E. D.; NEGRISOLI, E.; CAVENAGHi, A. L.; CORRÊA, M. R.; BRAVIN, L. F. N.; MARCHI, S. R.; TRINDADE, M. L. B.; ARRUDA, D. P. PADILHA, F. S. **Caracterização da qualidade de água e sedimento na UHE Americana relacionados à ocorrência de plantas aquáticas.** Revista: Planta Daninha. Viçosa-Minas Gerais. 2005.

VENTURA, C.; LAGOS, P.; FERNANDES, L. F.; GOBBI, E. F.; GOBBI, M. F.; RECKSIDER, R.; CARNEIRO, C. **Distribuição horizontal das cianobactérias no reservatório do Iraí, Pinhais, Paraná**. IX Congresso Brasileiro de Limnologia, Juiz de Fora.2003.

VERWEIJ, W., VAN DER WIELE, J., VAN MOORSELAAR, I.; VAN DER GRINTEN, E. **Impact of climate change on water quality in the Netherlands**. *RIVM rapport 607800007*. 2010.

VIEIRA, S. R. **Geoestatística aplicada à agricultura de precisão**. GIS Brasil98. Curitiba, PR.1998.

VIEIRA, S. R.; MILLETE, J.; TOPP, G. C.; REYNOLDS, W. D. **Handbook for geostatistical analysis of variability in soil and climate data.** In: ALVAREZ V., V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R.; BARROS, N. F.; MELLO, J. W. V.; COSTA, L. M., eds. Tópicos em ciência do solo. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v.2, 2002.

VILLA, M. E. C. D. **Fontes de poluição da bacia do córrego Pinhalzinho II em Umuarama – PR**. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Estadual de Maringá – UEM. 2010.

VON SPERLING, E. **Morfologia de lagos e represas**. Belo Horizonte: DESA/UFMG.1999.

YAMAMOTO, J. K.; LANDIM, P. M. B. **Geoestatística: conceitos e aplicações**. São Paulo: Oficina de Textos. 2013.

WACHHOLZ, F. **Influência das bacias hidrográficas e características espaço-temporal de variáveis limnológicas em reservatórios no Rio Grande do Sul.** 2011. (Doutorado em Geografia) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2011.

WARD, R. C.; LOFTIS, J. C.; McBRIDE, G. B. **Design water quality monitoring systems**. New York: Van Nostrand Reinhold, 1990.

WETZEL, R. G. **Limnologia**. Lisboa: Fundação Caloustre, 1993.

WETZEL, R. G. **Limnology**. San Diego: Academic Press, 2001.

WEYHENMEYER, G. A.; WILLÉN, E.; SONESTEN, L. **Effects of an extreme precipitation event on water chemistry and phytoplankton in t he Swedish Lake Malaren.** Boreal Environment Research 9. 2004.

WMO - World Meteorological Organization. **Planning of eater quality monitoring systems**. Technical Report Series, n° 3, 2013.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for drinking-water quality: recommendations**. World Health Organization. v.1. 2004.

WURTS, W. A.; DURBOROW, R. M. **Interactions of pH, carbon dioxide, alkalinity and hardness in fish ponds**. Stoneville, Mississippi: Southern Regional Aquaculture Center. 1992.

XAVIER, C. DA F. **Avaliação da Influência do uso e ocupação do solo e de características geomorfológicas sobre a qualidade das águas de dois reservatórios da região metropolitana de Curitiba- PR**. Dissertação. Universidade Federal do Paraná. Curitibá.2005.

XIAO-LONG, W.; YONG-LONG, L.; JING-YI, H.; GUI-ZHEN, H.; TIE-YU, W. Identification of anthropogenic influences on water quality of rivers in Taihu watershed. **Journal of Environmental Sciences**, v. 19, 2007.

XU, Ch.; DOWD, P. A. **The edge effect in geostatistical simulations. Geostatistics Oslo. Springer Netherlands**. 2012.

ZANATA, L. H. **Distribuição das populações de Cladocera (Branchiopoda) nos reservatórios do médio e baixo Tietê: uma análise espacial e temporal**. 2005. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 2005.

APÊNDICE 1 - LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM

Pontos	Localização (GPS)	Pontos	Localização (GPS)	Pontos	Localização (GPS)
1	Lat:7186687 /Long:689789	**16**	Lat:7187231/ Long:690030	**31**	Lat:7187782/ Long:690767
2	Lat:7187695/ Long:690244	**17**	Lat:7187797/ Long:689854	**32**	Lat:7187207/ Long:690379
3	Lat:7187768/ Long:689514	**18**	Lat:7188124/ Long:689625	**33**	Lat:7186924/ Long:689349
4	Lat:7188188/ Long:689266	**19**	Lat:7188545/ Long:689926		
5	Lat:7188878/ Long:689483	**20**	Lat:7189466/ Long:690266		
6	Lat:7190724/ Long:690471	**21**	Lat:7190064/ Long:690867		
7	Lat:7190236/ Long:690551	**22**	Lat:7190434/ Long:691944		
8	Lat:7190069/ Long:691861	**23**	Lat:7190468/ Long:692293		
9	Lat:7191195/ Long:692437	**24**	Lat:7189834/ Long:691373		
10	Lat: 7190628/ Long:692553	**25**	Lat:7189230/ Long:691373		
11	Lat:7190494/ Long:693506	**26**	Lat:7188374/ Long:691345		
12	Lat:7189452/ Long:691094	**27**	Lat:7188792/ Long:691349		
13	Lat:7189120/ Long:691905	**28**	Lat:7188907/ Long:691085		
14	Lat:7188575/ Long:690795	**29**	Lat:7188949/ Long:690430		
15	Lat:7187999 Long:691896	**30**	Lat:7188207 Long:690566		

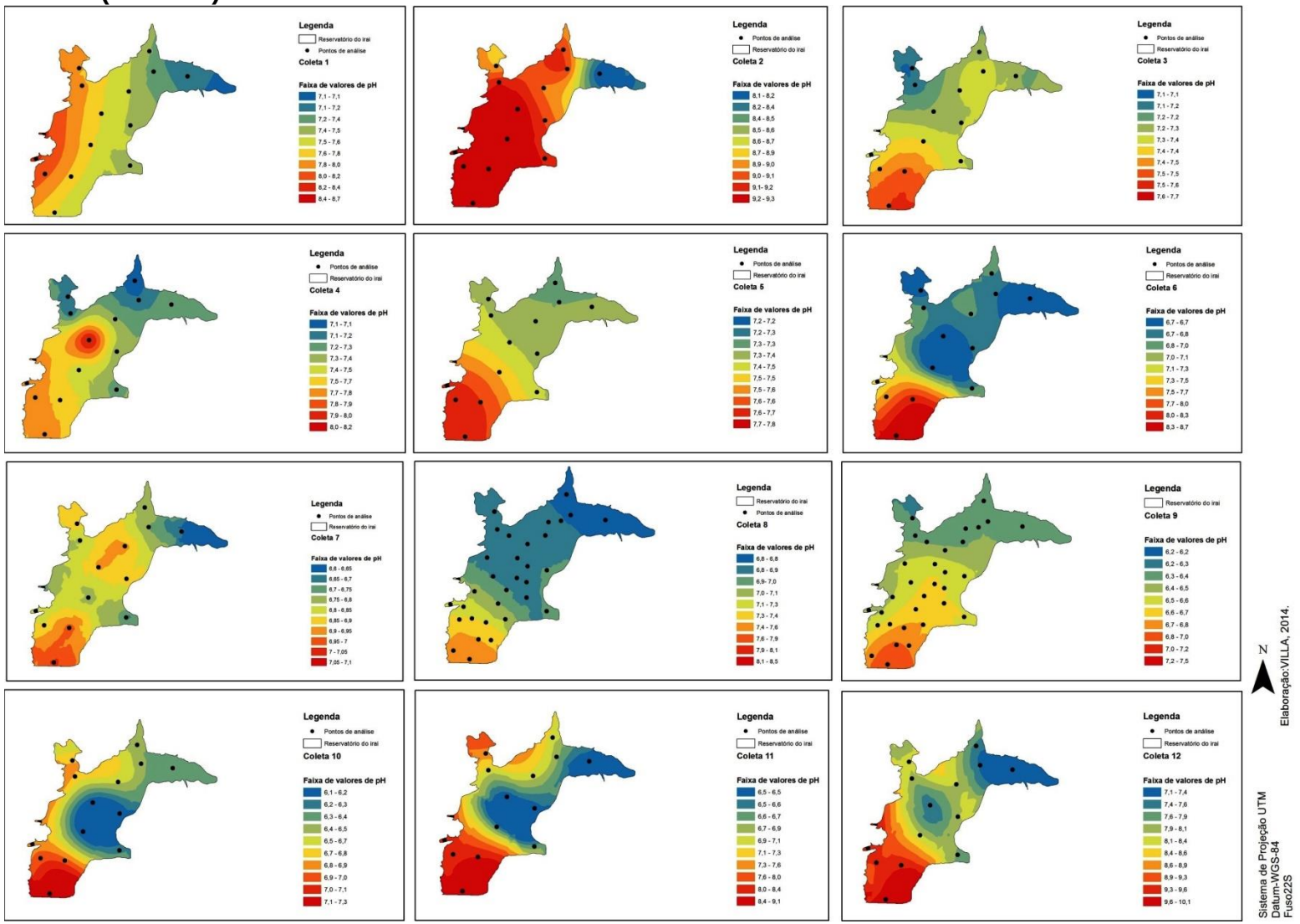
FONTE: A autora (2014).

APÊNDICE 2 - DADOS DO pH MEDIDOS NA SUPERFICÍE DO RESERVATÓRIO IRAÍ NO PERÍODO DE 2013/14

Pontos de Coleta	Coleta1 26/9/13	Coleta2 14/11/13	Coleta3 11/12/13	Coleta4 21/01/14	Coleta5 14/2/14	Coleta6 18/03/14	Coleta7 15/04/14	Coleta8 14/5/14	Coleta9 10/06/14	Coleta10 10/07/14	Coleta11 13/08/14	Coleta12 09/09/14	Amplitude ponto/coleta	Amplitude variação
1	7,4	9,3	7,7	7,8	7,7	8,7	7,1	8,5	7,5	7,3	9,1	10,1	7,1 a 10,1	3
2	7,6	9,3	7,7	7,7	7,8	8,2	7,1	7,8	6,7	7	8,5	9,6	7 a 9,6	2,6
3	8,2	9,3	7,4	7,7	7,8	7,6	6,8	7,4	6,3	7	8,3	9,3	7 a 9,3	2,3
4	8,7	9,3	7,3	7,8	7,7	7,4	6,8	7,2	6,3	6,9	8,4	9,6	6,3 a 9,6	3,3
5	8,7	9,2	7,4	7,8	7,6	7,3	6,7	6,9	6,4	6,9	8	9,7	6,4 a 9,7	3,3
6	8,4	8,9	7,1	7,2	7,5	6,7	6,9	6,9	6,2	6,8	7,5	8,2	6,2 a 8,9	2,7
7	7,5	9,2	7,1	7,2	7,3	6,9	6,7	6,9	6,5	6,8	7	8,1	6,5 a 9,2	2,7
8	7,6	9	7,4	7,4	7,4	6,9	7	7	6,3	6,6	7	8,2	6,3 a 9	2,7
9	7,4	9,1	7,3	7,1	7,2	6,9	6,8	6,8	6,4	6,5	7	7,6	6,4 a 9,1	2,7
10	7,2	9,1	7,5	7,2	7,5	6,8	6,7	6,8	6,4	6,5	6,8	7,3	6,4 a 9,1	2,7
11	7,1	8,1	7,2	7,4	7,4	6,7	6,6	6,8	6,3	6,4	6,5	7,1	6,3 a 8,1	1,8
12	7,6	9,3	7,3	8,2	7,5	6,7	7	6,9	6,9	6,1	6,5	7,5	6,1 a 9,3	3,2
13	7,7	9,1	7,3	7,4	7,4	6,8	6,9	7	6,6	6,1	6,5	8,1	6,1 a 9,1	3
14	7,5	9,3	7,4	7,5	7,5	6,7	6,7	6,8	6,5	6,1	6,6	8,2	6,1 a 9,3	3,2
15	7,4	9,2	7,3	7,3	7,4	6,9	6,6	7,1	6,5	6,3	6,7	7,9	6,3 a 9,2	2,9
16								8,1	7,5				7,5 a 8,1	0,6
17								7,6	6,8				6,8 a 7,6	0,8
18								7,3	6,6				6,6 a 7,3	0,7
19								7,1	6,3				6,3 a 7,1	0,8
20								7	6,5				6,5 a 7	0,5
21								7	6,2				6,2 a 7	0,8
22								6,9	6,5				6,5 a 6,9	0.4
23								6,9	6,4				6,4 a 6,9	0,5
24								7	6,3				6,3 a 7	0,7
25								6,9	6,6				6,6 a 6,9	0,3
26								6,9	6,7				6,7 a 6,9	0,2
27								7	6,6				6,6 a 7	0,4
28								6,9	6,6				6,6 a 6,9	0,3
29								6,9	6,7				6,7 a 6,9	0,2
30								6,8	6,9				6,9 a 6,9	0
31								6,8	6,8				6,8 a 6,8	0
32								6,8	6,5				6,5 a 6,8	0,3
33								6,9	6,6				6,6 a 6,9	0,3
Amplitude	1,6	1,2	0,6	1,1	0,6	2	**0,5**	1,7	1,3	1,2	2,6	2,9	-	-

FONTE : A autora (2015).

APÊNDICE 3 - MODELO DE DISTRIBUIÇÃO DA VARIÁVEL pH EM TODAS AS COLETAS REALIZADAS EM SUPERFÍCIE (± 20 cm) NO RESERVATÓRIO IRAÍ

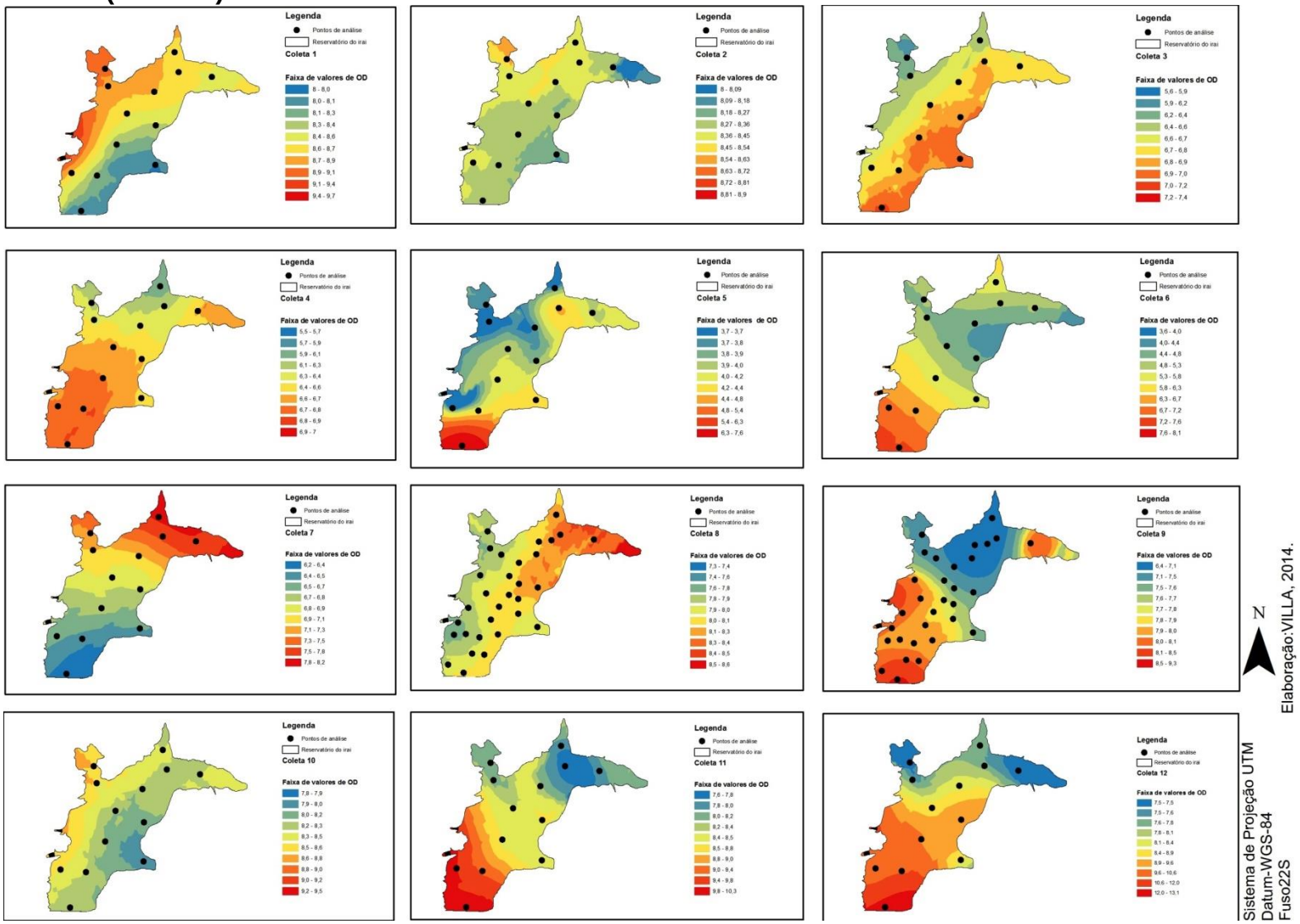


FONTE: A autora (2014).

APÊNDICE 4 - DADOS DE OD MEDIDOS NA SUPERFICÍE DO RESERVATÓRIO IRAÍ NO PERÍODO DE 2013/14

Pontos de Coleta	Coleta1 26/9/13	Coleta2 14/11/13	Coleta3 11/12/13	Coleta4 21/01/14	Coleta5 14/2/14	Coleta6 18/03/14	Coleta7 15/04/14	Coleta8 14/5/14	Coleta9 10/06/14	oleta10 10/07/14	Coleta11 13/08/14	Coleta12 09/09/14	Amplitude ponto/coleta	Amplitude de variação
1	8,1	8,6	7,3	6,9	7,6	8,1	6,2	8,2	9,3	8,1	10,2	10,9	6,2 a 10,9	4,7
2	8,1	8,3	6,9	7	4,2	6	6,3	7,6	7,8	8,3	9,4	10,7	4,2 a 10,7	6,5
3	8,6	8,3	6,8	6,7	3,7	6,9	6,8	7,3	7,8	8,6	9,7	9,6	3,7 a 9,7	6
4	9,7	8,4	6,2	6,5	3,8	7	6,8	7,9	8,3	8,7	10,3	10,6	3,8 a 10,6	6,8
5	9,7	8,5	6,6	6,9	3,8	6,5	6,7	7,9	8,6	9,4	9,9	10,8	3,8 a 10,8	7,0
6	9,2	8,4	5,6	6,3	3,8	4,6	7,5	8	7,7	9,5	8,2	7,5	3,8 a 9,5	5,7
7	8,8	8,3	6,2	6,3	3,7	4,8	7	7,5	6,8	8	8,2	7,7	3,7 a 8,8	5,1
8	8,9	8,7	6,7	6,4	3,8	4,1	6,9	8,1	6,7	8,7	8,4	8,4	3,8 a 8,9	5,1
9	8,7	8,9	6,7	5,5	3,8	7,5	8,2	8,2	6,5	7,9	8	7,8	3,8 a 8,9	5,1
10	8,7	8,1	7,1	6,3	4,5	4	7,6	8,6	6,6	8,5	7,6	7,7	4 a 8,7	4,7
11	8,6	8,1	6,5	7	4	4,4	7,9	8,6	8,6	8,5	8	7,5	4 a 8,6	4,6
12	-lç8,6	8,5	7,4	6,9	4	4,9	7	7,5	8,1	8,1	8,5	8,5	4 a 8,6	4,6
13	8,4	8,3	6,8	6,5	3,9	3,6	6,8	8,5	7,5	7,8	8,6	9,6	3,9 a 9,6	5,7
14	8,2	8,1	7	6,7	4,1	5,8	6,9	8,5	7,8	7,9	8,5	9,7	4,1 a 9,7	5,6
15	8	8	7,1	6,4	4,4	6	6,5	7,9	7,6	8,1	8,5	8,4	4,4 a 8,5	4,1
16								7,8	8,4				7,8 a 8,4	0,6
17								7,8	8,1				7,8 a 8,1	0,3
18								7,9	7,7				7,7 a 7,9	0,2
19								7,7	8,2				7,7 a 8,2	0,5
20								8	8,2				8 a 8,2	0,2
21								7,8	7,7				7,7 a 7,8	0,1
22								8	6,6				6,6 a 8	1,4
23								8,2	6,4				6,4 a 8,2	1,8
24								8,5	6,6				6,6 a 8,5	1,9
25								8,6	7,5				7,5 a 8,6	1,1
26								7,5	7,9				7,5 a 7,9	0,4
27								8,1	7,9				7,9 a 8,1	0,2
28								8,3	7,7				7,7 a 8,3	0,6
29								8,1	7,9				7,9 a 8,1	0,2
30								8,1	7,8				7,8 a 8,1	0,3
31								8,5	8,2				8,2 a 8,5	0,3
32								8,6	7,7				7,7 a 8,6	0,9
33								8,2	7,9				7,9 a 8,2	0,3
Amplitude	1,7	0,9	1,8	0,7	3,9	4,5	2	1,3	2,9	1,7	2,7	3,4		

APÊNDICE 5 - MODELO DE DISTRIBUIÇÃO DA VARIÁVEL OD EM TODAS AS COLETAS REALIZADAS EM SUPERFÍCIE (± 20 cm) NO RESERVATÓRIO IRAÍ



FONTE: A autora (2014