

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

**VARIABILIDADE DA QUALIDADE DA ÁGUA E DO
ESTADO TRÓFICO DO RESERVATÓRIO DO VACACAÍ
MIRIM**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Rodrigo Burin

**Santa Maria, RS, Brasil
2011**

**VARIABILIDADE DA QUALIDADE DA ÁGUA E DO ETADO TRÓFICO
DO RESERVATÓRIO DO VACACAÍ MIRIM**

por

Rodrigo Burin

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Área de Concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Civil.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Maria do Carmo Cauduro Gastaldini

**Santa Maria, RS, Brasil
2011**

B958v Burin, Rodrigo

Variabilidade da qualidade da água e do estado trófico do reservatório do Vacacaí Mirim / por Rodrigo Burin. - 2011.

120 p. : il. ; 31 cm

Orientadora: Maria do Carmo Cauduro Gastaldini.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciência e Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, RS, 2011

1. Estratificação 2. Qualidade da água 3. Estado trófico 4. Análise estatística 5. Reservatórios de água 6. Rio grande do Sul I. Gastaldini, Maria do Carmo Cauduro II. Título.

CDU 556.18(816.5)

Ficha catalográfica elaborada por Simone G. Maisonave – CRB 10/1733
Biblioteca Central da UFSM

© 2011

Todos os direitos autorais reservados a Rodrigo Burin. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.

Endereço: Fulgêncio M. Coffy, 950, Bairro Atlântico, Erechim, RS. CEP: 99700-000
Fone (0xx)55 96523714; E-mail: rodrigocska@yahoo.com.br

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Tecnologia
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado

**VARIABILIDADE DA QUALIDADE DA ÁGUA E DO ESTADO TRÓFICO
DO RESERVATÓRIO DO VACAÍ MIRIM**

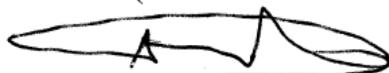
elaborada por
Rodrigo Burin

Como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Engenharia Civil

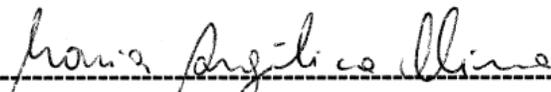
COMISSÃO EXAMINADORA:



Prof^ª. Dr^ª. Maria do Carmo Cauduro Gastaldini
(Presidente/Orientadora)



Prof. Ph.D. Adilson Pinheiro (FURB)



Prof^ª. Ph.D. Maria Angélica Oliveira (UFSM)

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por tudo.

Agradeço aos meus pais Josemar e Maria pela constante presença, amor e incentivo em todas as etapas da minha vida. Agradeço aos meus queridos irmãos Tânia e Leonardo pelo seu carinho e compreensão de minha ausência. E a minha avó Albina.

À minha companheira Lilian, pelo seu amor, pelo seu carinho e pelo apoio na realização deste trabalho.

À professora Maria do Carmo Cauduro Gastaldini, pelo seu exemplo, orientação e confiança e sua grande contribuição para meu desenvolvimento profissional, além da amizade cultivada durante estes anos de convívio.

À todos os professores do mestrado, em especial a professora Ana Beatriz S. D. Brusa e ao professor Ivanor Müller pelo auxílio nos momentos necessários.

Aos professores integrantes da banca avaliadora: Maria do Carmo C. Gastaldini, Adilson Pinheiro e Maria A. Oliveira, pelas sugestões e colaboração para com este trabalho.

Aos amigos e colaboradores do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental Thiago Formentini, André Collasiol, José Astério e Alcides Sartori pelo apoio nos trabalhos e pela amizade.

Aos amigos e colegas de mestrado Mônica, Pedro Farias, Diego, Rafael, Bruno, Lucas, Fábio, entre outros. Obrigado pela ajuda.

À Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP), pelos recursos do projeto de pesquisa CLIMASUL.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão de bolsa de Mestrado durante o período de estudo.

A Cooperativa Tritícola Erechim Ltda (COTREL) pela colaboração e o apoio inicial.

A meu primo Elias Burin e Mônica, pela companhia e amizade.

Agradeço a todas as pessoas que de uma forma ou outra contribuíram para a realização deste trabalho.

A todos, muito obrigado.

“As dificuldades ensinam e fortalecem, as facilidades iludem e enfraquecem”
Arnon de Mello

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil
Universidade Federal de Santa Maria, RS, Brasil

VARIABILIDADE DA QUALIDADE DA ÁGUA E DO ESTADO TRÓFICO DO RESERVATÓRIO DO VACACAÍ MIRIM

AUTOR: RODRIGO BURIN

ORIENTADORA: PROF^a. DR^a. MARIA DO CARMO CAUDURO GASTALDINI

Data e Local da Defesa: Santa Maria, 15 de julho de 2011

A construção de reservatórios visando atender usos múltiplos tornou-se essencial para as sociedades humanas. O reservatório do Vacacaí Mirim é utilizado primordialmente para abastecimento humano, sendo responsável por 40% do fornecimento de água para Santa Maria. O seu estudo proporciona uma base fundamental para o gerenciamento da qualidade de suas águas e de sua bacia hidrográfica. Assim, o objetivo desta pesquisa é avaliar a variabilidade da qualidade da água e do estado trófico do reservatório do Vacacaí Mirim. Foram realizadas oito campanhas de campo entre 2010 e 2011, sendo as coletas de água amostradas em quatro pontos distribuídos ao longo do reservatório e um ponto localizado à montante, no principal rio afluente. Nos pontos do reservatório foram coletadas amostras de superfície (S) e profundidade (P). Em laboratório, as características de qualidade da água foram avaliadas periodicamente, através dos parâmetros: temperatura da água, pH, condutividade elétrica, turbidez, OD, DBO₅, DQO, SST, SDT, *E. coli*, Clorofila-*a*, Amônia, Nitrito, Nitrato, Fósforo Total e outros Íons. O estado trófico foi avaliado levando em consideração os teores de Fósforo, Clorofila-*a* e alguns indicadores biológicos. O reservatório do Vacacaí Mirim apresentou um longo período de estabilidade térmica, em maior ou menor grau coerentemente com o período sazonal, apresentando circulação completa somente no inverno, conferindo sua classificação como monomítico quente. As concentrações da maioria dos parâmetros analisados apresentaram maior variação a nível temporal que espacial. O parâmetro que inspira maior preocupação é o número de *E. coli*, que em 16% do tempo ultrapassa os limites estabelecidos para a classe 3 da Res. CONAMA N°357/05 tornando a água imprópria para este fim. As análises de correlação também mostraram forte relação entre algumas variáveis hidrológicas ambientais com alguns parâmetros de qualidade. A variação sazonal dos valores do IET e indicadores biológicos, sugerem o reservatório do Vacacaí Mirim como um ecossistema mesotrófico, tendendo algumas vezes à eutrofia, já evidenciando influência antropogênica. Sugere-se ao poder público, às organizações e à população, a devida atenção aos processos de degradação, sendo necessário o controle e a ordenação do uso do solo na bacia, o reestabelecimento da vegetação ripariana, bem como uma adequação nos lançamentos de efluentes através de um tratamento adequado.

Palavras chave: estratificação, qualidade da água, estado trófico, análise estatística

ABSTRACT

Master's Essay
Post-Graduation Program in Civil Engineering
Federal University of Santa Maria, RS, Brazil

VARIABILITY OF WATER QUALITY AND THE STATE TROPHIC OF RESERVOIR VACACAÍ MIRIM

AUTHOR: RODRIGO BURIN

ADVISOR: DR^a. MARIA DO CARMO CAUDURO GASTALDINI

Date and Local: Santa Maria, July 15th, 2011.

The construction of several reservoirs to meet multiple uses has become essential to human societies. The Vacacaí Mirim's reservoir is used primarily for human supply, accounting for 40% of the Santa Maria water supply. The exam of this reservoir provides a fundamental basis for managing its water quality and its watershed. The objective of this research is to evaluate the variability of the water quality and the trophic status of the Vacacaí Mirim's reservoir. Eight field campaigns were performed between 2010 and 2011, and the water samples were taken at four distributed points along the reservoir and one point located upstream the main tributary river. On the reservoir's sampling points were collected samples from surface (S) and depth (P). The main water quality parameters evaluated were: Water Temperature, pH, Electrical Conductivity, Turbidity, DO, BOD₅, COD, TSS, TDS, *E. coli*, Chlorophyll-*a*, Ammonium, Nitrite, Nitrate, Total Phosphorus. The trophic status was monitored considering the levels of phosphorus, chlorophyll-*a* and some biological indicators. The Vacacaí Mirim's reservoir presented a long period of thermal stability, being more or less consistent to the seasonal period, with full circulation only in winter, conferring its classification as warm monomictic. The concentration of most parameters analyzed varied more on a time level than a space level. The parameter that inspires greater concern is the number of *E. coli*, which in 16% of the time exceeds the limits for class 3 of CONAMA Resolution No. 357/05 making the water unsuitable for this purpose. The correlation analysis also showed strong relationship between some environmental hydrological variables with some parameters of quality. The seasonal variation of the values of the TSI and biological indicators, suggest the Vacacaí Mirim's reservoir as a mesotrophic ecosystem, sometimes tending to eutrophic, so showing an anthropogenic influence. It is suggested to the government, organizations and population, the proper attention to the degradation processes, being necessary the watershed land use control and ordination, the riparian vegetation reestablishment, as well as an adjustment on the effluents emission through appropriate treatment.

Keywords: stratification, water quality, trophic state, statistical analysis

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
2 OBJETIVO	12
2.1 Objetivo geral.....	12
2.2 Objetivos específicos.....	12
3 REVISÃO DA LITERATURA	13
3.1 Importância e características gerais de lagos e reservatórios	13
3.2 Dinâmica de estratificação e mistura de reservatórios	15
3.3 Variação da qualidade da água em reservatórios	20
3.4 Qualidade da água para abastecimento	24
3.5 Poluição dos reservatórios	26
3.6 Eutrofização de ambientes lênticos	29
3.7 Índice de Estado Trófico	36
3.8 Análise estatística de dados de qualidade da água	39
4 MATERIAIS E MÉTODOS	41
4.1 Caracterização da área de estudo	41
4.2 Pontos e procedimentos de amostragem.....	44
4.3 Procedimento laboratorial	47
4.4 Classificação do estado trófico da água	50
4.5 Variáveis Hidrológicas	52
4.6 Análise estatística.....	52
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	54
5.1 Condições hidrológicas locais	54
5.2 Estratificação e mistura do reservatório do Vacacaí Mirim	57
5.3 Distribuição espacial e sazonal dos parâmetros de qualidade da água.	65
5.4 Curvas de permanência de qualidade da água e legislação	82
5.5 Análise estatística.....	87
5.6 Estado Trófico do reservatório do Vacacaí Mirim.....	97
5.6.1 Fatores limitantes.....	103

5.6.2 Transparência.....	105
6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	107
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	111

1 INTRODUÇÃO

Devido ao crescimento populacional e ao aumento da demanda por recursos hídricos e energéticos do mundo atual, a construção de reservatórios visando atender usos múltiplos tornou-se essencial para as sociedades humanas. Entretanto, sua construção em larga escala é uma das mais significativas intervenções antrópicas no sistema natural.

O estudo dos reservatórios proporciona uma base fundamental para o gerenciamento da qualidade da água e das bacias hidrográficas, bem como o planejamento dos usos múltiplos do sistema. Muitos reservatórios são submetidos a inúmeras pressões e por vezes impactados negativamente por fontes poluentes pontuais e difusas. A ocupação das bacias de contribuição desses reservatórios ocorre, geralmente, de forma descontrolada, comprometendo seriamente a qualidade de suas águas. Assim, o estudo da qualidade da água dos reservatórios é essencial à saúde pública, pois estes corpos d'água suprem necessidades vitais.

A introdução de substâncias poluentes pode modificar as características do meio, além de alterar o equilíbrio do ecossistema. Um fenômeno muito corrente em ambientes lênticos é a eutrofização originada pelo aporte de nutrientes, destacando-se o fósforo e nitrogênio, o que pode levar à proliferação excessiva de algas e outros efeitos em cadeia e, em decorrência, comprometer fortemente a utilização dos reservatórios.

As características que definem o grau e a situação em que um corpo d'água se encontra são variáveis ao longo do tempo e também no espaço, e dependem da escala que é analisada. Em lagos e reservatórios o principal responsável por tornar a massa de água heterogênea qualitativamente é o fenômeno da estratificação térmica e química. Outros fatores ambientais naturais também exercem influência na qualidade das águas, destacando-se algumas variáveis hidrológicas como a precipitação e a vazão afluente dos tributários.

Em decorrência das alterações de origem antropogênica e outras variações diversas, muitos prejuízos ocorrem nos usos das águas, como no abastecimento humano, já que dificuldades são introduzidas nos processos de tratamento.

O conhecimento da alteração da qualidade da água de um sistema lêntico frente às flutuações temporais de variáveis naturais e do aporte de poluentes de diversas origens pode ser de grande valia para as estações de tratamento que, no decorrer do tempo tratam águas de

qualidades distintas e variadas. O comportamento da qualidade da água também reflete as condições ambientais de sua bacia hidrográfica. Desta forma, conhecer as características das águas do reservatório do Vacacaí Mirim amplia o conhecimento ecológico desse ecossistema e possibilita detectar alterações provenientes da atividade humana.

O reservatório do Vacacaí Mirim é utilizado para abastecimento doméstico sendo responsável por 40% do abastecimento de água do município de Santa Maria, e recreação de contato primário, pois está situado nas suas margens clube de lazer. Foram desenvolvidos, desde sua criação em 1972, vários trabalhos sobre o reservatório do Vacacaí Mirim. Porém, inexistem estudos a respeito das mudanças ou das variações na qualidade de suas águas e há também uma falta de conhecimento sobre o estado trófico atual do reservatório, pela inexistência, até então, de trabalhos que abordassem este enfoque. Deste modo, entende-se a importância do estudo e monitoramento de suas águas. Quanto mais se intensificam os usos do reservatório e de sua bacia hidrográfica, mais importante se torna a realização sistemática de monitoramento que permita avaliar e caracterizar a qualidade das águas, de modo a garantir um padrão aceitável para sua utilização.

2 OBJETIVO

2.1 Objetivo geral

O objetivo desta pesquisa é avaliar a variabilidade da qualidade da água e do estado trófico do reservatório do Vacacaí Mirim, um reservatório utilizado para abastecimento humano, lazer e preservação ambiental.

2.2 Objetivos específicos

- Verificar os ciclos de estratificação e misturas sazonais ao longo de pontos de amostragem específicos no interior do reservatório.
- Analisar a variação da qualidade da água através de amostras coletadas em pontos específicos, por meio de parâmetros físicos, químicos e biológicos.
- Avaliar o estado de trofia do reservatório face aos dados de qualidade da água e pelo uso dos parâmetros clorofila-*a* e fósforo total.
- Analisar estatisticamente os parâmetros de qualidade da água e sua relação com algumas variáveis ambientais hidrodinâmicas a fim de verificar a influência destas na qualidade da água do reservatório.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Importância e características gerais de lagos e reservatórios

As principais civilizações do mundo surgiram em torno de vales fluviais onde a presença de rios e lagos favorecia o seu desenvolvimento. Segundo Baxter (1977) a construção de barragens e outras obras hidráulicas é um dos mais antigos ramos da engenharia, onde o papel dos reservatórios consiste no armazenamento e atenuação da água em períodos de maior fluxo de modo que possa ser liberada em períodos de menor fluxo. As primeiras represas foram construídas para fins de irrigação e abastecimento de água, mas no período atual, normalmente os reservatórios são projetados para mais de um tipo de uso. Tundisi (2008) realça que devido ao aumento populacional e à crescente demanda de recursos hídricos e energéticos, os pequenos sistemas inicialmente utilizados foram substituídos por grandes empreendimentos empregados na produção de energia, recreação, transporte, irrigação, controle de inundação e suprimento de água.

Os reservatórios são construídos para atender a objetivos específicos ou a múltiplos usos. Depois de concluída sua construção, normalmente desenvolvem-se outros usos, como a pesca, turismo, esportes aquáticos, habitat para espécies silvestres, e mesmo a diluição de efluentes. Bachoon *et al* (2009), por exemplo, relata que mais de um milhão de pessoas visitam a cada ano os reservatórios Oconee e Sinclair no estado da Geórgia (EUA) para uma variedade de esportes recreativos (natação, canoagem, vela, observação de aves, caça, pesca). Esses lagos tem um impacto positivo sobre a economia local e também fornecem um valioso habitat para a fauna, além de ser uma importante fonte de água para abastecimento. A construção de reservatórios, evidentemente, também pode causar enormes impactos sócio-ambientais negativos, como o alagamento de grandes áreas, remanejamento de comunidades humanas, entre outros, porém não é o foco deste trabalho.

Conforme Esteves (1998), os lagos artificiais formados pelo represamento de rios recebem várias denominações, tais como: represas, reservatórios e açudes, que nada mais são do que sinônimos uma vez que esses ecossistemas tem mesma origem e finalidade. Lagos e reservatórios são corpos aquáticos interiores sem comunicação direta com o mar, e suas águas,

com exceção de alguns lagos localizados em regiões áridas com altas taxas de evaporação, têm em geral baixo teor de sais dissolvidos, quando comparadas às águas oceânicas.

Lewis (2000) descreve que, de modo geral, a grande maioria dos lagos estão localizados em regiões temperadas, fato que se deve à ação do gelo nas altas latitudes. Por outro lado, devido à relativa escassez de lagos naturais, as represas são os tipos de lagos predominantes em regiões tropicais.

Embora que lagos e reservatórios sejam tratados da mesma forma na literatura, convém mencionar algumas de suas principais diferenças. Lagos são corpos de água naturais cujo movimento horizontal é muito lento quando comparado a rios, e a atividade geológica é a principal responsável pela sua formação (Nogueira, 1991). Todos eles originaram-se de uma variedade de processos naturais, como por exemplo: lagos formados por movimentos da crosta terrestre; vulcanismo; glaciação; ação do vento; ação fluvial; impacto de meteoritos, entre outros . (Hutchinson, 1957 apud TUNDISI, 2008; ESTEVES, 1998 e VON SPERLING, 1999). Já os reservatórios são formados pela ação direta do homem como o barramento artificial de um vale natural, associado ou não a uma bacia de drenagem natural. Reservatórios formados pelo barramento dos rios freqüentemente diferem dos lagos naturais na forma de seus perfis longitudinais. Considerando que os lagos naturais são mais profundos, normalmente em algum lugar próximo de seu centro, os reservatórios são mais profundos quase sempre apenas à montante da barragem (Baxter, 1977). Além disso, os reservatórios geralmente possuem forma dendrítica.

Segundo Nogueira (1991), a distinção mais plausível entre lagos e reservatórios é a controlabilidade das vazões defluentes. Em reservatórios destinados ao abastecimento ou à geração de energia, o nível da água pode ser alterado com bastante rapidez. Outra distinção importante é que, nos reservatórios, as vazões defluentes não são sempre retiradas da superfície, como nos lagos, mas sim, a tomada de água pode ser retirada em vários níveis de profundidade, principalmente das profundidades maiores, com águas de qualidade distintas. Os padrões de estratificação térmica e química também podem ser significativamente diferentes, particularmente nas proximidades da barragem, ou seja: natural em lagos, com regime irregular nas represas.

3.2 Dinâmica de estratificação e mistura de reservatórios

A coluna de água dos reservatórios na dimensão vertical está sujeita à dinâmica da estabilidade e da mistura que, por sua vez, influenciam a qualidade da água. O seu conhecimento é uma base de compreensão do funcionamento dos ecossistemas aquáticos (BRANCO *et al* , 2009).

A dinâmica de estratificação e mistura do corpo d'água é o principal fator que regula a distribuição de substâncias dissolvidas e de organismos na massa líquida (Von Sperling, 1999; Mwaura, 2003). No caso de reservatórios é necessário o estudo do comportamento desse processo físico para que se tenha análise mais concreta acerca da qualidade de suas águas. Para Mwaura (2003) as informações sobre as características físicas da coluna d'água são muito importantes porque determinam a dinâmica espaço-temporal de sua química, a biodiversidade aquática e a utilização do reservatório.

A radiação solar exerce efeitos sobre os corpos d'água. O processo de absorção da luz solar no interior de um lago ou reservatório permite a identificação de duas zonas distintas: zona eufótica e zona afótica. A região eufótica constitui a zona que vai da superfície até a profundidade na qual 99% da luz solar incidente desaparece. Sua profundidade depende da absorção da luz pela água, da concentração de partículas em suspensão, do fitoplâncton e zooplâncton e da quantidade de substâncias orgânicas dissolvidas. Nessa zona predominam os organismos produtores, responsáveis pela síntese dos alimentos e os consumidores. Já, na zona afótica predominam os decompositores, bactérias responsáveis pela mineralização da matéria orgânica existente. É onde se processa a reciclagem dos nutrientes possibilitando que elementos mineralizados tornem-se disponíveis (NOGUEIRA, 1991).

Quando a radiação penetra a coluna de água, é submetida a profundas alterações tanto na sua intensidade quanto na qualidade espectral, devido a vários fatores, destacando-se a concentração de material dissolvido e em suspensão. A radiação que penetra o corpo de água é submetida basicamente aos processos de absorção e dispersão onde ambos determinam a atenuação da radiação que ocorre de maneira exponencial ao longo da coluna de água (ESTEVES, 1998; HEINERMANN & ALI, 1988).

A penetração da radiação solar num lago ou reservatório pode ser convertida em calor implicando em efeitos térmicos sobre esses corpos de água. Conforme Esteves (1998), ao ser

absorvida, a radiação é transformada em energia calorífica, e o calor é redistribuído gradativamente para a massa de água principalmente através da turbulência provocada pelo vento, mas também por condução.

O aquecimento desigual da coluna d'água ao longo de sua profundidade dá origem ao fenômeno de estratificação. A estratificação constitui-se num acomodamento de camadas de fluido, ao longo da direção vertical em decorrência de gradientes de densidade, provocados pelo predomínio dos efeitos de temperatura, além da concentração de sólidos dissolvidos e em suspensão (Nogueira, 1991). O gradiente de temperatura, conseqüentemente provoca um gradiente de densidade fazendo com que haja camadas distintas no corpo de água (Von Sperling, 2005): o epilímnio, caracterizado por ser a camada superior, mais quente, menos densa e com maior circulação; o metalímnio ou termoclina constitui uma camada de transição; e o hipolímnio, camada inferior profunda, mais fria, mais densa e com maior estagnação. Conforme Tundisi (2008), a profundidade do epilímnio e hipolímnio depende da situação geográfica do lago, sua profundidade média e máxima, ventos, e sua posição na bacia hidrográfica.

Quando as diferenças de temperatura geram camadas de água com diferentes densidades, que em si já formam uma barreira física, impedindo que se misturem, e se a energia do vento não for suficiente para misturá-los, o calor não se distribui uniformemente, criando condições de estabilidade térmica. Então o meio aquático está estratificado termicamente, e os estratos formados freqüentemente estão diferenciados física, química e biologicamente (ESTEVEZ, 1998).

Em condições de estabilidade térmica, as distintas camadas de água de densidade diferentes não se misturam. Neste contexto, a alteração da densidade da água, varia em função da temperatura, porém de maneira não uniforme. Nogueira (1991) comenta que na faixa de temperaturas mais elevadas, os altos gradientes de densidade podem assegurar estabilidade à estratificação, em aparente desproporção com as pequenas variações de temperatura, uma vez que a variação de densidade da água de 29° para 30°C é 3,7 vezes maior que a sua variação de 6° à 7°C. Em locais com temperatura elevada não há necessidade de grandes diferenças entre as sucessivas camadas para que se processe a estratificação térmica. Isto é observado freqüentemente em lagos tropicais, onde se evidenciam estratificações estáveis, mesmo com reduzidas diferenças de temperatura entre as camadas que formam a coluna de água.

Os padrões de estratificação térmica são muito variáveis. Para Lewis (2000), o principal contraste entre lagos e reservatórios de clima temperado e tropical encontra-se na temporada de radiação mínima (inverno), enquanto que na temporada de radiação máxima (verão) as diferenças são mais modestas.

Em lagos de clima temperado, no início da primavera ocorre o descongelamento da camada de gelo formada durante o inverno, que logo atinge a temperatura da água das camadas inferiores, por volta de 4°C, sendo possível uma homotermia da coluna de água ocorrendo circulação total da massa de água. Durante o verão há um aumento substancial de temperatura das camadas superiores do lago por aquecimento solar, tornando-se menos densas que as demais. Esta diferença de temperatura e densidade torna-se cada vez mais acentuada no decorrer da estação, dificultando a mistura das camadas superior e inferior sendo facilitada pelos dias quentes e com ventos pouco intensos de verão (Esteves, 1998). Em reservatórios profundos nessas regiões, a diferença de temperatura entre as camadas de superfície e de fundo podem ser muito expressivas. Heinermann & Ali (1988), ao estudarem dois lagos Canadenses verificaram que durante o verão, no período de estratificação térmica, as temperaturas marcam em torno de 24°C na superfície e por volta de 6°C próximo ao fundo.

No outono, ocorre uma redução acentuada da radiação solar e conseqüentemente o lago perde energia para a atmosfera na forma de calor, principalmente devido à evaporação e à entrada de afluentes com águas mais frias, iniciando-se um processo no qual a densidade da água do epilimnio aumenta ocorrendo a quebra da estratificação de verão, iniciando-se a circulação de outono. Já no inverno, ocorre o congelamento da camada superior da massa de água, enquanto as camadas inferiores permanecem com temperatura em torno de 4°C, sendo, então, formadas duas camadas onde apenas a inferior circula, configurando a estratificação de inverno.

Nos lagos e reservatórios de regiões tropicais, o mais comum é a ocorrência de estratificação e desestratificação diárias, ou estratificação durante a primavera, verão e outono, com desestratificação no inverno (Esteves, 1998). Nestas regiões a variação sazonal da temperatura é pouco acentuada em relação às variações diárias. Nogueira (1991) descreve que em ambientes rasos há geralmente um ciclo diário de variação. Durante o dia, ocorre estratificação pelo aquecimento da camada superficial e, à noite, ocorre a desestratificação pela ação combinada dos ventos e do resfriamento da camada superior, provocando mistura total a cada 24 horas.

Por outro lado, os ambientes mais profundos e com pouca influencia do vento, permanecem praticamente estratificados a maior parte do ano, desestratificando-se somente no inverno. Branco *et al* (2009), estudando uma represa de clima tropical relata a mistura da coluna de água somente no período de inverno. No entanto, o autor constata que a montante da barragem, cuja profundidade é elevada (40m) pode não ocorrer mistura completa, pois os eventos meteorológicos não são capazes de perturbar a estabilidade da coluna de água. As diferenças térmicas mais acentuadas entre as camadas de superfície e do fundo, em ambientes tropicais, geralmente não excedem de 5°C a 7°C (Nogueira, 1991), embora possam chegar a 10°C, como relatado por Branco *et al* (2009) que observou uma diferença de 9,5°C no reservatório de Lajes (Brasil), e Gastaldini *et al* (2002), relatando uma diferença entre superfície e fundo, da ordem de 11°C no reservatório do Vacacaí Mirim (RS-Brasil).

Muitos lagos e reservatórios de regiões tropicais apresentam profundidades reduzidas. Há uma diferença de estratificação entre as regiões mais profundas do lago e as regiões mais rasas, que podem apresentar uma completa isoterмия durante certos períodos (Tundisi, 2008). Mwaura (2003) pesquisou a variabilidade espaço-sazonal de temperatura em pequenos lagos artificiais de profundidade média relativamente baixa (1,5–4,5m). A maioria dos pequenos reservatórios manifestaram condições isotérmicas, o que implica na quase constante mistura vertical durante o ano. As condições isotérmicas são atribuídas à pouca profundidade dos reservatórios, o que facilita a mistura completa da coluna de água devido à ação do vento e em alguns casos, ao deflúvio dos tributários nas épocas chuvosas.

Para Lewis (2000), uma das formas mais úteis de classificação de lagos, assim como de reservatórios, é a frequência de mistura completa. Segundo Esteves (1998) e Tundisi (2008) existem basicamente lagos holomíticos e lagos meromíticos:

Lagos Holomíticos: São lagos em que a circulação atinge toda coluna de água. Basicamente podem ser divididos em:

- Dimíticos: são lagos com duas circulações por ano, uma no outono e outra na primavera. Normalmente são encontrados em regiões temperadas.
- Monomíticos: são lagos com uma circulação por ano. Existem dois tipos básicos de lagos monomíticos: os monomíticos quentes, que apresentam circulação somente no inverno e a temperatura superficial nunca cai abaixo de 4°C sendo encontrados em regiões subtropicais; e os monomíticos frios, com circulação somente no verão quando

há a destruição da camada de gelo da superfície sendo localizados em regiões subpolares.

- Polimíticos: lagos que apresentam muitos períodos anuais de circulação, até mesmo diários. Isso se deve ao resfriamento da camada superficial de água durante a noite e à pequena profundidade, que facilita sua homotermia. Em geral, lagos rasos que sofrem permanente ação do vento apresentam esse tipo de circulação.

Lagos Meromíticos: São lagos que nunca apresentam circulação completa da coluna de água e tem uma camada permanente sem circulação. Podem ocorrer dois tipos principais de meromixia:

- Meromixia geomorfológica: ocorre em lagos profundos e protegidos do vento, e o calor da camada superior não é transmitido para as camadas mais profundas, ficando uma camada quente circulando sobre uma camada fria.
- Meromixia química: ocorre em lagos onde a camada profunda é mais densa do que a superior pela maior concentração de sais dissolvidos.

Lagos de latitudes temperadas são mais frequentemente dimíticos, ou seja, eles têm um período sazonal de cobertura de gelo, mistura de outono e primavera, e uma estratificação estável coincidindo com o teor máximo de calor (verão). Já, lagos tropicais são fundamentalmente monomíticos, com variações para polimíticos onde a profundidade é relativamente baixa, e variações para meromixia onde a profundidade é relativamente alta (LEWIS, 2000).

Da mesma forma que na maioria dos lagos há estratificação térmica, há também a estratificação química, ou seja, os gases e compostos orgânicos e inorgânicos presentes na água podem apresentar distribuição não homogênea na coluna de água. Muitas vezes a estratificação térmica condiciona a estratificação química, fenômeno muito observado em lagos de regiões temperadas. Em lagos tropicais freqüentemente observa-se estratificação química, especialmente de oxigênio, muitas vezes independente da estratificação térmica (ESTEVES, 1998).

A concentração de oxigênio ao longo da coluna de água está relacionada com os processos de estratificação e desestratificação, circulação vertical e sua eficiência, e atividade dos organismos. Conforme Esteves (1998) e Tundisi (2008), a distribuição vertical do oxigênio constitui basicamente dois padrões definidos:

- Ortogrado: quando ocorre circulação completa em um lago pouco produtivo, o oxigênio distribui-se aproximadamente de uma forma uniforme até o fundo.

- Clinogrado: Com a estratificação de verão ocorre uma distribuição vertical característica, marcada por um hipolímnio anóxico e por concentrações de oxigênio próximas à saturação no epilímnio.

Os principais fatores que atuam na distribuição do oxigênio na coluna de água consistem na extensão do período de estratificação térmica, que duram 10-11 meses em lagos tropicais frente 6-9 meses nos lagos temperados e pode ser considerado como o principal fator determinante do déficit de oxigênio no hipolímnio, além da capacidade mais pobre da água para manter o oxigênio em temperaturas elevadas do que a baixas temperaturas, e da concentração de matéria orgânica no fundo dos lagos que alimenta altas taxas de metabolismo microbiano nas elevadas temperaturas característica de águas tropicais (LEWIS, 2000).

3.3 Variação da qualidade da água em reservatórios

Dos recursos naturais a água é o mais importante fator para os seres vivos, sendo um dos principais responsáveis pela vida no planeta (Branco, 1991). Porém na natureza não existe água em estado de absoluta pureza, ou seja, isenta de substâncias estranhas ou organismos vivos, mas sim, possui uma série de matérias que lhe conferem suas características físicas, químicas, biológicas. A água por possuir propriedades solventes e a capacidade de transportar partículas, agrega a si muitos componentes os quais definem a sua qualidade. Praticamente todos os elementos químicos encontram-se, de uma forma ou de outra, dissolvidos nas águas naturais, ainda que em quantidades traço (VON SPERLING, 2005; TUCCI, 1995).

Portanto, levando-se em conta todas essas propriedades, a expressão qualidade da água não se refere a seu grau de pureza absoluto ou próximo a isto, mas sim, definida pelo seu uso. A qualidade da água é, então, utilizada como indicador das condições do sistema aquático e para avaliar o estado de degradação ou conservação de rios, lagos, represas, entre outros. Pode-se realizar esta avaliação utilizando-se o monitoramento, que é a coleta de informações regulares e a formação de um banco de dados (TUNDISI, 2008).

A qualidade da água é resultante de fenômenos naturais e da ação antrópica e, segundo Von Sperling (2005), pode-se dizer que esta é determinada em função do uso e ocupação do solo

da bacia hidrográfica. A composição química das águas naturais é o resultado de um conjunto de processos químicos e da interação que ocorre entre os sistemas terrestres, aquáticos e a atmosfera.

A qualidade da água nos reservatórios apresenta variações temporais e espaciais devido a fatores internos e externos ao corpo d'água. A variação espacial da qualidade da água em rios pode ser observada em perfis longitudinais e em lagos, em perfis verticais. Num estudo realizado por Padial *et al* (2009) é documentado a observação de heterogeneidade espacial e temporal como consequência das diferenças de temperatura, que geraram estratificação térmica, química e biológica no reservatório.

Para Dutilleul (1993), um importante aspecto a ser considerado nos estudos ecológicos, diz respeito à escala. A natureza é claramente heterogênea, mas a escala em que a heterogeneidade se manifesta varia enormemente. Um ambiente pode ser considerado homogêneo numa grande escala, mas heterogêneo numa pequena escala.

Conforme Gastaldini *et al* (2001), cinco formas de variações temporais são importantes: variações com intervalo inferior a 24 horas referentes a flutuações de fluxo; variações de 24 horas referente, por exemplo, a ciclos de dia e noite; variações com intervalo entre 1 dia e um mês, geralmente relacionado a fatores climáticos, como a estratificação de lagos; variações sazonais, relacionadas com fatores climáticos e variações de longo prazo, relacionados, por exemplo, a impactos humanos. De acordo com Padial *et al* (2009), o fato da qualidade da água nos reservatórios variar espacial e temporalmente pode levar a diferentes maneiras de se tratar e operar o sistema buscando atender aos usos múltiplos. O seu conhecimento é uma ferramenta importante na elaboração de propostas de manejo.

Nos primeiros anos após a construção de um novo reservatório, uma alta concentração de nutrientes pode ser encontrada na coluna de água afetando sua qualidade, como resultado da decomposição da matéria orgânica inundada. Ao longo do tempo, as concentrações de nutrientes na coluna de água tendem a diminuir devido à absorção de nutrientes nos sedimentos de fundo, precipitação, floculação e as descargas da barragem. A partir desse ponto, a qualidade da água é essencialmente, regulada por variações naturais do ciclo hidrológico que caracterizam a bacia (Rangel-Peraza *et al*, 2009). Para Gastaldini *et al* (2001) o conhecimento do regime hidrológico é fundamental para a discussão sobre as análises de qualidade da água e dos impactos dos lançamentos de efluentes nos corpos receptores. Para a definição do regime hidrológico em lagos e reservatórios é fundamental o acompanhamento do nível da água. O uso intenso de água

acentua as flutuações do nível da água em reservatórios, contribuindo para um grande aumento na concentração de partículas em suspensão e dos nutrientes na coluna de água. Geraldes & Boavida (2005) analisaram se as flutuações sazonais do nível de água podem afetar a qualidade da água em um reservatório sujeito à essas mudanças e concluíram que os maiores valores de fósforo total, fósforo solúvel reativo, nitrato, clorofila-*a* e cor da água foram encontrados durante a fase de nível mínimo.

A natureza dos problemas de qualidade da água nos lagos e reservatórios é diferente dos problemas equivalentes nos rios. Embora na maioria das vezes os elementos que contribuem para a existência de problemas possam ser os mesmos, a escala espacial e de tempo em que os fenômenos ocorrem nos reservatórios é bastante distinta das escalas dos rios, por exemplo. Então, os processos biológicos, químicos e físicos também têm intensidades e importância diferente. Em lagos e reservatórios, com algumas exceções, o seu tamanho e profundidade fazem com que as vazões afluentes e defluentes sejam forças de importância reduzida. Isso possibilita, na maioria dos casos, que a análise dos fenômenos físico-químicos e biológicos se dê apenas ao longo da direção vertical, sem necessidade de consideração detalhada de sua hidrodinâmica (Henderson-Sallers, 1984 apud NOGUEIRA, 1991).

O tamanho da represa, entretanto, é um importante promotor da heterogeneidade e, conseqüentemente, da variação espacial e temporal em reservatórios. Corpos d'água pequenos tendem a sofrer mais as influências climáticas (SILVA, 2008).

As características e processos físicos dominantes influem diretamente na qualidade da água dos reservatórios. A ocorrência de estratificação térmica, que ocorre quando a turbulência é insuficiente para destruir o aquecimento das camadas superiores, permite a identificação de zonas distintas com características diversas onde a consequência mais notável diz respeito à qualidade da água, uma vez que o estabelecimento da estratificação produz reduções substanciais no transporte de massa na direção vertical, gerando situações bastante diferenciadas, no hipolímnio e epilímnio. No hipolímnio é mais comum a baixa ou inexistência concentração de oxigênio dissolvido que pode ser agravado pela eutrofização. Os nutrientes resultantes da decomposição da matéria orgânica permanecem na camada profunda, retornando de forma muito lenta para a superfície. Nessas condições a qualidade da água da superfície é diferente da camada de fundo, ou seja, em determinadas situações pode haver o esgotamento de nutrientes no epilímnio em

contraposição a altas concentrações destes na camada mais profunda, com a correspondente estratificação das comunidades que os habitam (NOGUEIRA,1991; ESTEVES,1998).

Al Bakri & Chowdhury (2006) demonstraram que o fluxo de nutrientes entre o sedimento e a coluna de água, tanto em ambiente com presença de oxigênio como em ambiente anóxico, contribui substancialmente para o orçamento global de reciclagem de nutrientes biologicamente disponíveis na água. No entanto é relatado que a maior disponibilização de nutrientes ocorre no verão em situações de anoxia na interface sedimento-água.

A condição dinâmica de mistura das camadas em lagos tropicais promove a reciclagem acelerada de nutrientes o que também pode acarretar grande variação à curto prazo no valor da biomassa planctônica. Pela possibilidade dos lagos tropicais recuperarem mais nutrientes em função desses processos, o potencial de produção de biomassa nesses lagos é maior do que nos de clima temperado (LEWIS, 2000; LEWIS,1996).

Os processos de transporte, de mistura e dispersão são diretamente ligados à ocorrência da estratificação térmica e a dispersão de poluentes é influenciada fundamentalmente por este processo. Nos reservatórios completamente misturados, o escoamento é parecido com os rios, apenas com velocidades bem mais reduzidas. Já nos reservatórios estratificados a distribuição das velocidades depende da característica da estratificação, pois as águas afluentes tem a tendência de buscarem e se moverem em camadas de fluido com densidade semelhante (Nogueira, 1991). Cabe ressaltar também que a variação da qualidade da água em reservatórios depende diretamente da profundidade. Águas represadas propiciam o aparecimento de algas, principalmente nas camadas superiores, enquanto que, as camadas inferiores podem conter água com excessivo teor de matéria orgânica em decomposição, com produção de compostos causadores de gosto e cheiro desagradável (Tsutiya, 2004). Pode ocorrer também, uma concentração maior de Ferro e Manganês, principalmente nas camadas mais profundas, ou sua introdução em toda profundidade durante a circulação da massa de água. A presença destes constituintes em águas de abastecimento é indesejável, causando problemas na sua potabilização (OLIVEIRA *et al*,1997).

3.4 Qualidade da água para abastecimento

Em função dos progressos sociais e industriais que as sociedades vêm atravessando pode-se enumerar uma grande diversidade de usos múltiplos dos recursos hídricos, (Tucci,1995). Pode-se considerar que um dos mais nobres seja representado pelo abastecimento doméstico, o qual requer a satisfação de diversos critérios de qualidade. Deve-se considerar também que os corpos d'água podem ter vários usos múltiplos previstos ou possíveis, decorrendo então a necessidade da satisfação simultânea de diversos critérios de qualidade (VON SPERLING, 2005).

Com o aumento da degradação ambiental e os usos múltiplos dos reservatórios, os assuntos relativos à qualidade da água desses sistemas tornaram-se matéria de grande preocupação. Neste sentido os padrões de qualidade da água servem para regular e controlar os níveis de qualidade que podem ser mantidos no corpo hídrico, dependendo do uso que o mesmo está destinado. Para o abastecimento de água potável têm-se as maiores exigências quanto à qualidade da água (TUNDISI, 2008).

Os padrões de qualidade da água tornam específicas as concentrações e limites de determinados parâmetros que interferem na vida aquática e na proteção da saúde do homem. Os padrões de qualidade dos corpos receptores estão inter-relacionados com os padrões de lançamento de efluentes, sendo objetivo de ambos a preservação da qualidade da água no corpo hídrico para os usos a ele destinados.

A proteção dos mananciais é a melhor maneira de ser assegurada a qualidade da água para consumo humano e o equilíbrio da vida que nela vive ou que dela depende. Neste sentido, a Resolução CONAMA N°357/05 (Brasil, 2005) dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, e estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Esta resolução classifica as águas em doces, salobras e salinas. Para as águas doces, essa resolução estabelece cinco classes, sendo elas: Classe Especial e Classes I, II, III, IV. Para cada classe foram estipulados valores máximos de parâmetros e condições que devem ser respeitadas, para a proteção da qualidade da água e garantia dos usos previstos.

A Tabela 1 apresenta os padrões de qualidade estabelecidos pela resolução CONAMA N°357/05 e alguns dos parâmetros de qualidade para as águas doces.

Tabela 1: Padrões de qualidade das águas doce segundo Res. CONAMA N° 357/05

Variáveis de Qualidade	Unidade	Padrões de Qualidade				
		Classe especial	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Coliformes termotolerantes ou <i>Escherichia coli</i>	NMP/100 mL	-	200	1000	4000	-
DBO ₅	mg/L	-	3	5	10	-
Oxigênio Dissolvido	mg/L	-	6,0	5,0	4,0	2,0
pH		-	6 - 9	6 - 9	6 - 9	6 - 9
Clorofila - a	µg/L	-	10	30	60	-
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	-	500	500	500	-
Turbidez	UNT	-	40	100	100	-
Cloreto Total	mg/L	-	250	250	250	-
Fósforo Total (lêntico)	mg/L	-	0,020	0,030	0,050	-
Nitrato	mg/L	-	10	10	10	-
Nitrito	mg/L	-	1	1	1	-
Nitrogênio amoniacal Total	mg/L	-	3,7*	3,7*	13,3*	-
Sulfato total	mg/L	-	250	250	250	-
Manganês	mg/L	-	0,1	0,1	0,5	-
Fluoreto total	mg/L	-	1,4	1,4	1,4	-

*Limite para pH até 7,5

Existe a necessidade de que os órgãos responsáveis pela saúde e bem estar do homem estabeleçam os teores aceitáveis para as impurezas contidas nas águas, de acordo com o fim a que as mesmas se destinam. No caso da água se destinar ao consumo humano são fixados os padrões de potabilidade, que indicam as condições que a água deve apresentar para ser considerada como água potável, ou seja, poder servir e ser utilizada como bebida e outros fins domésticos.

Padrões de potabilidade ou de água potável são as quantidades limites que, com relação aos diversos elementos, podem ser toleradas nas águas de abastecimento, quantidades estas fixadas, geralmente por decretos, regulamentos ou especificações. O padrão de potabilidade da água para consumo humano em atual vigência no Brasil é representado pela Portaria N°518/04 do Ministério da Saúde (Brasil, 2004) que também estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água. Esta portaria estabelece os limites de vários parâmetros que afetam a qualidade microbiológica das águas e os limites de algumas substâncias químicas que representam riscos à saúde. Alguns desses limites são apresentados na tabela 2. Este padrão tem função específica de proteção à saúde humana, sendo utilizado para água de consumo direto pelo homem.

Tabela 2: Padrões de potabilidade estabelecidos pela Portaria MS N°518/04.

PARÂMETRO	VALOR
Coliformes termotolerantes ou <i>Escherichia coli</i> (NMP/100mL)	Ausência em 100 mL
Amônia (mg/L)	1,5
Nitrito (mg/L)	1,0
Nitrato (mg/L)	10
Cloretos (mg/L)	250
Manganês (mg/L)	0,1
pH	6,0 – 9,5
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	1000
Sulfatos (mg/L)	250
Turbidez (UT)	5
Fluoreto (mg/L)	1,5
Gosto / Odor	Não objetável

Quando a água é utilizada para fins de recreação, esta pode ser para fins de contato direto ou contato indireto. O contato direto, como a natação, exige condições mais restritivas quanto à qualidade da água, pois a presença de elementos e substâncias como metais pesados, organismos patogênicos, cianotoxinas, entre outros, podem oferecer riscos à saúde humana. O contato indireto, como a navegação, pesca, etc., embora menos restritivo também merece cuidados especiais. A Resolução CONAMA N°274/00 (Brasil, 2000) refere-se aos padrões de balneabilidade considerando que a saúde e o bem-estar humano podem ser afetados por determinadas condições. Esta resolução define os critérios de balneabilidade das águas brasileiras, classificando-as como próprias e impróprias para o contato primário.

3.5 Poluição dos reservatórios

Em muitas regiões há diversos reservatórios localizados em áreas urbanas. Estes reservatórios são submetidos a inúmeras pressões por usos múltiplos, como por exemplo, abastecimento de água, recreação, pesca, turismo. Esses ecossistemas são pressionados permanentemente pelo excesso de entrada de nutrientes, degradação das margens, desmatamentos, descarga de resíduos sólidos e substâncias tóxicas, sedimentação, ocupações urbanas extensas.

A Lei nº 6938/81 – Política Nacional do Meio Ambiente (Brasil, 1981) define como poluição, a degradação ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente: prejudiquem a saúde e o bem-estar da população; criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; afetem desfavoravelmente a biota; afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos.

As fontes poluidoras podem ser classificadas em duas formas básicas: poluição pontual e poluição difusa. Na poluição pontual, os locais e a quantificação de cada fonte são facilmente medidos e controlados, pois os poluentes acabam atingindo o corpo d'água de maneira concentrada no espaço em locais específicos, como o despejo de efluentes industriais, e sanitários. Na poluição difusa, os poluentes adentram o corpo d'água ao longo de parte de sua extensão, de forma distribuída, e não concentrada em um único ponto. Uma característica marcante da poluição difusa é a variabilidade temporal e espacial na concentração de poluentes lançados nos corpos d'água, o que torna complexa sua identificação e avaliação. A poluição difusa geralmente resulta do escoamento superficial urbano e rural, deposição atmosférica e infiltração, entre outros.

A poluição difusa, de certa forma, origina-se da precipitação que promove a lavagem dos poluentes atmosféricos, e o escoamento superficial gerado será o responsável pelo transporte dos poluentes dispostos sobre as superfícies. O escoamento superficial tanto em áreas rurais como urbanas, é reconhecido como uma das principais causas de poluição, uma vez que promove a lavagem das superfícies carreando grandes quantidades de poluentes para os corpos d'água. Muyodi *et al* (2009) descreve a existência de grande variabilidade no número de coliformes entre as estações seca e úmida, evidenciando a ação do escoamento superficial.

Os usos múltiplos de muitos reservatórios tropicais podem criar condições para a proliferação de doenças hidricamente transmissíveis. Apesar de ser uma substância vital para a saúde humana, a água pode produzir doenças por vários mecanismos, aumentando a mortalidade. Essas são conseqüências produzidas pela água poluída e de baixa qualidade. Muyodi *et al* (2009), por exemplo, relatam uma correlação positiva entre a contagem de coliformes e a incidência de doenças transmitidas pela água na fração Ugandense do lago Victória. As doenças mais prevalentes associadas incluem a malária, disenteria, diarreia e esquistossomose.

Bachoon *et al* (2009) estudaram a relação entre o uso do solo da bacia e a poluição fecal de dois reservatórios no estado da Geórgia (EUA). Os resultados apontaram um nível de poluição fecal maior para os locais dos lagos influenciadas por áreas urbanas antigas e áreas rurais. A poluição fecal de origem humana é detectada nos setores agrícola e antigas zonas suburbanas e industriais de influência dos lagos. Em contraste, a poluição fecal bovina foi detectada apenas nas áreas agrícolas devido à exploração leiteira.

Em áreas rurais a degradação da qualidade da água superficial e subterrânea está relacionada aos processos de uso do solo, aumento da erosão, poluição química devido ao uso de fertilizantes e pesticidas e as operações pecuárias (Novotny, 1999). Fraser *et al* (1999) também comenta que a erosão do solo, pelo escoamento superficial transportado na forma de sedimentos em suspensão é freqüentemente associada com altas taxas de partículas de fósforo transferidas da terra para os cursos de água. O fósforo particulado pode proporcionar uma fonte de longo prazo de P para a biota aquática.

A poluição prejudica consideravelmente o abastecimento de água potável, aumentando o custo do tratamento ou forçando a captação de água de outro recurso hídrico. Entre as conseqüências mais freqüentes da poluição de reservatórios destaca-se a queda global das características de qualidade da água e o possível fenômeno de eutrofização devido, principalmente, à introdução de fósforo e nitrogênio.

Segundo Tundisi (2001), os rios e demais cursos d'água são os principais caminhos para transferência de nitrogênio e fósforo para muitos lagos e reservatórios, já que integram diversos focos pontuais e difusos desses elementos. Outras atividades, como o desmatamento, o cultivo extensivo e a disposição de detritos urbanos aumentam o transporte de nitrogênio e de fósforo do meio ambiente terrestre para o aquático. Embora os focos pontuais e difusos de nitrogênio e fósforo sejam contribuintes de eutrofização, os não pontuais normalmente são dominantes e representam desafio para o gerenciamento. Como mostra Bendoricchio *et al* (1999), o progresso na redução da poluição pontual aumenta o papel das fontes difusas. Os autores utilizaram programas de controle da qualidade da água que focam a descarga de nutrientes devido aos seus efeitos críticos sobre a eutrofização de lagos, concluindo a necessidade de uma intervenção forte para alcançar o objetivo final de condições mesotróficas na lagoa de Veneza (Itália). Ainda é relatado o efeito positivo provocado pela intervenção sobre a poluição de fontes pontuais de áreas

urbanizadas que resulta na redução da concentração de amônia e no aumento do oxigênio dissolvido a jusante das grandes cidades.

3.6 Eutrofização de ambientes lênticos

Em termos de definição, Eutrofização pode se definida como: “enriquecimento da massa de água em nutrientes, conduzindo a um aumento da produtividade primária e conseqüentes alterações da qualidade ecológica, e que, em última instância, condicionam eventuais usos da massa de água” (Neri, 1997, apud DIOGO, 2008). Esta definição satisfaz as várias dimensões do problema, independentemente da forma como o processo de eutrofização de um corpo aquático é descrito, como processo natural ou como processo induzido por atividades antropogênicas.

Para Esteves (1998) a eutrofização é um processo no qual ocorrem profundas modificações qualitativas e quantitativas nas comunidades aquáticas, nas condições físicas e químicas do meio e no nível de produção do sistema. Também pode ser entendida como o crescimento excessivo de organismos autotróficos aquáticos tanto planctônicos (algas) como vegetais superiores (macrófitas) (VON SPERLING, 2005).

A eutrofização é um processo natural de envelhecimento das massas de água, que no seu decurso sofrem um enriquecimento em elementos orgânicos e inorgânicos, conduzindo ao domínio do ecossistema por plantas aquáticas, e até mesmo à transformação em pântanos.

A palavra eutrofização deriva do grego, significando bem-nutrido. Não é, portanto, sinônimo ou equivalente de poluição. Ela apenas denota o processo natural ou artificial de adição de nutrientes aos corpos d’água e os efeitos resultantes dessa adição. A eutrofização é assim parte do processo natural de envelhecimento dos lagos que ocorreria independentemente das atividades do homem (NOGUEIRA, 1991).

A eutrofização pode ser natural ou artificial. Quando natural, é um processo lento e contínuo que resulta do aporte de nutrientes trazidos pelas chuvas e pelas águas superficiais que erodem a superfície da terra. Este tipo de eutrofização pode ser entendido como um envelhecimento natural do lago, que se processa ao longo do tempo geológico. Quando ocorre artificialmente, portanto, induzido pelo homem, os nutrientes podem ter diferentes origens, como: efluentes domésticos, industriais, atividades agrícolas, entre outras. Este tipo de eutrofização,

também denominada de eutrofização cultural, é responsável pelo envelhecimento precoce do ecossistema (ESTEVEZ, 1998).

A eutrofização prematura de muitos lagos está efetivamente associada a um processo de poluição. As alterações de uso do solo na bacia de drenagem dos ecossistemas aquáticos aumentam o fluxo de sedimentos e de nutrientes devido à remoção da vegetação nativa, agricultura, urbanização e lançamento de efluentes domésticos e industriais. Como consequência, o processo de envelhecimento é acelerado causando alterações indesejáveis no ambiente aquático.

Quando se verifica um aumento na disponibilidade de nutrientes, a produtividade primária aumenta e assim também a biomassa algal, desequilibrando o ecossistema, muitas vezes de forma irreversível. De forma consistente é descrito a ocorrência do processo de eutrofização num corpo d'água:

O aporte intenso de nutrientes (notadamente compostos de nitrogênio e fósforo) a rios, lagos e represas pode provocar um crescimento excessivo da vegetação aquática, representada principalmente por seres microscópicos (algas) e plantas superiores (macrófitas). A consequência imediata dessa fertilização é a ocorrência de um indesejável desequilíbrio do balanço de oxigênio na massa líquida. Considerando-se os reduzidos ciclos de vida da maior parte das algas, verifica-se que sua morte e posterior sedimentação provocam uma considerável contribuição de matéria orgânica à região do fundo do corpo d'água (zona bentônica). A decomposição dessa matéria orgânica é processada inicialmente através da atuação de bactérias aeróbias [...]. Esta atividade metabólica implica em uma substancial redução da massa de oxigênio dissolvido disponível no fundo do corpo d'água. Como nesta região não há normalmente produção fotossintética, em função da ausência de luminosidade, pode ocorrer um consumo completo de todo oxigênio disponível, atingindo-se uma condição de anaerobiose. Naturalmente quanto maior for o crescimento de algas na superfície do corpo d'água, maior será a biomassa formada e, conseqüentemente, mais intensa será a reprodução das bactérias responsáveis pela estabilização da matéria orgânica. Em situações extremas, o estado de anaerobiose é alcançado de forma bastante acelerada. [...] Na situação de anaerobiose ocorre a solubilização de diversos compostos químicos, dentre eles o fosfato, criando-se assim uma fonte interna de nutrientes que agrava ainda mais o quadro de fertilização do corpo d'água (VON SPERLING, 1994).

A produtividade primária, que expressa a intensidade da eutrofização, é um processo complexo no qual estão envolvidos diferentes fatores, inibindo-a ou estimulando-a. Dos inúmeros fatores, os mais importantes são a radiação solar, a temperatura e nutrientes. Especialmente a concentração de nutrientes tem papel fundamental sobre a produtividade primária, destacando-se o fosfato, nitrato e amônia, considerados geralmente como limitantes.

Nutriente limitante é aquele, que sendo essencial para uma determinada população, limita seu crescimento. Em baixas concentrações do nutriente limitante, o crescimento populacional é baixo, mas com sua elevação o crescimento populacional também aumenta. Essa situação persiste até o ponto em que a concentração desse nutriente passa a ser tão elevada no meio, que um outro nutriente passa a ser o fator limitante, por não se apresentar em concentrações suficientes para suprir os elevados requisitos da grande população.

O nitrogênio e fósforo são geralmente considerados os dois principais nutrientes para algas e as razões entre esses elementos geralmente são usados para inferir limitação por nutriente. Segundo (Redfield, 1958 apud Fernández *et al*, 2009), o crescimento máximo de algas planctônicas seria alcançado quando a razão atômica intracelular de nutrientes estivesse em torno de 106C:16N:1P. Algas com razão N:P menor que a indicada seriam limitadas por N e com razão maior seriam limitadas por P. Salas & Martino (2001) estabelecem para lagos tropicais a relação em massa de Nitrogênio Total (N) : Fósforo Total (P) de 9:1. Desta forma, os lagos/reservatórios com relação de nitrogênio e fósforo superiores a 9 são potencialmente limitados por fósforo. Já aqueles cuja razão seja inferior a 9 são limitados por nitrogênio. No entanto, a razão N:P ótima para o crescimento algal pode sofrer variações dependendo da espécie e do ambiente (Smith, 1979). Diferentes espécies são limitadas por nutrientes diferentes, mas geralmente a comunidade responde como se limitada por apenas um nutriente (LEWIS, 2000).

De acordo com Salas & Martino (2001), a maioria dos lagos tropicais da América Latina são limitados por fósforo. No entanto Lewis (2000) sugere que a limitação por nitrogênio é mais importante e freqüente em latitudes tropicais do que em latitudes temperadas. Mesmo a alternância entre a limitação por fósforo e nitrogênio tem sido documentada. As proporções relativas e as concentrações de nitrogênio e fósforo em lagos e represas variam estacionalmente ou de ano para ano, e, portanto, a limitação por nutrientes pode variar temporal e até sazonalmente (Tundisi, 2008). Delazari-Barroso *et al* (2009) mostram que as concentrações de nutrientes no reservatório Duas Bocas apresentaram limitação de nitrogênio e fósforo, sugerindo que os nutrientes, ao invés da luz, regulam a biomassa de fitoplâncton durante a maior parte do ano.

A literatura também registra a existência de sistemas limitados pelo carbono ou pela luz, onde a ação antropogênica tornou abundantes o fósforo e nitrogênio. Fernández *et al* (2009), por exemplo, relatam que a razão N:P sugere que nenhum desses nutrientes é fator limitante para a

biomassa de algas do lago Paso de Las Piedras (Argentina), indicando que as variações na estrutura da comunidade fitoplanctônica, seria mais restrita pelas condições hidrológicas que a competição de nutrientes.

A extensa literatura na área é unânime em apontar que as principais causas da eutrofização produzida pelas atividades humanas estão relacionadas com as entradas de esgoto sanitário, águas residuárias industriais, drenagem pluvial urbana, fertilizantes utilizados na agricultura, erosão do solo, produtos de limpeza contendo compostos polifosfatados, até mesmo estações de tratamento de esgoto. Todos estes fatores resultam na liberação de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, que são estimulantes da eutrofização.

O maior fator de deterioração está, segundo Von Sperling (2005), associado aos esgotos oriundos das atividades urbanas. Os esgotos contêm nitrogênio e fósforo, presentes nas fezes e urina, nos restos de alimentos, nos detergentes e outros subprodutos das atividades humanas. A contribuição de N e P através dos esgotos é bem superior à contribuição originada pela drenagem urbana.

A erosão do solo causada pela remoção das florestas, construção urbana, ou práticas agrícolas inadequadas, além de constituir uma fonte de nutrientes para organismos aquáticos, em reservatórios, as partículas de solo tendem a sedimentar devido às baixíssimas velocidades de escoamento horizontal ocasionando o assoreamento, reduzindo o volume útil do corpo d'água, e servindo de meio suporte para o crescimento de vegetais fixos de maiores dimensões (macrófitas) próximo às margens (FRASER *et al*, 1999; VON SPERLING, 2005; Varennes, 2003 apud DIOGO, 2008).

Descargas atmosféricas como as chuvas, podem ser consideradas como fonte significativa de fosfato e nitrogênio. Estas têm maior importância, como fonte de nutrientes, nas regiões de intensa poluição atmosférica (Esteves, 1998), embora, segundo Tundisi (2001) as deposições aerotransportadas possam representar importante fonte de nutrientes e poluentes em lagos remotos.

As maiores fontes de poluição a partir da agricultura são a drenagem de nitrogênio e fósforo aplicados no solo. Estes fertilizantes podem ser removidos pela precipitação e drenagem do solo aumentando suas concentrações na água. Jørgensen (1999) afirma que uma grande parte da emissão total de nitrogênio na Dinamarca é proveniente da agricultura. Donoso *et al* (1999) também documenta que a contaminação por nitratos devido a poluição difusa agrícola é evidente,

e algumas áreas no centro-sul do Chile sofrem eutrofização devido ao aumento nos níveis de nutrientes nas águas superficiais. Os resíduos orgânicos da pecuária também podem ser significativos. Em alguns locais a exploração leiteira, por exemplo, pode provocar aumentos significativos nos níveis de nutrientes em lagos e rios, provenientes tanto de fontes pontuais e não-pontuais (BACHOON *et al*, 2009).

Os sedimentos têm sido apontados por inúmeros autores como fonte de acumulação e regeneração de nutrientes e que a reciclagem desses na interface sedimento-água desempenha um papel crítico no desenvolvimento da eutrofização (Pulatsu *et al*, 2008). A reciclagem de nutrientes desde os sedimentos até as águas superiores pode sustentar condições eutróficas por longos períodos, mesmo após as cargas externas terem sido reduzidas. A matéria orgânica produzida pelas algas de um lago se deposita nos sedimentos, e sua decomposição além de produzir diversos compostos afeta as concentrações de oxigênio podendo causar condições anóxicas na interface sedimento-água, o que pode liberar nitrogênio e nutrientes precipitados como o fósforo (Tundisi, 2001). Lagos rasos e quentes com desestratificação diária, podem manter altas taxas de recirculação interna. A liberação sazonal de fósforo inorgânico dissolvido pode representar uma fonte importante, em especial em lagos rasos e naqueles com anoxia sazonal do hipolímnio (MORTIMER, 1941; AL BAKRI & CHOWDHURY, 2006).

A eutrofização artificial pode ser considerada como uma reação em cadeia de causas e efeitos bem evidentes, cuja característica principal é a quebra de estabilidade do ecossistema (homeostasia).

A eutrofização pode causar mudanças na estrutura taxonômica dos ecossistemas aquáticos, reduzindo significativamente a biodiversidade através do aumento da abundância de algumas espécies, em especial as cianobactérias (Fernández *et al*, 2009). As cianobactérias crescem rapidamente em condições favoráveis como estratificação estável, altas temperaturas, nutrientes, baixo fluxo dos rios (Rahman *et al*, 2005) e algumas tem a capacidade de assimilar nitrogênio da atmosfera, sobressaindo-se sobre as demais espécies quando da limitação por N (Tundisi, 2001). Muyodi *et al* (2009) relatam que em locais poluídos do lago Victória, as cianobactérias dominam outras espécies, contribuindo > 50% da biomassa de algas. O aumento da produção primária, devido à eutrofização, também tem efeitos imediatos sobre os produtores secundários como o zooplâncton e os peixes, que mostram mudanças na sua composição específica e na densidade de cada espécie onde muitas delas apresentam redução no número de

indivíduos ou desaparecem totalmente sendo substituídas por outras que dominam o ambiente (ESTEVES, 1998).

O processo de eutrofização artificial em seu estado inicial, também favorece o crescimento de diferentes grupos de macrófitas aquáticas. No entanto, no decorrer do processo, somente as macrófitas flutuantes tem seu crescimento favorecido. Sua posterior morte e decomposição incorpora uma carga orgânica adicional na coluna d'água que pode resultar num desequilíbrio de O_2 no hipolímnio. Por outro lado, sua alta concentração impede a penetração da luz solar na massa líquida bloqueando a fotossíntese nas camadas inferiores e prejudicando o desenvolvimento de macrófitas submersas e as populações de perifíton. (SALAS & MARTINO, 2001; OLIVEIRA *et al*, 2010).

Crowder & Painter (1991) ressaltam que as macrófitas são excelentes indicadores de qualidade da água pois respondem à nutrientes, luz, contaminantes tóxicos, herbicidas, turbidez, salinização. Sua superabundância pode interferir no fluxo de energia do ecossistema, além de prejudicar atividades como o nado, navegação, pesca e a operação das estações de tratamento podendo inclusive reduzir a vida útil dos reservatórios mediante acumulação de material vegetal nos sedimentos (SALAS & MARTINO, 2001).

A anoxia é outro dos problemas resultantes da eutrofização. Por causa do aumento de produtividade do sistema e, por conseqüência, o aumento de bactérias heterotróficas que se alimentam de organismos mortos, no fundo do corpo aquático, predominam condições anaeróbias devido à sedimentação da matéria orgânica, à reduzida penetração de O_2 a esta profundidade, e a ausência de fotossíntese em função da limitada penetração da luz solar. Com a anaerobiose, predominam condições redutoras, e no hipolímnio há uma intensa liberação de íons do sedimento para coluna d'água (Von Sperling, 2005). Sob condições anóxicas no fundo, as concentrações de amônia, ferro, manganês e sulfetos podem atingir níveis deletérios para a biota aquática e trazer problemas ao abastecimento de água. A anoxia nos sedimentos libera fosfato e amônia para a coluna d'água podendo alcançar a zona eufótica onde é assimilado pelo fitoplâncton contribuindo para o processo de eutrofização (TUNDISI, 2001).

Outro efeito indesejável da eutrofização são as freqüentes florações das águas ("*bloom*") que consiste na proliferação rápida e excessiva desses organismos devido a fatores favoráveis ao seu crescimento, dando uma coloração azul-esverdeada, vermelha ou acastanhada à água, consoante as espécies de algas favorecidas pela situação. Devido à grande concentração de

nutrientes, as algas multiplicam-se com uma rapidez extraordinária, formando uma espessa cortina verde sobre a superfície da água cobrindo, muitas vezes, grandes extensões, a qual impede a penetração da luz até as zonas profundas (RAHMAN *et al*, 2005; TUNDISI, 2001).

No processo de floração das águas, as cianobactérias ou cianofíceas são um grupo especialmente problemático pois algumas espécies apresentam cepas produtoras de toxinas. Os vários gêneros e espécies de cianobactérias produzem diferentes compostos tóxicos, normalmente classificados como neurotoxinas, hepatotoxinas, citotoxinas e endotoxinas (Tundisi, 2001). A liberação de toxinas pelas cianobactérias pode ocorrer durante sua senescência ou morte. As toxinas produzidas podem ser prejudiciais aos seres humanos e animais, podendo levar à intoxicações, reações alérgicas, distúrbios gastrointestinais, danos no fígado e rins e até à morte.

A eutrofização desperta grande preocupação quando seus efeitos econômicos diretos são significativos. Os típicos efeitos indesejáveis da eutrofização são: depressão da indústria turística, problemas estéticos e recreacionais como a diminuição do uso da água para recreação, balneabilidade e redução geral na atração turística devido ao crescimento da vegetação, freqüentes florações de algas, distúrbios com mosquitos e insetos, maus odores e eventuais mortandades de peixes. Por outro lado, as altas cargas de material orgânico podem reduzir a profundidade e conferir características anaeróbias ao corpo hídrico, causando aumento o número de bactérias patogênicas e da concentração de gases fétidos, como gás sulfúrico e metano (ESTEVES, 1998; RAHMAN *et al*, 2005; VON SPERLING, 2005).

A presença excessiva de algas gera elevados custos de saúde pública e tratamento da água potável devido à necessidade de remoção da própria alga, remoção da cor, sabor e odor. A grande quantidade de fitoplâncton dificulta o tratamento da água, pela obstrução dos filtros e a liberação de toxinas de algumas espécies. Estes organismos podem influir significativamente na coagulação química e decantação, com maior gasto de insumos, e produzirem subprodutos metabólicos que em presença de cloro, podem formar compostos cancerígenos.

Conforme Rahman *et al* (2005), as florescências de cianobactérias são comuns em muitos reservatórios no sudeste da Austrália. É estimado um gasto entre US\$ 180-240 milhões de euros por ano no monitoramento e controle das florações de cianobactérias pelo governo e a comunidade Australiana.

As florações das águas passaram a ser comuns também no Brasil, tanto em freqüência quanto em número de corpos d'água afetados, mesmo fora das épocas mais quentes.

3.7 Índice de Estado Trófico

O Índice do Estado Trófico tem por finalidade classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas (CETESB, 2010).

A fertilização dos ecossistemas aquáticos está diretamente vinculada à produção primária (fotossíntese) dos organismos vegetais, já que a formação da biomassa é decorrente desta atividade metabólica. Utiliza-se assim o conceito de *trofia* para representar a intensidade da produção primária. Quanto maior o grau de trofia, mais intensa será a formação de biomassa e conseqüentemente mais forte será o consumo de oxigênio para a sua decomposição (Von Sperling, 1994). Segundo (Tundisi, 2001), os lagos e os reservatórios oligotróficos são caracterizados por baixas entradas de nutrientes e produção primária, alta transparência e uma biota diversa. Já, as águas eutróficas, têm uma grande entrada de nutrientes e produção primária, baixa transparência e elevada biomassa, com baixa diversidade de espécies.

Segundo Von Sperling (1994), os sistemas classificatórios sugeridos até a década de 70 não permitiam uma configuração clara dos diversos estados tróficos, pois não havia um delineamento que permitisse separar as distintas classes. Assim fez-se necessário o uso de parâmetros representativos, capazes de exprimir em números (faixa de valores) a classificação trófica desejada.

Vários indicadores, índices e modelos têm sido desenvolvidos para avaliar a eutrofização, sendo a maioria baseada em fatores químicos, físicos e biológicos (por exemplo, oxigênio dissolvido, concentrações de nutrientes e/ou clorofila-*a*, turbidez, composição específica do fitoplâncton) (FERNÁNDEZ *et al*, 2009).

Carlson (1977) definiu um índice de estado trófico, que talvez seja o de maior divulgação, baseado apenas em três parâmetros, sendo eles: fósforo total, clorofila-*a* e transparência. O índice foi confeccionado por uma análise de regressão, correlacionando os parâmetros que avaliam a concentração da biomassa algal. Pela sua simplicidade e objetividade, esse índice é um dos mais utilizados para a classificação da qualidade da água de lagos e reservatórios. Além da transparência, o índice pode ser expresso em função das concentrações de fósforo e clorofila (Fia *et al*, 2009). Nesse índice, os resultados correspondentes ao fósforo, devem ser entendidos como

uma medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente atua como o agente causador do processo. A avaliação correspondente à clorofila-*a*, por sua vez, deve ser considerada como uma medida da resposta do corpo hídrico ao agente causador, indicando de forma adequada o nível de crescimento de algas que tem lugar em suas águas. Assim, o índice médio engloba, de forma satisfatória, a causa e o efeito do processo. (VON SPERLING, 1994; CETESB, 2010).

Evidentemente tais parâmetros apresentam limitações no seu uso, como por exemplo, para casos de lagos turvos e coloridos, onde a transparência não se relaciona com a produtividade ou nas situações onde o fósforo não é o nutriente limitante.

Lagos e reservatórios tropicais são mais sensíveis à eutrofização do que lagos ou reservatórios temperados (Lewis, 1996). Os processos metabólicos dependentes da temperatura tendem a ter maiores taxas nos lagos tropicais. O metabolismo dos organismos ocorre de forma mais acelerada, conduzindo a uma maior capacidade de assimilação de nutrientes, o que permite que os valores limites para cada categoria trófica sejam mais elevados (LEWIS, 2000; VON SPERLING, 1994).

O índice de estado trófico de Carlson foi desenvolvido para regiões temperadas onde o metabolismo dos ecossistemas aquáticos é significativamente diferente dos ambientes tropicais. A fim de adaptar uma nova metodologia para condições tropicais, Lamparelli (2004) propôs algumas modificações e adaptações na metodologia original, confeccionando, inclusive, índices diferenciados para aplicação em ambientes lóticos e lênticos. O índice de estado trófico proposto por Lamparelli (2004) é atualmente o índice padrão utilizado pela CETESB no monitoramento de lagos tropicais em São Paulo. Sua proposta para classificação de estado trófico em ambientes lênticos estão resumidos no Quadro 1.

Estado Trófico	Ponderação	Secchi (m)	P-total (mg/m³)	Clorofila-a (mg/m³)
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$	$S \geq 2,4$	$P \leq 8$	$CL \leq 1,17$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$	$2,4 > S \geq 1,7$	$8 < P \leq 19$	$1,17 < CL \leq 3,24$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$	$1,7 > S \geq 1,1$	$19 < P \leq 52$	$3,24 < CL \leq 11,03$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$	$1,1 > S \geq 0,8$	$52 < P \leq 120$	$11,03 < CL \leq 30,55$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$	$0,8 > S \geq 0,6$	$120 < P \leq 233$	$30,55 < CL \leq 69,05$
Hipereutrófico	$IET > 67$	$0,6 > S$	$233 < P$	$69,05 < CL$

Quadro 1: Classificação do Estado Trófico de Reservatórios segundo Lamparelli (2004).

Outros autores como Fernández *et al* (2009) e Rahman *et al* (2005) aplicam em seus estudos a estratégia desenvolvida, em 1982, pela Organization for Economic Cooperation and

Development (OECD), para classificação do estado trófico de lagos e reservatórios (Quadro 2). Além disso, segundo Diogo (2008), a maioria dos estados da Comunidade Européia utiliza uma versão alterada desta abordagem de classificação para a identificação de massas de água sujeitas a eutrofização. Esta abordagem tem como objetivo uma caracterização quantitativa dos termos oligotrófico, mesotrófico e eutrófico baseando-se essencialmente na medição de alguns parâmetros de qualidade da água e comparação dos resultados com uma tabela de valores limite para cada classe de estado trófico.

Classificação	P (mg/m³)	Clorofila-a (mg/m³)	Máx. de Clorofila-a (mg/m³)	Disco de Secchi (m)	Mín. disco de Secchi (m)
Ultra-oligotrófico	< 4	< 1	< 2,5	> 12	> 6
Oligotrófico	< 10	< 2,5	< 8,0	> 6	> 3
Mesotrófico	10 – 35	2,5 – 8	8 – 25	6 – 3	3 – 1,5
Eutrófico	35 – 100	8 – 25	25 – 75	3 – 1,5	1,5 – 0,7
Hiper-eutrófico	> 100	> 25	> 75	< 1,5	< 0,7

Quadro 2: Critérios de classificação do estado trófico conforme Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) (Diogo, 2008).

Salas & Martino (2001), por meio do Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), também publicaram um estudo propondo um modelo trófico simplificado para reservatórios tropicais da América Latina e Caribe (Quadro 3).

Classificação	Fósforo Total (µg/L)	Clorofila-a (µg/L)
Oligotrófico	≤ 28	≤ 4,8
Mesotrófico	28 – 72	4,8 – 12
Eutrófico	≥ 72	≥ 12

Quadro 3: Sistema de classificação de estado trófico proposto por Salas & Martino (2001)

Como se percebe, os autores apresentam diferentes faixas de valores para os distintos estados tróficos e teores limites diferentes entre si. Isso acarreta a impossibilidade de uma classificação trófica absoluta, já que a denominação do grau de trofia depende em primeira linha do referencial utilizado (Von Sperling, 1994). Fia *et al* (2009) e Fernández *et al* (2009), por exemplo, utilizaram diferentes índices na avaliação da eutrofização constatando algumas vezes diferenças significativas na classificação trófica.

Os índices de estado trófico, portanto, consistem na representação numérica do grau de trofia do corpo d'água. A grande vantagem do emprego de índices é que estes sumarizam um

processo estatístico de avaliação, permitindo que as informações sejam divulgadas e acompanhadas em forma de curvas, gráficos, plotagem de pontos, que são uma forma de comunicação muito mais direta e abrangente onde a conveniência da síntese supera as perdas do processo de sumarização.

3.8 Análise estatística de dados de qualidade da água

A aplicação da estatística está presente em quase todos os estudos relacionados à qualidade das águas, possibilitando auxílio no planejamento, análise e interpretação de dados, melhorando a qualidade dos resultados e ajudando na tomada de decisão. Com ela é possível tirar melhores conclusões sobre as características das fontes de onde os dados foram retirados, para melhor compreender as situações.

Os dados de variáveis observadas em pesquisa observacional do meio ambiente geralmente trazem grande variabilidade. A instabilidade nos dados é situação esperada pelo pesquisador e o mesmo quer uma solução estatística que o auxilie na gestão e análise dos dados para que desta forma se possa fazer inferências e validar fenômenos com mais segurança. Segundo Crespo (2005), o objetivo último da análise estatística é tirar conclusões sobre o todo a partir de informações fornecidas por parte representativa do todo.

Para a análise dos dados a estatística dispõe de vários métodos. O elenco de métodos estatísticos é bem amplo, no entanto, os mais frequentemente utilizados na área de qualidade da água consistem em: Testes de Hipótese, que permitem investigar a validade de hipóteses previamente construídas sobre os dados; Análise de Variância - ANOVA (analysis of variance), que visa verificar a existência de diferença significativa entre as médias e se os fatores exercem influência em alguma variável dependente; e Análise de Correlação e Regressão, para determinar a relação entre duas ou mais variáveis quantitativas (Von Sperling, 2005).

Dos métodos estatísticos existentes, o mais extensivamente utilizado em várias partes do planeta, pela sua praticidade e objetividade são as análises de correlação. Fritzsos *et al* (2003) procuraram explicar as alterações na qualidade da água do rio Capivari por meio de correlação e regressão, tendo como variável independente a variação de vazão do rio, e como variáveis dependentes, os parâmetros de qualidade de água. Gastaldini *et al* (2001) estudaram a inter-

relação entre fatores hidrológicos e a qualidade da água no reservatório Vacacaí-Mirim por meio de correlação entre os parâmetros. Chen *et al* (2003) procurou entender melhor a relação entre algumas variáveis ambientais, no lago Taihu (China) utilizando análise estatística multivariada através de matriz de correlação entre os parâmetros. Procedimento similar foi utilizado por Gaytán *et al* (2009) no lago Santa Ana (México).

Dentro deste amplo contexto de análises estatísticas de dados ambientais, tem-se verificado recentemente o uso de Curvas de Permanência de Parâmetros de Qualidade da Água. Conforme Brites *et al* (2007) as chamadas curvas de permanência de parâmetros de qualidade d'água vem a ser o estabelecimento da distribuição de frequências da concentração do parâmetro analisado, com o objetivo de caracterizar a probabilidade de um determinado valor ser igualado ou superado ao menos uma vez dentro de uma série amostral.

A utilização de Curvas de Permanência de Parâmetros de Qualidade da Água baseia-se nas Curvas de Permanência Hidrológicas de vazão, com uma estruturação semelhante. Em outras palavras, trata-se de uma distribuição de frequência acumulada para determinados parâmetros. Estas curvas permitem avaliar a permanência dos parâmetros de qualidade da água em determinadas concentrações. O estabelecimento de uma relação entre os níveis de concentração dos parâmetros em função do tempo de permanência, possibilita avaliar o grau de atendimento do enquadramento estabelecido para um corpo d'água.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Caracterização da área de estudo

A bacia hidrográfica à montante do reservatório do Vacacaí Mirim está localizada ao norte do município de Santa Maria e sudoeste do município de Itaara, centro do estado do Rio Grande do Sul. Situa-se entre as coordenadas geográficas 53°46'30" a 53°49'29" de Longitude Oeste e 29°36'55" a 29°39'50" de Latitude Sul, com uma área aproximada de 30,6 km². A Figura 1 mostra a localização do reservatório do Vacacaí Mirim.

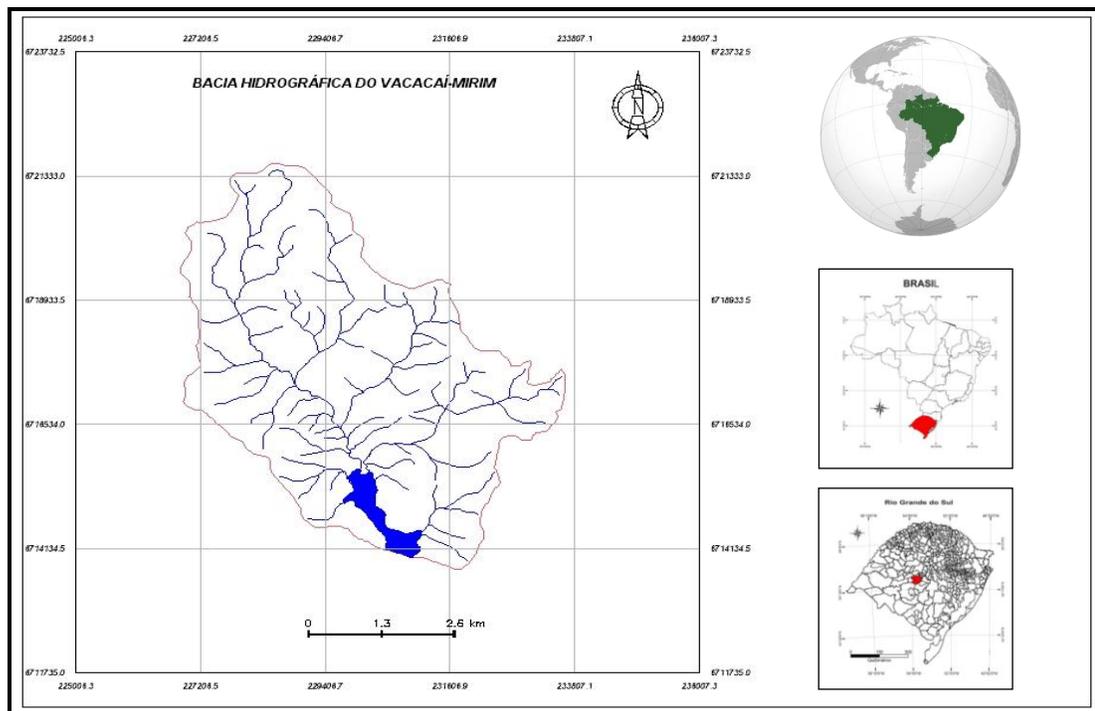


Figura 1: Localização da área de estudo – bacia hidrográfica do Reservatório Vacacaí Mirim

A bacia de captação do reservatório localiza-se numa região de transição entre o planalto meridional brasileiro e a depressão central do estado, o que determina uma amplitude altimétrica elevada entre as nascentes (457m) e a entrada do reservatório (132m).

Por situar-se mais na porção do rebordo do planalto, o relevo mostra-se bastante dissecado, caracterizado por escarpas abruptas. A drenagem flui no sentido da depressão

periférica e é caracterizada por um padrão dendrítico com presença marcante de vales em V. A bacia apresenta grande heterogeneidade na distribuição da estrutura rochosa, e os solos presentes são de três tipos diferentes coincidindo parcialmente com a heterogeneidade verificada nas rochas. Basicamente, nas partes mais elevadas predominam solos do tipo *podzólico bruno acinzentado álico* e *podzólico vermelho-escuro álico*, e nas partes inferiores há o predomínio de solos *litólicos eutróficos* (SOUZA, 2001).

O clima específico da região, de acordo com o sistema de classificação de Köppen, é o sub-tropical “Cfa”. O local é periodicamente invadido por massas polares e frentes frias (frente polar atlântica), responsável pelas baixas temperaturas no inverno e pela regularidade na distribuição das precipitações, com uma média anual superior a 1.500 mm. A região apresenta uma importante oscilação térmica ao longo do ano: geralmente seu inverno é frio e seu verão quente, sendo sujeita a temperaturas extremas abaixo de 0°C no inverno e por volta de 40°C no verão (SOUZA, 2001).

No que se refere ao uso do solo na bacia de captação do reservatório, a classe de florestas arbustivas e florestas arbóreas representam mais da metade de toda área em estudo (71%), ao passo que o percentual de lâmina d'água alcança 2,38%. Os campos e agricultura representam respectivamente 14,6% e 5,08% do total. As áreas urbanas ocupam aproximadamente 6,79% que, no entanto, vem se desenvolvendo em local inadequado (GOLDANI, 2006).

O relevo acidentado faz com que nas áreas íngremes não se verifique o predomínio da agricultura e ocupação humana, mas extensas áreas de florestas nativas ainda preservadas, embora com um processo de desmatamento significativo. No entanto, ao longo dos rios afluentes ao reservatório, a mata ciliar, que deveria proteger as margens dos rios, foi e está sendo devastada. A agricultura desenvolvida é basicamente de subsistência, em pequenas propriedades, destacando-se os hortifrutigranjeiros, e mais recentemente a industrialização do vinho, além de um pequeno rebanho bovino (GOLDANI, 2006).

A bacia hidrográfica contribuinte ao reservatório possui em torno de 1400 residências, num total de aproximadamente 3.500 habitantes (Goldani, 2006). O crescimento urbano passou a envolver fisicamente o reservatório, com a população ocupando as suas margens com residências e passando a avançar na direção das encostas dos morros vizinhos. Trata-se de populações de poder aquisitivo relativamente baixo, de periferia, na sua maioria, num bairro gerado

espontaneamente por expansão, desprovido de uma infra-estrutura sanitária satisfatória. Numa margem do reservatório também é verificada a existência de um clube de lazer.

Além da destruição da vegetação nativa, outros problemas causados por essa ocupação, consistem na grande quantidade de resíduos depositados em locais inadequados como ao longo dos rios, e nas matas, causando tanto impacto visual quanto impacto ambiental para toda a bacia, trazendo direta ou indiretamente diversos problemas para os moradores. Os sistemas de abastecimento de água, assim como a coleta de esgoto são deficitários. Somente uma pequena parcela das moradias possui algum sistema simplificado de tratamento de seus efluentes, como fossa séptica. Os efluentes são lançados nas proximidades, em canais abertos ou em redes de drenagem urbana que retornam ao lago ou a seu afluente principal.

As áreas à montante do reservatório também apresentam ocupação humana, com muitos sítios de lazer, em locais estratégicos e deslumbrantes com vastas áreas de matas preservadas, em encostas de morros, patamares e margens dos riachos, que abastecem o reservatório.

O reservatório do Vacacaí Mirim é utilizado principalmente para abastecimento doméstico, sendo responsável por 40% do abastecimento de água de Santa Maria, e recreação de contato primário, pois em sua margem está situado um clube de lazer.

A morfologia de um ambiente aquático exerce grande influência em suas características limnológicas, assim sendo, a forma do reservatório condiciona fortemente a interação dos componentes físicos, químicos e biológicos do sistema. A tabela 3 apresenta as principais características morfométricas do reservatório do Vacacaí Mirim.

Tabela 3: Características morfométricas do reservatório Vacacaí Mirim.

Parâmetros	Valor
Área de captação (km ²)	30,6
Vazão média de entrada (m ³ /s)	0,5
Volume do reservatório (m ³)	3.477.000
Perímetro (m)	6400
Profundidade média (m)	4,7
Profundidade máxima (m)	15,0
Lâmina d'água (km ²)	0,723

Fonte: Dill (2002); Gastaldini *et al* (2002)

Os processos erosivos da bacia contribuinte influenciam o tempo de vida útil do reservatório em função de seu assoreamento. Suas diversas características morfométricas são diretamente afetadas ao longo do tempo diminuindo, por exemplo, sua profundidade máxima e

média, e diversas outras por efeito em cadeia. A partir de sua criação em 1972 até o ano de 2001, o reservatório do Vacacaí Mirim teve sua capacidade de armazenamento reduzida em 29, 45% em 29 anos de operação. A figura 2 expressa a progressiva redução de sua profundidade a partir de levantamentos batimétricos de Dill (2002). Percebe-se a redução progressiva das parcelas em azul e verde-forte que representam as cotas de maior profundidade.

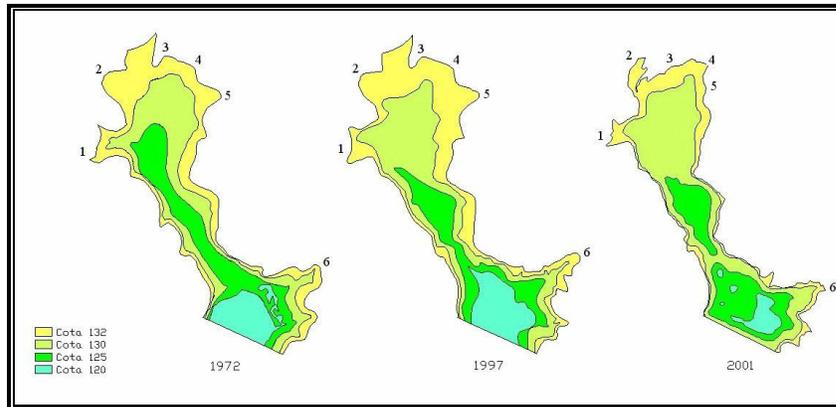


Figura 2: Resultado dos levantamentos batimétricos
Fonte: Dill (2002)

4.2 Pontos e procedimentos de amostragem

A amostragem é um procedimento definido, pelo qual uma parte de uma substância, material ou produto é retirado para produzir uma amostra representativa do todo. A coleta adequada das amostras é de fundamental importância para garantir representatividade e, conseqüentemente, resultados confiáveis.

As coletas de amostras de água foram realizadas em cinco pontos distintos: quatro pontos distribuídos na zona limnética ao longo do reservatório e um ponto localizado à montante, no principal rio afluente. Na Figura 3 são mostrados a localização dos pontos de amostragem. O ponto (P1) está localizado próximo ao exutório do afluente principal; o ponto (P2) situa-se na parte montante do reservatório, num local relativamente raso; o ponto (P3) localiza-se aproximadamente no centro longitudinal do reservatório, enquanto que os pontos (P4) e (P5) situam-se, respectivamente, no local de captação de água, e próximo ao vertedor cujas profundidades são mais acentuadas. Em cada ponto localizado ao longo do reservatório (P2, P3, P4, P5) foram coletadas uma amostra de superfície (S) (epilímnio) e uma amostra de

profundidade (P) (hipolímnio). Como o nível da lâmina d'água varia significativamente ao longo do tempo, coletou-se as amostras de profundidade a aproximadamente a 2m do fundo, buscando-se uma situação representativa do hipolímnio.

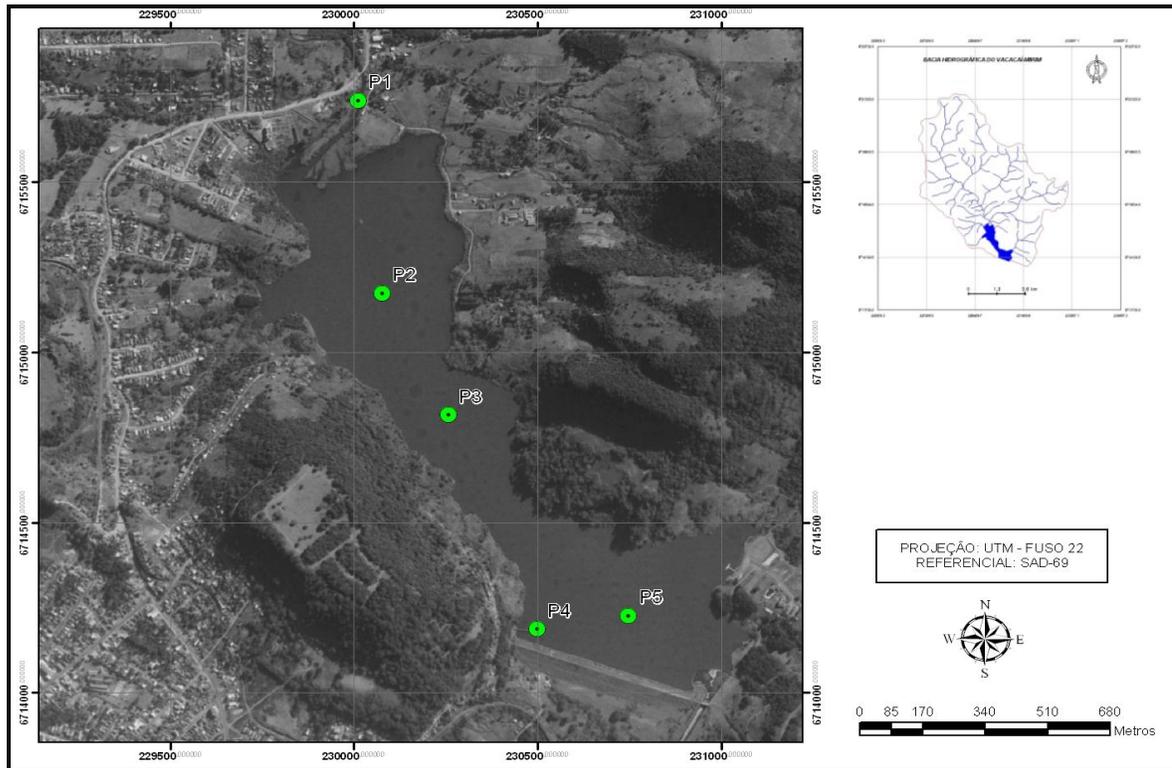


Figura 3: Localização dos pontos de amostragem no reservatório do Vacacaí Mirim.

Foram realizadas oito campanhas de coleta de campo, no período de janeiro/2010 a fevereiro/2011 cada qual equidistante em intervalos de tempo de aproximadamente 45-60 dias, levando-se em consideração a sazonalidade climática da região, visando verificar as variações de longo prazo e/ou sazonais no grau de trofia e qualidade da água. Na medida do possível, procurou-se realizar as campanhas na ausência de eventos chuvosos no dia da coleta ou em dias imediatamente anteriores a esta, a fim de garantir condições médias da massa de água. Todos os pontos foram georreferenciados e, no momento da coleta, localizados com o uso de GPS de navegação. Na Tabela 4 apresentam-se as coordenadas dos pontos de coleta. O deslocamento pelo interior do reservatório foi feito com barco a motor (Figura 4).

Tabela 4: Coordenadas planas dos pontos de coleta

Ponto	Latitude (N)	Longitude (E)
P1	6715741m	230012m
P2	6715174m	230078m
P3	6714816m	230259m
P4	6714186m	230500m
P5	6714226m	230750m



Figura 4: Campanha de coleta de água no Reservatório do Vacacaí Mirim

Todas as campanhas de amostragem foram realizadas entre 09:00 e 12:00 hs. Na superfície as amostras foram coletadas manualmente a 0,3 metros da superfície, nas amostras de profundidade foram coletadas com uma garrafa de Van Dorn de 3L de capacidade. Em todos os pontos, seja nas amostras de superfície ou de profundidade, foram coletados 5L de água e colocados em galões de polietileno inertes para posteriores análises das características físico, químicas e biológicas procedidas em laboratório. Em campo e até sua chegada no laboratório, as amostras foram preservadas em caixa térmica com gelo e na ausência de luz, conforme CETESB (1987).

Nos quatro pontos do interior do reservatório (P2, P3, P4, P5), ao mesmo tempo que eram coletadas as amostras de água, também eram avaliadas a profundidade do disco de Secchi, e os perfis de temperatura e oxigênio dissolvido.

A luz, ao ir penetrando a massa de água, tem sua intensidade diminuída e sua composição espectral alterada pela absorção e dispersão. Do ponto de vista ótico, a transparência da água pode ser considerada o oposto da turbidez. Neste estudo a transparência da água foi medida

através da profundidade do disco de Secchi. A leitura do desaparecimento visual do disco foi feita sempre pelo mesmo operador afundando-o na parte sombreada do barco e preso a uma corda graduada. A profundidade do disco de Secchi (Z_{ds}) pode ser usada na avaliação da extensão da zona eufótica, multiplicando-se o valor de sua profundidade pelo fator 3,0 ($Z_{ds} \times 3,0$). O valor obtido corresponde a 1% da radiação da superfície (ESTEVES, 1998).

A temperatura e oxigênio dissolvido foram avaliados em perfis verticais na coluna de água desde a superfície até o fundo em intervalos de 1m, utilizando-se uma sonda-oxímetro portátil da Yellow Springs, modelo 58, sonda 5739. O aparelho possui um cabo de amostragem de 30 m, que permite traçar o perfil destes dois constituintes em profundidades variáveis.

A estabilidade relativa da coluna de água (ERCA) foi calculada pela comparação da diferença de densidade da água entre o fundo (D_b) e a superfície (D_s) para a diferença de densidade entre 4°C (D_4) e 5°C (D_5) de água pura, usando a equação adaptada de Naselli-Flores & Barone (2005):

$$ERCA = \frac{D_b - D_s}{D_4 - D_5} \quad (1)$$

A densidade da água foi calculada a partir dos valores de temperatura de água usando a equação (Nogueira, 1991):

$$\rho = 1000[1,02943 - 2,0 \cdot 10^{-5}(T - 273) - 4,8 \cdot 10^{-6}(T - 273)^2] \quad (2)$$

Onde: ρ = densidade da água (kg/m^3); T = temperatura absoluta ($^{\circ}\text{K}$)

O valor adotado para $D_4 - D_5$ foi = 0,0082.

4.3 Procedimento laboratorial

Os sólidos dissolvidos e em suspensão presente nas amostras de água foram determinados por medida gravimétrica, segundo metodologia descrita em APHA (2005).

Para análise dos Sólidos Suspensos Totais (SST) foram utilizados filtros de microfibras de vidro Millipore AP 20, com 47 mm de diâmetro. Os filtros foram previamente secos e pesados até atingir peso constante. Após a filtração em laboratório, com auxílio de bomba a vácuo, os mesmos foram novamente secos em estufa a 105°C e pesados. A diferença de peso dos filtros antes e depois da filtração forneceu os resultados de SST. Os Sólidos Totais (ST) foram

determinados por um procedimento semelhante: uma determinada quantia de amostra *in natura* foi adicionada numa cápsula previamente seca e pesada. Posteriormente toda água em seu conteúdo foi evaporada e, o recipiente colocado em estufa a 105°C para secagem. Após, o recipiente foi pesado, e a diferença de massa antes e depois da adição da amostra forneceu os resultados de ST. A fração de Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) fora obtida pela diferença entre ST e SST.

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) foi determinada incubando a amostra a 20°C durante 5 dias, como recomendado por APHA (2005). A DBO é medida pela diferença de OD antes e depois do período de incubação. Na determinação do oxigênio dissolvido utilizou-se uma variação do método de Winkler (a modificação da azida).

A metodologia utilizada para a determinação da Demanda Química de Oxigênio (DQO) foi o refluxo fechado, durante 2 horas, em bloco digestor aquecido, com um oxidante forte K₂Cr₂O₇ (Dicromato de Potássio) a 0,1N, em meio ácido, e titulação com Fe(NH₄)₂(SO₄)₂·6H₂O (Sulfato Ferroso Amoniacal) a 0,025N, como recomendado por APHA (2005).

Para a determinação do pH e Condutividade utilizou-se uma sonda-terminal multiparâmetros inoLab. A determinação do parâmetro Turbidez foi realizada em laboratório, através de um turbidímetro portátil ORBECO-HELLIGE, modelo 966.

As concentrações de Fósforo Total (PT) nas amostras de água foram determinadas por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES) pelo Laboratório de Análises Químicas Industriais e Ambientais (LAQIA) (CCNE/UFMS). O limite de detecção do método é de 0,04mg/L.

As concentrações dos parâmetros, Íon Amônio (NH₄⁺), Sódio (Na⁺), Magnésio (Mg₂⁺) e Potássio (K⁺) foram determinados por cromatografia iônica de cátions. O Nitrito (NO₂⁻), Nitrato (NO₃⁻), Íons Fosfato Solúvel (PO₄⁻), Sulfatos (SO₄⁻), Cloretos (Cl⁻) e Fluoretos (F⁻) foram determinados por cromatografia iônica de ânions. O limite de detecção do método é de 0,05mg/L. Ambas as cromatografias foram realizadas no Laboratório de Ecologia Florestal (LABEFLO) (CCR/UFMS).

Para a quantificação dos indicadores microbiológicos foi utilizado o sistema Colilert[®], utilizado para detecções simultâneas, identificações específicas e confirmativas de Coliformes Totais e *E. coli* em águas continentais natural ou tratada. O Colilert[®] utiliza a tecnologia do substrato definido usando indicadores/nutrientes específicos que fazem com que os

microrganismos de interesse presentes na amostra produzam uma mudança de cor (ou fluorescência) no sistema inoculado.

O meio Colilert[®] contém os substratos Ortofenil- β -D-galactopiranosídeo (ONPG) e 4-metilumbeliferil- β -D-glucoronida (MUG). As enzimas específicas dos Coliformes Totais (β galactosidase) e da *E. coli* (β -Glucoronidase) metabolizam estes nutrientes, e a amostra passa a apresentar uma coloração específica amarela para um resultado positivo de Coliformes Totais e fluorescência (na presença de luz ultravioleta a 365 nm) para resultado positivo de *E. coli*.

Cada amostra de água, após as diluições necessárias, recebeu o meio Colilert e foi colocada numa cartela Quanti-Tray/2000 que possui 97 células isoladas usadas para detecção e quantificação das bactérias de interesse nas amostras. As cartelas foram posteriormente seladas e incubadas a uma temperatura de 35°C por 24 horas fornecendo desse modo os resultados. A quantificação do número de Coliformes Totais e *E. coli* presentes é feita pela comparação do número de células positivas com padrões conhecidos e tabelados pelo fabricante. Este procedimento é recomendado pela USEPA e aceito por APHA (2005).

A concentração de clorofila-a representa um dos melhores indicadores da biomassa fitoplanctônica, pois ela é o pigmento fotossintético presente em todos os grupos de microalgas, inclusive sendo um dos únicos tipos presente nas cianobactérias e nas *Eustigmatophyceae*. Apesar do conteúdo de clorofila por célula variar grandemente, conforme o estado fisiológico e a espécie, sua correlação com a densidade celular é bem próxima (Kuroda *et al*, 2005). A extração da clorofila é difícil. Várias metodologias e diferentes solventes vêm sendo utilizados para sua determinação. Trabalhos como o de Kuroda *et al* (2005) tem demonstrado que o metanol 100% é o solvente mais eficiente na extração de clorofila-a, embora o solvente etanol possa ser considerado equivalente, com resultados muito próximos. No experimento de Sartory & Grobbelaar (1984) o metanol absoluto e o etanol 90% e 95% provaram ser os extratores mais eficientes dos pigmentos das algas.

O teor de clorofila-a foi medido por espectrofotometria na faixa da luz visível segundo a metodologia básica proposta por Lorenzen (1967). Neste trabalho, o solvente utilizado foi o etanol 95%, como uma alternativa ao metanol, por sua menor toxicidade e periculosidade, além do custo mais acessível. O procedimento de ensaio das amostras de água em laboratório, consiste em filtrar um volume conhecido em filtro de microfibras de vidro Watmann GF/F com porosidade de 1,2 micrômetros. Após secar em papel absorvente, o filtro é colocado em um tubo de

centrífuga onde é adicionado 10 mL de etanol 95%, e tampado. O tubo segue para banho-maria a 78°C por 5 minutos e depois conduzido a choque térmico em banho de gelo. O tubo permanece em repouso, ao abrigo da luz, na geladeira por no máximo 24 horas. Entre 12 e 24hs de repouso é lida a absorvância do líquido sobrenadante em espectrofotômetro nos comprimentos de onda de 665 e 750 nm, com e sem adição de ácido clorídrico (HCl) 0,4 N. Para fazer o branco das cubetas, colocou-se o mesmo reagente utilizado na extração (etanol 95%). A estimativa de concentração de clorofila-*a* (Biomassa fitoplanctônica) na água foi obtida pela seguinte equação:

$$Cl-a \text{ (}\mu\text{g/l)} = \frac{[(U_{665} - U_{750}) - (A_{665} - A_{750})] \cdot v \cdot F \cdot K}{V \cdot L} \quad (3)$$

onde:

U_{665} = absorvância do extrato antes da acidificação no $\lambda = 665$ nm

U_{750} = absorvância do extrato antes da acidificação no $\lambda = 750$ nm

A_{665} = absorvância do extrato depois da acidificação no $\lambda = 665$ nm

A_{750} = absorvância do extrato depois da acidificação no $\lambda = 750$ nm

v = volume do etanol utilizado (10mL)

F = fator para equiparar a redução em absorvância para a concentração inicial da clorofila (2,39)

K = coeficiente de absorção da clorofila-*a* para etanol (11,49)

V = volume da água filtrada (L)

L = comprimento da cubeta (cm)

4.4 Classificação do estado trófico da água

O Índice do Estado Trófico tem por finalidade classificar corpos d' água em diferentes graus de trofia considerando o enriquecimento da água por nutrientes. Para avaliação do nível de trofia do reservatório, foi aplicado o Índice do Estado Trófico (IET) desenvolvido por Carlson (1977) modificado por Lamparelli (2004), que calcula o IET para o fósforo total (*IET_{pt}*) e para a clorofila-*a* (*IET_{cl}*) separadamente, mas permite sua ponderação.

Os índices foram estabelecidos conforme as seguintes equações:

$$IET_{cl} = 10 \cdot \left\{ 6 - \left[\frac{(0,92 - 0,34(\ln cl))}{\ln(2)} \right] \right\} \quad (4)$$

$$IET_{pt} = 10 \cdot \left\{ 6 - \left[\frac{1,77 - 0,42(\ln pt)}{\ln(2)} \right] \right\} \quad (5)$$

Quando disponíveis dados de ambas as variáveis, o resultado pode se dar através de média dos índices calculados para o Fósforo Total e Clorofila-*a*, conforme a equação seguinte:

$$IET = \frac{IET_{cl} + IET_{pt}}{2} \quad (6)$$

onde:

PT: concentração de fósforo total medida à superfície da água, em µg/L;

CL: concentração de clorofila *a* medida à superfície da água, em µg/L;

ln: logaritmo natural.

A profundidade do disco de Secchi não foi levada em consideração, visto que os valores de transparência muitas vezes não são representativos do estado de trofia, pois esta pode ser afetada pela turbidez de outros materiais, que não o fitoplâncton.

Os valores que exprimem os limites de trofia para Reservatórios são apresentados na tabela 4:

Tabela 4: Valores de referência para classificação do Estado Trófico de Reservatórios segundo Carlson, modificado por Lamparelli (2004).

Classificação do Estado Trófico - Reservatórios				
Estado Trófico	Ponderação	Secchi (m)	P-total (mg/m ³)	Clorofila- <i>a</i> (mg/m ³)
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$	$S \geq 2,4$	$P \leq 8$	$CL \leq 1,17$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$	$2,4 > S \geq 1,7$	$8 < P \leq 19$	$1,17 < CL \leq 3,24$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$	$1,7 > S \geq 1,1$	$19 < P \leq 52$	$3,24 < CL \leq 11,03$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$	$1,1 > S \geq 0,8$	$52 < P \leq 120$	$11,03 < CL \leq 30,55$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$	$0,8 > S \geq 0,6$	$120 < P \leq 233$	$30,55 < CL \leq 69,05$
Hipereutrófico	$IET > 67$	$0,6 > S$	$233 < P$	$69,05 < CL$

Fonte: CETESB, 2010.

4.5 Variáveis Hidrológicas

Os dados da precipitação diária e total mensal durante o período estudado foram adquiridos junto à Estação Meteorológica de Santa Maria, localizada no Campus da UFSM. O nível da lâmina d'água no reservatório foi determinado no momento de cada coleta levando-se em consideração o abaixamento do nível do reservatório a partir da cota da crista do vertedor.

As vazões foram determinadas no ponto 1 (afluente principal) por meio da medição da velocidade. Utilizou-se o micromolinete marca OTT, modelo C2, ou o molinete marca OTT, modelo C31 para a determinação das velocidades. Calcularam-se as vazões correspondentes, utilizando o método da seção média (ou método de Simpson simplificado). O número de verticais, a distância entre as mesmas, bem como a profundidade de medição foram definidas de acordo com as características da seção, seguindo as orientações de DNAE (1997, apud PAIVA, 2001) e Azevedo Neto (1996, apud PAIVA, 2001).

4.6 Análise estatística

Buscou-se verificar a influência de fatores ambientais e hidrológicos na variabilidade dos parâmetros de qualidade da água mais importantes. As variáveis ambientais e hidrológicas consideradas foram: abaixamento do nível do reservatório no dia da coleta; vazão afluente no dia da coleta, precipitação acumulada nos últimos 7 dias; e a estabilidade relativa da coluna de água (ERCA).

A relação entre estas variáveis ambientais e as características de qualidade da água foram analisadas estatisticamente por análises de correlação em que a relação entre os parâmetros foi representada pelo coeficiente de correlação de Pearson. Este coeficiente indica o grau de intensidade da correlação entre duas variáveis e, ainda, o sentido dessa correlação. Varia de +1 (correlação perfeita positiva) a -1 (correlação perfeita negativa). Segundo Crespo (2005), para se obter conclusões significativas sobre o comportamento simultâneo das variáveis analisadas, é necessário que $0,6 \leq r \leq 1$. Se $0,3 \leq r < 0,6$, há uma correlação relativamente fraca entre as variáveis. E se $0 < r < 0,3$, a correlação é muito fraca e, praticamente, nada se pode concluir sobre a relação entre as variáveis em estudo.

A correlação entre os fatores ambientais e os parâmetros de qualidade da água foi feita

discretizando-se os diferentes pontos. Tal medida é necessária já que rios e reservatórios são ambientes distintos e uma mesma variável pode não se comportar da mesma forma nesses corpos d'água; e ainda, no interior do reservatório diferenças são encontradas em função da profundidade.

Por outro lado, um teste de hipótese foi aplicado para verificar a existência ou não de diferença significativa entre os pontos de superfície e os pontos de profundidade na concentração de cada parâmetro de qualidade da água. O teste "t" de Student foi adotado para verificar se existe diferença estatística significativa entre as médias de cada parâmetro de qualidade da água medidos no epilímnio e no hipolímnio considerando as hipóteses de igualdade (H_0) e de diferença (H_1). Ou seja:

$H_0: \mu_e = \mu_h$ (epilímnio e hipolímnio são iguais qualitativamente)

$H_1: \mu_e \neq \mu_h$ (epilímnio e hipolímnio são diferentes qualitativamente)

Se a hipótese nula (de igualdade da média entre epilímnio e hipolímnio) é verdadeira a estatística H (t_{calc}) apresenta um valor menor que um valor tabelado (t_{tab}) com K graus de liberdade ao nível de significância de $\alpha = 5\%$, e aceita-se H_0 . Do contrário, se $t_{calc} > t_{tab}$, existe diferenciação estatística entre as médias (H_1), e rejeita-se H_0 .

Estas análises de hipóteses foram realizadas com o auxílio do software PRIMER, versão 1.0. O teste t foi utilizado, por adequar-se melhor quando o número de amostras é menor que 30 ($n < 30$).

Pressupondo-se condições médias da massa de água, sem a interferência de fatores externos, foram desconsiderados os dados da 1ª campanha (18/01/2010), em vista da elevada precipitação e da descarga dos rios, neste período. Nesta análise, o número total de amostras comparadas de cada parâmetro foram $n = 28$ na superfície e $n = 28$ em profundidade.

As curvas de permanência de qualidade da água foram construídas com base na distribuição de probabilidade. Os valores da série de dados são primeiramente ordenados de forma decrescente e, a cada um deles, atribuído um valor de ordem m. Dividindo-se (m) pelo número total de dados (n) obtem-se a probabilidade do valor, representado por "m", ser igualado ou superado. As curvas de permanência das variáveis estudadas foram feitas sem a distinção entre as diferentes coletas ou entre os pontos de coleta reunindo todos os dados disponíveis referente às oito campanhas efetuadas.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Condições hidrológicas locais

A bacia hidrográfica do Vacacaí Mirim, assim como o município de Santa Maria e todo o estado do Rio Grande do Sul constitui uma das regiões do mundo com melhor distribuição de chuvas. O regime de distribuição das chuvas ao longo do ano é relativamente uniforme, porém há notáveis desvios pluviométricos anuais, tanto no verão como no inverno. A Figura 5 apresenta a precipitação total mensal registrada por um pluviógrafo no interior da bacia hidrográfica de captação do reservatório.

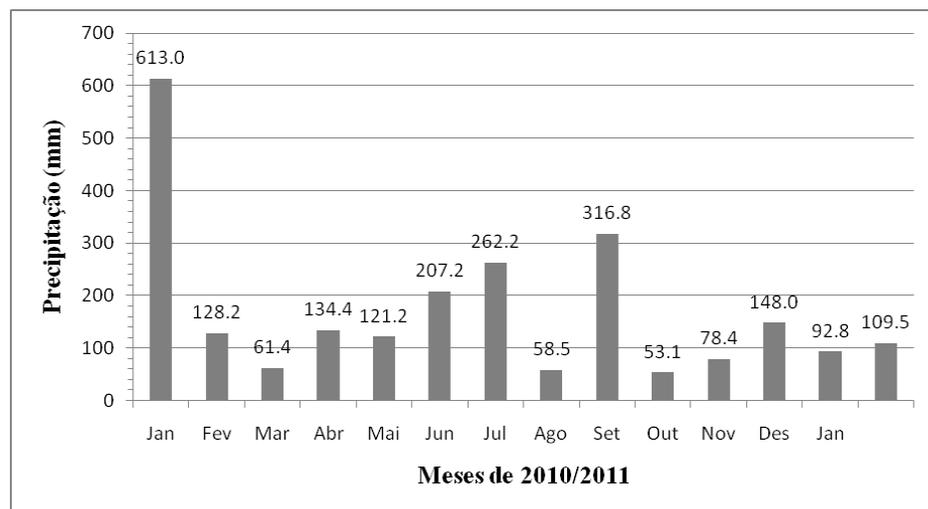


Figura 5: Precipitação registrada na bacia hidrográfica do Vacacaí Mirim durante o período de Jan/2010 a Feb/2011.

Verifica-se, que o início do ano de 2010 foi um período tipicamente anormal. No mês de janeiro a precipitação foi muito acima da média histórica para o período¹, sendo registrandos 613mm de chuva. O contrário é verificado principalmente nos meses finais de 2010 e início de 2011, onde os valores registrados ficaram abaixo da média, possivelmente em função do fenômeno La Niña, que caracteriza uma precipitação abaixo do normal no sul do Brasil.

O reservatório do Vacacaí Mirim é alimentado principalmente pela drenagem superficial através do fluxo dos rios. As descargas do afluente principal bem como a precipitação acumulada

¹ A média histórica para todo mês de Janeiro, em Santa Maria, é 141,1 mm (Souza, 2001).

nos últimos 7 dias anteriores à cada coleta, são apresentadas na Figura 6. Uma vazão de $2,3\text{m}^3/\text{s}$ é verificada no momento da primeira campanha como resultado da precipitação em dias antecedentes. Nota-se que a vazão afluyente tende a seguir um padrão de variação consoante com a precipitação acumulada nos 7 dias anteriores, embora não seja um processo tão linear, já que o escoamento na forma de vazão também depende da intensidade e frequência das chuvas e das condições de cobertura e saturação do solo. Na campanha de abril/2010, no entanto, foi observada a menor vazão afluyente ($0,044\text{m}^3/\text{s}$), como reflexo da inexpressiva precipitação ($0,6\text{mm}$).

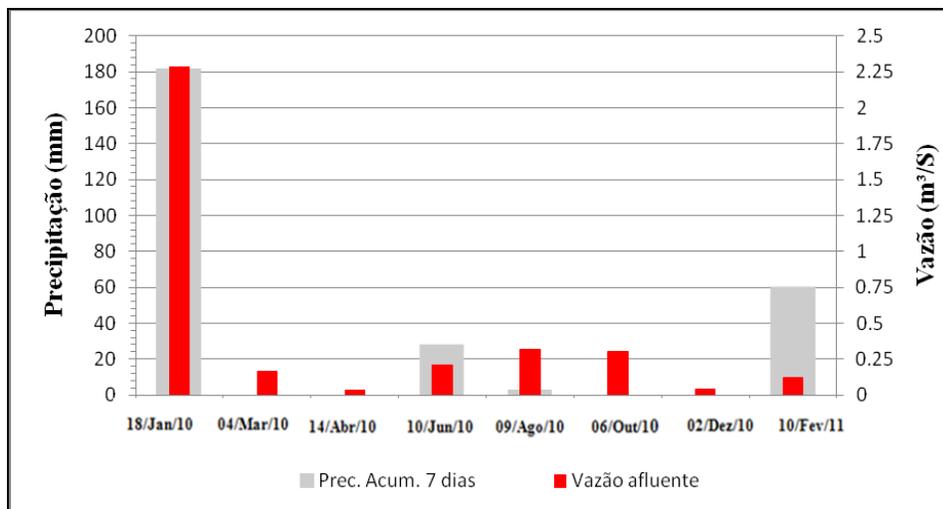


Figura 6: Precipitação acumulada nos sete dias anteriores a cada campanha e vazões afluentes ao reservatório.

As alterações no nível dos reservatórios é o saldo da diferença entre os fluxos de entrada (descarga de rios afluentes, precipitação direta sobre o lago, descarga subterrânea) e saída (descarga superficial, infiltração no solo, evaporação, captação), o que determina o balanço hídrico desses corpos d'água (Basso, 2000). A flutuação do nível de água no reservatório do Vacacaí Mirim é um resultado combinado da variação de fluxo irregular dos rios e o sistema de utilização do reservatório. Como a alimentação do reservatório se dá principalmente pela drenagem superficial, seu nível varia consideravelmente, dependendo da variabilidade sazonal no hidroperíodo. Em momentos onde a vazão afluyente é baixa há também um abaixamento no nível da água mais intenso, como evidenciado nas campanhas de abril e dezembro/2010 e fevereiro/2011 (Figuras 6 e 7). Além disso, de acordo com informações da CORSAN, o reservatório é responsável pelo suprimento de 280 L/s a 330 L/s de água à Estação de Tratamento

de Água da cidade de Santa Maria, o que pode influenciar significativamente na variação do nível.

A Figura 7 mostra a variação da lâmina d'água no reservatório. Os valores do abaixamento do nível não consideram níveis acima da cota do vertedor, logo abaixamento zero indica nível do reservatório acima da crista do vertedor. Na campanha de 18/Jan/2010, o reservatório encontra-se em seu nível máximo, com vertimento do volume de água excedente. Nas campanhas subsequentes há um abaixamento progressivo do nível, que volta a subir em agosto e outubro/2010. À partir de Dez/2010 a queda do nível começa a se acentuar novamente, sob o efeito da captação de água para abastecimento e o baixo fluxo dos rios, e em Fev/2011 percebe-se o menor nível até então registrado, -2.8m (Figura 8).

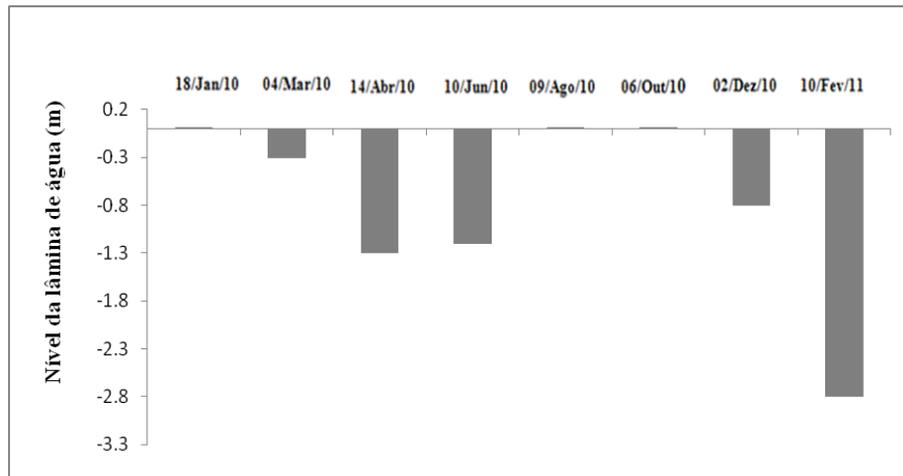


Figura 7: Variação do nível do reservatório em relação à crista do vertedor no reservatório do Vacacaí Mirim.



Figura 8: Aspecto do nível da água no vertedouro do reservatório, em 10/Fev/2011.

O regime de variação do nível da água é considerado como um fator importante para o funcionamento do ecossistema dos lagos ou reservatórios. As flutuações de nível dependem em grande parte das características climáticas de uma determinada região, e também das atividades humanas (Coops *et al*, 2003). A flutuação do nível da água nos reservatórios tem influência sobre sua limnologia, pelo maior intercâmbio de nutrientes entre as zonas litorâneas e limnética do reservatório. Conforme Tsutiya (2004), as oscilações de nível também são importantes para a captação de água em represas, em função das mudanças na sua qualidade.

5.2 Estratificação e mistura do reservatório do Vacacaí Mirim

Os padrões de mistura são fortemente influenciados pela configuração morfológica do ambiente aquático (Von Sperling, 1999). Neste trabalho foram encontradas diferenças significativas de comportamento entre os pontos rasos e os profundos. Dos pontos de coleta no interior do reservatório, o ponto P2 situa-se numa posição relativamente rasa, com uma profundidade máxima de aproximadamente 4m quando o nível da água atinge a crista do vertedor. Em boa parte do tempo, devido à sua natureza relativamente rasa, o ponto 2 manifestou homogeneidade térmica, o que implica na quase constante mistura vertical ao longo do ano. As diferenças mais expressivas de temperatura entre a superfície e o fundo chegaram a 3,9°C na campanha de 06/outubro/2010 evidenciando um nível de estratificação consideravelmente fraco. Nas campanhas de abril, junho e agosto, correspondente às estações de outono e inverno, pode-se observar uma isoterminia completa indicando circulação da coluna de água, com uma posterior leve estratificação na primavera e verão, como mostrado na Figura 9.

Os resultados avaliados neste ponto foram similares aos resultados obtidos por Mwaura (2003) que relatou a quase constante isoterminia e a pequena variação térmica nos lagos estudados, principalmente devido a sua baixa profundidade e à ação dos ventos. Embora tenha havido pouca diferença de temperatura, muitos autores como Nogueira (1991), Esteves (1998), avaliam que mesmo pequenas diferenças de temperatura podem assegurar a estratificação, ainda que fraca. Segundo Branco *et al* (2009), uma diferença de temperatura da água de 2°C entre a superfície e o fundo (ou entre camadas) da coluna de água em regiões tropicais é suficiente para estabelecer um gradiente de densidade, induzindo a estratificação térmica.

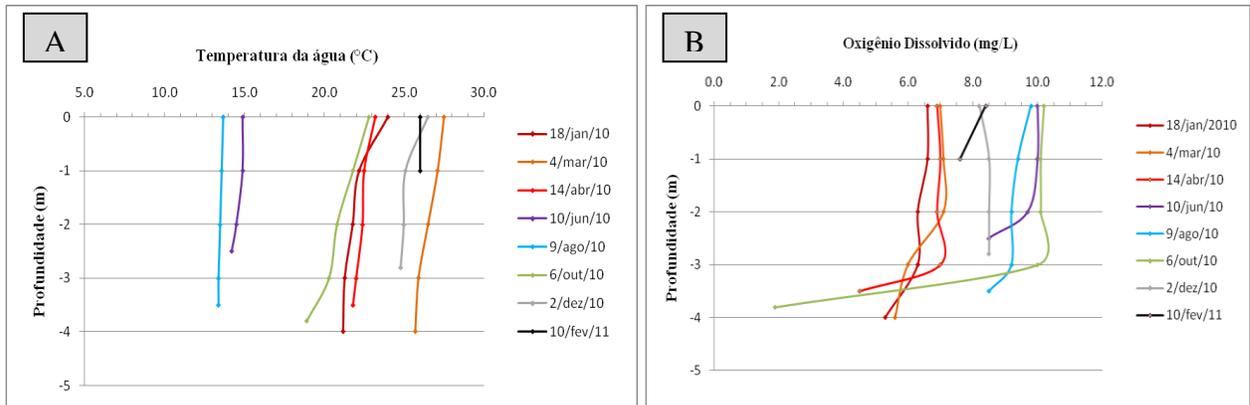


Figura 9: Perfis verticais de Temperatura (A) e Oxigênio Dissolvido (B) no ponto 2.

Neste ponto, a análise dos perfis de oxigênio dissolvido ao longo do ano demonstram que a fraca estratificação térmica não exerce muita influência, ou seja, não condiciona de forma significativa sua concentração na coluna de água. Independente da época sazonal em que foi procedida cada campanha, têm-se verificado que a concentração de oxigênio distribui-se aproximadamente de uma forma uniforme até o fundo, momento em que a demanda bentônica na zona de sedimentos ocasiona uma substancial redução em sua concentração (Figura 9).

O ponto 3 apresenta uma profundidade mais elevada em comparação ao ponto 2. Quando o nível do reservatório coincide com a crista do vertedor verifica-se uma profundidade de aproximadamente 8m. É importante notar que nem todas as séries plotadas nos gráficos apresentam as mesmas profundidades, o que se deve às variações de nível do reservatório.

A massa de água no ponto 3 manteve-se termicamente estratificada durante os meses quentes com amplitude máxima durante o verão. Na campanha de março de 2010 foi registrado uma diferença de temperatura de $7,2^{\circ}\text{C}$ entre a superfície ($28,1^{\circ}\text{C}$) e o fundo ($20,9^{\circ}\text{C}$). No período de outono as temperaturas no epilímnio começaram a se igualar com as do hipolímnio dando início ao processo de circulação da massa de água. Na campanha de 09/ago/2010 a temperatura da água em sua direção vertical estava praticamente uniforme, com uma diferença entre as camadas de $0,4^{\circ}\text{C}$ (Figura 10).

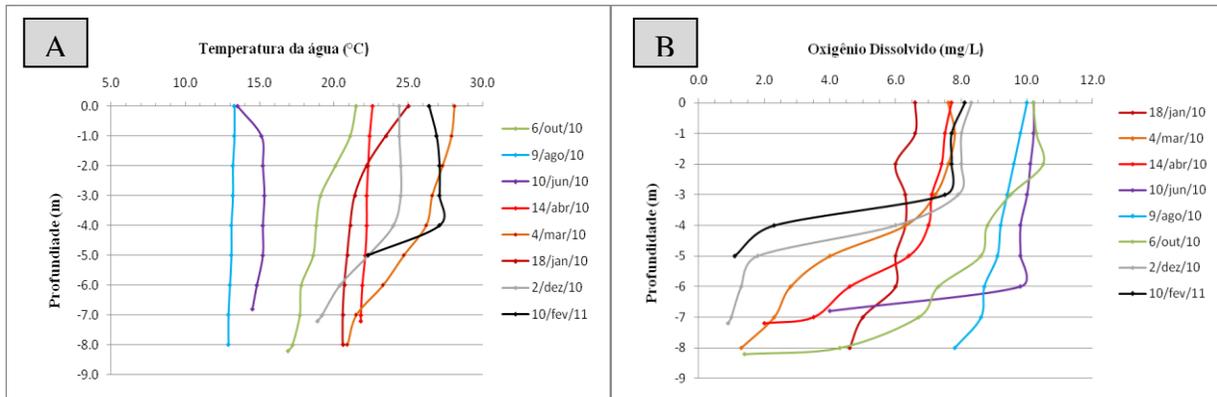


Figura 10: Perfis verticais de Temperatura (A) e Oxigênio Dissolvido (B) no ponto 3.

O padrão da distribuição vertical do oxigênio dissolvido no ponto 3 demonstra estratificação química desse gás principalmente nas campanhas de março, abril, dezembro de 2010, e fevereiro de 2011, correspondente ao período de verão (Figura 10). Em out/2010 (primavera) também é verificada uma forte depleção de O_2 no sentido vertical da coluna de água. Quando relacionados os perfis de O_2 com os perfis de temperatura percebe-se que as estratificações de oxigênio mais intensas estão justamente registradas nos mesmos períodos em que a diferença de temperatura entre as camadas é mais expressiva, o que, de fato demonstra que muitas vezes a estratificação térmica condiciona a distribuição vertical do OD. A excessão é registrada na campanha de 14/abr/2010 em que a diferença de temperatura entre superfície e fundo é de apenas $0,8^\circ\text{C}$; no entanto o OD decaiu de $7,7\text{ mg/L}$ na superfície para $2,0\text{ mg/L}$ junto ao fundo, o que reflete uma diferença considerável e configura uma expressiva estratificação desse gás em contraponto à quase homotermia existente neste mesmo instante. Uma maior inflexão no perfil de oxigênio dissolvido ocorre nas proximidades da zona de sedimentos, o que poderia indicar uma maior taxa de consumo de OD na decomposição da matéria orgânica pela atividade microbiana. Por outro lado, o início da circulação da massa líquida pode ainda não ter repostado suficientemente o déficit de oxigênio dissolvido anteriormente existentes.

Neste ponto, as menores concentrações de OD registradas no hipolímnio foram de $0,9\text{ mg/L}$ em dez/2010 e $1,1\text{ mg/L}$ em fev/2011, ambas com um percentual de saturação de $9,6\%$ e $12,6\%$, respectivamente. A maior diferença nas concentrações de OD entre superfície e fundo foi $8,8\text{ mg/L}$ na campanha de outubro/2010. Assim como no ponto 2, o ponto 3 apresenta duas situações distintas onde os perfis de OD a partir da superfície apresentam concentrações maiores

deste gás nos períodos mais frios, destacando a maior capacidade da água em solubilizá-lo nas menores temperaturas.

Com base nas diferenças de temperatura da água entre a superfície (epilímnio) e fundo (hipolímnio), os pontos P4 e P5 apresentaram graus variáveis de estratificação térmica durante a primavera, verão e outono e isotermia durante os outros períodos do estudo (inverno). Como percebe-se nas Figuras 11 e 12, ambos os pontos apresentaram uma grande semelhança nos perfis de temperatura ao longo da coluna de água. Esta semelhança explica-se pelo fato de suas profundidades máximas serem de mesma ordem de grandeza, 13m e 14m para os pontos P4 e P5, respectivamente. Porém, diferenciaram-se notavelmente dos outros pontos em regiões mais rasas do reservatório.

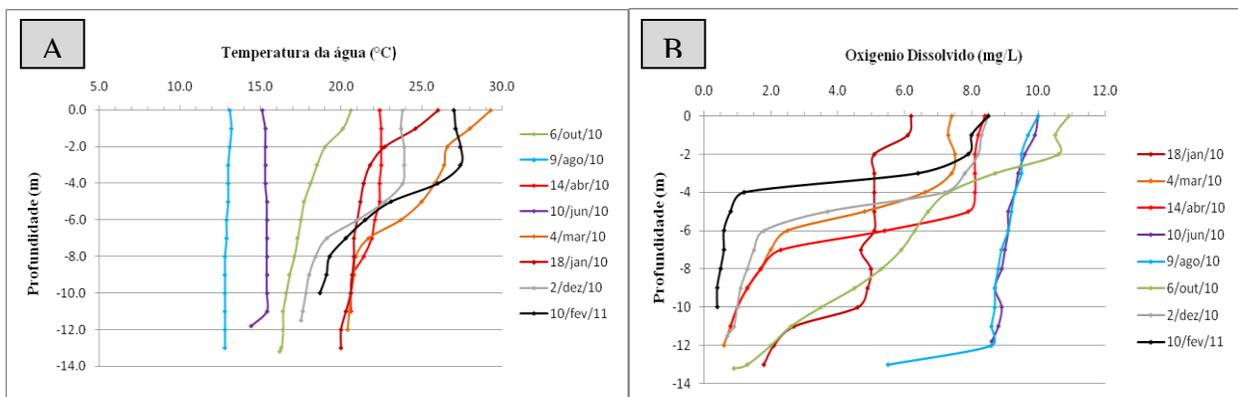


Figura 11: Perfis verticais de Temperatura (A) e Oxigênio Dissolvido (B) no ponto 4.

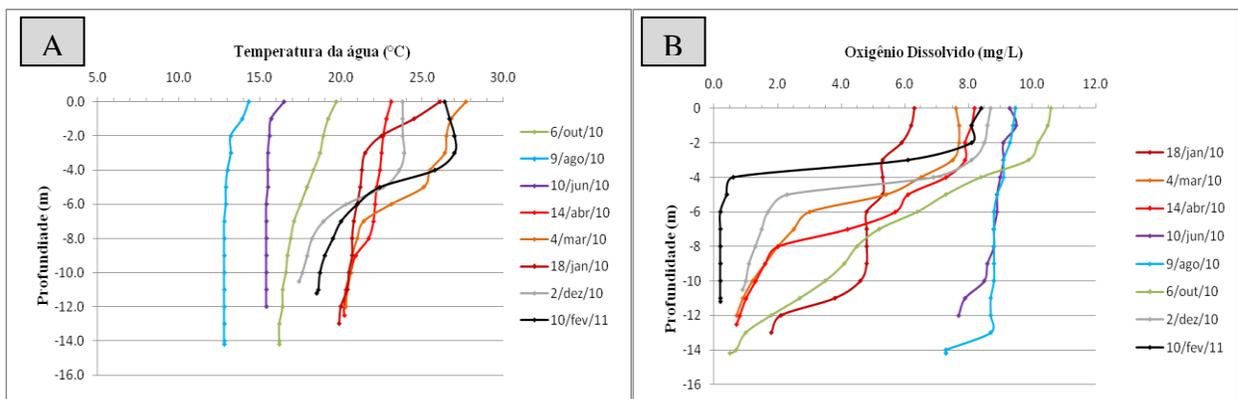


Figura 12: Perfis verticais de Temperatura (A) e Oxigênio Dissolvido (B) no ponto 5.

Para ambos os pontos P4 e P5, verificou-se estratificação térmica forte na coluna de água nas campanhas de janeiro e março de 2010 (verão). Na medida que a estação de outono vai se consolidando (14/abr/2010) percebe-se uma redução na diferença de temperatura entre as camadas até o momento em que toda coluna d'água começa misturar-se apresentando homogeneidade térmica (campanhas de 10/jun/2010 e 09/ago/2010) devido às baixas temperaturas da época sazonal. De acordo com Arfi (2003) a temperatura da água geralmente correlaciona-se bem com a temperatura do ar. Assim, a variação sazonal atmosférica afeta diretamente as características térmicas da coluna de água. Na medida que o aquecimento da coluna de água no período da primavera passa a ser mais intenso, percebe-se um novo incremento na amplitude de temperatura entre as camadas, dando novamente início ao estabelecimento da estratificação que fica mais intensa na medida que o verão avança (Figuras 11 e 12).

O metalímnio ou termoclina se estabelece a profundidades variáveis. Esta camada intermediária apresenta flutuações temporais e espaciais sendo verificada sua máxima amplitude na estação de verão. Para El-Monem (2008) a formação do metalímnio está condicionada a uma maior estabilidade térmica da massa líquida. A localização do metalímnio fica mais nítida ao se analisar os perfis de OD nas coletas de março, abril e dezembro/2010 e fevereiro/2011 (Figuras 11 e 12). Nos pontos P2 e P3 é de certa forma difícil identificar a existência e/ou a correta localização do termoclina, devido às suas relativas baixas profundidades. Conforme Naselli-Flores & Barone (2005), em locais rasos pode não haver formação do termoclina. Além disso, o próprio rebaixamento do nível da água pode interromper a estabilidade térmica do corpo d'água provocando a eliminação do termoclina.

Outra característica marcante do regime térmico em todos os pontos era a maior variabilidade de temperatura nas camadas superficiais, por causa de seu constante aquecimento e refrigeração, e a profundidade dinâmica do epilímnio, que variou de 2 a 4 m durante o período de estabilidade térmica. Isto pode estar associado com a intensidade sazonal da radiação solar, precipitação, e a passagem frentes frias, causando turbulência na camada de água superficial. O aprofundamento da camada de mistura da água pode contribuir para uma remobilização de nutrientes para o epilímnio, induzindo impulsos de produtividade primária (Delazari-Barroso *et al*, 2009) O hipolímnio esteve consolidado geralmente a partir dos 7m de profundidade e se caracteriza por uma zona de queda de temperatura constante.

Nos pontos 4 e 5 foram verificadas as maiores diferenças de temperaturas dentre todos os pontos localizados no interior do reservatório. No ponto 4 houve uma variação entre a superfície (29,3°C) e o fundo (20,3°C) de 9,0 °C na campanha de março/2010, e 8,7 °C em fev/2011. No ponto 5, registrou-se a maior amplitude termica (8,5°C) também no verão (fev/2011). Esta diferença de temperatura entre as camadas de água do reservatório do Vacacaí Mirim é geralmente mais intensa que a encontrada em reservatórios tropicais. Estudo realizado por Padial *et al* (2009), no reservatório Rio das Pedras, mostram uma diferença de temperatura de cerca de 2,9°C entre as camadas.

Embora as águas do fundo do reservatório nunca tenham se tornado completamente anóxicas, as menores concentrações de OD foram medidas durante a primavera, verão, e início de outono nos ponto P4 e P5. Nestes locais foram registradas mínimas concentrações da ordem de 0,2 a 0,4 mg/L, cerca de 2,2% a 4,5% de saturação. A falta de oxigênio nas águas mais profundas limita seu uso pela biota aquática e pode produzir outras condições indesejáveis de qualidade da água (El-Monem, 2008). A concentração de OD, determina os processos de oxidação e redução de alguns compostos (Padial *et al*, 2009), e seu esgotamento no hipolímnio pode estabelecer condições redutoras, facilitando ainda mais a liberação de amônia e fosfatos do sedimento aumentando a concentração de nutrientes biodisponíveis nas águas do fundo (Rahman *et al*, 2005). A transferência de nutrientes do sedimento para a coluna de água aumenta quando a concentração de OD na interface água-sedimento diminui para valores menores que 20% do teor de saturação (MORTIMER, 1971 *apud* AL BAKRI & CHOWDHURY, 2006).

A depleção de oxigênio ao longo da coluna de água foi maior nos locais mais profundos (próximos à barragem) e nos períodos mais quentes, possivelmente como resultado da alta radiação solar e menor nível de turbulência, o que facilita a formação e manutenção da estratificação térmica. A distribuição vertical do oxigênio dissolvido esteve associada com a distribuição de temperatura, apresentado um perfil clinogrado durante os períodos quentes.

O aumento da disponibilidade de oxigênio dissolvido nas camadas inferiores foi mais evidente durante o inverno. Em épocas frias o perfil de OD seguiu um padrão aproximadamente ortogrado em função da diminuição da estabilidade e circulação da coluna de água, o que reforça a maior difusão de oxigênio. A circulação integral da coluna de água pode ser influenciada principalmente pela época sazonal no sul do Brasil através do arrefecimento superficial da água, devido às baixas temperaturas no inverno, e a frequente passagem de massas de ar polar e frentes

frias, comuns nestas épocas. Segundo Branco *et al* (2009) as frentes frias provocam uma diminuição da radiação solar, da temperatura do ar, bem como aumento da velocidade do vento, durante um período de alguns dias, podendo provocar fenômenos transitórios (ventos e chuvas), que são agentes desestabilizantes da coluna d'água.

O clima é significativamente relacionado com a latitude, e influencia a estabilidade da coluna de água em reservatórios, como pode ser observado na Figura 13 através dos valores da Estabilidade Relativa da Coluna de Água (ERCA) ou (*relative water column stability - RWCS*).

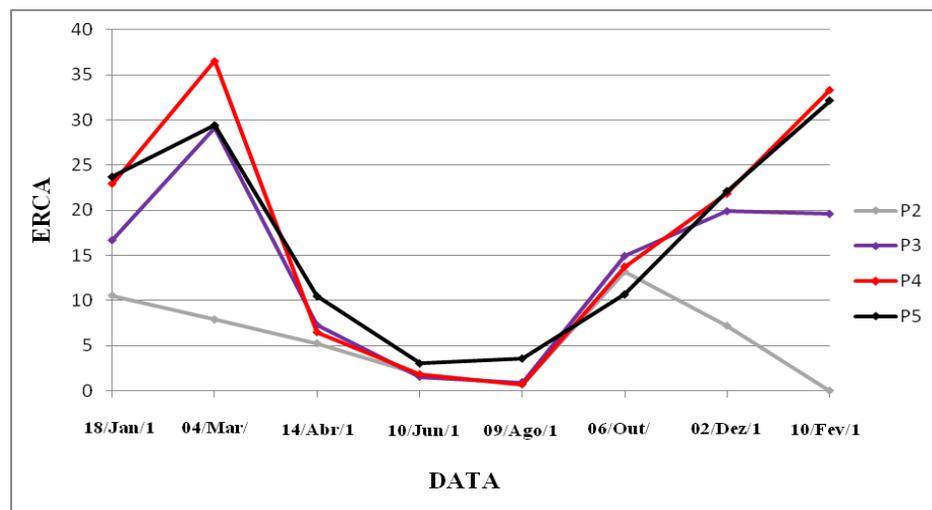


Figura 13: Estabilidade relativa da coluna de água (ERCA) nos pontos P2, P3, P4 e P5 durante janeiro de 2010 a fevereiro de 2011.

A estabilidade da estratificação da coluna de água foi alta nos pontos P3, P4 e P5 durante o verão de 2010 atingindo valores máximos em mar/2010 (36,52 no ponto 4). O ponto P2 apresentou as menores estabilidades relativas no período, em função das menores diferenças de temperatura entre a superfície e a camada de fundo o que se deve a sua natureza fisiográfica rasa quando comparado aos outros pontos.

Uma particularidade observada em todos os pontos na ocasião da campanha de jan/2010 foram os valores da ERCA significativamente menores que na campanha de mar/2010, apesar do mesmo período sazonal entre as duas campanhas. Isto se deve ao elevado fluxo dos rios tributários no instante da coleta, que podem ter desestabilizado as camadas. El-Monem (2008) também tem relatado que as camadas estratificadas de uma parte do lago Nasser (Egito) são afetadas com o fluxo do rio Nilo.

No outono a estabilidade relativa da coluna começou a diminuir, e nos meses de julho e agosto/2010, todos os pontos se igualaram apresentando os menores valores, mostrando uma tendência para a dissolução da estabilidade térmica e circulação integral da massa de água, momento em que a estabilidade relativa da coluna foi praticamente nula, com valores em torno de 0,7, o que pode ser atribuído ao resfriamento das camadas superficiais. No início de outubro/2010, a estabilidade relativa veio novamente aumentando até fev/2011 atingindo valores da ordem de ERCA igual a 33, nos pontos 4 e 5.

Os valores da ERCA também foram usados como um indicador de estabilidade para o reservatório Arancio, na Itália (Naselli-Flores & Barone, 2005) e reservatório Lajes, no Brasil (Branco *et al*, 2009). Ambos estudos demonstraram que a maior estabilidade ocorre normalmente durante o verão, período em que a diferença de densidade entre epilímnio e hipolímnio é maior. Os resultados deste trabalho foram coerentes com os dados apresentados pelos referidos autores (Figura 13).

O reservatório Vacacaí Mirim apresentou um longo período de estabilidade térmica, em maior ou menor grau coerentemente com o período sazonal, apresentando mistura completa da coluna de água somente no inverno. Estes padrões de estabilidade e mistura da massa líquida conferem ao reservatório a classificação como monomítico quente. Estes resultados confirmam as afirmações de Lewis (2000) que destaca a predominância dos padrões monomíticos e polimíticos em lagos tropicais.

Regimes térmicos semelhantes tem sido observados em outros reservatórios tropicais Brasileiros como o Reservatório Duas Bocas (Delazari-Barroso *et al*, 2009) e Reservatório Lajes (Branco *et al*, 2009). Outros reservatórios de latitudes semelhantes também são considerados monomíticos quente, incluindo o Reservatório Ben Chifley, no sudeste da Austrália (Rahaman *et al*, 2005).

Os resultados também mostram significativa variabilidade espaço-temporal no perfil térmico e do oxigênio dissolvido, principalmente por causa da desuniformidade fisiográfica entre os pontos e as variações climáticas sazonais.

5.3 Distribuição espacial e sazonal dos parâmetros de qualidade da água.

A ocorrência de mudanças na qualidade da água podem afetar o estado geral de saúde ambiental nos reservatórios, influenciando a longo prazo a produção e utilização de seus recursos (MAWARA, 2003).

Os parâmetros de qualidade da água avaliados neste estudo estão resumidos na tabela 5. É apresentado a média (μ), o desvio padrão (σ), o coeficiente de variação e os valores máximos e mínimos de toda a série de dados (população) para cada parâmetro.

Na Figura 14, também se encontram discretizados, para cada parâmetro, os coeficientes de variação médios das séries de dados temporais e espaciais, separadamente. Com isto, é possível comparar o grau de variabilidade dos dados e identificar em qual das escalas a variabilidade ambiental é maior. Na série de dados espacial são especificados os coeficientes de variação entre os pontos de coleta, ignorando-se o período. Na série de dados temporal são especificados os coeficientes de variação entre os períodos de coleta, ignorando-se os diferentes pontos.

O coeficiente de variação é uma medida de dispersão relativa, utilizada para se comparar a variação de conjuntos de dados que apresentem diferentes unidades de medição e/ou tamanhos diferentes, pois ele independe da unidade de medida (MORAES *et al*, 2008).

Com exceção do íon amônio e *E. coli*, percebe-se que todos os parâmetros analisados apresentam maior dispersão dos dados em função do tempo, que em função da localização de cada ponto de coleta (espaço). Entretanto, as duas escalas exibem altos coeficientes de variação para a maioria dos parâmetros analisados. Estes resultados diferem dos verificados por Silva (2008), que destacou uma variação espacial maior que a variação temporal no reservatório Guarapiranga, em São Paulo. É plausível que o reservatório Vacacaí Mirim, por ter um área expressivamente menor (0,723 km²) em comparação ao reservatório Guarapiranga (34 km²), mostre-se mais homogêneo espacialmente, além de sofrer influências sazonais mais intensas que os reservatórios tropicais, por localizar-se numa latitude mais elevada.

Tabela 5: Resultados da média, desvio padrão, coeficiente de variação, máximo e mínimo dos parâmetros físicos, químicos e biológicos investigados no reservatório Vacacaí Mirim.

Parâmetros	Média (μ)	Desvio Padrão (σ)	Coef. de Variação (-- % --)	Máximo	Mínimo
Temperatura (°C)	20,7	4,7	22,8	29	12,6
Turbidez (UNT)	18,7	17,8	95,6	75	2
SST (mg/L)	13	11,9	91,1	58,8	2,1
SDT (mg/L)	73,4	26,6	36,3	143,6	22,2
CE (μ S/cm)	76,1	18,5	24,3	127	33,6
pH	7,5	0,4	5,6	8,7	6,6
OD (mg/L)	7,0	2,9	42	10,9	0,2
DBO (mg/L)	1,9	0,8	41,8	3,7	0,5
DQO (mg/L)	13,3	5,3	40,3	25,8	3,7
<i>E. coli</i> (NMP/100ml)	56 *	5394	9638	36140	1
Clorofila-a (μ g/L)	17	13,9	81,3	50,5	0,5
P total (μ g/L)	31,6	80,6	254,6	459	**
PO ₄ ⁻ solúvel (mg/L)	0,05	0,05	103,4	0,14	**
Amônia NH ₄ ⁺ (mg/L)	0,10	0,31	315,9	1,53	**
Nitrito NO ₂ ⁻ (mg/L)	0,03	0,03	83,2	0,07	**
Nitrato NO ₃ ⁻ (mg/L)	0,205	0,231	112,7	0,850	**
SO ₄ ⁻ (mg/L)	2,2	0,5	24,2	3,1	0,5
Cl ⁻ (mg/L)	2,3	0,7	29,8	3,5	0,8
F ⁻ (mg/L)	0,09	0,02	22,5	0,14	0,05
Na ⁺ (mg/L)	3,4	1,0	28,0	6,1	2,0
K ⁺ (mg/L)	2,1	0,3	15,0	3,1	1,3
Mg ²⁺ (mg/L)	2,5	0,5	18,3	3,9	2,0

* Média Geométrica; ** Teores abaixo do Limite de Detecção, neste caso, considerados como iguais a zero

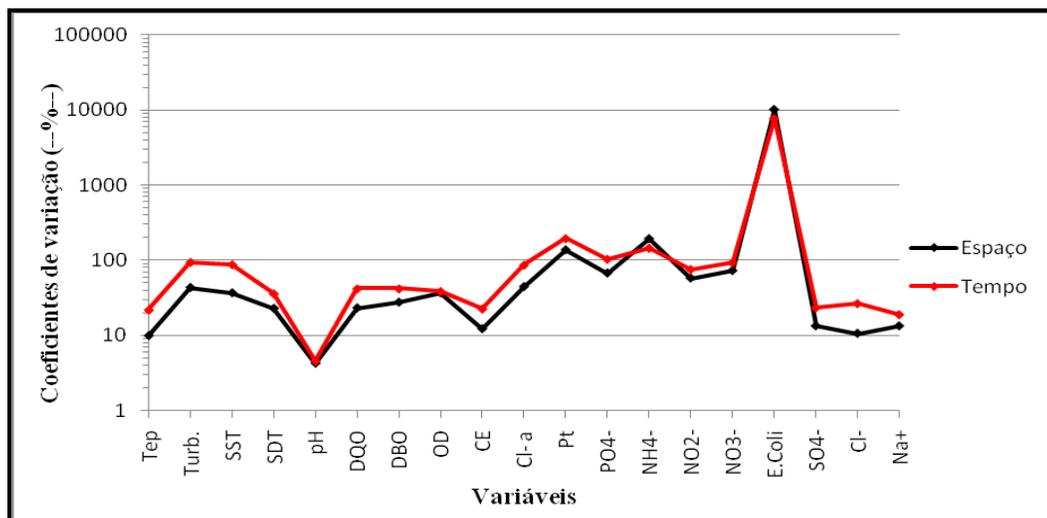


Figura 14: Coeficientes de Variação (%) das séries temporais e espaciais dos principais parâmetros físicos, químicos e biológicos avaliados no reservatório do Vacacaí Mirim.

A temperatura das águas do reservatório Vacacaí Mirim teve uma distribuição sazonal consoante com o ciclo radiativo anual característico de regiões subtropicais e de latitudes mais elevadas (Figura 15). No verão a temperatura mais alta (29°C) é registrada na superfície. Na medida em que o inverno se aproxima a temperatura da água regride progressivamente até atingir um mínimo de 12,6°C e 13,0 nas campanhas de junho e agosto/2010. Como visto anteriormente, as baixas temperaturas podem indicar mistura total da coluna de água. Com o estabelecimento das estações de primavera-verão há uma nova elevação térmica e os níveis de temperatura voltam aos patamares anteriores.

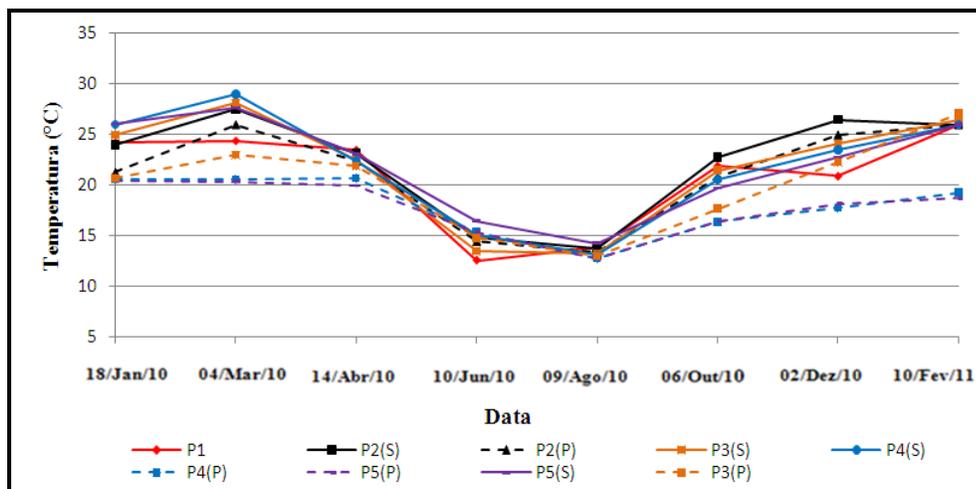


Figura 15: Variabilidade espaço-temporal da temperatura da água nas amostras de superfície e profundidade no interior do reservatório e no rio principal.

Espacialmente verifica-se que as maiores variações térmicas são encontradas nos pontos de superfície. Nos pontos de profundidade P4(P) e P5(P), principalmente, a variação térmica é mais amena. Em épocas mais quentes a diferença de temperatura entre superfície e fundo são mais expressivas, mas tendem a se igualar com o resfriamento das águas superficiais. Segundo Esteves (1998) esta diferença espacial de temperatura deve-se ao fato de o calor convertido da irradiação solar não ser distribuído uniformemente para toda coluna de água. Estes resultados são consistentes com o trabalho de Branco *et al* (2009) que analisaram, dentre outros aspectos, a variação temporal da temperatura da água a diferentes profundidades no reservatório Lajes. Oliveira *et al* (2010), entretanto, observaram variações mais amenas na temperatura da água

superficial do reservatório Garças, o que é considerado normal para as regiões tropicais, que não sofrem sazonalidade climáticas tão intensas quanto a que está sujeita a área deste estudo. O maior coeficiente de variação para a temperatura da água está relacionado à sua variação sazonal (CV = 21,9%), que à variação entre os pontos de coleta (CV = 9,8%).

A Figura 16 expressa a variação da concentração de Oxigênio Dissolvido em função do tempo e do espaço. Os valores da concentração de OD na superfície (S) da água foram sazonalmente distintos. Nos períodos em que a temperatura da água era mais baixa (inverno) observa-se os mais altos teores, oscilando em torno de 10 mg/L. O oposto foi verificado com a elevação da temperatura nas épocas mais quentes, em que há uma redução progressiva na quantidade de OD para valores geralmente abaixo de 8 mg/L, embora as concentrações de saturação nas duas situações sejam equivalentes. Este comportamento já era previsto, levando em consideração que a solubilidade deste gás diminui com o aumento da temperatura.

Os pontos de profundidade P3(P), P4(P) e P5(P) apresentaram os menores teores de OD, principalmente nos períodos mais quentes. Isto provavelmente se deve à existência de estratificação térmica que impossibilita que o O₂ seja difundido para as camadas inferiores (Esteves, 1998) aliado ao consumo de oxigênio nas camadas mais profundas pela oxidação da matéria orgânica que sedimenta junto ao fundo (Guimarães, 1998). No inverno os níveis de oxigênio se aproximam dos pontos de superfície o que indica quebra da estratificação e mistura completa da coluna de água. Townsend (1999) também associa os teores de oxigênio dissolvido nos corpos d'água, além de outros fatores, aos processos de mistura.

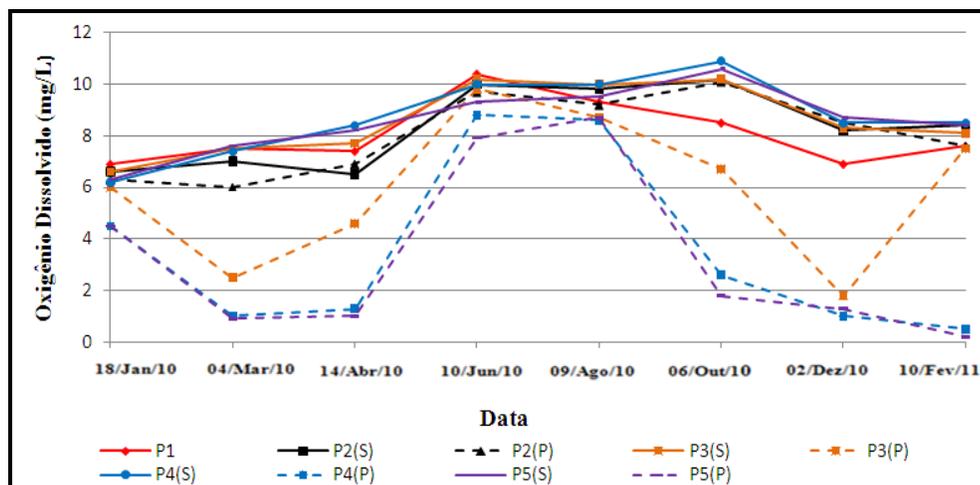


Figura 16: Variabilidade espaço-temporal da concentração de OD nas amostras de superfície e profundidade no interior do reservatório e no rio principal.

As concentrações de Sólidos Suspensos Totais nas amostras de profundidade apresentaram teores iguais ou superiores às amostras de superfície no interior do reservatório (Figura 17). Na campanha de agosto/2010 não foram observadas diferenças significativas na concentração de SST nos pontos localizados no reservatório, provavelmente devido à mistura da coluna de água no inverno, que distribuiu de forma homogênea os sólidos em suspensão na massa líquida.

O ponto P1 registrou os mais baixos e constantes teores de SST com um mínimo de 2 mg/L. Os pontos no interior do reservatório, por outro lado, registraram as maiores concentrações de SST, o que fornece indícios de que há produção de sólidos em suspensão no reservatório, na forma de biomassa (Figura 17).

Em geral na maior parte do tempo os valores de SST flutuaram em torno de 10 mg/L. Na coleta de 18/jan/2010, no entanto, foram verificadas as mais altas concentrações em todos os pontos de amostragem, com um máximo de 58,8 mg/L no ponto P3(P). Esta alta concentração de SST pode ter sido resultado da alta precipitação registrada em dias anteriores e da alta vazão no momento da coleta. O escoamento superficial gerado pela precipitação pode carrear elevada quantidade de matéria suspensa e as descargas fluviais causam a remobilização de partículas previamente depositadas no fundo do reservatório. Os sólidos em suspensão constituem um dos maiores transportadores de nutrientes e poluentes, contribuindo para o enriquecimento de ambientes aquáticos (VIEIRA *et al*, 2005).

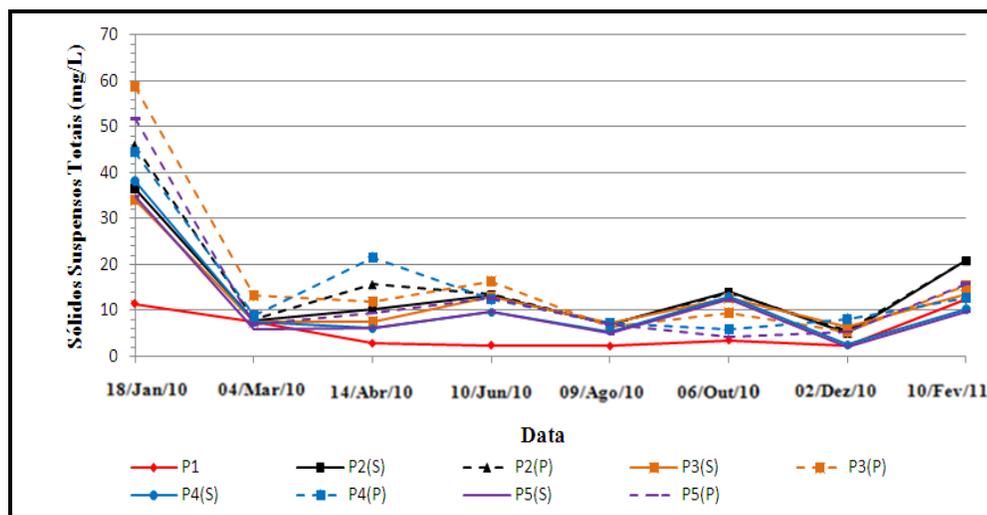


Figura 17: Variabilidade espaço-temporal da concentração de SST nas amostras de superfície e profundidade no interior do reservatório e no rio principal.

A Turbidez é função do teor de sólidos em suspensão na massa de água. As mudanças sazonais nos níveis de turbidez segue o mesmo padrão de variação exibido pelos SST. Entretanto, os valores de turbidez nos pontos P4(P) e P5(P) mostraram um padrão de variação distinto em 02/dez/2010. Nestes pontos de profundidade, a coloração da água (amarela) muito intensa, pode ter influenciado nos valores de turbidez. Alguns autores apontam os compostos húmicos (ácidos húmicos e ácidos fúlvicos), também chamados de “substância amarela” ou “gilvin”, como os principais responsáveis pela coloração marrom-amarelada da água. Os compostos húmicos são moléculas orgânicas complexas oriundas da decomposição incompleta da matéria orgânica dissolvida ou da lixiviação do solo (MANTOVANI & NOVO, 1996; DAVIES-COLLEY & VANT, 1987).

A turbidez mostra um coeficiente de variação médio dos dados mais elevado a nível sazonal (94,5%) do que espacial (42,9%). Isto provavelmente se deve à eventos hidrológicos sazonais, como os ocorridos na campanha de 18/jan/2010.

O ponto P1, no rio principal, exibiu os menores valores de turbidez, geralmente abaixo de 10 UNT, enquanto que as amostras de profundidade no interior do reservatório sempre apresentaram valores maiores ou iguais aos de superfície (Figura 18). Heinermann & Ali (1988) descrevem que a sedimentação de partículas pode causar valores elevados de turbidez em direção ao fundo do lago. Seus estudos ainda mostraram que os níveis de turbidez foram muito semelhantes em todas as profundidades durante a circulação da coluna de água. Resultados similares podem ser verificados neste trabalho, durante as campanhas de junho, agosto e outubro/2010. Em toda série de dados foram verificados valores médios de $18,7 \pm 17,8$ UNT com um máximo de 75 UNT (Tabela 5).

Em termos de concentração de Sólidos Dissolvidos Totais, existe, embora não muito evidente, uma diferenciação entre os pontos, principalmente no que diz respeito ao ponto P1, que apresenta concentrações geralmente superiores aos demais (Figura 19). Assim, subentende-se de que pode haver um consumo de sólidos dissolvidos no interior do reservatório pelos organismos. O valor médio de SDT foi de $73,4 \pm 26,6$ mg/L com um máximo de 143,6 mg/L na superfície do ponto 4 em agosto/2010. O excesso de sólidos dissolvidos na água pode causar alteração de sabor e corrosão. O teor de salinidade também está incluso como SDT. E ao se observar a evolução de SST e SDT no ponto P1, percebe-se maiores concentrações de SDT em contraponto às menores

concentrações de SST, sustentando a hipótese de que o reservatório produz sólidos em suspensão (biomassa).

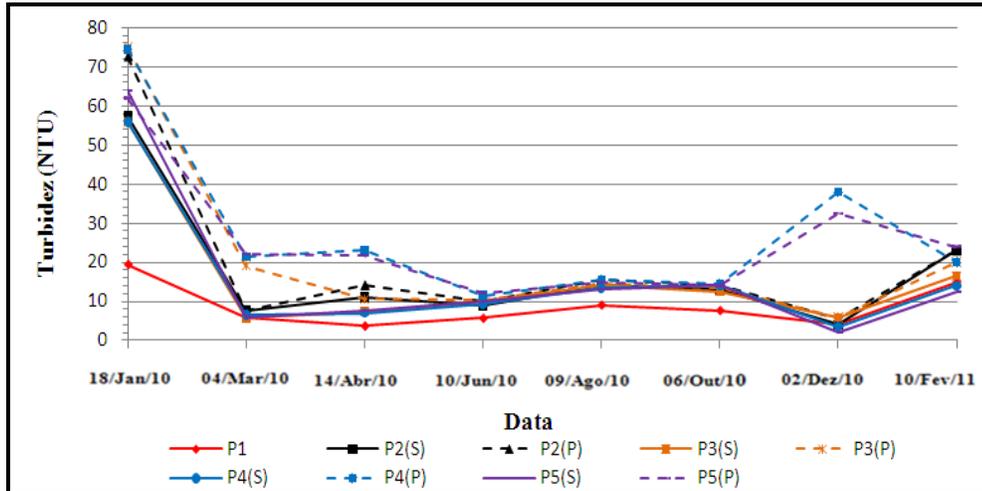


Figura 18: Variabilidade espaço-temporal do nível de Turbidez nas amostras de superfície e profundidade no interior do reservatório e no rio principal.

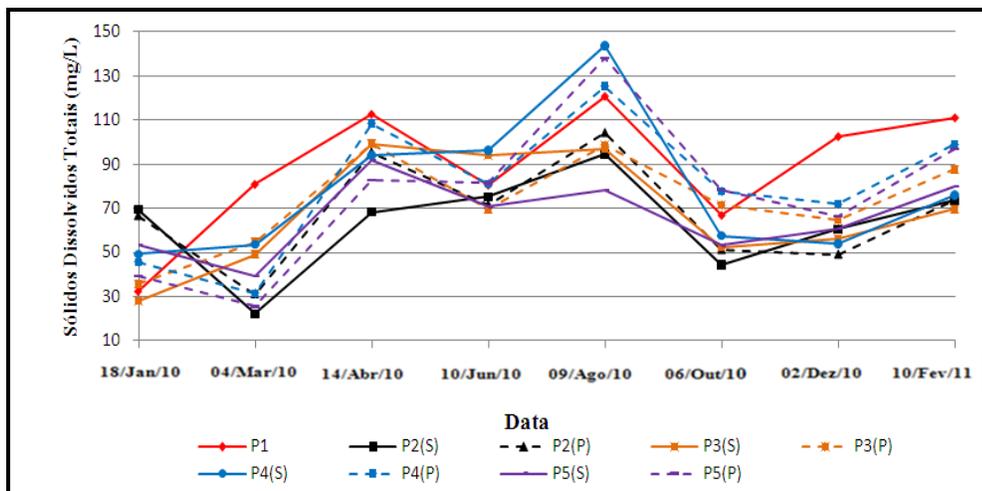


Figura 19: Variabilidade espaço-temporal da concentração de Sólidos Dissolvidos Totais nas amostras de superfície e profundidade no interior do reservatório e no rio principal.

A condutividade elétrica apresentou um valor médio de $76,1 \pm 18,5 \mu\text{S}/\text{cm}$, com valor mínimo de $33,6 \mu\text{S}/\text{cm}$ e máximo de $127 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Tabela 5). As variações nos valores da condutividade verificadas em função do período apontam claramente uma redução de seus valores nas épocas frias, em contraposição a uma elevação nos períodos mais quentes (Figura

20). Segundo Nogueira (1991), a uma dada concentração iônica, a condutividade aumenta com o aumento da temperatura.

Embora se tenha verificado a ocorrência de diferenças significativas no decorrer do período, os resultados obtidos mostram ausência de variações acentuadas entre os pontos de superfície e fundo no reservatório. No entanto, o rio principal (P1) tem registrado os maiores valores de condutividade em comparação aos pontos do reservatório, provavelmente por receber contribuição direta de efluentes domésticos nas proximidades. Conforme CETESB (2010), altos valores de CE podem representar uma medida indireta da presença de poluentes. Em geral, níveis superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indicam ambientes impactados. Quanto mais poluídas estiverem as águas, maior será a condutividade em função do aumento do conteúdo mineral.

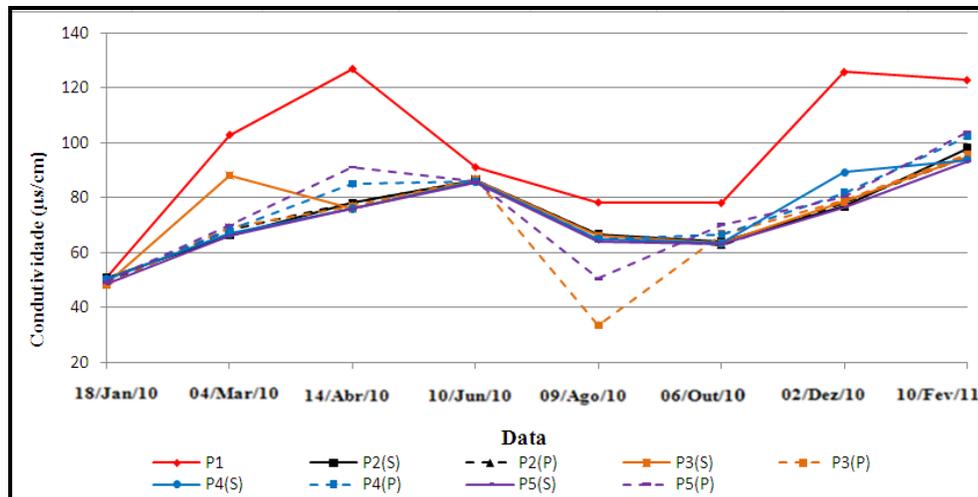


Figura 20: Variabilidade espaço-temporal da condutividade elétrica nas amostras de superfície e profundidade no interior do reservatório e no rio principal.

Os resultados obtidos para o pH mostraram os mais baixos coeficientes de variação (4%) dentre todos os parâmetros avaliados, com uma baixa dispersão dos dados em torno da média (Figura 21). O pH foi levemente alcalino apresentando valores máximos e mínimos de 8,7 e 6,6, respectivamente, com uma média de $7,5 \pm 0,4$. Verificou-se a ausência de diferenças significativas entre as estações. Contudo, pode-se constatar uma ligeira tendência de decréscimo do pH nas amostras de profundidade dos pontos 4 e 5. Nas camadas mais profundas pode ocorrer a liberação de CO_2 , em função da decomposição da matéria orgânica, com tendência de acidificar o meio

(Guimarães *et al*, 1998). Os valores de pH mais elevados na superfície provavelmente refletem a atividade de microalgas, cianobactérias e outros organismos fitoplanctônicos, uma vez que a retirada de CO₂ da água altera a alcalinidade, resultando em aumento nos valores de pH (Padial *et al*, 2009; Rahman *et al* 2005). Kotut *et al* (1999) também relata elevação do pH pelo esgotamento do CO₂ como resultado do aumento da fotossíntese do fitoplâncton no Res. Gorge Turkwel (Kênia).

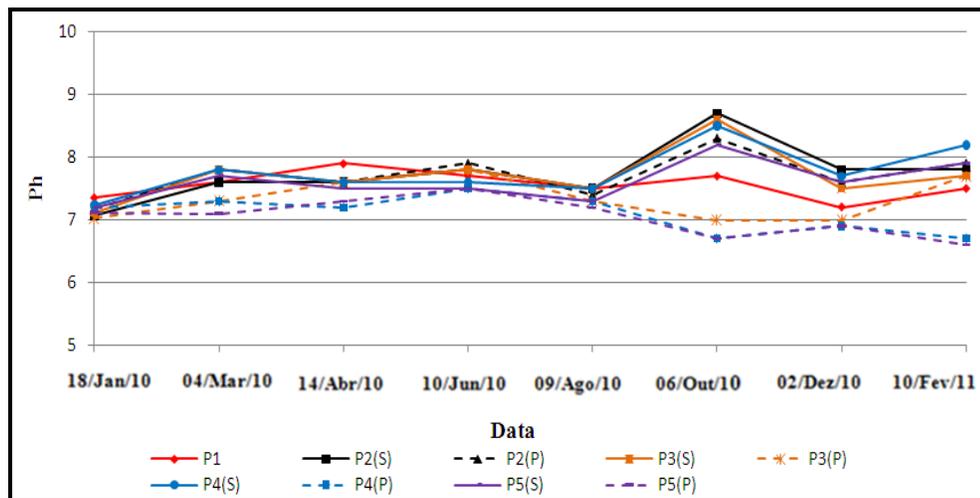


Figura 21: Variabilidade espaço-temporal do pH nas amostras de superfície e profundidade no interior do reservatório e no rio principal.

A demanda bioquímica de oxigênio, DBO₅, indicadora do conteúdo biodegradável, apresentou concentração média de 1,9 ±0,8 mg/L. Os maiores valores registrados correspondem à 1º e 3º coleta. No primeiro caso, os teores mais elevados condizem com o momento de maior vazão dos tributários que podem carrear material orgânico para o interior do reservatório, bem como ocasionar a ressuspensão de sedimentos, aumentando a demanda por oxigênio na sua degradação. Na segunda situação, um aumento no teor da DBO também é verificado possivelmente devido ao nível mais baixo da lâmina de água, isto é, o volume de água disponível para diluição das descargas externas é menor (Figura 22).

As concentrações de DBO relativamente baixas, por outro lado, indicam que o reservatório consegue diluir e assimilar bem a carga orgânica externa lançada em seu interior, ou esta carga que adentra o corpo d'água não é tão expressiva. Esta última possibilidade torna-se a mais plausível, haja visto que o ponto P1 é o que demonstra os menores teores de DBO, apesar de

localizar-se na zona mais crítica de poluição. As maiores concentrações são geralmente verificadas nos demais pontos, o que sugere produção de matéria orgânica biodegradável no interior do reservatório.

Os valores apresentados podem ser considerados normais para águas não poluídas, pois de acordo com Chapman (1996) *apud* Rangel-Peraza *et al* (2009), águas não poluídas apresentam valores de DBO ≤ 2 mg/L. Ambientes impactados pela carga orgânica, em geral, revelam valores muito mais elevados e com maior variação. Gaytán *et al* (2009) descreve que no lago Santa Ana (México) a concentração de DBO varia de 27 – 217 mg/L, o que impossibilita seu uso para abastecimento humano.

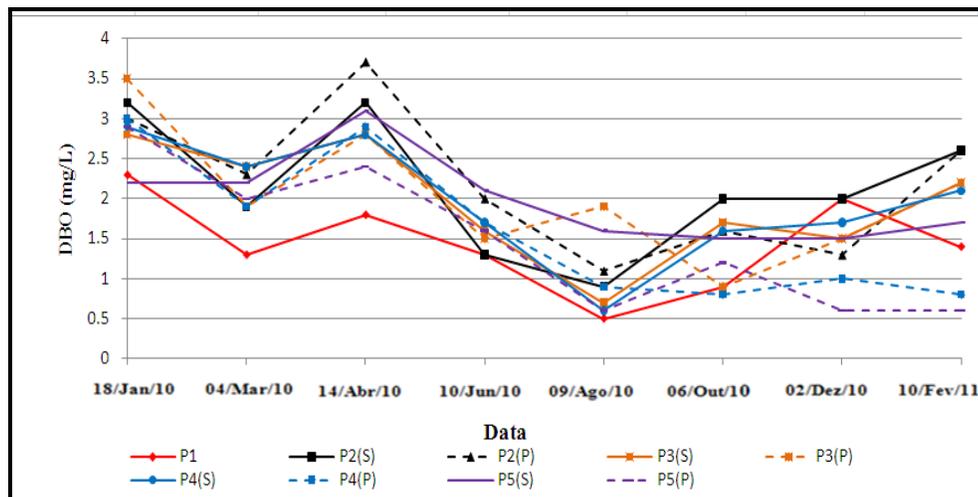


Figura 22: Variabilidade espaço-temporal da Demanda Bioquímica de Oxigênio nas amostras de superfície e profundidade no interior do reservatório e no rio principal.

A variação espaço-sazonal da demanda química de oxigênio (DQO) ocorreu de forma muito similar à variação de DBO (Figura 23). O parâmetro DQO apresentou um valor médio de $13,3 \pm 5,3$ mg/L, com um máximo de 25,8 mg/L verificado na campanha de jan/2010. Chapman (1996) *apud* Rangel-Peraza *et al* (2009) comenta que a DQO encontrada em águas não poluídas tem valores típicos ≤ 20 mg/L.

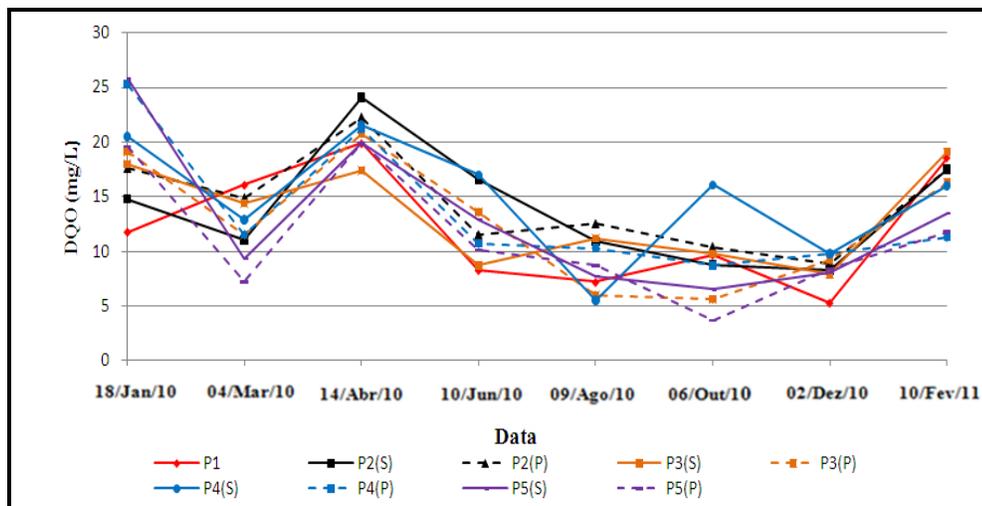


Figura 23: Variabilidade espaço-temporal da Demanda Química de Oxigênio nas amostras de superfície e profundidade no interior do reservatório e no rio principal.

A relação entre DQO/DBO considerando seus valores médios foi ≈ 7 . Em águas naturais esta relação pode variar entre 7,0 e 20 dependendo do teor de ácidos húmicos naturais, resíduos fenólicos, entre outros (Nogueira, 1991). O valor desta relação indica um elevado teor de matéria orgânica não biodegradável (inerte) na água do reservatório.

A presença de bactérias coliformes, especialmente *E. coli*, nas águas do reservatório indica contaminação por material fecal de seres humanos ou outros animais de sangue quente, bem como potencial presença de organismos patogênicos. A Figura 24 mostra a variabilidade espaço-temporal na concentração de *E. coli* para as amostras de superfície e profundidade no interior do reservatório e no rio principal. A média geométrica de organismos encontrados foi 56 ± 5394 NMP/100mL com um valor máximo registrado de 36140 NMP/100mL.

O parâmetro *E. coli* foi o que apresentou a maior dispersão dos valores com os mais altos coeficientes de variação dentre todas as variáveis estudadas. Entretanto, os valores variaram mais espacialmente, de um ponto a outro, do que ao longo do tempo de observação (Figura 14).

Algumas diferenças sazonais na densidade de *E. coli* foram encontradas no reservatório do Vacacaí Mirim. Em todos os pontos de coleta, as amostras, no final do verão, demonstraram uma redução significativa no número destas bactérias. Em contraposição, no período de inverno (baixas temperaturas), através das campanhas de junho e agosto, percebe-se um leve aumento desses organismos. Segundo An *et al* (2002), o decaimento das bactérias fecais parece ser mais

rápido em elevadas temperaturas. Dessa forma, temperaturas mais baixas favoreceriam sua sobrevivência.

Espacialmente, tem-se observado uma significativa redução no número de *E. coli* na medida em que os pontos de coleta se afastam do exutório do rio principal, pelo fato de haver uma maior diluição da carga microbiana e o decaimento bacteriano. De acordo com An *et al* (2002), o decaimento de coliformes é influenciado por vários fatores ambientais. A taxa de mortalidade aumenta com o aumento da temperatura, elevação do pH, e níveis mais altos de oxigênio dissolvido, privação de nutrientes, competição com os microrganismos nativos e predação por protozoários, ou mesmo a inativação pela luz solar. Por outro lado, houve um leve aumento na densidade do número de *E.coli* nas amostras de profundidade, provavelmente devido à sua associação com partículas. Para Alm *et al* (2003), os sedimentos aquáticos são um reservatório bem conhecido de microrganismos entéricos, pois ali persistem condições favoráveis ao seu desenvolvimento. Os coliformes na água são predominantemente removidos por adsorção em partículas e posterior sedimentação, portanto, normalmente se acumulam no sedimento. Crabill *et al* (1999) também interpreta os sedimentos como uma “fonte” significativa de poluição. Bactérias fecais, que são incapazes de persistir na água podem encontrar areia e nos sedimentos condições de sobrevivência mais propícias.

O ponto P1, situa-se no rio principal, onde desemboca parte da rede de drenagem urbana com lançamentos de efluente doméstico *in natura*. Isso, obviamente, explica o número de bactérias entéricas, amplamente superior a dos outros pontos.

Valores altos e semelhantes na contagem de *E. coli* foram diagnosticados na campanha de jan/2010, devido provavelmente às altas vazões dos tributários. O aumento no fluxo da vazão em rios afluentes pode quebrar a estabilidade da coluna de água do reservatório, através de sua agitação, o que ocasiona a ressuspensão dos sedimentos de fundo. Isso resulta em aumento da suspensão de coliformes termotolerantes na água do lago. Aliado a isto, existem fatores potenciais na bacia hidrográfica que podem causar poluição fecal de origem difusa através do escoamento superficial, como o material particulado das superfícies urbanas, resíduos agrícolas, e até mesmo da vida silvestre. Muyodi *et al.* (2009), destacam que existe grande variabilidade de coliformes entre as estações seca e úmida. Seus estudos relataram que nos período de eventos chuvosos a contagem de coliformes é significativamente maior do que na estação seca.

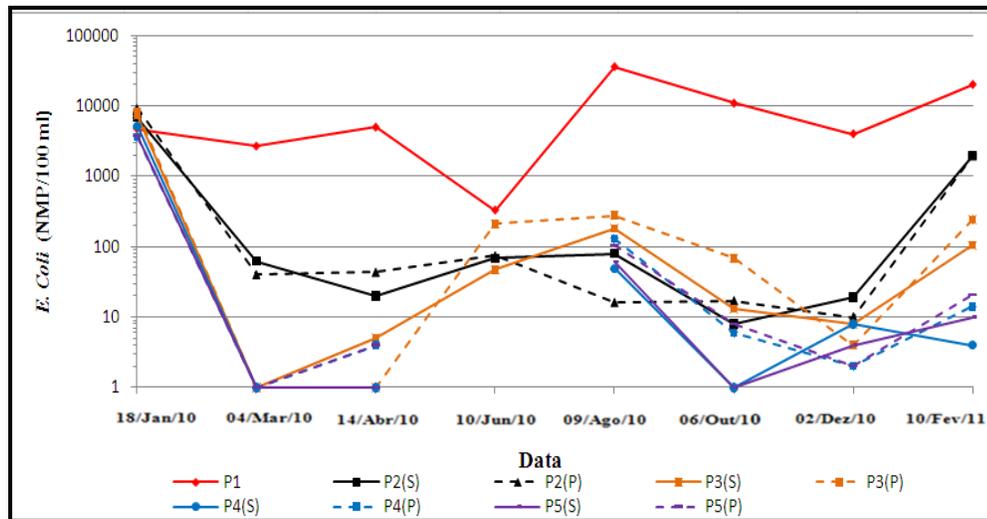


Figura 24: Variabilidade espaço-temporal na contagem de *E. coli* para as amostras de superfície e profundidade no interior do reservatório e no rio principal.

As observações acerca da variabilidade nos conteúdos de amônia, nitrito e nitrato foram prejudicadas pela baixa concentração destes elementos, geralmente inferior ao limite de detecção do método (LD = 0,05 mg/L). Esta baixa concentração pode estar vinculada a uma contribuição de esgotos e fertilizantes na bacia não muito expressiva, ou ainda, o grande consumo destes nutrientes na produção de biomassa. A tabela 5 apresenta a concentração média, o desvio padrão destes parâmetros, considerando os valores abaixo do limite de detecção, como iguais a zero.

As concentrações do íon amônio (NH_4^+) foram baixas na maior parte do tempo. Apenas 16 amostras de um total de n igual a 72 apresentaram valores maiores ou iguais a 0,05 mg/L. Os resultados obtidos revelam que foram encontradas concentrações acima do limite de detecção apenas nas amostras de profundidade e esporadicamente no rio principal (Apêndice 1). As concentrações de nitrogênio amoniacal no rio principal podem estar relacionadas às descargas de efluentes, constituindo-se num indicador de despejos orgânicos recentes, oriundos principalmente do esgoto doméstico. Entretanto, as concentrações mais significativas de NH_4^+ foram encontradas nas amostras de profundidade (hipolímnio) possivelmente devido à decomposição da matéria orgânica nos sedimentos. O íon amônio é o produto final da decomposição (aeróbia e anaeróbia) da matéria orgânica dissolvida e particulada por bactérias heterotróficas, processo conhecido como amonificação (Padial *et al.*, 2009). Estudos laboratoriais realizados por Al Bakri & Chowdhury (2006) demonstraram que a amonificação ocorre preferencialmente em ambientes anóxicos e com temperaturas da água mais quente. Segundo os mesmos autores, a amônia pode

ser a forma dominante de N inorgânico dissolvido na coluna de água sobrejacente aos sedimentos. A máxima concentração de NH_4^+ registrada foi 1,53 mg/L no ponto P5(P) em abril/2010, com uma concentração média de $0,100 \pm 0,310$ mg/L).

Os níveis de nitrito (NO_2^-) no reservatório permaneceram abaixo do limite de detecção em boa parte das amostras analisadas, embora numa frequência menor que a amônia. Diferentemente da amônia, o íon NO_2^- não se concentrou apenas no fundo, mostrando-se presente também nas amostras de superfície. Com base nos resultados, o parâmetro apresentou uma concentração média de $0,03 \pm 0,03$ mg/L e máxima de 0,07 mg/L.

O nitrito ocorre nas águas como um componente intermediário entre a amônia e o nitrato sendo, portanto, muito instável. É extremamente tóxico para a maioria dos organismos aquáticos quando em altas concentrações. Em lagos, o nível de nitrito comparado com as concentrações de N amoniacal e de nitrato, é baixo. Somente em lagos poluídos a concentração de nitrito pode assumir valores significativos (ESTEVES, 1998).

O N-Nitrato, por vezes também apresentou concentrações abaixo do nível de detecção do método. No entanto foi o composto de nitrogênio mais importante, com concentrações médias de $0,205 \pm 0,231$ mg/L, com um máximo de 0,850 mg/L.

O nitrato estava presente em quantidade significativa tanto nas amostras de superfície quanto nas amostras de profundidade. No entanto, nos pontos de coleta mais profundos, P4(P) e P5(P), os níveis de amônia eram frequentemente superiores aos níveis de nitrato. Como visto anteriormente, a forma de N-amônia tende a prevalecer em situações de baixa oxigenação, característica da região do hipolímnio. Na campanha de jan/2010 e no período de inverno percebeu-se que, mesmo nas amostras de profundidade, a fração de N-nitrato era mais significativa. Neste período, a elevada vazão do rio afluente pode ter oxigenado as águas mais profundas e o mesmo pode ter ocorrido em função da circulação da massa de água no inverno. De acordo com Esteves (1998), Padial *et al* (2009) em condições favoráveis (presença de oxigênio) o nitrogênio amoniacal sofre processo de nitrificação pela sua oxidação resultando no aumento da concentração de nitrato. A coluna d'água oxigenada favorece o processo de nitrificação em que a amônia pode ser convertida a nitrato. O íon amônio é a forma preferencial de nitrogênio inorgânico para as atividades de bactérias e dos organismos fotossintetizantes o que também pode explicar sua baixa concentração na superfície em detrimento de outras formas inorgânicas de N

como o nitrato (Esteves, 1998; Padial *et al*, 2009). A predominância de N-Nitrato também poderia ser devida à alguma contribuição de fertilizantes na bacia hidrográfica.

Em qualquer corpo d'água, a proporção das diferentes formas de Nitrogênio e sua distribuição na água é determinada pelas formas introduzidas e o equilíbrio entre a assimilação, mineralização, nitrificação, desnitrificação e pela sua fixação biológica (KOTUT *et al*, 1999).

A análise da variabilidade dos teores de Fósforo total (Pt) também foi prejudicada pelo fato de que a maior parte das amostras continham concentrações abaixo do limite de detecção do método (LD = 40 µg/L). De um total de 72 amostras analisadas, apenas 16 indicaram níveis acima de 40 µg/L. As amostras de água da campanha de out/2010 para Pt foram analisadas em aparelho de maior sensibilidade, sendo diagnosticados teores médios de Pt da ordem de 27µg/L, variando de 23,1 à 39,9µg/L, dependendo do ponto (Apêndice 1). Esta pode ser uma realidade quando os resultados apontam concentrações < 40µg/L, embora não se possa inferir tal situação.

Apesar dos dados terem sido esporádicos percebeu-se uma tendência de maiores concentrações nas amostras de profundidade, principalmente nos pontos P4(P) e P5(P), e no rio principal. Segundo Esteves (1998) este aumento de concentração no hipolímnio origina-se da liberação de fosfato do sedimento facilitado pelas condições do meio pobres em O₂. No rio principal os maiores níveis de Pt podem estar relacionados ao lançamento de efluentes domésticos. O teor mais alto de fósforo (459µg/L), entretanto, foi registrado na coleta de Fev/2011. Por outro lado, na campanha de ago/2010 verificaram-se níveis de fósforo geralmente acima de 40µg/L em quase todos os pontos. Este aumento acentuado pode ter sido resultado da extensão da mistura da água que alcançou toda coluna durante o inverno, perturbando a camada de sedimentos o que levou a ressuspensão de formas sedimentadas ou adsorvidas de fósforo. Situações muito parecidas foram relatadas por Kotut *et al* (1999) no Res. Gorge Turkwel.

A distribuição espaço-sazonal dos valores observados de clorofila-*a* no reservatório Vacacaí Mirim são mostrados na Figura 25. Este parâmetro exibiu um alto coeficiente de variação (81,3%) sendo verificado uma maior variação a nível sazonal do que espacial. Sua concentração média esteve na faixa de 17,0 ±13,9 µg/L, com um máximo e mínimo de 50,5 e 0,5µg/L, respectivamente. Os menores valores de clorofila-*a* foram observados na 1ª campanha, provavelmente devido a maior vazão dos rios afluentes, que aumentam a velocidade do fluxo da água e diminuem o tempo de detenção.

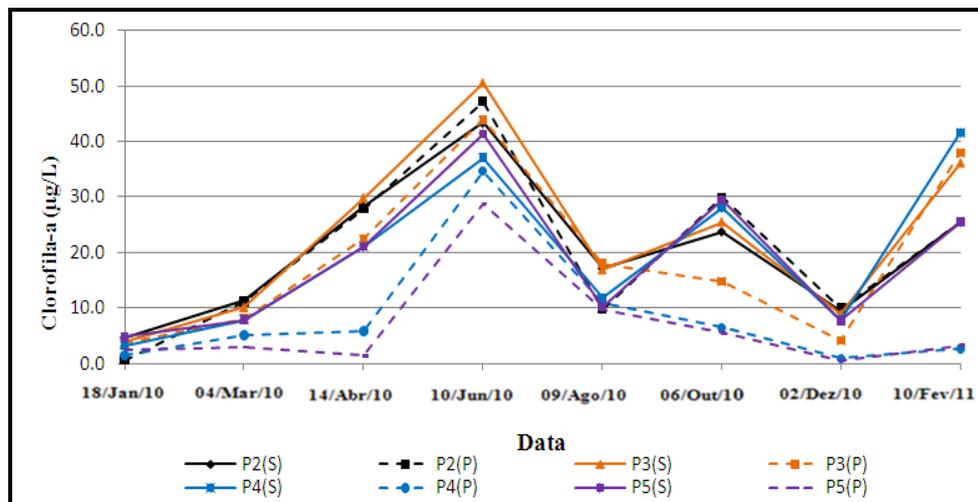


Figura 25: Variabilidade espaço-temporal no teor de Clorofila-*a* para as amostras de superfície e profundidade no interior do reservatório.

As concentrações da biomassa fitoplanctônica, representada pela clorofila-*a* apresenta variabilidade temporal, com predominância de maiores concentrações no outono e uma tendência de distribuição homogênea em toda a coluna d'água durante o período de mistura. Espacialmente, pode-se observar uma clara distinção nos teores de clorofila-*a* entre as amostras de superfície (S) e profundidade (P), principalmente nos pontos 3, 4 e 5 onde a profundidade era maior. O ponto 2, por localizar-se numa região rasa do reservatório, não registrou diferença entre as amostras. As amostras de profundidade, muitas vezes, apresentaram teores de clorofila-*a* maiores que a própria superfície. Como este ponto é raso, a luminosidade pode alcançar praticamente toda coluna d'água. Vários pesquisadores como: Padial *et al* (2009), El-Monem (2008), Delazari-Barroso *et al* (2009), analisando os teores de clorofila-*a* em perfil vertical em lagos, constantemente observam aumento na sua concentração nos primeiros metros abaixo da superfície, com posterior decréscimo com o aumento da profundidade. Segundo Esteves (1998), a menor produtividade na superfície pode ser função da inibição fotossintética. Abaixo da região de inibição são encontradas as melhores condições de luminosidade para realização da fotossíntese.

Na campanha de jun/2010 observou-se um aumento no teor de Cl-*a*, mesmo nas amostras de profundidade dos pontos P4 e P5. Isto pode estar relacionado ao abaixamento do nível, que aproxima ainda mais a zona eufótica com as camadas mais profundas do reservatório. Por outro lado, segundo Esteves (1998), algumas algas (cianofíceas) também possuem a capacidade de adaptação de seus pigmentos à radiação solar, permitindo uma maior produtividade mesmo em

profundidades maiores. Este pico de produção em jun/2010 pode estar relacionado a condições hidrológicas favoráveis, como o maior tempo de detenção da massa de água, uma vez que nesta mesma data verificam-se as mais baixas concentrações de nutrientes.

O conteúdo iônico das águas do reservatório do Vacacaí Mirim foi determinado principalmente pelos cátions Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , e pelos ânions SO_4^- , Cl^- , F^- . De forma geral, estavam entre os parâmetros que apresentaram os menores coeficientes de variação indicando uma baixa dispersão dos dados, isto é, pouca variação espaço-sazonal (Fig. 14). Suas concentrações estão resumidas na Tabela 5. Para Tundisi (2008) estes elementos são denominados íons conservativos, pois suas concentrações não mudam muito em função das atividades dos organismos. Embora tenham significativa importância para os organismos aquáticos, dificilmente atuam como fatores limitantes.

Na América do Sul e Austrália, a ordem de dominância para os cátions geralmente é $\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$, e para os ânions $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^- > \text{HCO}_3^-$, comuns à drenagem de rochas ígneas (GIBBS, 1970 *apud* VIEIRA *et al*, 2005).

Considerando os valores médios da população de dados, a dominância catiônica na água foi $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$. A ordem de dominância para o conteúdo aniônico foi de $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^- > \text{F}^-$. Os íons dominantes na água foram o Sódio e os Cloretos, embora estes não apresentem concentrações significativamente superiores à dos outros íons. Neste trabalho, as concentrações de Sódio, Cloretos e Sulfatos alcançaram valores máximos da ordem de 6,1, 3,5 e 3,1mg/L, respectivamente. As concentrações desses elementos foram, geralmente, sempre um pouco superiores no ponto 1 (exutório do rio principal) possivelmente devido ao lançamento de efluentes domésticos. Gaytán *et al* (2009) lembra que a alta concentração de íons cloreto (Cl^-) é comumente considerado um indicador da atividade humana. No lago Santa Ana, o autor verificou fortes variações deste elemento, com valores muito superiores aos encontrados neste trabalho. Segundo Vieira *et al* (2005), reservatórios que recebem efluentes domésticos e industriais da Grande São Paulo, mostram uma dominância acentuada de Sódio e de Cloro atribuída a fatores antropogênicos.

5.4 Curvas de permanência de qualidade da água e legislação

As curvas de permanência de qualidade da água referem-se à probabilidade dos níveis de concentração de cada variável atenderem a classe de enquadramento estabelecida para o reservatório do Vacacaí Mirim, ou mesmo, a probabilidade de permanência em uma classe qualquer. Como este reservatório destina-se primordialmente ao abastecimento humano, deve enquadrar-se, no mínimo, como classe 3, conforme a Res. N°357 do CONAMA. Neste caso as águas podem servir ao abastecimento humano após tratamento convencional ou avançado.

No Brasil admite-se que águas naturais que possuam turbidez de até 100 UNT possam ser usadas para abastecimento humano. A curva de turbidez exibida na Figura 26 configura uma permanência das águas do reservatório como classe 1 em 87,5% do tempo pois as amostras situaram-se num patamar abaixo de 40 UNT. Somente em 12,5% do tempo constam valores maiores que 40 UNT, que denota classe 2.

A variação do pH permaneceu dentro dos limites indicados na Resolução CONAMA N°357 ($6 \leq \text{pH} \leq 9$) em 100% do tempo (Figura 27).

Com relação à Demanda Bioquímica de Oxigênio, a máxima concentração documentada foi de 3,7 mg/L. Na Figura 28 observa-se, que em 100% do tempo os valores da DBO permanecem abaixo de 5 mg/L correspondente a classe 2 da Res. CONAMA 357/05. Verifica-se também que em 90% do tempo o reservatório tem suas águas definidas como classe 1 (DBO ≤ 3 mg/L).

Os valores de Coliformes Termotolerantes ou *Escherichia coli* vêm sendo utilizados por vários países como parâmetro de análise das condições de qualidade e do enquadramento dos corpos d'água. A Figura 29 mostra a curva de permanência de qualidade d'água para o parâmetro *E. coli*. Observa-se que, em aproximadamente 74% do tempo a quantidade de *Escherichia coli* permanece abaixo de 1000 NMP/100 mL correspondente a classe 2 da Resolução CONAMA 357 de 2005. Da mesma forma, em 84% do tempo a contagem de *E. coli* é inferior a 4000 NMP/100mL, portanto classificada na classe 3. E, finalmente, em 16% do tempo a contagem de *E. coli* ultrapassa os limites estabelecidos para a classe 3, enquadrando-se, portanto, na classe 4, o que o tornaria impróprio para fins de abastecimento podendo ser destinado somente à navegação e harmonia paisagística. Entretanto, considerando-se que a captação da água de abastecimento localiza-se no ponto P4, percebe-se que apenas uma amostra deste ponto excedeu

o limite da classe 3, atingindo 5172 NMP/100mL. Este resultado corresponde à primeira campanha, desenvolvida durante intenso período chuvoso. Assim, em condições normais da massa de água, as condições para manutenção da classe 3 seriam plenamente atendidas.

A Resolução CONAMA N°274/00 classifica os corpos d'água como próprio ou impróprio para recreação de contato primário, como natação, por exemplo; avaliando parâmetros e indicadores específicos, de modo a assegurar as condições de balneabilidade. Como nos arredores do lago encontra-se um clube recreacional, fez-se uso dessa resolução, e constatou-se que em aproximadamente 75% do tempo o reservatório é próprio para esse tipo de recreação, pois com uma quantidade de até 800 NMP/100 mL de *Escherichia coli* apresenta condições satisfatórias de balneabilidade .

A análise da curva de permanência para o Fósforo Total (Pt) revela que em 74% do tempo as concentrações de Pt permaneceram abaixo do limite de detecção do método (LD = 40µg/L). Considerando ambiente lântico, o valor máximo estabelecido pela Res. CONAMA 357/05 para águas doces de classe 3 é 50 µg/L. Nesses termos, verifica-se que em 82% do tempo as concentrações de Pt permanecem abaixo deste limite. No tempo restante (18%), os teores de Pt são superiores aos 50 µg/L, configurando classe 4 (Figura 30). Entretanto, os elevados teores de Pt referem-se somente à algumas amostras de profundidade. Neste caso, mesmo havendo alta disponibilidade deste nutriente, a produtividade primária poderia ser limitada pela baixa ou inexistente luminosidade.

Com relação ao grupo Nitrogênio (Amônio e Nitrato), as probabilidades de desacordo com as concentrações limites são nulas. Para o N Amoniacal, a Res. CONAMA 357/05 fixa um valor máximo aceitável de 2,2 mg/L ($8,0 < \text{pH} < 7,5$) de para águas de classe 3. Para esta variável, em 100% do tempo as águas do reservatório permanecem abaixo deste limite (Figura 31).

Para o N Nitrato está fixado um limite máximo tolerável de 10 mg/L. Através da curva de permanência (Figura 32) verifica-se que durante 100% do tempo esta determinação é atendida, já a concentração máxima registrada deste elemento foi de 0,850 mg/L. O padrão de aceitação para consumo humano referente à Portaria N° 518 MS também é atendido, pois o limite é o mesmo. Altas concentrações de nitrato são tóxicas, podendo causar uma doença chamada metahemoglobinemia, mas os teores aqui verificados não incitam qualquer preocupação neste sentido.

Para a variável clorofila-*a*, o limite da classe 3 é 60 $\mu\text{g/L}$. Os resultados mostraram que a probabilidade de excedência da classe 3 é nula, ou seja, durante 100% do tempo a pior classificação do corpo d'água permaneceu como classe 3 (Figura 33). É possível visualizar, também, que em 83% do tempo os teores de clorofila-*a* permanecem abaixo dos limites da classe 2 (30 $\mu\text{g/L}$). E que em 45% do tempo, os teores encontrados limitam-se à classe 1 (10 $\mu\text{g/L}$).

A interpretação dos dados de oxigênio dissolvido apresenta uma singularidade em relação aos demais parâmetros. Neste sentido, quanto menores os teores de OD, pior é a condição do corpo hídrico, e pior sua classificação. Em cerca de 23% do tempo a concentração de oxigênio dissolvido ficou abaixo de 6 mg/L. Isto significa que os restantes 77% do tempo, a água do reservatório permanece na classe 1 (Figura 34).

Por outro lado, durante 16% do tempo, percebe-se teores de OD abaixo do limite inferior da classe 3 (4mg/L), o que torna a água inapta ao abastecimento doméstico. Entretanto, os valores iguais ou inferiores a 4 mg/L referem-se exclusivamente às amostras de profundidade e isto pode ser uma condição natural do reservatório durante boa parte do tempo. Portanto, não é adequado inferir que estes baixos valores de OD sejam função da poluição, até porque os valores de DBO confirmariam tal hipótese.

Ao se analisar as curvas dos parâmetros observados, percebe-se que quanto mais restritiva a classe de enquadramento, menor é o tempo de permanência na classe.

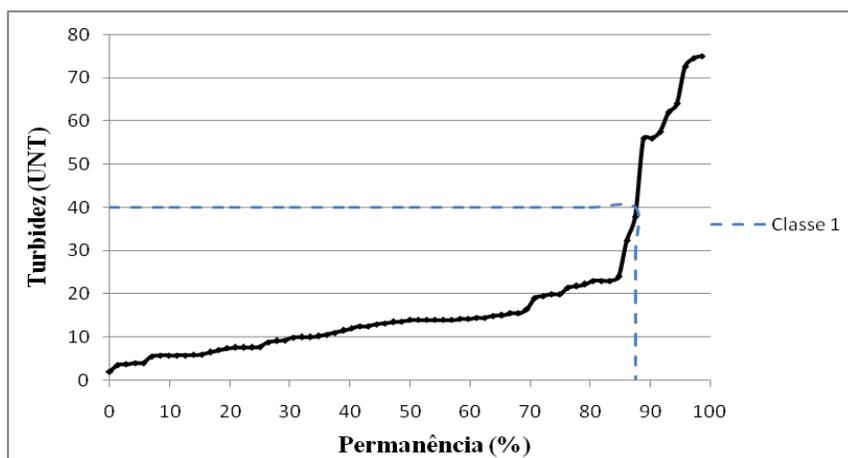


Figura 26: Curva de permanência de qualidade da água para o parâmetro turbidez.

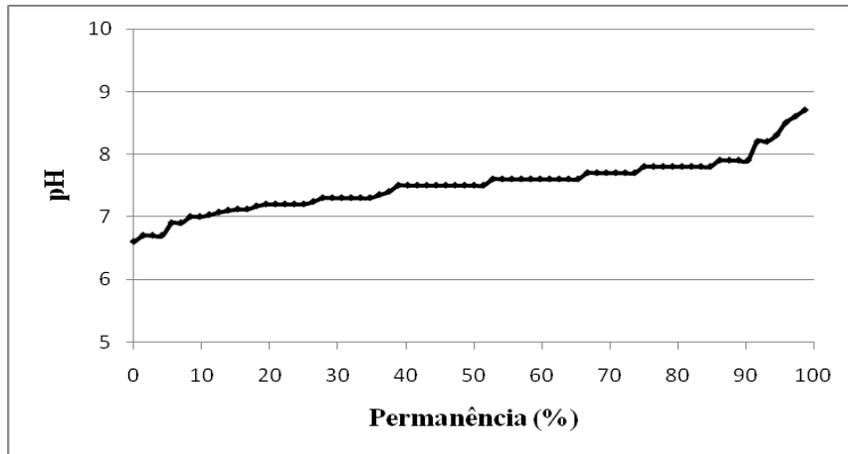


Figura 27: Curva de permanência de qualidade da água para o parâmetro pH.

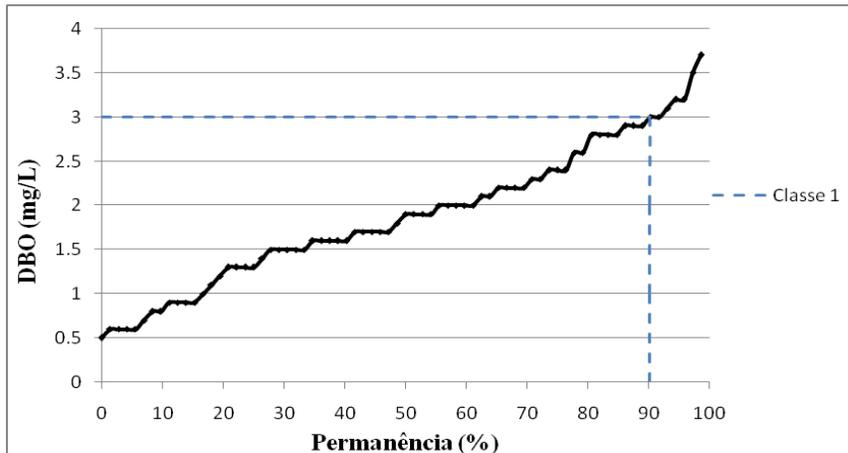


Figura 28: Curva de permanência de qualidade da água para o parâmetro DBO.

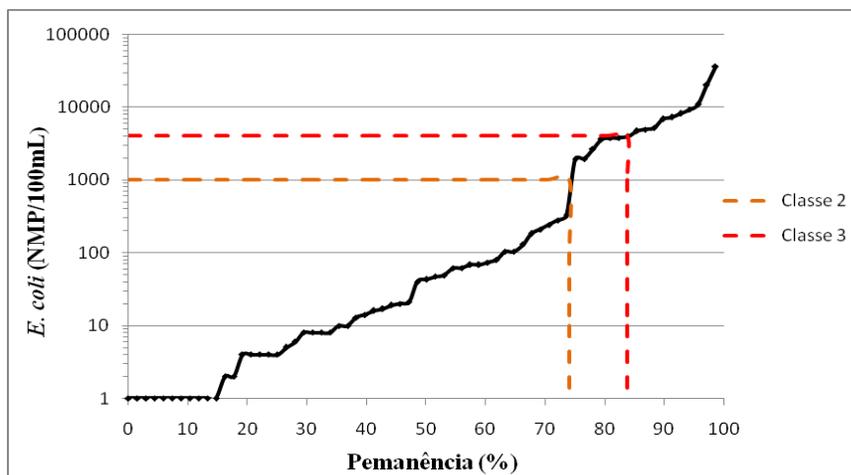


Figura 29: Curva de permanência de qualidade da água para o parâmetro *E. coli*.

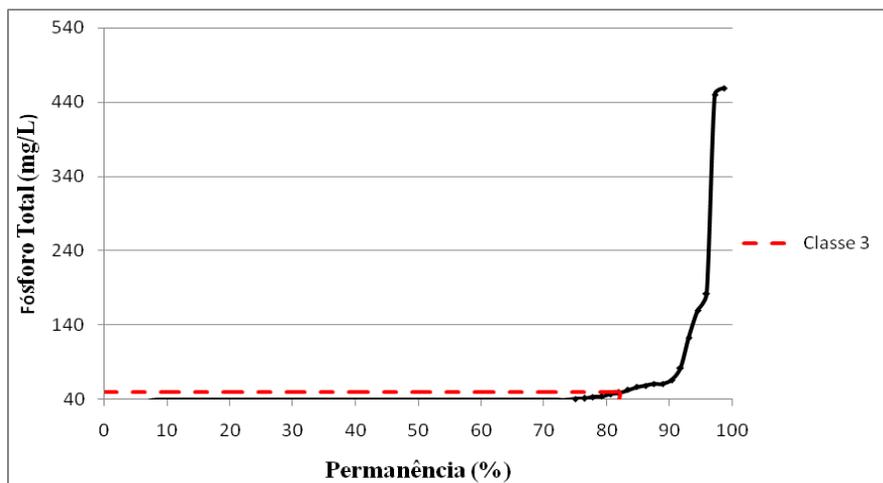


Figura 30: Curva de permanência de qualidade da água para o parâmetro fósforo total.

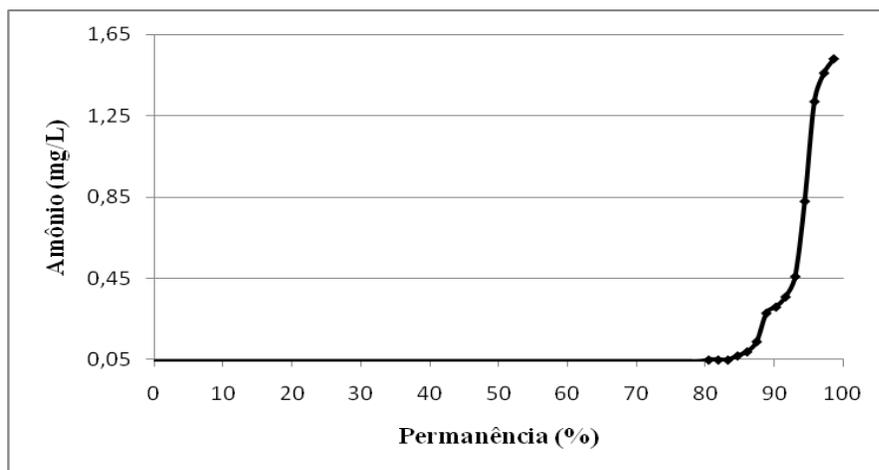


Figura 31: Curva de permanência de qualidade da água para o parâmetro íon amônio.

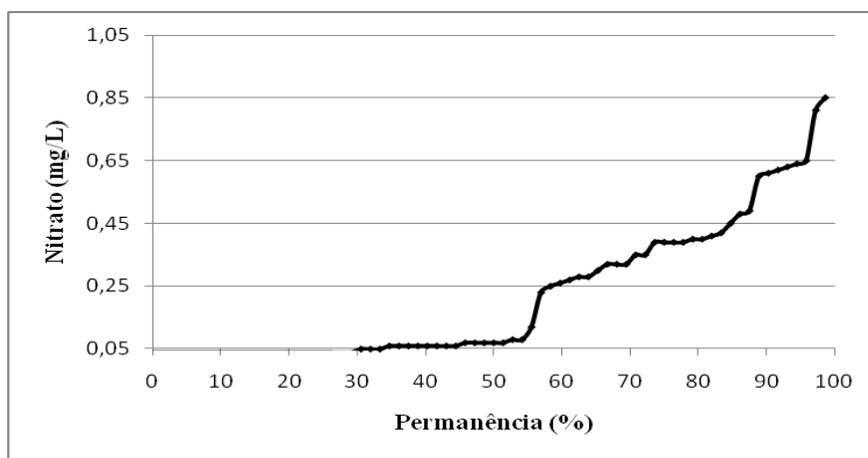


Figura 32: Curva de permanência de qualidade da água para o parâmetro nitrato.

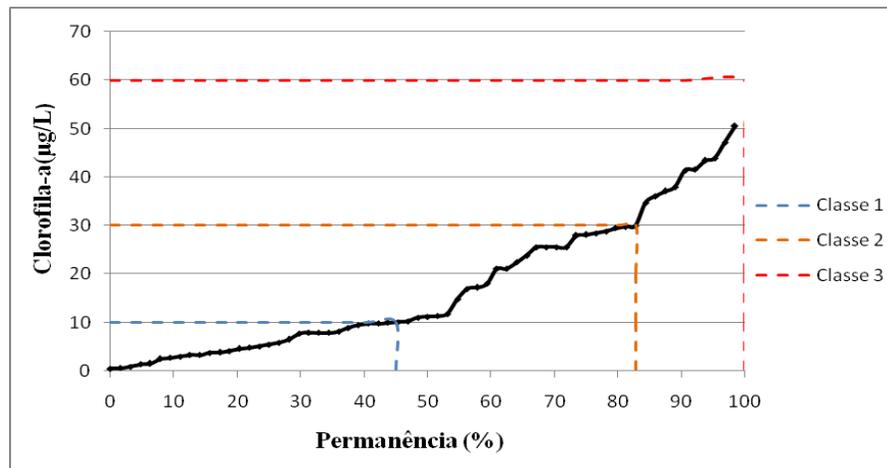


Figura 33: Curva de permanência de qualidade da água para o parâmetro clorofila-*a*.

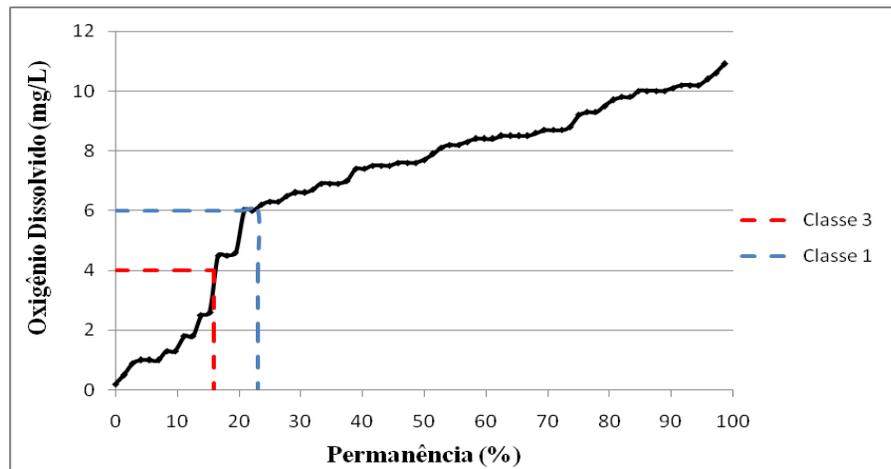


Figura 34: Curva de permanência de qualidade da água para o parâmetro oxigênio dissolvido.

5.5 Análise estatística

As condições de qualidade de um ambiente aquático envolvem alguns fatores ambientais. A concentração de um parâmetro isoladamente não tem representatividade temporal e espacial já que se altera por influência de algumas variáveis ambientais. Para Gastaldini *et al* (2001) os estudos dos aspectos de qualidade e de quantidade dos recursos hídricos não podem ser dissociados. A interpretação dos dados de qualidade da água não proporciona conclusões significativas a menos que baseada em variáveis ambientais como o regime hidrológico.

Reitera-se previamente, que as análises de correlação das variáveis hidrológicas com os parâmetros Fósforo, Amônio, Nitrito e Nitrato foram prejudicadas em função da concentração destes geralmente estarem abaixo do limite de detecção. Assim, algumas vezes, os respectivos coeficientes de correlação não apresentam uma sequência lógica constante.

A Tabela 6 mostra os resultados da análise estatística da correlação entre a vazão afluente e as características de qualidade da água através coeficiente de correlação de Pearson, levando-se em consideração os diferentes pontos de coleta.

Tabela 6: Coeficientes de correlação (Pearson) das análises entre os parâmetros de qualidade da água e as vazões afluentes

Parâmetros	P1	P2(S)	P2(P)	P3(S)	P3(P)	P4(S)	P4(P)	P5(S)	P5(P)
<i>E. coli</i>	-0,120	0,944	0,963	0,992	0,993	0,991	0,993	0,992	0,992
pH	-0,361	-0,536	-0,590	-0,492	-0,408	-0,496	0,149	-0,495	0,090
Turbidez	0,786	0,946	0,966	0,980	0,977	0,986	0,872	0,991	0,859
SST	0,525	0,871	0,905	0,951	0,961	0,969	0,880	0,961	0,951
SDT	-0,791	0,124	-0,007	-0,608	-0,674	-0,305	-0,424	-0,322	-0,376
Condutividade	-0,771	-0,670	-0,712	-0,750	-0,499	-0,695	-0,691	-0,707	-0,623
OD	-0,324	-0,417	-0,480	-0,608	0,110	-0,688	0,258	-0,708	0,289
DBO	0,483	0,427	0,285	0,384	0,670	0,407	0,546	0,090	0,607
Clorofila- <i>a</i>		-0,493	-0,512	-0,469	-0,400	-0,446	-0,207	-0,394	-0,128
Fósforo Total	-0,106	-0,095	-0,071	-0,095	0,983	0,843	-0,042	-0,071	-0,262
Amônio	-0,261				0,132		-0,309		-0,344
Nitrito	-0,662	0,412	0,130	-0,225	0,176	0,281	0,404	0,468	0,345
Nitrato	0,062	0,642	0,278	0,277	0,293	0,582	0,233	0,211	0,213
Cloretos	-0,784	-0,341	-0,550	-0,551	-0,418	-0,516	-0,423	-0,551	-0,314
Sódio	-0,731	-0,583	-0,589	-0,613	-0,532	-0,596	-0,523	-0,602	-0,438

Neste trabalho, a inter-relação entre a contagem de *E. coli* e as vazões apresentam um comportamento diferente em função do ponto. Os pontos P2, P3, P4 e P5, independentemente se, em amostras de superfície ou de profundidade, apresentam alta correlação positiva ($r \geq 0,944$) com o aumento das vazões no momento da coleta. O ponto P1, por sua vez, apresenta uma relação muito fraca com o aumento de vazão ($r = 0,120$). Estas duas situações antagônicas explicam-se pelo fato de que o aumento de vazão no ponto P1 provoca uma maior diluição na carga microbiana. Já nos pontos característicos de ambiente lântico, aliado às impurezas carregadas pela parcela do escoamento superficial, as vazões de pico ocasionam uma agitação na coluna d'água que ressuspende os coliformes do sedimento de fundo aumentando sua

concentração na água do reservatório. Estes resultados não são surpreendentes. Segundo Mallin *et al* (2000), o transporte de bactérias fecais através sedimentos em suspensão é um mecanismo importante nos ambientes aquáticos. As bactérias fecais são conhecidas por terem uma sobrevivência maior quando em associação com partículas de sedimentos.

A análise de regressão entre a variação de vazão e a contagem de *E. coli*, apresentadas na Figura 35, demonstra coeficientes de determinação (R^2) alcançando 0,985. Isto significa dizer que aproximadamente 98% da variação no número de *E. coli* no interior do reservatório poderia ser explicada pela variação da vazão afluente. Contudo, ressalva-se que o bom ajuste deve-se ao fato de somente uma vez ter sido registrada elevada vazão de entrada. É plausível que se os dados tivessem sido obtidos perante aumentos progressivos de vazão poderia-se obter uma maior dispersão e, portanto, correlação menos expressiva entre as variáveis.

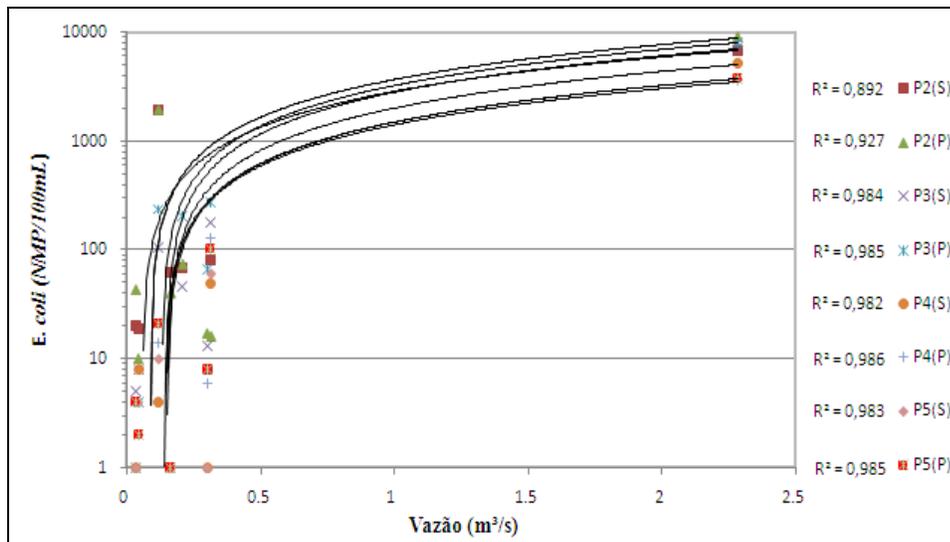


Figura 35: Diagrama de dispersão da densidade de *E. coli* com as vazões afluentes em amostras do reservatório Vacacaí Mirim

Além das bactérias *E. coli*, os parâmetros que mais se correlacionaram com as vazões foram a turbidez e os Sólidos Suspensos Totais. O nível de turbidez é a manifestação da presença de sólidos em suspensão, sendo duas grandezas diretamente proporcionais. Nos pontos no interior do reservatório, ambos os parâmetros apresentam uma correlação positiva acentuada com a vazão, com r variando em torno de 0,90. A intrusão de elevada vazão do principal rio tributário no interior do reservatório em períodos chuvosos, provoca agitação da coluna de água e, portanto,

a difusão do material depositado na camada de sedimento contribuindo para elevação do teor de SST e Turbidez, além do escoamento superficial que arrasta partículas erodidas da superfície do solo. Este aumento na concentração de sólidos suspensos também significa aumento nos níveis de turbidez, o que pode exigir manobras operacionais na Estação de Tratamento de Água em períodos chuvosos, tais como alterações nas dosagens de coagulantes e constante limpeza dos filtros.

A influência da vazão na concentração de SST mostrou leves diferenças em alguns pontos no interior do reservatório. Nestes, o aumento da vazão afluyente pode explicar cerca de 90% da variação dos sólidos suspensos, enquanto que no ponto P1 (rio principal), apenas 28% (Figura 36). Um comportamento similar é esperado nos níveis de turbidez. Contudo, faz-se novamente a ressalva de uma única ocorrência de elevada vazão afluyente, por isso o bom ajuste.

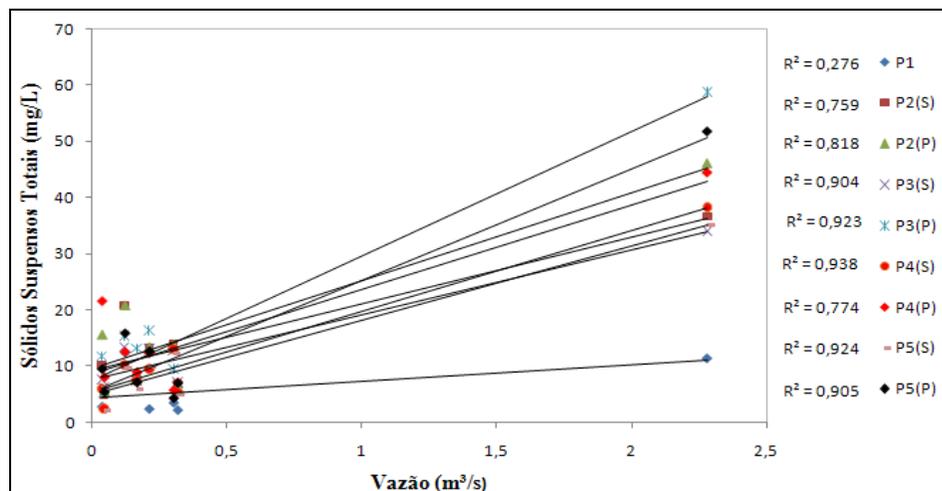


Figura 36: Diagrama de dispersão da concentração de SST com as vazões afluentes

Os íons Sódio e Cloretos e a Condutividade apresentaram coeficiente de correlação negativos em função do aumento da vazão afluyente. A magnitude da composição e da concentração iônica influem diretamente na variação da condutividade elétrica. Desta forma, o aumento na vazão tende a diluir a concentração de íons na massa de água. Quanto maior a vazão menor tende a ser a concentração destes elementos. Isto é especialmente visível no ponto P1, que constantemente registrou os valores mais expressivos dos íons Na^+ , Cl^- e Condutividade, com o coeficiente de Pearson igual a -0,731, -0,784 e -0,771, respectivamente.

Os teores de Clorofila-*a* estiveram correlacionados negativamente com o aumento de vazão. Embora esta relação tenha sido relativamente fraca ($r \leq 0,51$). Os menores teores de Cl-*a* em função do aumento de vazão seria decorrência da redução do tempo de detenção das águas e da maior taxa de exportação de organismos, não havendo tempo hábil para que estes se multipliquem repondo a biomassa perdida, além da sua maior diluição.

A vazão parece não exercer muita influência sobre os demais parâmetros, já que não apresentam correlações significativas com esta variável.

A Tabela 7 apresenta os resultados da análise estatística da correlação entre a precipitação acumulada nos últimos 7 dias e as características de qualidade da água discretizando-se os diferentes pontos de coleta.

Tabela 7: Coeficientes de correlação (Pearson) das análises entre os parâmetros de qualidade da água e a precipitação acumulada nos últimos 7 dias.

Parâmetros	P1	P2(S)	P2(P)	P3(S)	P3(P)	P4(S)	P4(P)	P5(S)	P5(P)
<i>E. coli</i>	-0,128	0,989	0,985	0,944	0,949	0,946	0,944	0,946	0,946
pH	-0,378	-0,567	-0,533	-0,553	-0,155	-0,421	0,044	-0,431	-0,016
Turbidez	0,891	0,970	0,968	0,965	0,952	0,950	0,835	0,946	0,859
SST	0,725	0,961	0,963	0,967	0,967	0,940	0,892	0,939	0,988
SDT	-0,686	0,212	0,029	-0,551	-0,602	-0,326	-0,361	-0,163	-0,337
Condutividade	-0,577	-0,354	-0,409	-0,497	-0,213	-0,415	-0,380	-0,405	-0,324
OD	-0,259	-0,392	-0,469	-0,620	0,258	-0,673	0,154	-0,682	0,175
DBO	0,572	0,532	0,413	0,480	0,731	0,498	0,496	0,101	0,519
Clorofila- <i>a</i>		-0,353	-0,381	-0,268	-0,149	-0,195	-0,184	-0,254	-0,096
Fósforo Total	0,126	-0,296	-0,218	-0,297	0,878	0,667	0,274	-0,218	0,049
Amônio	-0,209				0,045		0,003		-0,115
Nitrito	-0,708	0,049	-0,112	-0,430	-0,655	-0,639	0,120	0,234	0,246
Nitrato	0,059	0,425	0,050	0,036	0,040	0,341	-0,018	-0,031	-0,038
Cloretos	-0,529	-0,100	-0,263	-0,268	-0,129	-0,236	-0,304	-0,276	-0,196
Sódio	-0,497	-0,270	-0,270	-0,309	-0,218	-0,283	-0,388	-0,296	-0,312

Percebe-se claramente que esta variável apresentou um comportamento similar, sobre os parâmetros de qualidade, ao verificado pela vazão afluente. As variáveis de qualidade da água que melhor se correlacionaram com a precipitação foram praticamente as mesmas que mais se relacionaram com a vazão. Este comportamento já era esperado, já que a própria vazão dos rios deriva do escoamento de base somado ao escoamento superficial, e este é originado da precipitação que não infiltra no solo, carreando consigo partículas e substâncias diversas das

superfícies e introduzindo-as na rede de drenagem e posteriormente no reservatório, fazendo com que os níveis de SST e Turbidez aumentem consideravelmente nos períodos chuvosos.

De acordo com os resultados analisados, percebe-se que as concentrações dos parâmetros SST, Turbidez, e *E. coli*, apresentaram tendência em aumentar com o volume do escoamento superficial e com o total precipitado, sendo encontrada elevada correlação entre os referidos parâmetros com a precipitação, geralmente com valores de $r \geq 0,90$ (Tabela 7). A DBO também apresenta correlação positiva, embora relativamente fraca, possivelmente devido à introdução pelo escoamento superficial de matéria orgânica que aumenta a demanda por oxigênio na sua degradação biológica.

As concentrações dos íons Na^+ , Cl^- e a condutividade exibiram uma correlação muito fraca com a precipitação, mas sendo o sentido dessas relações negativo, os resultados sugerem que o aumento na precipitação tende a reduzir a concentração destes elementos.

A variação de nível da água de um reservatório tem sido descrita por diversos autores (Coops *et al*, 2003; Geraldés & Boavida, 2005; Nogueira, 1991; Tundisi, 2008) como um fator de expressiva importância na ecologia destes ambientes. Na Tabela 8 são apresentados os coeficientes de correlação entre parâmetros de qualidade da água mais significativos *versus* a variação de nível. Aqui são considerados somente os pontos no interior do reservatório.

Para os parâmetros SST, *E. coli*, Turbidez e DBO, excluiu-se da análise de correlação os dados da 1ª campanha, uma vez que a alta vazão verificada nesta data provou interferir positivamente nas suas concentrações. Assim, evita-se a possibilidade de uma interpretação equivocada, devido à influência de uma segunda variável. Ao se analisar as correlações destes parâmetros com o abaixamento do nível, percebe-se que os coeficientes inicialmente altos no ponto 2, tornam-se inexpressivos a medida que a profundidade aumenta, na direção dos pontos 3, 4 e 5. Assim, verifica-se que a redução do nível afeta principalmente as regiões do reservatório mais rasas.

Com o abaixamento do nível, a superfície da lâmina d'água aproxima-se cada vez mais dos sedimentos do fundo, ou seja, a coluna de água fica cada vez mais rasa. Consequentemente, a ação do vento que promove turbulência na superfície, pode ser forte o suficiente a ponto da turbulência alcançar a camada de sedimentos, ressuspensando-os, fazendo com que aumente os níveis de SST, Turbidez e *E. coli* na água.

Excluindo-se as amostras de profundidade dos pontos 4 e 5, os coeficientes de correlação positivos indicam que os teores de clorofila-*a* tendem a aumentar em função do maior abaixamento do nível.

Estes resultados são coerentes com os estudos de Geraldles & Boavida (2005), visualizando-se um aumento na concentração destes parâmetros com a redução no nível do reservatório. A única exceção foi o N-Nitrato. Os coeficientes de correlação negativos apontam que os teores de Nitrato tendem a diminuir a medida que o abaixamento do nível se intensifica.

Tabela 8: Coeficiente de correlação (Pearson) das análises entre os parâmetros de qualidade da água e a variação de nível do reservatório.

Parâmetros	P1	P2(S)	P2(P)	P3(S)	P3(P)	P4(S)	P4(P)	P5(S)	P5(P)
<i>E. coli</i>		0,839	0,852	0,078	0,265	-0,356	-0,328	-0,273	-0,257
pH		0,033	0,240	-0,054	0,728	0,274	-0,302	0,247	-0,251
Turbidez		0,561	0,564	0,336	0,222	0,089	0,095	0,022	0,316
SST		0,703	0,755	0,450	0,590	0,127	0,547	0,183	0,890
SDT		0,227	0,188	0,337	0,408	0,048	0,329	0,567	0,213
Condutividade		0,917	0,890	0,737	0,807	0,822	0,928	0,886	0,901
OD		0,077	0,108	0,059	0,329	0,182	-0,349	0,214	-0,382
DBO		0,543	0,545	0,452	0,494	0,445	0,059	0,189	-0,098
Clorofila- <i>a</i>		0,477	0,450	0,608	0,700	0,714	0,059	0,436	0,049
Fósforo Total		-0,477	-0,333	-0,478	-0,471	-0,614	0,774	-0,333	0,853
Amônio					-0,251		0,881		0,739
Nitrito		-0,028	-0,066	-0,355	-0,547	-0,584	-0,725	-0,686	-0,393
Nitrato		-0,660	-0,605	-0,642	-0,673	-0,701	-0,657	-0,629	-0,666
Cloretos		0,651	0,779	0,763	0,755	0,745	0,328	0,751	0,296
Sódio		0,851	0,863	0,831	0,847	0,850	0,387	0,840	0,318

Entretanto, os coeficientes de correlação constantemente mais expressivos referem-se à Condutividade Elétrica e aos íons Na^+ e Cl^- . Raras objeções são notadas em função dos pontos de profundidade. Os resultados apresentados deixam claro que a concentração destes elementos eleva-se com a intensificação do abaixamento do nível do reservatório. Desta maneira, há uma redução do volume de "solvente" para uma mesma carga de "soluto", o que define o aumento em suas concentrações. O aumento da condutividade em função do abaixamento do nível do reservatório pode ser visualizado na Figura 37.

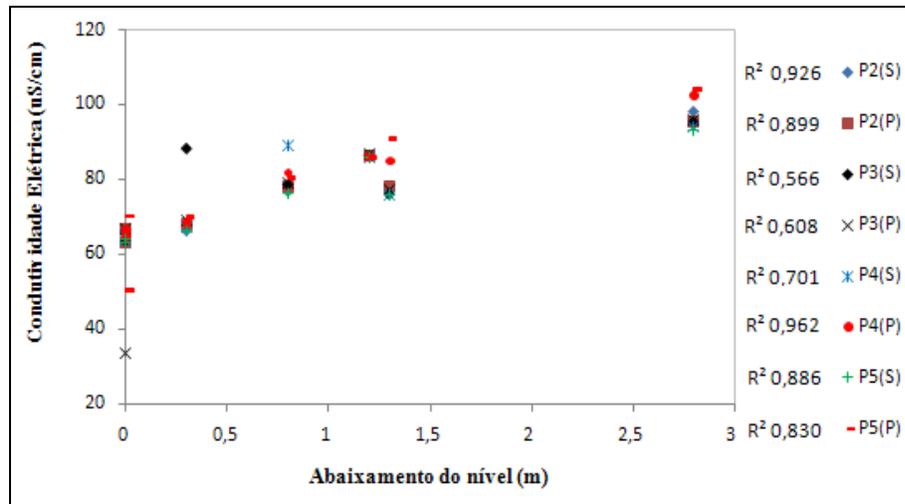


Figura 37: Diagrama de dispersão da variação da Condutividade com o abaixamento do nível do reservatório

Os processos de estratificação e mistura também exercem influência na distribuição de substâncias em lagos e reservatórios. A Estabilidade Relativa da Coluna de Água (ERCA) reflete a magnitude da estratificação térmica. Altos valores da ERCA indicam estratificação térmica intensa, ao passo que baixos valores indicam uma fraca estratificação, ou mesmo a circulação total da coluna de água com, praticamente, homogeneidade térmica no perfil vertical.

Na Tabela 9 são apresentados os resultados da correlação entre os parâmetros de qualidade da água e a Estabilidade Relativa da Coluna de água. Os parâmetros que mais se correlacionaram com esta variável foram os SDT, Clorofila-*a* e Oxigênio Dissolvido.

A maior estagnação da coluna de água parece ser desfavorável à elevação das concentrações de SDT. Apesar da relação ser relativamente fraca, a maior ERCA também parece ser desfavorável às concentrações de Clorofila-*a*, especialmente na superfície. A estratificação das camadas pode impedir que nutrientes disponíveis no fundo alcancem o epilânion, alimentando o crescimento do fitoplâncton.

Entretanto, foi o percentual de saturação do oxigênio dissolvido que apresentou as correlações mais significativas com a ERCA, com $r \geq -0,69$. O sentido negativo dessa relação demonstra que as concentrações de OD nos pontos de profundidade tendem a diminuir com a intensificação da estratificação. A influência da ERCA assume importância expressiva principalmente nos pontos de maior profundidade. Esteves (1998), El-Monem (2008) e Branco *et al* (2009) explicam que devido à estratificação térmica intensa, a estabilidade também mais intensa restringe a substituição do oxigênio nas camadas de água mais profundas, ou seja, o OD

não é distribuído de forma uniforme para as camadas inferiores tornando o hipolímnio cada vez mais pobre em oxigênio. A análise de regressão do percentual de saturação de OD *versus* a ERCA demonstra que esta variável explica cerca de 50% da variação total da variável dependente OD nos pontos P4(P) e P5(P) (Figuras 38 e 39).

Aliado a isto, as perdas de oxigênio podem ser também atribuídas à decomposição aeróbia da matéria orgânica de fundo (sedimentos). A combinação destes dois fatores pode determinar os baixos teores de OD no hipolímnio.

Tabela 9: Coeficientes de correlação (Pearson) das análises entre os parâmetros de qualidade da água e a Estabilidade Relativa da Coluna de Água.

Parâmetros	P1	P2(S)	P2(P)	P3(S)	P3(P)	P4(S)	P4(P)	P5(S)	P5(P)
<i>E. coli</i>		0,255	0,297	0,109	0,099	0,114	0,099	0,190	0,184
pH		0,289	0,139	0,057	-0,389	0,271	-0,422	0,209	-0,587
Turbidez		0,245	0,285	0,044	0,199	0,126	0,311	0,166	0,498
SST		0,242	0,286	0,075	0,126	0,180	0,091	0,183	0,284
SDT		-0,643	-0,594	-0,764	-0,540	-0,721	-0,642	-0,396	-0,570
Condutividade		-0,717	-0,713	0,211	0,244	0,071	0,079	0,055	0,218
OD		0,085	0,080	0,068	-0,603	-0,069	-0,718	-0,052	-0,696
DBO		0,352	0,053	0,455	0,033	0,467	-0,034	-0,077	0,056
Clorofila- <i>a</i>		-0,287	-0,526	-0,494	-0,286	-0,604	-0,401	-0,625	-0,570
Fósforo Total		-0,106	0,625	-0,475	-0,010	-0,166	0,453	-0,220	0,391
Amônio					0,578		0,458		0,363
Nitrito		-0,088	0,030	-0,505	-0,333	-0,515	-0,147	-0,203	0,429
Nitrato		0,609	0,249	-0,415	-0,320	-0,312	-0,332	-0,497	-0,395
Cloretos		-0,652	-0,796	-0,255	-0,340	-0,098	-0,518	-0,100	-0,501
Sódio		-0,431	-0,645	0,036	0,026	0,075	0,152	-0,481	0,122

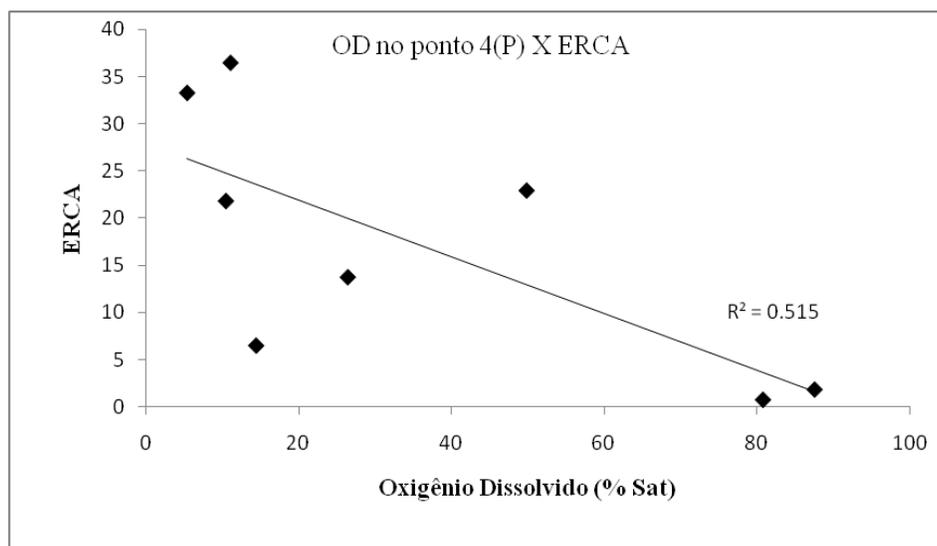


Figura 38: Variação do Oxigênio Dissolvido em função da intensificação da Estabilidade Relativa da Coluna de Água no ponto P4(P).

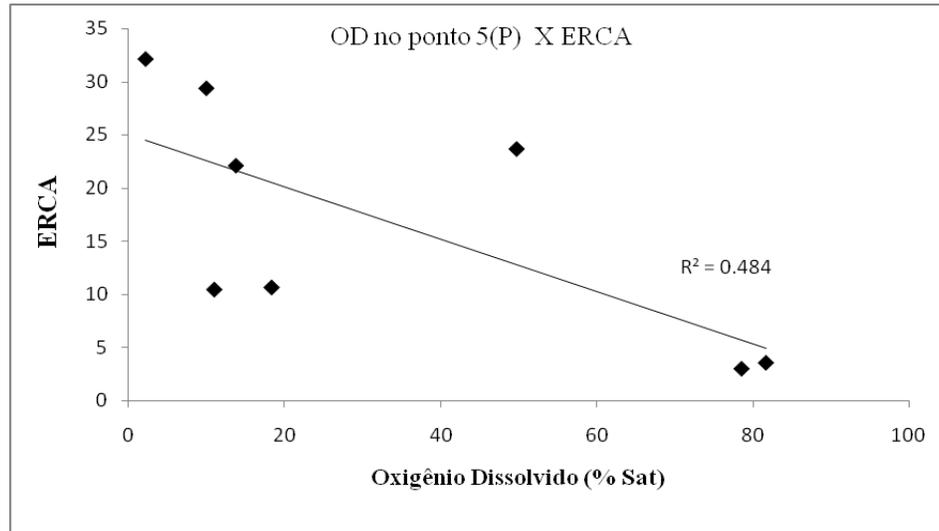


Figura 39: Variação do Oxigênio Dissolvido em função da intensificação da Estabilidade Relativa da Coluna de Água no ponto P5(P).

Considerando que num reservatório a distribuição de substâncias na coluna d'água pode ser desigual, devido a vários fatores, procurou-se verificar estatisticamente estas hipóteses de igualdade ou diferença entre a concentração média dos parâmetros nas amostras de superfície e profundidade para os quatro pontos de coleta no interior do reservatório sem, no entanto, distinguí-los.

No Quadro 4 são mostrados os resultados desta análise. Os parâmetros pH, Turbidez, OD e Clorofila-*a* tiveram a hipótese de igualdade H_0 rejeitada. Ao rejeitar-se H_0 , ou seja, a hipótese da média destes parâmetros serem iguais tanto no epilímnio quanto no hipolímnio, aceita-se a hipótese alternativa H_1 , constatando-se uma diferença de concentração entre estas camadas.

Para o restante das variáveis, aceita-se a hipótese de igualdade H_0 . Assim, verifica-se que, com 95% de confiança, não há diferença estatística significativa entre as camadas de água, para estes parâmetros.

Não foi possível submeter à este teste, os parâmetros Fósforo total, Amônio, Nitrito e Nitrato, devido à grande quantidade de amostras que apresentaram resultados abaixo do limite de detecção.

Quadro 4: Resultado do teste de hipótese de igualdade ou diferença entre as médias de cada variável de qualidade da água no epilímnio e hipolímnio.

Variáveis	t_{cal}	t_{tab}	Hipótese de Igualdade (H_0)
<i>E. coli</i>	0,206	1,6735	Aceita H_0
pH	4,355	1,6735	Rejeita H_0
Turbidez	3,954	1,6735	Rejeita H_0
Condutividade	0,044	1,6735	Aceita H_0
OD	5,113	1,6735	Rejeita H_0
DBO	1,345	1,6735	Aceita H_0
SST	1,498	1,6735	Aceita H_0
SDT	0,940	1,6735	Aceita H_0
Clorofila- <i>a</i>	2,069	1,6735	Rejeita H_0
Cloretos (Cl ⁻)	0,863	1,6735	Aceita H_0
Sódio (Na ⁺)	1,685	1,6735	Aceita H_0

Graus de Liberdade (K) = 54; Número de amostras (n) = 28; α = 5%

5.6 Estado Trófico do reservatório do Vacacaí Mirim

O índice do estado trófico (IET) do reservatório do Vacacaí Mirim foi calculado segundo Lamparelli (2004) utilizando os teores de Fósforo total e Clorofila-*a* durante janeiro de 2010 a fevereiro de 2011. Em virtude da variabilidade dos processos ambientais que têm influência sobre o grau de eutrofização de um corpo hídrico, esse processo apresentou variações no decorrer do ano, havendo épocas em que se desenvolveu de forma mais intensa e outros em que foi mais limitado. A Figura 40 apresenta a variabilidade sazonal do estado trófico do reservatório durante o período de estudo. Os valores apresentados não significam concentração, mas sim um número adimensional que representa o grau de trofia do ambiente aquático, este, porém, baseado nas concentrações de Cl-*a* e Pt.

Levando-se em consideração a variabilidade do IET apenas com o parâmetro clorofila-*a*, percebeu-se fortes variações nas características limnológicas do reservatório. Inicialmente, na campanha de janeiro/2010 verificaram-se condições de mesotrofia. Posteriormente, com o incremento nos níveis de clorofila-*a*, o IET atingiu o status supereutrófico em junho/2010, regredindo para o nível de eutrofia nas campanhas seguintes, com um novo incremento na última coleta (fevereiro/2011). A classificação do estado trófico segundo IET (Cl-*a*) exibiu as piores condições da massa de água do reservatório. Este índice foi também o que apresentou as maiores

oscilações sazonais. Como já destacado, estes pico de produção primária podem estar relacionados a condições hidrológicas favoráveis, como o maior tempo de detenção da massa de água, já que normalmente coincidem com os mais baixos níveis da lâmina d'água.

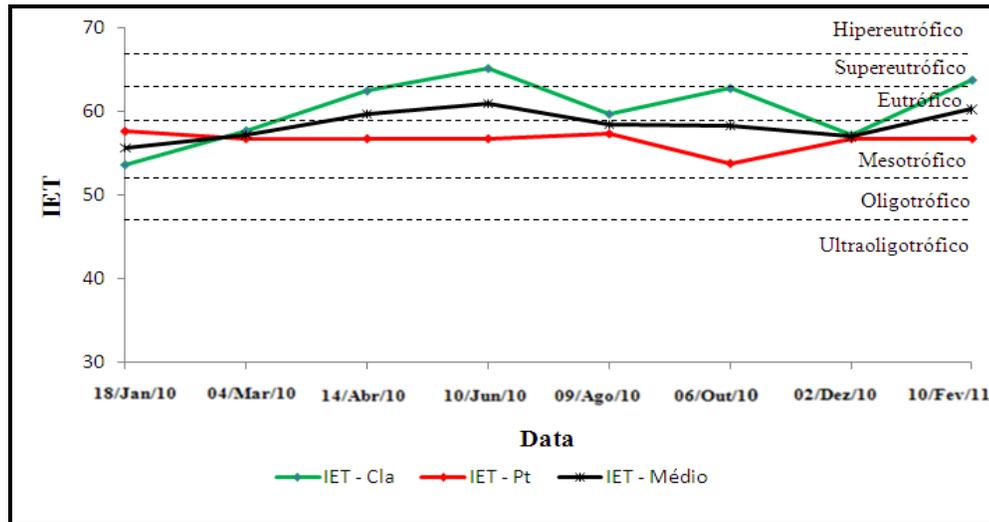


Figura 40: Variação sazonal do estado trófico do reservatório do Vacacaí Mirim, considerando dados de clorofila-*a* (Cl-*a*), fósforo total (Pt) e a ponderação de ambos (IET-Médio).

Por outro lado, o Índice de Estado Trófico baseado nos níveis de Fósforo total (IET- Pt) mostrou-se mais conservador, apresentando o reservatório do Vacacaí Mirim como mesotrófico em 100% do tempo no período de estudo. É preciso ressaltar que, na maior parte das amostras, as concentrações de fósforo total eram mais baixas que o limite de detecção do método utilizado ($LD = 40\mu\text{g/L}$). Quando prevalecia esta situação, considerou-se o próprio limite de detecção como a concentração de Pt existente. Nestes termos, pode-se concluir que o IET-Pt é menor ou igual ao que está exposto na Figura 40. A campanha de 06/out/2010 mostra uma situação mais real do nível trófico baseado no fósforo total devido à maior sensibilidade das análises²; mesmo assim, é possível notar que não houve mudança de classe trófica.

O Índice de Estado Trófico médio, obtido da ponderação entre o IET (Cl-*a*) e o IET-Pt tem mostrado que na maior parte do período de estudo predomina uma condição de mesotrofia nas águas do reservatório, por vezes alcançando também condições eutróficas, como observado nas campanhas de junho/2010 e fevereiro/2011.

² As amostras de água da campanha de 06/out/2010 para Pt foram analisadas em aparelho de maior sensibilidade conferindo resultados precisos da concentração de fósforo total.

Pode ser constatado que o IET baseado nas concentrações de clorofila-*a* apresentou valores de trofia mais elevados que o IET baseado no fósforo total. Conforme CETESB (2010) e Lamparelli (2004), num corpo hídrico em que o processo de eutrofização encontra-se plenamente estabelecido, o estado trófico determinado pelo índice da clorofila-*a* certamente coincidirá com o estado trófico determinado pelo índice do fósforo. Já nos corpos hídricos em que o processo esteja limitado por fatores ambientais, o índice relativo à clorofila-*a* irá refletir esse fato, classificando o estado trófico em um nível inferior àquele determinado pelo índice do fósforo. Isto pode ser constatado na primeira campanha (jan/2010), em que o IET (Cl-*a*) teve um valor inferior ao IET-Pt, embora sem distinção de classe trófica.

Segundo Tundisi (2001), também ocorrem diferenças temporais nos índices, devido às características hidrológicas e ao fluxo de nutrientes. A precipitação acumulada nos 7 dias antecedentes à primeira coleta chegou a 155,3 mm, refletindo também no aumento da vazão afluente, da ordem de 2,3 m³/s, no momento da coleta. Neste caso o tempo de detenção hidráulico (TDH) da massa de água do reservatório é reduzido para menos de 10 dias. Para Tundisi (2001), o tempo de detenção pode ser um fator controlador da produção primária e dos ciclos do fitoplâncton. Este conjunto de forças (precipitação, vazão, TDH, etc) atua no sistema e produz pulsos de eutrofização, acúmulo de biomassa fitoplantônica ou perda por extravazamento no vertedouro, bem como, exportação de nutrientes para jusante ou concentração no reservatório.

Dois situações opostas ocorreram no início e no fim do período de estudo, embora ilustrem um mesmo período sazonal: na campanha de janeiro/2010, a alta vazão afluente e, portanto, o menor TDH, provocou uma maior diluição da biomassa algal bem como sua exportação para jusante do reservatório. Isto refletiu em baixos teores de clorofila-*a* e num valor do IET Cl-*a* inferior ao IET-Pt. Por outro lado, a ínfima vazão afluente verificada na última campanha, como reflexo da precipitação abaixo da média para o período, aliado à captação de água para abastecimento, determinou o nível d'água mais baixo até então verificado (- 2,8m), o que pode ter conduzido a situações favoráveis provocando uma maior concentração de biomassa algal, sendo então verificado um aumento na concentração de clorofila-*a* e uma elevação do nível trófico para classe de eutrofia/supereutrofia (Figura 40).

A caracterização do índice de Estado Trófico a partir de um único ponto de coleta pode gerar resultados e conceituações discutíveis, os quais poderão interferir nas decisões de gerenciamento (Tundisi, 2001). Entretanto, no reservatório do Vacacaí Mirim qualquer um dos

pontos de coleta superficial pode ser representativo de todo ambiente. A Figura 41 exibe o IET-Médio obtido para os pontos 2, 3, 4 e 5 (superfície). Observa-se a superposição do índice de um ponto sobre o outro. Isto significa que não houve diferenciação espacial no IET, possivelmente devido às pequenas dimensões do reservatório (0,723 km²).

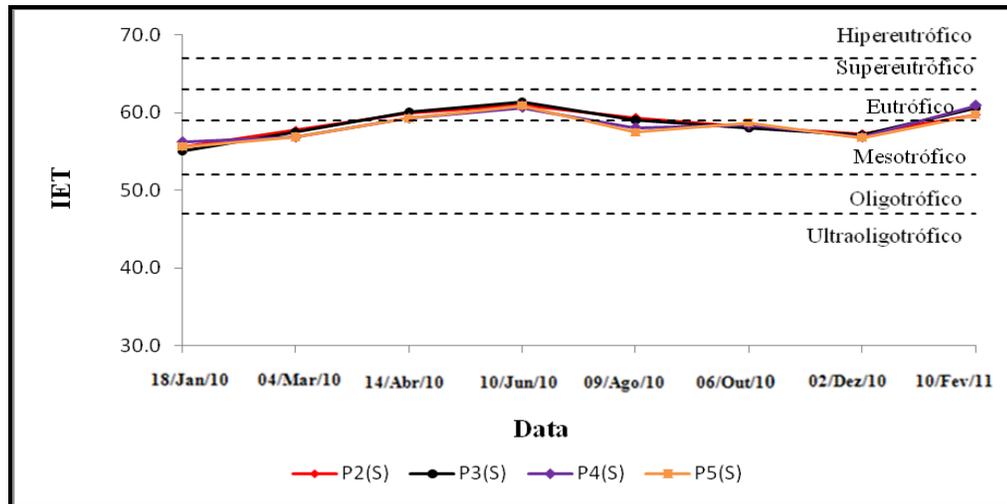


Figura 41: Variação espacial do estado trófico do reservatório do Vacacaí Mirim considerando IET-Médio, para os pontos de superfície no interior do reservatório.

O índice de Estado Trófico pode ser expresso com base nos dados de fósforo total ou clorofila-*a* ou pela ponderação de ambos. Para Nogueira & Ramirez (1998), ainda que alguns destes critérios sejam de utilidade limitada quando usados individualmente, podem ser de considerável valor quando considerados em conjunto.

Nogueira & Ramirez (1998), no entanto, ressaltam que seria melhor não usar apenas um tipo de critério, e basear as conclusões obtidas sobre o IET em valores numéricos calculados através de índices, com critérios biológicos que associem fitoplâncton, macrófitas, etc. Lobo *et al* (2004) e Von Sperling (1994), reforçam que a utilização de organismos como indicadores do estado trófico apresenta significativas vantagens em relação ao uso de parâmetros físico-químicos. Os métodos físicos e químicos permitem apenas medições instantâneas, restringindo o conhecimento das condições da água para o instante em que as medidas forem tomadas. Já os métodos biológicos podem detectar efeitos ambientais de longo prazo, pois possuem a capacidade de refletir as condições que não estão mais presentes no momento da amostragem, mas que são oriundas do processo de desenvolvimento da comunidade.

As macrófitas aquáticas podem atuar como bioindicadoras do estágio trófico do ecossistema aquático. A presença excessiva de macrófitas flutuantes é indicação de ambientes poluídos, pois estas espécies costumam se desenvolver melhor em corpos d'água eutrofizados enriquecidos por nutrientes, com altas concentrações de matéria orgânica (ESTEVES, 1998; TUNDISI, 2001)

Durante as diversas incursões no interior do reservatório foi verificada uma baixa presença de macrófitas. Mais precisamente, foram diagnosticadas espécie flutuantes como: *Pistia stratiotes* (alface d'água); *Salvinia molesta* (orelha-de-rato); *Eichhornia crassipes* (Aguapé). Estas macrófitas são frequentemente associadas a problemas de poluição. No entanto, sua presença, quase inexpressiva, ocorreu apenas em alguns pontos na zona litorânea, em pequenas baías protegidas da ação do vento e das correntezas. A fraca presença desse tipo de macrófita pode apoiar a hipótese de um estado trófico não muito avançado no reservatório Vacacaí Mirim, consoante com os resultados numéricos expressos pelo Índice de Estado Trófico.

Uma quantidade mais significativa de macrófitas emersas, aderidas ao sedimento, são encontradas nas zonas litorâneas de águas rasas, principalmente na costa norte do reservatório, onde a lâmina de água alcança poucos centímetros. Mas não se pode inferir praticamente nada sobre sua presença, já que pode ser um processo natural para este tipo de ambiente.

Nas campanhas de amostragem da água foram coletadas amostras de fitoplâncton e realizadas identificações no Laboratório de Ficologia (Oliveira & Durigon, 2011). Houve uma predominância de algas Diatomáceas em todas as campanhas realizadas. Destaca-se, a presença constante da espécie diatomácea *Aulacoseira granulata*. Segundo Patopova & Charles (2007), nos Estados Unidos, várias agências ambientais utilizam algas diatomáceas como indicadoras da “saúde” de corpos aquáticos. Os autores associam a presença da referida espécie à ambientes com maior disponibilidade de nutrientes. Para Wang *et al* (2009), *Aulacoseira granulata*, aparece, muitas vezes, como espécie dominante em águas interiores, como rios, lagos e reservatórios. Apesar geralmente estar associada à ambientes eutróficos, sua presença em alta densidade não é, por si só, um indicador tão forte de águas eutrofizadas, pois a espécie é bem adaptada a águas abertas, possuindo estrutura de flutuação favorável à estes ambientes.

Em síntese, a variação sazonal dos valores do IET obtidos com base na ponderação da Clorofila-*a* e do Fósforo total, durante o período de estudo, mostram o reservatório do Vacacaí

Mirim como um ecossistema mesotrófico, tendendo algumas vezes à eutrófico, já evidenciando influência antropogênica.

A baixa concentração de material orgânico representado pelos teores de DBO sustenta a hipótese de que o reservatório encontra-se num estágio de trofia moderado. Diversos autores (Esteves, 1998; Tundisi, 2008; Von Sperling, 2005) reportam que a concentração de matéria orgânica na forma de DBO ou COD (Carbono Orgânico Dissolvido) está diretamente relacionada com o estado trófico do lago e com o tipo de influência à qual o reservatório está submetido.

Vários aspectos negativos acerca da eutrofização já foram destacados, dentre os quais, merece destaque neste estudo, o aumento nos custos de tratamento de água para abastecimento (limpeza dos filtros mais frequentes, remoção de gosto e odor, gasto com produtos químicos, presença de toxinas com efeitos adversos a saúde). Teoricamente é desejável que o grau de trofia do reservatório Vacacaí Mirim permaneça, no máximo, na classe mesotrófica, sem avançar para classes eutróficas. Os custos de tratamento de uma água relativamente limpa são menores. Desta forma o avanço da eutrofização no reservatório inevitavelmente acarretaria aumento nos dispêndios com o tratamento e reclamações cada vez mais frequentes pelos usuários do serviço de abastecimento.

A gestão ambiental em toda bacia hidrográfica de captação do reservatório é fundamental no controle preventivo da eutrofização. As características de um lago são determinadas pela natureza e magnitude de sua bacia de drenagem, principalmente porque os ecossistemas lênticos estão intimamente ligados aos processos que ocorrem dentro de toda bacia, e que influenciarão na integridade de suas águas.

O avanço descontrolado da parcela de área urbana e agrícola é extremamente prejudicial ao reservatório. O princípio básico para controlar efeitos adversos e indesejáveis à água é gerir a utilização dos solos da bacia de drenagem. Cunha *et al* (2010) analisaram a influência do uso do solo sobre as variáveis relacionadas com a eutrofização da água de três rios tropicais com diferentes níveis de interferência antrópica, numa mesma bacia hidrográfica. Verificaram que o grau de trofia dos rios variou com o tipo de uso e ocupação do solo. Áreas de captação mais preservadas conferiam ao rio características oligotróficas/mesotróficas. Já rios que drenam áreas mais impactadas mostraram grande variação no IET alcançando, muitas vezes, condição hipereutrófica.

Segundo Tundisi (2001) os esforços para diminuir ou reverter a eutrofização dos sistemas de água doce geralmente se deparam com a necessidade de reduzir as entradas de nutrientes. Os focos pontuais de poluentes e nutrientes podem ser controlados de forma eficaz mediante recursos financeiros públicos ou privados. Por outro lado, a redução de entradas por fontes difusas normalmente requer modificações no uso do solo. O manejo adequado do solo, deve ser realizado em toda a bacia hidrográfica. A manutenção e recuperação das matas ciliares constitui talvez a mais importante medida mitigadora, pois essas servem de barreira física impedindo a erosão, e que resíduos agrícolas atinjam os cursos d'água. Chen *et al* (2003) observaram uma redução nas concentrações de N e P no lago Taihu (China) após medidas impostas pelo governo, obrigando todas as instituições, especialmente indústria e agricultura, a controlarem suas descargas de efluentes. Conforme os autores, o lago pareceu responder quase imediatamente, quando a carga externa de nutrientes foi reduzida, embora esta resposta rápida não seja muito comum na maioria dos lagos/reservatórios.

5.6.1 Fatores limitantes

O conceito de nutriente limitante estabelece que a produção de um organismo é determinada pela abundância da substância que estiver presente no ambiente na menor quantidade relativa a sua necessidade (Wetzel, 1993 *apud* Lamparelli, 2004; Salas & Martino, 2001).

De acordo com Lamparelli (2004) a definição de nutriente limitante só seria aplicável na época de desenvolvimento excessivo de algas, no entanto, em regiões tropicais ou sub-tropicais apesar de haver uma predominância no período mais quente, estes eventos podem ocorrer em qualquer época do ano. Observou-se, neste trabalho, que o pico de concentração de clorofila-*a* teria ocorrido em torno de junho/2010 (Figura 25). Ao mesmo tempo as concentrações de Nitrogênio Inorgânico e de Fosfato Solúvel estiveram todas abaixo do limite de detecção, não sendo possível a verificação de quais destes fatores teria limitado o desenvolvimento fitoplancctônico na época. A baixa concentração de N e P encontrada neste momento pode estar relacionada à sua remoção do ambiente aquático através assimilação pelas algas.

Ao se analisar os pares de valores de Nitrogênio Inorgânico ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) e o teor de fósforo na forma de Íons Fosfato Solúvel (P-PO_4^-), verifica-se que os valores da relação N:P (em massa), variam de 1,3 a 5,9. Estes baixos valores se devem, antes de tudo, a teores moderados de nitrogênio inorgânico e não à altas concentrações de fosfato. A Tabela 10 indica o elemento limitante respectivo a cada data de coleta, durante o período de janeiro/2010 à fevereiro/2011, considerando as concentrações de nitrogênio inorgânico e fosfato presentes.

Considerando que valores de N:P inferiores a 9 podem indicar ambientes com limitação de nitrogênio, percebe-se que em praticamente todas as campanhas há esta condição (limitação por N). Em apenas duas situações não é possível afirmar qual dos elementos é o limitante.

Tabela 10: Relação N:P e concentrações médias de nitrogênio inorgânico e íons fosfato solúvel referente a cada campanha durante o período de estudo.

Período	NI (mg/L)	P-PO₄⁻ (mg/L)	N:P	Nutriente limitante
18/jan/2010	0,385	0,10	3,85	Nitrogênio
04/mar/2010	-	0,08	-	Nitrogênio
14/abr/2010	0,11	0,082	1,33	Nitrogênio
10/jun/2010	-	-	-	-
09/ago/2010	0,532	0,09	5,9	Nitrogênio
06/out/2010	0,397	0,08	5,0	Nitrogênio
02/dez/2010	0,120	-	-	-
10/fev/2011	0,397	0,08	5,0	Nitrogênio

Estes resultados apoiam as observações de Lewis (2000) que destaca que uma parcela significativa de lagos em regiões tropicais possam estar limitados por N, embora, segundo Capblancq (1990) apud Chen *et al* (2003), os ecossistemas de água doce estejam limitados principalmente por fósforo. Assim, os resultados sugerem que o fósforo não é o elemento limitante neste corpo d'água. Este fato chama atenção por implicar diretamente no Índice de Estado Trófico. Segundo Carlson (1977), o uso do IET para Fósforo total, assume que o nutriente limitante é o fósforo e não o nitrogênio. Devido a esse fator, não se pode esperar que os valores numéricos do IET baseado no fósforo total funcione como um critério adequado de estado trófico, neste caso.

Por outro lado, fatores hidrodinâmicos como a precipitação e a alta vazão dos tributários, podem atuar como limitantes da produtividade por diminuir o tempo de detenção da massa de água e tornar os materiais que entram no reservatório menos disponíveis à biota, impedindo que as algas se reproduzam a tempo de recompor a biomassa perdida (Kim *et al*, 2001; Lamparelli,

2004). Estes fatores, apesar de algumas vezes interferirem na qualidade da água (aumento da turbidez e coliformes) podem estar atuando favoravelmente para a saúde do reservatório limitando sua produtividade e, portanto, o avanço da eutrofização.

5.6.2 Transparência

A transparência da água nos pontos do interior do reservatório, expressa por valores de profundidade Secchi está resumida na Figura 42.

A menor profundidade Secchi foi de 0,35 m no início do período de estudo durante uma época chuvosa, em 18/jan/2010. As maiores profundidades ocorreram em dez/2010. Os pontos no reservatório apresentaram pequenas diferenças espaciais. Nota-se que os pontos 4 e 5 apresentaram transparência um pouco mais elevada que os pontos 2 e 3. Estes últimos localizam-se nas regiões mais rasas do reservatório, e como descrito anteriormente, pode haver uma influência maior de SST devido a turbulência da água poder alcançar a zona de sedimentos, ou mesmo a sedimentação de partículas arrastadas pelo rio principal. Pela sua localização e características morfométricas, os pontos 4 e 5 podem não sofrer influência significativa desses fatores. Desta forma, a diminuição da turbulência nessa região do reservatório reduz a suspensão de material, aumentando a transparência da água. Estes dados alinham-se aos resultados destacados por Silva (2008), no reservatório Guarapiranga.

Se não for considerada a primeira campanha, a profundidade média de Secchi se estabelece em torno de 0,90m de profundidade. Este valor poderia conferir ao reservatório o status eutrófico, segundo a classificação do estado trófico proposta por Lamparelli (2004). Entretanto, optou-se por não levar em consideração esta variável em função de possíveis interferências de outros fatores, que não a quantidade de fitoplâncton.

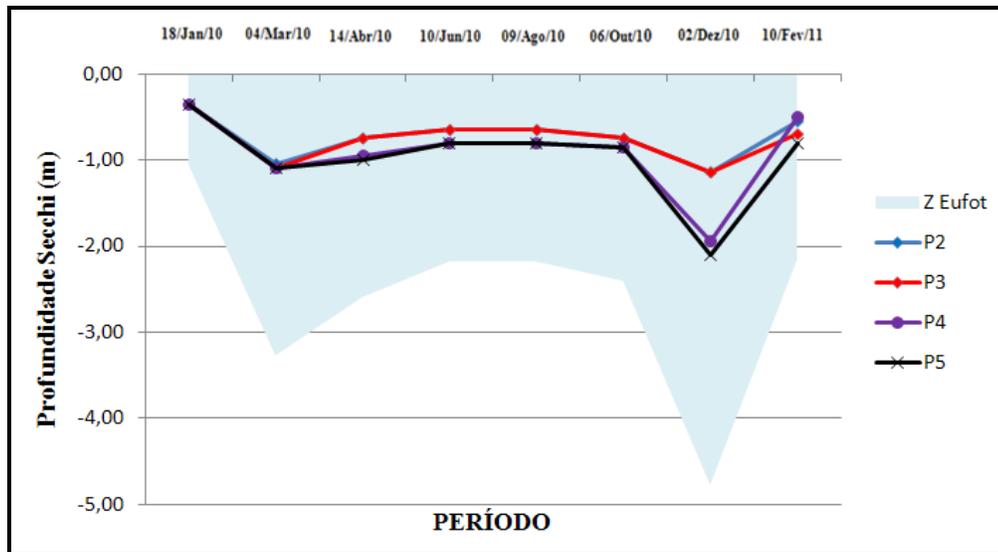


Figura 42: Variação espacial e temporal da transparência da água no reservatório do Vacacaí Mirim

A Figura 42 também ilustra a extensão da variação média da zona eufótica no reservatório durante o período do estudo. Considerando-a como três vezes a profundidade média do disco de Secchi, é onde se concentra 99% da radiação solar. Sua variação acompanha variação espacial e sazonal da transparência de água.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O reservatório Vacacaí Mirim apresentou um longo período de estabilidade térmica, em maior ou menor grau coerentemente com o período sazonal, apresentando mistura completa da coluna de água somente no inverno. Estes padrões de estabilidade e mistura da massa líquida conferem ao reservatório a classificação como monomítico quente. Os resultados também mostram significativa variabilidade espaço-temporal no perfil térmico e do oxigênio dissolvido, principalmente por causa da desuniformidade fisiográfica entre os pontos e as variações climáticas sazonais.

A variabilidade da qualidade da água foi analisada através de coletas em pontos específicos no interior do reservatório e no rio principal levando-se em consideração diferentes parâmetros físico-químicos e biológicos. Com exceção do íon Amônio e *E. coli*, todos os parâmetros analisados apresentam maior dispersão dos dados em função da sazonalidade climática no período (tempo) que em função da localização de cada ponto de coleta (espaço). O pH foi, dentre os parâmetros, o que apresentou a menor variação, seguido pela condutividade e vários outros íons, além da temperatura da água. A contagem de *E. coli* foi o parâmetro de qualidade da água de maior variabilidade. Seus elevados valores devem-se à ausência de sistemas de tratamento de esgotos lançados “*in natura*” em seu afluente e à ressuspensão de sedimentos de fundo. Embora, com algumas exceções ou variações, as concentrações dos diversos parâmetros avaliados estão dentro da classe 3 da resolução CONAMA 357/05 e indicam que o reservatório consegue diluir e assimilar relativamente bem as cargas externas que atingem seu interior e, ao mesmo tempo, que estas cargas não são tão expressivas.

Neste trabalho também fez-se o uso das curvas de permanência de qualidade da água com a finalidade de verificar a probabilidade dos níveis de concentração de cada variável atenderem a classe de enquadramento mínima permissível para o reservatório do Vacacaí Mirim (classe 3), já que este destina-se primordialmente ao abastecimento humano. Neste sentido, o parâmetro que inspira maior preocupação é o número de *Escherichia coli*, que em 16% do tempo ultrapassa os limites estabelecidos para a classe 3 da Res. CONAMA N°357/05 tornando a água imprópria para este fim. Atenção especial deve-se ter nos momentos de alta precipitação e vazão, em que geralmente é observada uma contagem maior de *E. coli*, e no rio principal (Ponto 1) por receber

contribuição direta de efluentes. Entretanto, considerando-se que a captação de água de abastecimento localiza-se no ponto P4, apenas uma amostra deste ponto excedeu o limite da classe 3, atingindo 5172 NMP/100mL.

Os teores de fósforo total e oxigênio dissolvido, em certas ocasiões, estiveram fora dos limites estabelecidos para cada um. Entretanto, são situações peculiares, que não necessariamente reflitam num problema real de enquadramento. Os demais parâmetros sempre apresentaram concentrações satisfatórias, com base na Res. CONAMA N°357/05.

As análises de correlação entre variáveis hidrológicas ambientais com os parâmetros de qualidade da água, exibiram, algumas vezes, comportamento diferenciado em função do ponto de coleta. Os resultados mostraram que a variação da vazão afluente correlaciona-se positivamente com o nível de SST, turbidez e *E. coli*, aumentando suas concentrações nos pontos no interior do reservatório. Pela análise de regressão, verificou-se que o aumento na vazão poderia explicar cerca de 98% da variação de *E. coli* e 90% da variação de SST e turbidez. Por outro lado, há uma correlação negativa com a concentração iônica, a condutividade e o teor de Cl-*a*.

As variáveis de qualidade da água que melhor se correlacionaram com a precipitação foram praticamente as mesmas que mais se relacionaram com a vazão. Já os dados da correlação entre a variação do nível do reservatório com os parâmetros de qualidade deixam claro que a concentração dos elementos, Cl-*a*, íons Na⁺, Cl⁻ e condutividade, elevam-se com a intensificação do abaixamento do nível. Desta maneira, há uma redução do volume de água disponível para dissolver uma mesma carga de entrada, o que define o aumento em suas concentrações. A ERCA apresenta as correlações mais significativas com o OD ($r \geq -0,69$). Esta relação demonstra que as concentrações de OD nos pontos de profundidade tendem a diminuir com a intensificação da estratificação. A intensificação da variável ERCA explica cerca de 50% da variação total do OD nas amostras de profundidade dos pontos 4 e 5.

Considerando que num reservatório a distribuição de substâncias na coluna d'água pode ser desigual, verificou-se estatisticamente esta possibilidade, constatando-se, de fato, diferenças entre as camadas para os parâmetros pH, turbidez, OD e clorofila-*a*. Para o restante das variáveis não há diferença estatística significativa.

A variação sazonal dos valores do IET obtidos com base na ponderação da clorofila-*a* e do fósforo total, durante o período de estudo, mostram o reservatório do Vacacaí Mirim como um ecossistema mesotrófico, tendendo algumas vezes à eutrofia, evidenciando influência

antropogênica. Porém, como os resultados da relação N:P apontam para uma possível limitação por nitrogênio, sugere-se atenção no uso do fósforo como indicador do estado trófico. Ressalta-se também a possibilidade de fatores hidrológicos como a precipitação e a alta vazão dos tributários, estuarem como limitantes da produtividade deste reservatório, por reduzirem o tempo de detenção da massa de água, impedindo que as algas se reproduzam a tempo de recompor a biomassa perdida, assim, limitando o avanço da eutrofização.

A baixa concentração de material orgânico representado pelos teores de DBO e a pequena presença de macrófitas aquáticas sustentam a hipótese de que o reservatório apresenta um estágio de trofia moderado, mas não isento de preocupação.

Os processos que ocorrem na bacia hidrográfica de captação inevitavelmente influenciarão na qualidade das águas dos rios e do reservatório. O que mais preocupa é o avanço da urbanização, a construção de sítios de lazer e a invasão de áreas ilícitas em locais de preservação ou mesmo em locais de risco. O crescimento econômico e populacional, aliado a estes fatores tende a exercer pressão sobre os recursos ambientais do local podendo aumentar a degradação, se providências não forem tomadas.

Diversos pesquisadores (Souza, 2001; Gastaldini *et al*, 2001; Dill, 2002; Goldani, 2006) relatam situações de precariedade do sistema sanitário, processos de degradação, e apontam sugestões de manejo e gestão da bacia hidrográfica e das águas do reservatório. O presente estudo não evidencia melhora nestas situações relatadas, constatando uma inércia preocupante por parte do poder público e da população em geral.

Recomenda-se ao poder público, às organizações e à população, a devida atenção aos processos de degradação. Conclui-se ser necessário o controle e a ordenação do uso e ocupação do solo na bacia, o reestabelecimento da vegetação ripariana tanto nas áreas rurais quanto urbanas uma vez que esta pode atenuar significativamente a poluição difusa e os processos erosivos, bem como uma adequação nas emissões de efluentes através de um tratamento adequado.

Torna-se oportuno enfatizar que, em sua essência, as sugestões propostas não requerem grandes investimentos. É necessário apenas uma organização adequada, regulamentação, fiscalização, educação ambiental e justiça social. Há uma mentalidade pragmática em que se responsabiliza à tecnologia e seus avanços a competência de gerir, recuperar e solucionar problemas ambientais, quando o verdadeiro avanço está essencialmente na mudança cultural.

Recomenda-se também, a possibilidade de trabalhos futuros buscarem estabelecer um modelo de Estado Trófico mais adaptado às características da região que, de certa forma, diferencia-se das regiões tropicais do Brasil, por localizar-se em latitudes mais elevadas e sofrer sazonalidades climáticas mais intensas. Os dados desta pesquisa também podem subsidiar outros trabalhos que venham a ser desenvolvidos, além de permitir a comparação da evolução das condições de qualidade da água a longo prazo.

Com a realização deste trabalho, espera-se contribuir e oferecer ao poder público, à companhia de tratamento de água e à população em geral, informações e subsídios técnicos necessários ao estabelecimento de ações preventivas e corretivas para a gestão qualidade dos recursos hídricos da área em questão.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AL BAKRI, D.; CHOWDHURY, M. **Internal nutrient flux in an inland water supply reservoir, New South Wales, Australia.** Lakes & Reservoirs: Research and Management. v.11: 39–45, 2006.
- ALM, E.W.; BURKE, J.; SPAIN, A. **Fecal indicator bacteria are abundant in wet sand at freshwater beaches.** Water Research, v.37, p.3978–3982, 2003.
- AN, Y.J.; KAMPBELL, D.H.; BREIDENBACH, G.P. **Escherichia coli and total coliforms in water and sediments at lake marinas.** Environmental Pollution. v.120, p.771–778, 2002.
- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** New York: 21^a ed., 2005.
- ARFI, R. **The effects of climate and hydrology on the trophic status of Sélingué Reservoir, Mali, West Africa.** Lakes & Reservoirs: Research and Management. 8: p.247–257, 2003.
- BACHOON, D.S.; NICHOLS, T.W.; MANOYLOV, K.M.; OETTER, D.R. **Assessment of faecal pollution and relative algal abundances in Lakes Oconee and Sinclair, Georgia, USA.** Lakes & Reservoirs: Research and Management, v.14: 139-149, 2009.
- BASSO, E. **Alteration of the water balance of lakes.** Lakes & Reservoirs: Research and Management, 5: 5–9, 2000.
- BAXTER, R.M. **Environmental effects of dams and impoundments.** Ann. Rev. Ecol.Syst., v.8, p. 255-83, 1977.
- BENDORICCHIO, G.; CALLIGARO, L.; CARRER, G.M. **Consequences of diffuse pollution on the water quality of rivers in the watershed of the Lagoon of Venice (Italy).** Water Science and Technology. v.39, n. 3, p. 113-120, 1999.
- BRANCO, C.W.C.; KOZLOWSKY-SUZUKI, B.; SOUZA-FILHO, I.; GUARINO, A.W.S.; ROCHA, R.J. **Impact of climate on the vertical water column structure of Lajes Reservoir (Brazil): A tropical reservoir case.** Lakes & Reservoirs: Research and Management, 14: 175–191, 2009.
- BRANCO, S. M. A Água e o Homem. In: PORTO, R.L.L(org) **Hidrologia Ambiental.** São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Associação Brasileira dos Recursos Hídricos.(coleção ABRH de Recursos Hídricos; v 3), 1991.
- BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005:** dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu

enquadramento, bem como estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso em: 10 de dezembro de 2010.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 274, de 29 de novembro de 2000.** Revisa os critérios de Balneabilidade em Águas Brasileiras. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso em: 12 de novembro de 2010.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria nº 518 de 25 de março de 2004.** Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. DOU, Brasília, 2004.

BRASIL. **Lei Nº 6938 de 31 de Agosto de 1981.** Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. DOU, Brasília, 1981.

BRITES, A.P.Z.; PORTO, M.F.A.; FERNANDES, C.S. **Proposta de uma ferramenta de auxílio para aplicação do enquadramento dos corpos d'água.** XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, São Paulo, 2007.

CARLSON, R. E. **A trophic state index for lakes.** Limnology Oceanography, v.22, n.2, p.261-269, 1977.

CETESB. **Guia de coleta e preservação de amostras de água.** 1ª ed. São Paulo. 1987.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **IET – Índice do estado trófico:** disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice_iva_iet.asp>. Acesso em: 13/10/2010.

CHEN, Y.; FAN, C.; TEUBNER, K.; DOKULIL, M. **Changes of nutrients and phytoplankton chlorophyll-a in a large shallow lake, Taihu, China: an 8-year investigation.** Hydrobiologia 506–509: 273–279, 2003.

COOPS, H.; MERYEM, B.; THOMAS, L.C. **The role of water-level fluctuations in shallow lake ecosystems – workshop conclusions.** Hydrobiologia, 506–509: 23–27, 2003.

CRABILL, C.; DONALD, R.; SNELLING, J.; FOUST, R.; SOUTHAM, G. **The impact of sediment fecal coliform reservoirs on seasonal water quality in Oak Creek, Arizona.** Water Research, v.33, n.9, p.2163-2171, 1999.

CRESPO, A.A. **Estatística fácil.** Editora Saraiva. São Paulo, 2005

CROWDER, L.B.; PAINTER, D.S. **Submerged macrophytes in Lake Ontario: current knowledge, importance, threats to stability, and need studies.** Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, v.48, p.1539-1545, 1991.

CUNHA, D.G.F.; BOTTINO, F.; CALIJURI, M.C. **Land use influence on eutrophication-related water variables: case study of tropical rivers with different degrees of anthropogenic interference.** *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.22, n.1, p. 35-45, 2010.

DAVIES-COLLEY, R.J.; VANT, W.N. **Absorption of light by yellow substance in freshwater lakes.** *Limnology and Oceanography*, 32(2): p.416-425, 1987.

DELAZARI-BARROSO, A.; BARROSO, G.F.; HUSZAR, V.M.; AZEVEDO, S.M.F.O. **Physical regimes and nutrient limitation affecting phytoplankton growth in a meso-eutrophic water supply reservoir in southeastern Brazil.** *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, v.14: 269-278, 2009.

DILL, P.R.J. **Assoreamento do reservatório do Vacacaí-Mirim e sua relação com a deterioração da bacia hidrográfica contribuinte.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2002.

DIOGO, P.A.M. **Fontes de fósforo total e o estado trófico de albufeiras em Portugal continental.** Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) - Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2008.

DONOSO, G.; CANCINO, J.; MAGRI, A. **Effects of agricultural activities on water pollution with nitrates and pesticides in the Central Valley of Chile.** *Water Science and Technology*, v.39, n.3, p.49-60(12), 1999.

DUTILLEUL, P. **Spatial heterogeneity and the design of ecological field experiments.** *Ecology*, v.74, n.6, p.1646-1658, 1993.

EL-MONEM, A.M.A. **Impact of Summer Thermal Stratification on Depth Profile of Phytoplankton Productivity, Biomass, Density and Photosynthetic Capacity in Lake Nasser (Egypt).** *Jordan Journal of Biological Sciences*, v.1, n.4, 2008.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** Rio de Janeiro: Interciência, 2 ed., 602 p, 1998.

FERNÁNDEZ, C.; PARODI, E.R.; CÁCERES, E.J. **Limnological characteristics and trophic state of Paso de las Piedras Reservoir: An inland reservoir in Argentina.** *Lakes & Reservoirs: Research and Management*. v.14: 85–101, 2009.

FIA, R.; MATOS, A.T. CORADI, P.C.; PEREIRA-RAMIREZ, O. **Estado trófico da água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil.** *Ambi-Agua, Taubaté*, v.4, n.1, p.132-141, 2009.

FRASER, A.L.; HARROD, T.R.; HAYGARTH, P.M. **The effect of rainfall intensity on soil erosion and particulate phosphorus transfer from arable soils.** *Water Science and Technology*. v.39, n.12, p. 41-45, 1999.

FRITZSONS, E.; HINDI, E.C.; MANTOVANI, L.E.; RIZZI, N.E. **As alterações da qualidade da água do rio Capivari com o deflúvio: um instrumento de diagnóstico de qualidade ambiental.** Engenharia Sanitária e Ambiental, v.8, n.4, p.239-248, 2003.

GASTALDINI, M.C.C., PAIVA, E.M.C.D. & PAIVA, J.B.D et al. **Aplicação de Modelo Matemático a Dados de Ciclos de Estratificação Térmica e de Qualidade da Água do Reservatório do Vacacaí-Mirim.** Santa Maria, 2002.

GASTALDINI, M. C. C. TEIXEIRA, E. C. MENDONÇA, A.S.F. Introdução à qualidade da água. In: PAIVA, J. B. D. & PAIVA, E. M. C. D. de (Orgs.) **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas.** Porto Alegre: ABRH, 2001.

GASTALDINI, M.C.C., PAIVA, E.M.C.D. & PAIVA, J.B.D. **Inter-relações entre Dados de Monitoramento de Qualidade da Água e Hidrológico – Aplicação ao Reservatório do Vacacaí-Mirim.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v.6, nº 1 e 2, jan./jun. 2001.

GAYTÁN, R. ANDA, J. GONZÁLES-FARÍAS, F. **Initial appraisal of water quality of Lake Santa Ana, Mexico.** Lakes & Reservoirs: Research and Management. 14: 41–55, 2009.

GERALDES, A.M.; BOAVIDA, M.J. **Seasonal water level fluctuations: Implications for reservoir limnology and management.** Lakes & Reservoirs: Research and Management, v.10: 59–69, 2005.

GOLDANI, J.Z. **Ocupação antrópica e sócio-ambiental na área de captação do DNOS, Santa Maria – RS.** Dissertação (Mestrado em Geomática) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

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, n.1, p.89-103, 1998.

HEINERMANN, P.H.; ALI, M.A. **Seasonal changes in the underwater light climate of two Canadian shield lakes.** Hydrobiologia, 169: 107-121, 1988.

JØRGENSEN, L.A. **The cycling of nitrogen in the Danish agricultural sector and the loss to the environment.** Water Science and Technology, v.39, n.3, p. 15-23(9), 1999.

KIM, B.; PARK, J.H.; HWANG, G.; JUN, M.S.; CHOI, K. **Eutrophication of reservoirs in South Korea.** Limnology, 2: 223-229, 2001.

KOTUT, K.; NJUGUNA, S.G.; MUTHURI, F.M.; KRIENITZ, L. **The Physico-chemical Conditions of Turkwel Gorge Reservoir, a New Man Made Lake in Northern Kenya.** Limnologica, 29, p.377-392, 1999.

KURODA, E. K.; ET AL. **Determinação de clorofila pelo método espectrofotométrico visando o monitoramento da eficiência do tratamento de águas para abastecimento.** 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2005.

LAMPARELLI, M.C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento.** 238f. 2004. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LEWIS, W.M. **Tropical lakes: how latitude makes a difference.** In: F. Schiemer & K.T. Boland (eds). *Perspectives in tropical limnology*, pp. 43-64, 1996.

LEWIS, W.M. **Basis for the protection and management of tropical lakes.** *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, **5**: 35–48, 2000.

LOBO, E.A.; CALLEGARO, V.L.M.; HERMANY, G.; BES, D.; WETZEL, C.A.; OLIVEIRA, M.A. **Use of epilithic diatoms as bioindicators from lotic systems in southern Brazil, with special emphasis on eutrophication.** *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16(1): p.25-40, 2004.

LORENZEN, C. J. **Determination of chlorophyll and pheo-pigments: Spectrophotometric equations.** *Limnol. Oceanogr.*, v.12, p.343-346. 1967.

MALLIN, M.A.; WILLIAMS, K.E.; ESHAM, E.C.; LOWE, R.P. **Effect of human development on bacteriological water quality in coastal watersheds.** *Ecological Applications*, 10(4), p.1047-1056, 2000.

MANTOVANI, J.E.; NOVO, E.M.L.M. **Comportamento Espectral da Matéria Orgânica Dissolvida.** VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Salvador, Brasil, 14-19 abril, INPE, p. 917-923, 1996.

MORAES, A.B.; JACOBI, L.F.; ZANINI, R.R. **Estatística: caderno didático.** Departamento de estatística: UFSM. Santa Maria, 2008.

MORTIMER, C.H. **The Exchange of Dissolved Substances Between Mud and Water in Lakes.** (British Ecological Society) *Journal of Ecology*, v.29, n.2, p.280-329, 1941.

MUYODI, F.J.; HECKY, R.; KITAMIRIKE, J.M. ODONG, R. **Trends in health risks from water-related diseases and cyanotoxins in Ugandan portion of Lake Victoria basin.** *Lakes & Reservoirs: Research and Management*. v.14: 247–257, 2009.

MWAURA, FRANCIS. **The spatio-temporal characteristics of water transparency and temperature in shallow reservoirs in Kenya.** *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, **8**: 259–268, 2003.

NASELLI-FLORES, L.; BARONE, R. **Water-level fluctuations in Mediterranean reservoirs: setting a dewatering threshold as a management tool to improve water quality.** *Hydrobiologia*, 548:85–99, 2005.

NOGUEIRA, V.P.Q. A Qualidade da água em lagos e reservatórios. In: PORTO, R.L.L(org) **Hidrologia Ambiental**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Associação Brasileira dos Recursos Hídricos.(coleção ABRH de Recursos Hídricos; v 3), 1991.

NOGUEIRA, N.M.C.; RAMIREZ, R.J.J. **Variação mensal da condição trófica do lago das Garças (São Paulo, SP, Brasil)**. Acta Limnologica Brasiliensia. v.10(2), p.21-34. 1998.

NOVOTNY, V. **Diffuse pollution from agriculture – a worldwide outlook**. Water Science and Technology, Vol. 39, No 3, pp. 1-13, 1999.

OLIVEIRA, D.E.; FERRAGUT, C.; BICUDO, D.C. **Relationships between environmental factors, periphyton biomass and nutrient content in Garças Reservoir, a hypereutrophic tropical reservoir in southeastern Brazil**. Lakes & Reservoirs: Research and Management. v.15: 19–137, 2010.

OLIVEIRA, L.H.W. ET AL. **Considerações sobre a efetividade de tomada de água seletiva para o reservatório Guarapiranga, em São Paulo**. 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Foz do Iguaçu, 1997.

OLIVEIRA, M.A.; DURIGON,M. **Comunicação pessoal em fevereiro de 2011**. Santa Maria, 2011.

PADIAL, P.R.; POPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. **Heterogeneidade espacial e temporal da qualidade da água no reservatório Rio das Pedras (Complexo Billings, São Paulo)**. Ambi-Agua, Taubaté, v.4, n.3, p.35-53, 2009.

PAIVA, J. B. D.; PAIVA, E. M. C. D. (Orgs.) **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2001.

PATAPOVA, M.; CHARLES, D.F. **Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of the United States**. Ecological Indicators, 7 p.48-70, 2007.

PULATSU, S.; KIRKGAÇ, A.T.M.; KOKSAL, G. **Sediment phosphorus characteristics in the Clearwater state of Lake Mogan, Turkey**. Lakes & Reservoirs: Research and Management, v.13: 197–205, 2008.

RAHMAN, A.K.M.; AL BAKRI, D.; FORD, P.; CHURCH, T. **Limnological characteristics, eutrophication and cyanobacterial blooms in an inland reservoir, Australia**. Lakes & Reservoirs: Research and Management, v.10: 211–220, 2005.

RANGEL-PERAZA, J.G; ANDA, J. GONZÁLES-FARIAS, F. ERICKSON, D. **Statistical assessment of water quality seasonality in large tropical reservoirs**. Lakes & Reservoirs: Research and Management, v.14: 315–323, 2009.

SALAS, H.J.; MARTINO, P. **Metodologías simplificadas para la evaluación de eutroficación en lagos cálidos tropicales**. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), 2001.

SARTORY, D.P. & GROBBELAAR, J.U. **Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis.** *Hydrobiologia*, v.114, p.177-187, 1984.

SILVA, S.C. **Heterogeneidade espacial e a qualidade das águas superficiais do reservatório Guarapiranga (São Paulo-SP-Brasil).** Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

SMITH, V.H. **Nutrient dependence of primary productivity in lakes.** *Limnol. Oceanogr.*, 24(6), p.1051-1064, 1979.

SOUZA, B.S.P. **A qualidade da água de Santa Maria/RS: uma análise ambiental das sub bacias hidrográficas dos rios Ibicuí Mirim e Vacacaí Mirim.** Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2001.

TOWNSEND, S.A. **The seasonal pattern of dissolved oxygen, and hypolimnetic deoxygenation, in two tropical Australian reservoirs.** *Lakes & Reservoirs: Research and Management*. 4: 41-53, 1999.

TSUTIYA, M.T. **Abastecimento de água.** 1º ed. São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. 2004.

TUCCI, C.E.M. **Hidrologia: ciência e aplicação,** Porto Alegre: UFRGS / ABRH / EDUSP, 1995.

TUNDISI, J.G. **Planejamento e gerenciamento de lagos e reservatórios: uma abordagem integrada ao problema da eutrofização.** IETEC, 2001.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia.** São Paulo: Oficina de textos, 631p. 2008.

VIEIRA, M.S.; MOURA, M.A.M.; FERREIRA, J.R.; **Estudo das variações sazonais e espaciais dos íons dominantes na água e no sedimento da represa de Ibitinga (São Paulo, Brasil - 21°45'S E 48°50'W).** *Arq. Inst. Biol.*, São Paulo, v.72, n.4, p.523-534, 2005.

VON SPERLING, E. **Morfologia de Lagos e Represas.** DESA/UFMG, Minas Gerais, 1999.

VON SPERLING, E. **Avaliação do estado trófico de lagos e reservatórios tropicais.** *Bio Engenharia Sanitária e Ambiental*. Ano III – n°3, set/out 1994.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** DESA – UFMG. Minas Gerais, 1996.

WANG, C.; LI, X.; LAI, Z.; TAN, X.; PANG, S.; YANG, W. **Seasonal variations of *Aulacoseira granulata* population abundance in the Pearl River Estuary.** Estuarine, Coastal and Shelf Science. 85, p.585-592, 2009.

APÊNDICES

APÊNDICE 1: Concentração dos parâmetros Amônio, Nitrito, Nitrato (mg/L) e Fósforo total (µg/L), nas amostras de superfície e profundidade no interior do reservatório e no rio principal.

AMÔNIO								
18/jan/10	4/mar/10	14/abr/10	10/jun/10	9/ago/10	6/out/10	2/dez/10	10/fev/11	
n.d.	n.d.	0,05	0,05	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	P1
n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	P2(S)
n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	P2(P)
n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	P3(S)
0,05	0,14	0,05	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	P3(P)
n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	P4(S)
0,09	0,31	0,83	n.d.	n.d.	n.d.	0,36	1,46	P4(P)
n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	P5(S)
0,07	0,46	1,53	n.d.	n.d.	n.d.	0,28	1,32	P5(P)

n.d. = não detectado [abaixo do Limite de Detecção do método (0,05mg/L)]

NITRITO								
18/jan/10	4/mar/10	14/abr/10	10/jun/10	9/ago/10	6/out/10	2/dez/10	10/fev/11	
n.d.	0,06	0,07	n.d.	0,06	0,05	0,06	0,05	P1
0,06	n.d.	0,05	n.d.	0,07	0,06	n.d.	0,05	P2(S)
0,06	n.d.	0,05	n.d.	0,07	0,06	0,05	0,05	P2(P)
n.d.	n.d.	0,05	n.d.	0,06	0,06	n.d.	n.d.	P3(S)
0,06	n.d.	0,05	n.d.	0,06	0,06	0,05	n.d.	P3(P)
0,06	n.d.	0,05	n.d.	0,07	0,07	0,05	n.d.	P4(S)
0,06	0,05	0,05	n.d.	0,06	0,06	n.d.	n.d.	P4(P)
0,06	n.d.	n.d.	n.d.	0,06	0,06	0,05	n.d.	P5(S)
0,06	0,05	n.d.	n.d.	0,06	0,06	0,05	0,05	P5(P)

n.d. = não detectado [abaixo do Limite de Detecção do método (0,05mg/L)]

NITRATO								
18/jan/10	4/mar/10	14/abr/10	10/jun/10	9/ago/10	6/out/10	2/dez/10	10/fev/11	
0,32	0,27	0,28	n.d.	0,49	0,32	0,30	0,45	P1
0,39	0,05	0,06	n.d.	0,26	0,40	0,07	0,05	P2(S)
0,25	n.d.	0,06	n.d.	0,48	0,42	0,07	0,05	P2(P)
0,28	n.d.	0,06	n.d.	0,62	0,41	0,06	n.d.	P3(S)
0,35	n.d.	0,06	n.d.	0,63	0,61	0,12	n.d.	P3(P)
0,40	n.d.	0,06	n.d.	0,39	0,39	0,07	n.d.	P4(S)
0,35	0,08	0,06	n.d.	0,65	0,85	n.d.	n.d.	P4(P)
0,23	n.d.	0,06	n.d.	0,60	0,39	0,08	n.d.	P5(S)
0,32	0,07	n.d.	n.d.	0,64	0,81	0,07	n.d.	P5(P)

n.d. = não detectado [abaixo do Limite de Detecção do método (0,05mg/L)]

FÓSFORO TOTAL								
18/jan/10	4/mar/10	14/abr/10	10/jun/10	9/ago/10	6/out/10	2/dez/10	10/fev/11	
40	n.d.	56,5	n.d.	61	29	61	123	P1
n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	48,8	25	n.d.	n.d.	P2(S)
n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	25	n.d.	n.d.	P2(P)
n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	44	22,8	n.d.	n.d.	P3(S)
182,4	n.d.	n.d.	n.d.	47,2	23,1	n.d.	n.d.	P3(P)
66,0	n.d.	n.d.	n.d.	43	24,2	n.d.	n.d.	P4(S)
82,3	n.d.	41	n.d.	52,9	39,9	40,3	450	P4(P)
n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	25,2	n.d.	n.d.	P5(S)
n.d.	n.d.	159,6	n.d.	58,4	37,2	n.d.	459	P5(P)

n.d. = não detectado [abaixo do Limite de Detecção do método (40µg/L)]