

Danielle Alves de Oliveira Santos  
Faculdade Anhanguera de Anápolis  
Danielleaoli@hotmail.com

Rafael Clemente Cardoso  
Faculdade Anhanguera de Anápolis  
raffaelcardos@hotmail.com

Professora orientadora:  
Josana de Castro Peixoto  
Faculdade Anhanguera de Anápolis  
jopedrita@hotmail.com

Anhanguera Educacional S.A.

Correspondência/Contato  
Alameda Maria Tereza, 2000  
Valinhos, São Paulo  
CEP. 13.278-181  
rc.ipade@unianhanguera.edu.br

Coordenação  
Instituto de Pesquisas Aplicadas e  
Desenvolvimento Educacional - IPADE

Artigo Original  
Recebido em: dd/mm/yyyy  
Avaliado em: dd/mm/yyyy

Publicação: dd de mmm de 2010

## **AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA ATRAVÉS DO ÍNDICE DE COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA (ICF) E VARIÁVEIS FÍSICO- QUÍMICAS DO LAGO DA TIROLESA, TERESÓPOLIS DE GOIÁS, GOIÁS.**

### **RESUMO**

A comunidade fitoplanctônica, está situada na base da cadeia alimentar, sendo importante não só para o metabolismo dos ecossistemas aquáticos, quanto para ecossistemas terrestres, pois, são responsáveis por grande parte da liberação de Oxigênio na atmosfera, um dos principais processos ecológicos para a manutenção da sustentabilidade do ambiente.

O objetivo do presente estudo foi avaliar a qualidade da água do Lago da Tirolesa na cidade de Teresópolis, Goiás, com alguns aspectos limnológicos, do índice de estado trófico (IET) e do índice de comunidade fitoplanctônica (ICF). As análises foram coletadas em novembro de 2010 em dois pontos de amostragens e analisadas quanto à composição ficológica e às variáveis físicas e químicas da água (pH, oxigênio dissolvido, fósforo total, clorofila-a).

As variáveis abióticas tiveram uma margem de variação adequada, o que não difere de outros estudos, abordando a mesma temática. Durante o período estudado foram identificados seis táxons em seis gêneros (*Aulacoseira*, *Closterium*, *Gyrosigma*, *Leponciclis*, *Navicula*, e *Nitzchia*) distribuídos nas famílias Aulacoseiraceae (1); Closteriaceae (1); Pleurosigmaeae (1); Leponciclis (1); Naviculaceae (1) e Bacillariaceae (1), sendo que a classe predominante foi a classe Bacillariophyceae com quatro táxons (66%), seguida da classe Euglenophyceae (16,5%) e Zygnemaphyceae (16,5%) com um táxon cada.

Segundo os cálculos do índice de estado trófico (IET = 36,84) o lago foi classificado em categoria oligotrófico. O ICF classificou o lago na categoria com qualidade da água ÓTIMA. Conclui-se que as variáveis físico-químicas não interferiu na comunidade fitoplanctônica, portanto a água do Lago da Tirolesa está em ótima qualidade. O ICF revelou-se uma boa ferramenta a ser utilizada para fazer um diagnóstico preliminar sobre a qualidade da água no reservatório. Neste sentido estudos adicionais são recomendados, com a finalidade de se evitar efeitos deletérios ao ambiente e à saúde da população.

**Palavras-chave:** Qualidade da água, aspectos limnológicos, estado trófico, índice de comunidade fitoplânctônica.

---

## ABSTRACT

The aim of this study was to evaluate the water quality of Lake in the Tyrolean town of Teresopolis, Goiás, limnological studies are recommended, in order to avoid deleterious effects to the environment and health.

Keywords: water quality, limnological aspects, trophic state index, phytoplankton community (IFC). The analysis

were collected in November 2009 at two sampling sites and analyzed for composition phycology and physical variables and chemical (pH, oxygen dissolved, total phosphorus, chlorophyll-a). Six taxa were identified in three classes, class Bacillariophyceae was the most representative with 66% followed by Euglenophyceae and Zygnemaphyceae. Among the species identified hig hlighted the desmids Closterium Acutum similar in both sampling points. According to the calculations of the trophic state index (TSI = 36.84) the lake was classified in process oligotrophic. IFC classified in category 1 with lake water quality GREAT. It is concludes that the physical and chemical variables did not affect the phytoplankton community, so the water of Lake Tirolesa is in great quality. In this sense-tional



## 1. INTRODUÇÃO

A água representa insumo fundamental à vida, sendo elemento insubstituível em diversas atividades humanas, além de contribuir para o equilíbrio do meio ambiente, portanto a disponibilidade da água é fundamental para o funcionamento dos sistemas naturais bem como para a sustentação dos ciclos e da vida no planeta (COTRIM, M. E. 2006).

O crescimento acelerado da população mundial faz com que a demanda por água potável, ou seja, de boa qualidade, aumenta no nível em que população cresce devido às diversas atividades humanas em decorrência de suas necessidades.

Segundo COTRIM, M. E. (2006), a preocupação com os recursos hídricos e sua importância tem crescido em todo o mundo. Apesar de possuírem no ambiente um ciclo equilibrado de renovação e sustentação, sem qualquer intervenção humana, as perspectivas atuais de uso e qualidade desse recurso para o futuro são preocupantes, principalmente em razão da falta de equilíbrio e a necessidade de consumo.

A qualidade da água é hoje uma questão global, pois a sua deterioração causa uma perturbação no funcionamento do ecossistema, levando a contaminação e poluição do solo e da superfície da água em muitos lugares (BASIMA, L. B. *et al.*, 2006; CARDOSO L. & BECKER, V., 2007).

Segundo a Diretiva 2000/60 da Comunidade Européia, conhecida como Diretiva da Qualidade de Água, a qualidade ecológica de um corpo d'água descreve o seu estado ecológico, mediante parâmetros hidro-morfológicos, físico-químicos e biológicos.

A Resolução CONAMA nº357/2005 que trata da classificação e dos critérios de enquadramento dos corpos hídricos no Brasil, guarda algumas similaridades com a diretiva européia, mas, segundo ANDRADE, R. S. (2008) ainda existem poucos estudos que relacionem o conceito de qualidade ecológica com os atuais parâmetros de potabilidade, bem como a valorização do conhecimento sobre os corpos aquáticos usado pelas comunidades que habitam o entorno dos sistemas hídricos.

MEYBECK, M. & HELMER, R. (1992) ressalta que, a qualidade de um ambiente aquático pode ser medida através de parâmetros como a presença de substâncias inorgânicas e orgânicas em diferentes concentrações e especiações bem como a composição e estrutura biótica aquática presente no corpo de água.

Para BRANCO (1991, *apud* RODRIGUES, M. P. 2001) a expressão "qualidade da água" não se refere a um grau de pureza absoluto ou mesmo próximo do absoluto, mas sim a um padrão tão próximo quanto possível do "natural", isto é, tal como se encontra nas nascentes, antes do contato com o homem.

De acordo com TOLEDO, L. G. & NICOLELLA, G. (2002, *apud* BONNET *et al.*, 2008) não há um indicador de qualidade de água único e padronizável para qualquer sistema hídrico. Uma forma de avaliar objetivamente essas variações é a combinação de parâmetros de diferentes dimensões, em índices que os reflitam conjuntamente em uma distribuição amostral temporal e espacial.

Partindo deste pressuposto, utilizaremos algumas combinações de parâmetros que são usados pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), que utiliza índices de parâmetros para avaliação da qualidade da água.

A CETESB é uma instituição modelo no que diz respeito a índices de qualidade de água, no qual a mesma aperfeiçoou e desenvolveu o Índice de Qualidade das Águas (IQA) CETESB 89/90, SEMADES-MT / AGÊNCIA AMBIENTAL baseado em estudos realizados pela National Sanitation Foundation em 1970 nos Estados Unidos da América, do qual passou a utilizar 9 dos 32 indicadores de qualidade de água (temperatura da amostra, pH, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), coliformes fecais (CF), nitrogênio total (N), fosfato total (PO<sub>3</sub>), resíduo total (RT) e turbidez) (CETESB, 1995).

No presente estudo utilizaremos o Índice de Comunidade Fitoplanctônica (ICF), o ICF é um indicador que complementa a avaliação do IVA no tocante à densidade e dominância de grupos de organismos fitoplanctônicos (CETESB, 2008).

O ICF foi elaborado e proposto por técnicos da CETESB e do Instituto Botânico da Universidade Federal de São Carlos, com a intenção de desenvolver respostas rápidas na avaliação da qualidade da água, pois a identificação de grandes grupos ou a observação da espécie dominante já pode obter ações imediatas. Portanto, o índice de comunidade fitoplanctônica tem demonstrado (em trabalhos científicos) eficaz para o biomonitoramento da água em reservatórios (CETESB, 2008).

A comunidade fitoplanctônica, está situada na base da cadeia alimentar, sendo importante não só para o metabolismo dos ecossistemas aquáticos, quanto para ecossistemas terrestres, pois, são responsáveis por grande parte da liberação de Oxigênio na atmosfera, um dos principais processos ecológicos para a manutenção da sustentabilidade do ambiente (ALELUIA, F. & BOCCANERA, N., 2007)

Segundo STEVENSON, R. J. (1996) a comunidade fitoplanctônica representa uma fração fotossintetizante do plâncton que é composta por cianobactérias, microalgas e que se situam na zona eufótica.

O fitoplâncton de água doce compreende diversas microalgas unicelulares, isoladas ou organizadas em colônias filamentosas, com representantes da maioria dos filos de algas, exceto feófitas e rodófitas (MARGALEF, 1983; REYNOLDS, 1984; SANDGREN, 1988; ESTEVES, 1988).

Estes organismos, embora microscópicos, possuem densidade ligeiramente superior a da água e, por este motivo, surgiram adaptações que impedissem ou reduzissem seu afundamento ou que, mesmo após afundarem, permitissem à célula sobreviver no escuro (FERNANDES, L. *et al.* 2004).

O desenvolvimento sazonal, espacial e a sucessão das populações fitoplanctônicas são elementos de grande importância na caracterização e mesmo na definição da fisiologia ambiental dos sistemas aquáticos, pois a mesma pode sofrer influência de vários fatores ambientais abióticos e bióticos como, a luz, temperatura, regulação da impulsão, nutrientes orgânicos e inorgânicos, competição e herbivoria, além das propriedades fisiológicas de cada espécie, tornando-se elemento de grande importância para o ecossistema (WETZEL, R. G., 1993 e MARGALEF, R., 1983).

Segundo ESTEVES (1988) o fitoplâncton tende a ocorrer em maior abundância nas camadas superiores do reservatório, diminuindo o número de indivíduos conforme aumenta a profundidade.

MARGALEF, R. (1983) considera os organismos fitoplactonicos como “sensores das propriedades ambientais” refletindo a dinâmica do ecossistema, a composição espectral do campo de luz subaquático, a concentração e a proporção de elementos físicos químicos são comumente reconhecidas como de grande influência sobre a

estrutura e dinâmica do fitoplâncton. Devido ao curto tempo de geração, as espécies fitoplanctônicas funcionam como apurado sensor das mudanças ambientais, servindo assim como poderosa ferramenta na avaliação de alterações antrópicas ou naturais.

O presente estudo também visa avaliar a qualidade do lago através do Índice de Estado Trófico (IET), que tem por finalidade classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes.

Desta forma são importantes os estudos de avaliação da qualidade da água que incluam análise qualitativa e quantitativa desses organismos (TUNDISI, J. G. *et al.*, 2003)

Apesar de sua importância trófica, o fitoplâncton pode ser responsável por alguns problemas ecológicos, como o florescimento ou "*blooms*", que ocorre quando este se prolifera rapidamente por encontrar abundância de nutrientes e temperaturas além de outros fatores favoráveis para seu crescimento (GRAEFF, E., 2007).

As algas são organismos que respondem às mudanças causadas no meio ambiente, por isso são considerados bioindicadores. Segundo BASSOI, L. J. (2006), a comunidade fitoplanctônica pode ser utilizada como indicadora da qualidade da água, principalmente em reservatórios, e, a análise da sua estrutura permite avaliar alguns efeitos decorrentes de alterações ambientais, onde estes microrganismos respondem rapidamente, em dias às alterações ambientais decorrentes de interferência antrópica ou natural.

Os bioindicadores são indicados para avaliação da extensão dos impactos por possibilitarem: a determinação direta de efeitos biológicos; a determinação de efeitos sinérgicos e antagônicos de diferentes poluentes em um organismo; reconhecimento precoce de efeitos de poluentes a organismos e por apresentarem custo relativamente menor quando comparados a outros métodos de avaliação (BASSOI, L. J., 2006).

Neste contexto é que pesquisas correlacionadas com fitoplâncton devem ser feitas, uma vez que o crescimento acelerado da população mundial faz com que a demanda por água potável, ou seja, de boa qualidade, aumenta no nível em que a população cresce devido às diversas atividades humanas em decorrência de suas necessidades.

É importante ressaltar que o presente trabalho é inédito no respectivo lago, o que dificulta o início de trabalhos que abordam outros aspectos sobre o fitoplâncton como sazonalidade, dinâmica do ecossistema, etc, o trabalho consiste na contribuição de resultados indispensáveis para a avaliação da vida aquática do lago e ao conhecimento da qualidade da água, não só para que tenha influencia direta sobre a Unidade de Conservação (UC), Santa Branca Ecoturismo e sobre os rios receptores das águas, pois o Lago da Tirolesa está inserido dentro da micro-bacia do Rio Meia Ponte, os quais podem sofrer alterações no equilíbrio, caso altere de forma negativa a qualidade da água.

## 2. OBJETIVO GERAL

Avaliar a qualidade da água através do Índice de Comunidade Fitoplanctônica (ICF) e dos aspectos limnológicos do Lago da Tirolesa, Teresópolis de Goiás, Goiás.

### 3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Identificar a composição ficológica do Lago da Tirolesa, Teresópolis de Goiás, Goiás.

Avaliar variáveis Físico-químicas no Lago da Tirolesa, Teresópolis de Goiás, Goiás.

Calcular o Índice de Estado trófico e o Índice de Comunidade Fitoplanctônica (ICF) no Lago da Tirolesa, Teresópolis de Goiás, Goiás.

### 4. MATERIAL E MÉTODOS

#### 4.1 ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo foi realizado no Lago da Tirolesa localizado na Santa Branca Ecoturismo Ltda, onde a mesma está situada na Fazenda Santa Branca que possui 680 alqueires e fica a 811 m de altitude do nível do mar entre as coordenadas 16°25'06' S e 49°05'30' W, localizando-se no estado de Goiás, entre as cidades de Goiânia e Anápolis (Figura 1), mais precisamente no município de Teresópolis de Goiás que fica a 35 Km de Goiânia e a 20 Km de Anápolis, em uma região de clima tropical com verões chuvosos e invernos secos e temperatura média de 27° C.

#### 4.2 COLETA DE DADOS

O lago estudado apresenta dimensões pequenas e não foram detectadas descargas ricas em matéria orgânica. Para a coleta de dados foram definidas Estações de Amostragens (EA) as quais foram divididas em duas porções e enumeradas de forma aleatória. Cada uma das EA's recebeu um código diferente, sendo o código EA01 na Estação de Amostragem 01 localizada litoraneamente na cabeceira do lago e o código EA02 na Estação de Amostragem 02 encontra-se limneticamente a vazão do lago, estão definidas as EA's como: EA01 epilímnion/ litorânea e EA02 epilímnion/ limnética.

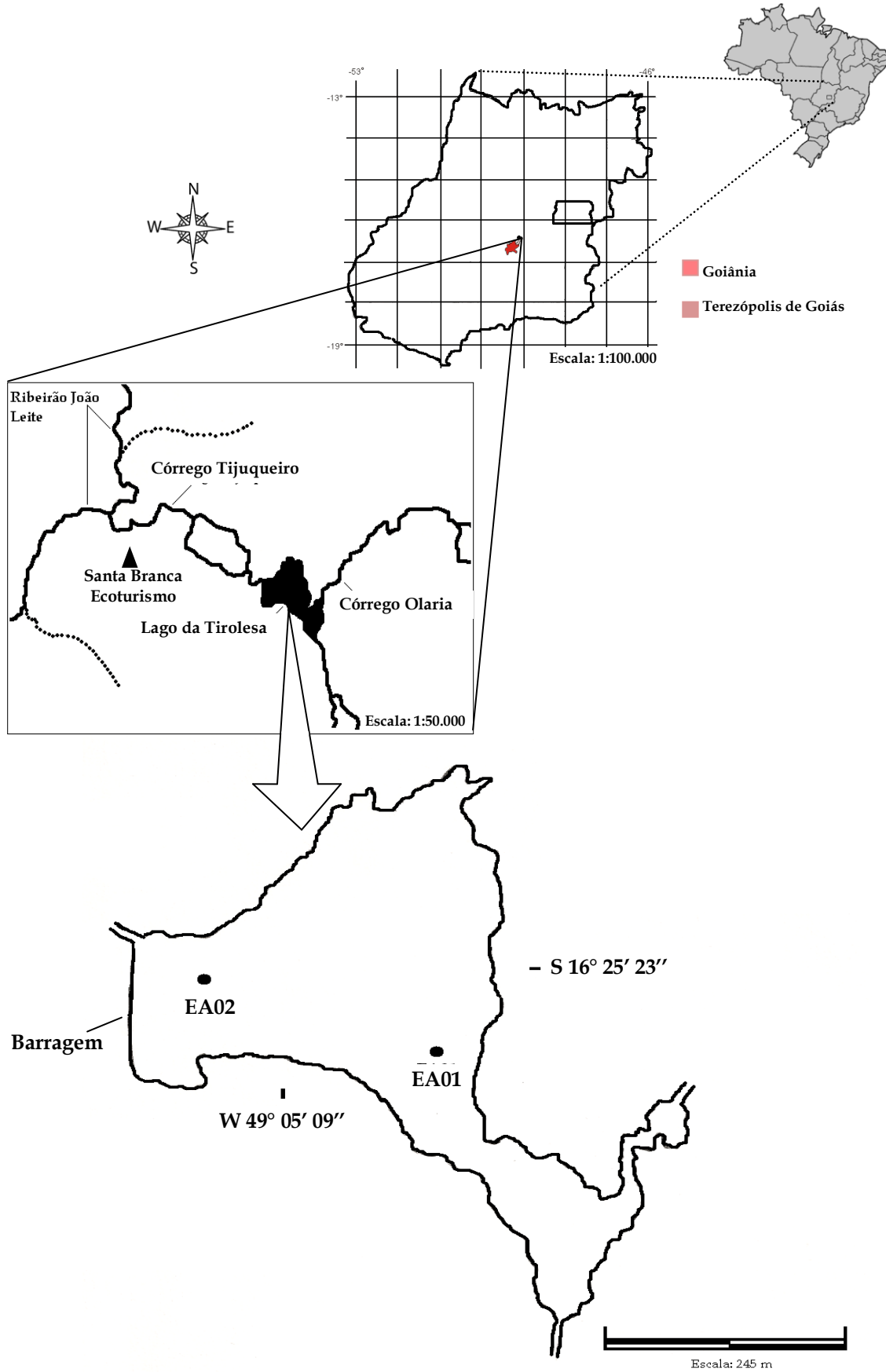
A coleta foi realizada no mês de novembro de 2009 no período de primavera, considerando que, o respectivo mês é de transição dos períodos de estiagem/chuva.

#### 4.3 VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS

##### 4.3.1 TEMPERATURA

A variável limnológica como temperatura da água foi determinada *in situ*. A temperatura da água se deu através do termômetro de mercúrio graduado em décimo de grau centígrado (-10°C a 100°C).

Figura 1: Área de estudo Lago da Tirolesa, Teresópolis de Goiás, Goiás.





### 4.3.2 DADOS MORFOMÉTRICOS

Para a identificação, mapeamento e obtenção dos dados morfométricos primários (extensão, comprimento máximo do lago, largura máxima do lago, perímetro), foram utilizadas imagens e ferramentas do Google Earth 5.0, captadas no mês de novembro de 2009. Para aferir a profundidade máxima do lago e profundidade das estações de amostragens foram obtidas *in situ* utilizando um prumo composto por uma corda graduada de 10 em 10 cm presa a uma peça esférica de chumbo.

Em relação ao volume do lago os dados foram obtidos através de arquivos fornecidos pela Santa Branca Ecoturismo.

### 4.3.3 TRANSPARÊNCIA

A transparência da água foi medida através do disco de Secchi de 20 cm de diâmetro (HUTCHINSON, G. E. *et al.* 1957) seguindo orientações de LIND (*et al.* 1974) o disco de secchi é um equipamento indispensável a qualquer trabalho na área de limnologia. Ele consiste em uma corda, graduada de 10 em 10 cm presa a um disco de 20 cm de diâmetro acoplada a uma peça esférica de chumbo, que é colocada na água até desaparecer. Assim que o disco não é mais observado, anota-se o quanto ele desceu na coluna d'água, obtendo-se o resultado da transparência (MERCANTE, C., ESTEVES, H., PEREIRA, J., OSTI, J., 2008).

Depois de obtido o resultado de transparência (em metros) o mesmo será utilizado no Índice de Estado Trófico para a Transparência - IET(S) de CARLSON, R. E. (1977) modificado por TOLEDO, *et al.* (1990), representado pela equação:

$$IET(S) = 10 \cdot \{ 6 - [ 0,64 + \ln S / \ln 2 ] \}$$

Onde:

**S:** Transparência obtida por meio do Disco de Secchi, em metros.

**ln:** logaritmo natural.

Obtido resultado do IET(S) classifica-se o curso d'água em relação aos graus de trofia (Tabela 1):

Tabela 1: Limites para os diferentes graus de trofia por transparência, segundo o sistema de classificação proposto por TOLEDO Jr., A. P. (1990).

Ponderação	Estado Trófico	Transparência (m)	Critério
1	Ultraoligotrófico	$\geq 7,8$	$IET \leq 24$
2	Oligotrófico	7,7 - 2,0	$24 < IET \leq 44$
3	Mesotrófico	1,9 - 1,0	$44 < IET \leq 54$
4	Eutrófico	0,9 - 0,3	$54 < IET \leq 74$
5	Hipereutrófico	0,3	$IET > 74$

#### 4.3.4 ZONA EUFÓTICA

Os valores de zona eufótica foram calculados a partir dos valores de transparências multiplicados por 2,7 segundo orientações de COLE, G. (1975), ISHII, I. H. (1987) e MARGALEF, R. (1983).

#### 4.3.5 VARIÁVEIS ABIÓTICAS

As variáveis como pH, oxigênio dissolvido, e fósforo total foram coletadas na superfície, e acondicionadas em frascos de polietileno de 1L, e mantida refrigeradas até a entrada no laboratório da Aquality Tecnologia em Saneamento SS Ltda, seguindo métodos usuais proposto por STANDART METHDS THE EXAMINATION OF WATER AND WASTER (CLESCERI L. S. *et al.*, 2005).

#### 4.3.6 CLORIFILA-A

A análise para determinação de concentração de clorofila-a foi coletada na superfície, e acondicionada em frascos de polietileno de 1L, e mantida refrigeradas até a entrada no laboratório da Aquality Tecnologia em Saneamento SS Ltda, seguindo métodos usuais proposto por STANDART METHDS THE EXAMINATION OF WATER AND WASTER (CLESCERI L. S. *et al.*, 2005).

#### 4.3.7 VARIÁVEIS BIÓTICAS

As análises acerca do fitoplâncton geralmente são realizadas através do método quantitativo, que envolve uma estimativa do número ou biomassa dos vários componentes da comunidade fitoplanctônica por unidade de volume. As amostras da comunidade fitoplanctônica foram coletadas imediatamente abaixo da superfície da coluna d'água utilizando frascos de polietileno. As amostras foram fixadas com lugol acético (1%) e guardadas no escuro até a chegada ao laboratório e até o momento de identificação e contagem dos organismos.

O estudo taxonômico e quantitativo do fitoplanctôn foi efetuado através de microscópico invertido (Carl Zeiss - modelo Axiovert 135), com aumento de 400 vezes. A densidade fitoplanctônica foi estimada segundo o método de UTERMÖL (1958) com prévia sedimentação das amostras. O volume de água usado para sedimentação foi determinado em função de quantidade de materiais suspensos nas amostras. A densidade fitoplanctônica foi calculada de acordo com APHA (1995) e o resultado foi expresso em indivíduos (células, cenóbios, colônias ou filamentos) por mililitro.

A biomassa fitoplanctônica foi estimada através do biovolume, multiplicando-se o volume das células pela densidade de cada espécie. O volume de cada espécie foi calculado a partir de modelos geométricos aproximados à forma dos indivíduos, como esferas, cilindros, cones, paralelepípedos, pirâmides, elipses e outros (ELDER, 1979; WETZEL & LINKENS, 2002). O número de espécies presentes em cada amostra foi considerado.

## 4.4 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (IET)

O Índice do Estado Trófico (IET) foi proposto por CARLSON, (1977) e modificado por TOLEDO JR. (*et al.* 1983) e TOLEDO JR (*et al.* 1990) que, segundo LAMPARELLI (2004) alterou as expressões originais, através de análises estatísticas por regressão, para adequá-las aos ambientes tropicais.

Segundo XING *et al.* (2005) e o EPA (Environmental Protection Agency, 2008), o índice de Carlson é um dos métodos mais aceitos para avaliação do estado de eutrofização dos corpos d'água.

O IET permite uma avaliação limnológica bastante aproximada do nível de enriquecimento nutricional de um ecossistema aquático, abrangendo apenas três parâmetros: a transparência, a clorofila-a e o fósforo total.

Das três variáveis citadas para o cálculo do Índice do Estado Trófico, foram utilizadas a clorofila-a e o fósforo total, uma vez que os valores de transparência muitas vezes não são representativos do estado de trofia, visto que a variável turbidez pode ser afetada em decorrência de material mineral em suspensão e não apenas pela densidade de organismos planctônicos, além de muitas vezes não se dispor desses dados (ZAGATTO, P. A. *et al.*, 1999).

Dessa forma, no presente trabalho não foi considerado o cálculo do índice de transparência devido à disposição dos dados de turbidez em relação ao material mineral em suspensão.

O Índice do Estado Trófico é composto pelo Índice do Estado Trófico para o fósforo - IET(P) e o Índice do Estado Trófico para a clorofila-a - IET(CL), expresso pela seguinte equação:

$$\begin{aligned} \text{IET (P)} &= 10 \cdot \{6 - [\ln (80,32 / P) / \ln 2] \} \\ \text{IET (CL)} &= 10 \cdot \{6 - [ ( 2,04 - 0,695 \ln CL) / \ln 2 ] \} \end{aligned}$$

onde:

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

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

**ln:** logaritmo natural.

Quando ambas as variáveis estão disponíveis, o resultado é a média aritmética dos índices relativos ao fósforo total e à colrofia-a, segundo a equação abaixo:

$$\text{IET} = \frac{\text{IET ( CL)} + \text{IET ( P)}}{2}$$

No caso de não haver resultados para o fósforo total ou para a clorofila a, o índice será calculado com a variável disponível e considerado equivalente ao IET, devendo, apenas, constar uma observação junto ao resultado, informando que apenas uma das variáveis foi utilizada (MARANHÃO, N., 2007; ZAGATTO, P. A. *et al.*, 1999; CETESB, 2007 e LAMPARELLI, M. C., 2004).

Na interpretação dos resultados, os pontos serão classificados conforme os resultados obtidos para o IET. Assim, para cada ponto, serão utilizadas as médias aritméticas das concentrações de fósforo total e clorofila a para cálculo do IET(P) e

IET(CL), ressaltando que o IET final é resultante da média aritmética simples dos índices relativos ao fósforo total e a clorofila-a (Tabela 2).

Tabela 2: Classificação do Estado Trófico para reservatórios segundo o sistema de classificação segundo TOLEDO (1990)

Categoria do Estado Trófico	Ponderação	Secchi - S (m)	P - Total (mg.L <sup>-1</sup> )	Clorofila-a (mg. L <sup>-1</sup> )
Ultraoligotrófico	IET ≤ 24	7,8	≤ 0,006	≤ 0,51
Oligotrófico	24 < IET ≤ 44	7,7 - 2,0	0,007 - 0,026	0,52 - 3,81
Mesotrófico	44 < IET ≤ 54	1,9 - 1,0	0,027 - 0,052	3,82 - 10,34
Eutrófico	54 < IET ≤ 74	0,9 - 0,3	0,053 - 0,211	10,35 - 76,06
Hipereutrófico	IET > 74	< 0,3	> 0,211	> 76,06

#### 4.5 ÍNDICE DE COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA (ICF)

Para o Índice de Comunidade Fitoplanctônica (ICF), as coletas do fitoplâncton têm por finalidade servir de parâmetros no ICF, para tal avaliação da qualidade da água através deste respectivo índice.

Como indicador de qualidade da água este índice avalia a água em Ótima, Boa, Regular e Ruim, através da proporção dos grandes grupos da comunidade fitoplanctônica, da concentração, da densidade dos organismos e através do Índice de Estado Trófico (IET).

No presente trabalho utilizou-se o Índice de Estado Trófico - IET, substituindo a variável clorofila-a, por dar mais relevância e pelo fato de que para o IET ser fiel a qualidade da água em termos da carga elevada de nutrientes, o IET além de avaliar a carga de nutrientes como o fósforo, também avalia a carga de clorofila-a (Tabela 3).

Tabela 3: Índice de comunidade Fitoplanctonica - ICF por Índice de estado Trófico - IET

Ponderação	Níveis	Categoria da qualidade da água
1	Não há dominância entre os grupos de Fitoplancton Densidade total < 1.000 org/ml IET < 52	ÓTIMA
2	Dominância de clorófitas (desmidiacea) ou diatomácias Densidade total entre 1.000 a 5.000 org/ml IET entre 52 e 59	BOA
3	Dominância de clorófitas (chlorococcales) Densidade total entre 1.000 a 10.000 org/ml IET entre 59 e 63	REGULAR
4	Dominância de cianófitas ou euglenófitas Densidade total maior que 10.000 org/ml IET > 63	RUIM

Fonte: CETESB 2007

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS

#### 5.1.1 TEMPERATURA

A temperatura em ambas as estações de mostragens variou de 24,6 °C (EA-01) a 25,3 °C (EA-02) e obtendo média de 24,95 °C.

Esta variável desempenha um papel principal de controle no meio aquático, condicionando as influências de uma série de parâmetros físico-químicos. KNUTH, F. G. (2008) o que segundo PHILOMENO, M. G. (2007) resulta na influencia direta das reações dos compostos químicos na água.

A temperatura da água é fator controlador das atividades metabólicas dos organismos aquáticos, pois alguns destes organismos podem não suportar variações bruscas dessa variável (PÁDUA, H. B., 1996).

Segundo PAYNE (1986), oscilações verticais de temperatura de apenas 0,5°C são suficientes para que se estabeleça estratificação térmica no ecossistema aquático tropical, esta estratificação da água de acordo com ESTEVES, F. A. (1998) e CALIJURI, M. C. (1999) pode alterar alguns gases como o gás carbônico e oxigênio, alteração do pH, condutividade elétrica e as concentrações de nutrientes.

FERNANDES, L. *et al.* (2004) e PHILOMENO, M. G., (2007) ressaltam ainda que, as oscilações de temperatura determinam os eventos de estratificação/desestratificação e a conseqüente circulação das águas do lago, portanto, influenciando na distribuição e densidade do fitoplâncton, além disso, temperaturas mais elevadas como observadas nos trópicos, produzem aumentos nas taxas de reações químicas e biológicas, servindo de catalisador no maio aquático.

Podemos salientar que a temperatura encontrada no estudo favorece o aparecimento de cianobactérias que apresentam crescimento em temperaturas acima de 20° C, porém não foram encontradas devido à falta de nutrientes que favorecem o aparecimento das mesmas. (SILVA, 2005).

Na Lagoa Bonita-DF GOMES, P. (2007) encontrou temperatura semelhante encontrada a presente pesquisa com 25° C, assim como nos estudos promovidos por LOPES, A. G. D. (2007), VERCELLINO, I. S. & BICUDO, D. C. (2006) no reservatório do IAG e MATSUZAKI, M. *et al.*, (2004) em um pesqueiro na cidade de São Paulo com 23,4 °C; 22,4 ° C e 25,6 ° C respectivamente.

#### 5.1.2 DADOS MORFOMÉTRICOS

Em relação ao nível de profundidade, o lago mostrou-se que quanto mais próximo da barragem maior o nível de profundidade, o valor máximo de profundidade do lago foi de 8,67m e a média foi de 6,33m.

Nas estações de amostragens EA01 e EA02 obtiveram os valores de 3,30 m e 8,28 m respectivamente com média de profundidade das estações de amostragens de 5,79m.

No Lago dos Tigres NABOUT, J. C. (2006) registrou a profundidade média de 2,25m no mês de outubro, onde o autor classifica como um lago raso, já na Lagoa Bonita - DF, GOMES, P. P., (2007) e BARBOSA-OLIVEIRA & RODRIGUES (2007) registrou uma profundidade média de 1,80m, diante deste contexto é passível afirmar que o Lago da Tirolesa é considerado um lago de profundidade média com 5,57m.

De acordo com LOPES, A. G. D. (2007) a profundidade é uma das variáveis de maior relevância limnológica, pois, podem ocorrer diferenças ao longo da coluna d'água no padrão de circulação, distribuição de organismos e compostos químicos.

Neste sentido é válido ressaltar que o Lago da Tirolesa é um lago de média profundidade. Os dados morfométricos podem ser observadas na Tabela 4.

Tabela 4: Características morfométricas e valores médios de variáveis físico-químicas do Lago da Tirolesa

Variáveis	Resultados
Extensão	2.517,56 m
Comprimento máximo do lago	362,78 m
Largura máxima do lago	385,03 m
Profundidade máxima do lago	8,67 m
Profundidade média do lago	6,33 m
Profundidade média das EA's	5,79 m
Volume	93.000 m <sup>3</sup>
Nível trófico do sistema	Oligotrófico
Transparência	1,89 m
Zona eufótica	5,10 m
Potencial Hidrogeniônico (pH)	7,47
Oxigênio dissolvido	6,55 mg/L
Fósforo Total	0,0105 mg/L
Clorofila-a	4,0 mg/L

### 5.1.3 TRANSPARÊNCIA

A transparência mensurada para o mês de novembro teve como média 1,89 m. A maior medida de transparência foi registrada na EA02 apresentando 2,05 m. Na EA01 o resultado foi menor de 1,73 m, podendo estar diretamente relacionado ao fato de ser uma região litorânea e por se apresentar rasa.

Segundo o Índice de Estado Trófico (IET), o Lago da Tirolesa obteve uma classificação mesotrófica, tendo como ponderação 3, onde os resultados devem estar entre 1,0 a 1,9 m.

Em relação ao Índice de Estado Trófico para o disco de Secchi (IET(S)), o resultado obtido na EA01 foi de 45,70 e na EA02 foi 43,26 com a média total do lago de IET(S) = 44,48, sendo assim o Lago da Tirolesa é classificado como mesotrófico obtendo ponderação 3 (Tabela 5).

Segundo WETZEL *et al.* (1993), a transparência da água está diretamente relacionada com a quantidade de nutrientes em suspensão, tanto particulado quanto dissolvido além da presença de algas, e KNUTH, F. G. (2008) acrescenta que com a presença de algas conseguem manter uma relação direta com a produção autóctone e com as entradas alóctones no sistema.

A transparência da água pode ser considerada em termos ópticos como o oposto da turbidez (ESTEVES, F. de A., 1998). De acordo com WETZEL (2001) a transparência ao disco de Secchi tem relação inversa com a quantidade de matéria orgânica dissolvida na água, tais como bactérias, plâncton, detritos orgânicos e inorgânicos. Assim, quanto maior o valor de transparência maior a penetração de luz adequada à atividade fotossintética (GENTIL, R. G., 2007).

De acordo com LAMPARELLI M. C. (2004) a penetração de luz pode influenciar a produtividade planctônica, neste sentido a autora ressalta que a adoção da transparência como indicadora de estado trófico está associada a estudos que correlacionam o aumento da densidade fitoplanctônica com a diminuição da penetração de luz, por um processo de sombreamento.

Tabela 5: Resultados de Transparência (m) e do Índice de Estado Trófico para Secchi.

Ponderação	Estado Trófico	Transparência (m)	Critério
1	Ultraoligotrófico	$\geq 7,8$	$IET \leq 24$
2	Oligotrófico	7,7 - 2,0	$24 < IET \leq 44$
3	Mesotrófico	1,9 - 1,0	$44 < IET \leq 54$
4	Eutrófico	0,9 - 0,3	$54 < IET \leq 74$
5	Hipereutrófico	$< 0,3$	$IET > 74$

### 5.1.4 ZONA EUFÓTICA

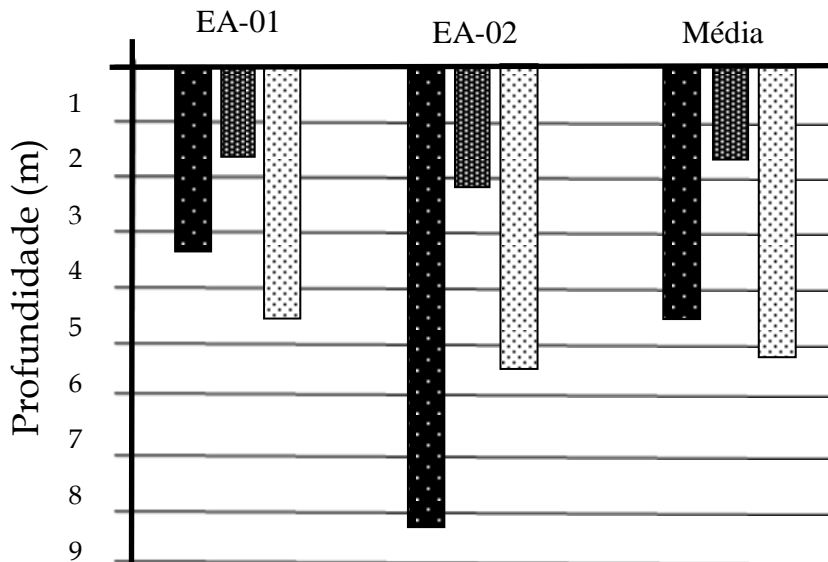
A zona eufótica que representa a camada de água que recebe iluminação, variou entre 4,671 m (EA-01) e 5,535 m (EA-02) tendo como resultado médio de 5,103 m.

Segundo FERNANDES, L. *et al.* (2004) esta camada de água recebe iluminação solar, ou seja, da superfície até aproximadamente 1% da intensidade luminosa incidindo na superfície. Durante o dia, a zona eufótica representa a região de produção primária líquida e de oxigênio pelas plantas. À noite a fotossíntese cessa, mas continua ocorrendo respiração pelas plantas e animais e a concentração de oxigênio tende a declinar. A zona fótica delimita o nível inferior das regiões litoral e pelágica e, geralmente, ocupa a maior parte do epilímnion.

O limite inferior desta zona é a profundidade de compensação. Aqui a taxa de fotossíntese igual à taxa de respiração. Abaixo desta profundidade a taxa de respiração é superior à da fotossíntese.

Pode-se afirmar que a largura da zona eufótica é de 5,103 m, portanto, o ponto de compensação situa-se abaixo do valor de 1% da radiação incidente, neste caso, 1% de 5,103 m o que equivale a 0,01959 m.

Figura 2: Valores de profundidade máxima, transparência e zona eufótica das estações de amostragens.



arência  Zona eufótica

### 5.1.5 VARIÁVEIS ABIÓTICAS

Segundo VON SPERLING (1993, *apud* REBOUÇAS-BESSA, *et al.* 1996) as informações obtidas pelos parâmetros abióticos, podem ser utilizadas como um critério ecológico que possibilite então o conhecimento do perfil de sanidade do corpo d'água em estudo.

Em relação ao potencial hidrogeniônico (pH) representa a atividade hidrogeniônica, ou seja, é uma estimativa da concentração dos ácidos ou álcalis presentes em uma solução.

O pH do Lago da Tirolesa apresentou a menor variação na EA-01 tendo como resultado 7,36 e a maior variação na EA-02 com resultado de 7,58, e o valor médio do pH foi de 7,47, isto demonstra que o resultado obtido foi de um pH neutro, o que se torna um ambiente favorável à preservação da comunidade fitoplanctônica.

O pH associado a outros fatores, tais como, concentração de íons  $H^+$  e  $OH^-$  resultantes da dissociação do ácido carbônico  $H_2CO_3$  e da hidrólise do bicarbonato  $HCO_3^-$ , influência diretamente no metabolismo das algas, como na permeabilidade da membrana, no transporte de íons e na velocidade das reações enzimáticas FERNANDES, L., *et al.* (2004); ( WETZEL, R. G., 2001). Neste sentido o pH mostra-se um fator determinante para a preservação da comunidade aquática.

SANTOS, A. L. F. (2004) ressalta que existe uma estreita relação entre o pH com a fauna e flora do meio aquático. E segundo ESTEVES, F. (1998, *apud* SANTOS, A. L. F., 2004) este fenômeno ocorre na medida em que as comunidades aquáticas interferem no pH ou o pH interfere no metabolismo destas comunidades, como por exemplo, na assimilação de gás carbônico durante a fotossíntese o que pode ocasionar na elevação do pH do meio, em decorrência os valores de pH afastados da neutralidade podem afetar as taxas de crescimento dos microrganismos.



Foi constatado que no Lago dos Tigres-GO (NABOUT, J. C., 2006; 7,6); Lago do Praia, Anápolis-GO (SANTOS, A. L. F. *et al*, 2004; 7,5); no Lago Paranoá-DF (PHILOMENO, M. G., 2007; 7,2); no Lago do Jardim Botânico Chico Mendes em Goiânia-GO (NOGUEIRA, I. de S. & LEANDRO-RODRIGUES, N. C., 1999 7,0); Lago do Jardim Botânico (7,1); Lago o Parque vaca Brava (7,5); Lago das Rosas (7,4) e Lago do Bosque dos Buritis (6,9) (NOGUEIRA, I. de S. *et al*, 2008); no Reservatório de Atibainha (6,9); no Reservatório de Billings (8,9); no Reservatório de Cachoeirinha (7,0); no Reservatório de Itupararanga (7,1); no Reservatório de Pirapora (7,0) e no Reservatório de Ponte Nova (7,0) (CARVALHO, M. C. (2003); Lago da Garças em São Paulo-SP (GENTIL, R. C. *et al*, 2008; 6,9) estes valores são semelhantes ao obtido no Lago da Tirolesa, assim como na Lagoa do Rio Mogi-Guaçu-SP (TANIGUCHI, G. M. *et al*, 2005; 6,3) e na Lagoa Bonita-DF (GOMES, P. P., 2007) o resultado obtido foi moderadamente ácido, mas, analisando no mesmo período nota-se que o pH chegou a aproximadamente 6,3.

Segundo FERNANDES, L., *et al*. (2004); KNUTH (2008) e no que dispôr da Resolução CONAMA N° 357/2005 e de acordo com a CETESB (2007, 2008) o valor do pH do Lago da Tirolesa se enquadra dentro dos limites e/ou condições para ser classificada como classe 2, o que determina que, os valores de pH ficam entre um valor mínimo permitido (VMiP) 6,0 e um valor máximo permitido (VMaP) 9,0.

Neste sentido há uma comprovação de que os lagos continentais possui uma neutralidade girando em torno de 6,0 a 8,0, assim o Lago da Tirolesa pode ser classificado como um lago de pH neutro (7,4), ocasionando nenhum efeito letal a biota do respectivo lago.

O oxigênio dissolvido é outra importante variável a ser monitorada em estudos de qualidade de água e avaliação da estrutura da comunidade fitoplanctônica, pois é essencial ao metabolismo dos organismos aquáticos (WETZEL, R. G., 2001).

Os resultados de oxigênio dissolvido do Lago da Tirolesa obteve o menor resultado na EA-01 com 6,3 mg/L e o resultado mais acentuado foi na EA-02 com 6,8 mg/L, onde o valor médio do oxigênio dissolvido foi de 6,55 mg/L.

No presente estudo as taxas de oxigênio dissolvido podem ser descritas como de média concentração, pois, alguns estudos comprovaram que quanto maior a temperatura menor o teor de oxigênio dissolvido, neste sentido quando a temperatura está baixa, fica favorecida a solubilidade e ocasionando a densidade desse gás.

De maneira geral o lago apresentou-se bastante oxigenado e compatível com a Resolução CONAMA N° 357/2005 para se enquadrar dentro da classe 2 é necessário que o resultado não seja inferior à 5 mg/L, e pelos resultados obtidos o Lago da Tirolesa está enquadrado dentro da classe 2 – águas doces.

No presente estudo o Lago da Tirolesa apresentou resultados semelhantes com os lagos do Praia em Anápolis-GO (SANTOS, A. L. F., *et al* 2004; 6,7 mg/L); Lago do Jardim Botânico Chico Mendes em Goiânia-GO (NOGUEIRA, I. de S. & LEANDRO-RODRIGUES, N. C., 1999; 6,0 mg/L); em um pesqueiro na cidade de São Paulo (MATSUZAKI, M, *et al*, 2004; 5,0 mg/L), no Lago das Garças (GENTIL, R. C. *et al*, 2008; 4,0 mg/L); no Jardim Botânico (7,2 mg/L), no Parque Vaca Brava (6,3 mg/L), no Lago das Rosas (6,8 mg/L) e no Bosque dos Buritis (8,5 mg/L) (NOGUEIRA, I. de S. & OLIVEIRA, J. E., 2009); no Reservatório de Atibainha (3,11 mg/L); no Reservatório de Billings (8,04 mg/L); no Reservatório de Cachoeirinha (3,99 mg/L); no Reservatório de Itupararanga (6,51 mg/L); e no Reservatório de Pon-

te Nova (2,73 mg/L) (CARVALHO, M. C. (2003); no Lago do Praia em Anápolis-GO (SANTOS, A. L. F. *et al*, 2004; 6,7 mg/L); na Lagoa do Diogo (TANIGUCHI, G. M. *et al*, 2005; 6,0 mg/L); na Lagoa de Albuquerque (ESPÍNDOLA, E. G. *et al*, 1996; 6,2 mg/L); na Lagoa Bonita-DF (GOMES, P. P., 2007; 6,8 mg/L); no reservatório da usina hidrelétrica no médio Tocantins, TO (MARQUES, A. K. *et al*, 2006; 7,7 mg/L) e em pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo, SP (GENTIL, R. C. 2007; 7,8 mg/L).

A solubilidade do oxigênio está diretamente relacionada à temperatura da água e à salinidade, ou seja, quanto maior a temperatura e maior a salinidade, menor é a solubilidade do oxigênio na água (VINATEA-ARANA, (1997) e WETZEL, R. G., 2001).

Para FERNANDES, L., *et al*. (2004) o oxigênio participa em várias reações químicas e biológicas importantes, e tornou-se uma variável freqüentemente medida pelos limnologistas. Ele é continuamente consumido na respiração por plantas, animais e bactérias, mas produzido na fotossíntese apenas quando a luz e nutrientes estão disponíveis para os seres autótrofos. A água contém pouco oxigênio devido à combinação de uma baixa pressão parcial na atmosfera e sua baixa solubilidade.

De fato, quando a concentração de oxigênio dissolvido na água cai abaixo de valores aceitáveis, pode afetar significativamente a saúde do ecossistema aquático e também impedir o uso da água para diferentes fins como, por exemplo, abastecimento doméstico e de contato primário (JANZEN & LAMON, 2008).

Em relação ao fósforo total, SAWYER (1994, *apud* HAHN, L. 1997, LAMPARELLI. M. C., 2004) explica a determinação de fósforo é extremamente importante na avaliação da produtividade biológica de águas, e em várias áreas tem sido estabelecido limites de quantidades de fósforos que podem ser descartadas nos corpos d'água, particularmente em lagos e reservatórios.

O Fósforo Total (PT) é fator chave na regulação de ecossistemas aquáticos, segundo FERNANDES, L., *et al*. (2004) o fósforo é essencial para os organismos dulciaquícolas, pois está envolvido nos processos de armazenamento/liberação de energia (Adenosina tri-fosfato - ATP e adenosina difosfato - ADP), das ligações estruturais do Ácido Desoxirribonucléico (DNA) e do Ácido Ribonucléico (RNA) além de compor a membrana plasmática através dos fosfolipídios.

Embora o fósforo ocorra em baixas porcentagens e pouca quantidade seja requerida pelos organismos, geralmente ele é o principal elemento limitante da produtividade biológica primária em águas continentais (crescimento das algas e outras plantas aquáticas). Ele também é considerado o maior responsável pela eutrofização artificial. (MERCANTE, C., *et al*. 2008; FERNANDES, L., *et al*., 2004 e WETZEL & LIKENS, 1991, *apud* MUCCI, L. N. *et al*. 2003).

Os resultados de PT do Lago da Tirolesa foi de 0,0100 mg/L na EA-01 onde ocorreu o menor valor, enquanto que o maior valor de PT ocorreu na EA-02 com 0,0110 mg/L, valores bem aproximados e o valor médio foi de 0,0105 mg/L.

Segundo WETZEL (1993), justifica que, para que águas de superfície não estejam contaminadas a concentração de fósforo deve estar entre 0,010 a 0,050 mg/L.

O Lago da Tirolesa está dentro dos limites estabelecidos por WETZEL, (2003) e pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) N° 357 de 2005 que recomenda, para ambientes lênticos, valores de fósforo devem atingir até 0,030 mg/L, e segundo a classificação do Estado Trófico para reservatórios segundo o sis-

tema de classificação de TOLEDO (1990), o Lago da Tirolesa se enquadra dentro da categoria mesotrófico, onde o resultado de fósforo total deve estar entre 0,027 e 0,052 mg/L.

O lago da Tirolesa apresentou valores aproximados de alguns estudo como de um pesqueiro em São Paulo (MATSUZAKI, M. 2004; 0,05 mg/L); no Lago do Praia em Anápolis-GO (SANTOS, A. L. F. *et al*, 2004; 0,06 mg/L); no Lago Paranoá-DF (PHILOMENO, M. G., 2007; 0,02 mg/L); no Reservatório de Atibainha (0,012 mg/L); no Reservatório de Billings (0,032 mg/L); no Reservatório de Cachoeirinha (0,012 mg/L); no Reservatório de Itupararanga (0,015 mg/L); e no Reservatório de Ponte Nova (0,012 mg/L) (CARVALHO, M. C. (2003); no estado de São Paulo (LAMPARELLI, M. C., 2004; 0,075 mg/L) no Parque Estadual das Fontes de Ipiranga em São Paulo-SP (LOPES, A. G. D., 2007; 0,08 mg/L); na Lagoa Bonita-DF (GOMES, P. P., 2007; 0,03 mg/L); no Lago dos Tigres (NABOUT, J. C., 2006; 0,050); na Planície do Rio Mogi-Guaçu (TANIGUCHI, G. M., 2005; 0,034 mg/L); no Parque Guaraciaba em Santo André-SP (MUCCI, J. L. N., 2003; 0,0095 mg/L).

Nos sistemas fluviais de Sepotuba, Cabaçal e Paraguai obteve valores bem mais baixo do que registrados no Lago da Tirolesa (GARCIA, F. C. & FORSBERG, B. R., 2000; 0,0018 mg/L), fato que foi influenciado pelos sistemas fluviais serem de baixa profundidade, de acordo com GARCIA, F. C. & FORSBERG, B. R., (2000) essa profundidade influi nos níveis de PT de duas maneiras: a) pelo efeito na dinâmica de sedimentação e ressuspensão de formas particuladas de PT, e b) pelo efeito no volume do lago, que determina a capacidade de diluição dos nutrientes entrando no sistema.

De acordo com MUCCI, L. N. (2003 e KUHL, 1994 *apud* WETZEL, 1993) afirmam que quando há disponibilidade de fósforo, as algas podem absorvê-lo em quantidades superiores às suas necessidades reais. Neste sentido a assimilação de quantidades excessivas de fósforo pelas algas pode fornecer fósforo suficiente para manter o desenvolvimento das algas no epilímnio, mesmo quando a concentração externa é muito baixa ou está esgotada.

Segundo MUCCI, L. N. (2003 *apud* WETZEL, 1993) em lagos mesotróficos, a concentração de fósforo geralmente é o fator limitante, contudo podemos concluir que o fósforo limita a sobrevivência, o crescimento e a reprodução algal, o que torna a água não eutrofizada e não contaminada, pelo fato de que o fósforo é um elemento de enriquecimento de ambiente e ser considerado o maior responsável pela eutrofização artificial. (MERCANTE, C., *et al*. 2008; FERNANDES, L., *et al.*, 2004 e WETZEL & LIKENS, 1991, *apud* MUCCI, L. N. *et al*. 2003).

### 5.1.6 CLOROFILA-A

A clorofila-a é o composto mais comumente determinado em estudos ambientais, por ser o pigmento de mais ampla ocorrência nas populações de microalgas em geral e segundo TUNDISI, (1970, *apud* ALCÂNTARA, E. H., 2003) o fitoplâncton é o maior responsável pela fotossíntese e conseqüentemente pela fixação do carbono, componente principal da matéria, chegando a contribuir com 95% da produção primária através desses processos.

ESTEVES, F. A. *et al* (1998) menciona que a produtividade primária de um ambiente pode ser definida, em sentido amplo, como a sua capacidade de alimentar

organismos, isto é, a sua riqueza em nutrientes que possibilitem a vida e a reprodução de organismos aquáticos. A produção primária refere-se à fixação de carbono inorgânico produzindo matéria orgânica a partir da fotossíntese.

Os resultados de clorofila-a mostraram-se bastante satisfatórios na EA-01 o valor obtido foi de 2,0  $\mu\text{g.L}^{-1}$  já na EA-02 o valor alcançou 6,0  $\text{mg.L}^{-1}$ , obtendo uma média de 4,0  $\text{mg.L}^{-1}$

De acordo com a classificação do Estado Trófico para reservatórios segundo o sistema de classificação de TOLEDO (1990), o Lago da Tirolesa se enquadra dentro da categoria mesotrófico, onde o resultado de fósforo total deve estar entre 3,82 e 10,34  $\text{mg.L}^{-1}$ .

No presente estudo pode-se concluir o que o Lago da Tirolesa é tido como um lago de média produção primária, pois em pesqueiros na região metropolitana em São Paulo-SP (GENTIL R. G., 2007: 48,7  $\text{mg/L}$ ) devido a densidade fitoplanctônica ser maior, no Lago do Amor -MS (GUEDES, T. L. & ROCHE, K. F., 2008: 57,6  $\text{mg/L}$ ) o que pode ser comprovado através do "bloom", no Lago Paranoá-DF (PHILOMENO, M. G., 2007; 55,7  $\text{mg/L}$ ) através da eutrofização artificial, obtiveram valores de clorofila-a elevados.

Os resultados obtidos foram relativamente parecidos com os estudos no reservatório da usina hidrelétrica no médio Tocantins (MARQUES, A. K. *et al*, 2006; 7,39  $\text{mg/L}$ ), devido as condições de transporte do plâncton pelo fluxo contínuo do sistema.; GOMES, P. P. (2007) foram baixos com 7,39  $\text{mg/L}$ , 1,0  $\text{mg/L}$  respectivamente.

De acordo com WETZEL (2001, *apud* GENTIL), a clorofila-a é utilizada para estimar a biomassa fitoplanctônica, realizada através de medidas de sua concentração e, essa estimativa considera os organismos viáveis do ecossistema, ou seja, os que ainda são capazes de converter energia luminosa em energia química armazenada que pode ser disponibilizada para os demais níveis tróficos. Porém, quando as células morrem a clorofila-a e outros tipos de clorofila (b e c) se degradam convertendo-se em feopigmentos, que podem superestimar a biomassa do fitoplâncton, uma vez que estima a biomassa de outros vegetais aquáticos, ou mesmo da vegetação marginal ao sistema.

A determinação de pigmentos como a clorofila-a é usada como uma estimativa de biomassa fitoplanctônica, podendo ser empregada na determinação de índices de assimilação de nutrientes juntamente com medidas de produtividade primária. A correlação entre concentração de clorofila e disponibilidade de nutrientes é, geralmente, direta. Quando uma região apresenta altas concentrações de ambos, pode ser considerada eutrofizada ou sob este processo (MAYR, L. M., 1998).

### 5.1.7 OXIGÊNIO DISSOLVIDO X CLOROFILA-A

A concentração de oxigênio dissolvido esteve diretamente relacionada com a clorofila-a proveniente das algas, o que pode ser explicado devido à ação fotossintética das algas, pois valores altos de clorofila significam grande quantidade de algas, que através da fotossíntese adicionam oxigênio à água, o que fica provado na EA-02 onde os valores de clorofila-a e oxigênio dissolvido ficaram bem próximos entre 6,0  $\text{mg/L}$  e 6,8  $\text{mg/L}$  respectivamente.

Os resultados na EA-01 não foram satisfatórios (clorofila-a: 2,0  $\text{mg/L}$  e oxigênio dissolvido: 6,8  $\text{mg/L}$ ) em relação à clorofila-a, o que podem ser proveniente da

morte de algas que resulta no aumento da matéria orgânica, já que neste respectivo ponto foi detectado a menor densidade de algas, a morte de algas no ambiente pode ser fator determinante para a atividade bacteriana e conseqüentemente a diminuição de oxigênio dissolvido, fato que ainda não aconteceu pois, os resultados de oxigênio esteve alto no respectivo ponto.

### 5.1.8 VARIÁVEIS BIÓTICAS

Durante o período estudado foram identificados seis táxons em seis gêneros (*Aulacoseira*, *Closterium*, *Gyrosigma*, *Leponciclis*, *Navicula*, e *Nitzchia*) distribuídos nas famílias Aulacoseiraceae (1); Closteriaceae (1); Pleurosigmataceae (1); Leponciclis (1); Naviculaceae (1) e Bacillariaceae (1), sendo que a classe predominante foi a classe Bacillariophyceae com quatro táxons, seguida da classe Euglenophyceae e Zygnemaphyceae com um táxon cada, apresentados na tabela 06.

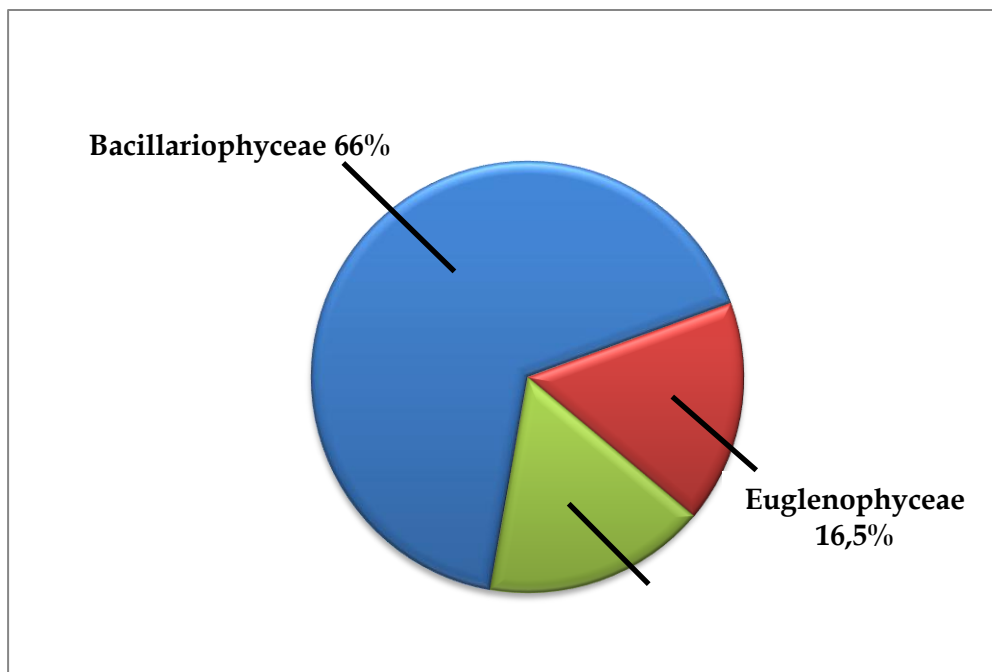
Os valores da densidade fitoplanctônica variaram consideravelmente entre as Estações de amostragens 01 e 02, sendo que na EA02 obteve maior densidade de organismos do que a EA01.

A classe Bacillariophyceae está representada significativamente na estação de amostragem 02 distribuídas em três gêneros, porém a classe Zygnemaphyceae, da Família Closteriaceae se mostraram presentes nas duas estações de amostragens.

Na EA01 foram identificadas duas classes num total de dois táxons, dos quais são pertencentes às classes Bacillariophyceae mais conhecida como Diatomácea com uma espécie identificada *Aulacoseira granulata*, de onde a mesmo só foi registrada somente neste determinado ponto, e, da classe Zignemaphyceae com a espécie identificada *Closterium acutum* onde a mesma foi encontrado nos dois pontos de amostragens.

As análises qualitativas obtiveram os respectivos valores, Bacillariophyceae (66%), Euglenophyceae (16,5%) e Zignemaphyceae (16,5%) (Figura 3)

Figura 3: Distribuição dos táxons (%) em função das classes no Lago da Tirolesa durante o período estudado.



### Zygnemaphyceae 16,5%

Tabela 6: Lista de táxons e espécies fitoplânctônicas identificadas no Lago da Tirolesa nas Estações de Amostragens.

Táxons	EA-01	EA-02	Total	UD	Método
Bacillariophyceae					
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr) S.	1.0	-	1.0	Nº cel./ml	Utermöhl
<i>Gyrosigma scalproides</i> (Rabh.)	-	1.0	1.0	Nº cel./ml	Utermöhl
<i>Navicula lanceolata</i> (Agardh) K	-	1.0	1.0	Nº cel./ml	Utermöhl
<i>Nitzschia sublinearis</i> (Hust.)	-	1.0	1.0	Nº cel./ml	Utermöhl
Euglenophyceae					
<i>Lepocinclis acus</i> (Muller) Mari	-	1.0	1.0	Nº cel./ml	Utermöhl
Zygnemaphyceae					
<i>Closterium acutum</i> (Brébisson)	1.0	1.0	2.0	Nº cel./ml	Utermöhl
Total	2.0	5.0	7.0	Nº cel./ml	Utermöhl

O estudo ficológico das classes Bacillariophyceae, Euglenophyceae e Zygnemaphyceae no Lago da Tirolesa, Santa Branca Ecoturismo, permitiu a identificação de seis táxons distribuídos em seis ordens, seis famílias e seis gêneros, a seguir encontram-se as descrições dos táxons identificados.

#### BACILLARIOPHYCEAE

Aulacoseirales

AULACOSEIRACEAE

*Aulacoseira*

*Aulacoseira granulata* (EHR) (Simonsen, 1979)

Naviculales

NAVICULACEAE

*Navicula*

*Navicula lanceolata* (C. Agardh.)

Naviculales

PLEUROSIGMATAACEAE

*Gyrosigma*

*Gyrosigma scalproides* (Rabenhorst)

Bacillariales

BACILLARIACEAE

*Nitzschia*

*Nitzschia sublinearis* Hustedt in Schmidt

#### EUGLENOPHYCEAE

Euglenales

EUGLENACEAE

*Lepocinclis*

*Lepocinclis acus* (OFMüll.) B. Marin & Melkonian

**ZYGNEMAPHYCEAE**

Zygnematales

**CLOSTERIACEAE*****Closterium****Closterium acutum* Brébisson

No presente estudo *Aulacoseira granulata* ocorreu apenas na EA-01 com frequência de 1,0 n° de cel./ml, a ocorrência do gênero *Aulacoseira* tem hábito mero-planctônico freqüente e abundante no plâncton de reservatórios brasileiros subtropicais que apresentam marcadas diferenças anuais nas condições climatológicas (RODRIGUES *et al.*, 2005; TRAIN & RODRIGUES, 2004; TRAIN *et al.*, 2005; NOGUEIRA, M. G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. (1996).

As espécies do gênero *Aulacoseira* possuem as seguintes características, Frústulas cilíndricas, devido à profundidade do manto da válvula, as frústulas geralmente formam longas cadeias, mas muitas vezes aparecem como válvulas individuais ou de pares de valvas como as cadeias que quebram durante a preparação da amostra. Areola e o manto são claramente visíveis e são organizadas em linhas retas ou curvas.

As aureolas são simples e redondas. As espinhas podem estar presentes em torno da junção da face valvar e o manto, particularmente em células de final (ou seja, no final de uma cadeia). Um sulco (sulco) é geralmente visível, muitas vezes formando um espessamento na junção entre a borda lisa manto e a seção areolados. A visão da válvula é circular e na cara da válvula seja liso ou compacta que normalmente são dispostos de forma aleatória. A natureza das espinhas e do arranjo das aréolas o manto são particularmente úteis da características taxonômicas (THWAITES, G. H. K., 1848).

A espécie *Navicula lanceolata* ocorreu apenas na EA-02 com frequência de 1,0 n° de cel./ml e a ocorrência do gênero *Navicula* tem hábito ticoplanctônico (TRAIN, S., & RODRIGUES, L. C. 2004). Os gêneros *Navicula* possuem a capacidade de se desenvolverem em ambientes com baixas quantidades de luz e podem fazer a suplementação energética de forma heterotrófica. (COSTIN, J. C., 2007).

As espécies deste gênero possuem células solitárias, geralmente visto na perspectiva da válvula e, muitas vezes ativamente móveis quando vivo. Células Vivas com dois cloroplastos, cada um com pirenóide única forma de bastão longo de seu comprimento (só visível na exibição da cintura). Válvulas variáveis no contorno, normalmente linear-lanceoladas a lanceoladas, com ápice em forma variada. Rafe central fissuras geralmente agarrada ao longo dos vértices da válvula, ligeiramente expandido no centro. Estria variável caminho, estrias geralmente cross-delineado, ou seja, contendo poros linear perpendicular à direção da estria. Anelamento geralmente estreita, composta de algumas bandas simples (VINCENT, B. S., 1822).

Comum, de água doce, gênero planctônico previamente colocadas em *Melosira*. Simonsen, R. (1979) ressuscitou o nome *Aulacosira* e as espécies comuns (*italica*, *granulata*, *islandica*, *nyassensis* e *distans*) do gênero *Melosira* foram colocados aqui.

A estrutura da comunidade reflete as adaptações de cada espécie na biocenose. Isso é reflexo da coexistência com outras espécies e também o nicho ecológico, ou seja, a relação do indivíduo com todos os aspectos de seu habitat. Os fatores físicos, químicos e biológicos formam um espaço n-dimensional. O número de espécies nu-

ma comunidade depende não só do tamanho desse espaço, mas do tamanho médio de cada nicho específico (PINTO-COELHO, R. M., 2000 e COSTIN, J. C., 2007).

A espécie *Gyrosigma scalproides* ocorreu apenas na EA-02 com frequência de 1,0 n° de cel./ml. As características das espécies do gênero *Gyrosigma* são células sigmóides, em vista da válvula, tendo em vista estritamente retangular cinto, solitário. Células Vivas com dois cloroplastos chapa como mentir ao longo de cada lado da cintura, às vezes lobadas sob a válvula faces, com haste vários pyrenoids perfilada ao longo de seu comprimento. Válvula sigmóide, cólon sigmóide rafe, mais ou menos central, fissuras apical estendendo para os ápices, fissuras central geralmente desviados em direções opostas. Estrias transversais e longitudinais. bandas anelamento simples, sem poros (HASSALL, 1845).

A espécie *Nitzschia sublinearis* ocorreu apenas na EA-02 com frequência de 1,0 n° de cel./ml, espécies do gênero *Nitzschia* tem hábito solitária e vivem livres no plâncton. Segundo HUSTEDT (1930), quase todos os membros do grupo a que pertence, aparentemente, *N. sublinearis* são difíceis de identificar e há muitas outras espécies, da que inclui aqui, alguns crescem em habitats semelhantes.

Suas características são células solitárias. Frústulas isopolares, simétricos bilateralmente. Células encontram-se na válvula ou exibição da cintura e válvulas isolado sempre em vista a válvula. Válvulas bilateral simétrica, linear a lanceolado-lineares. Pólos subrostrate ou subcapitate (às vezes capitate). Estrias denso e difícil de ver em LM. sistema Rafe fibulate (da rafe em si é impossível de detectar em LM), marginal. Fíbulas costela-like, mas de curta duração. Central par de fíbulas não mais separadas do que o outro; terminações rafe central ausente. Em um frustule, os sistemas de rafe das duas válvulas de mentir em lados opostos ("simetria nitzschoid) Dois cloroplastos por célula, um para cada pólo. Cada cloroplasto é um prato simples, que fica contra uma válvula e um dos lados da cintura (HASSALL, 1845).

A espécie *Closterium acutum* ocorreu nas duas estações de amostragens com frequência de 2,0 n° de cel./ml, as desmídeas como são conhecidas distribuem-se de forma cosmopolita e constituem um grupo de algas expressivo na produtividade primária dos ecossistemas aquáticos tropicais (BERTOLINNI, J. C. *et al.*, 2008).

Segundo BROOK & WILLIAMSON (1988, *apud* FELISBERTO, S. A. & RODRIGUES, L. (2007), o gênero *Closterium* apresenta muitas espécies resistentes e bem adaptadas as condições de baixa intensidade luminosa e maior quantidade de matéria orgânica. Ainda, sua predominância pode estar relacionada com a capacidade de movimentação, que ocorre através de fototaxia positiva e também pela produção de bainhas mucilaginosas (EVANS, J. H. 1958).

A espécie *Lepocinclis acus* ocorreu apenas na EA02 frequência de 1,0 n° de cel./ml, as euglenofíceas são terceiro grupo mais importante em número de táxons, ocorreram principalmente em lagoas isoladas, devido, provavelmente, à maior concentração de matéria orgânica nestas lagoas, uma vez que este grupo é favorecido em condições de alta densidade bioquímica de oxigênio (REYNOLDS, C. S., 1997; REYNOLDS, C. S., 2002).

Euglenofíceas são particularmente abundantes em lagos eutróficos e reservatórios rodeados de terra agriculturáveis ou em terras com alta produtividade e até antes de práticas de agricultura (HUTCHINSON, 1969). Em algumas localidades elas ocupam as margens com plantas vasculares, especialmente quando ocorre acumula-



ção de decomposição da plantas na água (ALVES-DA-SILVA, S. M. & FORTUNA, J. R. 2006).

## 5.2 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (IET)

Os resultados obtidos através do Índice de Estado Trófico / fósforo total e clorofila-a para a EA-01 foi de  $IET_{PT} = 31,32$  classificando em oligotrófico e  $IET_{CL} = 37,60$  também sendo classificado como oligotrófico, e a média aritmética para a EA-01 tem como resultado  $IET_{EA-01} = 34,46$ . Comprovando assim o que LAMPARELLI M. C. (2004) constando que é considerado “normal”, pois, os dois índices classificam na mesma classe trófica. Assim a EA-01 é classificada em seu estado trófico como oligotrófica.

Para a EA-02 o resultado obtido pelo Índice de Estado Trófico / fósforo total e clorofila-a foi de  $IET_{PT} = 29,94$  classificando em oligotrófico e  $IET_{CL} = 48,52$  classificando em mesotrófico, e a média aritmética para a EA-02 tem o resultado  $IET_{EA-02} = 39,23$ . Segundo LAMPARELLI M. C. (2004) o grau de limitação deste ponto é considerado “baixo” existindo assim condições favoráveis para a produtividade primária, considerando os nutrientes disponíveis, pois, a concentração de clorofila-a está em uma classificação trófica superior ao fósforo, caso ocorresse ao contrário, indicaria que havia algum fator limitante à produtividade primária.

Obtendo os resultados das duas estações de amostragem pode obter a média aritmética do lago, em que  $IET_{EA-01} = 34,46$  e  $IET_{EA-02} = 39,23$  pode obter o resultado  $IET_{TOTAL} = 36,84$ .

Neste sentido pode afirmar que o Lago da Tirolesa através do Índice de Estado Trófico (IET), possui uma classificação de oligotrófica que de acordo com a CETESB (2007) a categoria oligotrófico representa corpos de águas limpas, de baixa produtividade, em que não ocorram interferências indesejáveis sobre os usos da água.

CETESB (2007) ainda ressalta que a classificação de mesotrófico são corpos de água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos. A Eutrófico corpos de água com alta produtividade em relação às condições naturais, de baixa transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, em que ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água e interferências nos seus múltiplos usos.

Enfim a Hipereutrófico corpos de água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos, podendo inclusive estar associados a episódios florações de algas e de mortandade de peixes e causar conseqüências indesejáveis sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

Segundo LAMPARELLI M. C. (2004) quando os dois índices classificam o ambiente na mesma classe trófica, o grau de limitação é considerado “normal”, e quando a classificação através do fósforo classifica o ambiente em classe superior à obtida através das concentrações de clorofila-a, indica que há algum fator limitante que reduz a produtividade das algas de limitação é considerado “alto”. Caso ocorra ao inverso, quando as concentrações de clorofila-a resultam em uma classificação superior

ao fósforo, o grau de limitação é considerado “baixo”, existindo assim condições favoráveis para a produtividade primária, considerando os nutrientes disponíveis.

Tabela 7: Resultados do Índice de Estado Trófico para o Lago da Tirolesa.

Categoria do Estado Trófico	Ponderação	P - Total (mg.L <sup>-1</sup> )	Clorofila a (mg. L <sup>-1</sup> )
Ultraoligotrófico	IET ≤ 24	≤ 0,006	≤ 0,51
Oligotrófico	24 < IET ≤ 44	0,007 - 0,026	0,52 - 3,81
Mesotrófico	44 < IET ≤ 54	0,027 - 0,052	3,82 - 10,34
Eutrófico	54 < IET ≤ 74	0,053 - 0,211	10,35 - 76,06
Hipereutrófico)	IET > 74	> 0,211	> 76,06

### 5.3 ÍNDICE DE COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA (ICF)

Em 2005 a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) N° 357/2005, incluiu em sua legislação a utilização de indicadores biológicos para avaliar a qualidade dos ambientes aquáticos.

As comunidades biológicas como, por exemplo, os fitoplânctos é caracterizado através do seu emprego dos tipos caráter ecológico e fundamental à monitoramento pois estão intrinsecamente ligadas à preservação da vida aquática e dos ecossistemas como um todo.

Segundo CARVALHO, M. C. (2003) a avaliação da água através da análise da comunidade fitoplanctônica tem sido cada vez mais utilizada em função da degradação ambiental resultante dos despejos dos efluentes principalmente domésticos, que favorecem o crescimento das algas. Estas podem tornar a qualidade das águas dos reservatórios imprópria aos múlti usos a que se destinam.

O ICF é um indicador que complementa a avaliação do IVA no tocante à densidade e dominância de grupos de organismos fitoplanctônicos (CETESB, 2008).

Este índice utiliza a dominância dos grandes grupos que compõem o fitoplâncton, a densidade dos organismos e o Índice de Estado Trófico (IET), visando separar em categorias a qualidade da água. (CETESB, 2008).

Os devidos resultados comprovam que não houve dominância dos grupos que compõem o fitoplâncton, onde no mesmo houve uma dominância da família Bacillariophyceae com densidade de 2000 org./ L, e o Índice de Estado trófico de 36,84.

Neste sentido pode-se classificar a água do Lago da Tirolesa com ponderação um e categoria da qualidade da água ótima, ressaltando que não houve dominância entre os grupos de fitoplâncton e densidade de organismos menores do que 1000 / ml e Índice de Estado Trófico menor do que 52 (Tabela 8).

De acordo com MARANHÃO (2007), esse índice é usado como indicador da qualidade da água, principalmente a de reservatórios, por que a comunidade fitoplanctônica responde rapidamente a alterações ambientais provocadas por intervenções antrópicas ou naturais. Ele indica o estado trófico, mas pode ser também empre-

gado como indicador de poluição por pesticidas ou metais pesados em mananciais. (CETESB, *et al.*, 1990;).

Tabela 8: Resultados do Índice de Comunidade Fitoplanctônica do Lago da Tirolesa.

Ponderação	Níveis	Categoria da qualidade da água
1	Não há dominância entre os grupos de Fitoplancton Densidade total < 1.000 org/ml IET < 52	ÓTIMA
2	Dominância de clorófitas (desmidiacea) ou diatomáceas Densidade total entre 1.000 a 5.000 org/ml IET entre 52 e 59	BOA
3	Dominância de clorófitas (chlorococcales) Densidade total entre 1.000 a 10.000 org/ml IET entre 59 e 63	REGULAR
4	Dominância de cianófitas ou euglenófitas Densidade total maior que 10.000 org/ml IET > 63	RUIM

O Índice de Comunidade Fitoplanctônica com IET constitui importante instrumento para avaliação da qualidade do corpo d'água, pois, como afirma Carvalho (2003), este índice é bastante sensível para refletir a qualidade do ambiente.

Os índices para comunidades biológicas como o ICF e o IET visam avaliar o ecossistema aquático, por meio de bioindicadores, o ICF vem sendo utilizado desde 2004 em pontos de Rede de Monitoramento de Qualidade das Águas de Interiores no Estado de São Paulo pela CETESB (CETESB, 2006).

Com base nas análises em que o Lago da Tirolesa foi submetido, pode-se afirmar que o lago encontra-se em processo oligotrófia com baixa concentração de nutriente (fósforo), neutralidade no pH e baixa concentração de biomassa.

Ambientes aquáticos oligotróficos, como o lago em estudo, são cada vez menos comuns, devido ao crescimento populacional que acarreta danos ao meio ambiente, da eutrofização antrópica além do avanço do processo de eutrofização natural.

Mesmo com esta problemática é possível encontrar lagos e lagoas oligotróficas brasileiras. Podemos citar os seguintes trabalhos: Lagoa Bonita-DF (GOMES, P. 2007); Açude do Jacaré-SP (MARINHO, 1994); lagoa de duna-MA (MOSCHINI-CARLOS & POMPEO, 2001); Reservatório do IAG-SP (LOPES *et al.*, 2005; VERCELLINO, I. S. & BICUDO, D. C. 2006).

## 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir das análises submetida, o lago foi classificado em um processo de oligotrofização, que está classificada como qualidade da água ótima onde este processo representa os corpos de águas limpas, de baixa produtividade, em que não ocorram interferências indesejáveis sobre os usos da água.

Neste sentido é preciso que se façam planejamentos, gerenciamentos e monitoramento apropriado da qualidade da água, visando à exploração adequado para este

local, com o intuito à necessária preservação ambiental e dos recursos hídricos, pois a Santa Branca Ecoturismo está inserida dentro da Unidade Agroecológica Santa Branca (UASB) onde a mesma encontram-se em uma Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN) e protegido pela Área de Proteção Ambiental (APA) do Ribeirão João Leite afluente que abastece a capital Goiânia e um dos mais importantes do Rio Meia Ponte, o qual fazem Parte do Bioma Cerrado (GOIÁS *et al.*, 2000).

O monitoramento implica estudar ambientes com a finalidade de detectar alterações que possam ser atribuídas a fontes poluentes e dar alerta em caso de impacto real ou potencial (ALMEIDA & TERTULIANO *et al.*, 1999 *apud* CONTE, M. & LEOPOLDO, P., 2000). Através do estudo das variáveis físico-químicas e biológicas do ambiente pode-se detectar a poluição ambiental. Com isso, fornece dados sobre a qualidade da água, a fim de propor as ações de interferência e controle da qualidade da mesma.

Estudos adicionais com ênfase à qualidade do respectivo lago são recomendados, com a finalidade de se evitar efeitos deletérios ao ambiente e à saúde da população.

## 7. AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Deus pela capacitação para o desenvolvimento deste estudo, à professora orientadora Msc. Josana de Castro Peixoto pela paciência, dedicação e suporte a todos os níveis da pesquisa, à coordenadora do curso de ciências biológicas da Faculdade Anhanguera de Anápolis professora Msc. Juliana Rodrigues pelo fornecimento de embasamento teórico e prático, à equipe da Santa Branca Ecoturismo pelo apoio a pesquisa e a todos que corroboraram direta ou indiretamente para conclusão deste estudo.

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALCÂNTARA, E. H., MOCHEL, F. R., AMORIM, A. J. E., THEVEND, A. (2004). **Modelagem da profundidade secchi e da concentração de clorofila a no Estuário do Rio Anil, São Luís-MA.** Caminhos de Geografia 5(13) 19-40, Out/2004. 27p.

ALELUIA, F. & BOCCANERA, N. (2007) **Análise preliminar da comunidade fitoplanctônica dulcícola na área de influência da Mirabela Mineração do Brasil Ltda, Itagiba-BA.** Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 23 a 28 de Setembro de 2007, Caxambu - MG. 02p.

ALVES-DA-SILVA, S. M & HAHN, A. T. (2004). **Study of Euglenophyta in the Jacuí Delta State Park, Rio Grande do Sul, Brazil. 1. *Euglena* Ehr., *Lepocinclis* Perty.** Acta bot. bras. 18(1): 123-140. 2004.

ALVES-DA-SILVA, S. M. & FORTUNA, J. R. (2006). **Euglenophyceae de ambientes lênticos na planície costeira do Rio Grande do Sul, Sul do Brasil: gêneros *Euglena* Ehr. e *Lepocinclis* Perty.** Acta bot. bras. 20(2): 411-422. 2006.

ALVES-DA-SILVA, S. M., HERMANY G. e OLIVEIRA M. A. (2007). **Diversity and ecological considerations on pigmented euglenophyceae in the state park of the Jacuí Delta, Rio Grande do Sul, southern Brazil.** *Biociências*, Porto Alegre, v. 15, n. 1, p. 08-20, jan. 2007.

ANDRADE, R. S. (2008). **Dinâmica do fitoplâncton, qualidade de água e a percepção Ambiental da comunidade de pescadores em açudes da Bacia do Rio Taperoá.** Programa Regional de Pós Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal da Paraíba (UFPB) e Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). (Dissertação – Mestrado).

APHA. (1995). **Métodos padrão para a análise da água e esgoto.** Washington: Byrd Prepress Springfield, 1995.

ATLAS DE FITOPLÂNCTON E PROTOZOOPLÂNCTON DO EXTREMO SUL DO BRASIL. Departamento de Oceanografia. Universidade Federal do Rio Grande, FURG. Disponível em: <[http://www.lei.furg.br/taxonomia/site/show\\_text.php?tag=coletas](http://www.lei.furg.br/taxonomia/site/show_text.php?tag=coletas)>. Acesso em: 10 set. 2009.

BARBOSA-OLIVEIRA, C. & RODRIGUES, M. S. (2007). **Variação espacial das características Físicas e químicas das águas da Lagoa Bonita, DF, Brasil.** Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 23 a 28 de Setembro de 2007, Caxambu – MG.

BASIMA, L.B.; SENZANJE, A; MARSHALL, B., SHICK, K. (2006) **Impacts of land and water use on plankton diversity and water quality in small 3 man-made reservoirs in the Limpopo basin, Zimbabwe: A preliminary investigation.** *Physics and Chemistry of the Earth* 31: 812-831

BASSOI, L. J. (2006) **Índices de Comunidades Biológicas para avaliação da qualidade das águas com vistas à preservação da vida aquática.** Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. CETESB. 04-05p.

BICUDO, C. E. M & CASTRO, A. A. J. (1994). **Desmidióflora paulista IV (gêneros Closterium, Spinoclosterium).** Berlin; Stuttgart: J. Cramer. 191p. (Bibliotheca Phycologica, band 95).

BICUDO, C. E. M. & MENEZES, M. (2006). **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil.** São Paulo, Editora RIMA.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. & CASTRO, A. A. J. (1993). **Ficoflora do Rio Tibagi, Estado do Paraná, Brasil, II: Gênero Closterium (Zygnemaphyceae).** *Semina. Ciências Biológicas* 14(2): 74-85.

BONNET, B. R. P., FERREIRA, L. G., LOBO, F. C. (2008). **Relações entre qualidade da água e uso do solo em Goiás: uma análise à escala da bacia hidrográfica.** *Sociedade de Investigações Florestais R. Árvore*, Viçosa-MG, v.32, n.2, p.311-322.

BORTOLINI, J. C., MORESCO, C., SIQUEIRA, N. S., BIOLO, S., MEURER, T., BUENO, N. C. (2008). **Desmidiaceae do Lago Municipal de Cascavel, Paraná, Brasil.** *Revista Brasileira de Biociências*, Porto Alegre, v. 6, supl. 1, p. 19-21, set.2008.

BRANCO, C. W. C. (1991). **A comunidade Planctonica e a Qualidade da água no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil.** Departamento de ecologia da Universidade de Brasília – UNB (Tese – Mestrado).

- BRANCO, S. M. (1991). **A água e o homem**. In Porto, R. L. L., Branco, S. M., Cleary, R. W., Coimbra, R. M., Eiger, S., Luca, S. J., Nogueira, V. de P. Q., Porto, M. F. do A. (1991). Hidrologia ambiental. Editora da Universidade de São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídrico; v. 414p.
- BROOK, J. A. & WILLIAMSON, D. B. (1988). **The Survival of Desmids on the Drying Mud of a Small Lake**. In: ROUND, F.E. (Ed.) *Algae and the Aquatic Environment*. Bristol: Biopress. p.185-196.
- CALIJURI, M. C. (1999). **A comunidade fitoplanctônica em um reservatório tropical (Barra Bonita, SP)**. São Carlos. (Tese - Escola de Engenharia de Universidade de São Paulo).
- CARDOSO L. & BECKER, V. (2007) **Padrões espaciais e temporais das comunidades planctônicas nas áreas de influência direta e indireta da UHE Corumbá iv (goiás, brasil)**. Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil. 01p.
- CARLSON, R. E. (1977). **A trophic state index for lakes**. *Limnology and oceanography* 361 march 1977, v. 22(2). Limnological research center, University of Minnesota, Minneapolis.
- CARVALHO, M. C. (2003). **Comunidade fitoplanctonica como instrumento de biomonitoramento de reservatórios no Estado de São Paulo**. Departamento de Saúde Ambiental da Faculdade de saúde Pública da Universidade de São Paulo. (Tese - Doutorado).
- CETESB (1990). **Norma Técnica L 5.303: Fitoplâncton de água doce: Métodos qualitativos e quantitativos - Método de ensaio**. São Paulo, CETESB.
- \_\_\_\_\_(1995). **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 1995**. São Paulo: CETESB, 286p. (Série Relatórios).
- \_\_\_\_\_(2006). **Relatório à diretoria - Decisão de diretoria N° 232/200/E, de 14 de novembro de 2006**. Secretaria de Estado do Meio Ambiente.
- \_\_\_\_\_(2007). **Relatório de qualidade das águas interiores no estado de São Paulo, 2006**. Série Relatórios / Secretaria de Estado do Meio Ambiente, ISSN (0103-4103).
- \_\_\_\_\_(2008). **Índice de qualidade de águas, critérios de avaliação da qualidade e dos sedimentos e indicador de controle de fontes**. Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. Apêndice B. São Paulo.
- \_\_\_\_\_(2008). **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo**. Série relatórios. Apêndice B. Índices de qualidade das águas, Critérios de avaliação da qualidade dos sedimentos E Indicador de controle de fontes.
- CLESCERI L. S.; & GREENBERG, A. E. (2005). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Ed. Pharmabooks Importados. 21° edition. 1600p.
- COLE, G. (1975). **Textbook of limnology**. Saint Louis: The C. V. Mosby.
- CONAMA (2005) - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO URBANO E MEIO AMBIENTE. **Resolução N° 357, de 17 de março de 2005**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.org.br>> Acesso em: 20 out. 2009.

CONTE, M.; ARANTES, L.; BREDAS, C. & LEOPOLDO, P. R. (2000). **Qualidade da água em cachoeiras turísticas da região de Botucatu - SP: Avaliação Preliminar**. Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. p.03.

COSTIN, J. C. (2007). **Diatomáceas (ochrophyta) epilíticas do rio negro, paraná: estrutura da comunidade antes e após um derramamento de óleo diesel e vegetal**. Departamento de Botânica, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná (UFPR). (Dissertação - Mestrado)

COTRIM, M. E. B. (2006). **Avaliação da qualidade da água na Bacia Hidrográfica do Ribeira do Iguape com vista ao abastecimento público**. Instituto de Pesquisas Energéticas e Nuclear. Autarquia associada à Universidade de São Paulo (USP). (Tese - Doutorado). São Paulo. 01p.

ELDER, L. (1979). **Recommendations on methods for marine biological studies in the Baltic Sea: phytoplankton and chlorophyll**. The Baltic marine Biologists 5: 1-38.

EPA (Environmental Protection Agency). U. S. **EPA Aquatic Biodiversity** - Carlson's Trophic State Index. Acesso em 17 de Jan de 2010. Disponível em: <http://www.epa.gov/bioindicators/aquatic/carlson.html>

ESPINDOLA, E. G., MATSUMURA-TUNDISI, T. & MORENO, I. D. (1996). **Estrutura da comunidade fitoplanctônica da Lagoa de Albuquerque (Pantanal Matogrossense), Mato Grosso do Sul, Brasil**. Acta limnologica Brasiliensia 8: 13-27.

ESTEVES, F. A. (1988). **Considerações sobre a aplicação da tipologia de lagos temperados a lagos tropicais**. Acta Limnológica Brasiliensia 2: 3-28.

\_\_\_\_\_ (1998). **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência. 575 p.

EVANS, J. H. (1958). **The survival of freshwater algae during dry periods**. Part I An investigation of the algae of five small ponds. Journal of Ecology, v. 46, p.149-167.

FELISBERTO, S. A. & RODRIGUES, L. (2007). **Gênero *Closterium* (Closteriaceae) na comunidade perifítica do Reservatório de Salto do Vau, sul do Brasil** IHERINGIA, Ser. Bot., Porto Alegre, v. 62, n. 1-2, p. 45-54, jan./dez. 2007.

FERNANDES, L. & WOSIAK, A. C. (2004) **Comunidades Fitoplanctônicas em ambientes lênticos**. Disponível em: [www.sanepar.com.br/sanepar/gecip/forum.nsf/205dceedb88c9ab703256c2c005e0402.../\\$FILE/cap](http://www.sanepar.com.br/sanepar/gecip/forum.nsf/205dceedb88c9ab703256c2c005e0402.../$FILE/cap) Acesso em: 20 abr. 2009. 01p.

FONTANA, L. & BICUDO, D. (2009). **Diatomáceas (Bacillariophyceae) de sedimentos superficiais dos reservatórios em cascata do Rio Paranapanema (SP/PR, Brasil): Coscinodiscophyceae e Fragilariophyceae**. Hoehnea 36(3): 375-386.

GARCIA, F. C. & FORSBERG, B. R. (2000). **Caracterização físico-química de lagoas da planície de alagamento do alto rio Paraguai, Sepotuba e Cabaçal, em Cáceres, Mato Grosso**. Anais do III simpósio sobre Recursos Naturais e sócio-econômico do Pantanal. - Os desafios do Novo Milênio. De 27 a 30 de Novembro de 2000.

GENTIL, R. C. (2007). **Estrutura da comunidade fitoplanctônica de pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo, SP, em dois períodos: primavera e verão.** Tese (Doutorado). Instituto de Botânica da Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo.

GENTIL, R. C., TUCCI, A., E SANT'ANNA, C. L. (2007). **Dinâmica da comunidade fitoplanctônica e aspectos sanitários de um lago urbano eutrófico em São Paulo, SP.** *Hoehnea* 35(2): 265-280, 4 tab., 13 fig.

GIANI, A., FIGUEREDO C.C. e ETEROVICK P. C. (1999). **Algas planctônicas do reservatório da Pampulha (MG): Euglenophyta, Chrysophyta, Pyrrophyta, Cyanobacteria.** *Revta brasil. Bot.*, São Paulo, V.22, n.2, p.107-116.

GOIÁS. (2000). **Rio Meia Ponte: Monitoramento da qualidade das águas.** Agência Ambiental de Goiás. Goiânia.

GOMES, P. P. (2007). **Variação espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica da Lagoa Bonito, DF.** Programa de Pós-graduação em Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas. Dissertação (Mestrado). UNB. Distrito Federal.

GRAEFF, E. (2007) **Avaliação da comunidade fitoplânctonica em um ecossistema lântico no norte do rio grande do sul.** Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 2007. 01p.

HAHN, L., CÂMARA, L. F., REIS, R., VOTTO, A. G. (1997). **Monitoramento ictiofaunístico no reservatório da Usina Hidrelétrica Passo Fundo, Gerasul, RS.** Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUCRS). Disponível em: *citel.aneel.gov.br/historico%5Cicitel%5Ctrabalhos%5C53.pdf*. Acesso em: 06 Mar 2010.

HASSALL, A. H. (1845). **Genus Gyrosigma. A history of British freshwater algae.** 1: 435. Disponível em: <http://craticula.ncl.ac.uk/EADiatomKey/html/Gyrosigma.html>. Acesso em 03 mai 2010.

\_\_\_\_\_(1845). **Genus Nitzschia. A history of British freshwater algae.** S. Highley, N. Baillière, Edinburgh, Paris, Leipzig. p. 435, nom. Cons. Disponível em: <http://craticula.ncl.ac.uk/EADiatomKey/html/Nitzschia.html>. Acesso em: 03 mai 2010.

HUTCHINSON, G. E. et al. (1957). **A Treatise on Limnology. Volume I: Geography, Physics and chemistry.** John Wiley & Sons. New York. 1015p.

ISHII, I. H. (1987). **Contribuição ao estado do ciclo do carbono na Represa de três marias, MG.** São Carlos. (Dissertação - departamento de Ciências Biológicas da UFSCar).

JANZEN, J. G. & LAMON, A. W. (2008). **Medidas da concentração de oxigênio dissolvido na superfície da água.** Artigo Técnico. Eng. Sanit. Ambient. Vol.13 - Nº 3 - jul/set 2008, 278-283.

KEPPELER, E. C., LOPES, M. R. M. e LIMA, C. S. (1999). **Ficoflórula do lago Amapá em Rio Branco, Acre I: Euglenophyceae.** *Revista Brasileira de Biologia*, 59(4): 679-686.

KNUTH, F. G. (2008) **Levantamento Limnológico de um Ambiente Lântico Localizado no Campus da Universidade Federal de Pelotas, Capão do Leão, Rs. Brasil.** Anais da XVIII CIC e XI ENPOS I Mostra Científica. 03p.



- LAMPARELLI, M. C. (2004). **Grau de trofia em corpo d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento.** São Paulo. (Tese - Instituto de Biociência da USP).
- LIND, O. T. (1974). **Handbook of Common Methods of Limnology.** The C. V. Mosby Co. Saint Louis. 154p.
- LOPES, A. G. D. (2007). **Estudo da comunidade fitoplanctônica como bioindicador de poluição em três reservatórios em série do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), São Paulo, SP.** Programa de Pós-graduação. Dissertação (Mestrado). USP. São Paulo.
- LOPES, M. R. M., BICUDO, C. E. M. & FERRAGUT, C. (2005). **Sort term spatial and temporal variation of phytoplankton in a shallow tropical oligotrophic reservoir, southeast Brazil.** *Hydrobiologia* 542: 235-247.
- LOPES, R. B. (2000). **Caracterização dos lagos de pesca esportiva frente à qualidade de água e ao manejo empregado.** Ilha solteira. Dissertação Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira.
- LUND, J. W. G. (1954). **The seasonal cycle of the plankton diatom *Melosira italic* (HER).** *Kutz subsp subarlica O, Mull, J. Ecol.*, 42: 141-179.
- MARANHÃO, N. (2007). **Sistema de indicadores para planejamento e gestão dos recursos hídricos de bacias hidrográficas.** Programa de pós-graduação de engenharia. Tese (Doutorado). UFRJ. p.133-135.
- MARGALEF, R. (1983) **Limnologia.** Editora Omega, Barcelona. 1100p.
- MARINHO, M. M. (1994). **Dinâmica da comunidade fitoplanctônica de um pequeno reservatório raso densamente colonizado por macrófitas aquáticas submersas (Açude do Jacaré, Magi-Guaçu, SP, Brasil).** (Dissertação - Universidade de São Paulo).
- MARQUES, A. K. (2006). **Análise da diversidade fitoplanctônica no Reservatório da Usina Hidroelétrica Luis Eduardo Magalhães, No Médio Tocantins- To: Estrutura da Comunidade, Flutuações Temporais e Espaciais.** Palmas, Tocantins. (Dissertação - Universidade Federal do Tocantins - UFT).
- MATSUZAKI, M., MUCCI, J. L. N. e ROCHA, A. A. (2004). **Comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo.** Departamento de Saúde Ambiental. Faculdade de Saúde Pública. Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil. *Revista de saúde Pública.* 2004, 38(5): 679-686.
- MAYR, L.M.,(1998). **Avaliação ambiental da baía de Guanabara.** (Tese - COPPE - Universidade Federal do Rio de Janeiro).
- MERCANTE, C., ESTEVES, H., PEREIRA, J., OSTI, J. (2008). **Limnologia na aquicultura: estudo de caso em pesqueiros.** Textos técnicos. [www.pesca.sp.gov.br](http://www.pesca.sp.gov.br). p 06.
- MEYBECK, M. & HELMER, R. (1992) **A introduction to water quality in** CHAPMAN. D. *Water quality assessment.* Cambridge University Press. 585p.
- MOSCHINI-CARLOS, V. & POMPÊO, M. L. (2001). **Dinâmica do fitoplankton de uma lagoa de duna (Parque Nacional dos Lençóis Maranhenses, MA, Brasil).** *Acta Limnologica Brasiliensia* 13: 53-68.

- MUCCI, J. L. N., SOUZA, A., VIERIRA, A. M. (2003). **Estudo Ecológico do Parque Guaraciaba em Santo André - São Paulo**. Vol. 9 - Nº 1 - jan/mar 2004, 13-25. 19p.
- NABOUT, J. C. (2006). **Variação espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica do lago dos tigres, Goiás**. Programa de pós-graduação em Ecologia e Evolução Instituto de Ciências Biológicas. Dissertação (Mestrado). UFG. Goiás.
- NISHIMURA, P. Y. (2008). **Estrutura da comunidade fitoplanctonica em dois da Represa Billings (São Paulo, SP) com diferentes graus de trofia**. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (USP). (Dissertação - Mestrado).
- NOGUEIRA, I. de S. & LEANDRO-RODRIGUES, N. C., (1999). **Algas planctônicas de um Lago Artificial Botânico Chico Mendes, Goiânia, Goiás: florísticas e algumas considerações ecológicas**. Revista Brasileira de Biologia, 56(3): 377-395.
- NOGUEIRA, I. de S. & OLIVEIRA, J. E., (2009). **Chlorococcales e Ulothricales de hábitos colonial de quatro lagos artificiais do município de Goiânia, GO**. Iheringia, Série Botânica, Porto Alegre, v. 64, n. 2, p. 123-143, jul./dez. 2009.
- NOGUEIRA, I. de S., NABOUT, J. C., OLIVEIRA, J. E. e SILVA, K. D. (2008). **Diversidade (alfa, beta e gama) da comunidade fitoplanctônica de quatro lagos artificiais urbanos do município de Goiânia, GO**. Hoehnea 352: 219-233, 6tab., 5 fig.
- NOGUEIRA, M. G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. (1996). **Limonologia de um sistema artificial raso (Represa do Monjolinho - São Carlos, SP)**. Dinâmica das populações planctônicas. Acta limnologica Brasiliensia, 8: 149-168.
- ODUM, E. P. (1988). **Ecologia**. Rio de Janeiro. Ed. Guanabara.
- PÁDUA, H. B. (1996). **Principais variáveis físicas e químicas da água na aqüicultura**. In: Workshop - Qualidade de água na aqüicultura. CEPTA/IBAMA, 1-58p.
- PAYNE, A. I. (1986). **The ecology of tropical lakes and rivers**. New York: John Wiley & Sons.
- PHILOMENO, M. G. (2007) **A comunidade fitoplanctônica e a restauração do Lago Paranoá, Brasília-DF**. Departamento de Ecologia Universidade de Brasília (Tese - Doutorado)p.29.
- PIELOU, E. C. (1975). **Ecological diversity**. Wiley & Sons Inc, New York.
- PINTO-COELHO, R. M. (2000). **Fundamentos em ecologia**. Porto Alegre: Ed. Artmed.
- RAUPP, S. V., TORGAN, L. C., BAPTISTA, L. R. M. (2006). **Composição e variação temporal de diatomáceas (Bacillariophyta) no plâncton da represa de Canastra, sul do Brasil**. IHERINGIA, Sér. Bot., Porto Alegre, v. 61, n. 1-2, p. 105-134, jan./dez. 2006.
- REYNOLDS, C. S. (1984). **The ecology of freshwater phytoplankton**. Cambridge: Universty Press.

\_\_\_\_\_ (1987a). **The concept of ecological succession applied to seasonal periodicity of freshwater phytoplankton.** Inter. Verein. Fur Theor. Und Ang. Limnologie, 23: 683-691.

\_\_\_\_\_ (1987b). **The response of phytoplankton to changing lake environments.** Schwed. Z. Hydrol., 49 (2): 220-236.

\_\_\_\_\_ (1997). **Vegetation Processes in the Pelagic: A Model for Ecosystem Theory.** Excellence in ecology, 9. Oldendorf/Luhe: Ecology Institute.

\_\_\_\_\_ (2002). **Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton.** J. Plank. Res., 24, 417-428.

RODRIGUES, L.C.; et al. (2005). **Assembléias Fitoplanctônicas de 30 Reservatórios do estado do Paraná.** In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L.C. [Org.]. Biocenoses em reservatórios: Padrões espaciais e temporais. São Carlos: Rima. p: 57-72.

RODRÍGUEZ, M. P. (2001). **Avaliação da qualidade da água da Bacia do Alto Jacaré-Guaçú/SP (Ribeirão do monjolinho) através de variáveis Físicas, químicas e Biológicas.** São Carlos, São Paulo. (Tese - Escola de Engenharia de São Carlos, São Paulo).

SANGREN, C. D. (1988). **The ecology of chrysophyte flagellates: their growth and perennation strategies as freshwater phytoplankton.** In SANDGREN, C. D. (ed.) Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 9-104.

SANTOS, A. L. F., GRAG, V. K., OLIVEIRA, A. C., OLIVEIRA, T. C., CALDAS, J. M., SILVA, J. R. (2004). **Avaliação Limnológica Sanitária do Lago Praia - Anápolis-GO.** Disponível em [http://64.233.163.132/search?q=cache:1GxGYs1Xh-cj:cadastrocthidro.ana.gov.br/arquivos/trabalho\\_limnologia1.doc+avalia%C3%A7%C3%A3o+limnologica+sanitaria+do+lago+do+praia&cd=1&hl=pt-BR&ct=clnk&gl=br](http://64.233.163.132/search?q=cache:1GxGYs1Xh-cj:cadastrocthidro.ana.gov.br/arquivos/trabalho_limnologia1.doc+avalia%C3%A7%C3%A3o+limnologica+sanitaria+do+lago+do+praia&cd=1&hl=pt-BR&ct=clnk&gl=br). Acesso em 27 Mar 2010.

SAWYER, C. N., McCARTY, P. N., PARKIN, G. F. (1994). **Chemistry for environmental engineering.** New York: McGraw-Hill. 4a ed. 647p.

SHANNON, C. E. & WEAVER, W. (1963). **The mathematical theory of communication.** Urbana: University of Illinois Press.

SILVA, D. (2005). **Dinâmica de populações de Microcystis (Cyanobacteria) em pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo.** São Paulo. (Dissertação - Instituto de Botânica do Meio Ambiente).

SIMONSEN, R. (1979). **The diatom system: ideas on phylogeny.** Bacillaria 2: 9-71.

SIMPSON, E.H. (1949). **Measurement of diversity.** Nature 163: 688.

STEVENSON, R.J. **An Introduction to Algal Ecology in Freshwater Benthic Habitats.** In: STEVENSON, R.J. et al. (Ed.). Algal Ecology: freshwater benthic ecosystems. San Diego: Academic Press, 1996. cap. 1, p. 3-30.

TANIGUCHI, G. M., BICUDO, D. C., SENNA, P. A. C. (2005). **Gradiente litorâneo-limnético do fitoplâncton e ficoperifíton em uma lagoa da planície de inundação do Rio Mogi-Guaçu.** Revista Brasil. Bot., V.28, n.1, p.137-147, jan.-mar. 2005.

TAVARES, B. & MOREIRA, I. M. V. (2000). **Diatomoflórula no lago artificial de Cascavel, município de Cascavel, Estado do Paraná, Brasil.** *Hoehnea* 27(1):1-24.

TEIXEIRA, K. A. **Gestão participativa em Unidades de Conservação.** P. 02-06 Disponível em <http://www.revistamirante.net/4ed/11508.pdf>. Acessado em 17 de Setembro 2009.

THWAITES G. H. K. (1848) **Genus Aulacoseira.** Ann. Mag. Nat. Hist. Ser. 2, 1: 167 . Disponível em: <http://craticula.ncl.ac.uk/EADiatomKey/html/Aulacoseira.html>. Acesso em: 03 mai 2010.

TOLEDO Jr., A. P. (1990). **Informe preliminar sobre estudos para obtenção de um índice para a avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões tropicais.** São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB. 12 p. + 32 figs. Relatório Interno CETESB.

TOLEDO Jr., A. P. , TALARICO, M., CHINEZ, S. J., AGUDO, E. G. (1984). **A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais.** Trabalho apresentado no XIX Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária Ambiental - AIDIS. Santiago do Chile, 11 a 16 de novembro de 1984. 56p.

TOLEDO Jr., A.P. ; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J. et al. (1983). **A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagoas e reservatórios tropicais.** Camboriú, Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária-CBES.

TOLEDO, L. G. & NICOLELLA, G. (2002). **Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano.** *Scientia Agricola*, 59 (1): 181-186.

TRAIN, S. (1998). **Flutuações temporais da comunidade fitoplanctônica do subsistema rio Baía -Lagoa do Guaraná, Planície de inundação do alto rio Paraná (Bataiporã, MS).** Tese (doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos.

TRAIN, S. OLIVEIRA, M. D. & QUEVEDO, M. T. (2000). **Dinâmica Sazonal da Comunidade Fitoplanctônica de um Canal Lateral (Canal Cortado) do Alto Rio Paraná (PR, Brasil).** *Acta Scientiarum*, Maringá, 22 (2): 389-399.

TRAIN, S., & RODRIGUES, L. C. (2004). **Phytoplanktonic Assemblages.** In: THOMAZ, S. M. et al. [Org.] *The Upper Paraná River and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation* Backhuys, Leiden. pp. 103-124.

TRAIN, S., RODRIGUES, L. C., JATI, S., BOVO, V. M., PIVATO, B. M. (2003) **Composição e Biomassa fitoplanctônica em diferentes biótopos da planície de inundação do alto rio Paraná.** Disponível em <http://www.peld.uem.br/Relat2003/pdf/Fitoplancton.pdf>. acesso em 20 Out 2009.

TRAIN, S.; et al. (2005). **Distribuição Espacial e Temporal do Fitoplâncton em Três Reservatórios da Bacia do Rio Paraná.** In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.;

GOMES, L.C. [Org.]. *Biocenoses em reservatórios: Padrões espaciais e temporais*. São Carlos: Rima. p. 73-85.

TUNDISI, J. G. (1970). **O plâncton estuarino**. Contribuições avulsas do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. Série Oceanografia Biológica, São Paulo, 19: 1-12.

\_\_\_\_\_(2003). **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. Rima. São Carlos.

UTERMÖHL, H. (1958). **Zur vervollkommer der quantitativen phytoplankton methodic**. Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 9: 1-38.

VINATEA-ARANA, L. (1997). **Princípios químicos de qualidade da água em aquicultura**. Florianópolis: Editora da UFSC. 166 p.

VINCENT, B. S. (1822). **Genus Navicula**. Dict. Class. Hist. Nat. 2: 128. Disponível em: <http://craticula.ncl.ac.uk/EADiatomKey/html/Navicula.html>. Acesso em: 03 mai 2010.

VON SPERLING, M. (1996). **Introdução à qualidade das águas e o tratamento de esgotos**. 2ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais,.

WETZEL, R.G. & LIKENS, G.E. (1991). **Limnological Analyses**. Springer-Verlag, New York. 391p.

\_\_\_\_\_(2000). **Limnological Analyses**. Springer. 3º Ed. 423 p.

WETZEL, R. G. (1993). **Limnologia**. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa. 909p.

XING, K.; GUO, H.; SUN, Y. & HUANG, Y. (2005). **Assessment of the spatial-temporal eutrophic character in the Lake Dianchi**. *Journal of Geographical Sciences*, 15(1): 37-43.

ZAGATTO, P.A.; LORENZETTI, M.L.; LAMPARELLI, M. C.; SALVADOR, M. E. P.; MENEGON Jr, N.Q.; BERTOLETTI, E. (1999). **Aperfeiçoamento de um índice de Qualidade de Águas**. *Acta Limnologica Brasiliensia*. vol.11 (2) 111-129.

---

Danielle Alves de Oliveira Santos  
Pesquisadora

---

Rafael Clemente Cardoso  
Pesquisador

---

Josana de Castro Peixoto  
Professora orientadora e banca examinadora

---

Juliana Rodrigues  
Banca examinadora

---

Juliano Eduardo de Oliveira

## Banca examinadora

Anápolis-GO  
Maio / 2010