



CETESB

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL

A APLICAÇÃO DE MODELOS
SIMPLIFICADOS PARA A AVALIAÇÃO
DO PROCESSO DA EUTROFIZAÇÃO EM
LAGOAS E RESERVATÓRIOS TROPICAIS

DIRETORIA

Werner Eugênio Zulauf
Diretor-Presidente

Antônio Alves de Almeida
Diretor Administrativo

Nelson Mansour Nabhan
Diretor de Engenharia

Nelson Vieira de Vasconcelos
Diretor de Controle

Fredmar Corrêa
Diretor de Planejamento Ambiental

Paulo Bezerril Júnior
Diretor Financeiro

Samuel Murgel Branco
Diretor de Pesquisa

A APLICAÇÃO DE MODELOS SIMPLIFICADOS PARA A AVALIAÇÃO DO PROCESSO DA EUTROFIZAÇÃO EM LAGOS E RESERVATÓRIOS TROPICAIS

Físico Alcibiades Pacheco de Toledo Jr.
Bióloga Marcia Talarico
Biólogo Sergio José Chinez
Divisão de Avaliação e Diagnóstico

Químico Edmundo Garcia Agudo
Assistência de Diretoria de Engenharia

INTRODUÇÃO

Entre os diferentes processos que podem comprometer a qualidade das águas dos lagos e reservatórios, a eutrofização é dos mais importantes.

Esse fenômeno consiste no enriquecimento do meio aquático por nutrientes, ocasionando o excessivo crescimento de plantas aquáticas, tanto planctônicas quanto macrófitas, em níveis que podem interferir nos usos desejáveis da água. Os principais nutrientes responsáveis pelo processo, são o fósforo, o nitrogênio e a sílica, mas diferentes outros fatores podem ter papel controlador no processo, como por exemplo luz e temperatura. Trabalhos recentes (Lee et al, 1981) têm mostrado uma aparente relação entre o grau de eutrofização e a quantidade de trihalometanos formados durante a cloração da água para uso doméstico.

O processo pode ocorrer devido a causas naturais e nesse caso é lento e se desenvolve ao longo de décadas ou séculos. Por outro lado, a chamada eutrofização cultural, que é decorrente das atividades humanas é um processo rápido e em geral de maior intensidade.

A contribuição de nutrientes oriunda das atividades humanas, constitui-se na maior parte nas chamadas fontes pontuais, enquanto que aquelas resultantes de causas naturais, caracterizam de um modo geral, as fontes não-pontuais.

As primeiras, em sua maioria são passíveis de controle, sendo por isso as mais comumente levadas em conta nas medidas e ações de controle do processo de eutrofização.

Mantida dentro de certos limites, a eutrofização é benéfica pois pode aumentar a produtividade dos lagos. Em níveis excessivos torna-se prejudicial, por quebrar o equilíbrio natural das cadeias tróficas, o que traz alterações profundas nos ciclos químicos dos lagos. Uma das principais consequências do processo, está relacionada com as concentrações do oxigênio dissolvido. O equilíbrio ecológico é muito sensível aos teores desse gás na água, e a excessiva proliferação de algas pode alterar significativamente o seu balanço, provocando em certas situações o seu exaurimento total, com óbvias consequências sobre a fauna aquática.

Entre outras consequências indesejáveis do processo de eutrofização, pedem-se citar:

- a. interferência nos usos recreacionais devido ao acúmulo de algas na superfície das águas causando aspecto e odor desagradáveis;
- b. sedimentação da biomassa de algas, ocasionando uma demanda bentônica, que por sua vez

pode exaurir o oxigênio dissolvido das camadas profundas, principalmente nos períodos de estratificação;

c. entupimento dos filtros de estações de tratamento por algas filamentosas;

d. crescimento extensivo de macrófitas interferindo na navegação, aeração, evaporação e diminuindo a capacidade de escoamento dos canais, além de servir de meio de desenvolvimento de parasitas e mosquitos;

d. desenvolvimento de algas tóxicas que podem ser letais para o gado e mesmo para o homem se quantidades suficientes forem ingeridas.

Nos últimos anos a crescente expansão demográfica e industrial tem contribuído para o agravamento do problema da eutrofização em todo o mundo.

Em estudos realizados pela Agência de Proteção Ambiental do Estados Unidos (Vollenweider, 1981), verificou-se que nesse país de 800 lagos examinados, 78% se encontravam eutrofizados e, somente 5% se apresentavam oligotróficos, ou seja, não eutrofizados.

No Canadá, de 120 lagos, 75% foram classificados como eutróficos e 10% como oligotróficos. Diversos lagos da Europa, como os lagos Zurich, Lugano e Maggiore também se apresentavam afetados por esse processo, o mesmo ocorrendo em diversos lagos da Escandinávia.

Ainda segundo o estudo da EPA, entre os muitos lagos do Japão, o Kasimigaura, segundo em tamanho nesse país e importante manancial para a área metropolitana de Tóquio, já se encontra em avançado estado de eutrofização, nela ocorrendo frequente floração de algas, resultando em algumas ocasiões em dramática mortandade de peixes.

Um exemplo recente, que segundo Vollenweider (op. cit.) pode ser considerado como o mais notável da história da eutrofização é o lago Mjøsa na Noruega, utilizado para o abastecimento de 200.000 pessoas. Este lago, oligotrófico por natureza, foi invadido em 1976 por uma espécie de algas - a *Oscillatoria Bonetti* - que em razão do cheiro e gosto desagradáveis que causou em suas águas, tornou-as totalmente impróprias para o uso durante dois meses, tendo o seu posterior aproveitamento sido prejudicado durante três meses.

No hemisfério sul, o problema tem sido relatado tanto em regiões temperadas como tropicais ou sub-tropicais, citando-se a existência de lagos eutrofizados na África, Nova Zelândia, Índia e Indonésia, e também no continente sul-americano, como é o caso do lago Maracaibo, na Venezuela.

No Brasil, a Baía da Guanabara, a Lagoa Rodrigo de Freitas e o Lago Paranoá são exemplos da ocorrência do fenômeno.

No Estado de São Paulo, diversos são os reservatórios em que ocorre o fenômeno. Derisio (1979) em um estudo do reservatório de Guarapiranga, que é importante manancial da metrópole paulistana, mostrou que o mesmo se encontrava, já em 1976, no estado mesotrófico, com uma razoável chance de se tornar eutrófico. De fato, estudos mais recentes realizados na CETESB (1983) mostraram que esse reservatório se encontra atualmente eutrofizado, o mesmo ocorrendo com o reservatório de Americana. O reservatório Billings, situado no Município de São Paulo, é um exemplo marcante de reservatório em estado de avançada eutrofização ou hipereutrófico, como comumente se denominam os reservatórios excessivamente eutrofizados, nela ocorrendo frequentes florescimentos de algas.

OBJETIVOS

Nota-se atualmente uma crescente preocupação em todo o mundo, relacionada com o problema da eutrofização em lagos e reservatórios.

Como consequência, um considerável esforço tem sido devotado para desenvolver estudo sobre esse processo, voltados principalmente para a aplicação prática.

Uma ênfase especial tem sido dada à modelagem matemática do processo por sua melhor aplicabilidade do ponto de vista da engenharia.

Entre as linhas de abordagem do problema, estão os assim chamados modelos simplificados. Tais modelos são em geral semi-empíricos e objetivam possibilitar uma primeira estimativa dos efeitos das cargas de nutrientes sobre o estado trófico dos lagos e reservatórios. Sua aplicação tem incluído a orientação racional de estudos e programas voltados para a adoção de medidas visando a minimização das consequências da eutrofização.

São objetivos desse trabalho: (a) apresentar alguns tópicos relacionados com o desenvolvimento de tais modelos; (b) introduzir algumas alterações nos mesmos, procurando melhor adaptá-los as nossas condições climáticas e ambientais; e (c) aplicá-los aos reservatórios de Americana, Barra Bonita, Guarapiranga, Ponte Nova e Paiva Castro, situados no Estado de São Paulo.

O CONCEITO DE NUTRIENTE LIMITANTE

Como mencionado na introdução, é fato largamente aceito que a eutrofização dos corpos d'água depende principalmente das suas cargas de nutrientes.

A utilização de um nutriente por um organismo obedece a "Lei do Mínimo" estabelecida por Liebig (Odum, 1971). Essa lei estabelece que o crescimento de um organismo é limitado pela substância disponível nas quantidades mínimas relativas às suas necessidades para crescimento e reprodução.

Em relação ao fitoplâncton, estudos realizados tem indicado que como resultado da fotossíntese, esse organismo assimila nitrogênio e fósforo numa razão de suas massas (N:P) de aproximadamente 7.2:1 até que um desses nutrientes seja totalmente consumido (Rast e Lee, 1978). Chiaudani e Virglis (1974) mostrara, em bioensaios, que para razões inferiores a 5:1 o nitrogênio era limitante enquanto que para razões superiores a 10:1 a limitação se dava pelo fósforo.

Esse conceito aplicado aos reservatórios deste estudo mostrou que, sem excessões, a limitação do crescimento do fitoplâncton nos mesmos é devida ao fósforo.

CLASSIFICAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO

A classificação do estado trófico envolve o estabelecimento de níveis ou limites baseados no grau ou intensidade do processo da eutrofização e das suas consequências.

A tarefa de estabelecer tais níveis pode ser largamente subjetiva, dependendo muitas vezes do julgamento individual de cada investigador.

Em geral, a caracterização de um corpo d'água em relação ao seu grau de eutrofização tem sido feita através da seguinte classificação:

1. Oligotrófico - lagos limpos, de baixa produtividade
2. Mesotrófico - lagos de produtividade intermediária
3. Eutrófico - lagos de alta produtividade

De forma simplificada, entende-se por produtividade de um corpo d'água a sua capacidade de propiciar e sustentar o desenvolvimento da vida.

Para aplicação prática, tal caracterização necessita ser quantificada através de um conjunto de parâmetros que estejam significativamente relacionados com o processo da eutrofização.

É em geral aceito que o nível trófico de um corpo d'água pode ser inferido das suas concentrações de clorofila *a* (assumida como uma medida da biomassa de algas), das espécies de algas presentes, da transparência das águas e das suas concentrações de nutrientes e oxigênio dissolvido.

Diversas são as classificações do estado trófico propostas;

Segundo Lee et al (1981) é a seguinte a classificação limnológica do estado trófico, baseada em dados de lagos de clima temperado,

QUADRO 1. Classificação Limnológica do Estado Trófico

classificação	clorofila <i>a</i> (concentração média, mg/m ³)	profundidade secchi (m)	fósforo total (concentração média, mg/l)
oligotrófico	≤ 2	≥ 4,6	≤ 0,0079
oligotrófico- mesotrófico	2,1 - 2,9	4,5 - 3,8	0,008 - 0,011
mesotrófico	3,0 - 6,9	3,7 - 2,4	0,012 - 0,027
mesotrófico- eutrófico	7,0 - 9,9	2,3 - 1,8	0,028 - 0,039
eutrófico	≥ 10	≤ 1,7	≥ 0,040

Alguns autores sugerem ser mais adequado o uso de certos índices, denominados comumente de índices do estado trófico (IET).

Rast e Lee (1981) descrevem três de tais índices: o da EPA (1974), o de Piloni e Lee (1975) e o de Carlson (1974). Por ser o de mais simples uso, somente o índice de Carlson será aqui descrito.

Esse índice é fundamentalmente uma transformação linear da profundidade Secchi e das concentrações de fósforo total e clorofila a, expressa pelas seguintes relações:

$$\text{IET}(S) = 10 \left(6 - \frac{\ln S}{\ln 2} \right) \quad (1)$$

$$\text{IET}(P) = 10 \left(6 - \frac{\ln \frac{65}{P}}{\ln 2} \right) \quad (2)$$

$$\text{IET}(CL) = 10 \left(6 - \frac{2,04 - 0,68 \ln CL}{\ln 2} \right) \quad (3)$$

onde: S = profundidade Secchi (m)

P = concentração de fósforo total na superfície (mg/m^3)

CL = concentração de clorofila a na superfície (mg/m^3)

Segundo Rast e Lee (op. cit.) o valor do índice de Carlson conveniente para uma separação entre os estados oligotrófico e eutrófico é 40, correspondente a uma profundidade Secchi de 4m, uma concentração de fósforo de $16 \text{ mg}/\text{m}^3$ e uma concentração de clorofila a de $2,6 \text{ mg}/\text{m}^3$.

Kratzer e Brezonik (1981) ampliaram o índice de Carlson, nele introduzindo o nitrogênio total através da relação:

$$\text{IET}(N) = 10 \left(6 - \frac{\ln \frac{1,47}{N}}{\ln 2} \right) \quad (4)$$

e simultaneamente redefiniram os critérios do estado trófico através da classificação:

QUADRO 2. Índice de Carlson alterado por Kratzer e Brezonik (1981)

IET	estado trófico
< 20	ultra-oligotrófico
21 - 40	oligotrófico
41 - 50	mesotrófico
51 - 60	eutrófico
> 61	hipereutrófico

FUNDAMENTOS TEÓRICOS DOS MODELOS SIMPLIFICADOS

Os modelos simplificados vem sendo aperfeiçoados desde os trabalhos iniciais de Vollenweider (1968). Esse autor, num estudo da natureza empírica definiu quantitativamente a relação existente entre as cargas de nutrientes e a resposta trófica das algas fitoplancônicas. Ao plotar um índice em um gráfico log-log as cargas externas de nutrientes em $\text{g}/\text{m}^2/\text{ano}$ como função das profundidades médias de diversos lagos de estado trófico conhecido, notou que os grupos de lagos de estado trófico similar, agruparam-se em porções particulares do gráfico. Incorporando nesses gráficos condições limites das cargas de nutrientes, baseadas em estudos de Sawyer (1947), Vollenweider delimitou nos mesmos três áreas correspondentes aos estados oligotrófico, mesotrófico e eutrófico. A linha inferior, designada de "permissível" indicava a máxima carga de nutriente, como função da profundidade média, que um lago poderia tolerar mantendo-se como oligotrófico. A linha superior, designada de "excessiva" indicava o limite acima do qual a carga de nutriente de um lago como função da profundidade média, o classificava como eutrófico. A zona intermediária entre tais limites indicava o estado mesotrófico.

Nesse modelo inicial, a condição limite permissível para a carga do fósforo, assumido como o nutriente limitante, era empiricamente dada por:

$$L_p(P) = 25 z^{-0,6} \quad (5)$$

onde: $L_p(P)$ = carga de fósforo total permissível, em $\text{mg}/\text{m}^2/\text{ano}$
 z = profundidade, em m

A carga excessiva era assumida como o dobro da permissível, de forma que:

$$L_e(P) = 50 z^{-0,6} \quad (6)$$

onde: $L_e(P)$ = carga de fósforo total excessiva em $\text{mg}^P/\text{m}^3/\text{ano}$

Na Figura 1 é apresentado esse gráfico onde as linhas pontilhadas indicam os limites dos estados tróficos.

Posteriormente esse autor (Vollenweider, 1975) observou que lagos com características morfológicas semelhantes, mas com tempos de residência hidráulica diferentes, tinham comportamentos diferentes em termos de capacidade assimilativa, fato que o seu modelo original não levava em conta. Corpos d'água com tempos de residência hidráulica pequenos podem assimilar uma carga maior de nutrientes sem efeitos adversos no tocante à eutrofização. A partir deste fato, Vollenweider (op. cit.) modificou seu diagrama inicial de forma a incluir o efeito do tempo da residência hidráulica sobre a capacidade assimilativa dos lagos.

A modificação introduzida foi plotar em um gráfico log-log a carga de fósforo o total por unidade da área contra a razão entre a profundidade média (z) e o tempo da residência hidráulica (tw). O gráfico obtido por Vollenweider é apresentado na Figura 2.

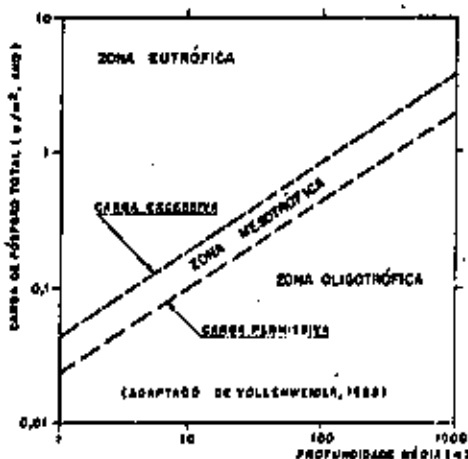


FIGURA 1. Relação entre a carga de fósforo e a profundidade média, segundo Vollenweider.

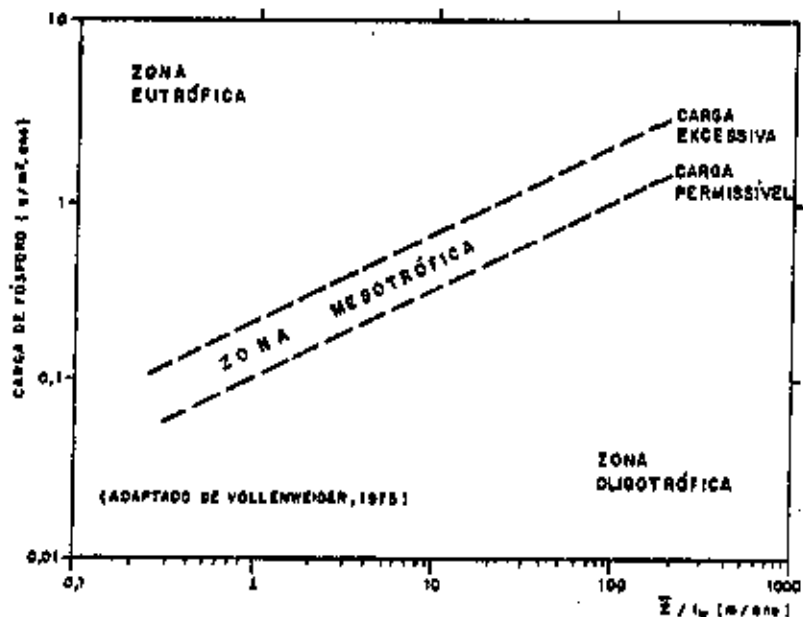


FIGURA 2. Relação entre a carga de fósforo e a razão z/t_w , segundo Vollenweider.

Da mesma forma que no diagrama inicial as linhas pontilhadas indicam as cargas limites permissível e excessiva das cargas de fósforo, baseadas no trabalho de Sawyer (1947).

Nesse caso as expressões dessas cargas eram:

$$L_p(P) = 0,1 \left(\bar{z}/t_w \right)^{0,5} \quad (7)$$

$$L_e(P) = 0,2 \left(\bar{z}/t_w \right)^{0,5} \quad (8)$$

O próximo passo no aperfeiçoamento do modelo foi dado por Vollenweider (1976), baseando-se em trabalhos de outros autores, como Dillon (1974b), e tomando como ponto de partida um modelo do balanço de massa do fósforo. Nesse modelo eram assumidas:

- (1) condições estacionárias;
- (2) mistura completa a volume constante
- (3) concentração de fósforo no efluente igual à concentração no reservatório
- (4) taxa de sedimentação do fósforo proporcional à concentração no reservatório

Segundo esse autor, o balanço de massa do fósforo aplicado a um certo volume V do reservatório é dado por:

$$V \frac{d}{dt} [P]_\lambda = \sum Q_i [P]_i - V k_s [P]_\lambda - V \rho_w [P]_\lambda \quad (9)$$

onde: V = volume do reservatório (m^3)
 P = concentração de fósforo total no reservatório (mg/l)
 t = tempo (ano)
 Q_i = vazão no tributário i (m^3 /ano)
 $[P]_i$ = concentração de fósforo total no tributário i (mg/l)
 k_s = constante de sedimentação (ano^{-1})
 ρ_w = taxa de fluxo hidráulico (ano^{-1})

A solução dessa equação sujeita à condição

$$[P]_\lambda = [P]_{t_0} \quad \text{em } t = t_0 \quad \text{é}$$

$$[P]_\lambda = [P]_{t_0} e^{-(\rho_w + k_s)(t - t_0)} + \frac{i(P)}{\rho_w + k_s} (1 - e^{-(\rho_w + k_s)(t - t_0)}) \quad (10)$$

onde: $i(P) = \sum Q_i [P]_i$ é a carga de fósforo (mg/l/ano)

Em condições estacionárias esta solução se reduz a :

$$[P]_{\lambda} = \frac{i(P)}{p_w + k_B} \quad (11)$$

ou ainda:

$$[P]_{\lambda} = \frac{L(P)}{p_w + k_B} \quad (12)$$

onde $L(P) = i(P) Z$ é a carga de fósforo por unidade de área ($g/m^2/ano$) e z é a profundidade média do reservatório (m).

A principal dificuldade de aplicação desta equação reside na determinação da constante k_B . Vollenweider (1975) indicou que o valor desta constante poderia ser aproximado por:

$$k_B = \frac{10}{Z} \quad (13)$$

onde, considerada as unidades de k_B e Z o valor 10 equivale a uma velocidade de sedimentação de 10 m/ano, ou 2,74 cm/dia.

Introduzindo esse valor na equação 12 e rearranjando-a obteve:

$$L(P) = [P]_{\lambda} (\bar{Z} p_w + 10) \quad (14)$$

A partir dessa equação, e nela introduzindo como antes os limites das concentrações permitível e excessiva (Sawyer, 1947) obteve as expressões para o cálculo das cargas permitível e excessiva:

$$L(P) = 100 + 10 \bar{Z} p_w \quad (15)$$

$$L(P) = 200 + 20 \bar{Z} p_w \quad (16)$$

O gráfico correspondente a essas cargas é visto na Figura 3

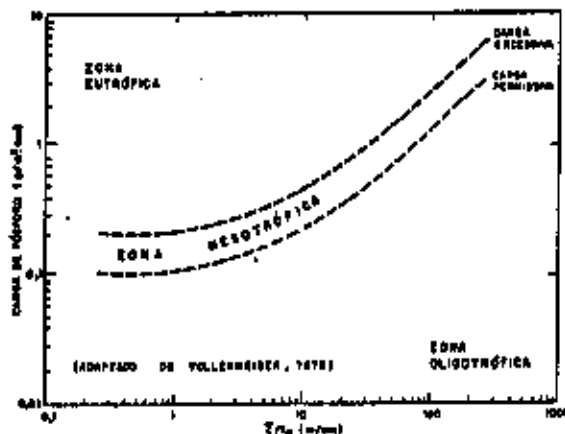


FIGURA 3. Relação modificada entre a carga de fósforo e a razão \bar{z}/t_w , segundo Vollenweider.

O passo seguinte no aperfeiçoamento do modelo foi introduzir o conceito de tempo de residência do fósforo. De acordo com Vollenweider (1976) o tempo de residência do fósforo resulta de um conceito análogo ao do tempo de residência hidráulico. O seu valor é expresso por:

$$t_p = \frac{[P]_{\lambda}}{I(P)} \quad (17)$$

Essa equação define o tempo hipotético necessário para que o reservatório atinja uma concentração P partindo de uma concentração nula, por efeito da carga $I(P)$.

Analisando dados de uma série de lagos, Vollenweider (1976) relacionou os tempos de residência hidráulica e do fósforo obtendo a seguinte equação:

$$\frac{t_p}{t_w} = \frac{1}{1 + t_w k_s} \quad (18)$$

e finalmente, observando que para lagos com profundidades inferiores a 20m ou para valores pequenos de t_w a relação entre t_p/t_w não podia ser extrapolada linearmente para $t_w < 1$, considerou a seguinte expressão para contornar essa dificuldade:

$$\frac{t_p}{t_w} = \frac{1}{1 + \sqrt{t_w}} \quad (19)$$

Comparando esta expressão com a anterior, chegou à seguinte equação:

$$k_s = \frac{1}{\sqrt{t_w}} \quad (20)$$

que permite a estimativa do coeficiente de sedimentação a partir do tempo de residência hidráulica.

A introdução deste valor na equação 12 permitiu a esse autor uma expressão mais geral para as cargas críticas permissível e excessiva, válida para diferentes combinações de profundidades médias e tempos de residência hidráulica:

$$\begin{aligned} L(P) &= [P]_{\lambda} \bar{z} \left(\rho_w + \frac{1}{\sqrt{t_w}} \right) \\ \text{ou} \quad L(P) &= [P]_{\lambda} \left(\bar{z}/t_w + \bar{z}/\sqrt{t_w} \right) \\ \text{e ainda} \quad L(P) &= [P]_{\lambda} q_s (1 + \sqrt{t_w}) \\ \text{onde} \quad q_s &= \frac{\bar{z}}{t_w} \quad \text{é a carga hidráulica (m/ano)} \end{aligned} \quad (21)$$

Introduzindo as concentrações limites, $[P]_{\lambda}^c = 10$ e 20 mg/m^3 , como anteriormente, resultou que as cargas críticas podiam ser estimadas pelas seguintes relações:

$$L_p(P) = 10 q_s (1 + \sqrt{t_w}) \quad (22)$$

$$L_e(P) = 20 q_s (1 + \sqrt{t_w}) \quad (23)$$

Estas equações exprimem as tolerâncias das cargas de fósforo em termos da morfometria do corpo d'água e das suas propriedades hidrológicas (Rast e Lee, 1978). Tais equações portanto, estão baseadas em dois limites de concentrações de fósforo total no reservatório que segundo Sawyer (1947) podem classificar adequadamente o seu estado trófico.

Dessa forma, conhecida a carga de fósforo total por unidade de área, $L(P)$, de um lago, pode-se inferir seu estado trófico comparando-se às cargas críticas, $L_p(P)$ e $L_e(P)$, de modo que:

$$L(P) < L_p(P) \quad \text{indica estado oligotrófico}$$

$$L_p(P) < L(P) < L_e(P) \quad \text{indica estado mesotrófico}$$

$$L(P) > L_e(P) \quad \text{indica estado eutrófico}$$

A equação 21 pode ser reescrita de forma a permitir a estimativa das concentrações de fósforo no reservatório em função das suas cargas:

$$[P]_A = \frac{L(P)}{q_B} \frac{1}{1 + \sqrt{t_w}} \quad (24)$$

Nessa equação, tendo em conta que:

$$L(P) = \bar{z} \quad l(P) = \bar{z} \frac{[P]_{AF} Q}{V}$$

$$q_B = \frac{\bar{z}}{t_w} = \bar{z} \frac{Q}{V}$$

resulta que:

$$\frac{L(P)}{q_B} = [P]_{AF} \quad (25)$$

onde $[P]_{AF}$ representa a concentração média afluyente de fósforo ao reservatório. Conhecido seu valor, a concentração pode ser estimada por:

$$[P]_A = \frac{[P]_{AF}}{1 + \sqrt{t_w}} \quad (26)$$

A mencionada dificuldade da determinação da constante k_p levou autores a considerar um parâmetro alternativo, o coeficiente de retenção do fósforo, $R(P)$. Dillon (1975) e Dillon e Rigler (1974) mostraram que o parâmetro $R(P)$ possui uma relação funcional com o coeficiente da sedimentação como expresso por Vollenweider. Assumido condições estacionárias, indicaram que $R(P)$ pode ser dado por:

$$R(P) = 1 - \frac{L Q_{EF} [P]_{EF}}{L Q_{AF} [P]_{AF}} \quad (27)$$

onde: Q_{EF} = vazão efluente (m^3/ano)
 Q_{AF} = vazão afluyente (m^3/ano)
 $[P]_{EF}$ = concentração efluente (mg/l)
 $[P]_{AF}$ = concentração afluyente (mg/l)

$R(P)$ representa a fração do fósforo afluente ao reservatório que permanece retida em seu interior, e reciprocamente $1 - R(P)$ representa a fração que é perdida através do seu afluente.

Usando regressão múltipla, Kirchner e Dillon (1975) mostraram que $R(P)$ estava altamente correlacionado com a carga hidráulica q_s , tendo obtido a seguinte equação:

$$R(P) = 0,426 e^{-0,271q_s} + 0,574 e^{-0,00949q_s} \quad (28)$$

Voltando à equação 27 e lembrando que $[P]_{EF} = [P]_\lambda$, $L(P) = \bar{z} \frac{W(P)}{V}$ e $q_s = \frac{\bar{z}}{t_w}$ onde $W(P) = Q_{AF} \times P_{AF}$ chega-se após substituições a:

$$[P]_\lambda = \frac{L(P)}{q_s} (1 - R) \quad (29)$$

$$\text{ou } [P]_\lambda = [P]_{AF} (1 - R) \quad (30)$$

que são formas alternativas da equação 24 para a estimativa das concentrações de fósforo no reservatório.

Comparando-se as equações 24 e 30 chega-se a uma expressão relacionando o coeficiente de retenção ao tempo de residência hidráulica:

$$R(P) = \frac{1}{1 + \sqrt{t_w}} \quad (31)$$

e comparando a equação 12 à equação 29 chega-se após substituição a

$$k_s = \frac{1}{t_w} \frac{R(P)}{1 - R(P)} \quad (32)$$

que é uma expressão alternativa para estimar o coeficiente k_s , conhecido o coeficiente de retenção.

A partir da equação 29, pode-se após rearranjá-la, obter expressões para as cargas críticas permissível e excessiva analogamente ao caso da equação 21 ou seja:

$$L(P) = [P]_\lambda^c q_s \frac{1}{1 - R} \quad (33)$$

Paralelamente aos modelos acima descritos, diversos autores obtiveram através de análise estatística uma série de equações relacionando os diversos parâmetros que intervêm no processo da eutrofização, com finalidades preditivas.

Reckhow (1979), usando regressão não linear com base em dados obtidos em lagos temperados do hemisfério norte, obteve a seguinte equação para a estimativa das concentrações de fósforo no lago:

$$[P]_\lambda = \frac{L(P)}{\frac{18 \bar{z}}{10 + \bar{z}} + 1,05 q_s \exp(0,012 q_s)} \quad (34)$$

válidas para lagos com $q_g < 50 \text{ m/ano}$

Partindo do fato de que existe uma relação entre as concentrações de fósforo e as concentrações de clorofila a num corpo d'água, e que as primeiras estão obviamente relacionadas com as cargas de fósforo, diversos autores obtiveram equações relacionando as concentrações de clorofila a presentes em um lago com as suas cargas de fósforo.

Vollenweider (1976) utilizando dados de uma série de lagos do projeto OECD (Rast e Loe, 1978) plotou em um gráfico as concentrações de clorofila a do epilânio contra as concentrações estimadas de fósforo (calculadas pela equação 24) obtendo:

$$\log_{10} [\text{clorofila } a] = 0,91 \log_{10} [(L(P)/q_g)/(1 + \sqrt{E_w})] - 0,435$$

$$r = 0,87 \quad (35)$$

Esta equação é apresentada na Figura 4, onde é mostrado o intervalo de confiança obtido.

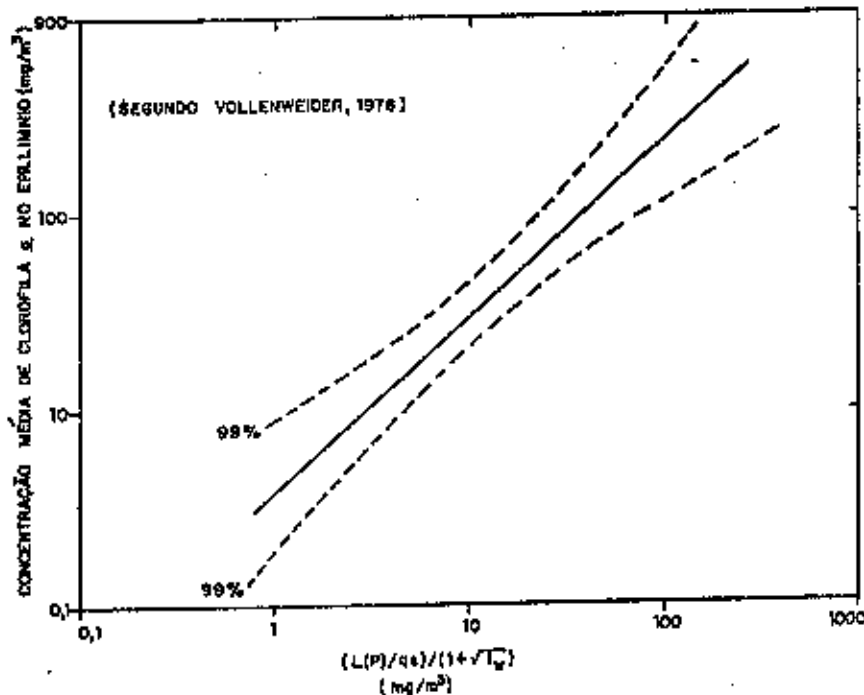


FIGURA 4. Relação entre as concentrações de clorofila a e as concentrações estimadas de fósforo total, segundo Vollenweider.

Nos trabalhos de OECD (op. cit.) foram utilizados dados de uma série de reservatórios dos Estados Unidos. A partir de uma mescla de valores médios anuais e valores presentes no verão foi determinada a seguinte equação:

$$\log_{10} [\text{clorofila } a] = 0,76 \log_{10} [(L(P)/q_g)/(1 + \sqrt{E_w})] - 0,259$$

$$r = 0,77 \quad (36)$$

e, utilizando médias anuais de clorofila a a equação obtida foi:

$$\log_{10} [\text{clorofila } \underline{a}] = 0,709 \log_{10} \left[\frac{L(P)}{q_s} (1 + \sqrt{\epsilon_w}) \right] - 0,173$$

$$r = 0,78 \quad (37)$$

Dillon e Rigler (1974) obtiveram por sua vez, a seguinte equação, correlacionando dados de clorofila a observados no verão com os de fósforo presentes na primavera anterior

$$\log_{10} [\text{clorofila } \underline{a}] = 1,45 \log_{10} [P]_{\lambda} - 1,14$$

$$r = 0,96 \quad (38)$$

Jones e Bachmann (1976), correlacionando as concentrações de clorofila a e fósforo presentes no verão obtiveram:

$$\log_{10} [\text{clorofila } \underline{a}] = 1,46 \log_{10} [P]_{\lambda} - 1,09$$

$$r = 0,95 \quad (39)$$

equação esta bastante semelhante à de Dillon.

Pieterse (1978) em seu estudo de um lago na África do Sul, obteve uma equação correlacionando as concentrações de clorofila a com as concentrações de ortofósforo.

$$\log_{10} [\text{clorofila } \underline{a}] = 1,232 \log_{10} [PO_4-P]_{\lambda} - 0,509$$

$$r = 0,98 \quad (40)$$

Em lagos de baixa turbidez mineral a profundidade secchi está intimamente relacionada com a biomassa das algas. Por esse fato, diversos autores utilizam esse parâmetro como um indicador da qualidade das águas (Edmundson, 1972; Climan, 1976).

Os dados do projeto OECD acima mencionado, levaram a obtenção da seguinte equação correlacionando a profundidade secchi com as concentrações de clorofila a:

$$\log_{10} [\text{secchi}] = -0,473 \log_{10} [\text{clorofila } \underline{a}] + 0,803$$

$$r = -0,85$$

Uma vez que as concentrações de clorofila a podem ser estimadas a partir das concentrações de fósforo (equação 35) pode-se matematicamente estabelecer uma relação direta entre a profundidade secchi e estas:

$$\log_{10} [\text{secchi}] = -0,359 \log_{10} \left[\frac{L(P)}{q_s} (1 + \sqrt{\epsilon_w}) \right] + 0,925 \quad (42)$$

ALTERAÇÕES INTRODUZIDAS NOS MODELOS

Considerações Gerais

Os modelos apresentados nos itens anteriores representam um esforço considerável que está sendo realizado por diferentes pesquisadores, no intuito de obter uma ferramenta quantitativa que permita avaliar o grau de eutrofização dos lagos, permitindo melhor orientar as medidas de preservação dos mesmos.

Contudo, como foi referido, tais modelos estão calcados na maior parte em dados obtidos em lagos de clima temperado. As óbvias diferenças climatológicas existentes entre as regiões temperadas e tropicais, podem alterar em certo grau, as respostas dos organismos aquáticos aos fatores que controlam o seu crescimento. Os processos físicos, químicos e biológicos são bastante dependentes, por exemplo, da temperatura da água e da sua variação temporal e espacial.

Dessa forma a sua aplicação aos nossos lagos poderá em alguns casos, levar a resultados errôneos. É de fundamental importância portanto, estabelecer inicialmente os limites da aplicabilidade de tais modelos, para em seguida, a partir dos dados levantados em nossos lagos, introduzir alterações nesses modelos quando necessário.

Dados utilizados

Os dados utilizados foram coletados em campanhas de amostragem realizadas nos anos de 1978, 1979 e 1980, no reservatório de Barra Bonita. Nesse período foram amostrados com frequência semanal ou bimensal os diversos parâmetros relacionados com a qualidade das águas, tais como: nutrientes, clorofila *a*, temperatura, oxigênio dissolvido, etc. As amostras foram tomadas em diferentes profundidades em aproximadamente 19 pontos de coleta no reservatório, afluentes e efluentes.

Na Figura 5 são apresentados os pontos da coleta no reservatório.

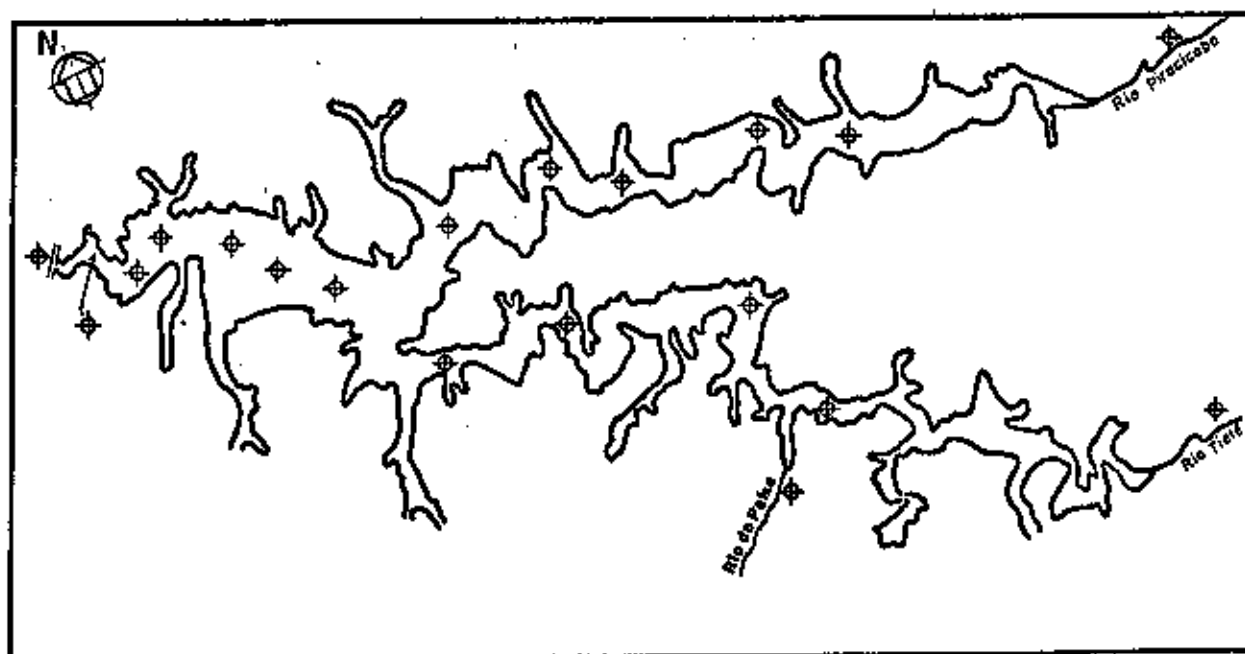


FIGURA 5. Pontos de coleta no reservatório de Barra Bonita.

Resultados obtidos com as equações na sua forma original

A aplicação das diferentes equações descritas aos dados obtidos com Barra Bonita, mostraram o seguinte:

a. A estimativa das concentrações de fósforo no reservatório através da equação, levou a uma superestimativa. Tal fato foi atribuído a uma subestimativa do coeficiente de sedi-

mentação, ou seja $K_s = 1/\sqrt{t_w}$, como proposto por Vollenweider (1976).

- b. os intervalos de valores segundo a tabela de Lee et al (1978), mostraram-se muito restritivos colocando o reservatório de Barra Bonita, bem como outros reservatórios em que tal critério foi aplicado, no estado eutrófico, quando as condições gerais dos mesmos em alguns casos não estavam de acordo com tal classificação;
- c. idênticamente o critério das cargas críticas mostrou-se um tanto restritivo;
- d. a estimativa da concentração de clorofila a, através das equações de regressão, mostrou uma certa superestimação para concentrações pequenas de fósforo;
- e. a estimativa de profundidade secchi apresentou resultados bastante superestimados. Tal fato está relacionado com o alto grau de turbidez mineral presente em Barra Bonita, indicando que a biomassa das algas não é um fator preponderante a alterar a transparência de suas águas.

O balanço do fósforo no reservatório

Determinação dos coeficientes de exportação e sedimentação

As cargas de fósforo total afluentes ao reservatório de Barra Bonita através dos rios Tietê e Piracicaba, foram avaliadas diretamente durante os períodos de amostragem através de medidas da concentração desse nutriente e do conhecimento da vazão em ambos os rios.

A bacia contribuinte total do reservatório possui uma área de drenagem de 32.691 km², dos quais 16.682 km² referem-se ao Tietê e 11.385 km² ao Piracicaba, totalizando 23.067 km² ou 86% daquele total. Os restantes 4.624 km² distribuem-se entre as áreas de drenagem dos demais tributários. O balanço hídrico do reservatório, cujos dados são apresentados no Quadro 3 mostra que a contribuição dos rios Tietê e Pirapora representa 78 a 81% do volume líquido que recebe.

Desta forma nota-se que a contribuição específica da bacia dos demais tributários é ligeiramente maior que a dos rios Tietê e Piracicaba.

É de fundamental importância no estudo da eutrofização o conhecimento das cargas de nutrientes originados das fontes difusas. Entre essas fontes estão aquelas advindas do uso agrícola, urbanas, florestais, das precipitações pluviométricas e da deposição seca.

Na literatura estrangeira encontram-se tabelados coeficientes de exportação de nutrientes para uma variada gama de fontes não-pontuais. O trabalho de Uttomark et al (1974), por exemplo, apresenta uma série desses coeficientes obtidos para lagos da América do Norte.

A aplicação de tais coeficientes a nossos reservatórios pode envolver incertezas, pois além das diferenças climáticas, é certo que existem diferenças no nosso tipo de solo daquele presente na América do Norte.

Optou-se neste trabalho por obter um coeficiente de exportação do fósforo baseado em medidas diretas em um dos tributários do reservatório. O coeficiente assim obtido foi extrapolado para o restante da bacia. O tributário escolhido foi o rio do Feixe, com

área de drenagem de 1.134 km².

QUADRO 3. Dados Hidráulicos Utilizados no Balanço de Massa do Fósforo

	NA	V	A	Q _{EF}	Q _{TI}	Q _{PI}	t _w	q _s	q _s '	Δq _s
	(m)	(10 ⁶ m ³)	(km ²)	(m ³ /s)	(m ³ /s)	(m ³ /s)	(ano)	(m/ano)	(m/ano)	(m/ano)
1978	447	1850	230	232	95,2	86,0	0,253	31,8	24,8	6,9
1979	447	1850	230	226	83,4	88,3	0,260	31,0	23,5	7,5
1980	449	2300	258	248	99,2	109,3	0,294	30,3	25,5	4,8

onde NA = nível d'água; V = volume; A = área; Q_{EF} = vazão efluente; Q_{TI} = vazão afluente através do rio Tietê; Q_{PI} = vazão afluente através do rio Piracicaba; t_w = tempo de residência hidráulica; q_s = carga hidráulica total; q_s' = carga hidráulica dos rios Tietê e Piracicaba; Δq_s = carga hidráulica da bacia a jusante.

A seguir são apresentados os dados utilizados no balanço de massa do fósforo.

QUADRO 4. Concentrações e Cargas Utilizados no Balanço de Massa do Fósforo

	[P] _{TI}	[P] _{PI}	[P] _{AF}	W _{TI}	W _{PI}	EW	L(P) _{TI}	L(P) _{PI}	ΣL(P)
	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(ton/d)	(ton/d)	(ton/d)	(g/m ² ano)	(g/m ² ano)	(g/m ² ano)
1978	0,0673	0,0813	0,0739	0,554	0,604	1,16	0,879	0,959	1,84
1979	0,1224	0,1320	0,1273	0,882	1,07	1,89	1,40	1,60	3,00
1980	0,1663	0,1458	0,1527	1,43	1,38	2,80	1,94	1,95	3,89

onde [P]_{TI} e [P]_{PI} = concentrações afluentes de fósforo, respectivamente pelos rios Tietê e Piracicaba; [P]_{AF} = concentração de fósforo afluente média; W_{TI} e W_{PI} = cargas de fósforo dos rios Tietê e Piracicaba, respectivamente; EW = total das cargas anteriores; L(P)_{TI} e L(P)_{PI} = cargas de fósforo por unidade de área dos rios Tietê e Piracicaba, respectivamente.

Ao contrário dos levantamentos nos rios Tietê e Piracicaba, que obedeceram a um programa de coleta com frequência bimensal ou semanal, os levantamentos no rio do Peixe foram bastante simplificados. Escolhidos três períodos representativos e procederam-se as coletas com duração de 12 hs. por período. Como resultado, obteve-se uma concentração média de 0,0583 mg/l de fósforo que corresponde a uma carga de 0,0648 ton/dia, para a vazão média observada. Dessa forma, calculou-se o coeficiente de exportação de fósforo da bacia, L_b(P), obtendo-se um valor de 0,0207 g/m² ano.

A carga sobre o reservatório foi então calculada pela relação:

$$L(P) = \frac{AD \times L_b(P)}{A_L} \quad (43)$$

onde: AD = área de drenagem (km²)

A_L = área do reservatório (km²)

resultando L(P) = 0,399 g/m² ano.

A partir do balanço de massa foi então calculado o valor da constante k_B .
Da equação 12, tendo em conta que $\rho_w = 1/t_w$, obtém-se:

$$k_B = \frac{\int L(P)}{[P]_x \bar{z}} - \frac{1}{t_w} \quad (44)$$

onde $\int L$ engloba as contribuições dos rios Tietê e Piracicaba e a contribuição da bacia a jusante, estimada como descrito acima. O valor médio obtido foi $K_B = 3,41 \text{ ano}^{-1}$.

Tendo em vista que $k_B = \frac{v_s}{\bar{z}}$ onde v_s é a velocidade de sedimentação do fósforo (m/ano), resulta que o valor médio dessa velocidade no reservatório seria de 28,3 m/ano.

De acordo com a expressão proposta por Vollenweider (1976) o coeficiente de sedimentação do fósforo é dado por $k_B = \frac{1}{\sqrt{t_w}}$

Esta expressão aplicada ao valor médio do tempo de trânsito observado nos três anos, 0,269 resulta $k_B = 1,93$. Comparando com o valor calculado, vê-se que o coeficiente é subestimado.

De posse dos resultados do balanço de massa concluiu-se que a expressão proposta por Vollenweider deveria ser ligeiramente modificada para permitir uma melhor estimativa do coeficiente de sedimentação, chegando-se à seguinte expressão:

$$k_B = \sqrt{\frac{3}{t_w}} \quad (45)$$

Tal estimativa implica em uma velocidade de sedimentação do fósforo cerca de 1,7 vezes maior que a prevista pela expressão original.

Para o caso do ortofósforo, os mesmos procedimentos acima descritos levaram à obtenção de um coeficiente de exportação da bacia de $0,0126 \text{ g/m}^2\text{ano}$; o resultante valor do coeficiente de sedimentação foi $K_B = 3,15 \text{ ano}^{-1}$ correspondente a uma velocidade de sedimentação de 26,2 m/ano.

Nessas condições a estimativa de K_B para o ortofósforo seria dada por:

$$k_B = \sqrt{\frac{2,5}{t_w}} \quad (46)$$

No quadro a seguir, estão resumidos os resultados acima obtidos:

$L_D(P)$		k_B	
(g/m ² ano)		(ano ⁻¹)	
fósforo	PO ₄	fósforo	PO ₄
0,0207	0,0126	balanço de massa	balanço de massa
		3,41	3,05
		$\sqrt{(3/t_w)}$	$\sqrt{(2,5/t_w)}$
		3,34	3,15

Deve-se mencionar que nos balanços efetuados deixou-se de incluir duas fontes difusas que em certas circunstâncias podem ser importantes: a precipitação atmosférica direta sobre o reservatório e a deposição seca.

Implicações da alteração na estimativa da constante K_B

Como indica Castagnino (1982), K_B representa não só uma perda física do fósforo através do processo de sedimentação, mas inclui também a assimilação biológica e os mecanismos químicos da transformação.

Em sua análise preliminar de lagos tropicais, esse autor quantifica os principais processos que afetam essa taxa, chegando a conclusão de que as diferenças existentes entre as condições presentes nos climas temperados, resultariam em alterações na velocidade de sedimentação e na taxa de crescimento do fitoplâncton, que combinadas alterariam K_B de um fator igual a 2,5.

Dessa forma, num lago tropical ocorreria maior ação do fitoplâncton sobre os nutrientes e como resultado um menor tempo para se alcançar condições estacionárias.

Partindo da equação que relaciona o tempo de residência do fósforo ao tempo de residência hidráulica:

$$t_P = \frac{1}{1/t_w + k_B} \quad (47)$$

e adotando a estimativa original de Vollenweider, $K_B = \frac{1}{\sqrt{t_w}}$, resulta que

$$t_P = \frac{t_w}{1 + \sqrt{t_w}} \quad (48)$$

Por outro lado, utilizando a expressão modificada ($K_B = \sqrt{\frac{3}{t_w}}$) chega-se a

$$t'_P = \frac{t_w}{1 + \sqrt{3t_w}} \quad (49)$$

Pode-se mostrar que em um lago atinge-se cerca de 95% do estado estacionário em três tempos de residência do fósforo.

Utilizando o valor médio do tempo de residência hidráulica nos anos de 1978, 1979 e 1980, no reservatório de Barra Bonita, obtém-se:

$$3 t_P = 0,53 \text{ anos}$$

$$\text{e } 3 t'_P = 0,43 \text{ anos}$$

Portanto, a partir da nova estimativa de K_B o tempo necessário para atingir o estado estacionário nas condições hidráulicas observadas no reservatório, seria 19% menor do que utilizando a primeira estimativa, de acordo portanto com o que fora inicialmente previsto.

Determinação das cargas críticas

Como mencionado, no modelo original de Vollenweider (1968) o critério do estado trófico estava baseado nas concentrações críticas permissível e excessiva de Sawyer (1947):

$$[P]_{\lambda}^p = 0,01 \text{ mg/l}$$

$$[P]_{\lambda}^e = 0,02 \text{ mg/l}$$

Tais valores, inseridos nas equações para estimativa das concentrações de clorofila \underline{a} (equação 35) resultavam nos seguintes valores:

$$[CL]_{\lambda}^p = 2,0 \text{ mg/m}^3$$

$$[CL]_{\lambda}^e = 6,0 \text{ mg/m}^3$$

Esses valores delimitavam os estados oligotrófico, mesotrófico e eutrófico.

O ponto de partida para uma redefinição das cargas críticas é o estabelecimento de tais concentrações críticas de clorofila \underline{a} , e o conhecimento das relações entre este parâmetro e as concentrações de fósforo no reservatório.

A partir dos dados médios mensais observados no reservatório nos anos de 1978, 1979 e 1980, foi possível chegar às seguintes equações da regressão:

$$\log_{10} [\text{clorofila } \underline{a}] = 0,981 \log_{10} [(L(P)/q_p)(1 + \sqrt{3t_w})] - 0,698$$

(50)

$r = 0,82 ; n = 19$

$$\log_{10} [\text{clorofila } \underline{a}] = 0,877 \log_{10} [(L(PO_4)/q_p)(1 + \sqrt{2,5t_w})] - 0,049$$

(51)

$r = 0,85 ; n = 19$

Nas Figuras 6 e 7 são apresentados os gráficos dessas equações superpostos dos dados observados, e na Figura 8 são apresentados os dados de clorofila plotados contra os dados de nitrogênio orgânico. A total ausência de correlação neste caso, reforça a tese de ser o fósforo o nutriente limitante em Barra Bonita.

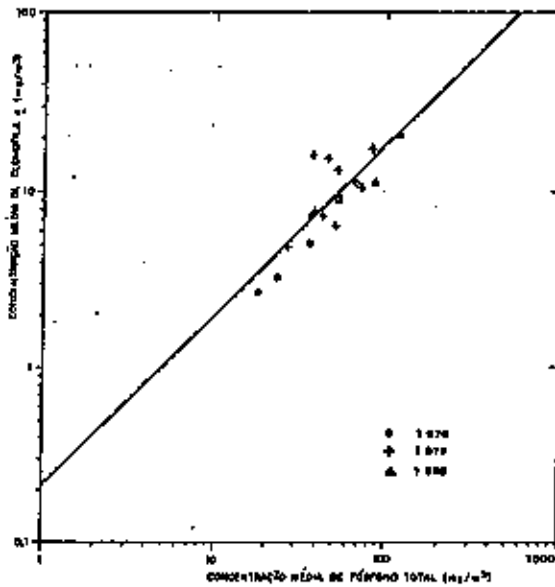


FIGURA 6. Relação entre as concentrações de clorofila a e as concentrações estimadas de fósforo total no reservatório de Barra Bonita

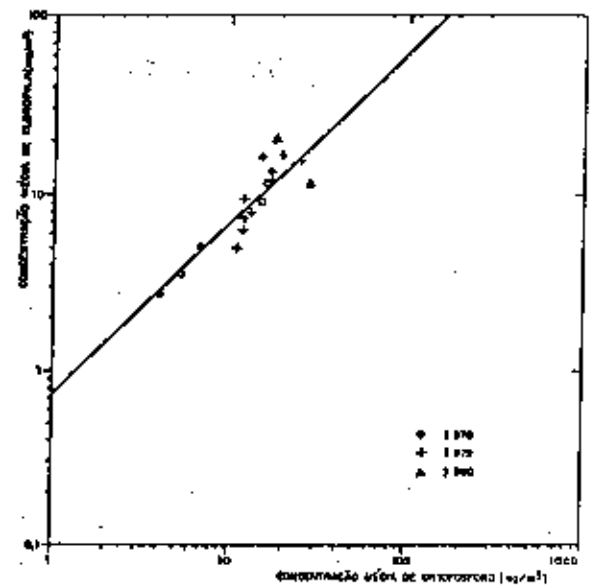


FIGURA 7. Relação entre as concentrações de clorofila a e as concentrações estimadas de ortofósforo no reservatório de Barra Bonita.

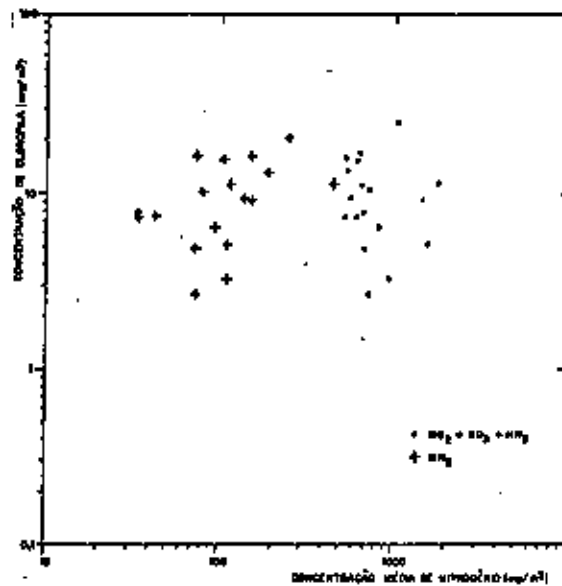


FIGURA 8. Relação entre as concentrações de clorofila a e as concentrações de nitrogênio inorgânico no reservatório de Barra Bonita.

Tendo em conta os usos a que se destina o reservatório, e analisando as suas condições limnológicas ao longo dos períodos de observação julgou-se apropriado adotar as seguintes concentrações críticas de clorofila a :

$$\begin{aligned} [CL]_{\lambda}^p &= 4,0 \text{ mg/m}^3 \\ [CL]_{\lambda}^e &= 10,0 \text{ mg/m}^3 \end{aligned} \quad (52)$$

Tais valores inseridos nas equações 50 e 51 permitiram obter os correspondentes valores das concentrações críticas de fósforo e ortofósforo, respectivamente:

$$\begin{aligned} [P]_{\lambda}^p &= 0,0273 \text{ mg/l} \quad , \quad [P]_{\lambda}^e = 0,0513 \text{ mg/l} \\ [PO_4]_{\lambda}^p &= 0,0073 \text{ mg/l} \quad , \quad [PO_4]_{\lambda}^e = 0,0140 \text{ mg/l} \end{aligned} \quad (53)$$

Considerando os procedimentos descritos para a obtenção das equações 22 e 23 e as estimativas de K_B feitas no item anterior, as expressões para a estimativa das cargas críticas passam a ser dadas por:

$$\begin{aligned} L_p(P) &= 0,0273 q_B (1 + \sqrt{3t_w}) \\ L_e(P) &= 0,0513 q_B (1 + \sqrt{3t_w}) \\ \text{e} \quad L_p(PO_4) &= 0,0073 q_B (1 + \sqrt{2,5t_w}) \\ L_e(PO_4) &= 0,0140 q_B (1 + \sqrt{2,5t_w}) \end{aligned} \quad (54)$$

De tal forma que, calculadas as cargas

$$\begin{aligned} L(P) &= q_B [P]_{AF} \\ \text{e} \quad L(PO_4) &= q_B [PO_4]_{AF} \end{aligned}$$

o estado trófico do reservatório pode ser inferido a partir das seguintes comparações:

- (a) oligotrófico se $L < L_p$
- (b) mesotrófico se $L_p \leq L \leq L_e$
- (c) eutrófico se $L > L_e$

Classificação limnológica do estado trófico

Uma outra maneira de classificar o estado trófico, como descrito no início do trabalho, é estabelecer valores limites de certos parâmetros, correspondentes a cada um desses estados. Na realidade, tal procedimento está de certa forma implícito no critério das cargas tendo em conta a forma como foi determinado.

Contudo, é conveniente dispor de um critério no qual cada parâmetro apareça de forma explícita, permitindo uma rápida avaliação.

Uma vez que tal classificação está baseada nas concentrações de clorofila a , fósforo total, ortofósforo e na profundidade secchi, é necessário obter uma equação relacionando esta última e às concentrações de fósforo e ortofósforo. As equações obtidas a partir dos dados observados foram:

$$\log_{10} [\text{secchi}] = -0,553 \log_{10} \left[\frac{L(P)}{q_p} (1 + \sqrt{3t_w}) \right] + 0,844 \quad (55)$$

$r = 0,48 \quad ; \quad n = 19$

$$\log_{10} [\text{secchi}] = -0,471 \log_{10} \left[\frac{L(P)}{q_p} (1 + \sqrt{2,5t_w}) \right] + 0,436 \quad (56)$$

$r = 0,66 \quad ; \quad n = 19$

Introduzindo nestas equações os valores críticos de P e PO_4 obtiveram-se os correspondentes valores:

$$\begin{aligned} [\text{Secchi}]^P &= 1,12 \text{ m} & [\text{Secchi}]^P &= 1,07 \text{ m} \\ [\text{Secchi}]^e &= 0,79 \text{ m} & [\text{Secchi}]^e &= 0,78 \text{ m} \end{aligned}$$

adotando-se por simplicidade:

$$\begin{aligned} [\text{Secchi}]^P &= 1,1 \text{ m} \\ [\text{Secchi}]^e &= 0,8 \text{ m} \end{aligned}$$

Os baixos coeficientes de correlação apresentados pelas equações 55 e 56, atribuídos a alta turbidez mineral do reservatório, implicam em que a profundidade de Secchi deve ser utilizada apenas como uma referência aproximada do estado trófico do reservatório.

Considerando os limites obtidos para os diferentes parâmetros, chegou-se à seguinte classificação limnológica do estado trófico:

QUADRO 5. Classificação Limnológica do Estado Trófico Segundo os Dados do do Reservatório de Barra Bonita

classificação	clorofila a (concentração média, $\mu\text{g/l}$)	profundidade secchi (m)	fósforo total (concentração média, mg/l)	ortofósforo (concentração média, mg/l)
oligotrófico	$\leq 4,0$	$\geq 1,1$ ($>1,6$) [*]	$\leq 0,027$	$\leq 0,0073$
mesotrófico	4,1 - 9,9	1,0 (1,59) [*]	0,028 -	0,0074 -
		- 0,79	- 0,051	- 0,013
eutrófico	$\geq 10,0$	$\leq 0,80$	$\geq 0,052$	$\geq 0,014$

(^{*} vide item seguinte)

Índice do estado trófico

Para satisfazer a classificação limnológica proposta no item anterior, o índice de Carlson foi recalculado. Além disso foi incluída uma expressão para o caso do ortofósforo. As equações modificadas desse índice são:

$$IET(S) = 10 \left(6 - \frac{0,64 + \ln S}{\ln 2} \right) \quad (57)$$

$$IET(P) = 10 \left(6 - \frac{\ln(80,32/P)}{\ln 2} \right) \quad (58)$$

$$IET(PO_4) = 10 \left(6 - \frac{\ln(21,67/PO_4)}{\ln 2} \right) \quad (59)$$

$$IET(CL) = 10 \left(6 - \frac{2,04 - 0,695 \ln CL}{\ln 2} \right) \quad (60)$$

A partir da classificação do estado trófico, o critério de aplicação desse índice é:

- (1) oligotrófico se: $IET < 44$
- (2) mesotrófico se: $44 \leq IET \leq 54$
- (3) eutrófico se: $IET > 54$

A equação obtida para a profundidade Secchi apresenta uma deficiência para o valor limite do estado oligotrófico ou seja, 1,1 m. Na verdade julga-se que tal parâmetro, afetado como é pela alta turbidez mineral do reservatório, que nele se observa em grande parte do ano, não é bastante representativo do seu estado trófico. Assim, a utilização do seu índice deve ser feita apenas como uma referência grosseira.

Uma maneira de contornar tal problema seria ponderar o IET médio, de forma a dar menor peso ao índice referente a profundidade Secchi, ao invés de simplesmente eliminá-lo. Uma ponderação adequada seria:

$$\overline{IET} = \frac{IET(S) + 2(IET(P) + IET(PO_4)) + IET(CL)}{7} \quad (61)$$

Os valores entre parentêses no Quadro 5 eliminam essa deficiência, embora sejam mais restritivos.

APLICAÇÃO DO MODELODeterminação do estado trófico

Além dos dados calculados em Barra Bonita nos anos de 1978, 1979 e 1980, foram obtidos dados nesse reservatório e nos reservatórios de Americana, Guarapiranga, Paiva Castro e Ponta Nova no período entre março de 1982 e abril de 1983.

No Quadro 6 estão resumidas as características apresentadas por esses reservatórios nos períodos de observação.

QUADRO 6. Características Gerais dos Reservatórios em Estudo

	V ($10^6 m^3$)	A (km^2)	\bar{z} (m)	Q_{EF} (m^3/s)	t_w (ano)	q_p (m/ano)	$[P]_{AF}$ (mg/l)	$[P]_{\lambda}$ (mg/l)	$[PO_4]_{AF}$ (mg/l)	$[PO_4]_{\lambda}$ (mg/l)
Amer.	106	11,5	9,2	20	0,170	54	0,212	0,0821	0,0250	0,0168
B. Bon.	2400	265	9,1	619	0,123	74	0,156	0,0884	0,0281	0,0354
Guar.	136	27,8	4,9	16,3	0,265	18,8	0,0571	0,0567	0,0222	0,0181
P. Cas.	38,2	6,7	5,7	14,0	0,087	66	0,0765	0,0428	0,0450	0,0195
P. Nova	188	21,1	8,9	6,0	0,990	9	0,0372	0,0241	0,0125	0,0075

Os critérios aplicados para determinação do estado trófico foram: (1) classificação limnológica, (2) Índice de Carlson modificado e (3) critério de cargas.

Nos quadros 7, 8 e 9 são apresentados os resultados da aplicação de cada um dos critérios.

QUADRO 7. Estado Trófico Segundo o Critério Limnológico

1. critério limnológico									
	secchi (m)	ET	P-total (mg/l)	ET	PO_4 (mg/l)	ET	clorof. (mg/m^3)	ET	ET
Americana	1,01	M	0,0821	E	0,0168	E	18,9	E	E
B. Bonita	0,61	E	0,0884	E	0,0354	E	2,3	O	E
Guarapiranga	0,58	E	0,0567	E	0,0181	E	19,8	E	E
P. Castro	0,96	M	0,0428	M	0,0195	E	3,3	O	M
P. Nova	2,2	O	0,0241	O	0,0075	M	5,1	M	M-O
B. Bonita									
1978	1,24	O	0,0394	M	0,0116	M	5,6	M	M
1979	0,83	M	0,0481	M	0,0146	M-E	10,5	M-E	M
1980	0,64	E	0,0871	E	0,0222	E	16,0	E	E

QUADRO 8. Estado Trófico Segundo o Índice de Carlson Modificado

2. critério do índice de Carlson modificado														
	secchi	IET	ET	P-total*	IET	ET	PO ₄ *	IET	ET	clorof ^a *	IET	ET	IET	ET
	(m)			(mg/m ³)			(mg/m ³)			(mg/m ³)				
Americana	1,29	47	M	103	64	E	26,3	63	E	29,9	65	E	60	E
B. Bonita	0,64	57	E	84	61	E	27,3	63	E	4,3	45	M	57	E
Guarap.	0,54	60	E	53	54	M-E	18,4	58	E	19,4	60	E	58	E
P. Castro	1,20	48	M	50	53	M	16,9	56	E	3,8	44	M	50	M
P. Nova	1,94	41	O	23	42	O	8,0	46	M	7,0	50	M	45	M
B. Bonita														
1978	1,24	48	M	38	49	M	--	--	-	7,6	51	M	49	M
1979	0,83	54	M-E	44	51	M	--	--	-	10,5	54	E	53	M
1980	0,64	57	E	82	60	E	--	--	-	14,7	58	E	58	E

IET = índice do estado trófico ET = estado trófico * concentrações na superfície

QUADRO 9. Estado Trófico Segundo o Critério das Cargas

3. critério das cargas											
	P-total					PO ₄					
	L _p	L _e	L	L/L _e	ET	L _p	L _e	L	L/L _e	ET	ET
Amer.	2,53	4,75	11,45	2,4	E	0,651	1,25	1,35	1,1	E	E
B. Bon.	3,25	6,10	11,54	1,9	E	0,840	1,61	2,07	1,3	E	E
Guar.	0,96	1,79	1,06	0,6	M	0,245	0,470	0,410	0,9	M-E	M-E
P. Cas.	2,72	5,11	5,03	1,0	M-E	0,710	1,35	2,96	2,2	E	M-E
P. Nov.	0,67	1,26	0,34	0,03	O	0,170	0,320	0,110	0,4	O	O
P. Bon.											
1978	1,62	3,05	2,24	0,7	M	0,420	0,800	0,710	0,9	M	M
1979	1,59	2,99	3,40	1,1	E	0,410	0,780	0,840	1,1	M-E	M-E
1980	1,60	3,01	4,29	1,4	E	0,410	0,790	1,16	1,5	E	E

Em termos globais as condições médias exibidas pelos reservatórios levam à seguinte classificação de seu estado trófico:

QUADRO 10. Estado Trófico dos Reservatórios Segundo os Diferentes Critérios

reservatório	critério (1)	critério (2)	critério (3)
Americana	eutrófico	eutrófico	eutrófico
Barra Bonita	eutrófico	eutrófico	eutrófico
Guarapiranga	eutrófico	eutrófico	mesotrófico- -eutrófico
Paiva Castro	mesotrófico	mesotrófico	mesotrófico- -eutrófico
Ponte Nova	oligotrófico- -eutrófico	mesotrófico	oligotrófico

Embora o intervalo de valores dos parâmetros que compõem os critérios (1) e (2) seja idêntico no critério (1) são utilizados médias dos parâmetros observados em toda a coluna líquida e no critério (2) são utilizadas médias na superfície. Isto explica a diferença observada no caso da Ponte Nova. O critério (3) por sua vez, indica uma subestimação das cargas no caso do Guarapiranga, o que realmente ocorreu pois no mesmo apenas um tributário foi amostrado e não se consideraram as cargas difusas.

Tal fato mostra a importância de se conhecer bastante bem as cargas de fósforo quando se deseja inferir o estado trófico de um reservatório e não se dispõe de valores dos diferentes parâmetros no seu interior.

Examinando os quadros 7, 8 e 9 nota-se também que ocorrem diferenças entre os estados tróficos inferidos quando se considera cada parâmetro em separado.

Tal fato mostra que na realidade, dos quatro parâmetros em questão, relacionados com o processo da eutrofização, dois estão relacionados com as causas do processo, ou seja, o fósforo e o PO_4-P e dois estão relacionados com os efeitos do processo, ou seja, a clorofila a e a profundidade Secchi.

De acordo com Golterman (1975) deve-se fazer uma clara distinção entre a eutrofização significando um aumento do suprimento de nutrientes ao lago (causa) e significando o resultante aumento do crescimento fitoplânctônico (efeito).

Na Figura 9-é apresentada graficamente a posição relativa de cada reservatório em relação ao seu estado trófico segundo o critério (2).

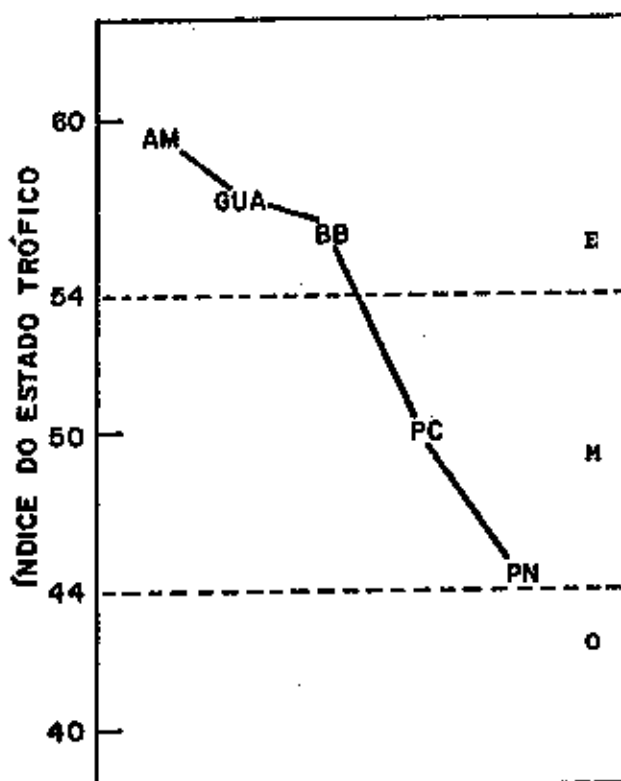


FIGURA 9. Nível trófico dos reservatórios em estudo segundo o critério do índice de Carlson modificado.

No Quadro 11 os parâmetros de causa e efeito estão separados em duas colunas. Analisando inicialmente o caso de Barra Bonita, nota-se que nos anos de 1978, 79 e 80, havia uma correspondência bastante grande entre causa e efeito, como traduzido pelos critérios (1) e (2).

QUADRO 11. Separação do Estado Trófico Segundo Causa e Efeito

	causa		efeito		causa	efeito	
	F	PO ₄	clor.	sedchi	condição média		
Americana	1	E	E	E	E	N-E	
	2	E	E	-	M		
	3	E	E	-	-		
B. Bonita	1	E	E	O	M	N-E	
	2	E	E	M	E	E	
	3	E	E	-	-		
Guarap.	1	E	E	E	E	N-E	
	2	M-E	E	E	E	E	
	3	K	M-E	-	-		
P. Castro	1	N	E	O	M	N-E	
	2	M	E	M	M	M	
	3	M-E	E	-	-		
P. Nova	1	O	M	M	O	O-M	
	2	O	M	M	O		
	3	O	O	-	-		
B. Bonita	1978	1	M	M	M	O	M
		2	M	M	M	-	
		3	M	M	-	-	
	1979	1	M	M-E	M-E	M	M-E
		2	M	M-E	E	M-C	M-E
		3	E	M-E	-	-	
1980	1	E	E	E	E	E	
	2	E	E	E	O	E	
	3	E	E	-	-		

critérios: 1) limnológico; 2) Carlson modificado; 3) dagnia

No período mais recente contudo, nota-se que o efeito (traduzido no estado trófico devido à clorofila a) é inferior à causa (traduzido no estado trófico inferido pelo fósforo ou PO_4-P).

Tal resultado indica obviamente que um fator limitador agiu no reservatório, de tal forma que a resposta deste em termos de sua biomassa não atingiu o valor esperado em função do fator de causa, ou seja, o nutriente.

Desta forma, quando se utiliza o critério das cargas, deve-se ter em conta que o que se está estimando é uma condição potencial do crescimento fitoplanctônico, que poderá não ocorrer se outro fator estiver limitando o processo.

Evolução do estado trófico

A determinação dos estados tróficos dos reservatórios na forma como feita, caracteriza condições médias de um certo intervalo de tempo. Obviamente um reservatório é um sistema dinâmico. Quando se dispõe de um conjunto de dados representativos como no presente caso, é interessante avaliar a evolução do estado trófico ao longo do tempo. Em geral os investigadores analisam a variação temporal de cada parâmetro através de gráficos.

A utilização de um índice para essa finalidade é bastante interessante pois engloba a variação de diversos parâmetros, como no caso do índice de Carlson modificado.

Na Figura 10 são apresentados graficamente os valores individuais do índice de Carlson modificado para cada parâmetro que o compõe e para cada reservatório, mostrando a influência relativa de cada parâmetro sobre o índice.

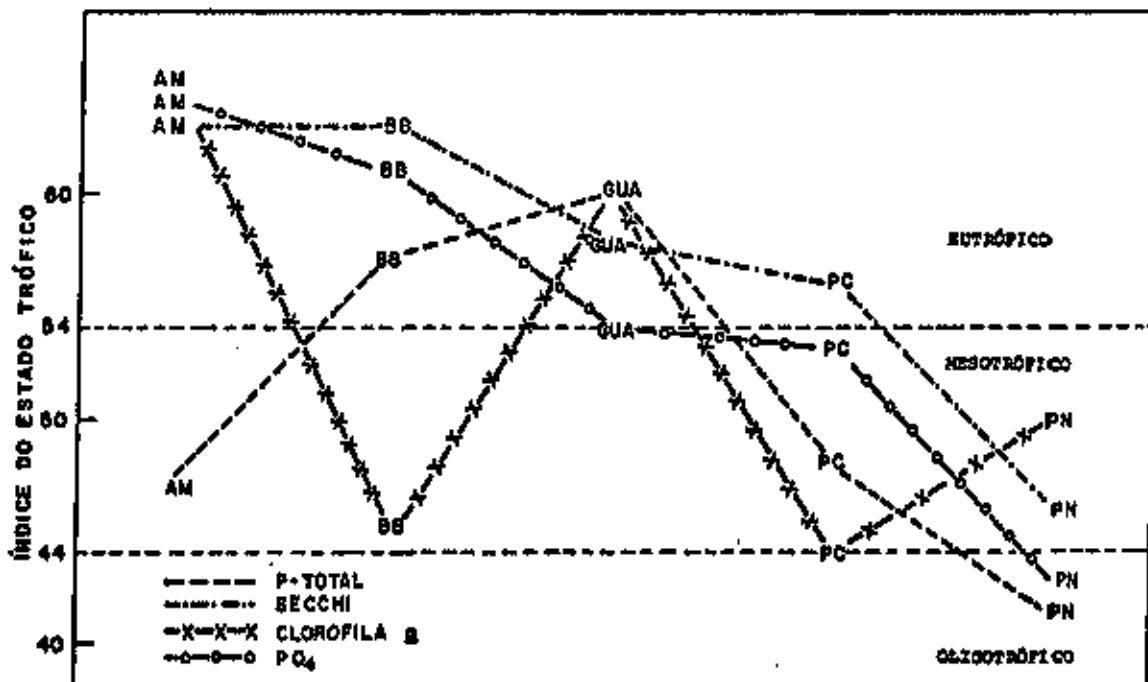


FIGURA 10. Índice de Carlson modificado. Valores individuais de cada parâmetro que o compõe, nos reservatórios em estudo.

Na Figura 11 é apresentada a variação temporal do índice de Carlson modificado, para os cinco reservatórios. Examinando os gráficos, nota-se que todos os reservatórios apresentam oscilações do seu estado trófico ao longo do tempo.

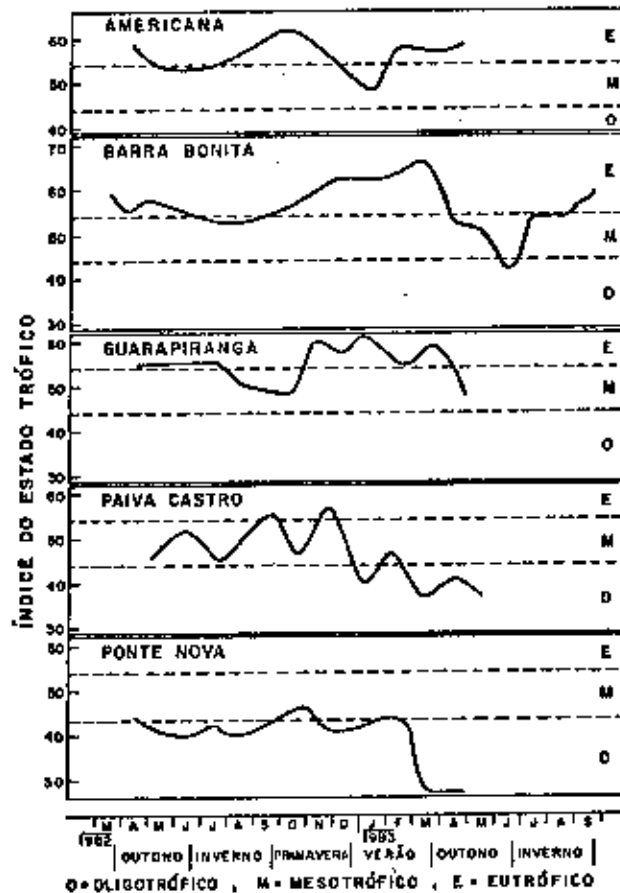


FIGURA 11. Variação temporal do estado trófico dos reservatórios em estudo segundo o critério do índice de Carlson modificado.

Algumas semelhanças podem ser evidenciadas. Com exceção do reservatório de Americana que apresentou condições eutróficas entre julho e novembro de 1982, todos os demais permaneceram mesotróficos ou oligotróficos nesse período. Os reservatórios de Barra Bonita e Americana apresentaram condições eutróficas iniciando-se na primavera de 1982 e decrescendo no início do outono de 1983. Em relação ao primeiro, nota-se que entre março e junho de 1983 ocorreu uma redução acentuada do seu nível trófico chegando a atingir condições oligotróficas. Tal fato pode ser associado ao período atípico de condições climáticas e hidrológicas, ocorrido desde o final de 1982 e que perdurou até meados de 1983. Nesse período de altas vazões observadas nos rios Tietê e Piracicaba reduziram acentuadamente o tempo de residência hidráulica do reservatório, diminuindo o tempo disponível para a assimilação dos nutrientes pelas algas e ao mesmo tempo provocando uma "lavagem" das suas células para fora do reservatório. Além disso, a grande quantidade de material em suspensão carregado no solo ao reservatório pelas chuvas reduziu sensivelmente a transparência das suas águas. Tais fatores agiram limitando o crescimento do fitoplâncton e justificando a redução do seu nível trófico.

Quando se dispõe de dados de diversos anos como no caso de Barra Bonita, pode-se também representar graficamente sua evolução plotando-se os índices do estado trófico médios

como é visto na Figura 12. Nela evidencia-se a evolução das condições observadas nesse reservatório, que passaram da mesotrófica em 1978 a eutrófica em 1980, como já referido em outra parte deste trabalho.

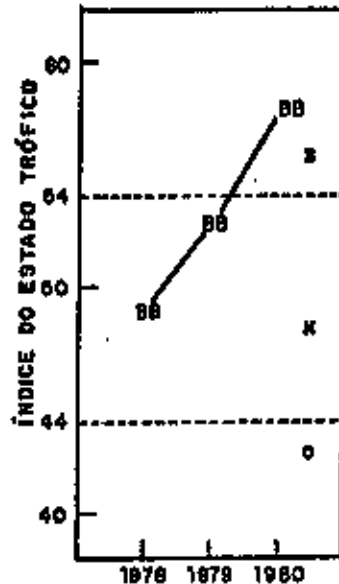


FIGURA 12. Evolução do estado trófico do reservatório de Barra Bonita segundo o critério do índice de Carlson modificado.

Comparação entre as capacidades assimilativas de cada reservatório

A capacidade assimilativa dos reservatórios não é constante dependendo entre outros fatores do seu regime hidráulico.

A taxa de sedimentação controla a quantidade de fósforo perdida no reservatório por diferentes processos e portanto a quantidade total desse nutriente presente no mesmo. A estimativa dessa taxa, como visto, depende essencialmente do tempo de residência hidráulica, assumida a validade do modelo, através da expressão $k_d = \sqrt{(3/t_w)}$. Aplicando-a aos diversos reservatórios, os valores obtidos são os seguintes, em ordem decrescente:

reservatório	k_d (ano ⁻¹)
Ponte Nova	1,7
Guarapiranga	3,4
Americana	4,2
Barra Bonita	4,9
Paiva Castro	5,9
Barra Bonita 1978	3,4
Barra Bonita 1979	3,4
Barra Bonita 1980	3,2

Assim, examinando os dados obtidos nos 5 reservatórios no período mais recente (1982-1983) nota-se que a menor capacidade assimilativa do fósforo ocorre em Ponte Nova crescendo sucessivamente até o Paiva Castro que apresentou a maior capacidade assimilativa e Barra Bonita nos anos anteriores apresentava uma capacidade assimilativa ligeiramente menor.

Para melhor evidenciar a capacidade assimilativa dos reservatórios, considero-se uma carga de 1 g/m^2 ano aplicada aos cinco reservatórios. As concentrações resultantes de fósforo seriam em condições estacionárias (após um intervalo de tempo de 3 tp).

reservatório	concentração de fósforo (mg/l)	3 t _p (dias)	
Ponte Nova	0,0408	398	
Guarapiranga	0,0281	153	
Americana	0,0108	108	
Barra Bonita	0,0084	84	
Paiva Castro	0,0101	63	
	1978	0,0168	148
Barra Bonita	1979	0,0171	151
	1980	0,0170	166

Considere-se ainda uma carga de fósforo de 5 g/m^2 ano aplicada aos cinco reservatórios. Utilizando a Equação 50 para a estimativa das concentrações de clorofila a nos reservatório em função dessa carga, obtiveram-se os seguintes resultados:

reservatórios	concentração estimada de clorofila <u>a</u> (mg/m ³)
Americana	10
Barra Bonita	8
Guarapiranga	26
Paiva Castro	9
Ponte Nova	37

Esses resultados mostram a diferença entre a resposta dos cinco reservatórios a uma mesma carga de fósforo.

Dividindo-se as concentrações calculadas de clorofila a pela carga, resultaram os seguintes valores, em ordem decrescente.

Fonte Nova	8,0
Guarapiranga	5,1
Americana	2,0
Barra Bonita	1,6
Paiva Castro	1,9

Isto evidencia a diferença entre as capacidades assimilativas dos cinco reservatórios. Assim, enquanto que no reservatório de Fonte Nova que possui a menor capacidade assimilativa, a proporção entre a concentração de clorofila *a* e a carga que a originou é de 8 vezes, em Paiva Castro essa proporção é de apenas 1,9 vezes.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A metodologia aqui abordada encontra-se de certa forma ainda em estágio de desenvolvimento. As alterações descritas neste trabalho são preliminares, e muito ainda deve ser feito no sentido de aperfeiçoá-la. Seria de grande interesse que outros investigadores do processo da eutrofização a utilizassem, introduzindo suas próprias alterações e ajustes, quando necessário, visando que se disponha de um instrumento mais confiável na avaliação do processo em lagos e reservatórios de regiões tropicais e subtropicais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CARLSON, R.E. - *A Trophic State Index for Lakes, Contribution No. 141* - Limnological Research Center, University of Minnesota, Minneapolis, 17pp.; 1974
- CASTAGNINO, W.A. - *Investigación de Modelos Simplificados de Eutroficación en Lagos Tropicales* - OPS - Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), 27pp.; 1982
- CETESB - *Projeto Regional de Investigações sobre Eutroficação em Lagos Tropicais* - Relatório interno; 1983
- CHIAUDANI, G. and M. VIRGLIS - *The N:P Ratio and Tests with *Seneciostrum* to Predict Eutrofication in Lakes* - Water Res. 8:1063-1069; 1974
- DERISIO, J.C. - *Guarapiranga Reservoir: A Nutrient Approach* - CEWA 600. 26pp.; 1979
- DILLON, P.J. and F.H. RIGLER - *A Test of a Simple Nutrient Budget Model Predicting the Phosphorus Concentration in Lake Water* - Jour. Fish. Res. Bd. Canadá. 31:1771-1778; 1974
- DILLON, P.J. e F.G. RIGLER - *The Phosphorus-Chlorophyll Relationship in Lakes* - Limnol. Oceanogr. 19, pp. 767-773; 1974

- DILLON, P.J. - *The phosphorus Budget of Cameron Lake, Ontario: The Importance of Flushing Rate to the Degree of Eutrophy in Lakes* - *Limnol. Oceanogr.* 19, pp.28-39; 1975
- EDMONDSON, W.T. - *Nutrients and Phytoplankton in Lake Washington.* In: G.E. Likens (ed.) *Nutrients and Eutrophication: The Limiting Nutrient Controversy* - *Limnol. Oceanogr.*, Special Sym.; Vol. I; pp. 172-193; 1972
- EPA, US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - *An approach to a relative Trophic Index System for classifying lakes and impoundments* - PNER Lab., Corvallis. 91pp; 1974
- GOLTERMAN, H.L. - *Physiological Limnology* - p. 489; 1975
- JONES, J.R. & R.W. BACHMANN - *Prediction of Phosphorus and Chlorophyll Levels in Lakes* - *Jour. Water Poll. Control Fed.* 48: pp. 2176-2182; 1976
- KIRCHNER, W.B. & P.J. DILLON - *An Empirical Method of Estimating the Retention of Phosphorus in Lakes* - *Water Resour. Res.* 11, pp. 182-183; 1975
- KRATZER, C.R. & BREZONIK, P.L. - *A Carlson Type Trophic State Index for Nitrogen in Florida Lakes* - *Water Resources Bulletin*, 17(4): 713-714; Aug. 1981
- RAST, W. & G.F. LEE - *Summary Analysis of the North American (U.S. Portion) OECD Eutrophication Project: Nutrient-Loading Lake Response Relationships and Trophic State Indices* - Environmental Research Laboratory, Environm. Prot. Agency Rep. 600/3-008, 478pp.; 1978
- LEE, G.F., R.A. JONES & W. RAST - In: *Recent Advances in Assessing Impact of Phosphorus Loads on Eutrophication - Related Water Quality* - *Water Res.*, 15, pp. 503-515; 1981
- ODUM, E.P. - *Fundamentals of Ecology* - W.B. Saunders Co., Philadelphia, pp.106-139; 1971
- PIETERSE, A.J.H. - *The Phosphorus-Chlorophyll Relationship in Roodeplaat Dam.* - *Water SA.*, 4, (3), pp. 105-112; 1978
- PIWONI, M.D. & G.F. LEE - *Report on Nutrient Load - Eutrophication Response of Selected South Central Wisconsin Impoundments* - Report to US EPA, Environmental Research Laboratory, Corvallis, 31 pp.; 1975
- RAST, W. & G.F. LEE - *Summary Analysis of the North American (U.S. Portion) OECD Eutrophication Project: Nutrient-Loading Lake Response Relationships and Trophic State Indices* - Environmental Research Laboratory, Environm. Prot. Agency Rep. 600/3-78-008, 478 pp.; 1978
- RECHKHOW, K. - *The Use of a Simple Model and Uncertainty Analysis in Lake Management* - *Water Resources Bulletin*, 15 (3): 601-611, Jun. 1979
- SAWYER, C.N. - *Fertilization of Lakes by Agricultural and Urban Drainage* - *Jour. New. Engl. Water Works Assoc.*, 61, pp. 109-127; 1947

UTTOMARK, P.D., J.D. CHAPIN & K.M. GREEN - *Estimating Nutrient Loading of Lakes from Non-Point Sources* - US EPA Report EPA-660/3-74-020, pp. 112; 1974

VOLLENWEIDER, R.A. - *Scientific Fundamentals of the Eutrophication of Lakes and Flowing Waters, with Particular Reference to Nitrogen and Phosphorus as Factors in Eutrophication* - Technical Report DAB/CCI/6827, Organization for Economic Cooperation and Development (OECD), Paris, 250 pp.; 1968

VOLLENWEIDER, R.A. - *Input - Output Models, with Special Reference to the Phosphorus Loading Concept in Limnology* - *Schweiz Z. Hydrol.*, 37, pp. 53-64; 1975

VOLLENWEIDER, R.A. - *Advances in Defining Critical Loading Levels for Phosphorus in Lakes Eutrophication* - *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 33, pp.53-83; 1976

Data	cus:
Indic:	
Livres:	doagal
Preç:	3,00
Data:	29.11.73

CLASS	2105
A	T 575 a
lowBO	