

A EUTROFIZAÇÃO E SUAS IMPLICAÇÕES NA CICLAGEM  
DE NUTRIENTES

ROCHA, A.A.\* e BRANCO, S.M.\*

RESUMO

Neste trabalho são discutidas as causas e os efeitos do processo de eutrofização sobre os ecossistemas lacustres. Entre as causas principais são apontadas: o aporte de nitrogênio e fósforo da atmosfera, água subterrânea, escoamento superficial, decomposição, sedimento, esgotos domésticos e despejos industriais. É discutido também, os casos de eutrofização causados pelo afogamento de massas vegetais submersas, quando da formação de represas. Ênfase é dada aos problemas de eutrofização nos reservatórios brasileiros.

ABSTRACT

In this paper the causes and effects of eutrophication on lacustrine ecosystems are discussed. Among the principal causes are the input of N and P from the atmosphere, ground water, surface runoff, bedrock wathering, sediments, sewage and industrial wastes. Also, cases of eutrophication caused

---

\* USP / CETESB

by submerging plant communities are discussed. Emphasis is given to the problems of eutrophication in Brazilian reservoirs.

## INTRODUÇÃO

A produtividade biológica em lagos, rios, estuários e oceanos tem sido objeto de observações e pesquisas em todo o mundo. Desde o final dos anos 30, no presente século, porém, tem havido uma grande preocupação devida aos transtornos associados à presença de maciças proliferações de fitoplâncton e de macrófitas, particularmente nos lagos e reservatórios de água, como decorrência de uma série de fatores que, em geral, contrapõem-se ao processo de maturação "natural" ou "normal", que sofrem esses corpos d'água ao longo do tempo.

Esta preocupação fica evidente não só nas zonas temperadas, como também, nas regiões de clima tropical e subtropical inserindo-se aí o território brasileiro com uma vasta rede hidrográfica, conferindo, uma natural vocação à exploração hidroenergética e, conseqüentemente, à construção de um grande número de reservatórios ou lagos artificiais, onde o acúmulo de nutrientes de modo acelerado se faz sentir.

## ORIGEM DO TERMO E CONCEITUAÇÃO

O processo de enriquecimento das águas com nutrientes é chamado de eutrofização. Literalmente, o termo, derivado do grego eu, quer dizer bom, verdadeiro e trophein, nutrir. Assim, eutrófico significa "bem nutrido".

Sobre o assunto, até os anos 70, haviam sido escritos bem mais de 2.000 artigos científicos em todo o mundo, a maioria referindo-se aos ambientes de água doce e em me-

nor parcela versando sobre as águas costeiras e oceânicas.

Originalmente, os termos Eutrófico, Mesotrófico e Oligotrófico (do alemão Nährstoffreichere, Mitteleiche e Nährstoffarme) foram introduzidos por Weber, em 1907, respectivamente com os significados de bem nutrido ou rico em nutrientes; semi-nutrido e mal nutrido ou pobre em nutrientes, ao descrever as condições de nutrientes dos solos pantanosos na Alemanha (HUTSHINSON, 1969; BRANCO, 1969; AMARAL e SILVA, 1972; MASON, 1983).

Todavia, foi MAUMANN, em 1919, que trouxe o termo eutrofização para o âmbito da limnologia, classificando os lagos como tendo água oligotrófica se fossem claros no verão e água eutrófica se fossem turvos devido à presença de algas (RHODE, 1969).

DUARTE, 1982, assinala que "eutrophic" em inglês antecede "eutrophication", pois o primeiro termo foi usado em 1947 por A.D. Hasler e o último por J.B. Lackey em 1958. Ainda, de acordo com a autora citada, na Europa Oriental o termo eutrofização não tem uso corrente, embora os problemas ali também existam de modo acentuado.

Ao Brasil a palavra inglesa "Eutrophication" aportou, trazida em 1956, pelo professor Alfre-Bastsch, em curso ministrado, no antigo Departamento de Águas e Esgotos de São Paulo, sob o patrocínio do Serviço Especial de Saúde Pública (SESP).

A partir desse evento passamos a adotar o termo, tendo oportunidade, em 1962, de utilizá-lo em português (eutrofização) no Curso de Ecologia de Algas de Água Doce que ministramos no Instituto de Botânica de São Paulo e, também, em publicações (BRANCO, 1964).

Entretanto, o termo tem sido utilizado em português, erradamente adaptado da palavra inglesa "eutrophication", como "eutroficação".

Nesse sentido, VIEIRA & MORAES (1976) relatam que: "Eutrofização é a decorrência do estado ou ação de alimentar ou nutrir bem. Pela sua origem, deve-se usar eutrofiza-



entendem a eutrofização como "um aumento na taxa de ingresso de nutrientes".

LUND, 1972, condiciona o termo à superfertilização ocasionada pela ação do homem e, PERKINS, 1974, relaciona o fenômeno, especialmente, ao incremento de nitrogênio e fósforo.

AMARAL e SILVA (1972) propõe aplicar o termo eutrofização a processos naturais e "eutrofização acelerada", a processos decorrentes de ações antrópicas.

Para o ambiente marinho, BACHMANN, 1980, considera a eutrofização como uma resposta de curto prazo às concentrações de nutrientes aportados aos estuários e oceanos.

A Environmental Protection Agency, EPA dos Estados Unidos (EPA, 1974) utilizando o fósforo como fator determinante da eutrofização estabeleceu os seguintes critérios para lagos:

Oligotróficos: < 10 mg/ℓ de P total

Mesotróficos : 10-20 mg/ℓ de P total

Eutrófico : > 20 mg/ℓ de P total

Segundo esses critérios, naquele mesmo período a Agência de Proteção Ambiental procedeu a um levantamento de 574 lagos em território americano, verificando que 4,5% estavam em estado oligotrófico; 17,8% mesotrófico e os restantes 77,8% eutrófico.

No Brasil, grande parte dos lagos artificiais devem estar em situação semelhante, exigindo, pois, estudos limnológicos e monitoramento a curto, médio e longo prazos, acompanhados de medidas corretivas e preventivas.

## CAUSAS DA EUTROFIZAÇÃO

A eutrofização, não se constitui em um problema novo

que afeta os corpos d'água, mas o seu incremento gradual e acelerado se reveste de grande importância. Trata-se, à nível mundial, de uma verdadeira pergunta sem resposta. Sem quereremos ser apocalípticos, fica, no entanto, difícil responder o que deverá ocorrer no futuro, tendo em vista o que acontece atualmente com as alterações dos "ciclos biogeoquímicos", ora interrompidos; muitas vezes acelerados e em outras situações bloqueados temporariamente. Até quando os ambientes aquáticos vão conseguir assimilar as altas cargas de nutrientes minerais que a eles são lançadas direta ou indiretamente; isto é um verdadeiro ponto de interrogação.

Os elementos minerais nutrientes, diferem da poluição orgânica e da contaminação bacteriana, no sentido de que, estas são sensíveis à degradação, enquanto que, os nutrientes podem acumular-se no ambiente aquático.

Os elementos minerais que atingem o meio hídrico, no geral, aí persistem em forma orgânica ou inorgânica, dispersos na massa de água; depositados no fundo ou como parte integrante dos vários elos da cadeia alimentar. São suas características "conservadoras", principalmente em lagos, que propiciam a uma coleção d'água, que continuamente recebe uma carga "poluente nutritiva", crescer exponencialmente, após atingir determinado nível trófico, evidentemente, se outras condições necessárias à produtividade foram atendidas, quais sejam, a luminosidade, temperatura, pH, etc. Essa é a razão, já antes mencionada, pela qual, nem sempre um corpo d'água entrófico, apresenta alta produtividade. Em São Paulo, a represa do Guarapiranga é um exemplo (ROCHA, 1976).

As causas da eutrofização podem estar associadas a variados fatores ou fontes imediatas ou potenciais de nutrientes. Podem ser mencionadas as seguintes: esgotos domésticos; despejos industriais; drenagem urbana; "runoff" de áreas agrícolas e de áreas florestais; decomposição de rochas e sedimentos; contribuições atmosféricas; águas subterâneas e outras eventuais.

O balanço de nutrientes para determinar as contribui

ções relativas de cada uma das fontes é imprescindível para desenvolver ações de controle da eutrofização.

## CONTRIBUIÇÃO DA ATMOSFERA

Não existem dados estatísticos em satisfatória disponibilidade, no território brasileiro, que possibilitem traçar um perfil indicativo da influência dos nutrientes que são carreados da atmosfera para os ambientes aquáticos e, mesmo na bibliografia internacional os dados são esparsos.

FRUH, em 1966, ao ministrar curso sobre eutrofização na CETESB, todavia, ressaltava a importante contribuição dessa fonte, satisfazendo, principalmente, às algas fixadoras de nitrogênio, como certas cianofíceas. Esse mesmo autor procedeu uma revisão sobre o assunto, publicada em 1967, indicando alguns dados para o território americano e europeu.

Na Tab. 1 estão inseridos alguns dados de nitrogênio e fósforo, sob várias formas, que chegam ao meio aquático provenientes da atmosfera, através da ação das chuvas.

Em 1985, Pereira analisou, com dados da CETESB e bibliografia, a situação de Cubatão, São Paulo. Em alguns casos a chuva contribui com 1,2 a 33,3% de carga de fósforo em um sistema hídrico. Relata Pereira, que em determinada região industrial, foram encontrados até 0,015 mg/l de P total por ano, com valor médio mensal de 0,001 mg/l.

Verificou então aquele pesquisador, que o Rio Cubatão antes de receber as cargas dos canais de fuga, da usina hidroelétrica, dos efluentes industriais e rios afluentes, apresentava em 1984, valores máximos de 5,60 mg/l de N total e 0,320 mg/l de P total; nas regiões de Vila Parisi e Centro da Cidade de Cubatão os teores máximos eram de 25,7 mg/l de nitrogênio e 90,6 mg/l de fósforo, provindos de chuvas, isto é 4,6 vezes o teor natural encontrado no rio, em termos de nitrogênio e 283,1 vezes em termos de fósforo. Esses valores distribuem-se ao longo do ano e relacionam-se às

Tabela 1 - Concentrações de nitrogênio e fósforo da atmosfera que aportam ao ambiente aquático por meio de águas de chuva.

Localidade	Nitrogênio (mg/L)			Fósforo (mg/L)
	Nitrato	Nitrogênio Amoniacal	Nitrogênio Inorgânico	P-total
Estados Unidos	0,16-1,06	0,04-1,70	-	0,01
	0,7-4,7	0,05-2,2	-	0,05-0,10
Cincinnati (EEUA)	-	-	0,02-1,4	-
Urbans, Illinois (EEUA)	0,17-3,4 (nitrato + nitrato amoniacal)	-	-	-
Virginia/N. Carolina (EEUA)	0,05-0,23	-	-	-
Lago Superior (EEUA)	-	-	-	<0,01
Checoslováquia	-	-	-	0,15 kg*
Europa	0,00-0,36	0,00-6,80	-	0,004

\* Quantidade acumulada em um lago de 35,8 ha durante 7 meses.

Fonte: E. Gus Fruh, 1967



chuvas nos diversos locais, à retenção pelo solo e plantas referindo-se aos valores máximos. Todavia, o valor mínimo anual observado foi de 0,08 mg/ℓ de P total, em Santos, que é, como ressalta PEREIRA, 1985, cinco vezes maior que o valor citado na bibliografia para uma região não industrial.

### CONTRIBUIÇÃO DA ÁGUA SUBTERRÂNEA

Existem poucas referências a propósito da influência de águas subterrâneas em rios e lagos. CLINE, 1965, através de estimativas e computação assumiu que, no lago Mendota, em Wisconsin, o fluxo de água subterrânea contribui com cerca de 1/3 do total da vazão e SYLVESTER & ANDERSON estimam a mesma porcentagem para o lago Green, Washington.

Por outro lado, em trabalhos sobre águas de abastecimento é conhecido o fato de que o conteúdo de nitratos em águas subterrâneas é variável, dependendo da localização geográfica, aproximadamente de 0 a 80 mg/ℓ (FRUH, 1967). Outros autores, citados por FRUH, apresentam concentrações, ao redor de 2 a 3 mg/ℓ encontradas em águas subterrâneas que contribuem para vários lagos americanos.

Apesar da escassa informação sobre o assunto, para o fósforo, SYLVESTER & ANDERSON, admitem uma concentração de fósforo total, em média, de 0,3 mg/ℓ nos solos ajardinados. Entretanto, SAWYER, considera que a contribuição das águas subterrâneas, para os teores de fósforo, nas águas superficiais é usualmente desprezível.

### CONTRIBUIÇÕES POR MEIO DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL ("RUNOFF")

As águas de rolamento que escorrem à superfície do solo, podem ser provenientes de áreas com cobertura vegetal natural do solo, de áreas agrícolas, áreas urbanizadas, etc.

A respeito das contribuições de nitrogênio e fósforo

em corpos d'água, decorrentes do "runoff" de regiões com cobertura vegetal existem alguns dados de SYLVESTER, 1961. As áreas então estudadas continham grandes reservatórios, estradas e alguma infra-estrutura, mas não tinham residências que pudessem contribuir significativamente para o aumento de nutrientes nos rios e lagos.

Os dados constituem a média dos resultados em três rios, cuja vazão média anual corresponde a  $612 \text{ m}^3/\text{min}$  e uma área de drenagem de  $298 \text{ km}^2$ , para observações de 7 a 12 meses e, indicam  $0,68 \text{ kg/ano.ha}$  de P total e  $2,39 \text{ kg/ano.ha}$  de N total.

Para o território americano estima-se que em média o escoamento superficial de áreas florestais que contêm grandes reservatórios contribui com  $0,34\text{-}0,90 \text{ kg}$  de fósforo total/ha.ano e  $1,5\text{-}3,4 \text{ kg}$  de nitrogênio total/ha.ano. Apenas uma pequena parte desse total é de ortofosfatos. Importante é ressaltar que esses dados são muito similares aos encontrados na Suíça.

Nos solos de áreas agrícolas, inteiramente sujeitos à erosão, a dissolução, intercâmbio e transporte dos nutrientes pelo "runoff", ocorrem de diversos modos, dependendo das condições de desenvolvimento.

As formas de nutrientes solúveis disponíveis são encontradas mais concentradas no material erodido do que as formas intercambiáveis. FRUH, 1961, cita que análises do silte e água do Rio Tennessee, revelaram que  $5,2$  toneladas de silte foram erodidos por acre ( $2,2$  toneladas métricas/ha). Aproximadamente  $6 \text{ kg}$  de fósforo e  $11 \text{ kg}$  de nitrogênio foram perdidos por acre ( $14,5$  e  $26,8 \text{ kg/ha}$ ).

O processo de erosão é seletivo e verificou-se em território americano, em observações feitas durante 26 anos, que  $1,5 \text{ kg}$  de  $\text{P}_2\text{O}_5$  foram perdidos de um solo pobre em fósforo e virtualmente sem declividade.

Análises de fósforo em várias frações de solo indicaram que  $50\%$  do fósforo total encontrado era da fração fina, a qual compreendia somente  $6\%$  do total do solo. Por outro

lado, a concentração de fósforo solúvel do escoamento de águas superficiais era inversamente proporcional à concentração de sólidos erodidos.

As perdas de nitrogênio são também seletivas, sendo maiores na forma orgânica e menores que 1% na forma de nitrato.

A relação matéria orgânica/nitrogênio nas águas de escoamento superficial é menor do que no solo. Mas aumenta com o aumento da concentração de sólidos erodidos.

Os efeitos dos diferentes tipos de solo e usos da água sobre a concentração desses dois nutrientes ficam claramente demonstrados, quando se verifica que os nitratos foram encontrados em concentrações duas vezes mais altas na água de drenagem do subsolo e a relação N/P, nessas mesmas águas, estava em média 2,5 vezes maior do que nas águas de drenagem da superfície. Parece que uma porção significativa do aumento das quantidades de fertilizantes aplicados no terreno é carregada por efeito de escoamento superficial. Para possibilitar uma comparação os dados referentes aos nutrientes decorrentes da irrigação no subsolo são: nitrogênio total em média 2,86 mg/l, considerando os vários tipos de solo. O total de nitrogênio é de 81 kg/ha.ano e de fósforo 6,7 kg/ha.ano, segundo cálculos efetuados com dados de vários autores citados por FRUH, 1967.

No Brasil, observações efetuadas no Instituto Agrônomo de Campinas, São Paulo, durante 15 anos, em área de um ha e precipitação de 1.300 mm/ano, evidenciam que a remoção da mata original e o uso agrícola, podem levar a intensas perdas de terra. No caso do algodão a perda chega a 26.600 kg de terra por ano.

Paralelamente é preciso enfatizar que nos terrenos agrícolas há a possibilidade de haver um apreciável aumento nas concentrações de nutrientes como já foi enfatizado.

A quantidade de nutrientes nos excretas de animais é também bastante alta. OMERNIK, 1977 analisou excretas de vários animais verificando a contribuição de Nitrogênio e Fós

foro. Para o boi foram encontrados valores médios de 57,49 kg/animal.ano de N total e 17,60 kg/animal.ano.

### CONTRIBUIÇÃO DA DRENAGEM URBANA

Alguns estudos tem sido conduzidos para verificar a influência da drenagem de áreas urbanas, nas concentrações de nitrogênio e fósforo. Em Cincinnati, Ohio, nos Estados Unidos, relata FRUH, foi estudada uma bacia de drenagem de 11 ha, caracterizada pela presença de residências e estabelecimentos comerciais, com uma densidade populacional média de 2,2 habitantes/ha. Verificou-se que a concentração média de nutrientes é aumentada por influência do escoamento superficial de águas pluviais, apresentando os seguintes valores: 1,40 kg  $\text{NO}_3 - \text{N}$ /ano/ha; 2,10 kg  $\text{NH}_3 - \text{N}$ /ano/ha; 6,00 kg de Norg/ano/ha e 0,90 kg  $\text{PO}_4 - \text{P}$ /ano/ha.

Há citação também de que águas de coletores combinados (sistemas unitários: águas pluviais e esgotos), têm concentrações médias de aproximadamente 9 mg/ℓ de fosfatos e cerca de 3,6 mg/ℓ de nitrogênio total. O fosfato e o nitrogênio total nas descargas de sistemas unitários são aproximadamente três ou quatro vezes maiores, respectivamente, que as médias encontradas nas descargas separadas (sistema "separador absoluto").

FRUH em curso ministrado na CETESB (Eutrophication: Problems in Freshwater, nov. 1974) apresentou alguns dados médios obtidos por vários autores, de 1943 a 1965, nos Estados Unidos, em águas de drenagem urbana. A Tab. 2 registra os dados de nitrogênio e fósforo totais, sob condições diversas.

Alguns dados compilados por BRANCO & ROCHA, 1977 indicam que em águas de enxurradas para diferentes intervalos de tempo ocorrem concentrações diversas como se observa na Tab. 3.

Tabela 2 - Nitrogênio e Fosforo Totais - Contribuição da drenagem urbana (mg/l).

Condições	N Total	P Total
Coletor combinado (runoff-esgoto)	3,60	2,76
Coletor pluvial	0,90	0,90
Coletor de água de escoamento <u>su</u> perficial	2,75	0,26
Runoff de rua antes da chuva (0,42)	1,05	0,19
Runoff de rua antes da chuva (zero)	5,20	0,23
Runoff de área residencial antes da chuva (0,66)	1,66	0,16
Runoff de área residencial antes da chuva (zero)	2,60	0,23
Drenagem urbana subsuperficial	0,78	0,10
Córrego urbano	1,81	0,14
Córrego urbano de tamanho médio	1,48 (sô ni- tratos)	0,11
Coletor de águas pluviais, sem flu- xo no tempo seco	1,74	0,25

No Estado de São Paulo, na região de Mogi das Cruzes, HESS em 1961, teve a oportunidade de medir várias características das águas do Rio Tietê, antes e após uma chuva torrencial, encontrando, dentre outros os seguintes valores de sólidos totais: antes da chuva 99 mg/l e depois 402 mg/l. Evidentemente deveriam estar também alteradas as concentrações de nutrientes (BRANCO & ROCHA, 1977).

Tabela 3 - Concentrações médias de nitrogênio em águas de enxurradas em diferentes intervalos de tempo.

Intervalo de tempo (minutos)	Nitrogênio (mg/l)
0 - 5	22,5
5 - 15	18,5
15 - 25	15,3
25 - 35	12,2
35 - 50	9,4
50 - 70	7,9
70 - 120	7,0
> 120	8,0

Na cidade de Seattle, Estados Unidos, SYLVESTER, 1961, encontrou consideráveis concentrações de nutrientes, em águas de drenagem superficial. As amostragens foram feitas em águas do lago Green Lake, um lago eutrófico com florações periódicas de algas; no Lower Woodland, um córrego que drena águas superficiais de um parque do Green Lake; no Densmore Storm, um pequeno riacho que drena a área urbana com tanques, onde existem patos e um arroio Thorlton Creek na área urbana, com vazão média anual de 39 m<sup>3</sup>/min, drenando 23,8 km<sup>2</sup>. Os dados estão na Tab. 4.

#### CONTRIBUIÇÃO A PARTIR DA DECOMPOSIÇÃO DE ROCHAS E SEDIMENTOS

O aumento da concentração de nutrientes nas águas, por introdução de material carreado do solo, depende do grau de desagregação das rochas que constituem o próprio

Tabela 4 - Nutrientes em várias coleções d'água da área urbana de Seattle, Estados Unidos.

LOCAL	Nitratos (mg/L N)		N. Kjeldahl (mg/L N)		Fósforo Solúvel (µg/L)		Fósforo Total (µg/L)	
	intervalo de valores	média	intervalo de valores	média	intervalo de valores	média	intervalo de valores	
Green Lake	0 - 0,47	0,084	0,02 - 1,0	0,34	0 - 5,8	1,6	3,08 - 1,78	7,6
Lower Woodland	0,20 - 0,85	0,46	0,01 - 0,88	0,32	2,3 - 1,12	7,5	4,9 - 2,92	1,03
Densmore Storm	0,53 - 2,02	1,24	0,10 - 1,34	0,57	5,8 - 1,28	8,5	6,9 - 3,0	1,36
Thornton Creek	1,26 - 1,70	1,48	-	-	4,5 - 8,6	6,6	7,4 - 1,23	1,10

Fonte: SYLVESTER, 1961

terreno. Vários fatores influem nesse processo. Além da influência das atividades biológicas, outros são reunidos sob a denominação genérica de intemperismo (fraturas e desagregação causadas por oscilações de temperatura, ações de corrosão e abrasão, etc.). Com relação a sua influência nas quantidades de nutrientes, deve-se dizer que o solo é um grande retentor de fósforo e qualquer aplicação de fósforo solúvel, em geral, permanece próxima ao ponto de aplicação, exceção feita a solos arenosos e turfosos, que são pouco reagentes ao fósforo.

A decomposição do solo, nos fundos de lagos e reservatórios, é também dependente da atuação de organismos aquáticos, especialmente os bentônicos, correntes, fenômenos de estratificação e outros.

A grande importância da decomposição de solos, em termos de nutrientes, como já se mencionou, relaciona-se ao fósforo. Estima-se que a parte sólida da Terra tenha  $10^{19}$  toneladas do íon ortofosfato. O elemento fósforo ocorre em 187 minerais diferentes, dos quais somente a apatita é quantitativamente significativa. O fosfato ocorre em rochas ígneas, na faixa de 0,07 a 0,13% (P), mas somente como apatita -  $3Ca_3(PO_4)_2 \cdot Ca(OH)_2$  ou  $Ca_{10}(PO_4)_6 (CH, F \text{ ou } Cl)_2$ .

Rochas vulcânicas podem conter concentrações mais elevadas de fosfato. No total, somente  $10^{10}$  toneladas seriam economicamente mineráveis. GOLDSCHMIDT, citado por PEREIRA, 1985, assinala que desde a origem da Terra, 160 kg de rocha foram erodidas por  $cm^3$  de terra, o que equivale a uma camada de 400-600 m de espessura sobre o globo terrestre. "A sedimentação de fosfato nos oceanos - um artifício seguro contra a superprodução de algas - ocorre principalmente por absorção em aragonita ( $CaCO_3$ ). Este processo, que já depositou  $10^{15}$  toneladas de P, sempre ocorreu, de forma que nos dias atuais pode-se encontrar rochas sedimentares com alto teor de fosfato. Esse fosfato não fica para sempre retido nessa forma, sendo mesmo, através de ações mecânicas, solubilizado, retornando ao ciclo natural" (PEREIRA, 1985).



O fósforo elementar não ocorre livre na natureza, mas sim na forma de fosfato, que pode ser solúvel ou insolúvel, tanto na água como nos solos. Conhecendo-se o fato de que o ortofosfato está presente em pequenas quantidades, sendo sua concentração controlada efetivamente pelo mecanismo de solubilização e pela presença de cátions metálicos, tais como cálcio, ferro, alumínio e magnésio, que são capazes de formar os fosfatos insolúveis. Através de processos biológicos, o ortofosfato pode ser transformado em polifosfatos de vários tamanhos moleculares, como por exemplo, fosfo-proteínas, núcleo-proteínas, ésteres fosfatados, etc..

A Tab. 5 apresenta o tipo de rocha e a percentagem de fosfato total em sua composição.

Tabela 5 - Fósforo total nas rochas.

Tipo de Rocha		X P Total
Sedimentares		0,020 - 0,140
Magnéticas ou Igneas	Riolito	0,055
	Granito	0,087
	Andesito	0,123
	Sienito	0,133
	Monzonito	0,139
	Diorito e Dacito	0,144
	Gabro	0,170
	Basalto	0,244
	Plutônicas (1600 m de prof.)	0,134
	Vulcânicas	0,141

Além das quantidades naturais de fósforo já mencionadas, existe a introdução de fosfatos através da aplicação de fertilizantes e adubos no solo e o seu carreamento para as águas.

O fósforo é retirado de rochas fosfatadas à razão anual (1968) de 10 milhões de toneladas. Apenas nos Estados Unidos, 8% do fósforo explorado nas minas é empregado na fabricação de fertilizantes. Por essa razão, o controle das fontes não pontuais de fósforo basicamente se resume no controle do nutriente usado na agricultura.

Quanto aos sedimentos e a dinâmica de reciclagem dos nutrientes, por atividade biológica, especialmente bactérias e macroinvertebrados, bentônicos, existem observações efetuadas em algumas represas do Estado de São Paulo e de outras regiões brasileiras. Entretanto, os dados apresentados por ROLICH, no curso ministrado na CETESB, em 1974, já referido, parecem ser muito ilustrativos, para uma observação quantitativa do problema. A Tab. 6 apresenta os dados de intercâmbio de fósforo, obtidos em um lago suíço, o Baldeggersee, durante dois períodos de anaerobiose e um de aerobiose, nos anos de 1958 e 1959.

Outros dados de lagos suíços obtidos de observações e análises de vários pesquisadores relacionam-se à denitrificação. ROLICH e FRUH, procuraram ilustrar o assunto, elaborando uma tabela que foi apresentada no curso que ministraram em São Paulo. Verifica-se, ao repassar esses dados (Tab. 7) toda a dinâmica de intercâmbio de nutrientes entre a água e sedimento dos lagos e as possibilidades de quantificação, visando estabelecer um balanço de nutrientes, tarefa que é sumamente importante para o manejo e controle da eutrofização de corpos d'água.

A represa Billings, em São Paulo, durante mais de 30 anos, acumulou grandes quantidades de lodo sedimentado, este, segundo suposição de alguns, se comportaria como um verdadeiro reservatório de nutrientes, de modo a manter constantemente altas concentrações de nitrogênio e fósforo nas

Tabela 6 - Troca de fósforo ( $PO_4$ ) entre água e sedimento no Lago Baldeggersee, Suíça.

Condições de OD no hipolimnio	Período		Anaerobiose	Aerobiose	Anaerobiose
	nº dias	28-05 a 22-10-58			
Concentrações de $PO_4$ intercambiadas	147	195			163
Trocas de conteúdo de $P(PO_4)$ por $m^2$ de uma coluna representativa da água (gramas)	+ 1,75	- 1,35			+ 2,00
Retenção pelo lago de cargas superficiais (gramas)	+ 0,35	+ 0,46			+ 0,38
Diferença Algebrica = total liberado pelo sedimento (grama)	+ 1,40				+ 1,62
= total retido pelo sedimento (grama)		- 1,81			
Taxa média diária de liberação ou retenção (grama)	+ 0,0095	- 0,0093			+ 0,0099

Ponte: ROLICH - anotações de sula, A.A. Rocha, 07 a 11-11-1974

Tabela 7 - Estimativa das taxas de denitrificação em lagos suíços.

LAGO	Retenção no Lago		N/P (*) no sedimento	Total N(**) efetivamente retido no sedimento g/m <sup>2</sup> .ano	Perdas de N(***) g/m <sup>2</sup> .ano	% de Perdas
	N g/m <sup>2</sup> .ano	P				
Aegerisee	1,40	0,11	4,15	0,47	0,93	68
Türlersee	4,70	0,24	7,80	1,85	2,85	61
Hallvillersee	4,45	0,20	6,20	1,25	2,20	45
Pfaffikersee	13,50	1,05	4,90	5,15	8,35	62
Greifensee	25,40	0,97	4,90	4,75	20,65	81
Baldeggersee	15,00	1,08	5,40	5,85	9,15	61

(\*) - Análises diretas dos sedimentos de acordo com vários autores

(\*\*) - Retenção de P x N/P (sedimento)

(\*\*\*) - Total retido na água - total retido pelo sedimento (= perda por meio de denitrificação)

Fonte: ROLICH - FRUH, anotações de aula, A.A. Rocha, 07 a 11-11-1974

águas, propiciando as florações de algas.

Todavia, como se observa após certos períodos de suspensão do bombeamento das águas do rio Pinheiros, contendo elevada carga orgânica, é que, surpreendentemente, houve uma drástica redução das concentrações de fósforo. O P total, segundo dados da CETESB, 1983, junto à barragem da Pedreira, reduziu de 0,96 mg/l para 0,07 mg/l e, junto à saída da água para a represa do rio das Pedras, no Summit Control, de 0,77 mg/l para 0,05 mg/l (médias geométricas). O N total passou de 12,90 mg/l para 3,98 mg/l na Pedreira e de 9,65 mg/l para 2,82 mg/l no Summit Control (ROCHA, 1984). Verifica-se, pois, que em ambiente aeróbio há a tendência de manter-se o fósforo em forma solúvel, nos sedimentos bentônicos. Por sinal, PATRICK JR. et al (1974) já havia notado esse comportamento em lagos poluídos de regiões temperadas, o que também pode constituir uma possibilidade a mais para o manejo e tentativas de recuperação de certos corpos d'água poluídos.

## INFLUÊNCIA DE ESGOTOS DOMÉSTICOS E DESPEJOS INDUSTRIAIS

Vários autores tem ressaltado a influência de descargas orgânicas domésticas ou industriais nos corpos d'água. Também os detergentes (2,6 kg/hab.ano de fósforo) e os efluentes de estações de tratamento de esgotos constituem contribuições consideráveis para o aumento de nutrientes nos corpos d'água.

Durante estudos sobre os problemas causados por algas, em lagos da cidade de Madison, nos Estados Unidos, Sawyer et al (1944) verificaram que o efluente da estação de tratamento de esgoto contribuía com 76% do nitrogênio total e 88% de fósforo solúvel, no lago Wambesa.

RUDOLFS (1947) relata que o fósforo, em estações de tratamento de águas residuárias, varia de 1,5 a 3,4 g de  $P_2O_5$ /dia/hab., dependendo da quantidade de despejos industriais presentes. FRUH (1967), citando outros autores, apre-

sentada para estações de tratamento secundário de esgotos, concentrações de 20-50 mg/ℓ de nitrogênio total e 1-13 mg/ℓ de fósforo solúvel.

No lago Paranoá, Brasília, onde existem às margens dos braços das asas norte e sul estações de tratamento de esgoto de lodos ativados, há apreciáveis contribuições de nutrientes, como ressalta BRANCO, 1976. Estes, ao lado das concentrações de nitrogênio fixado do ar por certas algas cianofíceas e aquelas provenientes da drenagem urbana, acabam por aumentar a produtividade em certos "braços" do lago, que quase constantemente apresenta florações de algas.

A decomposição do lixo ou dos adubos orgânicos do lixo também representa uma fonte significativa não só de fósforo, mas também de outros nutrientes. As cinzas do lixo da cidade de São Paulo apresentam em porcentagem: 1,70 de  $P_2O_5$ ; 58 de  $K_2O$ ; 11 de  $CaO$  e 1,23 de  $MgO$ . As cinzas de um fogão a lenha tem 2,64% de  $P_2O_5$ ; 5,00% de  $K_2O$  e 33,58% de  $CaO$ .

A excreção diária "per capita" de fósforo é de 1,5 g de fósforo e, segundo VOLLENWEIDER (1968), uma área com densidade populacional de 150 hab/km<sup>2</sup> pode fornecer as quantidades constantes da Tab. 8.

A contribuição per capita de nitrogênio é de 3,2 kg por ano, segundo OSWALD & GOLNEKE, 1966.

Finalmente, VOLLENWEIDER, 1968, indica que existem limites de cargas permissíveis e perigosas para nutrientes, dependendo da profundidade dos lagos, para a manutenção das condições ecológicas, em função da eutrofização. Na Tab. 9, são apresentadas as estimativas empíricas de cargas de fósforo total e nitrogênio inorgânico de acordo com várias profundidades.

## CONTRIBUIÇÃO DE NUTRIENTES PROVOCADA POR MASSAS VEGETAIS SUBMERSAS

Tivemos oportunidade de abordar e estudar o problema

Tabela 8 - Fósforo fornecido em uma área com densidade populacional de 150 hab/km<sup>2</sup>.

Contribuições	g <sup>P</sup> /ano/m <sup>2</sup>	
	Mínimo	Máximo
<b>Esgotos</b>		
Matéria fecal	0,08	0,08
Detergentes	0,04	0,04
Lavagem de auto-estrada	0,01	0,01
Industrial	0,01	0,01
<b>Agricultura (drenagens)</b>		
Terra areada	0,01	0,05
Campos	0,01	0,05
Florestas	0,01	0,01
<b>TOTAL</b>	<b>0,17</b>	<b>0,25</b>

Fonte: VOLLENWEIDER, 1968

Tabela 9 - Estimativas empíricas das cargas de P Total e nitrogênio inorgânico em g/m<sup>2</sup>.ano, baseadas em dados de lagos naturais do mundo.

Profundidade Média (m)	Carga Permissível (até)		Carga Perigosa (além de)	
	N	P	N	P
5	1,0	0,07	2,0	0,13
10	1,5	0,10	3,0	0,20
50	4,0	0,25	8,0	0,50
100	6,0	0,40	12,0	0,80
150	7,5	0,50	15,0	1,00
200	9,0	0,60	18,0	1,20

Fonte: VOLLENWEIDER, 1968

do "afogamento" da vegetação em várias represas construídas no Estado de São Paulo, no Brasil e no exterior.

Em 1977, publicamos o livro "Poluição, Proteção e Usos Múltiplos de Represas", no qual inserimos um capítulo sobre o assunto (páginas 105 a 112). Desse trabalho são os dados que ora apresentamos e que indicam a contribuição em nutrientes, da vegetação que se decompõe sob as massas d'água.

Cada tonelada de vegetação é passível de contribuir com 1,459 kg de nitrogênio e 0,203 kg de fósforo (BRANCO e ROCHA, 1977).

A vegetação incinerada e transformada em cinzas, segundo os mesmos trabalhos de campo e laboratório, pode propiciar o desenvolvimento de microrganismos. Assim, 1000 mg/l de cinzas facilita o desenvolvimento de 2800 microorganismos.

## CONSEQUÊNCIAS DA EUTROFIZAÇÃO

Várias são as conseqüências que podem advir da eutrofização. O processo que leva ao acúmulo de nutrientes está relacionado a inúmeros fatores, muitos dos quais interdependentes, inclusive condições naturais, que podem propiciar um aumento dos minerais nutrientes, provocando efeitos diversos. Se bem que alguns possam ser até benéficos à ecologia aquática (criação de peixes, por exemplo, com nível de eutrofização controlada), no mais das vezes, as conseqüências são desastrosas ao meio aquático. ROLICH & COOK (1966) citando RAWSON ressaltam a evidencia da interrelação de fatores que afetam o chamado "metabolismo" de um lago, até a estruturação de sua natureza eutrófica. Percebe-se que, fundamentalmente, o fenômeno básico principal no esquema, é a eutrofização.

Dentre os efeitos negativos decorrentes da eutrofização, podem ser enumerados os prejuízos ao tratamento de águas para abastecimento, a certos processos industriais e



à indústria de pesca; a qualidade das águas impedindo a recreação e dificultando o lazer; as facilidades para aumento da produtividade, com a proliferação de algas (algumas tóxicas) e macrófitas) (BRANCO, 1978).

As grandes massas de macrófitas aquáticas (aguapês - *Eichhornia sp*, *Pistia sp*, *Hydromistria sp*, etc.) também prejudicam o desenvolvimento do fitoplâncton. As algas têm células compostas estequiometricamente por  $C_{106}N_{16}P_1$ , o que significa dizer que necessitam assimilar por fotossíntese o C, N e P, respectivamente nas proporções 106, 16 e 1 para que exerçam suas funções vitais normais. Portanto, as dificuldades ou o impedimento das suas reações de síntese e assimilação ocasiona a sua morte.

FRUH (1967) elaborou uma listagem de características biológicas de lagos oligotróficos e eutróficos, que são apresentados na Tab. 10.

#### ALGUNS ASPECTOS A SEREM ESTUDADOS EM REPRESAS TROPICAIS

A eutrofização em represas brasileiras tem sido objeto de estudos acadêmicos desde há alguns anos. Todavia, do ponto de vista prático, visando o controle de fontes e o manejo dos corpos d'água, só mais recentemente os grandes lagos artificiais têm em geral merecido estudos através de metodologia adequada, levando em consideração as suas peculiaridades, que diferem sensivelmente dos lagos naturais. Nesse sentido, alguns estudos que têm sido conduzidos pecam por não observarem o regime de vazão controlada pelo homem, o que faz, às vezes, ao longo de um só dia, com que esses reservatórios apresentem comportamento diversificado.

Nos últimos 20 anos, várias represas foram construídas no território brasileiro, com a principal finalidade de gerar energia elétrica. No Estado de São Paulo essas represas foram continuamente monitoradas pela CETESB, durante os anos de 1972 a 1976, com o principal objetivo de obter da-

Tabela 10 - Comunidades biológicas em lagos oligotróficos e Lagos Eutróficos.

PARÂMETRO	LAGOS OLIGOTRÓFICOS	LAGOS EUTRÓFICOS
Floração de Algas	rara	freqüente
Diversidade de Espécies de Algas	muita	pouca
Grupo de Algas Característico	-	Alga Azul - <i>Anabaena</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Microcystis</i> , <i>Oscillatoria</i> <i>rubescens</i>
Desenvolvimento de Plantas Aquáticas nas Regiões Litorâneas	esparsa	abundante
Zooplâncton Característico	<i>Bosmina obtusirostris</i> , <i>B. coregoni</i> , <i>Diaptomus</i> <i>gracilis</i>	<i>Bosmina longirostris</i> , <i>Diaptomus cacullata</i>
Fauna de Fundo	<i>Tanytarsus</i>	Quironomídeos
Peixe	habitando profundidade - peixes de água fria como cisco, truta, salmão	habitando a superfície - peixes de água quente como lança, perca, bass.

Fonte: FRUH et alii, 1966

dos ecológicos e sanitários de interesse da CESP - Companhia Energética de São Paulo.

Os dados então obtidos (ROCHA, 1980), apesar de não pesquisados com um objetivo específico de estudar eutrofização, constituem o resultado de um dos levantamentos mais completos e sistemáticos já realizados no Brasil, comparando um número considerável de reservatórios e situações, envolvendo grande número de pontos de amostragem (cerca de 10 pontos de cada represa), permitindo algumas considerações e conclusões, que foram apresentadas em 1981 por BRANCO, em um congresso realizado na cidade de Laxemburgo, na Áustria, bem como sugerindo algumas novas linhas de pesquisa a respeito dos principais aspectos da eutrofização em ecossistemas aquáticos tropicais e subtropicais.

Infelizmente, aqueles estudos não incluíram o levantamento de fontes de nutrientes, tais como águas de escoamento superficial provenientes de solos agrícolas, cargas representadas pelos rios tributários, efluentes domésticos e industriais. Vários desses lagos recebem esgotos urbanos e industriais que contribuem com cargas significativas de nutrientes para algas. O rio Tietê, por exemplo, que se acha represado em vários pontos ao longo de seu trajeto, atravessa a Região Metropolitana de São Paulo, recebendo a maior parte de seus efluentes praticamente "in natura". Parte desse rio, a jusante de São Paulo, é derivado, por meio de recalque, para a Represa Billings (o lago mais eutrófico do Estado de São Paulo) e parte segue o seu curso natural, em direção aos reservatórios do sistema energético da CESP. Essa distribuição, porém, não é uniforme no tempo, sofrendo descontinuidades devidas a um sistema de operação que visa atender não só às conveniências energéticas, como também à necessidade de dar vazão às ondas de enchentes e outros fatores. Assim sendo, as descargas de nutrientes nos vários lagos são variáveis e dificilmente previsíveis em diferentes dias ou até mesmo em diferentes horas de um mesmo dia. Este constitui o principal fator de dificuldades na interpretação

de dados ecológicos de lagos artificiais, especialmente daqueles construídos com a finalidade de gerar energia hidrelétrica: a composição química das águas está muito mais sujeita às operações de comportas e bombas hidráulicas do que a fatores naturais.

Uma outra fonte de dificuldades, neste estudo, é derivada da ausência de dados sobre concentrações de clorofila nas represas. Os especialistas da CETESB empregaram nesse levantamento, a identificação e contagem ao microscópio para avaliar as concentrações de biomassa planctônica, de acordo com os métodos padrões utilizados em estudos sanitários. Na maioria dos casos, eles usaram o método de contagem de algas por "unidades padrão de área" (UPA) para essa avaliação, isto é, o número de unidades de superfície (20 X 20 µm ou 400 µm quadrados) ocupado por cada gênero de algas em cada milímetro de amostra de água, o que constitui um dado muito útil sobre a concentração de algas do manancial.

Um estudo bem mais completo sobre o acesso de nutrientes a um lago, relacionado com a sua eutrofização e desenvolvimento de algas, foi realizado pela CETESB e pela companhia de saneamento local - CAESB - no lago Paranoá, em Brasília, capital do país, entre 1972 e 1976 (KAWAI et al, 1972; BJORK, 1975; BRANCO, 1976; BRADLEY, 1975). O lago Paranoá foi construído em 1960 para fins recreacionais e estéticos, dentro do projeto geral da nova capital brasileira. Desde que foi construído, ele recebe os efluentes de uma estação de tratamento de esgotos (processo de lodos ativados) situada na "Asa Sul" da cidade e, a partir de 1970, recebe também os efluentes de uma segunda estação de tratamento de lodos ativados, situada na "Asa Norte". As cargas de nutrientes descarregadas por estas duas estações transformaram a represa "de um lago de desmidiáceas com características oligotróficas em um lago caracterizado por maciças florações de algas azuis" (PALMER, 1969).

A finalidade deste pequeno trabalho é a de comparar

a situação observada no lago Paranoá (Brasília) com a estudada em várias represas do Estado de São Paulo, visando tentar explicar o efeito das cargas de nutrientes sobre a eutrofização de águas tropicais.

## EUTROFIZAÇÃO DO LAGO PARANOÁ

As cargas estimadas de nutrientes sobre o lago Paranoá acham-se especificadas na Tab. 11.

Esses dados são baseados em medidas sistemáticas de concentrações de nitrogênio e fósforo nos rios formadores, escoamento urbano, escoamento superficial natural, precipitação pluviométrica direta e esgotos municipais, realizadas pela CETESB (KAWAI et al, 1972). Supõe-se que uma parte das altas cargas de nutrientes transportadas pelo escoamento superficial seja proveniente da freqüente aplicação de fertilizantes, que é feita nos solos de Brasília, para a formação de jardins públicos e áreas de cultivo, em face da pobreza de nutrientes, que é característica daqueles solos.

Apesar dessas elevadas cargas recebidas através dos rios e das águas de escoamento superficial (cargas muito maiores que aquelas consideradas "permissíveis" ou "perigosas", segundo o critério proposto por VOLLENWEIDER, 1968 - Tab. 9), o lago Paranoá, como já foi mencionado, caracterizava-se como lago oligotrófico, povoado por desmidiáceas, antes que recebesse as cargas adicionais de nutrientes proporcionadas pelos efluentes das estações de tratamento de esgotos. A influência exercida por estas descargas é confirmada pela observação de que as florações visíveis de algas são notadas principalmente na parte sul do lago. Na sua porção norte, o fenômeno é muito menos notório e geralmente ausente no corpo principal da represa (KAWAI, 1972; BRANCO, 1976). A concentração de pigmentos no lago Paranoá varia entre cerca de 80 mg/m<sup>3</sup> por partes (no meio do lago) a 250 mg/m<sup>3</sup> (na parte sul). A fixação de carbono é estimada em

Tabela 11 - Entrada de nutrientes no Lago Paranoá (apud Bradley\*)

FONTES	NITROGÊNIO (N TOTAL)		FÓSFORO (P TOTAL)					
	kg/dia ton/ano g/m <sup>2</sup> .ano %	%	kg/dia ton/ano g/m <sup>2</sup> .ano %	%				
Tratamento de Esgotos	553	202	5,05	41	93	34	0,85	31
Rios	340	124	3,10	25	118	43	1,07	40
Escoamento Superficial Urbano	293	107	2,67	22	54	20	0,49	18
Esgotos Diretamente Lançados no Lago (assumindo que sejam tratados)	110	40	1,00	8	19	7	0,17	7
Escoamento Superficial Rural	41	15	0,38	3	4	1,5	0,04	1
Águas de Chuva no Lago	16	6	0,15	1	9	3	0,08	3
<b>TOTAL</b>	<b>1353</b>	<b>494</b>	<b>12,35</b>	<b>100</b>	<b>297</b>	<b>108,5</b>	<b>2,70</b>	<b>100</b>
Níveis Permissíveis de Descarga* ≤	189	69	1,72	-	12	5	0,11	-
Níveis Perigosos de Descarga* >	377	138	3,44	-	25	9	0,23	-
Desprendimento do Depósito de Fundo	5748	2098	53,00	-	840	307	7,67	-
Efluente Lagunar**	456	167	4,16	-	68	25	0,62	-

\* Fonte: VOLLENWEIDER, 1968

\*\* Fonte: Relatório da CETESB, R<sub>3</sub>/58

2.580 mg/ℓ/m<sup>2</sup>.dia<sup>-1</sup> como máxima (parte sul) e 1.580 mg/ℓ/m<sup>2</sup>.dia<sup>-1</sup> como mínima (na parte central do lago) (KAWAI et al, 1972).

Esses dados nos levam à suposição de que as cargas de nutrientes provenientes dos rios e do escoamento superficial não sejam suficientes, por si sós, para manter uma condição altamente eutrófica no lago Paranoá. Em favor, ainda, desta opinião, existem dois lagos na mesma região, denominados Santa Maria e Descoberto, caracterizados por apresentar uma flora constituída predominantemente de desmidiáceas e que não mostram problemas de eutrofização. O lago Descoberto é utilizado como manancial para abastecimento de água de Brasília e recebe cargas de nutrientes que excedem em 20% aquelas consideradas como excessivas para nitrogênio e em 400% as para fósforo, segundo o critério de VOLLENWEIDER (1968). A transparência desse lago é bastante elevada dada a sua baixa turbidez (3,2 unidades) e baixa concentração de cor (22 unidades).

Essa mais alta tolerância em relação às cargas de nitrogênio e fósforo poderá, talvez, ser explicada pela existência contínua de níveis elevados de radiação solar em regiões tropicais, quando comparadas com áreas temperadas. A radiação solar elevada durante todo o ano permite manutenção de temperaturas relativamente altas e assegura penetração de luz suficiente para nutrição de algas.

Em condições de clima temperado, há um acúmulo de nutrientes no corpo d'água e nos sedimentos do fundo, durante o outono e o inverno. Esses nutrientes acumulados levam a alta produtividade e a picos de biomassa algácea na primavera. Por outro lado, em condições tropicais, há uma produção uniforme durante todo o ano e não há picos de biomassa por haver maior intensidade de energia.

#### CONDIÇÕES NOS RESERVATÓRIOS DE SÃO PAULO

A Tab. 12 resume as concentrações médias de N e P e

Tabela 12 - Concentrações de nutrientes e algas nos reservatórios do Estado de São Paulo.

A L G A S

RESERVATÓRIO	VOLUME (m <sup>3</sup> )	N TOTAL (mg/L)	P TOTAL (mg/L)	Nº/mL	UPA/mL	Nº DE AMOSTRAS	ANO
Barra Bonita	3.160x10 <sup>6</sup>	0,390	0,034	1.024	2.757	76	1975
Bariri	544x10 <sup>6</sup>	0,316	0,021	3.130	3.709	46	1975
Promissão	7.200x10 <sup>6</sup>	0,146	0,027	5.700	32.347	29	1975
Ibitinga	982x10 <sup>6</sup>	0,294	0,031	383	1.200	20	1975
Ilha Solteira	21.166x10 <sup>6</sup>	0,124	0,030	302	152	60	1975
Jupiã	3.680x10 <sup>6</sup>	0,147	0,033	443	65	39	1975
Salto Grande	48x10 <sup>6</sup>	0,150	0,029	195	120	39	1975
Jurumirim	6.520x10 <sup>6</sup>	0,178	0,024	284	157	60	1975
Euclides da Cunha	13,4x10 <sup>6</sup>	0,306	0,045	1.576	27	12	1975
Caconde	555x10 <sup>6</sup>	0,292	0,0212	1.010	204	36	1975
Limoeiro	25,40x10 <sup>6</sup>	0,347	0,0315	1.088	24	16	1975
Xavantes	8.750x10 <sup>6</sup>	0,255	0,024	591	-	53	1976



de algas na água de muitos reservatórios de São Paulo, durante um ano (1975-1976).

As florações ocorrem quando a concentração de algas excede a 500 UPA/ml de água. Como regra geral, um reservatório que entra num processo de eutrofização apresenta elevados números de algas azuis filamentosas, como *Anabaena* ou *Aphanizomenon*, no lago Paranoá, e depois *Microcystis*. Essa mesma sucessão é característica na represa Billings, São Paulo, conforme atestam BRANCO e ROCHA (ROCHA, 1984). *Anabaena* é uma alga fixadora de N e esta seqüência pode ser explicada pelo fato do esgoto apresentar uma taxa N:P de cerca de 8:1 ou 6:1 (às vezes, 4, 5:1), que representa muito mais fósforo do que o necessário para o desenvolvimento de algas. Isto torna o N mais limitante e estimula a fixação de N por algas, até que atinja altas concentrações. No caso do lago Paranoá, a floração de *Microcystis* foi precedida por florações de *Aphanizomenon*. *Aphanizomenon* não é considerada fixadora de N por muitos autores a despeito da presença de heterocistos, que são considerados, por alguns, estruturas fixadoras de N (KAWAI, 1972).

Há forte evidência de que o controle de eutrofização baseado na remoção de nitrogênio ao invés de fósforo, em regiões tropicais, provavelmente levará à substituição de *Microcystis* por um gênero fixador de nitrogênio, deixando, pois de resolver o problema. Em muitos casos, as florações de algas verdes são precedidas, ou alternadas, por florações da diatomácea *Melosira*. A Tab. 13 representa um processo tentativo, para demonstrar que não há variações significantes da biomassa de algas, com relação à temperatura ou níveis de radiação solar. Representa as contagens médias em diversos pontos de 11 reservatórios em diversas épocas, entre 1972 e 1976. Parece que, em águas eutrofizadas, as grandes concentrações de algas azuis ocorrem principalmente em julho (no inverno) e dezembro (verão). Infelizmente, não há estudos sistemáticos destas distribuições no tempo, de modo a comprovar estatisticamente, mas alguns experimentos estão

Tabela 13 - Concentrações médias de algas nos reservatórios do Estado de São Paulo.  
(Concentração de Algas expressas em Unidade Padrão de Área)

RESERVATÓRIOS	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DEZ	TOTAL DE AMOSTRAS
<b>RIO TIETÊ</b>													
1. Barra Bonita (1973-1976)			71	83	411	676	3.572		1.458	1.690	2.260		82
2. Bariri (1975-1976)	728					6.193							11
3. Promissão (1973-1976)	458	768				1.764					931		24
4. Ibitinga (1975-1976)			133			2.275							12
<b>RIO PARANÁ</b>													
5. Ilha Solteira (1974-1976)	356	526				31		236				73	36
6. Jupiaí (1972-1976)	119		145	96			149	130	379		41	2.822	78
<b>RIO PARANAPANEMA</b>													
7. Salto Grande (1974-1976)	66		74				166	53			72		27
8. Jurumirim (1974-1976)	120		101	66			213	42			98		60
<b>RIO PARDO</b>													
9. Euclides da Cunha (1974-1975)			27	30			79					62	11
10. Caconde	194		447	131			134						25
11. Limeiro (1974-1975)			24	106			489					131	16
<b>TOTAL (média)</b>	<b>228</b>	<b>361</b>	<b>314</b>	<b>142</b>	<b>167</b>	<b>369</b>	<b>2.056</b>	<b>87</b>	<b>183</b>	<b>739</b>	<b>661</b>	<b>1.525</b>	<b>382</b>

sendo levados a efeito no laboratório do CREA (São Carlos-SP), seguindo esta linha de pesquisa.

As Tabs. 14 e 15 apresentam dados de ortofosfato e transparência dos mesmos lagos no mesmo período, numa tentativa de investigar os fatores que variam concomitantemente com os períodos de estiagem e chuva, de modo a explicar a prevalência de algas em julho e dezembro. Mas não há evidência dessa correlação. Para alguns dos corpos d'água mais produtivos, como o reservatório de Barra Bonita, no rio Tietê, Estado de São Paulo, há uma pequena evidência de que em julho, a alta produtividade coincide com a mais alta transparência. Junho, julho e agosto são meses de estiagem mais severa e a turbidez decresce. Mas, no período de julho a novembro, quando há queima para a colheita da cana-de-açúcar, a fertilidade do solo e das águas aumenta bastante pela presença de cinzas.

Parece que as florações de algas nos reservatórios brasileiros não tem correlação com a variação da energia solar, mas sua distribuição no tempo é dependente principalmente de outros fatores, como utilização do solo, chuva (e consequente aumento de sólidos suspensos), poluição por esgoto e operação de sistemas hidráulicos. A produção e consumo contínuos e altos causados por alta intensidade luminosa e elevados níveis de temperatura, permitem uma assimilação mais eficiente dos nutrientes, quando comparados com climas temperados.

Tabela 14 - Transparência em reservatórios do Estado de São Paulo.  
(transparência em m)

RESERVATÓRIOS	MESES											
	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
Barra Bonita				0,44	0,99	0,98	1,48	1,05	1,23	0,77	0,96	
Bariri				0,70	0,81							
Promissão	2,26				2,22	1,32	1,13	4,10				
Ibitinga				0,91	0,60	1,06						
Ilha Solteira	0,60				1,50	6,80						
Jupiã	0,70			0,90	2,65	2,73						
Salto Grande	0,42	1,27	1,72	1,37	1,66	0,48						
Jurumirim	1,83		2,36	1,87	2,28	2,79	2,69					
Euclides da Cunha			0,32		1,00	1,65	0,56					
Caconde			3,00		3,60	1,50						
Limoeiro			0,50		1,25	1,40	0,40					
Xavantes			1,52		1,14	2,09						
MÉDIA	1,12	1,20	1,27	1,39	1,01	1,24	1,62	1,66	1,90	2,41	1,73	1,50

Tabela 15 - Teor de fósforo (ortofosfato) em reservatórios do Estado de São Paulo.  
ortofosfato (mg/L)

RESERVATÓRIOS	MESES											
	JAN	FEB	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
Barra Bonita				0,034	0,035	0,036	0,016	0,051		0,026	0,018	0,018
Bari					0,019		0,016			0,016		
Promissão		0,022				0,019	0,030					0,031
Ibitinga				0,036	0,033		0,035					
Ilha Solteira	0,036	0,030				0,023			0,064	0,037		
Jupia		0,034		0,060	0,016			0,040	0,019	0,022	0,059	
Salto Grande	0,04	0,041		0,027			0,027	0,035		0,040		
Jurimirim	0,025			0,024	0,008			0,028	0,027		0,012	
Euclides da Cunha			0,045				0,065		0,043			0,031
Caconde					0,019		0,018		0,024			
Limoeiro			0,037				0,036		0,025			0,023
Xavantes				0,017			0,027			0,028		
MÉDIA	0,034	0,032	0,041	0,033	0,022	0,029	0,029	0,037	0,035	0,028	0,030	0,026

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMARAL E SILVA, C.C. Poluição das águas e eutrofização. São Paulo, Faculdade de Saúde Pública; USP, 1972. Tese Doutorado.
- BACHMANN, R.W. The role of agricultural sediments and chemicals in eutrophication. J. Wat. Pollut. Control. Fed. 52(10): 2425-31, 1981.
- BJÖRK, S. The Lake Paranoa Rehabilitation Project. Preliminary Report, 1975 (manuscrito).
- BRADLEY, R.M. Lake Paranoã, Brasília: summary of existing nutrient loads, permissible nutrient loads and possible remedial measures. São Paulo, CETESB, 1975 (manuscrito).
- BRANCO, S.M. Análise de Alguns Aspectos e Soluções Prováveis para o Lago Paranoã. R. DAE, 36(109): 38-45, 1976.
- \_\_\_\_\_. Hidrobiologia aplicada à Engenharia Sanitária. São Paulo, CETESB, 1978.
- \_\_\_\_\_. Noticiário Bibliográfico Sanitário. R. DAE, São Paulo, 83: 9-10 dez, 1971.
- \_\_\_\_\_. Sobre a utilização de microorganismos flagelados como indicadores de poluição. São Paulo. FHSP, USP, 1974. Tese Livre-Docência.
- BRANCO, S.M. & ROCHA, A.A. Poluição, proteção e usos múltiplos de represas. São Paulo. Edgard Blücher/CETESB, 1977.
- CLINE, D.R. Geology and ground water resources of danes country Wisconsin - U.S.A. - s.l. Geol. Surv. Water Supply 1965. (Paper, 1779)

- DITORO, D.M. & O'CONNOR, D.J.; THOMANN, R.V. A dynamic of phytoplankton populations in natural waters. New York, Manhattan College, 1970. p. 1-63.
- DUARTE, R.G. Eutrofização da Represa do Lobo: observações sobre fatores que contribuem para a eutrofização de represas em climas tropicais. São Paulo, FHSP, USP, 1982. Tese Doutorado.
- EDMONDSON, W.T. Book Review. *Limnol. Oceanogr.* 19: 369-375, 1974.
- FRUH, G.E. The overall picture of eutrophication. *J. WPCF*: 1449-63, 1967.
- FRUH, G.E.; STEWART, K.M.; LEE, G.F.; ROHLICH, G.A. Measurements of eutrophication and trends, *J. WPCF*, 38(8): 1237-58, Aug., 1966.
- HUCTCHINSON, G.E. Eutrophication, past and present. In: *Eutrophication: causes, consequences, correctives*. Washington, National Academy of Science, 1969.
- KAWAI, H.; KATO, M.; AMARAL E SILVA, C.C.; BRANCO, S.M. Eutrofização do Lago Paranoá em Brasília. In: *CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA*, 13, CETESB, 1972. p. 1-35.
- KETCHUM, B.H. Phytoplankton nutrients in estuaries. In: LAUFF, G.H., ed. *Estuaries*. Washington, American Association for the Advancement of Science, 1967. p. 329-35.
- LUND, J.W.G. Eutrophication, *Proc. R. Soc. B.*, 180: 371-82, 1972.
- MASON, C.F. *Biology of freshwater pollution*. London, Longman, 1983.

- OMERNIK, J.M. Nonpoint source - Stream Nutrient Level Relationship: A Nationwide Study, EPA. Corvallis, Oregon 97.330.
- OSWALD, W.J. & GOLNEKE, G.C. Eutrophication trends in the Unites States - a problem. J. Wat. Pollut. Control Fed. 38(6): 964-75, 1966.
- PALMER, C.M. Report of the algae in relation to water quality of Paranoa Lake. Brasília, 1969.
- PATRICK, Jr., W.H. & KHALID, R.A. Phosphate release and sorption by soils and sediments: effects of aerobic and anaerobic conditions. Science, New York, 186: 53-5, 1974.
- PEREIRA, N. Eutrofização no sistema estuarino e das baías de Santoy e São Vicente (Estado de São Paulo, Brasil). São Paulo, FHSP, USP, 1985. Tese Mestrado.
- PERKINS, E.J. The biology of estuaries and coastal waters. New York, Academic Press, 1974.
- RHODE, W. Crystallization of eutrophication concepts in Northern Europe. In: Eutrophications causes, consequences, correctives. Washington, National Academy of Science, 1969.
- ROCHA, A.A. A limnologia, os aspectos ecológico-sanitários e a macrofauna bentônica da Represa do Guarapiranga na Região Metropolitana de São Paulo. São Paulo, Instituto de Biociências, USP, 1976. Tese Doutorado
- \_\_\_\_\_. Limnologia, recreação e pesca nas represas da CESP. R. Eng. Sanit., Rio de Janeiro, 5(19): 336-7, 1980.
- \_\_\_\_\_. Ciências do ambiente: saneamento. São Paulo,



FSP, USP, 1982. 254 p. (mimeografado)

ROCHA, A.A. A Ecologia, os aspectos sanitários e de Saúde Pública da Represa Billings na Região Metropolitana de São Paulo: uma contribuição à sua recuperação. São Paulo, FHSP, USP, 1984. Tese Livre-Docência

ROLICH, G.A. & COOK, C.W. Eutrophication. Austin, USA, University of Texas, 1966. (mimeografado)

RUDOLFS, W. Phosphates in sewages and sludge Treatment. I. Qualities of phosphates. Sewage Works J., 19: 1-43, 1947.

SAWYER, C.N. Causes, effects and control of aquatic growths. J. Water Poll. Cont. Fed., 34: 279, 1962.

SAWYER, C.N.; LACKEY, J.B.; LENZ, A.T. Investigations of the odor nuisance occurring in the Madison Lakes, particularly Lakes Monona, Waubesa and Kegonsa from July 1943 to July 1944. Wisconsin Report of the Governor's Committee, 1944.

SYLVESTER, R.O. Nutrient content of drainage water from forested, urban and agricultural areas. In: Algae and Metropolitan Wastes. s.l. R.A. Taft Sanitary Engineering Center, 1961 (TRW, 61-3)

SYLVESTER, R.O. & ANDERSON, G.C. A lake's response to its environment. J. San. Eng. Div. Proc. Amer. Soc. Civil Eng., 90: 5-11, 1964.

VIEIRA, J.F. & MORAES, C.A. Qualidade das águas - eutrofição. R. Saneam., 50(2): 94-103, abr./jun., 1976.

VOLLENWEIDER, R.A. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular refe-

rence to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. France, 1968. (OECD Technical Reports DAS/CSI, 68)

#### ENDEREÇO DOS AUTORES

ROCHA, A.A. e BRANCO, S.M.  
Faculdade de Saúde Pública  
Departamento de Saúde Ambiental  
Av. Dr. Arnaldo, 715  
01255 São Paulo - SP

