18

Efeitos da Eutrofização na Estrutura da Comunidade Planctônica na Lagoa da Pampulha

Belo Horizonte, MG

Pinto-Coelho[1], R.M.
Coelho[2], M.M.
Espírito Santo[2],M.M.
Cornelissen[2], T.G.

[1] Labotatório de Ecofisiologia de Organismos Planctônicos, Departamento de Biologia Geral, Setor de Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, UFMG.
CP 486
30161-970 Belo Horizonte - MG.

[2] Programa de Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Sivestre, UFMG.
CP 486
30161-970 Belo Horizonte - MG.

Resumo

O impacto de diferentes condições de trofia da água foi analisado através do estudo das mudanças nas comunidades de fitoplâncton e zooplâncton. Deu-se enfoque aos atributos estruturais das comunidades tais como diversidade, similaridade e dominância juntamente com modelos de distribuição de espécies. As amostras foram coletadas no reservatório da Pampulha, Belo Horizonte, durante 14 meses em duas localidades com níveis diferenciados de eutrofização. As maiores modificações observadas em ambas as comunidades referem-se ao incremento das densidades médias. O fitoplâncton também apresentou um aumento do número de espécies com os índices de eutrofização uma vez que foram anotadas 42 espécies no ponto menos eutrófico, e 46 espécies no ponto mais

eutrófico. A comunidade zooplanctônica apresentou praticamente a mesma riqueza específica em ambas as estações de coleta. Na estação menos eutrófica (ponto 1), foram registradas 25 espécies enquanto que o ponto mais eutrófico, ponto 9, ela apresentou 24 espécies. Os índices de Berger Parker, McIntosh, e o parâmetro "a" da distribuição log-normal foram os que melhor refletiram as mudanças estruturais que ocorreram em ambas as comunidades. Entre todos os modelos de distribuição testados, o modelo da distribuição log-normal foi o que melhor explicou as distribuições das abundâncias específicas para ambas as comunidades. Finalmente, o estudo conclui que a estrutura da comunidade fitoplanctônica foi mais profundamente afetada por níveis crescentes de trofia.

Palavras-chave: Fitoplâncton, Zooplâncton, Eutrofização, Estrutura de Comunidades.

Abstract

This study is focused on the impact of increasing levels of eutrophication on the communities of phytoplankton and zooplankton. Emphasis was given on the community attributes such as diversity, similarity and dominance as well as on models of species distribution. Samples were taken monthly during fourteen months in Pampulha Reservoir, located in Belo Horizonte city, Brazil. The largest modifications observed in both communities in response to eutrophication refer to the changes in abundance. Phytoplankton also increased species richness in response to nutrient enrichment, since the number of species increased from 42 species in the less eutrophic station to 46 species in the more eutrophic sampling point. Zooplankton community practically did not suffer changes in the species numbers. The number of species from this community decreased from 25 to 24 in the more eutrophic station. Most indexes responded to eutrophication with decreases in diversity. The indexes of Berger Parker, McIntosh, and the diversity statistics of log-normal (a) were consistent in describing the modifications in species richness and abundance of both communities. The log-normal distribution was the model which best explained the field data of specific abundance for both communities. Finally, the study concludes that the structure of phytoplankton community was more affected by eutrophication.

Key words: Phytoplankton, Zooplankton, Eutrophication, Community Structure.

Introdução

Uma das principais modificações provocadas pelo homem em ambientes aquáticos é a eutrofização, causada geralmente pelo aporte excessivo de nutrientes (Krienitz et al. 1996). O enriquecimento de nutrientes eleva não só as suas concentrações médias na coluna d'água como também altera as suas razões de oferta, como por exemplo a razão N:P. Tais mudanças levam a uma rup-

tura nas condições de equilíbrio entre as espécies ali existentes (Tilman, 1976; Kalff & Knoechel, 1978). Portanto, espera-se que a eutrofização altere vários dos atributos da estrutura das comunidades tais como a riqueza de espécies, a equitatividade e a dominância, além de suas abundâncias (Krienitz et al. 1996, Nesteruk 1996). Estas mudanças podem também levar a exclusão de determinadas espécies e a um elevado crescimento populacional de outras (Watson et al. 1997).

O fitoplâncton em lagos caracteriza-se por um número elevado de espécies presentes, de forma que a sua análise comparativa é facilitada pela utilização de índices que resumem a estrutura da comunidade (Edson & Jones 1988, Sommer et al. 1993). O conhecimento da diversidade, equitatividade, riqueza e similaridade em comunidades planctônicas é um instrumento de grande valia para a caracterização ou tipificação de um lago. Exemplos destas aplicações são as tentativas de associar a composição em espécies ao estado trófico de lagos, baseando-se na determinação de diversidade e outros índices (Kalf & Knoechel 1978). Desta forma, estimativas de diversidade podem ser utilizadas como indicadores da situação de sistemas ecológicos (Magurran 1988), funcionando como uma medida da estabilidade de uma comunidade e sua resistência a diversos tipos de distúrbios (Barnese & Schelske 1994).

Muitos dos estudos envolvendo comunidades planctônicas são meramente descritivos, consistindo basicamente de listas de espécies, sem a utilização de métodos matemáticos (Zhi-Xin 1996). A aplicação de modelos de distribuição de abundância de espécies é muito útil, pois usa toda a informação coletada a partir de censos de abundâncias específicas de uma comunidade, constituindo-se provavelmente na mais completa descrição matemática destes dados (Magurran 1988). Este tipo de análise pode ser bastante elucidativo na comparação de alterações na estrutura de comunidades sob diferentes condições ambientais (Zhi-Xin 1996). Segundo Odum (1971), comunidades em ambientes desfavoráveis ou poluídos apresentam diversidade reduzida e curva de espécie-abundância alterada. Desta forma, é provável que comunidades planctônicas apresentem padrões de distribuição de abundância e diversidade de espécies diferentes em ambientes com diferentes graus de eutrofização.

Os objetivos deste estudo foram:

i) verificar os efeitos da eutrofização na estrutura da comunidade fito e zooplanctônica da Lagoa da Pampulha, através da análise de índices de diversidade e similaridade;

ii) comparar a estrutura destas comunidades em diferentes condições eutróficas, através do ajuste dos modelos de distribuição de espécies.

Metodologia

Área de Estudo

Este estudo foi realizado no Reservatório da Pampulha (Figura 1), localizado na parte norte da cidade de Belo Horizonte, a 19°55'09"S e 43°56'47"W. Trata-se de um pequeno represamento (2,4 Km^2 e profundidade média de 5m) de oito ribeirões provenientes de várias partes da região metropolitana, principalmente dos municípios de Contagem e da própria capital mineira (Pinto-Coelho 1992). O clima regional é classificado como tropical com déficit hídrico moderado, apresentando duas estações distintas: uma quente e chuvosa (de novembro a março) e outra mais fria e seca (de abril a outubro). A precipitação anual gira em torno de 1400-1600 mm.

As bacias de praticamente todos os tributários estão situadas em áreas urbanizadas cujos esgotos são lançados diretamente nos tributários (Freitas et al. 1994). A partir do final da década de setenta, este desenvolvimento urbano, em grande parte não planejado, tem sido a principal causa do crescente nível de eutrofização do reservatório.

Coleta de Dados

Amostras de água foram coletadas mensalmente entre novembro de 1984 a dezembro de 1985 em duas estações de coleta (Estações 1 e 9; Figura 1). O ponto 1 localiza-se próximo ao vertedouro, em forma de tulipa, junto à barragem. A coluna d'água apresenta nesta região 15 metros de profundidade máxima. O ponto 9, com 6 metros de profundidade, situa-se próximo à ilha dos Amores. Esta ilha, por sua vez, localiza-se junto à desembocadura dos canais que trazem as águas dos ribeirões Ressaca e Sarandi, os quais são os tributários de maior vazão, possuindo também o maior grau de contaminação por esgotos domésticos e industriais.

As amostras de fitoplâncton e para as análises de água foram tomadas com uma garrafa de Kemmerer em cinco profundidades cobrindo toda a coluna d'água, Foram medidos os seguintes fatores físicos e químicos: profundidade do disco de Secchi, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, amônia, nitrito, nitrato e fósforo total.

O pH e a condutividade elétrica foram determinados em laboratório com aparelhos Metrohm, o oxigênio dissolvido foi determinado pelo método iodométrico de Winkler. as diversas formas de nitrogênio inorgânico bem como o fósforo total foram determinadas através de técnicas espectrofotométricas usuais (Golterman et al. 1978).

As amostras de fitoplâncton foram imediatamente acondicionadas em frascos de 250 ml contendo 3 ml de lugol acético. Após a fixação das amostras com o lugol acético, estas foram integradas para as contagens. As contagens foram realizadas em um microscópio invertido, segundo a técnica de Utermöhl (1958). As contagens foram feitas em aumento de 400x, em campos aleatórios seguindo-se um transecto na lâmina. O fitoplâncton foi contado até que 100 indivíduos da espécies mais abundante fosse atingido.

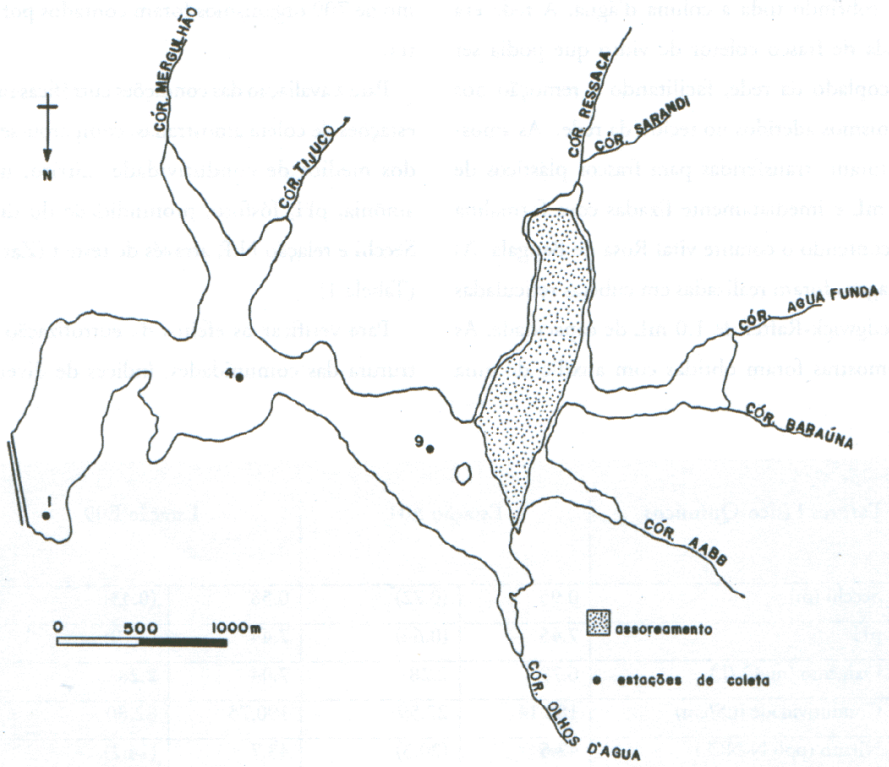

Figura 1: Reservatório da Pampulha, Belo Horizonte, Minas Gerais. Números impressos no mapa indicam as estações de coleta

Os organismos zooplanctônicos foram coletados utilizando-se uma rede cônica de 90 µm de abertura de malha e 35 cm de diâmetro em arrasto vertical cobrindo toda a coluna d'água. A rede era dotada de frasco coletor de vidro que podia ser desacoplado da rede, facilitando a remoção dos organismos aderidos no tecido da rede. As amostras foram transferidas para frascos plásticos de 250 mL e imediatamente fixadas com formalina 4% contendo o corante vital Rosa de Bengala. As contagens foram realizadas em cubetas reticuladas de Sedgwick-Rafter de 1.0 mL de capacidade. As subamostras foram obtidas com auxílio de uma pipeta não seletiva de Hensen-Stempel de 1.0 mL. As contagens foram realizadas em microscópio ótico convencional KMK (aumento 40X). Um mínimo de 700 organismos foram contados por amostra.

Para a avaliação das condições eutróficas nas duas estações de coleta amostradas, comparou-se os dados médios de condutividade, nitrito, nitrato, amônia, pH, fósforo, profundidade do disco de Secchi e relação N:P, através de teste t (Zar 1984) (Tabela 1).

Para verificar os efeitos da eutrofização na estrutura das comunidades, índices de diversidade

Fatores Físico-Químicos	Estação E01		Estação E09	
Secchi (m)	0.95	(0.72)*	0.58	(0.43)*
pH	7.45	(0.64)	7.44	(3.19)
Oxigênio (mgO_2/L)	6.79	2.28	7.04	2.28
Condutividade (µS/cm)	184.14	27.59	190.75	82.80
Nitrito (ppb $N\text{-}NO_2$)	42.5	(20.3)	43.7	(14.2)
Nitrato (ppb $N\text{-}NO_3$)	224.1	(177.9)	240.5	(97.7)
Amônia (ppb $N\text{-}NH_4$)	1155. 8	(280.2)	1303.2	(454.3)
Fósforo (ppb $P\text{-}PO_4$)	25.1	(11.3)*	38.8	(12.1)*
razão N:P (massa)	72.5	(54.6)*	43.0	(12.4)*

* indica diferenças estatisticamente significativas, pelo teste t-student ($p<0.05$)

Tabela 1: Composição físico-química média nas estações 1 e 9 da Lagoa da Pampulha, Belo Horizonte-MG, utilizada para caracterizar os diferentes graus de trofia. Números entre parênteses indicam o desvio padrão da média

(Shannon-Wiener, Simpson, Berger-Parker e McIntosh) e similaridade (Jaccard, Sorenson e Morista-Horn) foram calculados para ambas as comunidades, utilizando-se o "software" BIODAP (Thomas 1988).

O ajuste das comunidades planctônicas aos modelos de distribuição de espécies foi também realizado através do "software" BIODAP (Thomas 1988). Os seguintes modelos foram testados: Série Geométrica, Série Logarítmica, Distribuição Log-Normal e Modelo de "Broken-Stick". Os cálculos sempre foram feitos, utilizando-se os valores de densidade média de cada espécie. Para testar estatisticamente o ajuste das comunidades aos modelos utilizou-se o teste do Qui-quadrado (Zar 1984). Os algorítmos de cálculo de todos os índices e modelos empregados neste estudo podem ser encontrados em Magurran (1988) e Krebs (1979).

Resultados

Caracterização Abiótica dos Pontos de Coletas

Os dois pontos de coletas se diferenciaram de modo marcante em relação às condições físico-químicas das água. O ponto 9 sempre apresentou os menores valores de transparência sendo que o seu valor médio foi quase a metade daquele registrado no ponto 1. Este último ponto, por sua vez, apresentou os menores valores médios para condutividade elétrica, nitrito, nitrato, amônia e fósforo total (Tabela 1). Estes dois pontos apresentaram diferenças estatisticamente significantes para vários fatores: transparência, fósforo total e razão N:P. Tais diferenças indicam que, de fato, o ponto 9 apresentou maiores índices de trofia.

Composição em Espécies das Comunidades Fito e Zooplanctônicas

Os diferentes níveis de eutrofização causaram no fitoplâncton modificações tanto em sua composição específica quanto nas densidades médias das espécies. Na estação 1, a comunidade fitoplanctônica foi representada por 3421 ind/L, pertencentes à 42 espécies, enquanto no ponto mais eutrófico (estação 9) foram observadas tanto maior abundância, 6738 ind./L, quanto maior riqueza (46 espécies) de organismos (Tabela 2). A comparação dos dados de abundância de algas mês a mês também revelou uma diferença significativa entre os pontos de coletas ($t = 1.913$, $p < 0.05$).

Considerando-se as duas estações, foi amostrado um total de 52 espécies, sendo que *Cosmarium* sp.1, *Cosmarium* sp.2, *Scenedesmus acuminatus*, *Staurastum leptocladum* (clorófitas), *Trachelomonas* sp.1 (euglenófita) e *Lyngbya* sp. (cianobactéria) foram exclusivas da estação 1. Já *Coelastrum* sp., *Scenedesmus* sp.1, *S. denticulatus, S. arcuatus, S. perforatus, Cosmarium minimum, Cosmarium polonicum* (clorófitas), *Strombomonas fluvialis, Trachelomonas* sp. e *Trachelomonas armata* (euglenófitas) foram exclusivas da estação 9.

Houve também muitas diferenças entre as estações de coletas no que se refere aos principais organismos. Na estação 1, fitoflagelados, *Cylindrospermopsis raciborskii* (cianófita), *Cyclotella*

Espécie (E01)	Ind/L	Espécie (E09)	Ind/L
1 fitoflagelados	948	*1 Cylindrospermopsis raciborskii*	1937
2 Cylindrospermopsis raciborskii	813	*2* fitoflagelados	1703
3 Cyclotella sp1.	420	*3 Peridinium volzii*	603
4 Peridinium volzii	247	*4 Cyclotella* sp1.	594
5 Sphaerocystis schroeteri	160	*5 Schroederia* sp.	336
6 Chlorella sp.	147	*6 Tetraedron minimum*	270
7 Tetraedron minimum	113	*7 Chlorella* sp.	267
8 Cyclotella sp2.	88	*8 Spharocystis schroeteri*	230
9 Malomonas sp.	79	*9 Synedra* sp2.	132
10 Synedra sp2.	73	*10 Synedra* sp1.	121
11 Schroederia sp.	71	*11 Malomonas* sp.	87
12 Synedra sp1.	45	*12 Trachelomonas volvocinopsis*	74
13 Trachelomonas. volvocinopsis	36	*13 Cyclotella* sp2.	71
14 Staurastrum cuspidatum	25	*14 Cosmarium minimum*	41
15 Cosmarium sp1.	24	*15 Trachelomonas* sp.	34
16 Pediastrum simplex	21	*16 Pediastrum simplex*	30
17 Staurastrum bicoronatum	14	*17 Staurastrum cuspidatum*	30
18 Chroococcus sp.	10	*18 Mycrocystis* sp.	23
19 Phacus tortus	10	*19 Staurastrum bicoronatum*	18
20 Trachelomonas sp1.	9	*20 Staurastrum tetracerum*	16
21 Staurastrum tetracerum	8	*21 Cosmarium polonicum*	12
22 Closterium acutum	8	*22 Coelastrum pseudomicroporum*	10
23 Coelastrum astroideum	7	*23 Closterium acutum*	10
24 Mycrocystis sp.	6	*24 Coelastrum astroideum*	10
25 Dinobryon sp.	6	*25 Dinobryon* sp.	9
26 Staurastrum iversenii	4	*26 Chroococcus* sp.	8
27 Cosmarium sp. *2*	4	*27 Oocystis* sp.	8

Tabela 2: Densidade média das espécies fitoplanctônicas amostradas nas estações 1 e 9 da Lagoa da Pampulha, BH-MG

28 Crucigenia sp.	4	*28 Phacus tortus*	6
29 Coelastrum pseudomicroporum	3	*29 Melosira* sp.	5
30 Oscillatoria geitleriana	2	*30 Crucigenia* sp.	5
31 Scenedesmus dispar	2	*31 Staurastrum iversenii*	5
32 Scenedesmus quadricauda	2	*32 Strombomonas fluvialis*	4
33 Melosira sp.	2	*33 Oscillatoria geitleriana*	4
34 Merismopoedia sp.	2	*34 Scenedesmus dispar*	4
35 Anabaena sp.	1	*35 Trachelomonas armata*	3
36 Diatoma sp.	1	*36 Anabaena* sp.	3
37 Lyngbya sp.	1	*37 Scenedesmus quadricauda*	3
38 Micractinium pusillum	1	*38 Diatoma* sp.	2
39 Monoraphidium	1	*39 Coelastrum* sp1.	2
40 Oocystis sp.	1	*40 Scenedesmus denticulatus*	2
41 Scenedesmus acuminatus	1	*41 Merismopoedia* sp.	1
42 St. leptocladum	1	*42 Micractinium pusillum*	1
		43 Monoraphidium	1
		44 Scenedesmus perforatus	1
		45 Scenedesmus arcuatus	1
		46 Scenedesmus sp1.	1
Total	3421	Total	6738

Tabela 2: Densidade média das espécies fitoplanctônicas amostradas nas estações 1 e 9 da Lagoa da Pampulha, BH-MG

sp1 (bacilariofícea), *Peridinium volzii* (dinofícea) e *Sphaerocystis schroeteri* (clorófita) foram as espécies dominantes (com 83% dos indivíduos amostrados). No ponto mais eutrófico, dominaram *C. raciborskii*, fitoflagelados, *Peridinium volzii*, *Cyclotella* sp1 e *Schroederia* sp que foram responsáveis por 77% dos organismos fitoplanctônicos amostrados (Tabela 2).

O zooplâncton apresentou uma composição muito similar entre os dois pontos amostrados. Foram registradas 25 espécies na estação 1 (menos eutrófica) e 24 espécies na estação 9 (mais eutrófica). Entretanto, a densidade média do zooplâncton, considerando todo o período de coletas, foi muito afetada pela eutrofização uma vez que no ponto 1 apresentou uma densidade média

de 1160 ind/10L ao passo que na região mais eutrófica este valor foi para 2379 ind/10L (Tabela 3). A comparação dos dados de abundância mensais entre os dois pontos de coletas também demonstrou uma diferença significativa (t= 0.307, p> 0.05).

Os rotíferos *Ptigura* sp. e *Asplanchna* sp. foram exclusivos na estação 1, enquanto *Synchaeta* sp. somente foi encontrado na estação 9. Na estação 1, observou-se dominância de Cyclopoida, seguida de *Keratella tropica*, que juntas foram responsáveis por 42% de todos os organismos zooplanctônicos amostrados neste ponto. Já na estação 9, verificou-se dominância de Cyclopoida, *Diaphanosoma* sp. e *Diaptomus corderoi*, que representaram 53% de todos os indivíduos amostrados.

Efeitos da Eutrofização na Diversidade e Similaridade

Em relação ao fitoplâncton, a maioria dos índices de diversidade sofreu acréscimos em resposta a crescentes níveis de eutrofização. Os índices de Simpson, Berger-Parker e da distribuição log-normal sofreram pequenas variações, mas o índice de McIntosh passou de 1373.75 para 2781.25. Apenas dois índices de diversidade da comunidade fitoplanctônica sofreram um decréscimo. O índice de Shannon passou de 2.29 no ponto 1 para 2.24 no ponto 9 e o alfa da distribuição série logarítmica diminuiu de 6.74 para 6.64 no ponto 9 (Tabela 4).

A maioria dos índices de diversidade do zooplâncton sofreu um aumento no ponto 9. Apenas o índice de Simpson contrariou esta tendência, pois não variou ficando em 0.13 nos dois pontos de coletas. De modo análogo ao que já foi observado para a comunidade de algas, os índices de Shannon, Berger-Parker e da distribuição log-normal sofreram pequenas alterações enquanto o índice de McIntosh foi muito sensível uma vez que ele subiu de 415.66 no ponto 1 para 851.76 no ponto 9 (Tabela 4).

A eutrofização causou mudanças na equitatividade do fitoplâncton e na dominânica do zooplâncton. O fitoplâncton mostrou uma menor equitatividade em sua estrutura de espécies no ponto 9. Os dois índices de equitatividade calculados, de Shannon e de McIntosh, apresentaram menores valores no ponto mais eutrófico. A equitatividade de Shanon, por exemplo, foi 0.61 no ponto 1 e diminuiu para 0.59 no ponto 9. A equitatividade para o zooplâncton mostrou pequenas variações. A equitatividade de Shannon aumentou de 0.74 no ponto 1 para 0.75 no ponto 9, enquanto que este índice calculado pelo algorítmo de McIntosh permaneceu inalterado, 0.80, para ambas as estações de coletas. No entanto, a dominância no zooplâncton foi muito alterada, passando de 0.66 no ponto 1 para 0.81 no ponto 9 ao passo que para o fitoplâncton ele sofreu apenas um ligeiro decréscimo, de 0.61 para 0.59, no ponto 9.

Os índices de similaridade acusaram diferenças entre as comunidades estudadas. O índice qualitativo de Jaccard foi o menos sensível de todos apresentando valores elevados de similaridade entre os

Espécie (E01)	Ind/10L	Espécie (E09)	Ind/10L
1 Cyclopoioda	252	*1 Cyclopoioda*	585
2 Keratela. tropica	224	*2 Diaphanosoma* sp.	367
3 Diaphanosoma sp.	149	*3 Diaptomus corderoi*	326
4 Diaptomus. corderoi	139	*4 Keratela tropica*	240
5 Ceriodaphnia spp.	84	*5 Brachionus calyciflorus*	175
6 Keratela cochlearis	68	*6 Collotheca* sp.	133
7 Keratela americana	39	*7 Daphnia* sp.	133
8 Conochilus sp.	34	*8 Brachionus dolabratus*	77
9 Hexarthra sp.	32	*9 Ceriodaphnia spp.*	66
10 Gastropus sp.	25	*10 Bosmina spp.*	54
11 Bosmina spp.	23	*11 Thermocyclops decipiens*	37
12 Thermocyclops decipiens	20	*12 Keratela americana*	36
13 Polyarthra sp.	14	*13 Keratela cochlearis*	27
14 Brachionus calyciflorus	13	*14 Moina* sp.	24
15 Brachionus dolabratus	9	*15 Hexarthra* sp.	23
16 Brachionus falcatus	8	*16 Filinia* sp.	19
17 Ascomorpha sp.	6	*17 Gastropus* sp.	19
18 Daphnia sp.	6	*18 Polyarthra* sp.	9
19 Moina sp.	5	*19 Brachionus falcatus*	9
20 Collotheca sp.	5	*20 Metacyclops* sp.	8
21 Mesocyclops sp.	1	*21 Ascomorpha* sp.	6
22 Metacyclops sp.	1	*22 Conochilus* sp.	4
23 Asplanchna	1	*23 Synchaeta* sp.	1
24 Filinia sp.	1	*24 Mesocyclops* sp.	1
25 Ptygura sp.	1		
Total	1160	Total	2379

Tabela 3: Densidade média de organismos zooplanctônicos amostradas nas estações 1 e 9 da Lagoa da Pampulha, BH-MG, entre 1984 e 1985

Índice de diversidade	Fito	Fito	Zoo	Zoo
	E01	E09	E01	E09
Número de espécies (S)	42	46	25	24
Número estimado (S*)	52.4	53.5	26.4	24.2
Shannon (H')	2.29	2.24	2.38	2.39
Equitatividade de Shannon (E)	0.61	0.59	0.74	0.75
Berger-Parker (BP)	0.28	0.29	0.22	0.25
Berger-Parker (1/BP)	3.50	3.43	4.60	4.07
Simpson (D)	0.16	0.17	0.13	0.13
Simpson (1/D)	6.20	5.83	7.82	7.82
McIntosh (MC)	1373.75	2781.25	415.66	851.76
Dominância (DMC)	0.61	0.59	0.66	0.81
Equitatividade (EMC)	0.71	0.69	0.80	0.80
Log Normal (a)	46.19**	47.51**	31.48	31.78**
Log Séric (α)	6.74**	6.64	3.71	8.40

** Ho é aceita pelo teste do Qui-quadrado com probabilidade de 90% (α= 0.90).

Tabela 4: Índices de diversidade calculados para as comunidades planctônicas amostradas nas estações 1 e 9 da Lagoa da Pampulha, BH-MG

dois pontos de coletas, sendo o maior deles para o fitoplâncton. Já os índices quantitativos demonstraram que as diferenças de abundâncias na comunidade do fitoplâncton causam uma diminuição mais acentuada na similaridade. O índice de Morisita-Horn, por exemplo, apresentou valores muito diferenciados para as duas comunidades, ficando em 0.422 para o zooplâncton e 0.075 para o fitoplâncton (Tabela 5).

Modelos de Distribuição de Espécies

O modelo de distribuição de espécies log-normal foi o que mais satisfatoriamente explicou a estrutura das abundâncias em espécies para ambas as comunidades. O fitoplâncton se enquadrou muito bem nesta distribuição nos dois pontos de coletas (Figuras 2 e 3). O modelo sempre foi aceito com probabilidade menor ou igual a 90% ($X^2_{\text{fito e01[gl=9]}} = 4.05$, a = 90% , $X^2_{\text{fito e09 [gl=10]}} = 3.63$,

Índices Similaridade	Zooplâncton (E01 x E09)	Fitoplâncton (E01 x E09)
Jaccard	0.885	0.913
Sorenson (Quantitativo)	0.441	0.173
Morisita-Horn	0.422	0.075

Tabela 5: Índices de similaridade calculados entre as comunidades 1 e 9 da Lagoa da Pampulha, BH-MG

a = 95%). O zooplâncton, por sua vez, também apresentou boa aderência ao modelo (Figuras 4 e 5), embora a probabilidade de aceitação de H_o no ponto 1 tenha sido de apenas 70% ($X^2_{zoo\ e01[gl=7]}$ = 4.66, a = 70% , $X^2_{zoo\ e09\ [gl=9]}$ = 3.29, a = 95%). O modelo da série geométrica apenas foi satisfatório para o fitoplâncton no ponto 1 ($X^2_{fito\ e01[gl=9]}$ = 3.87, a = 90%).

Uma característica útil do modelo log-normal truncado refere-se a estimativa do número total esperado de espécies para cada comunidade, S^* (Tabela 4). Pela comparação entre o número de espécies efetivamente coletado (S) e do número esperado (S*), verifica-se que praticamente todas as espécies zooplanctônicas foram amostradas (i.e: S=25, S^*=26.4, no ponto 1), enquanto que grande parte das espécies fitoplanctônicas não estaria incluída na comunidade amostrada (i.e: S = 42, S^*= 52.4, ponto 1).

Todos os demais modelos de distribuição de espécies testados não se ajustaram às comunidades amostradas.

Discussão

Um dos aspectos que mais se destacam na comparação entre os dois locais de coletas refere-se às diferenças de densidade média observadas em ambas as comunidades. A estação 9 apresentou densidades de fitoplâncton e zooplâncton praticamente duas vezes maior que a encontrada para a estação 1. Segundo Watson et al. (1997), há uma relação positiva e bem estabelecida entre o aumento do nível de nutrientes e a produtividade em lagos. Desta forma, o aumento nas densidades médias provavelmente reflete o incremento da produtividade decorrente do processo de eutrofização.

Outro ponto de destaque, refere-se à mudanças na composição específica. Alterações na composição em espécies causadas pelo enriquecimento de nutrientes são, em geral, esperadas para comunidades aquáticas uma vez que a presença ou ausência de uma espécie em um lago está relacionada a diferenças na sua habilidade particular de capturar, estocar e perder nutrientes (Watson et al. 1997). A composição da comunidade fitoplanctônica,

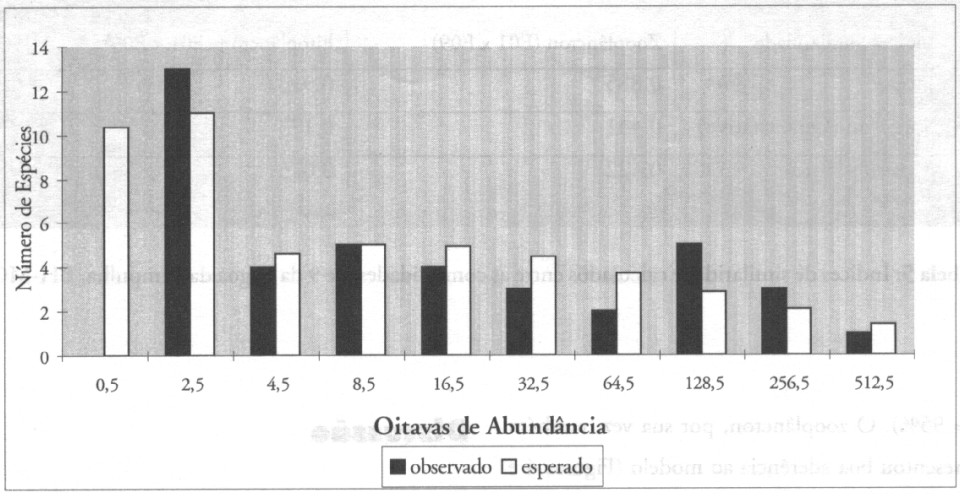

Figura 2. Estrutura da comunidade fitoplanctônica na estação 1 da Lagoa da Pampulha, que se ajusta ao modelo log normal truncado de distribuição de espécies. Notar que o número de espécies não amostradas é superior a 10

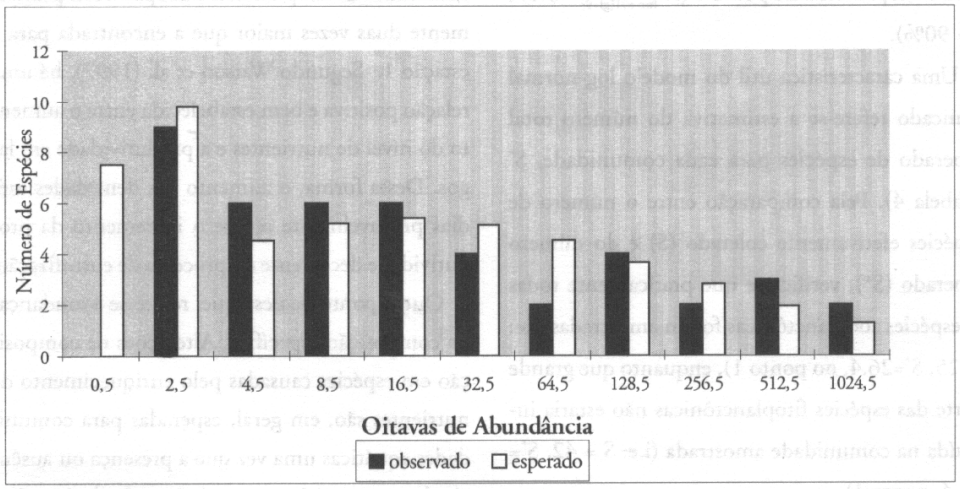

Figura 3: Estrutura da comunidade fitoplanctônica da estação 9 da Lagoa da Pampulha, que se ajusta ao modelo de log normal de distribuição de espécies. Notar que o número de espécies não amostradas é superior a 7

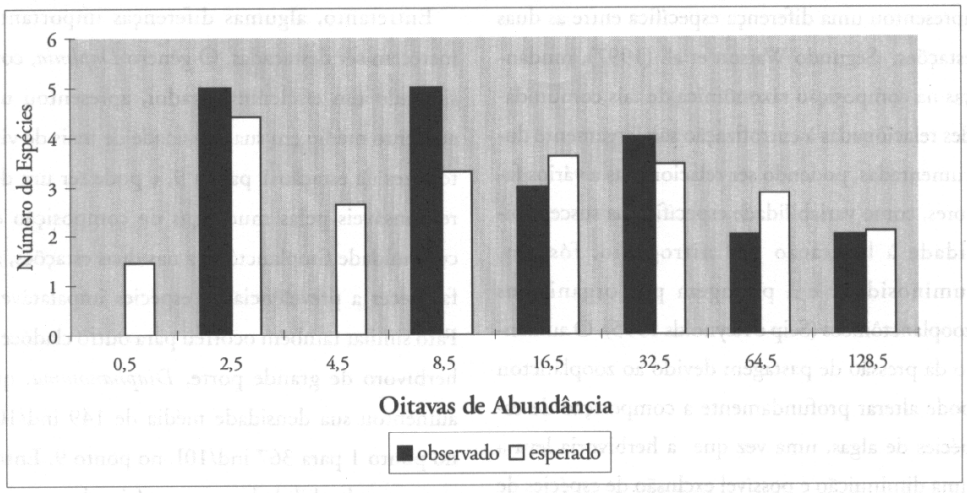

Figura 4: Estrutura da comunidade zooplanctônica da estação 1 da Lagoa da Pampulha, que se aproxima ao modelo lognormal de distribuição de espécies. Notar que o modelo prediz um número total de espécies quase idêntico ao que foi efetivamente amostrado, já que a oitava menor do que 1 (0.5) contém apenas 1.4 espécies

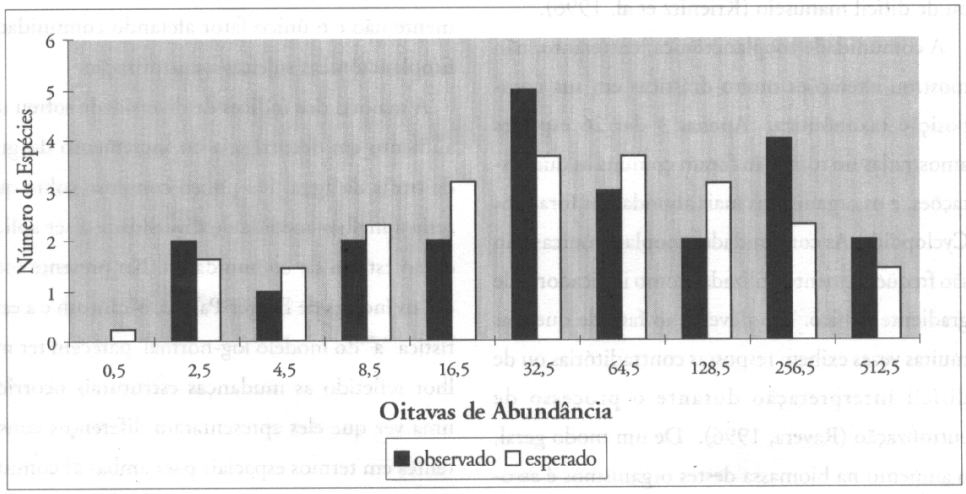

Figura 5: Estrutura da comunidade zooplanctônica da estação 9 da Lagoa da Pampulha, que se ajusta ao modelo lognormal de distribuição de espécies. Notar que o modelo prediz um número total de espécies quase idêntico ao que foi efetivamente amostrado, já que a oitava menor do que 1 (0.5) contém apenas 0.2 espécies

apresentou uma diferença específica entre as duas estações. Segundo Watson et al. (1997), mudanças na composição taxonômica de tais comunidades relacionadas à eutrofização são largamente documentadas, podendo ser relacionadas a vários fatores, como variabilidade específica na susceptibilidade à limitação por nitrogênio, fósforo, luminosidade e à pastagem por organismos zooplanctônicos (Seip e Reynolds 1995). O aumento da pressão de pastagem devido ao zooplâncton pode alterar profundamente a composição de espécies de algas, uma vez que a herbivoria leva a uma diminuição e possível exclusão de espécies de menor tamanho e de maior palatabilidade (Watson et al. 1997). Neste estudo, as espécies dominantes nas duas estações, à exceção dos fitoflagelados, pertenceram a grupos considerados pouco palatáveis ou de difícil manuseio (Krienitz et al. 1996).

A comunidade zooplanctônica, entretanto, não mostrou alterações muito drásticas em sua composição taxonômica. Apenas 3 das 26 espécies amostradas no total não foram comuns às duas estações, e os organismos mais abundantes foram os Cyclopoida. As comunidades zooplanctônicas não são freqüentemente utilizadas como indicadoras de gradiente trófico. Isto deve-se ao fato de que elas muitas vezes exibem respostas contraditórias ou de difícil interpretação durante o processo de eutrofização (Ravera, 1996). De um modo geral, o aumento na biomassa destes organismos é associado à alterações observadas em comunidades fitoplanctônicas, em decorrência de uma maior pressão de pastagem em lagos eutróficos (Krientitz et al. 1996, Olrick & Nauwerck 1993).

Entretanto, algumas diferenças importantes merecem ser destacadas. O gênero *Daphnia*, considerado um eficiente filtrador, apresentou um aumento médio em sua densidade de mais de vinte vezes da estação 1 para a 9, e pode ser um dos responsáveis pelas mudanças de composição da comunidade fitoplanctônica nas duas estações, ao favorecer a prevalência de espécies impalatáveis. Fato similar também ocorreu para outro cladócero herbívoro de grande porte, *Diaphanosoma*, que aumentou sua densidade média de 149 ind/10L no ponto 1 para 367 ind/10L no ponto 9. Entretanto, a palatabilidade entre espécies de um mesmo grupo é variável e até mesmo questionada (Krienitz et al. 1996). Além disso, a maior biomassa de algas consideradas palatáveis, na estação 9, sugere que a pressão de pastagem provavelmente não é o único fator afetando comunidades fitoplanctônicas sujeitas a eutrofização.

A maioria dos índices de diversidade sofreu um aumento em decorrência do incremento do grau de trofia da água. Há pouco consenso sobre qual seria a melhor medida de diversidade a ser aplicada ao estudo de comunidades. No presente estudo, os índices de Berger-Parker, McIntosh e a estatística "a" do modelo log-normal parecem ter melhor refletido as mudanças estruturais ocorridas uma vez que eles apresentaram diferenças consistentes em termos espaciais para ambas as comunidades. Eles aumentaram no ponto 9 tanto para o fito quanto para o zooplâncton. No entanto, os índices de Simpson e de Berger-Parker, na forma como foram calculados, refletem mais um aumen-

to da dominância do que propriamente da diversidade. Deste modo, o inverso destes índices tem sido muitas vezes usado como um melhor descritor da diversidade propriamente dita (Magurran, 1988).

O índice de Shannon, por outro lado, apesar de ser muito usado, tem sido alvo de muitas críticas (May 1975, Magurran 1988). Este índice apresentou resultados contraditórios para as comunidades estudadas. Ele indicou que a diversidade do zooplâncton nas duas estações foi bastante semelhante, embora ligeiramente superior na estação 9 (mais eutrófica). Deve ser ressaltado, contudo, que praticamente todas as espécies previstas para esta comunidade pelo modelo log-normal foram amostradas neste estudo e que ela foi caracterizada por uma menor dominância se comparada ao fitoplâncton. O índice de Shannon provavelmente reflete o fato de que a riqueza em espécies presentes no zooplâncton mostrou-se pouco afetada pelos efeitos da eutrofização. Finalmente, o índice de Simpson parece ser pouco sensível uma vez que ele não registrou mudança alguma no zooplâncton apesar das grandes alterações observadas nas abundâncias de algumas espécies importantes (vide acima).

Para o fitoplâncton, entretanto, o índice de Shannon-Wiener, contudo, não seria adequado, uma vez que o número de espécies total previsto pelo modelo log-normal (S*) foi muito superior ao que foi efetivamente amostrado (S). Além disso, houve abundância nitidamente maior de duas espécies, o que torna mais adequado o uso de índices baseados na dominância, como os de Simpson e de Berger-Parker.

Alguns poucos estudos tem sido feitos envolvendo a comparação das performances de diferentes indicadores de biodiversidade em comunidades planctônicas afetadas pela eutrofização. Watson et al. (1997) observou que a biomassa fitoplanctônica é mais eqüitativamente distribuída em lagos oligotróficos. Em ambientes mesotróficos, certas espécies aumentam sua biomassa com o enriquecimento, enquanto outras sofrem poucas alterações. Em lagos eutróficos, a biomassa média é progressivamente dominada por poucos grupos, enquanto outros sofrem decréscimo populacional e até mesmo extinção.

A similaridade calculada através do coeficiente de Jaccard mostrou-se alta entre as duas estações para ambas as comunidades. Entretanto, tal índice é qualitativo, baseado apenas na presença de espécies, não levando em conta diferenças na abundância das espécies envolvidas. Desta forma, índices de similaridade quantitativos são mais adequados para este tipo de comparação. Os índices de Sorenson e Morisita-Horn indicaram que a comunidade zooplanctônica apresentou maior similaridade entre as estações do que a comunidade fitoplanctônica. Este resultado é provavelmente devido ao fato da comunidade zooplanctônica ter apresentado uma composição específica muito similar entre as estações, corroborando os resultados encontrados para a diversidade. Desta forma, a alta similaridade observada para o zooplâncton provavelmente sugere que os efeitos da eutrofização parecem afetar com maior intensidade a comunidade fitoplanctônica.

O uso de modelos de abundância de espécies indicou que a estrutura das comunidades planctônicas estudadas não foi essencialmente afetada entre os dois pontos de coletas. Tanto as algas quanto o zooplâncton apresentaram melhor aderência ao modelo log-normal. Tal modelo se aplica a comunidades onde há uma maior preponderância de espécies com abundâncias intermediárias (Krebs 1989, Magurran 1988). O modelo de distribuição log-normal foi proposto por Preston (1948; 1962) e tem sido muito usado para explicar uma série de comunidades complexas governadas por uma multiplicidade de fatores (Magurran, 1988).

Alguns autores (i.e: May, 1975) sugerem o uso dos parâmetros dos modelos de distribuição de espécies como estimadores eficazes da diversidade. No presente estudo, o parâmetro "a" do modelo log-normal sofreu pequenos acréscimos no ponto mais eutrófico para ambas as comunidades. Em um estudo recente, utilizando modelos matemáticos de distribuição de espécies, Zhi-Xin (1996), estudando euglenófitas em lagos da China, encontrou que um aumento da abundância e riqueza de espécies leva a uma mudança do ajuste da comunidade ao modelo de distribuição série logarítmica para um ajuste ao modelo log-normal. Situação semelhante foi observada no presente estudo. O fitoplâncton no ponto 1 teve boa aderência aos modelos da série logarítmica e log-normal, e no ponto 9, onde a densidade média foi maior, apenas a distribuição log-normal foi aceita. Assim, modelos de abundância de espécies podem ser bastante úteis para avaliar impactos na estrutura de comunidades planctônicas, sendo usados como eficientes instrumentos para a comparação de comunidades sob diferentes condições ambientais.

Conclusões

- A eutrofização causou um aumento nas densidades médias no fito e zooplâncton sendo que estas diferenças foram estatisticamente significantes. Ambas as comunidades também sofreram mudanças em suas respectivas composições específicas. Tais mudanças foram, porém, muito mais extensas no fitoplâncton que apresentou um incremento do número de espécies na estação mais eutrófica.

- Os índices de Berger-Parker, McIntosh, e o parâmetro "a" distribuição log-normal foram os mais consistentes para explicar as modificações sofridas por ambas as comunidades. Todos estes índices sofreram acréscimos na estação mais eutrófica. O índice de Shannon, por privilegiar mais as espécies raras, é mais adequado para o estudo de comunidades mais eficientemente amostradas, como foi o caso do zooplâncton neste estudo. Esta comunidade apresentou as menores diferenças entre as espécies amostradas (S) e as previstas (S*) pelo modelo log-normal.

- A comunidade planctônica mostrou estar consistentemente enquadrada no modelo de distribuição log-normal. O impacto causado pelo incremento da eutrofização não foi suficiente para modifi-

car este padrão. O estudo demonstrou, no entanto, que a eutrofização causa mudanças em muitos outros atributos das comunidades (equitatitividade, similaridade). Estas alterações foram maiores na comunidade fitoplanctônica, que possui uma estrutura e composição taxonômica mais complexa, se comparada ao zooplâncton.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Dra. A. Giani e à bolsista D. Coutinho respectivamente pela identificação, coleta e contagem de organismos fitoplanctônicos; à Dra. J. Reid e ao bolsista J. A. Silva por ações análogas em relação ao zooplâncton. Eles agradecem ainda aos bolsistas A. Pelli e J.A. Silva pelas análises físico-químicas. Este estudo foi financiado pela Prefeitura Municipal de Belo Horizonte em convênio com a FUNDEP/UFMG.

Referências Bibliográficas

Barnese, L.E. & Schelske, C.L. 1994. Effects of nitrogen, phosphorous and carbon enrichment on planktonic and periphytic algae in a softwater, oligotrophic lake in Florida, USA. **Hydrobiologia** 289: 199-214.

Edson, J.J. & Jones, R.C. 1988. Spatial, temporal, ans storm runoff-related variations in phytoplankton community structure in a small, suburban reservoir. **Hydrobiologia** 169: 353-62.

Freitas, A., Santos, M.B.L., Rocha, L.A. & Bedê, L.C. 1994. Competitive interactions among mollusks in urban reservoirs, ponds and lakes. In: Pinto-Coelho, R., Giani, A. & Von Sperling, E. (eds.) **Ecology and Human Impact on Lakes and Reservoirs in Minas Gerais.** Belo Horizonte, Segrac, p. 165-88.

Golterman, H.L., Clymo, R. & Ohnstad, M. 1978. **Methods for physical and chemical analysis of fresh waters.** Oxford, Blackwell. 213 p. (IBP handbook, 8)

Kalff, J. & Knoechel, R. 1978. Phytoplankton and their dynamics in oloigotrophic and eutrophic lakes. **Ann. Rev. Ecol. Syst.** 9: 475-95.

Krebs, C. 1989. **Ecological methodology.** New York, Harper Collins. 654 p.

Krienitz, L., Kasprzak P. & Koschel, R. 1996. Long term study on the influence of eutrophication, restoration and biomanipulation on the structure and development of phytoplankton communities in Feldberg Haussee (Baltic Lake District, Germany). **Hydrobiologia** 330: 89-110.

Magurran, A.E. 1988. **Ecological diversity and its measurement.** New Jersey, Princeton University Press. 179 p.

May, R.M. 1975. Patterns of species abundance and diversity. In: Cody, M.L. & Diamond, J.M. **Ecology and evolution of communities.** Princeton, Harvard University Press. p 3-18.

Nesteruk, T. 1996. Species composition and

dominance structure of Gastrotrich (Gastroiricha) assemblage in water bodies of different trophic status. **Hydrobiologia** 339: 141-8.

Odum, E.P. 1971. **Fundamentals of ecology.** Philadelphia, W.B. Saunders. 574 p.

Olrik, K. & Nauwerk A. 1993. Stress and disturbance in the phytoplankton community of a shallow, hypertrophic lake. **Hydrobiologia** 249: 15-24.

Pinto-Coelho, R.M. 1992. Evolução do grau de eutrofização na Lagoa da Pampulha: comparação de ciclos sazonais de nutrientes (N e P) e organismos planctônicos. In: Godinho, H.(ed.) **Seminário da Bacia Hidrográfica da Pampulha.** Belo Horizonte: SEGRAC. p 1-14.

Preston, F.W. 1948. The commonness, and rarity of species. **Ecology** 29:254-83.

Preston, F.W. 1962. The canonical distribution of commonness and rarity. **Ecology** 43:185-215.

Ravera, O . 1996. Zooplankton and trophic state relationships in temperate lakes. **Mem. Ist. Ital. Idrobiol.** 54:195-212.

Seip, K. L. & Reynolds C. S. 1995. Phytoplankton functional attributes along trophic gradient and season. **Limnol. Ocean.** 40: 589-97.

Sommer, U., Padisák, J., Reynolds, C.S. & Juhász-Nagy, P. 1993. Hutchinson's heritage: the diversity-disturbance relationship in phytoplankton. **Hydrobiologia** 249: 1-7.

Thomas, G. 1988. **BIODAP.** Ecological Diversity and its Measurement. Parky New Brunswic Canada, Fundy National Park, 58p.

Tilman, D. 1976. Ecological competition between algae: experimental confirmation of resource-based competition theory. **Science** 192: 463-5.

Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. **Mitt. Int. Ver. Limnol.** 9: 1-38.

Watson, S. B., Maccauley, E. & Downing, J. A. 1997. Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of different nutrient status. **Limnol. Oceanogr.** 42: 487-95.

Zar, J.H. 1984. **Biostatistical analysis.** 2 ed. Englewood Cliffs, Prentice Hall. 718p.

Zhi-Xin, S. 1996. Quantitative analisys on euglenois distribution in seven regions of China. **Hydrobiologia** 336: 55-65.