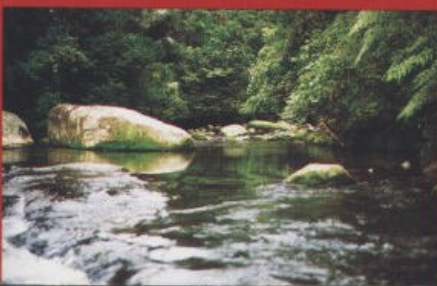


FRANCISCO DE ASSIS ESTEVES

FUNDAMENTOS DE LIMNOLOGIA

2ª Edição



INTERCIÊNCIA

Fundamentos de Limnologia

Francisco de Assis Esteves
2ª Ed. – Rio de Janeiro : Interciência

1998

Obs.: Sem todas as figuras e tabelas

4 – O CICLO DA ÁGUA NA BÍOSFERA	8
O CICLO DA ÁGUA NA BIOSFERA	8
5 - A GÊNESE DOS ECOSISTEMAS LACUSTRES.....	11
5.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS	11
5.2. SISTEMAS LACUSTRES BRASILEIROS	12
5.3. GÊNESE DOS LAGOS	13
5.3.1. Lagos Formados por Movimentos Diferenciais da Crosta Terrestre.....	13
5.3.2. Lagos de Origem Vulcânica	14
5.3.3. Lagos Glaciares.....	15
5.3.4. Lagos Formados pela Dissolução de Rochas (Lagos de Dissolução ou Erosão).....	16
5.3.5. Lagos Formados pela Atividade de 'Oastores'	17
5.3.6. Lagos Formados pelo Impacto de Meteoritos	18
5.3.7. Lagos Formados pela Atividade de Rios.....	19
5.3.8. Lagos Formados pela Atividade do Vento (Lagos de Barragem Eólica)	20
5.3.9. Lagos Associados à Linha Costeira. Lagoas Costeiras	21
5.3.10. Represas e Açudes.....	22
6 - ÁGUAS CONTINENTAIS. CARACTERÍSTICAS DO MEIO, COMPARTIMENTOS E COMUNIDADES.....	25
6.1. CARACTERÍSTICAS DO MEIO AQUÁTICO	25
6.2. OS PRINCIPAIS COMPARTIMENTOS E SUAS COMUNIDADES	25
6.2.1. Região Litorânea	26
6.2.2. Região Limnética ou Pelágica.....	27
6.2.3. Região Profunda.....	27
6.2.4. Interface Água-Ar.....	27
8 – PROPRIEDADES FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA E SUA IMPORTÂNCIA LIMNOLÓGICA	28
8.1. A MOLÉCULA DA ÁGUA.....	28
8.2. CALOR ESPECÍFICO E CALOR DE VAPORIZAÇÃO DA ÁGUA	31
8.3. TENSÃO SUPERFICIAL DA ÁGUA	32
8.4. VISCOSIDADE DA ÁGUA.....	32
8.5. DENSIDADE DA ÁGUA	33
10 - OXIGÊNIO DISSOLVIDO	36
10.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS	36
10.2. DIFUSÃO E DISTRIBUIÇÃO DE OXIGÊNIO DENTRO DO ECOSISTEMA	37

10.3. DINÂMICA DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO EM LAGOS DE REGIÕES DE CLIMA TEMPERADO	38
10.4. DINÂMICA DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO EM LAGOS TROPICAIS	39
10.4.1. A Alta Temperatura como Fator Controlador Direto da Concentração de Oxigênio.....	39
10.4.2. Fatores Controladores Indiretos da Concentração de Oxigênio.....	42
10.5. CONSTRUÇÃO DE REPRESAS SOBRE FLORESTAS TROPICAIS E A CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO	44
10.6. VARIAÇÃO DIÁRIA DA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO	45
10.7. ADAPTAÇÕES DE PEIXES ÀS BAIXAS CONCENTRAÇÕES DE OXIGÊNIO EM LAGOS TROPICAIS	47
10.8. DINÂMICA DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO EM LAGOS MEROMÍTICOS	50
10.9. ANOMALIAS DO PERFIL CLINOGRADO	52
11 - CARBONO ORGÂNICO	53
11.1. FORMAS DE CARBONO ORGÂNICO	53
11.2. CARBONO ORGÂNICO PARTICULADO DETRITAL (COP-DETRITAL).....	55
11.3. CARBONO ORGÂNICO DISSOLVIDO (COD)	55
11.4. EXCREÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA COMO FONTE DE COD.....	56
11.5. IMPORTÂNCIA DO COD NO ECOSISTEMA AQUÁTICO	57
11.6. PRINCIPAIS FORMAS DE COD.....	58
11.6.1. Substâncias Húmicas	58
11.6.2. Substâncias Não Húmicas	60
12 - CARBONO INORGÂNICO.....	62
12.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS E FORMAS DE CARBONO INORGÂNICO	62
12.2. PRINCÍPIOS FÍSICO-QUÍMICOS DO pH	63
12.3. O pH DE ÁGUAS CONTINENTAIS	64
12.4. INTER-RELAÇÕES ENTRE pH E AS COMUNIDADES.....	65
12.5. ALCALINIDADE DA ÁGUA.....	66
12.6. CARBONO INORGÂNICO DE RESERVA E DE EQUILÍBRIO.....	67
12.7. INFLUÊNCIA DO CARBONATO DE CÁLCIO SOBRE O CICLO DO CARBONO ORGÂNICO E DO FÓSFORO	67
12.8. DUREZA DA ÁGUA.....	68
12.9. DISTRIBUIÇÃO VERTICAL DE CO ₂ , HCO ⁻ E CO ⁰	68
12.10. FONTES DE CARBONO INORGÂNICO PARA OS VEGETAIS AQUÁTICOS	68
12.11. ACIDIFICAÇÃO DAS ÁGUAS INTERIORES E SUAS CONSEQUÊNCIAS ECOLÓGICAS70	
13 - NITROGÊNIO.....	72
13.1. FONTES E FORMAS DE NITROGÊNIO	72
13.2. DISTRIBUIÇÃO DE NITROGÊNIO MOLECULAR E ÓXIDO NITROSO	74
13.3. FIXAÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO EM ÁGUAS CONTINENTAIS	75
13.3.1. Princípio Fisiológico da Fixação do Nitrogênio	75
13.3.2. Fixação de Nitrogênio por Bactérias de Vida Livre	76
13.3.3. Fixação de Nitrogênio por Bactérias Semi-Simbiontes.....	76
13.3.4. Fixação de Nitrogênio por Algas Planctônicas.....	77
13.3.5. Fixação de Nitrogênio por Algas Simbiontes	78
13.4. ASPECTOS QUANTITATIVOS DA FIXAÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO EM ECOSISTEMAS AQUÁTICOS CONTINENTAIS	78
13.5. PAPEL DOS MICROORGANISMOS NA CICLAGEM DO NITROGÊNIO	79
13.5.1. Amonificação.....	79
13.5.2. Nitrificação.....	80

13.5.3. <i>Respiração de Nitrato: Desnitrificação e Amonificação do Nitrato</i>	81
13.6. DISTRIBUIÇÃO VERTICAL DE NITROGÊNIO AMONÍACAL, NITRATO E NITRITO	83
13.6.1. <i>Em Lagos de Regiões de Clima Temperado</i>	83
13.6.2. <i>Em Lagos de Regiões Tropicais</i>	83
13.7. TIPOLOGIA DE LAGOS COM BASE NA CONCENTRAÇÃO DE COMPOSTOS NITROGENADOS	84
14 - FÓSFORO	85
14.1. IMPORTÂNCIA E FORMAS PRESENTES	85
14.2. FONTES DE FOSFATO	86
14.3. FOSFATO E A CIRCULAÇÃO EM “CURTO-CIRCUITO”	87
14.4. PRECIPITAÇÃO DO FOSFATO	87
14.4.1. <i>Através de Ions Férrico</i>	87
14.4.2. <i>Através de Argilas</i>	88
14.4.3. <i>Através de Outros Ions</i>	89
14.4.4. <i>Consequência da Precipitação de Fosfato</i>	89
14.5. LIBERAÇÃO DE FOSFATO	90
14.6. DISTRIBUIÇÃO DE FOSFATO NA COLUNA D’ÁGUA DE LAGOS DE REGIÕES TEMPERADAS	91
14.7. DISTRIBUIÇÃO DO FOSFATO NA COLUNA D’ÁGUA DE LAGOS TROPICAIS	92
14.8. CONCENTRAÇÃO DE FOSFATO COMO INDICADOR DO ESTADO TRÓFICO DE LAGOS	93
14.9. ABSORÇÃO DO FOSFATO PELO FITOPLÂNTON	93
14.10. PAPEL DA COMUNIDADE ZOOPLÂNTICA NA DINÂMICA DO FOSFATO	94
14.11. PAPEL DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS NA DINÂMICA DO FOSFATO	94
14.12. PRINCIPAIS ASPECTOS DO CICLO DO FÓSFORO	95
15 - ENXOFRE	96
15.1. FORMAS, FONTES E TRANSFORMAÇÕES DE ENXOFRE	96
15.2. PAPEL DOS MICROORGANISMOS NA FORMAÇÃO DE GÁS SULFÍDRICO (H ₂ S)	97
15.3. PAPEL DOS MICROORGANISMOS NA OXIDAÇÃO DO GÁS SULFÍDRICO	99
15.4. DISTRIBUIÇÃO VERTICAL DE SULFATO E GÁS SULFÍDRICO	100
20 - COMUNIDADE DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS	101
20.1. CONSIDERAÇÕES SOBRE A TERMINOLOGIA “MACRÓFITAS AQUÁTICAS”	101
20.2. OS PRINCIPAIS HABITATS DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS	102
20.3. COMUNIDADES VEGETAIS DA REGIÃO LITORÂNEA	103
20.3.1. <i>Comunidades de Macrófitas Aquáticas</i>	103
20.3.2. <i>Comunidades de Algas Aderidas ou Associadas a Substratos</i>	104
20.4. CONSIDERAÇÕES SOBRE A TAXONOMIA DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS	106
20.5. PESQUISAS SOBRE MACRÓFITAS AQUÁTICAS	106
20.6. IMPORTÂNCIA DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS NA DINÂMICA DOS ECOSISTEMAS	108
20.7. MACRÓFITAS AQUÁTICAS E ÁREAS ALAGÁVEIS	111
20.8. ADAPTAÇÕES ANATÔMICAS E FISIOLÓGICAS DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS AO MEIO	112
20.8.1. <i>Principais Adaptações Anatômicas</i>	112
20.8.2. <i>Principais Adaptações Fisiológicas</i>	112
20.9. BIOMASSA E PRODUTIVIDADE PRIMÁRIA DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS	113
20.9.1. <i>Considerações Gerais</i>	113
20.9.2. <i>Métodos de Avaliação da Produtividade Primária</i>	113

20.9.3. Produtividade de Macrófitas Aquáticas nas Regiões Temperadas e Tropicais	114
20.9.4. Comparação Entre a Produtividade dos Diferentes Grupos Ecológicos	116
20.10. BIOMASSA DE RIZOMAS E RAÍZES DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS	117
20.11. COMPARAÇÃO ENTRE A PRODUTIVIDADE DE MACROFITAS AQUÁTICAS, FITOPLÂNTON E PERIFITON	119
20.12. IMPORTÂNCIA DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS NA FORMAÇÃO DE DETRITOS ORGÂNICOS	119
20.13. MACRÓFITAS AQUÁTICAS: PAPEL NA ESTOCAGEM E CICLAGEM DE NUTRIENTES	120
20.13.1. Concentração de Nutrientes na Biomassa	120
20.13.2. Estoque de Nutrientes na Biomassa	121
20.13.3. Decomposição da Biomassa como Fonte de Nutrientes	122
20.14. RELAÇÃO ENTRE ESTADO TRÓFICO E A BIOMASSA DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS	122
20.15. EMPREGO DE MACROFITAS AQUÁTICAS NO CONTROLE DE POLUIÇÃO E EUTROFIZAÇÃO ARTIFICIAL	123
20.15.1. Controle de Poluição	123
20.15.2. Controle da Eutrofização Artificial	124
20.16. CONTROLE DA POPULAÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS	125
20.16.1. O Crescimento Excessivo de Macrófitas Aquáticas	125
20.16.2. FORMAS DE CONTROLAR O CRESCIMENTO EXCESSIVO	126
20.16.2.1. Controle mecânico	126
20.16.2.2. Controle químico	126
20.16.3. Controle Biológico	126
20.17. UTILIZAÇÃO DA BIOMASSA DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS	127
20.17.1. Considerações Gerais	127
20.17.2. Na Alimentação Humana	129
20.17.3. Como Ração para Gado	130
20.17.4. Como Fertilizante de Solo	131
20.17.5. Fertilização de Tanques de Piscicultura	131
20.17.6. Na Indústria e na Construção Civil	132
20.17.7. Na Medicina e nas Manifestações Culturais	132
21 - COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA	134
21.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS	134
21.2. PRINCIPAIS COMPONENTES DO FITOPLÂNTON	136
21.3. ADAPTAÇÕES DO FITOPLÂNTON À FLUTUAÇÃO	138
21.4. FLUTUAÇÃO SAZONAL E TEMPORAL DO FITOPLÂNTON	139
21.4.1. Em Lagos de Regiões Temperadas	139
21.4.2. Em Lagos de Regiões Tropicais	141
21.5. DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DO FITOPLÂNTON	143
21.5.1. Distribuição Vertical	143
21.5.2. Distribuição Horizontal	146
21.6. BIOMASSA E PRODUTIVIDADE PRIMÁRIA DO FITOPLÂNTON	147
21.6.1. Conceitos Básicos	147
21.6.2. Influência da Radiação Solar, Temperatura e Nutrientes sobre a Produção Primária	148
21.7. MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DA BIOMASSA E PRODUTIVIDADE PRIMÁRIA	150
21.7.1. Avaliação da Biomassa	150
21.7.2. Avaliação da Produtividade Primária	152
21.8. DISTRIBUIÇÃO VERTICAL DA PRODUTIVIDADE PRIMÁRIA	154
21.9. RELAÇÃO ENTRE BIOMASSA E A PRODUTIVIDADE PRIMÁRIA	157

21.10. VARIAÇÃO DIÁRIA DA PRODUTIVIDADE PRIMÁRIA	157
21.11. VARIAÇÃO ANUAL DA PRODUTIVIDADE PRIMÁRIA	160
21.11.1. <i>Em Lagos de Região Temperada</i>	161
21.11.2. <i>Em Lago de Regiões Tropicais</i>	162
21.12. COMPARAÇÃO ENTRE A PRODUTIVIDADE PRIMÁRIA DO FITOPLÂNCTON DE LAGOS TROPICAIS E TEMPERADOS	165
21.13. A ALTA TEMPERATURA DOS LAGOS TROPICAIS E SUAS IMPLICAÇÕES NA PRODUTIVIDADE DO FITOPLÂNCTON	169
21.14. CONSIDERAÇÕES SOBRE A TIPOLOGIA DE LAGOS TROPICAIS	169
21.15. LAGOS EUTROFICOS E OLIGOTRÓFICOS EM FUNÇÃO DA LATITUDE	170
22 - COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA	171
22.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS	171
22.2. PROTOZOÁRIOS	172
22.2.1. <i>Caracterização Geral</i>	172
22.2.2. <i>Hábito Alimentar</i>	174
22.2.3. <i>Aspectos Ecológicos</i>	174
22.3. ROTÍFEROS	175
22.3.1. <i>Caracterização Geral</i>	175
22.3.2. <i>Reprodução</i>	175
22.3.3. <i>Hábito Alimentar</i>	176
22.3.4. <i>Aspectos Ecológicos</i>	177
22.4. CLADOCEROS	179
22.4.1. <i>Caracterização Geral</i>	179
22.4.2. <i>Reprodução</i>	179
22.4.3. <i>Hábito Alimentar</i>	180
22.4.4. <i>Considerações Ecológicas</i>	180
22.5. COPÉPODOS	183
22.5.1. <i>Caracterização Geral</i>	183
22.5.2. <i>Reprodução</i>	184
22.5.3. <i>Hábito Alimentar</i>	184
22.5.4. <i>Considerações Ecológicas</i>	185
22.6. CONSIDERAÇÕES SOBRE A LARVA DE CHAOBORUS (DIPTERA)	187
22.7. PREDAÇÃO DE PEIXES E INVERTEBRADOS AQUÁTICOS SOBRE A COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA	188
22.7.1. <i>Considerações Gerais</i>	188
22.7.2. <i>Predação de Peixes sobre o Zooplâncton: Aspectos mais Relevantes</i>	189
22.7.3. <i>Predação de Invertebrados Aquáticos sobre Zooplâncton: Alguns Aspectos mais Relevantes</i>	192
22.8. O CONTROLE DA POPULAÇÃO ZOOPLANCTÔNICA POR PEIXES: UM EXEMPLO DE BIOMANIPULAÇÃO	194
23 - COMUNIDADE BENTÔNICA	195
23.1. CONSIDERAÇÃO GERAL	195
23.2. PRINCIPAIS ORGANISMOS BENTÔNICOS	196
23.3. DISTRIBUIÇÃO DO ZOOBENTOS	199
23.3.1. <i>Importância da Comunidade Zoobentônica na Dinâmica de Nutrientes</i>	201
23.3.2. <i>Zoobentos em Ecossistemas Lacustres Brasileiros</i>	202
24 - EUTROFIZAÇÃO ARTIFICIAL	203
24.1. DEFINIÇÕES E TIPOS DE EUTROFIZAÇÃO	203

24.2. AS FONTES DE EUTROFIZAÇÃO ARTIFICIAL.....	204
24.2.1. <i>Efluentes Domésticos como Fonte de Nutrientes</i>	204
24.2.2. <i>Efluentes Industriais como Fonte de Nutrientes</i>	205
24.2.3. <i>Efluentes Agropastoris como Fonte de Nutrientes</i>	206
24.2.4. <i>As Chuvas como Fonte de Nutrientes</i>	206
24.3. CONSEQUÊNCIAS DA EUTROFIZAÇÃO ARTIFICIAL.....	207
24.3.1. <i>Consequências sobre a Concentração de Nutrientes</i>	207
24.3.2. <i>Consequências sobre a Comunidade Fitoplanctônica</i>	208
24.3.3. <i>Consequência sobre as Comunidades de Macrófitas Aquáticas</i>	208
24.3.4. <i>Consequência sobre o Zooplâncton, Bentos e Peixes</i>	209
24.3.5. <i>Consequências Principais sobre o Hipolimnio</i>	210
24.4. ORGANISMOS INDICADORES DO ESTADO TROFICO DE ECOSISTEMAS AQUÁTICOS.....	210
24.4.1. <i>O Problema dos “Indicadores”</i>	210
24.4.2. <i>Os Organismos Fitoplanctônicos</i>	211
24.4.3. <i>Organismos Zooplanctônicos</i>	212
24.4.4. <i>Organismos Bentônicos</i>	213
24.5. SEDIMENTO COMO TESTEMUNHO DA EUTROFIZAÇÃO ARTIFICIAL.....	213
24.6. IMPLICAÇÕES SÓCIO-ECONÔMICAS DO PROCESSO DE EUTROFIZAÇÃO ARTIFICIAL.....	214
24.7. COMO EVITAR OU MINIMIZAR O PROCESSO DE EUTROFIZAÇÃO ARTIFICIAL.....	215
24.7.1. <i>Construção de Canais de Desvio</i>	215
24.7.2. <i>Tratamento de Efluentes</i>	215
25 - RECUPERAÇÃO DE ECOSISTEMAS LACUSTRES.....	217
25.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	217
25.2. MÉTODOS FÍSICOS.....	218
25.2.1. <i>Retirada Seletiva de Massas d'Água</i>	218
25.2.2. <i>Aeração</i>	219
25.2.3. <i>Retirada do Sedimento por Sucção</i>	221
25.2.4. <i>Retirada de Macrófitas Aquáticas</i>	222
25.2.5. <i>Retirada de Biomassa Planctônica</i>	222
25.2.6. <i>Sombreamento</i>	223
25.2.7. <i>Redução do Tempo de Residência da Água</i>	223
25.3. MÉTODOS QUÍMICOS.....	223
25.3.1. <i>Oxidação Química do Sedimento</i>	223
25.3.2. <i>Emprego de Herbicidas</i>	224
25.3.4. <i>E/oculação</i>	224
25.3.5. <i>Inativação de Nutrientes por Precipitação</i>	225
25.3.6. <i>Cobertura do Sedimento</i>	225
25.4. MÉTODOS BIOLÓGICOS.....	226

4 – O Ciclo da Água na Biosfera

O CICLO DA ÁGUA NA BIOSFERA

Algumas etapas do ciclo da água na biosfera constituem-se em um dos conhecimentos mais antigos da humanidade. Anaxágoras (aprox. 500-428 a.C.) tinha conhecimento de que as chuvas eram importantes na manutenção do equilíbrio hídrico da Terra. Fenômenos como condensação e infiltração, já eram conhecidos há alguns séculos antes de Cristo (Heródoto, 485-424 a.C.; Aristóteles, 384-322 a.C.).

A água na biosfera faz parte de um ciclo denominado ciclo hidrológico. O ciclo hidrológico se constitui, basicamente, em um processo contínuo de transporte de massas d'água do oceano para a atmosfera e desta, através de precipitações, escoamento (superficial e subterrâneo) novamente ao oceano.

No contexto da Limnologia, o estudo do ciclo hidrológico assume importância na medida que influencia diretamente a distribuição e a extensão dos corpos d'água continentais.

Em muitas regiões, o ciclo hidrológico tem sofrido grandes alterações, especialmente nas últimas décadas. Estas alterações resultam das diferentes formas de interferência humana sobre o ambiente como, por exemplo: construção de grandes cidades, dragagem de extensas áreas alagáveis, devastação de florestas e construção de grandes lagos artificiais (represas).

O ciclo hidrológico tem, nos fenômenos de evaporação e precipitação, os seus principais elementos responsáveis pela contínua circulação da água no globo. A radiação solar fornece a energia necessária para todo o ciclo hidrológico. Grande parte desta energia é utilizada na evaporação da água dos oceanos, que quantitativamente se constitui no principal elemento do ciclo hidrológico. Calcula-se que anualmente evaporam dos oceanos cerca de 383.000 km³ de água, correspondentes a uma camada de água de 106 cm de espessura (WUNDT, 1953). Desta, a maior parte, ou seja 75%, retorna diretamente aos oceanos sob a forma de precipitação (Fig. 4.1).

A composição química da precipitação oceânica difere-se nitidamente da continental (Tabela 4.1). Esta diferenciação é especialmente nítida para alguns íons Na⁺, Mg²⁺ e Cl⁻, que apresentam maior concentração nas precipitações marinhas. No caso do íon amônio, a maior concentração é observada nas chuvas de continente. As altas concentrações da maioria dos elementos observados na água da chuva marinha tem grande importância na determinação das características geoquímicas dos corpos d'água continentais próximos ao litoral visto que, frequentemente, são atingidos pelas precipitações marinhas (compare Caps. 17 e 18).

O restante da água evaporada dos oceanos, que corresponde a 25%, precipita-se sobre os continentes, sendo que a maior parte é evaporada e pode retornar aos oceanos sob forma de vapor ou como forma de precipitação.

A outra parte, sob a forma líquida, também retorna aos oceanos, através da rede hidrográfica (escoamento superficial e indiretamente através do escoamento subterrâneo) (Fig. 4.1).

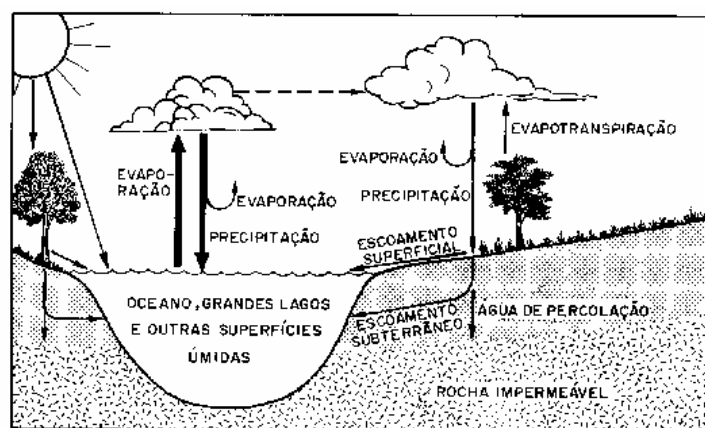


Fig 4.1 - Principais etapas do ciclo hidrológico, destacando o papel dos oceanos

Tabela 4.1 - Composição química da água da chuva (segundo BERNER & BERNER, 1987). Valores em $\text{mg } \ell^{-1}$

	Continental	Marinha
Na^+	0,2 - 1,0	1,0 - 5,0
Mg^{2+}	0,05 - 0,5	0,4 - 1,5
K^+	0,1 - 0,5	0,2 - 0,6
Ca^{2+}	0,2 - 4,0	0,2 - 1,5
NH_4^+	0,1 - 0,5	0,01 - 0,05
pH	4,0 - 6,0	5,0 - 6,0
Cl^-	0,2 - 2,0	1,0 - 10,0
SO_4^{2-}	1,0 - 3,0	1,0 - 3,0
NO_3^-	0,4 - 1,3	0,1 - 0,5

Embora a evaporação e a precipitação sejam os elementos mais importantes do ciclo hidrológico, a evapotranspiração, infiltração, escoamento superficial e subterrâneo são outros elementos que podem assumir grande importância, especialmente a nível regional. Daí a necessidade de se observar, em muitas regiões, as variações do ciclo hidrológico em função de características locais, como clima e topografia.

O balanço entre os diferentes elementos do ciclo hidrológico determina, em última análise, as características hidrológicas e geoquímicas dos corpos d'água. Assim, por exemplo, se em uma determinada região, o elemento do ciclo hidrológico predominante é a evaporação, os corpos d'água aí existentes serão, na sua maioria, com águas geralmente salobras (salinização) devido ao acúmulo de íons. Este fenômeno é ainda mais acentuado nas regiões onde, além da intensa evaporação, o lençol freático localiza-se próximo à superfície (cerca de 1 metro). Neste caso, a água subterrânea ascende por capilaridade, liberando sais na superfície do solo. Em períodos de chuvas intensas, estes sais podem ser carregados para os corpos d'água, onde se acumulam.

A Tabela 4.2 evidencia a grande variação na importância relativa das diferentes reservas hídricas da biosfera. Assim, a quase totalidade (97%) de toda a água da Terra se encontra nos oceanos. Somente 0,62% correspondem a água doce, sendo que deste percentual, cerca da metade está localizada abaixo dos 800 metros de profundidade, constituindo-se, portanto, em reservas de difícil acesso ao homem.

Tabela 4.2 - Estimativa e distribuição da água na Terra (segundo WILSON, 1983 e LENCASTRE & FRANCO, 1984).

Localização	Volume (Tm ³ = 10 ¹² m ³)	Porcentagem do total	Tempo de residência
Lagos de água doce	125	0,62	aprox. 10 anos
Rios	1,25		aprox. 2 semanas
Umidade do solo	65		2 semanas a 1 ano
Água subterrânea	8250		2 semanas a 10000 anos
Lagos salinos e mares interiores	105	0,008	aprox. 10 anos
Atmosfera	13	0,001	aprox. 10 dias
Gelo	2.920	2,1	10 a 1.000 anos
Oceanos	1.320.000	97,25	aprox. 400 anos
Total	1.360.000 ou 1,36 x 10 ¹⁸ m ³	100,00	

Tabela 4.3 - Balanço anual de água dos continentes (Segundo WETZEL, 1975)

	Europa	Ásia	África	A. Norte	A. Sul	Austrália*	Total
Área (10 ⁶ km ²)	9,8	45	30,3	20,7	17,8	8,7	132,3
Precipitação (km ³)	7.165	32.690	20.780	13.810	29.355	6.405	110.305
Escoamento fluv. (km ³)							
total	3.110	13.190	4.225	5.960	10.380	1.965	38.830
subter.	1.065	3.410	1.465	1.740	3.740	465	11.885
superf.	2.045	9.780	2.760	4.220	6.640	1.500	26.945
Umidade do solo	5.120	22.910	18.020	9.690	22.715	4.905	83.360
Evaporação	4.055	19.500	16.555	7.950	18.975	4.440	71.475
Água subterrânea (% do total)	34	26	35	32	36	24	31

* Inclui Nova Zelândia, Tasmânia e Nova Guiné

Deve ser ressaltado, também, que os valores apresentados na Tabela 4.2 variam de autor para autor, sendo que os números referentes às reservas d'água subterrânea retidas no solo e acumuladas nos rios e lagos são os que apresentam maiores variações entre os diferentes autores.

Grande diferença também é encontrada na distribuição das reservas hídricas nos diferentes continentes (Tabela 4.3). Nesta tabela pode ser observado que o continente asiático é aquele que apresenta maiores valores para a precipitação e evaporação. No entanto, observa-se que a área do continente asiático é cerca de 2,5 vezes maior que o continente sul-americano, de

onde pode-se concluir que este último é o que apresenta os maiores valores de precipitação e evaporação e sobretudo de água subterrânea.

Mais detalhes sobre o ciclo hidrológico, principalmente aqueles de maior importância para a Limnologia, recomenda-se as obras de HUTCHINSON (1957), MARGALEF (1983) e BERNER & BERNER (1987).

5 - A Gênese dos Ecossistemas Lacustres

5.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS

Lagos são corpos d'água interiores sem comunicação direta com o mar e suas águas têm em geral baixo teor de íons dissolvidos, quando comparadas às águas oceânicas. Excessão deve ser feita àqueles lagos localizados em regiões áridas ou submetidas a longos períodos de seca, nos quais o teor de íons dissolvidos pode ser alto, pois a intensa evaporação não é compensada pela precipitação. Nestas condições, o teor de sais dissolvidos pode ser muitas vezes superior ao da água do mar.

Os lagos não são elementos permanentes das paisagens da Terra, pois eles são fenômenos de curta durabilidade na escala geológica, portanto surgem e desaparecem no decorrer do tempo. O seu desaparecimento está ligado a vários fenômenos, dentre os quais os mais importantes são: o seu próprio metabolismo como, por exemplo, o acúmulo de matéria orgânica no sedimento e deposição de sedimentos transportados por afluentes.

O surgimento de lagos tem sido objeto de estudo de vários ramos da ciência, especialmente a Geologia e a Geografia. Na Limnologia este assunto foi abordado no início do século por HALBFASS (1923) e mais recentemente de maneira ampla por HUTCHINSON (1957), em seu tratado de Limnologia, hoje, a contribuição mais importante sobre o assunto, HUTCHINSON (1957) classificou os lagos do globo em 11 grupos (por exemplo, lagos tectônicos, glaciares, vulcânicos, etc.) os quais são compostos por 76 tipos (por exemplo, lagos de "Graben", de Fiorde, de Cratera, etc.). Neste capítulo serão tratados somente os principais tipos de lagos existentes no globo.

Na formação de lagos, são de grande importância os fenômenos endógenos (originários do interior da crosta terrestre) e exógenos (a partir de causas exteriores à crosta). Como exemplos dos primeiros, podem ser citados os movimentos tectônicos e vulcânicos, e dos segundos, as glaciações, a erosão e a sedimentação.

Não raramente os limnólogos encontram muita dificuldade para diferenciar um lago de uma lagoa (alemão = TEICH, inglês POND; francês = ETANG; espanhol = ESTANQUE ou LAGUNA). Como ponto de partida para esta diferenciação, pode-se tomar a profundidade da bacia lacustre e a profundidade que alcança a região iluminada na coluna d'água. Como lagoa, pode-se considerar os corpos d'água rasos, de água doce, salobra ou salgada, em que a radiação solar pode alcançar o sedimento, possibilitando, conseqüentemente, o crescimento de macrófitas aquáticas em toda a sua extensão.

Da superfície total da Terra, somente ~ é ocupada por lagos, o que corresponde ao continente europeu sem a Escandinávia. Em valores absolutos, a área total dos lagos é de $2,5 \times 10^6 \text{ km}^2$ e o volume total de água acumulada é de $9 \times 10^6 \text{ km}^3$. A grande maioria dos lagos

naturais está localizada no hemisfério norte. Este fato se deve às glaciações que ocorreram nas altas latitudes durante o Pleistoceno. Nesta região do globo, estão localizados alguns dos maiores lagos do mundo, como lago Baical (URSS), embora este não seja de origem glacial.

A grande maioria dos lagos existentes na Terra é de pequena profundidade. Somente 20 lagos têm profundidade superior a 400 m, destacando-se o lago Baical (URSS), com 1.620 m, como o mais profundo do mundo.

Baseando-se na área, a grande maioria dos lagos são corpos d'água pequenos. Somente alguns apresentam grandes extensões e, por isso, são denominados de mar: mar Cáspio, mar Morto e mar Aral. Não considerando o mar Negro, que ainda tem ligação direta com o oceano, o mar Cáspio (URSS-Irã) é o maior lago do mundo com 436.400 km² (Tabela 5.1). Uma de suas principais características é o alto teor de sais dissolvidos. Essa alta concentração de sais tem na alta taxa de evaporação da água uma das principais causas por localizar-se em região árida. O segundo maior lago do mundo é o Superior (EUA-Canadá), com 82.400 km², seguido pelo lago Vitória com 68.800 km² (Quênia-Uganda). Considerando, entretanto, os grandes lagos norte-americanos como um todo, uma vez que estão interligados, lago Superior, Huron (59.500 km²), Michigan (58.140 km²), Erie (25.750 km²) e Ontario (18.760 km²), estes constituem a maior coleção de água doce do mundo, com 162.160 km².

Tabela 5.1 - Área e profundidade máxima dos principais lagos formados por movimentos diferenciais da crosta terrestre.

Lago	Área (km ²)	Profundidade máxima (m)
Mar Cáspio	436.400	1.000
Vitória	68.800	80
Tanganica	35.000	1.435
Baical	33.000	1.620

5.2. SISTEMAS LACUSTRES BRASILEIROS

No Brasil, ao contrário dos outros países, como a Finlândia, onde os lagos predominam, ocorre a predominância numérica de sistemas fluviais. Basta lembrar a bacia hidrográfica do rio Amazonas com 4 x 10⁶ km² a maior do mundo. A atividade geológica da enorme rede hidrográfica é responsável também, pela formação da maioria dos lagos brasileiros. Estes são, geralmente, ecossistemas pequenos e com pouca profundidade. Muito raramente são encontrados lagos naturais com profundidades superiores a 20 m. Somente as represas, principalmente aquelas construídas em vales, apresentam profundidades significativas.

Embora no nosso país não possam ser reconhecidas nas áreas nas quais houve a formação de grandes sistemas lacustres, como na Europa, onde ocorrem os chamados "lake districts", pode-se agrupar os lagos brasileiros (muitos deles são lagoas) em pelo menos 5 grupos bem diferenciados (Fig. 5.1).

- 1) Lagos Amazônicos, onde devem ser distinguidos os lagos de várzea e os de terra firme;

2) Lagos do Pantanal Matogrossense, como lagos de água doce (“baías”) que periodicamente (durante as cheias) se conectam com os rios, e lagos de água salobra (“salinas”), que se encontram geralmente fora do alcance das cheias e permanecem, portanto, isolados;

3) Lagos e lagunas costeiras que se estendem desde o Nordeste até o Rio Grande do Sul, com grandes ecossistemas como as lagoas de Araruama, Saquarema e Maricá, todas no Estado do Rio de Janeiro, Patos, Mirim e Mangueira, no Estado do Rio Grande do Sul;

4) Lagos formados ao longo de rios de médio e grande porte, por barragem natural de tributários de maior porte ou por processos de erosão e sedimentação de meandros, que resultam no seu isolamento;

5) Lagos artificiais como as represas e açudes.

5.3. GÊNESE DOS LAGOS

5.3.1. Lagos Formados por Movimentos Diferenciais da Crosta Terrestre

Os lagos formados por movimentos diferenciais da crosta terrestre podem ser originados através de dois fenômenos principais:

a) Através de movimentos epirogenéticos

Tais lagos são formados por movimentos de elevação e abaixamento da crosta terrestre, visando manter o equilíbrio isostático. A grande maioria dos lagos formados por movimentos epirogenéticos é formada por elevação de blocos do fundo oceânico. Esse processo resulta no isolamento de grandes massas de água, geralmente de pequena profundidade. São exemplos o mar Cáspio e o de Aral (ambos na URSS) que são vestígios do antigo mar de Tetis; Okeechobee (EUA) e Vitória (África Central). O lago Vitória teve sua origem, ao contrário dos demais lagos citados, a partir de movimentos de elevação do leito de um rio, o rio Kafu. Outros lagos como o Kioga (África Oriental), surgiram a partir de arqueamentos de superfície que reverteram a drenagem originando suas bacias.

b) Através de falhas tectônicas

As falhas são resultantes de movimentos tectônicos que causam a descontinuidade da crosta terrestre. Os lagos formados a partir de falhas se originaram principalmente no Terciário (12 milhões de anos), constituindo-se dessa maneira, nos lagos mais antigos do globo. Estes lagos localizam-se nas chamadas fossas tectônicas (“graben, em alemão ou, “rift valley”, em inglês). Os lagos de “graben” caracterizam-se pela grande profundidade, como é o caso do lago Baical (URSS). Neste lago, grande número de espécies vegetais e animais são endêmicas (de ocorrência restrita a um determinado ambiente). Este fenômeno se deve à sua formação antiga, entretanto praticamente todos os demais lagos da Terra são quaternários. Isto se associa com o fato de que este lago foi refúgio para muitas espécies durante as glaciações pleistocênicas. Outros exemplos de lagos de “graben” são: Tanganica, Edward e Albert (todos na África) e Tahoe (EUA) (Fig. 5.2).

Segundo STERNBERG (1957), na região amazônica existem lagos de origem tectônica. De acordo com este autor, os lagos ocupam linhas de falhas ou vales tectônicos, posteriormente alargados e aprofundados pela erosão. Como evento final houve um “afogamento” (preenchimento da foz com sedimento) destes vales pelo rio Amazonas. Exemplo: lagos Grande de Manacapuru, Anamã, Badajós, Piorini e Mina.

5.3.2. Lagos de Origem Vulcânica

Os lagos de origem vulcânica tanto podem ser formados a partir do cone de dejeção do vulcão, como a partir do represamento de vales devido ao magma expelido pelo vulcão. No primeiro caso podemos diferenciar três tipos: lagos de Cratera, lagos tipo “Maar” e lagos de Caldeiras (Fig. 5.3).

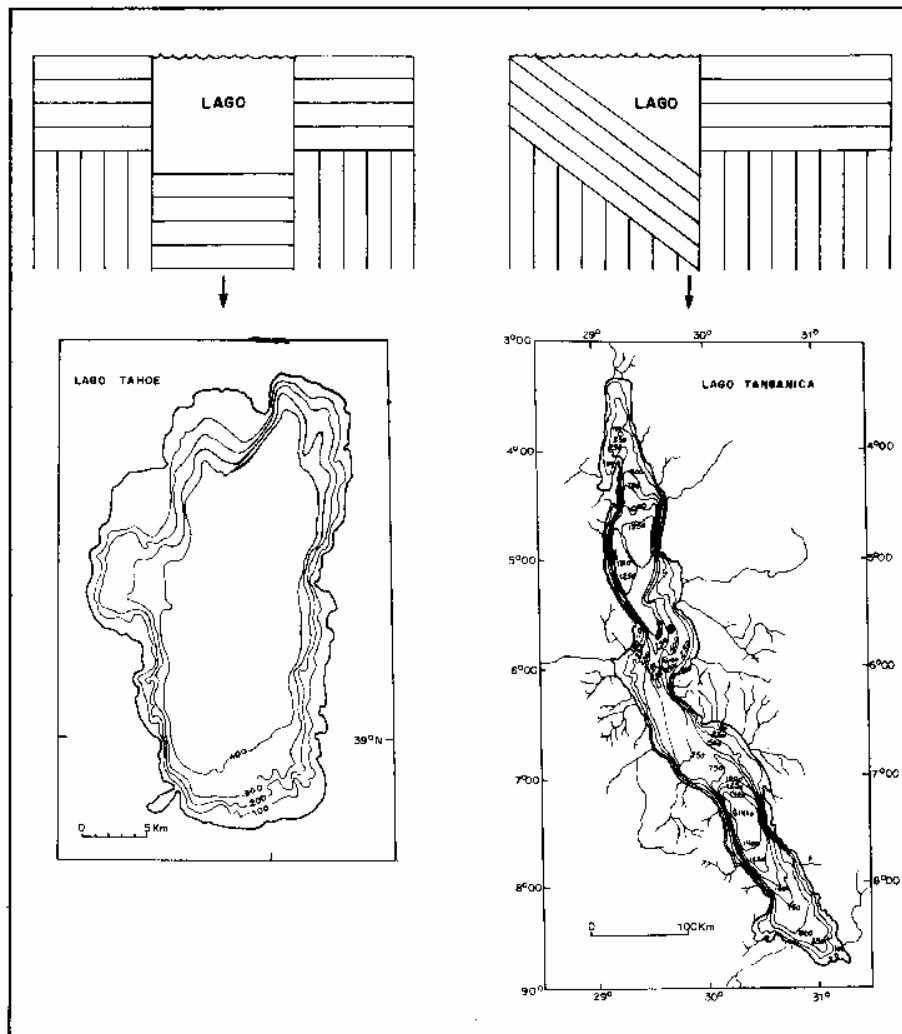


Fig. 5.2 - Principais tipos de lagos formados por falhas tectônicas

a) Lagos de Cratera - São formados no cone de vulcões extintos. Este tipo de lago apresenta pequena extensão, grande profundidade e, em geral, são de forma circular. Exemplo: lagos Big Soda (Nevada-EUA) e Rotomahana (Nova Zelândia) (Fig. 5.3). A região de Poços de Caldas (MG) apresentava vários pequenos lagos de cratera que foram aterrados, canalizados ou que secaram com o decorrer do tempo.

b) Lagos tipo “Maar” - Surgem a partir de explosões gasosas subterrâneas, seguindo-se o afundamento da superfície da região atingida. Neste caso, não há derramamento de lavas. Os “Maar” (não há, em português, terminologia adequada para este tipo de lago) são circulares e apresentam grande profundidade em relação à área (Fig. 5.3). Esse tipo de lago vulcânico é encontrado na Alemanha, na região do Eifel e na região do leste da ilha de Java (Indonésia). São exemplos os Toten Maar, Gemundener Maar e Weifelder Maar (todos na Alemanha).

c) Lagos de Caldeiras - São formados quando a erupção vulcânica é muito intensa, provocando a destruição do cone central do aparelho vulcânico.

Neste caso, resta somente uma depressão central denominada caldeira (Fig. 5.3). Por exemplo: lagos Crater (Oregon-EUA), Bolsena e Albaner (Itália) e Toyako (Japão).

d) Lagos de Barragem Vulcânica - São formados quando vales preexistentes são interrompidos pela lava solidificada (Fig. 5.3); podem ser citados como exemplos os lagos Kivu e Bunyoni (África Central).

5.3.3. Lagos Glaciares

A grande maioria destes lagos surgiu principalmente durante a última glaciação pleistocênica, há aproximadamente 10.500 anos. Estão localizados em regiões de alta latitude, notadamente nas regiões temperadas. Assim, a quase totalidade dos lagos europeus têm esta origem. Na Finlândia, existem cerca de 33.500 lagos resultantes da atividade de geleiras.

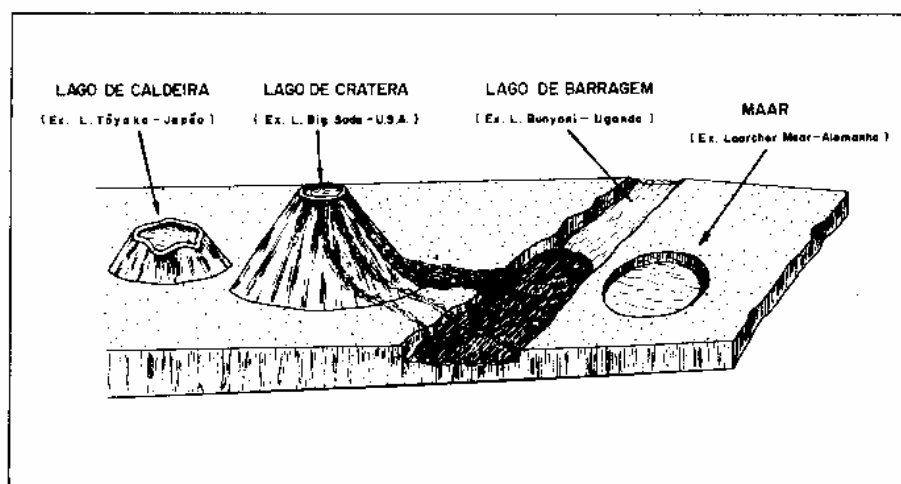


Fig. 5.3 - Tipos de lagos de origem vulcânica. Modificado de SCHWORBEL (1971)

Existem vários tipos de lagos originados desta atividade.

a) Lagos em Circo - São resultantes da ação de congelamento e descongelamento da água. Em geral, lagos deste tipo são pequenos e rasos, sendo comuns em montanhas. Possuem forma circular ou em anfiteatro. Exemplos: lagos Watendlath (Inglaterra), Wildseelodersee (Áustria) e vários lagos na cordilheira do Alaska.

b) Lagos em Vales Barrados por Morena (Moraina) - São formados pela obstrução de vales por morainas (sedimento transportado por geleiras, normalmente blocos de argila).

Exemplos: lagos Lucerne (Suíça), Constance (Alemanha-Suíça) e os lagos Finger (Nova York-EUA)

c) Lagos de Fiordes . São resultantes da escavação de vales nas escarpas das montanhas pela ação da erosão glacial. São longos, estreitos e profundos. Hoje, muitos desses lagos estão submersos ou foram invadidos pelo mar. São exemplos desse tipo a maioria dos lagos a oeste da Noruega.

d) Lagos em Terreno de Sedimentação Glacial . As irregularidades em terrenos formados por morenas deram origem a um grande número de lagos que recebem o nome genérico de “lagos de caldeirão”, que podem se originar de diferentes maneiras:

A) depressões existentes em locais de antigas geleiras continentais, e que foram preenchidas com água. Exemplos são o lago Grosse Plöner (norte da Alemanha) e o lago Barret (EUA) (Figs. 5.4 e 5.5);

B) blocos de gelo que desprenderam de geleiras e foram posteriormente transportados de maneira a servirem de ponto de apoio para o acúmulo de morainas que, em muitos casos, o aterraram. Quando houve o aterramento total, os blocos de gelo ficaram protegidos da insolação, o que fez com que levassem centenas de séculos para descongelarem. Ao se descongelarem, formaram bacias circulares e relativamente profundas, nas quais se originaram os chamados “Toteissees”. Um exemplo é o lago Pluss (norte da Alemanha) (Fig. 5.6).

5.3.4. Lagos Formados pela Dissolução de Rochas (Lagos de Dissolução ou Erosão)

São lagos resultantes do acúmulo de água em depressões formadas devido à solubilização de rochas calcária, de cloreto de sódio (salgema) ou de sulfato de cálcio (gipsita). O agente solubilizador ou de erosão pode ser a água da chuva, água subterrânea ou ambas. Estas rochas normalmente ocorrem em regiões nas quais outrora (período terciário) predominou um clima mais quente do que o atual.

a) Lagos Formados pela Erosão de Rochas Calcárias ou “Lagos Dolinas”

São encontrados nas regiões calcárias (também denominadas de regiões cársticas) nos Alpes, parte da Flórida e Península Balcânica (Iugoslávia). Nestas regiões os exemplos mais importantes são: lago Luner, com 102 m de profundidade (é o lago de dissolução mais profundo de que se tem conhecimento), localizado nos Alpes austríacos; lago Seewli, localizado nos Alpes suíços; lagos Deep. Iamonia e Jackson (Flórida-EUA) e na Península Balcânica pode ser citado o lago Vrana. Os lagos de dolinas são pequenos e circulares, no entanto, podem se fundir uns aos outros formando lagos maiores, de formato alongado. Exemplo é o lago de Muten (Suíça).

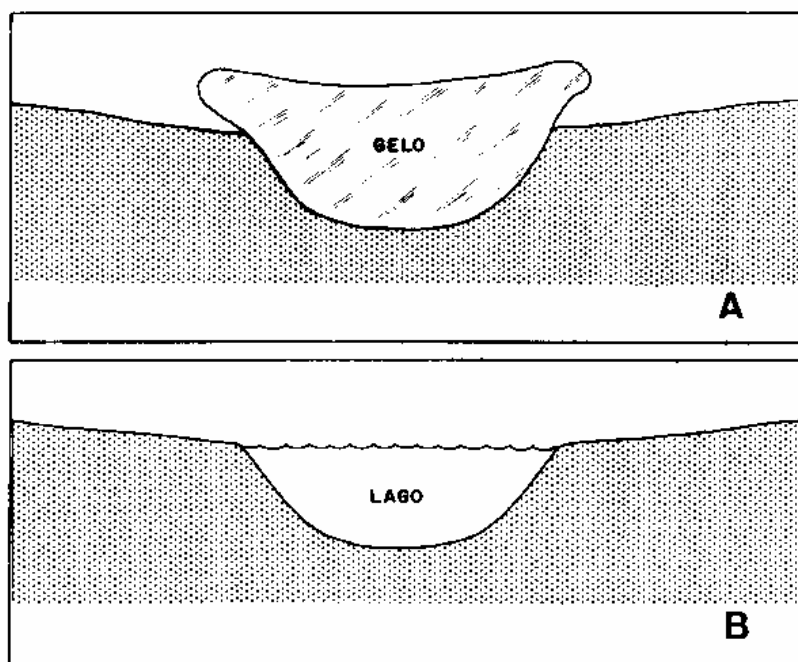


Fig. 5.5 - Lagos formados em terrenos de sedimentação glacial. A - Geleira continental durante o período glacial. B - após o descongelamento, originou um lago

No Brasil, este tipo de lago é concentrado na cidade de Coromandel, próxima a Uberlândia (MG). O exemplo mais típico nesta região é o lago Poço Verde, com 299 m de comprimento, 142 m de largura e 18 m de profundidade (ESTE VES et al., 1983 c). A lagoa Santa, localizada na cidade de mesmo nome, é frequentemente citada como exemplo de lago de dolina. No entanto, pesquisas recentes (KÖHLER, 1978) mostraram que esta lagoa localiza-se sobre um aforamento de fiéisitos, pertencentes ao grupo Bambuí, sendo, portanto, um lago pseudocárstico, cuja origem deve ser atribuída à dissolução de calcário subjacente ao filito.

b) Lagos Formados pela Solubilização das Rochas de Salgema - São encontrados principalmente na costa oeste da França e na costa oeste da Sibéria.

c) Lagos Formados pela Solubilização das Rochas de Gipsita - Nos Alpes franceses são encontrados vários lagos pela dissolução de gipsita. Exemplo: lago de La Girotte e lago Tignes. No Brasil, lagos formados pela erosão de rochas de gipsita foram identificados por RUELLAN (1957), no território de Roraima. Exemplos: lagoa de Magalhães e Uberaba.

5.3.5. Lagos Formados pela Atividade de 'Oastores

Um exemplo muito interessante de lagos formados pela atividade de castores pode ser encontrado no Canadá, EUA e Europa, onde vários pequenos lagos foram formados desta forma, especialmente por *Castor canadensis* e *C. fiber*. O represamento de córregos por esses roedores é feito com pedaços de árvores, barro, etc. Os maiores lagos deste tipo são

normalmente construídos por várias gerações de castores. São exemplos, os lagos Beaver e Echo (EUA).

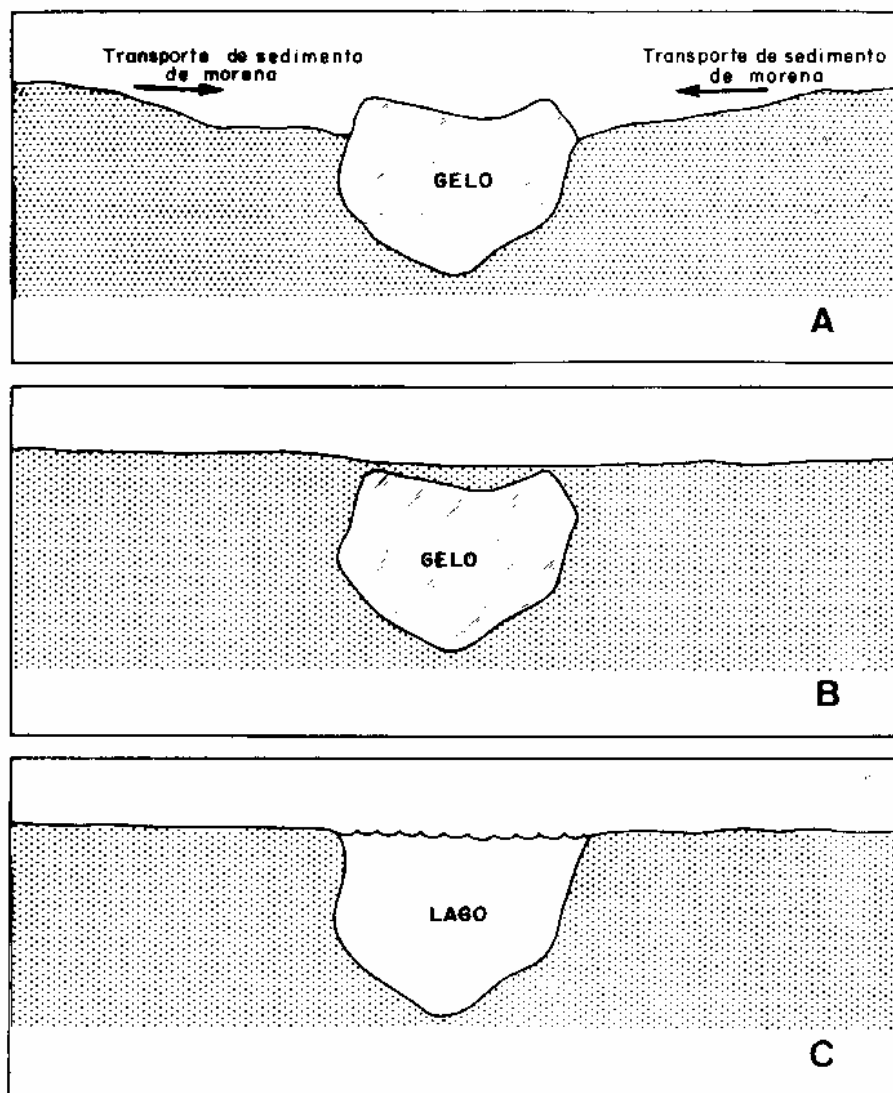


Fig. 5.6 - Formação do tipo de lago "toteis". A e B - bloco de gelo é coberto por sedimentos de morena. C - após o descongelamento, formação do lago.

5.3.6. Lagos Formados pelo Impacto de Meteoritos

Este tipo de lago é muito raro. Sua formação se deve ao impacto causado pelo meteorito quando alcança a superfície da Terra. Por exemplo: laguna Negra (Argentina) e lago Chubb (Canadá).

5.3.7. Lagos Formados pela Atividade de Rios

a) Lagos de Barragem. São formados quando o rio principal transporta grande quantidade de sedimento que é depositado ao longo do seu leito. Esta deposição provoca uma elevação do nível de seu leito, causando o represamento de seus afluentes, então transformados em lagos. Estes afluentes são normalmente pobres em aluviões, o que faz com que não acompanhem a elevação do leito do rio principal. Lagos deste tipo estão situados no médio rio Doce (região do Parque Florestal do rio Doce-MG) e os lagos de terra firme da Amazônia (Figs. 5.7 e 5.8).

Os lagos da região do Parque Florestal do rio Doce (médio rio Doce), em um número superior a 100, constituem um dos sistemas lacustres típicos característicos do Brasil. Sua formação ocorreu no Pleistoceno, através da barragem da descontinuidade dos antigos afluentes do médio rio Doce e Piracicaba (PFLUG, 1969). Para este autor, a ocorrência de um provável movimento epirogenético positivo, após a formação destes lagos, deve ser considerada como a principal causa da diferença de nível (20 m) entre o leito do rio Doce e os lagos (Fig. 5.7). Exemplos destes lagos são: lago Dom Helvécio, lagoas Carioca, Belgo Mineira, Trinta e Três e Jacaré (todas no médio rio Doce).

Os lagos de terra firme da Amazônia são alongados e muitos dendríticos (Fig. 5.8). Foram formados principalmente a partir dos rios de “água branca”, capazes de transportar grande quantidade de aluviões. Podem ter até centenas de quilômetros de comprimento e chegam a 7 km de largura. Entre os maiores lagos de terra firme do Brasil situam-se os lagos Pirarí e Erepecu com 80 e 70 km de extensão respectivamente. Outro exemplo de lagos de terra firme são: lagos Badajós, Anamá, Nhamundá, Manacapuru, rio Preto da Eva, Jucuruí, Jarí e Juçava.

Na região norte do Brasil, fora da bacia de drenagem do rio Amazonas, também é encontrado um grande número de lagos de barragem (Fig. 5.9). Os mais conhecidos estão localizados na baixada litorânea do Amapá entre os rios Amapá Grande e Araguari, na chamada “região dos lagos do Amapá”. Na época das chuvas (janeiro a maio) estes lagos transbordam e suas águas cobrem toda a planície litorânea, transformando-a em um grande alagado. Por exemplo: lagos Novo, Duas Bocas, Comprido, Mutuca, Piratuba e Cajubim.

b) Lagos de Ferradura ou de Meandros. Os rios maduros (senis) que percorrem planícies e que já atingiram o seu nível de base (ponto limite abaixo do qual a erosão das águas correntes não pode trabalhar, por vezes o próprio nível do mar), apresentam um curso sinuoso. As sinuosidades apresentadas por esses rios são chamadas de meandros. Em geral encontramos um grande número de lagos ao longo de rios meândricos (Fig. 5.10). Estes lagos são formados através do isolamento de meandros por processos de erosão e sedimentação das margens (Fig. 5.11). Os lagos assim formados são ditos lagos de ferradura, crescente ou de meandro e são, provavelmente, os lagos mais frequentes no território brasileiro. Na literatura norte-americana são conhecidos com o nome de “oxbow lakes” e na alemã de “Altwasser”. Estes lagos são especialmente numerosos no Pantanal de Mato Grosso e na região amazônica. Estas regiões apresentam poucas elevações e grande número de rios meândricos, oferecendo, portanto, condições favoráveis à formação de inúmeros lagos em ferradura. Na região amazônica estes lagos são conhecidos como “sacados”.

No Estado de São Paulo, são encontradas em grande número no rio Mogi-Guaçu (Fig. 5.10). Em algumas cidades brasileiras, a formação de meandros pode trazer grandes prejuízos,

como é o caso da pequena cidade paraense de Cametá, que já perdeu duas ruas devido ao avanço de um meandro do rio Tucuruí.

c) Lagos de Inundação . São encontradas no Pantanal de Mato Grosso e na planície amazônica, onde recebem o nome de “baías” e “lagos de várzeas” respectivamente. Uma das características principais deste tipo de lagos é a grande variação no nível da água (Fig. 5.12), função de precipitação.

Os lagos de várzeas ocorrem nas depressões da planície amazônica, em locais ainda não totalmente colmatados pelo material transportado pelo rio, no processo normal de formação de várzea. Entre os lagos de várzea, podem ser citados: lagos de Castanho, Maicá, Redondo, Grande de Maicuru, Itaudema, Grande de Curuaí, lagoa do Poção. Lagos de várzea também podem ser encontrados nas partes centrais de ilhas de aluviões, como no lago dos Reis, na ilha Carneiro, foz do rio Negro; o lago de Piracicaba na ilha Grande do Tapava e o lago Camaleão na ilha de Marchantaria (ilha dos Mouras). Nas margens do rio São Francisco também são encontradas centenas de lagos de várzea, cuja origem é semelhante à dos lagos e várzea da região amazônica.

Na região amazônica, no período de cheias, os ecossistemas aquáticos recebem grande quantidade de água, o que resulta no aumento de área e profundidade dos rios e lagos. Neste período ocorre a intercomunicação de vários lagos e rios, formando um único sistema. Já na época da seca, com a queda do nível de água, os diferentes sistemas permanecem isolados, ou comunicam-se por canais (Fig. 5.13).

As “baías” do pantanal têm formas variadas, predominando, no entanto, as circulares e elípticas. As maiores são perenes, enquanto as menores são temporárias. Quanto à sua origem, há duas hipóteses principais:

A) Solubilização de rochas calcárias (dolomitos) existentes na região, originando lagos de dolina

B) Depressões do terreno que são alcançadas periodicamente pelas inundações. Em muitos casos, um sistema de elevações que pode atingir a 3m de altura, favorece o represamento das águas. Esta hipótese é mais aceita atualmente. Exemplo: baía Negra, lagoas Mandioré, Goiba, Cáceres e Uberaba.

Fenômeno interessante pode ser observado durante o período de seca quando a intensa evaporação provoca precipitações de sais, dando origem a “baías” salgadas, regionalmente conhecidas como “salinas”. Estas estão localizadas notadamente no pantanal sul, nas regiões mais elevadas, geralmente não alcançadas pelas enchentes. No período de chuvas, as “baías” podem transbordar, unindo-se umas às outras, formando imensos lagos.

5.3.8. Lagos Formados pela Atividade do Vento (Lagos de Barragem Eólica)

A deposição de sedimento, notadamente areia, em algum trecho de um rio, pelo vento, pode dar origem a este tipo de lago. Este fenômeno ocorre com frequência no nordeste brasileiro. Os ventos alísios, NE, típicos para o nordeste e outras regiões brasileiras promovem o deslocamento de dunas, principalmente aquelas desprovidas de vegetação, que ao se acomodarem em um novo local, podem represar os pequenos córregos que buscam o mar, transformando-os em lagos. Exemplos: lagoa do Abeté (BA) (Fig. 5.14) e pequenas lagoas no litoral sul de Santa Catarina.

5.3.9. Lagos Associados à Linha Costeira. Lagoas Costeiras

No litoral brasileiro são encontrados corpos d'água dos mais variados tamanhos, desde pequenas até grandes lagoas como a laguna dos Patos (RS) com 9.919 km².

No Brasil, em geral, usa-se o termo lagoa para referir-se a todos os corpos d'água costeiros e mesmo interiores, independentemente de sua origem, no entanto, deve ser mencionado que este procedimento não é correto, uma vez que maioria das lagoas costeiras são, na realidade, lagunas como, por exemplo, as de Araruama, Saquarema e Rodrigo de Freitas (todas no Rio de Janeiro), Imaruí (Santa Catarina), dos Patos e Tramandaí, no Rio Grande do Sul ou lagoas costeiras como, por exemplo, o de Cabiúnas, também chamado de lagoa de Cabiúnas, no Rio de Janeiro e um extenso colar de mais de sessemita lagoas costeiras no Rio Grande do Sul. Neste capítulo, será mantido o termo lagoa, devido a seu caráter regional e de ampla aceitação.

Os principais processos formadores das lagoas costeiras são apresentados abaixo:

a) Lagoas Formadas pelo Isolamento de Enseada Marinha ou Braços de Mar, através de Cordões de Areia – Estes cordões de areia se desenvolvem normalmente a partir de pontões rochosos. O aumento progressivo destes cordões se deve à deposição de sedimento marinho pela ação de correntes e ondas em condições de submersão marinha interglacial e pela ação de ventos sobre os sedimentos marinhos (areia), quando estes estão emersos. O resultado final desta atividade marinha é o isolamento de uma enseada ou de um braço de oceano, transformando-se assim numa laguna (quando permanece ligada ao mar por fluxo e refluxo), ou numa lagoa (quando se isola do mar, sem refluxo) (Fig. 5. 15).

Via de regra, tanto lagunas quanto lagoas costeiras têm sua gênese vinculada aos mesmos processos transgressivos do mar, que ocorreram a partir do Pleistoceno (gênese da laguna dos Patos e lagoa Mirim, no Rio Grande do Sul) e se prolongaram até os últimos dois mil anos do Holoceno, quando ocorreu a gênese da grande maioria das lagoas costeiras do Brasil, notadamente lagoas costeiras do sul da Bahia, Espírito Santo, Rio Grande do Sul.

A gênese, vinculada a processos transgressivos pleistocênicos, produziu maiores variações do nível do mar entre glaciais e interglaciais; teve maior duração (a partir de aproximadamente 200 mil anos antes do presente) e isolou, em consequência, os maiores corpos de água, como a laguna dos Patos, com 9.919 km² de superfície e a lagoa Mirim com 3.500 km². A gênese dos processos transgressivos holocênicos produziu menores variações do nível do mar, teve menor duração (a partir dos últimos 10.000 anos), isolando corpos d'água menores, mas em número significativo. Contudo, várias delas apresentam também superfície significativa: lagoas Mangueira (Rio Grande do Sul), com 800 km², Araruama (Rio de Janeiro) com 207 km², dos Quadros (Rio Grande do Sul) com 120 km², Saquarema (Rio de Janeiro) com 36 km².

As lagoas formadas a partir do Holoceno, geralmente a partir dos últimos 5.000 anos, estão muitas vezes interligadas por canais, formando extenso colar de lagoas muito próximas ao mar, como ocorre no Espírito Santo e Rio Grande do Sul. Cada sequência dessa, corresponde a um único período de deposição marinha, de feixe de restinga. A lagoa de Carapebus, em Macaé, no Estado do Rio de Janeiro, constitui um caso de lagoa muito dentrítica, porque cada bifurcação dentrítica parece corresponder a uma sequência de feixe de restinga: tem-se, neste caso, então uma única lagoa costeira formada por deposição de Vários feixes de restinga.

b) Lagoas Formada pelo Fechamento da Desembocadura de Rios por Sedimentos Marinhos – Este tipo de lagoa é comum em regiões de tabuleiros (forma topográfica semelhante a

planalto, comum no litoral do Nordeste e Sudeste do Brasil). Elas se originam por deposição de sedimento marinho na desembocadura de pequenos rios ou por isolamento de estuário de vários pequenos rios (Fig. 5.16). Exemplo: lagoa Mundaú (AL), Manguaba (AL), Carapebus (RJ), Comprida (RJ) e Cabiúnas (RJ).

Processo diferente ocorreu na planície costeira junto à foz do rio Doce, no Espírito Santo. A deposição de sedimentos marinhos pela última grande transgressão ocorrida há aproximadamente 18.000 anos formou um conjunto de ilhas-barreiras que isolaram uma grande laguna. Este fenômeno teve seu término há aproximadamente 5.500 anos. A partir de então, o rio Doce construiu dentro desta laguna um delta com muitos tributários. Isto, somado às oscilações negativas seguidas de fases transgressivas do mar, acarretou deposição de cordões arenosos dentro da laguna, modificando sua feição e provocando alterações nas áreas lagunares (ressecção de algumas e formação de outras lagunas). Com o abaixamento do nível relativo do mar, o sistema lagunar praticamente desapareceu, sendo hoje em dia representado por alguns testemunhos, como as lagoas, Zacarias, do Martins, Bonita, Suruaca, Cacimba, Monsarás, etc (SUGUIO et al., 1982).

c) Lagoa Formadas pelo Fechamento da Desembocadura de Rios por Recifes de Corais .A formação de Recifes pode represar a desembocadura de rios que buscam o mar. Este tipo de lagoa é encontrado no litoral nordestino, onde existem condições favoráveis (temperatura superior a 20°C) para a formação de recifes). A lagoa do Rodeio (8 km²) em Alagoas, que foi formada pelo fechamento da desembocadura do rio São Miguel, é um exemplo.

d) Lagoas Formadas pelo Fechamento da Desembocadura de Rios por Sedimento Fluviomarinho . Este tipo de lagoa é encontrado no litoral fluminense, especialmente na região de Campos. As lagoas lá existentes foram formadas há antiga foz do rio Paraíba do Sul. A deposição de sedimento, tanto pelo mar como pelo próprio rio, provocou o desvio da foz do rio Paraíba do Sul, ao mesmo tempo que represou sua antiga foz. A consequência deste fenômeno foi a formação de várias lagoas como, por exemplo, a lagoa Feia, em Campos (RJ). Podem ser citadas também as lagoas Juparanã, Nova, das Paiminhas, das Palmas, entre outras, localizadas no município de Linhares (ES).

São relativamente grandes, profundidades aproximadas de 25 m e muito dendríticas. Segundo SUGUIO et al (1982), há cerca de 120.000 anos atrás, quando a feição da foz do rio Doce era outra e teve início a penúltima grande transgressão marinha, a progressiva deposição de sedimentos marinhos e também fluviais, originou cordões arenosos que barraram vales onde corriam pequenos cursos d'água, originando, assim, estas lagoas.

e) Lagoas Formadas nas Depressões entre Faixas de Areia que constituem as Restingas . Este tipo de lagoa também é encontrado com frequência no litoral fluminense. São muito rasas e abastecidas por pequenos córregos e pela água da chuva. Não raramente aquelas mais próximas à faixa da praia são invadidas pelo mar durante as marés altas. Podem ser citadas como exemplo as lagoas Água Preta, Taí Grande, Bananeiras e Taí Pequeno, Maria Menina Periperi e Robalo.

5.3.10. Represas e Açudes

No Brasil, as represas e açudes são formados principalmente pelo represamento de rios para atender os seguintes objetivos: abastecimento de águas, regularização, de cursos, obtenção de energia elétrica, irrigação, navegação e recreação entre outros. Os lagos artificiais brasileiros, formados pelo represamento de rios, recebem diferentes denominações, tais como: represas,

reservatórios, açudes, etc., que nada mais são que sinônimos, uma vez que estes ecossistemas têm a mesma origem e finalidade.

A construção de grandes represas no Brasil teve seu início em 1901, com a construção, em São Paulo, de represa Edgar de Souza, no rio Tietê.

Em consequência do desenvolvimento industrial e sócio-econômico do Brasil, foram construídas inúmeras barragens, cujo objetivo principal foi a geração de energia elétrica. A construção dessas barragens resultou na formação de um grande número de ecossistemas lacustres artificiais. Hoje constata-se que muitos rios brasileiros tiveram grande parte do seu curso segmentado em represas, ou seja, transformados em lagos artificiais. Este fato é mais evidente nos rios do Estado de São Paulo, notadamente o rio Grande (Fig. 5.17). Somente no Estado de São Paulo existem mais de 55 represas de médio e grande porte que cobrem uma área de aproximadamente 5.500 km² (Fig. 5.18).

Dependendo de suas características hidráulicas, especialmente o tipo de tomada de água da barragem, as represas apresentam grande instabilidade limnológica. Estes ecossistemas, por apresentarem baixo tempo de residência da água (tempo de permanência da água na represa), podem ser considerados na sua grande maioria, como um estágio intermediário entre um rio e um lago, ou seja, entre ambiente lótico e lêntico. Outra característica das represas é a grande variação do nível d'água que pode ocorrer em pouco tempo, em função das necessidades de uso da água de uma usina (Fig. 5.19).

Segundo PAIVA (1982), até 1980 o Brasil dispunha de cerca de 1.060 represas de médio e grande porte. Certamente este número é superior, pois muitas represas em áreas municipais e particulares não estão incluídas neste levantamento. Somente as 154 maiores represas ocupam uma área superior a 18.970 km², sendo que somente uma das maiores, a represa de Sobradinho (rio São Francisco-BA), ocupa uma área de 5.190 km².

A construção de açudes no Nordeste brasileiro teve início no tempo do Brasil Império, com a criação do açude de Cedro (CE). Estes ecossistemas são de fundamental importância sócio-econômica na região Nordeste. Através de sua construção (grande número é formado por barragens de terra) é possível o armazenamento de água para fornecimento à população humana e de animais, regularização de curso d'água, irrigação e o aumento da produção protéica da região, através de piscicultura. Apesar do problema da seca no Nordeste ser antigo, somente após o terrível período de seca de 1944/1945, que assolou a região, iniciou-se efetivamente a construção de açudes. Segundo PAIVA (1982), até 1980 existiam no Nordeste cerca de 806 açudes, com área total aproximada de 4.500 km².

A construção de barragens, com a consequente formação de grandes lagos artificiais, produz diferentes alterações no ambiente, não apenas o aquático, mas também no ambiente terrestre adjacente (BAXTER, 1977). Estas modificações tanto podem ser benéficas como prejudiciais. Portanto, estudos sobre o impacto que um grande lago artificial poderá causar no ambiente são indispensáveis antes do represamento de um rio. São inúmeros os efeitos negativos dos grandes lagos artificiais na região à montante e sobre o próprio ambiente aquático formado. Entre estes destacam-se:

- aumento da transpiração e/ou evapotranspiração, ocasionando alterações climáticas locais ou regionais (PAIVA, 1982);
- maior possibilidade de deslizamento e tremores de terra em virtude do peso das águas represadas e/ou da barragem (PAIVA, 1982);
- elevação do lençol freático com efeitos prováveis na agricultura regional (aumento da umidade do solo) e na epidemiologia (criação de brejos com a proliferação de mosquitos e outros insetos transmissores de doenças);

- aumento da taxa de sedimentação à montante em seus afluentes;
- inundação de áreas florestais ou agrícolas, que pode causar alterações físicas e químicas no meio aquático (alterações do pH e surgimento do gás sulfídrico);
- indundações de possíveis reservas minerais desconhecidas;
- alterações nas condições de reprodução das espécies aquáticas, devido, por exemplo, à destruição das lagoas marginais e alterações na qualidade física e química da água.
- modificações substanciais nos habitats em torno da represa afetando a fauna e flora silvestres;
- aumento, de maneira explosiva, das comunidades de macrófitas aquáticas, principalmente as flutuantes, como *Eichhornia crassipes*, *Salvinia* spp e *Pistia stratiotes*
- grandes riscos de desaparecimento de espécies vegetais e animais raros ou em extinção na área;
- profundas modificações na fauna ictiológica;
- aumento da possibilidade de ocorrência de processos de eutrofização, principalmente se áreas florestadas ou agrícolas forem submersas;
- inundações de áreas férteis para a agricultura e pecuária, além de estradas, sítios arqueológicos e obras arquitetônicas de valor histórico (MACHADO, 1976);
- desaparecimento de recursos naturais como: florestas, rios, lagos, cavernas, quedas d'água, etc.;
- deslocamento de populações estabelecidas em terras inundadas, que passam a viver ao redor das represas, exercendo pressão sobre os recursos naturais e modificando o uso das áreas marginais (PAIVA, 1982).

Na região à jusante da represa podem ser observadas inúmeras consequências com grandes implicações ecológicas. As mais importantes são decorrentes de dois fenômenos principais: (a) alteração no regime hidrológico que passa a ter regime de cheia e seca aperiódico, portanto independente do regime pluviométrico da região e (b) alterações na qualidade física e química da água.

As consequências das alterações no regime hidrológico à jusante tanto podem ser observadas logo após o fechamento da represa, como também muitos anos após. Os organismos aquáticos e terrestres sofrem consequências imediatas das alterações do regime hidrológico. Com ausência de períodos sazonais de cheia e seca, muitas espécies vegetais e animais têm seu ciclo de crescimento e reprodutivo fortemente alterado, o que leva muitas populações a forte redução ou mesmo extinção. Este fenômeno é observado especialmente nas espécies com ciclo de vida curto. Por ficarem metidos à montante, há pouca deposição de sedimentos nas várzeas à jusante durante os períodos de cheia. O controle do volume de água do reservatório para estabilizar o fornecimento de energia elétrica tende a eliminar totalmente a inundação periódica das várzeas à jusante ou torná-la aperiódica. A consequência irreversível é a eliminação da fertilização natural das áreas alagáveis, a qual está fortemente vinculada à atividade sócio-econômica regional.

Como exemplo de consequências a longo prazo podem ser citadas as modificações na composição (desaparecimento de algumas e surgimento de outras espécies) da área de inundação, em decorrência principalmente da ausência de inundações periódicas e desprovidas de partículas ricas em nutrientes.

As alterações na qualidade física e química da água à jusante da represa têm consequências imediatas sobre a biota aquática. Estas implicam em alterações dos valores de pH e na oxigenação do meio (ver Cap. 10). A longo prazo

podeiii ser observadas alterações químicas no solo das áreas alagáveis decorrentes principalmente da alteração dos valores de pH da água de inundação, que promOvelr a mobilização de determinados íons e precipitação de outros.

Estudos sobre o impacto ambiental causado pela criação dos grandes lagos artificiais brasileiros são escassos, especialmente sistematizados de acompanhamento durante vários anos. Estudos desta natureza realizados por BALON (1974), na Africa, mostraram significativo aumento de produção e da carga de nutrientes do SiSteffla nos primeiros anos após o represamento, seguido de acentuada queda. De grande importância foi a constatação do aumento de diversidade de espécies que se tornou mais acentuada na fase de estabilização do ecossistema (Fig. 5.20).

6 - Águas Continentais. Características do Meio, Compartimentos e Comunidades

6.1. CARACTERÍSTICAS DO MEIO AQUÁTICO

O ambiente aquático apresenta certas características que lhe conferem peculiaridades tais como:

a) Alta capacidade para solubilização de compostos orgânicos e inorgânicos, possibilitando que os organismos, especialmente os autotróficos, possam absorver nutrientes por toda superfície do corpo.

b) Gradientes verticais e, em certos casos, gradientes horizontais, que se tomam evidentes através da distribuição desigual da luz, nutrientes, temperatura e gases (e.g., oxigênio dissolvido e gás carbônico). A distribuição desigual destas variáveis no ambiente aquático tem grandes conseqüências na distribuição dos organismos.

c) O baixo teor de sais dissolvidos típico de ambientes de água doce, faz com que a maioria dos organismos que habitam estes ambientes seja hiper-tônica em relação ao meio, sendo necessárias, portanto, adaptações no sentido de manter o equilíbrio osmótico entre os líquidos internos e o meio.

d) Alta densidade e viscosidade da água têm grande significado para a locomoção dos organismos no meio aquático, uma vez que a água é 775 vezes mais densa do que o ar. Para reduzir o efeito da resistência do meio à locomoção, os organismos aquáticos apresentam profundas adaptações morfológicas e fisiológicas.

6.2. OS PRINCIPAIS COMPARTIMENTOS E SUAS COMUNIDADES

Os compartimentos de um lago são: região litorânea, região limnética ou pelágiCa, região profunda e interface água-ar (Fig. 6.1). Esta classificação, como a maioria das classificações em Limnologia, tem apenas caráter didático, urna vez que estes compartimentos não estão isolados dentro do ecossistema aqUátiCO~ mas sim em constante interação através de trocas de matéria e energia~ superpondoSe muitas vezes.

6.2.1. Região Litorânea

A região litorânea corresponde ao compartimento do lago que está em contato direto com o ecossistema terrestre adjacente, sendo, portanto, influenciado diretamente por ele. Pode-se considerar este compartimento uma região de transição (ecótono) entre o ecossistema terrestre e o lacustre. Por esta razão, trata-se de um compartimento com grande número de nichos ecológicos e cadeias alimentares, tanto de herbivoria na qual a fonte de energia é a biomassa vegetal viva, como de detrito que tem como fonte de energia a biomassa morta. Pode-se considerar esta última como a principal responsável pelo fluxo de energia neste compartimento, no qual participam inúmeros invertebrados aquáticos. Dentre estes, destacam-se várias espécies de oligoquetas, moluscos, crustáceos e insetos. Estes últimos desempenham papel mais relevante na cadeia de detritos quando na fase larvar.

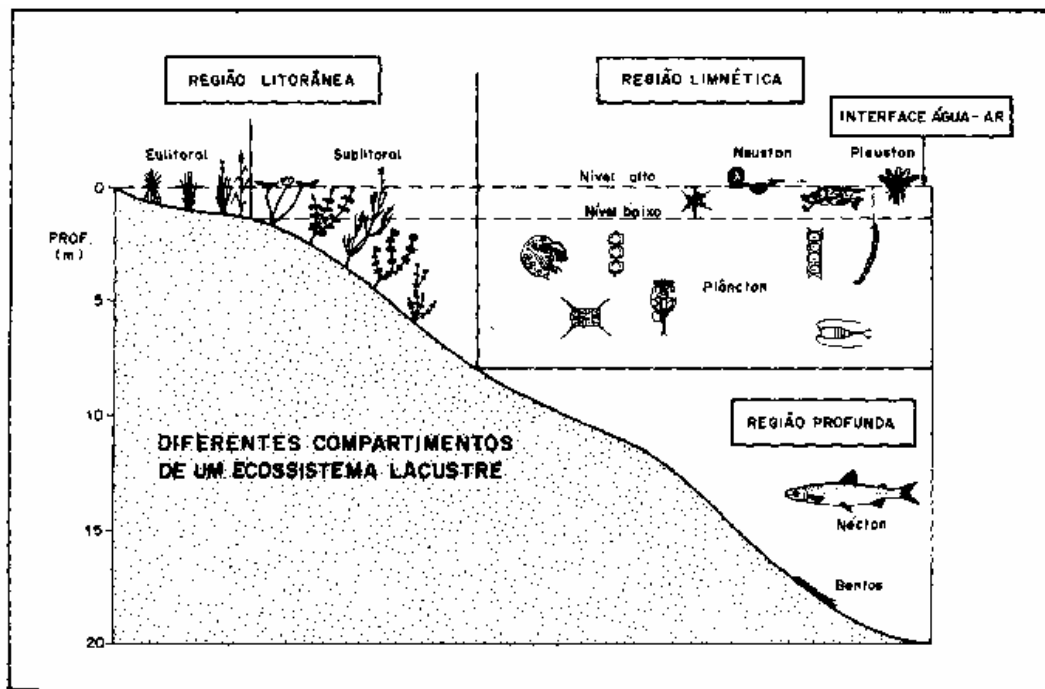


Fig. 6.1 - Ecossistema lacustre: principais compartimentos e respectivas comunidades

A região litorânea apresenta todos os níveis tróficos de um ecossistema: produtores primários, consumidores e decompositores. Assim, esta região pode ser considerada como um compartimento “autônomo” dentro do ecossistema aquático. Neste compartimento a colonização por macroalgas, briófitas, pteridófitas e plantas superiores (macrófitas aquáticas) é a sua principal característica (ver Cap. 20). A base desta cadeia, os detritos, tem sua origem principalmente da biomassa morta de macrófitas aquáticas. Em alguns lagos, folhas provenientes das adjacências, especialmente da vegetação circundante, podem desempenhar importante papel na formação de detritos na região litorânea.

Os invertebrados que vivem na região litorânea podem apresentar várias adaptações à vida aquática. Por exemplo: alguns hemípteros acumulam ar sob os hemi-élitros (diticídeos);

alguns coleópteros acumulam ar embaixo do corpo (hidrofilídeos). Este ar armazenado é utilizado na respiração destes organismos. Muitas pupas e larvas de insetos perfuram a epiderme das macrófitas aquáticas para retirar oxigênio do parênquima aerífero destas plantas.

Deve-se ressaltar que em muitos ecossistemas lacustres a região litorânea é pouco desenvolvida ou mesmo ausente, como é o caso da maioria dos lagos de origem vulcânica e represas. A região litorânea subdivide-se em eu-litoral e sublitoral.

6.2.2. Região Limnética ou Pelágica

Ao contrário da região litorânea, a região limnética é encontrada em quase todos os ecossistemas aquáticos. Suas comunidades características são o plâncton e o nécton. A comunidade planctônica é constituída por bactérias, algas uni e pluricelulares (fitoplâncton) e invertebrados (zooplâncton), que se caracterizam pela capacidade de flutuar na água (ver Caps. 21 e 22 respectivamente). Alguns invertebrados como crustáceos são capazes de nadar ativamente, fato este que os auxilia significativamente na realização de migrações verticais. Certamente a alta viscosidade da água desempenhou importante papel na evolução da comunidade planctônica.

Pode-se considerar a capacidade de flutuação na água como a principal condição para a existência do plâncton. Para flutuar, o plâncton deveria ter densidade igual à da água. Contudo, a densidade da maioria destes organismos é superior a esta. Assim, a flutuação do plâncton, especialmente do fitoplâncton, é, na realidade, um afundamento vagaroso, exceção feita aos organismos com movimentos próprios (ver Cap. 21).

Outra comunidade típica da região pelágica é o nécton, que ao contrário do plâncton, possui movimentos próprios, por isso pode ser freqüentemente encontrado na região profunda. Em lagos, esta comunidade é formada quase que exclusivamente por peixes.

6.2.3. Região Profunda

Esta região é caracterizada pela ausência de organismos fotoautótrofos, causada pela não penetração de luz e por ser uma região totalmente dependente da produção de matéria orgânica na região litorânea e limnética. Sua comunidade, a bentônica, é formada principalmente por invertebrados aquáticos como: oligoquetas (tubificídeos), crustáceos (ostrácodes), moluscos (gastrópodos e bivalvos), larvas de insetos (quironomídeos, efemerópteros, odonata, etc.) (ver Cap. 23).

A diversidade e a densidade populacional dos organismos bentônicos depende, em primeiro lugar, da quantidade de alimento disponível e da concentração de oxigênio da água (sobre a influência deste último, ver Cap. 10).

6.2.4. Interface Água-Ar

Esta região do lago é habitada por duas comunidades: a do nêuston e a do plêuston. A existência destas comunidades se deve à tensão superficial da água (ver Cap. 8). A comunidade de nêuston é formada por organismos microscópicos como bactérias, fungos e algas e de

plêuston por plantas superiores e animais como, por exemplo, aguapé, alface d'água e inúmeros pequenos animais como larvas de *Culex* (Diptera), que permanecem penduradas verticalmente na película superficial, perfurando-a e obtendo ar atmosférico para sua respiração. Outros organismos como *Hydrometra* (Coleoptera) e *Gerris* (Hemíptera), Padura aquática (*Thysanura*), andam sobre a película que compreende a interface água-ar. Entre os crustáceos, o cladócero *Scapholeberis mucronata* é encontrado freqüentemente pendurado na película superficial (KLEEREKOPER, 1944).

8 – Propriedades Físicas e Químicas da Água e sua Importância Limnológica

8.1. A MOLÉCULA DA ÁGUA

A água constitui um dos compostos de maior distribuição e importância na crosta terrestre. Sua importância para a vida está no fato de que nenhum processo metabólico ocorre sem a sua ação direta ou indireta. Foram suas propriedades anômalas, comparando com outros compostos, que possibilitaram o surgimento e a manutenção da vida na Terra. Basta lembrar que a água no estado líquido possui maior densidade do que no estado sólido (gelo), fato este de grande significado para a distribuição dos organismos aquáticos. Isto porque se o gelo não flutuasse na água, os lagos e rios de regiões frias se congelariam totalmente durante o inverno, o que provocaria a morte de todos os organismos. Vale ressaltar que quase todos os outros compostos são mais densos quando no estado sólido do que no estado líquido.

Algumas das propriedades físicas da água podem ser vistas na Tabela 8.1.

A água é um composto formado basicamente por moléculas covalentes, nas quais um átomo de oxigênio reparte um par de elétrons com dois átomos de hidrogênio. Como toda molécula covalente, a água também forma ângulos definidos entre os átomos. Na molécula da água, o átomo de oxigênio é ligado de forma covalente a dois átomos de hidrogênio com um ângulo HOH de ligação de 105°C (Fig. 8.1).

Tabela 8.1. Algumas propriedades físicas da água. (Segundo QUAGLIANO & VALLARINO, 1979.)

Ponto de fusão a 1 atm	0,00°C
Ponto triplice	0,01°C, 4,60 torr
Ponto de ebulição a 1 atm	100,00°C
Ponto crítico	347,0°C, 218 atm
Densidade do sólido a 0°C	0,917 g/cm ³
Densidade do líquido a 0°C	0,999 g/cm ³
Densidade do líquido a 4°C	1,000 g/cm ³
Densidade do líquido a 10°C	0,999 g/cm ³
Densidade do líquido a 25°C	0,997 g/cm ³
Densidade do líquido a 100°C	0,958 g/cm ³
Capacidade calorífica do líquido	1,00 cal/g • °C
(de 14,5°C - 15,5°C)	18,00 cal/mol • °C
Calor de fusão a 0°C	1,44 kcl/mol
Calor de vaporização a 100°C	9,71 kcl/mol
Constante dielétrica a 25°C	78,5

A nuvem eletrônica, resultante da ligação covalente, é atraída pelo átomo de oxigênio devido à sua maior eletronegatividade, deixando-o com uma carga parcialmente negativa; conseqüentemente o átomo de hidrogênio que exerce menor atração sobre a nuvem fica com uma carga parcialmente positiva. Este fenômeno faz com que a molécula de água seja polar.

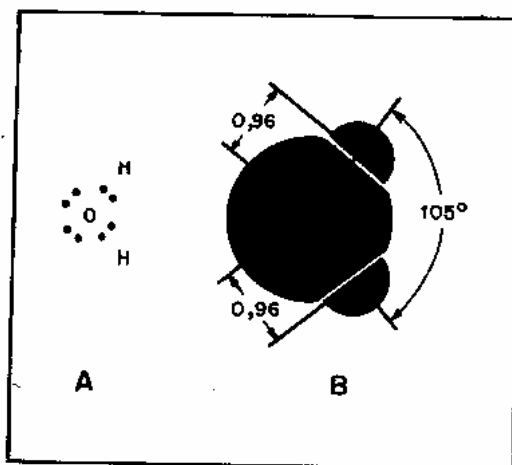


Fig. 8.1 - A molécula de água.
A - fórmula pontilhada dos elétrons;
B - forma da molécula; os átomos de oxigênio e hidrogênio são ligados por covalência. Segundo QUAGLIANO & VALLARINO (1979)

Entre as moléculas polares existe uma atração eletrostática mútua entre a extremidade positiva de uma molécula e a negativa de outra. No caso da água, o átomo de hidrogênio (parcialmente positivo) de uma molécula exerce atração sobre o átomo de oxigênio (parcialmente negativo) de outra molécula de água. Assim são formadas ligações ditas “ligações hidrogênio ou “pontes de hidrogênio” (Fig. 8.2).

Pesquisas têm demonstrado que para se quebrar as pontes de hidrogênio existentes em 1 mol de água no estado líquido, necessita-se de uma quantidade de energia equivalente a 7 kcal; ao passo que para se quebrar as ligações covalentes da mesma quantidade de água necessita-se de 110 kcal. Este fato mostra claramente que as pontes de hidrogênio são mais fracas do que as ligações covalentes, formadas entre o hidrogênio e o oxigênio dentro de cada molécula.

As pontes de hidrogênio possibilitam a formação de agregados ou “Cluster” (H_2O), onde n representa o número de moléculas de água em cada agregado (Fig. 8.3). Em consequência da agitação térmica, estes agregados estão em constante movimento.

Os espaços vazios entre os agregados são preenchidos por moléculas isoladas de água. Apesar de intensas pesquisas nesta área, não se sabe ainda qual o número de moléculas de um agregado. Sabe-se, entretanto, que este valor é dependente da temperatura, pressão, e também do tipo e da concentração dos solutos presentes. É certo que o tamanho do agregado diminui com o aumento da temperatura.

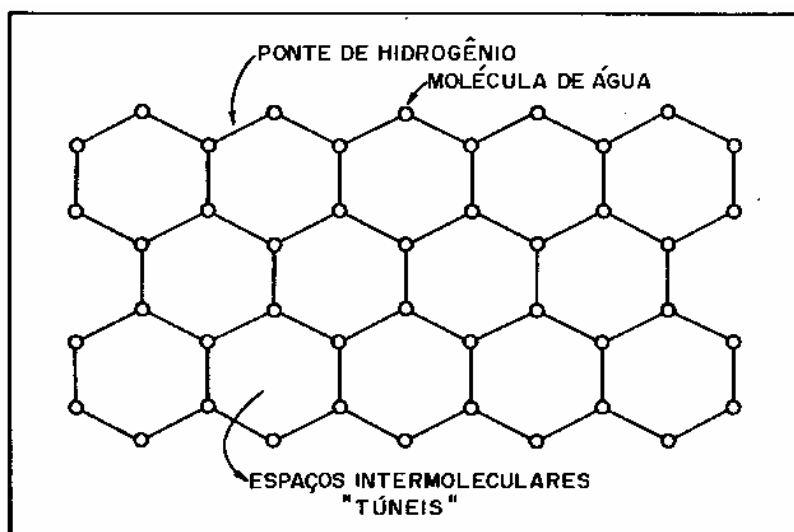


Fig. 8.2 - Estruturas da água no estado sólido (0°C), destacando as pontes de hidrogênio e os grandes espaços entre as moléculas ("túneis")

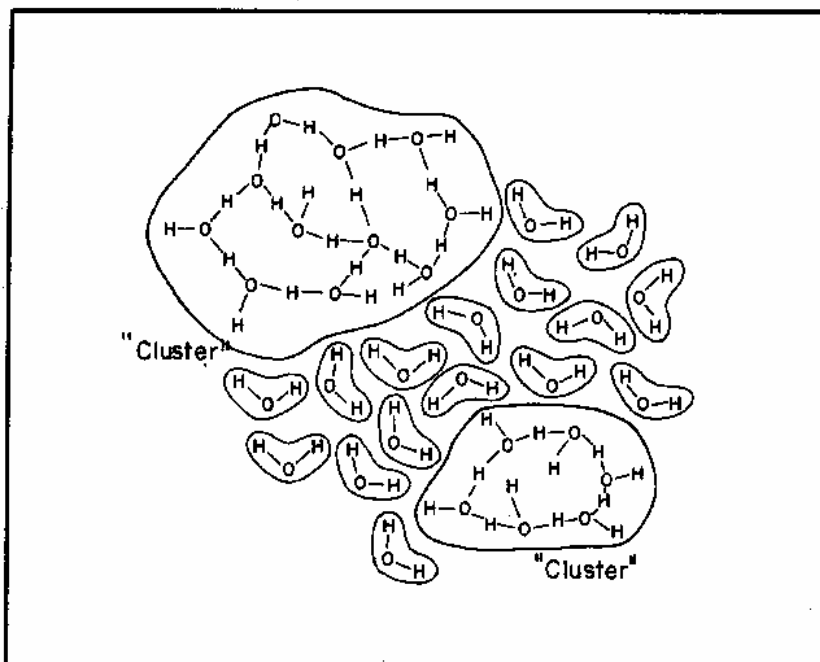


Fig. 8.3 - Formação de agregado ou "clusters". Os espaços entre os "clusters" são preenchidos por moléculas de água. Segundo SCHQWÖRBEL (1971)

A queda da temperatura reduz a agitação térmica das moléculas, aumentando o número de pontes de hidrogênio e tornando-as cada vez mais eficazes. O resultado é a redução da distância média entre as moléculas com um conseqüente aumento da densidade da água. Tal compactação atinge seu ponto máximo próximo a 4°C ($3,94^{\circ}\text{C}$), temperatura na qual a água apresenta sua máxima densidade. A partir desta temperatura, agregados de moléculas de água começam a adquirir uma estrutura mais fixa e simétrica, na qual um átomo de oxigênio fica tetraedricamente cercado por quatro átomos de hidrogênio e cada átomo de hidrogênio por somente dois de oxigênio. Este fenômeno possibilita um arranjo menos denso das moléculas nos agregados, com largos espaços separando-as. Ao atingir 0°C as forças que tendem a manter as moléculas de água em posições relativamente fixas, superam a decrescente energia cinética de translocação das moléculas do líquido e a água se congela. Esta fase se caracteriza por um cristal, com microestrutura hexagonal, formado por túneis de "espaços vazios" (Fig. 8.2). Este fato faz com que a água apresente no estado sólido a temperatura de 0°C ou menos, sua menor densidade.

8.2. CALOR ESPECÍFICO E CALOR DE VAPORIZAÇÃO DA ÁGUA

Calor específico é por definição a quantidade de energia necessária para elevar em 1°C a temperatura de 1kg de água a $14,5^{\circ}\text{C}$ e corresponde a 1 kcal (= 4,186 J). Este valor para a água é muito elevado quando comparado a outros líquidos com características semelhantes, sendo ultrapassado apenas pela amônia líquida (1,23 kcal) e hidrogênio líquido (3,4 kcal). Em termos práticos, isto significa que a água, pode absorver grandes quantidades de calor sem sofrer

grandes alterações de sua temperatura, garantindo, assim, mudanças térmicas somente gradativas.

Uma das consequências ecológicas mais importantes do alto calor específico da água, é a grande estabilidade térmica dos ecossistemas aquáticos. Isto se faz notar nas baixas variações diárias e sazonais da temperatura nestes ecossistemas, quando comparados aos terrestres. Exemplificando, pode-se citar o caso de regiões temperadas: enquanto nos ecossistemas aquáticos destas regiões a temperatura superficial da água dos lagos pode variar de 0°C no inverno até cerca de 22°C no verão, as temperaturas dos ecossistemas terrestres podem variar de aproximadamente -40°C até $+40^{\circ}\text{C}$ durante o mesmo intervalo do tempo.

Outro fator importante para ser considerado é o alto calor de vaporização da água, ou seja, a quantidade de calor que deve ser fornecida para que ela evapore. A 10°C , por exemplo, o calor de vaporização da água é de 590 cal/g e a 100°C , 540 cal/g . Em consequência deste fenômeno, aproximadamente um terço da energia solar que chega à superfície da Terra é dissipada pela água dos rios, lagos e oceanos.

8.3. TENSÃO SUPERFICIAL DA ÁGUA

O arranjo das moléculas de água na camada de contato com o ar forma uma película delgada que possui determinada tensão, chamada tensão superficial. Esta película se forma devido à força de coesão existente entre as moléculas vizinhas no interior da água, o que faz com que as moléculas superficiais sejam atraídas para o interior do líquido, criando, assim, um filme superficial mais compacto, capaz de suportar pequenos esforços sem se romper.

A tensão superficial da água decresce com o aumento da temperatura e com a quantidade de substâncias orgânicas dissolvidas. Dentre estas substâncias, as mais importantes são os ácidos húmicos e substâncias excretadas por algumas algas e por macrófitas aquáticas. Assim, lagos com floração de algas ou ricos em macrófitas aquáticas podem ter a tensão superficial sensivelmente reduzida.

Atualmente, os detergentes e os sabões em pó, dentre outros compostos que contêm substâncias tensoativas são os principais responsáveis por alterações na tensão superficial de ecossistemas aquáticos. A tensão superficial pode ser reduzida a níveis tão baixos, que chega a causar grandes prejuízos às comunidades que vivem na superfície da água (néuston e plêuston).

8.4. VISCOSIDADE DA ÁGUA

É a capacidade da água em oferecer resistência ao movimento dos organismos e das partículas nela presentes. A viscosidade da água é função da temperatura e do teor de sais dissolvidos. Em lagos de água doce, a influência destes é insignificante quando comparada com o papel da temperatura. Como mostra a Tabela 8.2, à medida que a temperatura aumenta, a viscosidade diminui. Assim, a viscosidade de uma massa d'água a 30°C é aproximadamente a metade de uma a 5°C . Este fato tem grande significado ecológico, pois à temperatura de 30°C , um organismo planctônico afunda duas vezes mais rápido (nas mesmas condições) do que a 5°C .

Tabela 8.2. Influência da temperatura sobre a densidade da água. (Segundo SCHWÖRBEL, 1971.)

Temperatura	Viscosidade em Poise */100	% de Viscosidade
0	1,787	100
5	1,561	84,8
10	1,306	78,7
15	1,138	63,7
18	1,053	58,9
20	1,002	56,0
25	0,890	49,8
30	0,798	44,7
35	0,719	40,3

* Poise = $1 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-1} \cdot \text{seg}^{-1}$

A conclusão a que se pode chegar é de que em lagos tropicais, cujas temperaturas são quase sempre superiores a 25°C , os organismos planctônicos devem desenvolver mecanismos mais eficazes para reduzir o seu tempo de afundamento do que aqueles organismos de lagos temperados.

8.5. DENSIDADE DA AGUA

Por definição, tem-se que a densidade de uma substância é a relação entre a massa e o volume que ela ocupa. A 4°C , a água tem a densidade considerada padrão d $1,000 \text{ g/cm}^3$.

Os principais fatores que influenciam a densidade da água são: salinidade, temperatura e pressão.

1. *Salinidade.* Pode ter grande influência sobre a estratificação dos corpos d'água (ver Caps. 9 e 17), visto que a densidade da água aumenta com a elevação da concentração de sais, como mostra a Tabela 8.3.

Em ambientes aquáticos costeiros, quando suficientemente profundos, pode ocorrer estratificação da massa d'água devido às diferentes concentrações de sais ao longo da coluna d'água. Nestes ambientes, a entrada de água do mar com maior densidade (maior salinidade) através, por exemplo, do lençol freático, pode provocar estratificação duradoura (lago meromítico), visto que sobre esta camada d'água forma-se outra de menor densidade (menor salinidade), proveniente de águas de chuvas e de rios. Tal tipo de estratificação denomina-se estratificação química ou ectogênica (HUTCHINSON, 1957). Ex.: lagos Swarvlei (África do Sul) e Tessiarsuk (Canadá).

2. *Temperatura.* Dentre os fatores que exercem influência sobre a densidade da água, a temperatura é um dos mais importantes.

Tabela 8.3 - Influência da Concentração de Sais Dissolvidos sobre a Densidade da Água. (Segundo RUTTNER, 1940)

Concentração de Sais ‰ (g l ⁻¹)	Densidade a 4°C g/ml
0	100.000
1	100.085
2	100.169
3	100.251
10	100.818
35 (água do mar)	102.822

Com relação à temperatura, a água tem comportamento diferente dos outros líquidos. Como já foi discutido (ver seção 8.1), sua densidade não aumenta progressivamente com o abaixamento da temperatura, mas alcança seu máximo valor a aproximadamente 4°C (1000 g/dm³ = 1); abaixo desta temperatura sofre uma queda lenta para, em seguida, cair bruscamente (Fig. 8.4).

Portanto, a água com temperatura abaixo e acima de 4°C é mais leve do que a esta temperatura, quando considerado um mesmo volume. Em consequência deste fenômeno, no inverno de regiões de alta latitude, a parte congelada (menos densa) fica na superfície, enquanto as camadas mais profundas permanecem a aproximadamente 4°C. A camada de gelo superficial também exerce o papel de isolante térmico, impedindo que grandes massas de água se congelem.

Este fenômeno tem grande significado, especialmente para a fauna aquática que pode migrar da superfície congelada para as regiões com temperaturas mais elevadas (em torno de 4°C) e, assim, sobreviver durante o inverno. Em lagos rasos, onde ocorre congelamento até o fundo, predomina um tipo de fauna que sobrevive no inverno sob a forma de resistência (cistos, ovos de resistência, etc.).

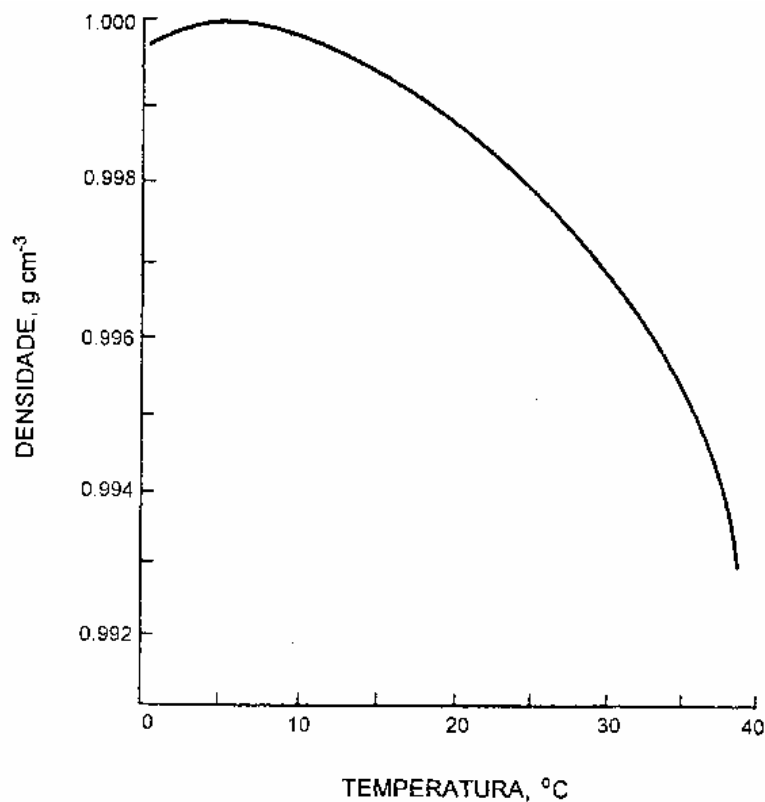


Fig. 8.4 - Relação entre a densidade e temperatura da água. Observe que o máximo de densidade da água é próximo de 4°C (3,94 °C) e que o decréscimo dos valores de densidade é praticamente exponencial em valores elevados de temperatura

Acima de 4°C, que é a faixa de temperatura encontrada nos lagos subtropicais e tropicais, a densidade e a temperatura da água não variam proporcionalmente. Desta maneira, à medida que diminui a temperatura de um ambiente aquático no decorrer do dia ou dos meses do ano, aumentam imediatamente os valores de densidade (Fig. 8.5).

3. *Pressão*. Este fator tem efeito indireto sobre a densidade da água, uma vez que para cada 10 atm (~ 100m de profundidade) de pressão, ocorre abaixamento de 0,1 °C. Este fato assume relevância somente em lagos profundos, como o lago Tanganica (1.470 m) e lago Baical (1.620 m), nos quais a temperatura do hipolímnio pode ser rebaixada ainda mais, devido ao efeito de pressão.

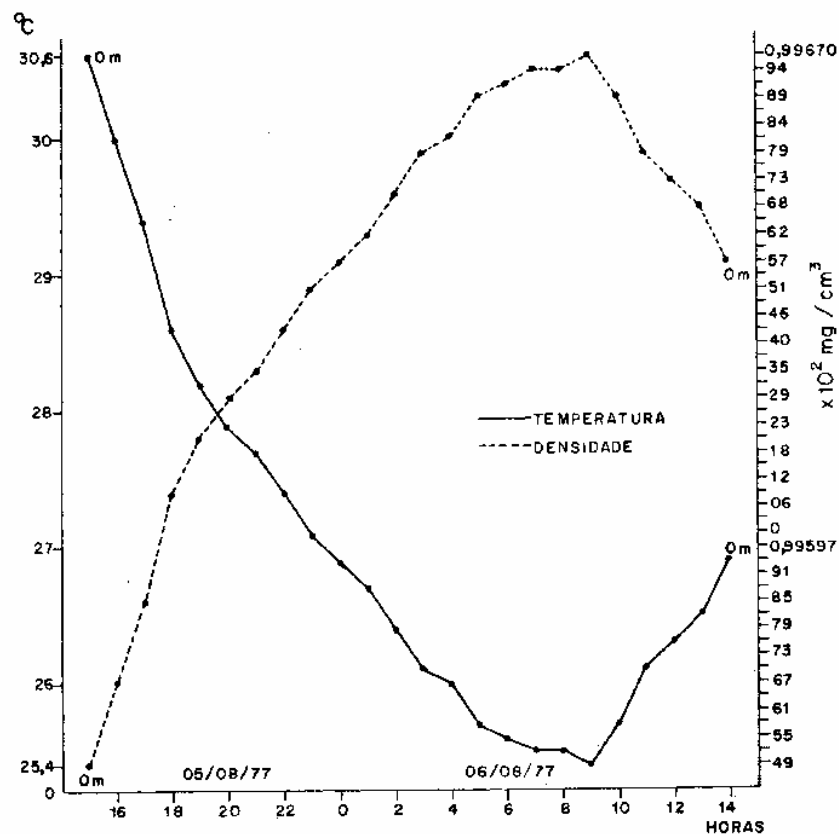


Fig. 8.5 - Variação da densidade em função da temperatura da água do lago. Chacororé (MT). Modificado de PINTO SILVA (1980)

10 - Oxigênio Dissolvido

10.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

Dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio (O_2) é um dos mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos. As principais fontes de oxigênio para a água são a atmosfera e a fotossíntese. Por outro lado, as perdas são o consumo pela decomposição de matéria orgânica (oxidação), perdas para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos como, por exemplo, o ferro e o manganês.

A solubilidade do oxigênio na água, como de todos os gases, depende de dois fatores principais: temperatura e pressão. Assim, com a elevação da temperatura e diminuição da pressão, ocorre redução e solubilidade do oxigênio na água. Exemplificando: a uma pressão de 760 mmHg, 100% de umidade relativa e a uma temperatura de 0°C , solubilizam-se 14,60 mg de oxigênio por litro de água, enquanto que nas mesmas condições e à temperatura de 30°C (freqüentemente observada em lagos tropicais), solubilizam-se apenas 7,59 mg de oxigênio por

litro de água, ou seja, cerca da metade do valor a 0°C. Portanto, para se obter a saturação de oxigênio, que é expressa em porcentagem, deve-se sempre relacionar os teores absolutos de oxigênio dissolvido com a temperatura e pressão atmosférica. Entende-se saturação de oxigênio como sendo a quantidade máxima de oxigênio que pode ser dissolvida na água em determinada pressão e temperatura.

Baseado nestas propriedades, fica notório que os organismos aquáticos tropicais têm, em princípio, menos oxigênio disponível do que os de lagos temperados. Esta constatação assume importância, quando considera-se que nos lagos próximos ao Equador, a temperatura pode atingir até 38°C.

10.2. DIFUSÃO E DISTRIBUIÇÃO DE OXIGÊNIO DENTRO DO ECOSISTEMA

A difusão de oxigênio dentro de um corpo de água dá-se principalmente pelo seu transporte em massas d'água, uma vez que a difusão molecular é insignificante. Segundo GESSNER (1959), se imaginarmos a superfície de um lago com teor de oxigênio de 10,29 mg/~ e se este lago estiver totalmente livre de turbulência e distribuição de oxigênio ocorrer somente por difusão molecular, serão necessários 638 anos para que uma camada d'água, localizada a 10m de profundidade, possa atingir uma concentração de 11,00 mg oxigênio por litro, o que é insignificante em termos absolutos.

No caso do oxigênio, sua distribuição ao longo da coluna d'água tem sido objeto de estudos desde o final do século passado. HOPPE-SEYLER, (1895) foi o primeiro cientista a pesquisar detalhadamente a distribuição vertical deste gás em um lago, o lago Constance (Alemanha-Suíça); muito embora SAUSSURE (1779) já tivesse mencionado a rápida queda de concentração de oxigênio em uma “parte” coluna d'água (hoje conceituada com hipólímnio).

O padrão de distribuição de oxigênio em ecossistemas aquáticos é, via de regra, inverso ao gás carbônico (Fíg. 10.1). Este fato é mais evidente durante um dia ensolarado, quando ocorre na zona eufótica um intenso consumo de gás carbônico devido à fotossíntese, ao mesmo tempo em que ocorre uma produção considerável de oxigênio. Por outro lado, na zona afótica, devido à atividade microbiana (decomposição da matéria orgânica), há uma alta produção de gás carbônico e correspondente consumo de oxigênio. Este fenômeno ocorre mesmo em lagos rasos, como é o caso do lago Curuçá, no Pará, onde a partir de dois metros de profundidade observa-se forte déficit de oxigênio e acentuado aumento de gás carbônico (CAMARGO & MIYAI, 1988).

Da mesma forma que na maioria dos lagos, há estratificação térmica, há também estratificação química, isto é, os gases e compostos orgânicos e inorgânicos presentes na água podem apresentar distribuição não homogênea na coluna d'água. Na maioria dos casos, a estratificação térmica condiciona a estratificação química. Este fenômeno é típico para lagos de regiões temperadas. Para lagos de regiões tropicais, freqüentemente observa-se estratificação química, especialmente de oxigênio, independente da estratificação térmica. Este fenômeno é ainda mais nítido em represas que foram formadas em áreas com densas coberturas florestais.

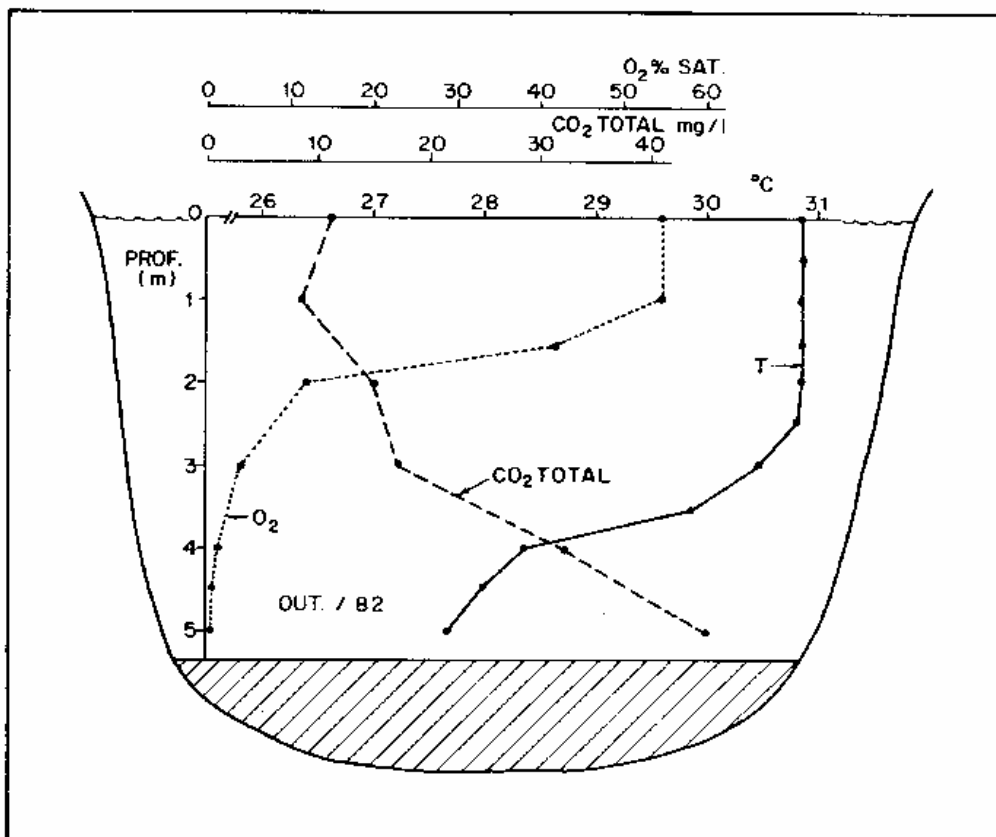


Fig. 10.1 - Distribuição vertical de oxigênio e CO₂ total no lago Curuçá (lago de várzea do Rio Trombetas, Pará). Modificado de CAMARGO & MIYAI (1988)

10.3. DINÂMICA DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO EM LAGOS DE REGIÕES DE CLIMA TEMPERADO

Após o trabalho do HOPPE-SEYLER (1895), mostrando que no verão o oxigênio não se apresentava uniformemente distribuído na coluna d'água do lago Constance, inúmeros são os trabalhos sobre a concentração e distribuição deste gás em lagos de regiões de clima temperado.

Grande interesse despertou o trabalho de THIENEMANN (1925). Este trabalho mostrou que lagos rasos de regiões temperadas, com produção primária, apresentavam o hipolímnio com alto déficit de oxigênio durante o verão. Thienemann atribuiu a causa deste fenômeno à atividade de microorganismos que, para decompor a matéria orgânica morta acumulada no sedimento, consomem grande parte ou a totalidade de oxigênio dissolvido no hipolímnio. Nestas condições, este compartimento toma-se anaeróbio, podendo surgir

outros gases, como o gás sulfídrico (H₂S) e o metano (CH₄). Os lagos que apresentam estas características são os lagos eutróficos e o tipo de perfil vertical de oxigênio é chamado clinogrado (Fig. 10.2)

THIENEMANN (1925) mostrou também que nos lagos profundos, com produção primária baixa, a decomposição da pouca matéria orgânica acumulada no hipolímnio não chega a interferir significativamente nos níveis de oxigênio da água. Nestes lagos, observa-se oxigênio em toda a coluna d'água, mesmo em períodos de estratificação térmica prolongada. Os lagos com estas características são chamados de oligotróficos e o tipo de perfil vertical de oxigênio é denominado ortogrado (Fig. 10.2). Durante o verão, estes lagos podem apresentar aumento da concentração de oxigênio no hipolímnio, pois nesta região da coluna d'água a temperatura é menor, aumentando, assim, a solubilidade deste gás.

Para o surgimento de perfil ortogrado ou clinogrado, as condições morfológicas do lago são importantes, visto que estas determinam o volume do epilímnio e do hipolímnio. Segundo THIENEMANN (1925), quando a relação volume do epilímnio/volume do hipolímnio é igual ou menor do que um, o lago é oligotrófico (perfil ortogrado). Neste caso, o hipolímnio apresenta volume suficientemente grande em relação ao epilímnio, capaz de armazenar grandes quantidades de oxigênio. Ao contrário, quando a relação volume do epilímnio/volume do hipolímnio é maior do que um, o lago é eutrófico (perfil clinogrado), visto que apresenta hipolímnio com volume pequeno, onde a quantidade de oxigênio dissolvido não é suficiente para manter o metabolismo da comunidade sem causar déficit (Fig. 10.2). Assim, a concentração de oxigênio ao longo da coluna d'água em lagos temperados no verão pode ser utilizada como indicador do nível trófico destes ecossistemas.

Durante a primavera e outono, período de circulação total da coluna d'água, os lagos eutróficos e oligotróficos apresentam perfil de oxigênio do tipo ortogrado. Já no inverno, ocorre pequena redução da concentração de oxigênio na superfície de lagos oligotróficos, enquanto que em lagos eutróficos pode ocorrer uma forte redução nas camadas mais profundas.

10.4. DINÂMICA DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO EM LAGOS TROPICAIS

10.4.1. A Alta Temperatura como Fator Controlador Direto da Concentração de Oxigênio

Como é sabido, a temperatura influencia diretamente tanto a respiração dos organismos, como outros processos oxidativos (por ex.: decomposição da matéria orgânica por microorganismos). Esta ação direta da temperatura sobre os organismos aquáticos se baseia na regra de Van T'Hoff, que possui caráter apenas aproximativo, e sua maior aplicação encontra-se em soluções aquosas. Segundo a regra Van T'Hoff, a elevação da temperatura das soluções em 1 0°C pode duplicar ou triplicar a velocidade das reações. Baseando-se nesta regra, RUTTINER (1931) justificou a impossibilidade da utilização do perfil vertical de oxigênio para caracterização trófica de lagos tropicais. Segundo este autor, a temperatura do hipolímnio de lagos tropicais é pelo menos 20°C mais elevada do que a do hipolímnio de lagos temperados e, conseqüentemente, a decomposição da matéria orgânica morta (detrito orgânico) no hipolímnio de um lago tropical é quatro a nove vezes mais rápida do que no hipolímnio de um lago temperado. Este fato implica, portanto, num consumo de oxigênio de 4 a 9 vezes maior no hipolímnio de um lago tropical.

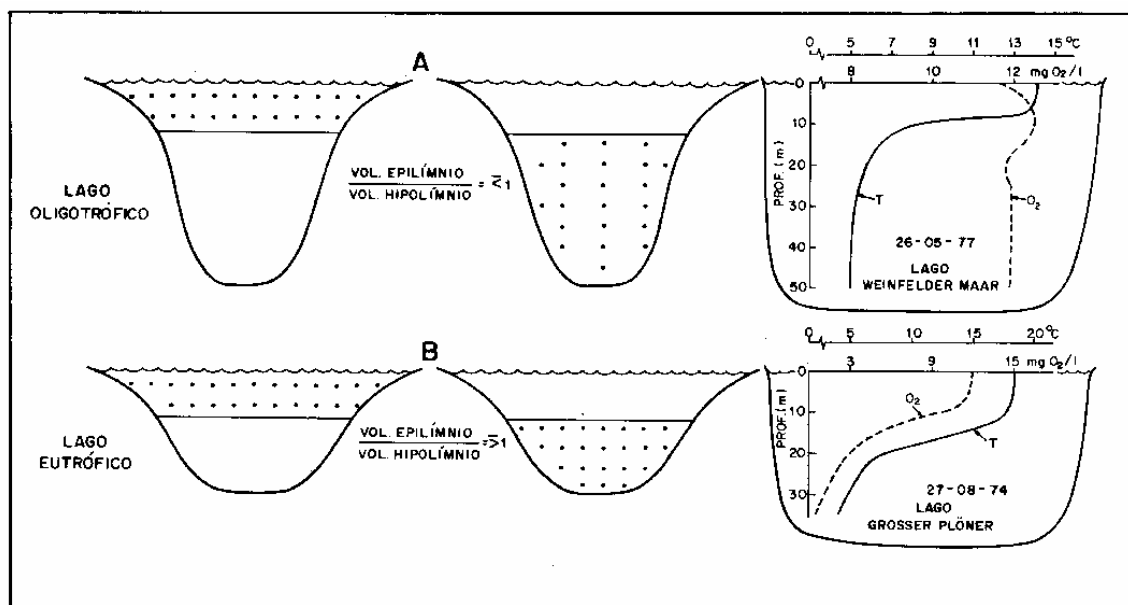


Fig. 10.2 - Influência da morfometria na distribuição de oxigênio em lagos oligotróficos (A) e eutrófico (B) de regiões de clima temperado. Modificado de TILLENMANN (1955) e MÜLLER (1977) e a partir de STABEL (dados não publicados)

Através dos seguintes exemplos, toma-se ainda mais claro o efeito da temperatura sobre processos relacionados com o consumo de oxigênio: em lagos suecos, foi mostrado que a taxa de reciclagem da glicose no inverno (temperatura por volta de 6°C) foi de aproximadamente 1.000 horas, enquanto que no verão (temperatura cerca de 18°C), foi de apenas 10 horas (FENCHEL & JORGENSEN, 1977). Entre os copépodos observa-se que a respiração é praticamente duplicada quando eleva-se a temperatura de 10 para 20°C (MARGALEF, 1983) e também para peixes, foram observadas significativas elevações das taxas respiratórias, com a elevação da temperatura (RANTIN & JOHANSEN, 1984).

No hipolímnio de lagos de regiões temperadas, a temperatura permanece na maior parte do ano entre 4 e 6°C. Nestas condições de temperatura desfavorável, o processo de decomposição da matéria orgânica é muito lento e a maior parte desta não é decomposta, resultando o seu acúmulo no sedimento. Este fenômeno é especialmente evidente em lagos eutrófico daquela região. Fenômeno semelhante ocorre nas florestas temperadas, que acumulam no solo, grande parte do humus produzido. Por outro lado, a elevada temperatura do hipolímnio de lagos tropicais proporciona condições favoráveis para que ocorram elevadas taxas de decomposição, liberando, assim, grande parte de sua energia para o ecossistema.

Um das consequências limnológicas mais importantes dos fenômenos descritos é o fato de que, ao contrário de lagos temperados, o tipo de perfil vertical de oxigênio encontrado em lagos tropicais não reflete a magnitude da produção primária destes.

A figura 10.3 mostra os resultados de pesquisas sobre a produção primária do fitoplâncton, temperatura e oxigênio em um lago tipicamente oligotrófico de região temperada (lago Silser, Suíça) e um lago tropical (lago D. Helvécio, MG). Embora os dois ecossistemas sejam comparáveis quanto ao nível de produtividade fitoplanctônica, diferenciam-se, contudo, acentuadamente, quanto ao tipo de perfil vertical de oxigênio. O lago D. Helvécio, com valores de produtividade fitoplanctônica de apenas 121 mg C m² d⁻¹ (valor comparável ao lago Silser,

que é oligotrófico), apresenta perfil de oxigênio típico de lagos eutróficos temperados, que apresentam produtividade fitoplanctônica variando de 600 a 8.000 mg C m² d⁻¹ (LI KENS, 1975).

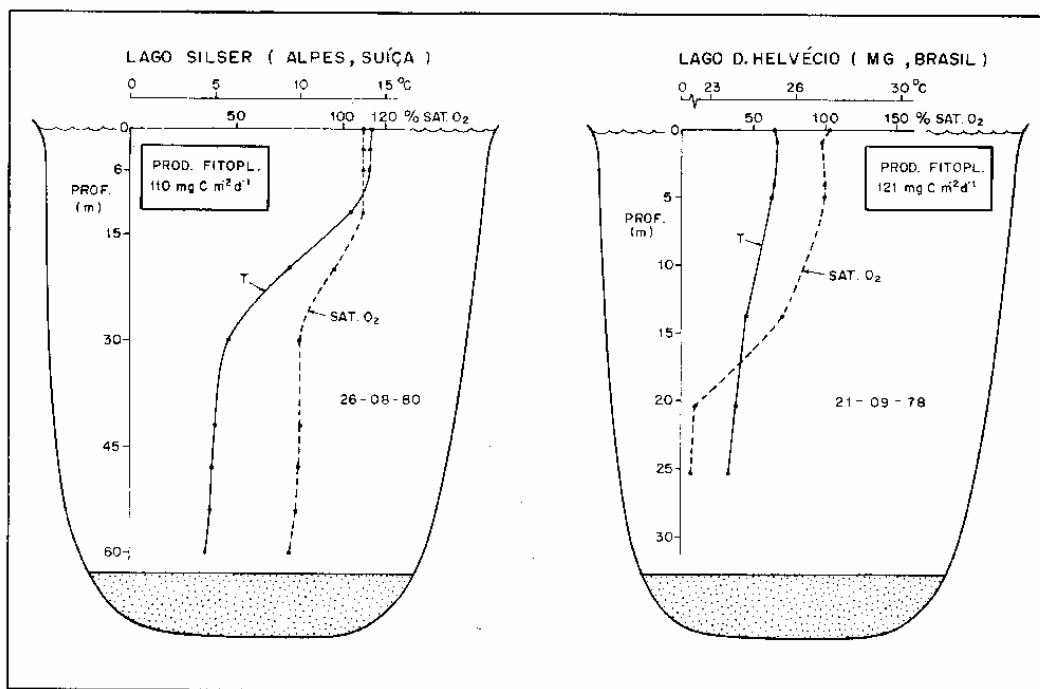


Fig. 10.3 - Concentração de oxigênio na coluna d'água em lago oligotrófico de região de clima temperado e tropical. A partir de BLOESCH (dados não publicados), modificado de PONTES (1980)

Deve-se observar que o perfil chinogrado de oxigênio no lago D. Helvécio ocorre com a coluna d'água praticamente desestratificada termicamente e com 30m de profundidade, que corresponde à metade da profundidade do lago Silser. Em janeiro de 1978, PONTES (1980) observou estratificação térmica acentuada no lago D. Helvécio que provocou ainda maior déficit de oxigênio no hipolímnto. No entanto, neste mesmo período, os valores de produtividade primária não apresentaram aumento significativo.

Mais exemplos de perfis verticais de oxigênio em lagos tropicais são apresentados na figura 10.4. Nela pode ser observado forte déficit de oxigênio no hipolímnto independentemente do padrão de estratificação da coluna d'água e também do nível de biomassa do fitoplâncton (avaliada a partir da concentração de clorofila). Exemplos mais típicos podem ser extraídos do lago Poço Verde e da represa de Três Marias que, embora apresentem a coluna d'água totalmente desestratificada, evidenciam perfil de oxigênio do tipo chinogrado (Fig. 10.4). Assim, quanto ao tipo de perfil vertical de oxigênio, a grande maioria dos lagos tropicais poderia ser classificados como eutróficos, muito embora possa se diferenciar fortemente quanto ao nível de produtividade.

Em lagos tropicais o perfil vertical é determinado, principalmente, pela alta temperatura e pelas características morfológicas do lago. Estas últimas favorecem ou dificultam a ação do vento, que tem importante papel na distribuição do oxigênio, tanto aumentando sua concentração (especialmente nas camadas superiores), como provendo a sua distribuição no

interior do ecossistema. Em consequência destes fenômenos, os lagos tropicais apresentam, na grande maioria dos casos, fortes déficits de oxigênio na coluna d'água, especialmente na sua parte inferior.

10.4.2. Fatores Controladores Indiretos da Concentração de Oxigênio

Com base nos resultados de pesquisas realizadas em lagos brasileiros, pode-se apontar dois fatores principais, que atuam indiretamente, determinando a magnitude dos déficits de oxigênio dissolvido na coluna d'água dos mesmos 1º) a extensão do período de estratificação térmica e 2º) a concentração de matéria orgânica (dissolvida e particulada) da água.

a) Extensão do Período de Estratificação Térmica.

A extensão do período de estratificação térmica é muito importante em todos os tipos de lagos, sendo que nos lagos mais profundos (que geralmente sofrem pouca variação de nível de água), este pode ser considerado o principal fator determinante do déficit de oxigênio, especialmente no hipolímnio.

Com a desestratificação da coluna d'água, ocorre a mistura entre epilímnio, com maior concentração de oxigênio, e o hipolímnio pobre em oxigênio. Como seqüência, observa-se inicialmente o enriquecimento de toda a coluna d'água com relação a este gás. Com posterior restabelecimento da estratificação térmica, podem ser observados vários fenômenos, tanto no epilímnio como hipolímnio, que levam a grandes alterações na concentração do oxigênio dissolvido nestas camadas da coluna d'água.

No epilímnio, as perdas do oxigênio são compensadas pela sua produção, através da fotossíntese ou pela difusão a partir da atmosfera. Esta última fonte é muito importante em lagos de regiões tropicais, pois nestes, são observados quase sempre, déficits de oxigênio. Nestas condições observa-se um gradiente negativo de concentração e a difusão de oxigênio da atmosfera para a água é favorecida. Na represa Curuá-Una (região amazônica, Estado do Pará); JUNK et al. (1981), demonstraram que cerca de 60% do oxigênio do epilímnio deste ecossistema é de origem atmosférica. MELACK & FISHER (1983), baseados nos resultados obtidos no lago Castanho (lago de várzea do rio Amazonas), propõem que esta seja maior fonte de oxigênio para a maioria dos lagos da região amazônica.

No hipolímnio, em decorrência das temperaturas elevadas (quase sempre superiores a 20°C), ocorrem perdas de oxigênio, que são de grande magnitude e que se processam muito rapidamente. No início do período de estratificação, as principais perdas se devem principalmente aos processos de decomposição aeróbia e de respiração dos organismos. Quando a concentração de oxigênio atinge níveis baixos (aproximadamente 4 mgV), os processos anaeróbios passam a ser os mais importantes, visto que estes produzem grande quantidade de compostos redutores, que para a sua oxidação também consomem grande quantidade de oxigênio.

Os lagos profundos (acima de 20 m) de regiões tropicais quando relativamente protegidos da ação do vento, permanecem estratificados na maior parte do ano, desestratificando-se somente no inverno, por curtos períodos (geralmente 1 a 2 meses). Nestes lagos, durante o período de estratificação térmica, o oxigênio produzido no epilímnio (que geralmente corresponde a zona eufótica) não atinge o hipolímnio. Quando eventualmente ocorrem fortes ventos, estes podem provocar aportes ("injeções") de oxigênio no hipolímnio. Este fenômeno é resultado do efeito de "seiches" internos ("ondas horizontais"), que muitas vezes invadem o

metahímnio, podendo até alcançar o hipolímnio, oxigenado-o. Este último caso ocorre somente durante períodos de ventos fortes e duradouros, com energia suficiente para desestratificar temporariamente a coluna d'água.

Como exemplos, deste tipo de ecossistema podem ser citados o lago D. Helvécio (MG) (PONTES, 1980) e lagoa das Palminhas (ES) (ESTE VES, dados não publicados), que apresentam perfil chinogrado durante todo o ano, com exceção de julho, quando ocorre a desestratificação térmica e o perfil torna-se ortogrado. Outro exemplo típico é o lago Lanao, na Ásia tropical (Filipinas), pesquisado por LEWIS (1974). Este lago, com profundidade máxima de 112 metros, permanece estratificado grande parte do ano e o hipolímnio permanece anóxico. Segundo LEWIS (1974), o principal aporte de oxigênio para o hipohímnio, durante o longo período de estratificação, são as eventuais “injeções” do epilímnio (rico em oxigênio), que através de “seiches” internos alcança o hipolímnio.

b) Concentração de Matéria Orgânica

Nos lagos rasos e poeirentos, que constituem a grande maioria dos lagos brasileiros, a concentração de matéria orgânica, aliada às altas temperaturas, contribui decisivamente para o grau de desoxigenação da água, mais do que a permanência do período de estratificação térmica.

O efeito da concentração de matéria orgânica sobre a dinâmica de oxigênio em lagos rasos se manifesta, periodicamente, durante os períodos de chuvas ou, eventualmente, por ocasião de fortes ventos e/ou chuvas frias, fortes e duradouras.

Por serem rasos, estes ecossistemas sofrem grandes variações de nível de água. Estas variações são mais acentuadas nos períodos de chuvas. Nestes períodos, observa-se a elevação do nível de água e também aumento da concentração de matéria orgânica dissolvida e particulada. Esta, se origina no próprio lago, por ressuspensão do sedimento ou a partir das águas tributárias e águas superficiais (escoamento superficial ou “runnoff”). Esta matéria orgânica é formada por inúmeros compostos (carboidratos, proteínas, lipídios, compostos húmicos, etc.), em diferentes graus de decomposição. Fonte considerável de matéria orgânica constitui os solos de florestas marginais que são invadidas pelas águas do lago, durante as cheias.

Outra fonte importante de matéria orgânica são os brejos, freqüentemente encontrados às margens dos lagos rasos. Nestes, as comunidades de macrófitas aquáticas emersas (*Typha*, gramíneas, entre outras) produzem grande quantidade de biomassa, especialmente no período de seca e que no período de cheia é, em grande parte, drenada para o interior do lago. Todas estas fontes, em conjunto, geram um grande acréscimo de matéria orgânica ao ecossistema aquático que para a decomposição microbiana consome grande parte ou totalidade do oxigênio dissolvido (Fig. 10.5).

Outro fator que contribui para a redução da concentração de oxigênio no período de cheia é a baixa taxa de fotossíntese do fitoplâncton. Vale lembrar que, neste período, observa-se, via de regra, redução da transparência da água. (ver Cap. 21).

A baixa concentração de oxigênio na coluna d'água, durante o período de cheia, tem inúmeras implicações sobre o metabolismo do ecossistema como um todo. Entre estas implicações, podem ser citadas as alterações sofridas pela fauna bentônica (ver Cap. 23), zooplancônica (ver Cap. 22) e pelas algas (ver Cap. 21). Acerca dos ciclos biogeoquímicos pode ser citado o caso do fósforo e do nitrogênio. Quanto ao nitrogênio, HOWARD-WILLIAMS et al. (1989), encontram na lagoa do Infernã (SP), uma lagoa que permanece ligada ao rio Mogi-Guaçu durante as cheias, que 92% do nitrogênio inorgânico se encontrava sob a forma de amônio, durante este período. Esta alta concentração de amônio se deve à baixa eficiência do processo de nitrificação em condições de altos déficits de oxigênio.

Por outro lado, durante o período de estiagem, são encontrados neste tipo de lago, via de regra, maiores valores de oxigênio, muito embora possa ocorrer na parte inferior da coluna d'água forte déficit. A elevação das concentrações de oxigênio do epilímnio, resulta no aumento da taxa fotossintética do fitoplâncton e da redução da concentração de matéria orgânica (grande parte já foi sedimentada e/ou precipitada ou decomposta). Neste período, SHMIDT (1973a), encontrou no lago Castanho (AM), às 13 horas, valores de até 149% de saturação de oxigênio na superfície e 82% na maior profundidade (1,00 m).

Fortes déficits de oxigênio em toda a coluna d'água podem ocorrer eventualmente quando, por ação de fortes ventos, a estratificação térmica é desfeita. Nestas condições, a água do hipolímnio enriquece a água epilímnica com compostos redutores, como matéria orgânica em diferentes estádios de decomposição, amônio, gás sulfídrico e metano que, ao se oxidarem, consomem grande parte ou a totalidade do oxigênio dissolvido da coluna d'água (Fig. 10.6). Nesta figura é exemplificado o caso do lago Camaleão (AM), que mesmo durante o período de oxigenação em toda a coluna d'água, pode apresentar anoxias eventuais. Este fenômeno na região amazônica é especialmente evidente durante as friagens (ver Cap. 9), que podem tornar a coluna d'água anaeróbica por algumas horas ou dias (JUNK et al., 1983).

JUNK et al. (1983) mediram a concentração de oxigênio na camada superficial do lago Camaleão, no período de cheia, e obtiveram concentração de apenas 0,5 mg oxigênio l⁻¹ (6,6% de saturação a 30°C). Segundo estes autores, os déficits de oxigênio em lagos amazônicos são frequentes, principalmente à noite. A não identificação deste fenômeno, anteriormente, deve-se ao fato de que os pesquisadores determinavam a concentração de oxigênio durante o dia, quando se observa altas taxas de fotossíntese.

10.5. CONSTRUÇÃO DE REPRESAS SOBRE FLORESTAS TROPICAIS E A CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO

A construção de represas sobre áreas florestadas, como por exemplo região amazônica, tem gerado condições peculiares quanto à concentração e distribuição de oxigênio nestes ambientes (Fig. 10.7). Nestas represas a grande fitomassa inundada, ao se decompor, consome grande parte do oxigênio dissolvido, gerando altos déficits, especialmente no hipolímnio. Os primeiros anos após a inundação correspondem ao período de maior déficit de oxigênio. Assim, não raramente toda a coluna d'água pode tornar-se desoxigenada. Neste período, a desoxigenação da coluna d'água independe dos ciclos de estiagem e chuvas e também do padrão de estratificação térmica do ecossistema.

Após os primeiros anos de vida do reservatório, a fase crítica de desoxigenação passa a se restringir ao período de estiagem. Neste período, a presença de elevadas concentrações de gás sulfídrico e metano no hipolímnio tornam as condições ambientais ainda mais desfavoráveis para os organismos aquáticos. Em períodos de estiagem muito pronunciada, estes gases podem ser detectados até mesmo no epilímnio (Fig. 10.7). Não raramente percebe-se a presença de gás sulfídrico pelo odor característico a grandes distâncias do reservatório. Assim, durante o período de estiagem é observada mortalidade de peixe especialmente daquelas espécies que não migraram ou que não dispõem de mecanismos de respiração adicionais tanto no reservatório, como à jusante deste. À jusante, durante este período, a situação pode tornar-se ainda mais crítica, caso a água proveniente das turbinas corresponda em grande parte àquela que se encontrava acumulada no hipolímnio e não seja diluída pela água do vertedouro. Neste caso,

podem ser observados vários quilômetros de rio com baixas concentrações de oxigênio, podendo resultar em intensas mortandade de peixes.

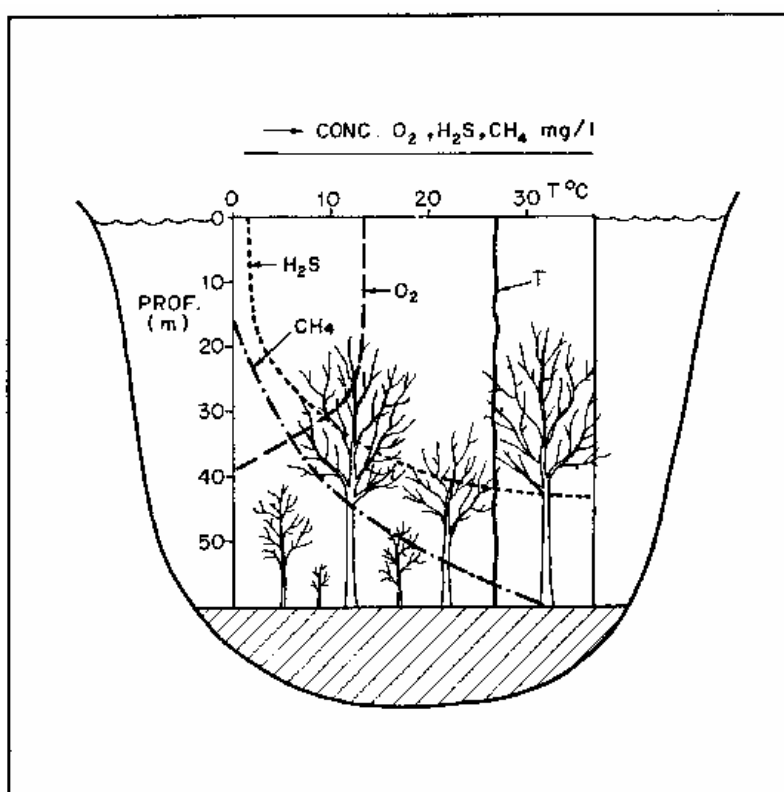


Fig. 10.7 - Distribuição vertical de oxigênio, metano e gás sulfídrico em um reservatório formado sobre floresta tropical (dados hipotéticos)

10.6. VARIAÇÃO DIÁRIA DA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO

Para BARBOSA (1981), as flutuações apresentadas pelas variáveis limnológicas no período de 24 horas assumem papel fundamental na caracterização dos corpos d'água, especialmente daqueles localizados em regiões tropicais. Isto porque, estas variações interferem em processos biológicos e bioquímicos que ali se desenvolvem, geralmente caracterizados por profundas alterações, nem sempre previsíveis.

O padrão de variação sazonal, típico para ecossistemas aquáticos temperados, assume menor importância em regiões tropicais, em detrimento das variações diárias.

Nos trópicos, as variações anuais do fotoperíodo, da intensidade luminosa e da temperatura (acima dos níveis limitantes ao crescimento) entre diferentes estações do ano, são reduzidas, apresentando, no entanto, grandes variações no decorrer de 24 horas. As amplitudes de variação destes fatores ambientais são menores na região equatorial e maiores na subtropical.

Dentre as variáveis limnológicas que apresentam maiores variações diárias, destaca-se o oxigênio dissolvido. As grandes variações diárias das concentrações de oxigênio ocorrem por

estar este gás diretamente envolvido com o processo de fotossíntese e respiração e/ou decomposição que, por sua vez, estão diretamente relacionados com o fotoperíodo, a intensidade luminosa e a temperatura. Assim, pode-se dizer que as variações diárias de oxigênio estão diretamente acopladas a estas variáveis, podendo, no entanto, outros fatores como os ventos e as chuvas, terem importância eventual.

No Brasil, um dos primeiros pesquisadores a chamar a atenção para as variações diárias de oxigênio foi WRIGHT (1936), que observou este fenômeno estudando alguns açudes na Paraíba. Mais recentemente, vários pesquisadores têm estudado as variações diárias das concentrações de oxigênio e de outras variáveis ambientais, em diferentes regiões do Brasil, destacando-se BARBOSA (1981), que estudou detalhadamente a lagoa Carioca (MG), MELACK & FISHER (1983), que estudaram alguns lagos de várzea amazônicos, especial-

mente o lago Calado, CAMARGO & MIYAI (1988), que pesquisaram o lago Curuçá, um lago de água clara, formado pelas águas do rio Trombetas e ESTE VES (dados não publicados), que estudou duas lagoas costeiras do litoral do Rio de Janeiro. Pode-se concluir acerca da ocorrência de variações diárias das concentrações de oxigênio em todos estes lagos pesquisados, que existem diferenças entre lagos profundos e rasos.

Os lagos mais profundos (acima de 20 m) estão frequentemente estratificados e não raramente são monomíticos quentes (circulação da coluna d'água no inverno). Nestes lagos, durante todo o ano, as variações das concentrações de oxigênio mais significativas ocorrem no epilímnio, enquanto que o hipolímnio é pouco afetado pelos processos de produção de oxigênio. Os maiores valores de oxigênio no epilímnio são encontrados na parte da tarde e os menores durante a madrugada (BARBOSA, 1981). A amplitude destas variações é função principalmente da densidade das populações de fitoplâncton, macrófitas aquáticas e de bactérias.

Em lagos rasos (abaixo de 6 m), geralmente polimíticos e com densas populações de macrófitas aquáticas, são observadas as maiores variações diárias das concentrações de oxigênio. Nestes ecossistemas devem ser diferenciadas, ainda, a região himnética e a litorânea. Nesta última, em virtude das várias comunidades presentes, (macrófitas aquáticas, perifiton, fitoplâncton e bactérias, entre outras), observam-se maior amplitude de variação. Na lagoa do Mato, por exemplo, um lago marginal ligado na época das chuvas ao rio Mogi-Guaçu, SP, CAMARGO & ESTEVES (em preparação) encontraram na superfície, no período de seca (20-21 de setembro de 1986), uma amplitude de variação da porcentagem de saturação de oxigênio na região himnética de apenas 9% entre 6:30 e 18:30 horas e na região litorânea de 22% entre 7:00 e 17:00 horas.

Nos ecossistemas aquáticos rasos, as maiores amplitudes de variação são observadas nas camadas superficiais (Fig. 10.8). Nesta região da coluna d'água especialmente no período de cheias (grande aporte de matéria orgânica e revolvimento do sedimento), a concentração de oxigênio atinge valores muito baixos. Estes valores são atingidos, quase invariavelmente, no período da madrugada ou da manhã (Fig. 10.8), o que torna a coluna d'água frequentemente anaeróbica.

BRAUN (1983) mostrou que em tanques de piscicultura, localizados nas dependências do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, a concentração de oxigênio às 20:00 horas corresponde somente a cerca de 5% do valor máximo observado às 16:00 horas e que a partir das 4:30 horas o tanque permanecia anóxico até aproximadamente 8:00 horas.

Segundo MELACK & FISHER (1983), uma das principais características do ciclo diário de oxigênio em lagos da região amazônica é a ausência de padrões constantes de variação, tanto durante o dia como à noite. Estes autores atribuem esta inconstância nos padrões de variação a correntes advectivas e a turbulências horizontais e verticais.

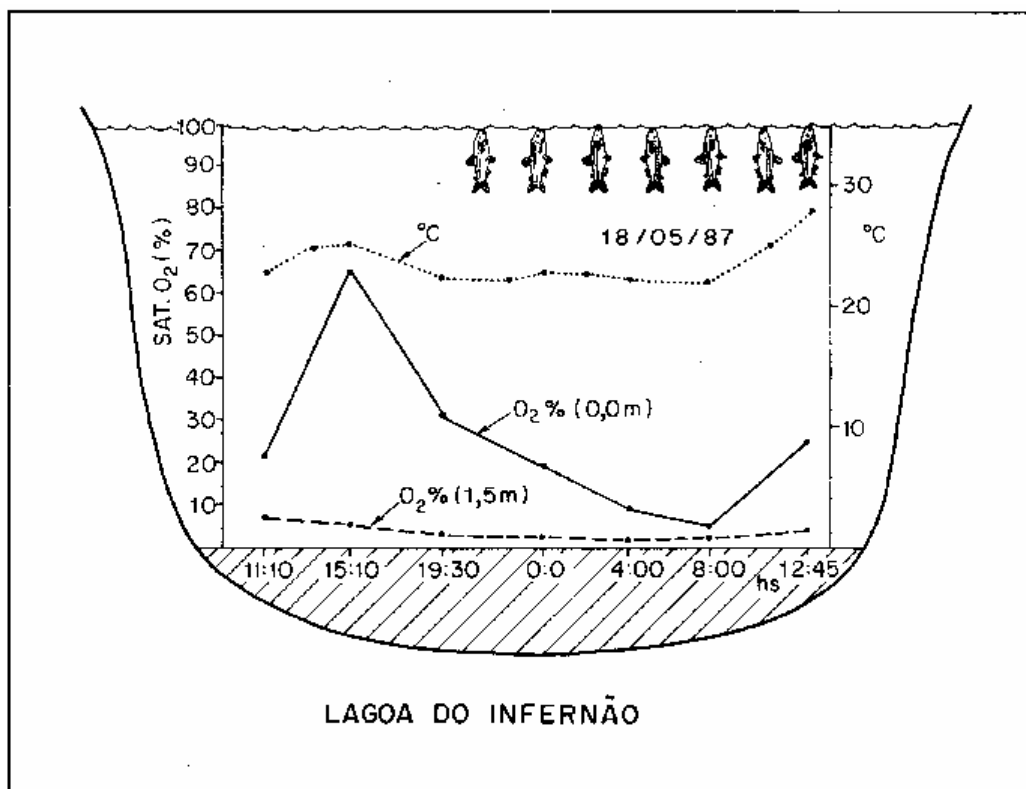


Fig. 10.8 - Variação diária (24 horas) de oxigênio e temperatura na superfície e no fundo (1,5m) na lagoa do Infernã (SP), ressaltando o período de forte hipóxia a partir das 19:30 horas, segundo ESTEVES (dados não publicados)

10.7. ADAPTAÇÕES DE PEIXES ÀS BAIXAS CONCENTRAÇÕES DE OXIGÊNIO EM LAGOS TROPICAIS

As condições de hipóxia (baixa concentração de oxigênio) ou mesmo anoxia, muitas vezes prolongadas, em lagos tropicais, proporcionam um habitat com características adversas para a fauna e flora aquática. Esta situação torna-se ainda mais ímitante, com a formação de gases nocivos, tais como gás sulfídrico e metano, formados em condições anaeróbias no ambiente.

Nestas condições, pode ocorrer mortandade de muitos organismos, notadamente de peixes, mesmo em lagos totalmente livres de poluição, como os

localizados na região amazônica. Nestes ecossistemas, observa-se com frequência o fenômeno da “friagem” que ocorre durante o período de alto nível de água (fenômeno análogo ocorre no Pantanal, onde recebe o nome de “Dequada”). A consequência é a queda da temperatura da água em até cerca de 20°C. Assim, em consequência do vento e da chuva fria, observa-se mistura total da massa d’água, que neste período pode apresentar até 0,5 mg/lh’ de gás sulfídrico na parte inferior (BRANDORFF, 1977).

A mistura da coluna d'água tem como consequência a redução da concentração de oxigênio até níveis de 10% de saturação. Este fenômeno pode persistir por cerca de três dias e é suficiente para provocar intensa mortandade de peixes e causar a redução acentuada da população de fitoplâncton (JUNK et al., 1983), zooplâncton (BRANDORFF, 1977) e bentos (REIS, 1976).

As variações bruscas e repentinas das concentrações de oxigênio em lagos tropicais fazem com que os peixes passem a se localizar principalmente no epilímnio (JUNK, 1983).

Nos lagos da Amazônia, estas variações provocam o fenômeno denominado pelos pescadores da região de "Aiu", que é a concentração de peixes na superfície do lago em busca de oxigênio. Durante o "Aiu", até mesmo o peixe bentônico do gênero *Potomotrygon* (raia de água doce) nada para a superfície e ventila suas brânquias com água da camada mais superficial, contendo oxigênio (DORN, 1983).

Os estudos sobre adaptação dos organismos aquáticos às condições de hipóxia e anoxia em lagos brasileiros foram realizados principalmente com peixes (DORN, 1983; BRAUN, 1983; JUNK et al., 1983; RANTIN & JOHANSEN, 1984). Estes estudos mostraram que é muito freqüente observar-se adaptações morfológicas e/ou fisiológicas visando à melhor utilização da superfície da água, mais rica em oxigênio, ou do ar atmosférico (peixe de respiração acessória ou obrigatória) ou ainda respostas fisiológicas que tendem a compensar os baixos níveis de oxigênio, como acontece com peixes de respiração exclusivamente aquática (RANTIN & JOHANSEN, 1984). O aumento de ventilação branquial é uma das respostas fisiológicas mais freqüentes utilizadas por estes organismos. Por exemplo, os peixes do gênero *Prochilodus*, especialmente *P. scrofa* (Curimatá) aumentam a ventilação branquial já aos 30% de saturação de oxigênio, aumentando significativamente em valores menores.

JUNK et al. (1983) mostraram que das 40 espécies de peixes que foram encontradas no lago Camaleão (AM) durante o período de baixa concentração de oxigênio, 12 eram capazes de manter respiração aérea e 8 apresentavam adaptações morfológicas e/ou fisiológicas para utilizar melhor o oxigênio dissolvido na camada que compreende a interface água-ar.

Entre as adaptações morfológicas, destaca-se a extensão dermal reversível em torno do maxilar inferior, apresentada pelo Matrinhã (*Brycon* sp) e Tambaqui (*Colossoma macropomum*). Em condições críticas de oxigênio, estes animais e provavelmente o Pacu (*Colossoma bidens*), são capazes de desenvolver, em poucas horas (2-3 horas), uma extensão de derme do maxilar inferior, que os possibilita aproveitar mais eficientemente o oxigênio da superfície da água (BRAUN, 1983) (Fig. 10.9). Segundo este autor, a função desta expansão dermal é mais hidrodinâmica, uma vez que permite ao animal permanecer em posição que facilita a entrada de água superficial, rica em oxigênio, na cavidade bucal. Quando as condições de oxigenação se tornam favoráveis, ocorre a regressão desta expansão, processo este, mais lento do que aquele para a sua emissão.

Nos lagos amazônicos, encontram-se os melhores exemplos sobre respiração aérea em peixes de que se tem conhecimento. Este fato está, certamente, relacionado com as freqüentes condições de anoxia destes ambientes.

Entre os peixes com capacidade de respiração aérea, ocorrem os de respiração aérea obrigatória e facultativa ou acessória. Os peixes de respiração aérea obrigatória utilizam o oxigênio atmosférico independentemente da concentração deste gás na água, morrendo asfixiados quando não respiram o ar atmosférico. Os que respiram facultativamente, o fazem normalmente através de brânquias, podendo utilizar respiração aérea, caso o teor de oxigênio do meio se reduza.

Na ictiofauna brasileira, podem ser encontrados vários tipos de respiração aérea. As principais são listadas abaixo.

1º) respiração bucal ou em cavidades associadas - é encontrada no Poraquê (peixe elétrico), pertencente ao gênero *E/ectrophorus*, habitante freqüente das águas amazônicas. São peixes de respiração aérea obrigatória, morrem após cerca de uma hora, quando privados deste tipo de respiração. Frequentam a superfície da água em intervalos de 1-2 minutos para respirar, de onde retornam ao fundo do lago (DORN, 1983). A atividade bucal é ricamente vascularizada e coberta de papilas. As brânquias são geralmente reduzidas. Existe nestes peixes uma relação estrita entre hábito alimentar e o tipo de respiração (“pulmão na boca”). Estes peixes paralisam suas presas, por meio de choques elétricos, antes de as ingerirem. Presas ativas poderiam danificar a epiderme bucal que é muito frágil (Fig.10.9).

2º) respiração por câmara branquial - é encontrada principalmente em Mucum (*Symbranchus*). São peixes de respiração aérea facultativa, portanto, respiram tanto na água como no ar. Nestes peixes as próprias brânquias funcionam como principal órgão de respiração aérea. Trata-se, portanto, de um caso muito raro entre os peixes, em que as brânquias funcionam tanto na respiração aquática com. aérea. Além das brânquias, a câmara branquial, que é fortemente vascularizada, funciona como órgão auxiliar à respiração aérea. Em águas com déficits de oxigênio, a abertura branquial é fechada e a boca e a faringe enchem-se de ar. Em consequência, a cabeça fica inflada e em forma de bola (JOHANSEN, 1979). Este mecanismo é importante na captura do ar atmosférico fig. 10.9c).

3º) respiração pelo intestino - é encontrada em espécies dos gêneros *Ca/lichthys* e *Hoplosternum*. A Amazônia, o Tamuatá é o típico representante deste tipo de respiração. São peixes de respiração aérea facultativa e como órgão de respiração aérea funciona parte do intestino médio (JOHANSEN, 1979). A relação entre a respiração e a digestão ainda não está bem esclarecida (DORN, 1983). A parte do intestino onde se realiza a respiração caracteriza-se por estar sempre cheia de ar, por ser transparente, muito fina e por ser ricamente vascularizada (DORN, 1983). Na Amazônia, é conhecido o ditado: “Tamuatá não emperra, anda na água e na terra”, que reproduz a capacidade respiratória destes peixes.

4º) respiração pelo estômago - é o tipo de respiração aérea facultativa encontrada em vários representantes da família *Loricariidae* e nos gêneros *Pterygoplichthys*, *Plecostomus* e *Ancistrus* (DORN, 1983), que na Amazônia são conhecidos genericamente por Bodó e no sul do Brasil por Cascudo (Fig. 1 0.9c).

De grande interesse ecológico, é o fato dos lagos amazônicos serem colonizados por numerosas espécies de peixes, apesar das condições ambientais, especialmente a oxigenação, serem desfavoráveis em certos períodos. Segundo JUNK & FURCH (1984), duas vantagens básicas podem ser apontadas: a redução da competição interespecífica, notadamente por alimento e a redução do número de predadores.

Outro fato interessante é que mesmo havendo adaptações às condições de oxigenação críticas, observa-se, nestes lagos, freqüente mortandade de peixes, especialmente durante as “friagens”. Durante este fenômeno, ocorre principalmente a morte das espécies sem mecanismos adicionais para a respiração (respiração na interface água-ar ou aérea) e, em seguida, das espécies que dispõem de mecanismos adaptativos. De acordo com BRAUN (1983), em muitos casos, estes mecanismos necessitam de tempo para se tornarem ativos, especialmente quando permanecem por muito tempo sem serem utilizados. No caso de *Brycon* e *Colossoma macropomum*, como foi mostrado, são necessárias algumas horas.

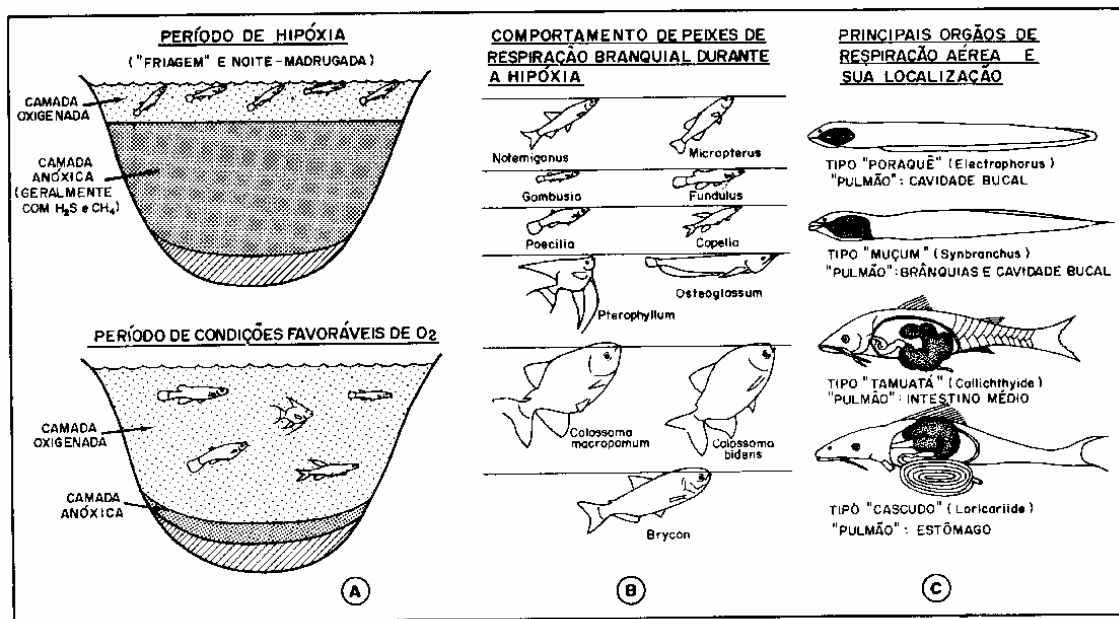


Fig. 10.9 - Relação entre a ictiofauna e o oxigênio dissolvido em lagos amazônicos. A - Distribuição da ictiofauna durante o período de hipóxia e de oxigenação da coluna d'água B - Diferentes estratégias que possibilitam o melhor aproveitamento do oxigênio da camada superficial, durante o período de hipóxia. Segundo BRAUN (1983). C - Tipos de respiração aérea em peixes amazônicos. Modificado de DORN (1983)

10.8. DINÂMICA DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO EM LAGOS MEROMÍTICOS

A descoberta de lagos meromíticos e os primeiros estudos limnológicos nestes sistemas foram desenvolvidos pelo cientista austríaco FINDENEGG (1932, 1934). Este cientista descobriu a existência de lagos que, por falta de circulação total durante alguns anos, tornavam-se temporariamente meromíticos e outros que eram permanentemente meromíticos.

Nestes lagos, a distribuição de oxigênio se restringe somente à sua camada superior (mixohímnio). A consequência deste fenômeno é a total ausência de oxigênio na parte inferior da coluna d'água (monimolímnio), independente do nível de produção primária da zona eufótica. Por este motivo, FINDENEGG (1933) chamou inicialmente os lagos meromíticos de pseudo-eutróficos, nomenclatura esta que foi posteriormente abandonada.

O perfil de oxigênio dissolvido em lagos meromíticos é do tipo clinogrado, sendo um tipo de clinogrado extremo, que se distingue dos demais pela queda brusca e repentina da concentração de oxigênio dissolvido (Fig. 10.10).

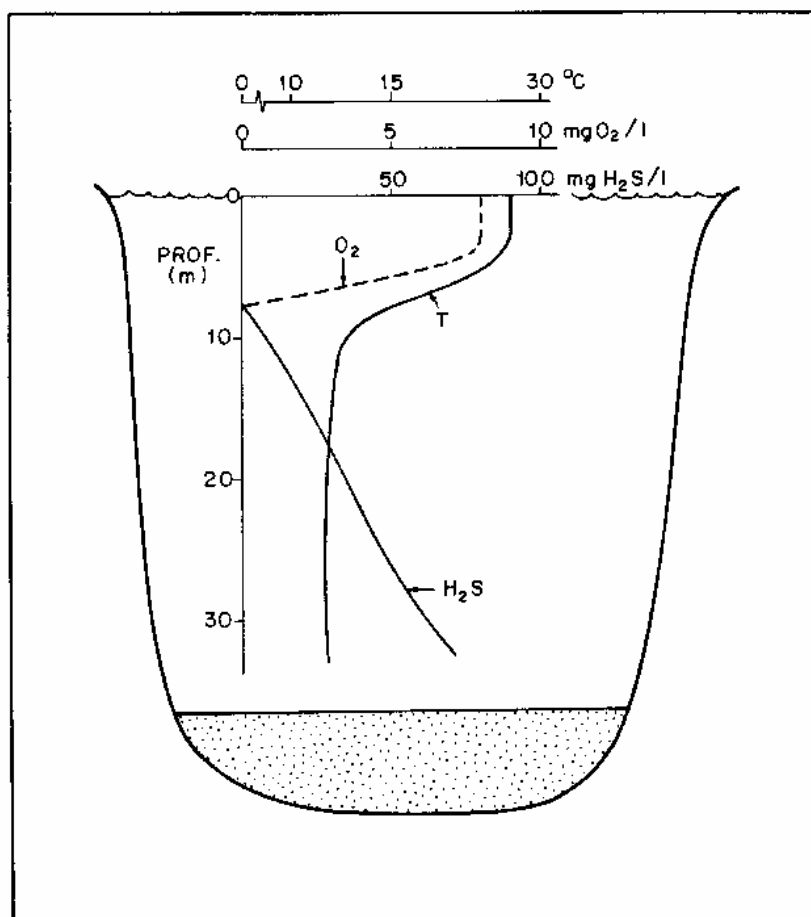


Fig. 10.10 - Distribuição de oxigênio em um lago meromítico: Suigetsu (Japão). Modificado de MATSUYAMA (1973)

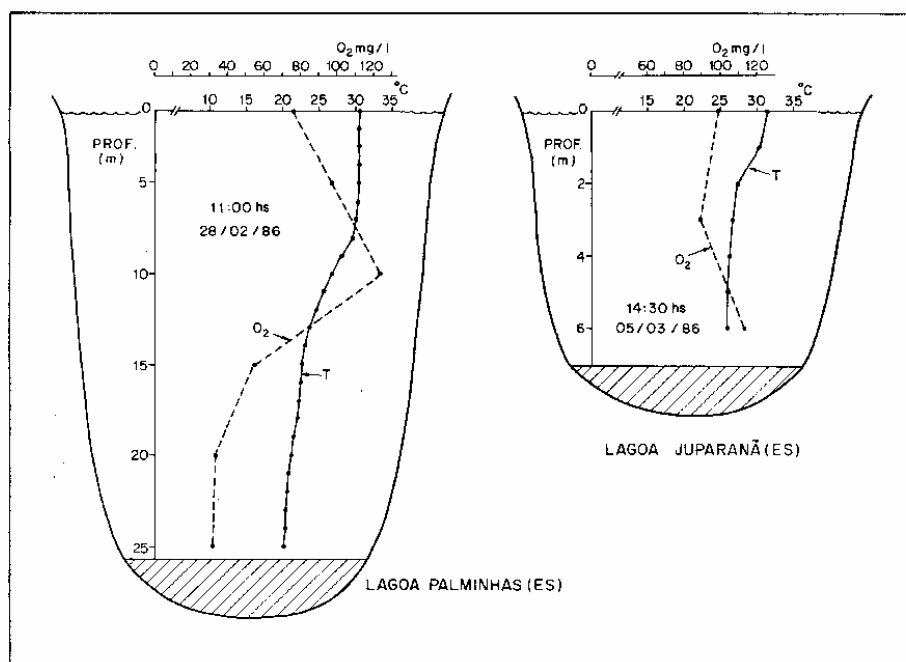


Fig. 10.11 - Perfil de oxigênio do tipo clinogrado positivo (lagoa Palminhas) e negativo (lago Juparanã). Segundo ESTEVES (dados não publicados)

10.9. ANOMALIAS DO PERFIL CLINOGRADO

Em muitos lagos, tem-se observado que o perfil vertical clinogrado pode ser diferente do padrão geral. As principais variações são: clinogrado positivo (máximo de oxigênio no metalímnio) e clinogrado negativo (mínimo de oxigênio no metalímnio).

O tipo clinogrado positivo ocorre quando a camada trofogênica, produtora, ultrapassa o epilímnio, alcançando o metalímnio, onde, devido à maior disponibilidade de nutrientes e menor taxa de herbivoria, ocorre maior concentração de fitoplâncton. Neste caso, em época de intensa atividade fotossintética, o teor de oxigênio dissolvido nesta camada é superior ao teor das demais (epilímnio e hipohímnio), as quais estão sofrendo constantes perdas de oxigênio para a atmosfera (epilímnio) e por processos oxidativos (hipolímnio).

A temperatura mais baixa do metalímnio em relação ao epilímnio é fundamental para o surgimento do perfil clinogrado positivo, uma vez que nestas condições a solubilidade do oxigênio é aumentada. Este tipo de perfil foi encontrado na lagoa das Palminhas (ES) (Fig. 10.11). Neste ecossistema, o valor máximo do metalímnio é cerca de duas vezes maior que o valor encontrado para a concentração de oxigênio na superfície, ESTEVES (dados não publicados).

O tipo clinogrado negativo ocorre quando processos de decomposição e/ ou respiração no metalímnio são mais intensos, por unidade de volume, do que no epilímnio. A maioria dos casos de concentração mínima de oxigênio dissolvido no metalímnio é causada por excesso de matéria orgânica acumulada nesta camada. O acúmulo deste material é favorecido pela maior densidade do metalímnio. Densas populações zooplanctônicas localizadas no metalímnio também podem, através de sua atividade respiratória, provocar drásticas diminuições do teor de

oxigênio nesta camada. Este tipo de perfil pode ser detectado na lagoa Juparanã (ES) (Fig. 10.11), ESTEVES (dados não publicados).

11 - Carbono Orgânico

11.1. FORMAS DE CARBONO ORGÂNICO

Dentre os diferentes ciclos biogeoquímicos, o do carbono é aquele que se destaca pela sua complexidade e abrangência. Pode-se dizer que o ciclo do carbono engloba todos os aspectos da Limnologia, desde produção primária, passando por cadeias alimentares, até fenômenos de sucessão biológica (Fig. 11 .1).

Dada a sua complexidade, a parte inorgânica do ciclo do carbono será estudada em separado e, neste capítulo, serão tratados somente os aspectos mais importantes da fase orgânica deste ciclo.

Os diferentes tipos de carbono orgânico de um ecossistema aquático continental podem ser agrupados em duas categorias: carbono orgânico detrital e carbono orgânico particulado da biota (COP-biota) que, em conjunto, formam o carbono orgânico total (COT). O carbono orgânico detrital é, por sua vez, composto de duas frações: carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono orgânico particulado detrital (COP-detrital).

Dadas as grandes dificuldades metodológicas para separar o carbono orgânico detrital do COP-biota, muitos autores determinam os dois conjuntamente, e os denominam carbono orgânico particulado total. No entanto, neste caso, o COP-biota corresponde a uma pequena fração do COP-particulado total.

A separação do carbono orgânico detrital em COD e COP-detrital pode ser feita por meio de decantação, filtração e centrifugação de amostras de água. O método mais utilizado em Limnologia para se obter as duas frações separadamente é a filtração da amostra de água através de filtros livres de matéria orgânica (tipo fibra de vidro, previamente incinerados), com porosidade aproximada de 0,45 μm .

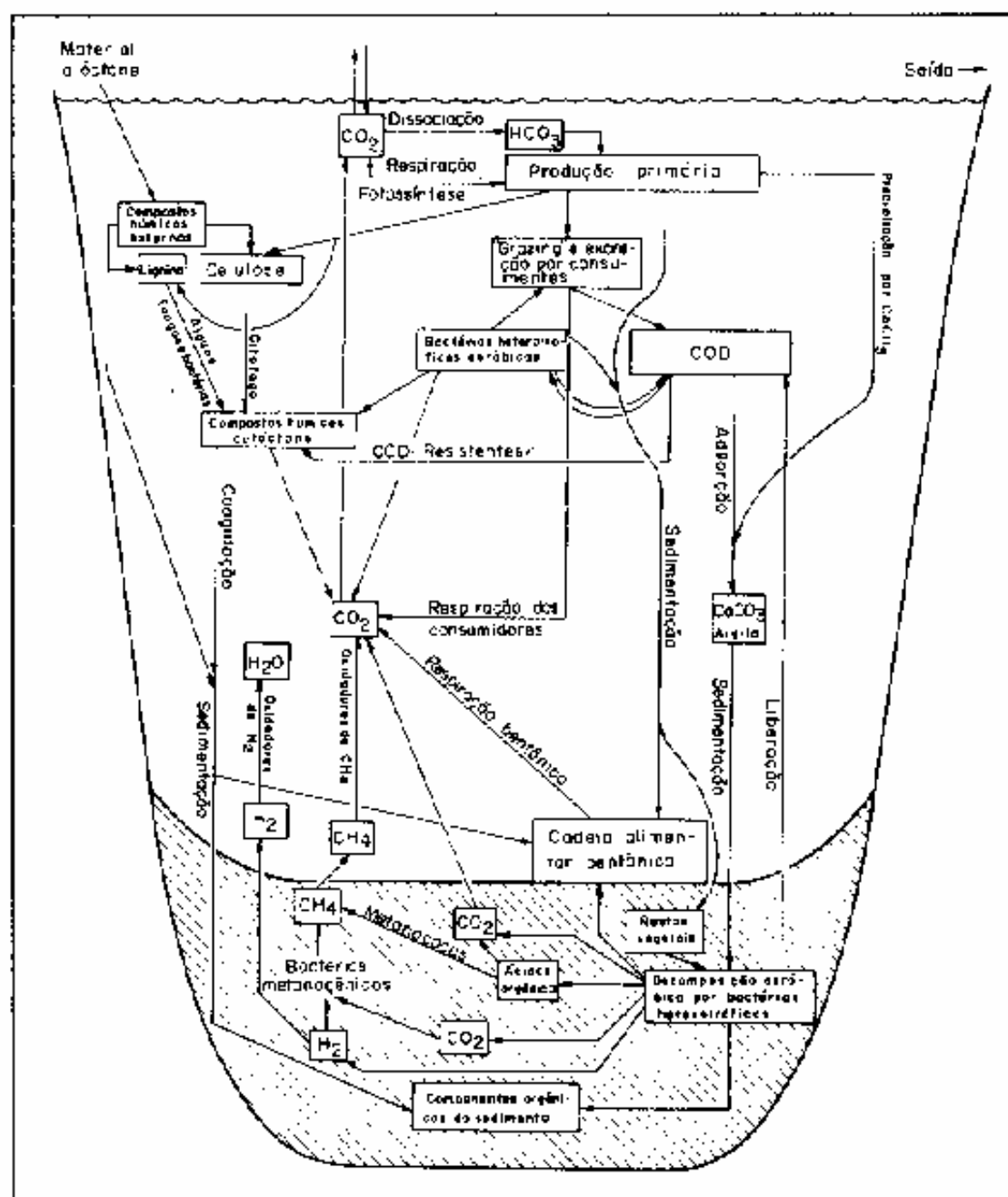


Fig. 11.1 - Principais etapas do ciclo do carbono orgânico. Segundo STEINBERG & MELZER (1982)

Um outro tipo de carbono orgânico, o carbono orgânico coloidal, cuja separação do COD é tecnicamente muito difícil, é determinado, via de regra, juntamente com este último.

11.2. CARBONO ORGÂNICO PARTICULADO DETRITAL (COP-DETRITAL)

O COP-detrítai (seston orgânico, material orgânico em suspensão, detrito orgânico particulado, detrito particulado ou biodetrito) é de fundamental importância para o metabolismo dos ecossistemas iúmnicos.

RAI & HILL (1981b) encontraram no lago Tupé (Amazonas) valores para o COP-total que variaram entre 0,75 e 6,5 mg C V, com um valor médio de 3,2 mg C V. Segundo estes autores, grande parte do COP-total é formado por COP-detrítai, oriundo da ressuspensão do sedimento. A variação vertical observada sugere que o COP-total, no lago Tupé, está relacionada com o crescimento de bactérias.

O aproveitamento do COP-detrítai na cadeia alimentar detritívora de ecossistemas aquáticos depende, em primeiro lugar, de sua colonização por microorganismos. Estudos mostraram que organismos bentônicos e insetos aquáticos assimilam primeiramente os substratos mais ricos em proteína microbiana (proteína dos microorganismos sobre o substrato) (ODUM & DE LA CRUZ, 1967; KAUSHIK, 1975; BARLOCHER et al., 1978; ESTEVES & BARBIERI, 1983b).

Pesquisando as variações químicas de *Sparuna* (macrófita aquática marinha), desde a sua forma vegetativa até a formação de COP-detrítai, ODUM & DE LA CRUZ (1967) mostraram que durante este processo ocorreu um aumento de 330% do teor de proteína em relação ao teor inicial. Desta maneira, fica evidenciado que o processo de decomposição é um importante fator no aumento do valor nutricional do COP-detrítai. Assim, a qualidade nutricional do COP-detrítai pode influenciar significativamente na sua própria decomposição. Em rios e riachos a contribuição de COP-detrítai terrestre (alóctone) é vital para a sua manutenção energética. No riacho Bear (EUA) FISHER & LIKENS (1973) constataram que 99,8% da energia disponível neste sistema tinha origem alóctone e que, destes, 53% eram COP-detrítai. FITTKAU (1967) justifica a alta densidade da fauna dos igarapés da região amazônica através da concentração de COP-detrítai.

11.3. CARBONO ORGÂNICO DISSOLVIDO (COD)

O COD origina-se principalmente da decomposição de plantas e animais e a partir de produtos de excreção destes organismos (Fig. 11.2). O COD é formado por um grupo de compostos que são tanto biológica como quimicamente diferenciados. Os principais componentes do COD são: proteínas, carboidratos, lipídios e compostos húmicos. Estes últimos são ainda pouco conhecidos cientificamente e se caracterizam pela complexidade e heterogeneidade de sua estrutura e composição química.

BIRGE & JUDAY (1934) foram os primeiros cientistas a estudar e a quantificar o COD e COP-detrítai em lagos. Seus estudos, que se concentraram em 500 lagos da região de Wisconsin (EUA), mostraram que a concentração de COD é aproximadamente 10 vezes a do COP-detrítai, e que estas duas frações juntas excedem muitas vezes a concentração de carbono orgânico da biomassa viva. Estes resultados foram confirmados através de recentes pesquisas realizadas por OHLE (1972a), SAUNDERS (1972), WETZEL & OTSUKI (1974), e RAI & HILL (1981) (Fig. 11.3).

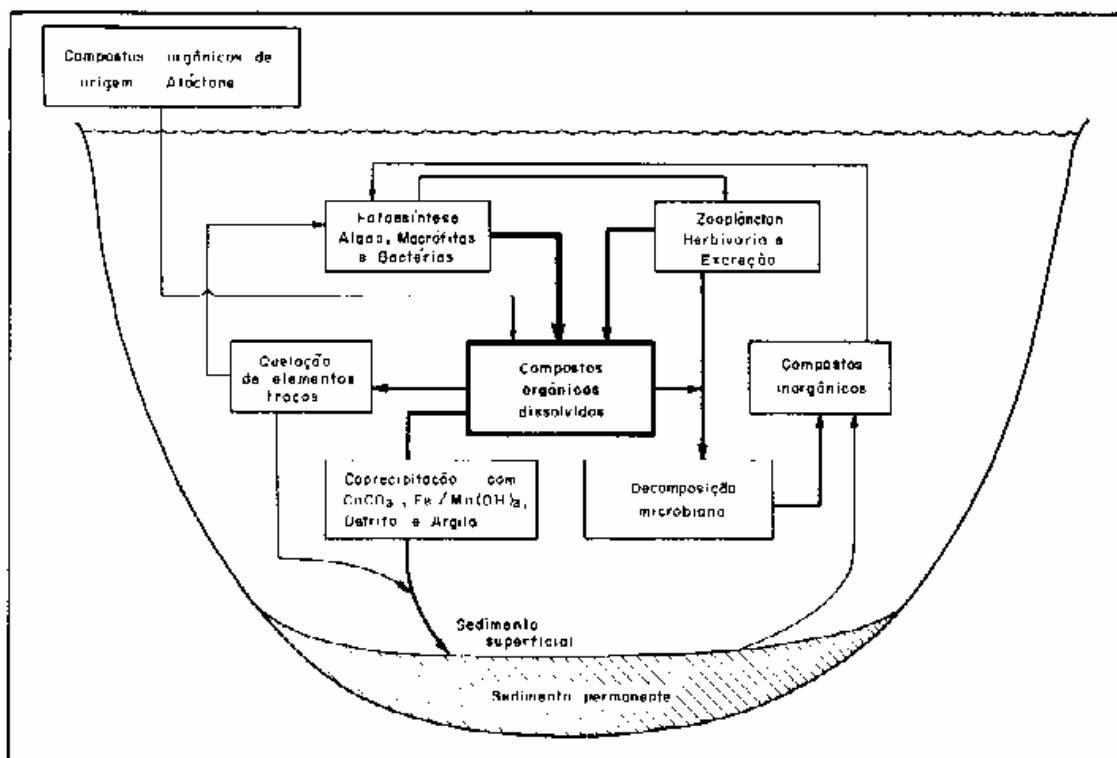


Fig. 11.2 Fontes, transformações e funções do COD em ecossistemas aquáticos

Estudo realizado por OHLE (1972a), em lagos alemães, mostrou que a concentração de COD está diretamente relacionada com o estado trófico do lago e com o tipo de influência à qual o mesmo está submetido (muita contribuição alóctone, lançamento de esgotos, etc.) (Tabela 11.1).

RAI & HILL (1981b) mostraram que no lago Tupé, de 71 a 90% do COT são compostos por COD. Neste lago foi encontrada uma concentração de COD que variou de 11 a 15,25 mg C ℓ^{-1} , com uma média anual de 12,35 mg C ℓ^{-1} . A pouca variação vertical do COD no lago Tupé sugere que o COD seja composto principalmente por material de difícil decomposição (Fig. 11.4).

11.4. EXCREÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA COMO FONTE DE COD

A excreção de COD principalmente pelo fitoplâncton e pelas macrófitas aquáticas durante a fase vegetativa e durante sua senescência, através da autólise de células, constitui uma importante fonte de COD para a coluna d'água. A magnitude da excreção de matéria orgânica pelo fitoplâncton e macrófitas aquáticas é influenciada por vários fatores, sendo o estado fenológico e o fisiológico, os mais importantes. Em fitoplâncton tropical, VIEIRA (com. pessoal) tem obtido estreita relação inversa à taxa de excreção de COD e à disponibilidade de nutrientes no meio. Assim, em condições mais eutróficas (em termos de nutrientes) ocorre em bases relativas, menor taxa de excreção de COD.

Em organismos fitoplancônicos, a excreção de COD pode chegar a 5% do carbono assimilado (HELLEBUST, 1974; SCHINDLER et al. 1976). Valores acima de 5% são hoje considerados como prováveis erros metodológicos (FOGG, 1977).

Os produtos de excreção de comunidades fitoplancônicas jovens podem ser classificados em dois grupos:

1º) Produtos do metabolismo intermediário com baixo peso molecular, liberados por difusão;

2º) Produtos do metabolismo final, liberados predominantemente por processos ativos.

Dentre os compostos excretados destacam-se: ácido glicólico, carboidratos, proteínas, peptídeos, aminoácidos, enzimas, substâncias voláteis, aldeídos, cetonas, aminas e outros compostos estimuladores ou inibidores de crescimento tais como: vitaminas, antibióticos e toxinas. Entre os produtos excretados, o ácido glicólico foi comprovado em todos os estágios de crescimento. Isto mostra que a excreção nestes organismos não ocorre somente no seu estágio senescente (FOGG, 1977). Durante uma floração de cianofíceas (*Oscillatoria redekei*), JUTTNER & MATUSCHEK (1978) mostraram que o ácido glicólico corresponde a 34% dos compostos de baixo peso molecular excretados.

De grande interesse são os produtos de excreção que causam mau cheiro à água de abastecimento. Estes produtos têm sido constatados em várias estações de tratamento de água na Europa, quando densas populações de *Oscillatoria bornetti* e J'gumas crisofíceas são encontradas.

Para macrófitas aquáticas tanto lacustres quanto marinhas, os valores de excreção de COD variam entre 4 e 10% de carbono fotossintetizado (HOUGH & WETZEL, 1975). MENEZES (1984), pesquisando a macrófita aquática tropical *Utricularia breviscapa*, obteve valor médio de excreção anual de 1,3% da produção total.

É de grande significado na produção de COD a herbivoria da comunidade zooplancônica sobre o fitoplâncton. LAMPERT (1978) constatou que 17% do carbono da biomassa fitoplancônica eram liberadas durante o processo de herbivoria por *Daphnia pulex* (Cladocera). As fezes dos organismos zooplancônicos também são importantes fontes de COD para a coluna d'água (STEINBERG & MELZER, 1982).

A liberação de COD por células senescentes ou em decomposição assume valores significativos, como mostra a Tabela 11.2. Também é grande a importância da fauna na liberação do COD.

11.5. IMPORTÂNCIA DO COD NO ECOSISTEMA AQUÁTICO

O COD influencia a dinâmica dos ecossistemas aquáticos de várias maneiras, sendo que as principais são:

a) Desempenhando importante papel como fonte de energia para bactérias e algas cianofíceas, sendo, portanto, importante na cadeia alimentar.

b) Atuando como agente de interferência na fotossíntese dos organismos aquáticos. Esta interferência ocorre principalmente através das alterações qualitativas e quantitativas da radiação na coluna d'água. Atua também como agente precipitador de nutrientes importantes para a produção primária. Como exemplo tem-se o cálcio, que na presença de ácidos húmicos pode precipitar-se como humato de cálcio ($\text{Ácido húmico} + \text{Ca} (\text{HCO}_3)_2 \rightarrow \text{Ca-humato} + 2\text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$).

c) Atuando como importante agente complexador de metais, notadamente metais pesados (Cd, Zn, Cu, Ni, Pb, Co, Mn, Mg, Cr). Uma vez complexados ao COD, os metais são arrastados para o sedimento. Este fato possibilita a utilização da água de rios poluídos com metais pesados para abastecimento à população (Fig. 11.2).

Tabela 11.2 - Porcentual de perdas de matéria orgânica após 24 horas da morte, em condições aeróbicas (Temperatura 1 - 20°C) (segundo KRAUSE, 1962).

Organismo	Perdas de Matéria Orgânica após 24 horas (%)
Diatomáceas planctônicas	15
Folhas de plantas superiores	16
Pequenos peixes	28
Clorofíceas planctônicas	33
Zooplâncton misto	52
Invertebrados bentônicos	68

d) Exercendo papel fundamental no crescimento de certas algas e bactérias, dado que uma importante fração do COD é constituída por vitaminas.

e) Certos compostos orgânicos, principalmente aqueles excretados por algas cianofíceas, podem, em concentrações elevadas, tornar-se tóxicos ou causar outros problemas estéticos como, por exemplo, mau cheiro, além de conferir à água sabor desagradável.

11.6. PRINCIPAIS FORMAS DE COD

O COD pode, de uma maneira geral, ser classificado em dois grupos de substâncias húmicas e não-húmicas.

11.6.1. Substâncias Húmicas

As substâncias húmicas constituem a maior fração do COD em lagos. Estes compostos têm sua origem límnetica a partir das comunidades planctônicas (especialmente fitoplâncton) e na região litorânea a partir das comunidades de macrófitas aquáticas. Para as duas regiões, o material orgânico de origem alóctone se constitui numa importante fonte de substâncias húmicas. No que se refere a estas substâncias, a contribuição alóctone é, na maioria dos lagos, mais significativa do que a autóctone. Somente nos ecossistemas aquáticos com grandes áreas cobertas por densas comunidades de macrófitas aquáticas, a contribuição autóctone pode assumir importante papel na formação de substâncias húmicas.

As substâncias húmicas são biopolímeros, cujo peso molecular varia de 30 a 30.000 u.m.a. (unidade de massa atômica), contendo grupos fenólicos e carboxílicos e com baixo número de grupos alifáticos OH. Alguns componentes principais destas substâncias são apresentados na Fig. 11.5. Segundo STUMM & MORGAN (1981), os compostos húmicos podem ser classificados em três grupos segundo sua solubilidade em meio alcalino ou ácido. Estes três grupos são:

- 1º) ácidos húmicos, que são solúveis em solução alcalina mas que se precipitam em meio ácido;
- 2º) ácidos fúlvicos, que constituem a fração das substâncias húmicas solúveis em meio ácido;
- 3º) humina, que constitui a fração que não pode ser extraída nem por meio básico nem ácido.

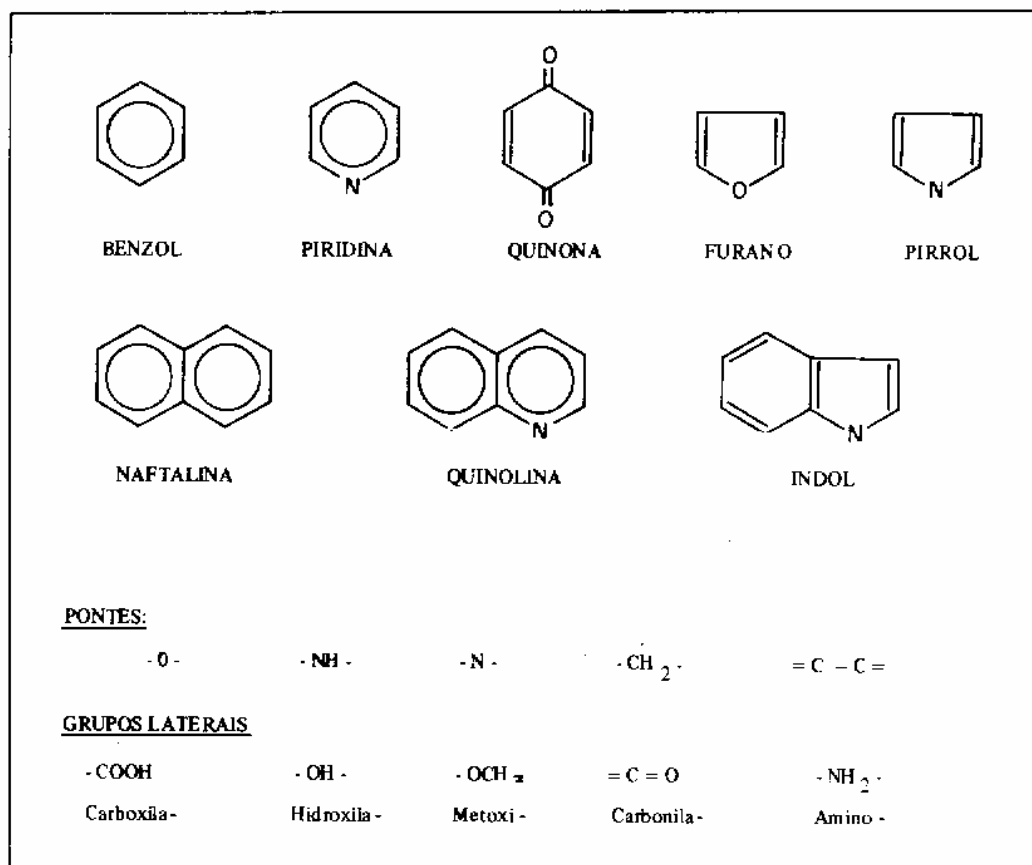


Fig. 11.5 - Alguns dos principais componentes das substâncias húmicas. Segundo STEINBERG & MELZER (1982)

Dada a sua alta solubilidade em água, os ácidos fúlvicos constituem a maior fração entre as substâncias húmicas dissolvidas e são conseqüentemente o principal responsável pela cor amarelada dos lagos ricos em substâncias húmicas.

As substâncias húmicas são ainda pouco estudadas e os estudos existentes são, em parte, conflitantes. STEINBERG & WELZER (1982), por exemplo, afirmam que na realidade não existe ácido fúlvico. Estes são, em verdade, uma mistura de diversos biopolímeros e compostos de estruturas semelhantes. As características em comum que as substâncias húmicas possuem são o seu alto peso molecular e sua alta resistência à decomposição microbiana. Isto possibilita seu acúmulo no meio, fazendo com que o teor de COD seja maior do que COP-detrital.

11.6.2. Substâncias Não Húmicas

a) Compostos Nitrogenados

Na coluna d'água podem ocorrer pelo menos três tipos de compostos orgânicos nitrogenados: aminoácidos livres, peptídeos e proteínas. Os chamados aminoácidos livres compreendem principalmente os aminoácidos realmente solúveis na água e os adsorvidos a colóides (BREHM, 1967).

Ao contrário dos compostos inorgânicos nitrogenados, os compostos orgânicos nitrogenados são pouco estudados, especialmente no que se refere a análises qualitativas e às variações sazonais a que estão submetidos.

Em um minucioso estudo em vários lagos do norte da Alemanha, BREHM (1967) encontrou na coluna d'água e na água intersticial (água do sedimento), todos aqueles aminoácidos que normalmente fazem parte de proteínas, além de outros, raros, como - alanina e ácido aminobutílico. Neste estudo foi constatada uma nítida diferenciação quanto à concentração dos aminoácidos encontrados. Serina e glicina foram os que apresentaram maior concentração média, e os demais, entre eles e ácido glutâmico, apresentaram baixas concentrações. Todos os aminoácidos encontrados apresentaram concentrações inferiores a 10 μg^{-1} .

Considerando um ciclo anual na superfície do lago Pluss (Alemanha), as maiores concentrações de aminoácidos livres foram encontradas no início do verão (maio-junho) e no outono (outubro e novembro). Peptídeos, por outro lado, apresentaram maior concentração no final do outono (Fig. 11.6). Segundo BREHM (1967), a concentração de aminoácidos realmente solúveis na água depende, em primeiro lugar, do metabolismo da comunidade fitoplancônica, uma vez que regula a concentração intercelular de aminoácidos, através de processos metabólicos internos e de trocas com os aminoácidos do meio. Como pode ser visto na Fig. 11.6, a concentração de peptídeos foi sempre superior à de aminoácidos-livres durante o ano.

GOCKE (1970) observou profundas diferenças ao comparar a concentração de aminoácidos realmente solúveis e de aminoácidos adsorvidos a colóides e peptídeos, em um lago mesotrófico e outro eutrófico (Tabela 11.3). A concentração de aminoácidos realmente solúveis do lago eutrófico foi aproximadamente duas vezes maior que a do lago mesotrófico, enquanto a concentração de aminoácidos adsorvidos foi 3,5 maior no lago eutrófico. Quanto a peptídeos não foi observada diferença significativa entre os dois tipos de lagos.

Pesquisas sobre compostos orgânicos nitrogenados em lagos tropicais são ainda raras. ESTEVES et al. (1983c e 1983d) determinaram a concentração de nitrogênio orgânico dissolvido, particulado e total em lagoas costeiras do litoral fluminense e no lago Poço Verde (MG). Os resultados desta pesquisa são apresentados na Tabela 11.4. Como pode-se observar, as concentrações obtidas foram baixas, tanto para a fração dissolvida como para a particulada.

b) Carboidratos Solúveis

Os carboidratos solúveis na coluna d'água (monossacarídeos, oligossacarídeos e polissacarídeos), ao contrário do que se pensava, não compõem a maior fração do COD. A alta taxa de reciclagem destes compostos deve ser uma das principais causas para a sua baixa concentração instantânea. Mesmo no COD excretado pelos organismos fitoplanctônicos, a fração de carboidratos corresponde a somente 5-6%, (STABEL, 1977).

Dentre os diferentes carboidratos dissolvidos, os polissacarídeos apresentam a maior concentração na maioria dos lagos até agora estudados.

Estudos sobre a composição e variação sazonal de carboidratos solúveis são raros. STABEL (1977), estudando a variação sazonal de concentração de carboidratos solúveis totais no lago Schöh (norte da Alemanha), encontrou no epilímnio picos de até 24 ~tg de carboidratos solúveis por litro e atribuiu estes valores à excreção de populações fitoplanctônicas (Fig. 11.7). Considerando o ciclo anual, o mesmo autor obteve uma concentração média de 62 ~xg carboidratos por litro.

A análise sazonal da concentração de glicose em diferentes camadas de água mostrou que as maiores concentrações foram registradas no epilímnio. Dentre os monossacarídeos encontrados por STABEL (1977), glicose (li20%), xilose e ramnose (15-17%) e frutose (8-15%) foram os mais frequentes (Tabela 11.5).

c) Lipídios Totais

“Lipídios totais” é uma denominação sumária para um grupo de compostos (triglicerídeos, ácidos graxos, etc.) que são tanto química como fisiologicamente diferenciados entre si. Estes compostos têm em comum a propriedade de serem solúveis em solventes orgânicos como éter, clorofórmio e metanol. Por esse motivo, muitos autores os denominam de “extrato de éter”.

Um dos trabalhos mais completos sobre a origem e o destino das diferentes frações de lipídios no ecossistema aquático foi feito por POLTZ (1972), que estudou vários lagos no norte da Alemanha. Os principais resultados obtidos por este autor são apresentados na Tabela 11.6. Em todos os componentes analisados (plâncton, seston e sedimento), o ácido graxo compõe a maior fração dos lipídios totais.

Segundo POLTZ (1972), somente 1 a 5% dos lipídios produzidos na zona eufótica atingem o sedimento, sendo o restante reciclado na própria coluna d'água. Para esta rápida reciclagem, o teor de oxigênio e as altas temperaturas têm influência direta.

d) Vitaminas e Enzimas

Dentre as várias vitaminas que têm sido encontradas em ambientes aquáticos destacam-se: Vitamina B₁, (tiamina), B₂ (cobalamina) e H (biotina). A concentração de vitaminas em lagos é muito baixa, estando freqüentemente a nível de nanogramas ($1 \text{ ng} = 10^{-9} \text{ g} = 10^{-6} \text{ mg} = 10^{-3} \text{ ug}$). A maior parte das vitaminas no meio aquático origina-se da excreção por parte de populações de bactérias, fitoplâncton e pela autólise de células senescentes. Sobre a questão, se as vitaminas agem como fator limitante para o crescimento do fitoplâncton, pouco foi pesquisado. Calcula-se, a partir de dados obtidos em laboratório, que 4% das cianofíceas de

água doce e 50% das formas marinhas necessitam de vitaminas para o seu crescimento (OVERBECK & BABENZIEM, 1964).

Nos últimos anos têm-se identificado várias enzimas em lagos. Quanto à sua origem, acredita-se que, como no caso das vitaminas, as algas, as bactérias e os fungos atuem como os principais fornecedores para a coluna d'água. OVERBECK & BABENZIEM (1964) identificaram fosfatase, sacarase e amuase em um pequeno lago eutrofizado. Segundo estes autores, as enzimas identificadas são produzidas pelo fitoplâncton e liberadas para a coluna d'água após a morte destes organismos. O significado ecológico das enzimas no ecossistema lacustre ainda é muito pouco conhecido.

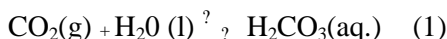
12 - Carbono Inorgânico

12.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS E FORMAS DE CARBONO INORGÂNICO

Uma das características mais marcantes do ambiente aquático é a lentidão dos processos de difusão, especialmente de gases. Assim sendo, o CO₂ dissolvido na água apresenta pequena capacidade de difusão e, em consequência, sua velocidade de difusão no meio líquido é cerca de 1.000 vezes menor do que no ar. Para superar esta dificuldade, muitos organismos aquáticos, notadamente os vegetais, apresentam várias adaptações, como: aumento da superfície de absorção, através da formação de folhas dissecadas e redução das camadas de célula da epiderme.

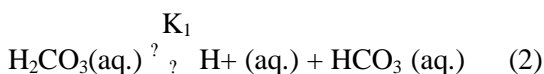
O CO₂, presente no meio aquático, pode ter várias origens, sendo que as principais são: atmosfera, chuva, águas subterrâneas, decomposição e respiração de organismos.

O CO₂, na água, geralmente está combinado com outros compostos. A própria molécula da água é um dos compostos que mais facilmente reage com o CO₂. Este fenômeno ocorre logo que o CO₂ se difunde no meio aquoso. Assim, parte se combina com a água, formando o ácido carbônico:

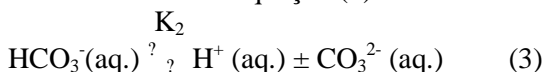


Desta forma, pode-se explicar o pH levemente ácido da água da chuva (em regiões não poluídas) e mesmo da água destilada, destituídas de quaisquer tipos de sais

O ácido carbônico é um ácido fraco, que logo após sua formação sofre uma primeira dissociação segundo a equação (2), formando íons de hidrogênio e bicarbonato (monohidrogenocarbonato).



A segunda dissociação dos íons bicarbonato ocorre formando íons de hidrogênio e carbonato como mostra a equação (3).



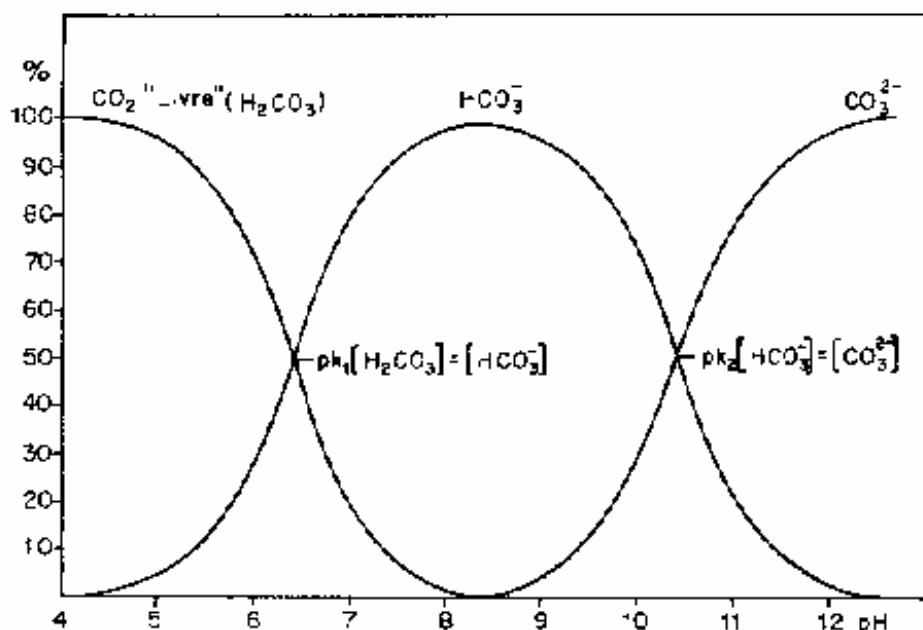


Fig.12.1 - Relação entre pH e percentual de CO_2 "livre", HCO_3^- e CO_3^{2-} . Modificado de GOLTERMAN et al. (1978)

Assim, o carbono inorgânico pode ocorrer no ambiente aquático, em três formas principais: carbono inorgânico "livre" ($\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{CO}_3$), íons bicarbonato (HCO_3^-) e carbonato (CO_3^{2-}). Estas formas estão fundamentalmente relacionadas com o pH do meio. Como pode ser visto na Fig. 12.1, em pH abaixo de 6,4 (pK_1) predomina H_2CO_3 , entre pH 6,4 e 10,3 (pK_2), íon HCO_3^- e a partir de pH 10,3 o íon dominante é o CO_3^{2-} . (pK_1 e pK_2 são as constantes de equilíbrio de dissociação).

A soma das diferentes formas de carbono inorgânico presentes na água é chamada de carbono orgânico total (CO_2 "livre" + H_2CO_3 + HCO_3^- + CO_3^{2-}).

12.2. PRINCÍPIOS FÍSICO-QUÍMICOS DO pH

Em água pura existe uma quantidade, embora pequena, de íons H^+ e OH^- em equilíbrio com as moléculas de água. Estes íons são formados pela dissociação da água: $\text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{H}^+ + \text{OH}^-$. A água pura contém concentração idêntica de íons H^+ e OH^- e quando ocorre isto numa solução ela é dita neutra. Por outro lado, uma solução que contenha maior concentração de íons H^+ , é ácida e, quando ocorre o contrário, é básica.

A basicidade ou a acidez de uma solução é freqüentemente expressa em termos de concentração de íons, H^+ que é determinada pH, o qual é definido como o logaritmo negativo da concentração molar de íons hidrogênio: $\text{pH} = -\log [\text{H}^+]$ (para coeficiente de atividade hidrogeniônico unitário). Considerando uma solução neutra, onde $[\text{H}^+] = [\text{OH}^-] = 1,0 \times 10^{-7} \text{M}$ a 25°C , o pH é: $-\log [\text{H}^+] = -\log 10^{-7} = -(-7) = 7$.

No ambiente natural, como é de se esperar, não ocorre, via de regra, número igual de H^+ e OH^- , mas suas concentrações são fortemente influenciadas por sais, ácidos e bases presentes no meio.

O pH pode ser considerado como uma das variáveis ambientais mais importantes, ao mesmo tempo que uma das mais difíceis de se interpretar. Esta complexidade na interpretação dos valores de pH se deve ao grande número de fatores que podem influenciá-lo. Na maioria das águas naturais o pH da água é influenciado pela concentração de íons H^+ originados da dissociação do ácido carbônico ($H_2CO_3 \rightleftharpoons 2H^+ + CO_3^{2-}$), que gera valores baixos de pH e das reações de íons carbonato e bicarbonato com a molécula de água ($CO_3^{2-} + H_2O \rightleftharpoons HCO_3^- + OH^-$; $HCO_3^- + H_2O \rightleftharpoons H_2CO_3 + OH^-$), que elevam os valores de pH para a faixa alcalina.

12.3. O pH DE ÁGUAS CONTINENTAIS

A grande maioria dos corpos d'água continentais tem pH variando entre 6 e 8; no entanto, pode-se encontrar ambientes mais ácidos ou mais alcalinos. Em ambos os casos, estes ecossistemas apresentam comunidades vegetais e animais também características.

Ecossistemas aquáticos que apresentam mais frequentemente valores baixos de pH têm elevadas concentrações de ácidos orgânicos dissolvidos de origem alóctone e autóctone.

Não raramente, nestes ecossistemas são encontradas elevadas concentrações de ácido sulfúrico, nítrico, oxálico, acético, além de ácido carbônico, que são formados, principalmente, através da atividade metabólica dos microorganismos aquáticos. Com a dissociação destes ácidos na água, observa-se redução dos valores de pH do meio, devido ao aumento dos íons H^+ livres, dissociados respectivamente dos íons sulfato, nitrato, oxalato, acetato e bicarbonato.

No Brasil, ecossistemas aquáticos continentais com baixo pH são encontrados em grande número na região de terra firme da Amazônia central, no litoral (especialmente na faixa de restingas) e em regiões de turfeiras. Estes ecossistemas têm como característica comum a cor escura da água (cor de café ou chá). Na Amazônia, estes corpos d'água foram intensamente estudados por SIOLI (1975). De acordo com este pesquisador, os valores mais baixos de pH são encontrados nos corpos d'água localizados na região de sedimentos da Formação Barreiras, da terra firme, que apresentam valores variando entre 4,0 e 5,5. Estes valores de pH fornecem indício da ausência de substâncias tamponadoras (bicarbonato e carbonato) em solução.

Nos ecossistemas aquáticos de restinga, também podem ser encontrados baixos valores de pH. Por exemplo: na lagoa Comprida na restinga de Carapebus (Macaé, RJ), foi destacado, em janeiro de 1983, na superfície da água, pH 4,4 (ESTEVEZ et al., 1984).

Lagos com pH baixos são encontrados frequentemente em regiões vulcânicas. Os baixos pH destes ecossistemas (<2) devem-se principalmente à presença de ácido sulfúrico e outros sais minerais cujos cátions hidrolizam-se.

Ecossistemas aquáticos com elevados valores de pH são encontrados, geralmente, em regiões com balanço hídrico negativo (onde a precipitação é menor do que a evaporação); em regiões em que os ecossistemas aquáticos continentais são, em diferentes graus de intensidade, influenciados pelo mar (recebem grandes contribuições de carbonatos e bicarbonatos), e em regiões cársticas (regiões ricas em cálcio). No Brasil, os açudes do Nordeste e as salinas do Pantanal Sul-Matogrossense podem ser considerados ecossistemas localizados em regiões com balanço hídrico negativo. Os açudes nordestinos, especialmente durante o período de estiagem, apresentam valores de pH geralmente superiores a 8,0 (WRIGHT, 1937; MELO & CHACON,

1976). Por ocasião de secas prolongadas, podem apresentar valores superiores a 9,0. Nestes ecossistemas, o bicarbonato, seguido do carbonato são os principais responsáveis pelos altos valores de pH. No açude Soledade (Paraíba), foram encontrados em dezembro (11/12/1973) na superfície, pH 8,9; 89,2 mg/l de bicarbonatos e 36,9 mg/l de carbonatos, e ausência de CO₂ “livre” (MELLO & CHACON, 1976).

As “salinas” são corpos d’água com características ecológicas peculiares. Uma destas características são os elevados valores de pH. MOURÃO et al.(1988) encontraram valores de pH de até 10,1 em algumas “salinas” da

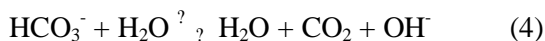
Fazenda Experimental de Nhumirim (MS). Nestas “salinas”, foi constatada a ausência de qualquer espécie de peixe, o contrário das outras “baías” (lagos de água doce, com pH médio de 6,0, localizados na mesma fazenda). Nestas baías foram encontradas 53 espécies de peixes pertencentes a 15 famílias. Segundo MOURÃO et al. (1988), o elevado pH é um dos fatores limitantes mais importantes à colonização das “salinas” por peixes, o que foi comprovado com testes de bioensaios.

Já no início deste século, THIENEMANN (1918) reconheceu a importância do pH como fator limitante à colonização dos ecossistemas aquáticos pelos diferentes organismos. Este fato lhe serviu de base para formular um princípio básico em Ecologia: “Quanto mais as condições de vida de um biótopo se afastarem das condições ótimas para a maioria dos organismos, tanto mais pobre em espécies serão as comunidades, tanto mais uniformes e mais típicas serão estas, e tanto maior será o número de organismos de cada espécie”.

12.4. INTER-RELAÇÕES ENTRE pH E AS COMUNIDADES

Com relação ao pH, observa-se estreita interdependência entre as comunidades vegetais e animais e o meio aquático. Este fenômeno ocorre na medida em que as comunidades aquáticas interferem no pH, assim como o pH interfere de diferentes maneiras no metabolismo destas comunidades. Sobre as comunidades, o pH atua diretamente nos processos de permeabilidade da membrana celular, interferindo, portanto, no transporte iônico intra e extra celular e entre os organismos e o meio.

As comunidades aquáticas podem interferir nos valores de pH do meio de diferentes maneiras. Por exemplo, através da assimilação do CO₂, pois durante o processo fotossintético, as macrófitas aquáticas e as algas podem elevar o pH do meio. Este fato é especialmente freqüente em águas com baixa capacidade em neutralizar ácidos (baixa alcalinidade). Por outro lado, os ambientes aquáticos com alta alcalinidade apresentam baixa de pH (7-8), mesmo ocorrendo altas taxas fotossintéticas. Nestes ecossistemas, o consumo de CO₂ é imediatamente compensado pela dissociação do bicarbonato de cálcio (equação 5, seção 12.6). Assim, as variações de pH são reduzidas, excetuando-se os casos em que ocorre floração de algas ou crescimento de densas comunidades de macrófitas aquáticas submersas. Nestas ocasiões, o pH do meio, como ocorre em lagos temperados, pode chegar a 11 (SCHWÓRBEL, 1971). Este fenômeno é consequência, principalmente, da hidrólise do íon bicarbonato em CO₂ e OH como mostra a equação (4).



Quanto maior for a biomassa vegetal em relação à massa d'água, maiores serão e em menor período de tempo ocorrerão as alterações de pH do meio. Assim, pode-se esperar que durante um período de 24 horas (ciclo diário), possam ocorrer grandes variações de pH no mesmo ecossistema aquático continental. Até mesmo em diferentes locais do mesmo ecossistema, podem ser observados padrões e amplitudes diferenciados de variação de pH durante um período de 24 horas. Tal diferença de pH pode ser encontrada entre a região limnética e a litorânea, quando esta é densamente colonizada por comunidades de macrófitas aquáticas, as quais interferem mais intensamente nas condições físico-químicas do meio do que as comunidades fitoplanctônicas (excetuando os casos de floração).

Os organismos heterotróficos (bactérias e animais aquáticos) interferem sobre o pH do meio, via de regra, abaixando-o. Isto ocorre porque intensos processos de decomposição e respiração têm como consequência a liberação de CO₂, conseqüentemente, a formação de ácido carbônico e íons hidrogênio.



Vários processos metabólicos que ocorrem nas águas naturais podem gerar íons hidrogênio e com isto, contribuir para baixar o pH do meio. Entre estes, destacam-se:

1º) Processos de oxidação biológica de modo geral (nitrificação, ver Cap. 13; oxidação de H₂S, ver Cap. 15);

2º) Processos de troca catiônica (por exemplo, absorção de nutrientes segundo o modelo $H_2R \pm Ca^{2+} \rightarrow CaR + 2H^+$) (LENHART & STEINBERG, 1984);

3º) Processos de hidrólise de cátions segundo o modelo: $Mn^{+}H_2O \rightarrow [Mn(OH)]^{(n-1)+} H^+$ (DICKSON, 1980).

Outras fontes de íons H⁺: ácidos orgânicos e inorgânicos no meio aquático dissociam-se em H⁺ e anions (A⁻), ácidos fortes como ácido sulfúrico formado no meio aquático a partir de atividade microbiológica, dissociam-se totalmente, liberando íons H⁺ (DICKSON, 1980).

Além dos fatores anteriormente mencionados, outros podem interferir no pH dos ecossistemas aquáticos continentais como, por exemplo, a chuva, que é normalmente ácida (pH 5-6). O efeito de águas de chuva sobre o pH das águas continentais é mais acentuado, quando estas têm pouca capacidade de tamponamento.

12.5. ALCALINIDADE DA ÁGUA

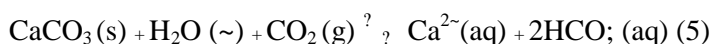
A alcalinidade representa a capacidade que um sistema aquoso tem de neutralizar ácidos. Esta capacidade depende de alguns compostos, principalmente bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos, sendo que este último ânion é raro na maioria das águas naturais, ocorrendo geralmente em águas cujo pH é superior a 10. A alcalinidade reflete, em última instância, a capacidade que um ecossistema aquático apresenta em neutralizar (tamponar) ácidos a ele adicionados.

Em geral, considera-se pelo menos três tipos de alcalinidade. O primeiro tipo refere-se à concentração total de OH⁻, CO₃²⁻ e HCO₃⁻; (alcalinidade total). O segundo, à concentração de OH⁻ e CO₃²⁻ (alcalinidade de fenolftaleína) e o terceiro à concentração de CO₃²⁻ e HCO₃⁻ (alcalinidade de carbonato). Outros termos são comumente encontrados na literatura como: alcalinidade de reserva, bases tituláveis ou capacidade de ligar ácidos (SBV - Sauerbindungsvermögen). Este

último é freqüentemente utilizado em países de língua Alemã, e tem o mesmo sentido, ou seja, expressa a quantidade de bases que podem ser determinadas por titulação com um ácido forte (ácido sulfúrico ou clorídrico).

12.6. CARBONO INORGÂNICO DE RESERVA E DE EQUILÍBRIO

Em lagos, especialmente os ricos em cálcio, o carbonato de cálcio é praticamente insolúvel. No entanto, na presença de CO₂ dissolvido pode solubilizar-se como bicarbonato de cálcio:



Neste processo, parte do CO₂ dissolvido é combinado, constituindo-se o chamado CO₂c ombinado, que é uma reserva de carbono inorgânico para a fotossíntese.

A solubilidade do bicarbonato de cálcio é dependente, portanto, da concentração de CO₂ dissolvido. Assim, para manter uma determinada concentração de bicarbonato de cálcio em solução é necessária uma concentração correspondente de CO₂ livre, que é chamada de concentração de CO₂ de equilíbrio. Quando se adiciona mais CO₂ ao sistema, além daquele que é considerado de equilíbrio, a reação (5) se desloca da esquerda para a direita; tal CO₂ é chamado de “CO₂ - agressivo”. Porém, se o CO₂ de equilíbrio for retirado da água através da fotossíntese ou pela elevação da temperatura (caso freqüente em nascentes), o bicarbonato de cálcio solúvel é convertido a CaCO₃ insolúvel e CO₂(4). A precipitação de CaCO₃, devido a processos fotossintéticos é denominada descalcificação biológica. Este fenômeno pode ser facilmente observado no verão, em lagos temperados ricos em cálcio, tanto na região limnética como na litorânea. Na região limnética pode ser vista a precipitação de pequenos cristais de CaCO₃ durante períodos de intensa capacidade fotossintética do fitoplâncton. Este CaCO₃, por sua vez, ao atingir o hipolímnio, pode, em casos de altas concentrações de CO₂ livre, tornar-se novamente solúvel como bicarbonato de cálcio ou, em caso contrário, contribuir para a formação de sedimento rico em cálcio. Na região litorânea, o carbonato de cálcio é depositado sobre os pecíolos e principalmente sobre as folhas das macrófitas aquáticas submersas. Segundo RUTTNER (1940), 100kg de peso fresco de *Elodea canadensis* pode precipitar durante um dia (assumindo 9 horas de iluminação) 2kg de CaCO₃.

12.7. INFLUÊNCIA DO CARBONATO DE CÁLCIO SOBRE O CICLO DO CARBONO ORGÂNICO E DO FÓSFORO

O ciclo do carbono orgânico na coluna d'água pode ser fortemente influenciado pela concentração de CaCO₃. Isto se deve ao fato de que muitos compostos orgânicos são adsorvidos aos cristais de CaCO₃ e arrastados para o sedimento, onde são degradados por bactérias bentônicas ou podem contribuir para a formação do sedimento permanente do lago (ver Cap. 19). Este fenômeno de coprecipitação já foi comprovado para o caso do ácido fúlvico (WETZEL & OTZUKI, 1974). Estes autores admitem que o mesmo processo também ocorra com as vitaminas dissolvidas na água.

Também o ciclo do fósforo pode ser influenciado pela precipitação de CaCO_3 . ROSS KNECHT (1980) calculou, com base em vários anos de pesquisa, que pode ocorrer redução de 15 a 26% da concentração de fosfato durante a primavera do lago Constance (Alemanha Suíça), devido à sua precipitação com CaCO_3 .

12.8. DUREZA DA AGUA

O teor de cálcio da água pode ser utilizado para caracterizá-la quanto ao grau de “dureza”. Este termo é freqüentemente usado em tratamento de água. Ele reflete principalmente o teor de íons de cálcio e magnésio que estão combinados a carbonato ou bicarbonato, podendo estar também combinados com sulfatos e cloretos. O tipo de dureza da água utilizado, varia de país para país, como pode ser visto na Tabela 12.1. No Brasil adota-se, na maioria dos casos, o grau de dureza utilizado nos EUA.

12.9. DISTRIBUIÇÃO VERTICAL DE CO_2 , HCO_3^- E CO_3^{2-}

A distribuição de CO_2 , HCO_3^- ; e CO_3^{2-} ao longo da coluna d’água (distribuição vertical) é fortemente influenciada por fatores bióticos e abióticos. Destaca-se entre os fatores bióticos a atividade de organismos fotoautotróficos e heterotróficos e entre os abióticos, o pH e a temperatura do meio.

No epilânio ocorre, durante o dia, em consequência da atividade fotossintética do fitoplâncton, um empobrecimento em carbono inorgânico. Por outro lado, no metalânio e especialmente no hipolânio, devido à decomposição de matéria orgânica e à respiração de organismos, ocorre um aumento na concentração de CO_2 . Consequentemente, forma-se um gradiente de concentração CO_2 , bicarbonato e carbonato na coluna d’água, que está relacionado com a intensidade de produção do ecossistema (Fig. 12.2).

Como a concentração de CO_2 no hi polânio está quase sempre relacionada com a produção de matéria orgânica na zona eufótica, OHLE (1952) propôs a magnitude da concentração de CO_2 nesta parte da coluna d’água, como parâmetro para classificar os lagos.

Lagos tropicais, mesmo rasos, também podem apresentar acúmulos de CO_2 no hipolânio. Vale ressaltar que nestes lagos, curtos períodos de estratificação térmica já são suficientes para que ocorra acentuado gradiente de concentração de CO_2 . Isto se deve às altas temperaturas que ocorrem nestes ecossistemas e que favorecem a rápida decomposição da matéria orgânica, sobretudo daquela acumulada sobre o sedimento (Fig. 12.3).

12.10. FONTES DE CARBONO INORGÂNICO PARA OS VEGETAIS AQUÁTICOS

Considerando-se que o carbono inorgânico é fundamental para a fotossíntese, e que este se apresenta no ambiente aquático em três formas (CO_2 livre, e íons bicarbonato e carbonato), é importante saber qual forma de carbono inorgânico é assimilada pelos vegetais aquáticos. Graças aos trabalhos de STEEMASS-NIELSEN (1947) e GESSNER (1955), dentre outros

pesquisadores, sabe-se hoje que os vegetais aquáticos podem absorver o carbono inorgânico diferencialmente como mostra a Tabela 12.2.

O tipo de carbono inorgânico assimilado é também um importante fator que afeta a distribuição das espécies de vegetais aquáticos. Neste sentido, pode ser citado o caso das espécies de *Sphagnum* que só habitam locais com altos teores de CO₂ livre, como turfeiras e outros ambientes com baixo pH. Plantas que habitam lagos cuja água é rica em bicarbonatos e carbonatos (água “dura”) e que não dispõem de mecanismos para assimilar estes compostos, limitam-se a locais mais profundos do lago, onde a concentração de CO₂ é maior (e.g., o musgo *Fontinalis sp.*).

Pesquisas realizadas por FELFQLDY (1960) mostram que o tipo de carbono inorgânico absorvido pelos vegetais aquáticos pode variar de espécie para espécie. Além disto, este autor evidenciou que a capacidade para absorver bicarbonato, por algas unicelulares, pode ser adquirida ou perdida em função da capacidade de adaptação da espécie.

Fisiologicamente, a incorporação do carbono inorgânico nas células dos vegetais aquáticos pode ocorrer de duas maneiras:

1°) *Absorção pelo Ciclo de Calvin (Plantas C₃)*

Participa desta via metabólica uma enzima que só está presente nos tecidos vegetais, denominada ribulose difosfato carboxilase (RuDP carboxilase). Esta enzima catalisa simultaneamente a clivagem e a inserção de CO₂ em um açúcar de cinco carbonos, a ribulose 1-5 difosfato. Como resultado, antes da formação da glicose, forma-se um composto de três carbonos, o ácido 3 fosfoglicérico. Por este motivo, plantas que apresentam o ciclo de Calvin são chamadas plantas C₃.

2°) *Absorção pela via de Hatch-Slack (Plantas C₄)*

A diferença fundamental entre esta via e a anterior, é que nas plantas C₄, o ciclo de Calvin é precedido por etapas adicionais, onde atua a fosfoenolpirúvico carboxilase (PEP carboxilase). Esta enzima catalisa a fixação do carbono inorgânico no ácido fosfoenol pirúvico e, como resultado, forma-se um composto de quatro carbonos, o ácido oxaloacético. Assim, a via de Hatch-Slack torna a fixação do carbono mais eficiente, pois em uma planta C₄, esta via sempre antecede o ciclo de Calvin e permite uma concentração de CO, já fixado nas células envoltórias dos feixes vasculares.

Tem-se observado que em condições naturais as plantas C₄ apresentam grande capacidade competitiva em habitats secos, quentes e com grande intensidade luminosa, pois a fotorrespiração praticamente não ocorre e há maior eficiência no aproveitamento da água (ODUM, 1983).

Plantas aquáticas, por outro lado, não se expõem com frequência às condições extremas descritas acima. A água não se constitui num fator estressante, e muitos autores têm mostrado que a via C₃ domina entre as macrófitas aquáticas submersas de água doce (STANLEY & NAYLOR, 1972; HOUGH & WETZEL, 1977; WINTER, 1978; BROWSE et al., 1979; apud LAZERT & SZLA DOS, 1982). *Elodea canadensis* era considerada, por muito tempo, típico exemplo de macrófita aquática C₄, porém HOUGH (1979) mostrou que esta macrófita aquática também apresenta várias características de plantas C₃. A semelhante conclusão chegaram HOLLADAY & BOWES (1980), trabalhando com *Hidrilla verticillata*. Estes autores concluíram que macrófitas aquáticas provavelmente se incluem num tipo entre C₃ e C₄ cujo mecanismo de absorção de carbono depende das condições ambientais.

NOGUEIRA (com. pess.) identificou como C₃, quatro macrófitas aquáticas na represa do Lobo (SP): *Nymphoides indica*, *Ludwigia sp*, *Pontederia cordata* e uma espécie ainda não identificada de ciperácea submersa. SOUZA (com. pess.), estudando a distribuição de gramíneas C₃ e C₄ num gradiente hídrico de brejo de cerrado no mesmo local, mostraram que embora os tipos C₃ e C₄ ocorram juntos, oito das nove espécies C₃, foram encontradas somente na área de brejo (região marginal da represa). Vale ressaltar que este assunto é ainda extremamente carente de pesquisas, especialmente no que se refere a plantas aquáticas tropicais.

Para o fitoplâncton, existem diferentes opiniões sobre o tipo de assimilação de carbono inorgânico. No entanto, pode-se ter como certo que a grande maioria dos organismos fitoplanctônicos é do tipo C₃. Este fato foi confirmado por LAZERT (1983) estudando o fitoplâncton do lago Memphremagog (Canadá).

12.11. ACIDIFICAÇÃO DAS ÁGUAS INTERIORES E SUAS CONSEQUÊNCIAS ECOLÓGICAS

A queima de combustíveis fósseis tem resultado no lançamento de vários compostos na atmosfera, entre eles dióxido de enxofre e dióxido de nitrogênio. Estes compostos, em presença de água, reagem formando ácido sulfúrico e ácido nítrico respectivamente, os quais têm sido apontados como os principais responsáveis pela redução de valores de pH das chuvas em determinadas regiões, formando as chamadas “chuvas ácidas” (pH 4-3 ou menor).

As chuvas ácidas despertam interesse especialmente na Europa no início da década de 1970, devido ao seu efeito negativo sobre as formações vegetais (morte das florestas). No decorrer dos estudos sobre este assunto, percebeu-se que os efeitos negativos das chuvas ácidas também eram manifesta-dos nos ecossistemas aquáticos. Nos ecossistemas aquáticos continentais os efeitos mais negativos ocorrem naqueles que apresentam menor capacidade de tamponamento.

A acidificação dos corpos d’água continentais é entendida como a perda da capacidade em neutralizar ácidos, ou seja, os bicarbonatos e carbonatos são totalmente consumidos durante o processo de acidificação. A maneira mais imediata de se detectar a acidificação nos corpos d’água se resume ao acompanhamento da redução dos valores de alcalinidade, que durante a fase inicial do processo tendem a ser cada vez menores. Quando todas as reservas de bicarbonatos e carbonatos estiverem esgotadas, o pH passa a ser melhor indicador, visto que sofre grandes alterações, aumentando a acidez do meio.

Estudos sobre a acidificação de ecossistemas aquáticos continentais brasileiros são desconhecidos, muito embora não se exclua a possibilidade de que este fenômeno já esteja ocorrendo. Como estas águas, com raras excessões, apresentam baixos valores de alcalinidade, se tornam muito susceptíveis aos fenômenos de acidificação

O que mais chama a atenção nos lagos e rios sob influência das chuvas ácidas (acidificados) é a alta transparência da água. Esta transparência resulta principalmente do fato de que em pH baixo, aumenta a solubilidade dos íons metálicos especialmente do alumínio, contido nas águas superficiais que chegam aos lagos e rios. Como estes ambientes geralmente são menos ácidos do que a água que chega durante as chuvas ácidas (devido ao efeito tamponador do sedimento), a solubilidade do alumínio é reduzida e este precipita-se como hidróxido. Ao precipitar-se, o hidróxido de alumínio adsorve e arrasta para o sedimento, a matéria orgânica dissolvida na água. Além de matéria orgânica, outros compostos como o

fosfato também podem ser precipitados, constituindo mais um fator indireto para aumentar a transparência da água.

O aumento da transparência da água é para o veranista, aparentemente, positivo, pois lhe transparece que o lago ou rio ficou mais “limpo”. Este foi um dos fatores mais importantes para que os primeiros casos de acidificação de lagos só fossem detectados, quando muitos lagos já estavam sem sua fauna aquática original.

Além das alterações físicas (transparência da água) e químicas (diferentes compostos precipitados), a acidificação dos corpos d’água causa sérias mudanças na estrutura das comunidades aquáticas. Assim, todos os níveis tróficos sofrem reestruturação, tanto no número de espécies, quanto na biomassa. Dentre as comunidades mais alteradas estão as macrófitas aquáticas e peixes e dentre os menos afetados, fungos e algas (LENHART & STEINBERG, 1984).

Entre as macrófitas aquáticas, observou-se que com a acidificação ocorre o predomínio das briófitas, especialmente *Sphagnum*. O predomínio deste grupo deve-se à sua alta capacidade de troca iônica (íon tipo Ca^{2+} , Mg^{2+} são absorvidos por meio de processos ativos em troca de H^+).

Os efeitos fisiológicos de baixos valores de pH sobre organismos aquáticos foram melhor estudados entre os peixes. Nestes organismos foram observadas alterações em vários processos fisiológicos, sendo a absorção e transporte de oxigênio, regulação iônica e equilíbrio ácido-base os mais importantes. Segundo LENHART & STEINBERG (1984), na Noruega foram pesquisados, na década de 1970, cerca de 2.000 lagos, quanto às suas populações ictiológicas: 25% destes lagos já não tinham mais peixes. Situação semelhante foi detectada na Suécia e na Dinamarca.

Diferentes espécies de peixes reagem diferentemente frente à redução do pH do meio; em geral, os efeitos mais comuns são: redução da taxa de crescimento, má formação do esqueleto e alterações na reprodução. Considerando a faixa etária, os ovos e os alevinos são mais afetados do que os adultos pela redução do pH do meio. Por esses motivos ocorrem mudanças na estrutura etária das populações de peixes nestes ecossistemas: os indivíduos adultos, menos sensíveis à acidez do meio, predominam na população, em relação aos jovens que se tornam escassos.

As trocas gasosas em peixes ocorrem no epitélio branquial, que é revestido por uma fina mucosa. Em casos de baixos valores de pH do meio, pode ocorrer espessamento desta mucosa, dificultando as trocas gasosas, especialmente de oxigênio (LEIVESTAD, 1982).

A capacidade de absorção de oxigênio depende também da capacidade da hemoglobina em captar oxigênio que, por sua vez, entre outros, é dependente do pH do sangue, entre outros fatores. Como foi mostrado por LEIVESTAD (1982), em trutas, uma pequena redução dos valores de pH do sangue é suficiente para reduzir a capacidade de saturação da hemoglobina, o que significa menor absorção de oxigênio nas brânquias.

Em condições de valores baixos de pH, observa-se perdas de íons sódio e cloreto do organismo dos peixes. Este fenômeno é especialmente acentuado nas mudanças bruscas de pH, comumente observadas em casos de poluição. Uma das principais causas da perda de íons é a redução da permeabilidade do epitélio branquial. Além disso, a absorção ativa do sódio em pH baixo é reduzida ou mesmo paralisada.

HAINES (1981) constatou acidose (acidificação) do sangue de peixes submetidos a baixos valores de pH. Este fenômeno se deve a que, nestas condições, pode ocorrer aumento do aporte de H^+ , assim como a inativação da absorção ativa de sódio, em troca de H^+ ou NH_4^+ .

O mesmo fenômeno da acidose do sangue é também observado nas células, neste caso, devido à troca de K^+ por H^+ . Como derradeira consequência, observa-se aumento da pressão arterial, com redução do volume plasmático e finalmente a morte do animal (HAINES, 1981).

13 - Nitrogênio

13.1. FONTES E FORMAS DE NITROGÊNIO

O nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos. Esta importância deve-se principalmente à sua participação na formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa. Quando presente em baixas concentrações, pode atuar como fator limitante na produção primária de ecossistemas aquáticos. O ciclo do nitrogênio nestes ecossistemas está representado de maneira simplificada na Fig. 13.1.

As principais fontes naturais de nitrogênio podem ser: a chuva, material orgânico e inorgânico de origem alóctone e a fixação de nitrogênio molecular dentro do próprio lago.

O nitrogênio está presente nos ambientes aquáticos sob várias formas, por exemplo: nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+), óxido nitroso (N_2O), nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico dissolvido (peptídeos, purinas, aminas, aminoácidos, etc.), nitrogênio orgânico particulado (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos), etc.

Dentre as diferentes formas, o nitrato, juntamente com o íon amônio, assumem grande importância nos ecossistemas aquáticos, uma vez que representam as principais fontes de nitrogênio para os produtores primários.

Além das formas inorgânicas de nitrogênio, os produtores primários podem assimilar formas orgânicas como: uréia, aminoácidos, peptídeos, etc. Estes compostos, juntamente com outros (muitos deles quimicamente ainda não identificados), formam um grupo de compostos genericamente denominado de nitrogênio orgânico dissolvido. As principais fontes de nitrogênio orgânico dissolvido são: lise celular (por senescência e herbivoria), decomposição e excreção pelo fitoplâncton e macrófitas aquáticas. SCHELL (1974) calculou, a partir de experimentos em culturas, que 10% do nitrogênio assimilado pelo fitoplâncton são devolvidos ao meio como nitrogênio orgânico dissolvido. No fitoplâncton, destacam-se as cianofíceas, como as principais excretoras de compostos nitrogenados; dentre estes, peptídeos e polipeptídeos (McCARTHY, 1980).

Segundo McCARTHY & GOLDMAN (1979), o fitoplâncton pode assimilar nitrito, em caso de escassez do íon amônio e nitrato; neste caso o nitrito é reduzido, no interior da célula, a amônio, por meio da enzima nitrito-redutase. Em altas concentrações, o nitrito é extremamente tóxico à maioria dos organismos aquáticos.

O íon amônio (NH_4^+) é muito importante para os organismos produtores, especialmente porque sua absorção é energeticamente mais viável. Para este íon, não há necessidade de redução no interior da célula, como ocorre com o nitrato, que é reduzido pela nitrato-redutase até amônio. Sua concentração nas camadas onde se encontra o fitoplâncton é, geralmente, muito baixa. Daí o fato do nitrato constituir-se, na maioria dos casos, como a principal fonte de nitrogênio para os vegetais aquáticos. O íon amônio também pode ser encontrado na sua forma não dissolvida, como hidróxido de amônio (NH_4OH). A relação $\text{NH}_4^+/\text{NH}_4\text{OH}$, no meio, é função principalmente do pH, por exemplo, em pH 6 a relação amônio/hidróxido de amônio é 3000:1; em pH 7, 300:1; em pH 8,30:1 e em pH 9,5 1:1 (HUTCHINSON, 1957).

Em Limnologia, quando se encontra referências sobre a concentração de “amônia”, na maioria dos casos, estão englobadas as concentrações das duas formas de nitrogênio amoniacal (NH_3 e NH_4^+). Podem ocorrer outras formas de nitrogênio amoniacal como a hidroxilamina (NH_2OH). Estes compostos são, via de regra, quantitativamente inexpressivos e representam formas intermediárias de processos metabólicos como, por exemplo, a desnitrificação.

Altas concentrações do íon amônio podem ter grandes implicações ecológicas como, por exemplo: influenciando fortemente a dinâmica do oxigênio dissolvido do meio, uma vez que para oxidar 1,0 miligrama do íon amônio (devido à nitrificação ver seção 13.5.2, são necessários cerca de 4,3 miligramas de oxigênio e influenciando a comunidade de peixes, pois em pH básico o íon amônio se transforma em amônia (NH_3 livre, gasoso), que dependendo de sua concentração pode ser tóxica para estes organismos. Concentrações de 0,25 mg NH_3 l⁻¹ ou superiores a essa, afetam o crescimento de peixes, embora a concentração letal (que mata 50% dos indivíduos) seja consideravelmente superior (= 0,5 mg NH_3 l⁻¹). Em condições naturais a concentração de amônia atinge muito raramente, níveis letais. Para atingir estes níveis devem ocorrer simultaneamente elevados valores de pH (>9,0), temperatura (> 26°C) e baixos valores de potencial de oxi-redução (TRUSSEL, 1972).

Outro aspecto ecológico importante do processo de formação de amônia é que, por este composto ser um gás, difunde-se para a atmosfera, podendo acarretar significativas perdas de nitrogênio do ecossistema aquático.

13.2. DISTRIBUIÇÃO DE NITROGÊNIO MOLECULAR E ÓXIDO NITROSO

Em ecossistemas aquáticos o nitrogênio molecular (N_2) apresenta-se em concentrações altas, apesar de sua solubilidade na água ser relativamente baixa. Em geral, observa-se níveis de saturação durante todo o ano. No entanto, sua distribuição ao longo da coluna d'água, na maioria dos ambientes aquáticos, não é homogênea. Este fato é mais evidente em ambientes produtivos. O hipolímnio apresenta-se geralmente saturado com nitrogênio molecular, que se deve a dois fatores principais: à baixa temperatura, que proporciona aumento da solubilidade do nitrogênio, e ao processo de desnitrificação que é intenso nesta região do lago e que tem o nitrogênio molecular como produto final. Em alguns lagos, onde a taxa de fixação de nitrogênio no hipolímnio é alta, pode ocorrer redução de concentração do nitrogênio molecular nesta região.

O óxido nitroso (N_2O) é formado durante o processo de redução do nitrato (desnitrificação) e oxidação de amônio e nitrito por bactérias nitrificadoras. Em ambientes aquáticos, onde estes processos são intensos, as concentrações de óxido nitroso podem alcançar até $343 \mu g\ l^{-1}$ (KNOWLES et al., 1981), mas é prontamente reduzido a N_2 .

13.3. FIXAÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO EM ÁGUAS CONTINENTAIS

Os organismos procariontes (bactérias e algas cianofíceas) possuem a capacidade de transformar o nitrogênio molecular em nitrogênio protéico, isto é, são capazes de fixá-lo. Em ambientes aquáticos, estes organismos podem ser tanto de vida livre, como podem viver em simbiose, ou semi-simbiose com plantas aquáticas superiores. Na grande maioria dos ecossistemas aquáticos, além de alguns gêneros de bactérias (e.g. os gêneros *Clostridium* e *Azotobacter*), vários gêneros de algas cianofíceas dispõem do sistema enzimático necessário para a fixação do nitrogênio molecular. Dentre as algas cianofíceas, destacam-se várias espécies planctônicas e perifíticas dos gêneros *Nostoc*, *Anabaena* e *Aphanizomenon* e a espécie *Anabaena azollae*, que vive em simbiose com macrófitas aquáticas do gênero *Azolla*.

13.3.1. Princípio Fisiológico da Fixação do Nitrogênio

A fixação do nitrogênio molecular, tanto por bactérias como por algas, é um processo tipicamente redutor, no qual a amônia é o primeiro produto formado. Todo o processo de fixação do nitrogênio molecular é catalisado por um sistema de enzimas denominado nitrogenase. Este sistema é composto por duas unidades: a primeira unidade é formada por molibdênio, ferro e proteína (molibdoferrodoxina) e a segunda por ferro e proteína (azoferrodoxina).

A fixação de nitrogênio molecular é um processo extremamente sensível ao oxigênio. Em consequência, os organismos aeróbios fixadores de nitrogênio dispõem de mecanismos especiais que protegem o sistema nitrogenase do oxigênio.

A energia e os elétrons necessários para o processo de fixação de nitrogênio são obtidos através da fotossíntese, da fermentação ou da respiração. Os organismos fixadores de nitrogênio e fotossintetizantes obtêm os elétrons necessários para a fixação a partir da ferrodoxina, que faz parte do sistema de transporte de elétrons da fotossíntese. Nestes organismos, incluindo as cianofíceas, a energia (ATP) necessária é obtida do sistema de transporte de elétrons. Para os organismos não fotossintetizantes, atuam outros mecanismos como por exemplo: a ferrodoxina fornece hidrogenase, e o ATP pode originar-se através da respiração. Para estes organismos, a disponibilidade de carboidratos exógenos desempenha importante papel na fixação do nitrogênio, uma vez que, com o aumento de concentração destes compostos, observa-se também um aumento na taxa de fixação de nitrogênio. A nitrogenase não é específica para um único substrato, desta maneira, além do nitrogênio, pode reduzir outros substratos como o acetileno hidrogênio, monóxido de carbono, entre outros. Este fenômeno tem grande aplicação prática, pois através da redução experimental de acetileno a etileno, torna-se possível quantificar o processo de fixação do nitrogênio.

13.3.2. Fixação de Nitrogênio por Bactérias de Vida Livre

Embora quantitativamente o papel das bactérias no processo da fixação do nitrogênio não seja tão importante quanto o das algas, estes organismos podem, em certos compartimentos do sistema (e.g. sedimento), ser relevantes para a fixação total de nitrogênio.

As bactérias heterotróficas fixadoras de nitrogênio mais comuns em ambientes límnicos são: *Clostridium pasteurianum* e algumas espécies do gênero *Azotobacter*. Estes organismos podem ser encontrados na coluna d'água (em menor densidade) e em maior densidade sobre macrófitas aquáticas e no sedimento. A distribuição de bactérias fixadoras de nitrogênio em águas continentais é fortemente influenciada pela concentração de oxigênio do meio. Assim, as bactérias do gênero *Azotobacter* (*A. agi/e* e *A. chroococcum*) habitam, preferencialmente, estratos oxigenados, enquanto as bactérias do gênero *Clostridium* habitam estratos anaeróbios. Por esta razão, em lagos estratificados, o gênero *Azotobacter* é encontrado mais frequentemente no epilânio, enquanto o gênero *Clostridium* encontra-se no hipolânio.

Segundo KUSNETZOW (1959) o número de bactérias fixadoras de nitrogênio no sedimento aumenta significativamente com o estado trófico do lago, sendo *Clostridium pasteurianum* a mais abundante, especialmente nos lagos eutróficos. Esse autor obteve, tanto na coluna d'água, como no sedimento, nítida variação sazonal do número de bactérias fixadoras de nitrogênio. O máximo de densidade foi encontrado no outono e na primavera, com o mínimo no verão e no inverno.

Dados quantitativos sobre a taxa de fixação de nitrogênio em sedimento lacustre são ainda escassos. MCGREGOR et al. (1973) constataram que o nitrogênio fixado por bactérias no sedimento do lago Mendota (EUA) corresponde somente a 5-8% do nitrogênio total fixado no lago.

Em geral, na coluna d'água a fixação de nitrogênio por bactérias é realizada predominantemente por bactérias fotossintetizantes fixadoras de nitrogênio. SANTOS (1981) verificou que na coluna d'água da represa do Lobo (SP) a taxa de fixação em condições anaeróbias é significativamente superior àquelas obtidas em condições aeróbias.

13.3.3. Fixação de Nitrogênio por Bactérias Semi-Simbiontes

Bactérias fixadoras de nitrogênio de vida livre que habitam o sedimento e a coluna d'água podem, em determinados habitats do ecossistema aquático, apresentar uma relação semi-simbiótica ou associativa com macrófitas aquáticas, vivendo associadas à rizosfera destas plantas. A contribuição da fixação de nitrogênio por bactérias semi-simbiontes para a economia deste elemento em lagos depende de vários fatores. Dentre estes, o mais importante é a extensão da área do lago que é coberta por macrófitas aquáticas. Assim, em lagos com pouco desenvolvimento de margem, a contribuição de bactérias semi-simbiontes, para a economia do nitrogênio, é geralmente pequena. Por outro lado, em lagos com região litorânea bem desenvolvida e colonizada por macrófitas aquáticas, a fixação de nitrogênio por bactérias semi-simbiontes pode compreender a maior parte do nitrogênio fixado sendo, portanto, fundamental na economia de nitrogênio do ecossistema (SANTOS et al., 1986).

Os primeiros estudos sobre a fixação de nitrogênio por bactérias associadas à rizosfera de macrófitas aquáticas foram realizados por PATRIQUIM & KNOWLES (1970), que estudaram *Thalassia testudinum*, uma espécie marinha. Estes autores encontraram fortes evidências de que

todo o nitrogênio necessário para o crescimento da macrófita é obtido através da fixação de nitrogênio por bactérias heterótrofas via rizosfera. Nas espécies de macrófitas aquáticas tropicais *Nymphoides indica* e *Pontederia cordata*, SANTOS et al. (1986), encontraram valores para a fixação de nitrogênio no verão, através da rizosfera, de 0,6 - 31,5 e 5,0 - 20 j.tg N₂ g⁻¹ de peso seco por dia. A partir destes dados foi calculado que a fixação de nitrogênio contribui com cerca de 2,0 - 10,0% e 1,0 - 2,5% do nitrogênio necessário para a produtividade de *N. indica* e *P. cordata* respectivamente. Segundo estes autores, a taxa de fixação de nitrogênio é diretamente influenciada pela excreção de compostos orgânicos pelas raízes. Dentre estes compostos destacam-se biotina, tioamina, piridoxina, auxinas, nucleotídeos e ácidos organofosforados.

BRISTOW (1974), estudando uma gramínea de região temperada, *Glyceria maxima*, estimou que esta espécie fixa cerca de 60 kg N₂ ha⁻¹ a⁻¹. SANTOS (1981) verificou que a densidade de bactérias aeróbias fixadoras de nitrogênio na rizosfera de macrófitas aquáticas na represa do Lobo (SP) foi de 70 a 125 vezes maior do que em sedimento sem rizosfera. Comparando a taxa de fixação de nitrogênio de *Vallisneria spiralis* sp., uma espécie que apresenta forma aquática e terrestre, SANTOS & GAZARINI (1982) observaram maiores taxas de fixação de nitrogênio na forma terrestre do que na aquática.

13.3.4. Fixação de Nitrogênio por Algas Planctônicas

Em ecossistemas aquáticos continentais, as algas cianofíceas são consideradas como os principais organismos fixadores de nitrogênio. Dentre estas algas destacam-se os gêneros *Nostoc*, *Anabaena*, *Aphanizomenon* e *Gyrodinium aureolum*. Estudos recentes mostram que outras cianofíceas unicelulares também são capazes de fixar nitrogênio, como algumas representantes do grupo das Hormogonales (HORNE & GOLDMAN, 1972; HORNE et al., 1979). No entanto, somente as algas possuidoras de heterocistos é que, quantitativamente, são importantes na fixação de nitrogênio. Os heterocistos são células de paredes espessas, pobres em pigmentos fotossintetizantes e sem o fotossistema II. Estas células possibilitam a formação de um microambiente anaeróbio, de fundamental importância para a realização do processo.

A fixação de nitrogênio pelas cianofíceas não é primeiramente determinada pelo número de heterocistos, mas sim pela oferta do meio em compostos inorgânicos nitrogenados. Estes compostos atuam como elementos inibidores da nitrogenase. GRANHALL & LUWDGREN (1971), KELLAR & GOLDMAN (1979) observaram, no entanto, fixação de nitrogênio por cianofíceas em presença de nitrato e amônia. Esta discussão sobre a inibição da nitrogenase pelos compostos inorgânicos nitrogenados parece estar ainda em aberto, uma vez que a maioria dos dados existentes foi obtida em laboratório, onde as condições de concentração de nitrato e amônia não eram naturais. Esta inibição tem sido atribuída ao fato de que o nitrogênio é reduzido a amônia que a presença de amônia livre não inibe a atividade da nitrogenase, mas sim a síntese da enzima. No entanto, esta inibição nem sempre ocorre e o seu grau e o tipo de inibição dependem do nível de nitrogênio combinado fornecido.

Outra questão que tem dispensado grande atenção dos pesquisadores nos últimos anos é a influência dos compostos que são encontrados em altas concentrações durante o florescimento de *Aphanizomenon* e *Anabaena*. A pergunta que se faz hoje é se estes compostos são produtos da fixação do nitrogênio ou se criam condições favoráveis à ocorrência de tal fenômeno (HORNE & FOGG, 1970; HORNE & GOLDMAN, 1972).

A fixação de nitrogênio molecular pelas algas é um processo que requer muita energia, o que explica a sua grande dependência da radiação solar. Na fixação de nitrogênio, assim como na fotossíntese, o equivalente de redução origina-se no fotossistema 1. Baseado neste princípio, dever-se-ia esperar uma concorrência entre o processo fotossintético e a fixação de nitrogênio. Segundo PEARL (1979), que estudou populações de *Anabaena* no lago Rotongaio (Nova Zelândia), esta alga evita a concorrência através da realização destes dois processos em diferentes horários, ou seja, a fixação de carbono ocorre preferencialmente na parte da manhã e a de nitrogênio à tarde.

13.3.5. Fixação de Nitrogênio por Algas Simbiontes

A alga *Anabaena azollae* (cianoficea), que vive em simbiose com a macrófita aquática do gênero *Azolla*, fixa nitrogênio molecular. A macrófita aquática do gênero *Azolla* fixa nitrogênio molecular. A macrófita aquática abriga a alga na cavidade foliar, fornecendo-lhe proteção e nutrientes, enquanto a alga fixa o nitrogênio molecular que é fornecido à planta. Alguns autores (e.g. SCHAEDE, 1974; LUMPKIN, 1977) acreditam que a taxa de fixação de nitrogênio pela simbiose *Azolla-Anabaena* seja da ordem de grandeza da simbiose *Rhizobium* - leguminosa.

13.4. ASPECTOS QUANTITATIVOS DA FIXAÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO EM ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS CONTINENTAIS

São poucos os estudos que possibilitaram estabelecer um balanço da quantidade total de nitrogênio fixado através da atividade de microorganismos em ecossistemas aquáticos, e vários estudos têm mostrado que a fixação de nitrogênio está diretamente relacionada com a produtividade do sistema. Assim, no lago Windermere (Inglaterra), que é um lago pouco produtivo, HORNE & FOGG (1970) encontraram valores de fixação de nitrogênio em algumas regiões do lago, inferiores a $50 \text{ mg N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, que corresponde somente a cerca de 1% da carga total de nitrogênio do ecossistema (nitrogen budget). Em lagos eutróficos, no entanto, a fixação de nitrogênio pode chegar a 80% da carga total~ deste elemento, como foi observado por GHANHALL & LUNDGREN (1971) no lago Erken (Suécia).

No lago George (Uganda), HORNE & VINER (1971) estimaram que a fixação anual de nitrogênio é de $44 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, que representa, segundo estes autores, uma importante fonte deste elemento para o lago.

Nos lagos, as algas cianofíceas planctônicas podem ser consideradas como os organismos responsáveis pela fixação da maior parte do nitrogênio, por serem mais abundantes e ocuparem maior volume no sistema. No entanto, considerando a capacidade individual das algas cianofíceas perifíticas (FINK & SEELEY, 1978), bentônicas (LAM et al., 1979) e daquelas que vivem em simbiose com a macrófita aquática *Azolla* (LUMPKIN, 1977), pode-se afirmar que estas últimas apresentam maior taxa de fixação do que as cianofíceas planctônicas. No lago Ngahew (Nova Zelândia) a taxa anual de fixação de nitrogênio por *Anabaena azollae* foi de $16,4 \text{ ug m}^{-2}$, que corresponde a 5 vezes mais do que a fixação alcançada pela *Anabaena* planctônica no mesmo lago (KELLAR & GOLDMAN, 1979).

13.5. PAPEL DOS MICROORGANISMOS NA CICLAGEM DO NITROGÊNIO

Em nenhum ciclo biogeoquímico os microorganismos têm maior participação do que no ciclo do nitrogênio. Neste ciclo podemos encontrar representantes de praticamente todos os grupos fisiológicos (autotróficos, heterotróficos, aeróbios, anaeróbios, etc.), que tomam parte em quatro processos básicos: amonificação, nitrificação, desnitrificação e amonificação do nitrato.

13.5.1. Amonificação

Amonificação é a formação de amônia (NH_3) durante o processo de decomposição da matéria orgânica dissolvida e particulada. A amônia formada é resultante da decomposição tanto aeróbia como anaeróbia da parte nitrogenada da matéria orgânica por organismos heterotróficos. O sedimento é o principal sítio de realização deste processo. A liberação de amônia a partir da decomposição de um composto nitrogenado como, por exemplo, a uréia, pode ser representada como:



No meio aquático, especialmente em valores de pH ácido e neutro, a amônia formada é instável, sendo convertida por hidratação a íon amônio ($\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$). Já em meio alcalino, a possibilidade de ocorrência deste processo é muito reduzida e a parte da amônia formada pode difundir-se para a atmosfera.

A amonificação e a excreção de amônia por animais aquáticos são as principais fontes deste composto para o ambiente aquático. No entanto, comparando os dois processos, nota-se que a excreção por animais é quantitativamente insignificante, como fonte de amônia para estes ambientes.

Em lagos de clima temperado, a taxa de amonificação é proporcional à produtividade. KAMP-NIELSEN (1974), mostrou esta relação em lagos dinamarqueses com diferentes estados tróficos. Nestes lagos a taxa de amonificação variou de 3 (lagos oligotróficos) a 14 mg de amônia $\text{m}^2 \text{d}^{-1}$ (lagos eutróficos). No lago Trumen (Suécia), antes de sua recuperação, BENGTTSSON & FLEISCHER (1971), encontraram taxas de 70 mg de amônia $\text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$.

Na região eufótica de lagos, TOETZ & COLE (1980) encontraram taxas de amonificação que variaram entre 93 a 412 $\text{mg} \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$ de amônia. Os mesmos autores mostraram que o tempo de reciclagem para o nitrogênio amoniacal foi de 4,8 horas e para o nitrogênio particulado de 21,6 horas. Levando-se em consideração que a assimilação de íon amônio pelos produtores primários em lagos é superior à assimilação de nitrato, pode-se concluir que o processo de amonificação nesta zona é de fundamental importância para o metabolismo de todo o ecossistema.

Em regiões tropicais, estudos sobre bactérias amonificantes foram realizados por RUGANI (1980), em lagos do médio rio Doce (MG). A partir dos resultados obtidos, pode-se inferir sobre o processo de amonificação em lagos tropicais. Este autor pesquisou a variação sazonal de bactérias amonificantes e sua distribuição ao longo da coluna d'água em dois lagos (1. Carioca e 1. Dom Helvécio). Ficou constatado que, embora os lagos sejam bem diferenciados, especialmente quanto à produção primária fitoplanctônica, a variação sazonal da população de

bactérias amonificantes foi semelhante (Fig. 13.2). Os maiores valores foram encontrados nos meses de março e novembro, que correspondem aos meses de maior pluviosidade e os menores valores nos meses de maio, junho e setembro, que são os meses de estiagem.

Outra constatação importante de RUGANI (1980), foi que a distribuição das bactérias amonificantes ao longo da coluna d'água foi fortemente influenciada pela estratificação térmica (Fig. 13.3). Durante o período de desestratificação, a densidade destes organismos permaneceu praticamente uniforme em toda a coluna. No entanto, durante o período de estratificação foram obtidos valores no hipolímnio cerca de 8 vezes superiores aos valores encontrados no epilímnio (Fig. 13.3).

13.5.2. Nitrificação

Em decorrência da decomposição aeróbia e anaeróbia da matéria orgânica, há formação de compostos nitrogenados reduzidos como, por exemplo, a amônia. A oxidação biológica destes compostos a nitrato é denominada nitrificação. A nitrificação é, na realidade, um processo que se caracteriza pela utilização de compostos inorgânicos reduzidos, e.g. amônio como doadores de hidrogênio e através da oxidação destes compostos, os microorganismos obtêm os equivalentes de redução para o processo de síntese. Este tipo de metabolismo, que utiliza compostos reduzidos como: tiosulfato, sulfito, ferro (II), manganês (II), além de amônia, amônio e nitrito é denominado de quimiolitrofia (SCHLEGEL, 1976).

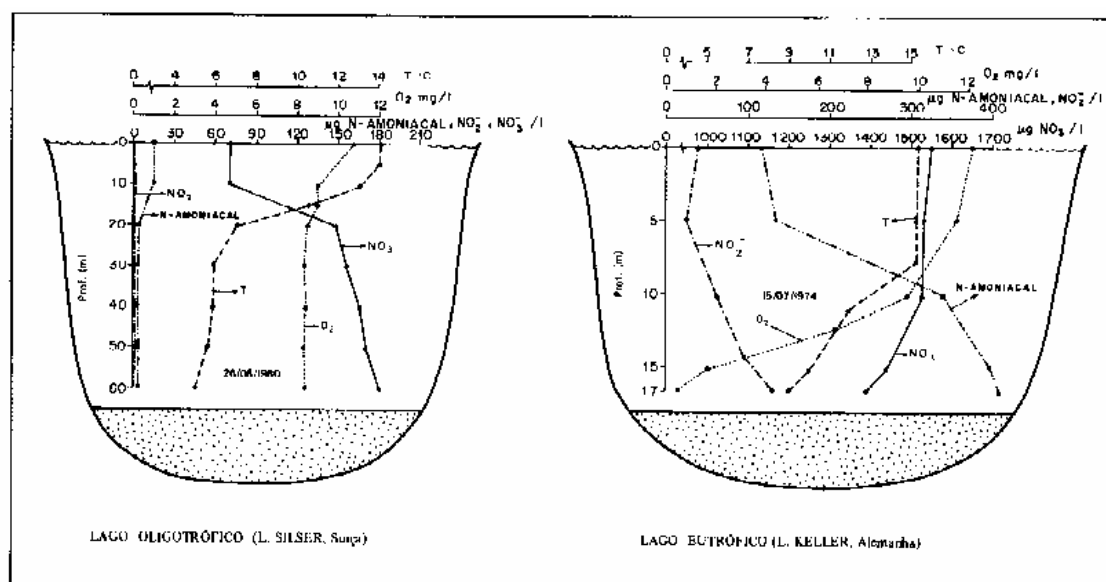
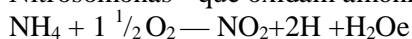


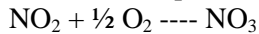
Fig. 13.4 - Padrão de distribuição vertical de nitrato, nitrato e nitrogênio amoniacal em lagos de diferentes estados tróficos a partir de BLEISCH (dados não publicados) e MÜLLER (1977)

Na transformação de íon amônio para nitrato (nitrificação) participam dois gêneros de bactérias:

Nitrosomonas - que oxidam amônio a nitrito:



Nitrobacter - que oxidam o nitrito a nitrato.



As bactérias nitrificantes são gram-negativas, pertencentes à família Nitrobacteraceae.

A nitrificação é um processo predominantemente aeróbio e, como tal, ocorre somente nas regiões onde há oxigênio disponível (geralmente na coluna d'água e na superfície do sedimento). Em experimentos de laboratório com aeração artificial de toda a massa d'água, GRAETZ et al. (1973) mostraram taxas de nitrificação que variaram de 1 a 4 mg NO₃-N/d'.

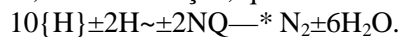
13.5.3. Respiração de Nitrato: Desnitrificação e Amonificação do Nitrato

Muitas bactérias em condições anaeróbicas são capazes de utilizar (anaeróbias facultativas) nitrato como aceptor de hidrogênio. Neste caso, estes organismos utilizam nitrato como “transportador” de oxigênio, reduzindo-o a nitrogênio molecular ou a amônia. Este fenômeno possibilita que as bactérias oxidem o substrato mesmo na ausência de oxigênio molecular.

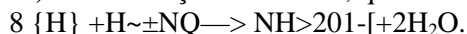
A capacidade de algumas bactérias em utilizarem nitrato como aceptor de elétrons na cadeia respiratória, ao invés de oxigênio, é conhecida também como respiração de nitrato (SCHLEGEL, 1976). Este nome deve-se ao fato de que este processo corresponde em seus aspectos principais à respiração aeróbia, que utiliza oxigênio como aceptor de elétrons.

A respiração de nitrato apresenta duas variações (Fig. 13.4).

1º) Desnitrificação, que consta da redução do nitrato a nitrogênio molecular:



2º) Amonificação do Nitrato, que consta da redução do nitrato a amônio



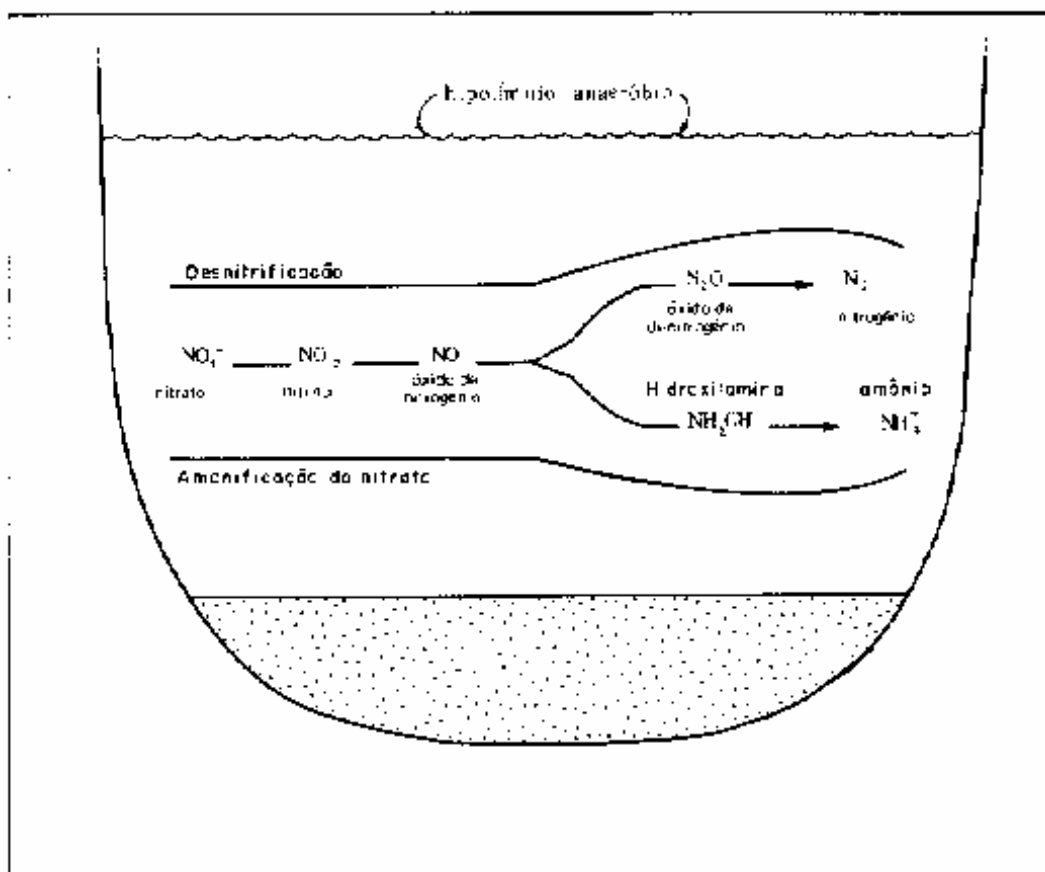


Fig. 13.5 - Utilização de nitrato como receptor de hidrogênio por algumas bactérias anaeróbicas através da desnitrificação. A partir de discussão de SCHLEGEL (1976)

Na respiração de nitrato, que bioquimicamente corresponde à respiração de oxigênio, o substrato orgânico é oxidado a CO_2 e água, com um ganho de energia somente 10% inferior à respiração aeróbia (SCHLEGEL, 1976).

A desnitrificação ocorre principalmente em condições anaeróbicas. Nos ecossistemas aquáticos, o principal local de sua ocorrência é o sedimento, pois além das baixas condições de oxigenação, há disponibilidade de grande quantidade de substrato orgânico. Este fato vem de encontro às pesquisas de ANDERSEN (1977), que estudou seis lagos eutróficos dinamarqueses, nos quais ficou evidenciada correlação positiva entre o teor de matéria orgânica do sedimento e a taxa de desnitrificação.

Nitrificação e desnitrificação são processos acoplados. Assim, no hipófítio, no final de um período em condições anaeróbicas, ocorre, em geral, grande quantidade de nitrogênio amoniacal. Com a oxigenação do meio, dá-se o início a um intenso processo de nitrificação, que resulta no consumo de grande parte da amônia acumulada. Quando o meio se torna anaeróbio, observa-se o fenômeno inverso, com forte redução da concentração de nitrato, devido à sua utilização nos processos de desnitrificação e amonificação do nitrato.

A desnitrificação é um fenômeno de grande significado ecológico, pois, a partir dele, grande parte do nitrogênio molecular, fixado e incorporado ao "pool" de nitrogênio do

ecossistema lacustre, pode ser eliminado do sistema, BREZONIK & LEE (1968), estimaram uma perda anual por desnitrificação de 11% do nitrogênio total do lago Mendota (EUA). Em experimentos de laboratório, KESSEL (1977) mostrou que 95% do nitrato acrescentado ao sedimento foram eliminados sob a forma de N_2 .

A outra variação da respiração de nitrato, a amonificação do nitrato, é realizada por bactérias como *Enterobacter* e *Escherichia coli* que, em condições anaeróbias, reduzem o nitrato a amônia. A amonificação do nitrato é, em muitos lagos, responsável pelo grande aumento do íon amônio no hipolímnio no início do período de estratificação térmica, quando ainda há nitrato disponível.

13.6. DISTRIBUIÇÃO VERTICAL DE NITROGÊNIO AMONIAL, NITRATO E NITRITO

13.6.1. Em Lagos de Regiões de Clima Temperado

Nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrito são compostos que estão diretamente relacionados com processos de produção e de decomposição. Em consequência, sua distribuição na coluna d'água é função destes processos que, por sua vez, são influenciados pelo comportamento térmico da massa d'água.

Em lagos oligotróficos de regiões de clima temperado, observa-se baixas concentrações de nitrogênio amoniacal em toda a coluna d'água. Em consequência das condições favoráveis para o processo de nitrificação nestes lagos, toda a amônia formada a partir da decomposição da matéria orgânica (amonificação) é oxidada a nitrato (nitrificação). Este fato é o principal responsável pelo aumento da concentração de nitrato no hipolímnio de lagos oligotróficos (Fig. 13.5). Este aumento, fica ainda mais acentuado quando, no epilímnio, densas populações fitoplancônicas absorvem ativamente nitrato, causando a redução de sua concentração nesta parte da coluna d'água.

Em lagos eutróficos, embora a concentração de nitrogênio amoniacal seja superior à encontrada em lagos oligotróficos, é significativamente inferior à concentração de nitrato. Durante o período de estratificação térmica da coluna d'água, o hipolímnio destes lagos apresenta altas concentrações de nitrogênio amoniacal. Isto ocorre porque há acúmulo destes compostos oriundos do processo de amonificação e também da redução de nitrato em ambientes anaeróbios (amonificação do nitrato) (Fig. 13.6).

13.6.2. Em Lagos de Regiões Tropicais

Na grande maioria dos lagos de regiões tropicais até agora estudados, parece não haver relação muito forte entre a concentração de nitrogênio amoniacal e a produtividade, mas sim com a duração do período da estratificação térmica. Na lagoa Carioca (MG), por exemplo, BARBOSA (1981) constatou, durante o período de circulação da massa d'água (julho), que a distribuição de nitrogênio amoniacal é praticamente homogênea em toda a coluna d'água, como ocorre nos lagos oligotróficos de regiões de clima temperado (Fig. 13.4). No entanto, durante o período de estratificação térmica, observa-se baixas concentrações no epilímnio e altas no

hipolímnio, sugerindo o consumo do íon amônio no epilímnio pelo fitoplâncton e altas taxas de amonificação de nitrato no hipolímnio.

Quanto à distribuição de nitrato na coluna d'água de lagoas tropicais, os estudos existentes, não evidenciam nenhum padrão definido. De um modo geral tem-se observado que durante o período de estratificação térmica da massa d'água, as concentrações de nitrato são mais baixas do que durante o período de circulação, tanto no epilímnio como hipolímnio. Isto porque no epilímnio, que fica isolado das camadas inferiores, o nitrato é assimilado pelo fitoplâncton e no hipolímnio com baixas concentrações de oxigênio, ocorre a amonificação de nitrato. Como foi salientado por BARBOSA (1981), a distribuição de nitrato na coluna d'água em lagos tropicais é fortemente influenciada pela atividade de bactérias nitrificantes e desnitrificantes que atuam simultaneamente na coluna d'água. Em lagos tropicais a concentração e a distribuição de nitrato parecem estar diretamente relacionadas com o grau de oxigenação da coluna d'água (Fig. 13.8).

Em lagos, a concentração de nitrito comparada com as concentrações de nitrogênio amoniacal e de nitrato, é baixa. Somente em lagos poluídos a concentração de nitrito pode assumir valores significativos. Em lagos oligotróficos durante todo o ano não se observa, via de regra, nenhuma estratificação de nitrito. Ao contrário, em lagos eutróficos, durante o período de estratificação térmica ocorre no hipolímnio aumento de concentração deste íon. Este aumento de concentração é consequência, principalmente, da desnitrificação que ocorre durante o período de anoxia do hipolímnio.

Um padrão de distribuição vertical do nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato bem característico é frequentemente encontrado em reservatórios formados sobre florestas. Nestes, a decomposição da biomassa vegetal na parte inferior da coluna d'água, é responsável pelo acúmulo de nitrato, nitrito e sobretudo nitrogênio amoniacal. Em muitas épocas, especialmente no período da seca, a concentração de nitrogênio amoniacal nestes ambientes pode atingir valores muito elevados, especialmente na parte próxima ao sedimento. Mesmo na parte superior da coluna d'água, onde ainda se detecta oxigênio, a concentração de nitrogênio amoniacal pode ser muitas vezes superior àquela encontrada em lagos eutróficos.

13.7. TIPOLOGIA DE LAGOS COM BASE NA CONCENTRAÇÃO DE COMPOSTOS NITROGENADOS

A importância dos compostos nitrogenados para a tipologia de lagos foi reconhecida muito cedo por THIENEMANN (1928) e NAUMANN (1930). Em regiões de clima temperado a concentração de compostos nitrogenados tem sido muito importante para a tipologia de lagos.

SAKAMOTO (1966), estudando um grande número de lagos japoneses, classificou-os quanto ao teor de nitrogênio total da seguinte maneira: lagos oligotróficos 20-200, lagos mesotróficos 100-700 e lagos eutróficos 500-1330 N-total (mg m³). Para os lagos europeus, VOLLENWEIDER (1968) sugere a classificação apresentada na Tabela 13.1.

14 - Fósforo

14.1. IMPORTÂNCIA E FORMAS PRESENTES

Há muito é conhecida a importância do fósforo nos sistemas biológicos. Esta importância deve-se à participação deste elemento em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, tais como: armazenamento de energia (forma uma fração essencial da molécula de ATP) e estruturação da membrana celular (através dos fosfolipídios).

Na maioria das águas continentais o fósforo é o principal fator limitante de sua produtividade. Além disso, tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial destes ecossistemas (ver Cap. 24).

Toda forma de fósforo presente em águas naturais, quer na forma iônica quer na forma complexada, encontra-se sob a forma de fosfato. Assim, em Limnologia, deve-se utilizar esta denominação para se referir às diferentes formas de fósforo no ambiente aquático.

Já no século passado dispunha-se de grande número de dados sobre a concentração e distribuição de fosfato em águas continentais e, principalmente, oceânicas. Os métodos de quantificação utilizados naquela época, no entanto, eram pouco sensíveis e, como consequência, muitos sistemas tidos como livres de fosfato, na realidade, apresentavam-no em baixas concentrações. Somente com a introdução do método colorimétrico de DENIGES (1921), utilizando molibdato de amônio, foi possível elevar a sensibilidade na detecção de fosfato. Atualmente, os métodos disponíveis para esta determinação estão aperfeiçoados a ponto de detecção deste íon, mesmo em águas com concentrações inferiores a 10 μgC (GOLTERMAN et al, 1978). O fosfato presente em águas continentais encontra-se em diferentes formas, cujas nomenclaturas variam de autor para autor. Uma das classificações mais aceitas, especialmente na Europa, foi proposta por OHLE (1938) (Fig. 14.1).

STUMM & MORGAN (1981), por outro lado, propuseram a classificação das diferentes formas de fosfato presentes em águas continentais, em fosfatos solúveis e insolúveis (Tabela 14.1). Esta classificação, embora quimicamente seja plausível do ponto de vista fisiológico é pouco acurada, visto que não distingue, entre as formas solúveis, o fosfato assimilável pelos produtores primários.

Atualmente, a maioria dos pesquisadores tem se utilizado de uma classificação mais sumária, que agrupa as várias formas em apenas cinco: fosfato particulado (P - particulado), fosfato orgânico dissolvido (P - Orgânico dissolvido), fosfato inorgânico dissolvido ou ortofosfato ou fosfato reativo (P-orto), fosfato total dissolvido (P - total dissolvido) e fosfato total (P - total).

Do ponto de vista limnológico, todas as formas (também chamadas de frações) e de fosfato são importantes, no entanto, o P-orto assume maior relevância por ser a principal forma de fosfato assimilada pelos vegetais aquáticos (ver seção 14.9). Desta maneira, a sua quantificação em pesquisas limnológicas torna-se indispensável.

Na água, o íon fosfato (P-orto), pode estar sob diferentes espécies iônicas em função do pH do meio, como mostra a Tabela 14.2.

Como em águas continentais a faixa de pH mais freqüente situa-se entre 5 e 8, as espécies iônicas predominantes, são H_2PO_4^- e HPO_4^{2-} .

Pesquisa realizada por LEAN (1973) mostrou que P - orto determinado pelo método comumente utilizado (reação do P - orto com o mofidato de amônio), superestima a concentração deste íon; devido principalmente aos fosfatos ligados a colóides (massa molecular > 5 x 10⁶ Daltons); que são também incluídos nesta determinação. Assim, segundo STEINBERG & MELZER (1982), o verdadeiro fosfato inorgânico dissolvido é quantitativamente insignificante, quando comparado com as demais frações. Além disso, deve ser considerado que a presença de P-orto na água depende também da densidade e da atividade de organismos, especialmente fitoplânctônicos e de macrófitas aquáticas, os quais, durante a fotossíntese, podem assimilar grandes quantidades destes íons.

Em lagos tropicais, devido à alta temperatura, o metabolismo dos organismos aumenta consideravelmente, fazendo com que o P-orto seja ainda mais rapidamente assimilado e incorporado na sua biomassa. Este é um dos principais motivos pelo qual, nestes lagos, excetuando os eutrofizados artificialmente, a concentração de P-orto é muito baixa; geralmente abaixo do limite inferior de detecção da maioria dos métodos analíticos atualmente disponíveis.

14.2. FONTES DE FOSFATO

O fosfato presente em ecossistemas aquáticos continentais tem origem de fontes naturais e artificiais. Dentre as fontes naturais, as rochas da bacia de drenagem constituem a fonte básica de fosfato para os ecossistemas aquáticos continentais. Em outras palavras, significa dizer que a quantidade de fosfato de fonte natural no sistema aquático depende diretamente do conteúdo de fosfato presente nos minerais primários das rochas da bacia de drenagem. Dentre estas, a mais importante é a apatita.

A liberação do fosfato, a partir da forma cristalina dos minerais primários da rocha, ocorre através da desagregação desta pela intemperização. O fosfato liberado da rocha é carregado pelas águas de escoamento superficial e pode alcançar os diferentes ecossistemas aquáticos sob duas formas principais: solúvel (menos provável) e adsorvido às argilas. Esta última é, sem dúvida, a via mais importante de acesso de fosfato aos ecossistemas aquáticos tropicais, devido à frequência de solos argilosos (solos antigos e muito intemperizados) nesta região.

Outros fatores naturais que permitem o aporte de fosfato podem ser apontados, como: material particulado presente na atmosfera e o fosfato resultante da decomposição de organismos de origem alóctone.

As fontes artificiais de fosfato mais importantes são: esgotos domésticos e industriais e material particulado de origem industrial contido na atmosfera.

Em muitas regiões, notadamente nas regiões industrializadas e com elevada densidade populacional, as fontes artificiais de fosfato são mais importantes do que as naturais. Para a Europa Central, por exemplo, calcula-se que cada habitante é responsável pela eliminação de 1,5 g de fosfato por dia, através de seus dejetos e 2,7 g através de produtos de limpeza (AMBUHL, 1978). Deste total, grande parte chega aos rios e/ou lagos. Para o lago Constance (AlemanhaSuíça), WAGNER (1967) calculou que o aporte de fosfato de origem artificial é de 0,71 toneladas diárias, sendo que a maior parte dele advém dos detergentes.

Grande parte do fosfato que chega aos ecossistemas aquáticos continentais pode ser precipitada no sedimento, sendo que em muitos casos este fosfato não mais retoma ao metabolismo límnico (ver Seção 14.4). Deste modo, a quantidade de fosfato reciclado no

ambiente depende das condições físicas e químicas do meio (ver Seção 14.5) e da taxa de decomposição da matéria orgânica.

A liberação de fosfato orgânico, a partir da matéria orgânica, é catalizada por enzimas denominadas fosfatases, produzidas principalmente por bactérias. Algumas bactérias e fungos produzem fitase, que pode ter grande importância na reciclagem do fosfato inorgânico. Esta enzima atua sobre o hexafosfato de inositol (ácido fítico), liberando ortofosfato (hexafosfato de inositol $\pm 6\text{H}_2\text{O}$ fitase inositol $\pm 6\text{PO}_4$).

14.3. FOSFATO E A CIRCULAÇÃO EM “CURTO-CIRCUITO”

No início das pesquisas limnológicas, acreditava-se em padrão único de ciclagem dos principais nutrientes, onde estes seriam absorvidos pelos organismos (especialmente fitoplâncton) e incorporados à sua biomassa. Após a morte destes, seus detritos seriam depositados no sedimento, levando consigo os nutrientes. Estes seriam liberados do sedimento, após a decomposição e transportados para a parte da coluna d'água, onde então seriam reassimilados.

As pesquisas de OHLE (1937) e EINSELE (1938) mostraram a existência de fortes alterações deste padrão geral de ciclagem de nutrientes. Mais tarde OHLE (1958) demonstrou que a liberação de grande parte do fosfato dos detritos ocorre ainda no epilânio, mesmo antes destes serem sedimentados. O fosfato é formado principalmente por fosfato orgânico dissolvido, que é rapidamente decomposto pelos microorganismos e reassimilado pela comunidade fitoplânctônica. A este padrão de circulação de fosfato, sem a participação do sedimento, OHLE (1938) denominou de circulação em “curto-circuito”.

A outra parte do fosfato dos detritos que não é prontamente liberada para a coluna d'água deposita-se no sedimento, onde, após a decomposição dos detritos e dependendo das condições físico-químicas do meio (especialmente da interface água-sedimento), será retida no sedimento ou liberada para a coluna d'água.

14.4. PRECIPITAÇÃO DO FOSFATO

14.4.1. Através de Ions Férrico

Vários fatores físicos, químicos e físico-químicos interferem na precipitação (imobilização) dos íons fosfato no ambiente aquático; entre estes destacam-se: a concentração dos íons ferro, alumínio, sulfeto, compostos orgânicos e carbonatos, pH e condições de oxidação-redução.

Entre todos os íons que interferem na precipitação do fosfato, os de ferro têm o papel mais importante. Vários pesquisadores (e.g. EINSELE, 1938); MORTIMER, 1941; UHLMANN, 1975), mostraram que a ação dos íons de ferro sobre a dinâmica do fosfato depende do seu estado de oxidação que, por sua vez, depende da concentração do oxigênio e do pH do meio. Assim, em lagos onde predominam condições de oxidação, como aqueles com perfil de oxigênio do tipo ortogrado e pH próximo ao neutro, grande parte dos íons de ferro presentes,

encontra-se na forma oxidada (Fe^{3+} = íon férrico) (Fig. 14.2a). Entretanto, o íon Fe^{3+} é solúvel somente em pH menor que 3,0, o que é raro em condições naturais. Em condições menos ácidas, como a maioria das águas continentais, a maior parte do íon Fe^{3+} encontra-se precipitado ou complexado na forma de hidróxido de ferro hidratado $[\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+} \rightarrow [\text{Fe}(\text{OH})(\text{H}_2\text{O})_5]^{2+}$, podendo adsorver espécies fosfatadas (H_2PO_4^- e HPO_4^{2-}) em sua superfície, precipitando-as principalmente no sedimento.

Outra possibilidade freqüente de formação de hidróxido de ferro hidratado é através de bactérias ferruginosas. Os dois processos de formação de hidróxido de ferro hidratado podem ocorrer simultaneamente, embora em pH básico predomine a formação química.

A imobilização de fosfato sob a forma de fosfato férrico anidro (FePO_4) não é observada com freqüência em águas naturais, uma vez que o íon PO_4^{3-} só ocorre em pH superior a 10,6, valor este dificilmente encontrado nestes ambientes.

Concluindo, pode-se dizer que a precipitação do fosfato, conseqüentemente sua exclusão da dinâmica do ecossistema, através do íon férrico, ocorre através de dois mecanismos básicos: por adsorção química ou física de espécies fosfatadas à superfície de partículas de hidróxido de ferro hidratado ou através do fosfato férrico (menos provável).

A quantidade de fosfato precipitado depende da concentração do íon férrico (Fe^{3+}). Assim, cada miligrama deste íon pode precipitar, devido à relação de valências, aproximadamente 0,5 mg de fosfato. Deste modo, ocorrendo no meio aquático aproximadamente a mesma concentração de íons férrico e fosfato, o íon férrico pode precipitar-se na sua totalidade e os íons fosfato restantes permanecem disponíveis em solução, podendo então ser aproveitados pelos organismos aquáticos (Fig. 14.2b).

Entretanto, se a concentração de íon férrico for maior que a de fosfato, este será em sua totalidade adsorvido às partículas de hidróxido de ferro hidratado (14.2c). Esta adsorção é mais eficiente em meio ácido ($\text{pH} < 3$); quando o processo é muito intenso, deposita-se grande quantidade de hidróxido de ferro hidratado (limonita), facilmente reconhecido pela cor marrom do sedimento.

Em águas interiores brasileiras este fenômeno é muito freqüente, visto que a maioria dos corpos d'água apresenta características ácidas, alta concentração de ferro e baixa de cálcio. Na represa de Três Marias (MG), que apresenta estas características, MORENO (1988) encontrou em algumas amostras de sedimentos superficiais valores de até 37% do fosfato total, correspondendo ao fosfato precipitado pelo íon férrico (portanto, frações consideráveis de fosfato de difícil circulação no ecossistema).

14.4.2. Através de Argilas

Entre os cop-íonentes principais do solo estão os minerais secundários em diferentes graus de intemperização. Entre as várias frações constituintes dos minerais secundários estão as argilas, que apresentam grande capacidade de adsorção de fosfato, principalmente aquelas que têm, na sua constituição, ferro e alumínio, como hematita e gipsita.

A adsorção de fosfato às argilas pode compreender dois processos:

1º) ligação química da carga negativa do fosfato com a positiva das bordas das argilas e 2º) substituição do fosfato por silicatos da argila (STUMM & MORGAN, 1981). Segundo estes mesmos autores, a adsorção de fosfato à argila é maior em pH ácido ou ligeiramente ácido. Em pH elevado, a taxa de adsorção se reduz sensivelmente, visto que nestas condições o fosfato

como a maioria dos demais ânions, exceção de silicato, concorre com os íons OH⁻, que aumentam em concentração com a elevação do pH.

O fenômeno de adsorção de fosfato às argilas assume grande importância em águas continentais tropicais pelo fato de a maioria destes corpos d'água receber consideráveis aportes de argilas de suas bacias de drenagem. Estas argilas ao atingirem os ecossistemas aquáticos podem, dependendo das condições físico-químicas do meio (e.g. ambiente oxigenado) e de sua concentração em ferro e alumínio, precipitar grandes quantidades de fosfato, reduzindo a concentração deste íon na água.

Os frequentes processos erosivos observados nos ecossistemas terrestres e as várias atividades de mineração, muitas das quais de grande porte, têm aumentado de maneira significativa a carga de argilas dos corpos d'água, em diferentes regiões do Brasil. Este acréscimo artificial de argila, além dos efeitos negativos sobre a concentração de fosfato, reduz fortemente a transparência da água, que se constitui em mais um importante fator na diminuição da produtividade do ecossistema.

14.4.3. Através de Outros Ions

Em valores de pH abaixo de 5,0 o alumínio e o manganês podem comportar-se de maneira semelhante ao ferro. NOR WEL (1974) atribui importante papel ao manganês na retenção indireta do fosfato através do ferro. Segundo este autor, o manganês, por apresentar uma grande superfície de adsorção, reteria fosfato numa fase inicial e posteriormente e complexo manganês-fosfato seria coagulado pelo ferro, que finalmente precipitaria.

Em lagos com pH elevado, o cálcio pode ter papel mais importante que o ferro, alumínio e manganês. Neste caso, o íon fosfato é precipitado como fosfato de cálcio ou adsorvido a cristais de carbonato de cálcio.

14.4.4. Consequência da Precipitação de Fosfato

A principal consequência da precipitação do íon fosfato é a sua exclusão definitiva ou temporária de circulação, com múltiplas implicações sobre o metabolismo de todo o ecossistema aquático, especialmente reduzindo a sua produtividade. Segundo GESSNER (1959), este fenômeno constitui-se numa verdadeira “tragédia limnológica”, visto que um dos elementos mais importantes para a produção do sistema pode ser permanentemente imobilizado no sedimento, especialmente quando se trata de ambientes com baixas concentrações de fosfato.

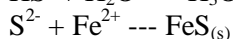
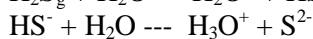
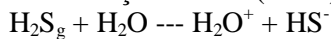
O estudo das características físicas, químicas e físico-químicas do ambiente aquático é de fundamental importância, quando se pretende aumentar a produtividade, através da adubação com íon fosfato. Nos casos de ecossistemas com predomínio de condições aeróbias, parte do fosfato adicionado pode ser continuamente precipitada (adsorvido a hidróxido de ferro hidratado) e a outra parte, que foi absorvida pelos organismos, será da mesma forma precipitada, após a sua decomposição (principalmente se este processo ocorrer no sedimento).

14.5. LIBERAÇÃO DE FOSFATO

A liberação do íon fosfato para a coluna d'água ocorre mais facilmente em condições de baixas concentrações de oxigênio e sobretudo em anaerobiose, condição esta, observada freqüentemente em valores de potencial de oxiredução muito negativos. Estas características são freqüentemente encontradas na parte inferior da coluna d'água, especialmente quando esta se encontra estratificada termicamente e o íon ferro encontra-se na forma reduzida (Fe^{2+} , ferroso). Nestas condições não ocorre precipitação de fosfato pelo ferro permanecendo, portanto, solúvel (Fig.14.2d).

Em condições aeróbicas, o sedimento apresenta uma camada de oxidação, geralmente de alguns milímetros (aproximadamente 2,5 mm em lagos eutróficos), sobre uma camada reduzida (sem oxigênio). A camada oxidada funciona como uma barreira que impede a liberação do fosfato para a coluna d'água. No entanto, à medida que o hipolímínio se torna anaeróbio, em geral, quando o lago está estratificado termicamente, esta camada de oxidação torna-se menos espessa, podendo mesmo desaparecer. O sedimento apresenta-se então totalmente reduzido, condição favorável para a liberação de fosfato para a coluna d'água.

Em águas interiores com alta concentração de matéria orgânica é comum observar-se, durante o período de anoxia, a formação de gás sulfídrico. Nestes ambientes, o íon Fe^{2+} reage com o íon sulfeto (S^{2-}), originado da dissociação de gás sulfídrico, formando sulfeto ferroso (FeS), que é um composto altamente insolúvel. As seguintes etapas podem ser observadas durante a formação de FeS (14.2e):



Através deste processo, o fosfato permanece livre na coluna d'água. A precipitação de FeS pode ser facilmente reconhecida pela cor preta do sedimento.

Uma possibilidade de manejo dos ecossistemas aquáticos continentais especialmente aqueles de pequeno porte. Assim, quando surgem condições anaeróbias (especialmente no sedimento), o sulfato seria reduzido a sulfeto (S^{2-}) que precipitaria os íons ferrosos sob a forma de FeS (muito insolúvel), resultando na liberação dos íons fosfato.

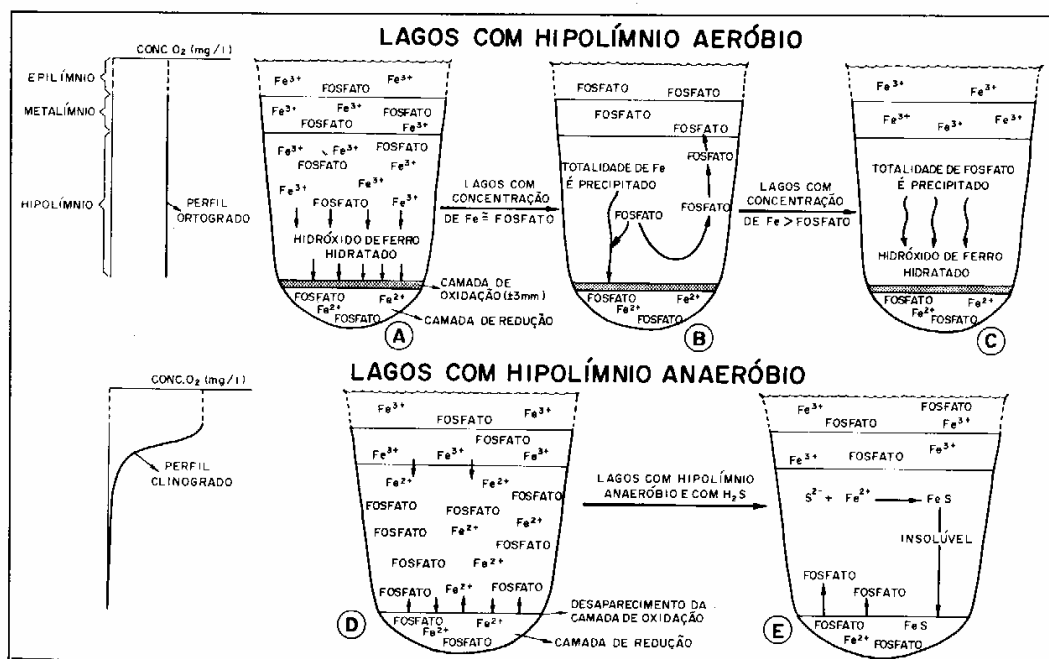


Fig.14.2 - Dinâmica do fosfato em meio aeróbio (A,B e C) e anaeróbio(D e E). A - Predominância de íons Férricos (Fe^{3+}), formadores de hidróxido de ferro hidratado, que adsorve íons fosfato, coprecipitando-os; B - Concentrações aproximadamente iguais de íons férricos e fosfato resulta na precipitação da totalidade dos íons férricos, como hidróxido de ferro hidratado, coprecipitando parte dos íons de fosfato, enquanto a outra parte permanece disponível; C - Concentração de íons férricos maior do que a de fosfato (a maioria dos casos), a totalidade dos íons fosfato é coprecipitada com hidróxido de ferro hidratado; D - O fosfato permanece livre. Não há formação de agentes coprecipitadores como o hidróxido de ferro hidratado; E - Em presença H_2S , forma-se FeS (muito insolúvel), "eliminando" ferro da água, reduzindo a chance de precipitação de íons de fosfato

14.6. DISTRIBUIÇÃO DE FOSFATO NA COLUNA D'ÁGUA DE LAGOS DE REGIÕES TEMPERADAS

A distribuição das diferentes frações de fosfato ao longo da coluna d'água apresenta grande variação. Estas frações estão relacionadas principalmente com o desenvolvimento da comunidade fitoplancônica, com o estado trófico do lago e o sistema de circulação da massa de água. Assim, na maioria dos lagos temperados com perfil de oxigênio do tipo ortogrado (oligotrófico), observa-se baixas concentrações, além de pequenas variações de concentração de fosfato com a profundidade (Fig. 14.3). Nestes lagos o fosfato apresenta-se na sua maior parte adsorvido a colóides (orgânicos e inorgânicos) e a compostos como $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ou ligado quimicamente com outros íons como $\text{Fe}^{3+}(\text{FePO}_4)$. Ao contrário, nos lagos com perfil de oxigênio do tipo clinogrado (lagos eutróficos), especialmente no hipolímnio, ocorre aumento considerável na concentração de fosfato (Fig.14.3). Na maioria dos lagos, este aumento de concentração no hipolímnio origina-se da liberação de fosfato do sedimento, facilitado pelas condições anóxicas do meio. Esta liberação relaciona-se a dois fatores principais: 1 ~) solubilização do fosfato através de processos físicos e químicos (e.g., x'riação do potencial de oxi-redução) e/ou biológicos (p.ex., atividade de larvas de quironomídeos, GALLEPP et al., 1978); 2Q) difusão de fosfato para a região da coluna d'água imediatamente sobre o sedimento, em consequência da maior concentração existente no sedimento (água intersticial), em relação à água.

14.7. DISTRIBUIÇÃO DO FOSFATO NA COLUNA D'ÁGUA DE LAGOS TROPICAIS

Em lagos tropicais, a distribuição das diferentes frações de fosfato na coluna d'água parece não estar estreitamente relacionada com o estado trófico do lago, como é o caso dos lagos de regiões temperadas. Na maioria dos lagos tropicais até agora estudados, desde os lagos indonésios, muito profundos (profundidade de até 300m), estudados por RUTTNER (1931), até os lagos rasos (profundidade máxima com cerca de 11 m) da região amazônica, o perfil de oxigênio, especialmente durante o período de estratificação térmica, é do tipo clinogrado. Até mesmo nos ambientes lacustres rasos e turbulentos como a represa do Lobo (SP), tem-se este fenômeno (TUNDISI et.al., 1977). Nesses ecossistemas, durante o período de estratificação térmica, observa-se acentuado aumento de concentração das diferentes frações de fosfato com a profundidade, independente do nível de produção fitoplanctônica (Fig. 14.4). Como pode ser visto nesta figura, o lago D. Heivécio (MG), com produção primária fitoplanctônica baixa ($121 \text{ mg Cm}^2 \text{ d}^{-1}$) (PONTES, 1980) e a lagoa Carioca (MG), com a produção média ($200 \text{ mg Cm}^2 \text{ d}^{-1}$) (BARBOSA, 1981), apresentam padrão de distribuição de fosfato semelhante ao lago Castanho (AM) com a produção fitoplanctônica de $800 \text{ mg Cm}^2 \text{ d}^{-1}$ (SCHMIDT, 1973b), ou seja, aproximadamente 7 e 3 vezes maior do que a produção do lago D. Helvécio e da lagoa Carioca respectivamente. Este fato mostra que a distribuição de fosfato ao longo da coluna d'água em lagos tropicais está, ao contrário de lagos temperados, mais relacionada com a concentração de oxigênio e o regime de estratificação térmica, do que com sua produtividade primária fitoplanctônica.

No caso de represas, além destes fatores, a quantidade de fitomassa inundada, quando de sua formação, é de fundamental importância na determinação da concentração e da distribuição de fosfato na coluna d'água. Quando represas tropicais são formadas sobre florestas, o hipolímnio pode apresentar 1.200 jagt^{-1} de fosfatos totais nos primeiros anos, após o seu represamento. Estes valores não são encontrados nem mesmo nos lagos poluídos ou eutrofizados artificialmente (compare Tabela 14.3)

Tabela 14.3 - Concentração de P-total em relação ao estado trófico de lagos (segundo VOLLENWEIDER, 1968).

Estado Trófico	P-total $\mu\text{g l}^{-1}$
Ultra-oligotrófico	< 5
Oligomesotrófico	5 - 10
Meso-eutrófico	10 - 30
Eu-polutrófico	30 - 100
Polutrófico	>100

14.8. CONCENTRAÇÃO DE FOSFATO COMO INDICADOR DO ESTADO TRÓFICO DE LAGOS

Já nos primeiros trabalhos sobre a classificação de lagos, NAUMANN (1930) observou que os lagos ricos em fitoplâncton apresentavam altas concentrações de fosfato, quando comparados com aqueles de baixas densidades destes organismos. Desde então, a concentração de fosfato passou a ser considerada como um importante parâmetro para a classificação de lagos.

Em lagos de regiões temperadas, a concentração do fosfato como está diretamente relacionada com a produtividade do ambiente. Com base em um grande número de dados sobre a concentração de fosfato nestes lagos, VOLLENWEIDER (1968) chegou à classificação apresentada na Tabela 14.3.

Os limites de concentração de fosfato para cada estado trófico variam de autor para autor. Por exemplo: a agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) utiliza os seguintes valores: lagos oligotróficos < 10 μgV , lagos mesotróficos 10-20 μgV e lagos eutróficos > 20 μgV de fosfato total.

14.9. ABSORÇÃO DO FOSFATO PELO FITOPLÂNCTON

O fosfato é um elemento indispensável ao crescimento das algas, pois faz parte da composição de importantes compostos celulares diretamente ligados ao armazenamento de energia da célula, como ATP, GTP, etc. Além disto, o fosfato faz parte da composição dos ácido nucléicos, fosfolipídeos, nucleotídeos, fosfoproteínas, etc.

Embora ao P-orto seja a forma mais importante para algas e macrófitas aquáticas uma vez que é absorvida preferencialmente por estas. GALLOWAY & KRAUSS (1963) mostraram que muitas algas são capazes de absorver outras frações de fosfato. Estes pesquisadores mostraram a absorção de polifosfato, com até 53 moléculas em cultura de *Clorella*. Esta absorção deve-se às exofosfatases produzidas pelas próprias algas, que são capazes de atuar sobre ligações éster de fosfato. A absorção de fosfato por algas e vegetais, de um modo geral, está ligada a uma reação de fosforilação (produção de ATP no cloroplasto por meio de reações que são ativadas pela luz). Este fato pode ser a explicação para a estreita relação entre a absorção de fosfato e a atividade fotossintética fitoplanctônica.

Vários estudos sobre cinética da absorção de fosfato mostraram que a velocidade máxima da absorção é função de sua concentração externa e interna (BROWN & HARRIS, 1978; FRANCO & WETZEL, 1980). Assim a taxa de absorção de fosfato diminui com o aumento de concentração no interior da célula. Desde há muito, sabe-se que certas algas são capazes de assimilar fosfato além de suas necessidades momentâneas ("luxury consumption"). Estudos feitos por ZAISS (1976) com *Scenedesmus redekei* mostraram que o fosfato em excesso na água é armazenado sob a forma de polifosfatos, ou como metafosfato no interior da célula. Esta absorção em excesso tem grande significado ecológico, pois possibilita o crescimento da população de algas, mesmo quando a fonte externa de fosfato está esgotada. Para as cianofíceas que, em geral, são capazes de migrar para o hipolímnio do lago, onde a concentração de fosfato

é maior, possibilitando absorver grandes quantidades deste íon, o mecanismo de absorção de fosfato em excesso propicia grandes vantagens em termos de concorrência com outras espécies.

Na célula fitoplanctônica, o fósforo pode apresentar-se de duas formas principais: como fosfato nos vacúolos e como polifosfato no citoplasma e nos vacúolos. Os polifosfatos representam a principal forma de reserva de fosfato na célula vegetal (NALEWAJKO & LEAN, 1978).

14.10. PAPEL DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA NA DINÂMICA DO FOSFATO

HARGRAVE & GREEN (1968) e RIGLER (1973) mostraram que a comunidade zooplanctônica, ao ingerir material particulado rico em fosfato como fitoplâncton e detritos orgânicos, libera fosfato orgânico dissolvido. Estes autores encontraram correlação positiva entre o aumento da liberação relativa de fosfato orgânico dissolvido e a redução de tamanho do animal. Mais tarde FERRANTE (1976) evidenciou que a maior parte do fosfato eliminado durante o processo de ingestão (85-90%), é constituída do P-orto (inorgânico dissolvido).

Estudos realizados por PACE & ORCUTT Jr. (1981) em protozoários planctônicos mostraram que estes organismos são capazes de reciclar no epilímnio, durante os meses quentes do ano, de 15 a 30 ug de fosfato por litro, que corresponde ao “pool” total de fosfato do lago Oglethorpe (EUA).

14.11 PAPEL DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS NA DINÂMICA DO FOSFATO

Já em 1959, GESSNER chamou a atenção para a grande importância das macrófitas aquáticas no ciclo do fosfato, especialmente em lagos rasos, onde estes organismos podem ocupar grandes áreas. No entanto, somente com o emprego de traçadores radioativos (e.g., ³²P), foi possível comprovar e quantificar o fluxo de fosfato entre estas plantas e seu meio ambiente (água e sedimento).

O emprego de fosfato radioativo foi também de grande importância nos estudos sobre o local de absorção do fosfato pelas macrófitas aquáticas. No entanto, os resultados dessas pesquisas ainda não são definitivos e as opiniões existentes sobre este assunto podem ser divididas em três grupos:

1°) O fosfato é assimilado pelas raízes e distribuído por toda a planta (PEARSALL, 1920; HURLIMAN, 1951; BRISTOW & WHITCOMBE, 1971; DENNY, 1972);

2°) O fosfato é assimilado pelas folhas e distribuído por toda a planta (SUTCLIFFE, 1958; DEN HARTOG & SEGAL, 1964);

3°) O fosfato pode ser absorvido tanto pelas folhas como pelas raízes e a partir destes órgãos, ser distribuído por toda a planta (McROY & BARSDATE, 1970; FELNDER, 1977).

Atualmente, há uma tendência para aceitar-se a tese de SCULTHORPE (1967), segundo a qual o local de maior absorção de fosfato varia de espécie para espécie e é, também, dependente da concentração deste íon no sedimento e na água. Assim, dependendo da magnitude da

concentração de fosfato na água e no sedimento, as folhas ou as raízes de uma espécie podem ou não ser o local de maior absorção de fosfato. McROY & BARSDATE (1970), usando fosfato radioativo mostraram que, em *Zostera marina*, existe um fluxo de fosfato nas duas direções, ou seja, do sedimento para as raízes e da água para as folhas, sendo o primeiro caso quantitativamente predominante.

O papel principal das macrófitas aquáticas no ciclo do fosfato reside no fato de que suas raízes (no caso das macrófitas submersas, emersas e com folhas flutuantes) se localizam na zona reduzida do sedimento. Este fato possibilita a absorção do P-orto contido na camada reduzida, o qual está impedido de difundir-se para a coluna d'água, devido à camada de oxidação do sedimento. Do P-orto absorvido pela macrófita aquática, parte é incorporada à sua biomassa e a outra parte é excretada para a água, tornando-o disponível ("efeito bombeamento"). Esta fração excretada é muitas vezes, imediatamente utilizada pelas bactérias e algas perifíticas (McROY & GOERING, 1974), antes mesmo de alcançar a água.

A capacidade das macrófitas aquáticas em absorver P-orto na zona reduzida do sedimento, onde sua concentração é em geral superior à da água, faz com que este elemento raramente atue como um fator limitante à produção primária destas plantas, ao contrário do que ocorre com o fitoplâncton. Uma das pesquisas mais completas sobre a absorção e translocação de fosfato em macrófitas aquáticas foi realizada por TWILLEY et al. (1977). Estes autores, trabalhando com *Nuphar luteum* (uma espécie com folhas flutuantes), mostraram que existe grande variação sazonal quanto à absorção e transporte de fosfato na planta. Os resultados obtidos nesta pesquisa mostraram a influência direta da temperatura sobre estes fenômenos. Assim, as maiores taxas de absorção e transporte de fosfato foram observadas no verão (Fig. 14.5).

Considerando somente o período de verão, TWILLEY et al. (1977) observaram que *Nuphar luteum* excreta para a água, $12,4 \sim \text{tmol P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (27%), por dia, do fosfato total assimilado pelas raízes. Do restante, 60% fica armazenado, nas raízes, 9% nos rizomas e os 4% restantes ficam distribuídos entre as folhas e os pecíolos. Por outro lado, o fosfato absorvido da água pelas folhas submersas corresponde apenas aos 42% do excretado para o meio.

Taxas de excreção de fosfato ainda maiores foram obtidas por McROY & BARSDATE (1970). Estes autores mostraram que comunidades de *Zostera marina* (espécie marinha) são capazes de excretar até 58% do fosfato total assimilado do sedimento, o que mostra a importância do chamado "efeito bombeamento", das macrófitas aquáticas, para o enriquecimento da coluna d'água com este íon e, conseqüentemente, para o aumento da produtividade do ecossistema aquático.

14.12. PRINCIPAIS ASPECTOS DO CICLO DO FÓSFORO

Alguns dos aspectos mais importantes do ciclo do fosfato em ecossistemas, aquáticos continentais são apresentados na Figura 14.6. O fitoplâncton e provavelmente as macrófitas aquáticas são capazes de absorver não somente o fosfato sob a forma iônica, mas também sob a forma de moléculas inorgânicas como, por exemplo, glicerofosfato e ácido fitônico (VOGLER, 1965). Desta maneira, estes organismos são de fundamental importância no ciclo do fósforo em ecossistemas aquáticos. Parte de sua biomassa é assimilada pelo zooplâncton e peixes que excretam fezes ricas em fosfato (POMEROY et al., 1963). Estas irão contribuir para o "pool" de fosfato orgânico dissolvido do ecossistema. O zooplâncton tem, através do fenômeno da

herbivoria, um papel importante no ciclo do fósforo, pois grande parte do fosfato liberado para a coluna d'água durante a destruição das células fitoplanctônicas é ortofosfato (FERRANTE, 1976), podendo ser reciclado imediatamente. Este fato é evidente em lagos temperados na primavera, quando a floração de diatomáceas é dizimada pelo zooplâncton herbívoro, resultando num aumento da concentração de fosfato no epilímnio.

A maior parte do fosfato contido na biomassa do fitoplâncton, macrófitas aquáticas, zooplâncton, nécton e bentos, é liberada após a morte destes organismos para a coluna d'água. No caso do fitoplâncton, a liberação do fosfato pode ser um fenômeno muito rápido, pois as fosfatases das próprias células fitoplanctônicas desfosforilam o fosfato particulado para solúvel, que desta maneira é mineralizado pelas bactérias até P-orto (RIGLER, 1973).

Esta rápida liberação do fosfato fitoplanctônico, que ocorre em grande parte na própria coluna d'água (circulação em “curto-circuito”), e no sedimento evita o empobrecimento total de plâncton na zona eufótica de lagos temperados no verão (máximo de estratificação térmica), por falta deste nutriente. A autólise das células fitoplanctônicas e das macrófitas aquáticas contribui de maneira significativa para o “pool” de P-orgânico dissolvido. Este fenômeno ocorre principalmente em células senescentes. Em macrófitas aquáticas de zonas temperadas, durante a sua senescência, a liberação de fosfato pode chegar a 90% do fosfato total (ESTEVES, 1980).

Pouco é conhecido sobre a importância da ressuspensão do sedimento pela fauna bentônica para a liberação de fosfato para a coluna d'água, e as pesquisas existentes sobre o assunto apresentam resultados, em parte, contraditórios. GANAPATI (1949) encontrou aumento na liberação de fosfato de sedimentos arenosos que eram habitados por larvas de *Chironomus/unomus*. Por outro lado, DAVIS et al. (1975) observaram redução sensível na liberação de fosfato para a coluna d'água em sedimentos habitados por tubificídeos, devido à turbulência provocada por estes organismos.

Como nos demais ciclos biogeoquímicos, também no ciclo do fósforo as bactérias têm um papel fundamental, pois são responsáveis pela decomposição da matéria orgânica. Neste processo, ocorre liberação de fosfato para o meio sob a forma inorgânica. Estas bactérias podem, de uma maneira global, ser divididas em dois grupos: aeróbias e anaeróbias. O primeiro grupo está ligado às populações fitoplanctônicas e sua distribuição no lago é quase sempre associada a esta (OVERBECK, 1967). Assim, estas bactérias estão associadas diretamente à circulação em “curto-circuito”. O segundo grupo de bactérias localiza-se principalmente no sedimento e seu desenvolvimento é maior nos períodos de estratificação térmica, quando a concentração de oxigênio atinge níveis baixos e nulos.

O ciclo do fósforo no sedimento é diretamente influenciado pela concentração de oxigênio da água de contato (água sobre o sedimento). Desta maneira, em hipolímnio aeróbio o fosfato é precipitado, enquanto que em hipolímnio anaeróbio este é liberado para a coluna d'água.

15 - Enxofre

15.1. FORMAS, FONTES E TRANSFORMAÇÕES DE ENXOFRE

O enxofre em ecossistemas aquáticos pode apresentar-se sob várias formas: como íon sulfato (SO_4^{2-}), íon sulfito (SO_3^{2-}), íon sulfeto (S^{2-}) gás sulfídrico (H_2S), dióxido de enxofre

(SO₂), ácido sulfúrico (H₂SO₄), enxofre molecular (S⁰), associado a metais (p. ex. FeS), etc. Dentre as várias formas de enxofre presentes na água, o íon sulfato e o gás sulfídrico são as mais freqüentes, sendo que o íon sulfato assume maior importância na produtividade do ecossistema, visto que constitui a principal fonte de enxofre para os produtores primários.

As fontes de enxofre para os ambientes aquáticos são principalmente três: decomposição de rochas, chuvas (lavagem da atmosfera) e agricultura (através da aplicação de adubos contendo enxofre).

A concentração de enxofre nos lagos tem aumentado consideravelmente nos últimos anos. Este aumento tem sido observado não somente nos lagos localizados em regiões industrializadas, mas também naqueles distantes de centros urbanos e industriais. O transporte de gases e material particulado na atmosfera, contendo enxofre e, a sua posterior precipitação com as chuvas, tem sido apontado como a principal causa para o aumento da concentração de enxofre nos lagos.

Normalmente, o enxofre não atua como fator limitante na produção de ecossistemas lacustres. Somente alguns lagos tropicais, localizados na região amazônica (BRAUN, 1952) e na África, como os lagos George e Vitória

(BEAUCHAMP, 1953), o enxofre foi apontado como possível fator limitante na produção do sistema.

Nas transformações que os compostos de enxofre sofrem num ecossistema lacustre, participam tanto processos químicos quanto biológicos. Nos processos biológicos os organismos, especialmente bactérias, têm papel fundamental, como pode ser visto na figura 15.1. O lado direito da figura corresponde a um lago cuja região anaeróbia não é iluminada, enquanto o lado esquerdo corresponde a um lago cuja região anaeróbia alcança a zona eufótica favorecendo, portanto, o aparecimento de bactérias autotróficas.

O papel principal dos microorganismos no ciclo do enxofre reside na sua participação em dois processos fundamentais:

- 1) processos de redução, nos quais ocorre formação de gás sulfídrico e de outras formas reduzidas de enxofre; e
- 2) processos de oxidação que resultam na formação de sulfato, a partir principalmente da oxidação de gás sulfídrico.

15.2. PAPEL DOS MICROORGANISMOS NA FORMAÇÃO DE GÁS SULFÍDRICO (H₂S)

O gás sulfídrico é formado principalmente a partir da decomposição de compostos orgânicos sulfurosos como alguns aminoácidos (metionina, cistina, cisteína, homocistina) e também da redução do sulfato.

A formação de gás sulfídrico a partir de compostos orgânicos é um processo no qual as bactérias saprofíticas têm um importante papel. KUSNEZOW (1959) mostrou que as bactérias podem ocorrer em todo o ecossistema, porém a superfície do sedimento é o local onde se apresentam em maior concentração (Tabela 15.1). O mesmo autor encontrou diferenças significativas de diversidade e densidade destas bactérias entre lagos de diferentes estados tróficos. Assim, enquanto em lagos eutróficos o número de bactérias formadoras de gás sulfídrico é grande, em lagos oligotróficos estes microorganismos são encontrados em números reduzidos (Tabela 15.1).

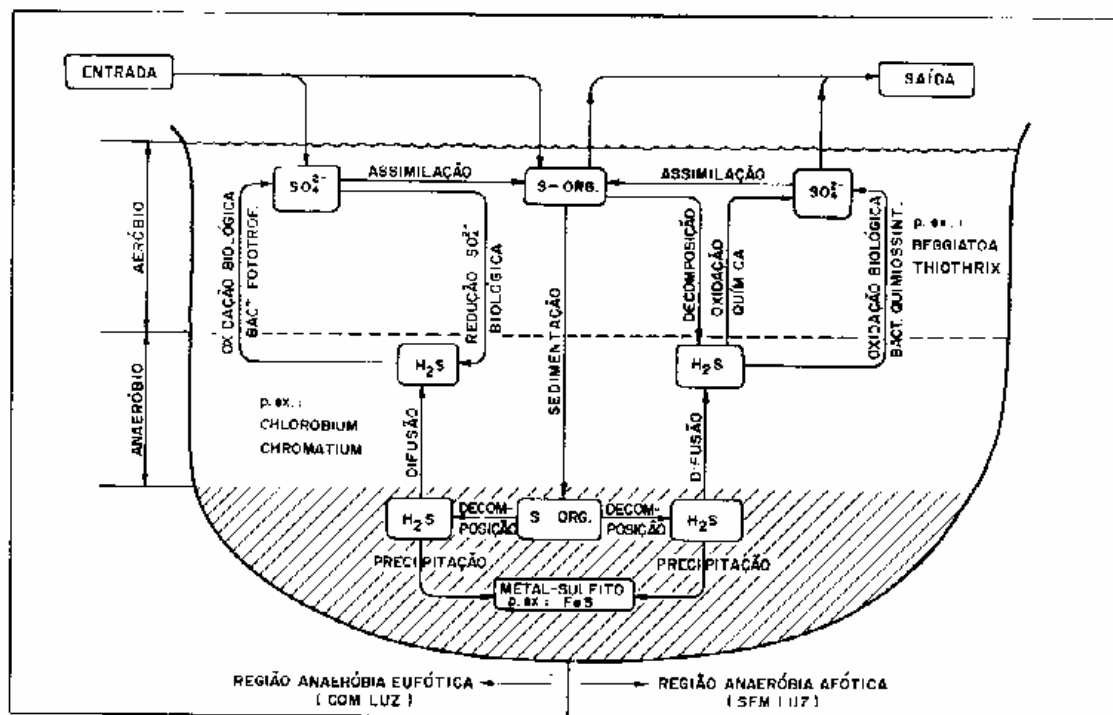


Fig.15.1-Principais transformações do enxofre na água. Modificado de KUSNETZOW (1959) e STEINBERG & MELTZER (1982)

Outra fonte importante de gás sulfídrico em ambientes aquáticos é a redução biológica de sulfato em condições anaeróbias. Outros compostos sulforosos inorgânicos, como tiosulfato e sulfito também podem ser reduzidos em condições de anaerobiose. Dentre as bactérias que participam deste processo, as mais importantes são: *Desulfovibrio desulfuricans*, *Vibrio thermodesulfuricans* e *Vibrio aestuarii*. Estas bactérias são heterotróficas anaeróbias e sua ocorrência principal é na superfície do sedimento, onde as condições redutoras são mais favoráveis. Em águas fortemente poluídas, sua densidade é muito elevada, variando entre 10^4 a 10^6 bactérias ml^{-1} e na superfície do sedimento de lagos eutróficos podem apresentar 10^7 bactérias ml^{-1} (SCHLEGEL, 1976).

As bactérias redutoras de sulfato são também chamadas dessulfurantes e alguns autores denominam o processo de dessulfurização ou de respiração de sulfato (SCHLEGEL, 1976). Esse processo pode ser representado pela seguinte equação: $8\text{H}^+ + \text{SO}_4^{2-} \rightarrow \text{H}_2\text{S} + 2\text{H}_2\text{O} + 2\text{OH}^-$ e corresponde a uma respiração anaeróbia, onde o sulfato atua como receptor de elétrons. Como doadores de hidrogênio são utilizados ácidos orgânicos, hidrogênio molecular e alcalóides. Fisiologicamente, as bactérias dessulfurantes são semelhantes às bactérias que participam dos processos de desnitrificação e amonificação do nitrato. Em todos estes processos redutores, o íon oxidado como, por exemplo, SO_4^{2-} ou NO_3^- ; são receptores de elétrons, enquanto que compostos orgânicos (em heterotrofia) constituem a fonte de energia. A atividade das *D. desulfuricans* é influenciada positivamente por vários fatores, sendo a concentração de sulfato um dos mais importantes (OHLE, 1954).

Após sua formação, o gás sulfídrico se mantém ou não, no meio, em função principalmente da concentração de oxigênio. Em presença de oxigênio (lagos com perfil de oxigênio do tipo ortogado), ele é instável e é oxidado, tanto química como biologicamente (SCHLEGEL, 1976). Quimicamente é oxidado a enxofre elementar e biologicamente, através de várias etapas, é oxidado a sulfato. O processo de oxidação biológica do gás sulfídrico é chamado de sulfuração, sendo realizado por vários grupos de bactérias.

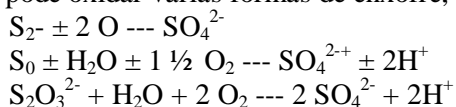
Na ausência de oxigênio, o gás sulfídrico acumula-se no hipolímnio, tornando esta porção da coluna de água nociva à maioria dos organismos aquáticos. Isto acontece porque o gás sulfídrico atua sobre os organismos em dois níveis: 1º) a nível enzimático: inibindo a cadeia respiratória, através da desativação da enzima citocromo oxidase e, consequentemente, não havendo a formação de água e ATP; 2º) a nível de hemoglobina: combinando com esta e formando um derivado que a torna inativa do ponto de vista respiratório. É de grande importância o fato de que, pelo menos “in vitro”, o gás sulfídrico é cerca de 10 vezes mais tóxico do que o cianeto, que atua de modo semelhante.

Assim, o acúmulo de gás sulfídrico pode proporcionar condições ambientais muito desfavoráveis à vida aquática e pode provocar, inclusive, grandes mortandades de peixes, mesmo em ecossistemas desprovidos de qualquer forma de poluição, como ocorre na região amazônica (ver Cap. 10).

15.3. PAPEL DOS MICROORGANISMOS NA OXIDAÇÃO DO GÁS SULFÍDRICO

A oxidação biológica do gás sulfídrico pode ser feita no meio aquático por um grande número de microorganismos, dentre estes as bactérias aeróbias do grupo das *Beggiatoa*, *Thiothrix*, *Thiobacillus* e as anaeróbias do grupo das *Chromatium* e *Chlorobium* são as mais importantes.

Beggiatoa e *Thiothrix*, de ocorrência mais freqüente, são bactérias incolores, aeróbias que podem tanto ocorrer na presença de luz, como na ausência desta. Ocorrem principalmente sobre o sedimento orgânico de águas paradas ou semiparadas (canais, brejos, alagados, etc.), ricas em H₂S, e cujo teor de oxigênio é ainda suficiente para o seu desenvolvimento. A maioria destas bactérias pode oxidar várias formas de enxofre, até sulfato, como pode ser visto abaixo:



A energia ganha no processo de oxidação é utilizada pelos organismos para a fixação de CO₂. Este tipo de metabolismo, no qual as bactérias obtêm energia a partir da oxidação de compostos inorgânicos reduzidos é denominado de quimiossíntese. Tanto *Beggiatoa* como *Thiothrix* acumulam enxofre molecular internamente. Esta deposição pode ser temporária, pois com a exaustão de H₂S do meio, o enxofre acumulado é oxidado até sulfato, sendo este, então, excretado.

As bactérias do grupo das *Thiobacillus* que oxidam H₂S possuem características biológicas bem semelhantes às aquelas apresentadas por *Beggiatoa* e *Thiothrix*, diferenciando-se destas por ocorrerem em pH baixo (1 -5) e por não depositarem enxofre intracelularmente.

Em lagos, a maior taxa de oxidação biológica de gás sulfídrico é realizada pelas bactérias sulfurosas púrpuras (*Thiorhodaceae*) e bactérias sulfurosas verdes (*Chlorobacteriaceae*). O

gênero mais importante entre as sulfurosas púrpuras é o *Chromatium* e entre as verdes o *Chlorobium*. Estas bactérias ocorrem tanto em água doce como em águas salobras e salgadas. Caracterizam-se por serem fototróficas e anaeróbias. Assim, dois fatores ambientais são fundamentais para o seu desenvolvimento: a luz e a ausência de oxigênio (ambiente anaeróbio).

Estas bactérias não utilizam água como doadoras de hidrogênio, como ocorre na fotossíntese aeróbia, mas sim compostos altamente reduzidos como, por exemplo, gás sulfídrico e sulfetos. Além disso, na fotossíntese das bactérias sulfurosas não há formação de oxigênio, mas sim S^0 (enxofre molecular) que, através de uma série de processos metabólicos é oxidado até sulfato.

Em lagos, as bactérias sulfurosas fototróficas podem ser encontradas sobre plantas mortas, formando finas películas, cuja cor varia de rosa-claro até vermelho-vinho. No entanto, a ocorrência principal destas bactérias é abaixo do metalímnio, quando ocorrem condições favoráveis para o seu desenvolvimento, como: a presença de luz, H_2S , CO_2 e ácidos orgânicos. Nesta profundidade, em geral, toda a faixa vermelha do espectro solar foi absorvida, restando apenas a faixa de 450 a 500 nm (azul-verde) que é absorvida por estes organismos.

Todas as condições acima citadas podem ser encontradas em lagos eutróficos e, especialmente, em lagos meromíticos. Nestes lagos pode ocorrer um intenso desenvolvimento de bactérias sulfurosas fototróficas (p. ex. *Chromatium*) na região limite de ocorrência de oxigênio e H_2S que ainda é iluminada, formando uma placa bacteriana (Fig. 15.2)

Estas comunidades de bactérias fototróficas podem ter importante papel na produtividade primária total de alguns lagos. Como exemplo, pode-se citar o caso do lago Solar, no Sinai, estudado por COHEN et al. (1977). Estes autores constataram que a produtividade destes organismos compreende 91% da produção total do lago (Tabela 15.2).

Concluindo, pode-se dizer que na oxidação biológica de gás sulfídrico participam dois processos importantes: quimiossíntese (*Beggiatoa*, *Thiotrix* e *Thiobacillus*) e fotossíntese (principalmente *Chlorobium* e *Chromatium*).

Nos lagos meromíticos Belovod (URSS) e Knaach (EUA), estudados por SOROKIN (1970) e PARKIN & BROCK (1981), respectivamente, observou-se variação diária na concentração de gás sulfídrico na parte superior monimolímnio (parte da coluna d'água dos lagos meromíticos que não se mistura, ver Cap. 5) destes lagos (Fig. 15.3). Segundo estes autores, durante o dia, ocorre fotossíntese por bactérias sulfurosas púrpuras (e.g. *Chromatium*), que são responsáveis pela oxidação de grande parte destes sulfetos, com drástica redução de sua concentração. O aumento de gás sulfídrico observado à noite (Fig. 15.3b) é devido, segundo PARKIN & BROCK (1981), à combinação de dois fatores principais: a redução de sulfato a gás sulfídrico e a difusão destes a partir da parte inferior do monimolímnio.

15.4. DISTRIBUIÇÃO VERTICAL DE SULFATO E GÁS SULFÍDRICO

A distribuição do íon sulfato é fortemente influenciada pela formação geológica da bacia de drenagem do sistema. Assim, um ecossistema localizado próximo ao mar, portanto influenciado por este, ou em regiões com rochas ricas em sulfatos (e.g. sulfato de cálcio), apresentará maior concentração do que aqueles localizados em regiões com predominância de rochas ígneas. Desta maneira, a concentração de sulfato pode variar desde valores não detectáveis até valores de saturação. Outro fato importante na determinação da concentração de sulfato é o estágio de evolução do sistema. Naqueles sistemas formados por bacias isoladas e em

estágio senescente, caracterizados pela pouca profundidade e alta evaporação, as concentrações de íons são geralmente altas.

Na Tabela 15.3 são apresentados valores para a concentração de sulfato em alguns ecossistemas lacustres brasileiros. Como pode ser observado, os maiores valores são encontrados nas lagoas litorâneas salobras, que têm a composição iônica da água fortemente influenciada pelo mar. Naqueles ecossistemas lacustres brasileiros em que não há influência marítima e que estão localizados em regiões com predominância de rochas não sulfatadas, as concentrações de sulfato são, em geral, mais baixas (<1 mgV), como pode ser observado nas represas localizadas nos rios Paranapanema, Grande e Paraná (Tabela 15.3). No entanto, naqueles ecossistemas lacustres brasileiros sujeitos à contaminação antropogênica, podem ser encontrados valores altos para a concentração de sulfato. Este fenômeno pode ser observado nas represas Rio das Pedras, Riacho Grande, Pedreira (baixo Tietê, SP) e Americana (Rio Atibaia, SP), que apresentam concentrações de sulfato semelhantes àsquelas encontradas na lagoa Cabiúna, que é fortemente influenciada pelo mar (Tabela 15.3).

A distribuição vertical de sulfato e gás sulfídrico é fortemente influenciada pela concentração de oxigênio. Nos lagos que apresentam condições aeróbias em toda a coluna d'água, a forma predominante de enxofre é a oxidada (sulfato). Esta condição é encontrada em lagos oligotróficos, mesotróficos e eutróficos durante o período de circulação, isto é, em lagos com perfil do tipo ortogrado (Fig. 15.4). Por outro lado, lagos que apresentam parte da coluna d'água anóxica, além de sulfato, podem também apresentar gás sulfídrico. Esta situação é encontrada em lagos eutróficos durante o período de estratificação térmica e principalmente em lagos meromíticos (Fig. 15.4). Nestes lagos, o sulfato pode ser encontrado em toda a coluna d'água, enquanto que o gás sulfídrico é encontrado somente na região anaeróbia, que corresponde ao hipolímnio, e em alguns lagos, também ao metalímnio. Em muitos lagos eutróficos ocorre um declínio da concentração de sulfato na parte inferior do hipolímnio, em virtude principalmente da sua redução a sulfetos e gás sulfídrico. Alguns lagos eutróficos temperados podem apresentar no hipolímnio elevadas concentrações de gás sulfídrico, neste caso, geralmente coincidem: elevadas concentrações de sulfato na coluna d'água e de matéria orgânica no sedimento (Fig. 15.4).

Na formação de reservatórios, sobre grandes áreas de florestas, podem ser observados, logo após a inundação da área, altas concentrações de gás sulfídrico. Sob tais condições este gás pode estar presente em toda a coluna d'água, até mesmo na superfície. Como consequência, o odor provocado pelo gás sulfídrico (gás do pântano) que é desprendido do reservatório, pode ser sentido até a alguns quilômetros de distância.

20 - Comunidade de Macrófitas Aquáticas

20.1. CONSIDERAÇÕES SOBRE A TERMINOLOGIA “MACRÓFITAS AQUÁTICAS”

Nenhuma comunidade límnic foi tão negligenciada no âmbito das pesquisas limnológicas, quanto à formada pelas macrófitas aquáticas. A visão dos limnólogos do passado

era de que as comunidades limnéticas, isto é: fitoplâncton, zooplâncton e benton eram as comunidades-chave na dinâmica de ecossistemas lacustres. Até certo ponto esta visão era correta, pois os lagos nos quais foram desenvolvidas as primeiras pesquisas limnológicas eram muito profundos, com pouco desenvolvimento das comunidades de macrófitas aquáticas. No entanto, à medida que maior número de lagos passou a ser estudado e sobretudo em diferentes regiões da Terra, observou-se que a maioria destes ecossistemas tinha, nas macrófitas aquáticas, a principal comunidade produtora de biomassa, podendo, conseqüentemente, interferir de diferentes maneiras na dinâmica do ecossistema.

Como a grande maioria das pesquisas sobre macrófitas aquáticas até a década de 1960 era de cunho taxonômico, os diferentes termos então utilizados para caracterizar estes vegetais, não eram os mais adequados do ponto de vista ecológico. Dentro do contexto ecológico, o papel funcional das macrófitas aquáticas no ecossistema é o enfoque central, independentemente, numa primeira instância, das discussões sobre a taxonomia destes vegetais. Assim, constitui-se numa das primeiras tarefas do Programa Internacional de Biologia (IBP) (WESTLAKE, 1969), padronizar a terminologia referente às macrófitas aquáticas.

Entre as denominações mais antigas inclui-se o termo traqueófitos aquáticos, que era freqüentemente utilizado pelos botânicos do século passado. RAUNKIAER (1934) chamou de hidrófitas aqueles vegetais conhecidos atualmente como macrófitas aquáticas submersas e as de folhas flutuantes, excluindo totalmente as macrófitas emersas. O termo limnófitos foi proposto por IVERSEN (1936) para designar os vegetais superiores de água doce, excluindo aqueles de água salobra e salgada. Muitos autores norte-americanos utilizam o termo hidrófitas para os vegetais superiores aquáticos submersos e com folhas flutuantes e helófitas para os emersos. SCULTHORPE (1985) denominou as macrófitas aquáticas de hidrófitas vasculares, excluindo as macroalgas, as briófitas e as pteridófitas.

Uma das primeiras menções ao termo macrófitas aquáticas foi proposta por WEANER & CLEMENTS (1938), que as definiram de maneira muito ampla:

plantas herbáceas que crescem na água, em solos cobertos por água ou em solos saturados com água. Para o "IBP", macrófitas aquáticas é a denominação mais adequada para caracterizar vegetais que habitam desde brejos até ambientes verdadeiramente aquáticos. Esta é, portanto, uma denominação genérica, independente de aspectos taxonômicos.

Entre as macrófitas aquáticas incluem-se vegetais que variam desde macroalgas, como o gênero *Chara*, até angiospermas, como o gênero *Typha*. Apesar do seu caráter genérico, a terminologia macrófitas aquáticas é amplamente utilizada em todo o mundo e pode-se considerá-la como já incorporada à literatura científica internacional.

20.2. OS PRINCIPAIS HABITATS DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS

As macrófitas aquáticas são vegetais que durante sua evolução retornaram do ambiente terrestre para o aquático. Em conseqüência, apresentam ainda várias características de vegetais terrestres, como a presença de cutícula, embora fina, e de estômatos, na maioria das espécies, não funcionais.

As macrófitas aquáticas podem colonizar os mais diferentes ambientes, dentre os quais destacam-se:

- 1) Fitotelmos - várias espécies de *Utricularia* crescem na água acumulada na bainha de bromeliáceas.
- 2) Fontes termais - a macrófita aquática *Najas tequifolia* habita nascentes com água de até 60°C (SCULTHORPE, 1985).
- 3) Cachoeiras - várias espécies da família Podostemonaceae, são restritas a estes

ambientes.

4) Lagos, lagoas, represas e brejos - maioria das espécies de macrófitas aquáticas.

5) Rios, riachos e corredeiras - *Nupha lutea* e *Ranunculus aquatilis*.

6) Ambientes salobros, como: estuários, lagoas e lagos de regiões áridas - *Najas marina* e *Scirpus maritimus*.

7) Ambientes salgados, como baías e recifes de corais e praias arenosas e rochosas - *Ruppia maritima*, *Zannichellia palustris* (ocorrem também em águas salobras), os gêneros *Halophila*, *Thalassia* e *Zostera*, ocorrem principalmente em águas com salinidade acima de 5‰.

As macrófitas aquáticas apresentam grande capacidade de adaptação e grande amplitude ecológica. Este fato possibilita que a mesma espécie colonize os mais diferentes tipos de ambientes. Por exemplo: *Ranunculus circinatus*, pode habitar desde ambientes de água doce até aqueles com diferentes concentrações salinas (0,5-6‰) (REMANE & SCHLIEPER, 1971). Além disso, a grande maioria das macrófitas aquáticas é capaz de suportar longos períodos de seca. Neste caso, transformam-se em formas terrestres, com profundas modificações anatômicas, fisiológicas e sobretudo fenotípicas (Fig. 20.1). Este fato trouxe, no passado, grandes dificuldades para os taxonomistas e se constitui em um dos principais motivos para o grande número de sinônimas (diferentes nomes para a mesma espécie), entre estas plantas.

20.3. COMUNIDADES VEGETAIS DA REGIÃO LITORÂNEA

20.3.1. Comunidades de Macrófitas Aquáticas

Na região litorânea podem ser encontradas várias comunidades vegetais, que tornam este compartimento um dos mais produtivos e com muitos habitats, na maioria dos ecossistemas aquáticos continentais. Estas comunidades variam desde algas unicelulares até angiospermas (Fig. 20.1), sendo estes últimos vegetais, os que apresentam, geralmente, a maior biomassa. Além disso, são capazes de influenciar fortemente a diversidade e a densidade das demais comunidades vegetais presentes nesta região.

Dada a heterogeneidade filogenética e taxonômica das macrófitas aquáticas, estas vegetais são preferencialmente classificadas quanto ao seu biótopo. Esta classificação reflete, em primeiro lugar, o grau de adaptação das macrófitas ao meio aquático. Este fenômeno pode ser observado, de um lado, nos vegetais anfíbios que são macrófitas aquáticas ora emersa, ora submersas e, de outro lado, naqueles verdadeiramente aquáticos, as macrófitas aquáticas submersas. A seguir, são relacionados os principais grupos de macrófitas aquáticas quanto ao seu biótopo, que são denominados genericamente de grupos ecológicos. (Fig. 20.2).

a) Macrófitas aquáticas emersas: plantas enraizadas no sedimento e com folhas fora d'água. Ex.: *Typha*, *Pontederia*, *Echinodorus*, *Eleocharis*, etc.

b) Macrófitas aquáticas com folhas flutuantes: plantas enraizadas no sedimento e com folhas flutuando na superfície da água. Ex.: *Nymphaea*, *Vitoria* e *Nymphoides*.

c) Macrófitas aquáticas submersas enraizadas: plantas enraizadas no sedimento, que crescem totalmente submersas na água. Podem crescer, via de regra, até 11 m de profundidade, dependendo da disponibilidade de luz. A maioria tem seus órgãos reprodutivos flutuando na superfície ou aéreos. Ex.:

Myriophyllum, *Elodea*, *Egeria*, *Hydrilla*, *Vallisneria*, *Mayaca* e a maioria das espécies do gênero *Potamogeton*.

d) Macrófitas aquáticas submersas livres: são plantas que têm rizóides pouco desenvolvidos e que permanecem flutuando submergidas na água em locais de pouca turbulência. Geralmente ficam presas aos pecíolos e talos das macrófitas aquáticas de folhas flutuantes e nos caules das macrófitas emersas. Durante o período reprodutivo emitem flores emersas (excessão de *Ceratophyllum*). Ex.: *Utricularia* e *Ceratophyllum*.

e) Macrófitas aquáticas flutuantes: são aquelas que flutuam na superfície da água. Geralmente seu desenvolvimento máximo ocorre em locais protegidos pelo vento. Neste grupo, destacam-se: *Eichhornia crassipes*, *Salvinia*, *Pistia*, *Lemna* e *Azolla*.

Estes grupos ecológicos podem estar distribuídos de maneira organizada e paralela à margem, formando um gradiente de distribuição da margem para o interior do lago, iniciado pelas macrófitas emersas, passando pelas de folhas flutuantes até as submersas enraizadas. Na maioria dos casos, no entanto, fatores ambientais, como a turbidez da água e o vento, favorecem o crescimento heterogêneo dos diferentes grupos ecológicos. Nestes casos, é freqüente observar-se macrófitas submersas e macrófitas com folhas flutuantes crescendo entre as emersas. O primeiro tipo de gradiente geralmente está ligado a ambientes pouco produtivos.

20.3.2. Comunidades de Algas Aderidas ou Associadas a Substratos

Entre as comunidades mais importantes da região litorânea destacam-se aquelas formadas por algas aderidas ou associadas a substratos, quer vivos ou inertes. (Fig. 20.2)

WARWING (1892) foi quem primeiro se preocupou com essa comunidade, denominando-a de nereides. SELIGO (1905) usou o termo “Aufwuchs” (do alemão: “que cresce sobre”), para incluir todos os organismos microscópicos que se encontram sobre qualquer substrato, independentemente se estes organismos estão aderidos ou não. WILLER (1920) propôs que o termo “Aufwuchs” se referisse à colonização sobre substrato vivo e criou o termo “Bewuchs” para caracterizar a colonização sobre qualquer substrato não-vivo. Na literatura limnológica alemã, estes dois termos se consagraram até os dias atuais e, segundo SLADECKOVA (1962), o termo “Aufwuchs” é o mais adequado para caracterizar a comunidade aderida (“aUached” em inglês), em todos os ambientes. A mesma autora usa o termo “Aufwuchs” no sentido restrito para a comunidade que vive aderida a um substrato, para diferenciar do termo bentos (ver Cap. 23). KARSINKIN (1975) sugeriu o termo perifiton para caracterizar todos os organismos microscópicos e macroscópicos aderidos, formando uma comunidade associada, sobre um substrato qualquer. Por esta definição nota-se a preocupação do autor em considerar as relações da comunidade (aspecto associado) sobre um substrato. MEUCHE (1939) propôs a subdivisão dos organismos perifíticos nas seguintes comunidades:

a) Epifiton (“Aufwuchs”) - organismos que vivem aderidos de forma isolada sobre um substrato sólido, em que não se considera as relações que se mantêm a nível de comunidade. Considera, pois, que o substrato é apenas utilizado como local neutro de colonização e as relações que os organismos mantêm são com a coluna d’água (relações abertas);

b) Lasion (“Bewuchs”) - organismos aderidos que vivem associados e que, portanto, mantêm relações fechadas entre si, mais no sentido fitossociológico.

A atual tendência é pela consagração do termo perifiton (~ sentido original de “Aufwuchs”), o qual é definido como: “Complexa comunidade microbiota (algas, bactérias, fungos, animais, detritos orgânicos e inorgânicos) que está aderida a um substrato” (WETZEL, 1983) (Fig. 20.3). Alguns autores (e.g. SLADECKOVÁ, 1962) classificam esta comunidade em função do substrato ao qual está aderido, em 4 tipos (compare Fig. 20.2):

a) epifiton - A comunidade epifítica é formada por organismos aderidos a macrófitas

aquáticas (a terminação on comunidade);

b) epilíton - A comunidade epilítica é formada por organismos aderidos a substrato rochoso ou pedras. É comum em córregos e rios;

c) epipelon - A comunidade epipélica é formada por organismos aderidos à superfície do sedimento;

d) epipsamon - A comunidade epipsâmica é formada por organismos aderidos entre os grãos do sedimento. Para não haver confusão entre comunidade epipsâmica e bentônica, considera-se como epipsâmicos os organismos aderidos e como bentônicos, os organismos livres. Alguns autores consideram as comunidades epilíticas, epipélicas e epipsâmicas como fitobentos.

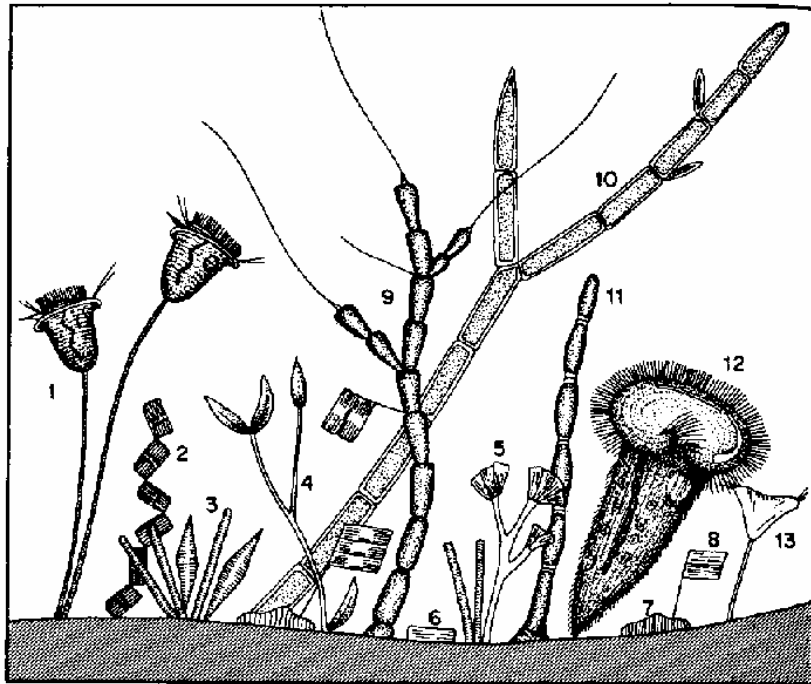


Fig. 20.3 - Exemplo de comunidade perifítica (= epifítton) sobre uma folha de macrófita aquática. 1) *Vorticella* (protozoário), 2) *Tabellaria*, 3) *Synedra*, 4) *Cymbella*, 5) *Gomphonema*, 6) *Cocconeis*, 7) *Epithemia* e 8) *Achnanthes* (todas diatomáceas); 9) *Bulbochaeta*, 10) *Cladophora*, 11) *Oedogonium* (todas clorofíceas); 12) *Stentor* (protozoários), 13) *Acinetos*. Segundo KALBE (1985)

Pseudoperifítton (“unechte Aufwuchs”), corresponde aos organismos associados à comunidade perifítica sem estarem aderidos ao substrato. São principalmente protozoários e larvas de insetos, cuja presença junto ao perifítton se explica por relações tróficas, de herbivoria ou predação. Contudo, metodologicamente, é difícil separar o perifítton verdadeiro do pseudoperifítton e na prática, tudo é considerado como perifítton, fazendo distinções mais pelo tipo de substrato a que está associado.

20.4. CONSIDERAÇÕES SOBRE A TAXONOMIA DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS

A taxonomia de macrófitas aquáticas ainda não está devidamente esclarecida, tanto no que se refere aos vegetais inferiores como aos superiores. Conseqüentemente, torna-se muito difícil realizar uma descrição sumária sobre os diversos grupos taxonômicos que compreendem as macrófitas aquáticas.

Quando são observadas as diferentes famílias botânicas, que têm representantes entre as macrófitas aquáticas, o que chama mais a atenção é o seu pequeno número. Das 381 famílias de angiospermas (Magnoliophyta), incluí-das no “Sistema de Classificação” de CRONQUIST (1981), 316 são consideradas dicotiledôneas (Magnoliopsída) e 65 monocotiledôneas (Liliopsída). Entre as macrófitas aquáticas, no entanto, são encontradas representantes de apenas 42 famílias de dicotiledôneas (Tabela 20.1) e 30 de monocotiledôneas (Tabela 20.2), segundo levantamento feito a partir de COOK et al. (1974). Entre as briófitas, COOK et al. (1974) identificaram 17 e entre as pteridófitas, 6 famílias com representantes entre as macrófitas aquáticas (Tabela 20.3).

Dentre as macrófitas aquáticas marinhas, observa-se a ausência das dicotiledôneas e o conseqüente domínio das monocotiledôneas.

Com relação à distribuição geográfica, pode-se considerar que as macrófitas aquáticas de um modo geral apresentam distribuição cosmopolita. Somente alguns gêneros e, às vezes, algumas famílias, têm distribuição mais restrita como a família Podostemonaceae, que habita os substratos rochosos de águas correntes de regiões tropicais. Tal cosmopolitismo se deve fundamentalmente à maior homogeneidade térmica que os ambientes aquáticos apresentam em relação aos terrestres, estes, sempre com maior endemismo.

20.5. PESQUISAS SOBRE MACRÓFITAS AQUÁTICAS

Pesquisas realizadas especialmente em regiões temperadas (DYKYJOVÁ & KVET, 1978; PIECZYNSKA, 1976; ESTEVES, 1979a; MITSCH & GOSSELINK, 1986, entre outros) e em regiões tropicais (GAUDET, 1976; HOWARD-WILLIAMS & LENTON, 1975; HOWARD-WILLIAMS & JUNK, 1977; JU7NK, 1983 e MENEZES, et al., 1993) mostraram que as macrófitas aquáticas representam uma das comunidades mais produtivas e que, através de sua atividade metabólica, são capazes de produzir grandes interferências no ambiente.

À medida que se tornou evidente o papel das macrófitas aquáticas no metabolismo dos ecossistemas límnicos, as pesquisas sobre estas comunidades passaram a receber maior atenção por parte dos cientistas em todo o mundo. Este fato toma-se evidente, não só através do grande número de iimnólogos que se dedicam as pesquisas de macrófitas aquáticas, como também ao surgimento de revistas internacionais dedicadas exciusivamente à publicação dos resultados destas pesquisas como, por exemplo: Aquatic Botany, Wetland Ecology and Management, Waterhyacinth: Biology, Ecoíogy and Management, além do grande número de obras publicadas mais recentemente sobre os mais diferentes aspectos da ecologia destas comunidades: GOOD et al., 1978; DENNY, 1985; SCULTHORPE, 1985 (reedição); MITSCH & GOSSELINK, 1986.

No Brasil, embora ocorram na grande maioria dos ecossistemas aquáticos continentais extensas áreas cobertas por macrófitas aquáticas, que desempenham papel central na dinâmica destes ecossistemas, pesquisas sobre estas comunidades, especialmente do ponto de vista ecológico, são ainda muito escassas. Entre estas podem ser citadas as pesquisas realizadas por

JUNK (1970, 1973a, 1980; JUNK & HOWARD-WILLIAMS (1984) e HOWARD-WILLIAMS & JUNK (1977) sobre macrófitas da região amazônica e ESTEVES (1982b); ESTEVES & BARBIERI (1983); BARBIERI (1984); CAMARGO (1984); MENEZES (1984); BARBIERI et al. (1984); ESTEVES & CAMARGO (1986a); THOMAZ & ESTEVES (1986), sobre macrófitas aquáticas de algumas represas do Estado de São Paulo e SCHWARZBOLD (1982) sobre macrófitas aquáticas em lagoas costeiras do Rio Grande do Sul.

Como exemplo da escassez de pesquisas sobre macrófitas aquáticas no Brasil, pode-se citar o exemplo de *Eichhornia crassipes* (aguapé), espécie nativa da região amazônica, sobre a qual existem mais de 1.000 publicações científicas, sendo que destas, somente 30 foram realizadas no seu ambiente natural (JUNK & HOWARD-WILLIAMS, 1984).

Mais recentemente, o interesse pelas pesquisas ecológicas sobre macrófitas aquáticas tem aumentado. Isto decorre do fato de que com a construção de represas, especialmente aquelas localizadas na região amazônica, foram produzidas inúmeras alterações ambientais, que favorecem o crescimento destes vegetais. Entre as várias modificações, pode-se citar a redução da turbulência da água e o aumento da concentração de nutrientes (ESTE VES & CAMARGO, 1986) (Fig. 20.4). Como consequência destas modificações e também devido às condições climáticas favoráveis e ausências de espécies competidoras e predadoras, muitas espécies como *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia auriculata*, apresentam altas taxas de crescimento, transformando-se, segundo os técnicos de represa, em “praga”.

O crescimento descontrolado de macrófitas aquáticas em reservatórios tem inúmeras consequências negativas para o ambiente aquático, o que impede, em grande parte, o uso múltiplo dos mesmos. Na represa de Curuá-Uná (80 km sul de Santarém, Pará), JUNK & MELO DE NUNES (1987) constataram que no ano de 1979, 27% da área do reservatório, ou seja, cerca de 15 km quadrados, estavam cobertos por várias espécies de macrófitas aquáticas. Estes autores mostraram nesta pesquisa, que a distribuição destas plantas é fortemente influenciada pelo pH e pela concentração iônica da água: na parte influenciada pelo rio Curuá-Uná, que tem pH e concentração iônica mais elevados, ocorreram as espécies: *Eichhornia crassipes*, *Scirpus cubensis*, *Pistia stratiotes*, *Paspalum repens*, *Ceratopteris pteridoides* e *Salvinia auriculata*. Por outro lado, nos afluentes do rio Curuá-Uná, com pH e concentração iônica extremamente baixos, observou-se somente a presença de duas espécies: *Syngonathus anomalus* e *Ionina fluviatilis*, que não ocorreram na região anteriormente mencionada.

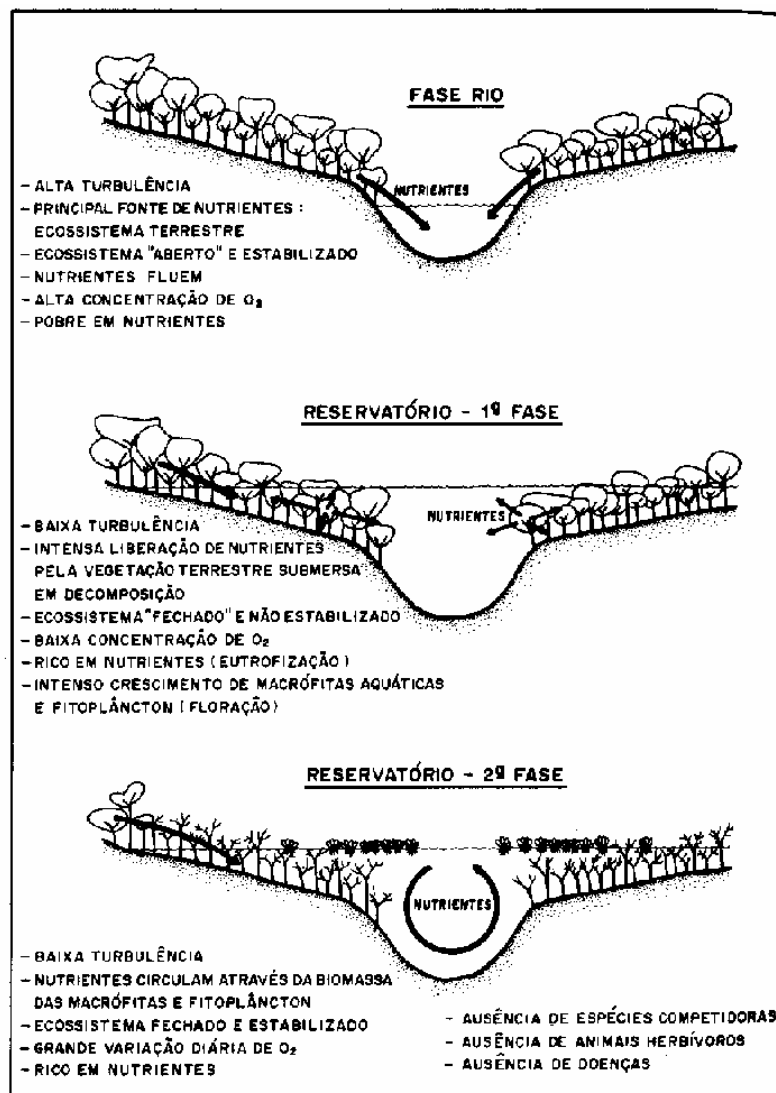


Fig. 20.4 - Sequência de eventos em um reservatório formado sobre floresta tropical e as implicações sobre o crescimento de macrófitas aquáticas. Modificado de ESTEVES & CAMARGO (1986)

Estes vegetais, especialmente as macrófitas flutuantes, são capazes de produzir grande quantidade de biomassa, que entre outros efeitos negativos, contribuem para aumentar ainda mais o déficit de oxigênio e, com isto, criar condições para a formação de H_2S , um gás nocivo à vida, além de ser um dos principais responsáveis pelos baixos valores de pH da água destes ambientes.

20.6. IMPORTÂNCIA DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS NA DINÂMICA DOS ECOSISTEMAS

A maioria dos lagos existentes são relativamente pequenos e rasos, possibilitando a formação de regiões litorâneas, que podem ser colonizadas por diferentes comunidades de macrófitas aquáticas (WETZEL, 1975). Em muitos lagos estas comunidades encontram condições tão favoráveis para o seu desenvolvimento, que tomam a região litorânea o compartimento mais produtivo, podendo influenciar a dinâmica de várias comunidades e até mesmo o ecossistema lacustre como um todo (Fig. 20.5).

A alta produtividade das macrófitas aquáticas é um dos principais motivos para o grande número de nichos ecológicos e a grande diversidade de espécies animais encontradas na região litorânea, constituindo-se, desta maneira, num dos compartimentos mais complexos dos ecossistemas aquáticos continentais, (PERFOUND, 1956 e BERNATOWICZ, 1969). Outro fator importante na determinação desta complexidade ecológica é o fato da região litorânea ser resultante da interação entre o ecossistema terrestre e aquático, tratando-se, portanto, de um ecótono.

A influência das macrófitas aquáticas sobre o metabolismo dos ecossistemas aquáticos continentais pode ocorrer principalmente das seguintes maneiras:

- 1) através da redução da turbulência da água pelas macrófitas, observa-se na região litorânea o chamado efeito de “filtro”, que compreende a sedimentação de grande parte do material de origem alóctone;

- 2) as macrófitas aquáticas, notadamente as enraizadas, através do chamado efeito de “bombeamento”, são de fundamental importância na ciclagem de nutrientes. As raízes absorvem os nutrientes das partes profundas do sedimento, onde não estariam disponíveis para as outras comunidades e os liberam posteriormente para a coluna d’água por excreção ou durante a decomposição da biomassa.

- 3) através da alta taxa de produtividade primária, em especial das macrófitas emersas, estes vegetais podem se constituir na principal comunidade produtora de matéria orgânica de todo o ecossistema;

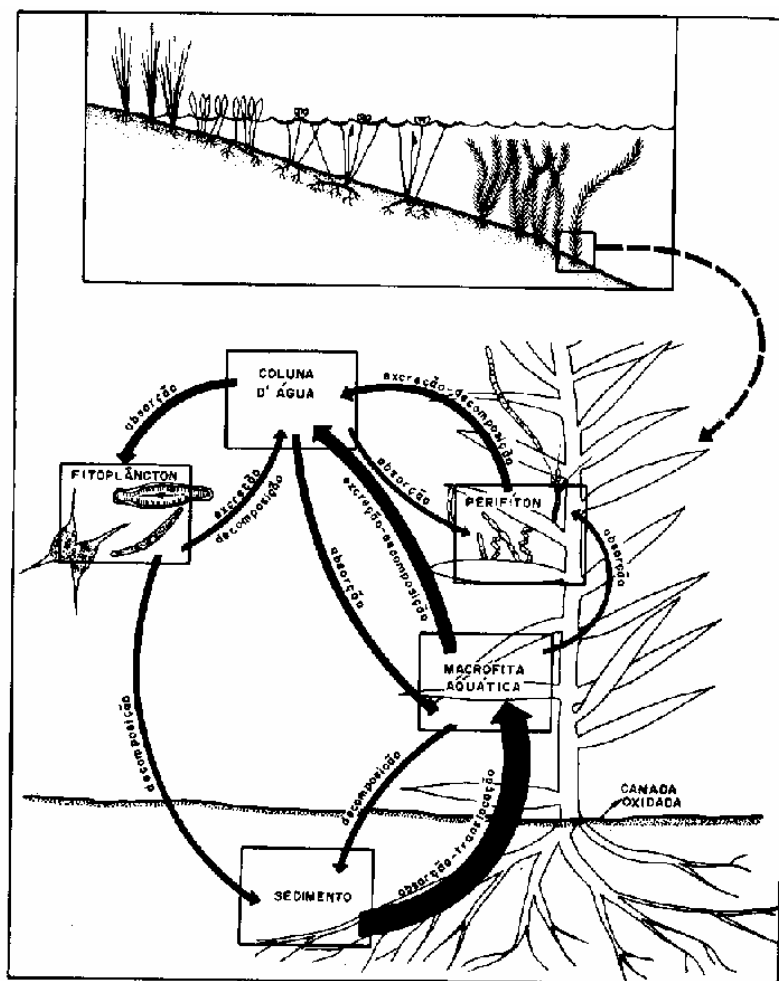


Fig. 20.5 Possíveis inter-relações entre macrófitas aquáticas, outras comunidades e com o meio ambiente. A espessura das setas indica a magnitude da inter-relação. Segundo ESTEVES & CAMARGO (1986a)

4) as comunidades de macrófitas aquáticas são de grande importância na cadeia de herbivoria e detritívora de muitas espécies de animais, tanto aquáticos como terrestres. Além disto, são utilizadas como substrato para a desova e como refúgio por vários organismos (MULLER-LLEBENAU, 1956; SCULTHORPE, 1985);

5) através da associação de macrófitas aquáticas com bactérias e algas perifíticas fixadoras de nitrogênio, estes vegetais desempenham importante papel na produção de nitrogênio assimilável. Em consequência, na maioria dos ecossistemas aquáticos continentais, a região litorânea é o compartimento com maiores taxas de fixação de nitrogênio (BRISTOW, 1974).

Com base no exposto acima, conclui-se que o estudo de macrófitas aquáticas no que diz respeito à sua produtividade primária, aproveitamento de biomassa pela fauna aquática e importância nos ciclos biogeoquímicos é hoje um problema central nas pesquisas limnológicas.

20.7. MACRÓFITAS AQUÁTICAS E ÁREAS ALAGÁVEIS

Atualmente, a maioria dos estudos sobre macrófitas aquáticas enquadra-se dentro da linha de pesquisa denominada “Ecologia de Áreas Alagáveis”, “Áreas Inundáveis”, “Ecologia de Terras Úmidas” ou “Ecologia de Brejos” (Wetland Ecology). Este fato é explicado por serem as comunidades de macrófitas aquáticas um dos principais componentes destes ecossistemas.

As áreas alagáveis, num passado não muito remoto, eram tidas como regiões não salubres, de difícil acesso e de difícil aproveitamento econômico. Em virtude disto permaneceram intactas, possibilitando, com isto, a preservação de suas características naturais.

Nos últimos anos foram realizadas inúmeras pesquisas ecológicas sobre áreas alagáveis. Destas, muitas foram efetuadas em regiões tropicais, onde são ainda encontradas extensas áreas que se enquadram nesta categoria. Na Europa, as áreas alagáveis são mais raras, visto que a maioria delas, localizada especialmente nos vales de inundação, desapareceu em consequência de obras de canalização, drenagem e aterros.

Em virtude da grande diversidade de ambientes que podem compor as áreas alagáveis, estas têm recebido as mais diversas definições, que variam em função do tipo de interesse: científico, econômico e até mesmo político; neste caso as definições são as mais abrangentes possíveis. A definição aceita pelo IBP é aquela proposta por WORTHINGTON (1976): áreas alagáveis são aquelas que se distinguem das áreas limnéticas (ou pelágicas) pela presença de macrófitas aquáticas emersas. Outra definição muito aceita foi proposta por DENNY (1985): uma área de vegetação que pode estar inundada permanente ou ser inundada sazonalmente. Para JUNK (com. pes.), áreas alagáveis são ecossistemas sujeitos a alagamentos periódicos, os quais selecionam adaptações nos organismos e nas comunidades aí existentes, tomando-as, muitas vezes, características para estes ambientes. Os alagamentos podem ser de curta ou longa duração e previsíveis ou imprevisíveis. Para maiores detalhes sobre definições e sobre sua ecologia, recomenda-se consultar DENNY (1985) e MITSCH & GOSSSELINK (1986).

As áreas alagáveis compreendem um grande número de ambientes naturais, que oferecem excelentes condições para o crescimento de macrófitas aquáticas. Entre estes ambientes podem ser citados: pântanos, brejos, banhados, turfeiras, margens de rios, riachos, regiões litorâneas de lagos e lagoas, lagos muito rasos e manguezais, etc.

Em regiões tropicais, as condições geológicas, hidrológicas e climáticas são favoráveis ao surgimento de áreas alagáveis. Calcula-se que ali existam 2.638 milhões de km², que correspondem a 11% de toda a área dos continentes que compreendem os trópicos (MITSCH & GOSSSELINK, 1986).

No Brasil, o estudo ecológico de áreas alagáveis toma-se um das tarefas mais importantes da Limnologia, visto que extensas regiões podem ser incluídas nesta categoria. Algumas regiões de áreas inundáveis mais importantes são: o Pantanal Matogrossense, formado principalmente durante o período de cheias do rio Paraguai, constituindo-se numa das maiores áreas inundáveis do mundo (cerca de 140.000 km², WILHELMY, 1957); a região amazônica (pelo menos 20% de toda bacia amazônica pode ser classificada como área alagável (JUNK & HOWARD-WILLIAMS, 1984); as áreas inundáveis formadas pelo rio Araguaia, especialmente na ilha do Bananal; o Banhado Grande (banhado é a denominação gaúcha para áreas alagáveis), que é formador do rio Gravataí (RS); Banhado do Taim na região das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul; a região da planície do Estado do Mato Grosso do Sul que é influenciada pelas cheias do rio Paraná e muitas outras. Calcula-se que no Brasil, cerca de 400.000 km² ou 5% do território são cobertos por áreas alagáveis (valores certamente subestimados).

Pesquisas sobre áreas alagáveis no Brasil são, não só necessárias, como de extrema urgência, visto que estas áreas estão submetidas a toda sorte de degradação e destruição pela utilização inadequada, principalmente através de projetos agropastoris e atividade de mineração.

Estas pesquisas possibilitarão fornecer os subsídios necessários para o manejo adequado, com conseqüente utilização racional destas áreas.

Considerando, portanto, a enorme área do território brasileiro formada por áreas alagáveis e a ausência quase total de lagos profundos (os mais profundos raramente ultrapassam 30 m de profundidade máxima), pode-se afirmar que a Limnologia no Brasil se constitui basicamente em uma “Limnologia de áreas alagáveis”.

20.8. ADAPTAÇÕES ANATÔMICAS E FISIOLÓGICAS DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS AO MEIO

Com o seu retorno do ambiente terrestre para o aquático, as macrófitas desenvolvem várias adaptações que lhes permitiram sobreviver neste novo meio. Estas adaptações foram tanto de natureza anatômica, como fisiológica, sendo menos evidentes entre as emersas, atingindo seu máximo entre as submersas. Isto significa dizer que existe um gradiente de adaptações das plantas anfíbias para as verdadeiramente aquáticas.

20.8.1. Principais Adaptações Anatômicas

Todas as estruturas responsáveis pela redução da transpiração nas plantas terrestres como cutícula e estômatos, perdem a sua função na maioria das macrófitas aquáticas. Esta adaptação é especialmente notória nas macrófitas submersas, nas quais a cutícula é muito reduzida e os estômatos são inexistentes ou não funcionais.

Os tecidos de sustentação (colênquima e esclerênquima) estão ainda presentes, sofrendo porém redução nas macrófitas flutuantes, com folhas flutuantes e notadamente nas submersas. Nas macrófitas submersas e com folhas flutuantes, a sustentação é feita pelo próprio meio (água) e pelo aerênquima (tecido esponjoso) que é nelas muito desenvolvido. Nas macrófitas aquáticas flutuantes, o turgor das células é o aerênquima assumem o principal papel na sua sustentação. Basta lembrar que mais de 70% do volume destas plantas é ocupado por ar. Embora apresentem colênquima e esclerênquima, estes são pouco desenvolvidos.

Desta maneira, pode-se considerar a redução do xilema e do grau de lignificação como as adaptações mais importantes das macrófitas aquáticas ao meio aquático. Além disto, observa-se em muitas macrófitas aquáticas, especialmente nas submersas, a concentração dos vasos condutores no cilindro central. Outra adaptação importante é a distribuição dos cloroplastos na epiderme superior, que possibilita entre outras vantagens maximizar o aproveitamento da radiação subaquática.

20.8.2. Principais Adaptações Fisiológicas

No meio aquático a difusão de oxigênio e gás carbônico é muito lenta, quando comparada com o ar (ver Cap. 10). Além disto, a concentração destes gases na água é muitas vezes inferior à do ar e pode sofrer grandes alterações

em curto período de tempo. Estas dificuldades são contornadas pelas macrófitas aquáticas, especialmente as submersas:

- 1) reduzindo a cutícula a uma fina camada

- 2) reduzindo a espessura da folha a três camadas de células;
- 3) armazenando no aerênquima os gases produzidos na fotossíntese e na respiração;
- 4) aumentando os espaços intercelulares nas folhas, caule e pecíolos. A presença de folhas dissecadas (partidas) em muitas espécies de macrófitas aquáticas submersas como *Myriophyllum sp* e *Ranunculus sp*, é uma forte indicação do aumento da superfície de contato com o meio, facilitando desta maneira a absorção de gases.

Discussão detalhada sobre as adaptações anatômicas e fisiológicas das macrófitas aquáticas pode ser encontrada na excelente obra de SCULTHORPE (1985).

20.9. BIOMASSA E PRODUTIVIDADE PRIMÁRIA DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS

20.9.1. Considerações Gerais

Estudos sobre a biomassa e a produtividade primária de macrófitas aquáticas são escassos, especialmente quando comparados com o número de pesquisas realizadas com a comunidade fitoplanctônica sobre o mesmo assunto. Este fato pode ser atribuído a duas causas principais: a idéia generalizada entre os limnólogos do passado de que o papel das macrófitas aquáticas em ecossistemas lacustres era insignificante e às dificuldades metodológicas na determinação da biomassa e em especial da produtividade primária dos diferentes grupos ecológicos.

Uma das primeiras pesquisas sobre biomassa de macrófitas aquáticas foi realizada por RICKETT (1922). Este aluno de Birge estudou espécies de macrófitas aquáticas nos lagos da região de Wisconsin (EUA), enfocando principalmente os aspectos quantitativos.

Desde o trabalho pioneiro de Rickett, até a década de 1960, pouco foi realizado no que diz respeito ao estudo das macrófitas aquáticas do ponto de vista da produtividade primária. Com a criação do Programa Biológico Internacional, no entanto, surgiram vários trabalhos em diferentes partes do mundo, evidenciando a alta produtividade primária das macrófitas aquáticas (WETZEL, 1964; BERNATOWICZ, 1969; DYKYJOVÁ, 1971; ESTEVES, 1979a; MENEZES et al., 1993, entre outros). Estes estudos mostraram que em certos lagos, notadamente os rasos, a contribuição de matéria orgânica pelas comunidades de macrófitas aquáticas é maior do que pela comunidade fitoplanctônica.

20.9.2. Métodos de Avaliação da Produtividade Primária

Enquanto que para a determinação da produtividade primária do fitoplâncton os métodos do oxigênio dissolvido e carbono radioativo (C-14) estão em adiantado estágio de aperfeiçoamento e são utilizados quase universalmente, para macrófitas aquáticas não existe nenhum método satisfatório para a avaliação de sua produtividade. Isto se deve entre outros motivos, à existência de diferentes grupos ecológicos de macrófitas aquáticas; que não permitem a aplicação do mesmo método indiscriminadamente.

Em macrófitas aquáticas de regiões temperadas, todos os indivíduos nascem na primavera, têm seu máximo de biomassa no verão e morrem no inverno. Deste modo, a determinação de sua produtividade é facilitada e o método mais utilizado é o da variação de biomassa. Por este método, a biomassa é determinada em dois períodos e a produtividade obtida

por diferença:

$$(B_2 - B_1) / (T_2 - T_1) = g \text{ PS } m^{-2} d^{-1}$$

onde B_2 e B_1 , correspondem aos valores obtidos para a biomassa nos períodos T_2 e T_1 , respectivamente. Este método tem sido utilizado por vários autores (BERNATOWICZ, 1960; DYKYOJÓVÁ, 1971; ESTEVES, 1979a).

O método do oxigênio dissolvido (frasco claro e escuro) tem sido utilizado por alguns autores para a determinação da produtividade de macrófitas aquáticas submersas (NYGAARD, 1958; WETZEL, 1964). Este método, embora simples, apresenta grandes dificuldades que levam a sérios questionamentos sobre os resultados. Entre estas dificuldades pode-se citar o armazenamento do oxigênio produzido pela fotossíntese no aerênquima (tecido muito abundante nas macrófitas aquáticas). Além disto, a remoção do vegetal do substrato natural ou alguma de suas partes para o frasco de incubação provoca sérios danos fisiológicos.

Para as macrófitas aquáticas tropicais dois métodos são os mais freqüentemente utilizados: o método do carbono radioativo, para as macrófitas aquáticas submersas (ESTEVES & MENEZES, 1992), e o método da determinação da biomassa em quadrados permanentes, aliado a tratamentos estatísticos (MATHEWS & WESTLAKE, 1969). O primeiro método foi utilizado nos trópicos por ESTEVES & MENEZES, (1992), que obtiveram resultados satisfatórios para a produtividade de *Utricularia breviscapa*. O segundo método, mais indicado para macrófitas aquáticas emersas, se baseia na determinação indireta da biomassa dos indivíduos incluídos no quadrado permanente. Estes têm suas variáveis biométricas determinadas (altura, diâmetro da folha, etc.) e através de expressões matemáticas, originadas a partir destes parâmetros aliados ao peso seco de indivíduos similares, coletados próximo ao quadrado permanente, obtém-se a biomassa em cada data de coleta. A partir deste valor calcula-se a produtividade para um determinado período.

20.9.3. Produtividade de Macrófitas Aquáticas nas Regiões Temperadas e Tropicais

Quanto à dinâmica da produtividade, observa-se grande diferença entre as espécies de regiões temperadas e tropicais. Na primeira, ocorrem estações climáticas bem delimitadas, com profundas implicações sobre a variação da biomassa e conseqüentemente sobre a produtividade no decorrer do ano. Em regiões tropicais, no entanto, a ausência de estações climáticas bem definidas, reflete-se numa pequena variação sazonal da biomassa das macrófitas aquáticas. Nestas regiões, os fatores mais determinantes na variação da produtividade são as estações de chuva e seca e as variações de nível d'água. Este último fator é de grande importância para ecossistemas lacustres como represas, lagos que têm comunicação com rios e as áreas alagáveis.

A Fig. 20.6 mostra os valores de biomassa, produtividade primária e de detritos (biomassa morta), assim como a evolução destes parâmetros ao longo de um período de vegetação, que corresponde geralmente ao período de primavera e verão em regiões de clima temperado.

Na primavera (abril e maio) surgem pequenos brotos a partir de rizomas. A intensa produção de biomassa "aerea", nesta fase, ocorre em função da grande quantidade de material acumulado nos rizomas e raízes (carboidratos, lipídeos e proteínas). Neste período a fotossíntese é realizada, em grande parte, pelo pequeno caule, que ainda dispõe de clorofila. Com a elevação da temperatura da água e o aumento da radiação solar, que se observa ao longo da primavera, inicia intenso desenvolvimento de folhas; quando são registrados os maiores valores de produtividade primária.

No verão, ocorre uma sensível redução na taxa de produtividade em relação à primavera, mas são registrados os maiores valores de biomassa (Fig. 20.6). A partir de agosto (meados do verão), inicia-se a formação de detritos, constituídos principalmente de folhas.

No outono ocorre a predominância da respiração e quando ocorre produtividade, esta apresenta valores muito baixos. Como consequência da redução drástica das taxas de produtividade, as macrófitas aquáticas, já em meados do outono, apresentam valores de produtividade negativos. No final desta estação, toda a comunidade está praticamente morta, ou seja, toda a biomassa é transformada em detritos, principal forma pela qual a biomassa de macrófitas aquáticas ou regiões temperadas participam do metabolismo destes ecossistemas lacustres.

A partir dos poucos trabalhos existentes (JUNK, 1970, 1983; MENEZES et al., 1993), pode-se inferir que a dinâmica de produção de biomassa em macrófitas aquáticas de regiões tropicais difere acentuadamente daquela das regiões temperadas. Para as macrófitas aquáticas de regiões tropicais, não se observa variação sazonal delimitada, como se pode observar para as espécies de regiões temperadas. Em regiões tropicais a variação de biomassa das comunidades de macrófitas aquáticas, muitas vezes é percebida somente através de métodos muito sensíveis. Ao contrário das espécies de regiões temperadas, cujos indivíduos crescem em quase sua totalidade ao mesmo tempo, em espécies de regiões tropicais o nascimento, crescimento e morte de indivíduos ocorrem em um processo contínuo durante todo o ano.

MENEZES et al., 1993, estudando três espécies de macrófitas aquáticas na represa do Lobo (SP), não detectou variação sazonal nítida nas espécies enraizadas no sedimento (*Pontederia cordata* e *Nymphoides indica*). Somente para a espécie submersa flutuante (*Utricularia breviscapa*) que, quanto ao habitat comporta-se como fitoplâncton, obteve indícios de variação sazonal, com máximo de produtividade na primavera-verão (época de maiores precipitações, radiação solar e temperatura) e mínima no outono-inverno.

Fatores ambientais, muitas vezes restritos a determinados ecossistemas lacustres tropicais, como flutuação brusca do nível d'água, são mais importantes na determinação da variação de produtividade de macrófitas aquáticas do que as mudanças de estações do ano. Este fenômeno foi claramente mostrado por MENEZES et al., (1993), que estudando a produtividade da macrófita aquática com folha flutuante *Nymphoides indica*, constatou reduções significativas na taxa de produtividade com o abaixamento do nível d'água (Fig. 20.7). Nesse estudo foi evidenciado que logo após o abaixamento do nível d'água, devido à ruptura da barragem da represa, observou-se uma redução de cerca de 85% e 90% de produtividade da folha e pecíolo, respectivamente.

Os poucos estudos sobre produtividade de macrófitas aquáticas tropicais, evidenciam que as gramíneas são as espécies mais produtivas (Tabela 20.4). Para a gramínea *Paspalum repens*, uma das macrófitas aquáticas mais

abundantes na região amazônica, JUNK (1970) encontrou durante a estação de crescimento, valores de produtividade de até 600g PS m² d⁻¹.

Tabela 20.4 - Biomassa e produtividade primária de algumas espécies de macrófitas tropicais (PS – peso seco).

Espécie	Biomassa g P.S.m ⁻²	Produtividade g P.S.m ⁻² d ⁻¹	Local/Autor
<i>Utricularia breviscapa</i>	11,2 - 20,9	0,16 - 2,57	Represa do Lobo (SP) MENEZES, 1984
<i>Nymphoides indica</i>	190,4 - 322,3	1,21 - 2,93	Represa do Lobo (SP) MENEZES, 1984
<i>Pontederia cordata</i>	634,9 - 1821,6	1,03	Represa do Lobo (SP) MENEZES, 1984
<i>Lepironia articulata</i>	-	2,11 - 4,89	Pântano Tasak Bera (Malásia)/IKUSIMA, 1978
<i>Paspalum repens</i>	-	200 - 600	Região Amazônica JUNK, 1970

20.9.4. Comparação Entre a Produtividade dos Diferentes Grupos Ecológicos

Muitos autores no passado (ver revisão bibliográfica em WESTLAKE, 1963; SCULTHORPE, 1985), concluíram a partir de simples observações no campo, portanto, subjetivamente, que as comunidades de macrófitas aquáticas são altamente produtivas. Com o surgimento de pesquisas de cunho experimental, ficou evidenciado, no entanto, que esta conclusão não é totalmente verdadeira. Estas pesquisas mostraram que somente algumas formas de vida como as macrófitas aquáticas emersas e algumas espécies de flutuantes apresentam valores de produtividade primária comparáveis às comunidades terrestres. Por outro lado, as macrófitas aquáticas submersas e com folhas flutuantes apresentam baixos valores de produtividade primária (Tabela 20.5).

Diferentes fatores são responsáveis pela alta produtividade das macrófitas emersas e flutuantes. Estes fatores podem atuar em conjunto ou, em certos casos, pode haver predominância de um ou de outro isoladamente. Dentre estes fatores podem ser destacados:

- 1) a eficiência da reprodução vegetativa na grande maioria das espécies;
- 2) absorção dos nutrientes, tanto através das folhas como das raízes, favorecida pela maior biomassa destas;
- 3) a forma das folhas e a sua distribuição no caule possibilitam que as macrófitas aquáticas emersas tenham maior eficácia no aproveitamento da radiação solar;
- 4) as macrófitas aquáticas emersas e flutuantes sofrem poucas perdas por herbivoria (consumo de biomassa por organismos herbívoros).

A baixa produtividade primária líquida das macrófitas aquáticas submersas e com folhas flutuantes deve-se, principalmente, à alta relação volume/peso seco, ao baixo desenvolvimento do sistema radicular, à menor disponibilidade de radiação solar (nas macrófitas aquáticas flutuantes nos primeiros estágios do seu desenvolvimento) e à excreção de parte do carbono fotossintetizado, que em algumas espécies pode chegar a 30% do carbono assimilado (SIEBURTH, 1969). Não menos importantes são as altas taxas de consumo da biomassa destes vegetais por organismos herbívoros, notadamente larvas minadoras.

Como pode ser observado na Tabela 20.5, as macrófitas aquáticas emersas de regiões tropicais são as comunidades que apresentam maiores valores de produtividade primária, superando os valores de produtividade da floresta tropical úmida. Significativamente menos produtivas são as macrófitas sub-mersas lacustres, cujos valores de produtividade primária são superiores apenas aos do fitoplâncton.

Tabela 20.5 - Produtividade primária anual de macrófitas aquáticas comparada com outras comunidades (segundo WESTLAKE, 1963).

Comunidade	Produtividade g mat. org. m ⁻² a ⁻¹	Variação g mat. org. m ⁻² a ⁻¹
Fitoplâncton (marinho e lacustre)	200	100 - 450
Macrófita submersa lacustre		
Região temperada	600	100 - 700
Região tropical	1.700	1.200 - 2.000
Macrófita submersa marinha		
Região temperada	2.900	2.500 - 3.500
Região tropical	3.500	3.000 - 4.000
Macrófita emersa lacustre		
Região temperada	3.800	3.000 - 4.500
Região tropical	7.500	6.500 - 8.500
Macrófita emersa marinha	3.000	2.500 - 3.500
Floresta temperada		
Decídua	1.200	900 - 1.500
Conífera	2.800	2.100 - 3.500
Floresta chuvosa	5.000	4.000 - 6.000

Os altos valores para a produtividade primária das macrófitas aquáticas emersas tomam-se ainda mais evidentes quando comparados àqueles obtidos para as macrófitas aquáticas submersas e com folhas flutuantes do mesmo lago (Tabela 20.6). No lago Schüh (Alemanha), onde estudos desta natureza foram realizados (ESTEVEZ, 1979a), a produtividade das macrófitas emersas, com base na concentração de carbono, foi 3,2 vezes maior do que a obtida para as macrófitas submersas. As macrófitas aquáticas com folhas flutuantes, por outro lado, apresentaram produtividade intermediária. Geralmente em ecossistemas lacustres, onde as macrófitas aquáticas são responsáveis pela maior parte da produtividade primária, observa-se na sua composição a predominância de macrófitas aquáticas emersas.

A produtividade das macrófitas submersas apresenta grande variação interespecífica, como pode ser observado na Tabela 20.7. Os valores obtidos para macrófitas aquáticas submersas marinhas são significativamente superiores aos obtidos para as espécies lacustres. Para *Laminaria sp* da costa atlântica do Canadá, MANN (1972) encontrou valores de produtividade anual que correspondem aproximadamente 20 vezes ao maior valor obtido para macrófitas aquáticas submersas de ambientes lacustres.

20.10. BIOMASSA DE RIZOMAS E RAÍZES DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS

EDWARDS & OWES (1960) e FORSBERG (1960) são de opinião que no cálculo da

biomassa total de macrófitas aquáticas, a biomassa de rizomas e raízes (biomassa subterrânea) pode ser desprezada. No entanto, pesquisas mais recentes mostraram que em certas macrófitas aquáticas, notadamente as emersas, a biomassa subterrânea pode corresponder até 60% da biomassa total (DYKYJO VÃ, 1971; ESTEVES, 1979a). Para efeito do cálculo da biomassa total, somente as macrófitas aquáticas submersas podem ter o valor de sua biomassa subterrânea desprezada, pois, via de regra, apresentam sistema radicular pouco desenvolvido.

Dados sobre a biomassa e produtividade de raízes e rizomas de macrófitas aquáticas são raros. Este fato deve-se principalmente às grandes dificuldades metodológicas de coleta e de determinação da produtividade.

As raízes e rizomas de macrófitas aquáticas têm importante papel no fluxo de energia do sedimento, conseqüentemente para a cadeia alimentar dos organismos bentônicos. Isto porque estas estruturas, além de apresentarem alta taxa de reciclagem, excretam grande quantidade de compostos orgânicos para o sedimento, que são utilizados principalmente pelas bactérias.

Tabela 20.7 - Comparação entre a produtividade anual de algumas espécies de macrófitas aquáticas marinhas, com a de macrófitas aquáticas de água doce.

Comunidade/lago ou mar	Produtividade g C m ⁻² a ⁻¹	Autor
<i>Laminaria</i> (Oceano Atlântico, Canadá)	1750	MANN, 1972
<i>Thalassia</i> (Oceano Atlântico, Canadá)	900	JONES, 1968; MANN, 1972
<i>Zostera</i> (Mar do Norte, Dinamarca)	340	PETERSEN, 1912; in MANN, 1972
Represa Ivankovskoje (URSS)	87	RASPOPOV, 1971
Lago Schödh (Alemanha)	83	ESTEVES, 1979a
Lago Marion (Canadá)	52	DAVIES, 1970
Represa Volgogradskoje (URSS)	42	RASPOPOV, 1971
Represa Ladoga (URSS)	16	RASPOPOV, 1971
Lago Borax (EUA)	1,2	WETZEL, 1964

DAHLMAN (1968) mostrou que gramíneas aquáticas podem excretar cerca de 48% do carbono armazenado nas raízes e rizomas.

Em regiões temperadas, a biomassa subterrânea de macrófitas aquáticas sofre variação sazonal bem delimitada, como mostra a Fig. 20.6. A partir da primavera até o início do verão observa-se um decréscimo da biomassa subterrânea, que é conseqüência do fornecimento de carboidratos e outros compostos energéticos para síntese da biomassa "aérea". Cessada esta fase, ocorre forte aumento da biomassa aérea, que pode, em algumas espécies, ser interrompido pelo processo de floração. Este é um processo que demanda muita energia e para o qual as raízes e rizomas têm importante papel. No outono é detectado o maior valor para a biomassa subterrânea de macrófitas aquáticas de regiões temperadas.

Os escassos dados disponíveis sobre a biomassa subterrânea de macrófitas aquáticas tropicais não permitem conclusões definitivas sobre possíveis variações sazonais. MENEZES et al., 1993, mostrou variações da biomassa subterrânea de *Nymphoides* e *Pontederia* que no entanto não estão relacionadas às estações do ano. Para *N. indica*, os valores para biomassa de raízes e rizomas variam de 16,2 a 115,1 e 10,6 a 47,3 g PS m², respectivamente. Já para *P. cordata*, os valores foram significativamente mais altos: raízes 98,5 a 842,6 g PS m² e rizomas 97,8 a 414,3 g PS m².

A relação biomassa aérea/biomassa subterrânea é um importante fator no cálculo da biomassa total de macrófitas aquáticas. Os dados existentes são na sua grande maioria de macrófitas aquáticas emersas, e para estas espécies, a maioria dos autores tem encontrado uma

relação de 1:2. No entanto, durante algumas épocas do período vegetativo em regiões temperadas, esta relação pode chegar até 1:25 (ESTEVEES, 1979a). MENEZES et al., 1993, encontrou para as macrófitas aquáticas tropicais *A. indica* e *P. cordata* valores de até 1:5 e 1:1,3 respectivamente.

Em geral, têm-se observado que a produtividade de macrófitas submersas é maior em lagos oligotróficos. Este fato, aparentemente, parece ser contraditório, devendo, no entanto, ser justificado pela melhor disponibilidade de luz nestes ambientes. Além disso, as macrófitas aquáticas submersas podem suprir suas necessidades nutricionais a partir do sedimento, que mesmo em lagos oligotróficos são mais ricos em nutrientes do que a coluna d'água.

20.11. COMPARAÇÃO ENTRE A PRODUTIVIDADE DE MACROFITAS AQUÁTICAS, FITOPLÂNTON E PERIFITON

Estudos comparativos sobre a produtividade primária de macrófitas aquáticas, fitoplâncton e perifiton no mesmo ecossistema, mostraram grandes diferenças quanto à taxa de produtividade destas comunidades. Em geral as comunidades de macrófitas aquáticas são as que apresentam os maiores valores de produtividade primária. Para a represa do Lobo (SP), os resultados até agora obtidos permitem concluir que a comunidade de macrófitas aquáticas, considerando somente as principais espécies, juntamente com a perifítica, são responsáveis por cerca de 96,2% da produtividade primária total deste ecossistema. Valores ainda mais significativos foram obtidos no lago Marion (Canadá), onde a produtividade da comunidade de macrófitas aquáticas e perifíticas corresponde a 98,3% da produtividade primária total (Tabela 20.8). Nestes casos a região litorânea deve ser encarada como o compartimento mais importante do ecossistema lacustre, interferindo decisivamente no metabolismo de todo o ecossistema.

20.12. IMPORTÂNCIA DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS NA FORMAÇÃO DE DETRITOS ORGÂNICOS

A biomassa das macrófitas aquáticas pode participar do metabolismo dos ecossistemas lacustres das seguintes maneiras:

1) através da cadeia de herbivoria. Neste caso, as espécies de macrófitas submersas e com folhas flutuantes são as mais importantes, visto que até 10% de sua biomassa podem ser consumidos por herbívoros (ESTEVEES, 1979a).

2) através da cadeia de detritos dissolvidos ou particulados (WETZEL et al., 1972).

Os detritos dissolvidos são formados por substâncias que podem ser excretadas ativamente durante o crescimento do vegetal, ou liberadas através de processos autolíticos que ocorrem predominantemente na fase senescente. Os detritos particulados (todos os compostos maiores do que 45 μ m) constituem, no entanto, a principal forma pela qual a biomassa das macrófitas aquáticas participa do metabolismo dos ecossistemas lacustres. Segundo ESTEVEES (1979a), no outono, no lago Schöh (Alemanha), cerca de 85% da produção anual das macrófitas submersas e com folhas flutuantes entram para a cadeia de detritos.

Nos detritos particulados oriundos das macrófitas aquáticas estão estocadas grandes quantidades de nutrientes orgânicos e inorgânicos. Estes nutrientes são liberados para o meio através de processos de solubilização ou de decomposição, sendo este último caracterizado por três fases bem distintas (ESTEVEES & BARBIERI, 1983) (Fig. 20.8):

A primeira fase distingue-se por um intenso processo de liberação da fração solúvel, que

é composta principalmente de carboidratos e compostos aromáticos, fosfato solúvel, potássio, etc. Nesta fase, ocorre a predominância de processos físicos e químicos;

Na segunda fase, ocorre a colonização do detrito particulado por microorganismos. Esta colonização se dá segundo uma sucessão ecológica bem definida (OLÁH, 1972). Primeiramente instalam-se pequenas bactérias em forma de bastonetes, que são sucedidas por pequenas bactérias em forma de cocos e finalmente por bactérias do grupo das mixobactérias e cocos grandes. Nesta fase predominam processos biológicos (enzimáticos);

Na terceira fase do processo de decomposição, os organismos detritívoros são os mais importantes. Estes ingerem o detrito colonizado por microorganismos, parte do qual é transformado em biomassa animal e outra é excretada sob a forma de fezes. Estas são compostas principalmente por celulose, lignina e hemicelulose, que são novamente colonizadas por bactérias e fungos, reiniciando o processo. Como resultado, observa-se redução gradativa do tamanho do detrito, até sua decomposição total ou parcial. Neste último caso, restam produtos de difícil degradação, como a lignina, que irá fazer parte do sedimento permanente.

Os detritos particulados originados de macrófitas aquáticas desempenham um importante papel na cadeia detritívora tanto na região litorânea como na limnética, para onde são transportados pelas correntes internas. Quando em quantidades significativas, podem influenciar decisivamente a distribuição de certos organismos no ecossistema lacustre. Como exemplo, podem ser citados alguns grupos de organismos zooplânctônicos detritívoros que são encontrados predominantemente na região litorânea. Neste caso, inclui-se o *Argyrodiaptomus furcatus*, que na represa do Lobo (SP) é encontrado em maior número na região litorânea ou próximo a ela (ROCHA et al., 1982).

De grande significado funcional para o ecossistema aquático continental são as alterações na composição química do detrito particulado que ocorrem durante o processo de decomposição. Dentre estas alterações, o aumento na concentração de nitrogênio é uma das mais importantes (Fig. 20.9). Este aumento se deve ao alto teor de nitrogênio das bactérias, fungos, diatomáceas perifíticas e da microfauna que colonizam os detritos. Em consequência da colonização destes organismos, o teor de nitrogênio pode alcançar 200% do valor inicial (ESTE VES & BARBIERI, 1983). O resultado final é uma elevação considerável do valor nutritivo do detrito, o que é fundamental para o seu aproveitamento pelos organismos detritívoros, evidenciando por OLÁH (1972). Este autor constatou que uma espécie de gastrópodo, ao ingerir detrito de macrófita aquática, cujo teor de nitrogênio era de 0,3%, eliminou fezes com um teor de 0,02%. Após três dias, o teor de nitrogênio das fezes aumentou para 1,7%, o que significa um aumento de 85 vezes o teor de nitrogênio original.

20.13. MACRÓFITAS AQUÁTICAS: PAPEL NA ESTOCAGEM E CICLAGEM DE NUTRIENTES

20.13.1. Concentração de Nutrientes na Biomassa

Estudos sobre a variação mensal ou sazonal da composição química de macrófitas aquáticas têm mostrado que, com relação a alguns elementos como fósforo, nitrogênio e compostos como carboidratos, proteínas e lipídios, as concentrações variam constantemente (BARBIERI, 1984). Estas variações estão ligadas à dinâmica da comunidade de macrófitas aquáticas, à disponibilidade de nutrientes do meio e a fatores climáticos, que possibilitem estocá-los, metabolizá-los, translocá-los ou mesmo excretá-los para o meio ambiente.

Existe grande diferença com relação à concentração de nutrientes na biomassa de

macrófitas aquáticas de regiões temperadas e de regiões tropicais. Nesta última, a ausência de estações climáticas bem definidas faz com que a dinâmica da comunidade seja bem característica: nascimento e morte constante de indivíduos. Este fenômeno faz-se refletir nitidamente na dinâmica dos componentes químicos.

Tomada como exemplo a concentração de fósforo em uma população de macrófitas aquáticas de região temperada (*Lysimachia thyriflora*), (ESTEVES, 1979a) e em uma região tropical (*Nymphoides indica*), (BARBIERI, 1984), pode-se observar que na primeira população ocorre redução contínua na concentração durante o período vegetativo, enquanto na população tropical as alterações são muito reduzidas (Fig. 20.10).

Em regiões temperadas, na primavera (abril-maio), dá-se o surgimento de novos indivíduos a partir de rizomas. Estes indivíduos caracterizam-se por um intenso metabolismo e têm, neste período, suas necessidades nutricionais garantidas a partir das reservas estocadas nos rizomas. O fornecimento de nutrientes como, por exemplo, o fósforo, a partir de rizomas e do meio exterior (água e sedimento) não acompanha o intenso aumento de biomassa. Como consequência, observa-se uma redução da concentração de fósforo na população, muito embora se observe um aumento do estoque, caso se tome como base a unidade de área como metro quadrado. Este fenômeno é denominado de efeito de diluição (LARCHER, 1976).

Como o crescimento de macrófitas aquáticas de regiões tropicais é contínuo, observa-se um equilíbrio entre ganho e perda de nutrientes da comunidade.

A variação de concentração de N, P, K, Ca e Mg em *Nymphoides indica* e *Pontederia cordata* na represa do Lobo (SP) foi pesquisada por BARBIERI (1984) durante um ano. Esta pesquisa mostrou que os valores se mantêm constantes para P, K, Ca e Mg nas duas espécies. Somente para o nitrogênio, especialmente em *N. indica*, observou-se aumento de concentração a partir de setembro. A explicação para este fato reside no surgimento de folhas e pecíolos novos (consequência da ruptura de parte da barragem em agosto). Já no mês de setembro surgiu grande número de novos indivíduos de *N. indica* (forma terrestre), ricos em compostos nitrogenados.

A comparação entre a composição química das várias estruturas das macrófitas aquáticas evidencia grandes diferenças nas suas concentrações de nutrientes (Tabela 20.9). Geralmente as maiores concentrações são obtidas nas partes da planta de maior metabolismo, como a folha e a flor. No caso de *N. indica*, BARBIERI et al. (1984) encontraram nas folhas e flores, valores para a concentração de fósforo significativamente superiores às demais estruturas. Considerando a média anual, a concentração de fósforo na flor de *N. indica* foi aproximadamente 3 vezes o valor encontrado para a raiz.

20.13.2. Estoque de Nutrientes na Biomassa

O estoque de nutrientes, refere-se à quantidade de cada elemento acumulada por unidade de área. Através do cálculo do estoque de um determinado nutriente, na biomassa “aérea” de macrófitas aquáticas, pode-se avaliar a contribuição destes vegetais para a ciclagem de nutrientes na coluna d’água. Em regiões temperadas, os valores para o estoque apresentam enormes variações durante o período de crescimento. Este fato é consequência da grande variação de biomassa observada nas macrófitas aquáticas destas regiões, fator primordial na determinação do nível de estocagem de nutrientes. Para as macrófitas aquáticas tropicais, os valores, em geral, não apresentam variações significativas durante o ano. Exceção deve ser feita nos casos em que ocorre grande variação de biomassa, decorrente de variações abruptas das condições ambientais como a variação do nível d’água ou em virtude de herbivoria intensa. Este foi o caso de *N. indica* estudada por BARBIERI (1984) e MENEZES (1984). Nesta espécie foi constatado que, embora a concentração percentual de nitrogênio no mês de setembro tenha

sofrido significativo aumento, o estoque (gN m^{-2}) continuou o mesmo. Este fato pode ser explicado pela acentuada redução de biomassa, observada no mês de setembro.

Em certos ecossistemas lacustres densamente colonizados por macrófitas aquáticas, a maior parte dos nutrientes está acumulada na biomassa destas plantas. Neste caso, estas comunidades controlam os padrões de ciclagem de nutrientes nestes ecossistemas. No lago Schöh (Alemanha), ESTEVES (1979b) mostrou que de todo o fósforo do sistema, excluindo o sedimento, 57% estavam estocados na biomassa das macrófitas aquáticas, 42% na biomassa do fitoplâncton e 1% na água. Quanto ao nitrogênio, os valores foram: 59% nas macrófitas aquáticas, 31% no fitoplâncton e 2% na água. Estes valores são ainda mais surpreendentes considerando-se que somente 1,4% da área do lago são cobertos por macrófitas aquáticas.

20.13.3. *Decomposição da Biomassa como Fonte de Nutrientes*

A decomposição da biomassa é o principal processo pelo qual as macrófitas aquáticas fazem retornar à circulação os nutrientes acumulados. A liberação da maior parte dos nutrientes ocorre na primeira fase da decomposição, quando predominam os processos físicos e químicos. Após esta fase resta somente a parcela de nutrientes que faz parte da composição estrutural do detrito (Fig. 20.11). Aqueles nutrientes que se encontram na célula, principalmente sob a forma iônica como, por exemplo, o potássio, são liberados em poucos dias, ou mesmo horas, para a coluna d'água.

A morte quase total de biomassa "aérea" de *N. indica* e parcial de *P. cordata* em agosto de 1980 na represa do Lobo (BARBIERI, 1984), possibilitou o cálculo da quantidade de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio estocada em toda a biomassa de detrito (Tabela 20.10). Estes dados mostram a quantidade destes elementos que são potencialmente disponíveis para a coluna d'água.

Em lagos de regiões temperadas, grande quantidade de nutrientes pode ser liberada para a coluna d'água a partir do início do outono, quando ocorre a morte da parte aérea da maioria das macrófitas aquáticas. Já em ecossistemas lacustres tropicais, este processo é contínuo e ocorre durante todo o ano, uma vez que as condições climáticas, especialmente a temperatura, são favoráveis. Em alguns destes ecossistemas, a decomposição de macrófitas aquáticas é capaz de liberar quantidades tão elevadas de nutrientes que quimicamente a região litorânea torna-se diferenciada da região limnética. Como exemplo deste caso, pode ser citada a represa do Lobo (SP), com valores de nutrientes da água da região litorânea significativamente superiores aos da região limnética (Tabela 20.11). Mesmo considerando que na região litorânea deste ecossistema desembocam dois rios, pode-se assumir com base na baixa concentração de nutrientes de suas águas (MORAES, 1978) e no estoque de nutrientes das macrófitas aquáticas, que a decomposição de sua biomassa é o principal processo responsável pela elevada concentração de nutrientes na região litorânea (ESTEVES & BARBIERI, 1983).

20.14. **RELAÇÃO ENTRE ESTADO TRÓFICO E A BIOMASSA DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS**

Ao contrário do fitoplâncton, não se observa frequentemente relação entre a biomassa de macrófitas aquáticas e o estado trófico de lagos (oligotróficos, mesotróficos e eutróficos). Com relação às macrófitas aquáticas, o mais provável é a existência de uma relação inversa: quanto mais eutrofizado for o ecossistema lacustre, menores serão os valores de biomassa das

macrófitas aquáticas. Isto decorre do fato de que em lagos eutróficos, as condições nutricionais favorecem o crescimento de densas populações das algas, especialmente algas filamentosas, que reduzem a penetração da luz, a ponto de impedir o crescimento das macrófitas enraizadas no sedimento.

Outro fator importante para justificar a pouca relação entre os valores de biomassas e o teor de nutrientes da água (estado trófico) é o fato de que as macrófitas aquáticas enraizadas têm no sedimento lacustre uma fonte praticamente inesgotável de nutrientes, o que possibilita a estes vegetais crescerem sem a dependência da coluna d'água em termos de nutrientes. Neste fenômeno reside, provavelmente, a explicação para o fato de que em lagos oligotróficos americanos, as comunidades de macrófitas aquáticas apresentam maiores valores de biomassa do que em lagos eutróficos (BOYD, 1971).

Em lagos que se encontram em adiantado estágio de eutrofização artificial ocorre um outro fator fundamental na redução da biomassa de macrófitas aquáticas enraizadas: a produção de gás sulfídrico e metano no sedimento. Estes gases são extremamente tóxicos e provocam a morte das raízes.

20.15. EMPREGO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS NO CONTROLE DE POLUIÇÃO E EUTROFIZAÇÃO artificial.

20.15.1. Controle de Poluição

A possibilidade de se empregar macrófitas aquáticas como meio de reduzir a concentração de compostos orgânicos, metais pesados, fosfato e compostos nitrogenados, assim como o crescimento de bactérias patogênicas de efluentes domésticos e industriais tem sido muito discutida nos últimos anos (ver revisão bibliográfica em GODFREY et al., 1985).

Após vários anos de pesquisa SEIDEL (1966), considerada a pioneira nesta área, mostrou que *Scirpus lacustris*, uma macrófita aquática emersa, é capaz de absorver quantidades significativas de compostos orgânicos do meio, e, dentre estes, o pentaclorofenol. Este composto tem-se evidenciado tóxico para bactérias, algas, fungos e insetos. Para peixes torna-se letal quando atinge concentrações de 0,2 - 0,45 mg e^{-} , em exposições de 3 a 4 horas (STEINBERG & MELZER, 1982). Em exposições experimentais, SEIDEL (1966) obteve valores de eliminação de pentaclorofenol de até 960 mg $m^2 d^{-1}$. Outras espécies de macrófitas aquáticas como *Juncus maritimus* e *J. effusus*, também mostraram altas taxas de eliminação de pentaclorofenol (SEIDEL, 1973).

Eichhornia crassipes é uma das macrófitas aquáticas que tem sido objeto de vários estudos neste sentido, JORGA et al. (1979), pesquisando esta espécie, obtiveram valores de absorção de fenóis correspondentes a 100 mg de fenóis por planta, durante 72 horas. Estes autores calcularam que um hectare de *E. crassipes* é capaz de absorver 160 kg de fenóis dentro de um período de 72 horas. A capacidade de eliminar poluentes do meio aquático pelas macrófitas tem sido contestada por alguns autores. FELGNER & MEISSNER (1967), por exemplo, concluíram que a eliminação de fenóis não ocorre através de *S. lacustris*, mas sim por meio de suas bactérias perifíticas.

No que diz respeito à eliminação de metais pesados do ambiente aquático, SEIDEL (1973) obteve altas taxas de absorção de cobre, chumbo, manganês e zinco através de *S. lacustris*. Outras macrófitas aquáticas têm sido utilizadas com esta finalidade como, por exemplo, *E. crassipes*. Dada a rápida complexação de metais à matéria orgânica e sua posterior precipitação, em forma particulada, é de se esperar que as macrófitas enraizadas no sedimento sejam mais eficazes na eliminação de metais do que as flutuantes.

Para eliminação de metais pesados de efluentes, melhores resultados têm sido obtidos quando estes já foram submetidos ao tratamento secundário. Segundo JORGA et al. (1979), um grama de biomassa seca de *E. crassipes* é capaz de absorver 0,67 mg de cádmio e 0,5 mg de níquel. Cálculos destes autores mostraram que num período de 24 horas, um hectare desta espécie pode absorver 300 g de cádmio e níquel. Em qualquer caso, a absorção de metais pesados pelas macrófitas aquáticas não significa que estes foram eliminados da ciclagem do ecossistema, uma vez que quando a biomassa for decomposta, estes elementos tornam-se novamente disponíveis. A absorção de metais pesados pelas macrófitas aquáticas, pode ser encarada como uma alternativa para a eliminação destes elementos do meio aquático, desde que os vegetais sejam continuamente retirados e substituídos por outros ainda não contaminados. Com a utilização de macrófitas aquáticas para a eliminação de metais pesados do meio aquático, faz-se na realidade a transferência do problema para o ecossistema terrestre.

Outro aspecto importante é o papel das macrófitas aquáticas na eliminação de bactérias patogênicas. Uma das pesquisas mais importantes nesta área foi desenvolvida por SEIDEL (1966). Esta autora, trabalhando com diferentes espécies, obteve valores para a eliminação de colônias destes organismos de até 90% em 24 horas (Tabela 20.12). Segundo SEIDEL o processo de excreção de compostos orgânicos pelas raízes das macrófitas aquáticas, que possuem efeitos bactericidas, deve ser considerado como o principal fator na eliminação de colônias patogênicas.

20.15.2. Controle da Eutrofização Artificial

Vários autores têm mostrado a possibilidade da utilização de macrófitas aquáticas na eliminação de compostos ligados a processos de eutrofização como fosfato, amônia e nitrato (WHIGHAM & SIMPSON, 1976; JORGA et al. 1979; entre outros). No entanto, muitas das conclusões sobre o assunto, baseiam-se somente em observações ou em dados não substantiados experimentalmente. Assim, estudos mais completos que envolvam sobretudo aspectos fisiológicos das macrófitas aquáticas são de fundamental importância para a compreensão do seu papel na eliminação destes compostos.

SCHWOERBEL (1968), estudando *Callitriche hamulata*, mostrou que esta espécie de macrófita aquática é capaz de reduzir em 6 horas cerca de 60% da concentração de fosfato de uma solução contendo esgoto doméstico diluído (Fig. 20.12). Após este período, surge o chamado efeito de “saturação”. Este consta da redução da taxa de absorção devido à alta concentração de fosfato nas células e, em consequência, a planta não é mais eficaz na eliminação de fosfato. Outra constatação importante de Schwoerbel foi o fato de que, neste processo, as algas perifíticas têm maior importância do que a própria macrófita aquática. Este autor concluiu que para a utilização de macrófitas aquáticas na eliminação de fosfato e amônia, os seguintes aspectos devem ser considerados:

1) a absorção de fosfato e amônia é um processo dependente da temperatura. Para macrófitas aquáticas de regiões temperadas o ótimo de absorção ocorre por volta de 20°C (SCHWOERBEL, 1968). Desta maneira, em período de temperaturas extremas, não ocorre absorção e, quando ocorre, é muito reduzida. Em consequência deste fenômeno, durante o inverno em regiões frias, a eliminação de fosfato e amônia por meio de macrófitas aquáticas é muito reduzida;

2) a capacidade de absorção é reduzida com o aumento de concentração de fosfato nos tecidos. Este fenômeno evidencia a capacidade de saturação do vegetal. Em termos práticos, significa dizer que as macrófitas aquáticas absorvem fosfato e amônia até atingirem seu ponto de saturação, após o qual estes compostos não são mais absorvidos;

3) como é aceito por grande número de pesquisadores, como SCULTHORPE (1985), as macrófitas aquáticas apresentam ritmos diários de excreção de fosfato. Deste modo, parte do fosfato assimilado é devolvida ao meio através de exsudatos orgânicos excretados ativamente;

4) não menos importante é a alta taxa de mortalidade de indivíduos e/ ou de partes destes, que são submetidos a processos de decomposição, liberando a maior parte de fosfato em poucas horas;

5) a absorção do fosfato pelas macrófitas aquáticas é um processo lento quando comparado com a alta disponibilidade destes elementos em ambientes poluídos ou submetidos à eutrofização artificial.

Os altos custos para a eliminação de fosfato do meio aquático, através de processos químicos, levam logo a sugerir o emprego de macrófitas aquáticas com esta finalidade, uma vez que, além dos baixos custos, este processo faz parte da dinâmica natural dos ecossistemas aquáticos. No entanto, para o seu emprego, deve-se levar em consideração os cinco fatores acima mencionados. Além disto, deve-se considerar que as macrófitas aquáticas não são capazes de produzir a quantidade de biomassa necessária para eliminar toda a carga de nutrientes que chegam aos corpos d'água. Para o lago Constance. ELSTER (1960) calculou que em 3.000 m² cobertos por espécies do gênero *Potamogeton*, uma macrófita aquática submersa, há somente 3 kg de fosfato armazenados. Esta quantidade chega ao lago em apenas 20 minutos. Desta maneira, as macrófitas aquáticas não devem ser encaradas como solução eficaz e definitiva no controle da eutrofização artificial. Somente em alguns casos particulares seu papel na deseutrofização de lagos pode ser importante.

20.16. CONTROLE DA POPULAÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS

20.16.1. O Crescimento Excessivo de Macrófitas Aquáticas

Em vários países, o crescimento excessivo de macrófitas aquáticas tem trazido inúmeros problemas. Entre estes destacam-se: impedimento da navegação, obstrução ou redução do fluxo de entrada de água nas turbinas de hidroelétricas, criação de condições para o crescimento de mosquitos e caramujos transmissores de doenças como malária e esquistossomose e redução da concentração de oxigênio do meio. Geralmente, o aumento excessivo de indivíduos de uma população de macrófitas aquáticas deve-se a dois fatores principais: à falta de predadores e ao aumento do nível de eutrofização do ambiente (aumento da oferta de fosfato e compostos nitrogenados). As macrófitas aquáticas mais freqüentemente associadas a problemas de superpopulação são: *Eichhornia crassipes*, *Salvinia molesta*, *Elodea canadensis*, *Pistia stratiotes* e *Ceratophyllum demersum*.

Em muitos casos, os prejuízos causados pelo crescimento excessivo de macrófitas aquáticas (este fenômeno é conhecido em inglês por “waterweeds”) são de tal ordem, que se torna imperioso o controle de sua população. Para tanto, três métodos básicos são disponíveis atualmente: métodos mecânicos, químicos e biológicos. Em muitos casos, é necessário o emprego de um ou mais métodos simultaneamente. Maiores informações sobre métodos de controle de macrófitas aquáticas, consultar a excelente obra de GANGSTAD (1986).

20.16.2. Formas de Controlar o Crescimento Excessivo

20.16.2.1. Controle mecânico

Os métodos mecânicos variam desde a retirada manual das macrófitas aquáticas do ambiente, até o emprego de sofisticadas máquinas construídas especialmente para este fim. A retirada manual é eficiente no caso de pequenos ambientes e é realizada geralmente por pescadores, pois estes profissionais vêem no crescimento excessivo de macrófitas aquáticas uma fonte segura de redução de produtividade pesqueira. Nestes casos, as macrófitas flutuantes são de grande importância, pois reduzem fortemente a concentração de oxigênio por impedirem a troca de gases da atmosfera com a água, e por promoverem o consumo de grande parte ou da totalidade deste oxigênio dissolvido na água quando da decomposição de sua biomassa. Em alguns casos, as macrófitas aquáticas impedem até mesmo a instalação de redes e o lançamento de tarrafas.

Entre as máquinas existentes para o controle mecânico de macrófitas aquáticas, podem ser citadas aquelas que trabalham dentro d'água, como as dragas e aquelas que atuam a partir das margens, como tratores adaptados com garras especiais. As duas principais desvantagens do emprego destes equipamentos são os seus altos custos e o fato de que a retirada é geralmente imperfeita, ocorrendo normalmente a reinfestação, a partir dos rizomas ou outras partes da planta que permanecem no ambiente.

Em condições normais a retirada da biomassa das macrófitas aquáticas de um ecossistema lacustre não é desejada. Isto porque, como já mencionado, estes vegetais desempenham importante papel, como meio de nutrição, abrigo e suporte para desova de várias espécies de animais aquáticos.

20.16.2.2. Controle químico

O controle químico de macrófitas aquáticas tem sido realizado basicamente através do emprego de herbicidas. Este método, embora muito empregado, traz grandes prejuízos ao meio ambiente, decorrentes de sua pouca seletividade. Assim, sua atuação restringe-se não somente sobre uma macrófita aquática específica, mas sobre toda a biota aquática e, em muitos casos; até sobre a terrestre. O fitoplâncton e a fauna, especialmente os peixes e aves aquáticas, são os mais afetados. Não se deve negligenciar ainda os efeitos sobre o homem como sendo o último nível trófico de grande maioria das cadeias alimentares aquáticas.

Os componentes químicos mais utilizados são: solventes aromáticos, acroleína, sulfato de cobre, arsenato de sódio e vários outros conhecidos quase que exclusivamente pelo nome comercial. A aplicação de herbicidas é geralmente realizada por meio de aviões e sob a forma líquida.

Os defensores do emprego de herbicidas mostram as seguintes vantagens: fácil aplicação, efeitos rápidos e apontam, sobretudo, o seu baixo custo (mais barato do que o emprego de máquinas). Geralmente cita-se a sua “baixa” toxicidade ao homem e outros animais homeotérmicos como sendo um dos aspectos mais vantajosos deste método.

20.16.3. Controle Biológico

Do ponto de vista do meio ambiente, o controle biológico é o mais recomendável, pois está inserido dentro da dinâmica natural dos ecossistemas. Além disto, possibilita a transformação da biomassa de macrófitas aquáticas em biomassa animal através da cadeia alimentar, podendo consensualmente ser aproveitada pelo homem.

Existem várias espécies de animais que são utilizadas no controle biológico de macrófitas aquáticas. Para este fim, o primeiro animal a ser utilizado foi o besouro *Agasides hígrophila*, que nos EUA controlou a macrófita aquática *Alternanthera phyloxeroídes*. Outras espécies de besouro (*Paulinia acuminata* e *Cyrtobafodes singularis*) têm sido utilizadas com sucesso para o controle de *Salvinia sp* (BENETT, 1966). No Brasil, experiências com sucesso foram realizadas com o caramujo *Pornacea (= Ampularia) caniculata* para o controle biológico de *Anacharis densa* (SILVA, 1960).

Dentre os diferentes animais capazes de serem utilizados no controle biológico de macrófitas aquáticas, os peixes e mamíferos herbívoros são os mais eficientes. Dentre estes, destacam-se, entre os peixes, a carpa (*Ctenopharyngodon idella*), a tilápia (*Tilapia rendali* e *T. zilli*) e entre os mamíferos, o peixe-boi (*Trichechus inunguis*). Na Índia e em outros países asiáticos, estes animais são empregados como verdadeiras máquinas de desobstruir canais de irrigação (PHILIPPOSE, 1976). Segundo este autor, da biomassa ingerida por estes animais, somente cerca de 50% é assimilada, sendo o restante excretado sob a forma de fezes. Considerando a eficácia do processo de decomposição da biomassa vegetal sob a forma de fezes e a conseqüente rápida liberação dos seus nutrientes, é de se esperar que, tanto a tilápia como o peixe-boi possam ter efeito positivo sobre o crescimento de macrófitas aquáticas, o que reduz a eficácia destes organismos no controle destes vegetais.

Em geral, observa-se grande seletividade dos peixes herbívoros sobre as macrófitas aquáticas. A preferência geral é sobre as macrófitas aquáticas submersas, que dispõem de reduzida estrutura fibrosa e, conseqüentemente, maior valor nutritivo do que as macrófitas flutuantes ou emersas. Tilápias e carpas rejeitam *Myriophyllum brasiliense*, consumindo-o somente após eliminar todas as demais espécies (SCHWARZBOLD, com. pes.).

No entanto, para a introdução de carpas, algumas condições ambientais devem ser atendidas como: a concentração de oxigênio dissolvido nunca inferior a 4 mg/e e a temperatura não ser inferior a 18°C (EDWARDS, 1980).

Em ambientes rasos (até mais ou menos 3,0 m de profundidade), os peixes reduzem a biomassa vegetal tanto por digestão, como provocando o revolvimento do sedimento, com o aumento subsequente da turbidez. Este processo leva a uma significativa redução da taxa de produtividade primária, através da redução da penetração de luz.

Outra forma de controlar o crescimento de macrófitas aquáticas em pequenos corpos d'água é o plantio de árvores em sua margens. Estas causam sombras que provocam a redução significativa da produção de biomassa por estes vegetais aquáticos.

20.17. UTILIZAÇÃO DA BIOMASSA DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS

20.17.1. Considerações Gerais

O homem pode utilizar a biomassa de macrófitas aquáticas de várias maneiras:

- a) como fonte direta e indireta de alimento. No último caso, quando se alimenta de animais que têm as macrófitas aquáticas participando de sua cadeia alimentar;
- b) como fonte de matéria-prima para remédios, utensílios domésticos, construção de casas, etc.;

e) como recreação e lazer. As macrófitas aquáticas como elemento natural da paisagem das áreas inundáveis criam condições para a instalação de fauna diversificada, que inclui inúmeros organismos, dentre estes, várias espécies de peixes e aves, os quais atraem turistas, conseqüentemente podendo influenciar na economia regional.

Ao contrário do que ocorre no mundo moderno, o uso da biomassa de macrófitas aquáticas era uma prática muito freqüente, especialmente na Grécia antiga, Ásia e África. Muito embora atualmente a utilização da biomassa de macrófitas aquáticas não seja tão freqüente quanto no passado, a nível regional, em muitos países asiáticos, africanos e sul-americanos esta prática pode exercer importante papel econômico.

Na Fig. 20.13 são mostradas algumas das principais possibilidades de utilização da biomassa de macrófitas aquáticas, tomando-se, como exemplo, a população do Pantanal Matogrossense (DA SILVA, 1990.). Como pode ser observado, o homem pode utilizar estes vegetais de muitas maneiras.

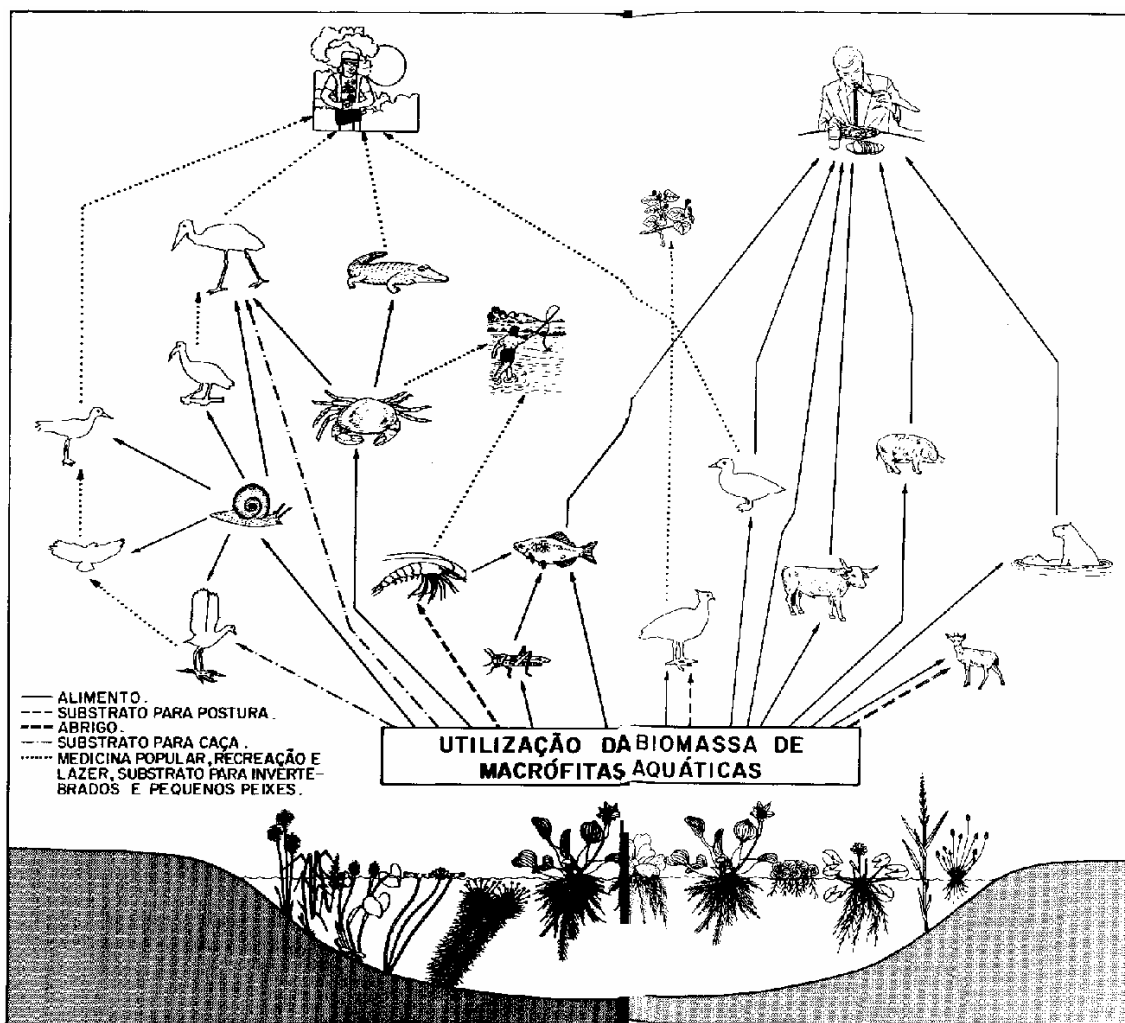


Fig. 20.13 - Algumas das principais formas de utilização das macrófitas aquáticas no Pantanal Matogrossense. Figura elaborada com a colaboração de Carolina J. da Silva (Cuiabá)

Alguns dos possíveis usos da biomassa de macrófitas aquáticas são listados abaixo. Para maiores detalhes consultar a obra publicada pela “National Academy of Sciences”, (1976) e EDWARDS (1980).

20.17.2. Na Alimentação Humana

De maneira geral, os rizomas, os frutos e as sementes são as partes das macrófitas aquáticas que têm sido mais utilizadas na alimentação humana. Esta preferência se deve ao alto teor de óleos, amido e proteínas contido nestas estruturas (THOMAZ & ESTEVES, 1984). As

sementes são ingeridas cruas ou assadas. Mais freqüentemente, são transformadas em farinha, com a qual pode-se fazer pães e biscoitos. Para este fim também são utilizados, com freqüência, os rizomas de algumas espécies especialmente ricas em carboidratos. O hábito de alimentar-se com sementes de macrófitas aquáticas é muito antigo. Herodotus (484-425 a.C.) descreveu que os egípcios colhiam sementes de macrófitas aquáticas com folhas flutuantes e, após a secagem e moagem destas, misturavam-nas com leite, para fazer um alimento semelhante ao pão (SCULTHORPE, 1985). Os egípcios também mastigavam caules de *Papyrus* eferventados ou assados. Após a ingestão do seu suco expeliam as fibras. No Oriente, especialmente China, utiliza-se, até hoje, frutos e rizoma de *Nelumbo nucifera*, cozidos ou crus, em saladas. Na Ásia tropical e parte da África várias espécies de *Ceratopteris* são cultivadas para consumo como salada. Já na Índia, para este fim, são utilizadas folhas, pecíolos e raízes de *Jpomoea aquática*. A macrófita aquática mais importante na alimentação humana é *Oryza sativa*, o arroz, que é cultivado nos trópicos e nas partes quentes de regiões temperadas. Esta macrófita aquática é uma das plantas mais importantes na dieta de mais de 50% da humanidade (BOYD, 1971).

Zizania aquatica, conhecida como arroz selvagem canadense, é utilizada como alimento, há séculos, pelos índios canadenses e norte-americanos. Hoje, este arroz é comercializado em parte dos EUA, notadamente em Minnesota (EDWARDS, 1980).

No Pantanal do Mato Grosso, a macrófita aquática *Victoria amazonica* é freqüentemente utilizada, através de seus rizomas, como complemento à alimentação humana (DA SILVA, 1990).

No Brasil, uma das macrófitas aquáticas mais utilizadas na alimentação humana é o agrião, que compreende várias espécies do gênero *Porripa* (= *Nasturtium*). Este vegetal é consumido tanto cru (em saladas) ou cozido (e.g. em sopas). Além do agrião, várias espécies da família das Aráceas, conhecidas genericamente como inhames ou taiás, são muito consumidas como salada (as folhas) ou como batata (os rizomas).

20.17.3. Como Ração para Gado

Se tomarmos por base o peso seco das macrófitas aquáticas para efeito de comparação do seu valor nutritivo com plantas forrageiras, concluiremos que a sua composição quanto a proteínas, lipídios, amido e carboidratos solúveis, freqüentemente supera os valores obtidos para plantas utilizadas como forragem (Tabela 20.13). No entanto, na prática, para a secagem eficiente da biomassa de macrófitas aquáticas, necessita-se de muita energia, uma vez que o seu teor de água é muito elevado, variando de 85-95% do peso seco, o que torna difícil a sua utilização como forragem. Segundo EDWARDS (1980), o alto teor de água é o principal fator limitante na utilização de macrófitas aquáticas frescas como forragem.

Experimentos feitos com búfalos e gado, em diferentes partes do mundo, têm mostrado que a administração de biomassa de macrófitas isoladamente tem como consequência imediata a queda de peso destes animais. Além da perda de peso, outros efeitos negativos são observados, como a diarreia. Esta anomalia foi constatada por HOSSEIN (1959) em touros, quando estes eram alimentados com *E. crassipes*.

Além do alto teor de água das macrófitas aquáticas, outros fatores podem atuar negativamente na redução do seu valor nutritivo. Dentre estes, os principais são: a baixa palatabilidade associada ao alto teor de compostos fenólicos, presença freqüente de oxalato de cálcio (GOJIL, 1975), e alta concentração de sais minerais (EDWARDS, 1980). Para o sódio EDWARDS (1980) encontrou concentrações até 100 vezes superiores às concentrações de forragem terrestre.

A produção de silagem utilizando-se macrófitas aquáticas leva em média 20 dias. Via de

regra, torna-se necessário adicionar açúcares para acelerar a fermentação. A administração de silagem de *Eichhornia crassipes* isoladamente não foi aceita por carneiros (FRANK, 1976). Este autor encontrou melhores resultados acrescentando-se polpa de laranja à silagem desta espécie. As poucas pesquisas sobre o aproveitamento de silagem a partir de macrófitas aquáticas não permitem conclusões definitivas sobre sua viabilidade econômica.

Segundo THOMAZ & ESTE VES (1986), as macrófitas aquáticas tropicais constituem fonte potencial para produção de forragem. No entanto, mais pesquisas são necessárias no sentido de tornar economicamente viável o aproveitamento da biomassa de macrófitas aquáticas.

Mesmo sem nenhum tratamento especial, a biomassa de várias espécies de macrófitas aquáticas tem sido utilizada em períodos de estiagem em diferentes partes do Brasil. No interior do Estado de São Paulo, por exemplo, durante estes períodos, é freqüente alimentar gado com folhas de *Typha domingensis*.

20.17.4. Como Fertilizante de Solo

Várias espécies de macrófitas aquáticas têm sido utilizadas para aumentar a fertilidade do solo. Nos países asiáticos, onde mais se tem utilizado esta técnica, as principais espécies utilizadas são: *Pistia stratiotes*, *Hydrilla verticillata*, *Salvinia sp*, *Eichhornia crassipes* (EDWARDS, 1980). Segundo este autor, os solos lateríticos são os mais adequados para serem adubados com macrófitas aquáticas, devido ao alto teor de potássio destas plantas.

Outra vantagem da adubação com macrófita aquática é a possibilidade de se aumentar o grau de umidade do solo. Por outro lado é o alto teor de água das macrófitas aquáticas que reduz seu valor como adubo, devido ao grande volume e à pouca contribuição como matéria orgânica para o solo. FRANK (1976) obteve bons resultados com a adubação de solos na Flórida (EUA), utilizando biomassa seca e moída de *E. crassipes* misturando-a com fertilizantes comerciais. De modo geral, se considerarmos os gastos com a coleta, transporte e secagem da biomassa, somente em poucos casos a utilização de macrófitas aquáticas como adubo no solo é vantajosa.

A utilização das cinzas de macrófitas aquáticas tem sido apontada como um possível meio de enriquecer o solo com nutrientes (EDWARDS, 1980). No entanto, alguns aspectos importantes devem ser considerados como, por exemplo, a queima de biomassa provoca significativas perdas de nitrogênio; a secagem de biomassa torna-se difícil em regiões úmidas ou de longos períodos chuvosos, e há necessidade de estocagem das cinzas para evitar as perdas pelo vento ou pelas chuvas.

A macrófita aquática *Azolla pinnata*, que vive na água em simbiose com a alga *Anabaena azollae*, tem sido muito empregada para aumentar a fertilidade de solos úmidos. Seu emprego tem aumentado significativamente nos últimos anos (MOORE, 1969; GALSTON, 1975). Este método consiste em aumentar o teor de nitrogênio do solo, através de sua fixação por meio de alga simbiote. No Vietnã do Norte e na China, os agricultores constroem pequenas represas que servem de “criadouros” de *A. pinnata*. O aumento de produtividade nas plantações de arroz adubadas com *A. pinnata* tem sido de 50-100% (GALSTON, 1975).

20.17.5. Fertilização de Tanques de Piscicultura

Como fertilizante, a biomassa de macrófitas aquáticas tem sua melhor aplicação em tanques de piscicultura. Esta técnica é muito freqüente entre piscicultores asiáticos e russos. Seu princípio, baseia-se no aumento de indivíduos que constituem a cadeia alimentar de peixes e não

como fonte direta de alimento para estes. Segundo ARK (1959), a floração do fitoplâncton em tanques de piscicultura pode ser obtida pela adição de biomassa de macrófitas aquáticas picada e fermentada na proporção de 1.680 kg ha'. MAUILOWA, 1959 (apud KUSNEZOW, 1959), adubou tanques de piscicultura de 28 ha com fragmentos de macrófitas aquáticas; após cinco dias, verificou forte aumento do número de bactérias saprofíticas, o qual foi sucedido pelo aumento da população de cladóceros: de 200-300 indivíduos por litro para até 25.000 indivíduos por litro. Os cladóceros constituem o principal alimento para muitas espécies de peixes.

20.17.6. Na Indústria e na Construção Civil

Com exceção de algumas espécies, as macrófitas aquáticas têm pouco aproveitamento industrial. Isto deve-se principalmente à reduzida estrutura fibrosa destes vegetais. Dentre as macrófitas aquáticas mais utilizadas industrialmente destacam-se *Phragmites communis* (= *P. australis*), *Scirpus lacustris* (= *Schoenoplectus lacustris*) e várias espécies de *Typha*. Estas espécies têm sido utilizadas em todo o mundo como matéria-prima para a produção de celulose (principalmente *P. communis*) e para a construção de currais, cercas, esteiras, bolsas e diversos artefatos de uso pessoal e de decoração. No Brasil, *Typha domingensis* é a espécie de macrófita aquática mais utilizada para este fim. *Scirpus californicus* é outra espécie de macrófita aquática muito utilizada na confecção de réstias de cebola, especialmente no sul do país e *S. giganteus* como matéria-prima na indústria de esteiras (SCHWARZBOLD, com. pessoal).

Na Europa, especialmente na região do delta do Danúbio e Voíga, utiliza-se os caules de *P. communis* na construção de redes de espera para a captura de peixes e em tanques de piscicultura, como meio de separar parte destes para a utilização como criadouro de alevinos.

As indústrias de papel da China e Romênia foram pioneiras na utilização de *P. communis* para a obtenção de celulose. Na Europa, a utilização de *P. communis* neste setor industrial cresceu a tal ponto que hoje existem vários grupos de pesquisa e até mesmo institutos de pesquisa totalmente dedicados ao estudo da biologia e do aproveitamento industrial desta espécie de macrófita aquática como, por exemplo, o Instituto Maiiuc (Romênia).

Caules de *P. communis* são utilizados em, praticamente, toda a Europa, na construção civil, como matéria-prima para a cobertura de residências, galpões, depósito de silagem, etc. Este material mostrou ser excelente isolante térmico e muito resistente. Além disso, possibilita a construção de coberturas de rara beleza arquitetônica (Fig. 20.14). No norte da Alemanha, assim como em várias regiões da Europa, existem firmas especializadas na construção de tais coberturas. Atualmente, devido ao alto custo resultante das despesas de mão-de-obra de construção e de seguro contra incêndio, este tipo de cobertura é restrito, na maioria dos casos, somente às residências luxuosas.

No Rio Grande do Sul e Uruguai, utiliza-se uma espécie de gramínea aquática, regionalmente conhecida como “capim santa-fé” na cobertura de galpões e residências em fazendas (SCFIWARZBOLD, com. pes.).

20.17.7. Na Medicina e nas Manifestações Culturais

Somente poucas espécies de macrófitas aquáticas têm sido utilizadas com alguma frequência na medicina popular. Muitas macrófitas aquáticas possuem produtos tóxicos que em parte retardaram sua utilização na medicina. *Pistia stratiotes* foi utilizada durante muitos séculos, especialmente na Ásia, para combater inflamações na pele. Esta espécie é utilizada até os dias de hoje no Pantanal do Mato Grosso no combate de inflamações urinárias (GUARIN,

1984). O suco desta espécie em combinação com açúcar e água de rosas foi utilizado como eficiente medicamento contra asma e tosse. Outra espécie muito utilizada é *Acorus calamus*. Seu rizomajá era utilizado desde Hipócrates (460-377 a.C.) para combater doenças de olhos, tosse, dor de dentes e garganta (SCULTHORPE, 1985). *Echinodorus macrophyllus* é utilizada na terapia de infecções renais e hepáticas (GUARIN, 1984), enquanto *Victoria amazonica* no combate às infecções respiratórias (DA SILVA, com. pes.).

Em muitas regiões no Brasil, utiliza-se xaropes de agrião no combate às inflamações do aparelho respiratório, especialmente como expectorante. Esta prática é tão difundida, que existem vários laboratórios farmacêuticos industrializando o agrião para este fim.

Há muitos séculos, as macrófitas aquáticas têm desempenhado importante papel na cultura de vários povos, como os hindus. Estas manifestações culturais foram, e ainda são expressas através da pintura em teias e em porcelanas, esculturas, vestimentas e adornos. Com o passar do tempo, a Europa assimilou estes hábitos. Assim, em 1304 o Papa Benedito XI foi sepultado com uma coroa de ouro, na qual estavam estampados ramos de *Nelumbo nua/era*. Pelos escritores antigos, pode-se deduzir que esta espécie era uma planta que simbolizava a nobreza, notadamente na Índia, tanto assim que, durante muito tempo, os nobres usavam coroas estampadas com esta planta. No Japão e China, essa planta é o símbolo do verão.

Para os hindus e budistas, a macrófita aquática *Nelumbo nuc~fera* (nativa da Índia), tem um significado especial, uma vez que corresponde ao símbolo da criação cósmica (SCULTHORPE, 1985).

A construção de jardins aquáticos foi uma prática muito comum na Ásia antiga. Na Europa, tornou-se um hábito em construções públicas e grandes residências a partir do século XVII. O jardim aquático de Chatsworth, na Inglaterra, ficou famoso em todo o mundo. Neste, desenvolvia-se exuberante-mente a *Victoria amazonica*. No início deste século, a prática de se cultivar jardins aquáticos na Europa tornou-se de tal maneira difundida, que surgiram inúmeras firmas especializadas na construção de tais jardins.

Dentre os gêneros mais utilizados em jardinagem podem ser citados: *Butomus*, *Menyanthes*, *Nelumbo*, *Pontederia*, *Sagittaria*, *Typha*, *Nuphar*, *Nymphaea*, *Nymphoides*, *Hydrocleys* e *Cyperus*. Esta última é ainda muito utilizada, inclusive no Brasil.

Como ornamento interno, basta citar as plantas submersas comumente utilizadas pelos aquariófilos. Entre esta destacam-se *Elodea*, *Egeria*, *Myriophyllum*, *Cabomba*, *Ceratophyllum*, *Vallisneria* e *Echinodorus*.

21 - Comunidade fitoplanctônica

21.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS

No século passado, o fisiologista alemão Johannes Müller, ao filtrar água do mar através de uma rede de malha fina, descobriu uma comunidade constituída de pequenos animais e plantas. Em 1887, Viktor Hensen (outro fisiologista), denominou esta comunidade de “plâncton” e a definiu como sendo o conjunto de organismos que não dispõem de movimentos próprios capazes de se opor aos movimentos da água.

O plâncton é constituído pelo fitoplâncton (algas), pelo zooplâncton (pequenos animais) e pelo bacterioplâncton. O termo seston, criado por KOLKWITZ (1892), corresponde a todo material particulado suspenso na água: compreende o bioseston e o abioseston (ou tripton). O bioseston inclui o plâncton, o nécton (organismos com movimentos próprios) e o plêuston (organismos que vivem na superfície da água). Enquanto que o abioseston compreende os detritos orgânicos e inorgânicos particulados.

No início deste século, praticamente todas as pesquisas com organismos aquáticos eram voltadas para o plâncton. Inúmeros foram os cruzeiros marítimos que objetivaram coletar e estudar o plâncton marinho, o primeiro a ser pesquisado.

A centrifugação de amostras de águas naturais em lugar da filtração através da rede mostrou, já no início do século, a existência de outro tipo de fitoplâncton até então desconhecido: o nanoplâncton (do grego “NÁNNOS” = pequeno) constituído por pequenas células, que não eram retidas pelas redes até então

utilizadas (>60 µm). Com estas redes, só é possível coletar o que atualmente é conhecido como plâncton de rede: células ou colônias maiores, filamentos, indivíduos com ornamentação expressiva (por exemplo: setas alongadas).

Com base no tamanho das células fitoplanctônicas, foi criada uma classificação cuja terminologia é amplamente aceita; no entanto, os limites de tamanho dos organismos variam de autor para autor como pode ser visto na Tabela 21.1.

Uma das primeiras pesquisas sobre o fitoplâncton tropical foi realizada por APSTEIN (1907), que estudou dois lagos no Ceilão. Neste trabalho, como na maioria dos estudos sobre o fitoplâncton lacustre tropical, não houve inclusão do nanoplâncton que, nestas regiões, compreende a maior parte do fitoplâncton total (GESSNER, 1955), nem tampouco do bacterioplâncton.

Uma das pesquisas mais completas sobre o fitoplâncton lacustre tropical continua sendo aquela realizada por RUTTNER (1952) em lagos da Indonésia. Este autor mostrou a grande semelhança entre a composição do fitoplâncton de regiões temperadas e de regiões tropicais. Das 645 espécies de diatomáceas encontradas nos lagos da Indonésia, 366 (56%) eram cosmopolitas (ocorrem em várias regiões do mundo). Das cianofíceas e desmidiáceas 15 e 28%, respectivamente, eram cosmopolitas. Entretanto, KOMAREK & COMAS (1984) concluem que, seguramente, existem mais espécies de algas de água doce ocorrendo somente em regiões tropicais do que se supõe atualmente. Segundo GESSNER (1955) a explicação para esta grande semelhança entre o fitoplâncton de regiões tropicais e temperadas reside na pequena

amplitude de variação de temperatura nos lagos das duas regiões. Por exemplo, enquanto em ecossistemas terrestres de regiões temperadas a temperatura do ar pode oscilar entre +36° e ~ em ecossistemas lacustres, abaixo da camada de gelo superficial, a temperatura permanece em torno de +4°C. Nestas condições, a maioria das espécies fitoplanctônicas pode sobreviver e muitas até mesmo se reproduzir.

Tabela 21.1 - Classificação do fitoplâncton segundo o tamanho (valores µm).

Autor	Macroplâncton	Mesoplâncton	Microplâncton	Nanoplâncton	Ultraplâncton
STRICKLAND (1960)	> 500	—	ca 50 - 500	10 - 50	0,5 - 10
HUTCHINSON (1967)	1.000 - 10.000	500 - 1.000	60 - 500	5 - 60	0,05 - 5
MARGALEF (1955)	> 1.000	500 - 1.000	50 - 500	5 - 50	< 5
DUSSART (1965)	---	200 - 2.000	20 - 200	2 - 20	< 2

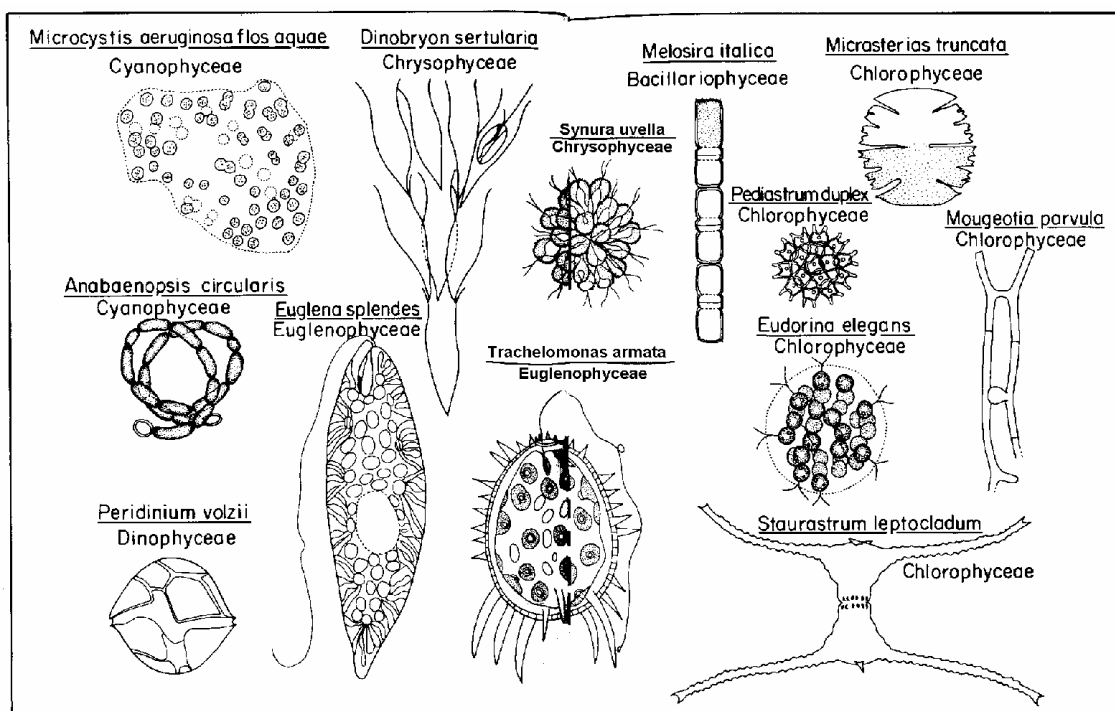


Fig. 21.1 - Alguns dos principais representantes do fitoplâncton de águas continentais. Figura elaborada pelos pesquisadores do setor de Ficologia do Departamento de Botânica do Museu Nacional da UFRJ.

21.2. PRINCIPAIS COMPONENTES DO FITOPLÂNCTON

Em águas interiores podem ser encontrados representantes de praticamente todos os grupos de algas. A predominância de um ou outro grupo em determinado ecossistema é função, principalmente, das características predominantes do meio como, por exemplo, em lagos distróficos (ricos em compostos húmicos) onde, via de regra, ocorre predominância de algas Chlorophyta, representadas pelas Desmidiaceae. Os principais grupos com representantes no plâncton de água doce são: Cyanophyta, Chlorophyta, Euglenophyta, Chrysophyta, Pyrrophyta (Fig. 21.1).

1. Cyanophyta – também conhecidas como esquisofíceas, mixofíceas, cianobactérias ou algas azuis, tem seu nome originado a partir de um de seus principais pigmentos, a ficocianina. Estes organismos apresentam clorofila ‘~a’ e sua reserva glicídica é semelhante ao glicogênio. A ficocianina, juntamente com os demais pigmentos, confere à alga coloração azul-esverdeada. As algas deste grupo diferenciam-se dos demais grupos, por não terem núcleo individualizado (procariontes como as bactérias), por não apresentarem pigmentos em plastídios, mas sim dispersos por todo o citoplasma. As formas das células são simples e as espécies que formam colônias geralmente são protegidas por uma bainha mucilaginosa bem desenvolvida. Segundo FOTT (1971), este grupo possui cerca de 150 gêneros e cerca de 2.000 espécies, sendo que a maior parte destas é de água doce. Algumas Cyanophyta, especialmente aquelas possuidoras de heterocistos, são de fundamental importância na fixação biológica de nitrogênio em lagos (ver Cap. 13). As Cyanophyta tanto podem ser autotróficas (assimilam CO₂ com ajuda de energia solar) como mixotróficas (assimilação de compostos orgânicos). Isto possibilita que estas algas possam viver nas partes profundas de lagos na ausência de luz, como é o caso da maioria das espécies de *Oscillatoria*.

Em lagos profundos, freqüentemente, observa-se adaptação cromática, ou seja, adaptação dos pigmentos às mudanças qualitativas e quantitativas de radiação. Esta adaptação permite que a alga, em determinadas condições de radiação, realize o máximo de assimilação e, conseqüentemente, obtenha o máximo de produtividade. Esta grande capacidade adaptativa explica a distribuição das Cyanophyta em todos os biótopos do ecossistema lacustre (inter-face água-ar, toda coluna d’água, sedimento, sobre macrófitas aquáticas, etc.).

As cianofíceas lacustres planctônicas têm nos vacúolos gasosos uma das principais adaptações à flutuação. Muitas espécies, quando em condições favoráveis, crescem em altas densidades, fenômeno este denominado floração de algas (em inglês denomina-se “bloom”), que ocorre em dias quentes e calmos principalmente em lagos eutróficos ou eutrofizados artificialmente. Durante a floração, as algas localizam-se principalmente nas camadas superficiais da coluna d’água. Dentre as cianofíceas formadoras de floração, destacam-se os gêneros: *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Microcystis* e *Gloeotrichia*.

A floração mais conhecida é aquela formada pela alga *Oscillatoria rubescens*, que confere coloração à água. Em águas brasileiras freqüentes as formadas por *Microcystis aeruginosa* e várias espécies de *Anabaena*. As cianofíceas são importantes componentes do fitoplâncton de lagos eutróficos. Dentre as mais freqüentes destacam-se as formas cocóides *Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Chroococcus* e *Coelosphaerium* e as formas filamentosas: *Lyngbya*, *Oscillatoria*, *Aphanizomenon* e *Anabaena*.

2. Chlorophyta – ou algas verdes, apresentam clorofilas “a” e “b” e amido como reserva. As semelhanças nos tipos de pigmentos, produtos de assimilação e em vários processos bioquímicos e fisiológicos permitem supor que as Chlorophyta representem o primeiro estágio

evolutivo dos vegetais superiores. As classes de chlorophyta mais freqüentes no fitoplâncton são: Chlorophyceae e Zygnemaphyceae.

As Chlorophyceae possuem aproximadamente 8000 espécies conhecidas sendo que 90% são de ambientes lacustres (FOTT, 1971). A grande maioria das Chlorophyceae habita preferencialmente lagos mesotróficos ou eutróficos e são cosmopolitas. A dispersão pelo vento é um fator decisivo para o caráter cosmopolita deste grupo. Os principais representantes das Chlorophyceae lacustres são as ordens: Chlorococcales (*Scenedesmus*, *Ankistrodesmus*, *Monoraphidium*, *Pediastrum*) e Volvocales (*Chlamydomonas*, *Eudorina*, *Volvox*).

As Zygnemaphyceae são algas geralmente unicelulares, formadas por duas sem icélu las idênticas, com cloroplastídeos ocupando quase todo volume das células ou raramente filamentosas. Esta classe habita somente ambientes de água doce e raramente salobro. A família Desmidiaceae engloba os principais representantes deste grupo: em geral são bentônicas sendo que, em determinadas condições podem tornar-se planctônicas. Neste caso, formam membranas mucilaginosas ou processvs que auxiliam na flutuação. Poucos gêneros são exclusivamente planctônicos (BROOK, 1959). As Desmidiaceae encontram seu melhor habitat em lagos distróficos, que possuem pH menor que 7,0 e oligotróficos, onde se desenvolvem em grandes populações. Entretanto, HUSZAR (1986) encontrou abundância de várias espécies de *Staurostrum* na lagoa de Juturnaíba (Silva Jardim, RJ), de água levemente alcalina. A família Zygnemaceae apresenta raras espécies planctônicas e, quando ocorrem, em geral, pertencem ao gênero *Mougeotia*.

3. Euglenophyta ou euglenóides – apresentam clorofilas “a” e “b” e paramido como reserva. A grande maioria dos gêneros é incolor e heterotrófica. A família Euglenaceae, única com gêneros pigmentados, tem representantes no plâncton de água doce em todos os seus gêneros. (*Euglena*, *Phacus*, *Lepocinclus*, *Trachelomonas* e *Strombomonas*). São organismos unicelulares e flagelados, loricados ou não, totalizando 930 espécies em 45 gêneros de água doce (BOURRELY, 1971).

Todas as Euglenaceae apresentam alto grau de heterotrofia, vivendo em águas ricas em matéria orgânica. Euglenofíceas incolores podem ser abundantes no hipolímnio dos lagos.

4. Chrysophyta – são algas com plastídios verde-amarelados e que têm como característica principal além da grande quantidade de xantofilas, a presença de clorofilas “a” e “c” e sua reserva glicídica é a crisolaminarina. Dependendo da quantidade e do tipo de xantofila, as Chrysophyta podem variar de cor, desde o amarelo, passando por marrom-esverdeado, até marrom. As classes Chrysophyceae e Bacillariophyceae são as mais importantes do ponto de vista quantitativo, dentre os vários grupos de Chrysophyta que habitam ecossistemas lacustres. Mais raras, tanto qualitativa quanto quantitativamente, são as da classe Xanthophyceae.

As Chrysophyceae ou algas douradas são unicelulares, flageladas, em sua maioria, tendo sido consideradas animais no passado. Somente na década de 1950, sua estrutura morfológica e fisiológica foi devidamente pesquisada, resultando na constatação da extrema semelhança com as Chlorophyta (FOTT, 1971).

Os plastídios das Chrysophyceae variam desde amarelo-dourado, verde-amarelo até o marrom, dependendo do teor de xantofilas, especialmente a fucoxantina. A grande maioria é fototrófica, sendo que algumas formas sem flagelo e a maioria das Chrysomonadales, mesmo possuindo plastídeos, podem ser mixotróficas. Neste caso, assimilam compostos orgânicos dissolvidos por osmose ou pequenos detritos orgânicos por fagocitose. Os principais exemplos de Chrysophyceae unicelulares do plâncton lacustre são *Mallomonas*, *Chrysococcus* e *Chromulina*, que são importantes representantes do nanoplâncton, e dentre as formas coloniais são *Synura*, *Unoglena* e *Dinobryon*.

As Bacillariophyceae ou diatomáceas são algas unicelulares ou filamentosas, desprovidas de flagelos. Uma das características mais típicas das Bacillariophyceae é a presença de parede celular formada por duas metades sobrepostas e constituída, principalmente, por compostos de sílica. A parte orgânica da parede celular, que predomina em outros grupos, é desprezível nas diatomáceas. Em algumas, o envoltório silicoso (frústula) pode corresponder até 50% do peso seco. Em outras, no entanto, somente 4% (FOTT, 1971). As frústulas das diatomáceas apresentam duas formas principais: elíptico-arredondadas e alongadas. O primeiro tipo é característico da Ordem Centrales e o segundo da Ordem Pennales. Esta última é a forma mais freqüente em ambientes fluviais (*Astenuonella*, *Pinnulania*, *Surirella*), enquanto as Centrales são as mais freqüentes em ambientes lacustres (*Melosira*, *Cyclotella*).

5. Pyrrophyta – nesta divisão estão incluídas algas com clorofila “a” e “c”, tendo amido como reserva. Compreende duas classes, Dinophyceae e Cryptophyceae.

As Dinophyceae ou dinoflagelados são organismos unicelulares assimétricos, tecados ou não, com dois flagelos diferentes na forma e função. Existem cerca de 230 espécies de água doce, distribuídas em 30 gêneros, sendo *Peridinium* e *Gymnodinium* gêneros mais freqüentes nestas águas. Apresentam-se de forma muito menos variada nas águas doces (quase sempre arredondadas) do que nas marinhas (geralmente com formas mais variadas), em função da maior disponibilidade de nutrientes nos ambientes límnicos. A maioria das espécies de Dinophyceae é autotrófica.

As Dinophyceae de águas doces são muito pouco estudadas no Brasil ainda que ocorram, com freqüência, em lagoas costeiras doces (HUSZAR, comunicação pessoal).

As Cryptophyceae são, em sua maioria, assimétricas com dois flagelos desiguais e constituem um grupo relativamente pequeno nas águas doces (cerca de 100 espécies e 23 gêneros), mas, às vezes, de grande importância quantitativa. *Cryptomonas* e *Rhodomonas* são os gêneros mais importantes em águas doces, comuns no plâncton de inverno ou regiões temperadas.

21.3. ADAPTAÇÕES DO FITOPLÂNCTON À FLUTUAÇÃO

Para que o fitoplâncton se mantivesse na massa de água seria necessário que sua densidade fosse igual a um. No entanto, a maioria das espécies fitoplânctônicas tem densidade superior à da água (1,01 a 1,05, podendo haver espécies com valores superiores a 2). Várias adaptações possibilitaram a estes organismos superar as desvantagens de sua alta densidade. Dentre estas, as principais são apresentadas abaixo:

1. Bainha mucilaginosa— formação de bainha mucilaginosa, cuja densidade é próxima à da água, é uma das adaptações freqüentes em muitas espécies de clorófitas e na maioria das espécies de cianófitas.

2. Formação de gotículas de óleo –através das quais a alga pode aumentar sua capacidade de flutuação. Em colônias de *Botryococcus* (Chlorophyceae), o óleo não é armazenado internamente, mas sim na mucilagem que envolve a colônia. Gotículas de óleo são também freqüentes entre os fitoflagelados e diatomáceas.

3. Aumento da superfície de contato, aumento da relação superfície/ volume – quanto maior for a superfície de contato do organismo com o meio, maior será a flutuabilidade. O aumento da superfície é normalmente alcançado através da formação de prolongamento (processos, espinhos, setas). Efeito semelhante é obtido por meio da união de algas unicelulares

em colônias (por exemplo: *Astenuonella*, *Dunobryon*, *Pediatnum* e várias espécies de cianofíceas). A ciclomorfose em algumas espécies de fitoplâncton como *Cenatium burundinella* e algumas espécies de diatomáceas é um mecanismo interpretado como sendo um meio eficiente de compensar a mudança de viscosidade da água, em função das estações do ano. Em populações de *Cenatium* de lagos de regiões temperadas, tem-se observado que, com a elevação da temperatura, geralmente a partir do mês de maio, surgem populações com várias modificações anatômicas com o aumento do tamanho da célula e surgimento do quarto apêndice superior. Todas estas adaptações visam, possivelmente, compensar a redução de viscosidade da água em consequência da elevação da temperatura.

4. Formação de vacúolos gasosos – também conhecidos como pseudovacúolos, são vacúolos especializados para contenção de gases: são encontrados principalmente entre as cianofíceas (*Mucrocystus*, *Oscillatoria*, *Lyngbya*, *Nostoc*, *Anabaena*, *Aphanizomenon* entre outras). Estes vacúolos foram, no passado, objeto de muitas discussões, sobretudo quanto à composição dos gases presentes. De acordo com HUTCHINSON (1967), o nitrogênio é quantitativamente o gás mais importante. Os vacúolos gasosos constituem o mecanismo mais importante para a flutuação entre as cianofíceas e alguns organismos do bacterioplâncton. Segundo PRESCOTT (1969), muitas algas possuidoras de vacúolos gasosos como *Mucrocystus aenuginosa*, *Oscillatoria nubescens* e *Gloeotrichia echinulata*, são capazes de crescer e reproduzir-se na superfície da água, que é uma região inabitada pela maioria das algas. PRESCOTT atribui este fato à capacidade dos vacúolos gasosos em refratar a radiação solar, consequentemente protegendo as algas contra a foto-oxidação.

21.4. FLUTUAÇÃO SAZONAL E TEMPORAL DO FITOPLÂNCTON

21.4.1. Em Lagos de Regiões Temperadas

As variações da composição específica e da densidade das comunidades fitoplanctônicas ao longo do tempo é um dos conhecimentos mais antigos em Limnologia. FOREL (1901) já mencionava a variação qualitativa e quantitativa das espécies fitoplanctônicas em função das estações do ano no lago Genebra (Suíça).

A vasta literatura sobre a variação anual do fitoplâncton em lagos temperados evidencia uma constância na sua periodicidade. Esta constância é resultante, principalmente, da regularidade das condições climáticas desta região. Assim, para as regiões temperadas pode-se falar de uma variação, flutuação ou sucessão sazonal ou estacional, ao contrário de regiões tropicais onde tais variações não são tão evidenciadas.

Em lagos de regiões tropicais, no entanto, tem-se observado que a periodicidade de fitoplâncton não é uniforme e existem poucas evidências para ocorrência de flutuações ligadas às estações do ano (flutuações sazonais). Assim, a variação da composição específica ou da densidade do fitoplâncton, nestes lagos, estão associadas mais a fatores locais do que a fatores sazonais. Desta maneira, para o fitoplâncton de regiões tropicais seria mais aconselhado falar-se em variação temporal.

Tanto em regiões temperadas como tropicais, grande parte dos fatores ambientais que determinam as flutuações temporais do fitoplâncton são os mesmos que determinam as suas variações verticais.

Em lagos de regiões temperadas observa-se, durante o ano, profundas mudanças de dominância de populações fitoplanctônicas, que podem se repetir de ano para ano. Isto significa dizer que algumas espécies fitoplanctônicas surgem em grande quantidade em determinadas épocas do ano e “desaparecem” em outras, ou então são espécies de ocorrência permanente mas desenvolvem-se em grande quantidade em algumas épocas do ano. Em geral, o “desaparecimento” de uma espécie fitoplanctônica é acompanhado pela formação de inóculos (cistos, formas de resistência), que se depositam no sedimento ou são transportados para a região litorânea, voltando a desenvolver-se quando as condições ambientais tornam-se favoráveis.

As populações fitoplanctônicas de regiões temperadas têm o seu crescimento sazonal controlado por vários fatores ambientais, dentre os quais destacam-se: radiação solar, temperatura, nutrientes dissolvidos, predação por organismos herbívoros, parasitismo e competição. De todos estes fatores ambientais, a radiação e a temperatura são os principais, na maioria dos lagos.

A primavera em um lago de região temperada caracteriza-se pelo degelo da superfície e pela conseqüente circulação da coluna d'água (circulação de primavera, ver Cap. 9).

Em decorrência da circulação da massa d'água, os nutrientes acumulados no hipolímnio durante o inverno são levados até a zona eufótica. Este aumento de concentração de nutrientes, especialmente sílica, juntamente com o aumento da intensidade luminosa, são responsáveis pelo primeiro máximo de biomassa do fitoplâncton, que em muitos lagos pode ser o mais elevado do ano (Fig. 21.2). Nesta época, as diatomáceas são as algas que predominam quantitativamente. A dominância das diatomáceas nesta época é tão freqüente e acentuada que se torna conhecida como floração de diatomáceas. No lago Keller, MULLER (1977) mostrou que 90% da biomassa do fitoplâncton, neste período, eram formados por diatomáceas. Como pode ser visto na Fig. 21.3, a magnitude da floração de diatomáceas é função principalmente da concentração de sílica.

Em alguns lagos temperados, na primavera, além das diatomáceas, outros grupos como, por exemplo, as clorofíceas, podem ter importância quantitativa. Neste período é comum muitas algas acumularem nutrientes como reserva no interior da célula, especialmente fosfato (por exemplo, várias espécies de *Oscillatoria*).

A floração de algas na primavera perdura até se esgotarem os principais nutrientes na zona eufótica. Em muitos lagos este fenômeno pode ser interrompido pela ação do zooplâncton herbívoro. Após a interrupção da floração de diatomáceas, inicia-se a fase denominada “águas claras”, que antecede a floração de cianofíceas. Este período corresponde ao período de maior transparência da água.

No verão, os lagos temperados apresentam-se estratificados. Uma das conseqüências principais deste fenômeno é o empobrecimento da zona eufótica em nutrientes. Muito embora as condições de luminosidade sejam ótimas, o fator limitante para o desenvolvimento do fitoplâncton neste período são os nutrientes. Em conseqüência, pode ocorrer desenvolvimento somente moderado do fitoplâncton no verão, com a predominância de cianofíceas, em lagos eutróficos, que podem chegar a formar floração.

No outono, com o esfriamento do epilímnio e metalímnio ocorre a desestratificação e a massa d'água entra em período de circulação total (ver Cap. 9). Neste período ocorre um novo enriquecimento da zona eufótica com nutrientes oriundos do hipolímnio. No entanto, as condições de luminosidade são precárias, especialmente quando a desestratificação ocorre no final do outono. Mesmo nestas condições pode ocorrer uma segunda floração de diatomáceas no outono, na maioria dos lagos de regiões temperadas. Esta, por sua vez, devido às condições já

mencionadas, é muito inferior à que ocorre na primavera. No lago Keller, por exemplo, o desenvolvimento do fitoplâncton no outono foi comparativamente muito reduzido e compõe-se principalmente de criptofíceas, diatomáceas e clorofíceas (compare Fig. 21.2).

O inverno é o período no qual poucas algas conseguem crescer. Isto deve-se às baixas temperaturas observadas nesta estação. Aquelas espécies que conseguem desenvolver-se, podem apresentar elevado número de indivíduos. De acordo com RODHE (1935) e TILZER (1972), as populações de algas no inverno são dominadas por espécies pequenas como *Rhodomonas*, *Cryptomonas* (Cryptophyceae), *Gymnodinium* (Dinophyceae), *Chlamydomonas* (Chlorophyceae), *Synedra*, *Tabellaria* e *Fragilaria* (Bacillariophyceae).

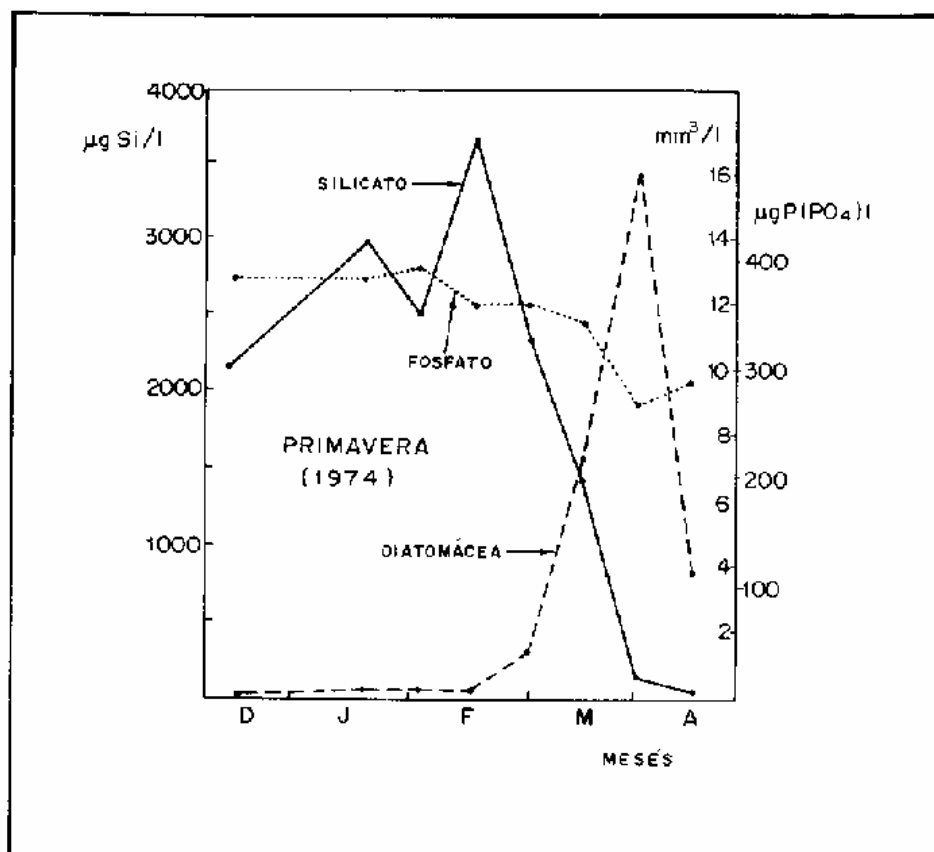


Fig.21.3 - Relação entre o desenvolvimento da floração de diatomáceas na primavera e a concentração de silicato (sílica "reativa") e fósforo no lago Keller. Modificado de MÜLLER (1977)

21.4.2. Em Lagos de Regiões Tropicais

Em lagos tropicais, a temperatura, por estar sempre acima dos valores limitantes ao crescimento, não tem efeitos tão significativos sobre a variação temporal do fitoplâncton como em lagos temperados. A variação temporal do fitoplâncton em lagos tropicais é controlada, no

entanto, por outros fatores, entre estes, a disponibilidade de nutrientes e a radiação subaquática são os mais importantes.

A disponibilidade de nutrientes é, por sua vez, controlada por fatores externos e internos do ecossistema. Dentre os fatores externos, os mais importantes são: ventos, precipitação e radiação incidente. Estes, em grande parte, interferem nos fatores internos controladores da disponibilidade de nutrientes: turbulência, estratificação e desestratificação da coluna d'água e taxa de decomposição.

Externamente, a disponibilidade de radiação subaquática é fortemente influenciada pelas condições climáticas que determinam a quantidade de energia que penetra na água. Na água, o fator mais importante é a sua transparência (ver. Cap. 9).

Em lagos tropicais a variação temporal da comunidade fitoplanctônica também pode ser controlada por fatores bióticos como herbivoria e parasitismo.

Para lagos e represas tropicais rasos, ambientes geralmente sujeitos a muita turbulência, torna-se difícil o reconhecimento dos fatores mais importantes na determinação das variações temporais. Para a represa do Lobo (SP), HINO (1979) sugere como fatores principais a precipitação total, predação seletiva e a reciclagem de nutrientes, que neste ecossistema está associada à turbulência da coluna d'água. Para as represas do Distrito Federal, regionalmente conhecidas como lagos (1. Paranoá, Descoberto e Santa Maria), MOURA et al. (1977) encontraram diferentes fatores determinando a variação temporal do fitoplâncton. Para o lago Paranoá, cujo fitoplâncton é constituído por praticamente uma espécie de cianofíceas (*Aphanizomenon flos-aquae*), estes autores mostraram que a radiação e a precipitação têm pouca influência sobre a variação da biomassa. Ao contrário, os nutrientes, especialmente nitrato e fosfato têm importante papel (Fig. 21.4 A e B). Já para os lagos Santa Maria e notadamente para o lago Descoberto, a variação de biomassa das espécies dominantes (pertencentes aos gêneros *Staurastrium*, *Staurastrum*, *Dinobryon*, *Penidtniurn* e *Cystodinium*) foram atribuídas às flutuações da precipitação. Como pode ser observado na Fig. 21.5, o máximo de biomassa ocorreu no período seco, provavelmente devido às melhores condições de radiação subaquática.

Em lagos tropicais profundos, que permanecem estratificados grande parte do ano observa-se profundos déficits de nutrientes na zona eufótica durante este período. Nestes lagos, os nutrientes, especialmente nitrogênio, são o principal fator controlador da flutuação temporal do fitoplâncton (LEWIS, 1978).

Segundo PONTES (1980), o forte declínio nas populações fitoplanctônicas observadas em março no lago D. Helvécio (MG), após vários meses de estratificação deve-se à escassez de nutrientes observada neste período.

Um dos estudos mais completos sobre as flutuações temporais do fitoplâncton em lago tropical foi realizado por LEWIS (1978) no lago Lanao (Filipinas). Neste lago, cuja profundidade máxima é 12m, LEWIS (1978) mostrou que a divisão temporal de nichos dos principais grupos de fitoplâncton ocorre em função da distribuição de nutrientes e luz. Assim, as diatomáceas e criptofíceas têm seu crescimento máximo ocorrendo em intensidade luminosa baixa e elevada disponibilidade de nutrientes. Por outro lado, clorofíceas, cianofíceas e, menos acentuadamente, dinoflagelados, têm maior crescimento em alta intensidade luminosa e baixa disponibilidade de nutrientes (Fig. 21.6).

Durante o período de análise da distribuição temporal do fitoplâncton no lago Lanao, LEWIS (1978) reconheceu oito períodos distintos, assinalados na Fig. 21.6. Destes, períodos 2 e 4 caracterizam-se pela redução do crescimento em função da disponibilidade de radiação subaquática, enquanto que os períodos 5 e 7 pela escassez de nutrientes. Os períodos 1, 3, 6 e 8

foram os mais favoráveis ao crescimento das populações fitoplanctônicas. Para tanto, as condições de disponibilidade de radiação e nutrientes foram os fatores determinantes.

De acordo com LEWIS (1978), o padrão de flutuação temporal do fitoplâncton em lagos tropicais é controlado por alterações abruptas e repentinas das condições biótica e abióticas do meio, sendo que nestes ecossistemas o número de tais alterações é muito maior do que em lagos de regiões temperadas.

21.5. DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DO FITOPLÂNTON

21.5.1. Distribuição Vertical

Desde o início das pesquisas sobre o fitoplâncton lacustre foi constatado que sua distribuição espacial não é homogênea mas, sim, apresenta grande distribuição tanto ao longo da coluna d'água (distribuição vertical) como ao longo da superfície (distribuição horizontal).

Segundo RUTTNER (1930), que realizou uma das mais completas pesquisas sobre a distribuição espacial do fitoplâncton lacustre, os principais fatores que podem influenciar a distribuição vertical destes organismos são: densidade específica dos organismos, composição química do meio, herbivoria, "seiches" internos (ondas paradas) turbulência da água, taxa de renovação da água, radiação solar e temperatura da água.

1. Densidade dos organismos fitoplanctônicos – Para aqueles organismos fitoplanctônicos que não dispõem de adaptações que possibilitem a redução de sua densidade é de se esperar que a própria diferença de densidade entre eles seja suficiente para estabelecer estratificações verticais. Este fato pode ser frequentemente constatado em lagos termicamente estratificados.

Nestes ecossistemas, a maior densidade do fitoplâncton é encontrada no metalímnio, onde a água é mais fria e mais densa do que no epilímnio, facilitando, assim, ainda mais a estratificação destes organismos.

Já aquelas algas que apresentam adaptações à flutuação têm sua distribuição vertical fortemente influenciada pelos mecanismos adaptativos. Por esta razão, os lagos eutróficos, em dias quentes e calmos, apresentam grande quantidade de *Anabaena flos-aquae*, que chegam à superfície através de vacúolos gasosos. Também a floração de *Botryococcus*, que confere à água coloração amarelada devido às gotas de óleo, originam-se nas mesmas condições.

2. Composição química do meio – Este fator tem grande influência sobre a distribuição vertical do fitoplâncton. Dentre os compostos que têm maior influência, destacam-se: nutrientes essenciais (P, N, C, Ca, Mg, etc.), compostos derivados do metabolismo da própria comunidade fitoplanctônica (carboidratos, antibióticos, vitaminas e toxinas) e gases dissolvidos (oxigênio, metano e gás sulfídrico). Estes compostos podem atuar de diferentes maneiras, muitas vezes por estarem em altas ou baixas concentrações em uma dada camada da coluna d'água. De maneira geral, sua atuação está associada a outros fatores como, por exemplo, temperatura (estratificação térmica).

A concentração de oxigênio é um exemplo típico de fator que está diretamente associado à temperatura. Em lagos estratificados com perfil de oxigênio do tipo clinogrado (ver Cap. 10), ocorrem duas regiões na coluna d'água: uma região superior, aeróbia, que geralmente compreende o epilímnio e parte do metalímnio e uma região inferior, anaeróbia ou com baixas concentrações de oxigênio, que compreende basicamente o hipolímnio. Nestas condições, o fitoplâncton, que somente sobrevive em condições aeróbias, concentra-se na parte superior da

coluna d'água, enquanto aquele é capaz de desenvolver-se anaerobicamente pode permanecer na parte inferior (Fig. 2 1.7). O plâncton capaz de desenvolver-se em condições anaeróbias é composto principalmente por bactérias ligadas ao ciclo do enxofre e do ferro (ver Cap. 15 e 17 respectivamente), que fazem parte do bacterioplâncton.

3. Herbivoria—A atividade do zooplâncton herbívoro sobre o fitoplâncton pode ser comparada à de um rebanho bovino pastando sobre um campo. Tanto o zooplâncton como o gado, quando em número elevado de indivíduos, podem causar grandes perdas às comunidades vegetais, algas e gramíneas respectivamente. No que se refere à herbivoria, sua ação não se restringe somente à redução da população fitoplanctônica, mas também às profundas alterações na composição das comunidades. Isto porque, através da herbivoria, o zooplâncton e outros animais herbívoros aquáticos selecionam as algas, ocorrendo uma pressão seletiva. O efeito da herbivoria sobre a distribuição vertical do fitoplâncton é mais evidente nos lagos em que a comunidade zooplanctônica herbívora dominante realiza migrações diárias. Neste caso permanecem, à noite, próximos à superfície e durante o dia migram para as partes mais profundas do lago. Como é maior a concentração do fitoplâncton na parte superior do lago, acima de 1% da radiação luminosa da superfície, observa-se intensas perdas nesta comunidade no período noturno. Este fato pode ser observado de maneira indireta na Fig. 21.8, que mostra a taxa de herbivoria no período diurno e noturno no lago Schöh, Alemanha. Como está evidente na figura, as perdas por herbivoria à noite são significativamente superiores às que ocorrem durante o dia. Segundo LAMPERT (1983), no lago Schöh, 40% do volume de água compreendido nos primeiros 5 metros são filtrados pela comunidade zooplanctônica em um dia, podendo este valor chegar a 100%.

4. “Seiches” internos – “Seiches” são movimentos internos de massas d'água, que ocorrem nos lagos. Esses movimentos são importantes em lagos estratificados, pois nestes ambientes, as camadas de maior diferença de densidade, epilímnio e hipolímnio, podem provocar, no metalímnio, “seiches” internos de vários metros de amplitude. Os “seiches” internos são capazes de movimentar grandes massas d'água e são importantes, também, na distribuição do plâncton, especialmente do fitoplâncton. Assim, em curto período de tempo, populações fitoplanctônicas podem apresentar diferentes posições na coluna d'água devido à amplitude de tais movimentos.

5. Turbulência da água – Este é um importante fator para a distribuição vertical do fitoplâncton, uma vez que a maioria destes organismos não dispõe de movimentos próprios. Desta maneira, somente, espécies com movimentos próprios podem escapar das regiões do lago com turbulência. Pesquisando o fitoplâncton do lago Grösser Plöner, UTERMÖHL (1925), constatou que em dias sem vento, a alga *Gloeotrichia echinulata* (Cyanophyta) concentra-se em grandes massas na superfície. Nestes dias *G. echinulata* não é encontrada abaixo de 4 metros de profundidade, já em dias de vento e com a água turbulenta ela ocorre até 10 metros de profundidade.

A capacidade de sedimentação (afundamento) das diatomáceas é uma das maiores dentre o fitoplâncton, devido às suas características morfológicas e, sobretudo, por ter sua densidade, geralmente, superior à da água.

Pesquisa realizada por MARINS (1981), com *Melosira italica* na represa do Lobo (SP), mostrou que a permanência de *Melosira italica* na coluna d'água desta represa depende, fundamentalmente, de sua turbulência que, por sua vez, é consequência da ação do vento. Como pode ser observado na Fig. 21.9, os meses de setembro, outubro e novembro, que apresentam o maior número de células por litro d'água, são também os meses de maior velocidade do vento.

Este aumento do número de células foi atribuído por Manins à turbulência da água. Em dias de calmaria a maior concentração de *M. italicus* é encontrada sobre o sedimento.

6. Taxa de renovação da água – Este fato torna-se especialmente importante naqueles ambientes com entrada e saída de grande volume de água. Neste caso, a parte superior do lago é fortemente afetada, apresentando, em consequência, baixa densidade fitoplânctônica. Em represas, a alta taxa de renovação da água pode ser apontada como um dos principais fatores determinantes da distribuição vertical do fitoplâncton.

7. Radiação subaquática – Ao observar a distribuição vertical do fitoplâncton em função da radiação solar disponível, pode-se concluir que a maior densidade destes organismos é encontrada na zona eufótica, ou seja, na região iluminada do lago. A faixa importante do espectro solar, do ponto de vista fotossintético, varia de 400-700 nm (ver Cap. 9). Na região de metalimnio a faixa de 400-700 nm é dominante, o que faz com que grande número de espécies de algas adaptadas a absorver estes comprimentos de onda aí encontrem o seu melhor habitat.

As variações diárias de radiação solar têm importância nas migrações diárias e consequentemente na distribuição vertical do fitoplâncton. Este fenômeno, denominado de fototaxia, é muito comum dentre os organismos do fitoplâncton que dispõem de movimentos próprios, como as algas Chlorophyta (*Volvox*, *Chlorogonium* e *Eudonia*). Estas algas, na presença de radiação solar fraca, realizam migração para a superfície (fototaxia positiva); quando a radiação é forte, a migração se dá em direção das partes profundas do lago (fototaxia negativa). De acordo com HUTCHINSON (1967), muitas algas flageladas podem realizar movimentos migratórios com velocidade de até 1 metro/hora. Em geral, a migração é encarada como um mecanismo adaptativo para maximizar o aproveitamento da radiação fotossintética ativa.

Um dos exemplos mais típicos de migração vertical do fitoplâncton causada por fototaxia foi estudado por BALDI (1941) no lago Di Tovel (Itália). No verão, este lago apresenta cor avermelhada durante o dia e esverdeada durante a noite. A cor avermelhada começa a surgir por volta das 9 horas e alcança às 14 horas o máximo desenvolvimento. Esta cor é causada pela diatomea *Glenodinium sanguineum*. Segundo BALDI, esta espécie, durante o período de assimilação, acumula gotículas de lipídios que são coloridos com carotenóides (coloração vermelha). Com a redução da intensidade luminosa reduz-se também a gotícula de óleo e a pigmentação avermelhada, e a célula assume coloração verde. Como *G. sanguineum* tem fototaxia positiva, durante o dia reúne-se em grandes populações na superfície do lago. À noite, distribuem-se por toda coluna d'água (Fig. 2.1.10).

8. Temperatura da água – A temperatura da água tem grande influência sobre a distribuição vertical do fitoplâncton, pois atua diretamente sobre a atividade dos organismos, especialmente sobre a reprodução e movimentos intrínsecos e, indiretamente, alterando a densidade da água.

a) Ação sobre a reprodução – De acordo com RUTTNER (1940), muitos organismos fitoplânctônicos atingem a sua densidade populacional máxima na superfície em períodos frios (geralmente organismos oligotérmicos). Os representantes mais típicos são as diatomáceas *Asterionella formosa*, *Stephanodiscus astreae*, a cianoficea *Oscillatoria nubescens* e a euglenoficea *Mallomonas aknophila*. Em lagos de regiões temperadas, no inverno, abaixo do gelo, desenvolvem-se densas populações de algas, notadamente do grupo de diatomáceas, que são capazes de reproduzir-se na faixa de variação de 5-20% da radiação incidente (RODHE, 1955).

b) Ação sobre os movimentos intrínsecos dos organismos – A temperatura pode atuar retardando ou acelerando a locomoção, determinando a direção do movimento (termotaxia) (RUTTNER, 1940).

c) Densidade da água – Indiretamente, a temperatura tem vital importância através das alterações da densidade da água, tanto em lagos temperados como tropicais. A Fig. 21.1 Vevidencia o efeito da alta densidade da água do metalímnio, sobre a distribuição da diatomácea *Cyclotella* no outono no lago Constance (Alemanha-Suíça). Nesta época, a temperatura do epilímnio torna-se cada vez menor e próxima à do metalímnio. A camada epilimnética fica cada vez mais espessa, com a conseqüente transferência do metal ímnio para regiões mais profundas do lago. Com isto, a alga *Cyclotella* também atinge regiões mais profundas. Com a circulação total da massa d'água a alga encontra-se distribuída por toda coluna d'água (RUTTNER, 1940).

No lago D. Helvécio (MG), PONTES (1980) mostrou que a distribuição dos principais grupos de algas é fortemente influenciada pela barreira formada pelo metalímnio. Na Fig. 21.12 pode ser observado que no período de estratificação térmica (18/03/78), a grande maioria dos grupos apresenta a maior densidade populacional, acima do metalímnio (na camada acima de 1% de penetração da luz). Por outro lado, no período de ausência de camadas d'água com diferentes densidades (21/07/78), a maioria dos grupos mostra tendência à distribuição uniforme, ao longo da coluna d'água. Deve-se ressaltar que, além dos efeitos sobre a distribuição vertical, a circulação da massa d'água tem efeitos significativos sobre a densidade das algas. Isto pode ser visto através da comparação entre a densidade de Chryptophyta e o grupo formado pelas “colônias não identificadas” nos períodos de estratificação e desestratificação térmica (Fig. 21.12).

HINO (1979) e WATANABE (1981), atribuíram à inexistência de estratificação térmica duradoura na represa do Lobo (SP) a ausência de gradientes verticais na distribuição das populações fitoplanctônicas. No lago George, Uganda, GANF (1974), observou migrações verticais de algas Cyanophyta em função das estratificações diárias. Durante a homeotermia, que corresponde ao período da noite e início da manhã, os organismos permanecem igualmente distribuídos na coluna d'água. Durante o dia, período de estratificação, ocorre a migração para as partes mais profundas. Segundo GANF, algumas colônias, que permanecem na superfície durante o dia, são seriamente danificadas pela radiação solar.

A temperatura e a radiação solar têm efeitos conjuntos, que possibilitam a concentração de grande massa fitoplanctônica na zona eufótica, ao mesmo tempo que, dentro desta, pode ocorrer estratificação de espécies (RUTTNER, 1940).

21.5.2. Distribuição Horizontal

A distribuição horizontal do fitoplâncton, como ocorre na vertical, também é influenciada por um grande número de fatores que podem atuar isoladamente ou em conjunto. A literatura sobre o assunto mostra, em parte, resultados conflitantes. Enquanto UTERMOHL (1925) é de opinião que a distribuição horizontal do fitoplâncton em lagos, excetuando-se alguns casos especiais, é praticamente uniforme, GESSNER (1955) salienta que os dados obtidos em uma única estação não podem ser extrapolados para todo o lago.

Em uma detalhada pesquisa sobre a distribuição horizontal do fitoplâncton em vários lagos alemães, STANGE-BURSCHE (1963) constatou que, em lagos pequenos e médios, sem

grandes ilhas ou baías, a distribuição horizontal do fitoplâncton é praticamente uniforme. No entanto, em grandes lagos, com grandes ilhas e baías, a distribuição é heterogênea. A mesma autora mostrou diferenças significativas na distribuição horizontal entre espécies com movimentos próprios (e.g. flagelados) e as demais espécies fitoplanctônicas.

Enquanto estas últimas apresentam distribuição uniforme, as primeiras distribuem-se heterogeneamente, mesmo em pequenos lagos.

GEORGE & HEAVEY (1978) reuniram os fatores que influenciam a distribuição horizontal do fitoplâncton em dois grupos: a) fatores que produzem modificações locais na taxa de crescimento da população, como concentração de nutrientes, herbivoria e diferenças de temperaturas; b) fatores que são responsáveis pela redistribuição das populações no lago, como ventos e correntes. WATANABE (1981) atribui às chuvas e aos ventos as causas da heterogeneidade na distribuição horizontal do fitoplâncton na represa do Lobo (SP). HINO (1979) evidenciou nítida diferenciação na distribuição horizontal do fitoplâncton desta represa. De acordo com este autor, a parte superior da represa, densamente povoada por macrófitas aquáticas e onde desembocam os principais rios formadores, portanto, a porção mais rica em nutrientes é colonizada por vários gêneros de diatomáceas como: *Eunotia*, *Gomphonema*, *Pinnulania*, *Surirella*, *Nitzschia* e *Cymbella*. Na parte inferior, especialmente próximo à barragem, os gêneros mais freqüentes pertencem às *Chlorococcales* e *Desmidiaceae*: *Ankistrodesmus*, *Coscinodiscus*, *Scenedesmus*, *Stauroneis*, *Tetradonella* e *Dictyosphaerium*.

Fontes de poluição localizadas, como esgotos domésticos e/ou industriais, podem ser um importante fator na distribuição horizontal do fitoplâncton em lagos. Na zona de influência destes efluentes, desenvolve-se, via de regra, comunidades fitoplanctônicas capazes de suportar grandes oscilações das principais variáveis ambientais. Dentre estas variáveis destacam-se: oxigênio, temperatura, turbidez, nutrientes. Além disto, estas comunidades caracterizam-se pela grande capacidade de flutuação. Esta capacidade habilita-as a sobreviver mesmo em ambientes onde a viscosidade da água é geralmente muito reduzida como, por exemplo, em ambientes que recebem efluentes contendo detergentes.

21.6. BIOMASSA E PRODUTIVIDADE PRIMÁRIA DO FITOPLÂNTON

21.6.1. Conceitos Básicos

Os termos biomassa e produção primária têm recebido as mais diferentes definições, que variam somente no enfoque que o autor pretende imprimir. Neste capítulo, serão adotadas basicamente as definições propostas por WESTLAKE (1963) e WINBERG (1971), por serem, ao mesmo tempo, as mais sintéticas e abrangentes.

Biomassa é o peso total de todos os indivíduos de uma população ou comunidade por unidade de área ou de volume num dado tempo. A biomassa pode ser expressa em termos de número de indivíduos, pigmentos, peso fresco, carbono orgânico, nitrogênio orgânico, energia (joule) e adenosina trifosfato (ATP). Na Limnologia, tem-se adotado freqüentemente os termos “standing crop” e “standing stock” como sinônimos de biomassas. No entanto, estas terminologias têm sido pouco utilizadas nos últimos anos, mesmo por autores de língua inglesa, ao contrário do termo biomassa que, segundo WINBERG (1971) e WETZEL (1975), deve ser preferencialmente adotado por esta ciência.

Produção primária corresponde ao aumento de biomassa em um dado intervalo de tempo, mais todas as perdas ocorridas neste período. Desta maneira, a produção primária é a quantidade de matéria orgânica acrescida pela fotossíntese ou quimiossíntese em um dado intervalo de tempo. No caso da comunidade fitoplanctônica, as perdas principais são devidas à: respiração, excreção, secreção, morte, herbivoria e parasitismo. Muitos autores incluem a taxa de afundamento como uma das principais causas para estas perdas (REYNOLDS, 1983).

Produtividade primária é a produção (P), expressa como taxa, ou seja, a produção em relação a um período de tempo (t). Produtividade primária corresponde à média de várias medidas de taxas ou produção por período de dias ou ano e pode ser expressa em termos de matéria orgânica, oxigênio, carbono ou energia, entre outros.

Geralmente os termos produção e produtividade primária são utilizados indistintamente em Limnologia. Deve, no entanto, ser observado que a grande maioria dos trabalhos existentes refere-se à produtividade e não à produção primária. Para melhor esclarecer a diferença entre produção e produtividade primária, pode-se citar o seguinte exemplo hipotético: avaliou-se a biomassa da comunidade fitoplanctônica de um determinado lago e obteve-se 1 g de peso seco m^{-2} . Após 30 dias, fez-se nova avaliação, na qual foram obtidos 40 gramas peso seco m^{-2} . A produção primária da comunidade fitoplanctônica foi, portanto, 30 gramas m^{-2} e a produtividade de 1 grama peso seco $m^{-2} d^{-1}$ ($P = 30 \text{ gramas peso seco } m^{-2} / t = 30 \text{ dias}$). De acordo com LIETH & WHITTAKER (1975), o termo produção refere-se, geralmente, ao processo e produtividade, à taxa. Para maiores detalhes sobre a diferença entre produção e produtividade ver MARGALEF (1977).

Produtividade primária bruta ou real é o aumento de biomassa observado, mais todas as formas de perdas ocorridas em função do tempo. Dado às grandes dificuldades metodológicas para quantificar-se a produtividade primária bruta, a maioria das pesquisas sobre o fitoplâncton restringe-se somente a medir a produtividade primária líquida ou aparente. Esta, por sua vez, pode ser considerada como a produtividade bruta menos as perdas. Em geral, para o fitoplâncton, são consideradas como perdas somente a energia gasta na respiração. No entanto, para obter-se uma avaliação a mais correta possível, devem ser consideradas outras perdas como, por exemplo, excreção e herbivoria.

21.6.2. Influência da Radiação Solar, Temperatura e Nutrientes sobre a Produção Primária

A produtividade primária fitoplanctônica é um processo complexo, no qual estão envolvidos diferentes fatores bióticos e abióticos, inibindo-a ou estimulando-a. Dentre os fatores bióticos podem ser citados como os mais importantes: a taxa de reprodução dos organismos fitoplanctônicos e a herbivoria. Dentre os inúmeros fatores abióticos, considera-se como os mais importantes a radiação solar, a temperatura e os nutrientes, uma vez que exercem influência direta sobre o processo fotossintético. Além destes, alguns gases dissolvidos (O_2 , CO_2 , CH_4), elementos traços (Co, Cu, Mo, etc.) e substâncias orgânicas dissolvidas (polissacarídeos, hormônios, vitaminas, aminoácidos) podem ter tanto influência direta como indireta sobre a produção primária do fitoplâncton.

1. Radiação Solar – A radiação solar influencia a produtividade fitoplanctônica de duas maneiras: agindo diretamente sobre a taxa de fotossíntese e contribuindo na determinação da profundidade da zona eufótica. A absorção exponencial da radiação com a profundidade do lago

possibilita a formação de três regiões distintas na coluna d'água: de excesso de radiação ou com inibição fotossintética, de saturação de radiação e de limitação por escassez de radiação (Fig. 21.13).

A região com excesso de radiação compreende a parte da coluna d'água que recebe de 30 a 100% da radiação solar incidente sobre a superfície do lago (TILZER, 1979). Nesta região, a taxa de fotossíntese pode ser inversamente proporcional à intensidade de radiação. A inibição da fotossíntese fitoplanctônica ocorre devido a quatro fatores principais: a) inibição fotoquímica através da paralisação do sistema de transporte de elétrons; b) fotooxidação dos pigmentos (que em casos extremos pode ocasionar o esbranquecimento dos cloroplastos pela ação dos raios ultravioleta); c) contração dos cloroplastos que leva à redução da fluorescência; d) aumento acentuado da fotorrespiração. Segundo TILZER (1979), a inibição por excesso de radiação é um processo que depende do tempo de exposição, uma vez que em períodos inferiores a 10 minutos, o processo é reversível (recuperação em horas).

Abaixo da região de inibição, localiza-se a região de saturação de radiação, na qual são encontradas as melhores condições de luminosidade para a realização da fotossíntese (Fig. 21.13). As causas da limitação da produtividade, nesta região, devem ser creditadas a outros fatores como, por exemplo, escassez de nutrientes e herbivoria.

A região mais inferior, na qual a produtividade é limitada pela escassez de radiação, é considerada aquela onde a intensidade da radiação é inferior 15% da incidente na superfície (TILZER, 1979). Nesta região, a taxa de fotossíntese é função da disponibilidade de radiação e a comunidade fitoplanctônica caracteriza-se pela elevada eficiência fotossintética, mesmo com valores absolutos de fotossíntese baixos. Geralmente, o fitoplâncton dispõe de mecanismos para adaptar-se à radiação dominante nesta região. As adaptações estão relacionadas às mudanças na concentração de clorofila no interior da célula e na concentração das enzimas ligadas ao processo fotossintético (TILZER, 1979). Deve-se ressaltar que, muito embora outros fatores estejam envolvidos, como temperatura e nutrientes, a radiação solar mostra-se como o fator mais importante (compare Fig. 21.23).

2. Temperatura – A temperatura do meio pode atuar sobre a produtividade do fitoplâncton de duas maneiras: diretamente sobre a fisiologia dos organismos fitoplanctônicos e indiretamente, alterando, por exemplo, a distribuição de nutrientes na zona eufótica, principalmente através da formação de camadas com diferentes densidades (ver Cap. 9).

Sobre a fisiologia do fitoplâncton, a temperatura pode atuar de diferentes maneiras. Na região de excesso de radiação, os maiores efeitos da temperatura são observados em caso de temperatura muito baixas ($<10^{\circ}\text{C}$). Na região de saturação de radiação a taxa de fotossíntese é controlada por reações enzimáticas, especialmente reação no escuro, que tem sua cinética fortemente influenciada pela temperatura. Com a elevação dos valores de temperatura, observa-se aumento de taxa de fotossíntese até o valor ótimo de temperatura, a partir do qual as taxas são reduzidas. Por outro lado, na região limitante por escassez de radiação, os processos fotoquímicos são os mais importantes (oxidação e ativação da molécula de clorofila).

3. Nutrientes – A concentração dos nutrientes tem papel fundamental sobre a produtividade primária do fitoplâncton. Dentre os nutrientes mais importantes destacam-se: fosfato, nitrato, amônio e silicato, considerados geralmente como limitantes. Alguns podem ser de grande importância na produtividade primária de certos grupos de algas. O silicato, por exemplo, é o principal nutriente controlador da produtividade das diatomeas. Este fato pode ser comprovado através da estreita relação entre a biomassa de diatomeas e a concentração de silicato do meio (compare Fig. 21.3).

A distribuição dos nutrientes em lagos é controlada por diferentes fatores, sendo que a estratificação térmica da coluna d'água pode ser considerada como a mais importante. Como exemplo, pode ser citado o que ocorre em lagos de regiões temperadas e tropicais profundos, durante o período de estratificação. Nestes lagos, o hipolímnio, de onde se origina a maior parte dos nutrientes para a zona eufótica, durante o período corresponde à estratificação térmica, permanece isolado. Nestas condições, ocorre um esgotamento dos principais nutrientes (fosfato, nitrato, amônia e silicato) na zona eufótica, com a conseqüente queda da produtividade primária do fitoplâncton.

Muitas espécies de algas, especialmente as cianofíceas, absorvem nutrientes ativamente, mesmo quando a concentração interna é maior do que a externa. Este fenômeno ocorre no início do período de estratificação, quando ainda há concentrações significativas de nutrientes no meio. Este mecanismo possibilita que populações de algas continuem a crescer e reproduzir-se mesmo após o esgotamento de nutrientes do meio.

21.7. METÓDOS DE AVALIAÇÃO DA BIOMASSA E PRODUTIVIDADE PRIMÁRIA

21.7.1. Avaliação da Biomassa

A análise quantitativa do fitoplâncton tem sido uma das principais dificuldades no estudo desta comunidade. Daí a grande atenção que este problema tem merecido de vários pesquisadores, desde o início deste século. Para maiores detalhes ver extensa literatura em UTERMÖHL (1931) e VOLLENWEIDER (1974).

Para a estimativa da biomassa fitoplanctônica, inúmeros métodos foram desenvolvidos, sendo que nenhum dos disponíveis, hoje, pode ser utilizado indistintamente para todos os tipos de organismos fitoplanctônicos. Dentre os métodos desenvolvidos listaremos os principais (para detalhes, ver VOLLENWEIDER, 1974).

Contagem de organismos

a) Filtração — Este método foi desenvolvido por BONEY (1976) e consta da filtração de um volume conhecido de amostra através de uma membrana de 0,45 µm de porosidade. Esta filtração deve ocorrer sob pressão que deve variar de 1/3 a 1/2 atmosfera. Após uma série de tratamentos químicos com etanol, creosoto e metoxibenzeno a amostra pode ser contada, sob microscópio.

b) Contagem eletrônica — Através de um contador de partículas, a biomassa do fitoplâncton pode ser avaliada. Segundo EL-SAYED & LEE (1963), o aparelho baseia-se no movimento de partículas dentro de um campo elétrico. Assim, qualquer alteração provocada por partículas quando passam através de uma abertura é registrada automaticamente. A grande desvantagem deste método é a não diferenciação entre os detritos (orgânicos e inorgânicos) e as células vivas. Este método é mais comumente usado para contagem de algas cultivadas em laboratório.

c) Fluorescência — Este método tem sido utilizado para a avaliação da biomassa do bacterioplâncton. Sua principal vantagem é a pronta distinção entre material vivo e morto. O

alto custo de aquisição do microscópio de fluorescência é um dos principais fatores limitantes ao seu uso.

d) Câmaras Sedgwick-Rafter – Estas câmaras possibilitam rápidas contagens dos organismos fitoplancctônicos, especialmente os maiores do que 50 µm. A utilização deste método para contagem do nanoplâncton não é recomendada.

e) Sedimentação em câmaras – Este método foi desenvolvido por UTERMÖHL (1931) e aperfeiçoado pelo mesmo autor em 1958. Para a sua utilização é necessário o chamado microscópio “invertido”. Este método é mais adequado para o fitoplâncton de tamanho intermediário. Para a contagem, a amostra é colocada em câmaras de sedimentação, cujo volume é função da concentração da amostra. Este método é um dos mais recomendados para quantificação do fitoplâncton total, ainda que se torne problemático para águas com baixas densidades fitoplancctônicas e, ao mesmo tempo, com detritos orgânicos e inorgânicos em abundância como é o caso de grande parte das águas interiores brasileiras.

Volume dos Organismos (Biovolume)

Muitos autores preferem expressar a biomassa como unidade de volume por litro ($\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$). Este critério tem a vantagem sobre a biomassa expressa em número de organismos por litro, porque leva em consideração o tamanho do organismo, que no caso do fitoplâncton varia grandemente. Este método torna, desta maneira, os resultados mais comparáveis. Em geral, as medidas dos volumes são feitas através da utilização de fórmulas geométricas mais próximas: esfera ($\frac{4}{3} \pi r^3$), cone ($\frac{1}{3} \pi r^2 h$), cilindro ($\pi r^2 h$), etc. ou uma combinação destas fórmulas.

Composição Química

A composição química do fitoplâncton é determinada após a concentração de volumes conhecidos de amostras, por centrifugação, filtração ou outras técnicas disponíveis. Os componentes mais freqüentemente analisados são: carbono, nitrogênio e fósforo.

Peso Seco e Teor de Matéria Orgânica

Este método consiste na determinação de peso seco do fitoplâncton, contido em um volume conhecido de amostra e sua posterior incineração em altas temperaturas para a determinação do teor de matéria orgânica. Um dos métodos mais utilizados para a determinação do peso seco é a passagem da amostra em filtros de fibra de vidro previamente incinerados e pesados. Após a filtração o material é seco (105°C) e a biomassa é determinada por diferença de peso. A desvantagem deste método é que o material inorgânico é incluído na determinação. Após a determinação do peso seco a mesma amostra pode ser incinerada (550°C) para determinação de matéria orgânica.

Pigmentos (clorofila e fepigmentos)

Sendo a clorofila um dos principais responsáveis pela fotossíntese, o conhecimento de sua concentração pode dar indicações da biomassa do fitoplâncton. Nos últimos anos, tem se tornado cada vez mais freqüente a utilização da concentração de clorofila para expressar a biomassa fitoplancctônica. Para tal, têm sido utilizados aparelhos modernos, como espectrofotômetros e fluorímetros. Para a determinação, filtra-se um volume conhecido de

amostras sobre filtros especiais e a extração é feita por meio de solventes orgânicos como acetona, metanol ou éter. Após a leitura da densidade ótica (extinção) das soluções contendo clorofila, calcula-se a concentração final a partir de fórmulas que variam entre os autores (ver STRICKLAND & PARSONS, 1960 e VOLLENWEIDER, 1974). Frequentemente, determina-se a concentração das clorofilas a, b, c e feopigmentos (produtos de degradação da clorofila) na mesma solução, utilizando-se, para tanto, comprimentos de ondas específicos.

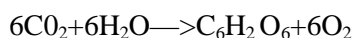
Trifosfato de Adenosina (ATP)

Este método tem uma grande vantagem sobre os demais, pois baseia-se somente na presença de organismos vivos. Desta maneira, evita-se superestimação dos valores de biomassa devido à inclusão de detritos. A determinação da biomassa através do ATP é ainda pouco usada, possivelmente por não ser um método de rotina fácil, além de apresentar elevado custo.

21.7. 2. Avaliação da Produtividade Primária

Em princípio, a medida da biomassa em dois diferentes períodos do ano, pelos métodos anteriores descritos, deveria ser suficiente para avaliar a produtividade primária do fitoplâncton. Contudo, o curto ciclo de vida destes organismos, as perdas por herbivoria, a sedimentação e os inúmeros erros associados à avaliação da biomassa mascaram a produtividade real. Desta maneira, tem-se avaliado a produtividade do fitoplâncton principalmente através da quantificação de compostos diretamente ligados à fotossíntese, como oxigênio e carbono. Estes compostos participam de maneira equitativa no processo fotossintético, como mostra a equação básica da fotossíntese:

luz



Torna-se claro, portanto, que a avaliação da quantidade de carbono assimilado ou de oxigênio produzido, durante certo tempo, são os melhores critérios de avaliação da produtividade do fitoplâncton.

21.7. 2.1. Método do oxigênio dissolvido

Este método, também conhecido como método do frasco claro e escuro ou de Gran, em reconhecimento a um dos primeiros autores a utilizá-lo (GAARDER & GRAN, 1927), é o mais acessível à maioria dos limnólogos e é aquele que possibilita a obtenção do maior número de informações como: notadamente a taxa de produtividade primária bruta e líquida além da taxa de respiração.

O método baseia-se na incubação de amostras de água de profundidades conhecidas em dois frascos: sendo um claro (Fc) e outro escuro (Fe). Em outro frasco, determina-se a concentração inicial de oxigênio da amostra (Fi). O Fc e o Fe são levados às profundidades de

origem da amostra, onde permanecem por períodos que variam de 2 a 24 horas, após os quais determina-se a concentração de oxigênio pelo método Winkler ou eletroquimicamente, por meio de eletrodos. No frasco claro, além da fotossíntese, ocorre também respiração. Por outro lado, no frasco escuro, ocorre somente respiração da comunidade. Desta maneira, durante a incubação das amostras, dois processos importantes estão ocorrendo: produção de oxigênio (fotossíntese, F_c) e consumo de oxigênio (respiração, F_c e F_e). Em geral, assume-se que a respiração nos frascos claro e escuro ocorrem na mesma intensidade, o que normalmente não é verdadeiro. Para o cálculo da produtividade bruta, líquida e da respiração as seguintes equações são utilizadas:

$$\text{Produtividade bruta} = (F_c - F_i) + (F_i - F_e) = F_c - F_e$$

$$\text{Produtividade líquida} = F_c - F_i$$

$$\text{Respiração} = F_i - F_e$$

Os resultados obtidos são expressos em μmol ou mg de oxigênio produzido por volume no tempo, e podem ser transformados em carbono, utilizando-se coeficientes específicos (ver WESTLAKE, 1963 e VOLLENWEIDER, 1969).

Problemas, com este método, podem surgir em lagos hipereutróficos e oligotróficos. Nos primeiros, a grande produção de oxigênio pode formar bolhas no interior do frasco que se dispõem antes de sua quantificação. Nos lagos oligotróficos, a produção de oxigênio pode ser tão pequena que se torna difícil a determinação da produtividade por este método. Isso se deve principalmente ao consumo de oxigênio produzido pela respiração de bactérias e pelo zooplâncton. Em geral, utilizam-se triplicatas de cada frasco, para obter-se melhores resultados.

Outro problema frequentemente encontrado com o método do oxigênio é a incubação das amostras por longos períodos. Neste caso, pode ocorrer o crescimento de populações de bactérias nas paredes internas do frasco, que consomem parte do oxigênio produzido, gerando inevitavelmente valores negativos de produtividade.

21.7.2.2. Método do carbono radioativo

A utilização do carbono 14 (^{14}C) para a determinação da produtividade primária do fitoplâncton foi proposta pela primeira vez por STEEMANN NIELSEN (1952). A partir deste trabalho, são inúmeras as proposições de modificações do método inicial VOLLENWEIDER, 1974).

Este método baseia-se na relativa instabilidade do carbono radioativo, capaz de emitir partículas, que é uma forma de radiação de baixa energia. A quantidade de partículas emitidas pode ser medida através de uma técnica especial denominada cintilação líquida, que consiste na adição de líquidos cintiladores às amostras, possibilitando sua detecção pelos cintiladores.

Em princípio, o método consta da adição de ^{14}C na forma de $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$ à amostra, que é acondicionada em frascos claros e escuros. O período de incubação da amostra varia, em geral, de 4 a 6 horas (VIEIRA & AIDARAGÃO, 1982).

Durante o período de exposição, o fitoplâncton incorpora carbono radioativo na sua biomassa, que pode ser medido, após tratamento adequado (para técnicas de medição ver TEIXEIRA, 1973 e VOLLENWEIDER, 1974).

O cálculo final da produtividade primária do fitoplâncton é feito com base na quantidade total de C na água da amostra, da quantidade ^{14}C adicionada no início do experimento e a quantidade de ^{14}C incorporado pelas algas.

A utilização do método do ^{14}C tem, na sua sensibilidade, a grande vantagem sobre os demais. Este fato possibilita seu emprego, mesmo em lagos ultra-oligotróficos. No entanto, sua utilização apresenta, entre outras, três limitações importantes:

a) dificuldades em saber o que é medido: a célula fitoplanctônica metaboliza parte do ^{14}C assimilado, respirando-o; não permite estabelecer com precisão a produtividade líquida. Além disto, parte do ^{14}C assimilado é excretado sob a forma de exudatos orgânicos para o meio. Segundo RYTHER (1956), os valores obtidos com esta técnica estão mais próximos da produção líquida;

b) dificuldades relacionadas com a metodologia: entre estas dificuldades estão: a aquisição de equipamentos de custos elevados (cintilador líquido, por exemplo) e problemas relacionados à técnica em si, como a redução da eficiência de contagem devido à cor das amostras (“quenching” de cor), contagem de outros compostos marcados com ^{14}C que podem estar dissolvidos e particulados;

c) em relação à contaminação com ^{14}C : deve-se salientar que a meia vida do ^{14}C é extremamente longa (cerca de 5.700 anos), não acarretando problemas imediatos para a saúde. No entanto, a manipulação das amostras gera grande quantidade de dejetos radioativos, particularmente líquidos.

Comparando-se os dois métodos, pode-se dizer que o método do oxigênio dissolvido, pelas suas facilidades de manipulação, acessibilidade dos reagentes químicos envolvidos e, sobretudo, o grande número de informações que podem ser obtidas, deveria ser o preferido dos limnólogos brasileiros. Muito embora a técnica do ^{14}C seja uma das mais simples em Limnologia, o seu emprego deve ser restrito, pelos motivos acima expostos. Somente deve ser usado em situações em que a técnica do oxigênio dissolvido não for viável (águas com produtividade extremamente baixa ou elevada).

21.8. DISTRIBUIÇÃO VERTICAL DA PRODUTIVIDADE PRIMARIA

A distribuição vertical da produtividade fitoplanctônica (também denominada de perfil vertical de produtividade) é determinada, principalmente, pela intensidade da radiação luminosa que, além de influenciar a quantidade de energia disponível para a fotossíntese, influencia também a disponibilidade de nutrientes através da estratificação da massa d'água. Além da radiação solar, outros fatores como: desenvolvimento do fitoplâncton e transparência da água são de grande importância. Em função destes fatores podem ser formados diferentes perfis verticais de produtividade primária do fitoplâncton, os quais constituem padrões distintos de distribuição desta produtividade.

Minucioso estudo sobre perfis verticais de produtividade primária do fitoplâncton foi realizado por FINDENEGG (1964). Este autor estudou vários lagos austríacos, principalmente aqueles localizados nos Alpes. Com base nesta pesquisa, Findenegg reconheceu três tipos de perfis verticais básicos (Fig. 21.14).

Tipo 1 – Caracteriza-se pela presença de uma região de inibição próxima à superfície, seguida por outra bem definida, de máxima produtividade, por volta de 2 a 3 metros, a partir da qual ocorre forte redução das taxas de produtividade (Fig. 21.14). Este tipo de perfil é típico de

lagos eutróficos, onde o máximo de produtividade primária localiza-se próximo à superfície numa camada de pouca espessura. O fator determinante para a formação de perfil tipo I é a disponibilidade da radiação fotossinteticamente ativa.

Tipo II— É caracterizado pela falta de regiões de produtividade primária máxima bem caracterizada. Em geral, o perfil inicia-se com uma região de inibição pouco pronunciada na superfície, seguida por outra produtividade constante (Fig. 21.14). A partir desta, a produtividade diminui progressivamente. Este perfil é típico de lagos oligotróficos e para sua determinação a radiação solar tem papel reduzido, ao contrário da concentração de nutrientes.

Tipo III – Este perfil tem como característica principal a formação de dois máximos de produtividade bem delimitados: o primeiro localiza-se na região do epilímnio e o segundo, geralmente, no metalímnio ou abaixo deste (Fig. 21.14). Este segundo máximo é resultante do intenso crescimento de algas nas partes mais profundas da coluna d'água, onde podem desenvolver-se, em virtude das condições nutricionais e de temperatura favoráveis. Estas algas são geralmente do grupo das cianofíceas, nos lagos europeus a espécie mais comum é *Oscillatoria nubescens* (no verão forma florações aquáticas a grandes profundidades). FINDENEGG (1964) denominou “lagos do tipo Oscillatoria”, os que se enquadram nesse grupo. Além de *Oscillatoria*, outras algas também podem participar no segundo máximo de produtividade como:

Penidinium e *Chroococcus*. Os lagos do grupo III são os que apresentam maior produtividade primária por unidade de área (Fig. 21.14).

Uma variação do tipo III pode ser frequentemente observada em lagos meromíticos ou oligomíticos. Nestes lagos, a produtividade aumenta progressivamente a partir do metalímnio (Fig. 21.15). Este aumento deve-se principalmente à atividade de bactérias quimiossintetizantes. Entre estas, destacam-se *Chnmatium*, *Achnomatium*, *Mancnomonas* e *Siderodermis*.

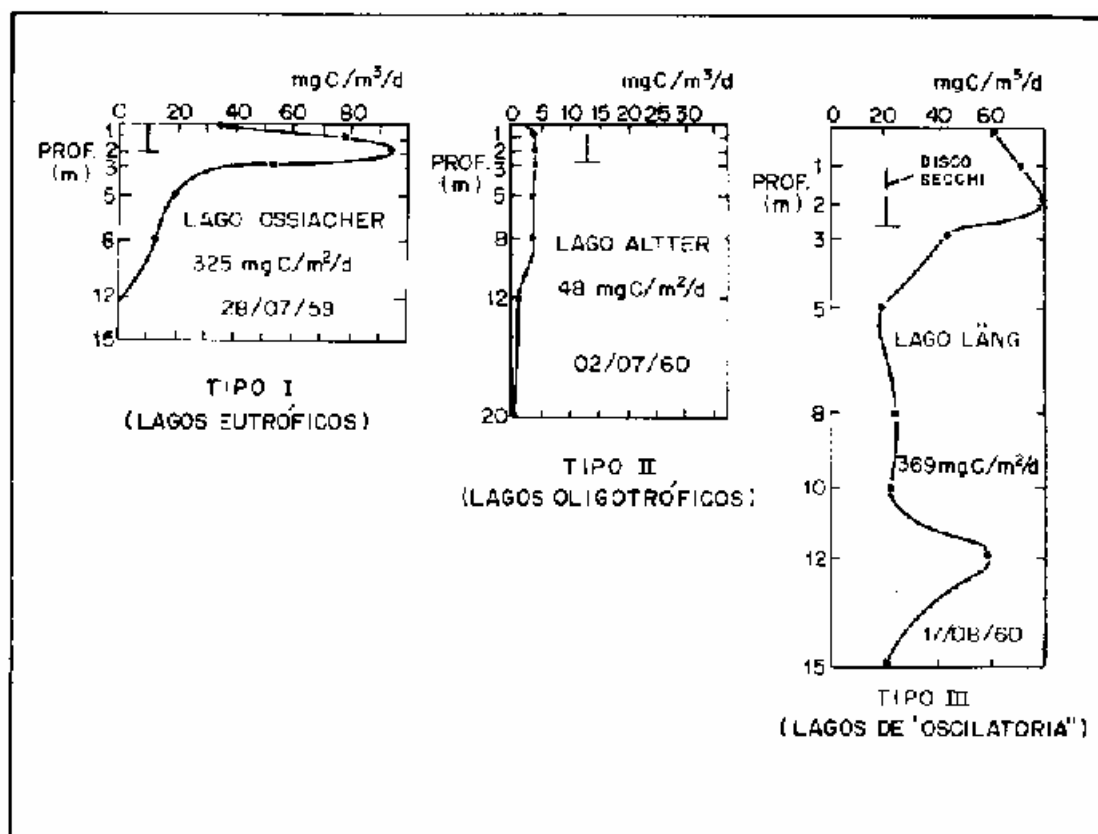


Fig. 21.14 - Tipos de perfis verticais de produtividade do fitoplâncton propostos por FINDENEGG (1964) para lagos de regiões de clima temperado. Segundo FINDENEGG (1964)

Um mesmo lago pode apresentar diferentes tipos de perfis verticais de produtividade primária durante o ano. Isto ocorre em função das profundas variações dos principais fatores que determinam os perfis, no decorrer do ano. Como exemplo, pode ser citado o lago Lunzer (Áustria - Fig. 2 1.16), que no verão (22/08/58), período de estratificação térmica, apresenta dois máximos: um na superfície e outro a 5 metros de profundidade que possibilita classificá-lo do tipo III. A partir do final do verão (30/09), até o inverno (06/12), o lago apresenta perfil tipo II. No entanto, com a circulação da massa na primavera (22/03 a 2 1/04/60), a zona eufótica é enriquecida com nutrientes, resultando num acentuado desenvolvimento do fitoplâncton. Neste período, o perfil é do tipo 1. Com o esgotamento dos nutrientes e a conseqüente redução da produtividade, o lago volta à sua condição do tipo II.

Na lagoa Carioca (MG), BARBOSA (1981) também constatou que, no decorrer do ano e mesmo no decorrer do dia, podem ocorrer diferentes tipos de perfis verticais. Em setembro, o autor obteve perfil do tipo 1, como nos lagos ricos em fitoplâncton, em fevereiro do tipo III, com dois máximos em diferentes profundidades, na parte da manhã e no período da tarde o perfil obtido foi do tipo II, característico de lagos pobres em fitoplâncton.

No lago Lanao (Filipinas), um lago tropical, LEWIS (1974) demonstrou em detalhado estudo sobre a produtividade fitoplanctônica que este lago pertence ao tipo 1. Este resultado, juntamente com outros obtidos em lagos tropicais de diferentes regiões, sugerem uma forte

tendência para formação de perfis verticais do tipo 1. Como característica de lagos tropicais, pode-se citar a freqüente inibição da fotossíntese na superfície. Das 62 semanas de medições da produtividade do fitoplâncton realizadas por LEWIS (1974), somente em duas foi observado máximo de produtividade na superfície. Também em dias nublados, foram obtidos perfis com inibição na superfície, evidenciando, desta maneira, que mesmo nestes dias, a radiação disponível ultrapassa o limite tolerável pelo fitoplâncton de superfície. Nos dias em que foram detectados valores máximos na superfície (que para lagos tropicais parecem constituir casos esporádicos), a radiação incidente era mínima: 0,26 e 0,38 cal cm² mm⁻¹. Isto corresponde a aproximadamente 100 vezes menos do que a média de radiação da região.

Para a utilização da classificação proposta por FINDENEGG (1964), devem ser tomados por base os perfis verticais de produtividade fitoplancônica obtidos em períodos de atividade fotossintética máxima (verão em regiões temperadas e geralmente no inverno nas tropicais).

21.9. RELAÇÃO ENTRE BIOMASSA E A PRODUTIVIDADE PRIMÁRIA

O efeito da biomassa do fitoplâncton sobre os perfis verticais de produção primária não é tão evidente quanto o efeito da radiação solar. De acordo como RUTTNER (1952), os possíveis efeitos da biomassa sobre a produtividade do fitoplâncton são mais fáceis de serem observados quando os valores de biomassa são expressos por unidade de volume, isto porque, quando expressos por unidade de área, obtém-se geralmente valores semelhantes, notadamente em lagos eutróficos e oligotróficos. RODHE (1958), estudando a relação entre biomassa e produtividade primária do fitoplâncton em vários lagos suecos, não encontrou nenhuma relação significativa. Segundo este autor, a produtividade de determinada biomassa pode variar tanto em lagos diferentes como no mesmo lago. Além disto, uma dada produtividade pode ser gerada a partir de uma pequena ou grande biomassa. Já FINDENEGG (1964), encontrou, embora com algumas exceções, significativa correlação entre a biomassa por unidade de área e a produtividade do fitoplâncton na mesma unidade (Tabela 21.2). Nítida influência da biomassa sobre a produtividade, em algumas épocas do ano, foi encontrada por MULLER (1977). Esta autora constatou que, durante a primavera, no lago Schöh, a magnitude e a distribuição vertical da produtividade eram determinadas pela biomassa de cniptoficeas (Fig.2 1.17).

Em muitos lagos, tem-se encontrado que o auto-sombreamento da comunidade fitoplancônica contribui fortemente para redução dos valores de sua produtividade primária. Este fenômeno é observado principalmente em lagos eutróficos, onde em muitos casos a região eufótica é restrita a poucos centímetros abaixo da superfície.

21.10. VARIAÇÃO DIÁRIA DA PRODUTIVIDADE PRIMÁRIA

Há muito, sabe-se da existência das variações diurnas da produtividade primária do fitoplâncton, também denominada ciclo diurno, ritmo diário e variação nictêmica ou nictemeral (do grego Nychthémeron - um dia e uma noite). No entanto, somente há poucos anos, iniciaram-se os estudos que evidenciaram os fatores controladores deste processo (TALLING, 1957; OHLE, 1958 b, DOTY & OGURI, 1957; TILZER, 1973; BARBOSA, 1981). Estas pesquisas mostraram que as taxas de produtividade obtidas ao longo de um dia nem sempre são funções da curva diária de radiação.

De acordo com STROSS et al, (1973), a variação diurna da produtividade primária do fitoplâncton pode estar condicionada por:

a) fatores intrínsecos às algas, que lhes possibilitam a realização de um ritmo endógeno, independentemente das alterações das principais variáveis ambientais;

b) fatores extrínsecos, que estão relacionados a alguma deficiência como, por exemplo, escassez de nutrientes, ou algum fator inibitório, como a inativação do aparelho fotossintético pela radiação. Também deve ser ressaltado o aumento da taxa de respiração que em altas intensidades luminosas assume importante papel.

Tabela 21.2 - Biomassa e produtividade primária do fitoplâncton por unidade de área em lagos austríacos (segundo LINDENEGG, 1964)

LAGO	N ^o de Amostragem	PESO FRESCO (mg m ⁻³)			RELAÇÃO	
		Média	Mín.	Máx.	Mín. Máx.	PRODUTIVIDADE
						MÉDIA mg Cm ⁻² d ⁻¹
Wörther	16	34.000	19.000	55.000	1:29	410
Läng	4	15.000	5.000	33.000	1:64	369
Mond	10	7.800	2.500	29.000	1:11,6	131
Ossiacher	7	7.000	2.400	14.000	1:59	325
Millstätter	5	6.900	3.700	14.600	1:39	111
Wolfgang	5	6.000	2.100	11.600	1:5,5	66
Klopeiner	4	3.700	3.000	5.300	1:1,8	136
Lunzer	10	3.200	600	16.000	1:26,6	89
Krotten	3	3.200	2.000	5.500	1:2,8	57
Atter	6	2.600	1.000	5.100	1:5,1	48
Lraun	5	2.200	600	3.600	1:6	84

Para GANF & HORNE (1975) e BARBOSA (1981), as variações diurnas de produtividade em lagos tropicais são mais importantes do que as anuais. Isto se deve à pouca variação do fotoperíodo (número de horas de iluminação em 24 horas) e às condições de luz e temperatura, que são favoráveis durante todo o ano.

Tanto em lagos de regiões temperadas como tropicais, tem-se observado redução da eficiência fotossintética no decorrer do dia. Este fenômeno tem como consequência uma diminuição da produtividade primária do fitoplâncton na parte da tarde. Segundo TILZER (1973), para a explicação deste fenômeno podem ser levantadas as seguintes hipóteses:

a) inativação reversível do aparelho fotossintético, devido à alta intensidade luminosa. Durante o período de alta intensidade luminosa pode ocorrer aumento da fotorrespiração (respiração de produtos fotossintetizados em presença de luz) e oxidação da clorofila, que somente depois de algumas horas volta ao seu estado normal;

b) alta taxa de produtividade pode provocar supersaturação de oxigênio e déficit de gás carbônico. Este fato pode levar à fotonrespiração, conseqüentemente, à redução da produtividade. Este efeito é mais comum em lagos eutróficos;

c) escassez de nutrientes no decorrer do dia, devido à sua absorção pelo fitoplâncton. Este fato é mais importante durante o período de estratificação da coluna d'água, quando a

concentração de nutrientes pode chegar a níveis não detectáveis. Em alguns casos, pode ocorrer, à noite, reposição de nutrientes na zona eufótica devido a microdesestratificações.

Estes fatores podem atuar no controle da variação da produtividade fitoplanctônica, tanto separadamente quanto em conjunto. Como resultante, tem-se observado um padrão de variação diária comum tanto em lagos de região de clima temperado (OHLE, 1958 b), como tropicais (BARBOSA, 1981). Esta variação diurna caracteriza-se por apresentar um máximo de produtividade nas primeiras horas da manhã, redução por volta do meio-dia e um outro máximo na segunda metade do período da tarde (Fig. 21.18). Segundo TILZER (1973), em lagos com alta transparência, os valores obtidos por volta do meio-dia são extremamente baixos.

RHODE (1958) descreveu detalhado estudo sobre a variação vertical da produtividade do fitoplâncton em relação à radiação disponível num lago temperado (lago Erken, Suécia). O autor mediu a produtividade do fitoplâncton com ^{14}C através de incubações de 4 e de 19 horas de duração. A partir dos resultados de 4 horas de incubação, observou-se claramente o efeito inibitório da radiação da superfície. Este fato pode ser observado no primeiro período (2:15 às 6 horas) e no último período (18:00 às 21:00 horas), nos quais os maiores valores foram encontrados na superfície (Fig. 21.19). Outra importante conclusão desta pesquisa foi que a somatória de várias medidas fornecem resultados superiores àqueles obtidos a partir de medidas feitas por longos períodos. Segundo TILZER (1973), estes valores podem ser de 30 a 50% superiores. Dentre as várias explicações para este fenômeno, as mais aceitas são: durante longos períodos de incubação ocorre sedimentação do fitoplâncton uma vez que a turbulência dentro do frasco é menor do que no meio natural, escassez de nutrientes, supersaturação de oxigênio e aumento da concentração de compostos inibidores, inclusive pela excreção fitoplanctônica.

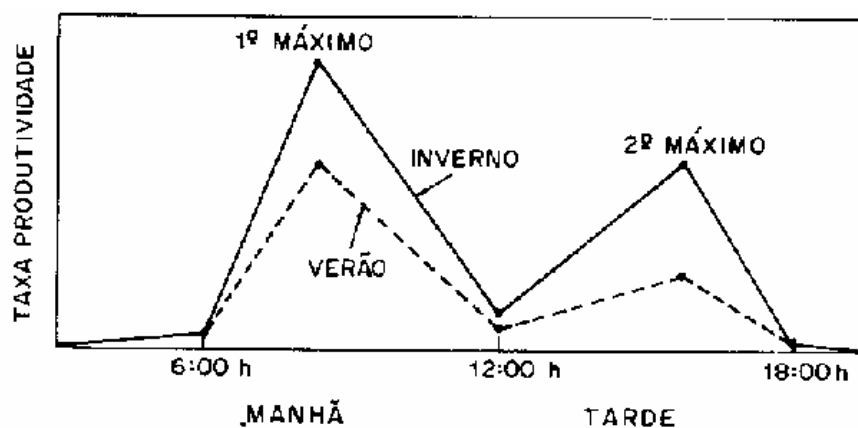


Fig. 21.18 - Modelo da variação diária de produtividade primária fitoplanctônica em lagos tropicais. A partir de BARBOSA (1981)

Em lagos cujo fitoplâncton é composto principalmente por espécies que realizam migrações, a variação diurna da produtividade primária é controlada pela extensão destas variações. TILZER (1973), pesquisando o lago Vorderer Finstertaler (situado nos Alpes austríacos a 2.237 m de altitude), mostrou que as algas *Gymnodium ubennimum*, *Mallomonas sp.*, *Synedra uma*, realizam migrações à tarde e ao anoitecer em direção à superfície, enquanto que com o aumento da intensidade luminosa durante a manhã, migram para as partes profundas do lago (Fig. 21.20). Assim, durante o período da radiação máxima, especialmente entre 10:00-14:00 horas, ocorre acentuada redução da produtividade fitoplanctônica na parte superior da

coluna d'água, com a máxima ocorrendo nas partes profundas (20 metros) (Fig. 21.20). Assim, neste lago, além da inibição pela radiação, a redução da produtividade na superfície pode ser explicada pelas migrações verticais do fitoplâncton.

Em lagos tropicais, são raros os estudos sobre a variação diurna da produtividade fitoplanctônica. Dos trabalhos mais completos sobre o assunto destacam-se os realizados por TALLING (1957) e BARBOSA (1981). O primeiro autor pesquisou lagos africanos e o segundo a lagoa Carioca (MG). BARBOSA (1981) encontrou significativas diferenças na variação de produtividade do fitoplâncton entre o período da manhã e o da tarde, tanto no verão quanto no inverno. No verão (26/02/80), foram constatados valores no período da manhã ($53 \text{ mg C m}^{-3} \text{ d}^{-1}$), três vezes superiores àqueles obtidos no período da tarde ($17,8 \text{ mg C m}^{-3} \text{ d}^{-1}$). No inverno (22/07/80), os valores obtidos pela manhã (produtividade máxima $54,6 \text{ mg C m}^{-3} \text{ d}^{-1}$) não foram significativamente superiores aos do período da tarde ($45 \text{ mg C m}^{-3} \text{ d}^{-1}$). Como característica do período do inverno, podem ser citados os dois máximos (0,6 a 1,8 m) observados no período da manhã (Fig. 21.21). Os resultados obtidos sugerem, portanto, que as variações diárias são mais evidentes no verão.

Quanto ao tipo de perfil vertical obtido no verão, foram observadas diferenças significativas entre o período da manhã e o da tarde. Enquanto pela manhã foi registrada forte inibição fotossintética na superfície, no período da tarde este fato não foi observado. De acordo com BARBOSA (1981), ritmos endógenos (fatores ligados ao metabolismo das algas) são os principais controladores da variação diária da produtividade primária do fitoplâncton na lagoa Carioca.

No lago Lanao (Filipinas), LEWIS (1974), também encontrou maiores produtividades planctônicas no período da manhã. Este autor, no entanto, adverte que não se pode considerar este fato como regra geral, embora seja observado com frequência.

No lago Castanho (Amazônia) foi constatado por SCHMIDT (1973c), que a produtividade das 14:00 às 18:00 horas (outubro, 1969) foi significativamente inferior àquela observada no restante do dia. Como já havia sido evidenciado por RODHE (1958) para lagos temperados, também no lago Castanho, os valores de produtividade obtidos a partir de três medidas, durante o dia, são até 25% superiores àqueles obtidos a partir da exposição de 12 horas (SCHMIDT, 1973b).

De acordo com LEWIS (1974), as variações de produtividade primária do fitoplâncton em lagos tropicais, durante o dia, podem ser tão significativas que conclusões tiradas a partir de uma única medida devem ser encaradas com restrições. Na realidade, uma única medida durante o dia fornece indicações apenas sobre a grandeza de taxa de produtividade, não podendo ser utilizada para extrapolação com vistas às determinações da produtividade anual.

21.11. VARIAÇÃO ANUAL DA PRODUTIVIDADE PRIMÁRIA

Desde o início deste século, a variação da produtividade primária do fitoplâncton no decorrer do ano tem recebido grande atenção por parte dos limnólogos. No entanto, somente com o desenvolvimento e aperfeiçoamento de técnicas para a sua determinação, os estudos sobre a produtividade passaram a ser quantificados.

Outra constatação destes estudos foi que a variação sazonal da produtividade do fitoplâncton aumenta acentuadamente com o aumento de latitude (Fig. 21.22). Assim, em lagos de regiões tropicais, observa-se pouca variação nos valores de produtividade fitoplanctônica nas

quatro estações do ano. Em lagos temperados, no entanto, a sazonalidade é pronunciada com, pelo menos, dois máximos: um de menor valor, na primavera e outro maior, no verão. Com frequência, observa-se, no outono, a ocorrência de um pequeno máximo. Em lagos subpolares, a característica principal da produtividade fitoplâncton é a presença de somente um máximo, que ocorre no final do verão.

21.11.1. Em Lagos de Região Temperada

Os principais fatores que influenciam a produtividade do fitoplâncton são: radiação solar, temperatura e nutrientes. Estes três fatores que, em geral, atuam concomitantemente, estão submetidos à grande variação sazonal de intensidade de atuação em lagos temperados (Tabela 21.3).

Em função da nítida sazonalidade de fatores ambientais, a produtividade primária do fitoplâncton pode apresentar grandes diferenças de valores na primavera, verão, outono e inverno (Tabela 21.3).

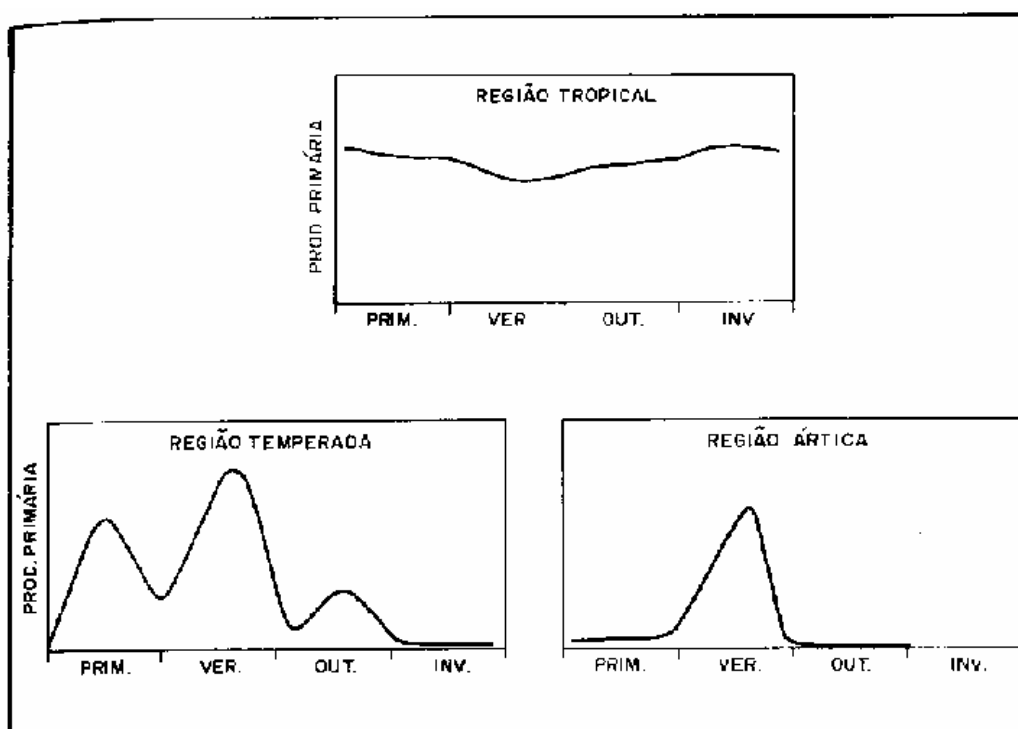


Fig. 21.22 - Modelos de curvas de produtividade fitoplanctônica anual em lagos de regiões tropicais, temperados e subpolares (região ártica).

Primavera – Observa-se, via de regra, crescimento exponencial da produtividade fitoplanctônica, em consequência das condições favoráveis de luz e nutrientes. As algas predominantes nesta época são aquelas adaptadas à pouca intensidade de radiação e têm alta eficiência fotossintética (eficiência no aproveitamento da radiação). Em lagos de altos valores

de transparência, pode ocorrer forte inibição fotossintética na superfície. A Fig. 21.23 mostra a variação anual da produtividade nos lagos Keller, um lago eutrófico e Schöh, um lago mesotrófico (ambos localizados na Alemanha). Como pode ser observado, o primeiro máximo do ano ocorre em março-abril, que corresponde à primavera daquela região. Este máximo pode continuar até o verão ou não. Para tanto, a atividade da comunidade' zooplancônica herbívora é de fundamental importância. No caso de altas taxas de herbivoria, o máximo de primavera pode ser interrompido, mesmo havendo ainda nutrientes disponíveis, como foi observado por MULLER (1977) no lago Schöh, no mês de abril de 1974.

Tabela 21.3 - Principais variáveis ambientais, dependentes das estações do ano em regiões temperadas (modificado de TILZER, 1979).

VARIÁVEL	PRIMAVERA	VERÃO	OUTONO	INVERNO
Estratificação térmica da coluna d'água	Ausente - pouco desenvolvida	Presente no decorrer da estação	Ausente - pouco desenvolvida	Presente com gelo na superfície
Disponibilidade radiação solar	Aumento no decorrer da estação	Alta	Diminui rapidamente no decorrer da estação	Baixa
Disponibilidade de nutrientes	Diminui no decorrer da estação	Tendência à redução até valores não detectáveis	Baixa no início da estação, aumentando no decorrer desta	Alta
Adaptação do fitoplâncton à radiação.	Predominância de espécies adaptadas a pouca radiação	Predominância de espécies adaptadas a muita radiação	Predominância de espécies adaptadas a muita radiação	Predominância de espécies adaptadas a pouca radiação

Verão – Devido à estratificação térmica típica para esta estação, a zona eufótica sofre forte depleção de nutrientes, o que constitui o principal fator limitante à produtividade nesta estação. Neste período, a rápida reciclagem de matéria orgânica dentro da própria zona eufótica é de fundamental importância para a produtividade fitoplanctônica. Para o fósforo, o tempo de reciclagem neste período foi calculado como sendo de 20 minutos (RIGLER, 1964). A alta taxa de reciclagem, juntamente com as condições favoráveis de luz e temperatura, proporcionaram o surgimento do segundo máximo no verão, resultante da sucessão populacional das algas e/ou pela redução das taxas de herbivoria da comunidade zooplancônica (compare Fig. 2 1.2).

Outono – Nesta estação, a disponibilidade de radiação constitui o principal fator na determinação da magnitude da produtividade fitoplanctônica, uma vez que, devido à circulação total da coluna d'água, os níveis de concentração de nutrientes são favoráveis, mesmo em condições desfavoráveis de luz. Assim, pode ocorrer, em alguns lagos, elevação da produtividade ,gerando o máximo de outono, significativamente inferior aos de primavera e verão (Fig. 2 1.23).

Inverno – O inverno caracteriza-se por ser uma estação com condições climáticas rigorosas. A temperatura da água geralmente não ultrapassa os 7°C e na maioria dos casos, a superfície permanece congelada. Nesta condições, a produtividade do fitoplâncton é muito baixa ou inexistente.

21.11.2. Em Lago de Regiões Tropicais

Ao contrário dos lagos de regiões temperadas, em que a disponibilidade de radiação fotossinteticamente ativa e a temperatura são os fatores preponderantes na determinação dos níveis de produtividade do fitoplâncton, em lagos tropicais, estes fatores não são limitantes, uma vez que estão disponíveis durante todo o ano. Nestes lagos, a produtividade fitoplanctônica é dependente principalmente da disponibilidade de radiação dentro do próprio lago (radiação subaquática) e da concentração de nutrientes, especialmente fosfato, amônia e nitrato (Tabela 21.4). As variações a que estes fatores estão submetidos, podem ser tanto a nível local como regional. Desta maneira, numa dada região, podem ser encontrados lagos em que a variação anual é controlada principalmente pela concentração de nutrientes, e outros onde a disponibilidade de radiação subaquática é o principal fator controlador. Também podem ser encontrados lagos em que estes dois fatores se alternam durante o ano.

A profundidade média de cada ambiente exerce forte influência na variação anual da produtividade do fitoplâncton em lagos tropicais. Isto porque em função da profundidade média, pode ocorrer ou não estratificação da coluna d'água, com profundas implicações na disponibilidade de nutrientes e na radiação subaquática (extensão da zona eufótica). Assim, numa tentativa preliminar, pode-se distinguir três grupos de lagos tropicais, quanto à variação anual da produtividade do fitoplâncton:

1º grupo – Lagos rasos, sem estratificação térmica ou apenas esporádicas e de curta duração. Nestes lagos, a produtividade do fitoplâncton apresenta pouca variação no decorrer do ano, podendo ser moderada ou alta. Os principais fatores controladores externos da produtividade são: precipitação e vento. Estes, por sua vez, exercem grande influência sobre os fatores controladores internos, que são principalmente nutrientes e radiação subaquática. Ex.: represa do Lobo (SP), e provavelmente a grande maioria de lagunas e lagoas costeiras e lago George (GANF, 1974).

2º grupo – Lagos rasos, que podem ou não apresentar estratificações térmicas e que permanecem constantemente ou periodicamente (períodos de chuvas) ligados a rios. Nestes ecossistemas o aporte de nutrientes pode ocorrer de duas maneiras:

- a) a partir da água do rio, que os invade durante as cheias;
- b) a partir das áreas adjacentes, durante as cheias.

Neste último caso, o lago (muitos são lagos) aumenta de área, invadindo as regiões adjacentes, cujos solos são ricos em nutrientes e, geralmente, colonizados por plantas anfíbias, que morrem no período de cheias, liberando grande quantidade de nutrientes de sua biomassa.

A dinâmica da produtividade dos lagos deste grupo é controlada, portanto, pela variação do nível d'água do rio ao qual está ligado.

Em muitos casos, durante o período de vazante quando o fluxo de água é do lago para o rio, este pode receber contribuição considerável de nutrientes do lago. Nos lagos do Pantanal do Mato Grosso (“Baías”), durante este período, pode ser exportada grande quantidade de fosfato e nitrogênio (DA SILVA, com. pessoal).

3º grupo – Lagos profundos (> 25 cm), que permanecem estratificados na maior parte do ano, desestratificando geralmente no inverno, têm a variação da produtividade controlada pelo processo de estratificação e desestratificação da coluna d'água. Ex.: lago D. Helvécio em Minas Gerais (PONTES, 1980) e lago Lanao nas Filipinas (LEWIS, 1974).

A Fig. 21.24 apresenta a variação da produtividade do fitoplâncton na represa do Lobo (1º grupo). Nela os maiores valores de produtividade foram encontrados no período de chuvas ou nos períodos de maior velocidade do vento, em setembro e dezembro (MARINS, 1981). As intensas chuvas dos meses de dezembro, janeiro e fevereiro são responsáveis pelo aumento de concentração de nutrientes na represa, que tem como resposta imediata o aumento da

produtividade do fitoplâncton. Por outro lado, no período de intensos ventos, observa-se turbulência em toda a coluna d'água, com a ressuspensão do sedimento e dos inóculos de diatomáceas sedimentados. Estes processos são os maiores responsáveis pelo aumento da produtividade neste período (TUNDISI et. ai., 1977 e MARINS, 1981).

Embora ocorra nítida diferença quanto aos valores de produtividade entre o período de chuvas (maior produtividade) e o período de seca sem ventos, (menor produtividade), estas diferenças não são tão significativas, quando comparadas com os valores máximos e mínimos encontrados em lagos temperados. Na represa do Lobo, o maior valor observado foi somente cerca de 4 vezes o menor, enquanto que no lago Schönh (Alemanha), em 1974, o maior valor obtido no final da primavera (período de produtividade máxima) foi 15 vezes superior ao obtido no inverno (MÜLLER, 1977).

O lago Castanho é um lago de várzea típico da região amazônica. Através de um canal, permanece constantemente em contato com o rio Amazonas. Desta maneira, o seu metabolismo é fortemente influenciado pela flutuação do nível d'água do rio (como ocorre nos lagos do 2º grupo). Nos anos de 1967 e 1968, o lago Castanho foi submetido a intenso programa de pesquisa sobre produtividade primária do fitoplâncton (SCHMIDT, 1973 c). Este autor encontrou diferenças significativas da produtividade do fitoplâncton expressa em unidade de volume e em unidade de área nas diferentes fases do lago. Em unidade de volume, o menor valor de produtividade foi encontrado no período de baixo nível d'água, de outubro a dezembro, com $21 \text{ mg C m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, enquanto o maior, de $32 \text{ mg C m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ foi obtido durante o período de elevação do nível d'água do lago (influxo de água fluvial). Por unidade de área o valor máximo ($150 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) foi obtido na fase alta do nível d'água em meados de junho a setembro e o menor ($37 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) no final do período de baixo nível d'água (Fig. 21.25).

Estes resultados levaram SCHMIDT (1973c) a concluir, que a variação anual da produtividade do fitoplâncton é controlada fundamentalmente pelas condições de radiação subaquática que, por sua vez, é controlada pelo material em suspensão, trazido pelas águas do rio Amazonas. A concentração de nutrientes pode ser considerada como o segundo fator mais importante. Dentre estes, o nitrogênio foi apontado por RAI & HILL (1984), como o nutriente mais importante à produtividade fitoplanctônica nos sistemas aquáticos da Amazônia Central.

A Fig. 21.26 mostra os perfis de produtividade típicos para as três fases do lago Castanho. Na fase de baixo nível d'água a zona eufótica é restrita a uma fina camada abaixo da superfície (Fig. 21.26 A). Esta redução da zona eufótica é consequência da ressuspensão do sedimento provocado pela alta turbulência da coluna d'água. Outro importante fator que pode contribuir para a redução da produtividade durante o período de nível baixo de água nos lagos da Amazônia Central é o alto sombreamento provocado pelas próprias algas. Nesta fase a produtividade planctônica alcança altos valores, especialmente por unidade de volume. Segundo RAI & HILL (1984), existe uma relação muito estreita entre altos valores de produtividade do fitoplâncton e baixo nível d'água nos lagos da Amazônia Central.

Na fase de elevação do nível d'água a transparência da água é bastante reduzida, devido ao influxo de água turva, e é responsável, juntamente com a diluição do fitoplâncton, em consequência do aumento do volume d'água, pelos baixos valores de produtividade observados nesta época (Fig. 21.26B).

A maior zona eufótica é encontrada na fase de nível d'água (Fig. 21.26C). Nesta fase, mais precisamente, entre o final de maio até o início de setembro, é encontrado o máximo de produtividade por volta de 0,5 m e mais raramente além de 1,0 m de profundidade. Nas demais fases, devido às péssimas condições de radiação subaquática o máximo de produtividade é encontrado logo abaixo da superfície. (SCHMIDT, 1973c).

A Fig. 21.27 mostra a variação da produtividade fitoplanctônica do lago Lanao, sul das Filipinas, com profundidade média de 60,3 m e 357 km² de superfície. Devido às suas características morfológicas, apresenta-se estratificado na maior parte do ano. O padrão de estratificação e desestratificação da coluna d'água neste tipo de lago (3º grupo), constitui o principal fator que influencia na variação da produtividade primária do fitoplâncton.

No Brasil, existem poucos representantes deste grupo de lagos, uma vez que a grande maioria dos lagos brasileiros são rasos. Um dos exemplos é o lago D. Helvécio (MG), que tem a profundidade máxima de 35 m.

Durante o período de desestratificação, que ocorre no inverno, observa-se, geralmente, nestes lagos, os menores valores de produtividade primária (Fig. 21.27). Segundo LEWIS (1974) este fato ocorre principalmente devido às condições precárias de radiação subaquática, a qual é, em grande parte, consequência da circulação profunda da coluna d'água, responsável pela ressuspensão do sedimento. Nestas condições, a radiação disponível para a fotossíntese passa a ser o fator limitante e não os nutrientes disponíveis neste período. No lago D. Helvécio, a circulação profunda neste período provoca grandes modificações no metabolismo das algas (PONTES, 1980). As células da superfície são transportadas para as partes profundas do lago, ocorrendo também o inverso. Este fato cria, certamente, condições novas para células, já adaptadas às condições anteriores, sendo inevitável seu decréscimo na taxa de produtividade.

No período em que os lagos do 3º grupo permanecem estratificados, pode-se observar eventualmente alguns máximos de produtividade de grande magnitude, como observado nos meses de novembro de 1970 e julho de 1971, no lago Lanao (Fig. 21.27). Estes máximos foram atribuídos a alterações nas condições climáticas, como fortes ventos, que podem causar forte turbulência no epilânio e que, por sua vez, pode englobar o metalânio (LEWIS, 1974). Desta maneira, ocorrem influxos de nutrientes na zona eufótica e que se fazem sentir no nível de produtividade planctônica. No entanto, a constância de maiores valores é observada, geralmente, no período de transição entre circulação e estratificação (Fig. 21.27). Nesta fase, devem coincidir dois fatores importantes: a circulação não deve ser tão profunda que revolva o sedimento, de modo a não reduzir a transferência da zona eufótica e os nutrientes devem continuar sendo transportados pelas correntes internas para esta camada. No lago D. Helvécio, o máximo de produtividade foi encontrado no mês de novembro, durante o período de estratificação térmica (Fig. 21.28). No período de transição entre desestratificação e estratificação, que neste lago ocorre em agosto, a produtividade não foi avaliada, o que torna difícil a generalização deste fato para lagos brasileiros. A partir da análise da produtividade no período de estratificação pode-se concluir que a disponibilidade de nutrientes do lago D. Helvécio é o principal fator limitante à produtividade primária. Dentre estes, o nitrato tem o papel fundamental (PONTES, 1980).

21.12.COMPARAÇÃO ENTRE A PRODUTIVIDADE PRIMÁRIA DO FITOPLÂNTON DE LAGOS TROPICAIS E TEMPERADOS

A primeira análise comparativa sobre a produtividade do fitoplâncton, em lagos tropicais e temperados foi realizada por THIENEMANN (1931), utilizando os dados obtidos durante sua expedição aos lagos indonésios (ver Cap. 1). Mesmo utilizando-se de métodos indiretos, Thienemann levantou a hipótese de que os lagos tropicais são altamente produtivos, superando os mais produtivos (eutróficos) de regiões temperadas.

Um dos motivos que levou Thienemann a levantar esta hipótese foi o fato de que o crescimento de carpas nos trópicos era muito rápido. Em lagos tropicais, estes animais necessitavam de apenas um ano e meio para completar o ciclo do ovo a adulto sexualmente maduro. Na Europa, por outro lado, são necessários pelo menos três a quatro anos para alcançar o mesmo estágio. Portanto, as carpas em regiões tropicais crescem de 3 a 5 vezes mais rápido do que na Europa. Segundo THIENEMANN (1931), isto significa que a produção de alimentos é de três a cinco vezes mais rápida. Entretanto, outros fatores, como as condições climáticas externas do inverno, também podem ser responsáveis por esta diferença, devido à influência no metabolismo dos peixes.

Com base na observação sobre o fitoplâncton e nos demais estudos realizados durante a expedição aos lagos indonésios, THIENEMANN (1931), atribuiu a alta produtividade dos lagos tropicais à rápida seqüência de gerações das populações fitoplanctônicas (alta taxa de reprodução), ou seja, ao curto ciclo da vida. Assim, segundo este autor, a baixa densidade populacional do fitoplâncton freqüentemente observada nos lagos tropicais é compensada pela alta taxa de crescimento e reprodução destes organismos. Este fenômeno torna a produtividade dos lagos tropicais superior à dos lagos temperados, que apresentam altas densidade populacionais, porém baixa taxa de crescimento e reprodução.

Para THIENEMANN (1931), duas condições são essenciais para a obtenção de altos valores de produtividade em ecossistemas lacustres: alta densidade populacional e alta taxa de reprodução dos organismos fitoplanctônicos. Estas condições dependem, além dos fatores endógenos associados à cada espécie, de vários fatores ambientais, sendo a temperatura um dos mais importantes. Portanto, altos valores de produtividade fitoplanctônica, podem ser facilmente alcançados nos lagos tropicais, onde são encontradas algumas das principais condições para tal, como: alta taxa de reprodução e condições favoráveis de temperatura durante todo o ano. Este fato levou THIENEMANN (1955), a afirmar que os lagos eutróficos têm sua verdadeira origem nos trópicos.

As conclusões de Thienemann sobre a produtividade de lagos tropicais foram baseadas em reduzido número de observações e, principalmente, em abordagens descritivas, que dominavam a Limnologia até a década de 1950 (compare Cap. 1). Muito embora já se tenham passado algumas décadas desde a sua publicação, as idéias de Thienemann têm seus princípios básicos ainda válidos.

Muitas questões sobre os mecanismos que regulam a produtividade primária em lagos tropicais continuam em aberto. Isto se deve ao fato, de que são poucas as pesquisas sobre a produtividade de lagos tropicais que compreendem pelo menos um ano completo de medidas. A grande maioria das pesquisas existentes, baseia-se apenas em medidas esporádicas ou em alguns dias de cada estação do ano. Conseqüentemente, questões básicas para o esclarecimento das diferenças entre produtividade de lagos tropicais e temperados continuam sem respostas. Dentre estas questões destacam-se as seguintes:

1. Embora os valores de produtividade diária do fitoplâncton em lagos tropicais sejam relativamente baixos (em muitos casos próximos aos valores obtidos em lagos oligotróficos temperados), eles não apresentam grande amplitude durante o ano. Além disto, a produtividade primária fitoplanctônica nestes lagos ocorre em maiores ou menores taxas, durante o ano, independentemente das estações do ano (Fig. 21.29). Por outro lado, em lagos temperados eutróficos, a produtividade primária é alta na primavera e parte do verão, baixa no outono e praticamente nula no inverno. Em lagos subpolares, a sazonalidade é ainda mais acentuada, visto que a produtividade ocorre em valores muito baixos, somente na primavera e verão. Diante destes fatos, deve-se questionar se a produtividade do fitoplâncton em lagos tropicais, em base

anuais, não é equivalente ou mesmo superior àquela observada em lagos eutróficos das regiões temperadas.

Utilizando-se de uma analogia poder-se-ia comparar um lago tropical a uma fábrica, que produz pequena quantidade de um dado produto ininterruptamente durante todo o ano e o lago eutrófico temperado a uma fábrica que produz seu produto, em grande quantidade na primavera e verão; uma pequena quantidade no outono e durante o inverno entra em férias coletivas (6 meses aproximadamente). Um balanço da produtividade das duas fábricas permite concluir que os valores se equivalem ou até mesmo registram saldo positivo em favor da primeira fábrica, que produz pouco, mas durante todo o ano.

2. A alta temperatura dos lagos tropicais tem influência significativa sobre a magnitude da produção líquida, ou seja, a taxa de respiração do fitoplâncton tropical é essencialmente superior à do fitoplâncton de lagos temperados. TALLING (1965), realizou um dos estudos comparativos mais completos sobre a produtividade fotoplancônica de lagos tropicais e temperados. Utilizou, nesta pesquisa, os lagos Vitória (Quênia-Uganda) e Windermere (Inglaterra). Embora sejam diferentes quanto à origem (Vitória é tectônico e Windermere, glacial) e quanto ao tamanho (Vitória tem 75.000 km² e Windermere, 17km²), apresentam algumas vantagens para esta comparação, tais como: são lagos tipicamente tropical e temperado, têm profundidades semelhantes e dispõem de dados sobre a produtividade primária do fitoplâncton que possibilitam esta comparação. As principais conclusões de Talling são 1º) a taxa de fotossíntese por volta do meio-dia, no período de produtividade máxima no lago Vitória é cinco vezes superior à observada, no mesmo período, no lago Windermere. 2º) Embora os valores de produtividade no lago Vitória sejam significativamente superiores aos do lago Windermere, a concentração de clorofila a, é aproximadamente a mesma, variando de 75-100mg m⁻³. Este fato mostra claramente que a taxa de fixação por unidade de peso de clorofila foi maior no lago Vitória.

A Tabela 21.6 resume alguns dos escassos dados disponíveis sobre a produtividade anual de lagos tropicais. A maioria dos lagos tropicais indicados, na tabela, apresenta valores de produtividade superiores aos lagos temperados. Mesmo aqueles pouco produtivos como o lago D. Helvécio e a represa do Lobo, apresentam valores próximos aos de lagos mesotróficos temperados.

Tabela 21.5 - Valores de produtividade planctônica de alguns lagos tropicais, temperados e subpolar.

Lago tropical	g C m ⁻² ano ⁻¹	Autor
George (Uganda)	1.980	GANF, 1969
Chilwa (Malawi)	730 - 1.300	ALLANSON & HART, 1975
Vitória (Uganda)	640	TALLING, 1965
Lanao (Filipinas)	620	LEWIS, 1974
Kiwu (Zaire)	540	DEGENS et al., 1971
Castanho (AM, Brasil)	350 - 1.500	SCHMIDT, 1973c
Cristalino (AM, Brasil)	53 - 1.500	RAI & HILL, 1984
Tupé (AM, Brasil)	100	RAI, 1979b
D. Helvécio (MG, Brasil)	68	PONTES, 1980a
Represa do Lobo (SP, Brasil)	56	TUNDISI et al., 1977
Lago temperado		
Vorderer Finstertaler (Áustria, 2.237 m de altitude, (1))	23 - 31	TILZER, 1973
Heindalsvatn (Noruega, 1.090 m de altitude, (1))	6,9	HAMMER, 1980
Schöh (Alemanha, (2))	105	MÜLLER, 1977
Keller (Alemanha, (3))	250	MÜLLER, 1977
Trumen (Suécia, (3))	260	BJÖRK, 1974
Sylven (EUA), (4))	570	WETZEL, 1966
Lago subpolar		
Char (Canadá, (1))	4,2	KALF & WELCH, 1974

(1) oligotrófico
(2) mesotrófico
(3) eutrófico
(4) hipereutrófico

A Tabela 21.6 compara os três tipos de lagos da Amazônia Central: lagos de água branca, mista e preta, com lagos da região temperada de diferentes níveis tróficos. Estes lagos apresentam o maior número de pesquisas sobre sua produtividade em bases anuais (MARLIER, 1967; SIOLI, 1968b; SCHMIDT, 1973a, 1973b, 1976; RAI & HILL, 1984).

A partir da Tabela 21.6, pode-se observar que os lagos de água branca e mista, apresentam variação de valores de produtividade fitoplanctônica significativamente superiores aos lagos mesotróficos e eutróficos temperados. Os lagos de água preta que, segundo as características físicas e químicas poderiam ser classificados como lagos distróficos, apresentam valores altos de produtividade do fitoplâncton quando comparados com lagos distróficos de regiões temperadas. Tomando-se por base o valor máximo para o lago distrófico temperado,

indicado na tabela, conclui-se que este valor é aproximadamente 21 vezes inferior ao máximo indicado para lagos de água preta da região amazônica.

As pesquisas sobre produtividade do fitoplâncton em lagos tropicais têm mostrado que nestes lagos os valores em bases anuais são geralmente elevados. Esta constatação corrobora com a teoria de THIENEMANN (1931), de que os trópicos só suportam lagos eutróficos. Outros fatores importantes vêm de encontro a esta teoria.

1º) a grande maioria dos perfis verticais de produtividade é do tipo 1, proposto por FINDENEGG (1964) para lagos eutróficos (Fig. 2 1.30);

2º) o perfil de oxigênio de todos os lagos tropicais até agora estudados (exceto aqueles muito rasos e turbulentos como, por exemplo, a maioria das lagoas da costa brasileira) são do tipo clinogrado (ver Fig. 10.4, Cap. 10), como ocorre nos lagos eutróficos temperados. Este tipo de perfil é encontrado mesmo em ambientes com produtividade planctônica muito baixa, como a represa de Três Marias (MG) (ESTE VES, et al., 1985).

21.13. A ALTA TEMPERATURA DOS LAGOS TROPICAIS E SUAS IMPLICAÇÕES NA PRODUTIVIDADE DO FITOPLÂNTON

A alta temperatura observada em lagos tropicais pode ser considerada como o “motor” de toda dinâmica destes lagos. A temperatura d’água influencia diretamente processos vitais em ecossistemas lacustres como produtividade primária e decomposição de matéria orgânica. Com valores tão elevados de temperatura, como aqueles observados normalmente em lagos tropicais, ocorre intensa reprodução dos organismos fitoplanctônicos; conseqüentemente, intensa absorção de nutrientes dissolvidos. Este fato, pode ser apontado como um dos motivos principais, pelos quais a concentração de nutrientes em ecossistemas tropicais livres de poluição é sempre muito baixa, comparável à de lagos oligotróficos de regiões temperadas.

De fundamental importância na reciclagem de nutrientes em lagos tropicais é a alta taxa de decomposição dos detritos orgânicos. Esta é resultante do efeito positivo da alta temperatura sobre o metabolismo dos microorganismos. Este fato faz com que a maior parte dos detritos produzidos na zona eufótica seja aí decompostos e reabsorvidos. Desta maneira, a baixa concentração de nutrientes em lagos tropicais é compensada pela alta taxa de reciclagem.

Os reflexos deste processo podem ser observados na composição do sedimento da maioria dos lagos tropicais. Nestes lagos, o sedimento é geralmente pobre em matéria orgânica, sendo, portanto, do tipo mineral (teor de matéria orgânica < 10% do peso seco). Somente em ecossistemas lacustres tropicais com produtividade muito elevada ou grande contribuição de matéria orgânica de origem alóctone, pode ser observado sedimento orgânico (teor de matéria orgânica > 10% do peso seco).

21.14. CONSIDERAÇÕES SOBRE A TIPOLOGIA DE LAGOS TROPICAIS

A tipologia de lagos tropicais seria simplificada se cada ecossistema apresentasse somente características de um dado estado trófico. Contudo, tem-se observado que em regiões tropicais é freqüente o mesmo lago apresentar simultaneamente características de ambientes eutróficos e oligotróficos. Dentre as principais características oligotróficas que estes lagos

apresentam destacam-se: baixa concentração de nutrientes, baixa biomassa do fitoplâncton por unidade de volume e sedimento, na maioria dos casos, pobre em matéria orgânica. Entre as características de lagos eutróficos, pode-se destacar a alta produtividade anual.

Este aparente antagonismo torna claro que a tipologia de lagos, desenvolvida e aplicada em lagos de regiões temperadas, não deve ser utilizada para a classificação de lagos tropicais, sem profundas modificações.

Apesar destes fatos tão evidentes, muito autores têm-se utilizado de tipologia aplicada em lagos temperados para classificar lagos tropicais. O agravante, nestes casos, é o fato de terem se baseado, na maioria das vezes, somente em um único parâmetro, que é a produção primária do fitoplâncton que, por sua vez, foi obtido a partir de poucas medidas realizadas durante o ano.

RAI & HILL (1984), encontraram grande variação dos valores de produtividade do fitoplâncton no mesmo lago. Assim, em uma época do ano, o lago apresenta valores de produtividade correspondentes a lago oligotrófico e, em outras, lago eutrófico. Com base nesta constatação, estes autores concluíram ser inadequado para este lago, utilizar o conceito trófico desenvolvido para lagos temperados. Diante deste fato, estes autores sugerem o termo multitrófico para caracterizar os lagos da região amazônica.

Pesquisas mais direcionadas nestes sentidos são necessárias e urgentes em lagos tropicais. Devem abranger diferentes ecossistemas lacustres e os mais diferentes aspectos, como produtividade primária, concentração de nutrientes na coluna d'água e composição química do sedimento. A partir de um grande número de ecossistemas pesquisados, pode tornar-se possível o estabelecimento de uma tipologia para lagos tropicais.

A tipologia desenvolvida para lagos temperados não se baseia somente na produtividade primária fitoplanctônica; esta constitui-se apenas numa das variáveis mais importantes comumente utilizadas. A tipologia de lagos é, em realidade, um conceito mais amplo, que abrange diferentes variáveis (fauna bentônica, fauna nectônica, fauna e flora planctônica, concentração de nutrientes na coluna d'água e do sedimento, concentração de oxigênio ao longo da coluna d'água, etc.), as quais no seu conjunto devem caracterizar um ecossistema lacustre (ESTEVES, 1988).

Concretamente pode-se dizer, que as pesquisas sobre a tipologia de lagos tropicais são ainda incipientes e encontram-se em sua fase inicial. Raros são os lagos tropicais dos quais se dispõe de dados sobre as variáveis mais importantes na tipologia.

Assim sugere-se, como tentativa, a classificação dos ecossistemas lacustres tropicais, apenas quanto à produtividade do fitoplâncton em bases anuais. Com base neste critério, poderiam ser identificados: lagos euprodutivos: $> 500 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, lagos mesoprodutivos: $200\text{-}500 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, lagos oligoprodutivos: $< 200 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (ESTEVES, 1988).

21.15. LAGOS EUTRÓFICOS E OLIGOTRÓFICOS EM FUNÇÃO DA LATITUDE

As condições climatológicas reinantes em regiões tropicais, como temperatura e precipitação elevadas, conseqüentemente, altas taxas de intemperização, impregnam nos ecossistemas lacustres destas regiões, características peculiares como: temperatura elevada e pouco variável, alta taxa de reciclagem de nutrientes e alta taxa de renovação de biomassa. Estas características, no seu conjunto, criam as condições básicas para que ocorram altos valores de produtividade nestes ecossistemas, que é a principal característica dos lagos eutróficos (Fig. 21.3 1).

Em altas latitudes, no entanto, as condições climatológicas, na maior parte do ano, são favoráveis para o surgimento de lagos oligotróficos. Visto que em regiões temperadas e sobretudo subpolares, observa-se temperatura baixa, na maior parte do ano ocorrem baixa taxa de reciclagem de nutrientes e baixa taxa de renovação de biomassa, características estas típicas de lagos oligotróficos. Assim, em termos tráficos, podemos considerar os lagos subpolares e tropicais como dois extremos.

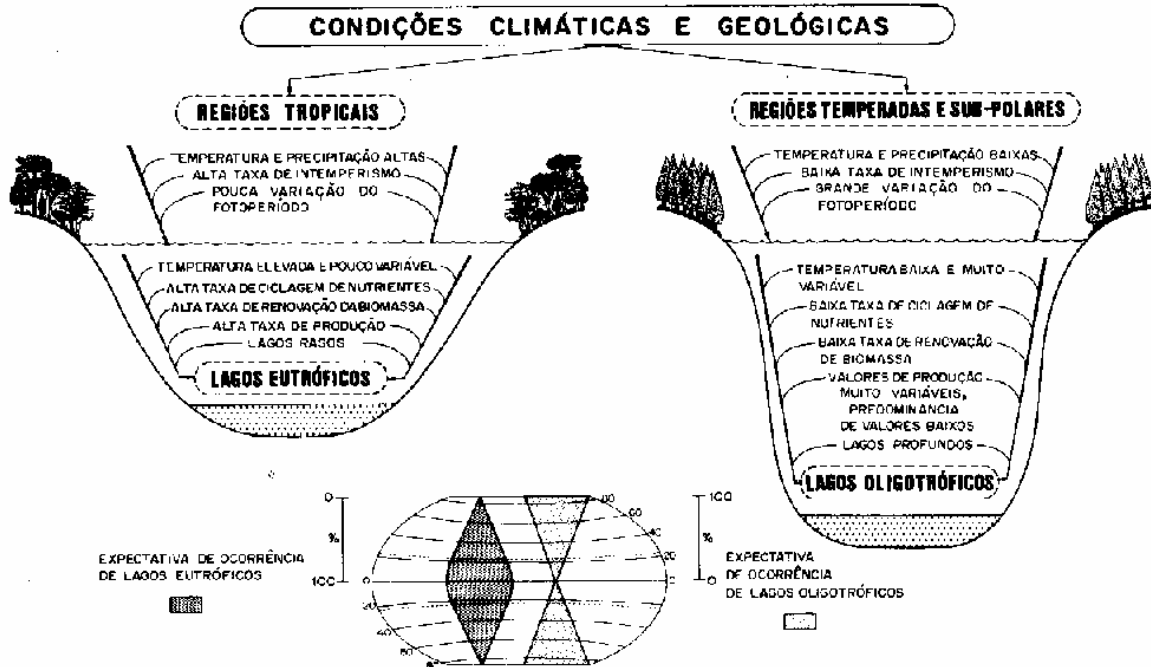


Fig. 21.31 - Principais fatores climáticos e geológicos que favorecem o surgimento de lagos eutróficos em regiões tropicais e oligotróficos em regiões temperadas e expectativa de ocorrência de lagos eutróficos e oligotróficos em diferentes latitudes. Segundo ESTEVES (1988)

22 - Comunidade Zooplanctônica

22.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS

Zooplâncton é um termo genérico para um grupo de animais de diferentes categorias sistemáticas, tendo como característica comum a coluna d'água como seu habitat principal.

Dentre as várias comunidades de um ecossistema lacustre, a comunidade zooplanctônica pode ser considerada como uma das mais conhecidas cientificamente. O interesse dos cientistas pelos organismos desta comunidade não é novo, o que pode ser demonstrado pelos vários trabalhos sobre a sua ecologia, publicados no século passado (e.g. BIRGE, 1879, 1895a; ZACHARIAS, 1894).

O início das pesquisas sobre o zooplâncton caracterizou-se pelo predomínio do enfoque taxonômico. Estas pesquisas proporcionaram enormes progressos, não só para o conhecimento da biologia destes organismos, mas também à Limnologia como um todo. Atualmente sabe-se que o zooplâncton possui um papel central na dinâmica de um ecossistema aquático, especialmente na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia. Desta maneira, o seu estudo é de fundamental importância para a Limnologia moderna.

Ao contrário do fitoplâncton, cuja diversidade no ambiente lacustre é maior do que no marinho, o zooplâncton de água doce caracteriza-se pela baixa diversidade.

Nas águas continentais encontra-se, com frequência, maior diversidade de espécies na região litorânea. Comparativamente, somente poucas espécies do zooplâncton estão adaptadas às condições ambientais da região limnética.

Na grande maioria dos ambientes aquáticos o zooplâncton é formado por protozoários (flagelados, sarcodinas e ciliados) e por vários grupos metazoários. Entre estes destacam-se: os Rotíferos (asquelmintos), Cladóceros e Copépodos (crustáceos) e larvas de dípteros (insetos) da família *Cyanooridae* (Fig. 22. 1). A maioria dos autores considera que os copépodos representam a maior biomassa dentre todos os grupos zooplânctônicos de água doce (35-50%). Menos frequentemente podem ser encontradas outras formas, como vermes (turbelários, alguns trematódeos), cnidários (a medusa *Litnocyba tanganyicae*, por exemplo) e larvas de moluscos (e.g. *Dreissena polymorpha*).

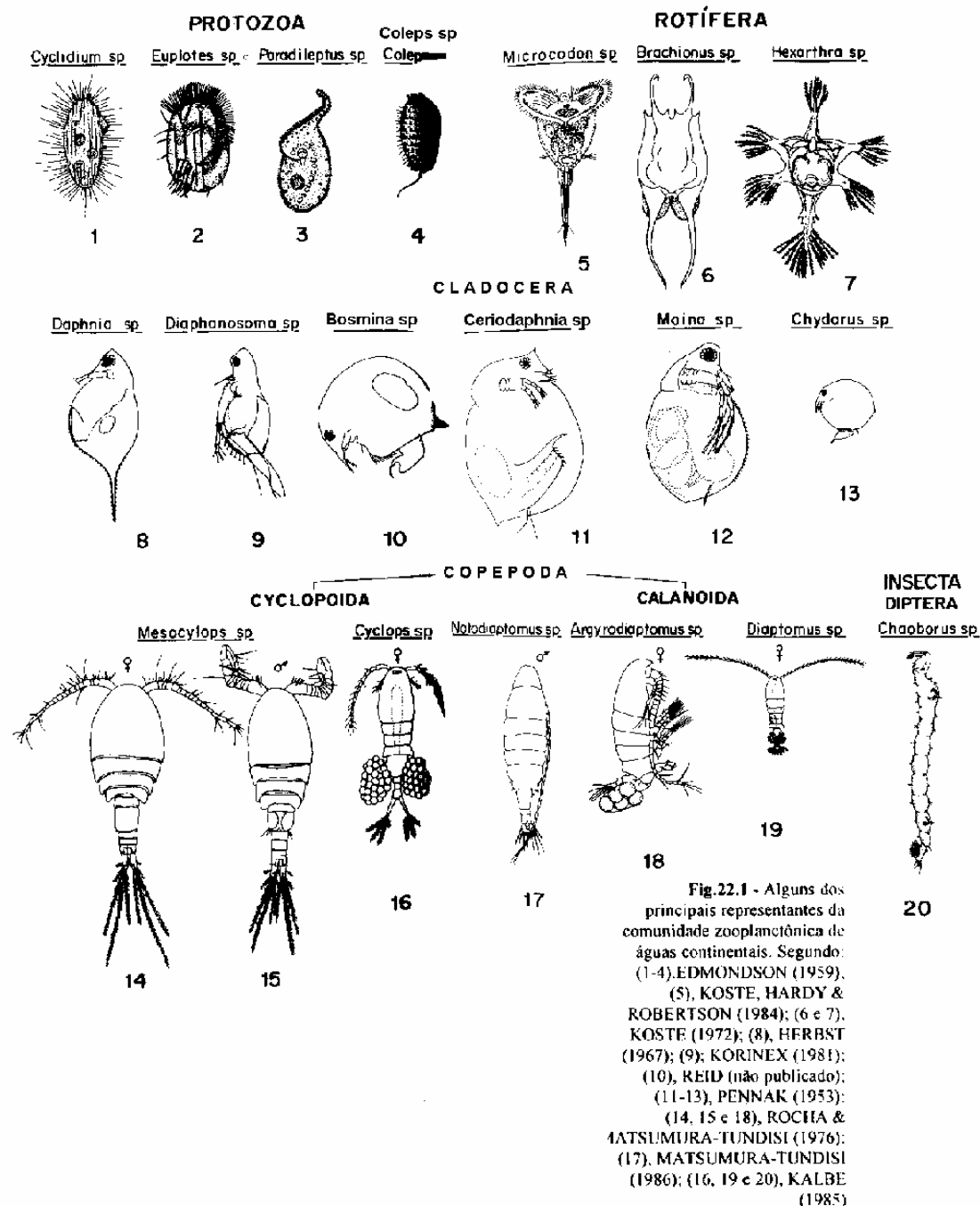
Mais detalhes sobre a biologia e a ecologia da comunidade zooplânctônica podem ser obtidos nas obras de PENNAK (1953); EDMONDSON (1959); HUTCHINSON (1967), DUSSART (1965-1969); MARGALEF (1983) e sobre taxonomia, nas obras de KOSTE (1978) e KIEFER (1978).

22.2. PROTOZOÁRIOS

22.2.1. Caracterização Geral

Embora a maioria dos pesquisadores considere que a grande parte da biomassa do zooplâncton seja constituída por rotíferos e crustáceos (Cladocera e Copépoda), recentes pesquisas (e.g. BUECHLER & DILLON, 1974; CARLSON, 1977; BEAVER & CRISMAN, 1982) têm evidenciado que em alguns lagos a biomassa dos protozoários pode ser igual ou maior do que a de outros componentes do zooplâncton. Na maioria dos lagos é frequentemente observada, pelo menos em certas épocas do ano, a dominância dos protozoários (PACE & ORCUTT, 1981).

Esta negligência em relação à importância dos protozoários deve-se principalmente às dificuldades metodológicas envolvidas com a coleta e a identificação destes organismos. Neste sentido, deve-se lembrar que a rede de plâncton, o equipamento tradicionalmente utilizado na coleta de rotíferos, cladóceros e copépodos, na maioria dos casos, não retém os protozoários, principalmente as formas menores. Também o método de preservação, através da utilização de formalina, comumente empregado para microcrustáceos, rotíferos e insetos é inviável para protozoários, devido à ruptura das células destes organismos. Desta maneira, ocorre subestimação da densidade destes organismos nas amostras de zooplâncton coletadas. Portanto, a necessidade do emprego de metodologia especial contribui para que os protozoários sejam, ainda hoje, os organismos zooplânctônicos menos estudados.



Os flagelados são considerados os protozoários mais primitivos e têm no flagelo sua característica principal, sendo este órgão o meio mais importante de locomoção. A maioria possui cloroplastos, de maneira que também podem ser autotróficos, como a *Euglena viridis*, que geralmente é incluída entre os vegetais.

Entre os sarcodinas planctônicos, as amebas são os mais freqüentes. Estes são protozoários de contornos indefinidos, devido à formação de pseudópodos, que são projeções de citoplasma utilizadas na locomoção. Águas paradas e a região litorânea dos lagos constituem seu habitat preferido. Muitas amebas do grupo dos testáceos produzem bolhas de ar no interior da teca, que são importantes para sua flutuação.

Os ciliados têm no grande número de cílios, sua característica principal. São geralmente os maiores e mais freqüentes protozoários do plâncton continental (BARBIERI, 1986). As ordens Haptorida, Oligotrichida e Euticociliatida são as que apresentam maior número de representantes no plâncton.

22.2.2. Hábito Alimentar

Os protozoários planctônicos apresentam regime alimentar diversificado, podendo ser bacteriófagos, detritívoros, herbívoros, carnívoros (inclusive canibais). Alguns protozoários alimentam-se de manofitoplâncton, sendo que certos ciliados como *Nassula* se alimentam de algas maiores, daí estes protozoários serem encontrados, geralmente, associados à alga *Oscillatoria* utilizando-a como alimento (MARGALEF, 1983).

22.2.3. Aspectos Ecológicos

Do ponto de vista limnológico, os protozoários planctônicos mais estudados são os ciliados. Segundo BEAVER & CRISMAN (1982), estes organismos têm papel fundamental na transferência de energia em ecossistema lacustres pelo fato de se alimentarem de partículas que, devido ao reduzido tamanho (menores do que 1 μ m), não são assimilados pelo macrozooplâncton (copépodos e cladóceros). Desta maneira, os ciliados transformam a matéria orgânica de tamanho muito pequeno, incluindo bactérias, em biomassa, possibilitando, desta maneira, que sejam ingeridas por rotíferos, cladóceros e copépodos.

Pesquisas realizadas por BUECI-ILER & DILLON (1974) que os ciliados, especialmente as espécies maiores, podem contribuir com até 50% do fósforo dissolvido de um lago, quando sua biomassa corresponde a somente 1% em relação à do zooplâncton total. Estes autores mencionam que esta taxa pode ser ainda maior, caso a população de ciliados apresente predominantemente indivíduos pequenos, cuja taxa de renovação é maior. De acordo com BEAVER & CRISMAN (1982), os ciliados, por unidade de biomassa, reciclam fósforo mais rápido do que os cladóceros e copépodos.

Em termos de biomassa, os protozoários podem tanto ser desprezíveis, como compreender a maior parte do zooplâncton total. No lago Oglet horpe (EUA), por exemplo, a biomassa de protozoários correspondeu a cerca de 60% da biomassa do zooplâncton total (PACE & ORCUTT, JR, 1981) (Fig.22.2). Neste mesmo lago, a biomassa de protozoários, juntamente com a de rotíferos, ou seja, o microzooplâncton perfaz 91% do zooplâncton total. No lago ultraoligotrófico Char a biomassa dos protozoários ciliados foi a segunda mais elevada (PACE & ORCUTT JR., 1981). No lago Tanganica (África), HECKY et al., (1978), mostraram que a biomassa de protozoários planctônicos ultrapassou, em várias ocasiões, a biomassa do fitoplâncton.

22.3. ROTÍFEROS

22.3. 1. Caracterização Geral

Rotífera é o filo de animais microscópicos pertencente ao supertilo ou grupo dos asquelmintos. O tamanho dos rotíferos varia de 50 a 2.000 μm . Estes animais habitam os mais diferentes tipos de ambientes aquáticos e os mais diferentes habitats de um lago. Os verdadeiramente planctônicos pertencem a um pequeno número de famílias da classe Monogononta. Muitas espécies planctônicas de rotíferos são cosmopolitas. Este fato deve-se à sua grande capacidade de dispersão sob a forma de ovos, presos a aves aquáticas, peixes, etc.

Uma das principais características dos rotíferos é a presença do mástax e da coroa. O primeiro é uma estrutura, geralmente no interior do animal, que atua na captura de alimento e como câmara trituradora. A corôa ou coroa ciliar, localizada na parte anterior do animal, tem como principal função a locomoção e também auxilia a captura de alimento através do fluxo d'água que promove.

Comparativamente, os rotíferos planctônicos não são tão conhecidos cientificamente quanto os crustáceos planctônicos. Semelhante aos protozoários planctônicos, as dificuldades de coleta e também as dificuldades de preservação de algumas formas contribuem para dificultar as pesquisas sobre estes animais. No que diz respeito à preservação, os métodos comumente utilizados para cladóceros e copépodos são aplicados somente para amostras de rotíferos com lóricas (carapaças) rígidas. Nos rotíferos de lóricas delgadas, este método ocasiona contração do corpo, reduzindo-o a uma esfera, conseqüentemente, inutilizando-o para identificação. Neste caso, utiliza-se uma solução de hipoclorito de sódio adicionada à amostra, que desfaz todo o corpo do animal, restando apenas o mástax. Este, sendo característico para cada espécie, é utilizado na identificação. Nas formas sem lórica, os cientistas têm utilizado produtos que anestesiavam os animais, de maneira que os mesmos podem ser observados vivos.

Entre os rotíferos encontra-se um dos fenômenos mais interessantes do reino animal: a constância do número de células, ou seja, o número de células constituintes do corpo de um indivíduo de uma determinada espécie é igual para todos os indivíduos desta espécie. Além disso, quando do seu nascimento, o animal já dispõe do número total de células que terá quando adulto. Durante o crescimento, observa-se em termos de diferenciação somente o crescimento do segundo citoplasma e a separação dos diferentes órgãos. Este fato tem como conseqüência a redução acentuada da capacidade de regeneração de partes do animal, em caso de danos sofridos.

22.3.2. Reprodução

Os rotíferos são dióicos e, na maioria dos casos, se observa dimorfismo sexual. Os machos conhecidos de algumas espécies são pequenos e com certas estruturas degeneradas. Além disso, são encontrados em menor número, quando não ausentes. Na ordem Bdelloidea, por exemplo, que não possui representantes planctônicos, os indivíduos machos são totalmente ausentes.

Estes organismos reproduzem-se geralmente por partenogênese (reprodução assexuada) e através deste mecanismo de reprodução muitas gerações podem ser produzidas.

Dos ovos de Bdelloidea eclodem somente fêmeas, enquanto que nos demais grupos, dois tipos de ovos são produzidos. O primeiro deles, que ocorre na maior parte do ano, é chamado ovo amíctico (óvulo amíctico). Apresenta casca fina e é diplóide. A partir deles originam-se por partenogênese somente fêmeas amícticas. O segundo tipo, conhecido como ovo míctico (óvulo míctico) é, no entanto, haplóide. Se este não for fertilizado dará origem a um macho haplóide; se, porém, for fecundado, dará origem a um ovo de repouso (diplóide), assim chamado por apresentar casca mais espessa. Estes ovos podem levar até meses para eclodir. Seu surgimento está associado às alterações das condições do meio ambiente, isto é, quando estas tornam-se desfavoráveis. O surgimento de novas fêmeas só ocorrerá quando as condições ambientais se tornarem favoráveis. Por outro lado, não havendo fecundação desses ovos, os mesmos originarão somente machos haplóides partenogenéticos.

O motivo pelo qual subitamente a produção de fêmeas amícticas é interrompida pela produção de fêmeas míticas tem despertado interesse dos pesquisadores, há muito tempo. A maioria é de opinião que fatores ambientais tais como: a temperatura, condições alimentares e qualidade físico-química do meio (pH, composição química, etc.) têm importante papel. Outros, porém, acreditam que ritmos geneticamente condicionados proporcionam o surgimento de fêmeas míticas, após uma série amíctica.

Ainda quanto à reprodução, somente com a reprodução partenogenética já estaria assegurada uma alta taxa de mutação. Isto somado à reprodução sexuada, confere aos rotíferos a maior variedade fenotípica de uma unidade taxonômica.

22.3.3. *Hábito Alimentar*

Os rotíferos apresentam os mais diferentes hábitos alimentares, variando de onívoros, carnívoros (canibais inclusive) a herbívoros. Geralmente as espécies carnívoras e herbívoras são também onívoras. A obtenção do alimento pode ocorrer de várias maneiras, as quais refletem os hábitos alimentares de cada espécie. De acordo com RUTTNER-KOLISKO (1972) os principais tipos são:

a) Tipo “redemoinho” – é o mais comum. As partículas são trazidas até a boca do animal pela corrente de água formada pelo movimento da corona, isto é, dos cílios. As partículas são selecionadas em função do tamanho. Este tipo de captura de alimento é típico para os rotíferos onívoros.

b) Tipo “fórceps” – neste caso, as peças do mástax apresentam a forma de um par de pinças, que podem ser projetadas para fora da boca para capturar o alimento. A corona tem função basicamente de locomoção. Neste tipo são encontradas espécies carnívoras que se alimentam de protozoários e outros pequenos metazoários, entre eles os próprios rotíferos. Por exemplo: *Asplanchna priodonta* pode se alimentar tanto de rotíferos (*Keratella*) como de algas grandes (*Ceratium* e *Dinobryon*).

c) Tipo “sugador” – neste caso, existe um órgão em forma de dedos que ao mesmo tempo segura e suga o alimento. Um outro órgão em forma de estilete, o mástax modificado, perfura a presa e suga-a total ou parcialmente. Este tipo pode ser encontrado tanto em espécies carnívoras como em herbívoras.

22.3.4. Aspectos Ecológicos

Entre os rotíferos, é freqüente observar-se grande variação de tamanho e formas dentro de uma mesma espécie. Este fenômeno era desconhecido até 1915 e muitas variações foram descritas como espécies diferentes (PENNAK, 1953). A causa deste fenômeno, hoje conhecida como ciclomorfose, tem sido estudada mais intensamente em *Kerate/la* e *Brachionus*.

Dentre os fatores ambientais já detectados como indutores da ciclomorfose nos rotíferos, pode-se citar a temperatura e a predação. No que diz respeito à temperatura, observa-se uma nítida diferença entre as lóricas de *Kerate/la* que se desenvolvem a baixas temperaturas (com desenvolvimento lento e maior tamanho) e aquelas submetidas às altas temperaturas (desenvolvimento mais rápido e menor porte). Esta diferença é explicada por alguns autores como resultado de diferenças quanto à cinética enzimática. Por outro lado, tem-se observado, com freqüência, em espécies do gênero *Brachionus*, o crescimento de grandes espinhos caudais (que dificultam a predação) quando em presença de predadores como, por exemplo, *Asp/anchna* sp.

Muitas tentativas têm sido feitas para caracterizar os lagos em função de populações de rotíferos (e.g., HILLBRICHT-ILKOWSKA & WEGLENSKA, 1970). Estes estudos são realizados com maior freqüência em lagos de regiões temperadas. Nestes lagos tem-se encontrado alguma correlação entre o nível trópico e determinadas espécies de rotíferos. Dentre maneira, em lagos oligotróficos desta região, têm sido consideradas como típicas as seguintes espécies: *Synchaeta oblonga*, *S. pectinata*, *Kerate/a coch/earis*, *Asp/anchna priodona*, *Conochilus unicornis*, entre outras (SCHUBERT, 1972). Para lagos eutróficos são citadas: *Euchlanis di/ataa*, *Trichocerca cy/indrica*, *T. pusi/a*, *Brachionus angu/aris*, *Pompholyx* sp e *Kerate/a quadrata* (GULATI, 1983).

Para lagos tropicais, onde estas pesquisas são bastante raras, não foi encontrada ainda nenhuma relação entre rotíferos planctônicos e nível trófico de lagos. Segundo KOSTE (1978), as espécies mais freqüentes em lagos tropicais são: *Kerate/a vaga*, *K. (ropica)*, *Fi/ipina opo/iensis*, muitas espécies dos gêneros *Brachionus*, *Anuraeopsis* e *Hexarthra*. Estas espécies, de acordo com KOSTE (1978), são encontradas em qualquer ambiente independentemente do nível trópico.

Sobre a abundância de rotíferos no zooplâncton total em lagos tropicais, os resultados até agora obtidos por pesquisadores brasileiros evidenciam ausência de padrão de distribuição em relação ao nível trópico. MATSUMURA-TUNDISI & TIJNDISI (1976) encontraram dominância dos rotíferos (78% do zooplâncton total), durante todo o ano, em um reservatório com características oligotróficas (represa do Lobo, SP). As espécies mais abundantes foram dos gêneros *Ptygura*, *Conochiloides* e *Ei/mia*. Por outro lado, SENDACZ et al. (1985), pesquisando 17 reservatórios no Estado de São Paulo, muitos deles submetidos à eutrofização artificial, encontraram dominância de rotíferos no zooplâncton total (sem protozoários). Nesta pesquisa foi verificado que a maior densidade numérica de rotíferos foi encontrada nos reservatórios com predominância de organismos do microfitoplâncton, fato este observado também por ROCHA (1978) para a represa do Lobo (SP).

A distribuição horizontal dos rotíferos é, com freqüência, heterogênea. Muitas vezes observa-se grandes concentrações de rotíferos distribuídos de maneira localizada. Esta situação é típica quando ocorre predominância de formas não totalmente planctônicas como *Brachionus*, que se prendem a filamentos de algas, tais como *Aphanizomenon*. Nas formas verdadeiramente planctônicas, a distribuição heterogênea é resultante de fatores alimentares e da ação de

correntes internas causadas pelo vento. Este fato pode trazer sérios erros de amostragem, especialmente quando são consideradas amostras quantitativas.

A distribuição vertical dos rotíferos é também, via de regra, heterogênea. O máximo de densidade populacional ocorre geralmente no epilímnio que, em geral, corresponde à região de maior densidade fitoplanctônica. Abaixo desta região ocorre redução acentuada da população de rotíferos, assim como da maioria dos organismos zooplânctônicos.

A associação dos rotíferos ao fitoplâncton é de tal maneira acentuada, que nos casos de floração de algas ocorre o crescimento acentuado da população destes e com o término da floração, os rotíferos desaparecem totalmente. Podem ainda ser encontrados, às vezes, em pequenas populações nas partes profundas do lago.

Em lagos temperados é comum encontrar-se *Keratella* hiemalis, *Filma*, *termina*/is, *Polyarthra dolichoptera* no hipolímnio. Segundo RUTTNER-KOLISKO (1972) a distribuição destas espécies está associada às baixas temperaturas do hipolímnio. Segundo esta autora *K. hiemalis* só é encontrada com abundância no epilímnio quando este apresenta baixa temperatura.

A causa da distribuição heterogênea dos rotíferos ao longo da coluna d'água tem sido objeto de estudo de vários pesquisadores (e.g. RUTTNER-KOLISKO, 1972). Estes autores têm apontado o fotoperíodo como o principal fator desencadeador da migração vertical dos rotíferos, conseqüentemente de sua distribuição heterogênea. Entre as espécies que realizam migração vertical em função do fotoperíodo, destacam-se: *Filma termina*/is, *Asplanchna priodonta*, *Keratella quadrata*, entre outras (SCHUBERT, 1972).

Além do fotoperíodo, fatores ambientais têm sido apontados como responsáveis pela migração dos rotíferos: disponibilidade de alimento, concentração de oxigênio e temperatura. De concreto sabe-se que a migração vertical de rotíferos é condicionada, na maioria das vezes, por um conjunto de fatores, tanto bióticos como abióticos e não somente por um fator isolado.

A produtividade zooplânctônica pode ser fortemente influenciada pela produtividade de rotíferos. Como foi observado por SENDACZ (1984), tanto na região himnética quanto na litorânea da represa Billing (SP), foi evidente a predominância dos rotíferos no zooplâncton total durante vários meses.

Para lagos de várzea da região amazônica, diferentes resultados têm sido obtidos quanto à importância dos rotíferos no zooplâncton total destes ecossistemas. Enquanto nos lagos Castanho e Grande, pesquisadores respectivamente por BRANDORFF (1977) e CARVALHO (1984), o zooplâncton é dominado por microcrustáceos, no lago Camaleão os rotíferos na maior parte do ano são os mais importantes quantitativamente (HARDY et al., 1984), sendo que sua biomassa compreende mais de 70% da biomassa total do zooplâncton. Em termos de abundância relativa, os rotíferos no lago Camaleão são os organismos mais importantes. Em outubro e novembro de 1981, no período de seca (águas baixas), os rotíferos compreenderam quase 100% do zooplâncton total (não foram incluídos protozoários). A alta dominância de rotíferos no zooplâncton do lago Camaleão foi justificada por HARDY et al. (1984) como sendo resultado das condições abióticas desfavoráveis para os cladóceros e copépodos; dentre estas, destacam-se a baixa concentração de oxigênio (que os rotíferos podem tolerar por períodos relativamente longos) e fortes correntes durante o período de cheias.

Mesmo considerando que os rotíferos possam ter biomassa menor do que os cladóceros e copépodos, sua importância na produtividade total não deve ser subestimada, em virtude de sua alta taxa de renovação.

Muita embora o teor de água do corpo dos rotíferos seja alto (cerca de 90%), sua biomassa tem importante papel na cadeia alimentar, devido ao seu alto valor nutritivo

(RUTTNER-KOLISKO, 1972). Segundo EKMAN (apud RUTTNER-KOLISKO, 1972), em termos de peso seco, a biomassa de rotíferos compõe-se de 400% de proteínas, 40% de carboidratos, 15% de lipídios e 50% de cinzas. Esta constatação assume grande importância considerando que os rotíferos são fundamentais na alimentação dos peixes no seu estágio larval.

22.4. CLADOCEROS

22.4.1. Caracterização Geral

A maioria das espécies de cladóceros vive preferencialmente na região litorânea de ecossistemas lacustres. Nem todos os cladóceros de água doce são planctônicos (por exemplo, a família Macrothricidae não tem representante no plâncton). O seu pequeno tamanho, 0,2 - 3,0 mm, associado ao rápido desenvolvimento (sem fase larval) e ao fato de que a maioria são de água doce, tornam os cladóceros muito semelhantes aos rotíferos.

Os cladoceros planctônicos possuem vários apêndices, dos quais destacam-se 5 ou 6 pares de patas de estrutura achatada e 2 pares de antenas cefálicas. Ao contrário da maioria dos demais grupos de animais, as patas nos cladóceros não servem como meio de locomoção, mas atuam na captura de alimento. Para a locomoção, utilizam as antenas, especialmente do segundo par, que é bifurcado e provido de cerdas rígidas e em número variável. O primeiro par de antenas (antênlulas) são menores, e sua função principal é a orientação através das finas cerdas sensitivas.

As antenas, ao contrário das patas, são fortemente quitinizadas, e têm formas constantes e características importantes para a sistemática. Sua decomposição, quando ocorre, é muito lenta, daí sua grande importância na paleolimnologia.

A locomoção ocorre em forma de saltos, o que lhes confere o nome “pulgas d’água”. Seu ciclo de vida pode variar de 1 a 2 semanas (MARGALEF, 1983). É freqüente a presença de um olho composto que serve de orientação na natação do animal.

Os cladóceros planctônicos mais freqüentes em água doce pertencem às famílias: Sididae, Daphnidae, Bosminidae e Chydoridae, sendo que os representantes da última família freqüentemente são encontrados fazendo parte do bentos.

22.4.2. Reprodução

A reprodução dos cladóceros se dá por heterogenia. O número de reproduções sexuais e partenogenéticas varia de espécie para espécie. Não é raro a mesma espécie apresentar diferenciação no ciclo reprodutivo em função das condições ambientais. Em espécies de regiões temperadas a reprodução sexual ocorre uma vez (dicíclica, e.g. Ceriodaphnia) por ano. As formas dicíclicas têm a primeira fase de reprodução sexual no início do verão (não muito pronunciada) e uma segunda fase bem pronunciada no outono; período este em que as monocíclicas também se reproduzem sexualmente. Espécies com vários períodos de reprodução sexual (policíclicas, ex: Moina) também podem ser observadas. Algumas espécies de Daphnia, por outro lado, podem ser monocíclicas, dicíclicas ou até mesmo acíclicas.

Os ovos são colocados em uma cavidade dorsal (câmara incubadora) e dão origem a indivíduos jovens, sem estágios larvais (são indivíduos vivíparos). O crescimento se dá por mudas, que são variáveis (jovens de 2-8 e adultos até 20 mudas). A frequência de mudas e o tempo de desenvolvimento são fortemente influenciados pela temperatura. O dimorfismo sexual é também observado entre o cladóceros, sendo as fêmeas adultas geralmente maiores do que os machos.

O surgimento de machos pode ocorrer após várias gerações partenogenéticas, sendo que, em algumas espécies, nunca foram observados. Vários fatores, como alteração na temperatura e no nível da água, no suprimento alimentar ou ocorrência de superpopulações têm sido apontados como desencadeadores do processo de inibição da partenogênese e a conseqüente formação de machos. Com o surgimento destes, ocorre a fecundação dos óvulos produzidos pelas fêmeas adultas. Nestas fêmeas, observa-se a transformação de parte da região dorsal de cada carapaça em um efípio, forma esta semelhante a um selim de cavalo (BROOKS, 1959). Os ovos formados são muito diferenciados: opacos, de cor escura e resistentes, podendo suportar as mais diferentes formas de intempéries. Os ovos se constituem na principal forma de dispersão dos cladóceros que podem ser levados pelo vento ou aderidos aos animais.

22.4.3. Hábito Alimentar

Os cladóceros são por excelência filtradores, portanto sua alimentação básica se constitui de fitoplâncton e detritos. Somente os Polyphemidae e Leptodoridae são predadores.

Cladóceros filtradores como, por exemplo, a *Daphnia* recolhem material particulado, inclusive algas, bactérias e detritos, “filtrando” água através das finas malhas de seus apêndices filtradores (BROOKS, 1959); não removem células unitárias de algas em suspensão, mas recolhem grande número de células de uma só vez. As algas retidas pelos apêndices filtradores são levadas pelos apêndices bucais para a região da boca, onde são ingeridas em “bolos” contendo muitas células algais (PORTER et al., 1979).

A taxa de filtração de água e conseqüentemente de ingestão, dependem de vários fatores; dentre eles destacam-se:

a) tamanho do animal: quanto maior o indivíduo de uma espécie maior é a taxa de filtração;

b) tamanho da partícula: a taxa de filtração se reduz com o aumento do tamanho da partícula. Além disso, quanto maior for o animal maior será o tamanho das partículas que poderá ingerir. O tamanho da partícula a ser ingerida é função da distância entre as cerdas, daí o fato dos cladóceros aproveitarem mais as partículas pequenas (e.g. nanoplâncton) do que calanóides;

c) qualidade do alimento: tem-se observado que ahimenios com maior valor nutricional são melhor aproveitados; por exemplo: algas vivas são mais assimiladas do que seus detritos;

d) temperatura: com a elevação da temperatura, a taxa de filtração aumenta. Acima de um valor ótimo de temperatura novamente a taxa de filtração é reduzida.

22.4.4. Considerações Ecológicas

O desenvolvimento de populações de cladóceros em lagos temperados é fortemente influenciado pela temperatura. Assim, nestes ambientes, durante a primavera e o verão, são geralmente observadas as maiores densidades populacionais. Já em lagos tropicais, como a temperatura permanece elevada durante todo o ano, outros fatores são apontados como reguladores da população de cladóceros. Entre estes fatores, destaca-se o regime de precipitação, que em regiões tropicais tem períodos geralmente bem delimitados. Desta maneira, no período das chuvas correm profundas alterações no corpo d'água (turbidez, regime de gases, disponibilidade e diversidade de alimento), que afetam diretamente a comunidade zooplancônica. Este fenômeno pode ser claramente evidenciado por SEIXAS (1981), que obteve na represa do Lobo (SP) maiores valores para a densidade de cladóceros no período de chuvas e alta temperatura (setembro a abril) e forte decréscimo no período de seca e frio (maio a agosto).

Também no lago Castanho (Amazonas), BRANDORFF (1977), obteve a máxima densidade de cladóceros, principalmente *Moina minuta* e *Bosminopsis* no período de chuvas. Segundo o autor, este aumento deve-se à mistura total da coluna d'água e à conseqüente melhoria na oferta de alimentos (aumento da produção primária).

Um dos aspectos que, há muito, tem despertado interesse dos pesquisadores, é a variação de formas e tamanhos durante o desenvolvimento de uma espécie de cladóceros. Os casos mais investigados deste fenômeno, conhecido como ciclomorfose, foram estudados em *Daphnia* (*D. pulex*, *D. magna*, *D. longispina* e *D. cucullata*) e *Bosznina* (*B. longirostris* e *B. coregoni*). A ciclomorfose traz sérias dificuldades na identificação destes animais, pois além das diferenças entre formas e tamanhos entre populações de diferentes biótopos, observa-se frequentemente que, indivíduos de uma mesma população, durante o seu crescimento, apresentam modificações na forma.

Em *D. cucullata* no lago Fure (Dinamarca), onde este problema foi primeiramente estudado por WESENBERG-LUND (1900), entre os meses de dezembro a maio (inverno-primavera), os indivíduos apresentaram cabeças predom inantemente redondas e pequenas (Fig. 22.3). Por outro lado, nos meses de junho e julho (verão), em poucas gerações, passaram a apresentar uma cabeça com grande capuz (elmo). Esta, por sua vez, torna-se reduzida nos meses de outubro e novembro (outono); voltando a apresentar em dezembro forma arredondada e curta. Esta variação temporal ocorre paralelamente à variação de temperatura e, por isto, foi interpretada por Wesenberg-Lund como uma adaptação à redução da viscosidade da água com elevação da temperatura. De acordo com este autor, o aumento de área da cabeça através da formação do elmo é uma maneira de compensar a redução da viscosidade da água.

De início, esta teoria foi amplamente aceita, mas novas pesquisas revelaram que ciclomorfose em cladóceros é muito mais complexa e envolve muitas variáveis ambientais, além de ritmos endógenos das espécies. Assim, hoje existem pelo menos três teorias que tentam explicar o significado adaptativo deste fenômeno:

1º) a ciclomorfose é uma forma adaptativa à redução da viscosidade da água nos meses mais quentes (WESENBERG-LUND, 1900);

2º) a ciclomorfose é uma forma de melhorar as condições alimentares do animal (WOLTERECK, 1932); de acordo com esta teoria, a formação do elmo proporciona a mudança do centro de gravidade do animal em relação à inserção da antena. Nestas condições, a natação horizontal é mais eficiente do que a vertical. Assim, os animais com elmo desenvolvidos podem nadar horizontalmente, permanecendo no estrato onde o fornecimento de alimento (nanoplâncton) for mais adequado;

3º) a ciclomorfose é vista como uma forma de defesa contra os predadores, principalmente peixes jovens que se orientam pelo tamanho da presa. Esta teoria foi desenvolvida primeiramente por JACOBS (1962). De acordo com HUTCHINSON (1967), é apoiada pelo fato de que a distribuição geográfica dos grupos que sofrem ciclomorfoses mais acentuadas (*Daphnia* e *Bosmina*) é coincidente com a distribuição de seu maior predador, a forma jovem do peixe *Coregonus*, BROOKS (1968) destaca o alongamento do corpo dos cladóceros como um eficiente mecanismo de defesa, uma vez que se tornam menos perceptíveis através do aumento da transparência. Este mecanismo de defesa reduz a eficiência dos predadores que se orientam visualmente na captura da presa.

Outro aspecto muito estudado nos cladóceros é o fenômeno da distribuição vertical e migração vertical, que a maioria destes organismos realiza diariamente. Este é um dos motivos pelos quais a sua distribuição não é homogênea ao longo da coluna d'água. À noite, observa-se forte aumento de densidade destes organismos na superfície. Por outro lado, durante a madrugada iniciam o processo de retorno às camadas mais profundas. Segundo HUTCHINSON (1967), se os animais apresentam um único máximo de densidade na superfície entre o pôr-do-sol e o nascer do sol, a migração denomina-se noturna. No entanto, se forem observados dois máximos, associados como o declínio da iluminação, geralmente no entardecer e amanhecer denomina-se migração crepuscular. Menos freqüente é a migração reversa em que os animais migram para as camadas mais profundas durante a noite e para a superfície durante o dia.

Os fatores que induzem os cladóceros a realizarem migrações verticais são vários, podendo ser tanto abióticos como bióticos. Em geral, não ocorre somente devido a um único fator, mas sim à interação de um conjunto de fatores (WETZEL, 1975). Os fatores mais freqüentemente apontados são: luz, temperatura, gases dissolvidos (oxigênio, gás sulfídrico e metano), alimento, transporte de água, ventos, fuga à predação.

Desta maneira, a migração vertical dos cladóceros é um fenômeno muito complexo, no qual a interação organismo-meio ambiente se faz sentir em sua amplitude total. Isto se torna mais evidente quando se considera que o comportamento migratório varia não só de espécie para espécie, como dentro da mesma espécie de acordo com a fase de desenvolvimento, sexo do organismo e também estação do ano e local. Como exemplo, pode ser citado o padrão migratório estudado em *Bosmina coregoni* por SEIXAS (1981) na represa do Lobo (SP). Esta espécie de cladóceros, na fase adulta, tanto no verão como no inverno, migra à noite para as camadas superficiais e durante o dia permanece nas camadas mais profundas da represa. Já na fase jovem, apresenta variação sazonal bem demarcada do padrão migratório: no verão, a maior parte da população permaneceu na superfície durante os períodos diurno e noturno, enquanto que, no inverno, realizaram movimentos descendentes durante o dia e ascendentes durante a noite.

Padrão sazonal bem delimitado de distribuição vertical do zooplâncton pode ser encontrado em lagos tropicais, especialmente naqueles com períodos de estratificação térmica caracterizados. Nestes lagos, a migração vertical dos organismos do zooplâncton, notadamente os crustáceos, dá-se principalmente no epilânio e quando muito no metalânio. Isto porque as condições desfavoráveis neste período no hipolânio (anaerobiose e presença de gás sulfídrico), constituem uma forte barreira migratória. Por outro lado, durante o período de desestratificação térmica, quando as condições desfavoráveis do hipolânio desaparecem ou são minimizadas, as populações zooplancônicas podem realizar migrações de maior amplitude e conseqüentemente distribuir-se por toda a coluna d'água.

Este fato foi constatado para algumas espécies de cladóceros no lago D. Helvécio (MG), por MATSUMURA-TUNDISI et al. (1984). Neste lago, durante o período de estratificação, os autores encontraram as populações de *Diaphanosoma brachyurum*, *Moina minuta*, *Bosmina coregoni* e *Bosminopsis deitersi* distribuídas somente no epilímnio. Já no período de desestratificação, estas espécies distribuíram-se até o hipolímnio (Fig. 22.4). Segundo MATSUMURA-TUNDISI et al. (1984), o metalímnio funciona como uma eficiente barreira para o movimento migratório. Casos semelhantes, em que o metalímnio funciona como barreira para a migração do zooplâncton, foram observados em lagos africanos (WORTHINGTON & RICARDO, 1936; VINER, (1970) e na represa Americana (SP) (ZAGO, 1978). Segundo WORTHINGTON & RICARDO (1936), em lagos tropicais, diferenças de 0,5 a 1,0°C podem ser suficientes para a formação de estratificação térmica que inviabilizem movimentos migratórios.

Mesmo em lagos muito rasos, como os lagos de várzea da região amazônica, na época da seca, pode-se observar movimentos migratórios dos cladóceros somente do epilímnio, porque nestes lagos também se formam, no hipolímnio no período de estratificação, condições extremamente desfavoráveis (ver Cap. 9). Neste caso a migração vertical ocorre somente no epilímnio ou até o metalímnio (BRANDORFF, 1977). Este autor observou que no lago do Castanho (Amazonas), as formas jovens de cladóceros localizam-se principalmente na parte superior do epilímnio, enquanto que os adultos migram até a parte inferior da camada oxigenada (sobre a camada rica em H₂S).

Com base nos resultados de sua pesquisa no lago do Castanho, BRANDORFF (1977) distinguiu três grupos de cladóceros quanto à distribuição vertical:

1 - Grupo: organismos que habitam preferencialmente a camada superficial, ou seja, os primeiros 2 metros: *Bosminopsis deitersi* e *Diaphanosoma sarsi* e formas jovens de *Ceriodaphnia comuta*, *Daphnia gessneri* e *Moina minuta*.

2 - Grupo: organismos que habitam preferencialmente as camadas mais profundas, acima da camada anóxica, geralmente rica em H₂S: formas adultas de *C. comuta*, *D. gessneri* e *Ceriodaphnia reticulata*.

3 - Grupo: organismos que podem habitar tanto na superfície como as camadas mais profundas: *Moina reticulata*, *Bosmina chilensis*, *Oithona amazonica*.

22.5. COPÉPODOS

22.5.1. Caracterização Geral

Os copépodos formam com os cladóceros os organismos mais típicos do chamado plâncton de rede. Mesmo sem equipamento, podem ser facilmente reconhecidos pelo seu corpo alongado.

Os copépodos habitam os mais diferentes ambientes aquáticos, tais como água doce, salobra, salgada e mesmo terras úmidas. Algumas espécies são parasitas de peixes. As formas planctônicas são, na grande maioria, de pequeno tamanho (<que 1 milímetro até poucos milímetros).

O corpo dos copépodos é formado por cabeça, tórax e abdômen. A cabeça está fundida com o primeiro e também às vezes com o segundo somito torácico, formando o cefalotórax. Neste, localizam-se: um par de antênulas, um par de antenas, um par de mandíbulas; dois pares

de maxilas e um par de maxilípedes. Nos machos, as antênulas têm a função de segurar a fêmea durante a cópula, podendo ainda atuar como órgão sensitivo através das cerdas que o recobrem. O tórax é composto de três a cinco somitos não fundidos, nos quais se prendem os apêndices (patas natatórias). O abdômen é estreito, cilíndrico e não possui apêndices. Típico para os copépodos é o somito anal, último segmento abdominal apresentando dois ramos caudais com cerdas bem desenvolvidas.

A locomoção é realizada, em princípio, por todos os apêndices, sendo que as antênulas têm importante papel, visto que podem realizar movimentos como remos ou mesmo movimentos rotatórios. Como órgãos importantes na flutuação podem ser destacadas as antenas e os ramos caudais com as cerdas associadas.

As principais ordens de copépodos com representantes no plâncton de água doce são: Calanoida, que são essencialmente planctônicas; Cyclopoida, que têm representantes planctônicos e bentônicos, e Harpacticoida cuja maioria é bentônica.

22.5.2. Reprodução

Nos copépodos, a reprodução é quase exclusivamente sexuada, exceto algumas espécies da ordem Harpacticoida. Os ovos são mantidos presos ao abdômen, em um ou dois sacos ovígeros. A partir dos ovos desenvolvem-se larvas (náuplios), com três pares de apêndices articulados: antênulas, antenas e mandíbulas. O gênero *Diaptomus* freqüentemente forma ovos de resistência, que não se desenvolvem imediatamente, mas passam longos períodos em repouso no sedimento. Após passar por um processo de cinco ou seis mudas, na fase náuplio, inicia-se o primeiro estágio de copepodito. A primeira larva de copepodito apresenta quase todos os caracteres do adulto, mas geralmente não está segmentada e pode apresentar apenas três pares de apêndices torácicos. Após cinco etapas de mudas, o copepodito atinge a fase adulta (Fig. 22.5). Na fase do copepodito, muitas espécies secretam um revestimento semelhante a um diuto, que representa uma forma de resistência em épocas desfavoráveis, como períodos de seca. O tempo de desenvolvimento da primeira fase de náuplio a adulto pode levar de uma semana a um ano.

22.5.3. Hábito Alimentar

Entre os copépodos, os calanóides são essencialmente “filtradores” e o fitoplâncton é a sua principal fonte de alimento, utilizando eventualmente detritos. Os copépodos ciclopoídes são preferencialmente carnívoros. O alimento básico destes organismos inclui outros microcrustáceos, larvas de dípteros e oligoquetas. Um dos casos mais conhecidos de predação entre os organismos zooplantônicos, é aquele que ocorre com o gênero *Mesocyclops*, que preda seletivamente copepoditos de *Diaptomus* e espécies de cladóceros (HUTCHINSON, 1967). Outro aspecto interessante é que as espécies carnívoras são geralmente maiores do que as herbívoras. Não raramente observa-se que os copépodos, no curso do seu desenvolvimento, apresentam grande diversidade de hábitos alimentares.

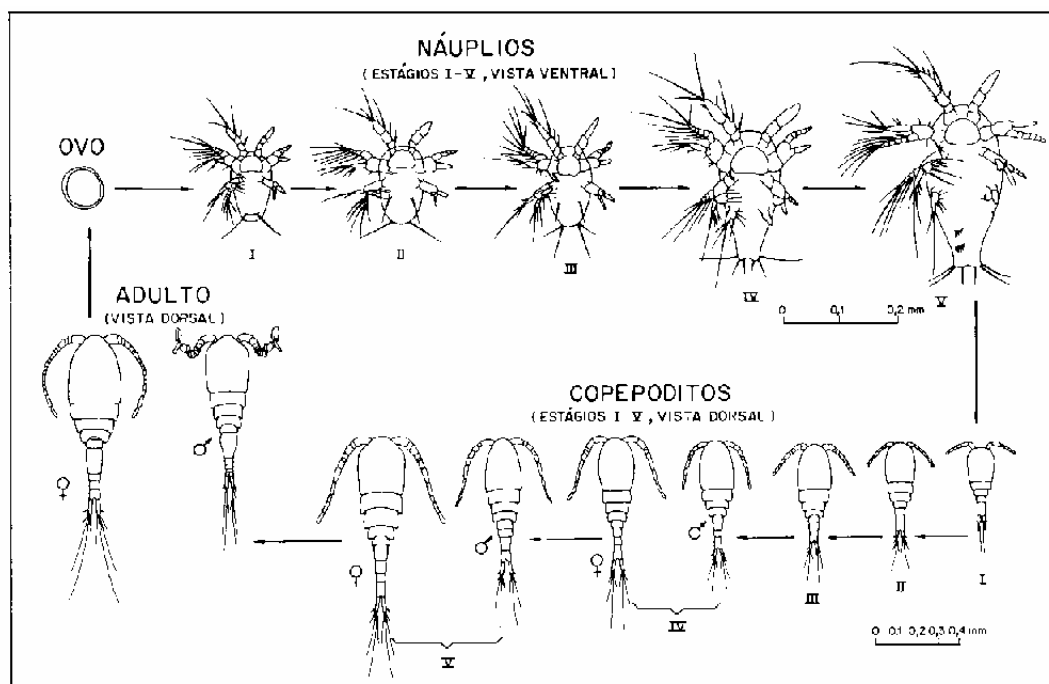


Fig. 22.5 - Estágios de desenvolvimento do Copépodo *Mesocyclops leuckarti*. Escala de adulta e a mesma de copepoditos. Modificado de RAVERA (1953)

A parte do alimento não assimilado, é excretada sob a forma de fezes muito compactadas, com alta densidade, as quais se depositam no sedimento onde são lentamente decompostas. Este fato é muito importante do ponto de vista ecológico, uma vez que os nutrientes contidos nas fezes dos copépodos, ao contrário do que ocorre com os cladóceros (que têm fezes hiquefeitas), são reciclados mais lentamente. Os calanóides freqüentemente armazenam alimento em câmaras especiais no intestino médio. Em consequência, sua cor transparente é substituída por uma coloração vermelha (devido à presença de carotenóides), azul ou verde (devido a carotenoproteínas).

22.5.4. Considerações Ecológicas

Pelo fato de que os copépodos apresentam diferentes estágios de desenvolvimento (vários estágios larvais e adultos), seu papel no ecossistema lacustre pode se tornar mais relevante do que o dos cladóceros. Esta relevância diz respeito, principalmente, ao fluxo de energia no ecossistema, visto que grande número de espécies de copépodos são herbívoros em todos os estágios de desenvolvimento. Desta maneira, constitui-se em um importante elo na transferência de energia entre os produtores primários e os níveis tróficos superiores. Este papel assume maior relevância, visto que na maioria dos ecossistemas aquáticos continentais os copépodos apresentam maior biomassa, em relação aos demais grupos.

O lago do Castanho (Amazonas), estudado por BRANDORFF (1977), pode ser considerado um exemplo típico. Neste lago, o copépodo *Thermocyclops minutus* foi quantitativamente a principal espécie zooplancônica (Fig. 22.6). Nesta figura pode-se observar

que a curva de densidade de *T. minutus* determina fortemente a tendência da curva de densidade dos crustáceos planctônicos. Além disso, Brandorff observou que o desenvolvimento das populações de fitoplâncton é fortemente condicionado pelo desenvolvimento das populações de copépodos.

Estudos que evidenciam este fato foram realizados na represa do Lobo (SP) por ROCHA (1978). Esta autora constatou que populações de fitoplâncton, notadamente de nanoplâncton, têm sua dinâmica de crescimento fortemente influenciada pelo desenvolvimento da população do copépodo *Amgyrodiaptomus furcatus* (Fig. 22.7a). Na figura pode ser observado que a biomassa de fitoplâncton (avaliada em termos de concentração de clorofila) permaneceu mais elevada nos períodos em que a densidade de *A. furcatus* foi menor (julho-dezembro). Na Fig. 22.7b, que representa a região litorânea, o mesmo fato pode ser observado: baixa biomassa de fitoplâncton durante o período em que a população de *A. furcatus* esteve presente (dezembro-agosto) é mais elevada de setembro a novembro quando a população de *A. furcatus* permaneceu praticamente ausente.

Ao contrário do que se observa para rotíferos e cladóceros, os copépodos não apresentam cicломorfose. Somente em relação ao tamanho, tem-se observado para as formas de inverno, valores médios superiores àqueles observados para as formas de verão (HUTCHINSON, 1967).

No que diz respeito à distribuição horizontal dos copépodos nos corpos d'água, além dos fatores normalmente indicados como responsáveis pela heterogeneidade na distribuição (vento, correntes, alimento, predação, etc.), observa-se que entre os copépodos, formas limnéticas são pouco encontradas na região litorânea. De acordo com HUTCHINSON (1967), as propriedades óticas da região litorânea, especialmente reflexão de luz, possibilitam a agregação de algumas espécies e a fuga de outras.

A distribuição dos copépodos ao longo da coluna d'água (distribuição vertical) ocorre de maneira muito heterogênea. Para a explicação desta heterogeneidade, pode-se recorrer aos mesmos fatores que influenciam a distribuição vertical dos cladóceros, e.g. pH, temperatura, concentração de O₂ e H pressão hidrostática e fatores biológicos, como predação e competição.

É freqüente observar-se entre os copépodos diferenças na distribuição vertical em função do estágio de desenvolvimento como foi constatado por ROCHA (1978), na represa do Lobo (SP). Nesta represa, os náuplios e copepoditos I, em geral, ocupam camadas superficiais; copepoditos II e III apresentam distribuição irregular, enquanto copepodito IV e adultos distribuem-se preferencialmente nas camadas mais profundas da coluna d'água (cerca de 10 m).

HEABY (1967) mostrou que náuplios e copepoditos, nos seus estágios iniciais, apresentam migração reversa, isto é, permanecem na superfície durante o dia, descendo às camadas inferiores à noite. Por outro lado, os últimos estágios de copepoditos e adultos apresentam migração noturna (permanecem na superfície durante a noite, regressando para as camadas mais profundas durante o dia). Esta diferenciação quanto à distribuição é freqüentemente encarada como uma forma de evitar ou reduzir a competição intra-específica.

No lago D. Helvécio, OKANO (1980) pesquisou detalhadamente a migração vertical de várias espécies de copépodos. Este lago apresenta estratificação térmica e química durante quase todo o ano, sendo interrompida somente em julho. De acordo com OKANO (1980), este fenômeno tem profunda influência sobre o padrão de migração das várias espécies de copépodos estudadas. Segundo este autor, *Amgyrodiaptomus furcatus*, no lago D. Helvécio, é uma espécie exclusivamente epilimnética; isto ocorre porque a termocline e a oxiclina, nos meses de estratificação, funcionam como uma eficiente barreira que impede a migração em direção às camadas mais profundas. Okano é de opinião que o oxigênio dissolvido

provavelmente tenha o papel mais importante na determinação deste padrão de distribuição. Como pode ser observado na Fig. 22.8, em janeiro, quando a descontinuidade termoquímica é mais acentuada, a migração dos adultos é tipicamente noturna. No mês de julho, quando toda a coluna d'água entra em circulação, tanto copepoditos, quanto adultos, migram por toda a coluna d'água.

O aumento na amplitude de migração das diferentes fases de *A. fumcatus*, no mês de julho, faz supor que alterações ambientais como baixa temperatura, menor fotoperíodo e desestratificação, exercem influência sobre a migração desta espécie (OKANO, 1980).

Interessante padrão migratório é apresentado por *Tmopocyclops prasinus meridionalis* neste mesmo lago. Tanto copepoditos, como adultos desta espécie, permanecem durante o período de estratificação agregados a 15 metros de profundidade (Fig. 22.9). Neste período, não foram observados movimentos verticais diurnos (OKANO, 1980). No mês de julho, quando não ocorre estratificação térmica e química, todos os copepoditos mostram o mesmo padrão de migração vertical, exceção feita às 18 horas até 5 metros de profundidade (OKANO, 1980). Neste período, como no anterior, os adultos apresentam praticamente o mesmo padrão de copepoditos.

A pesquisa de OKANO (1980) mostrou que durante a estratificação termoquímica, as principais espécies de copépodos habitam diferentes camadas: *Argyrodiaptomus furcatus* e *Diaptomus corderoi* (Caianóida) permanecem preferencialmente no epilímnio e *Thermocyclops minutus* e *Tmopocyclops prasinus meridionalis* (Cyclopóida) no metalímnio. Esta distribuição típica está relacionada, entre outros fatores, com o hábito alimentar destas espécies. Outro aspecto interessante, do ponto de vista ecológico, é o fato de que tanto *A. furcatus* como *D. corderoi* são herbívoros mas compartilham o mesmo habitat. Neste caso, pode-se suspeitar que estas espécies tenham diferentes nichos ecológicos: alimentando-se, talvez, de fitoplâncton de diferentes tamanhos, o que, segundo PENNAK (1946), possibilita a convivência de espécies afins.

22.6. CONSIDERAÇÕES SOBRE A LARVA DE CHAOBORUS (Diptera)

Ao contrário dos crustáceos que são amplamente representados no plâncton límnic, os insetos planctônicos são muito raros. Somente alguns grupos de Diptera na fase larval têm representantes no plâncton, dentre estes a larva de *Chaoborus* (= *Comethma*) é a mais importante. O gênero *Chaoborus* da família Chaoboridae é encontrado em todos os tipos de ambientes lacustres, desde pequenas lagoas temporárias, até grandes lagos permanentes. Uma de suas características mais importantes é a alternância diária de habitat: à noite são plânctônicos e durante o dia bentônicos.

Outras características importantes da larva de *Chaoborus* são o alto grau de transparência e a presença de traquéia modificada em órgãos hidrostáticos (bolsas traqueais). Devido à grande transparência, a larva de *Chaoborus*, quando examinada sob a lupa, evidencia os olhos e os dois pares de órgãos hidrostáticos. Estes contêm gases que estão em equilíbrio com a mistura gasosa do meio (HUTCHINSON, 1967). A função principal dos órgãos hidrostáticos é regular a densidade da larva, através de sua contração e expansão. Por meio deste mecanismo, estas larvas são capazes de realizar extensas migrações verticais.

Os órgãos hídrostáticos não têm função respiratória. A respiração é realizada pela parede do corpo, o que faz com que as larvas não dependam da atmosfera, uma vez que o oxigênio pode difundir-se diretamente da água para o corpo do animal.

Vários pesquisadores (FEDORENKO, 1 975a e 1 975b, PASTOROCK, 1980), têm mostrado a alta plasticidade ecológica da larva de *Chaoborus*. Durante o dia podem viver no hipolímnio de lagos eutróficos sem oxigênio e, nestes lagos, podem ser encontradas em densidades de até 1.300 larvas/m² (WESENBERG-LUND, 1939).

As larvas de *Chaoborus* são essencialmente carnívoras e suas presas são localizadas através de estímulos tácteis (mecanorreceptores), que captam vibrações da água ocasionadas pelos organismos a serem predados.

22. 7. PREDÇÃO DE PEIXES E INVERTEBRADOS AQUÁTICOS SOBRE A COMUNIDADE ZOOPLANTÔNICA

22.7.1. Considerações Gerais

Os efeitos da produção de peixes e de invertebrados aquáticos sobre a comunidade zooplânctônica se manifestam de diferentes maneiras no ecossistema lacustre. Entre estas, podem ser citadas as alterações nas condições físicas e químicas do meio (pH, concentração de oxigênio, gás carbônico, nutrientes inorgânicos, etc.), na composição e biomassa do fitoplâncton (razões nano/ fitoplâncton de rede, diatomea/cianofíceas) e na diversidade e densidade das espécies que compõem o zooplâncton. Assim, a predção da comunidade zooplânctônica é um fenômeno de grande importância não só para a dinâmica desta comunidade, mas também para o metabolismo de todo o ecossistema límico.

De grande importância na análise do fenômeno em questão, é o fato de que a predção ocorre sobre organismos de tamanho variável e de diferentes grupos taxonômicos.

Entre as espécies de peixes predadores de zooplâncton podemos distinguir dois tipos diferentes:

1º) espécies que se alimentam de zooplâncton durante todos os estágios de seu desenvolvimento. Algumas são planctófagas obrigatórias; outras facultativas, alimentando-se, além do zooplâncton, de detritos e outros itens alimentares.

2º) espécies que mudam de hábito alimentar no decorrer de seu desenvolvimento, alimentando-se de zooplâncton durante parte do seu ciclo de desenvolvimento (geralmente período larval) e nos estágios mais adiantados de desenvolvimento, passando a consumir presas maiores, abandonando a zooplânctofagia.

Para *Astyanax fasciatus* (lambari) da represa do Lobo (SP), MAIABARBOSA (1982), constatou a predção seletiva de populações de crustáceos zooplânctônicos em função do estágio de desenvolvimento. Assim, quando jovem, *A. fasciatus* alimentava-se predominantemente de copépodos e quando adulto, ciadóceros.

22.7.2. Predação de Peixes sobre o Zooplâncton: Aspectos mais Relevantes

Em lagos com alta densidade de peixes predadores de zooplâncton (plancetófagos) observa-se, via de regra, baixa densidade de organismos zooplancetônicos de grande porte como, por exemplo, *Daphnia*, e a dominância de populações de zooplâncton de pequeno porte como *Bosmina*, *Ceriodaphnia*, *Chydorus* e rotíferos. Por outro lado, em lagos com baixa densidade de peixes plancetófagos observa-se fenômeno contrário, ou seja, dominância de populações de zooplâncton de grande porte, em relação às de pequeno porte.

Os crustáceos plancetônicos grandes são excelentes consumidores de fitoplâncton (herbívoros). Sendo assim, o aumento de sua população leva à redução da biomassa de fitoplâncton e a alterações de fatores ambientais como redução da concentração de nutrientes e pH e aumento da transparência da água.

De acordo com MOORE & MOORE (1976), as diferenças no hábito alimentar de uma espécie de peixe refletem as interações dos diversos fatores ambientais que, por sua vez, atuam sobre a seleção do alimento. Para estes autores os principais fatores determinados do tipo de presa a ser ingerido são: disponibilidade da presa, eficiência de caça do predador, capacidade de disfarce, distribuição espacial da presa na coluna d'água, mobilidade da presa, temperatura e turbidez.

Também o comprimento alimentar utilizado por várias espécies de peixes (predação visual e/ou filtração, procura ativa das presas e/ou caça e espera, escolha entre habitats e/ou agregações de plâncton), determina os tipos de presas selecionadas (ver revisão de LAZZARO (1987) sobre o assunto). Os peixes plancetófagos utilizam dois comportamentos distintos para se alimentar de plâncton: a predação visual e a filtração. A predação visual é uma atividade exclusivamente diurna, exercida seletivamente sobre as presas móveis e de grande tamanho. Pelo contrário, a filtração induzida por quimiorrecepção é uma atividade independente da luz (VOLKOVA, 1973).

Os predadores visuais selecionam visualmente e atacam presas plancetônicas individualmente (CONFER & BLADES, 1975; JANSSEN, 1976, 1978; VINYARD, 1980). Entretanto, vários organismos podem ser aspirados acidentalmente na cavidade bucal do peixe durante a captura da presa perseguida (ZARET, 1980). Os predadores visuais não consomem o fitoplâncton espontaneamente, mas são ativos predadores do zooplâncton, cuja seletividade depende essencialmente da visibilidade das presas (tamanho, forma, contraste, pigmentação, locomoção). Com exceção das larvas e das espécies de pequeno porte, cujas aberturas bucais limitam o tamanho máximo das presas ingeríveis (BLAXTER, 1966; WONG & WARD, 1972; FELLER & KACZYNSKI, 1975; FURNASS, 1979), os predadores visuais "sensu stricto" são altamente eficazes na captura do zooplâncton maior e o mais móvel. Sua seletividade cresce com a visibilidade, geralmente proporcional ao tamanho das presas. Sua eficiência de captura pode ser aumentada pela capacidade de reconhecimento das presas (BEUKEMA, 1978; WARE, 1971, 1972; CONFER & BLADES, 1975; JANSSEN, 1978; VINYARD et al., 1982), baseada no conceito de imagens de procura memorizadas.

Os filtradores, ao contrário, retêm presas contidas num certo volume de água, passando esse volume sobre "estruturas armadilhas" de suas cavidades bucais, ou seja, branquiespinos e microbranquiespinos, sobre os arcos branquiais (em Cichlidae). Outras estruturas ou mecanismos são responsáveis pela retenção eficaz de micropartículas (DRENNER et al., 1984). Podem ser distinguidos dois grupos básicos de filtradores:

1º) Filtrador por deslocamento, engloba as presas deixando sua boca amplamente aberta, enquanto nada rapidamente (WALTERS, 1966; DURBIN & DURBIN, 1975; COLIN, 1976). Nadando freqüentemente a grande velocidade (vários comprimentos de corpo por segundo), os filtradores por deslocamento não criam à sua frente nenhum rastro de água que possa ser detectado pelos copépodos que possuem mecanorreceptores. Eles não aspiram suas presas, mas as englobam na sua cavidade bucal. Assim são predadores e herbívoros passivos, cuja seletividade está relacionada somente com o tamanho do zoo e fitoplâncton, em função da malha de seu filtro branquial (WALTERS, 1966; DURBIN & DURBIN, 1975; ROSEN & HALES, 1981). Entretanto, como qualquer presa encontrada no percurso de nado de peixe é capturada com a mesma eficiência, a filtração por deslocamento é provavelmente o modo de alimentação menos seletivo (JANSSEN, 1976).

2º) Filtrador por bombeamento, captura presas com sucções bucais rítmicas não direcionadas, enquanto nada lentamente ou fica quase imóvel na água (DRENNER, 1977; JANSSEN, 1976, 1978, 1980; HOLANOV & TASH, 1978; DRENNER et al., 1978, 1982a, 1982b, 1984). As características das sucções bucais rítmicas dos filtradores por bombeamento são constantes e não podem ser adaptadas ao tipo de presas encontradas (ao contrário dos predadores visuais). Essas sucções criam variações de pressões detectadas e evitadas pelas presas mais fugazes (particularmente os grandes copépodos, e as larvas de insetos como *Chaobomus*). Assim, os filtradores por bombeamento são predadores passivos do zooplâncton cuja seletividade aumenta com a queda da capacidade de escape das presas (STAROSTKA & APPELGATE, 1970; DRENNER et al., 1978, DRENNER & McCOMAS, 1980) e herbívoros passivos do fitoplâncton cuja seletividade aumenta com o tamanho das algas em função da malha do filtro branquial (DRENNER et al., 1984).

Entre os crustáceos zooplânctônicos, os cladóceros de maior tamanho são selecionados preferencialmente aos copépodos (BROOKS, 1968). A explicação para este fenômeno seria a eficiência da natação dos copépodos, que são capazes de efetuar movimentos muito rápidos ao mesmo tempo que mudam freqüentemente de direção. BROOKS (1968), sugeriu também que como os saltos erráticos dos copépodos Cyclopoida são mais visíveis para o peixe do que o deslizamento dos Caianoida, a razão Caianoida/Cyclopoida deveria aumentar na presença de peixes zooplânctófagos (ou seja, predadores visuais). Entretanto, isso não é sempre observado; ver, por exemplo, HURLBERT & MULLA (1981). Já ZARET (1972), ZARET & KERFOOT (1975) e KERFOOT & SIH (1987), mostraram que movimentos muito rápidos das presas as tornam mais vulneráveis à predação visual.

Para ZARET (1972), outro fator importante para a predação visual dos peixes é a pigmentação das presas (por exemplo, olhos em Cladocera), ou seja, seu contraste na água, que torna certas presas visíveis. No caso da pigmentação do corpo, esta é função principalmente do tipo de alimento.

Quando o zooplâncton é capturado individualmente pelos peixes planctófagos predadores visuais, observa-se variação diária da taxa de predação. Durante o dia são observadas as maiores taxas, enquanto à noite a predação é muito reduzida (O'BRIEN, 1979). Este fato levou muitos autores a levantarem a hipótese de que a migração do zooplâncton durante o dia para as partes mais profundas e mais escuras do lago seja uma adaptação à redução da predação por peixes. Além disso, muitas adaptações anatômicas apresentadas por várias espécies de organismos zooplânctônicos têm sido interpretadas como meio de minimizar o efeito da predação visual por peixes planctófagos e invertebrados. Dentre estas adaptações destacam-se: desenvolvimento de estruturas pouco visíveis, como elmos, aumento do tamanho real do animal sem contudo

aumentar sua visibilidade (por exemplo, muitas espécies de *Daphnia* apresentam compressão lateral) e o polimorfismo (mudanças de formas), notadamente entre os cladóceros.

A maioria das pesquisas relativas a peixes planctófagos foi desenvolvida em regiões de clima temperado, onde as águas são geralmente mais claras e o zooplâncton é de grande porte. Nestas condições, os peixes planctófagos, ou seja, os predadores visuais, dominam, e.g. o “bluegill sunfish” (*Lepomis macrochirus*, Centrarchidae). Em regiões tropicais onde as águas possuem maiores concentrações de material em suspensão, as algas e o zooplâncton são geralmente de menor porte, os peixes planctófagos onívoros (os filtradores) são dominantes (ver trabalhos sobre os hábitos alimentares da ictiofauna dos grandes lagos da África, em particular dos Cichidae, FRYER & ILES, 1972, LOWE-McCONNEL, 1975).

Uma das pesquisas pioneiras, de cunho experimental, sobre o efeito da predação de peixes sobre a comunidade zooplanctônica foi realizada por BROOKS & DODSON (1965). Estes autores utilizaram a espécie de peixe carnívora *Alosa aestivalis*, introduzida no lago Crystal (EUA) em 1955. No ano de 1942 foi feito o levantamento das espécies de zooplâncton deste lago e foi constatado o predomínio de espécies de grande porte como *Daphnia*, *Diaptomus* e *Mesocyclops*. Após a introdução e a adaptação de *A. aestivalis* a estrutura da comunidade zooplanctônica foi drasticamente modificada. As espécies de grande porte foram substituídas por outros menores, destacando-se *Bosmina*, *Tropocyclops* e *Ceriodaphnia* (Fig. 22.10).

No trabalho de BROOKS & DODSON (1965), assim como de vários outros autores, a preocupação maior foi com o efeito da predação sobre a estrutura da comunidade zooplanctônica. Por outro lado, HURLBERT & MULLA (1981) foram um dos pioneiros no estudos do fenômeno a nível de suas implicações sobre o ecossistema. Estes autores pesquisaram na Flórida (EUA) 12 tanques semelhantes aos utilizados em piscicultura, sendo que, em 6 deles foi introduzida a pequena espécie de peixe planctóforo, predador visual, *Gambusia affinis*, e os 6 restantes permaneceram sem peixes.

Os principais resultados desta pesquisa são apresentados na Fig. 22.11. Com exceção de *Cyclops*, que teve sua população pouco afetada, os demais organismos, notadamente *Ceriodaphnia* e *Daphnia*, tiveram sua população fortemente alterada pela presença de *G. affinis*. A redução drástica da população destes excelentes filtradores refletiu positivamente sobre a população fitoplanctônica, pela elevação da sua biomassa no tanque com peixes (Fig. 22.11). Outros dados importantes obtidos nesta pesquisa, foram os elevados valores de pH e oxigênio nos tanques com peixes, em relação ao controle (sem peixes). Este fato deve ser atribuído principalmente à alta densidade fitoplanctônica, observada durante toda a pesquisa nos tanques com peixes (HURLBERT & MULLA, 1981).

ANDERSON et al. (1978) estudaram o fenômeno da predação de zooplâncton por peixes (*Abramis brama*; *Rutilus rutilus*; *Camassius auratus*) e os seus efeitos, em “sacos” de PVC (microcosmos limnocurrais) de 3,0 m de diâmetro e 2,8 m de profundidade, colocados no lago eutrófico Trummen (Suécia). Os sacos foram colocados de maneira que a extremidade superior permanecesse 20-40 cm acima do nível d’água e a inferior enterrada no sedimento. Os resultados sobre os efeitos da predação do zooplâncton sobre a produção primária do fitoplâncton a densidade e diversidade de algas planctônicas e a concentração de fosfato na água são mostrados na Fig. 22.12.

No saco com peixes observou-se uma elevada taxa de produtividade primária do fitoplâncton próximo à superfície. Este fato, típico de lagos eutróficos temperados, é consequência da elevação da biomassa de algas, neste caso, facilitada pela predação sofrida pelo zooplâncton de grande porte, que é eficiente herbívoro. Abaixo desta camada superficial de alta produção, o sombreamento é intenso e a produtividade é fortemente reduzida (Fig. 22.12). Por

outro lado, no saco sem peixes a produção é muito reduzida e, além disso, observa-se também sensível aumento dos valores do disco de Secchi (saco com peixes 0,2m e sem peixes 1,4 m).

Além de mudanças quantitativas na comunidade do fitoplâncton, ocorrem profundas modificações qualitativas no saco com peixes. Nestes, observa-se o predomínio quase exclusivo das algas cianofíceas. Outro dado importante é a elevada concentração de fosfato total no saco com peixes.

Os estudos com este enfoque foram realizados principalmente em regiões temperadas. Em ecossistemas aquáticos continentais tropicais, existem poucos estudos experimentais sobre as interações peixes-zooplâncton. A maioria dos estudos existentes sobre o assunto, restringiu-se até agora na análise do conteúdo estomacal dos peixes, correlacionando os organismos ali encontrados com os do meio ambiente. CARVALHO (1984), pesquisando o hábito alimentar de uma espécie de peixe da região amazônica (Tambaqui, *Colossoma macropomum*). no lago Grande, constatou maiores taxas de predação de *Daphnia gessneri* por indivíduos jovens de tambaqui. Estas taxas foram maiores no período de águas baixas (novembro, dezembro e janeiro) (Fig.22. 13). A partir dos dados obtidos sobre a abundância relativa de *D. gessneri* no ambiente e no estômago do peixe, a autora conclui que as formas jovens de tambaqui têm grande influência sobre a população de *D. gessneri*. ARCIFA et al. (1986) realizaram o primeiro trabalho experimental num reservatório eutrófico, brasileiro, Americana (norte de São Paulo, SP), estudando o impacto de duas espécies de lambari (*Astyanax fasciatus* e *A. bimaculatus*, Characidae) sobre a comunidade zooplânctônica e a qualidade da água. Utilizando limnocurrais de polietileno transparente (1 m de diâmetro e 2,5 m de profundidade), os autores observaram sensíveis aumentos da densidade do zooplâncton nos sacos com peixes, enquanto não houveram mudanças nos sacos-controles com ausência de peixes (particularmente as espécies de maior porte, *Daphnia gessneri* e *D. ambigua*). Nos limnocurrais com peixes, os cladóceros regrediram (somente *Diaphanosoma* e pequenos Bosmidae estavam presentes no final) como também copépodos. Os rotíferos foram poucos afetados. A concentração em clorofila aumentou de duas a dez vezes nos limnocurrais com peixes em relação aos controles.

22.7.3. Predação de Invertebrados Aquáticos sobre Zooplâncton: Alguns Aspectos mais Relevantes

Dentre os organismos invertebrados aquáticos, a larva de Diptera, *Chaoborus*, é um dos mais importantes na predação da comunidade zooplânctônica.

Suas presas preferidas são copépodos, cladóceros e alguns animais bentônicos.

De acordo com FEDORENKO (1975a), as larvas de *Chaoborus*, no lago Eunis (Canadá) podem remover, por dia, até 10% do zooplâncton.

MORIARTY et al. (1973) estudando a ecologia das larvas de *Chaoborus* no lago George (Uganda), mostrou que elas apresentavam alimentação diferenciada em função do seu estágio de desenvolvimento. Além disso, estes autores atribuíram a baixa densidade de Rotifera e Ostracoda à intensa predação por larvas jovens de *Chaoborus*. O tamanho das presas consumidas pelo *Chaoborus* varia de 0,1 a 4,0 mm, de acordo com a abertura da boca, estágio de desenvolvimento e espécie (FEDORENKO, 1975a). Os rotíferos são consumidos pelos estágios iniciais 1 e 2 (MORIARTY et al., 1973) e os náuplios pelos estágios mais avançados (LEWIS, 1977; KAJAK & RYBAK, 1979). Estes últimos preferem as formas alongadas (copepoditos, copépodos adultos, *Diaphanosoma*) ao invés das formas esféricas dos *Daphnidae*.

(STHAL, 1966). As espécies pequenas de *Daphnia* são preferenciais em relação às grandes (NEILL, 1978).

No lago Lanao (Filipinas), LEWIS (1979) mostrou que a larva de *Chaoborus* é um importante elo no fluxo de energia da região limnética deste ecossistema, uma vez que é eficiente predador do zooplâncton herbívoro, predominante neste lago e é predado eficazmente por peixes carnívoros.

SWIFT & FEDORENKO (1975) distinguem duas etapas na captura das presas pelo *Chaoborus*. Antes da captura, densidades e velocidades de nado do predador e da presa determinam o número de contatos. Após esse contato, o sucesso de captura é essencialmente determinado pelo tamanho e a forma da presa: as presas alongadas são agarradas mais eficazmente do que as esféricas. Ver uma revisão da literatura sobre a predação do *Chaoborus* em PASTOROCK (1978).

Entre os demais invertebrados predadores de zooplâncton destacam-se:

a) Rotíferos: várias espécies de *Asplanchna* predam os rotíferos e os pequenos cladóceros *Bosmina*, às vezes os copepoditos (HURLBERT et al., 1972; SALT et al., 1978). As formas gigantes de *A. sieboldi* (1,5 mm) são canibais. As grandes espécies do gênero *Synchaeta* ingerem ciliados, pequenos rotíferos e mesmo náuplios (COMITA, 1972). Certos *Trichocerca* aspiram o conteúdo dos ovos levados por outros rotíferos planctônicos (ver uma síntese sobre a alimentação de rotíferos em POURRIOT, 1977).

b) Cladóceros: quando jovem, *Leptodora kindtii* ataca rotíferos (*Asplanchna* e *Euchlanis* (MOUDUKHAI-BOLTOVOSKAJA; 1960) e copépodos jovens, mas, quando adultos, preferem outros cladóceros (KARABIN, 1974) e copépodos adultos (CUMMINS et al., 1969), *Leptodora* e *Heteromys* são importantes predadores de *Daphnia* e *Bosmina* durante o verão em lagos temperados (HUTCHINSON, 1967). *Bythotrephes* sp consome exclusivamente copépodos, mas em tanques de criação se alimenta de larvas de Chironomidae (MOUDUKHAI-BOLTOVOSKAJA, 1960).

c) Copépodos ciclopoídes: enquanto os jovens são essencialmente herbívoros, a partir dos estágios de copepodito IV e V, inicia-se o hábito carnívoro (GRAS et al., 1971); GOPI-IEN, 1978; KARABIN, 1978). *Thermocyclops minutus* e *Mesocyclops longisetus* são importantes predadores de náuplios e de copepoditos da mesma espécie ou de espécies diferentes (GELLER, 1986). Algumas espécies são onívoras quando adultas, como *Thermocyclops neglectus* (GRAS et al., 1971) e *Cyclops abyssorum* (WHITEHOUSE & LEWIS, 1973). *Macrocyclus distinctus* se alimenta de detritos e de animais mortos, raspando seu alimento do substrato (MORNAKOV, 1963). Os Cyclopoida adultos selecionam suas presas pelo tamanho. Os cladóceros de forma globosa e de abertura estreita entre valvas (*Bosmina*) dificilmente são capturados pelos Cyclopoida, que preferem as formas alongadas dos *Diaphanosoma* ou dos copepoditos de Calanoida (SMYLY, 1970); GOPHEN 1977). Também a velocidade de nado e o comportamento respectivo da presa e do predador intervêm na escolha da presa (STRICKLER, 1975; GERRITSEN, 1978). Quando imóveis, os náuplios não são percebidos pelo zooplâncton predador. Para escapar da predação, *Bosmina* usa comportamento crítico, dobrando suas antenas num sulco, em seguida afundado passivamente (KERFOOT, 1978). Pelo contrário, quando *Diaphanosoma* detecta uma modificação da correnteza, aumenta sua velocidade de natação (LI & LI, 1979). De maneira geral, os copépodos ciclopoídes adultos predam essencialmente os rotíferos, os náuplios, os copepoditos e os pequenos cladóceros (LANE, 1975). Mas o canibalismo é frequente em populações naturais e, neste caso, os jovens são os mais visados.

d) Anostráceos: a maioria deles (a espécie mais conhecida, *Artemia salina*, é marinha) são filtradores ou detritívoros. Mas *Branchinecta gigas* (de até 100 mm de comprimento)

captura cladóceros, copépodos e o Anostráceo *B. machini* (ANDERSON, 1970) que se constitui em sua presa comum em ambientes naturais (WHITE et al., 1969).

e) Misidáceos: (Malacostraca): Mysis (presente nos grandes lagos da América do Norte e nos lagos do norte da Europa) pode ser herbívoro, detritívoro ou predador (BOWERS & GROSSNICKLE, 1978). Em certos lagos ele se alimenta de detritos bentônicos durante o dia e migra para a superfície durante a noite (BEETON, 1960) para se alimentar de cladóceros, principalmente *Daphniapulex* (LASENBY & LANGFORD, 1973).

f) Anfípodos (Malacostraca): os anfípodos (tais como, *Hyalina azteca*) são geralmente considerados como crustáceos bentônicos e se alimentam de detritos. Mas algumas espécies são predadoras limnéticas do zooplâncton, tais como *Macrohectopus* no lago Baicai (KOZHOV, 1963) e uma espécie de *Gammarus* predadora de *Chaoborus* e de crustáceos (ANDERSON & RAASVELDT, 1974). Esses autores sugerem que *Gammarus* /acustris poderia dificultar o estabelecimento de populações de *Chaoborus* em corpos de águas desprovidas de peixes.

g) Aracnídeos: algumas espécies foram observadas consumindo *Diaptomus* (ANDERSON, 1971) e *Daphnia* (DODSON, 1972). *Piona limnetica* é a primeira espécie de aracnídeo realmente limnética, adaptada morfológicamente para nadar. Evita seletivamente os rotíferos e prefere os cladóceros, especialmente *Diaphanosoma* e *Bosmina*, ao invés de copépodos (GLIWICZ & BIESIADIKIA, 1975), consumindo entre 10 a 20 presas por dia.

h) Odonatas; as larvas de libélulas são importantes predadoras do zooplâncton (JOHNSON, 1973). No entanto, a atuação destas larvas é restrita geralmente à zona litorânea. A detecção de presas depende de estímulos táteis (JOHNSON et al., 1975).

22.8. O CONTROLE DA POPULAÇÃO ZOOPLANCTÔNICA POR PEIXES: UM EXEMPLO DE BIOMANIPULAÇÃO

Em lagos eutróficos de regiões temperadas, no final da primavera, a água torna-se clara (“período de águas claras”), (ver Cap. 21). Este fenômeno está diretamente relacionado com alta taxa de herbivoria por parte da comunidade zooplantônica, notadamente aquela composta por organismos de grande porte. Este fenômeno que ocorre periodicamente nos lagos temperados, tornou-se a hipótese de trabalho de SHAPIRO et al. (1975) e SHAPIRO (1980), para a deseutrofização destes ambientes. Estes autores propõem o aumento da população de zooplâncton de grande porte como meio de reduzir a eutrofização dos ecossistemas lacustres. Este procedimento foi denominado por SHAPIRO (1980) como biomanipulação.

A biomanipulação como método de controle de eutrofização não é completo, uma vez que atua somente numa etapa do processo: no controle do excessivo crescimento de algas. Assim, a retirada de peixes planctófagos deve ser encarada somente como uma das possibilidades complementares à deseutrofização dos ecossistemas lacustres, uma vez que o fundamental e preliminar é o controle da entrada de nutrientes no ecossistema e a redução da concentração destes compostos no seu interior.

A biomanipulação do ecossistema límico através da redução da população de peixes planctófagos é um processo muito complexo, no qual ocorrem profundas interferências tanto nos componentes biológicos como físicos e químicos (Fig.22.14). A biomanipulação de ecossistemas eutrofizados artificialmente visa, em primeiro lugar, alcançar, através da redução dos predadores, o aumento da população de zooplâncton de grande porte. Estes, através de sua herbivoria, reduzem a biomassa de fitoplâncton.

Deve-se considerar, no entanto, que na maioria dos casos de biomanipulação até agora estudados (p. ex. ANDERSON et al. 1978), certas algas, representadas principalmente pelas cianofíceas, não são consumidas pelos herbívoros. Entre estas encontram-se as formadoras de colônias (e.g. *Microcystis*), que contêm compostos não “saborosos” e aquelas que são protegidas por uma carapaça gelatinosa, protetora contra a digestão. Desta maneira, estas algas passam pelo trato digestivo do herbívoro sem sofrer nenhum dano (LAMPERT, 1983).

Com a redução da biomassa fitoplanctônica, observa-se redução da concentração dos detritos orgânicos, notadamente no hipolímnio, como uma reação em cadeia. A consequência deste fenômeno é a melhoria das condições de oxigenação desta região da coluna d'água. Este fato é de grande importância no processo de controle da eutrofização artificial, uma vez que, nestas condições, o fósforo torna-se imobilizado através de sua precipitação para o sedimento, absorvido ao $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ou como FePO_4 . Desta forma, ocorre a diminuição da influência do fósforo com consequente redução da biomassa fitoplanctônica e eutrofização.

Testes sobre biomanipulação de ecossistema lacustres naturais foram realizados até agora em partes de lagos isoladas ou em pequenos lagos. O caso mais conhecido de biomanipulação em grande lago ocorreu por acaso e foi no lago Washington (EUA) (EDMONDSON, 1969). Este lago tornou-se conhecido pela sua eutrofização artificial, que causou o desaparecimento de várias espécies zooplânctônicas, entre estas, várias espécies de *Daphnia*. A partir de 1960, o lago passou a não mais receber efluentes e, de imediato, observou-se a redução da concentração de fósforo da água e o aumento da transparência, passando de 1 para 3-4 m. Até 1976 não era observada no lago nenhuma espécie de *Daphnia*. Já no verão deste ano, observou-se intenso crescimento destes organismos, que permanecem até os dias de hoje. Paralelamente, a água tornou-se ainda mais clara atingindo o disco de Secchi 7 m a 10 m. Não se sabe exatamente o motivo do retorno de *Daphnia* ao lago Washington, nem tampouco sobre os motivos exatos de seu intenso crescimento. No entanto, este mesmo fenômeno poderia ter ocorrido a partir da retirada de peixes planctófagos do ecossistema, através de pesca intensiva ou da introdução de seus predadores naturais. De qualquer forma, os custos para o controle da população dos peixes planctófagos são muito menores quando comparados com outros métodos de controle de eutrofização (ver Cap. 24 e 25).

23 - Comunidade Bentônica

23.1. CONSIDERAÇÃO GERAL

A comunidade bentônica (do grego benthos = profundidade) é formada por animais (zoobentos) e vegetais (fitobentos). Esta comunidade caracteriza-se por habitar o sedimento aquático ou a superfície deste. De maneira geral, distingue-se o bentos litorâneo, que habita a região litorânea, do bentos profundo, que habita a região profunda de lagos e rios.

O fitobentos é formado por vegetais, tanto inferiores como superiores (podendo, em muitos casos, ser incluídos entre as macrófitas aquáticas) (ver Cap. 20). Sua distribuição é limitada àquelas partes do ecossistema aquático em que o sedimento ainda recebe luz suficiente para a realização da fotossíntese. Por este motivo, o fitobentos está restrito à região litorânea. Em lagos rasos e com águas claras, pode ocorrer a colonização de toda a extensão do sedimento

pelo fitobentos. Neste caso, esta comunidade pode constituir-se na mais produtiva do ecossistema e conseqüentemente influenciar grande número de processos.

O zoobentos compreende tanto animais invertebrados como vertebrados. Neste capítulo, será dada maior atenção aos invertebrados bentônicos que habitam o sedimento aquático. No entanto, deve ser enfatizada a importância dos invertebrados que utilizam as macrófitas aquáticas, pedras, galhos mortos, etc., como substrato. Estes organismos, freqüentemente incluídos no bentos continental, podem ter papel central na dinâmica de nutrientes e no fluxo de energia em alguns ecossistemas, notadamente rios e riachos.

A comunidade zoobentônica constitui uma das menos estudadas dos ecossistemas aquáticos continentais. Este fato pode ser atribuído, principalmente, às dificuldades de amostragem e identificação dos organismos. Atualmente, as coletas são realizadas por meio de dragas (e.g. Ekman, Van Veen, Birge, etc., que amostram áreas conhecidas do substrato ou por meio de cilindros (um ou vários), que permitem coletar perfis verticais de sedimento ("Cores"). Neste caso, pode-se também estudar a distribuição vertical dos organismos do zoobentos, o que não é possível através de amostras coletadas com draga. Para maiores detalhes sobre métodos de coleta de amostras para pesquisa de zoobentos consultar PENNAK (1978), EDMONSON & WINBERG (1971) E DOWNING E RIGLER (1984).

O zoobentos lacustre é classificado freqüentemente segundo o tamanho dos organismos, o qual é determinado utilizando-se peneiras de diferentes tamanhos de abertura de malha. De acordo com este critério, os organismos zoobentônicos podem ser classificados em:

Microbentos: Constituídos por pequenos organismos como protozoários. Muitos autores incluem os rotíferos e os gastrotríquenos entre o microbentos (Fig. 23.1)

Meio-bentos ou mesobentos: organismos que são retidos em peneira de 0,3-0,8 mm de abertura de malha. O mesobentos lacustre é constituído mais freqüentemente de harpacticóides, ostrácodes, mematóides e pequenos anélídeos (Fig. 23.2).

Macro-bentos: organismos que são retidos em peneira de 1-2 mm de abertura de malha, portanto, visíveis a olho nu. Os principais são os moluscos, anélídeos, larvas de insetos e crustáceos, especialmente dos grupos dos anfípodes e isópodes (Fig. 23.2).

Infelizmente os zoobentólogos têm usado diferentes critérios de tamanho para classificar os vários grupos de organismos bentônicos e, não raramente, encontramos publicações onde não há indicação do tamanho de malha utilizada na separação dos organismos, o que torna dados não-comparáveis.

23.2. PRINCIPAIS ORGANISMOS BENTÔNICOS

Protozoários – são encontrados em quase todos os tipos de sedimento, especialmente nos orgânicos. São aeróbios; no entanto, algumas espécies podem tolerar acentuados déficits de oxigênio. Rizópodes e cilióforos são os grupos amebas, principalmente as tecadas e, entre os cilióforos, são encontradas várias formas, desde células ciliadas simples, até células com pedúnculo contrátil como a *Vorticella*. Estudos sobre os protozoários bentônicos são ainda muito escassos.

Esponjas – estes organismos são mais freqüentes em águas límpidas e nas regiões dos lagos com maior correnteza, como as entradas e saídas de rios.

Rotíferos – são principalmente planctônicos; dentre os bentônicos, destacam-se as espécies do grupo dos *Bdelloidea*.

Platelmintos – neste grupo, os turbelários são os mais freqüentes (*Planaria*, *Catenula*, *Alicrostomum*, *Stenostomum*, etc). Seu habitat preferido são as macrófitas aquáticas, especialmente em decomposição, e as partes dos lagos com pouca movimentação de água.

Nematóides – apesar da maioria dos nematóides ser parasitas, especialmente de peixes, existem várias espécies de vida livre. Entre os nematóides bentônicos encontramos organismos dos mais variados hábitos alimentares (carnívoros, herbívoros e detritívoros).

Briozoários – quantitativamente não são importantes nos ecossistemas aquáticos continentais. Somente as formas sésseis podem alcançar altas densidades em lagos produtivos, quando determinadas condições ambientais lhes são favoráveis.

Anelídeos – dentro deste grupo destacam-se, pela alta densidade e pela importância na dinâmica de nutrientes, os oligoquetas e os hirudíneos. Os ohquetas da família *Tubificidae* são os representantes mais importantes em alguns ecossistemas lacustres brasileiros, como a represa do Lobo (SP); ali também a família *Naididae* tem sido encontrada em altas densidades (CÓ, 1979). A importância destes organismos deve-se à sua participação na decomposição do material orgânico e no transporte de material de camadas mais profundas do sedimento para as superfícies. Os tubificídeos são organismos portadores de pigmentos semelhantes à hemoglobina, que lhes possibilita suportar baixa concentração de oxigênio, motivo pelo qual são encontrados em altas densidades em lagos muito produtivos durante o período de estratificação térmica e em ambientes com poluição orgânica.

Os hirudíneos (sanguessugas) são muito freqüentes em lagos com região litorânea colonizada por macrófitas aquáticas.

Moluscos – os moluscos de água doce são representados por dois grupos principais: os gastrópodes e os bivalves. Como consequência de sua fisiologia, estes animais estão, na sua grande maioria, ligados ao ambiente aquático. Estudos que visam investigar o papel destes organismos no ecossistema aquático são muito raros. No entanto, pesquisas do ponto de vista sanitário e sobre o seu papel como vetores de doenças são freqüentes. Como vetores de doenças (p. ex. esquistossomose), os pulmonados (gastrópodos, especialmente planorbídeos) têm grande importância.

Crustáceos – os crustáceos mais freqüentes no bentos continental são os ostrácodes, misidáceos, isópodes, decápodes, anfípodes, copépodes (Harpacticoida, menos freqüente Cyclopoida) e cladóceros (várias representantes da *Macrothricidae* e os gêneros *A. lona* e *Alonella* da família *Chydoridae*). Os ostrácodes destacam-se pela freqüente maior densidade. Estes animais são formados por duas pequenas conchas que, nas formas de água doce, variam de 1 a 7mm. Sua maior densidade ocorre nas primeiras camadas do sedimento. São onívoros, alimentando-se principalmente de bactérias, detritos e algas.

Os decápodes são muito freqüentes em águas continentais brasileiras. São representados por várias espécies dos gêneros: *Euryrhynchus*, *Macrobrachium*, *Palaemonetes* e *Pseudopalaemon* (KENSLEY & WALKER, 1982). Os decápodes representam os chamados camarões de água doce.

Os misidáceos têm maior importância em lagos de regiões temperadas, uma vez que habitam preferencialmente águas frias. Os isópodes são, na sua maioria, terrestres e marinhos e somente poucas espécies são de águas continentais. Muito pouco é conhecido sobre a ecologia e o papel destes organismos na dinâmica de águas continentais.

Insetos – grande número de insetos são aquáticos ou têm parte de seu ciclo de vida na água. Em ambos os casos, a grande maioria das larvas destes organismos é bentônica. Dentre os grupos de insetos que têm representantes no bentos continental (principalmente sob a forma larval), destacam-se os dípteros, efemerópteros, plecópteros, odonatas, hem ípteros, coleópteros,

neurópteros, tricópteros e lepdópteros. De todos este grupos, os dípteros são os que têm maior importância, visto que os seus principais representantes aquáticos quironomídeos e caoborídeos, são encontrados, via de regra, em grande número.

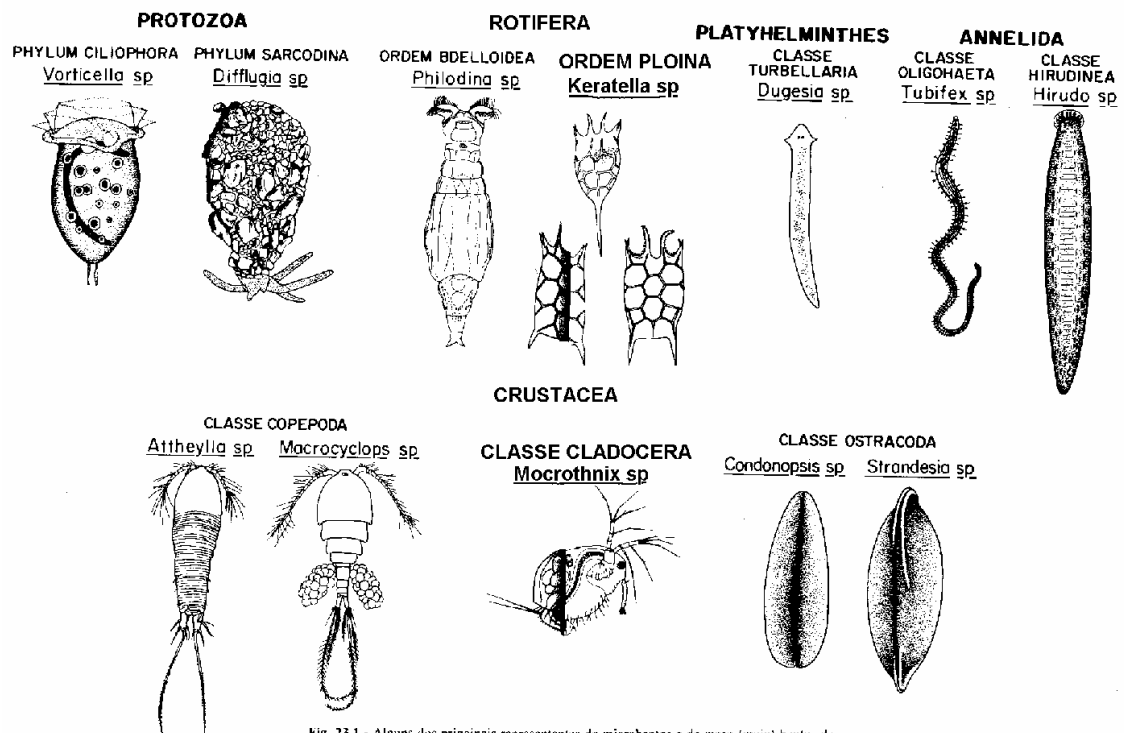


Fig. 23.1 - Alguns dos principais representantes do microbentos e do meso (meio) bentos de águas continentais. Segundo: REID (1985), *Attheylia* sp.; WÜRDIG (1983), Ostracoda; PENNAK (1978), demais organismos

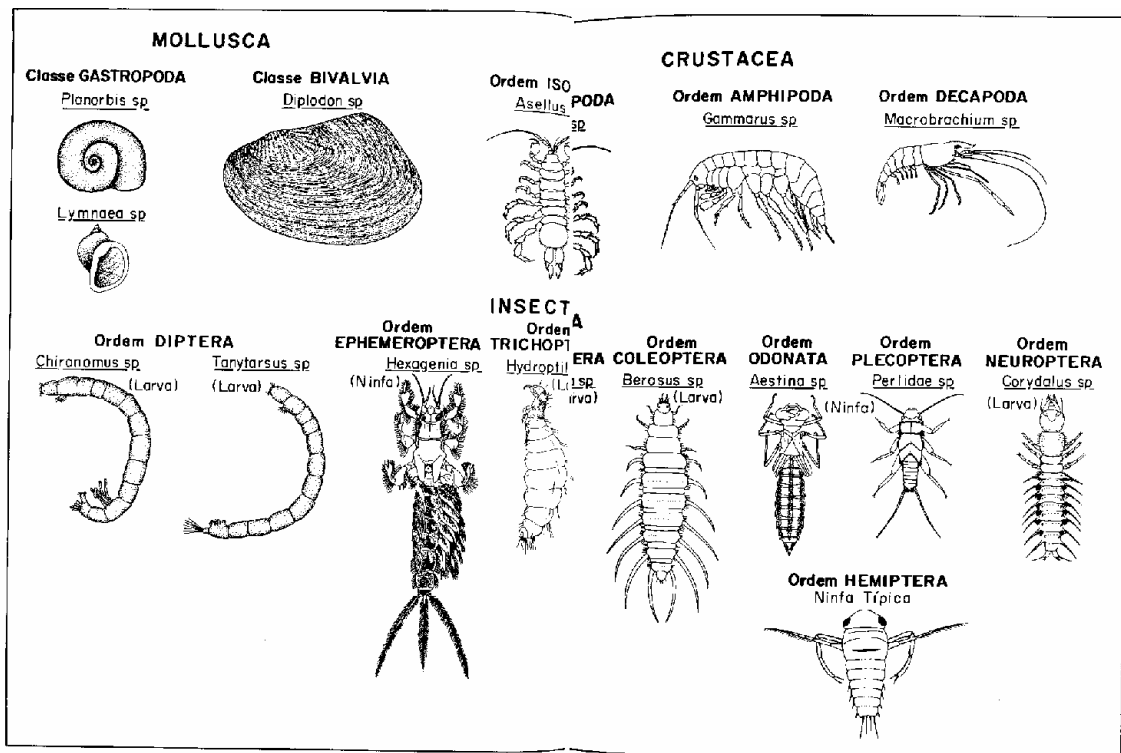


Fig. 23.2 - Alguns principais representantes do mesobentos (meio-bentos) e do macrobentos. Segundo: HELBING & PENTEADO (1974) *Diplodon* sp.; BORRER & DELONG (1969) *Aeschna* sp. e *Corydalus* sp. PENNAK (1978), demais organismos

23.3. DISTRIBUIÇÃO DO ZOOBENTOS

Enquanto o principal fator controlador da distribuição do fitobentos é a luz, o zoobentos tem sua distribuição controlada por vários fatores; dentre eles, destacam-se: disponibilidade e qualidade do alimento, tipo de sedimento (orgânico, arenoso, argiloso, etc.), substrato (pedra, madeira, etc.), temperatura do meio, concentração de oxigênio e gás sulfídrico.

O principal alimento para o zoobentos são os detritos orgânicos, que podem ser de origem autóctone ou alóctone. Na maioria dos casos, os microorganismos constituem a principal reserva de energia para estes organismos. Na região litorânea, os detritos originam-se principalmente de vegetais superiores aquáticos ou terrestres e a partir do perifiton. Em muitos casos, esta última comunidade é a principal fonte geradora de detritos.

Já para o zoobentos da região profunda, a principal fonte de detritos é o fitoplâncton e, conseqüentemente, formam-se nesta região depósitos mais

homogêneos, quanto à estrutura e qualidade nutricional. Em lagos rasos, como a maioria dos lagos brasileiros, a diferenciação entre os detritos da região litorânea e profunda não é muito nítida, pois o transporte de detritos da região litorânea para a profunda é intermitente, o que resulta na distribuição mais heterogênea do sedimento em todas as regiões do lago. Para o zoobentos de rios, os detritos alóctones, provenientes das margens, constituem a principal fonte de energia.

Na maioria dos ambientes aquáticos continentais a distribuição do zoobentos é, frequentemente, heterogênea. Horizontalmente, observa-se nítida diferenciação na diversidade de espécies e na estrutura das comunidades da região litorânea e profunda. Na região litorânea, as condições ambientais são mais favoráveis para os organismos bentônicos. Entre estas destacam-se o maior grau de oxigenação da água durante a maior parte do ano e a maior diversidade alimentar. Além disso, observa-se maior diversidade de nichos ecológicos. Estes fatores contribuem para que esta região seja colonizada por grande número de organismos, em alta diversidade (Fig. 23.3). Entre estes organismos podem ser encontrados: organismos carnívoros, herbívoros, detritívoros e bacteriófagos.

Por outro lado, a homogeneidade ambiental da região profunda, com pouca variação anual de temperatura, pouca diversidade de cadeias alimentares (predominância da cadeia detritívora e microfágica), faz com que se desenvolva uma comunidade zoobentônica pouco variada, que pode, no entanto, apresentar número elevado de indivíduos, como foi mostrado por JÓNASSON (1972) para o lago Erson (Dinamarca) (Fig. 23.3).

Na maioria dos ecossistemas lacustres estudados, foi observado forte gradiente de densidade (número de indivíduos/m²), biomassa e diversidade de espécies da região litorânea para a profunda. STRAYER (1985), num minucioso estudo sobre o zoobentos (exceto protozoários) do lago ohigotrófico Mirror (EUA), encontrou forte redução da densidade, biomassa e diversidade de espécies com aumento da profundidade do lago, sendo que para a diversidade de espécies as mudanças com a profundidade foram mais acentuadas do que para a biomassa e densidade (Fig. 23.4a). STRAYER (1985) atribui a forte redução de diversidade de espécies com a profundidade, às condições anaeróbias do hipolímnio do lago Mirror, muito embora este autor encontrasse várias espécies zoobentônicas vivendo em condições anaeróbias, tais como: Nematoda (*Ethmolaimus* sp, *Monhystera* sp); Gastrotricha (*Chaetonotus* spp, *Lepidodernzella trilobuin*); Ostracoda (*Cypria turneri*); Acari (*Piona* sp); Diptera (*Chironomus an/hracinus*, *Chaoborus* sp).

Em rios, além dos fatores acima mencionados, a correnteza é um importante fator ambiental na determinação da distribuição dos organismos zoobentônicos. Estudos pioneiros sobre este tema, no Brasil, foram realizados por KLEEREKOPER (1944), em rios do litoral do Rio Grande do Sul. No sangradouro dos Cornélios, que liga a lagoa Itapeva à lagoa dos Quadros, este autor encontrou forte redução da densidade de mesobentos e macrobentos em função da correnteza (infelizmente avaliada sem instrumentos) (Fig. 23.5). Nos locais de menor correnteza foram encontradas as maiores densidades destes organismos. Neste sangradouro, na maioria dos pontos transversais amostrados, obteve-se predominância da espécie de molusco, *Littoridina* (= *He/iobia*) *charruana*. Esta espécie, no ponto de amostragem 11, chegou a compreender 96% do número total de organismos por metro quadrado (sua menor densidade foi no ponto 3, onde fez 4 1%). Entre as outras espécies, as mais abundantes foram: *Limnodrillus* sp (Oligochaeta) que no ponto 3 apresentou maior densidade (54% da densidade total) e várias espécies de dípteros da família Chironomidae.

A distribuição vertical do zoobentos no interior dos sedimentos límnicos é controlada principalmente pelo teor de oxigênio e pela textura do substrato ou sedimento. Geralmente, quando presente, o oxigênio no sedimento ocorre nos primeiros 5 centímetros e, quando muito orgânico, o sedimento apresenta oxigênio somente no primeiro centímetro de profundidade. Em consequência, a maioria dos organismos do zoobentos é encontrada nesta região do sedimento (Fig. 23.4 b). Somente aqueles organismos capazes de tolerar baixas concentrações de oxigênio podem colonizar camadas mais profundas. STRAYER (1985) mostrou que mais da metade da fauna bentônica do lago Mirror é encontrada no primeiro centímetro e que somente poucas espécies penetram regularmente a profundidades maiores do que dois centímetros; entre estas

destacam-se *Rhynchoscolex simplex* (nematódeo), *Roaria tridens* (rotífero), *Nais comunis* (oligoqueta), *Cupria turneri* (ostracoda) e *Chaoborus* spp (díptero).

A textura do sedimento influencia de maneira significativa a distribuição vertical do zoobentos. Assim, em sedimentos com altos teores de matéria orgânica e água (maior fluxo de água no sedimento permite maior oxigenação), estes organismos podem ser encontrados em profundidade de até 15 cm. No entanto, em sedimentos arenosos, ou de textura rígida, a colonização dá-se geralmente até 5 cm. Em riachos com alta turbulência como os de montanhas, os organismos bentônicos podem colonizar o sedimento em profundidade de até 2m (HUSSMAN, 1961). Pesquisas de JÓNASSON (1972) mostraram que,

em muitos lagos, o zoobentos pode apresentar altas densidades em camadas mais profundas do sedimento. Segundo este autor, as dificuldades de coleta são responsáveis pela interpretação generalizada de que a maior densidade do zoobentos é encontrada na superfície.

23.3.1.Importância da Comunidade Zoobentônica na Dinâmica de Nutrientes

A grande importância da comunidade zoobentônica, no fluxo de energia e na ciclagem de nutrientes, decorre do fato de que estes organismos participam no processo de decomposição da matéria orgânica, reduzindo o tamanho das partículas, e também porque tomam parte na cadeia alimentar de vários organismos aquáticos, notadamente peixes. Não menos importante é a liberação de nutrientes do sedimento para a coluna d'água, através da atividade mecânica de muitos destes organismos zoobentônicos.

O papel de zoobentos, notadamente do macrobentos, na ciclagem de nutrientes, tem recebido a atenção de vários pesquisadores (e.g. TESSENOW, 1964; JÓNASSON, 1972; GALLEP, 1979; WALTER, 1976; WEEKENSTROO & PARMA, 1984). Muito embora o papel destes organismos já tivesse sido apontado há várias décadas por BERG (1938), somente nos últimos anos a magnitude deste fenômeno pode ser quantificada.

No caso dos protozoários, FINLAY (1982) mostrou que somente a comunidade de ciliados bentônicos pode representar, em média, no lago Esthwaite Water (Inglaterra), até 1,81% do carbono total do sedimento. No lago Mirror (EUA), WALTER (1985), mostrou que do total de fósforo e nitrogênio estocado na biota, 1/4 corresponde ao estocado na fauna de macrobentos. Embora a biomassa de macrobentos seja, na maioria dos casos, maior do que a de microbentos e mesobentos juntos, seu papel na reciclagem de nutrientes pode ser menor, porque estes últimos têm maior taxa de mortalidade e conseqüentemente maior taxa de reciclagem de nutrientes.

Um dos processos mais importantes na liberação de nutrientes pelo zoobentos é o biorrevolvimento (em inglês "bioturbation"). Este processo consta do revolvimento do sedimento, especialmente de sua superfície, pela atividade de organismos bentônicos. Em lagos de regiões temperadas, este processo é produzido principalmente por tubificídeos e larvas de quironomídeos e de caoborídeos (PETR, 1976). Para lagos tropicais, pode-se supor que, devido ao hábito detritívoro do grande número de espécies de peixes, estes organismos sejam mais importantes no biorrevolvimento do que os invertebrados.

A magnitude do biorrevolvimento depende de quatro fatores principais: tamanho do organismo (os maiores são mais eficientes), densidade, atividade e capacidade de penetração no sedimento.

Para os oligoquetas, ALSTERBERG (1925) calculou que através da atividade de biorrevolvimento destes animais, há retirada do alimento entre 3-6 cm de profundidade e de

colocação de seus excrementos na superfície do sedimento, com um transporte de sedimento de 3,0 kg e no máximo 12,5 kg peso seco por m^{-2} . Às larvas de caoborídeos é atribuído importante papel na reciclagem de nutrientes. Esta importância deve-se à alta densidade destes organismos, freqüentemente observada em ambientes aquáticos continentais. De acordo com JÓNASSON (1972) sua densidade pode chegar a 97.000 indivíduos por m^2 .

O biorrevolvimento é um fenômeno com grandes implicações físicas, químicas e biológicas para ecossistemas aquáticos. Como exemplo, pode ser citada a atividade respiratória dos organismos. Por meio da construção de canais, que têm entre outros objetivos a entrada de oxigênio para sua respiração, estabelecem-se condições favoráveis para a decomposição aeróbia da matéria orgânica. Com isto, acelera-se o processo de ciclagem de nutrientes. Quimicamente o revolvimento pode aumentar a taxa de oxidação de vários íons, que tem como consequência sua maior ou menor liberação para a coluna d'água (Fig. 23.6).

Uma das pesquisas mais importantes sobre o papel do macrobentos na liberação de nutrientes foi realizada por TESSENOW (1964). Este autor pesquisou "in vitro", a liberação de sílica (ortossilicato) do sedimento do lago Heiden (Alemanha) por larvas de *Chironomus plumosus*. Esta pesquisa mostrou que além da temperatura, a densidade de larvas de quironomídeos tem papel fundamental na taxa de liberação de sílica do sedimento para a interface sedimento-água (Tabela 23.1).

Tratando-se de quironomídeos, estes resultados assumem maior importância, visto que estes organismos suportam longos períodos em condições anaeróbias, tanto no hipolímnio de lagos eutróficos estratificados, como na região de interface sedimento-água de grande número de lagos tropicais. Desta maneira, estes organismos mantêm a continuidade de sua atividade metabólica, o que não ocorre com os oligoquetas, que têm o metabolismo interrompido ou muito reduzido durante o período de desoxigenação.

23.3.2. Zoobentos em Ecossistemas Lacustres Brasileiros

No Brasil, alguns dos estudos mais completos foram realizados por REISS (1973, 1976a, 1976b, 1977) e FITTKAU et al. (1975), em lagos da região amazônica. Um dos aspectos que mais chamou a atenção destes autores, foi o fato de que tanto a biomassa como a diversidade de espécie do macrobentos são fortemente influenciadas pela variação do nível d'água que, nestes ecossistemas, é muito grande em termos anuais (Fig. 23.7). Assim, no período de águas baixas, observa-se o máximo de biomassa. Por outro lado, no período de enchentes, os autores obtiveram os valores de biomassa mais baixos. Segundo FITTKAU et al. (1975), o aumento da taxa de sedimentação e a redução do teor de oxigênio, que ocorrem no período das enchentes, devem ser considerados os principais fatores que determinam a redução da população neste período. Pesquisas posteriores realizadas por REISS (1977) mostraram que mais importante do que a baixa concentração de oxigênio é a presença de gás sulfídrico (H_2S).

Estudo comparativo do macrobentos em 7 lagos amazônicos foi realizado por FITTKAU et al. (1975). Estes pesquisadores mostraram que o menor valor de biomassa e a menor diversidade de espécies foram encontrados nos lagos de água preta, como o lago Tupé (Tabela 23.2). Assim, enquanto nos lagos de águas claras foram registrados de 6 a 16 grupos de animais, no lago Tupé foram encontrados somente 3.

A maior biomassa foi encontrada no lago Jacaretinga (água mista), $6,2gm^2$, que corresponde a 44 vezes o valor encontrado no lago Tupé. Esta maior biomassa de macrobentos

no lago Jacaretinga foi atribuída à maior disponibilidade de alimento e à reduzida turbulência no período de águas baixas (FITTKAU et al., 1975; REISS, 1977). Segundo estes autores, os grupos de macrobentos mais importantes nos lagos amazônicos em termos de biomassa são: Chaoboridae, Ostracoda e Hydracarina.

Diferenciação nítida foi observada por REISS (1977), quanto à biomassa de macrobentos da região litorânea e da região profunda em lagos amazônicos. Assim, na maioria dos lagos estudados, os maiores valores de biomassa foram encontrados na região litorânea, bem como uma maior diversidade é também encontrada nesta região.

Outra importante conclusão dos trabalhos de REISS (1976a e 1976b) é que, ao contrário do observado em regiões temperadas, a diversidade de espécies dos macrobentos dos lagos da região amazônica é baixa. O número de espécies não ultrapassa 80, sendo que 25% destas são compostas por espécies de quironomídeos. De acordo com Reiss, em lagos de regiões temperadas, o número de espécies chega a 650. A baixa diversidade em ambientes tropicais pode ser explicada pelas condições ambientais extremas, como fortes variações do nível d'água e as conseqüentes alterações físicas e químicas decorrentes.

A comunidade de ostrácodes das lagunas de Tramandaí e Armazém (RS) foi pesquisada por WÜRDIG (1988). Esta pesquisa mostrou, que as espécies de ostrácodes mais freqüentes são pertencentes a duas famílias: Cytherideidae, com quatro espécies (*Cyprideis riograndensis*, ~7. *salebrosa hartmanni*~ *Perissocytheridea kroemmelbeini* e *Minicythere heinii*) e *Cytheruridae* com uma única espécie (*Cytherura purperae*). Na maioria das estações de coleta foi observada alta densidade destes organismos, especialmente de *C. riograndensis*, que em alguns locais podem atingir a densidade de até 9.000 indivíduos m⁻². A pesquisa de WÜRDIG (1988), mostrou, também, que as maiores densidades de ostrácodes estão associadas à elevada concentração de matéria orgânica e a sedimentos finos. De acordo com esta autora, os ostrácodes, devido à sua elevada densidade, podem ter importante papel na ciclagem de matéria nas lagunas de Tramandaí e Armazém.

24 - Eutrofização Artificial

24.1. DEFINIÇÕES E TIPOS DE EUTROFIZAÇÃO

Eutrofização é o aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, nos ecossistemas aquáticos, que tem como conseqüência o aumento de suas produtividades. Como decorrência deste processo, o ecossistema aquático passa da condição de oligotrófico e mesotrófico para eutrófico ou mesmo hipereutrófico.

O termo eutrofia, atribuindo conotação de aumento na fertilidade de ecossistemas aquáticos continentais, foi utilizado originalmente por piscicultores alemães, que adicionavam carbonato de cálcio aos tanques de piscicultura construídos em solos ácidos. A adição de carbonato de cálcio, promovia não só a elevação de pH do meio, mas também, na maioria dos casos, melhoria acentuada no nível de produção global do sistema. Quando os tanques de piscicultura tinham sua produtividade aumentada, eram considerados como eutróficos

("Eutrophic"), e o processo denominado eutrofia ("Eutrophie"). Mais tarde, os próprios alemães passaram a utilizar o termo "Eutrophierung" e os ingleses "Eutrophication", os quais têm o mesmo significado de eutrofia. Em português, tem-se utilizado indistintamente eutrofização e eutroficação; eutrofia é utilizado muito raramente. ROCHA & BRANCO (1986) apresentam uma ampla discussão sobre a conceituação do termo e propõem a utilização dos termos "eutrofizar" e "eutrofização" ao invés de eutroficar e eutroficação, que é uma tradução simples da expressão inglesa "eutrophication".

A eutrofização pode ser natural ou artificial. Quando natural, é um processo lento e contínuo que resulta do aporte de nutrientes trazidos pelas chuvas

e pelas águas superficiais que erodem e lavam a superfície terrestre. A eutrofização natural corresponde ao que poderia ser chamado de "envelhecimento natural" do lago. Quando ocorre artificialmente, ou seja, quando é induzido pelo homem, a eutrofização é denominada de artificial, cultural ou antrópica. Neste caso, os nutrientes podem ter diferentes origens, como: efluentes domésticos, efluentes industriais e/ou atividades agrícolas, entre outras. Este tipo de eutrofização é responsável pelo "envelhecimento precoce" de ecossistemas lacustres. Este capítulo irá tratar apenas da eutrofização artificial.

A eutrofização artificial é um processo dinâmico, no qual ocorrem profundas modificações qualitativas e quantitativas nas comunidades aquáticas, nas condições físicas e químicas do meio e no nível de produção do sistema, podendo ser considerada uma forma de poluição.

A evolução de um lago do estado oligotrófico para eutrófico não pode ser considerada como exemplo de sucessão ecológica, visto que o lago oligotrófico, do ponto de vista ecológico, já se encontra no estágio de clímax. Este ponto de vista pode ser evidenciado através do equilíbrio existente nestes lagos, entre a taxa de produção e decomposição da matéria orgânica (razão igual ou próxima de um) e na maior diversidade de espécies. Segundo MARGALEF (1974), as alterações existentes são contrárias ao conceito de sucessão, assim sendo, o mais apropriado é estudar a eutrofização como um caso de regressão do ecossistema.

24.2. AS FONTES DE EUTROFIZAÇÃO ARTIFICIAL

A eutrofização artificial das águas continentais está relacionada com o aumento da população, da industrialização, do uso de fertilizantes químicos na agricultura e com a produção, desde 1945, de produtos de limpeza contendo compostos polifosfatados. Todos estes fatores resultam na liberação de nutrientes, como fosfato e nitrogênio, que são compostos estimuladores da eutrofização (Fig. 24.1). A importância destes elementos como desencadeadores do processo de eutrofização, resulta de sua atuação como fatores limitantes na produção primária de ecossistemas (ver Caps. 13 e 14), por estarem relacionados com o processo fotossintético.

Existem várias fontes artificiais de fósforo e nitrogênio para os ecossistemas aquáticos; algumas das principais são apresentadas abaixo.

24.2.1. Efluentes Domésticos como Fonte de Nutrientes

Após a II Guerra Mundial, com a introdução de produtos de limpeza sintéticos (detergentes líquidos e em pó), os casos de eutrofização de ecossistemas lacustres passaram a ser mais frequentes. Os detergentes sintéticos são compostos com a função principal de solubilizar gorduras e impurezas. São constituídos de uma mistura de várias substâncias conhecidas como agentes de superfície. Além destas, outras substâncias auxiliam no processo de limpeza e se constituem de polifosfatos, carbonatos e silicatos. Os polifosfatos entram na composição dos detergentes nas formas de tetrassódio pirofosfato ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$) e pentassódio tripolifosfato ($\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$). Os detergentes também são constituídos de substâncias como: reforçadores, aditivos, cargas e enzimas.

Segundo AMBUHL (1978), na Suíça, cada habitante utiliza diariamente cerca de 2,7g de fosfato sob a forma de detergentes; destes, uma fração considerável atinge os lagos. No rio Reno, KLOTTER (1960) mostrou que 60% do fosfato presente encontram-se sob a forma de polifosfatos originados principalmente de detergentes.

A importância de produtos de limpeza como fonte de fosfato para os corpos d'água varia de país para país. Calcula-se que o fosfato originado de produtos de limpeza em efluentes domésticos na Europa Central pode compreender até 100% do total. No lago Erie (EUA - Canadá), BURS & ROSS (1972) mostraram que das fontes artificiais de fósforo de que dispunha o lago, a principal era constituída pelos produtos de limpeza (Fig. 24.2).

Os excrementos humanos podem causar, em ecossistemas aquáticos, além de problemas sanitários diretos, problema de eutrofização a médio e a longo prazo, uma vez que na sua composição pode-se detectar consideráveis concentrações de fósforo e nitrogênio. No lago Constance, calcula-se que 20% de carga total de fósforo do lago correspondem ao de origem de excrementos humanos (WAGNER, 1976).

No Brasil, poucas são as pesquisas sobre o assunto, especialmente aquelas com enfoque quantitativo. Uma destas poucas pesquisas foi realizada por CORDEIRO NETTO & DUTRA FILHO (1981), no lago Paranoá (Brasília, DF). Nesta pesquisa, os autores, além de identificarem as principais fontes de fosfato, realizaram a quantificação do aporte deste elemento em bases anuais para cada uma das fontes identificadas (Fig. 24.3). Uma das principais conclusões foi a de que os efluentes das duas estações de tratamento de esgotos lançados no lago Paranoá são as principais fontes de fosfato antrópico para este ecossistema e, conseqüentemente, as maiores responsáveis pela sua eutrofização artificial. Segundo esta pesquisa, somente as duas estações de tratamento contribuíram com 70% do aporte total de fosfato no ano de 1980, o que correspondeu a 82 toneladas.

Muito embora a pesquisa de CORDEIRO NETTO & DUTRA FILHO (1981), não tenha feito qualquer distinção quanto à origem de fosfato presente nos efluentes das estações de tratamento de esgotos, pode-se supor que aquele proveniente de detergentes se constitui na maior fração.

24.2.2. Efluentes Industriais como Fonte de Nutrientes

As indústrias podem causar, através de seus efluentes, grandes alterações nos níveis de fósforo e nitrogênio de lagos. As indústrias de processamento de alimentos são as principais fontes de efluentes orgânicos, ricos nestes elementos. Além disto, estes efluentes têm grande influência no metabolismo de oxigênio de ecossistemas aquáticos, na medida que em baixas concentrações de oxigênio o íon fosfato é mais facilmente liberado do sedimento (ver Cap. 14).

24.2.3. Efluentes Agropastoris como Fonte de Nutrientes

Comparada com a atividade agrícola, a pastoril tem efeitos mais reduzidos sobre a eutrofização artificial de corpos d'água. Isto deve-se ao fato de que os excrementos de bois, carneiros, etc., não têm concentrações altas de fosfato e nitrogênio (VOLLENWEIDER, 1968). Somente grandes populações destes animais podem exercer influência significativa sobre o nível destes nutrientes em ecossistemas lacustres.

A atividade agrícola, por outro lado, pode ser considerada como uma das principais fontes de fosfato e nitrogênio para ecossistemas lacustres. Seu grau de interferência aumentou consideravelmente a partir de 1942, com a introdução de superfosfatos como meio de incrementar a produção agrícola. As perdas de nutrientes a partir de terras cultivadas podem ocorrer principalmente de duas maneiras: por lavagem da parte superior do solo após as primeiras chuvas, e por lavagem e percolação de nutrientes solúveis, principalmente nitrogênio, que atingem o lençol freático. Segundo cálculo para solos europeus, perde-se, em áreas agrícolas adubadas, de 16 a 25% de nitrogênio e 0,7 a 1,4% de fosfato e a maior parte atinge os corpos d'água (VOLLENWEIDER, 1968). Estas perdas dependem, além das quantidades adicionadas no solo, da topografia da região, da natureza da drenagem e da precipitação.

Para o lago Paranoá o escoamento superficial, com 6,7% do aporte total, representa a terceira maior fonte de fosfato (CORDEIRO NETTO & DUTRA FILHO, 1981). No entanto, considerando a contribuição dos pequenos tributários como escoamento superficial, como o fazem alguns autores, a contribuição das águas superficiais alcança cerca de 28% do aporte total de fosfato para o lago Paranoá (compare Fig. 24.3).

24.2.4. As Chuvas como Fonte de Nutrientes

As chuvas podem ser consideradas como fonte significativa de fosfato e nitrogênio. Estas têm maior importância, como fonte de nutrientes, nas regiões de intensa poluição atmosférica.

Assumindo uma precipitação média anual de 800mm e concentração média de amônia de 10 a 350 mg m⁻³ e para nitrato de 45 a 400 mg m⁻³, TILZER (1979) calculou para a Europa Central um aporte de nitrogênio inorgânico anual de 44 a 600 kg km² a partir das chuvas. O aporte pode variar de região para região e é influenciado fortemente pelas condições meteorológicas. Em Solling (Alemanha), já foi observado um aporte médio de nitrogênio inorgânico de 2.000 kg km² (TILZER, 1979). A concentração média de fosfato na água da chuva pode variar de 10 a 680 mg m⁻³, sendo que regiões industriais podem apresentar valores médios elevados (aproximadamente 100 mg m⁻³). Estes dados permitem o cálculo do aporte de fósforo de até 544 kg km² por ano. Para o lago Constance (Alemanha-suíça) WAGNER (1976) calculou, com base em pesquisas de campo e modelos, que o fósforo proveniente da atmosfera aumentou a partir de 1960 e atualmente corresponde a 12% da carga total do lago. Para o lago Paranoá (Brasília), CORDEIRO NETTO & DUTRA FILHO (1981) calcularam que o aporte de fosfato e nitrogênio através da precipitação direta sobre o lago é de 0,8 t ano⁻¹. Este valor corresponde a 0,7% do aporte total do lago (compare Fig. 24.3). Certamente em outros lagos brasileiros, localizados em regiões de intensa população atmosférica, podem ser encontrados valores ainda mais elevados.

Lagos localizados próximos a rodovias podem receber aporte adicional de fosfato e nitrogênio, devido ao tráfego de veículos, principalmente nos períodos de chuva. SYLVESTER (1961) mostrou que a concentração de fosfato foi 2 e a de nitrogênio 4 vezes maior em águas pluviais oriundas de rodovias do que de áreas florestadas.

24.3. CONSEQUÊNCIAS DA EUTROFIZAÇÃO ARTIFICIAL

24.3.1. Consequências sobre a Concentração de Nutrientes

A eutrofização artificial pode ser considerada como uma reação em cadeia de causas e efeitos bem evidentes, cuja característica principal é a quebra de estabilidade do ecossistema (homeostasia) (Fig. 24.4). A homeostasia em ecossistemas aquáticos caracteriza-se pelo equilíbrio existente entre a produção de matéria orgânica e o seu consumo e decomposição. Com o rompimento do estado de equilíbrio, devido à eutrofização artificial, o ecossistema passa a produzir mais matéria orgânica do que é capaz de consumir e decompor. Este desequilíbrio ecológico é acompanhado de profundas mudanças no metabolismo de todo o ecossistema (Figs. 24.1 e 24.4).

No tocante à concentração de nutrientes, observa-se durante o processo de eutrofização artificial um aumento da concentração de quase todos os elementos químicos essenciais à produtividade primária. O aumento da concentração de cada nutriente é geralmente diferenciado e depende do tipo de influência à qual o ecossistema está submetido (esgotos domésticos, industriais, atividade agrícola, etc.). Sendo o fosfato o nutriente mais importante no processo de eutrofização artificial, é compreensível que o número de estudos sobre este elemento seja maior do que para os demais. Assim, para vários lagos como: lago Washington (EUA); lago Constance (Alemanha - Suíça); lago Zurique (Suíça); dispõe-se de estudos completos realizados durante vários anos, sobre o papel do fosfato na eutrofização artificial.

No caso do lago Constance, o ortofosfato não era detectável até 1930 e este lago se constituía no modelo clássico de um lago oligotrófico. Na década de 1940 já foi possível detectar, em alguns anos, pequenas concentrações e a partir da década de 1950, começaram a ser detectadas concentrações significativas de ortofosfato, com aumento da concentração deste composto de ano para ano. Atualmente, as concentrações de ortofosfato atingem níveis equivalentes aos de um lago mesoeutrófico (REICHELTELT & SCHWOERBEL, 1977) (Fig. 24.5). Mesmo com a implantação de medidas tomadas pelas autoridades locais através da construção de estações de tratamento de esgotos, o nível de fósforo no lago continua aumentando.

O lago Paranoá (Brasília) se constitui num dos ecossistemas lacustres brasileiros melhor estudados quanto à dinâmica de nutrientes, em relação ao processo de eutrofização artificial. Este lago tem importante papel na concepção urbanística de Brasília e representa uma das poucas áreas de lazer para a população local. Desde 1959, quando se iniciou a sua formação, o lago começou a apresentar sinais de um processo crescente de eutrofização artificial (CORDEIRO NETTO & DUTRA FILHO, 1981). Uma das consequências mais graves deste processo são as freqüentes florações de algas, entre estas a cianofíceia *Anabaenopsis raciborskii* (ver Cap. 21), que tem reduzido progressivamente as possibilidades de seu uso múltiplo. Dentre as causas das florações de algas tem sido apontada a má utilização da bacia de drenagem do lago e o contínuo lançamento de efluentes ricos em nutrientes.

Para o ano de 1980, foi feita a quantificação das diferentes fontes de fosfato para o lago Paranoá, cujos resultados são apresentados na Fig. 24.3.

Esta pesquisa concluiu que naquele ano o aporte total de fosfato foi de 116 toneladas. Destas, 23 toneladas (= 20% do aporte total) foram exportadas através do vertedouro da represa (lago). Das 93 toneladas restantes, 79 toneladas (= 85%) de fosfato foram precipitadas e retidas no sedimento do lago. As 14 toneladas (= 15%) restantes permaneceram na coluna d'água, podendo ser absorvidas pelos organismos produtores, no caso, principalmente fitoplâncton (Fig. 24.3). Assim, o fosfato no lago Paranoá, com concentração de 0,08 mg l⁻¹ de fosfato total (CORDEIRO NETTO & DUTRA FILHO, 1981), não representa fator limitante ao crescimento do fitoplâncton, ao contrário da maioria dos ecossistemas lacustres.

24.3.2. Consequências sobre a Comunidade Fitoplanctônica

Como numa reação em cadeia, o aumento na concentração de fosfato tem efeitos diretos sobre a densidade de organismos fitoplanctônicos e, conseqüentemente, sobre a produção primária do sistema. Estudos realizados por LUND (1965) mostraram que 1,0 ~tg.P V é capaz de produzir 15 milhões de algas *Asterionella*. O aumento da concentração de fosfato não implica somente no aumento da produção do fitoplâncton, mas também em mudanças qualitativas nesta comunidade. Isto significa dizer que a eutrofização artificial, de maneira geral, leva inicialmente a um aumento no número de espécies e no número de indivíduos. O surgimento de algumas espécies ocorre, geralmente, em detrimento do desaparecimento de outras e é direcionado em lagos de regiões temperadas, no sentido de que predominam espécies de grupos típicos de lagos eutróficos, como *Asterionella* spp e *Stephanodiscus* spp (ambas diatomáceas) e várias espécies de cianofíceas, entre outras. Nos lagos em adiantado estágio de eutrofização artificial, observa-se, nos meses mais quentes do ano, altas densidades populacionais destas algas, que formam floração, com o reduzido número de espécies, que é uma das características mais evidentes do processo (Tabela 24.1).

No lago Constance, tem-se observado que, em comparação com a década de 1920, o número de espécies fitoplanctônicas praticamente quadruplicou. As espécies típicas de lagos oligotróficos, como *Cyclotella*, que no lago Constance era dominante, praticamente desapareceram. Por outro lado, passaram a fazer parte do fitoplâncton espécies típicas de lagos eutróficos, como *Melosira*, *Stephanodiscus* (diatomáceas), *Rhodomonas* (criptofíceas) e *Mougeotia* (clorofíceas). No verão de 1965, foi observada pela primeira vez uma floração de algas composta principalmente por *Aphanizomenon flos-aquae* e *Oscillatoria limox* (ambas cianofíceas) (ELSTER, 1960; SCHMIDT, 1974; TILZER et al., 1982) (Fig. 24.5).

Na região limnética, em conseqüência do aumento da densidade do fitoplâncton, observa-se, além de mudança na cor (de azul para amarelo-esverdeado), forte redução na transparência da água. Esta redução traz sérias alterações à comunidade fitoplanctônica e tem como conseqüência a limitação da produção primária nas camadas inferiores, devido às precárias condições de luminosidade, embora se verifique aumento da produtividade primária global do ecossistema.

24.3.3. Conseqüência sobre as Comunidades de Macrófitas Aquáticas

O processo de eutrofização artificial no seu estágio inicial favorece o crescimento de diferentes grupos ecológicos de macrófitas aquáticas. No entanto, no decorrer do processo, observa-se, via de regra, relação inversa, porque nos lagos em adiantado estágio de eutrofização artificial, ocorre na região litorânea forte crescimento de algas filamentosas que reduzem a penetração da luz na água, que por sua vez impede o crescimento de macrófitas submersas e com folhas flutuantes. Mesmo as macrófitas emersas podem ter sua densidade reduzida, pois os brotos novos têm seu desenvolvimento prejudicado pela diminuição da luminosidade.

Este fenômeno foi demonstrado por UTHERMÓHL (1982). Segundo este autor, o desaparecimento gradativo de *Phragmites communis* (= *P. australis*) no lago Grösser Plöner (norte da Alemanha), é consequência do processo de eutrofização a que este ecossistema está submetido. Nestas condições ocorre o crescimento especialmente de *Cladophora glomerata* em altas densidades, que provoca sombreamento sobre ramos jovens de *P. communis* (esta foi a última publicação do grande limnologista HANS UTHERMÖHL, ver Cap. 1).

Os detritos originados das comunidades de macrófitas (submersas e com folhas flutuantes) e os de algas filamentosas, contribuem para a formação de sedimentos orgânicos, que em condições anaeróbias, produzem gás sulfídrico e metano. Estes gases provocam a morte de rizomas e raízes da maioria das espécies de macrófitas aquáticas. Somente as macrófitas flutuantes têm seu crescimento favorecido com a eutrofização artificial. Em represas eutrofizadas, especialmente tropicais, é comum encontrar-se densas comunidades destas macrófitas.

24.3.4. Consequência sobre o Zooplâncton, Bentos e Peixes

O aumento da produção primária, devido ao processo de eutrofização artificial, tem efeitos imediatos sobre os produtores secundários, uma vez que sua produção aumenta consideravelmente. Assim como para o fitoplâncton, os produtores secundários, especialmente zooplâncton e peixes, mostram mudanças em sua composição específica e na densidade de cada espécie.

Muitas espécies apresentam redução no número de indivíduos ou desaparecem totalmente, sendo substituídas por outras que passam a dominar quantitativamente. Este fenômeno foi observado por KIEFER (1973) para o zooplâncton do lago Constance. Segundo este autor, a partir de 1954 foram observadas, pela primeira vez, *Daphnia galeata* e *Cyclops vicinus*, que aumentaram de número significativamente no ano seguinte. Por outro lado, desapareceram outras espécies como *Heterocope borealis*, como resultado da competição com *Cyclops vicinus*. A Tabela 24.2, mostra que o número total de organismos zooplancônicos no lago Constance, tomando por base 1 m² de área do lago, aumentou consideravelmente até 1971 (compare Fig. 24.5).

Em lagos de regiões temperadas, os efeitos da eutrofização artificial sobre a comunidade bentônica fazem-se sentir através da redução na densidade dos quironomídeos do gênero *Tanytarsus* e o aumento do número de espécies do gênero *Chironomus* e tubificídeos.

Estudos sobre os efeitos da eutrofização artificial sobre as populações de peixes são realizados, na sua maioria, com peixes de regiões temperadas. Os resultados têm evidenciado drástica alteração na composição específica destas comunidades. As mudanças mais evidentes ocorrem com as espécies do grupo dos salmonídeos e coregonídeos, que necessitam altas concentrações de oxigênio. No decorrer do processo de eutrofização, os salmonídeos são

substituídos por espécies que suportam concentrações de oxigênio mais baixas, geralmente do grupo dos ciprinídeos.

Em alguns lagos foi observado que, apesar do aumento da oferta de alimento, as populações de peixes sofreram redução na sua produtividade. Pesquisas evidenciaram que, embora aparentemente paradoxal, o que ocorreu na realidade foi um rápido crescimento individual, devido à superoferta de alimentos e, em consequência, os peixes eram pescados antes de atingirem a maturidade sexual. NCJMANN (1964) mostrou, no lago Constance, que no período de 1958 a 1964 (quando ocorreu maior densidade populacional do zooplâncton) o “*Felchen*” (*Coregonus wartimanni*, fam. Coregonidae), apresentou crescimento individual acima do normal. Em dois anos, este peixe já alcançava 30cm de comprimento, o que antes era alcançado em 4 anos. Nestas condições, eram intensamente pescados antes de atingirem a maturidade sexual.

24.3.5. Consequências Principais sobre o Hipolimnio

Enquanto no epilimnio os efeitos do processo de eutrofização artificial são mais notórios sobre as comunidades, no hipolimnio, além destas, as variáveis físicas e químicas são fortemente alteradas. O aumento da concentração dos detritos orgânicos na parte inferior da coluna d’água é uma das características mais evidentes da eutrofização artificial. A decomposição destes detritos consome grandes quantidades de oxigênio, produzindo, com isso, altos déficits deste gás, inicialmente na interface água-sedimento, a partir da qual pode-se estender, com a continuidade do processo de eutrofização artificial, até o metalimnio. Nestas condições de semi-anaerobiose, surgem gases como o sulfídrico e o metano, nocivos à vida e que, para a sua oxidação, consomem oxigênio, aumentando ainda mais o déficit. A consequência imediata deste fenômeno é a substituição da grande maioria das populações desta região do lago por outras que suportam a presença de gás sulfídrico e metano.

Em hipolimnio com baixa concentração de oxigênio (redutor), ocorre intensa liberação de íons do sedimento para a água intersticial e desta para a coluna d’água. Dentre estes íons, encontra-se o ortofosfato que em altas concentrações pode, por difusão, alcançar a zona eufótica onde é assimilado pelo fitoplâncton, contribuindo, assim, para incrementar ainda mais o processo de eutrofização. Este fenômeno foi descrito pela primeira vez por OHLE (1953), que o denominou de “fertilização interna” e hoje é conhecido na literatura como “carga interna” (“internal loading”).

24.4. ORGANISMOS INDICADORES DO ESTADO TROFICO DE ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

24.4.1. O Problema dos “Indicadores”

Desde o início de seu desenvolvimento, a Limnologia tem se preocupado em identificar organismos e variáveis ambientais que possam caracterizar ecossistemas aquáticos quanto ao seu estado trófico. Apesar de intensas pesquisas, nenhum organismo e nenhuma variável

ambientais foram encontrados, que fossem exclusivos para um determinado tipo de ecossistema aquático (oligotrófico, mesotrófico ou eutrófico). Além disto, a utilização de indicadores de estado trófico tem sua maior aplicação a nível regional, não tendo, portanto, aplicação universal. Desta maneira, os indicadores mais utilizados na classificação trófica de lagos de regiões temperadas como: análise qualitativa de organismos, biomassa e produção primária do fitoplâncton, assim como concentração de fosfato e nitrogênio, não podem ser utilizados diretamente em regiões tropicais.

A classificação trófica de um ecossistema aquático deve basear-se no maior número possível de características. Este princípio deve ser atentado, principalmente por pesquisadores de regiões tropicais, onde freqüentemente os lagos são classificados quanto a seu estado trófico, baseado em um indicador, geralmente a produção do fitoplâncton, normalmente obtido a partir de esporádicas amostragens.

24.4.2. Os Organismos Fitoplanctônicos

Vários são os trabalhos sobre a relação diversidade e abundância do fitoplâncton com o estado trófico de ecossistemas aquáticos continentais. Em decorrência disto, inúmeras são também as teorias levantadas a respeito deste tema. A mais aceita é a que se refere ao número de espécies em lagos oligotróficos e eutróficos. Segundo esta teoria, em ambientes eutróficos o número de espécies é reduzido, com elevado número de indivíduos. No entanto, esta hipótese não tem caráter geral, uma vez que lagos eutróficos com região litorânea desenvolvida, isto é, rica em macrófitas aquáticas, apresentam, via de regra, grande número de espécies, muitas vezes superior ao de lagos oligotróficos.

As divergências existentes a respeito da diversidade de espécies em lagos oligotróficos resultam de possíveis erros na identificação e contagem das espécies. Isto decorre do fato de que amostras com grande número de indivíduos de uma dada espécie, possam “mascarar” a presença de outras espécies em números reduzido de indivíduos.

Na Tabela 24.3 são apresentadas as espécies típicas para lagos oligotróficos, mesotróficos e eutróficos suecos (TEILING, 1955) e canadenses (BEETON, 1964). Neles as diatomáceas (principalmente os gêneros *Asterionella*, *Melosira* e *Tabellaria*) são características de lagos oligotróficos, enquanto que as cianofíceas (notadamente os gêneros *Anabaena* e *Microcystis*) são de lagos eutróficos. Em muitos lagos eutróficos europeus são encontrados vários gêneros de cianofíceas, como: *Oscillatoria*, *Anabaena* e *Aphanizomenon* (MÜLLER, 1977). A Tabela 24.3 evidencia mais uma vez o caráter regional dos indicadores de nível trófico. Observa-se que muitas espécies “eutróficas” de lagos suecos são indicadoras de condições mesotróficas em lagos canadenses.

Entre as espécies de diatomáceas do gênero *Melosira* e *Stephanodiscus bantzschii*, a maioria são típicos representantes de lagos eutróficos, enquanto a maioria das espécies dos gêneros *Cyclotella* e *Synedra* são de lagos oligotróficos (FOTT, 1971).

NYGAARD (1949) baseou-se na relação entre os diferentes grupos de algas para propor o coeficiente planctônico, através do qual pode-se caracterizar lagos. Os coeficientes mais utilizados são:

1) Coeficiente simples

$Q = n^{\circ}$ de espécies de Chlorococcales/nu de espécies de Desmidiaceae

se $Q < 1$ = lago oligotrófico
se $Q > 1$ = lago eutrófico

2) Coeficientes compostos

$Q =$ n° de espécies (Cyanophyceae + Chlorophyceae + Centrales + Diatomaceae + Eugleniaceae/Desmidiaceae)

se $Q < 1$ = lago oligotrófico
 $1 < Q < 2,5$ = lago mesotrófico
se $Q > 2,5$ = lago eutrófico

3) Coeficiente de Diatomácea

$Q =$ n° espécie Centrales/nu espécie Pennales

se Q varia de 0 a 0,2 = lago oligotrófico
se Q varia de 0,2 a 3,0 = lago eutrófico

Embora estes coeficientes tenham sido aplicados com sucesso em alguns lagos europeus, sua utilização não é universal. Segundo JARNEFELT (1958) sua maior aplicação encontra-se nos extremos da classificação, ou seja, oligotrófico e eutrófico.

A utilização de espécies fitoplantônicas para caracterizar ecossistemas lacustres deve ser feita somente a partir de estudos a longo prazo, pois avaliações feitas com base em amostragens esporádicas podem conduzir a graves erros, como mostrou HUTCHINSON (1967). Este autor, pesquisando o lago Linsíey, observou floração de Dinobryon no início do verão de 1937, que é uma espécie tida como indicadora de condições oligotróficas. No verão (agosto) do mesmo ano observou floração de Anabaema e Oscillatoria, que são espécies típicas de lagos eutróficos.

Além da composição específica do fitoplâncton, a sua biomassa e taxa de produtividade têm sido as variáveis mais utilizadas como indicadores do estado trófico de ecossistemas aquáticos continentais (ver Cap. 21). Estes indicadores passaram a ser mais utilizados na medida em que as técnicas de avaliação se tornaram mais precisas.

24.4.3. Organismos Zooplantônicos

Muitos organismos componentes do zooplâncton têm sido utilizados como indicadores do estado trófico de ambientes aquáticos. Para GANNON & STEMBERGER (1978), os copépodos calanóides, Limnocalanus macrurus e Senecella calanoides, são excelentes indicadores de lagos oligotróficos. Estas espécies são estenotermas frias e habitam águas bem oxigenadas. O desaparecimento quase total de L. macrurus a partir de 1950 no lago Erie foi atribuído à eutrofização (PATALAS, 1972). O mesmo autor encontrou que Diaptomus sicilis é um excelente indicador de condições oligotróficas na região dos grandes lagos norte-americanos. Eudiaptomus gracilis é uma espécie de calanóide comum nas águas oligotróficas e mesotróficas da Europa Central.

Entre os cladóceros, Daphnia cristata e D. galeata ocorrem frequentemente em ambientes oligotróficos, enquanto D. aculeata em eutróficos (GULATI, 1983). Pesquisas de JARNEFELT (1958) mostraram que Bosmina obtusirostris indica condições eutróficas. Vários estudos

(RAWSON, 1956; FREY, 1969; GULATI, 1983) têm evidenciado a substituição de *B. coregoni* (= *E. longispina*) por *B. longirostris*, durante o processo de eutrofização.

Quanto aos rotíferos, poucos são os estudos no sentido de sua utilização como indicadores. Segundo PEJLER (1965), várias espécies de rotíferos podem ser utilizadas como indicadores. As espécies mais típicas de lagos eutróficos são: *Pompholyx sulcata*, *Anuraeopsis fissa*, *Thrichocerca cylindrica*, *Polyarthra eurytera*, *Trichocerca pusilla*, *Brachionus angularis*, *Eimixis longisetus* e *Keratella cochlearis*. ANDERSON et al. (1973) mostraram que após a recuperação do lago Trummen (ver Cap. 25), observou-se o desaparecimento de *A. fissa* e forte declínio de *B. angularis*, *T. pusilla* e *K. quadrata*. O número de espécies de rotíferos indicadores de oligotrofia é pequeno. *Keratella longispina* é considerada como indicador de ambientes oligotróficos, tanto na Europa como na América do Norte (PEJLER, 1965).

24.4.4. Organismos Bentônicos

Várias proposições têm sido feitas para encontrar organismos indicadores dentre a fauna bentônica. Uma das mais aceitas foi proposta por THIENEMANN (1913) e discutida por BRUNDIN (1958). Brundin utilizou o grupo dos dípteros (família Chironomidae) para caracterizar os lagos quanto ao estado trófico (Tabela 24.4). Como característica geral da proposição destes autores destaca-se o gênero *Tanytarsus* como indicador de condições oligotróficas e o gênero *Chironomus* como indicador de condições eutróficas.

A biomassa total dos organismos planctônicos, bentônicos e nectônicos foi proposta por RAWSON (1960), para classificar os ecossistemas aquáticos quanto a seu estado trófico (Tabela 24.5).

A grande maioria dos organismos indicadores de estado trófico são espécies de regiões de clima temperado. Este fato exige profunda reflexão do limnólogo, quando da utilização de organismos para classificar os nossos ecossistemas aquáticos continentais. A utilização direta leva, sem dúvida, a classificações errôneas ou duvidas, que pouco contribuem para a limnologia regional.

24.5. SEDIMENTO COMO TESTEMUNHO DA EUTROFIZAÇÃO ARTIFICIAL

A importância do sedimento no estudo da eutrofização reside no fato de que, através da análise de alguns de seus principais componentes, como matéria orgânica, pigmentos e outros compostos, pode-se identificar o início e a evolução deste processo. Além disto, através do estudo de restos de animais (em geral, exoesqueletos de alguns invertebrados) e de fitoplâncton (carapaças de diatomáceas), pode-se verificar as alterações ocorridas na fauna e flora do lago.

Na Fig. 24.6 são apresentados os resultados obtidos por OHLE (1972b), que pesquisou um perfil ("core") de sedimento de 15 m de comprimento, retirado a 41 m de profundidade, no lago Grösser Plöner (Alemanha). Este estudo mostrou que até o século XIII esse lago passou por um processo contínuo de eutrofização natural, em consequência do aquecimento pós-glacial e, em parte, pela atividade agrícola desenvolvida em suas margens. Outro fator importante para a eutrofização natural do lago Grösser Plöner foi a sua morfologia, que proporciona a formação de um pequeno hipolímnio. O forte aumento da produtividade do sistema no período seguinte, percebido através do aumento da concentração de feopigmentos (pigmentos fotossintéticos

degradados) e da taxa de sedimentação, deve-se ao represamento do efluente do lago para a construção de uma usina (compare Fig. 24.6). Este fato resultou no aumento do nível da água em 2m. Em consequência, foram inundadas várias regiões férteis de suas margens. Em 1882, o espelho d'água foi rebaixado em 1m, o que resultou em processos erosivos com a entrada de grande quantidade de material inorgânico (areia, argila, material rico em cálcio). Este fenômeno pode ser observado na Fig. 24.6, através do aumento da carga de minerais. A entrada de material capaz de precipitar o fósforo, como argila, proporcionou uma fase de acentuada redução da taxa de produção primária do sistema. Após este período, iniciou-se um outro que se caracterizou pelo forte aumento da produção primária. O início deste período coincide com o início do lançamento de esgotos domésticos no lago. Este processo de eutrofização artificial, iniciado no século passado, perdura até hoje, apesar das medidas tomadas no sentido de contê-lo.

No lago Lucerne (Suíça), STAUB (1977) mostrou, através do estudo das carapaças de diatomáceas do sedimento, que este lago tem sido fortemente alterado, passando da condição de mesotrófico para eutrófico. Este fenômeno, que é especialmente evidente nos últimos anos, pode ser facilmente reconhecido pelo aumento, no sedimento, de carapaças de espécies de diatomáceas típicas de lagos eutróficos, como *Stephanodiscus hantzschii* e *Tabellaria fenestrata* (Fig. 24.7).

Os principais componentes químicos do sedimento também podem ser utilizados como indicadores do processo de eutrofização. A Tabela 24.6, mostra os resultados obtidos em um perfil de sedimento da represa de Bariri. Este ecossistema é resultante do represamento do rio Tietê e pertence ao grupo de represas mais eutrofizadas artificialmente do Estado de São Paulo. Na tabela, todos os componentes analisados mostraram um acentuado aumento de concentração a partir da fração mais profunda para a mais superficial, evidenciando, desta maneira, o processo de eutrofização artificial (ESTEVEZ et al., 1981; ESTEVEZ, 1983).

Dentre os componentes mais diretamente relacionados com o processo de eutrofização artificial, a matéria orgânica, fosfato e os feopigmentos (produtos de degradação de pigmentos fotossintetizantes) foram os que sofreram maiores alterações em suas concentrações. Se considerarmos a fração de 15-20 cm como aquela que reflete as condições anteriores à eutrofização artificial, constata-se com base na análise da fração superficial (0-5 cm), que a concentração de matéria orgânica, fosfato, e feopigmentos aumentou 3,5 e 3 vezes respectivamente.

24.6. IMPLICAÇÕES SÓCIO-ECONÔMICAS DO PROCESSO DE EUTROFIZAÇÃO ARTIFICIAL

A eutrofização artificial é um processo que pode tornar um corpo d'água inaproveitável para o abastecimento, geração de energia, e como área de lazer. Quando os nutrientes provêm de efluentes tratados, ou de áreas cultivadas, a deterioração do ecossistema lacustre ocorre de maneira mais lenta. Estes nutrientes provocam inicialmente o aumento na produção primária do ecossistema e, somente numa fase posterior, passam a ocorrer modificações significativas na taxa de sedimentação, na dinâmica de oxigênio, alterações nas comunidades e na redução da qualidade da água para fins econômicos e de lazer.

No entanto, quando a fonte de nutrientes são esgotos domésticos e industriais (especialmente de indústrias de alimentos) não tratados, o processo de deterioração do ecossistema é mais rápido. Isto ocorre porque estes efluentes são, geralmente, ricos em matéria

orgânica, que em pouco tempo, após seu lançamento, começa a ser decomposta, acarretando altos déficits de oxigênio, especialmente no hipolímnio. Em lagos rasos e pouco turbulentos, a redução na concentração da oxigênio pode ser observada em toda coluna d'água.

Outra consequência da entrada de esgotos ricos em matéria orgânica é a redução acentuada da profundidade média do corpo d'água em consequência do acúmulo do material não decomposto no sedimento e pelo aumento da taxa de sedimentação de detritos. Nestas condições, o corpo d'água tem seu valor como área de lazer fortemente reduzido, em decorrência do aumento do número de bactérias patogênicas e da concentração de gases tóxicos e fétidos, como gás sulfídrico e metano. Além disso, observa-se impossibilidade de natação (substâncias dissolvidas causam irritação na pele), redução qualitativa e quantitativa da pesca esportiva, mortandade em massa de peixes e prejuízos aos esportes náuticos, podendo até mesmo trazer sérios prejuízos à economia regional (prejuízo ao turismo). Os prejuízos econômicos decorrentes da deterioração da qualidade da água são de grande monta, porque nestas condições não é possível a sua utilização para o abastecimento, além de causar sérios danos às tubulações (entupimento e corrosão) e às turbinas de usinas hidroelétricas (principalmente corrosão).

O estágio final do processo de eutrofização artificial é praticamente irreversível e, somente com o emprego de muita energia e capital, será evitado que o ecossistema se torne inútil para o homem. Desta maneira, é fundamental que as fontes de eutrofização artificial de ecossistemas aquáticos tenham seu efeito reduzido ao máximo ou sejam eliminadas em tempo hábil. Caso isto não ocorra, o “envelhecimento precoce” com a consequente “morte” do ecossistema lacustre pode ser encarado como um fato consumado.

24.7. COMO EVITAR OU MINIMIZAR O PROCESSO DE EUTROFIZAÇÃO ARTIFICIAL

24.7.1. Construção de Canais de Desvio

A construção de canais para o desvio de efluentes tem sido utilizada com algum sucesso em vários lagos nos Estados Unidos e na Europa. Este método consiste, basicamente, em desviar os agentes eutrofizantes da bacia de drenagem, através de canais em torno da bacia de acumulação em questão, e seu posterior lançamento em área de maior fluxo de água, como rios. Este processo é mais eficaz quando as causas principais da eutrofização são esgotos domésticos e industriais, cuja origem é de fácil identificação.

24.7.2. Tratamento de Efluentes

Um dos métodos mais eficientes na eliminação de fosfato e nitrogênio dos efluentes é o seu tratamento em três estágios: mecânico (tratamento primário), biológico (tratamento secundário) e químico (tratamento terciário) BRANCO (1971).

O tratamento primário consiste na retirada da matéria sólida, através de sua decantação. O produto final deste tratamento é o lodo que pode ser finalmente eliminado em digestores anaeróbios.

O tratamento biológico baseia-se na atividade dos microorganismos, especialmente os aeróbios. Assim sendo, a manutenção das condições aeróbias é de fundamental importância. Três processos básicos podem ser utilizados para garantir as condições aeróbias.

1º) redução do efluente a finas gotículas ou películas delgadas que são mantidas em contato direto com o ar atmosférico. Este processo é utilizado nos chamados “filtros” de areia, que são grandes “canteiros” de areia, na base dos quais tubos drenantes facilitam a retirada do líquido já drenado. Os chamados filtros biológicos se baseiam no mesmo princípio dos filtros de areia, contudo, em lugar de areia, utiliza-se cascalhos ou pedra britada (BRANCO, 1972). Para o tratamento em filtros biológicos, o efluente é primeiramente submetido a tratamento primário;

2º) aeração forçada do efluente. Este processo é utilizado no sistema de lodo ativado. A aeração do sistema é realizada por bombas insufladoras ou por agitação dos efluentes por meio de turbinas ou escovas rotativas (BRANCO, 1972). Esta aeração aumenta a atividade dos microorganismos, tais como: bactérias, fungos e protozoários que se nutrem do efluente, formando no fundo dos tanques (decantadores secundários) uma camada denominada de lodo biológico ou lodo ativado;

3º) produção de oxigênio pela atividade de organismos fotossintetizantes. Este é o processo utilizado nas lagoas de estabilização ou lagoas de oxidação. O princípio das lagoas de oxidação é a decomposição aeróbia dos efluentes, onde o oxigênio é fornecido pela fotossíntese principalmente de algas. Segundo BRANCO (1972), nas lagoas de oxidação existe um equilíbrio ecológico perfeito entre os processos de produção de oxigênio (fotossíntese) e de consumo de oxigênio (decomposição). O que torna estes sistemas muito semelhantes aos ecossistemas naturais. A diferença básica é que o alimento utilizado pelos microorganismos tem origem alóctone e não é produzido pelas próprias algas como nos ecossistemas naturais.

No estágio de tratamento químico (tratamento terciário) o fósforo e o nitrogênio, remanescentes ainda do tratamento biológico, são eliminados na sua quase totalidade. Para a eliminação do fósforo, utiliza-se diferentes compostos à base de ferro e alumínio, que atuam como floculadores, enquanto o nitrogênio não pode ser eliminado por desnitrificação ou por evaporação como amoníaco em pH acima de 11. Com o terceiro estágio de tratamento, a eliminação de fósforo pode alcançar 90% do valor inicial.

Diante das sérias e indesejáveis consequências da eutrofização artificial em ecossistemas aquáticos, medidas que visem evitar ou paralisar esse processo devem ser tomadas por parte das autoridades responsáveis. Estas medidas tomam-se ainda mais importantes e imprescindíveis em regiões com escassez de água ou que se localizem distantes do litoral. Em relação ao último aspecto, muitos corpos d'água (rios, represas e lagos), em várias regiões do Brasil, constituem a única opção de lazer para as populações, especialmente as de baixa renda. A manutenção da qualidade destes corpos d'água torna-se ainda mais imperativa quando se sabe que em vários países o tempo disponível para o lazer tem aumentado nos últimos anos. Assim, a contenção de processos de eutrofização dos corpos d'água é uma tarefa político-social das mais importantes. Por parte dos cientistas, especialmente limnólogos, é fundamental a tomada de consciência sobre a importância dos problemas decorrentes da eutrofização, ao mesmo tempo que pesquisas básicas devem ser conduzidas no sentido de identificar e conter o processo.

25 - Recuperação de Ecossistemas Lacustres

25.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS

Somente a eliminação de todas as fontes externas de nutrientes (recuperação da bacia de drenagem) não é o suficiente para que ecossistemas lacustres, em adiantado estágio de eutrofização original, retornem através de mecanismos próprios, à estabilidade ecológica original. O mecanismo de “fertilização interna” (ver Cap. 24) nestes ecossistemas é muito eficiente, garantindo, assim, a reciclagem constante dos nutrientes e mantendo sua condição eutrófica.

O retorno dos ecossistemas lacustres ao seu estado ecológico original, constitui-se numa tarefa tecnicamente difícil ou até mesmo impossível. Para promover o retorno destes ecossistemas à condição ecológica próxima da original, deve-se executar conjuntos de medidas, onde se incluam aquelas que visem à redução da eficácia da “fertilização interna”.

Para que um dado ecossistema lacustre retorne à sua estabilidade ecológica natural, é necessário o estabelecimento de um programa de pesquisa individualizado. Neste programa devem participar limnólogos e especialistas de outros ramos da Biologia e das diferentes áreas de Engenharia, Física, Economia, etc. A tarefa destes especialistas enquadra-se no que hoje é conhecido na literatura especializada como “Recuperação de Lagos” (“Lakes Restoration” em inglês e “Gewässertherapie” em alemão).

A recuperação de ecossistemas lacustres pode ser motivada por diferentes razões, tais como:

- melhoria da paisagem;
- utilização do ecossistema como área de lazer;
- obtenção de água potável (através da retirada de algas que produzem sabor e odor desagradáveis);
- fins de aquíicultura;
- fins políticos (para políticos e administradores, a nível regional e nacional, mostrarem que fazem alguma coisa pela melhoria do ambiente).

Muito embora tentativas esporádicas de recuperação de lagos tenham sido feitas há vários anos, principalmente na Europa, somente na década de 1960, através de limnólogos suecos, iniciaram-se programas efetivos neste sentido. Atualmente, vários países como Suécia, Alemanha, Suíça, EUA, Austrália e Nova Zelândia dispõem de grande experiência neste setor da Limnologia. Assim, a recuperação de lagos tem se constituído num dos ramos da Limnologia que tem mostrado mais avanço nos últimos anos.

Um lago eutrofizado artificialmente apresenta excesso de energia acumulada. Desta maneira, a recuperação destes lagos deve se dar no sentido de eliminar o excesso de energia através da redução da concentração de nutrientes e compostos orgânicos neles lançados. Para tanto, a primeira e indispensável medida é o controle das fontes geradoras de eutrofização

artificial na bacia de drenagem. Caso contrário, dificilmente as medidas de recuperação terão sua eficácia garantida.

Atualmente existem três métodos básicos para controle da eutrofização e recuperação de lagos:

- a) métodos físicos
- b) métodos químicos
- c) métodos biológicos.

Para a escolha do método mais apropriado para a recuperação de um determinado lago, é necessário que este seja submetido primeiramente a intenso programa de pesquisas limnológicas básicas, visando um diagnóstico preciso. O método a ser utilizado, ou seja, a terapia, será escolhido em função dos resultados obtidos nestas pesquisas. Em muitos casos se torna necessária a combinação de mais de um método de recuperação para que o lago seja deuseutrofizado.

25.2. MÉTODOS FÍSICOS

25.2.1. Retirada Seletiva de Massas d'Água

Este processo é um dos mais antigos e de mais baixo custo. Baseia-se na retirada da massa d'água que compreende o hipolímnio, através do princípio dos vasos comunicantes. A retirada da água é feita por mangueiras que têm uma de suas extremidades colocadas pouco acima do sedimento e a outra fora do lago. A saída da mangueira deve ocorrer um pouco abaixo do nível d'água, para que uma auto-regulação do nível seja possível (Fig. 25.1). Para o emprego deste método, duas exigências devem ser atendidas: existência de condições morfológicas para que se possa estabelecer o princípio dos vasos comunicantes e a alta taxa de renovação da água. Esta última é importante, pois a quantidade de água retirada do hipolímnio deve ser, no máximo, igual ao aporte de água através de chuvas e afluentes, caso contrário pode ocorrer redução do nível d'água do lago. Por essa razão, se torna importante a auto-regulação do nível da água.

O processo de retirada seletiva da massa d'água proporciona o escoamento da água mais fria, rica em nutrientes e pobre ou mesmo destituída de oxigênio. Esta água é substituída por outra, do metalímnio e epilímnio, mais pobre em nutrientes e com níveis mais elevados de saturação de oxigênio. Desta maneira, a dinâmica de energia, nutrientes e o oxigênio do lago é fortemente influenciada.

As conseqüências principais do tratamento através deste método são:

- 1º) redução do tempo de permanência da água no hipolímnio, com redução da taxa de decomposição;
- 2º) estabelecimento de menor gradiente de temperatura entre o hipolímnio e o epilímnio, com conseqüente redução do período de estratificação térmica;
- 3º) redução da concentração de fósforo e nitrogênio, o que também reduz o efeito da “fertilização interna”;
- 4º) aumento da concentração do oxigênio no hipolímnio;
- 5º) estabelecimento das condições oxidativas na interface água-sedimento.

Este processo tem sido utilizado com sucesso em alguns lagos austríacos (TILZER, 1979).

25.2.2. Aeração

A recuperação de um lago por meio de aeração pode ocorrer de duas maneiras principais: por meio da introdução de ar comprimido no hipolímnio ou por aeração de toda a coluna d'água.

A técnica de aeração do hipolímnio na sua forma mais moderna foi empregada por vários pesquisadores, em especial pelos limnólogos da Universidade de Lund, que trabalham em conjunto com técnicos da Firma Atlas Copco (Suécia). Seu princípio baseia-se na instalação e na manutenção de condições aeróbias do hipolímnio. A aeração é feita por um aparelho que compreende basicamente duas câmaras, uma interna e outra externa e um tubo para expelir o excesso de ar para a atmosfera (Fig. 25.2). Na câmara interna, a água pobre em oxigênio é sugada e posta em contato com o ar sob pressão, sendo assim aerada. Após a aeração, a água volta ao hipolímnio pela câmara externa que dispõe de várias saídas. Desta maneira, não há borbulhamento de ar na massa d'água, evitando-se, assim, a mistura das diferentes camadas. Este procedimento é de fundamental importância, notadamente em lagos estratificados, pois a mistura das diferentes camadas d'água teria resultados negativos, favorecendo ainda mais a eutrofização do lago. Estes resultados, negativos, seriam decorrentes. 1 ~) da elevação do nível de produção primária do sistema, devido ao aumento de nutrientes oriundos do hipolímnio; 2~) do aumento de temperatura do hipolímnio (devido à água do epilímnio) que provocaria o aumento da taxa de decomposição que, por sua vez, aumentaria o déficit de oxigênio nesta região do lago. O método se baseia, portanto, no enriquecimento do hipolímnio com oxigênio e na manutenção da estratificação térmica.

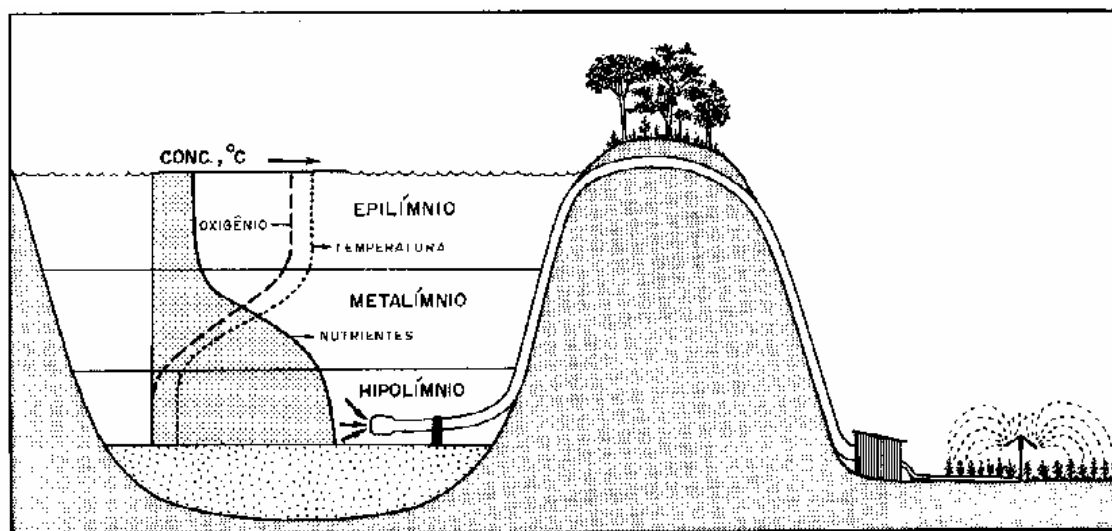


Fig. 25.1 - Retirada seletiva de massa d'água, com finalidade de eliminar nutrientes do ecossistema aquático e aproveitamento na irrigação

Os melhores resultados com este método são obtidos quando o aporte de oxigênio é maior do que seu consumo.

O lago sueco Järla, localizado perto da cidade de Estocolmo, foi um dos primeiros lagos a ser recuperado através deste método. Este lago tem uma área de 1 km² e 23 metros de profundidade máxima e apresenta-se fortemente estratificado no verão. Antes do início de sua recuperação, o hipolímnio era anóxico. Como foi mostrado por BJORK (1972), após três meses de aeração pôde-se observar concentrações de oxigênio de até 7 mg V, a superfície do sedimento apresentou características oxidativas e a concentração de fosfato e amônio decresceu. Este método é mais adequado para lagos profundos (profundidade máxima superior a 8 metros) e foi empregado com sucesso em vários lagos como: 1. Hagelsjön, 1. Hötgerne, 1. Grängesberg (Suécia); 1. Kolbotn (Noruega); 1. di Caldonazzo (Itália) e 1. Waccabuc (EUA). O tempo necessário para o tratamento com a aeração do hipolímnio varia de lago para lago. Em geral tem-se mostrado que, no mínimo, são necessários 6 meses, GELIN (1978).

O ar é fornecido por um compressor localizado às margens do lago. A capacidade de aerações de um aparelho é de até 500kg de oxigênio em 24 horas, com consumo de ar de 6 m³ miir', numa pressão de 2,5 a 3 bars (segundo prospecto da firma Atlas Copco).

No lago Grebner, além da aeração do hipolímnio, OHLE (1973) utilizou concomitantemente compostos inertes, como argila, com grande capacidade de adsorver fósforo. Estas partículas, segundo OHLE, são ricas em ferro e manganês e têm grande capacidade de adsorver não só íons fosfato e amônia como também substâncias orgânicas dissolvidas e pequenos organismos. Os principais resultados obtidos com este tratamento são apresentados na Fig. 25.3. O oxigênio dissolvido que no ano de 1971 era detectável somente até 11 metros de profundidade, em um ano de aeração alcançou toda coluna d'água. Este fato é de grande significado pois, nestas condições, o retorno de nutrientes, notadamente o fósforo, para a zona eufótica é minimizado. Como resposta à redução da concentração de nutrientes na zona eufótica, observou-se significativa redução da biomassa (em clorofila) e da produtividade do fitoplâncton. Esta, que no ano de 1971 foi estimada em 1,14 g C m⁻² d⁻¹. A melhoria das condições gerais do lago Grebner pode ser observada na transparência da água. Antes da recuperação 1% da radiação superficial alcançava 5,6 metros, um ano após já alcançava 11,5 metros de profundidade (Fig. 25.3). OHLE (1973) aponta outras vantagens do método como: a formação de uma camada de argila sobre o sedimento que dificulta as trocas entre este e a coluna d'água.

Devido aos altos custos do método de aeração do hipolímnio, sua utilização deve ser analisada minuciosamente. O sucesso deste método só é garantido quando outras medidas, que visem a eliminação de nutrientes do lago, como por exemplo, a remoção do sedimento, forem tomadas paralelamente.

Para lagos rasos (menos de 7 metros de profundidade máxima) e que não se estratificam termicamente ou que a estratificação é tão pequena a ponto de poder ser desprezada, o método mais adequado é o da aeração da coluna d'água. Este método consta da aeração de toda a coluna d'água, através da adição de ar sob pressão. Para tanto, utilizam-se várias mangueiras plásticas como mostra a Fig. 25.4. A consequência principal é a rápida eliminação das condições anóxicas na parte inferior da coluna d'água, com a consequente precipitação de compostos insolúveis de fosfato e a redução da biomassa de algas. Este último processo, pelo aumento da turbulência, arrasta as algas para as partes afóticas do lago. Tal procedimento é muito eficaz para a redução de algas cianofíceas portadoras de vacúolos gasosos.

25.2.3. Retirada do Sedimento por Sucção

Este método de recuperação de lagos parte do princípio de que o sedimento é o principal reservatório de nutrientes do ecossistema. A liberação de fosfato e outros compostos a partir do sedimento é um fenômeno que ocorre mais eficazmente em lagos hipereutróficos, devido às condições redutoras favoráveis à sua solubilização (ver Cap. 19). Desta maneira, a retirada do sedimento é um mecanismo eficiente para reduzir a “fertilização interna”.

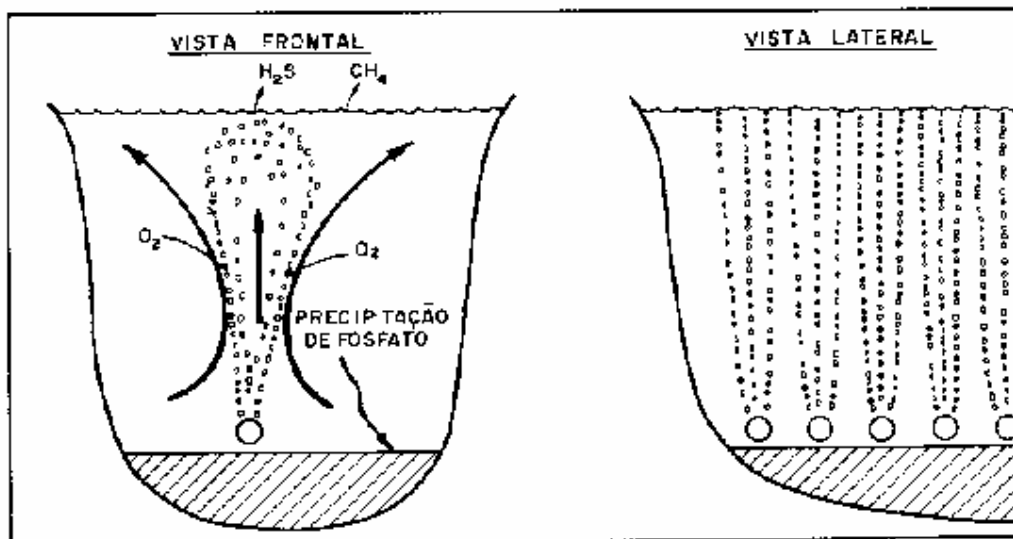


Fig. 25.4 - Aeração de lagos rasos por meio de mangueiras plásticas

O método de recuperação de lagos pela “dragagem por sucção” é ideal para lagos rasos, como é o caso do lago Trummen, no sul da Suécia (Fig. 25.5). Neste lago, antes da restauração, o sedimento contribuía com 60 vezes mais fósforo do que os afluentes. O lago tem uma área de 0,8 km² e profundidade média de 1,1 m. De 1936 a 1958 o lago foi utilizado como receptor de esgotos, principalmente da cidade Våxö. Isto provocou profundas alterações em suas características. O lago passou de oligotrófico para hipereutrófico, com constantes florações de cianofíceas (*Microcystis* spp) durante o verão, alto déficit de oxigênio e freqüentes mortandades de peixes no inverno (GELIN, 1978).

O programa de restauração iniciou-se com a retirada de uma camada de sedimento de 20-40 cm, correspondente ao período de eutrofização artificial. A dragagem foi efetuada em 1970 a 1971 e resultou na retirada total de 300.000m³ de sedimento. O sedimento dragado foi levado para lagoas de sedimentação e o sobrenadante tratado com sulfato de alumínio (método químico, ver mais adiante) para precipitação de fosfatos. Neste processo, a redução de fosfatos foi por volta de 80-90% (GELIN, 1978). Os principais resultados foram os seguintes: a concentração média de fosfato decresceu de cerca de 200 para 10 µg V. A concentração de nitrogênio orgânico da água durante o verão decresceu de 6 mg N V para cerca de 1,5 mg N V em 1973. O fosfato total decresceu de 800 ~.tg L⁻¹ no verão antes da restauração, para 70-100 ~.tg L⁻¹ em 1973 (Fig. 25.6). A utilização de sulfato de alumínio causou um aumento na concentração de sulfato de 1970 a 1972, a qual decresceu em 1973 a 1974. Com base no peso

fresco, a biomassa de cianofíceas diminuiu de cerca de 110 mg /h' para cerca de 25 mg 1h' em 1972. Semelhantes resultados também foram encontrados para o fitoplâncton total (Fig. 25.7). Em consequência da redução da densidade do fitoplâncton, aumentou de 29 para 70 cm a leitura do disco de Secchi. Pelo mesmo motivo, observou-se redução significativa da produção primária fitoplanctônica de $10 \text{ g C m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ para $1\text{--}2 \text{ g C m}^{-3} \text{ d}^{-1}$.

O efeito da restauração foi notório também sobre as comunidades de macrófitas aquáticas e de zooplâncton. Poucos anos após a restauração, observou-se a instalação de várias comunidades de macrófitas submersas como *Potamogeton obtusifolius*, *Juncus spinus* e *Nitella* sp. Na comunidade de zooplâncton foi observada redução acentuada do número de indivíduos de cada espécie. No grupo dos cladóceros a redução foi de cerca de 15%, enquanto de rotíferos foi de 50% em relação ao período anterior à restauração. O projeto de restauração do lago Trummen (1970 - 1971) custou US\$ 580.000. Deste total estão excluídos os gastos com a participação de cientistas (GELIN, 1978).

Desta maneira, os altos custos constituem um dos principais empecilhos para o emprego deste método. STEFAN & HANSON (1980) calculam o valor de US\$ 0,72 (valor de 1978) para a retirada de 1 m^3 de sedimento. Segundo USEPA (1976), os custos estimados para a dragagem do lago Amber de $0,73 \text{ km}^2$ foi de US\$ 1.080.000, enquanto o tratamento com alumínio implicaria em somente 25% deste valor. Deve-se considerar, no entanto, que a dragagem tem efeitos a longo prazo, ao contrário do tratamento com alumínio (HOWARD WILLIAMS, com. pes.).

25.2.4. Retirada de Macrófitas Aquáticas

Em muitos lagos rasos, a principal consequência da eutrofização artificial é o aumento exagerado das comunidades de macrófitas aquáticas. Em decorrência do crescimento destas comunidades, observa-se rápida redução de profundidade média do lago e a redução da sua qualidade como área de lazer, especialmente banho e esportes náuticos.

O método mais eficaz para eliminação das comunidades de macrófitas aquáticas é a sua remoção, que consiste na retirada da biomassa aérea e subterrânea.

O lago Hornborga, no sul da Suécia, foi o primeiro a ser restaurado através da retirada de macrófitas aquáticas. Este lago 30 km^2 e tinha, antes da restauração, profundidade máxima de 3 m. Com a invasão de macrófitas emersas (*Phragmites communis* e *Carex acuta*) a região pelágica ficou reduzida a uma pequena área no centro do lago. Para a retirada da biomassa de macrófitas aquáticas foi construída uma máquina cortadora (semelhante a um carro-anfíbio). Este projeto possibilitou a transformação de 11 km^2 de áreas brejosas em um lago raso. Os custos desta primeira fase do projeto (1974) foi de US\$ 600.000 (GELIN, 1978)

25.2.5. Retirada de Biomassa Planctônica

Do ponto de vista teórico é perfeitamente possível a recuperação de lagos através da retirada da biomassa, especialmente planctônica, devido à sua grande capacidade em armazenar nutrientes. A retirada da biomassa de algas pode ser feita através de micropeneiras ou por centrifugação de grandes volumes d'água, notadamente durante a floração de algas. Caso concreto de deseutrofização através deste processo foi realizado numa pequena baía do lago

Clear na Califórnia (OSWALD, 1976), na qual vários quilogramas de *Aphanizomenon* foram retirados.

25.2.6. Sombreamento

Este método para reduzir o crescimento de algas e macrófitas aquáticas é viável somente sem pequenos corpos d'água. Para sombrear a superfície da água, visando reduzir a radiação solar incidente, podem ser usados anteparos (colocados nas margens ou sobre a superfície da água), corantes ou árvores (plantadas nas margens).

O uso de anteparos para reduzir a biomassa de macrófitas aquáticas tem sido utilizado com sucesso em pequenos lagos da Nova Zelândia (HOWARD WILLIAMS, com. pes). O uso de tintas no controle da eutrofização foi testado por WALMSLEY et al. (1975) sem grande sucesso. O uso de sombras tem sido usado na Europa (DAWSON, 1981), no controle de biomassa de algas e macrófitas aquáticas, especialmente em rios. Tem-se observado que os efeitos deste método são registrados somente nas margens. Uma grande desvantagem deste método é a redução do efeito do vento, conseqüentemente a redução da turbulência da água, que favorece o crescimento de algas.

25.2.7. Redução do Tempo de Residência da Água

O aumento do fluxo de água, visando reduzir o seu tempo de residência, tem efeitos diretos na redução da biomassa de algas. Uma condição básica para o emprego deste método é a disponibilidade de água para tal fim. GOLDMAN & HORNE (1983) chamam a atenção de que, mesmo nos casos de lagos onde se obteve baixo tempo de residência, as algas cianofíceas com vacúolos gasosos podem resistir ao processo, especialmente se o vento atua no sentido contrário à saída da água. O controle e fluxo de água que entra no lago deve ser preciso, visando minimizar os efeitos negativos do excesso de biomassa de algas, à jusante.

25.3. MÉTODOS QUÍMICOS

25.3.1. Oxidação Química do Sedimento

O princípio deste método se baseia na oxidação do sedimento por meio de agentes químicos. Para tanto, primeiramente o sedimento é revolto através da injeção de ar comprimido e, então, os produtos que irão oxidá-lo são injetados (Fig. 25.8). O método se desenvolve em três estágios, descritos abaixo:

1º) Com a introdução de solução ferro na sua forma trivalente (Fe^{3+}), ocorre a precipitação de fosfatos e a formação de H_2S . A solução de FeCl_3 é introduzida no lago através de um aparelho que é movimentado sobre o sedimento, de maneira que a maior parte deste entre em contato com a solução. Os fosfatos podem ser precipitados tanto por coprecipitação, como por adsorção

a hidróxido de ferro. A introdução de FeCl_3 faz baixar o pH de sedimento. ($\sim \text{pH } 3$). Sob esta condição ocorre a formação de H_2S que se perde na atmosfera:

2º) Neutralização do pH através da adição de cal [$\text{Ca}(\text{OH})_2$], utilizando-se o mesmo equipamento usado para a adição de FeCl_3 (Fig. 25.8). A neutralização é fundamental para o sucesso do próximo estágio;

3º) Oxidação da matéria orgânica através de NO_3^- e o desenvolvimento do processo de desnitrificação. A taxa de desnitrificação nestas condições é de cerca de $3,2 \text{ g N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, o que corresponde a um efeito de oxidação de $14,1 \text{ g} \sim 2 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$ (TILZER, 1979).

Este método foi utilizado na recuperação do lago Liljesjön (Suécia). Segundo RIPL (1976) foi observada rápida oxidação da parte superior do sedimento (5-8 cm). A demanda bioquímica de oxigênio foi reduzida a 50% (Fig. 25.9). A reciclagem de fosfato a partir do sedimento foi fortemente reduzida. Duas semanas após o tratamento, a transparência (disco de Secchi) aumentou de 2,3 para 4,2m. Após sete semanas, o nitrato desapareceu da coluna d'água e da água intersticial. Os custos deste projeto-teste foram estimados por RIPL (1976) por volta de US\$ 1.112.500.

As desvantagens principais deste método são: caso a desnitrificação não seja eficiente, o nitrato introduzido pode produzir efeito contrário aos desejados. Através do desprendimento de bolhas de gases (H_2S , N_2 , ar) pode ocorrer mistura da massa d'água e, com isto, nutrientes, podem alcançar a zona eufótica.

25.3.2. Emprego de Herbicidas

Dentre os inúmeros herbicidas disponíveis no mercado brasileiro, o sulfato de cobre é o mais utilizado no controle do crescimento de algas e o menos danoso para outras comunidades aquáticas. O sulfato de cobre é muito eficiente no controle de cianofíceas (GOLDMAN & HORNE, 1983). Somente nos EUA são aplicados anualmente mais de 4.000 toneladas deste composto para o controle da qualidade de água para abastecimento (McKNIGHT et al., 1983). Tem-se observado a redução de eficiência do sulfato de cobre no caso daqueles ecossistemas em que foram feitas repetidas aplicações.

Mais recentemente oxidocloreto de cobre tem sido apontado como mais eficiente no controle de algas e menos tóxico para invertebrados e vertebrados aquáticos (DIATLOF & ANDERSON, 1984).

25.3.4. E/oculação

A floculação de compostos suspensos na água, inclusive algas, é uma técnica muito antiga para deuterofizar lagos. Um dos meios mais empregados para este fim é a pulverização da água com compostos como sulfato de alumínio ou sais de ferro, cálcio ou zinco. O efeito do agente floculante dá-se de duas maneiras: por precipitação direta de algas com o agente químico e por precipitação dos nutrientes, como o fosfato (inativação de nutrientes, ver abaixo).

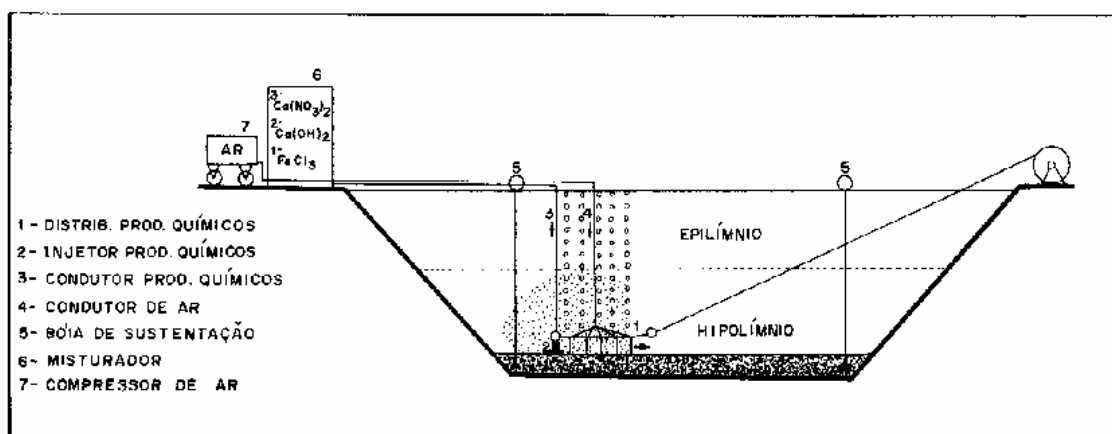


Fig. 25.8 - Recuperação por meio de oxidação química do sedimento Segundo RIPL (1976, apud TILZER, 1979)

25.3.5. Inativação de Nutrientes por Precipitação

Tratando-se de pequenos corpos d'água, onde o fosfato é o principal fator responsável pelo aumento de biomassa de algas, a adição de compostos, como sulfato de alumínio, tem-se mostrado muito eficiente. Segundo COOKE & KENNEDY (1980), o efeito do sulfato de alumínio pode se dar: (a) através da retirada do fosfato da coluna d'água e (b) controlando a sua liberação do sedimento.

Embora a retenção de fosfato no sedimento no início do tratamento seja muito efetiva tem-se observado intensa liberação deste íon do sedimento no decorrer dos anos subsequentes à aplicação (WHITE et al. 1978). A eficiência da aplicação de sulfato de alumínio é maior em lagos oligomíticos e dimíticos, do que em lagos polimíticos, isto porque a mistura da coluna d'água destrói com frequência a camada de flocos de sulfato de alumínio sobre o sedimento, favorecendo, então, a liberação de fosfato.

Um dos casos melhor documentado sobre a aplicação de sulfato de alumínio em lagos foi descrito por GASPERINO et al (1980). Estes autores estudaram os efeitos da aplicação de sulfato de alumínio sobre a concentração de fosfato na coluna d'água, clorofila e profundidade do disco de Secchi no lago Medical (EUA), um lago dimítico com 64 ha e profundidade média de 10 m (Fig. 25.10). Este autores expressam a necessidade do controle de fosfato na bacia de drenagem do lago para garantir a eficiência do tratamento.

Como pode ser observado na figura 25.10 ocorreu forte redução da concentração de fosfato total, ortofosfato da coluna d'água e aumento da transparência da água (disco de Secchi) após a aplicação de nitrogênio. Também a biomassa de fitoplâncton, expressa em termos de clorofila, sofreu forte redução. Os gastos neste projeto compreenderam US\$ 239.900 (calculado em 1980); destes, 53% correspondem a salários (planejamento, monitoramento, etc.), 37% compra de sulfato de alumínio, 9% aplicação e 1% segurança.

25.3.6. Cobertura do Sedimento

A cobertura do sedimento por material com profundidades de adsorver nutrientes, como a argila, pode ser considerada como uma alternativa simples e barata. Com esta medida a “fertilização interna” é fortemente reduzida e uma recuperação das qualidades do meio pode ser obtida. Experiências com esse método são escassas. No lago Schöh, norte da Alemanha, para construir um trecho de linha férrea, foi aterrada parte do lago com material argiloso. Como consequência deste aterro, observou-se que o lago, no decorrer dos anos seguintes, passou a apresentar características oligotróficas e não mesotróficas como antes da entrada do material.

25.4. MÉTODOS BIOLÓGICOS

O controle biológico tanto de algas como de macrófitas aquáticas pode ser realizado através de dois processos básicos: através da atuação de herbívoros e por meio da atuação de agentes patogênicos, muito embora, em certos casos, o parasitismo possa ser considerado.

Dentre os organismos que têm significativo efeito na eliminação de biomassa vegetal em ecossistemas lacustres destacam-se: zooplâncton, moluscos e peixes.

Recentemente muita atenção tem sido dada ao papel da comunidade zooplanctônica no controle do processo de eutrofização. Este fenômeno foi discutido com algum detalhe no Cap. 22.

Entre os moluscos, caramujos *Pomacea* (= *Ampularia*) *australis* e *A. farisa cornuarietis* têm sido as espécies mais consideradas no controle de macrófitas aquáticas.

Entre os peixes, a carpa e a tilápia são as mais utilizadas no controle de plantas aquáticas, especialmente de macrófitas aquáticas (Fig. 25.11). Estes herbívoros podem atuar de duas maneiras: predando os vegetais e revolvendo o sedimento, com isto, aumentando a turbidez da água que, por sua vez, reduz a penetração de luz, dificultando o crescimento de macrófitas submersas e algas. Embora teoricamente viável, o emprego destes animais não tem mostrado bons resultados, por dois motivos principais: 1 ~) a liberação de nutrientes pelo revolvimento do sedimento tem causado efeitos contrários, como o aumento da biomassa de algas; 2~) são eficazes competidores, causando sérios prejuízos à fauna ictiológica nativa..

A utilização de agentes patogênicos como fungos, bactérias e vírus é teoricamente um possível meio de controlar o crescimento de algas e macrófitas aquáticas. No entanto, segundo TEORIEN (1977), as pesquisas referentes ao assunto encontram-se em estágio ainda muito incipiente, podendo vir a se constituir num enorme campo de aplicação.

Com respeito à utilização de macrófitas aquáticas para fins de controle de eutrofização ver Cap. 24.