

# 武汉东湖颗粒悬浮物的结构与元素组成\*

谢 平

(中国科学院水生生物研究所, 武汉 430072)

## 提 要

本研究于 1989—1990 对武汉东湖营养水平不同的二个湖区的颗粒悬浮物的干物质结构和元素组成进行了分析。综合平均值表明, 浮游动物的现存量约为浮游植物的 1/4, 浮游动物群落以小型的原生动物和轮虫占优势。从年平均值来看, 浮游生物的干重占颗粒悬浮物干物质的 2.5—7.6%, 浮游生物碳量占颗粒悬浮物碳量的 4.0—9.8%; 颗粒悬浮物的碳 / 氮比与一般浮游植物的比值相似, 但明显大于多数浮游动物; 颗粒悬浮物的碳与干物重之比约为一般浮游生物的 3/4; 颗粒悬浮物的灰分含量约为 45%, 显著高于除硅藻以外的其它浮游生物。从数量上来看, 有机碎屑是东湖生态系统颗粒悬浮物最重要的组成部分, 而活体浮游生物只占颗粒悬浮物很小的一部分 (<10%)。这意味着在东湖来自以浮游植物为核心的食物网的有机碎屑的形成速率显著大于有机碎屑的矿化速率。

关键词 颗粒悬浮物结构, 有机碎屑, 浮游生物, 碳量

在湖泊生态系统中, 生产者、消费者和分解者构成相互联系、相互依存的生物群落, 其生命活动形成了系统中的不间断的物质循环和能量流动(称之为生态系统的功能)。生物群落历来都是淡水生物学家研究的核心对象。没有人会怀疑这样的道理: 没有生产者, 便没有消费者和分解者。但是没有分解者, 这个世界将会变得怎样? 生产者和消费者也同样依存于分解者。事实上, 作为分解者底物(或基质)的有机碎屑在结构上是水域生态系统的另一重要成份。可以说, 来源于生物体的有机碎屑是连结生产者、消费者和分解者的纽带。

虽然有机碎屑在很早以前就被直观地认为在湖泊的代谢过程中可能有重要作用(Nauman, 1921, 引自[1]), 但对湖泊中有机碎屑的定量研究却极少。因为这类有机物的结构复杂, 没有准确的分析定量方法, 对它们的研究非常困难<sup>[2]</sup>。可以回答这样问题的研究极少: 在整个颗粒悬浮物(Seston)中, 活体浮游生物(Living plankton)有多少? 有机碎屑(Organic detritus)有多少? 为了阐明湖泊生态系统的结构和功能, 对构成其重要部分的有机碎屑的定量研究是必要的。本研究作为东湖生态系统结构和功能的研究的一部

\* 本项研究得到中国科学院重大项目(85KJ-06-04-01)及淡水生态与生物技术国家重点实验室(FEBL)基金的资助。东湖水柱浮游物有机碳数据由林婉莲副研究员提供, 谨此致谢。

1995年8月7日收到。

分, 主要探讨东湖的二个湖区(水果湖和郭郑湖)中颗粒悬浮物的结构, 弄清颗粒悬浮物干物质中活体浮游生物和有机碎屑各占多少以及颗粒悬浮物碳量中活体浮游生物和有机碎屑各占多少。

## 1 材料和方法

**1.1 研究地点描述** 东湖( $33^{\circ}33'N, 114^{\circ}23'E$ )是位于武汉市武昌东北面的中型湖泊(总面积  $32\text{km}^2$ ), 由人工堤坝隔成几个相对独立的湖区, 其中水果湖—郭郑湖区(面积约  $10\text{km}^2$ )是本研究的对象。本研究于1989—1990年对2个采样站的颗粒悬浮物的结构进行每月一次的分析。I站(水深1.8—3.0m)位于有大量生活污水排入的超富营养型的水果湖区, II站(水深3.5—4.7m)位于东湖主体的富营养型郭郑湖区的中心。研究期间, 郭郑湖和水果湖区的沉水植物分布极为稀少, 其在初级生产者中的作用可以忽略不计。水果湖—郭郑湖和汤林湖的鱼产量也很高, 在1989年和1990年分别为81.8和84.5kg /  $\text{hm}^2$ , 其中, 滤食性鲢鳙占总产量的90%以上。

**1.2 浮游生物的生物量和碳量** 浮游植物样品的采集及其生物体积(Biovolume)和密度的显微测算参考 Shei 等<sup>[3]</sup>。浮游动物的采集是用2.5L或5L采样器, 从靠近底部到水面按0.5m间隔分层采集的混合样, 每月中旬采集一次。甲壳动物的采水量I站为30L, II站为50L, 并用25号浮游生物网(约64μm)过滤获得滤缩标本。原生动物、轮虫的样品是将分层采集的水样混合均匀后取出1L, 沉淀24h后, 经虹吸除掉上清液而获得(一般浓缩至30ml)。甲壳动物全部计数, 而原生动物和轮虫根据密度高低采用分小样的方法用倒置显微镜(Hydro-Bios inverted microscope)进行测量和计数。对每个样品中的优势种类, 通常测量20—50个个体的有关参数。

原生动物的体积根据最相似的几何图形的体积公式近似求得。轮虫的体积根据 Ruttner-kolisko<sup>[4]</sup>的计算公式求得。桡足类(无节幼体、桡足幼体、成体)也是根据相似的几何图形的体积公式求得。在生物体积的测算中没有包括甲壳动物和轮虫的卵。

在将浮游植物、原生动物、轮虫和桡足类的体积转换成湿重时, 我们假定1mm<sup>3</sup>的体积等于1mg的重量, 虽然有机体的比重通常稍大于1。10%的干湿比将浮游植物和原生动物的湿重转换成干重。参考 Schindler 和 Niven<sup>[5]</sup>, Dumont 等<sup>[6]</sup>, Bottrell 等<sup>[7]</sup>和 Lawrence 等<sup>[8]</sup>的结果, 用10%的干湿比转换桡足类的干湿重。用3.9%的干湿比转换晶囊轮虫(*Asplanchna*)的干湿重<sup>[7]</sup>, 而10%的干湿比用于所有其它轮虫(Doohan, 1973, 引自[7])。透明溞(*Daphnia hyalina*)、隆线溞(*D. Carinata*)蚤状溞(*D. pulex*), 微型裸腹溞(*Moina micrura*), 秀体溞(*Diaphanosoma*), 象鼻溞(*Bosmina*)和透明薄皮溞(*Leptodora kindti*)的干湿重根据黄祥飞和胡春英<sup>[9]</sup>的计算公式求得。船卵溞(*Scapholeberis*), 低额溞(*Simoccephalus*), 网纹溞(*Ceriodaphnia*), 盘肠溞(*Pleuroxus*)的生物量根据 Dumont 等<sup>[6]</sup>的公式求得。弯尾溞(*Camptocercus*)和大尾溞(*Leydigia*)的生物量用 *Alona affinis* 的计算公式<sup>[6]</sup>近似求得, 考虑到它们在体重和长度方面都比较接近。泥溞(*Ilyocriptus*)根据 Rosen<sup>[10]</sup>的公式求得。

参考 Omori<sup>[11]</sup>, Hirota<sup>[12]</sup>, 林和刘<sup>[13], [14]</sup>的实验结果, 用0.4的系数将浮游动物和浮游植物的干重转换成碳量。

### 1.3 颗粒悬浮物干物质和元素含量的测定

在所采得的混合水样中加入浓盐酸,充分搅拌,使其pH为1或2,让其中的碳酸盐和重碳酸盐类充分分解,放出CO<sub>2</sub>,将酸化后的颗粒悬浮物过滤收集在预先煅烧(450℃,1h)并称重过的玻璃纤维滤膜(Whatman GF/C)上,再将滤膜放入烘箱(75—80℃)烘干(约24h),重新称重,即可求得单位体积水样中颗粒悬浮物的干物质重量。滤膜在550℃马福炉中煅烧1h左右重新称重,可求得颗粒悬浮物干物质的灰分含量。颗粒悬浮物的碳和氮用Carlo Erba元素分析仪测定,磷用Slanina消解法<sup>[15]</sup>测定。

## 2 结 果

### 2.1 浮游动物优势种

从生物量来看,I、II站浮游动物的优势种为:

**原生动物** 河流筒壳虫(*Tintinnidium fluviatile*),王氏似筒壳(*Tintinnopsis wangii*),瓜形膜袋虫(*Cyclidium citrullus*),双环栉毛虫(*Didinium nasutum*),沟钟虫(*Vorticella convallaria*),似钟虫(*V. similis*),大弹跳虫(*Halteria grandinella*),旋回侠盗虫(*Strobilidium gyrans*),绿急游虫(*Strombidium viride*),团睥睨虫(*Askenasia volvox*),浮游累枝虫(*Epistglis rotans*),卵圆前管虫(*Prorodon ovum*)。

**轮虫** 广生多肢轮虫(*Polyarthra vulgaris*),长肢多肢轮虫(*P. dolichoptera*),长圆疣毛轮虫(*Synchaeta oblonga*),尖尾疣毛轮虫(*S. stylata*),晶囊轮虫(*Asplanchna* spp.),暗小异尾轮虫(*Trichocerca pusilla*),多须拟前翼轮虫(*Proalides tentaculatus*),污前翼轮虫(*Proales sordida*),前额犀轮虫(*Rhinoglena frontalis*),裂痕龟纹轮虫(*Anuraeopsis fissa*)。

**枝角类** 短尾秀体溞(*Diaphanosoma brachyurum*),微型裸腹溞(*Moina micura*),透明溞(*Daphnia hyalina*),透明薄皮溞(*Leptodora kindti*)。

**桡足类** 广布中剑水蚤(*Mesocyclops leuckarti*),球状许水蚤(*Schmarckeria forbesi*),特异荡镖水蚤(*Neutrodiaptomus incongruens*),近邻剑水蚤(*Cyclops vicinus*)。

### 2.2 浮游植物优势种

从生物量来看,浮游植物的优势种为:小环藻(*Cyclotella* sp.);隐藻(*Cryptomonas* sp.)和尖尾兰隐藻(*Chroomonas acuta*),颤藻(*Oscillatoria* sp.)(丝体直径若为0.5—1.5μm的非常纤细的种类)和银灰平裂藻(*Merismopedia glauca*),(形成约8—64个个体的小型群体)。

### 2.3 浮游生物年平均密度、现存量(湿重)及个体重

从表1可以看出,无论从密度还是现存量,原生动物和轮虫都是浮游动物群落中最重要的优势类群,而且因它们的体积小,具有较快的周转率(Turnover rate),它们在整个浮游动物群落的生产中所占的比重将远比枝角类和桡足类大。在枝角类中也是以较小型的裸腹溞和秀体溞占绝对优势。

很明显,浮游植物的密度和现存量都显著大于浮游动物:浮游植物生物量与浮游动物生物量之比在I、II站分别为3.4—5.8,和2.6—4.6;而密度之比分别为2300—5400和2100—8600。浮游动物的平均个体重却远大于浮游植物平均细胞重(593—1854倍)。

表 1 武汉东湖浮游生物年平均密度(Nos / L)和生物量(湿重)(mg / L)

Tab.1 Annual mean density and biomass of various plankton in East Lake

	1989 年			1990 年		
	Nos / L	mg / L	$10^{-3}\mu\text{g} / \text{ind.}$	Nos / L	mg / L	$10^{-3}\mu\text{g} / \text{ind.}$
<b>I 站</b>						
枝角类	7.4	0.129	17432	16.3	0.289	17730
桡足类	84.9	0.227	2674	44.6	0.224	5022
轮虫	1760	0.306	174	4075	0.680	167
原生动物	21459	0.528	24.6	30474	0.796	26.1
浮游动物	23311	1.190	51.0	34610	1.989	57.5
浮游植物	$5.50 \times 10^7$	4.72	0.086	$1.89 \times 10^8$	11.51	0.061
<b>II 站</b>						
枝角类	6.7	0.146	21791	15.6	0.294	18846
桡足类	84.17	0.217	2562	89.9	0.371	4127
轮虫	2452	0.237	97	3654	0.452	124
原生动物	13493	0.315	29.4	12170	0.360	29.6
浮游动物	16039	0.916	57.1	15930	1.477	92.7
浮游植物	$3.38 \times 10^7$	2.35	0.069	$1.37 \times 10^8$	6.86	0.050

## 2.4 颗粒悬浮物的干物质构成

在 I、II 站, 整个浮游植物的干重(DWP)呈现了较大的季节波动, 而整个浮游动物的干重(DWZ)的季节变化不大, 虽然四大类浮游动物各自的干重都显示了明显的季节变动。从平均来看, I 站的浮游植物干重约为 II 站的 2 倍, 而 I 站的浮游动物干重仅为 II 站的 1.3 倍(表 2)。在 I、II 站, 1989 年的平均 DWZ / DWP 之比都大约只有 1990 年的 2 / 3, 虽然 I、II 站间的营养水平明显不同, 但同样年份的 DWZ / DWP 比相互间却差异甚小(表 2)。此外, 虽然 DWZ / DWP 之比有时高达 1.0—1.3, 但全部平均起来, 仅稍大于 1 / 4。

表 2 武汉东湖颗粒悬浮物的干物质构成(括号内的数据为变动范围)

Tab.2 Structure of the dry seston in East Lake

(Numbers in parentheses are the ranges)

	SI(1989)	SI(1990)	SII(1989)	SII(1990)
DWP(mg / L)	0.47(0.06—1.37)	1.15(0.22—2.88)	0.24(0.06—0.49)	0.69(0.23—1.61)
DWZ(mg / L)	0.11(0.05—0.18)	0.19(0.09—0.29)	0.09(0.02—0.13)	0.14(0.07—0.21)
DWZ / DWP	0.49(0.06—1.28)	0.28(0.05—0.92)	0.46(0.12—1.02)	0.32(0.05—0.81)
SS(mg / L)	18.9 (8.7—29.1)	22.7(13.2—42.3)	12.8( 3.6—21.1)	15.9 (9.6—25.5)
Ash(%)	45.7 (18.7—66.8)	45.6(19.9—68.2)	40.4(17.2—61.2)	48.1(23.1—61.5)
PZ / SS(%)	3.1 ( 1.3—10.7)	7.1( 1.9—21.6)	2.5( 1.4— 5.7)	5.9( 2.2—17.6)

从年平均值来看,整个浮游生物的干重(PZ)占颗粒悬浮物重量(SS)的2.5—7.1%(表2)。在I、II站,1989年的平均PZ/SS比都只有1990年的大约2/5,I站的PZ/SS略高于II站。很明显,浮游生物的干重只占颗粒悬浮物干物重的很小的一部分,90%以上的颗粒悬浮物由非生命的颗粒物组成。颗粒悬浮物的灰分含量变动范围较大,但平均起来I、II站都约为45%左右。

## 2.5 颗粒悬浮物的元素成分

颗粒悬浮物的碳/氮比在各站的波动幅度都很大,但平均值却差别不大(4.79—5.80),II站的C/N比稍高于I站(表3)。

从表3可以看出,浮游生物碳量只占颗粒悬浮物碳量的很小一部分(各站每年平均值为:4.0—9.8%)。因此,90%以上的有机碳来自有机碎屑。从这个意义上讲,有机碎屑在数量上是东湖生态系统的极为重要的组成部分。

表3 武汉东湖颗粒悬浮物的元素组成

Tab.3 Element composition of the seston in the East Lake

	SI(1989)	SI(1990)	SII(1989)	SII(1990)
总碳 TC	5.56(2.64—8.42)	6.02(2.36—9.20)	3.51(1.12—7.84)	3.89(2.74—6.08)
总氮 TN	1.16(0.30—2.58)	1.09(0.37—1.99)	0.80(0.21—1.62)	0.78(0.33—1.58)
总磷 TP	0.05(0.02—0.09)	0.14(0.09—0.21)	0.03(0.01—0.06)	0.06(0.03—0.10)
PZC / TC(%)	4.4 (1.3 — 8.7 )	9.80(4.20—27.0)	4.00(1.60—7.40)	9.10(3.00—16.8)
TC / SS	0.31(0.13—0.57)	0.29(0.11—0.63)	0.30(0.15—0.47)	0.26(0.15—0.48)

## 3 讨 论

### 3.1 有关颗粒悬浮物研究的比较

一般认为在许多水生态系统中,碎屑(悬浮在水中的非生命颗粒物)在数量上是整个颗粒悬浮物(浮游生物+碎屑)的重要组成部分<sup>[1,16]</sup>,但对自然水体中颗粒悬浮物的结构却研究甚少,可能是由于从颗粒悬浮物中分离和测定碎屑十分困难。Saunders报道了在一个肥沃的Michigan湖的悬浮物的结构,但没有考虑浮游动物;他是用镊子挑出浮游动物的,但用这种方法显然不可能挑出所有小型的原生动物和轮虫。在他的研究中,他假定藻类湿重与其有机物干重的比为0.2,这大致相当于藻类的干重与湿重之比为0.25。如果使用同样的换算系统,Saunders的研究结果与我们的基本吻合。

### 3.2 关于浮游植物的干 / 湿比

关于浮游植物干湿比的可靠实验数据几乎没有,可能是由于从技术上人们还无法将活的藻类细胞与其它微小生物及碎屑分开,即使对培养的藻类也是如此。只有少数关于淡水藻类的碳与细胞体积的关系的研究。Chalk(1981,引自[17])报道碳与细胞体积之比约为0.21pg /  $\mu\text{m}^3$ ,而Rocha和Duncan<sup>[17]</sup>报道的比值为0.12pg /  $\mu\text{m}^3$ 。如果假定碳与干重之比为0.4(对硅藻来说,比值应该更低),根据Chalk(1981)与Rocha和Duncan<sup>[17]</sup>的结果,干湿比将分别为0.53和0.30。无论如何,这些值实在太高。此外,0.1的碳与细胞体积比为一些研究者所作用<sup>[18—20]</sup>。显然,在今后的研究中迫切需要一个能较准确地估

计浮游植物干重或碳量的可靠方法。因为多数沉水植物的干湿比约为 10% (Straskraba, 1968, 引自[21]), 在本研究中我们假定这个比值也适于浮游植物。

### 3.3 关于颗粒悬浮物的干物质构成

在本研究中, 浮游动物的平均生物量干重约为浮游植物的 1 / 3。在对有关浮游动物生物量的文献进行分析发现, 在国外一般的研究中都没有或仅包括轮虫, 而包括原生动物的则几乎没有。因此我们无法判断浮游动物与浮游植物生物量之比为 1 / 4 这样的比值是否常见于一般自然水体。

Lin<sup>[22]</sup>用 AODC(Acridine-orange direct count) 法研究了东湖 1991—1992 年间 I、II 站的浮游细菌数量, 两年平均起来, I、II 站分别为  $1.653 \times 10^9$  和  $1.338 \times 10^9$  Nos / L。乘以细菌的平均体积  $0.1239 \mu\text{m}^3$ <sup>[23]</sup>, 以假定干湿比为 0.1, 则 I、II 站的现存量(干重)分别为 2.14 和  $1.73 \mu\text{g} / \text{L}$ 。如果假定 1989—1990 年的 I、II 站的细菌现存量分别与这大致相同的话, 则细菌的现存量在整个浮游生物的现存量中分别为 0.16—0.37% 和 0.21—0.52%。由此可见, 从现存量来看, 在整个浮游生物中细菌的比例还不到 1%。

在本研究中, 颗粒悬浮物干物质中约有 45% 为灰分, 灰分含量的变化很不规则, 没有明显的季节性, 与浮游生物的季节变化也无明显的对应关系。这个平均值(45%)与一般硅藻的灰分含量相当, 但比绿藻要高出 4—5 倍<sup>[24]</sup>(表 4), 是微囊藻的近 3 倍, 透明藻的 4 倍多及链状鱼类的约 1.5 倍<sup>[25]</sup>。东湖较高的颗粒悬浮物灰分含量可能与其湖盆浅平又无沉水植物分布而底泥表面的沉积物易受风浪的作用而重新悬浮有较大关系。

### 3.4 关于颗粒悬浮物的元素成分

一般藻类组织的 C / N 比约为 6(也称之为 Redfield 比), 东湖 1983 年夏季蓝藻水华出现期间浮游植物的 C / N 比平均为 5.1<sup>[14]</sup>。浮游动物的 C / N 比较透明藻较高(5.0)外, 透明薄皮藻为 3.9, 特异荡镖水蚤为 3.6, 轮虫为 3.1, 原生动物为 3.0。因此本研究期间 Seston 的 C / N 比与一般浮游植物的 C / N 比相近, 而明显大于多数浮游动物的 C / N 比。其实, 在自然界浮游植物的 C / N 比与其生长情况也很有关, Antia 等<sup>[26]</sup>报道, 当海水中  $\text{NO}_3^-$  充足、浮游植物生长良好时, 其 C / N 比只有 3, 而当  $\text{NH}_3$  耗尽、浮游植物生长不良时, 其 C / N 比高达 15。

浮游动物的碳量约占其干重的 40%, 东湖 1983 年夏季蓝藻水华出现期间浮游植物的碳与干重之比约为 39.3%。因此, 本研究期间 Seston 的碳与干重之比约为浮游生物的 3 / 4。

### 3.5 东湖颗粒悬浮物的结构特点

本研究的结果表明, 在颗粒悬浮物的干物质中活体浮游生物仅占 3—7%, 在颗粒悬浮物的总碳量中, 活体浮游生物只占 5—10%。因此东湖颗粒悬浮物结构的最主要的特征是有机碎屑。

有机碎屑来自生物体。如果水体中的有机碎屑的输入与输出(湖泊内外, 湖水与底泥间)保持平衡的话, 湖泊中悬浮的有机碎屑则来源于生活在湖泊中的生物体。如果有有机碎屑的形成速率(f)大于有机碎屑的矿化速率(m), 有机碎屑就会积累, 其现存量与活体生物的现存量将按 m / f 的比率存在。m / f 比的季节变化也就导致了有机碎屑与活体生物现存量相对丰度的季节变化。一般来说, 死亡生物体的微生物分解过程是比较缓慢的,

如 Ogura 报道, 死亡的 *Scenedesmus* 的分解速率在最初的 15d 为  $0.02\text{--}0.05\text{d}^{-1}$ , 在其后的 100d 中则为  $0.0004\text{d}^{-1}$ 。一般的微生物分解过程可能都是在最初速率较快, 然后逐渐变慢(从本质上来说这也是一种系统的热力学过程), 而浮游生物的生产率较其死亡后的分解过程要快得多。因此, 可以预测, 在多数湖泊中, 有机碎屑的现存量都可能明显大于浮游生物的现存量。

虽然我们没有更多的资料来比较湖泊间的这种差异有多大, 但这种差异可能是存在的, 而且与一些生态学过程有关。譬如, 较强的滤食性鱼类的摄食压力可以使浮游生物群落持续处于指数增长期, 在不降低整个群落生产力的同时, 又由于鱼类粪便排泄的增加, 可以加快有机碎屑的形成速率。此外, 沉水植被可能会对底泥表面沉积的有机碎屑的再悬浮产生很大影响。在东湖的 seston 中, 高达 90%以上的有机碎屑的现存量表明来自以初级生产者——浮游植物为核心的食物网的有机碎屑的形成速率显著大于有机率屑的矿化速率, 这可能与东湖湖盆浅平、滤食性鱼类的摄食压力高及沉水植被稀少有密切关系。

### 3.6 有机碎屑在生态系统中的作用

数量如此之多的有机碎屑在生态系统中到底有何功能? 可能它最重要的功能是缓冲整个系统的行为, 增加系统的稳定性。这是因为有机碎屑的分解具有较慢的动力学特征, 它能减弱生命代谢活动的突然的、迅速的和幅度较大的波动, 即当生命代谢活动很高时, 有机碎屑可以通过其分解过程中较慢的有机和无机营养物的释放使生命代谢活动减小到最低; 当生命活动很低时, 有机碎屑又能相对稳定地供给大量的营养从而使生态系统中的生物成分得以保持和恢复。

因为对颗粒悬浮物的结构进行的比较完整的研究极为有限, 我们还无法归纳出一般性的结论。但是可以预言, 随着对各种不同类湖泊中颗粒悬浮物结构的研究资料的积累, 我们将会更加清楚地了解有机碎屑在生态系统中的动态规律和功能。

## 参 考 文 献

- [1] Saunders G W. The transformation of artificial detritus in lake water. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol. Suppl.*, 1972a, **29**: 261—288.
- [2] Hutchinson G E. A Treatise on Limnology (Vol. I.). John Wiley and Sons: 1957, 1015.
- [3] Shei P, et al. Plankton and seston structure in a shallow, eutrophic subtropic Chinese Lake. *Arch. Hydrobiol.*, 1993, **129**(2): 199—220.
- [4] Ruttner-Kolisko F. Suggestions for biomass calculation of plankton rotifers. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 1877, **8**: 71—76.
- [5] Schindler D W, Noven B. Vertical distribution and seasonal abundance of zooplankton in two shallow lakes of the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario. *J. Fish. Res. Board Can.*, 1971, **28**: 245—256.
- [6] Dumont H J, Van De Velde I, Dumont S. The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. *Oecologia*, 1975, **19**: 75—97.
- [7] Bottrell H H, et al. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norw. J. Zool.*, 1976, **24**: 419—456.
- [8] Lawrence S G, et al. Method for estimating dry weight of freshwater planktonic crustaceans from measures of length and shape. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 1987, **44**: 264—274.
- [9] 黄祥飞、胡春英. 淡水常见枝角类体长—体重回归方程式. 见: 甲壳动物学论文集. 北京: 科学出版社. 1986, **1**: 147—157.

- 
- [10] Rosen R A. Length-dry weight relationships of some freshwater zooplankton. *J. Freshwat. Ecol.*, 1981, 1: 225—229.
  - [11] Omori M. Weight and chemical composition of some important oceanic zooplankton in the North Pacific Ocean. *Mar. Biol.*, 1969, 3: 4—10.
  - [12] Hirota R. Dry weight and chemical composition of the important zooplankton in the Setonaikai (Inland Sea of Japan). *Bull. Plank. Soci. Jpn.*, 1981, 28: 19—24.
  - [13] 林婉莲、刘鑫州. 武汉东湖优势浮游动物元素含量分析. 水生生物学报, 1985, 9(3): 258—263.
  - [14] 林婉莲、刘鑫州. 武汉东湖浮游植物各种成份分析与沉淀物中浮游植物活体碳、氮、磷的测定. 水生生物学报, 1985, 9(4): 359—364.
  - [15] Sianina J, et al. The determination of phosphorus in compounds with potentiometric end-point detection. *Microchemica Acta (Wien)*, 1970, 52—57.
  - [16] —. Summary of the general conclusions of the symposium. Proceedings of the IBP—UNESCO Symposium on detritus and its role in aquatic ecosystems. Pallanza, Italy, May 23—27, 1972. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol. Suppl.*, 1972b, 29: 533—540.
  - [17] Rocha O, Duncan A. The relationship between cell carbon and cell volume in freshwater algal species used in zooplanktonic studies. *J. Plankt. Res.*, 1985, 7: 279—294.
  - [18] Hecky R E, Kling H J. The phytoplankton and protozooplankton of the euphotic zone of Lake Tanganyika: species composition, biomass, chlorophyll content, and spatio-temporal distribution. *Limnol. Oceanogr.*, 1981, 26: 548—564.
  - [19] Borsheim K Y, Andersen S. Grazing and food size selection by crustacean zooplankton compared to production of bacteria and phytoplankton in a shallow Norwegian mountain lake. *J. Plankt. Res.*, 1987, 9: 367—379.
  - [20] Ogura N. Decomposition of dissolved organic matter derived from dead phytoplankton. In: Biological Oceanography of the Northern Pacific Ocean, Tokyo: Idemitsu Shoten, 1972: 507—515.
  - [21] Wetzel R G. Limnology. Washington: Press of W. B. Saunders Company, 1975.
  - [22] Lin W L. Field determination of bacterial abundance in Lake Donghu, Wuhan, using the AODC method. In: Annual Report of State Key Laboratory for Freshwater Ecology and Biotechnology of China (FEBL) for 1992, Beijing: International Academic Publishers, 1993: 131—133.
  - [23] Ye J, Lin W L, Cai Q H. Computer-assisted biomass determination of bacterioplankton. In: Annual Report of FEBL for 1991, Beijing: International Academic Publishers, 1992: 63—66.
  - [24] Reynolds C. S. The ecology of freshwater phytoplankton. London: Cambridge Univ., Press, 1984.
  - [25] 刘建康主编. 东湖生态学(一), 北京: 科学出版社. 1990: 292—378.
  - [26] Antia N J, et al. Further measurements of primary production using a large-volume plastic sphere. *Limnol. Oceanogr.*, 1963, 8: 166—183.

# STRUCTURE AND ELEMENTAL COMPOSITION OF DRY SESTON IN EAST LAKE, WUHAN

Xie Ping

(Institute of Hydrobiology, The Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072)

## Abstract

The structure and elemental composition of dry seston were studied in 1989 / 90 at two sampling stations with different trophic levels in East Lake. The annual average biomass of zooplankton was ca. 1 / 4 that of phytoplankton. The zooplankton communities were dominated by small protozoans and rotifers. On annual average, dry weight in living plankton constituted 2.5—7.6% of the total dry seston, and plankton carbon only constituted ca. 4.0—9.8 of the seston carbon; C / N ratio of the seston was near to that of phytoplankton, but obviously higher than most zooplankton; carbon / dry weight ratio was ca. 3 / 4 that of plankton; ash content of the seston (ca. 45%) was remarkably higher than that of phytoplankton with exception of diatoms.

The present results indicate that organic detritus is quantitatively the most important component of the total seston in the ecosystem of East Lake, and living plankton constitute only a small part of the seston (< 10%), indicating that in the lake, the turnover rate of the organic detritus from the food web dominated by phytoplankton is remarkably higher than mineralization rate of the organic detritus.

**Key words** Seston structure, Organic detritus, Plankton, Carbon