

湖北汉阳沉湖泛区浮游物的现存量 与化学组成

文元华

(中国科学院水生生物研究所, 武汉)

提 要

本文报道了武汉市汉阳县沉湖泛区 1983 年 5 至 9 月浮游物 (seston) 的现存量与化学组成的动态, 并根据该泛区的生态特征, 分别对枯水期、灌江期和丰水期浮游物的干重 (DW)、无灰干重 (AFDW)、灰分重 (Ash)、碳 (C) 和氮 (N) 量的变动特性进行了比较研究, 而且还在此基础上, 进一步探讨了评价浮游物营养质量的指标。

沉湖泛区 1983 年 5 至 9 月浮游物干重为 5.24mg/L, 其中无灰干重为 2.55mg/L, 灰分重为 2.69mg/L, 它们均以灌江初期为高; 碳、氮量分别为 0.830 和 0.193mg/L, 前者高峰出现在丰水后期, 后者出现在灌江初期; 浮游物干重、无灰干重、灰分重、碳和氮量均以灌江结束期为最低。浮游物的无灰干重、灰分重、碳和氮量分别占干重的 51.60、47.50、18.30 和 3.90%; 碳和氮量分别占无灰干重的 36.40 和 7.70%。

沉湖泛区浮游物的无灰干重/灰分重平均为 1.24, 碳/氮平均为 4.74。这两个参数可分别作为评价沉湖泛区浮游物营养质量的指标。

沉湖泛区浮游物干重、无灰干重、碳和氮量间, 浮游物无灰干重与其灰分重、碳、氮量间, 浮游物碳、氮量间均存在着极显著的相关关系, 表明它们之间相应的动态是一致的。

关键词 浮游物, 现存量, 化学组成, 沉积, 营养质量, 有机碎屑

根据化学组成的不同, 一般将水体中的浮游物划分为有机浮游物 and 无机浮游物 (灰分) 两大类^[2,15,24,27]。在天然水体中, 有机浮游物首先由光合作用生产, 再通过异养群落的食物链的作用, 最终分解为无机营养物^[1]。因而, 它是与水体中的生物有机体紧密联系的。无机浮游物, 除一部分来自有机体的灰分外, 主要来自水体中悬浮的无机物, 它富含构成生物原生质的元素。因此, 要了解水生态系统的物质循环和能量流动的途径, 必须研究水体中浮游物的现存量及其化学组成的动态。

影响浮游物的现存量动态的因子是较多的。在林地流域, 溪流中有机浮游物的多寡主要由外源有机物的输入量所左右^[20]; 而在大多数湖泊, 则受内源有机物的生产量所支配^[14]。无机浮游物既可从周围的流域输入, 也可由湖盆底部和堤埂的浸蚀而产生^[12], 尤其是筑路和伐林能显著增加水中无机浮游物的浓度。在溪流和河流等流水生态系统

中,浮游物的含量还受水流量的影响^[4,6,20-22]。

浮游物的化学组成与动态,是由水生态系统中一系列物理的和生物的因子所控制的。有些研究表明,浮游物的化学组成既可受到浮游植物和有机碎屑现存量相对变化的影响^[9],也可随群落的演替而变化,并且也受到水体的物理作用(如沉积、流速)和流域的性质(主要是植被特征)所影响^[11,12,23]。因此,近年来,有些研究者试图利用浮游物的化学成分相对组成(如有机浮游物重/无机浮游物重,碳/氮)来评价浮游物本身的营养质量^[17,18,25-27]。

迄今,有关浮游物现存量与化学组成的研究,主要侧重于河流、溪流和海洋等水生态系统。只是近年来,才对湖泊中浮游物的研究予以重视。然而,对泛区浮游物的研究尚未见有报道。本文对武汉市汉阳县沉湖泛区浮游物的现存量和化学组成进行了研究,旨在了解在不同生态环境下它们动态的季节变化,以期为深入研究泛区生态系统的结构和功能,制定其利用和管理措施提供参数。

环境特点与工作方法

沉湖泛区位于武汉市汉阳县南端,距武汉市中心水平距离约 45 公里左右,即东经 113°43'—114°,北纬 30°16'—30°27',其地理位置详见郭文源等(1983)的描述^[3]。沉湖泛区属于长江水系,是长江中游的一个小型季节性泛水湖区。由于长江水位周期性涨落的影响,使沉湖泛区相应地出现枯水期和丰水期。在枯水位(低于海拔 20m)时,有水面积约为 0.8km²。在丰水位时,有水面积则增大到 33.4km²,此时,最高水位一般在海拔 23m 以上。灌江一般在每年的 5—6 月,退水在 9—10 月,整个蓄洪期一般持续 3—5 个月。

由于水位周期性的涨落,使沉湖泛区出现了特殊的生境。在枯水期,大片湖淀湿地上出现以莎草科、禾本科、十字花科为主的草甸植物群落;小面积的低洼湖汉中出现以芦苇、荻、金鱼藻、眼子菜等为主的水生植物群落^[2]。其建群种主要是苔草(*Carex* sp.)和芦苇(*Phragmites communis*),它们的覆盖面积各约占泛区总面积的 50 和 20%,生物量分别高达 2.9 和 8.5kg/m²。当灌江开始后,江水随即进入泛区,这一过程既输入大量的外源有机物,又同时使生长在泛区的陆生和湿生植物淹没腐烂,向湖水释放出大量的营养物质。

站位选择 在泛区内设置 3 个采样站。第 I 站位于泛区北岸,是湖盆的最深处。在枯水期,这里仍保持一定的水深。站北面生长着呈带状分布的芦苇,周围有菱、金鱼藻等高等水生植物的分布,南面生长着大量的苔草。第 II 站位于泛区的西面。在枯水期水很浅,只有少量荻和金鱼藻的分布,站东西两面生长着大量的苔草。第 III 站位于泛区中心地带(新沟闸附近),在枯水期是旱地,生长着大片苔草。

采样方法 每月采样 1—2 次。每次用采水器分上、中、下水层采取约 10L 水样,盛在一个干净的塑料水桶中,充分拌匀后,再从中取出 1000ml 水样装入小的塑料壶中,用鲁哥氏液和福尔马林液固定,以测定浮游生物的生物量。其余的水样装入大的塑料壶中,带回实验室测定浮游物的现存量与化学组分。同时测量水温、水深、透明度,并分别用 13# 和 25# 浮游生物网捞取浮游植物和动物的定性样本。

测定浮游物水样的过滤 水样过滤前,首先将玻璃纤维滤膜(Whatman GF/C)编

号,称重,再放入茂福炉中煅烧(550℃, 2h),以去掉滤膜上的痕量有机物^[15,22]。待炉内温度下降后(100℃以下),取出滤膜,放入干燥器中,0.5 h 后称重。所有称重精确到 0.1mg。过滤时,首先将大塑料壶中的水样倒入塑料桶中,搅匀后,取出两个 1 000—1 500 ml 的等量水样,放入烧杯中,加入一定量的 HCl (分析纯, 12mol),使水样酸化(pH = 2),以去掉水样中的无机碳(主要是 CaCO_3)^[4,26]。然后将煅烧过的滤膜按编号顺次放入过滤漏斗中,分别将两个等量水样过滤。待过滤完毕,用镊子轻轻将带有浮游物的滤膜移到培养皿中,放入烤箱中烘烤(78℃, 24h)至恒重。其余的水样按同样的方法处理后,用未煅烧的玻璃纤维滤膜过滤,过滤一定量的水样后,将滤膜取出,用药勺轻刮滤膜上的浮游物,放入称量瓶中,然后放进烤箱中烘烤(78℃, 24h)至恒重。

浮游物的现存量与化学成分的测算 将带有浮游物的滤膜从烤箱中取出后,放入干燥器中冷却,0.5 h 后称重。此重量减去滤膜煅烧后的重量即为浮游物的现存量,通常称为干重。再将此滤膜放入茂福炉中煅烧(550℃, 2h),此煅烧后滤膜的重量减去过滤前滤膜煅烧后的重量即为无机浮游物的重量,通常称为灰分重。浮游物在煅烧过程中损失的重量(干重减去灰分重)即为有机浮游物的重量,通常称为无灰干重。再将装有浮游物的称量瓶从烤箱中取出,放入干燥器中,待冷却后,用 CARLO ERBA-1106 元素分析仪测定浮游物的碳、氮含量。

结果与讨论

浮游物现存量(干重)、无灰干重和灰分重的动态

沉湖泛区浮游物的现存量(干重)、无灰干重与灰分重的动态具有相似的季节变化(图 1)。在枯水期,浮游物的干重、无灰干重和灰分重的量均较高。当灌江开始后,随着外源浮游物的输入,它们的量又进一步升高,达到整个测定期间的高峰。以后,随着灌江的持续,其量均出现大幅度的下降,至灌江末期降至最低。这时,浮游物的干重、无灰干重和灰分重分别只占灌江初期的 20、30 和 10% 左右。至丰水期后,它们又同时出现一定幅度的升高,在 9 月中旬形成一个次高峰,但它们此时的量均低于枯水期和灌江初期的值。次高峰出现之后,又彼此出现一定程度的下降。

沉湖泛区浮游物的干重、无灰干重和灰分重的高峰均出现在灌江初期,这是与此时期外源浮游物的大量输入有关的。测定结果表明,当灌江开始后,外源浮游物的输入量,特别是灰分的输入量是较高的。在灌江初期,进水中浮游物的干重可高达 12.23mg/L,其中无灰干重高达 4.17mg/L,灰分重高达 8.06mg/L。同时,当灌江开始后,随着水流的急剧增加,湖底层的沉积物发生重新悬浮,这一过程也增大了水中浮游物的浓度。现已有一些文献报道了同样的现象。例 Bilby & Likens (1979), Dudgeon (1982b) 等的测定结果表明,在洪水灌注期间,溪流中浮游物的干重、无灰干重和灰分重均达到高峰^[6,8]。Gurtz 等(1980)也测定出,在暴雨期间,由于溪流底部沉积物的重新悬浮,水中浮游物的含量出现最大值^[12]。

浮游物的干重,无灰干重和灰分重的低值均出现在灌江结束期,这与此时泛区的水文条件和物理作用有关。在灌江结束时,由于水位较高,水流逐渐减小或仅有风浪作用,因

此, 此时水体中主要发生浮游物的沉降。虽然本试验没有直接测定沉湖泛区浮游物的沉降速度, 但有些资料表明^[1], 浮游物的沉降速度 ($\text{g}/\text{m}^2/\text{天}$) 是相当高的。在波兰的 Miko-lajki 湖为 0.1—14.0; 在以色列的 Kinneret 湖为 2.0—7.2; 在美国的 Hartwell 水库为 0.3—6.9; 在 Wisconsin 湖为 0—8.3。由此可以推测, 沉湖泛区浮游物的沉降速度也可能是较高的。由于浮游物的大量沉降, 使水中浮游物的浓度大大降低。这与 Dudgeon (1982b), Fondratieff (1985) 的测定结果是一致的。另外, 在灌江末期, 外源浮游物的输入量也是很低的, 此时干重为 $2.18\text{mg}/\text{L}$, 其中无灰干重为 $12.6\text{mg}/\text{L}$, 灰分重为 $0.82\text{mg}/\text{L}$, 稍略低于泛区内此时水中浮游物的浓度, 说明此时灌江对泛区内水中浮游物的浓度具有稀释作用。

在枯水期, 由于泛区内有水面积小, 水位浅, 陆生和水生植物分解迅速, 再加上放养鱼类的活动和风浪的作用, 使底部沉积物不断上浮, 从而形成了灌江前浮游物干重、无灰干重与灰分重的较高水平。在丰水后期, 浮游物干重、无灰干重与灰分重的再次升高, 一方面与浮游植物的大量繁殖有关(由于此时泛区内水位稳定, 水的透明度增大, 藻类生物量达到高峰)。另一方面与此时水底陆生和湿生植物的腐烂有关(至丰水后期, 它们在水下已经过了两个多月的腐烂, 其残体逐渐脱离根部的固作, 随波逐浪进入水中, 从而也增大了水体中浮游物的浓度)。

在整个测定期间, 沉湖泛区浮游物的干重与无灰干重和灰分重的变化是一致的。统计分析表明, 它们之间具有显著的直线回归关系, 其干重与无灰干重的回归方程为 $Y = 0.342 + 0.418x$, $r^2 = 0.854$, $p < 0.01$, $n = 21$; 干重与灰分重的回归方程为 $Y = 0.568x - 0.379$, $r^2 = 0.919$, $p < 0.01$, $n = 21$ 。

沉湖泛区浮游物的干重平均为 $5.24\text{mg}/\text{L}$, 无灰干重为 $2.55\text{mg}/\text{L}$ 。和有关文献已报道的数据相比, 沉湖泛区浮游物的干重 (mg/L) 低于美国的 Wingra 湖 (16.3)、日本的 Suwa 湖 ($4—15.79$)^[16] 及我国的东湖 (12.56)^[1] 等富营养化湖泊; 浮游物的无灰干重 (mg/L) 也比 Wingra 湖 (12.0) 和东湖 (10.82)^[1] 低。但迄今还没见到有关灰分重的可比数据的报道。

沉湖泛区浮游物的无灰干重/灰分重的比值平均为 1.24, 其季节动态见图 1。此比值以灌江中期为最低, 以灌江结束期为最高, 在整个丰水期, 其比值都是较高的。浮游物无灰干重/灰分重比值的高低, 可作为评价浮游物营养质量的一个指标。此比值高, 表明浮

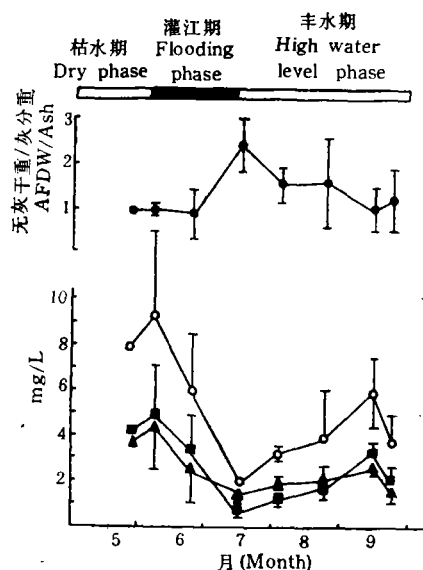


图 1 沉湖泛区浮游物干重(○—○)、无灰干重(△—△)、灰分重(■—■)和无灰干重/灰分重的季节变化

Fig. 1 The seasonal variations of DW, AFDW, Ash and AFDW/Ash of seston collected in 1983 at three sampling sites in Chenhu flooding area

1) 刘鑫洲、林婉莲, 1983. 武汉东湖悬浮物的初步研究. 全国海洋湖沼生态学术讨论会论文摘要. 107—109. 下同。

游物的营养质量也高,因为滤食生物每过滤一个单位体积的水量可获得更多一些的可同化物质^[26]。另外,研究发现,滤食生物具有排除难食物质的功能^[2,19]。因而,无灰干重/灰分重的值高,表明它们将消耗较小的能量用于排除这些难食物质,从而相对地获得了较多的食物能量。

浮游物碳、氮量的动态

沉湖泛区浮游物的碳、氮量的季节动态(图 2),在整个测定期间,浮游物的平均碳量

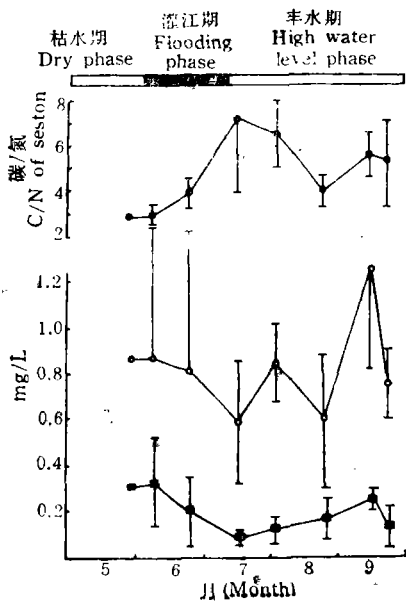


图 2 沉湖泛区浮游物的碳(○-○)、氮(■-■)量与碳/氮的季节变化

Fig. 2 The seasonal changes of C, N and C/N of seston collected in 1983 at three sampling sites in Chenhu flooding aear

为 0.830mg/L。其动态类型与干重和无灰干重的动态类型不完全一致。在灌江初期,虽然浮游物的干重和无灰干重升高幅度较大,并且均出现高峰,但此时的平均碳量和枯水期相比,没有发生较大的波动,基本稳定在 0.8mg/L 左右。浮游物碳量的高峰出现在丰水期的 9 月中旬,其最高值可达 1.256mg/L。浮游物碳量的低潮出现在灌江结束期,这与浮游物干重与无灰干重低潮的出现是一致的,此时的碳量只相当于高峰期碳量的一半左右。

沉湖泛区浮游物的平均氮量为 0.193mg/L,其动态类型与浮游物干重与无灰干重的动态类型较相似。在枯水期和灌江初期,浮游物的氮量都较高,高峰期出现在灌江初期。在 9 月中旬,虽然浮游物的氮量也同样有一定幅度的升高,但较高峰时期的氮量来得低。浮游物氮量的低潮出现在灌江结束期,这时的平均氮量只有高峰期氮量的四分之一左右。

沉湖泛区浮游物碳、氮量高峰的出现是不一致的,具有较长的时滞。这是与浮游物在不同季节的不同组成有关的。测定分析结果表明,在灌江期,外源浮游物中有机碎屑的现存量占有较大的比重,其无灰干重占浮游物无灰干重的 91% 左右,它们大都由新鲜的、半分解状态的和分解成胶状的水草、陆草和枝叶等组成。随着它们的大量输入,使沉湖泛区浮游物的碳、氮量的变化出现不一致¹⁾。有关研究指出,随着有机碎屑的不断分解和颗粒的逐渐变小,其碳的相对含量日益减小,氮的相对含量日益增加。Newell (1965), Best 等(1982)认为,这种不协调的变化主要是由细菌对有机碎屑的分解而产生的^[5,7]。在细菌与有机碎屑的反应系统中,细菌不但利用碎屑的有机碳和氮,而且还同时从水体中不断摄取溶解有机氮,从而相对地增加了有机碎屑的氮含量。这样,在灌江初期,浮游物出现了氮量升高幅度较大,而碳量升高幅度较小的现象。另外,在灌江初期,随着陆生和水生植物的迅速

1) 作者硕士论文(未发表)。

淹没和分解,细菌的生物量迅速增加。由于它们的氮含量相对较高,因而细菌在一定的程度上也增加了浮游物的氮含量^[4,27]。

在丰水期的9月中旬,浮游物的氮量出现次高峰,这也是与此时有机碎屑次高峰的出现有关的。同时,随着此时浮游藻类的生物量出现高峰,浮游物的碳量也相应出现高峰。这种浮游物碳量与浮游藻类的现存量同时出现高峰的现象,是与 Ahlgren (1983), Eppley 等(1977)^[40]、Hama 等(1982)^[13]和 Moss (1970) 的报道是一致的,他们均在浮游藻类生物量最大值出现期间,测定到了浮游物碳量的最大值,并且发现浮游物的碳量与藻类的叶绿素 a 的含量高度相关。虽然本试验没有直接测定浮游藻类的叶绿素 a 的含量,但从由藻类细胞体积计算的碳量来看,此时藻类的碳量也是最高的,说明在这一阶段,浮游物碳量的高峰与藻类碳量的高峰的出现也是一致的。

尽管某些时期浮游物的碳量与氮量的动态不一致,但统计分析表明,它们之间存在着极显著的直线回归关系,其方程为 $Y = 0.024 + 0.204x$, $r^2 = 0.516$, $p < 0.01$, $n = 21$ 。说明在整个测定期间,浮游物碳、氮量的变化仍是一致的。

和有关文献报道的数据相比,沉湖泛区浮游物的碳量 (mg/L) 比日本的 Suwa 湖 (0.7—11)^[46]、我国的东湖 (4.74)¹⁾ 等富营养型湖泊来得低,比美国的 Tahoe 湖 (0.029)^[44] 和 Mirror 湖 (0.379) 等贫营养型湖泊来得高。浮游物氮量也比 Suwa 湖 (0.12—2.2)^[46] 来得低,比 Tahoe 湖 (0.005)^[44] 来得高。

沉湖泛区浮游物的碳/氮比平均为 4.74,变动范围在 2.81—7.08 之间。在 8 月以前,浮游物碳/氮比的变化与其碳、氮量的变化相反 (图 2)。其低值出现在枯水期和灌江期。而当浮游物的碳、氮量在 7 月中旬出现低潮时,其碳/氮比达到高峰。沉湖泛区浮游物碳/氮比与某些湖泊 (2—3)^[44] 相对来得高些,大致和美国的 Tahoe 湖 (5—10) 相近,但较有些水体 (30—40) 要低得多^[44,27]。浮游物碳/氮比的高低反映了浮游物的结构特征与其生物量的多寡,由于生物成分的氮含量比其他成分高,这样,碳/氮低就表明浮游物中生物成分的含量高。因此,浮游物碳/氮比的大小也可作为评价浮游物营养质量的指标。

浮游物的化学组成与动态特征

沉湖泛区浮游物的有机物含量的季节动态 (图 3),浮游物有机物含量的变化与干重的变化是不完全一致的。在枯水期和灌江初期,虽然浮游物的干重较高,但由于此时灰分的含量也较高,浮游物的有机物含量却是较低的,并随着灌江的进行,逐渐降至最低。在灌江结束期,随着灰分含量降低,浮游物的有机物含量迅速升至最高,此时有机物含量可达干重的 64.84%,是最低含量的 1.5 倍左右。除 9 月下旬有机物含量有所增加外,在丰水期的其他时期,其值都是下降的。在整个测定期间,浮游物的有机物含量平均为 51.60%。

在灌江初期,浮游物干重相对比灌江前有较大幅度的升高,并且达到高峰,但此时有机物含量与灌江前相比却增加幅度不大。这种现象与有关文献的报道是一致的。Gasith (1976) 的测定结果表明,在春、秋季节湖水出现流转时,由于湖底沉积物的重新悬浮,浮游

1) 作者硕士论文(未发表)。

物的有机物含量与其干重呈负相关变化;而且,他还测得,当外源有机物含量低的浮游物大量输入时,也会出现这种现象。Dudgeon (1982)b 也测到,在洪水期间,当大量淤泥从

外源输入时,溪流中浮游物的有机物含量降至最低。这种现象主要是灰分大量出现的结果。

沉湖泛区浮游物的灰分含量的季节动态见图 3。沉湖泛区浮游物的灰分含量是较高的,平均为 47.50%,大致占浮游物干重的一半。此值比 Gasith (1976) 测定的值(27—30%)高,比 Gurtz 等(1980)测定的值(57.5%)低。沉湖泛区浮游物的灰分含量以灌江末期为最高,以丰水初期为最低。统计分析表明,不仅浮游物干重与灰分重具有显著的直线回归关系,而且灰分重与无灰干重也具有这种关系,其直线回归方程是: $Y = 0.02 + 1.052x$, $r^2 = 0.778$, $p < 0.01$, $n = 21$ 。这与 Gurtz 等(1980)的测定结果是一致的,但比他们测定的相关系数 $r(0.96)$ 要小些。

浮游物碳、氮量占浮游物干重的百分数的季节变化见图 3。浮游物碳量平均为干重的 18.3%,其变化幅度较大。其值以 7 月中旬为最高,以灌江初期为最低。浮游物氮量平均占干重的 3.9%,其变化类型与碳量占干重百分数的变化不完全一致。其值以灌江初期为最低,但最高值则出现在 9 月下旬。统计分析表明,

浮游物碳量与干重具有显著的直线回归关系 ($Y = 0.404 + 0.083x$, $r^2 = 0.387$, $p < 0.01$, $n = 21$); 浮游物氮量与干重也具有这种关系 ($Y = 0.014 + 0.035x$, $r^2 = 0.848$, $p < 0.01$, $n = 21$)。

浮游物碳、氮量占无灰干重的百分数也同样具有显著的季节变化(图 3)。浮游物碳量平均占无灰干重的 36.4%,其氮量平均占无灰干重的 7.70%。它们两者的变动类型是较为一致的,其值均以灌江初期为最低,以 9 月下旬为最高。并且,统计分析也表明,浮游物碳量与无灰干重具有显著的直线回归关系 ($Y = 0.375 + 0.183x$, $r^2 = 0.385$, $p > 0.01$, $n = 21$); 浮游物氮量与无灰干重也具有显著的直线回归关系 ($Y = 0.08x - 0.007$, $r^2 = 0.919$, $p < 0.01$, $n = 21$)。

综上所述,浮游物干重与灰分重、碳和氮量;浮游物无灰干重与碳、氮量之间均存在显著的直线回归关系 ($r = 0.621 - 0.959$, $p < 0.01$, $n = 21$), 表明它们各自相应的变化是一致的。但从回归系数 b 和相关系数 r 来看,在上述各直线回归方程式中,其相对应的斜率与相关程度之间分别存在一定的差异。在灰分重、碳、氮量与浮游物干重的 3 个回归方程式中,以灰分与浮游物干重的回归直线的斜率最大,并且相关最密切,表明灰分在

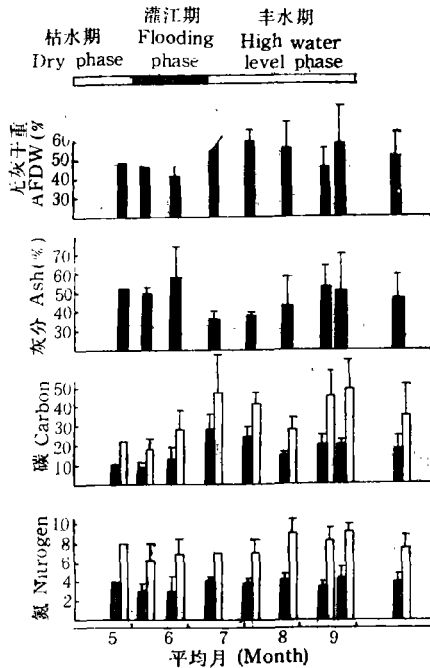


图 3 沉湖泛区浮游物的化学组成(分别占干重(■)和无灰干重(□)的百分数)的季节变化

Fig. 3 The seasonal fluctuations of chemical composition of seston(% for seston DW and AFDW) collected in 1983 at three sampling sites in Chenhu flooding area

浮游物的现存量中占有相当高的比重, 并且对浮游物干重动态的影响最大。而浮游物碳量与干重的回归直线的斜率比氮量与干重的回归直线的斜率大, 但其相关程度却比氮量与干重的回归直线的相关程度小, 表明浮游物碳量随干重的变化幅度较氮量大, 而氮量随干重变化的一致性却较碳量高。浮游物碳、氮量与无灰干重的回归直线的斜率与相关程度的相应关系, 分别与它们和干重的回归直线的相应关系相似, 表明它们两者之间的变化是一致的。沉湖泛区浮游物上述相互关系差异性的存在, 主要是由不同季节浮游物相对组成的不同而引起的, 充分反映了该泛区生态系统浮游物各成分的相对动态特征。

参 考 文 献

- [1] 何志辉、李永函, 1975。白鲢的食性问题。水生生物学集刊, 5(4): 541—548。
- [2] 郭文源、傅运生、李建强, 1983。湖北汉阳县洪泛区植被初步调查。武汉植物学研究, 1(2): 209—228。
- [3] Ahlgren, G., 1983. Comparison of methods for estimation of phytoplankton carbon. *Arch. Hydrobiol.*, 98: 489—508.
- [4] Berrie, A. D., 1972. The occurrence and composition of seston in the River Thames and the role of detritus as an energy source for secondary production in the river. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 29(suppl): 473—483.
- [5] Best, E. Y. P., Zippin, M. and Dassen, J. H. A., 1982. Studies on decomposition of *Phragmites australis* leaves under laboratory conditions. *Hydrobiological Bulletin*, 16(1): 21—23.
- [6] Bilby, R. E. & Likens, G. E., 1979. Effect of hydrologic fluctuations on the transport of fine particulate organic carbon in a small stream. *Limnol. Oceanogr.*, 21: 69—75.
- [7] Douglasshunter, R., 1976. Changes in carbon and nitrogen during decomposition of three macrophytes in freshwater and marine environments. *Hydrobiologia*, 51: 119—128.
- [8] ———, 1982b. Aspects of the hydrobiology of Tai Po Kau Frost Stream, New Territories, Hong Kong. *Arch. Hydrobiol.*, 99: 1—35.
- [9] Dessery, P. S., Dulac, C., and Laurenceau J. M., 1984. Evolution of algal and detrital components in the particulate organic carbon of three rivers from the Bassin Parisien. *Arch. Hydrobiol.*, 100: 235—260.
- [10] Eppley, R. W., Harrison, W. G., Chrisholm, S. W. & Stewart, E., 1977. Particulate organic matter in surface waters off Southern California and its relationship to phytoplankton. *J. Mar. Res.*, 35: 671—696.
- [11] Gasith, A., 1976. Seston dynamics and dipton sedimentation in the pelagic zone of a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia*, 97: 119—126.
- [12] Gurtz, M. E., Webster, J. R. and Wallace, J. B., 1980. Seston dynamics in southern Appalachian streams, effects of clear-cutting. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 624—631.
- [13] Hama, T., & N. Handa, 1982. The seasonal variation of organic constituents in a eutrophic lake, Lake Suwa, Japan. Part I, Particulate organic matter, *Arch. Hydrobiol.*, 93: 446—465.
- [14] Holm-Hansen, O., 1972. The distribution and chemical composition of particulate material in marine and fresh waters. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 29(suppl): 37—51.
- [15] Hutchinson, G. E., 1967. A treatise on Limnology. II, Introduction to Lake biology and the limnoplankton, New York, John Wiley & Sons, Inc. pp. 1115.
- [16] JIBP Synthesis, ed by S. Mori and Yamamoto, G., 1975. Productivity of communities in Japanese inland waters. Vol. 10, University of Tokyo press.
- [17] Kondratieff, P. F. & Simmons, G. M. Jr., 1984. Nutritive quality and size fractions of natural seston in an impounded river. *Arch. Hydrobiol.*, 101: 401—412.
- [18] McCullough, D. A., Minshall G. W. & Cushing, C. E., 1979. Seston removed by filter-feeders. *Ecology*, 60: 1075.
- [19] Meyer, J. L., Likens G. E. and Joanna, S., 1981. Phosphorus, nitrogen and organic carbon flux in a head-water stream. *Arch. Hydrobiol.*, 91: 28—44.
- [20] Minshall, G. W., 1967. Role of allochthonous detritus in the trophic structure of woodland Springbrook community. *Ecology*, 48: 139—149.
- [21] Moss, B., 1970. Seston composition in two freshwater pools. *Limnol. Oceanogr.*, 15: 504—513.
- [22] Naiman, R. J. and Sedell, J. R., 1979. Benthic organic matter as a function of stream order in Oregon.

Arch.: Hydrobiol., 87: 404—422.

- [23] Otsuki, A. & Wetzel, R. G., 1974. Release of dissolved organic matter by autolysis of a submerged macrophyte *Scirpus subterminalis*. *Limnol. Oceanogr.*, 19: 842.
- [24] Saunders, G. W., 1972. The transformation of artificial detritus in lakewaters. *Mem. 1st Ital. Idrobiol.*, 29(suppl): 261—288.
- [25] Taylor, B. R., and Roff, J. C., 1984. Use of ATP and carbon: nitrogen as indicators of food quality of stream detritus. *Freshwat. Biol.*, 14: 195—201.
- [26] Voshell, J., Rees, Jr., & Charles, R. Parker, 1985. Quality and quantity of seston in an impounded and a free-flowing river in Virginia, U. S. A. *Hydrobiologia*, 122: 271—280.
- [27] Wetzel, R. G., 1983. *Limnology*. Second edition. Saunders Company Philadelphia, London, Toronto.

THE STANDING CROP AND CHEMICAL COMPOSITION OF SESTON IN CHENHU FLOODING AREA, HANYANG, HUBEI

Wen Yuanhua

(*Institute of Hydrobiology, Academia Sinica, Wuhan*)

Abstract

The standing crop and chemical composition of seston were investigated in 1983 in Chenhu flooding area, Wuhan. During the surveying period from May through September, the average DW (dry weight), AFDW (ash-free dry weight), Ash, C(carbon) and N (nitrogen) of sestonic standing crop were 5.24, 2.55, 2.69, 0.830 and 0.193 mg/l respectively, which were all lower than those reported in eutrophic lakes by some authors. The seasonal changes of sestonic standing crop were prominent. The highest concentrations of DW, AFDW, Ash and N were recorded in the start of filling, coincident with great input of allochthonous seston, but the highest concentration of C was recorded in the late high water level phase, coincident with the formation of detritus in great amounts during the decomposition of plant litter; the lowest concentrations were all recorded just before the end of filling because of great sedimentation rate of seston. It was estimated that the concentrations of AFDW, Ash, C and N of seston were equivalent to 51.60, 47.50, 18.30 and 3.90% of its DW; the concentrations of seston C and N were equivalent to 36.40% and 7.70% of its AFDW.

The average AFDW/Ash and C/N were 1.24 and 4.74. These two parameters could be used to assess the nutritive quality of seston in aquatic ecosystems.

The significant linear relationships between DW and AFDW, C, N; between AFDW and Ash, C, N; and between C and N were all established, which indicated that they changed in the same manner.

Key words Seston, Standing crop, Chemical composition, Sedimentation, Nutritive quality, Organic detritus