长江口及冲淡水区叶绿素 a 、细菌、 ATP、POC及微生物呼吸 作用速率之间的关系

宁修仁

C. 库蒂

(国家海洋局第二海洋研究所、杭州)(国家科研中心,巴黎第六居里大学海洋生物实验室,法国)

摘要

1986年7月作者在长江口及其冲淡水区对水体细菌丰度、叶绿素a、ATP、 POC的浓度和微生物呼吸作用耗氧速率进行了测定和研究.结果表明,高细菌丰 度值出现在口门附近,与悬浮物浓度有关.在该区域,细菌是ATP的主要贡献者 和溶解氧的主要消耗者.ATP与POC之间存在着相关性.在稀释区(盐度25—30)、 由于硅藻的旺发使浮游植物取代了细菌而成为ATP的主要贡献者,同时浮游植物 的呼吸作用成为溶解氧消耗的主要因素.叶绿素a和ATP之间以及ATP和POC之 间均存在着明显的相关性.文章还估测了微生物碳对POC的贡献.

对于生物海洋学家来说,基本的研究目标之一是阐明海洋生态系中作为形形色色的消费者的主要食物源的颗粒有机碳(POC)的形成和丰度及其定量组成,包括活体有机碳(通常通过ATP的测定来表征微型生物,诸如细菌、浮游植物、原生动物、微型浮游动物等的*生物量^[1,2])和有机碎屑.在微型生物的生物量中,浮游植物的现存量通常用叶绿素 a 的浓度来表示^[3].近来作为传统的生物量和生产量测定的附加项目,即微型生物呼吸作用速率同步测定的重要性受到学者们的关注^[4].

上述有关资料的获得,不仅对于特定海区海洋生物资源的开发所需要,而且对于了解 有机碳和生物量在全球尺度的循环及其对全球气候变化的影响也是重要的.POC向海洋的 主要输入途径是海洋的初级生产和陆地通过河流向海洋的携带^{〔5,6〕}.因此,研究河口 及其稀释区 POC 的丰度,微型生物生物量循环及其代谢活性是有重要意义的.但是,在--些大河口及其冲淡水区,包括长江,在这方面所做工作有限^{〔7-10〕},而且在长江口及其冲

本文于1990年1月20日收到,修改稿于1990年12月5日收到。

淡水区尚没有关于POC及其定量组成和微型生物呼吸作用速率的资料。本研究主要论述 了1986年夏季长江口及其冲淡水区叶绿素 a、细菌、ATP、POC和呼吸作用速率之间的关 系,浮游植物和细菌对ATP和呼吸作用耗氧速率的相对贡献和活体微生物碳在POC中所 占的比重及其空间变异。

一、材料和方法



图 1 取样站位和表层盐度

(一) 取样

1986年7月1-16日,在30^{-45′} -32^{-00′}N和121^{°00′}-124^{°00′}E范 闱内进行了一个航次的调查,水深自 长江内河和口门的10m至外海的40-50m(图1),

沿着长江冲淡水,自内河的淡水 至外海的高盐水域,共布设23个大面 站,每站在两个层次(表层和温跃层 之下)取样,在三天内完成大面观测, 以获取准同步的资料。

(二)方法

水样用系在CTD探头架上成梅花形排列的Niskin瓶(General Oceanis Inc.)来采集, 同时CTD测定温度、盐度和深度,

营养盐NO₃和PO₄3用标准的分光光度法¹¹¹在船上分析。总悬浮物用重量法测定。

测定叶绿素 a、ATP 和 POC浓度、细菌计数和呼吸作用速率所用水样, 预先经孔宽 220μm的筛绢过滤, 以去除大部分的浮游动物。

叶绿素 a 的测定在现场进行。取100cm³水样,用具MgCO₃覆盖层的Whatman GF/C 玻璃纤维膜过滤,用10型唐纳荧光计(Turner Designs Fluoromtrer),按 Holm -Hansen 等〔¹²〕的方法进行测定。细菌细胞直接计数所用水样,在现场用福尔马林固 定并低温(0-5℃)冷藏,带回实验室。取 5 cm³水样,用标准的吖叮橙(Acridine Orange)染色法〔¹³〕,使用OPTEN万用显微镜,配有落射荧光光源进行计数。取 250cm³ 水样用于ATP浓度的测定。水样在现场过滤,萃取。萃取液保存于低温冰箱(-30 C) 中,带回实验室测定。其程序按 Holm-Hansen^[1]和宁修仁等〔⁹〕。所使用的仪器为 LKBWALLAC1250型的发光计并配有显示仪。取250—1000cm³水样用于POC的测定。水 样在现场过滤,所用滤膜系预先经450C灼烧24小时的Whatman GF/F滤膜。截留颗粒物 的滤膜置于低温冰箱(-30 C)保存,带回实验室测定、所用仪器为LECO CS125碳分析 仪,方法按照Strickland and Parsons〔11〕。 测定呼吸作用速率所用的方法与Martens^[14]所叙述的方法相似。将每份120cm³的 三个分样注入黑瓶,该瓶装有极谱氧电极(Orbisphere Laboratory, Geneva, Switzerland) 和搅拌器,连接处保持密封,不漏气。该黑瓶置于恒温控制水浴(± 0.5 C),保持在现场海水 的温度,培养 6 — 8 h.实验开始与终了氧浓度之差即主要为小于200µm的微型生物所消耗。

二、结果和讨论

(一) 环境特征

长江口及冲淡水区是一个若干水团的交汇区, 其南部台湾暖流 (黑潮的一个分支) 携带着高盐水 (34),沿着底部的一个深谷自东南楔入本海区.其北部具低盐(30)的黄海水 团沿着苏北沿岸到达本研究海区^[15].长江冲淡水向东北方向扩展,30等盐线达123 30′E (图 1).

长江泾流携带着大量的悬浮物质和溶解营养盐自大陆输入海洋.表层总悬浮体浓度超 过100mg/dm³的最大浊度带出现在盐度10—15,范围位置靠近口门,而在稀释区的中部(盐度, 25—30)悬浮体的浓度低于 5 mg/dm³,后者是由于悬浮物质沿冲淡水方向逐渐沉降.硝酸 盐浓度在近口门处较高,最大值可达70μmol/dm³.在稀释区,磷酸盐的浓度很低 (<0.05 μmol/dm³),很可能与浮游植物的旺发而大量消耗有关^[10].

(二) 细菌、叶绿素 a、ATP、POC和呼吸耗氧速率的表层分布

细菌丰度的最高值达2.0×10⁷ Cell/cm³,出现在内河和口门,向外海逐渐降低(图2). 细菌丰度的水平分布与悬浮物质浓度的分布成正相关,这是由于细菌附着在颗粒物质表面的缘故,如同Shi 等.(待发表)所证明的那样.



与细菌丰度的分布相反,在内河和口门叶绿素 a 的浓度却相对低,尽管那里营养盐很丰

富.这是由于悬浮物质浓度高,造成对浮游植物的光限制所致.叶绿素 a 最大值出现在稀释区的中部,盐度25-30范围.这是由于随着水体温度的层化,水体稳定度增加,悬浮物质逐渐沉降,细菌 丰度降低,光的穿透率提高,真光层加深,使浮游植物可利用高的营养盐浓度,从而使其种群获得发展^[10].在该区域出现两个叶绿素 a 浓度的局部最大值(超过64g/dm³),即位于站16和站5,归因于硅藻(主要是角毛藻属)的旺发^[10](图3).

表层ATP的浓度,多数站位的值大于100ng/dm3,高于300ng/dm3的最大值出现在口



门的南部. 在稀释区,ATP浓度高于200ng/dm3的两个块状高值区也可观测到(图4).

图 4 表层ATP的浓度

因此,沿着盐度梯度,ATP出现两个峰值, 第一个峰值出现在盐度10-15的近口门处, 主要归因于细菌;第二个峰值位于盐度25-30的稀释区,应归因于浮游植物(图5 a), 这可以被细菌峰值和叶绿素 a 峰值所出现的



盐度范围与ATP这两个峰值出现的盐度范围相一致所证实(图5b)。

表层POC的分布趋势与ATP相似.大于600 μg/dm³的高值区出现在内河和口门.在稀释区仍然出现两个POC浓度的局部最大值(600 μg/dm³,图 6).

表层微型生物呼吸作用速率呈更显著的块状分布.在长江口门附近,呼吸耗氧速率 自12×10°/h(每立方分米海水中的微型生物每小时耗氧的立方毫米数)向东南降至 5.5× 10°/h.在调查海区的中部,耗氧速率相对较低(4×10⁻⁶/h),向东和北部外海而渐增(图 7).







以下我们可按两个区域分别讨论上述参数之间的相互关系. (1)内河和口门,细菌 丰度与ATP浓度之间和ATP浓度与POC浓度之间存在着相关性,前者相关系数r = 0.93(图 8 a),后者r = 0.79 (图 8 b),而叶绿素 a 和ATP之间不存在相关性 (r = -0.15, 图 8 c). 这说明细菌是ATP的主要贡献者,活体有机碳在PCO中占有一个重要的部分. (2)在稀释区观测到叶绿素 a 和ATP之间及ATP和POC之间存在着正相关,相关系数前 者为r = 0.78,后者为r = 0.92.而细菌丰度与ATP之间不存在相关性 (r = 0.20).这说



图 8 内河和口门区 a) 细菌丰度 (BN) 和ATP, b) ATP 和POC 及 c) 叶 绿素 a 和ATP之间的相关性



图 9 微型生物呼吸作用耗氧速率与 a) 细菌丰度 (BN)和 b) 叶绿素 a 浓度之间的关系

· 內河和近口门站位 〔一 冲淡水区和外海站位 明浮游植物是ATP的主要贡献者,活体有机碳 同样为POC中的一个重要组成部分。

微型生物呼吸作用耗氧速率只在内河和近 口门的站位发现与细菌丰度之间存在相关性 (r=0.63),在冲淡水区和东部外海的站位则 不存在相关性,而且细菌丰度也低得多(图 9 a).与此相反,微型生物呼吸耗氧速率在冲 淡水区和东部外海的站位与叶绿素 a 的浓度之

间存在着相关性 (r = 0.77).而在内河和近口门的站 位则不存在相关性 (图9b),这与 Turner等^[16]在密西西比河口所观测的结果相一致.这说明在内河和近口门区域,细菌 的呼吸作用是微型生物耗氧的主要因素;而在冲淡水区和外海,浮游植物的呼吸作用是微 型生物耗氧的主要因素.一个例外的情形出现在位于外海的站12,在该站细菌丰度 (1.3 ×10⁵Cell/cm³)和叶绿素 a (0.493µg/dm³)均不高,但呼吸作用耗氧速率较高 (6.80× $10^{-6}/h$).这很可能是细菌和浮游植物以外的微型浮游动物的呼吸作用所致,这可由该站 ATP浓度较高 (286.40µg/dm³)所证实.

(三) BN/ATP、Chl a/ATP和ATP/POC随盐度梯度分布

沿着调查海区整个盐度梯度,从内河的淡水到外海的海洋水,细菌丰度对ATP浓度的 相对比值 (BN/ATP)、叶绿素 a 浓度对ATP浓度的相对比值 (Chl a/ATP) 以及活体有机

碳(即生物碳)对POC浓度的比值(Bio-C/POC)的分布呈现不同的型式(图10).Bio-C 是根据Holm-Hansen^[2]自ATP浓度值乘以一个系数250而获得。



图10 沿着整个盐度梯度BN/ATP、Chla/ATP和Bio-C/POC的分布

从图10可见,BN/ATP的峰值出在盐度低于10,与内河和口门水体相符,ATP主要由 细菌所贡献,Chla/ATP的峰值出现在盐度25-30的稀释区,这再次表明此区ATP主要 来源于浮游植物.但是Bio-C/POC的峰值出现在上述二峰值之间,盐度在10-25.这说明在 该区虽然微型生物的生物量低,但POC含有最大比例的活体有机碳,后者可占POC的20% 以上,在深层水体甚至还高.例如,在站19的15m层,观测到POC的40%以上是由活微型 生物所贡献.

在内河及口门和稀释区,Bio-C/POC均低,表明POC包括很大比例的有机碎屑.在内 河及口门,这些有机碎屑主要来自河流的输入和咸淡水交汇界面浮游植物的死亡.后者可 为高浓度的脱镁叶绿素(例如,在站13脱镁叶绿素浓度可达4.5µg/dm³)的出现所证明.在 稀释区大量有机碎屑的出现,也是浮游植物死亡的结果,这是由于营养盐(特别是磷酸盐) 的限制所致,这为使用落射荧光显微镜观察到大比例的死亡硅藻所证实.例如,在站5和 站16,死硅藻分别占48%和26% []].

三、结 论

夏季在长江口区细菌丰度与APT之间,ATP与POC之间以及细菌丰度与微型生物呼吸

836

5

作用耗氧速率之间存在着相关性;在稀释区叶绿素 a 和ATP之间,ATP与POC 之间以及叶 绿素 a 与呼吸耗氧速率之间存在着相关性,对活体有机碳和微型生物呼吸耗氧速率的贡献, 在口门区主要是细菌,在稀释区主要是浮游植物。虽然微型生物的高生物量出现在上述二 区,但它们在POC中所占的比例却很低,最大比例出现在上述二区之间,即盐度10-25范围。

法国科研中心,佩皮尼昂大学海洋沉积和地球化学实验室柯维博士,国家海洋局第一海洋研究所史君贤、陈忠元、刘镇盛、刘子琳等同志,或提供部分数据,或参加部分海上工作,谨此一并致谢。

参考文献

- Holm Hansen, O. and C. R. Booth, The measurements of adenosine triphosphate in the ocean and its ecological significance, *Limnol*, *Oceanogr*, 11 (1966), 510-519.
- (2) Holm-Hansen, O., Determinations of total biomass by measurement of adenosine triphos phate, Estuarine Microbiai Ecology, Univ. South Carolina Press, 1973, 73-89.
- [3] Holm-Hansen, O. and B. Riemain, Chlorophyll a determination: Improvements in methodology, Oikos, **30** (1978), 438-447.
- [4] Laanbroek, H. J and L. C. Verplanke, Tidal variations in bacterial biomass, productivity and oxygen uptake rates in a shallow channel in the Oosterschelde basin the Netherlands. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **29** (1986), 1 - 5.
- (5) Meybeck, M., River transport of organic carbon to the ocean. Report Workshop Committee on Flux of Organic Carbon to the Occun. Woods Hole 1980, U.S. Dep. Energy Conf. 8009140 UC-11. 1981, 219-269.
- 16] Bennekon, A.J. Van and W. Salomons, Pathway of nutrients and organic matter from land to ocean through rivers, *River Input to Ocaen Systems*, UNEP, UNESCO, 1981, 33-51.
 - [7] Cadee, G. C., Organic carbon and phytoplankton in Zaire River, estuary and plume, Miff. Geol., 52 (1982), 429-431.
 - [8] Cadée, G. C., Particulate and dissolved organic carbon and chlorophyll a in the Zaire River estuary and plume, Neth, J. Sea Res., 17 (1984), 426-440.
 - 〔9〕 宁修仁、史君贤、刘子琳、陈忠元、刘镇盛、长江口和浙江近海夏季叶绿素 a 和ATP的分布特征 海洋学报。8 (1986)、5:603-610。
 - [10] Ning, X., D. Vaulot, Zh.Liu and Z.Liu, Standing stock and production of phytoplankton in the estuary of the Changjiang (the Yangtse River) and the adjacent East China Sea, Mar. Ecol. Prog. Ser., 49 (1988), 141-150.
 - Strickland, J. D. H. and T. R. Parsons, A practical handbook of seawater analysis, Bull.
 Fish, Res. Bd. Can., 167 (1968), 1-311.
 - [12] Holm-Hansen, O., C.J. Lorenzne, R.W. Holms and J.D. H. Strickland, Fluorometric determina mination of chlorophyll, J. Cons Perm., **30** (1965), 3-15.
 - (13) Hobbie, J. E., J. R. Daley and S. Jasper, Use of Nuclepore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy, *Appl . Environ. Microbiol.*, 33 (1977), 1225-1228.
- [14] Martens, P., Diurnal variation in the resporation rate of natural zooplankton communities in the North Sea, Oebalia, 13 (1986), 203-219.
 - [15] Beardstey, R.C., R.Limeburner H. Yu, and G.A.Cannon, Discharge of Changjiang (Yangtze River) in the East China Sea, Continental Shelf Research, 4 (1985), 57-76.
 - (16) Turner, R. E. and R. L. Allen, Plankton respiration rates in the bottom waters of the Mississippi River Delta Bight, Contr. Mar. Sci., 25 (1982), 173-179.