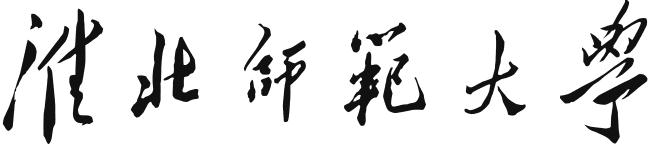
分类号： 学校代码：10373

密 级： 学 号：11015071104



**硕士学位论文**

**题** 目：巢湖春夏有机碳的季节变化 及其与环境因子的相互关系

**论文作者：**  葛 茜 **指导教师：**  邓 道 贵 **专业名称：**  植 物 学 **研究方向：** 水ThTh物学

淮北师范大学研究生处二○一三年六月

**巢湖春夏有机碳的季节变化**

**及其与环境因子的相互关系**

**摘要**：随着世界性资源与环境问题日益突出，有机碳的变化、生物资源潜在生产力的评估和可持续发展等成为人们关注的研究课题，从而使水体有机碳与环境因子之间的相互关系成为众多学者的研究热点之一。巢湖作为中国五大淡水湖之一，水体污染较为严重，已被列为国家环境保护“十二五”规划重点治理项目。因此，研究巢湖春夏有机碳的季节变化及其与环境因子的关系具有重要意义。

本文于 2012 年 2 月至 7 月对巢湖总有机碳（TOC）进行野外采样调查和原位围隔实验，分析了 TOC 的春夏季节变化及空间分布特征，并讨论了 TOC 与环境因子（水温、透明度（SD）、溶解氧（DO）、pH、总氮（TN）、总磷（TP）、叶绿素 *a*(Chl *a*)、浮游植物、浮游甲壳动物）之间的关系。结果表明：TOC 的浓度范围为 37.96mg/L～61.43mg/L，平均值为 44.5mg/L。在 2 月～7 月间，TOC 的浓度呈现递增的趋势，7 月份达到最大值。溶解性有机碳（DOC）的浓度范围为 34.14mg/L～54.48mg/L，平均值为 41.25mg/L。颗粒性有机碳（POC）的浓度范围为 0.9mg/L～6.96mg/L，平均值为 3.06mg/L。西湖区的 TOC、DOC 和 POC 平均值分别为 44.9mg/L、41.79mg/L 和 3.21mg/L，东湖区分别为 44.64mg/L、

40.61mg/L 和 4.08mg/L。Perason 相关分析显示 (n=59)：巢湖 TOC 与 pH(*r*=0.736，

*p*<0.001)、TP(*r* =0.701，*p*<0.001)、水温(*r*=0.689，*p*<0.001)、叶绿素 *a*(*r* =0.682，

*p*<0.001)、枝角类(*r* =0.396，*p*<0.05)之间呈显著的正相关，与透明度 SD(*r* =-0.496，

*p*<0.001)之间呈负相关，而与 TN、DO 和桡足类之间无相关性。

研究期间（2 月～7 月），围隔中 TOC 浓度的变化范围在 27.59～48.28mg/L

之间。A-E 各组 TOC 的平均浓度分别为 36.82mg/L、35.99mg/L、35.88mg/L、

34.86mg/L 和 37.78mg/L。A-E 组的 DOC 浓度分别为 35.41 mg/L、35.77 mg/L、

33.81 mg/L、32.92 mg/L、36.68 mg/L。单因素方差分析显示，不同处理对围隔中有机碳均无显著影响（df=4. TOC: *F*=2.18, *P*=0.076; DOC: *F*=2.33, *P*=0.061; POC: *F*=0.103, *P*=0.981）。多重比较（*post hoc* LSD）显示，TOC 仅在围隔 D 和 E 之间具有极显著差异（*P*=0.007），而在其他围隔间无显著差异（*P*>0.05）；DOC 仅在

围隔 D 和 E（*P*=0.012）、D 和 A（*P*=0.019）之间具有显著差异，而在其他围隔间无显著差异（*P*>0.05）；POC 在各围隔间均无显著差异（*P*>0.05）。

研究结果表明，巢湖TOC浓度的时空分布与营养盐浓度、浮游生物现存量及鱼类习性等环境因子密切相关。

**关键词：**巢湖； TOC； 围隔； 环境因子； 浮游植物； 季节变化

**Seasonal variations of organic carbon and its relationships with environmental factors in Lake Chaohu spring and summer**

**Abstract:** With the increasing deterioration of the global resources and environments, the researches are focused on the carbon cycle, the assessment on potential productivity of biological resources and its sustainable development. The interaction between organic carbon of water body and environmental factors has become one of research focuses.

As one of the largest five freshwater lakes in China, Lake Chaohu had become key project planned by" the 12th Five-Year Plan" of the State Environmental Protection. Therefore, it had important value on the study of seasonal dynamics of the organic carbon and its relationship with environmental factors in Lake Chaohu.

In this thesis, total organic carbon was studied by field survey and enclosure experiments from February to July 2012 in Lake Chaohu. Seasonal variations and spatial distribution of total organic carbon (TOC) concentrations were analysed, and the relationships between TOC and environmental factors (such as water temperature, transparency, dissolved oxygen, pH, total nitrogen, total phosphorus, chla, phytoplankton and crustacean zooplankton) were discussed. The results showed that TOC concentrations ranged between 37.96 mg/L and 61.43 mg/L with an average of

44.5 mg/L. During February and July 2012, the concentrations of TOC showed an increasing trend and reached the maximum in July. Disolved organic carbon (DOC) concentrations ranged between 34.14 mg/L and 54.48 mg/L with an average of 41.25 mg/L. Particle organic carbon (POC) concentrations ranged between 0.9 mg/L and

6.96 mg/L with an average of 3.06 mg/L. The average values of TOC, DOC and POC in the western region of lake were 44.9 mg/L, 41.79 mg/L and 3.21 mg/L, respectively. They were respectively 44.64 mg/L, 40.61 mg/L and 4.08 mg/L in the eastern region

Of lake.

According to perason's correlation analysis (n=59), positively significant relationships between TOC and pH (*r*=0.736, *p*<0.001), TP (*r* =0.701, *p*<0.001)、water temperature (*r*=0.689, *p*<0.001)、chl *a* (*r* =0.682, *p*<0.001) and cladocerans (*r* =0.396, *p*<0.05) were observed, and it was negative correlation with transparency (*r* =-0.496,

*P*<0.001) while there was not significant correlation with TN, DO and copepod.

During the study period (February-July), TOC concentrations ranged between in the enclosures. The average values of TOC in the A-E enclosures were 36.82mg/L, 35.99mg/L, 35.88mg/L, 34.86 mg/L and 37.78 mg/L, respectively. The average values of DOC in the A-E enclosures were 35.41 mg/L, 35.77 mg/L, 33.81 mg/L, 32.92 mg/L and 36.68 mg/L, respectively.

One-way ANOVA showed that the effects of diffentent treatments on organic carbon in the enclosures were not significant ( df=4. TOC: *F*=2.18, *P*=0.076; DOC: *F*=2.33, *P*=0.061; POC: *F*=0.103, *P*=0.981). *Post hoc* LSD displayed that TOC in the D enclosure had significant difference with the E enclosure (*P*=0.007) while no significant between other enclosures were observed (*P*> 0.05); DOC in the D enclosure had significant differences with the E enclosure (*P*=0.012) and A enclosure (*P*=0.019) while no significant between other enclosures were observed (*P*> 0.05); it was no significant between all enclosures for POC (*P*> 0.05).

The results suggested that temporal and spatial variations of TOC concentrations were related to environmental factors (such as nutrient concentrations, plankton density or biomass and fish habitus).

**Keywords:** Chaohu; TOC; Enclosures; Environmental factors; Phytoplankton; Seasonal dynamics

目 录

[第一章 绪 论](#_Toc686456482) 3

**[1.1](#_Toc686456483)** [有机碳及其在湖泊水体有机污染研究中的应用](#_Toc686456483) 4

**[1.2](#_Toc686456484)** [湖泊有机碳与环境因子的关系](#_Toc686456484) 4

[1.2.1 营养盐对有机碳的影响](#_Toc686456485) 4

[1.2.2 有机碳与浮游动物之间的相互关系](#_Toc686456486) 4

[1.2.3 有机碳对浮游植物生长的影响](#_Toc686456487) 4

**[1.3](#_Toc686456488)** [巢湖及其有机碳现状](#_Toc686456488) 5

[1.3.1 巢湖流域概述](#_Toc686456489) 5

[1.3.2 巢湖的有机碳现状](#_Toc686456490) 5

[1.3.3 巢湖的营养盐和蓝藻水华的历史演变 “水华”是指在富营养化水体中，浮游藻类迅速大量的繁殖，水华严重时将](#_Toc686456491) 5

**[1.4](#_Toc686456492)** [本文研究内容及意义](#_Toc686456492) 5

[第二章 巢湖春夏有机碳的季节变化](#_Toc686456493) 5

**[2.1](#_Toc686456494)** [实验材料和实验方法](#_Toc686456494) 5

[2.1.1 采样时间和采样点设置](#_Toc686456495) 5

[2.1.2 样品的采集和测定方法](#_Toc686456496) 5

[2.1.3 数据分析](#_Toc686456497) 6

**[2.2](#_Toc686456498)** [实验结果](#_Toc686456498) 6

[2.2.1 巢湖理化因子的季节变化](#_Toc686456499) 6

[2.2.2 叶绿素](#_Toc686456500)*[a](#_Toc686456500)*[的季节变化](#_Toc686456500) 13

[2.2.3 浮游甲壳动物的季节变化](#_Toc686456501) 13

[2.2.4 巢湖春夏浮游植物的季节变化](#_Toc686456502) 13

[2.2.5 巢湖春夏有机碳的季节变化](#_Toc686456503) 18

**[2.3](#_Toc686456504)** [分析与讨论](#_Toc686456504) 27

[2.3.1 巢湖春夏季节有机碳的分布特征](#_Toc686456505) 27

[2.3.2 磷对巢湖春夏季节有机碳的影响](#_Toc686456506) 27

[2.3.3 叶绿素](#_Toc686456507)*[a](#_Toc686456507)*[和浮游植物对巢湖春夏季节有机碳的影响](#_Toc686456507) 27

[2.3.4 影响巢湖春夏季节有机碳的其他环境因子](#_Toc686456508) 27

[第三章 巢湖春夏有机碳的季节变化的原位围隔研究](#_Toc686456509) 28

**[3.1](#_Toc686456510)** [实验材料和实验方法](#_Toc686456510) 28

[3.1.1 围隔设置方法和采样时间安排](#_Toc686456511) 28

[3.1.2 水样采集与理化指标测定](#_Toc686456512) 29

[3.1.3 数据分析](#_Toc686456513) 29

**[3.2](#_Toc686456514)** [实验结果](#_Toc686456514) 29

[3.2.1 围隔理化因子的季节变化](#_Toc686456515) 29

[3.2.2 围隔叶绿素](#_Toc686456516)*[a](#_Toc686456516)*[的季节变化](#_Toc686456516) 32

[3.2.3 围隔浮游植物的季节变化](#_Toc686456517) 32

[3.2.4 围隔浮游甲壳动物的季节变化](#_Toc686456518) 33

[3.2.5 围隔有机碳的季节变化](#_Toc686456519) 33

[3.2.6 围隔有机碳与环境因子之间的相互关系](#_Toc686456520) 35

**[3.3](#_Toc686456521)** [讨论](#_Toc686456521) 46

[3.3.1 围隔有机碳的分布特征](#_Toc686456522) 46

[3.3.2 枝角类对围隔有机碳的作用](#_Toc686456523) 46

[3.3.3 叶绿素](#_Toc686456524)*[a](#_Toc686456524)*[和浮游植物对围隔有机碳的影响](#_Toc686456524) 46

[3.3.4 其他环境因子与围隔有机碳的关系](#_Toc686456525) 46

[第四章 结 论](#_Toc686456526) 46

**[4.1](#_Toc686456527)** [巢湖春夏有机碳的时空分布特征及其与环境因子的关系](#_Toc686456527) 46

**[4.2](#_Toc686456528)** [围隔中有机碳的时空分布特征及其与环境因子的关系](#_Toc686456528) 47

[参考文献：](#_Toc686456529) 47

# 第一章 绪 论

我国是一个湖泊类型最多的国家，大于1平方千米的湖泊有2800多个，其总

面积为8万多平方千米，约占全国国土面积的0.8%，湖泊总贮水量约为7千亿立方米。湖泊是陆地水圈、生物圈、大气圈、岩石圈等各圈层相互作用的联结点，又具有较高的供水、灌溉、蓄洪、航运、水产养殖、旅游等功能，同时也是城市的主要饮用水源[[1]](#_bookmark50)。近年来，湖泊环境系统随着人类的社会和经济活动的进行，其污染程度逐年加剧、可利用水量逐渐减少、生态与环境也日趋恶化[[2]](#_bookmark51)，而且这些变化已通过湖泊的环境变化直接反馈到区域环境系统[[3]](#_bookmark52)。

人类发展史充分表明湖泊对人类的孕育和发展发挥了十分重要的作用，我国湖泊对国土自然与人文环境影响的空间尺度至少达到国土面积的10%以上[[4]](#_bookmark53)。但是，由于湖泊环境保护意识的缺乏，我国湖泊被污染的程度越来越严重，使生存环境遭到了不同程度的破坏。目前，我国主要湖泊处于富营养化状态或有严重富营养化趋势的占总数的56%，如高原淡水湖泊云南滇池，其水质随着昆明城市化、工业化的进程加快而急剧恶化，如今鱼虾已基本绝迹、沉水植物也几乎全部消失，水质已呈异常富营养化并达到超V类标准，被污染的生态系统已严重地影响了人们的生产和生活[[5]](#_bookmark54)。江苏太湖93％的湖区水质介于Ⅳ～劣Ⅴ类之间；东太湖及太湖东部、南部沿岸23％的湖区水质稍好，为中富营养状态，其它77％的湖区为富营养状态，五里湖、梅梁湖与竺ft湖富营养程度最为严重[[6-9]](#_bookmark55)。安徽巢湖水资源环境也没有得到有效控制，由于周边人们的生活污水和企业废水的排放量增加以及含化肥和农药的农业用水的流入，巢湖水体污染程度越来越严重——出现严重的富营养化。此外建闸和围垦量的增加迫使巢湖水生植物大量死亡；渔业的滥捕迫使水产资源大量减少。巢湖目前是超Ⅴ类水，其化学需氧量已远超Ⅲ类水标准[[10,](#_bookmark56)

[11]](#_bookmark57). 武汉东湖富营养化的水体占到整个面积的62.21%，中营养的水体占到37.79%。磷是东湖富营养化的主控因素[[12]](#_bookmark58)，另外还有杭州西湖、广州的东ft湖、南京玄武湖等也都处于富营养化状态。总体上，我国湖泊水污染状况日趋加重，水体已丧失净化、调节等应有的基本功能，湖泊水生生态环境的恶化越来越不利于人类的生存和发展[[13]](#_bookmark59)，面临的湖泊生态环境治理问题仍然十分艰巨，治理工作是“任重而道远”[[14,](#_bookmark60)[15]](#_bookmark61)。因此，探讨当前我国湖泊环境面临的问题，明确湖泊科学在满足

国家经济和社会发展中的迫切需求，以科学发展观促进我国湖泊科学研究的创新跨越，为区域经济、社会可持续发展和人与自然的协调发展作出贡献[[3]](#_bookmark52)。

## **1.1** 有机碳及其在湖泊水体有机污染研究中的应用

水体质量与人们的生活和工农业生产密切相关，水和废水中的有机污染物的监测是水体质量检测的重要指标之一[[16]](#_bookmark62)，目前主要采用水体中总有机碳（Total Organic Carbon, 简称TOC）含量来快速检定水体有机物污染程度[[17]](#_bookmark63)。总有机碳是指水体中溶解性有机碳（Dissolved Organic Carbon, 简称DOC）和颗粒性有机碳

（Particulate Organic Carbon, 简称POC）的总称，它以碳的数量表示水中所含有机物的总和[[16]](#_bookmark62)。在实际操作中，通常把水样中能透过孔径为0.2~1.0μm（一般为

0.45μm）滤膜的碳称为DOC，被截留的碳称为POC. DOC和POC在生物、地质和化学过程中发挥着非常重要的作用[[18]](#_bookmark64)。

TOC的基本测定原理是水中不同形态的有机碳在850℃~900℃的高温下氧化转化为CO2，然后红外线分析仪测定CO2的生成量，再利用CO2的碳含量与总有机碳的对应关系，测定水溶液中总有机碳含量。在非稀释状态下，其测量范围是

0~105ppmC，误差与精度≤1%。一次进样可得4个结果：TOC/TIC/TC/NPOC /POC。含碳量测试方法主要分为直接测定法和减差法测定法。有机碳的直接测定法一般是将水样酸化后曝气，将无机碳酸盐分解，然后把生成的CO2注入高温燃烧管中，即可直接测定总有机碳的含量。挥发性有机物在曝气过程挥发，使直接测定法的测定结果实际上是不可吹出有机物的碳值[[19]](#_bookmark65)。减差测定法的原理[[19]](#_bookmark65)是水样分两路分别进行测量，一路水样用于测量水中的总碳量，即是水中有机化合物和无机碳酸盐所含碳量，该水样注入高温燃烧管，在经过高温燃烧管时被高温氧化为CO2；而另一路用于测量水中的无机碳酸盐含碳量，该水样注入低温反应管，无机碳酸盐经低温反应被酸化分解为CO2。通过非分散红外检测器检测，这两部分CO2分别对应水中的总碳（TC）含量和无机碳（IC）含量。总有机碳（TOC）含量等于总碳含量减去无机碳含量[[16]](#_bookmark62)。另外还有电导率测定法，其方法是使用紫外灯将水中有机物转化为CO2, CO2溶解在水中形成碳酸根离子，有机物转化前后都测量电导率，通过电导率的差值可算出增加的碳酸根含量，就可以算出水中的TOC。

随着经济发展，有机污染物的大量排放造成河流、湖泊污染加重。常用的有机污染物含量的综合指标主要包括化学需氧量（COD）、生物化学需氧量（BOD）

和总有机碳（TOC）。TOC不仅能反映水中全部有机物的碳含量，而且能用仪器自动在线监测，其测定流程简捷，重现性好，灵敏度高，不产生二次污染，一些发达国家已广泛采用TOC和总需氧量（TOD）作为监测各种水体及其质量的综合监测指标[[20]](#_bookmark66)。研究表明TOC比COD、BOD更能直接合理地表征水体受到有机物质污染的程度[[21]](#_bookmark67)。江莉等[[22](#_bookmark68)]对东湖水中COD与TOC相关性分析表明TOC比BOD、

COD更能反映有机污染物质的总量，对环境水样的实际监测意义显著。硕廷富等

[[23]](#_bookmark69)在大庆水库水样中的有机物成分稳定的情况下，研究了TOC与高锰酸盐指数的相关性，为水体中的TOC监测有利于高锰酸盐指数监测提供了有力依据，实现大庆水质在线自动监测。梁铁军[[24]](#_bookmark70)研究了鸭绿江丹东段地表水中总有机碳与高锰酸盐指数的相关关系，结果表明TOC比高锰酸盐指数更能有效地表示有机物的总量，水体的有机污染物含量能被有效地评价[[19]](#_bookmark65)**。**汤峰等[[25]](#_bookmark71)研究了巢湖水体中的TOC和高锰酸钾指数（CODMn）的相关性，认为当TOC测试时水样受高温燃烧氧化，其中的有机化合物能被氧化80 %以上，因而与CODMn相比能更准确地和直观地反应水体所受有机污染的程度及其变化规律。李果强等[[26]](#_bookmark72)采用燃烧氧化非分散红外分析法分析了河南境内河流水质的TOC、COD和BOD5关系，认为TOC比BOD5和COD更能体现有机物的实际总量，为湖泊水体中有机污染的现状及其变化趋势的探讨提供了实践证据。Hayakawa等[[27]](#_bookmark73)研究了2000年11月至2001年6月抚仙湖的TOC浓度，结果表明其浓度范围在58～154Lmol/L，而且6月份湖水表层的TOC浓度（15m处TOC浓度为154 Lmol/ L）高于深层湖水的浓度（140m处TOC浓度为82Lmol/ L）。

水体中颗粒有机碳（POC）是水体生物食物链中不可缺少的环节之一，是评价湖区生产力的重要参数[[28]](#_bookmark74)。POC主要来自陆源碎屑和水生植物碎片[[29]](#_bookmark75)，水体中

POC的分布及其影响因素是研究C循环的重要内容之一[[30]](#_bookmark76)。尹维翰等[[31]](#_bookmark77)采用多种数学方法定量分析了象ft港海区POC的空间分布及其影响因子，从理论上奠定了象ft港海区生态环境模型的建立基础。在海水中，对总有机碳、溶解性有机碳及颗粒性有机碳的研究相对较多，江志坚等[[32]](#_bookmark78)对大亚湾海水中TOC的时空分布及其影响因素做了相关性分析，认为季节性径流输入、季风和水动力等环境因子严重影响大亚湾海水的TOC浓度及其时空分布。蔡艳雅等[[33]](#_bookmark79)深入研究了大亚湾的各种有机碳（包括溶解有机碳、颗粒碎屑有机碳、沉积物有机碳及生物碳）的含量、

分布特征及其影响因素。何晓媛等[[34]](#_bookmark80)分析了大亚湾藻类赤潮的TOC浓度的动态变化过程。宋文杰等[[35]](#_bookmark81)研究了呼伦湖沉积物有机碳的分布特征，沉积物中TOC含量范围为9.18~61.68 g·kg -1，平均34.64g·kg -1，而且西北方向的TOC含量高于东南方向的含量，并呈逐渐递减的空间分布趋势。韩舞鹰等[[36]](#_bookmark82)研究了1985~1986年大亚湾不同季节各碳贮库量的变化，并建立碳循环模式。此外，林晶[[37]](#_bookmark83)和刘子琳等[[38]](#_bookmark84)研究结果还表明水体中POC与叶绿素a具有很好的相关性。

## **1.2** 湖泊有机碳与环境因子的关系

### 1.2.1 营养盐对有机碳的影响

##### （1）氮元素对有机碳的影响

氮元素是浮游植物生长和代谢的过程中的蛋白质合成不可缺少的营养元素之一。各种形态氮元素（包含溶解性无机氮和溶解性有机氮）的分布及含量对浮游植物的理化生特征、浮游植物群落的多样性及其组成有极大影响[[39]](#_bookmark85)。研究[[40]](#_bookmark86)表明在富营养化水体中的溶解性有机氮被浮游植物首先利用，待其耗尽时溶解性无机氮再被利用，当水体中的氮含量被消耗殆尽时，水体容易发生蓝藻水华。

湖泊中的总有机碳（TOC）和总氮（TN）含量反映了湖泊的初级生产力[[41](#_bookmark87)]，

C/N比值常用于判别湖泊中的有机质水生或者陆生来源及其受温度、湿度、营养盐等因素的影响、湖泊区域环境演变等[[42]](#_bookmark88)。陆生植物及湖泊水生植物是湖泊沉积物有机质的主要来源，研究[[43,](#_bookmark89) [44]](#_bookmark90)表明C/N>20时，其来源为有纤维束植物，C/N为4～

12时，来源为无纤维束植物；湖泊中浮游动物的C/N低于浮游植物；在蛋白质含量高的藻类等水生植物中的测量值在4~10之间[[41]](#_bookmark87)。姚书春等[[45]](#_bookmark91)利用沉积物中的总有机碳（TOC）含量和总氮（TN）含量之比定性判识导致巢湖水体富营养化的有机质的来源。Ye等[[46]](#_bookmark92)研究发现：随着蓝藻水华的消亡，太湖水体中的含碳化合物的DOM会转化为碳氮化合物。宋文杰等[[35]](#_bookmark81)研究表明呼伦湖表层沉积物C/N值的较大变化幅度（介于4.38～81.72之间）反映了呼伦湖有机质来源的多样性。王立群等[[47]](#_bookmark93)对安徽龙河口水库沉积物中有机碳、氮、磷含量以及其他气候代用指标进行了相关分析，表明龙河口水库沉积物中氮与有机碳之间关系十分密切，其C/N比值在8.5~14.9之间，并推断出有机质来源是以河流携带陆源植物输入为主的无纤维束陆源植物。需指出的是，与沉积物中OC/N比值有关的研究还表明在成岩过

程中，有机碳化物的分解要远慢于含氮化合物，使较早成岩部分的有机碳含量较高，导致沉积物的OC/N自上而下呈现的逐年增大的趋势[[48,](#_bookmark94) [49]](#_bookmark95)。

##### （2）磷元素对有机碳的影响

大量研究表明，磷是湖泊水体中藻类初高级生产力的限制因子，是浮游藻类的种群和密度第一限制性营养元素，在水体富营养化中起关键性的作用[[50,](#_bookmark96) [51]](#_bookmark97)。在自然状态下，湖水中的磷主要以颗粒态和溶解态为主，生物可直接利用的无机态磷酸盐和有机态磷酸盐的含量很低[[52]](#_bookmark98)。磷主要参与细胞内能量的转换以及遗传信息的传递，调节细胞体内酶的活性，从而影响藻细胞的光合作用等很多方面[[53,](#_bookmark99) [54]](#_bookmark100)。氮磷元素的浓度对微小原甲藻营养盐的吸收、细胞生物量及光合作用均有显著影响[[55]](#_bookmark101)。

碳、氮、磷是生物地球化学循环的主要元素，水体中的这三种元素彼此间是以物理的、化学的和生物的方式产生交互作用的，它们含量的变化及分布反映了湖泊水生态环境变化的特征[[47]](#_bookmark93)，而且研究表明湖泊自身的内源负荷在一定程度上决定了三种元素分布特征[[56-58]](#_bookmark102)。水体中氮和磷含量是与藻类生长密切相关的主要因素，而且藻类生产力受磷的影响更为显著[[59]](#_bookmark103)。王立群等[[47]](#_bookmark93)分析了安徽龙河口水库沉积物中OC与P含量呈正相关关系，OC/P值说明龙河口水库有机质主要来源于陆生物质，由于磷分解释放速度明显快于碳的速度，所以水柱的碳磷比较高。

因此，研究湖泊水体中碳、氮和磷元素的含量，对水体富营养化治理、阐明水体中各营养元素的循环、转移和积累等方面都具有十分重要的科学和工程意义。

### 1.2.2 有机碳与浮游动物之间的相互关系

浮游动物是一类经常在水中浮游性生活的动物类群，其本身不能产生有机物。它们有的完全没有游泳能力，有的游泳能力微弱，不足以抵拒水的流动，且不能作长距离的移动。浮游动物在食物链中起着巨大的作用，它们主要是以浮游植物

（如蓝藻、绿藻）、细菌和有机碎屑等作为食物，是一种排在食物链前端的初级消费者，其次浮游动物也是其他水生动物的适口食物。大部分浮游动物对污染物特别敏感，通过对有机物质的分解、循环和转化，能够积累和转移一部分污染物，它们对生态系统的稳定性的研究、对生态系统的演替以及生态毒性的影响的研究等很多方面都具有十分重要的地位。

水体中的浮游植物是通过光合作用使大气中的无机碳被转变为有机碳，这些

有机碳分成两部分：一部分有机碳通过食物链各级中间环节转移到大型动物，另一部分循环在中上层水体内部。利用浮游动物的垂直迁移作用，随着死亡残体、各种动物的粪团、蜕皮等物质所含的颗粒有机碳的沉降，逐渐形成有机碳由表及里的传输过程[[60,](#_bookmark104) [61]](#_bookmark105)。

### 1.2.3 有机碳对浮游植物生长的影响

浮游植物是水体中的初级生产者，并且是食物链的基础环节[[62]](#_bookmark106)。浮游植物与环境之间密切相关，生态环境的变化能通过各种方式影响浮游植物群落及其结构，反之，浮游植物的种类、组成及其分布也能指示生态环境的变化特征[[63](#_bookmark107)]。水体中碳循环和营养物质含量深受浮游植物生长的影响[[64]](#_bookmark108)，一方面，水体中的碳元素在不同载体间的迁移受浮游植物生长过程的影响，随着浮游植物的生长，碳元素在颗粒有机碳（POC）、溶解有机碳（DOC）和溶解无机碳（DIC）等不同形态之间发生迁移；另一方面，限制营养盐含量也深受浮游植物生长的影响，不同水区的浮游植物生长使水体中营养盐含量的显著变化。长期以来，湖泊生态重点研究的领域包括营养盐限制作用，因此，水体有机碳的含量与浮游植物生长过程的关系研究对于了解水体生态现状和水生态系统的研究具有十分重要的意义。

唐松[[64]](#_bookmark108)分析了印度洋水体的DIC浓度、DOC浓度、POC浓度等参数，探讨了浮游植物爆发时和爆发后的碳循环规律，结果表明：水体中的无机碳在浮游植物爆发时被转变为有机碳，使颗粒有机碳含量增加，同时大量溶解有机碳被分泌和排泄到水体中；爆发期后，在细菌作用下，死亡的浮游植物的降解使水体中的溶解无机碳和有机碳含量增加。此外，水中细菌能使浮游植物分泌或被降解生成的溶解有机碳转变为颗粒有机碳，造成颗粒有机碳含量增加。浮游生物控制着颗粒物的组成，而且其脂质是控制颗粒有机碳形成的重要组分之一。

浮游植物的固碳量、初级生产力及生物量的定量评估在探索和研究水生态环境时非常重要[[65]](#_bookmark109)。近年来研究表明浮游植物在云反照率[[66]](#_bookmark110)、碳通量[[67]](#_bookmark111)、海水光通量和热通量上改变着全球的气候[[68]](#_bookmark112)。研究[[65]](#_bookmark109)表明海洋浮游植物的固碳量为3.68×10 10吨/年，接近于陆地初级生产力的总量，其中近海区域面积虽然只占海洋总面积的10%，但其浮游植物年固碳总量可达海洋浮游植物总固碳量的30%左右

[[69]](#_bookmark113)，在全球海洋固碳过程中有重要的作用。全球碳循环中的重要一环是海洋有机

碳循环，其有机碳库主要通过光合与呼吸作用于无机碳的循环联系在一起[[70]](#_bookmark114)。研

究[[71]](#_bookmark115)表明台湾海峡海域的浮游植物提供的颗粒有机碳量约占POC储库的27%，其中又以海峡北部海域的Nano-浮游植物贡献最大，其对初级生产力的贡献为59%，对生物量的贡献为58% [[72]](#_bookmark116)，在海峡南部海域则是Pico-浮游植物贡献最大，其对初级生产力的贡献为66%，对生物量的贡献为67% [[73]](#_bookmark117)。台湾海峡北部的初级生产力冬季贡献约27%的DOC到水体[[73]](#_bookmark117)，再经过原生动物，通过微型生物食物环，被浮游动物摄食利用[[73]](#_bookmark117)。而较难降解的有机碳会沉积到海底并可能被长期埋葬，而易降解部分被微型异养细菌利用光合DOC产物进行二次生产[[74]](#_bookmark118)。当浮游植物处于初始阶段时，其通过光合作用而具有的固碳量比人类各种活动的年释放量的5倍还要多，达300多亿吨[[61,](#_bookmark105) [65]](#_bookmark109)。

因此，有机碳对浮游植物生长的影响和浮游植物固碳强度的研究对淡水湖泊的有机污染控制研究具有重要的理论和工程意义。

## **1.3** 巢湖及其有机碳现状

### 1.3.1 巢湖流域概述

巢湖是安徽省境内的吞吐型湖泊，是我国五大淡水湖之一，位于东经117°17′~117°52′，北纬31°25′~31°43′之间，面积约为780km2，是长江下游的一条主要水系[[65]](#_bookmark109)，属北亚热带季风气候区，气候温和湿润，无霜期达到250天。流入

巢湖的河流总共有33条，其中从西部汇入湖区的有白石ft河、丰乐河、杭埠、派河、南淝河；从东部汇入湖区的有北河和柘皋河。入湖总量的90%以上是由西部的4条主要河流提供的，丰水期巢湖水经裕溪河汇入长江，而枯水期则经兆河或裕溪河引长江水入湖[[75]](#_bookmark119)。目前，巢湖平均水深为3.31m，蓄水量达19.0亿m3，最大可容47.6亿m3。多年平均含沙量0.30kg/m3，水色呈褐黄色。

自20世纪50年代以来，巢湖水质的富营养化程度的加深主要源于湖泊流域生态环境的巨大变化以及巢湖周边生活废水和工农业生产所输入的总氮总磷的增加。鉴于巢湖水质的恶化，巢湖的富营养化防治在国家环境保护“十一五”规划和“十二五”国家重大水污染防治专项科技项目中被列为重中之重的治理项目。

### 1.3.2 巢湖的有机碳现状

由于土地的过度利用以及人类的生活和工农业生产等活动的加剧，湖泊水体中的营养元素含量急剧增加，使湖泊富营养化趋势日益明显[[76]](#_bookmark120)。汤峰等[[45]](#_bookmark91)对巢湖水体中的总有机碳（TOC）和高锰酸钾指数（CODMn）做了对比相关实验，认为

总有机碳（TOC）比高锰酸钾指数（CODMn）更能准确地反映水体所受有机污染的程度。总有机碳（TOC）和高锰酸钾指数（CODMn）进行同时测定及其相关性分析表明：巢湖一年内大部分时间的TOC值均大于CODMn的值，由此推断生活污水、农田径流所引入的有机物易被氧化，而来源于工业的污染有机物则难被氧化，可见工业污染是巢湖所受污染的主要来源。姚书春[[25]](#_bookmark71)等研究表明：20世纪40

年代中期以前，总有机碳主要来源于内源和陆源；从20世纪40年代中期到20世纪70年代初期总有机碳则主要来源于陆源，并有被石油污染的可能性；20世纪

70年代以来沉积物有机质主要来源于藻类，而且总有机碳含量逐年增加并已达2.5

倍，总氮含量也呈明显升高的趋势并已达2.9倍，巢湖富营养化程度逐渐恶化。叶琳琳等[[45]](#_bookmark91)研究巢湖水华暴发期间发现，溶解性有机碳中主要的碳水化合物是由比例为26%的总溶解性碳水化合物和比例为21%的多糖所组成。而且进一步研究[[77]](#_bookmark121)表明水体中溶解性有机碳含量主要受硝酸盐含量的影响，而其他形态氮磷营养盐的含量与有机碳含量之间则无明显的相关性，溶解性有机碳含量与叶绿素浓度间也不具有显著的相关性，表明有机碳的可能源于浮游植物和各种陆源输入。

### 1.3.3 巢湖的营养盐和蓝藻水华的历史演变 “水华”是指在富营养化水体中，浮游藻类迅速大量的繁殖，水华严重时将

在水体表面形成一层可见度藻类聚集体，形成一层稠密状“湖靛”，在我国的淡水湖泊中，最常见的是蓝藻水华。形成水华的蓝藻类群主要包括微囊藻、水华鱼腥藻、束丝藻和颤藻等，有时直链藻也会伴随蓝藻水华大量暴发[[77]](#_bookmark121)。当水体流入大量的废水后，营养物质逐渐增多，微型浮游植物和大型水生植物迅速生长，尤其是淡水浮游藻类的大量繁殖。而富营养化程度的逐渐发展，使水体上层的浮游藻类的密度和生物量急剧增加，迫使浮游植物的种类大量减少，最终形成水华。水华藻类群落组成复杂，但主要以蓝藻为优势种。形成蓝藻水华后，光的穿透能力下降，植物光合作用效率降低，使水体处于“氧债”状态。而在光补偿深度之下的大型浮游植物的光合作用变弱，而下层水体缺氧会产生大量的有毒气体，最终导致整个水体缺氧。而在温度较高的夏季，又加速了蓝藻细胞的大量死亡，释放出大量藻毒素，同时又加快了溶氧的消耗，使水质进一步恶化。水体中溶解氧的缺乏和有毒物质的增多导致鱼类和其他水生动物的死亡，而鱼类和水生动物腐烂后又释放出碳、氮、磷等营养物质。碳、氮、磷营养物质又进一步加速了藻类的

繁殖速度，从而形成了一种恶性循环，最终使水体生态系统的严重破坏。

作为安徽省最大淡水湖泊的巢湖每年均发生不同程度的蓝藻水华现象，其中绝大部分是微囊藻水华。主要是由流域附近的人类工农业生产及其生活等强度增加，使陆源物质大幅度向湖泊输入，造成水体初级生产力的急剧升高[[45,](#_bookmark91) [76]](#_bookmark120)。据调查[[78-80]](#_bookmark122)显示：在20世纪70年代初之前巢湖TOC和TN基本维持在较低的和相对稳定的范围，但自1972年以后的TOC和TN呈逐年增加的趋势，说明富营养化刺激了藻类生产力的提高。上世纪80年代末，刘贞秋等[[45]](#_bookmark91)的研究表明了巢湖是富营养性的湖泊，而且是属浮游蓝藻型的。叶琳琳等[[11]](#_bookmark57)研究了巢湖在夏季蓝藻水华期间的水体溶解性碳水化合物的分布、组成及其影响因素。

## **1.4** 本文研究内容及意义

我国是一个人口众多的国家，湖泊资源虽丰富，但受人类扰动的程度非常剧烈，巢湖、滇池、太湖等淡水湖泊的污染越来越被人们所关注，在区域自然环境变化、自然与人相互作用中最为密切的地理单元是湖泊，其污染的治理难度也是相当大[[2]](#_bookmark51)。中国科学院也启动了多项湖泊治理项目，意在为湿地生态系统的区域碳循环进行更深入的研究。因此了解和掌握湖泊有机碳的动态变化趋势及影响因子为区域经济、社会可持续发展和人与自然的和谐发展都有着深远的意义。

巢湖作为中国的五大淡水湖之一，是江淮地区的历史文化的代表，是工农业生产和人民生活的重要保障。在上世纪70年代末，随着工农业生产的发展和人们生活的加剧，巢湖地区的生态环境发生了巨大的变化，巢湖水体出现了富营养化现象。本文在以往有关巢湖水体的营养状况及浮游植物种群动态变化研究的基础上，于2012年2月～7月期间监测了巢湖大湖及原位围隔有机碳的季节动态，并对其叶绿素*a*的含量、浮游植物、浮游甲壳动物做了调查分析，并考察了此时间段的总氮、总磷、水温、透明度、pH值、溶解氧等水质指标，探讨巢湖有机碳与环境因子之间的相互关系和作用机制，以期为巢湖大规模的生物和工程治理提供科学依据，并积累一定的基础资料用于今后其他湖泊的对比研究。

# 第二章 巢湖春夏有机碳的季节变化

## **2.1** 实验材料和实验方法

### 2.1.1 采样时间和采样点设置

根据巢湖特点，共设置10个采样点，采用GPS定位，其中西湖区为1-4号采样点，东湖区为5-10号采样点。巢湖水样及浮游生物每月采集1次，采样点设置

如图1所示。



图1 巢湖采样点图

Fig. 1 The map of sampling points in Lake Chaohu

### 2.1.2 样品的采集和测定方法

1、理化指标测定

##### （1）实验仪器塞氏盘

便携式溶解氧/温度测定仪（HANNA, HI 98186, 意大利）便携式pH/ORP测定仪（哈希HQ11D，美国）

755B紫外可见分光光度计立式压力蒸汽灭菌锅

砂芯过滤装置真空泵

##### （2）水体透明度的测定

水体透明度的测定采用塞氏盘，尺度记录单位为厘米。测量时塞氏盘被缓慢的浸入水中，当塞氏盘上的白色正好看不见时记录其数据，重复操作三次，然后取其平均值。

##### （3）溶解氧和pH的测定

用便携式溶解氧/温度测定仪（HANNA, HI 98186, 意大利）现场测定水温、溶解氧和pH。

##### （4）总氮（TN）和总磷（TP）的测定

首先用浓度为2mol/L的盐酸浸泡高密度聚乙烯（HDPE）瓶24小时，然后用Milli-Q高纯水清洗至中性后干燥备用。采集的水样直接装入HDPE瓶中。采用国产微孔大小为0.45μm的Whatman-FC滤膜过滤水样，然后用分光光度计测定硝态氮（NO3-N）含量，用纳氏比色法测定氨氮（NH4-N）含量，用盐酸а-萘胺法测定亚硝酸氮（NO2-N）含量。磷钼蓝比色法测定活性磷（PO4-P），碱性过硫酸消解法测定总氮（TN）、总溶解氮（TDN）、总磷（TP）和总溶解磷（TDP），消解后的氮以硝态氮形式存在，用紫外分光光度计测定。

2、叶绿素*a*（Chl *a*）的测定

叶绿素*a*（Chl *a*）主要是由浮游植物、大型植物所产生的一种色素，其化学成分是络合镁盐的一种。同时也是最丰富的一种叶绿素，几乎所有的水生植物都含有。

用Whatman GF/C滤膜抽滤含有叶绿素*a*的水样，然后研磨滤膜，用离心机离心，用浓度为90%丙酮提取上清液，然后采用755B型紫外可见分光光度计测定叶绿素*a*的含量。

3、浮游植物样品的采集与处理

根据各采样点的深度分层取样，每层各取2.5L水样均匀混合在一起，用浓度

1%的鲁哥氏（Lugol's）液固定1L水样，水样静置48小时后，使杂质等沉淀，然后吸取上清液并浓缩至30ml，采用显微镜观察浮游植物形貌并记录其数量。对照

《中国淡水藻类：系统、分类及生态》[[82]](#_bookmark123)鉴定浮游植物的种类。

4、浮游动物样品的采集与处理

浮游动物定性标本用13号浮游生物网（112µm）采集。采集定量标本时，用容量为2.5L的采水器采集，根据各采样点的深度分层取样，共取20L水样，用浮游生物网（64µm）过滤，水样均用5%甲醛溶液固定。浮游动物标本用5mL浮游生物计数板镜检计数，若样本中动物个体数量较少则全部计数，若较多则分两次各取5mL计数，取其平均值。种群密度以ind. /L表示。对照《中国动物志——淡水枝角类》[[83]](#_bookmark124)鉴定枝角类浮游生物种类，对照《中国动物志・淡水桡足类》[[84]](#_bookmark125)鉴定桡足类浮游生物种类。

5、巢湖有机碳的测定

##### （1）实验仪器

总有机碳分析仪LiquiTOCⅡ（德国ELEMENTAR元素分析系统公司生产）天平（精确度：0.0001mg）

容量、分析通用玻璃仪器

##### （2）主要试剂

超纯水：C<0.1ppm；电导率：1.0 uS/cm（25℃）高浓度母液（500mg/lTIC+500mg/lTOC）

容量瓶1000ml（玻璃瓶）准确称量4412.1 mg Na2CO3和1062.7 mg KHP（邻苯二甲酸氢钾），用去离子水溶解并稀释至1000ml

0.08%mol/ L盐酸溶液

取25ml HCl（分析纯，浓度约32％），用去离子水稀释至1000ml

用母液配制其他浓度：

计算公式：NV=N1V1 （稀释前浓度\*体积=稀释后浓度\*体积）

取母液20ml于100ml玻璃容量瓶定容，得100ml浓度为100mg/L TOC标准溶液

##### （3）工作条件：

环境温度：20-25℃。

工作电压：仪器额定电压，交流电。

总碳燃烧管温度选定：900℃；无机碳反应管温度控制：160±5℃。使用99.999%的高纯氧气为载气，其流量选用180mL/min。

选用Pt标准催化剂为催化剂。

选用非散射红外光谱监测（NDIR）为检测器，相对标准偏差小于2%，检出限为

0.0287毫克/升。

##### （4）样品条件：

水样采集及处理与测定TN及TP一样。常温下水样可保存24h，如不能及时分析，即于4℃冷藏，可保存7天。

##### （5）TOC计算

用减差法测定TOC：先测定水样总碳，然后测定无机碳，总碳与无机碳的差值，即为总有机碳，TOC=TC-TIC。分别测定原样中的总碳TC、总有机碳TOC、总无机碳TIC及用Whatman GF/C滤膜抽滤后水样中的总碳TC、总有机碳TOC、总无机碳TIC。

### 2.1.3 数据分析

数据利用SPSS20.0软件进行统计分析。Perason相关分析分析了巢湖有机碳

TOC和理化因子及浮游植物的相关关系。

## **2.2** 实验结果

### 2.2.1 巢湖理化因子的季节变化

1、水温

表1显示了2012年2月～7月巢湖、东湖区和西湖区水体的温度。很明显东湖区和西湖区水体温度在此时间内的差别不大。随着气温的转暖，水温也随之升高，2012年2月出现水体最低温度5.43℃，2012年7月出现此段时间内的最高温度28.80℃，如表1所示。

表1 巢湖水温的季节变化

Tab. 1 Seasonal variations of temperature in Lake Chao hu

|  | 西湖区（℃） | 东湖区（℃） | 全湖（℃） |
| --- | --- | --- | --- |
| 2 月 | 5.03±0.36 | 5.70±0.45 | 5.43±0.53 |
| 3 月 | 14.80±0.43 | 14.8±0.57 | 14.80±0.5 0 |
| 4 月 | 19.50±0.08 | 18.8±0.31 | 19.10±0.45 |
| 5 月 | 22.60±0.53 | 22.5±0.63 | 22.60±0.57 |
| 6 月 | 27.40±0.41 | 26.6±0.36 | 27.00±0.55 |
| 7 月 | 27.30±0.93 | 30.4±0.88 | 28.80±1.82 |

2、透明度

表2显示了2012年2月～7月巢湖水体透明度的季节变化，表明在此段时间内水体透明度变化范围为0.20～0.79m，而且同一时期东湖区透明度均高于西湖区透明度。2月的东湖区透明度最好，出现了最大值，为0.83m，而6月的西湖区透明度最差，出现了最小值，为0.17m，如表2所示。

表2 巢湖水体透明度的季节变化

Tab. 2 Seasonal variations of water SD in Lake Chao hu

|  | 西湖区（m） | 东湖区（m） | 全湖（m） |
| --- | --- | --- | --- |
| 2 月 | 0.75±0.3 0 | 0.83±0.21 | 0.79±0.24 |
| 3 月 | 0.46±0.09 | 0.58±0.07 | 0.52±0.11 |
| 4 月 | 0.35±0.05 | 0.46±0.13 | 0.40±0.12 |
| 5 月 | 0.32±0.09 | 0.38±0.08 | 0.35±0.08 |
| 6 月 | 0.17±0.04 | 0.24±0.07 | 0.20±0.07 |
| 7 月 | 0.28±0.09 | 0.30±0.06 | 0.29±0.07 |

3、溶解氧

表3显示了2012年2月～7月巢湖水体溶解氧的季节变化，表明在此段时间

内水体的溶解氧变化范围为6.33～9.99mg/L，平均值为7.97mg/L，其中2月的西湖区水体的溶解氧量达到最大值为9.99mg/L，而6月的东湖区出现最小溶解氧值，为5.97mg/L，如表3所示。

表3 巢湖溶解氧的季节变化

Tab. 3 Seasonal variations of DO in Lake Chao hu

|  | 西湖区（mg/L） | 东湖区（mg/L） | 全湖（mg/L） |
| --- | --- | --- | --- |
| 2 月 | 10.45±0.94 | 9.52±0.54 | 9.99±0.83 |
| 3 月 | 9.10±0.15 | 9.67±0.16 | 9.38±0.33 |
| 4 月 | 7.41±0.68 | 8.02±0.28 | 7.71±0.55 |
| 5 月 | 7.17±0.68 | 7.52±0.2 0 | 7.35±0.46 |
| 6 月 | 6.70±0.79 | 5.97±0.38 | 6.33±0.66 |
| 7 月 | 6.02±0.77 | 8.09±1.64 | 7.06±1.68 |

4、水深

表4显示了2012年2月～7月巢湖水体深度的季节变化，平均达2.92m，而且同一时期东湖区的水深均大于西湖区，东湖区平均水深为3.21m，西湖区平均水深为2.79m，其中6月的西湖区最浅，水深为2.33m；2月的东湖区最深，水深为

3.48m，如表4所示。

表4 巢湖水深的季节变化

Tab. 4 Seasonal variations of depth in Lake Chao hu

|  | 西湖区（m） | 东湖区（m） | 全湖（m） |
| --- | --- | --- | --- |
| 2 月 | 2.95±0.65 | 3.48±0.53 | 3.22±0.61 |
| 3 月 | 2.60±0.74 | 3.38±0.39 | 2.99±0.66 |
| 4 月 | 2.71±0.73 | 3.22±0.52 | 2.96±0.63 |
| 5 月 | 2.43±1.12 | 3.08±0.49 | 2.76±0.81 |
| 6 月 | 2.33±0.89 | 2.83±0.41 | 2.58±0.65 |
| 7 月 | 2.70±0.88 | 3.25±0.45 | 2.98±0.67 |

5、pH 值

表5 显示了2012年2月～7月巢湖水体pH值季节变化，巢湖pH平均值为

8.27，而且总体上东湖区水体的pH值高于西湖区，东湖区水体的平均pH值为8.43，西湖区水体的平均pH值为8.12，其中4月的西湖区水体的pH值最小，为7.41；

7月份的东湖区水体的pH值最大，达到9.07，如表5所示。

图5 巢湖pH的季节变化

Tab. 5 Seasonal variations of pH in Lake Chao hu

|  | 西湖区 | 东湖区 | 全湖 |
| --- | --- | --- | --- |
| 2 月 | 8.01±0.42 | 8.10±0.09 | 8.05±0.26 |
| 3 月 | 7.98±0.19 | 8.48±0.14 | 8.23±0.3 0 |
| 4 月 | 7.41±0.68 | 8.02±0.28 | 7.71±0.55 |
| 5 月 | 8.18±0.14 | 8.29±0.12 | 8.23±0.13 |
| 6 月 | 8.92±0.51 | 8.61±0.3 0 | 8.76±0.4 0 |
| 7 月 | 8.24±0.31 | 9.07±0.49 | 8.66±0.59 |

6、总氮

图2显示了2012年2月～7月巢湖水体总氮、硝氮和氨氮的季节变化，浓度在1.12～2.84mg/L之间，总平均值为2.30mg/L，6月和7月的总氮浓度明显低于其他月份。其中西湖区总氮浓度在1.76～2.72mg/L之间，总平均值为2.40 mg/L，在4月份总氮浓度出现最大值，为2.72mg/L；东湖区总氮浓度在1.12～2.32mg/L之间，总平均值为1.56 mg/L，在5月份总氮浓度出现最大值，为2.32mg/L。西湖区与东湖区相比，其总氮变化幅度均不大，但西湖区总平均值浓度大于东湖区，如图2所示。

5

NO3-N

TN

NH4-N



全湖

TN

NO3-N

NO4-N

3.75

2.5

1.25

0

2月 3月 4月 5月 6月 7月

7.5



西湖区

5

浓度 Concentration

(mg/L)

2.5

0

2.8

2.1

1.4

0.7

0

2月3月 4月 5月 6月 7月



东湖区

2月3月 4月 5月 6月 7月采样日期Sampling time (months)

图2 巢湖总氮的季节变化

Fig. 2 Seasonal variations of TN in Lake Chao hu

7、总磷

图3显示了2012年2月～7月巢湖水体总磷浓度在0.12～0.27mg/L之间，总平均值为0.17mg/L，6月和7月的总磷浓度明显高于其他月份。其中西湖区总磷浓度在0.29～1.86 mg/L之间，总平均值为1.24 mg/L，在2月份总磷浓度出现最大值，为1.86 mg/L；东湖区总磷浓度在0.14～0.30 mg/L之间，总平均值为0.21 mg/L，在6月份总磷浓度出现最大值，为0.30 mg/L。西湖区与东湖区相比，其总磷的变

化幅度较大，西湖总平均值浓度明显大于东湖，如图3所示。

0.6

TP

PO4-P



全湖

TP

PO4-P

0.4

0.2

0

5

浓度 Concentration

（mg/L)

3.75

2月3月 4月 5月 6月 7月



西湖区

2.5

1.25

0

2月3月 4月 5月 6月 7月



东湖区

0.6

0.4

0.2

0

2月3月 4月 5月 6月 7月采样日期Sampling time (months)

图3 巢湖总磷的季节变化

Fig. 3 Seasonal variations of TP in Lake Chao hu

### 2.2.2 叶绿素*a*的季节变化

图4显示了2012年2月～7月巢湖叶绿素*a*的浓度平均值为36.3µg/L，其中西湖区平均值为46.91µg/L，东湖区平均值为29.23µg/L，西湖区叶绿素*a*浓度高于东湖区。西湖区的2号点在6月份达到最大值，为247.37µg/L，位置东湖区8 号

点在5月份值最小，为1.09µg/L，如图4所示。



2月

4月

6月

3月

5月

7月

300

200

叶绿素a浓度Chl-a

concentration(μg/L)

100

0

CH1 CH2 CH3 CH4 CH5 CH6 CH7 CH8 CH9 CH10

采样点位Sampling sites

图4 巢湖叶绿素a的含量

Fig. 4 Chlorophyll a content in Lake Chao hu

### 2.2.3 浮游甲壳动物的季节变化

图5显示了2012年2月～7月巢湖水体浮游甲壳动物密度的变化规律。研究

期间，共鉴定巢湖浮游甲壳动物21种，其中桡足类有5属9种，枝角类有9属12种。巢湖浮游甲壳动物密度呈现明显的季节变化。枝角类的密度变化范围为1.25-390.5 ind. /L，其中6月达到最大密度（390.5 ind. /L）。桡足类的密度变化范围

为3-50.5 ind. /L，其中4月达到最大密度（50.5 ind. /L），如图5所示。



图5 巢湖浮游甲壳动物密度的季节变化

Fig. 5 Seasonal variations of density of the Planktonic crustaceans in Lake Chao hu

### 2.2.4 巢湖春夏浮游植物的季节变化

##### （1）巢湖春夏浮游植物生物量及密度的变化

2012年2月至7月，巢湖共监测到浮游植物6个门86属142种。在冬末和春季以隐藻门（Cryptophyta）的卵形隐藻(*Chroomonas ovata* Her.)、蓝藻门(Cyanophyta)的螺旋鱼腥藻(*Anabaena spiroides* Kleb.)、绿藻门(Chlorophyta)的球衣藻(*Chlamydomonas globosa*)、隐藻门(Cryptophyta)的尖尾蓝隐藻(*Chroomonas acuta*)等为优势种，生物量相对较低。而夏季则以蓝藻门(Cyanophyta)的群体微囊藻(*Microcysis* sp.)、硅藻门(Bacillariophyta)的梅尼小环藻(*Cyclotella meneghiniana*

Kütz)、螺旋鱼腥藻(*Anabaena spiroides* Kleb.)，飞燕角甲藻(*Ceratium hirundinella*

（Müll.）Schr） 等为主，生物量相对较高，如图6所示。

100%

蓝藻门 绿藻门 硅藻门 甲藻门 裸藻门 隐藻门 总生物量

20



80% 16

总生物量 Total biomass

(mg/L)

60% 12

Percent (%)

40% 8

20% 4

0% 0

2月3月 4月 5月 6月 7月采样月份Sampling months

图6 巢湖浮游植物生物量的季节变化

Fig. 6 Seasonal variations of biomass of phytoplankton species in Lake Chao hu

其中西湖区浮游植物密度的变化范围为0.05～3441.91×10 5cells/L，其平均值为

130.63×10 5cells/L，生物量的波动范围是0.01～24.55 mg/L，平均值为1.22mg/L；

东湖区浮游植物密度波动范围是0.03～2415.7×10 5cells/L，平均值为154.38×10 5cells/L，生物量的波动范围是0.01～17.88mg/L，平均值为1.28mg/L，如图7-11所示。

100%

蓝藻门 绿藻门 硅藻门 甲藻门

裸藻门 隐藻门 总密度



2500



80% 2000

60% 1500

Percent(%)

总密度Total

density(105cells/L)

40% 1000

20% 500

0% 0

2月3月4月5月6月7月采样时间Sampling time(months)

图7 巢湖浮游植物密度的季节变化

Fig. 7 Seasonal variations of dendity of phytoplankton species in Lake Chao hu

100%

蓝藻门 绿藻门 硅藻门 甲藻门

裸藻门 隐藻门 金藻门 总生物量



30



80% 24

总生物量Total biomass(mg/L)

60% 18

Percent(%)

40% 12

20% 6

0% 0

2月3月4月5月6月7月采样日期Sampling time (months)

图8 西湖区浮游植物生物量的季节变化

Fig. 8 Seasonal variations of biomass of phytoplankton species in West Lake

100%

蓝藻门 绿藻门 硅藻门 甲藻门 裸藻门 隐藻门 金藻门 总密度

4000



80% 3200

总密度Total density (105 cells/L)

60% 2400

Percent(%)

40% 1600

20% 800

0% 0

2月3月4月5月6月7月采样日期Sampling time(months)

图9 西湖区浮游植物密度的季节变化

Fig. 9 Seasonal variations of dendity of phytoplankton species in West Lake



蓝藻门

裸藻门

绿藻门

隐藻门

硅藻门

金藻门

甲藻门

总生物量



100% 20

80% 16

总生物量Total biomass ( mg/L)

60% 12

Percent(%)

40% 8

20% 4

0% 0

2月3月4月5月6月7月采样日期Sampling time(months)

图10 东湖区浮游植物生物量的季节变化

Fig. 10 Seasonal variations of biomass of phytoplankton species in East Lake

100%

蓝藻门 绿藻门 硅藻门 甲藻门

裸藻门 隐藻门 金藻门 总密度



3000



80% 2400

总密度Total density(105 cells/L)

60% 1800

Percent(%)

40% 1200

20% 600

0% 0

2月3月4月5月6月7月采样日期Sampling time (months)

图11 东湖区浮游植物密度的季节变化

Fig. 11 Seasonal variations of dendity of phytoplankton species in East Lake

##### （2）巢湖春夏浮游植物优势种的动态特征

蓝藻在巢湖浮游植物生物量中占有较大比例。2012年2月-7月期间，巢湖微囊藻（*Microcysis*）的平均生物量为5.63mg/L，其最大值（12.96 mg/L）出现在7月。螺旋鱼腥藻（*Anabaena spiroides* Kleb.）生物量平均值为1.32 mg/L，其生物量最大值（4.91 mg/L）出现在6月。隐藻属在2月和4月形成较高的生物量，如图12所示。



微囊藻

15

10

5

0

隐藻属



6

鱼腥藻

4

2

0

3

2

1

生物量Bimass(mg/L)



0

0.8

0.6

0.4

0.2

0



小环藻

2月3月4月5月6月7月采样月份Sampling months

图12 巢湖浮游植物优势种生物量的季节变化

Fig. 12 Seasonal variations of biomass of dominant phytoplankton species in Lake Chao hu

### 2.2.5 巢湖春夏有机碳的季节变化

##### （1）巢湖春夏有机碳的季节变化

图13显示了2012年2月～7月巢湖TOC季节变化。2月～7月，巢湖水体有机碳TOC浓度在34.14～61.44mg/L之间，平均值为43.85mg/L. 其中西湖区有机碳TOC浓度在37.35～58.68 mg/L之间，平均值为44.9mg/L，最大值(58.68mg/L)出现在7月；东湖区有机碳TOC浓度在37.18～63.28mg/L之间，平均值为44.64mg/L，最大值(63.28mg/L)出现在7月。



TIC

TOC

DOC

POC

大湖

160

120

80

40

0

2月3月4月5月6月7月



西湖区

160

120

浓度

Cconcentration(mg/L)

80

40

0



120

东湖区

90

60

30

0

2月

3月

4月

5月

6月

7月

采样时间 Sampling time (months)

2月3月4月5月6月7月

图 13 巢湖 TOC 的季节变化

Fig.13 Seasonal variations of TOC in Lake Chaohu

图13 巢湖TOC的季节变化

Fig. 13 Seasonal variations of TOC in Lake Chao hu

2月-7月间，巢湖无机碳TIC也呈现明显增大的趋势，最大值(104.52mg/L)出现在6月份。而溶解性有机碳DOC和颗粒性有机碳POC也基本呈上升趋势，在7月份达到最大平均值，分别为54.48 mg/L和6.96 mg/L (图13)。

##### （2）巢湖春夏有机碳与环境因子的相关性分析

表6显示了巢湖有机碳与环境因子的相关性。结果表明巢湖整个湖区TOC与理化因子（TP、水温、pH）、叶绿素*a*及枝角类极显著相关，与水体透明度极显著负相关，与溶解氧、TN和桡足类没有相关性；DOC与理化因子（水温、TP 、pH）、叶绿素*a*及枝角类极显著相关，与水体透明度和溶解氧极显著负相关，与TN和桡

足类没有相关性；POC也与理化因子（TP、水温、pH）、叶绿素*a*及枝角类有相关性；与水体透明度、溶解氧、TN和桡足类均没有相关性。

表6 巢湖有机碳与环境因子的相关性分析(n=59)

Tab.6 The correlation of total organic carbon and environmental factors of the Lake Chao hu (n=59)

| 参数 | 总无机碳  TIC(mg/L) | 总有机碳  TOC(mg/L) | 溶解性有机碳  DOC(mg/L) | 颗粒性有机碳  POC(mg/L) |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| 水温 Water  temperature（℃） | 0.805\*\* | 0.617\*\* | 0.711\*\* | 0.283\* |
| 透明度  Transparency（m） | -0.668\*\* | -0.462\*\* | -0.528\*\* | -0.170 |
| pH | 0.537\*\* | 0.589\*\* | 0.484\*\* | 0.266\* |
| 溶 解 氧 Dissolved Oxygen (mg/L) | -0.703\*\* | -0.248 | -0.522\*\* | -0.029 |
| 总氮 Total  nitrogen(mg/L) | -0.029 | -0.179 | -0.273\* | -0.218 |
| 总磷 Total  phosphorus(mg/L) | 0.654\*\* | 0.653\*\* | 0.592\*\* | 0.326\* |
| 叶绿素 a  Chlorphyll a (μg/L) | 0.660\*\* | 0.659\*\* | 0.486\*\* | 0.300\* |
| 枝角类 Cladocerans  （ind./L） | 0.585\*\* | 0.404\*\* | 0.356\*\* | 0.260\* |
| 桡足类  Copepods（ind./L） | 0.040 | 0.099 | 0.060 | -0.108 |

注：\**P*<0.05，\*\**P*<0.01

表7显示了西湖区有机碳与环境因子的相关性。结果表明西湖区TOC与理化因子（TP、水温、pH）和叶绿素*a*极显著相关，与枝角类显著相关，与水体透明

度显著负相关；DOC与环境因子（水温、TP、pH）和叶绿素*a*极显著相关，与溶解氧、TN极显著负相关；POC与叶绿素*a*、理化因子（水温、SD、溶解氧、pH、

TN等）及桡足类没有相关性；与TP和枝角类有相关性。

表7 西湖区有机碳与环境因子的相关性(n=59)

Tab7. The correlation of total organic carbon and environmental factors of the Lake West (n=59)

| 参数 | 总无机碳  TIC(mg/L) | 总有机碳  TOC(mg/L) | 溶解性有机碳  DOC(mg/L) | 颗粒性有机碳  POC(mg/L) |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| 水温 Water  temperature（℃） | 0.768\*\* | 0.625\*\* | 0.682\*\* | 0.345 |
| 透明度 Transparency  （m） | -0.570\*\* | -0.424\* | -0.454\* | -0.232 |
| pH | 0.585\*\* | 0.561\*\* | 0.417\*\* | -0.284\* |
| 溶解氧  Dissolved Oxygen (mg/L) | -0.576\*\* | -0.193\*\* | -0.488\*\* | -0.017 |
| 总氮 Total  nitrogen(mg/L) | -0.019 | -0.280\* | -0.379\*\* | -0.204 |
| 总磷 Total  phosphorus(mg/L) | 0.619\*\* | 0.640\*\* | 0.570\*\* | 0.328\* |
| 叶绿素 a  Chlorphyll a (μg/L) | 0.676\*\* | 0.584\*\* | 0.417\*\* | -0.293 |
| 枝角类 Cladocerans  （ind./L） | 0.515\*\* | 0.322\* | 0.239 | 0.269\* |
| 桡足类  Copepods（ind./L） | 0.024 | 0.125 | 0.081 | -0.097 |

注：\**P*<0.05，\*\**P*<0.01

表8显示了东湖区有机碳与环境因子的相关性。结果表明东湖区TOC与理化

因子（pH、TP、水温）、叶绿素*a*和枝角类极显著相关，与水体透明度极显著负相关，与溶解氧、TN没有相关性；DOC与环境因子（水温、TP、pH）和叶绿素*a*极显著相关，与枝角类也有相关性；POC与PH、叶绿素*a*和TP极显著相关，与水温、溶解氧、枝角类显著相关，与透明度、TN和桡足类没有相关性。

表8 东湖区有机碳与环境因子的相关性（n=59）

Tab8. The correlation of total organic carbon and environmental factors of the Lake East (n=59)

| 参数 | 总无机碳  TIC(mg/L) | 总有机碳  TOC(mg/L) | 溶解性有机碳  DOC(mg/L) | 颗粒性有机碳  POC(mg/L) |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| 水温 Water  temperature（℃） | 0.810\*\* | 0.689\*\* | 0.772\*\* | 0.321\* |
| 透明度  Transparency（m） | -0.779\*\* | -0.496\*\* | -0.618\*\* | -0.174 |
| pH | 0.499\*\* | 0.736\*\* | 0.462\*\* | 0.673\*\* |
| 溶解氧 Dissolved oxygen (mg/L) | -0.696\*\* | -0.116 | -0.481\*\* | 0.266\* |
| 总氮 Total nitrogen  (mg/L) | 0.078 | -0.161 | -0.084 | -0.163 |
| 总磷 Total  phosphorus (mg/L) | 0.717\*\* | 0.701\*\* | 0.673\*\* | 0.429\*\* |
| 叶绿素 a  Chlorphyll a (μg/L) | 0.620\*\* | 0.682\*\* | 0.477\*\* | 0.580\*\* |
| 枝角类  Cladocerans (ind./L) | 0.626\*\* | 0.396\*\* | 0.358\*\* | 0.263\* |
| 桡足类  Copepods (ind./L) | 0.064 | 0.089 | 0.110 | 0.033 |

注：\**P*<0.05，\*\**P*<0.01

##### （3）巢湖春夏有机碳与环境因子的主成分分析（PCA）

使用Statistic8.0统计软件对巢湖有机碳与其环境因子间的关系进行主成分分

Factor 2 : 19.36%

析。所有的数据都用ln(1+x)进行标准化。

PCA分析显示：巢湖有机碳与枝角类(Cld)、pH、总氮和叶绿素*a*密切相关，与桡足类（Cod）具有一定的相关性。与总氮、溶解氧、透明度没有相关性。如图14所示。

**1**

WT

TIC

DOC

**0**

POC

TOC

TP

SD

pH

TN

DO

Chl-a

**-1**

**-1**

**0**

Factor 1 : 46.91%

**1**

图14 巢湖有机碳与环境因子的主成分分析

Fig14. Principal Component Analysis between total organic carbon and environmental variables of the Lake Chaohu

## **2.3** 分析与讨论

### 2.3.1 巢湖春夏季节有机碳的分布特征

巢湖有机碳是巢湖碳循环特别是生物泵过程的主要参与者之一，有机碳主要来源于浮游植物的光合作用、浮游生物的死亡和排泄物的降解、陆地有机物质的大量输入和湖泊沉积物的自然溶解，它与人类的生态环境相互影响、相互制约。

2012年2月至7月巢湖水体有机碳TOC浓度在34.14～61.44mg/L之间，总平均值为43.85mg/L. 其中西湖区有机碳TOC浓度在37.35～58.68 mg/L之间，总平

均值为44.9mg/L，最大值（58.68mg/L）出现在7月；东湖区总有机碳TOC浓度在37.18～63.28mg/L之间，总平均值为44.64mg/L，最大值（63.28mg/L）出现在

7月。而此期间，巢湖出现蓝藻暴发现象，浮游植物生物量相对较高。其中西湖区总有机碳值略大于东湖区，众多研究显示，西部湖区水质较东部湖区污染严重[[85]](#_bookmark126)，富营养化程度较大。巢湖蓝藻水华暴发期间，除了浮游植物，也与巢湖西湖区域人类生产、生活活动更加频繁、陆源输入量增大有着直接关系。

关于巢湖有机碳分布情况，之前也有过一些相关报道。TOC呈现了夏季高冬季低的基本特征。叶琳琳等[[77]](#_bookmark121)研究发现巢湖水华暴发期间，DOC 的浓度为

4.062～6.405mg/L。汤峰等[[25]](#_bookmark71)在2000年对巢湖水分春、夏、秋、冬四个季节进行了TOC-CODMn对比相关实验，并据其相关性对巢湖的污染状况和变化规律进行了进一步的分析和研究。认为巢湖春、夏两季的TOC较秋、冬季变化幅度大，主要与农田径流有机污染增加、工业污染，藻类等微生物生长活跃，对湖水有机物的降解作用，使水体有机物含量增大有关。江志坚等[[32]](#_bookmark78)对大亚湾海水中总有机碳的时空分布及其影响因素做了相关性分析。他的研究结果表明时间和空间的分布特征对总有机碳的浓度有着深刻的影响，同时，他也认为水的驱动作用、季风气候、周边径流、化学、生物以及其他相关环境因子也同样对总有机碳起着制约的作用。但主要以水体中的浮游植物和石油影响最为剧烈。而在研究大亚湾水域的总有机碳含量、分布特征和不同形态碳的相互关系中也证明了这点[[33]](#_bookmark79)。

在长江口海区，河、海水的相互混合作用直接影响了DOC和POC的分布规律和时空变化特征。同时，DOC和POC的之间的相互转化、水体沉积物的再悬浮以及浮游植物的光合作用等多种因素也对其发挥的重要作用。DOC和POC的相互转化以及表层沉积物的再悬浮被认为是控制水体总有机碳的分布特征的关键因素

[[86]](#_bookmark127)，在上层海水中，浮游植物的光合作用对DOC和POC的影响较大，而在相对较深的水体中，水体入射光降低，DOC和POC受到浮游植物的光合作用的影响也相对较弱。

### 2.3.2 磷对巢湖春夏季节有机碳的影响

目前，通常以划分TOC的等级并结合氮磷浓度以及水体透明度等因素来区分水体受污染程度，因此通过分析水体中影响TOC浓度的主要因素，不仅可以得知水体中影响TOC含量的环境因素，同时也为水质指标的评价提供有力参考。磷作

为浮游植物生长发育过程中所必需的一种营养盐，在湖泊生态系统中，其对浮游植物生长的影响和限制作用，国内外早有较多的研究报道[[87,](#_bookmark128) [88]](#_bookmark129)。其中，Hudosn 和

Taylon研究认为水体的富营养化作用主要来自于磷元素的过量输入。而在海洋以及湖泊等自然水体中，磷又制约着初级生产力水平。蓝藻作为优势种与总磷、总氮的浓度又显著相关，Downing et al.在对世界范围内的上百个自然湖泊进行调查分析后认为，营养盐及藻类生物量之间密切相关，增大磷的浓度是促使蓝藻达到优势种的根本原因[[89]](#_bookmark130)。

巢湖西半湖TP为0.29～1.86mg/L，平均值1.24mg/L，东半湖TP为0.13～

0.3mg/L，平均值0.17mg/L. 西湖区TP明显高于东湖区。本实验通过Pearson分析显示，大湖TOC与TP（*r*=0.653, *p*<0.001, n=59）呈现极显著正相关关系，与TN（*r* =-0.179, *p*> 0.05, n=59）之间无相关性。西湖区TOC与TP（*r* =0.640，*p*<0.001，

n=58）呈现极显著正相关关系，与TN（*r* =-0.280, *p*<0.05, n=59）之间无相关性。东湖区TOC与TP（*r* =0.701, *p*<0.001, n=59）呈现极显著正相关关系，与TN（*r*

=-0.161，*p*> 0.05，n=59）之间无相关性。说明磷是巢湖有机碳的含量的制约因子。王立群等[[47]](#_bookmark93)对安徽龙河口水库沉积物碳、氮、磷含量及其气候代用指标进行了分析，对沉积物中碳-氮和氮-磷耦合关系进行了讨论，推断其物质来源主要是以河流携带陆源植物输入为主。其含量变化受物质来源、本身的生物化学作用及人类活动等因素影响。TOC与P含量也呈正相关关系。碳磷比值也说明物质来源主要为陆生物质，生物体在自然消亡之后，磷会快速而自动的分解并释放，而碳的释放速度则相对较慢，这促使了水柱TOC/P比值相对较高。TOC与TN之间呈极显著的正相关关系，这在研究东湖Ⅰ站和Ⅱ站沉积物中已有证明，TOC/TN质量比的变化同时受到多种元素的影响，包括人为活动加剧、气候变牵、氮、有机碳分解速度不均衡等。TP与TOC之间也呈正相关关系，但相关性差，主要因为污染程度的不同，Ⅰ站污水量显著大于Ⅱ站，致使武汉东湖TOC/TP质量比不均衡，Ⅰ站明显低于Ⅱ站，表层沉积物中碳降解速度比磷慢致使TOC/TP质量比升高[[90]](#_bookmark131)。

### 2.3.3 叶绿素*a*和浮游植物对巢湖春夏季节有机碳的影响

对巢湖水体各因素进行相关分析显示，叶绿素*a*与T OC（*r* =0.358，*p<*0.05，

n=59）、DOC(*r* =0.477, *p*<0.001, n=59)、POC（*r* =0.580, *p*<0.001, n=59）呈现显著和极显著正相关关系。研究结果也显示，水体中颗粒性有机碳与叶绿素*a* 显

著相关，这一现状表征了区域内颗粒有机碳主要来源于现场生产。林晶[[37]](#_bookmark83)和刘子琳等[[38]](#_bookmark84)对此做了大量研究。

在海洋的初级生产力中，叶绿素*a*是浮游植物进行光合作用的主要色素。在一定程度上能反映出海洋水体中初级生产者通过光合作用生产有机碳的能力。同时叶绿素a也作为一项重要指标来表征海水初级生产者浮游植物的生物量[[65]](#_bookmark109)。

浮游植物在生长过程中所排泄出的有机物质[[91]](#_bookmark132)，通过光合作用后，其产物大部分又被转化为溶解性有机碳而释放到水体中，且速度很快[[92]](#_bookmark133)。这种现象则反映出浮游植物的生产力水平越高，其所产出的溶解性有机碳和颗粒性有机碳的值也越大，从而促使了总有机碳浓度值增大。

叶绿素*a*的浓度与溶解性有机碳之间在水华期间具有很好的相关性，Simjouw等在对Chincoteague Bay的研究中得出这一结论[[93]](#_bookmark134)。浮游植物对总有机碳的影响很大，此外，细菌也会导致溶解性有机碳发展转变。因此，分析叶绿素*a*、浮游植物和总有机碳之间的关系已经越来越多的被专家们所关注。

对于巢湖浮游植物，不仅从生物量的角度，而且从种群分布的角度，研究了其对巢湖有机碳TOC（主要包括溶解性有机碳DOC和颗粒性有机碳POC）循环过程的生物因素方面的影响。浮游植物的分布形势与该地区水域中的叶绿素的分布情况一致，表明了溶解性有机碳浓度与初级生产力正相关，进一步支持了巢湖水体中的溶解性有机碳主要来源于浮游植物的光合作用。

### 2.3.4 影响巢湖春夏季节有机碳的其他环境因子

另外，巢湖春夏季节TOC与水温（*r* =0.617, *p*<0.001, n=59）、pH（*r* =0.589,

*p*<0.001, n=59）、枝角类（*r* =0.404, *p*<0.05, n=59）之间呈极显著正相关，与透明度（*r* =-0.462, *p*<0.001, n=59）呈负相关。同时，随着巢湖地区经济迅速发展，人为的有机质输入在逐年增加，也是湖泊有机碳含量高并出现动态分布的原因之一[[101]](#_bookmark135)。巢湖的西湖区，在开发利用过程中，人类的生产及生活活动加剧，造成了陆源有机质的输入量大大增加，富营养化加剧，也是导致西湖区较东湖区有机碳含量偏大的原因之一。

本研究结果暗示，有机碳作为淡水浅水湖泊不同介质环境中循环的参与者，其分布特征反映了巢湖蓝藻水华暴发期间的作用机理，以及较大的自然和人为的有机质输入量，包括巢湖径流和工农业输入。有机碳的氧化分解同样影响了巢湖

沉积物中的生物化学环境，对其他元素迁移转化产生了重要作用。研究显示：叶绿素*a*、浮游植物、TP、水温、pH、枝角类等是影响TOC的重要因素。这些环境因子与总有机碳之间存在着错综复杂的相互关系，可能共同制约蓝藻“水华”的发生。

# 第三章 巢湖春夏有机碳的季节变化的原位围隔研究

## **3.1** 实验材料和实验方法

### 3.1.1 围隔设置方法和采样时间安排

围隔袋尺寸为长3m×宽3m×高3.5m，用不透水的聚丙烯织布围成，用钢管搭建在围隔架上，其顶部敞开，底部封闭。原位围隔设于离岸约5m、巢湖忠庙附近水域。本论文共涉及15 个围隔袋，分别用A1/A2/A3、B1/B2/B3、C1/C2/C3、

D1/D2/D3、E1/E2/E3等五组符号表示。除A组外其余各组围隔底部均放入厚度约为5cm巢湖东、西湖区混合的底泥。用水泵抽取巢湖湖水注入围隔。实验于2012年2月19日开始至2012年7月24日结束，共计22周，期间围隔水位在2.0～2.8m

范围内变动。实验围隔中的水样及浮游生物每周采集1次。围隔中底泥、营养盐

及加入鱼的情况如表9所示。

表9 围隔中底泥、营养盐、鱼类设置情况

Tab. 9 Sediment and nutrient, fish in the Settings of the Barricading

|  | 底泥 | 营养盐 | 鱼类 |
| --- | --- | --- | --- |
| A | - | N、P | - |
| B | + | N、P | 鲢鱼（Hypophthalmichthys molitrix） |
| C | + | N、P | 鲢鱼+鳙鱼（Aristichthys nobilis） |
| D | + | - | - |
| E | + | N、P |  |
|  |  |  | 鳊鱼（Parabramis pekinensis） |

**注：**于第5周分别在围隔A、B、C、E中添加P，以调整5个围隔中的TP浓度为0.2 mg/L。

于第16周在围隔A、B、C、E中添加N，以调整4个围隔中的TN为2.0 mg/L。第6周在围隔B、C、

E中添加鱼，鱼的初始生物量均约为13.0 g/m3。“+”表示添加，“-”表示未添加。

### 3.1.2 水样采集与理化指标测定

利用2.5 L采水器采集围隔内0.5m和2.8m深度的水样，水体环境因子及浮游生物的采集、测定与计数等同第二章。

### 3.1.3 数据分析

数据利用SPSS20.0软件进行统计分析。Perason相关分析分析了围隔有机碳

TOC和理化因子及浮游植物的相关关系。

## **3.2** 实验结果

### 3.2.1 围隔理化因子的季节变化

##### （1）水温

图14显示了2012年2月～7月巢湖围隔内温度的季节变化。采样期间，水温在五个围隔间差异较小，且呈现明显的季节变化，其中2月温度最低，约为5.5℃，之后随气温的上升而上升，4月下旬温度上升到20℃左右，7月末达到温度最大值，约为33℃，如图15所示。



A

D

B E

C

40

水温 Water temperation(℃)

30

20

10

0

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22

采样时间Sampling time(weeks)

图15 围隔水体温度的季节变化

Fig. 15 Seasonal variations of water temperature the enclosures

##### （2）透明度

实验开始时五个围隔的透明度均在2m左右。而后逐渐上升，至四月下旬所有围隔几乎全部清澈见底（透明度约为3.0～3.3m）。此后，透明度又开始下降，至6-7月除D组外其余围隔的透明度都降至2.2m以下，此时，A、B、C、D、E的最小透明度分别为1.4m、1.7m、1.0m、1.7m、1.0m，如图15所示。

4 A B

C D

透明度 Transparency (m)

E

3

2

1

0

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22

采样日期Sampling time(weeks)

图16 围隔水体透明度的季节变化

Fig. 16 Seasonal variations of water SD in the enclosures

##### （3）溶解氧

围隔的溶解氧变动幅度较大，A、B、C、D、E的溶解氧最大值分别为10.8（7月）、11.3（7月）、12.1（7月）、9.0（3月）、10.5（3月）。最小值分别为7.1（4月）、5.4（6月）、5.8（6月）、5.9（7月）、5.3（6月）。无论是平均值还是最大值，

D组的溶解氧都略低于其他组，如图16所示。

15 A B C

D E

溶解氧 Dissolved oxygen

（mg/L)



10

5

0

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22

采样时间Spamling time(weeks)

图17 围隔溶解氧的季节变化

Fig. 17 Seasonal variations of dissolved oxygen in the enclosures

##### （4）pH

实验初始时五个围隔的pH差异较小（约7.8），而后pH均逐渐增加。7月时，围隔A、B、C、D、E的pH达到最大值，分别为10.4、9.9、10.0、9.3、9.8，未添加N、P的D组略低于其余各组，如图17所示。



A B

C

D E

12

10.5

9

pH

7.5

6

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22

采样日期Sampling time(weeks)

图18 围隔pH的季节变化

Fig. 18 Seasonal variations of pH in the enclosures

##### （5）总氮

实验在第1-3 周时五个围隔的总氮相差不大（约2.0mg/L），而后均呈下降的趋势，BCE三组下降的更快，至第18周B、C、D、E的总氮浓度均降至最低点（表

2）。至实验结束的22周，A、B、C、D、E的总氮浓度分别为0.4、0.2、0.3、0.8、

0.4mg/L，如图18所示。



A

D

B

E

C

围隔TN

4

3

浓度（mg/L)

2

1

0

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22

采样日期Sampling time(months)

图19 围隔总氮的季节变化

Fig. 19 Seasonal variations of TN in the enclosures

##### （6）总磷

实验在添加了P后的A、B、C、E围隔总磷变化较大，先增加后急剧下降。未添加P的D组其总磷的浓度要低于其他组，如图19所示。

0.4

0.3

浓度

Concentration(mg/L)

围隔TP

A B C

D E



0.2

0.1

0

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22

采样日期Sampling time(moths)

图20 围隔总磷的季节变化

Fig. 20 Seasonal variations of TP in the enclosures

### 3.2.2 围隔叶绿素*a*的季节变化

叶绿素*a*浓度显示明显的季节变化，即冬末和春季（1～14周）相对较低，夏季（15～22周）相对较高。其变动范围和平均值如图20所示。围隔A、B、C、D、

E的最大值分别为19.0μg/L、17.3μg/L、44.5μg/L、9.7μg/L、33.4μg/L；最小值分别为1.1μg/L、2.1μg/L、1.5μg/L、1.0μg/L、1.8μg/L。

60 A B C

D E

叶绿素a浓度 Chl-a

concentration (μg/L

45

30

15

0

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22

采样时间Sampling time (weeks)

图21 围隔叶绿素*a*的季节变化

Fig. 21 Seasonal variations of Chl*a* in the enclosures

### 3.2.3 围隔浮游植物的季节变化

浮游植物在冬末和春季以小席藻（*Phormidium tenus*）、空球藻（*Eudorina*

*elegans*)、球衣藻(*Chlamydomonas globosa*)、尖尾蓝隐藻(*Chroomonas acuta*)等为优势种，生物量相对较低。而夏季则以空球藻（*Eudorina elegans*）、微囊藻(*Microcysis*

sp.)、狭形纤维藻（*Ankistrodesmus angustus*）、小席藻（*Phormidium tenus*）、湖生卵囊藻（*Oocystis lacustris*）等为主，生物量相对较高。如图21-22所示。



A B C D E

1200

密度Density (×105 cells/L)

800

400

0



24

16

生物量Biomass(mg/L)

8

0

2.12 2.19 3.3 3.26 4.2 4.21 5.5 5.19 6.3 6.22 7.2 7.16

采样时间Samping time

图22 围隔浮游植物细胞密度和生物量的变化

Fig. 22 The variations of density and biomass of phytoplankton in the enclosures

另外，浮游甲壳动物的密度在不同的围隔间也明显的不同。夏季时，A、E 组

（无食浮游动物鱼类）中的小型枝角类的密度明显高于B、C、D组。



空球藻

A B C D E

4

3

2

1

0



小席藻

2

1

0



微囊藻

1.6

生物量

Biomass(mg/L)

1.2

0.8

0.4

0



湖生卵囊藻

8

6

4

2

0

2.12 2.19 3.3 3.26 4.2 4.21 5.5 5.19 6.3 6.22 7.2 7.16

采样时间Sampling time

图23 围隔浮游植物优势种生物量的季节变化

Fig. 23 Seasonal variations of biomass of dominant phytoplankton species in the enclosures

### 3.2.4 围隔浮游甲壳动物的季节变化

实验期间，共鉴定浮游甲壳动物21种，其中枝角类9属12种，桡足类5属9种。图23显示了围隔浮游甲壳动物密度呈现明显的季节变化，春季（4-14周）以大型枝角类*Daphnia*（主要为透明溞，占*Daphnia*总数的95%以上）为优势种，围隔A、B、C、D、E的最大值分别为136.4 ind. /L、160.3 ind. /L、121.1 ind. /L、182.1

ind. /L、212.3 ind. /L. 夏季（15-22周）则以小型枝角类（主要是脆弱象鼻溞和角突网纹溞）和桡足类（主要为剑水溞和大型中镖水蚤）为优势种，小型枝角类和桡足类在围隔A、B、C、D、E的最大密度分别为342.7 ind. /L、48.4 ind. /L、47.6 ind. /L、60.7 ind. /L、355.7 ind. /L, 194.8 ind. /L、36.1 ind. /L、61.1 ind. /L、78.2 ind. /L、200.8

ind. /L。



图24 围隔浮游甲壳动物的季节变化

Fig. 24 Seasonal variations of planktonic crustaceans in the enclosures

### 3.2.5 围隔有机碳的季节变化

2012年2～7月围隔有机碳TOC浓度在27.59～48.28mg/L之间，总平均值为

36.26mg/L. 其中A～E 各组总有机碳TOC 浓度平均值分别为36.82mg/L、

35.99mg/L、35.88mg/L、34.86mg/L和37.78mg/L，D组平均最低，E组平均最高。

TOC最低浓度（27.59 mg/L）出现在6月份的D组，最高值（48.28 mg/L）出现在

7月份的A组。A-E组溶解性有机碳DOC浓度分别为35.41 mg/L、35.77 mg/L、

33.81 mg/L、32.92 mg/L、36.68 mg/L，如图24所示。

100 A B C D E

TIC

80

60

40

20

60

TOC



50

40

30

20

DOC

60

浓度 Concentration (mg/L)



50

40

30

20

20

POC

15

10

5

0

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22

采样日期Sampling time(months)

图25 围隔TOC的季节变化

Fig. 25 Seasonal variations of TOC in the enclosures

Factor 2 : 20.24%

### 3.2.6 围隔有机碳与环境因子之间的相互关系

3.2.6.1围隔有机碳与环境因子之间的单因素方差分析

单因素方差分析显示，不同处理对围隔中有机碳均无显著影响（df=4. TOC:

*F*=2.18, *P*=0.076; DOC: *F*=2.33, *P*=0.061; POC: *F*=0.103, *P*=0.981）。多重比较（*post*

*hoc* LSD）显示，TOC仅在围隔D和E之间具有极显著差异（*P*=0.007），而在其他围隔间无显著差异（*P*> 0.05）；DOC仅在围隔D和E(*P*=0.012)、D和A（*P*=0.019）之间具有显著差异，而在其他围隔间无显著差异（*P*> 0.05）；POC在各围隔间均无显著差异（*P*> 0.05）。

3.2.6.2围隔有机碳与环境因子之间的主成分分析（PCA）

PCA分析显示：巢湖围隔A中TOC与溶解氧、总磷和桡足类密切相关；围隔

B中TOC与溶解氧、总磷密切相关；围隔C中TOC与溶解氧、总磷密切相关；围隔

**1**

围隔 A

Cld

TP

DO TOC

TN

Cod

DOC

TIC

**0**

pH

POC

Chl-a

SD

WT

**-1**

**-1**

**0**

Factor 1 : 48.31%

**1**

D中TOC与枝角类有一定相关性；围隔E中TOC与桡足类和叶绿素-*a*密切相关。如下图所示。

**1**

围隔 B

pH

DO

TP

SD

WT

TOC

POC

Cld

DOC

**0**

TN

Chl-a

Cod

TIC

**-1**

**-1**

**0**

Factor 1 : 47.53%

**1**

**1**

围隔 C

TIC

Chl-a

**0**

DOC

Cld

TN

POC

Cod

SD

TOC

WT

TP

pH

DO

**-1**

**-1**

**0**

Factor 1 : 47.27%

**1**

Factor 2 : 19.62%

Factor 2 : 20.81%

TIC

TNDO

pH

WT

Cld

POTOC C

TN

Chl-a WT

SD

Factor 2 : 15.95%

Factor 2 : 18.02%

**1**

围隔 D

Chl-a

Cld

TOC

POC

DOC

TP

Cod

**0**

SD

**-1**

**-1**

**0**

Factor 1 : 55.33%

**1**

**1**

围隔 E

TIC

Cod

TP

DOC

**0**

pH

DO

**-1**

**-1**

**0**

Factor 1 : 49.19%

**1**

图14 巢湖有机碳与环境因子的主成分分析

Fig14. Principal Component Analysis between total organic carbon and environmental

Variables of the Lake Chaohu

3.2.6.3围隔有机碳与环境因子之间的相关性分析

根据Pearson相关性分析，围隔A中TOC与TP极显著的正相关*(p* =0.010)，与Chl *a*(*p*=0.044)显著相关，与SD(*p* =0.007)显著负相关。POC与pH (*p* =0.015)显著相关，与SD(*p* =0.014)负相关。

围隔B中TOC与DO (*p*=0.003)呈极显著相关，与TN(*p*=0.047)呈显著相关，

DOC与SD (*p*=0.027) 呈显著相关，与桡足类(*p* =0.045)呈负相关，POC与Chl *a*

显著相关Chl *a*(*p* =0.024)，与SD(*p* =0.012)和枝角类(*p* =0.045)均显著负相关。围隔C中TOC与DO显著相关(*p* =0.039), DOC与SD(*p* =0.021)显著相关，

与水温(*p* =0.002)和Chl *a* (*p* <0.001)负相关。POC与Chl *a*、水温和pH呈极显著相关（*p*<0.01），与桡足类(*p* =0.029)显著相关，与SD和枝角类(*p*<0.01)呈显著负相关。围隔D中TOC与pH和水温负相关(*p* <0.05). DOC与枝角类显著相关(*p*

=0.020)，与水温、pH和桡足类极显著负相关(*p* <0.01). POC与Chl *a*极显著相关

（*p*<0.001），与桡足类显著相关（*p* =0.019）。

围隔E中TOC与Chl *a*呈极显著相关(*p*<0.001)，与枝角类（*p*=0.016）、水温（*p* =0.031）和桡足类（*p* =0.037）呈显著相关，POC与桡足类、水温和pH呈极显著相关（*p*<0.01） ，与Chl *a*呈显著相关(*p* =0.020)，与SD呈极显著负相关（*p*=0.002）. 如表

10所示。

表10 围隔有机碳与环境因子之间的相关性分析(n=22)

Tab.10 Relationship between the organic carbon and environmental factors in the enclosures (n=22)

| 围 隔 |  | TN(mg/L) | TP(mg/L) | T（℃） | DO (mg/L) | SD（m） | pH | Chl a(μg/L) | Cladocerans (ind./L) | Copepods (ind./L) |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| A | TOC(mg/L) | -0.270  0.224 | 0.538\*\*  0.010 | 0.169  0.451 | 0.246  0.269 | -0.554\*\* 0.007 | 0.406  0.061 | 0.433\*  0.044 | 0.004  0.987 | 0.145  0.521 |
| DOC(mg/L) | -0.065  0.773 | 0.124  0.582 | -0.291  0.188 | -0.004  0.985 | -0.030  0.894 | -0.100  0.657 | 0.050  0.824 | -0.007  0.975 | -0.148  0.512 |
| POC(mg/L) | -0.210  0.348 | 0.427\*  0.470 | 0.407  0.060 | 0.175  0.436 | -0.515\* 0.014 | 0.512\*  0.015 | 0.407  0.060 | -0.142  0.529 | 0.177  0.431 |
| B | TOC(mg/L) | 0.428\*  0.047 | -0.043  0.849 | -0.082  0.717 | 0.611\*\*  0.003 | 0.095  0.673 | 0.279  0.208 | 0.074  0.743 | 0.141  0.531 | -0.158  0.482 |
| DOC(mg/L) | 0.378  0.083 | -0.271  0.222 | -0.491\* 0.020 | 0.315  0.153 | 0.471\*  0.027 | -0.140  0.535 | -0.380  0.081 | 0.352  0.108 | -0.431\* 0.045 |
| POC(mg/L) | 0.006  0.979 | 0.333  0.130 | 0.465\*  0.290 | 0.108  0.633 | -0.524\* 0.012 | 0.379  0.082 | 0.481\*  0.024 | -0.431\* 0.045 | 0.376  0.085 |
| C | TOC(mg/L) | 0.359  0.101 | 0.042  0.853 | -0.031  0.892 | 0.443\*  0.039 | 0.003  0.989 | 0.208  0.352 | 0.129  0.566 | -0.048  0.831 | 0.257  0.248 |

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  | DOC(mg/L) | 0.416  0.054 | -0.103  0.650 | -0.559\*\*  0.007 | 0.190  0.398 | 0.488\*  0.021 | -0.324  0.141 | -0.447\*\*  0.037 | 0.413  0.056 | -0.144  0.521 |
| POC(mg/L) | -0.126  0.575 | 0.085  0.708 | 0.634\*\*  0.002 | 0.194  0.387 | -0.642\*\*  0.001 | 0.615\*\*  0.002 | 0.732\*\*  0.000 | -0.559\*\*  0.007 | 0.465\*  0.029 |
| D | TOC(mg/L) | 0.187  0.405 | 0.217  0.332 | -0.471\* 0.027 | 0.223  0.319 | -0.050  0.824 | -0.518\* 0.014 | 0.088  0.697 | 0.387  0.075 | -0.632  0.097 |
| DOC(mg/L) | 0.380  0.081 | -0.182  0.417 | -0.727\*\* 0.000 | 0.462\*  0.030 | 0.126  0.576 | -0.713\*\* 0.000 | -0.397  0.069 | 0.493\*  0.020 | -0.613\*\* 0.002 |
| POC(mg/L) | -0.357  0.103 | 0.185  0.410 | 0.410  0.417 | -0.475\*  0.025 | -0.501\*  0.018 | 0.377  0.084 | 0.700\*\*  0.000 | -0.323  0.142 | 0.496\*  0.019 |
| E | TOC(mg/L) | -0.157  0.484 | 0.087  0.699 | 0.460\*  0.031 | -0.071  0.753 | -0.566\*\*  0.006 | 0.418  0.053 | 0.719\*\*  0.000 | 0.507\*  0.016 | 0.446\*  0.037 |
| DOC(mg/L) | -0.017  0.939 | -0.092  0.685 | -0.177  0.431 | -0.019  0.933 | 0.073  0.746 | -0.130  0.565 | 0.337  0.126 | 0.286  0.197 | -0.238  0.286 |
| POC(mg/L) | -0.195  0.385 | 0.045  0.842 | 0.600\*\*  0.003 | 0.004  0.985 | -0.613\*\* 0.002 | 0.537\*\*  0.010 | 0.491\*  0.020 | 0.390  0.073 | 0.688\*\*  0.000 |

注：\**P*<0.05, \*\**P*<0.01

## **3.3** 讨论

### 3.3.1 围隔有机碳的分布特征

围隔实验起始时向B、C、D、E组分别加入巢湖底泥，在实验过程中的第五周（2012年3月10日），分别向B组投放鲢鱼4条、C组投放鲢鱼和鳙鱼各2条、

E组投放鳊鱼4条。结果显示，B、C、E组TOC值均呈下降趋势，分别为34.6 mg/L、

34.16 mg/L、34.74 mg/L。在第六周（2012年3月18日）分别向B、C、E各组加入营养盐磷酸二氢钾，结果监测到TOC值显著上升，分别为38.72 mg/L、38.4 mg/L、

38.41 mg/L。在第十六周（2012年6月10日）分别向A、B、C、E各组再次加入营养盐磷酸二氢钾，仍监测到TOC值呈上升趋势。在随后的第十八周（2012年7月3日）向A、B、C、E各组加入硝酸钾，并向每个围隔中各投放15只隆线溞，显示A组TOC值（40.7 mg/L）下降，B、C、E各组TOC值增大，分别为38.42 mg/L，

42.58 mg/L, 47.3 mg/L。而实验过程中的D组只添加底泥，没有加入营养盐和鱼类，TOC平均值最低(34.86mg/L)。

### 3.3.2 枝角类对围隔有机碳的作用

枝角类作为淡水湖泊的主要摄食者，在水域生态系统的组成中占有重要地位

[[104]](#_bookmark136)，其个体不大（体长0.2～10mm，一般1～3mm）、运动速度缓慢，其对水体中浮游植物的群落结构及其种群生物量，都有一定的控制作用[[83,](#_bookmark124) [105,](#_bookmark137) [106](#_bookmark138)]。且营养丰富，是水产经济动物苗期的重要天然饵料。大型枝角类溞属在淡水水体中更是起着举足轻重的作用，其主要通过滤食来制约着水体中浮游植物的生长，尤其是在没有植食性鱼类存在的情况下，大型浮游动物溞属更占优势。枝角类滤食颗粒大小范围通常在1-15μm之间，最适值为2-5μm之间[[107](#_bookmark139)]。有时，浮游动物也会表现出较大的牧食压力，即当浮游植物初级生产力水平相对较低或者游动物自身的种群密度比较大时[[108]](#_bookmark140)。将2012年围隔水体有机碳、枝角类、桡足类密度做相关分析，结果显示，围隔E中枝角类(*r*=0.507, *p*<0.05, n=22)、桡足类(*r*=0.446, *p*<0.05, n=22)与有机碳之间呈显著正相关，与颗粒性有机碳之间极显著正相关（*r*=0.688，*p*<0.001，

n=22)。

### 3.3.3 叶绿素*a*和浮游植物对围隔有机碳的影响

相关分析显示围隔E 中叶绿素*a* 与有机碳之间呈极显著相关（*r*=0.719，

*p*<0.001，n=22），围隔A中有机碳与叶绿素*a*正相关（*r*=0.433, *p*<0.05, n=22），

而叶绿素*a*的含量反应了一定程度的浮游植物的生物量。不同水体中，浮游植物生长的限制营养盐有所不同，这会造成水体中营养物质浓度的变化特征也存在着显著差异。另外，浮游植物生长过程也会引起元素碳在湖泊水体、颗粒物等不同载体间发生迁移，在溶解性无机碳、溶解性有机碳和颗粒性有机碳等不同形态间发生转变。7月份围隔中的浮游植物生物量明显增大，而有机碳TOC的值也呈上升趋势。围隔中浮游植物生物量变化趋势与实验中磷的含量变化趋势具有较明显的同步规律。浮游植物生长是影响水体中营养物质浓度和碳循环的关键因素[[64]](#_bookmark108)。说明浮游植物、叶绿素*a*与有机碳之间密不可分。

### 3.3.4 其他环境因子与围隔有机碳的关系

在淡水湖泊中，枝角类的大量繁殖会造成较大的牧食压力，促使浮游植物减少，湖泊呈现清水状态[[109](#_bookmark141)]。也有研究表明湖泊水体中浮游植物密度的减小常会致使水体透明度的增强[[110](#_bookmark142)]。而在本实验开始时五个围隔的透明度均在2m左右。而后逐渐上升，至四月下旬所有围隔几乎全部清澈见底（透明度约为3.0～3.3m）。此后，透明度又开始下降，至6-7月除D组外其余围隔的透明度都降至2.2m以下，此时，A、B、C、D、E的最小透明度分别为1.4m、1.7m、1.0m、1.7m、1.0m。

在四月份，围隔透明度相对较高，可能与其建设在风浪较小的区域地理位置有关，也可能是因为围隔中浮游甲壳动物的牧食压力相对较大。蓝藻的光能利用效率较高[[111](#_bookmark143)]。在湖泊水体中，若营养盐浓度一定，而光的可利用性有所降低时，蓝藻的生物量则相对偏高[[112]](#_bookmark144)，而增大的蓝藻生物量又促使水体营养物质浓度的改变及加速了碳循环。围隔B和围隔C中，水体透明度对溶解性有机碳呈显著相关(*p*<0.05)，围隔A和E中水体透明度对有机碳极显著负相关（*p*<0.01），围隔C和E中水体透明度对溶解性有机碳呈极显著负相关（*p*<0.01），围隔A、B和D中水体透明度对溶解性有机碳显著负相关（*p*<0.05）

鱼类作为湖泊生态系统的重要组成部分，其主要通过摄食行为、营养盐的排泄、对沉积物的干扰等方面来实现对湖泊生态系统的影响。国外所提倡的“生物操控”理论已被广泛应用到湖泊富营养化的水体中，通过放养食鱼性鱼类来达到控制浮游动物的目的。从而保证浮游动物的种群数量，来抑制浮游植物的过量生长。在湖泊淡水生态系统内，食物网的高营养阶层以及碳循环生物泵的基础环节中，浮游植物的溶解性有机碳的释放体现它特有的生态意义。

李传红[[113]](#_bookmark145)通过研究鱼类的生态效应，结果显示鱼类可以造成围隔水体悬浮物浓度的增高，水体浑浊，透明度下降，从而直接影响湖泊水体营养盐含量、浮游动物种群动态及浮游植物的再生能力。当鱼类去除后水体又重新回复的透明度，加速了浮游植物的生长，而增大的浮游植物密度又反过来作用着透明度，使其再次下降，造成水体呈现出浅绿色的状态。而在巢湖围隔实验过程中，投放鱼类的围隔，其TOC值均有所下降，而没有投放鱼类的围隔，则变化不大。

# 第四章 结 论

## **4.1** 巢湖春夏有机碳的时空分布特征及其与环境因子的关系

研究期间（2月～7月），巢湖有机碳TOC浓度在34.14～61.44mg/L之间，平均值为43.85mg/L。5月份最低，为34.14mg/L。而后逐渐增大，7月份达到最大值

（61.44mg/L）。溶解性有机碳DOC和颗粒性有机碳POC均呈上升趋势，在7月份达到最大值，分别为54.48 mg/L和6.96 mg/L。

西湖区有机碳TOC浓度在37.35～58.68 mg/L之间，平均值为44.9mg/L，最大值出现在7月，为58.68mg/L；东湖区有机碳TOC浓度在37.18～63.28mg/L之间，平均值为44.64mg/L，最大值出现在7月，为63.28mg/L。西湖区的TOC平均含量呈略高于东湖区的含量的空间分布趋势，可能与巢湖西部区域人们的生产、生活等社会活动更加频繁有关。

巢湖TOC与理化因子（水温、TP、pH）、叶绿素*a*及枝角类之间呈极显著正相关，与水体透明度之间呈极显著负相关，与溶解氧、TN和桡足类之间没有相关性；DOC与理化因子（水温、TP 、pH）、叶绿素*a*及枝角类之间呈极显著相关，与水体透明度和溶解氧之间呈极显著负相关，与TN 和桡足类之间没有相关性；

POC与理化因子（水温、TP、pH）、叶绿素*a* 及枝角类之间有相关性，而与水体透明度、溶解氧、TN和桡足类之间均没有相关性。

## **4.2** 围隔中有机碳的时空分布特征及其与环境因子的关系

研究期间（2月～7月），围隔中有机碳TOC浓度在27.59～48.28mg/L之间，平均值为36.26mg/L。其中A-E各组有机碳TOC浓度的平均值分别为36.82mg/L、

35.99mg/L、35.88mg/L、34.86mg/L和37.78mg/L. A-E组溶解性有机碳DOC浓度分别为35.41 mg/L、35.77 mg/L、33.81 mg/L、32.92 mg/L、36.68 mg/L。

单因素方差分析显示，不同处理对围隔中有机碳均无显著影响。多重比较（*post hoc* LSD）显示，TOC仅在围隔D和E之间具有极显著差异，而在其他围隔间无显著差异；DOC仅在围隔D和E、D和A之间具有显著差异，而在其他围隔间无显著差异；POC在各围隔间均无显著差异。

主成分分析显示，巢湖围隔A中TOC与溶解氧、总磷和桡足类密切相关；围隔B中TOC与溶解氧、总磷密切相关；围隔C中TOC与溶解氧、总磷密切相关；

围隔D中TOC与枝角类有一定相关性；围隔E中TOC与桡足类和叶绿素-*a*密切相关。

根据Pearson相关性分析，围隔A中TOC与TP极显著的正相关，与Chl *a*显著相关，与SD显著负相关。POC与pH显著相关，与SD负相关。

本研究结果暗示，有机碳作为淡水浅水湖泊不同介质环境中循环的参与者，其分布特征反映了巢湖蓝藻水华暴发期间的作用机理，以及较大的自然和人为的有机质输入量，包括巢湖径流和工农业输入。有机碳的氧化分解同样影响了巢湖沉积物中的生物化学环境，对其他元素迁移转化产生了重要作用。研究显示：叶绿素*a*、浮游植物、TP、水温、pH、枝角类等是影响TOC的重要因素。这些环境因子与总有机碳之间存在着错综复杂的相互关系，可能共同制约蓝藻“水华”的发生。

**攻读硕士学位期间出版或发表的论文**

[1]葛茜，邓道贵，两种枝角类不同发育阶段个体耗氧率的初步研究[J].（已接收）

[2]邓道贵，金显文，葛茜，丁建华，陈丽娜，邵元启，淮北采煤塌陷区小型湖泊轮虫群落结构的季节变化[J]. 湖泊科学，2012, 24( 1) ：111-116

[3]李玉颖，邓道贵，尤春，葛茜，酵母浓度对发头裸腹溞种群动态和两性生殖的影响[J]. 淮北师范大学学报2011，32(2)：2095-0691

[4]杨威，邓道贵，孟小丽，刘足根，金显文，丁建华，葛茜，赣江下游及其支流浮游甲壳动物的群落结构[J]. 生态科学2011, 30(5)：547-552

[5]丁建华，杨威，金显文，邓道贵，葛茜，刘足根，赣江下游流域大型底栖动物群落结构及水质生物学评价[J]. 湖泊科学，2012.24（4）：593-599

[6]刘飞，蒯乃明，王馨，祝鹏飞，葛茜，生物接触氧化法处理腈纶废水研究[J].北方环境2011, 09:0080-02

致 **谢**

衷心感谢我的导师邓道贵教授在过去三年里的悉心培养和严格要求！

我的论文是在导师邓道贵教授的指导下完成的，从选题、实验方案的确立到论文的修改，无不倾注了恩师的心血和汗水。导师的言传身教，不仅开阔了我的眼界，而且使我在学术科研和其他方面都有了很大的进步。导师渊博的学术知识、谦和的处世方式、严谨的治学态度和不懈的追求科学的精神将使我终身受益！

感谢生命科学学院的各级领导们为我们创造了一个良好的科研和学习气氛！感谢合肥市环境监测站、巢湖渔业管理局各级领导在采样、用车，租船等方

面给予的关心和帮助。

感谢刘飞老师、包先明老师、金显文老师、丁建华老师、纪磊老师在数据处理和实验仪器指导上提供的帮助。

本论文的室外工作是在张赛、杨威、邵元启、戴海奇、李东旭等人的大力协助下完成的，至今难忘我们早出晚归，出差采样的种种情形。室内实验工作量大，时间限制紧，离不开师弟师妹王志科、刘俊第、杨慧、吴行等人的帮助和支持。在此，向师弟师妹们表示深深的谢意！

感谢实验室同门孟小丽、张赛、杨威、陈丽娜、邵元启、孟美茹、徐敏、李芳、张晓丽对我的帮助和支持，在这求学的日子里我们互相帮助、共同进步，建立了深厚的友情，这将是我终生难忘的记忆。

最后，感谢我的家人，在我三年的求学生涯中，是你们给了我最有力的支持、关爱和帮助。

本研究工作得到国家自然科学基金项目《富营养化湖泊中蓝藻对枝角类生殖转化及休眠卵形成与萌发影响的生态学机理》（批准号：30840025）。的资助。

文中不足和错误之处，敬请老师和同学们批评指正。

葛茜

2013年5月于淮北师范大学

参考文献：

[1]袁旭音，中国湖泊污染状况的基本评价[J].火ft地质与矿产，2000，21(2)：128-136.

[2]李世杰，应重视湖泊科学的建设与发展[J].中国科学院院刊，2006，21(5)：399-405.

[3]李世杰，陈炜，姜永见，沈德福，我国湖泊资源与环境对全球变化的响应，见：发挥资源科技优势保障西部创新发展——中国自然资源学会2011年学术年会论文集（下册），2011.

[4]李世杰，中国湖泊环境演变与全球变化和人类活动，in: 新世纪新机遇新挑战——知识创新和高新技术产业发展（下册），2001.

[5]余国营，刘永定，丘昌强，徐小清，滇池水生植被演替及其与水环境变化关系[J].湖泊科学，

2000, 12(1)：73-80.

[6]王健华，陆根法，钱瑜，王远，唐征，夏晶，太湖流域面源污染控制对策研究[J].环境保护科学，2003，29(2)：16-17.

[7]杨再福，施炜刚，陈立侨，陈勇，周忠良，东太湖生态环境的演变与对策[J].中国环境科学，

2003, 23(1)：64-68.

[8]陈克平，过维钧，章敏，东太湖水污染控制途径[J].污染防治技术，2003, 16(1)：34-36.

[9]陈荷生，保护太湖时不我待[J].上海城市管理职业技术学院学报，2002，12(5)：22-25.

[10]何开丽，巢湖富营养化现状与治理对策[J].环境保护，2002，(1)：22-24.

[11] 韩小勇，巢湖水质调查与研究[J].水资源保护，1998，(1)：24-28.

[12]甘义群，郭永龙，武汉东湖富营养化现状分析及治理对策[J].长江流域资源与环境，2004，

13(3): 277-281.

[13]王淑芳，湖泊富营养化防治研究与展望[J].江苏环境科技，2005，18(4)：54-56.

[14]国家环保总局科技标准司，中国湖泊富营养化及其防治研究[M].北京：中国环境科学出版社，2001.

[15]孟庆义，国内湖泊水质污染及富营养化治理[J]. 北京水利，2001，(5)：45-47.

[16]纪洁，水中总有机碳(TOC)的监测[J].中国计量，2002，(6)：46.

[17] Ni HG, Lu FH, Luo XL, Ti HY, Zeng EY. Riverine inputs of total organic carbon and suspended particulate matter from the Pearl River Delta to the coastal ocean off South China[J]. Marine Pollution Bulletin, 2008, 56(6):1150-1157.

[18] Hedges JI, Oades JM. Comparative organic geochemistries of soils and marine sediments[J].

Organic Geochemistry, 1997, 27(7-8):319-361.

[19]武晓莉，信息融合及集成学习在水质光谱分析中的应用研究[D]. 浙江大学，博士学位：

2007.

[20]吴之庆，王萍，总有机碳(TOC)测定及在环境监测中的应用[J]. 海洋环境科学，1995，

14(1): 44-49.

[21]周述琼，章骅，但德忠，水中总有机碳测定方法研究进展[J]. 四川环境，2006, 25(2)：111-115.

[22]江莉，张业明，曹刚，郝龙，林安，甘复兴，富营养化东湖水中COD与TOC的相关性研究[J]. 环境科学与技术，2007，30(10)：37-39.

[23]顾廷富，李坤，包军，大庆水质自动监测TOC与高锰酸盐指数(CODMn)的相关性分析[J]. 环境科学与管理，2006，31(3)：154-155.

[24]梁铁军，鸭绿江丹东段水体TOC与高锰酸盐指数相关性及应用探讨[J]. 中国环境监测，

2010, 26(1)：6-8.

[25]汤峰，钱益群，巢湖水总有机碳（TOC）—高锰酸钾指数(CODMn)相关性研究[J]. 重庆环境科学，2001，(4)：64-66.

[26]李果强，邵振清，河流水质的TOC与COD线性关系分析探讨[J]. 科技信息，2008，（35）：

828.

[27] Hayakawa K, Sakamoto M, Murase J, Song X, Zhang Z, Distribution and dynamics of organic carbon in Lake Fuxian[J]. Yunnan Geogr Environ Res, 2002, 14:34-40.

[28]洪华生，郭劳动，陈敬虔，洪丽玉，罗源湾颗粒有机碳的变化[J]. 厦门大学学报（自然科

学版），1989，12(S1): 45-49.

[29] Parsons TR, Riley JP, Skirrow G, Particulate organic carbon in the sea[M]. London: London Academic Press, 1975.

[30]金海燕，林以安，陈建芳，金明明，黄海、东海颗粒有机碳的分布特征及其影响因子分

析[J]. 海洋学报，2005, 27(5)：46-53.

[31]尹维翰，曹志敏，蓝东兆，翟滨，李桂海，王珊珊，象ft港颗粒有机碳的分布及其影响因子[J]. 海洋环境科学，2007，26(6)：550-552.

[32]江志坚，黄小平，张景平，大亚湾海水中总有机碳的时空分布及其影响因素[J]. 海洋学报，

2009, 31(1)：91-98.

[33]蔡艳雅，韩舞鹰，林洪瑛，大亚湾的有机碳[J]. 环境化学，1989, 8(5)：1-6.

[34]何晓媛，辛海虹，李锦蓉，大亚湾藻类赤潮的TOC浓度动态分析[J]. 海洋环境科学，2002，

21(2):6-9.

[35]宋文杰，何江，高际玫，吕昌伟，王维，樊明德，张家震，呼伦湖沉积物有机碳的分布特征[J]. 农业环境科学学报，2011, 30(11)：2336-2340.

[36] 韩舞鹰，林洪瑛，蔡艳雅，大亚湾的碳循环[J]. 生态学报，1990，10(3)：272-276.

[37]林晶，长江口及其毗邻海区溶解有机碳和颗粒有机碳的分布[D]. 华东师范大学，硕士学位：2007.

[38]刘子琳，潘建明，陈忠元，南大洋浮游植物现存量对颗粒有机碳的贡献[J]. 海洋科学，2004，

28(5): 44-49.

[39]孟小丽，巢湖春夏季节浮游植物的物种多样性及其水质评价研究[D]. 淮北师范大学，硕士学位：2011.

[40]陈文煊，王志红，不同形态氮对富营养化水源藻华暴发的潜在影响[J]. 给水排水，2008，

34(9): 22-27.

[41]吴健，沈吉，兴凯湖沉积物有机碳和氮及其稳定同位素反映的28kaBP以来区域古气候环境变化[J]. 沉积学报，2010，28(2)：365-372.

[42] Brahney J, Clague JJ, Menounos B, Edwards TWD, Timing and cause of water level fluctuations in Kluane Lake, Yukon Territory, over the past 5000 years[J]. Quaternary Research, 2008, 70(2):213-227.

[43]白军红，邓伟，朱颜明，栾兆擎，张玉霞，霍林河流域湿地土壤碳氮空间分布特征及生

态效应[J]. 应用生态学报，2003，14(9)：1494-1498.

[44] Mayer L, Surface area control of organic carbon accumulation in conti-nental shelf sediments[J].

Geochimicaet Cosmochimica Acta, 1994, 58(4):1271-1284.

[45] 姚书春，李世杰，巢湖富营养化过程的沉积记录[J]. 沉积学报，2004, 22(2)：343-347.

[46] Ye LL, Shi X, Wu XD, Zhang M, Yu Y, Li DM, Kong FX, Dynamics of dissolved organiccarbon after a cyanobacterial bloom in hypereutriphic Lake Taihu(China)[J]. Limnologica, 2011, 41:382-388.

[47]王立群，戴雪荣，华珞，张卫国，张福瑞，安徽龙河口水库沉积物碳、氮、磷地球化学

记录及其环境意义[J]. 海洋湖沼通报，2007，（4）：59-64.

[48] Seki H, Skelding J, T Parsons R, Observations on the decomposition of a marine sediment[J].

Limnology and Oceanography, 1968, 8(3):440-447.

[49] Ogorelec B, MišičM, Faganeli J, Marine geology of the Gulf of Trieste (northern Adriatic):

Sedimentological aspects[J]. Marine Geology, 1991, 99(1-2):79-92.

[50] Hudosn JJ, Taylon WD, Schindler DW, Phosphate concertrations in lakes[J]. Nature, 2000, 406(6):54-56.

[51]王晓蓉，华兆哲，徐菱，赵闯，吴重华，环境条件变化对太湖沉积物磷释放的影响[J]. 环

境化学，1996，15(1)：15-19.

[52]秦伯强，胡维平，陈伟民，太湖水环境演化过程与机理[M]. 北京：科学出版社，2004.

[53] Kozowska-Szerenos B, Bialuk I, Maleszewski S, Enhancement of photosynthetic O2 evolution in Chorella vulgaris under high light and increased CO2 concenteation as a sign of acclimation to phosphate deficiency[J]. Plant Physiological Biochemistry, 2004, 42:403-409.

[54] Rao IM, The Role of Phosphorus in Phosynthesis, in: Handbook of Photosynthesis, New York: Marcel Dekker, 1997, pp. 173-194.

[55] Shi YJ, Hu HH, Ma RY, Cong W, Cai ZL, Photosynthetic characteristics of Prorocentrum minimum and its nutrient uptake at different nitrogen and phosphorus levels[J]. The Chinese Journal of Process Engineering, 2004, 4(6):554-559.

[56] Garber KJ, Hartman RT, Internal phosphorus loading to shallow Edinboro Lake in northwestern Pennsylvania[J]. Hydrobiologia 1985, 122(1):45-52

[57] Lijklema L, Phosphorus accumulation in sediments and internal loading[J]. Hydrobiological Bulletin 1986, 20(1-2):213-224

[58]张海荣，近50 年来人类活动与艾溪湖富营养化过程关系研究[D]. 江西师范大学，硕士学

位：2007.

[59]郑兴灿，李亚新，污水除磷脱氮技术[M]. 北京：中国建筑工业出版社，1998.

[60]陈敏，黄奕普，不平衡在真光层颗粒动力学研究中的应用，见: 同位素海洋学研究文集，

vol 7，北京：海洋出版社，2006，pp. 139-147.

[61]王作华，黄东海叶绿素*a*和溶解有机碳分布特征及固碳强度初探[D]. 中国海洋大学，硕士学位：2009.

[62]沈韫芬，章宗涉，龚循矩，微型生物监测新技术[M]. 北京：中国建筑工业出版社，1990.

[63] Lepist L, Holopainen AL, Vuoristo H, Type-specific and indicator taxa of phytoplankton as a quality criterion for assessing theecological status of Finnish boreal lakes[J]. Limnologica, 2004, 34:236-248.

[64]唐松，大洋浮游植物生长过程中的营养盐限制作用及碳循环研究[D]. 中国科学院研究生

院，博士学位：2006.

[65]郑国侠，南黄海浮游植物的固碳强度与污染物胁迫下海水碳源/汇格局的变化[D]. 中国科学院研究生院，博士学位：2007.

[66] Charlson RJ, Lovelock JE, Andreae MO, Warren SG, Oceanic phytoplankton, atmospheric sulphur, cloudabedo and climate[J]. Nature, 1987, 326:655-661.

[67] Sarmiento JL, Toggweilaenrd R, Najjar R, Ocean Carbon-Cycle Dynamics and Atmospheric Pco2[J]. Phil. Trans. R. Soc. Lond. A, 1988, 325:3-21.

[68] Sathyendranath S, Gouveia AD, Shetye SR, Ravindran P, Platt T, Biological control of surface

Temperature in the Arabian Sea[J]. Nature, 1991, 349:54-56.

[69] Lalli CM, Parsons TR, Biological oceanography, an Introduction[M]. Oxford: Butterworth-Heinemann, 1997.

[70]夏斌，马绍赛，陈聚法，赵俊，陈碧鹃，王芳，2008 年南黄海西部浒苔暴发区有机碳的

分布特征及浮游植物的固碳强度[J]. 环境科学，2010，31(6)：1442-1449.

[71]戴民汉，翟惟东，鲁中明，蔡平河，蔡卫君，洪华生，中国区域碳循环研究进展与展望

[J]. 地球科学进展，2004，19(1)：120-130.

[72]洪华生，丘书院，阮五崎，洪港船，闽南-台湾浅滩渔场上升流区生态系研究[M]. 北京：科学出版社，1991.

[73]黄邦钦，洪华生，王海黎，The primary production processes in the Taiwan Strait III. Size-fractionated biomass and productivity of phytoplankton and the photosynthetic products structure, in: Oceanography in China 7, 北京：中国海洋出版社，1997，pp. 31-37.

[74]洪华生，阮五崎，黄邦钦，Studies on the primary productivity and its controlling mechanism in the Taiwan Strait, in: Oceanography in China 7, 北京：中国海洋出版社，1997，pp. 1-15.

[75] Deng DG, Xie P, Zhou Q, Yang H, Guo LG, Geng H, Field and experimental studies on the combined impacts of cyanobacterial blooms and small algae on crustacean zooplankton in a large, eutrophic, subtropical, Chinese lake[J]. Limnology and Oceanography, 2008, 9:1-11.

[76]张敏，长江中下游浅水湖泊富营养化机制与重金属污染研究[D]，中国科学院研究生院，

博士学位：2006.

[77]叶琳琳，史小丽，张民，吴晓东，孔繁翔，巢湖夏季水华期间水体中溶解性碳水化合物的研究[J]. 中国环境科学，2012, 32(2)：318-323.

[78] Paerl HW, Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters[J]. Limnol.

Oceanogr., 1988, 33:823-847.

[79] Rohrlack T, Dittmann E, Henning M, Börner T, Kohl J, Role of Microcystins in Poisoning and Food Ingestion Inhibition of Daphnia galeata Caused by the Cyanobacterium Microcystis aeruginosa[J]. Appl. Environ. Microbiol., 1999, 65(2):737-739.

[80] Mohamed ZA, Carmichael WW, Hussein AA, Estimation of microcystins in the freshwater fish Oreochromis niloticus in an Egyptian fish farm containing a Microcystis bloom[J]. Environ. Toxicol., 2003, 18(2):137-141.

[81]刘贞秋，蒙仁宪，巢湖浮游蓝藻的初步研究[J]. 海洋湖沼通报，1989, 2:35-41.

[82]胡鸿钧，魏印心，中国淡水藻类：系统、分类及生态[M]. 北京：科学出版社，2006.

[83]蒋燮治，堵南ft，中国动物志：淡水枝角类[M]. 北京：科学出版社，1979.

[84]中国科学院动物研究所甲壳动物研究组，中国动物志：淡水桡足类[M]. 北京：科学出版社，1979.

[85]胡雯，吴文玉，孔庆欣，荀尚培，王玉兰，用FY-1C/CAVHRR数据估算巢湖蓝藻叶绿素的含量[J]. 南京气象学院学报，2002，25(1)：124-128.

[86]李宁，长江口与胶州湾海水有机碳的分布、来源及与氮、磷的耦合关系[D]. 中国科学院研究生院，博士学位：2000.

[87]李瑞香，朱明远，陈尚，吕瑞华，李宝华，围隔生态系内浮游植物对富磷的响应[J]. 生态学报，2001，21(4)：603-607.

[88] Smith VH, Responses of esturine and coastal marine phytoplankton to nitrogen and phosphorus enrichment[J]. Limnology and Oceanography, 2006, 51(1):377-384.

[89] Downing AJ, Watson SB, McCauley E, Predicting Cyanobacteria dominance in lakes[J].

Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2001, 58:1905-1908.

[90]杨洪，易朝路，谢平，邢阳平，倪乐意，武汉东湖沉积物碳氮磷垂向分布研究[J]. 地球化学，2004，33(5)：507-514.

[91]彭兴跃，洪华生，商少凌，台湾海峡真光层有机碳动力学研究——DOC大幅度的日变化

[J]. 海洋学报，1997，19(3)：57-65.

[92] Wood AM, Rai H, Garnier J, Kairesalo T, Gresens S, Orive E, Ravail B, Practical Approaches to Algal Excretion, in: Marine Microbial Food Webs, vol 6,1992, pp. 21-38.

[93] Simjouw JP, Mulhilland MR, Minor EC, Changes in dissolvedorganic matter characteristics in Chincoteague Bay during abloom of the Pelagophyte Aureococcus anophagefferens[J].

Estuaries, 2004, 27:986-998.

[94] Chen CTA, The oceanic anthropogenic CO2 sink[J]. Chemosphere A, 1993, 27(1041-1064)

[95] Frankignoulle M, Bouger l, Wbllast R, Atmospheric CO2 fluxes in a highly polluted estuary (The Scheldt)[J]. Limnol. Oceanogr., 1996, 41:365-369.

[96] Etheridge DM, Steele LP, Langenfelds RL, Francey RJ, Barnola JM, Morgan VI, Natural and anthropogenic changes in atmospheric CO2 over the last 1000 years from air in Antarctic ice and firn[J]. Journal of Geophysical Research 1996, 101:4115-4128.

[97] Feely RA, Sabine CL, Takahashi T, Wanninkhof R, Uptake and storage of carbon dioxide in the ocean: the global CO2 survey[J]. Oceangraphy, 2001, 14(4):18-32.

[98] Ogana H, Vertical distributions of DOC and nitrogen in the southern ocean[J]. Deep-Sea Res. I:

Oceanography Res. Pap., 1999, 46:1804-1826.

[99] Fogg GE, The ecological significance of extracellular products of phytoplankton photosynthesis[J]. Botanica marina, 1983, 26(1):3-14.

[100]郭凯旋，张瑜斌，章洁香，孙省利，雷州半岛近海夏季浮游植物和浮游细菌生物量的分

布及其影响因素[J]. 生态学杂志，2012，31(1)：8-15.

[101]朱广伟，陈英旭，沉积物中有机质的环境行为研究进展[J]. 湖泊科学，2001，13(3)：23-30.

[102]章宗涉，黄祥飞，淡水浮游生物研究方法[M]. 北京：科学出版社，1991.

[103]黄祥飞，湖泊生态调查观测与分析[M]. 北京：中国标准出版社，2000.

[104] Shapirol J, Wright DI, Lake restoration by biomanipulations Round Lake, Minnesota-the first two years[J]. Freshwater Biology, 1984, 14:371-383.

[105] Queen DJM, Post JR, Mills EL, Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems[J].

Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1986, 35:1571-1581.

[106] Currie DJ, Dilworth-Christie P, Chapleau F, Assessing the strength of top-down influences on plankton abundance in unmanipulated lakes[J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1999, 56(3):27-436.

[107] Fott B, 藻类学[M]. 上海：上海科学技术出版社，1980.

[108]赵文，水生生物学[M]. 北京：中国农业出版社，2005.

[109] Muylaert K, Declerck S, Geenens V, Wichelen JV, Degans H, Vandekerkbove J, Gucht KV, Vloemans N, Rommens W, Rejas D, Urrutia R, Sabbe K, Gillis M, Decleer W, Meester LD, Vyverman W, Zooplankton, phytoplankton and the microbial food web in two turbid and two

Clearwater shallow lakes in Belgium[J]. Aquatic Ecology, 2003, 37:137-150.

[110] A. D. C. A. D., Effects of silver carp on blue-greenalgal blooms in Lake Orakai[J].

NewZealand Ministry of Agriculture and Fisheries, 1986, 68:62-64.

[111] Zevenboom W, Mur LR, N2-fixing cyanobacteria: why they do not become dominant in Dutch hypertrophic lakes[J]. Junk, The Hague, 1980, 2:123-130.

[112] V. H. S. V. H., Predictive medels for the biomass of blue-green algae in lake phytoplankton[J].

Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1986, 43:148-153.

[113]李传红，鱼类对热带浅水湖泊的影响及其在湖泊修复中的意义[D]. 暨南大学，博士学位：

2008.