

当代杰出青年科学文库

太湖蓝藻的历史发展与水华灾害

——为何 2007 年在贡湖水厂出现水污染事件？
30 年能使太湖摆脱蓝藻威胁吗？

谢 平 著

Historical Development of Cyanobacteria with Bloom Disaster in Lake Taihu

—Why did water pollution incident occur in Gonghu
Waterworks in 2007? After 30 years, can we succeed
to rescue Lake Taihu from bloom disaster?

by

Ping XIE

科 学 出 版 社

北 京

内 容 简 介

本书是一部从淡水生态学、环境地球化学、遥感、水动力学等视点分析太湖蓝藻的历史发展与水华灾害的专著。全书共分为10章,第一章描述太湖蓝藻的历史演变和空间格局,第二章介绍太湖湖水和水产品中蓝藻的次生代谢产物——微囊藻毒素(MC)的污染现状,第三章描述太湖沉积物中的氮、磷分布格局,第四章介绍氮、磷输入和太湖湖水中TN和TP浓度的历史变化和未来趋势,第五章分析“引江”是否真能“济太”,第六章描述2007年无锡贡湖水厂取水口污染事件,第七章讨论2007年太湖整体水环境是否发生了巨变,第八章描述贡湖湾生态系统的灾变历程,第九章分析侵袭贡湖水厂取水口的污水团为何物、来自何方,第十章讨论拿什么来拯救太湖。本书重点在2007年无锡贡湖水厂出现的水污染事件之谜,试图分析拿什么拯救太湖以及何时能使太湖摆脱蓝藻威胁。

本书可供湖泊学、环境生物学、环境地球化学、水环境工程、藻类学、生态学、生态水文学、水环境遥感、水产学等相关领域的研究人员和管理人员、大专院校师生参考。

图书在版编目(CIP)数据

太湖蓝藻的历史发展与水华灾害/谢平著. —北京:科学出版社,2008
(当代杰出青年科学文库)

ISBN 978-7-03-022291-6

I. 太… II. 谢… III. 太湖-蓝藻纲-藻类水华-研究 IV. Q949.2

中国版本图书馆CIP数据核字(2008)第084740号

责任编辑:韩学哲 席 慧/责任校对:包志虹

责任印制:钱玉芬/封面设计:陈 敬

科学出版社发行 各地新华书店经销

*

2008年7月第 一 版 开本:B5(720×1000)

2008年7月第一次印刷 印张:

印数:1—0 000

字数:000 000

定价:00.00元

(如有印装质量问题,我社负责调换(环伟))

前 言

2007年5月底在无锡贡湖水厂发生的水污染事件向世人敲响了警钟，人们忽然感受到环境恶化的后果是如此恐怖。一时间，有关蓝藻的报道铺天盖地而来，记者在全国各地到处捕捉蓝藻的身影，从老百姓、科学家到政治家，蓝藻成为2007年中国人民最难忘的词之一。为了应对太湖的蓝藻危机，主要科技部门启动或正在准备启动各式各样的研究计划，数十亿或更多的资金正在或准备投向太湖！

在过去近一年的时间中，作者有幸参加了若干有关太湖蓝藻的应急项目的立项工作，深切感受到有必要对太湖蓝藻的历史发展及成灾问题进行较为系统的回顾与分析。迄今为止，有关太湖的专著已有不少，如《太湖》（孙顺才和黄漪平主编，1993年，海洋出版社）、《太湖生态环境研究（一）》（蔡启铭主编，1998年，气象出版社）、《太湖水环境及其污染控制》（黄漪平主编，2001年，科学出版社）、《太湖水环境演化过程与机理》（秦伯强等编著，2004年，科学出版社）；在一些专著中对太湖的水环境问题也有重点介绍，如《中国湖泊环境》（第二册）（金相灿等著，1995年，海洋出版社）、《中国五大淡水湖》（窦鸿身和姜加虎主编，2003年，中国科学技术大学出版社）、《长江中下游湖泊环境地球化学与富营养化》（范成新和王春霞主编，2007年，科学出版社）。上述专著或章节绝大部分出自中国科学院南京地理与湖泊研究所的科学家之手。本书与上述专著明显不同之处在于聚焦于太湖的蓝藻。

全书共分为10章，第一章介绍太湖蓝藻的历史演变和空间格局，虽然有关太湖蓝藻的生态学方面的研究十分零散，但还是能粗略地勾画出太湖蓝藻自20世纪50年代以来的发展轨迹：1950~1951年，五里湖夏季蓝藻数量最多；1960年，西部湖区夏季蓝藻数量占绝对优势；20世纪80年代，夏秋季藻类生物量中蓝藻、硅藻和隐藻平分秋色；20世纪90年代，梅梁湾藻类生物量夏季蓝藻占据绝对优势；21世纪，夏季蓝藻一统天下。近年遥感方面的研究对准确估算太湖蓝藻的发生面积有了很大的推动，2007年6月，太湖蓝藻的覆盖面积达到979 km²，持续时间也不断延长。为何太湖蓝藻水华的集聚面积自2004年以来急剧增加还不得而知，也许与湖心区TP的急剧上升有关。

第二章简要介绍了太湖的微囊藻毒素（MC）污染情况，这些工作都是近几年才开始的，太湖的蓝藻均产MC，胞内（在蓝藻细胞中）毒素最高可达14 μg/L，远高于世界卫生组织的指导值（1 μg MC-LR/L），胞外（释放到水中）的MC一般不超过1 μg/L；水产品中的MC污染状况令人担忧，在蓝藻水

华暴发的季节，食用太湖的水产品有很大的健康风险。

第三章介绍太湖沉积物中的氮、磷分布格局。有关太湖沉积物 N、P 水平或垂直分布格局的研究结果可谓五花八门，即使在同一湖区，表层沉积物中的 TN 或 TP 含量可相差数倍！不知结果就是如此，还是掺杂了人为或方法上的误差。虽然如此，还是可以领悟出一些大的分布格局：表层（0~10 cm）沉积物中的 TN 和 TP 的变化趋势存在明显区域间差异，北部湖区的 TP 向上快速升高，其他区域变化不明显。早在 1987~1988 年，太湖沉积物 N、P 含量等值图显示，北部湖湾（梅梁湾和贡湖湾）TN 和 TP 含量最高，而占太湖面积大部分的中部和西部湖区含量较低。西部湖区有最大的 P 输入，但为何西部表层沉积物中的 TP 未见大幅上升？显然这里的 TP 被搬运到了其他湖区。

第四章介绍氮、磷输入和湖水中 TN 和 TP 浓度的历史变化和未来趋势。来自河流的 N 和 P 的输入呈现出明显的区域间差异，输入总量西部最高，北部次之，但流域面积较小的北部地区输入强度最高。令人惊叹的是，在 20 年间（1981~2000 年）太湖平均 TN 增加了 3 倍多，TP 的增加则高达 6 倍，P 的滞留率达到 47.6%，但 N 的滞留率明显被低估（仅有 11.0%）！TP 呈现出全湖快速匀质化的趋势，TN 仍然维持较大的区域间浓度梯度，预计湖心区的 TN 和 TP 将会逐渐向西部河流中的 TN 和 TP 水平靠近。

第五章题为“引江”真的能“济太”吗？“引江济太”被水利部门认为是解救太湖的重要举措之一。但是，望虞河工程集泄洪、排污、“引江济太”于一身，在望虞河河水中可检测出 $\text{NH}_3\text{-N}$ 高达 21.3 mg/L，TP 高达 0.63 mg/L，DO 最低几乎接近零（0.24 mg/L）。“引江济太”在缓解 2007 年太湖蓝藻危机中“立了头功”吗？引水始于 5 月 6 日，取水口污染事件始于 5 月 28 日晚，是“引江济太”过程中的一个事件。长江的污染日趋严重，引长江水“释污”未必是长久之计。贡湖湾可能成为“引江济太”最大的受害者。

第六章介绍 2007 年无锡贡湖水厂取水口污染事件。位于梅梁湾和贡湖湾交界之处的贡湖水厂是无锡市的主要供水水源，日供水量为 110 万 t。2007 年 5 月 27 日开始受不明污水团侵袭，水质恶变： $\text{DO} \rightarrow 0$ ， $\text{NH}_3\text{-N} \rightarrow 5$ mg/L，TN $\rightarrow 11$ mg/L，TP $\rightarrow 0.5$ mg/L。28 日晚，贡湖水厂供应的自来水恶臭难当，占无锡市供水 70% 的水厂水质都被污染，影响了 200 万人口的生活饮用水。在此次水危机过程中，高 TN 和厌氧状况持续了约 4 天，高 $\text{NH}_3\text{-N}$ 持续了约 2 天。贡湖水厂水源保护区及附近水域以及太湖沿岸，蓝藻堆积之深、腐烂和恶臭程度之严重，让人触目惊心！

第七章题为 2007 年太湖整体水环境发生了巨变吗？中国科学院南京地理与湖泊研究所（2007）认为主要是由于 1~4 月份高温、低水位和多偏南风所致。温度、水位、风向与蓝藻的关系十分复杂。1~4 月份水温到底是不是太湖夏季蓝藻暴发的决定性因素还缺乏具体证据。水位降低 5 cm 不大可能会导致太湖

Chl-a 浓度的显著上升。遥感影像资料表明, 4 月份太湖蓝藻水华面积可以忽略不计, 而 5 月份蓝藻出现爆发性增长, 5 月份的风向资料可能对揭示当时蓝藻为何在梅梁湾和贡湖湾大量聚集更有意义。2000 年以来, 太湖全湖平均 TP、TN、NH₃-N 和藻类生物量并未发生根本变化。因此, 2007 年贡湖水厂的水污染事件不大可能直接起因于太湖整体水环境的巨变。

第八章讨论贡湖湾生态系统的灾变。2007 年太湖整体的生态环境与往年相比并未发生大变化, 因此, 贡湖水厂的重大水污染事件可能起因于局部环境的灾变。梅梁湾历来都是蓝藻的重灾区, 而贡湖湾则非如此。2005 年, 贡湖水质迅速恶化: NH₃-N 最高达 1.42 mg/L, TP 最高达 0.25 mg/L, Chl-a 最高达 47.6 μg/L, 比 1987~2003 年期间至少上升了 1 倍多。2005 年之后, 沉水植物急速衰退, 岸边的芦苇丛变成了蓝藻的“捕获器”。“引江济太”导致内源负荷的增加, 加上贡湖沿岸带水生植物分布区蓝藻堆积可能是近年水质恶化的重要原因之一。近年水生植物的急剧衰退可能与蓝藻的大量堆积、“引江济太”导致的 NH₃-N 水平大幅上升有关。贡湖湾可能出现恶性循环: 蓝藻堆积带来丰富的营养盐输入, “引江济太”带来污染物沉淀, 蓝藻水华越来越重。

第九章题为侵袭贡湖水厂取水口的污水团为何物、来自何方? 污水团中含有大量的硫醇硫醚类、醛酮类(如 β-环柠檬醛), 还检出了较高含量的吡啶和酚; 在取水口及临近水域中叶绿素 a 最高可达 980 μg/L。污水团主体可能是蓝藻堆积、腐烂形成的衍生污染物。推测 5 月在盛行 SE 风场作用下, 在贡湖北岸产生了自东向西的沿岸流, 加上“引江济太”吞吐流的推动作用, 将贡湖湾北岸数千米长分布的众多河汊、渔港以及芦苇丛中蓝藻大量堆积和腐烂形成的污水团沿着湖岸缓慢推向贡湖水厂取水口, 并在取水口附近与梅梁湾蔓延过来的大量蓝藻相遇, 可能进一步受跨越梅梁湾口和贡湖湾口的反时针环流的顶托作用, 在二湾交界的贡湖水厂附近出现了污水团移动十分缓慢的现象, 从而引发了这次震惊中外的贡湖水源水污染事件。

第十章题为拿什么来拯救太湖? 从流域层面上来说, 人口是无法调控的, 但是应减少生活污水的排放, 控制肥料施用量, 努力降低施肥强度, 减少农田 N、P 流失。由于太湖大部分地区历史上就很少有水生植物生长, 理论上来说是很难使水生植物大面积在太湖生长的。因此, 想通过水生植物来控制太湖的蓝藻基本不太可能。但通过提高食藻鱼类比例来控制太湖蓝藻的可能性值得探索。太湖水中的 N、P 降到何种水平才可能控制蓝藻灾害——1981 年 TN 为 0.9 mg/L, TP 为 0.02 mg/L。何时才能使太湖的 TN、TP 降低到 1981 年的水平——理论上来讲可能不太可能! 未来 30 年内难以使太湖的 TN、TP 水平回到 1981 年的水平, 因此在这之前难以根除蓝藻的危害。

去年, 为庆祝恩师——刘建康院士九十大寿, 我出版了《论蓝藻水华的发生机制——从生物进化、生物地球化学和生态学视点》(科学出版社), 恰逢太湖出

现震惊中外的饮用水污染事件。面对浩瀚如海“碧波”荡漾的太湖、麦浪滚滚般的资金投入、雪片般飞向灾区的成千上万种治理技术，我深感需要应急出版一本针对太湖蓝藻及其成灾机制的专著，勾画一下太湖蓝藻的过去轨迹和未来趋势，为太湖的未来献上自己的绵薄之力，如果还能为战略科学家们对太湖的治理决策提供点滴参考，将无比荣幸。需要指出的是，在污水截不了的无望情形之下，在如何对付太湖蓝藻的方法中，水利部门倡导的“引江济太”、以清释污被认为是唯一的希望。但长江水质急转直下，这根“救命稻草”也已经满目沧桑！说到底，地球上人口的暴发性增长，几乎达到与自然固氮总量相当的人工固氮，从底壳中开采出来的大量的磷都集中在地球表面周转，并大量地流失到容量极为有限的河流与湖泊（淡水湖泊和河流的储水量不足生物圈中水量的 0.01%！）中，加上城市发达的管网系统将大量污水直接排入河流或湖泊，大大减少了营养物质在陆地生态系统中的滞留，使许多湖泊生态系统的自净功能丧失殆尽，水中 N、P 含量成倍飙升，产毒蓝藻任意肆虐！可以预见，如果我们无计可施的话，这种局势可能会日趋严重！

我十分感谢近些年中国科学院院领导和专业局（资环局、生物局）领导给予我机会能与中国科学院南京地理与湖泊研究所的许多专家一道研究太湖，在这个过程中自己学习到了一些物理湖沼学等方面的知识，并且自认为这些知识在我写作本书时派上了用场（不排除我的观点和解释有错误，甚至是根本性的错误）。本书中我对一些作者的观点提出了不同的分析意见，这仅仅是学术上的百家争鸣，也真诚地期待和欢迎各位专家和读者对本书提出批评意见或建议。

谢 平

2008 年 3 月 18 日于武汉

目 录

前言	
第一章 太湖蓝藻的历史演变和空间格局	1
一、太湖蓝藻的发展历程	2
二、太湖叶绿素 a (Chl-a) 浓度的变化	17
三、太湖蓝藻水华发生面积的变化	26
四、结语	33
第二章 太湖的微囊藻毒素 (MC) 污染	34
一、太湖水柱中的 MC 含量	35
二、太湖蓝藻藻浆中的 MC 含量	42
三、太湖水产品中的 MC 含量	45
四、结语	57
第三章 太湖沉积物中的氮、磷分布格局	58
一、北部湖区	59
二、多湖区比较	64
三、北部重污染入湖河口	72
四、不同湖区表层 (0~10cm) 沉积物中的 TN 和 TP 含量的变化	72
五、1987~1988 年太湖沉积物 N、P 含量等值图	74
六、结语	76
第四章 氮、磷输入和湖水中 TN 和 TP 浓度的历史变化和未来趋势	77
一、来自河流的 N 和 P 的输入	77
二、N、P 的收支	81
三、湖水中 TN 和 TP 浓度的历史变化、空间格局和未来趋势	85
四、结语	90
第五章 “引江”真的能“济太”吗?	92
一、望虞河工程简介	92
二、望虞河的污水有多污	94
三、2000 年“引江济太”小试牛刀	96
四、2002~2003 年“引江济太”大刀阔斧	98
五、2003 年“引江济太”对藻类的作用	99
六、“引江济太”在缓解 2007 年太湖蓝藻危机中“立了头功”吗	101
七、长江的污染日趋严重	107

八、 结语	113
第六章 2007 年无锡贡湖水厂取水口污染事件	114
一、 水厂基本概况	114
二、 水污染事件取水口主要水质变化过程	116
三、 水污染事件的社会影响	119
四、 水污染事件中的图片记录	121
五、 水污染事件一个半月后的现场调查	124
六、 人工捞藻行动	126
七、 结语	130
第七章 2007 年太湖整体水环境发生了巨变吗？	131
一、 为何 2007 年在贡湖水厂发生水污染事件	131
二、 温度、水位、风向与蓝藻的关系	132
三、 太湖整体环境发生了巨变吗	139
四、 结语	141
第八章 贡湖湾生态系统的灾变	143
一、 贡湖湾水环境的灾变历程	144
二、 贡湖湾水环境灾变的驱动机制	153
三、 蓝藻的大量聚集是否一定引起水污染事件？	156
四、 结语	156
第九章 侵袭贡湖水厂取水口的污水团为何物、来自何方？	158
一、 水中异味物质种类繁多	159
二、 侵袭贡湖水厂取水口的污水团为何物	165
三、 侵袭贡湖水厂取水口的污水团来自梅梁湾还是贡湖湾	167
四、 污水团是否来自望虞河	172
五、 从卫星遥感图看贡湖取水口的蓝藻	174
六、 污水团很可能来自贡湖湾	175
七、 结语	180
第十章 拿什么来拯救太湖？	181
一、 太湖流域上的调控对策	182
二、 生态系统的调控对策	186
三、 何时才能控制太湖的蓝藻灾害？	194
四、 结语	198
参考文献	199

Contents

Preface

Chapter 1	Historical development in cyanobacteria with their spatial patterns in Lake Taihu	1
	1. Historical development of cyanobacteria in Lake Taihu	2
	2. Changes in Chl-a concentration in Lake Taihu	17
	3. Changes in coverage area of cyanobacterial blooms in Lake Taihu	26
	4. Concluding remarks	33
Chapter 2	Microcystin (MC) contamination in Lake Taihu	34
	1. MC concentration in the water column of Lake Taihu	35
	2. MC content in cyanobacteria of Lake Taihu	42
	3. MC content in fisheries products of Lake Taihu	45
	4. Concluding remarks	57
Chapter 3	Distribution patterns of N and P in sediment of Lake Taihu	58
	1. North area of the lake	59
	2. Comparisons of multi-areas of the lake	64
	3. Inlet of the lake in the heavily-polluted north area	72
	4. Changes in TN and TP contents in the surface sediments (0~10 cm) in various lake areas	72
	5. Contour map for N and P contents in the sediment of Lake Taihu during 1987~1988	74
	6. Concluding remarks	76
Chapter 4	N and P inputs and historical changes and future trends of TN and TP concentrations in the lake water	77
	1. N and P inputs from rivers	77
	2. Budgets of N and P	81
	3. Historical changes, spatial patterns and future trends of TN and TP in the lake water	85
	4. Concluding remarks	90
Chapter 5	Can water diversion from the Yangtze River rescue Lake Taihu?	92

1. Introduction to the Wangyu River Project	92
2. How dirty of the wastewater in Wangyu River	94
3. Water diversion from the Yangtze River to Lake Taihu in 2000	96
4. Vigorous water diversion from the Yangtze River to Lake Taihu in 2002 and 2003	98
5. Effects of water diversion from the Yangtze River on phytoplankton in Lake Taihu	99
6. Did the water diversion from the Yangtze River play the most important role in solving the water crisis?	101
7. Pollution in the Yangtze River is getting more and more serious	107
8. Concluding remarks	113

Chapter 6 The incident of drinking water pollution in the water intake of the Gonghu Waterworks in 2007 114

1. Introduction to the waterworks	114
2. Changes in the major parameters of the water quality during the pollution incident	116
3. Influences of the pollution incident on the publics	119
4. Photo records of the incident	121
5. Field investigation after the incident had been over for one and half month	124
6. Artificial collection of cyanobacteria	126
7. Concluding remarks	130

Chapter 7 Did huge changes occur within the whole ecosystem of Lake Taihu? 131

1. Why did the water pollution incident occur in the Gonghu Waterworks in 2007?	131
2. The relationships between cyanobacteria and water temperature, water level and wind direction	132
3. Did huge changes occurred within the whole ecosystem of Lake Taihu?	139
4. Concluding remarks	141

Chapter 8 The catastrophic changes of the ecosystem in Gonghu Bay 143

1. The process of the catastrophic changes in the ecosystem of Gonghu Bay	144
---	-----

2 . The mechanisms for the catastrophic changes in the ecosystem of Gonghu Bay	153
3 . Does massive accumulation of cyanobacteria certainly cause water pollution incident?	156
4 . Concluding remarks	156

Chapter 9 Where did the polluted water mass that attacked the water intake of the Gonghu Waterworks flow from?	158
1 . Introduction to off-flavor compounds in water	159
2 . What was composed of the polluted water mass that attacked the water intake of the Gonghu Waterworks?	165
3 . Did the polluted water mass that attacked the water intake of the Gonghu Waterworks flow from Meiliang Bay or Gonghu Bay?	167
4 . Did the polluted water mass flow from Wangyu River?	172
5 . Cyanobacterial blooms in the water intake of Gonghu Waterworks from satellite imagery	174
6 . The polluted water mass most likely flowed from Gonghu Bay	175
7 . Concluding remarks	180

Chapter 10 What can rescue Lake Taihu?	181
1 . Regulation strategy from the basin	182
2 . Regulation strategy from ecology	186
3 . When can we succeed to rescue Lake Taihu from bloom disaster?	194
4 . Concluding remarks	198

References	199
-------------------------	------------

第一章 太湖蓝藻的历史演变和空间格局

内 容

一、太湖蓝藻的发展历程

1. 1950~1951年——五里湖夏季蓝藻数量最多，隐藻、硅藻和绿藻次之，其他季节隐藻和硅藻在数量上占绝对优势
2. 1960年——西部湖区夏季蓝藻数量占绝对优势
3. 20世纪80年代——夏秋季藻类生物量中蓝藻、硅藻和隐藻平分秋色
4. 20世纪90年代——梅梁湾藻类生物量夏季蓝藻（偶尔绿藻）占据绝对优势
5. 21世纪——夏季蓝藻一统天下

二、太湖叶绿素 a (Chl-a) 浓度的变化

1. 梅梁湾 7 个采样点 (1995~2003 年)——年均 Chl-a 浓度 1996~1997 年最高 (最高 54.2 $\mu\text{g/L}$), 其他年份在 18~28 $\mu\text{g/L}$ 波动
2. 梅梁湾 4 个采样点 (1999~2003 年)——年均 Chl-a 浓度从 58.1 $\mu\text{g/L}$ 下降至 26.2 $\mu\text{g/L}$
3. 全湖 Chl-a 浓度季节变化——多年平均为 27 $\mu\text{g/L}$, 8 月为全年最高
4. 湖心区 Chl-a 浓度 (1998~2006 年)——逐步抬升
5. Chl-a 浓度的空间格局 (1999 年 11 月)——高浓度主要在北部湖区、湖心和东部湖区较低
6. 梅梁湾 Chl-a 浓度的空间格局 (2004 年 7 月)——在湾口 Chl-a 浓度较低, 而在湾内靠近北岸的区域 Chl-a 浓度很高 (可达 328 $\mu\text{g/L}$)
7. 太湖 Chl-a 浓度的空间格局 (2004 年 10 月)——北部湖区较高, 最高值出现在梅梁湾, 为 53.6 $\mu\text{g/L}$

三、太湖蓝藻水华发生面积的变化

1. 基于直接观察的定性描述——始于 20 世纪 50 年代末, 有自北向南、向西、向东蔓延发展的趋势
2. 分布面积图——20 世纪 50、60 年代仅见于五里湖, 2006 年蓝藻水华约覆盖太湖总面积的 2/5
3. 卫星遥感——蓝藻水华的聚集面积 2004 年以来急剧增加
4. 卫星遥感——近 20 年来蓝藻水华开始大量聚集的时间逐渐提早
5. 卫星遥感——蓝藻水华的初始暴发地点主要是北部的梅梁湾和竺山湾, 近年开始南移
6. 卫星遥感——蓝藻水华空间格局的历史变化有从北部扩展到中部和西南部的趋势

四、结语

关于太湖藻类的生态学研究可追溯至解放初期的 1950~1951 年,当时中国科学院水生生物研究所的科学家对太湖五里湖的浮游植物的种类组成和密度的季节变化进行了研究。但总的来看,半个多世纪以来的研究极为零散,早期仅有密度数据,而缺乏生物量数据。反映浮游植物生物量最重要的指标之一的叶绿素 a(Chl-a)的数据也十分有限,并且主要集中在富营养化程度最为严重的北部湖区——梅梁湾。近年遥感方面的研究对准确估算太湖蓝藻的发生面积有了很大的推动。

一、太湖蓝藻的发展历程

1. 1950~1951 年——五里湖夏季蓝藻数量最多,隐藻、硅藻和绿藻次之,其他季节隐藻和硅藻在数量上占绝对优势

中国科学院水生生物研究所的科学家在太湖的五里湖设置 4 个采样点 (I 站位于五里湖东端,II 站位于五里湖南部、III 站在五里湖中部宝界桥东而靠近北岸,IV 站在五里湖西部近中央地点) (图 1-1),于 1950 年 12 月至 1951 年 11 月

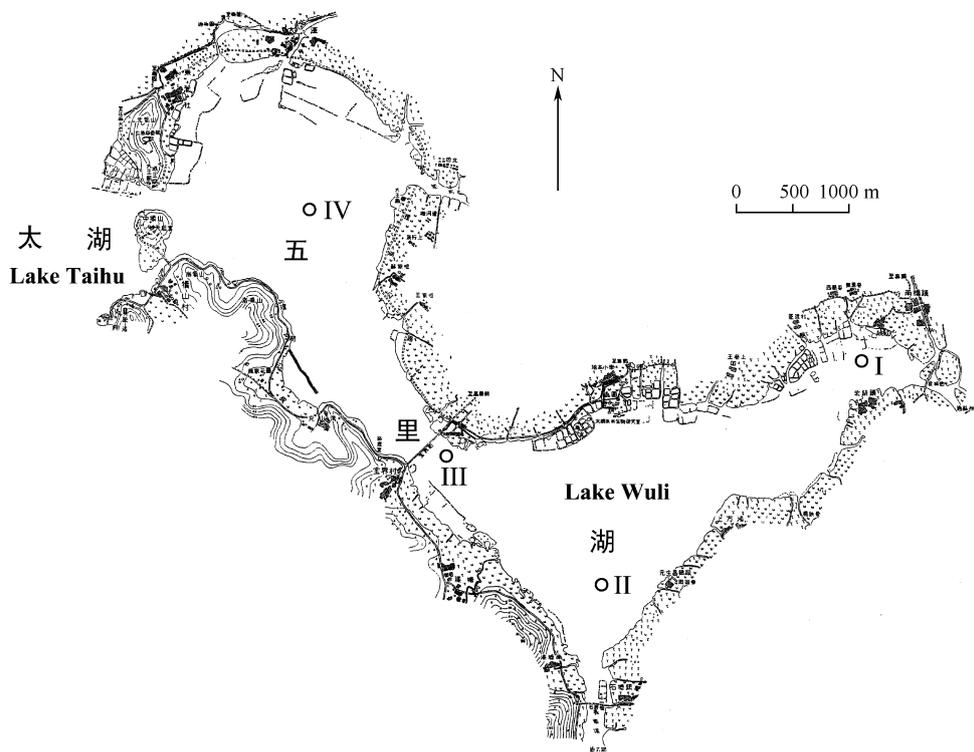


图 1-1 太湖五里湖的采样点 (修改自伍献文 1962)

Fig. 1-1 Sampling sites in Lake Wuli of Lake Taihu (Modified from Wu 1962)

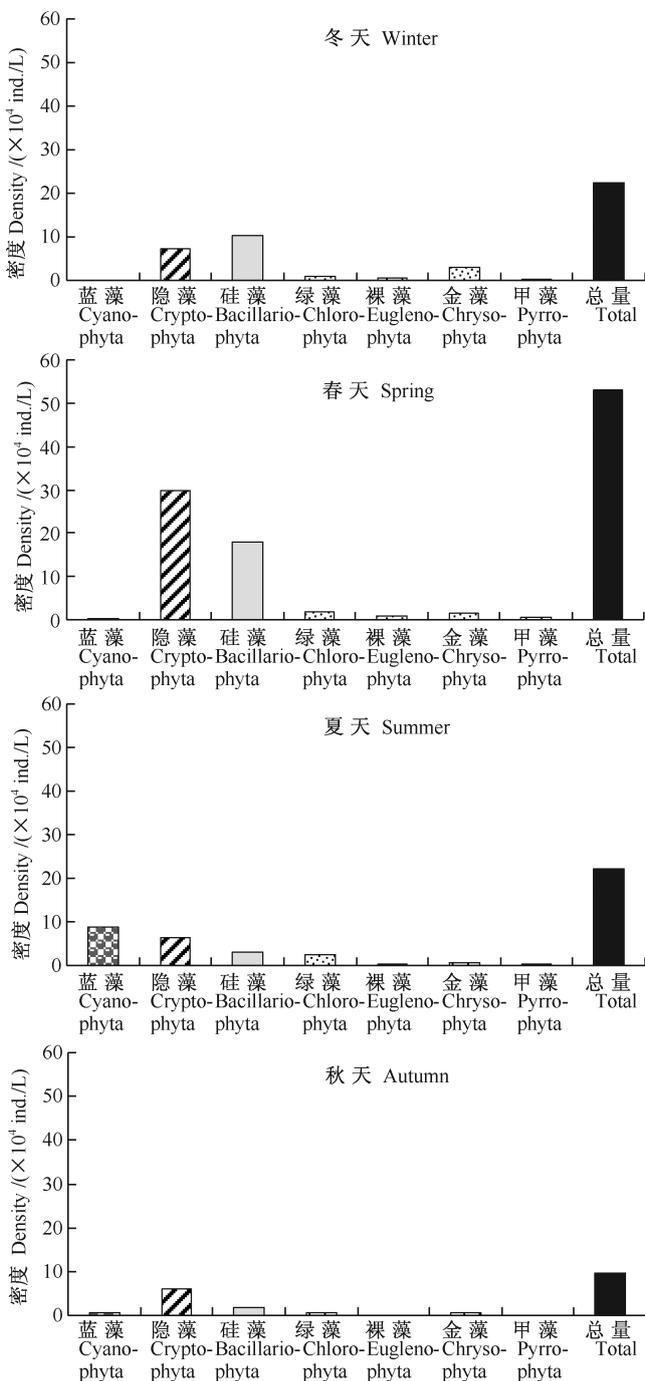


图 1-2 1950 年 12 月至 1951 年 11 月，五里湖不同季节主要浮游植物类群的密度变化 (数据引自饶钦止 1961)

Fig. 1-2 Seasonal changes in density of the major phytoplankton groups in Lake Wuli during December 1950 and November 1951 (Data are cited from Rao 1961)

每月采样两次,研究了浮游植物的种类组成和密度。浮游植物的数量以春季最多,秋季最少(图 1-2);夏季蓝藻数量最多,以色列藻属的 *Chroococcus limneticus* 数量最多,鱼腥藻属的 *Anabaena spiroides* 和 *A. circinalis* 次之,数量尚多的还有颤藻属的 *Oscillatoria tenuis*、*O. limnetica*、*O. brevis* 和 *O. lacustris*,一些常见但数量不多的种类包括蓝纤维藻属的 *Dactylococcopsis raphidioides*、微囊藻属的 *Microcystis aeruginosa* 和 *M. flos-aquae*、隐球藻属的 *Aphanocapsa pulchra*、囊球藻属的 *Coelosphaerium kutzingianum*、平裂藻属的 *Merismopedia elegans* 和 *M. punctata*、拟鱼腥藻属的 *Anabaenopsis arnoldii*、鱼腥藻属的 *Anabaena aphanizomenonoides*、胶鞘藻属的 *Phormidium mucicola* 和鞘丝藻属的 *Lyngbya circumcreta* (饶钦止 1961)。研究期间,4 个站点的物理化学条件基本没有很明显的差异,各站的浮游植物的基本情况,除数量上有差异外,其他的则相似或相同。

因此,20 世纪 50 年代初,五里湖的浮游植物以隐藻和硅藻占优势,夏季虽然蓝藻数量最多,但主要由小型种类(色球藻 *Chroococcus limneticus*)组成,形成水华的微囊藻常见但数量不多。五里湖西部有两个出口与大太湖相通,而 IV 点离两个出口不远,而五里湖 4 个站点的浮游植物的情况基本相似,因此,可以推测五里湖的浮游植物的情况可能基本反映了临近大太湖水域的浮游植物情况。

2. 1960 年——西部湖区夏季蓝藻数量占绝对优势

1960 年夏天,中国科学院南京地理研究所主持,中国科学院水生生物研究所、南京大学生物系、南京师范学院地理系协作,对太湖资源进行了调查。野外(水、陆)调查同时从 6 月 15 日开始,8 月 25 日结束(中国科学院南京地理研究所 1965)。

在全湖设置 177 个采样点采集浮游植物,定量标本在离水面 0.5 m 深处(或表层)采集,镜检,丝状藻类(如 *Anabaena*)以丝状体为单位、无定形群体(如 *Microcystis*)以块为单位,定形群体(如 *Volvox*)以群体为单位,单细胞藻类以细胞为单位计数(陈洪达等 1965)。选取有代表性的部分采样点(西太湖 35 个,东太湖 9 个)进行统计(表 1-1)。很显然,从个体数来看,西太湖蓝藻占绝对优势,占藻类总量的 96.6%,而东太湖以硅藻占绝对优势,占藻类总量的 71.8%,蓝藻占 9.9%。蓝藻的分布几乎遍及全湖,而以西北部的马迹山岛周围、南部新塘港口外与小雷山以北的局部水域中数量较为集中,数量较少的地区为西太湖东部及整个东太湖(定量计数时未见蓝藻)。在蓝藻中以微囊藻(*Microcystis*)和鱼腥藻(*Anabaena*)的数量最多,分布最广。

1960 年的研究仅以个体数计算浮游植物的量,故无法推算蓝藻及其他藻类的生物量,因此也无法与后来的以生物量为基准的研究结果进行比较。但是可以肯定的是,早在 1960 年,在西太湖的部分水域,夏季蓝藻已经占据绝对优势,

但是否形成表面水华则不得而知。

表 1-1 1965 年西太湖和东太湖浮游植物平均密度 (个/mL)

Table 1-1 Mean density of phytoplankton in Western Taihu and Eastern Taihu in 1965
(Individuals/mL)

浮游植物类群 Algal groups	西太湖 Western Taihu	东太湖 Eastern Taihu
蓝藻 Cyanophyta	749.25	7.00
绿藻 Chlorophyta	17.50	12.56
硅藻 Bacillariophyta	6.25	50.97
甲藻 Pyrrophyta	0.75	0.37
黄藻 Xanthophyta	0.50	
裸藻 Euglenophyta	1.42	
合计 Total	775.67	70.9

(修改自陈洪达等 1965) (Modified from Chen et al. 1965)

3. 20 世纪 80 年代——夏秋季藻类生物量中蓝藻、硅藻和隐藻平分秋色

上海师范学院等 (1983) 于 1980 年 9 月及 1981 年 7 月两次在太湖采集浮游植物, 在湖内共设置 59 个采样点, 其中进出口河道 9 个点, 沿岸区 35 个点, 湖中区 15 个点。定量标本在离水面 0.5 m 深处采集。根据细胞数换算出生物量(碳量)。但是遗憾的是该论文未明确指出是如何根据细胞数换算成藻类碳量的, 这里假定藻类碳量占干重的 50% 以及藻类的干湿比为 1/10, 计算得出以湿重为单位的生物量, 以便于与后续研究的比较。

表 1-2 太湖浮游植物的密度和生物量

Table 1-2 Density and biomass of phytoplankton in Lake Taihu

采样点 Sampling sites	密度 Density / (个/mL)	生物量 Biomass / (mg C/L)	生物量* Biomass* / [mg/L (wet weight)]
五里湖心	1215	0.898	17.96
入湖河道			
1	2209	0.707	14.14
2	528	0.475	9.50
4	315	0.101	2.02
5	415	1.330	26.6
湖面 2	1246	0.921	18.42
5	2093	0.670	13.4
7	2169	0.694	13.88

采样点 Sampling sites	密度 Density / (个/mL)	生物量 Biomass / (mg C/L)	生物量* Biomass* / [mg/L (wet weight)]
12	198	0.634	12.68
18	906	0.290	5.80
21	394	0.344	6.88
29	141	0.045	0.90
33	390	0.126	2.52
38	516	0.180	3.60
43	1142	0.454	9.08
49	1545	0.494	9.88
50	1197	0.038	0.76
平均 Mean	978	0.494	9.88

* 假设浮游植物的干湿比为 1/10, 浮游植物的碳量/干重比为 0.5

* Assuming a dry to wet weight ratio of 1/10 for phytoplankton, and a carbon to dry weight ratio of 0.5 for phytoplankton

(引自上海师范学院等 1983) (Cited from Shanghai Normal College et al. 1983)

根据表 1-3 不难看出, 进出河道 (7 个采样点) 中浮游植物的第 1 优势种为蓝藻类的巨颤藻 (*Oscillatoria prinoceps*, 现学名改为 *O. princes*), 第 2 优势种为硅藻类的小环藻 (*Cyclotella*), 蓝藻类的水华鱼腥藻 (*Anabaena flos-aquae*) 仅在一个站点中占优势。沿岸区 (13 个采样点) 浮游植物的优势种由蓝藻类的微囊藻 *Microcystis* (*M. flos-aquae*、*M. aeruginosa*)、鱼腥藻 *Anabaena* (*A. flos-aquae*)、束丝藻 *Aphanizomenon* (*A. flos-aquae*)、颤藻 *Oscillatoria* (*O. prinoceps*) 和硅藻类的直链藻 *Melosira* (*M. granulata*) 等组成。湖中区 (采样点 19、21、25、26、31、32、36、39 等) 角甲藻 *Ceratium hirundinella* (+++) 和束丝藻 *Aphanizomenon flos-aquae* (++) 占优势 (上海师范学院等 1983)。

表 1-3 太湖藻类优势种及丰度

Table 1-3 Dominant species and abundance of phytoplankton in Lake Taihu

采样点	优势种类	数量
进出河道 环 1	<i>Oscillatoria prinoceps</i>	++++
	<i>Cyclotella</i>	+++
环 2	<i>Oscillatoria prinoceps</i>	++++
	<i>Cyclotella</i>	+++
环 3	<i>Oscillatoria prinoceps</i>	++++
	<i>Merismopedia</i>	++++
环 4	<i>Oscillatoria prinoceps</i>	++++
	<i>Merismopedia</i>	++++

采样点	优势种类	数量
环 5	<i>Arkistrodemus falcatus</i>	++
	<i>Cryptomonas</i>	+
环 8	<i>Anabaena flos-aquae</i>	++++
	<i>Cryptomonas</i>	+
环 9	<i>Oscillatoria prinoceps</i>	++
	<i>Euglena pisiiformis</i>	++
	<i>Scenedesmus obliquus</i>	+
	<i>Melosira granulata</i>	++
沿岸区 2	<i>Microcystis flos-aquae</i>	++++
	<i>Melosira granulata</i>	++++
3	<i>Anabaena flos-aquae</i>	++++
	<i>Melosira granulata</i>	++++
	<i>Cryptomonas</i>	+
5	<i>Anabaena flos-aquae</i>	++++
	<i>Melosira granulata</i>	++++
	<i>Cryptomonas</i>	+
7	<i>Melosira granulata</i>	++++
	<i>Cryptomonas</i>	+
16	<i>Melosira granulata</i>	++++
	<i>Cryptomonas</i>	+
8	<i>Microcystis flos-aquae</i>	++++
	<i>Microcystis aeruginosa</i>	++++
	<i>Melosira granulata</i>	++++
29	<i>Oscillatoria prinoceps</i>	++++
	<i>Melosira granulata</i>	++++
38	<i>Melosira granulata</i>	++++
	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	++
46	<i>Melosira granulata</i>	++++
	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	++
47	<i>Cryptomonas</i>	+
	<i>Ulothrix</i>	++++
49	<i>Microcystis aeruginosa</i>	++++
	<i>Melosira varians</i>	++
50	<i>Melosira granulata</i>	++++
	<i>Merismopedia tanaissima</i>	+++
45	<i>Melosira granulata</i>	++++
	<i>Merismopedia tanaissima</i>	+++

1987年4月、7月、10月和1988年3月对太湖不同湖区浮游植物（混合水样）生物量的研究表明，从全湖平均来看，夏季（7月）浮游植物总生物量中，蓝藻占优势（55.3%），隐藻次之（32.7%），蓝藻呈全湖性分布，湖面上5月初便可见少量条状水华，7月、8月达到高峰，一直延续到11月，优势种为铜绿微

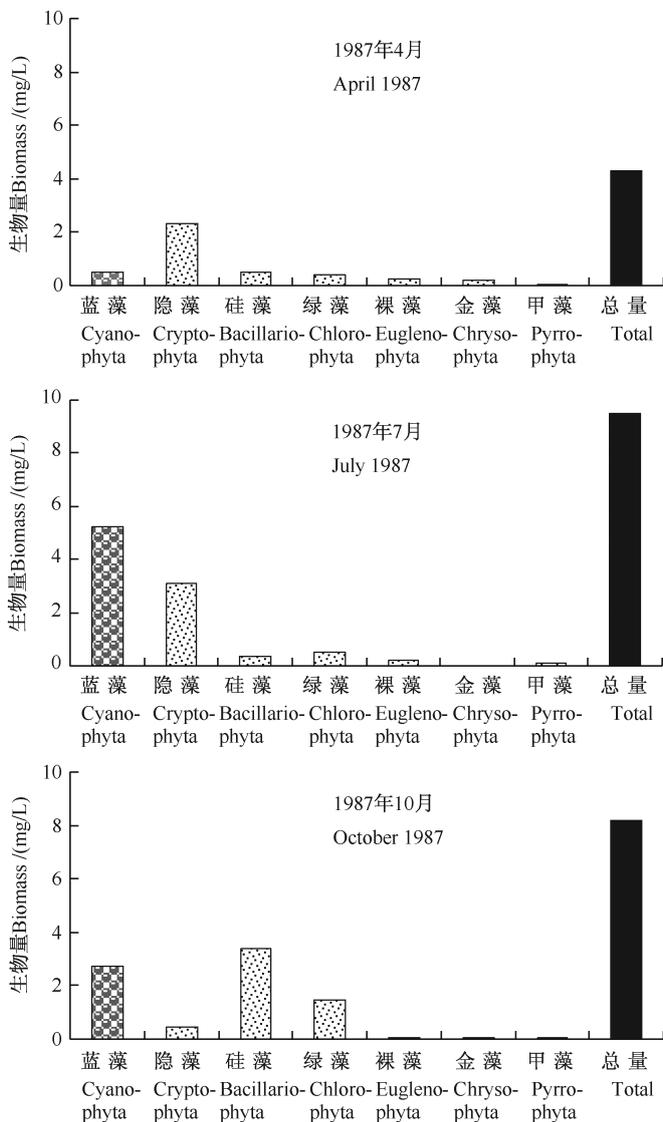


图 1-3 1987 年太湖不同季节主要浮游植物类群的生物量变化
(数据引自孙顺才和黄漪平 1993)

Fig. 1-3 Seasonal changes in biomass of the major phytoplankton groups in Lake Taihu in 1987 (Data are cited from Sun and Huang 1993)

囊藻 (*Microcystis aeruginosa*)、水华微囊藻 (*M. flos-aquae*) 和色球藻 (*Chroococcus* spp.); 秋季 (10 月) 硅藻和蓝藻为优势类群, 而春季 (4 月) 隐藻为最大的优势类群 (图 1-3)。而在 1988 年 3 月的调查中, 硅藻 (占 35.6%) 和隐藻 (占 34.6%) 的优势度几乎相等 (孙顺才和黄漪平 1993)。

从空间格局来看, 蓝藻的生物量和优势类群在不同的湖区有很大差异: 蓝藻在宜兴滩、贡湖和大大湖的浮游植物总量中的比例相对较高, 而藻类生物量以五里湖 (优势类群为隐藻和硅藻) 最高 (图 1-4)。从太湖全湖平均值来看, 蓝藻占藻类总生物量的 37.7%, 隐藻占 24.8%, 硅藻占 21.6% (孙顺才和黄漪平 1993)。

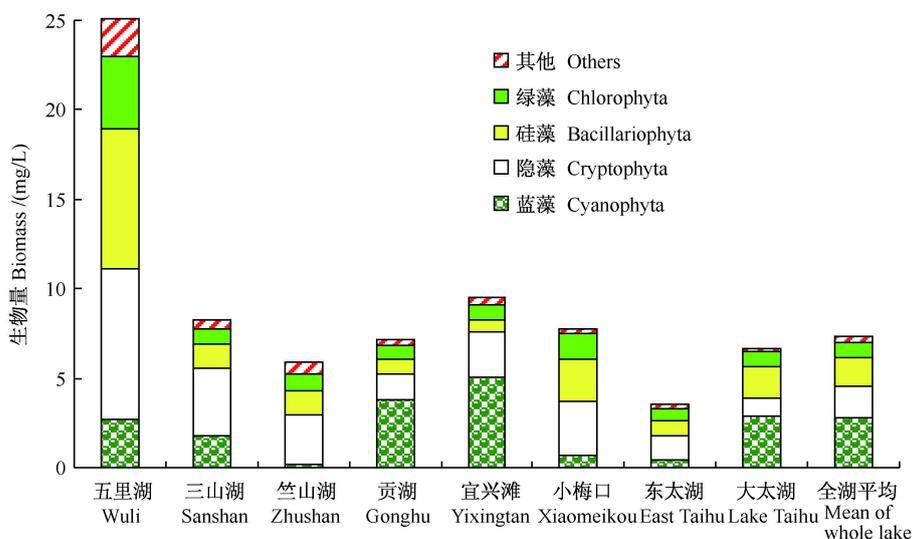


图 1-4 1987~1988 年太湖浮游植物生物量的水平分布
(数据引自孙顺才和黄漪平 1993)

Fig. 1-4 Horizontal distribution of phytoplankton biomass in Lake Taihu during 1987 and 1988 (Data are cited from Sun and Huang 1993)

4. 20 世纪 90 年代——梅梁湾藻类生物量夏季蓝藻 (偶尔绿藻) 占据绝对优势

20 世纪 90 年代初 (1992~1993 年), 通过对 7 个采样站 (0#~6#, 图 1-5) 浮游植物群落结构的季节变化的研究表明, 微囊藻 (铜绿微囊藻 *Microcystis aeruginosa*、水华微囊藻 *M. flos-aquae* 和尘埃微囊藻 *M. pulverea*) 是梅梁湾的全年普生性种类, 夏季旺长可形成水华, 其生物量可占藻类总生物量的 85% 以上 (图 1-6) (陈宇炜和高锡 1998)。

Chen 等 (2003) 描述了 1992~1999 年太湖梅梁湾 (图 1-7 中的 B1~B5) 和湖心 (图 1-7 中的 C1~C2) 浮游植物总生物量的季节变化, 每年的夏季最高 (图 1-8)。从空间分布上来看, 从梅梁湾内部至湖心浮游植物生物量有递减的趋

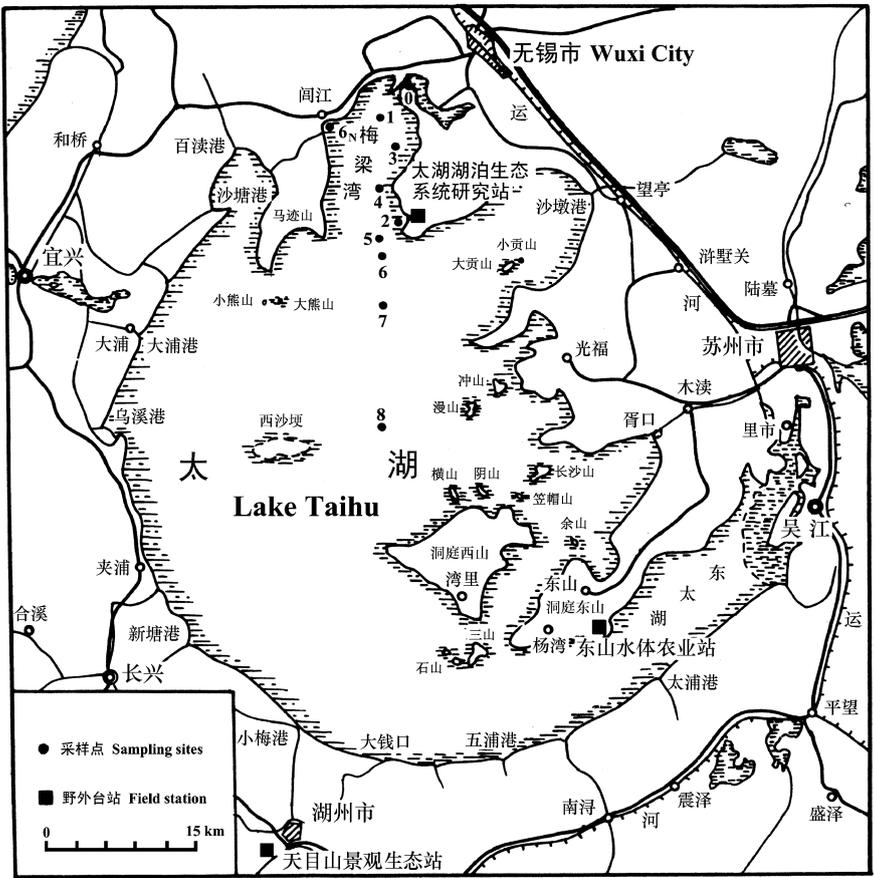


图 1-5 太湖梅梁湾采样站示意图 (引自蔡启铭 1998)

Fig. 1-5 Map of the sampling stations in Meiliang Bay of Lake Taihu (Cited from Cai 1998)

势 (图 1-9); 平均来看, 梅梁湾的浮游植物生物量约为湖心区的 5 倍。梅梁湾夏季浮游植物生物量的高峰值常常伴随着蓝藻水华的暴发, 1998 年 8 月最高达到了 $118\text{mg}/\text{L}$; 一般来说, 在 5~10 月, 浮游植物总生物量中, 微囊藻的比例高达 40%~98%, 而例外的年份为 1996 年和 1997 年, 浮游植物生物量夏季的高峰值主要由绿藻 (游丝藻 *Planctonema* sp.) 组成, 绿藻占藻类总生物量的比例分别达 99% 和 94%。

5. 21 世纪——夏季蓝藻一统天下

1) 2001 年。

许秋瑾等 (2005) 于 2001 年在太湖设定了 6 个采样站, 其中 0# 为河口, 2# 靠近沿岸带, 3# 为梅梁湾中心, 5# 为梅梁湾口入大太湖处, 8# 为太湖中心,

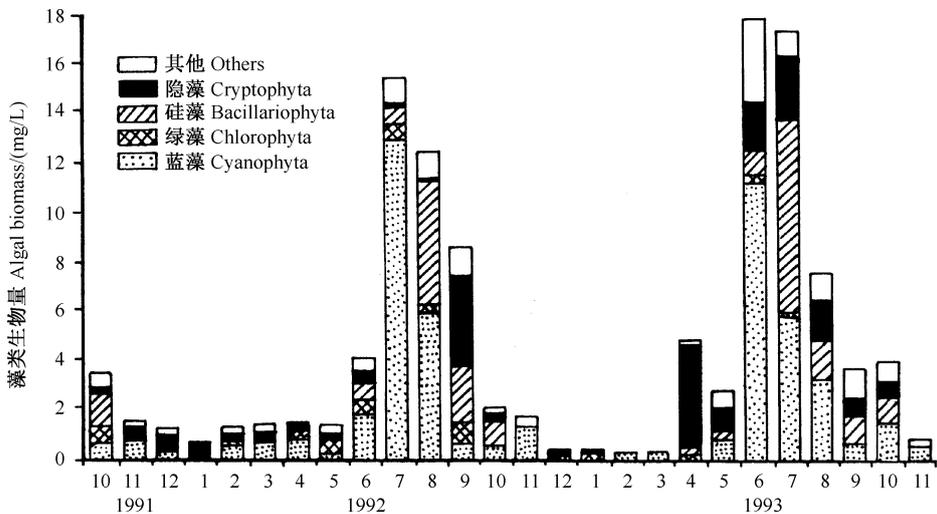


图 1-6 太湖梅梁湾浮游植物生物量周年变化 (引自陈宇炜和高锡云 1998)
 Fig. 1-6 Annual variation of phytoplankton biomass in Meiliang Bay, Lake Taihu
 (Cited from Chen and Gao 1998)

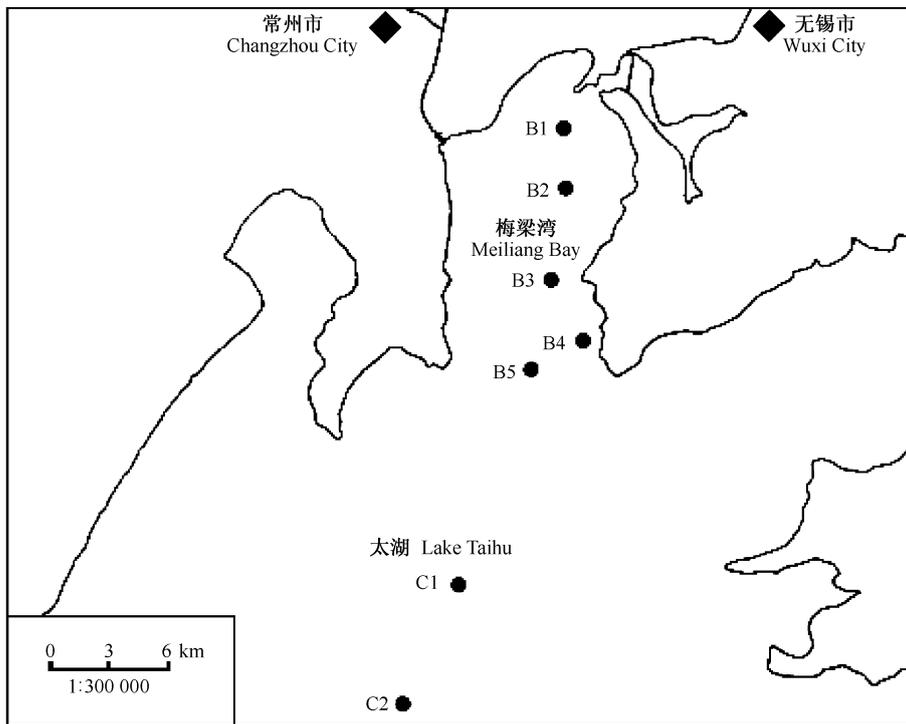


图 1-7 太湖北部 (梅梁湾) 的采样站示意图 (修改自 Chen et al. 2003)
 Fig. 1-7 Map of the sampling stations in the northern part (Meiliang Bay) of Lake Taihu
 (Modified from Chen et al. 2003)

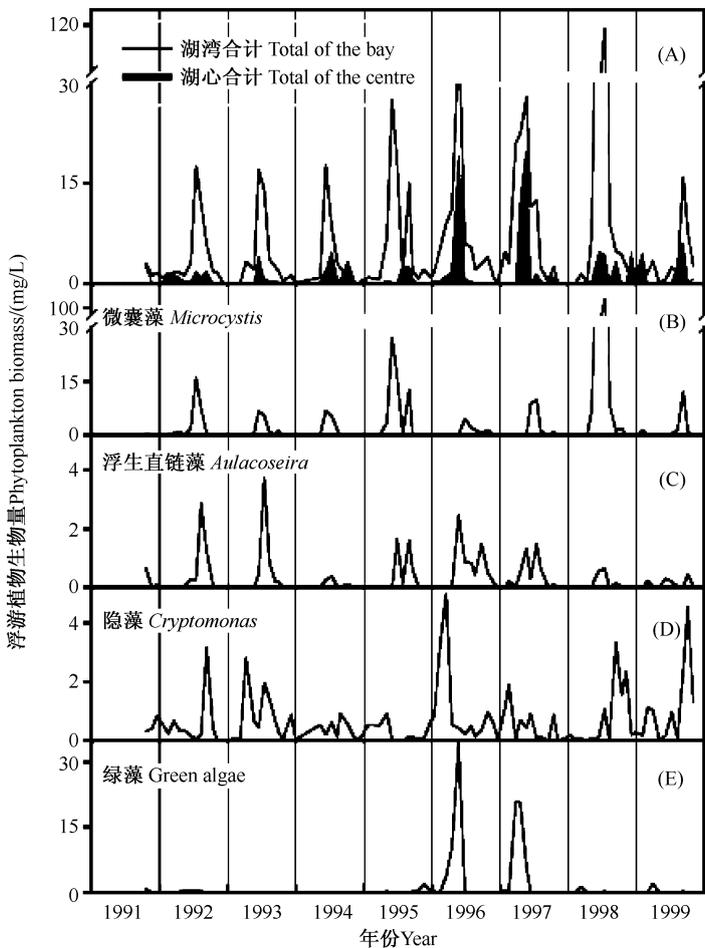


图 1-8 太湖月平均浮游植物生物量的长期变化。(A) 梅梁湾和湖心区的总生物量, (B) 微囊藻, (C) 浮生直链藻, (D) 隐藻, (E) 整个绿藻。(B~E) 为梅梁湾的数据 (引自 Chen et al. 2003)

Fig. 1-8 Long-term changes of monthly average phytoplankton biomass in Lake Taihu (A) Total biomass in Meiliang Bay and the lake centre, (B) *Microcystis* spp., (C) *Aulacoseira* spp., (D) *Cryptomonas* spp., (E) total green algae. (B~E) in Meiliang Bay (Cited from Chen et al. 2003)

9# 位于五里湖 (图 1-10)。6 个采样点的微囊藻平均生物量的季节变化如图 1-11 所示, 以 8 月份最高, 超过 20 mg/L, 1 月份最低。位于梅梁湾内的 2# 和 3# 样点处蓝藻占绝对优势 (几乎超过 90%)。9# 点位于五里湖, 该采样点蓝藻仅占藻类总生物量的 3.7%, 隐藻生物量占 65.6%。

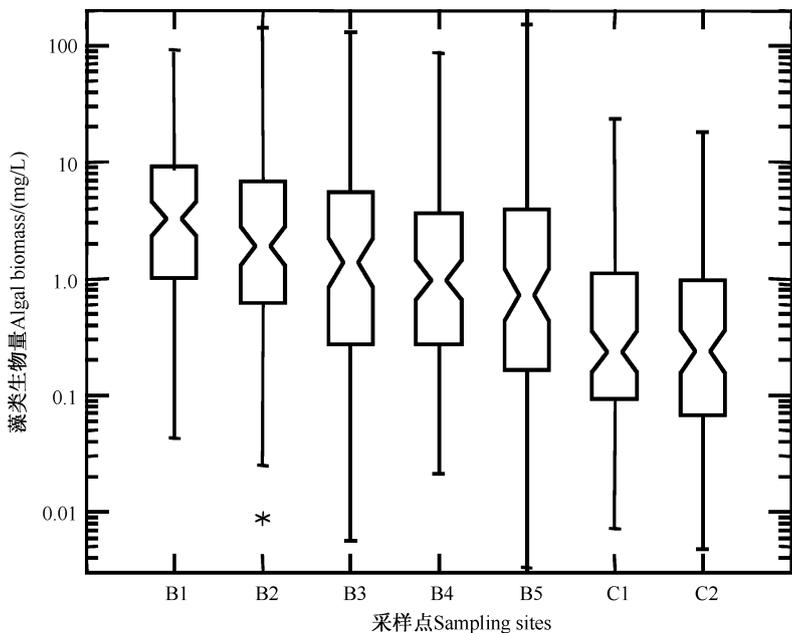


图 1-9 太湖藻类生物量 (对数) 的空间分布 (引自 Chen et al. 2003)

Fig. 1-9 Spatial distribution presented as log biomass in Lake Taihu
(Cited from Chen et al. 2003)

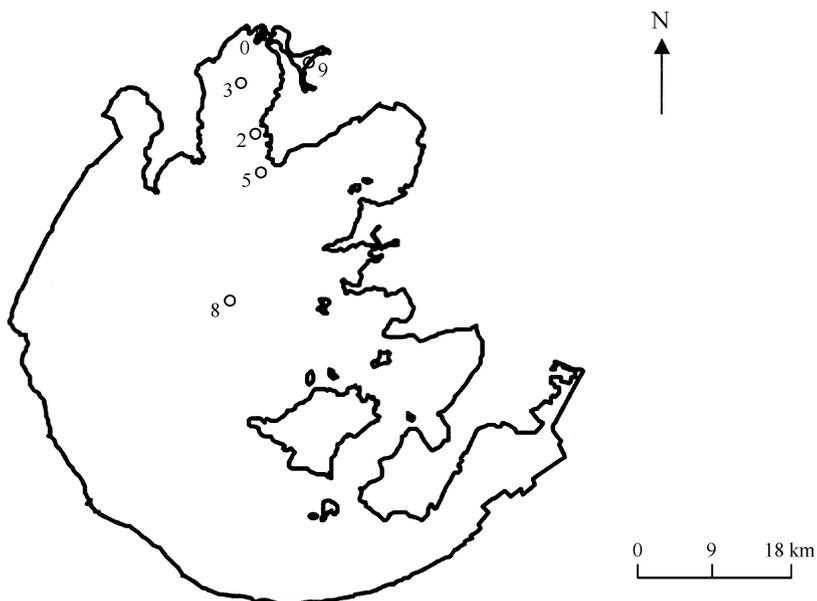


图 1-10 太湖采样点分布

Fig. 1-10 Sampling sites in Lake Taihu

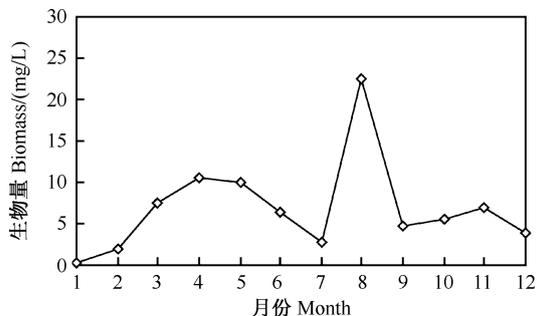


图 1-11 2001 年太湖各采样点微囊藻平均生物量的季节变化
(引自许秋瑾等 2005)

Fig. 1-11 Seasonal changes in mean *Microcystis* biomass of all sampling sites in Lake Taihu in 2001 (Cited from Xu et al. 2005)

2) 2004/2005 年。

Liu 等 (2007) 于 2004 年 11 月至 2005 年 10 月, 对太湖梅梁湾和贡湖湾 (图 1-12) 中浮游植物生物量的季节变化进行了研究。绿藻在 3 月、4 月、5 月占优势, 其他时间蓝藻占优势。水华暴发期间, 铜绿微囊藻是绝对优势种。梅梁湾

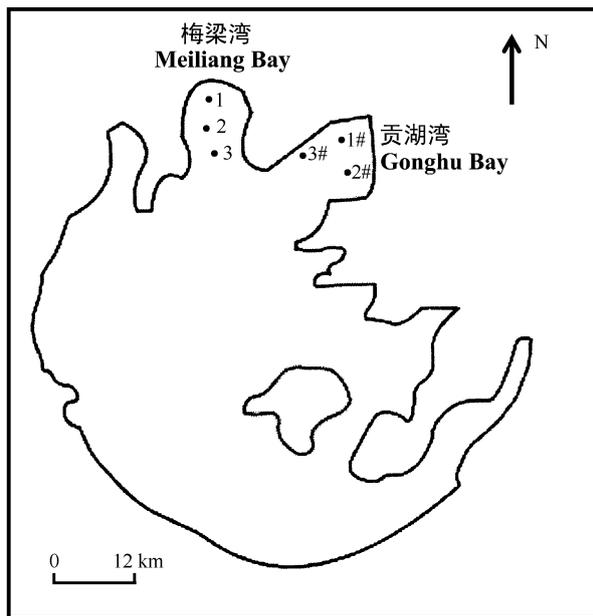


图 1-12 太湖梅梁湾和贡湖湾采样点示意图

Fig. 1-12 Map of the sampling sites in Meiliang Bay and Gonghu Bay of Lake Taihu

浮游植物总生物量 (平均 4.65 mg/L, 范围 0.56~10.31 mg/L) 显著高于贡湖湾 (平均 3.40 mg/L, 范围 1.02~7.31 mg/L) ($p < 0.05$, $n = 36$) (图 1-13)。微囊藻在 5 月开始出现, 6 月急剧增长并在 7 月达到最大值, 之后逐渐下降, 10 月降至 1 mg/L 以下。微囊藻的年平均生物量在梅梁湾 (1.40 mg/L) 显著高于在贡湖湾 (0.78 mg/L) ($p < 0.05$, $n = 36$)。从年平均生物量来看, 梅梁湾和贡湖湾中蓝藻生物量占浮游植物总生物量的比例分别为 32.7% 和 26.5%, 微囊藻占蓝藻生物量的比例分别为 91.9% 和 85.8%。

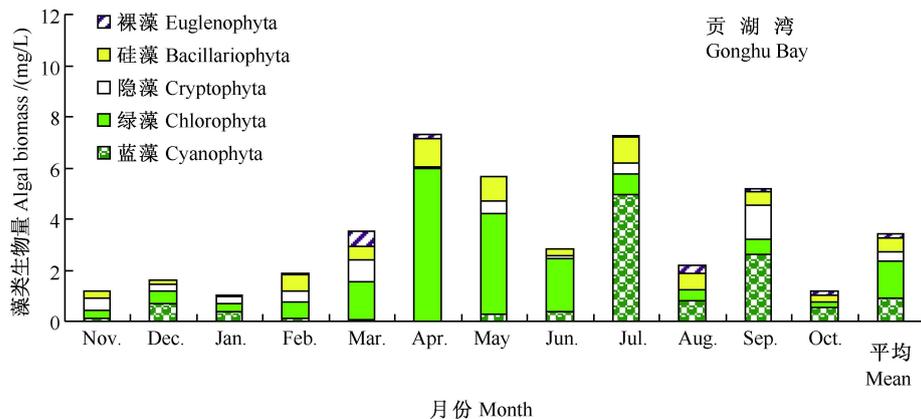
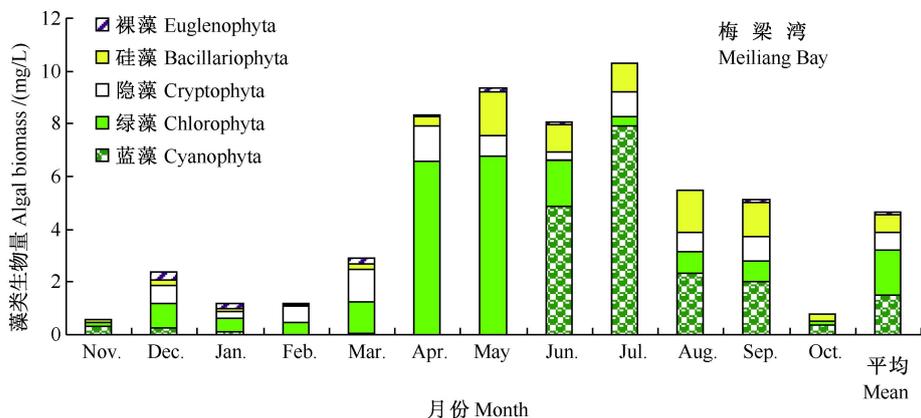


图 1-13 2004 年 11 月至 2005 年 10 月, 太湖梅梁湾和贡湖湾中浮游植物生物量的季节变化 (数据引自 Liu et al. 2008)

Fig. 1-13 Seasonal changes in biomass of various phytoplankton in Meiliang Bay and Gonghu Bay of Lake Taihu during November 2004 and October 2005 (Data are cited from Liu et al. 2008)

Song 等 (2007) 于 2005 年 2 月至 2006 年 1 月研究了太湖五里湖 (S 点) 和梅梁湾 (D、O 和 M 点) 表层水 (0~0.5 m) 中浮游植物主要类群密度的季节

变化。在D、O、S和M点的蓝藻的最大密度分别为 6.7×10^8 个/L、 1.7×10^8 个/L、 1.8×10^7 个/L和 1.3×10^8 个/L (图 1-14)。浓厚的蓝藻主要由微囊藻形成(占90%或更多), 仅有少数其他种类共存, 在凉爽的季节, 偶尔硅藻和隐藻会占优势。

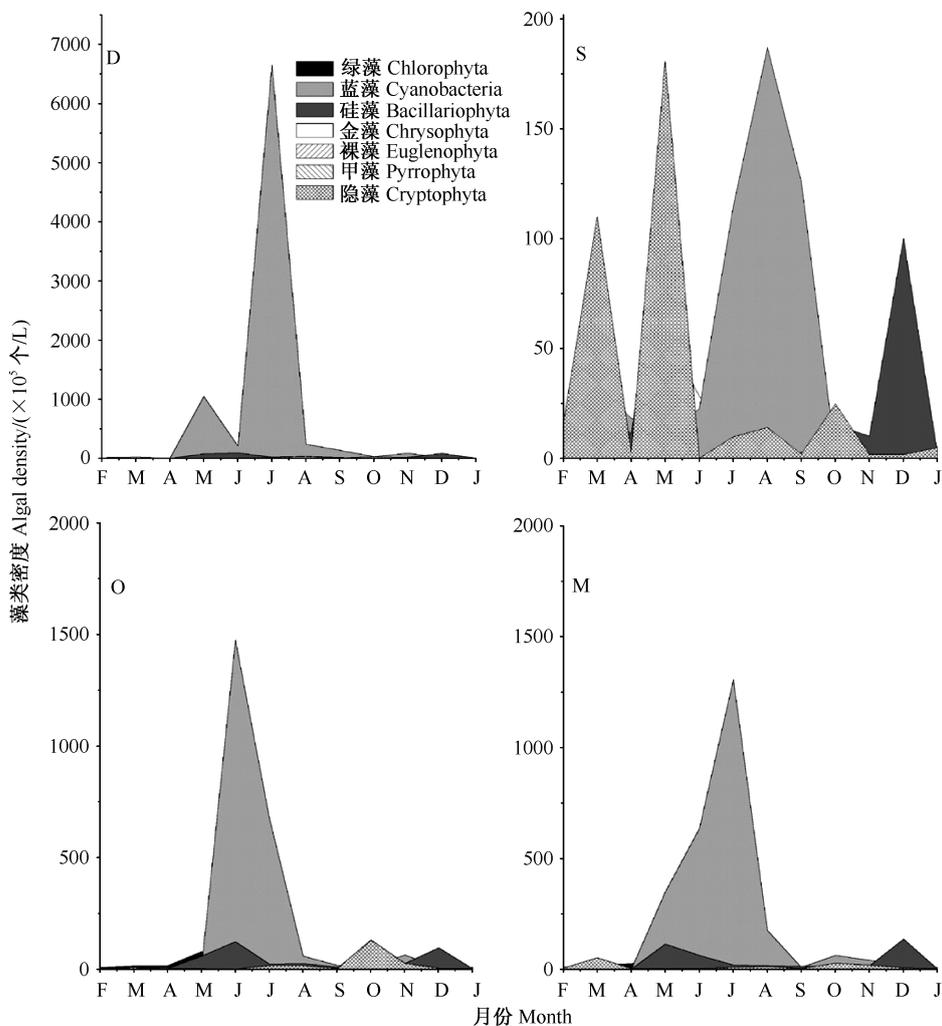


图 1-14 2005 年 2 月至 2006 年 1 月, 太湖 4 个采样点 (S、D、O 和 M) 主要浮游植物密度的季节变化 (引自 Song et al. 2007)

Fig. 1-14 Seasonal changes in density of the major algal groups in four sampling sites (Sites S, D, O and M) of Lake Taihu during February 2005 and January 2006 (Cited from Song et al. 2007)

二、太湖叶绿素 a (Chl-a) 浓度的变化

1. 梅梁湾 7 个采样点 (1995~2003 年) —— 年均 Chl-a 浓度 1996~1997 年最高 (最高 54.2 $\mu\text{g/L}$), 其他年份在 18~28 $\mu\text{g/L}$ 波动

中国科学院太湖湖泊生态系统研究站于 1995~2003 年对太湖梅梁湾 7 个采样点 (图 1-15) 湖水 (混合水样) 中的 Chl-a 浓度的长期变化进行了每月一次的监测 (Zhang et al. 2007a)。总体来看, 离无锡市最近的 1# 和 2# 采样点处的 Chl-a 浓度最高。在 9 年期间, 梅梁湾 7 个采样的年平均 Chl-a 浓度的平均值的变化范围为 17.4~54.2 $\mu\text{g/L}$, 以 1996 年和 1997 年最高, 而 1998~2003 年在相对较窄的范围内波动 (图 1-16)。Chl-a 浓度的季节变化很明显, 冬天一般较低 (<20 $\mu\text{g/L}$), 1 月最低 (7 个样点的平均值为 9.89 $\mu\text{g/L}$)。夏季 (6~8 月) Chl-a 含量最高, 9 年期间平均 Chl-a 含量最高值出现在 6 月, 为 55.6 $\mu\text{g/L}$ (图 1-17)。



图 1-15 太湖梅梁湾采样点示意图。TLLER 为中国科学院太湖湖泊生态系统试验站 (修改自 Zhang et al. 2007a)

Fig. 1-15 Map of the sampling sites in Meiliang Bay of Lake Taihu. TLLER: The Taihu Laboratory for Lake Ecosystem Research, the Chinese Academy of Sciences (Modified from Zhang et al. 2007a)

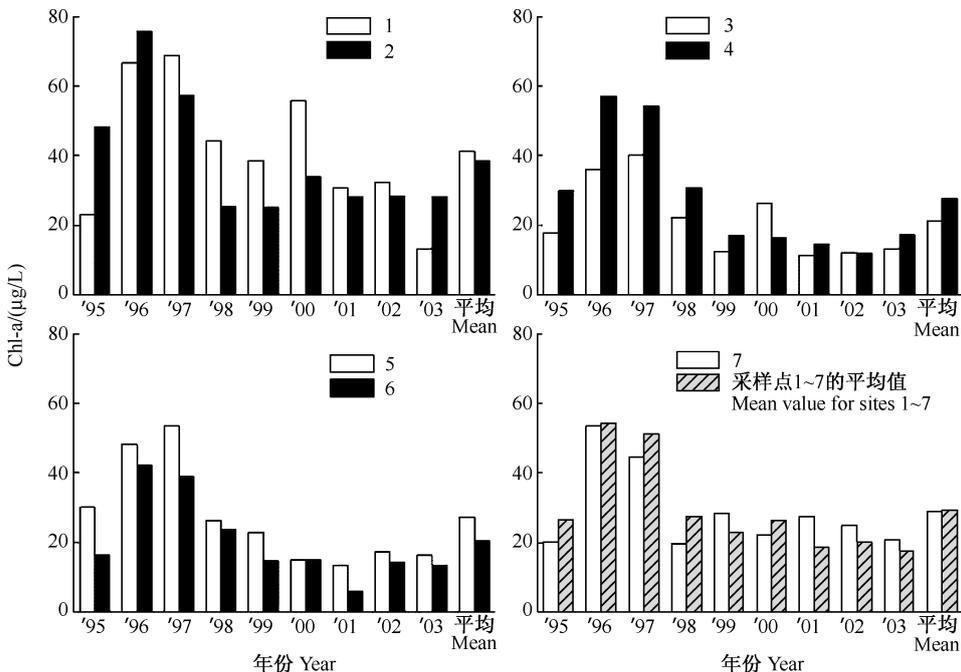


图 1-16 1995~2003 年梅梁湾 7 个采样点各点年平均 Chl-a 浓度和所有点平均 Chl-a 浓度的年际变化 (引自 Zhang et al. 2007a)

Fig. 1-16 Annual variations in mean Chl-a concentration for 1995~2003, for each of seven sites in Meiliang Bay and for all sites together. Annual means calculated from monthly measurements (Cited from Zhang et al. 2007a)

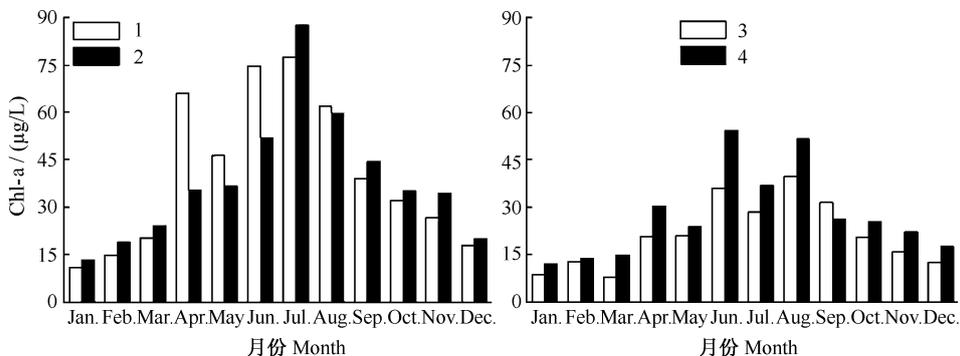


图 1-17 梅梁湾 7 个采样点各点 Chl-a 浓度的季节变化和所有点平均 Chl-a 浓度的季节变化。月平均值根据 9 年的数据计算而得 (引自 Zhang et al. 2007a)

Fig. 1-17 Monthly variations of inter-annual monthly mean Chl-a concentration for each of seven sites in Meiliang Bay and for all sites together. Monthly means calculated from data for 9 years (Cited from Zhang et al. 2007a)

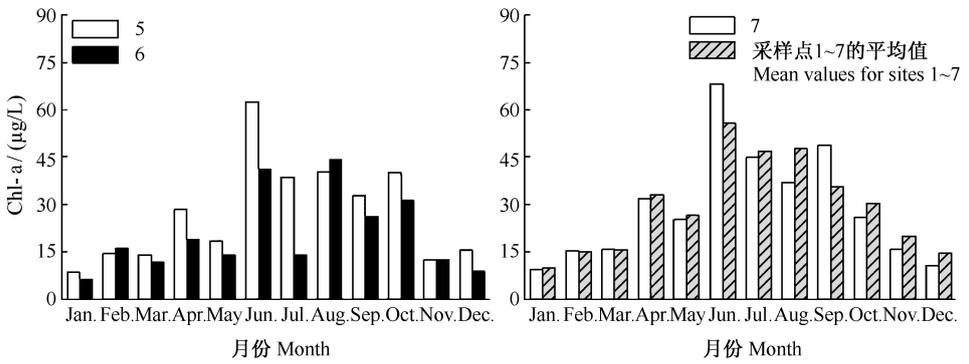


图 1-17 (续)

Fig. 1-17 (Continued)

2. 梅梁湾 4 个采样点 (1999~2003 年) —— 年均 Chl-a 浓度从 58.1 µg/L 下降至 26.2 µg/L

Wang 等 (2007b) 根据江苏省环保局的监测资料, 描述了太湖梅梁湾 4 个采样点 (图 1-18) 湖水中 Chl-a 浓度的季节变化。在 1999~2003 年, 年平均 Chl-a 浓度从 58.1 µg/L 下降至 26.2 µg/L, 1999 年夏季的最高浓度达到了 165.2 µg/L (图 1-19)。

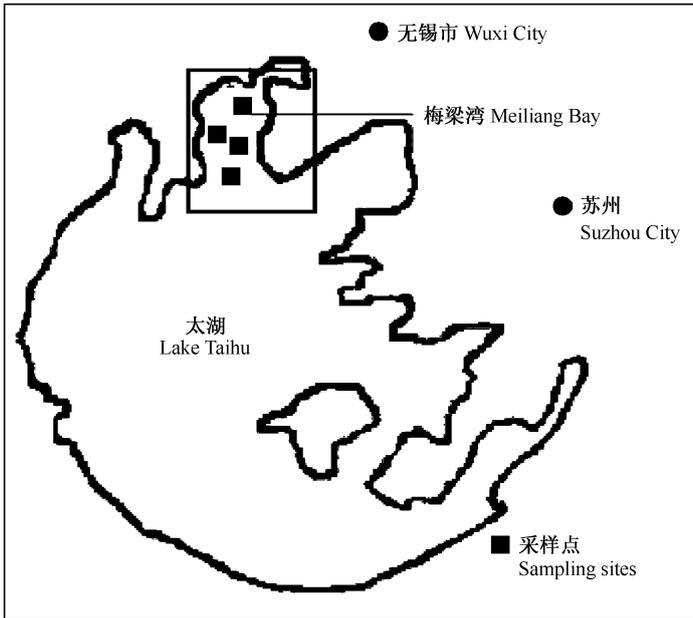


图 1-18 1999~2003 年太湖梅梁湾采样点示意图 (引自 Wang et al. 2007b)
Fig. 1-18 Sampling sites in Meiliang Bay of Lake Taihu during 1999 and 2003
(Cited from Wang et al. 2007b)

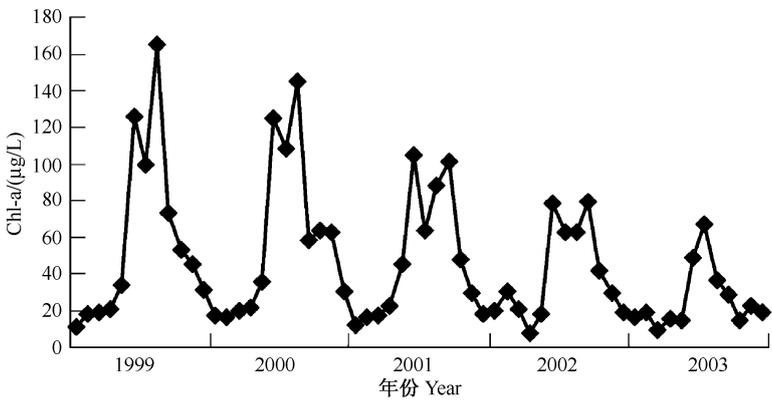


图 1-19 1999~2003 年太湖梅梁湾 4 个采样点 Chl-a 浓度的季节变化
(引自 Wang et al. 2007b)

Fig. 1-19 Seasonal changes in Chl-a concentration in Meiliang Bay of Lake Taihu during 1999~2003 (Cited from Wang et al. 2007b)

Wang 等 (2007) 的结果与 Zhang 等 (2007a) 的结果有所不同, 可能有多种因素, 如采样点的不同, 或采样时间的不同等导致蓝藻聚集量的不同。

3. 全湖 Chl-a 浓度季节变化——多年平均为 27 µg/L, 8 月为全年最高

无锡环境监测站自 1996 年以来在太湖设立了 21 个常规水质监测点 (图 1-20),

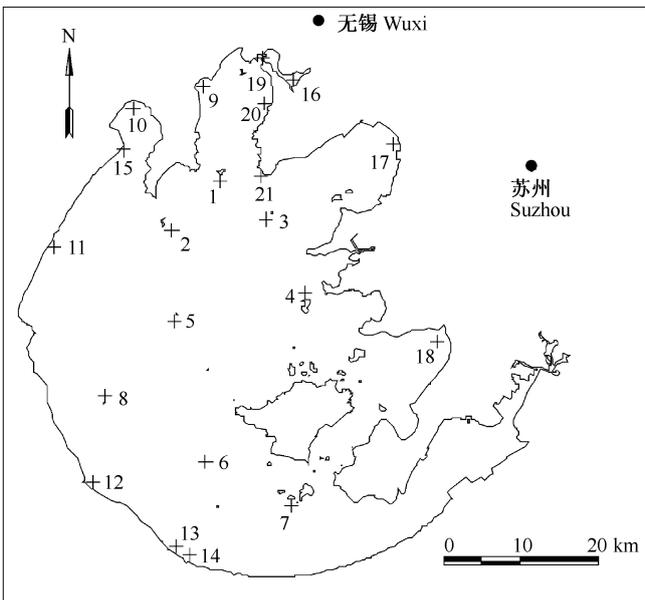


图 1-20 太湖的采样点 (修改自 Wei et al. 2007)

Fig. 1-20 Sampling sites of Lake Taihu (Modified from Wei et al. 2007)

每月采集水样进行分析, 结果显示, 平均 Chl-a 浓度的季节变化明显, 以夏季的 8 月份最高, 多年平均值为 $27 \mu\text{g/L}$ (图 1-21)。但是遗憾的是, 文中未准确交待图 1-21 为哪个时间段的平均值。

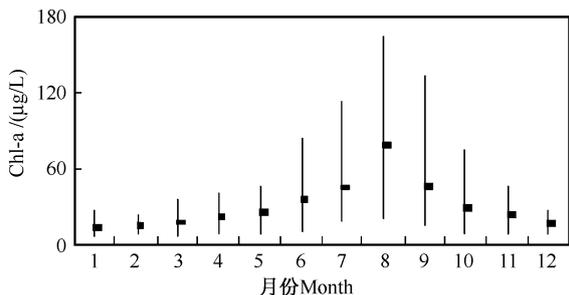


图 1-21 太湖全湖平均 Chl-a 浓度的季节变化 (引自 Wei et al. 2007)

Fig. 1-21 Seasonal changes in mean Chl-a concentration in the whole lake of Lake Taihu (Cited from Wei et al. 2007)

4. 湖心区 Chl-a 浓度 (1998~2006 年) ——逐步抬升

中国科学院南京地理湖泊研究所太湖湖泊生态系统研究站在太湖设置了 32 个采样点 (图 1-22), 进行了长期监测。以太湖湖心区 8 号监测点为例, 根据 1998~

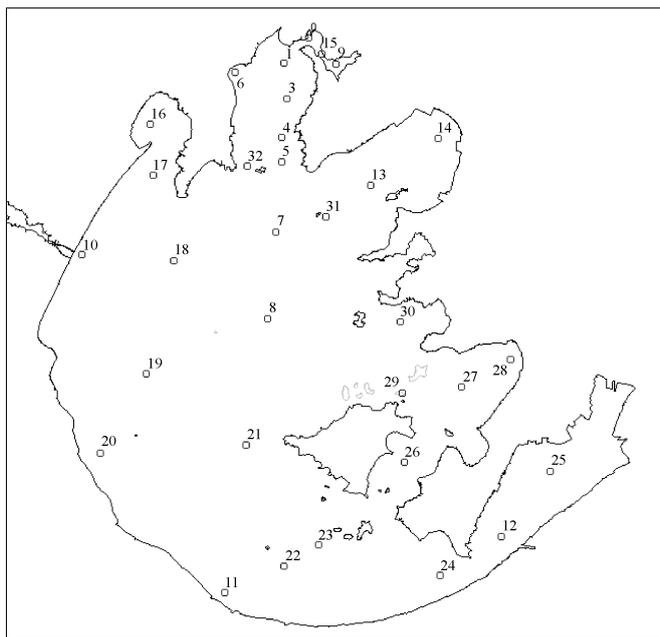


图 1-22 太湖长期监测采样点位置图

Fig. 1-22 The sampling sites for long-term monitoring

2006 年每年 5~10 月份的平均值来看, Chl-a 浓度稳步上升, 9 年间 Chl-a 浓度增加了 1 倍多 (图 1-23)。这与 Wang 等 (2007b) 报道的梅梁湾的趋势 (图 1-19) 正好相反。

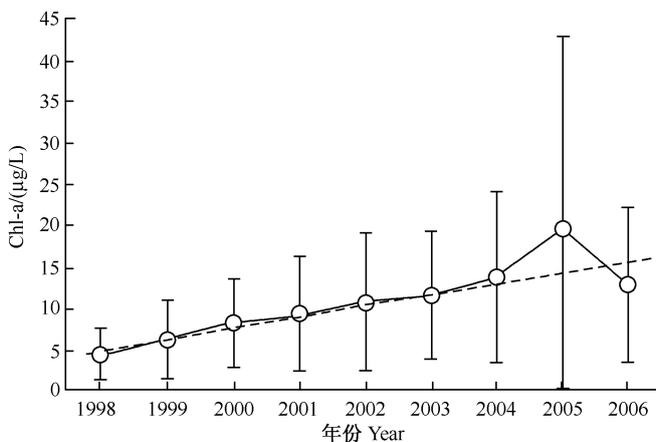


图 1-23 1998~2006 年太湖湖心区 Chl-a 浓度的变化。

虚线表示趋势线 (引自秦伯强等 2007)

Fig. 1-23 Yearly changes in Chl-a concentration in the center of Lake Taihu during 1998~2006. The dotted line is trend line (Cited from Qin et al. 2007)

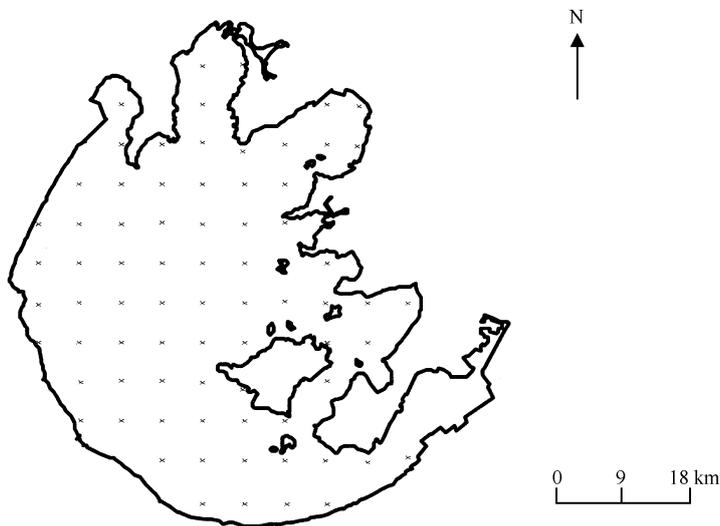


图 1-24 1999 年 11 月 4 日太湖采样点示意图 (引自 Wang and Liu 2005)

Fig. 1-24 Sampling sites in Lake Taihu on November 4, 1999 (Cited from Wang and Liu 2005)

5. Chl-a 浓度的空间格局 (1999 年 11 月) —— 高浓度主要在北部湖区, 湖心和东部湖区较低

太湖环境监测站于 1999 年秋季 (11 月 4 日) 在太湖全湖布设了 75 个采样点, 分为 12 行和 10 列, 行、列的间隔分别为 5.585 km 和 6.079 km (图 1-24)。用于 Chl-a 分析的水样采自表层下 0.5 m 处。

全湖 Chl-a 的平均浓度为 $11.7 \mu\text{g/L}$, 标准差为 $15.9 \mu\text{g/L}$ 。很显然, 高浓度的 Chl-a 主要出现在北部湖区, 特别是无锡地区 ($70 \mu\text{g/L}$ 、 $80 \mu\text{g/L}$ 等值线), 西部湖区次之, 而湖中心及东部湖区 Chl-a 的含量较低 (图 1-25)。

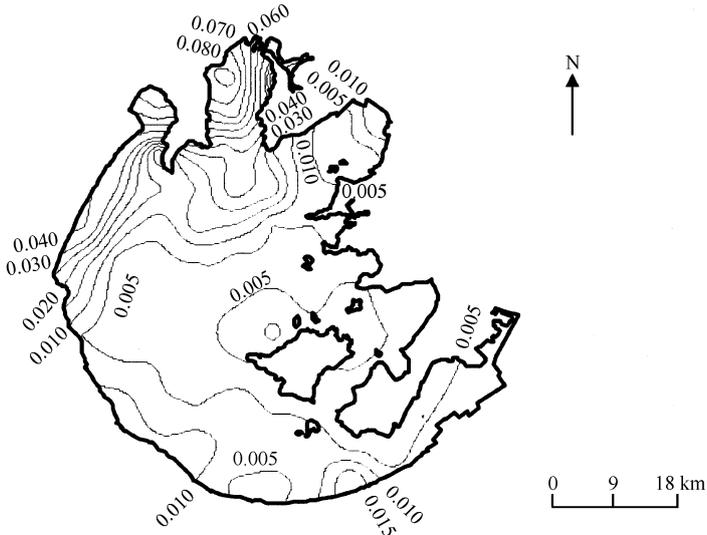


图 1-25 1999 年 11 月 4 日 Chl-a (mg/L) 的等值图 (引自 Wang and Liu 2005)

Fig. 1-25 Contour map of Chl-a (mg/L) on November 4, 1999 (Cited from Wang and Liu 2005)

6. 梅梁湾 Chl-a 浓度的空间格局 (2004 年 7 月) —— 在湾口 Chl-a 浓度较低, 而在湾内靠近北岸的区域 Chl-a 浓度很高 (可达 $328 \mu\text{g/L}$)

Huang 等 (2006) 于 2004 年 7 月 16~23 日, 对太湖梅梁湾 28 个采样点 (图 1-26) 湖水中的 Chl-a 进行了连续观测, 在临近入湖的主要河口及梅梁湾与大太湖连接的湾口地区 Chl-a 浓度较低, 而在湾内靠近北岸的区域 (包括五里湖出口处), Chl-a 浓度很高 ($>100 \mu\text{g/L}$, 最高可达 $328 \mu\text{g/L}$) (图 1-27), 这些地方蓝藻水华堆积严重。

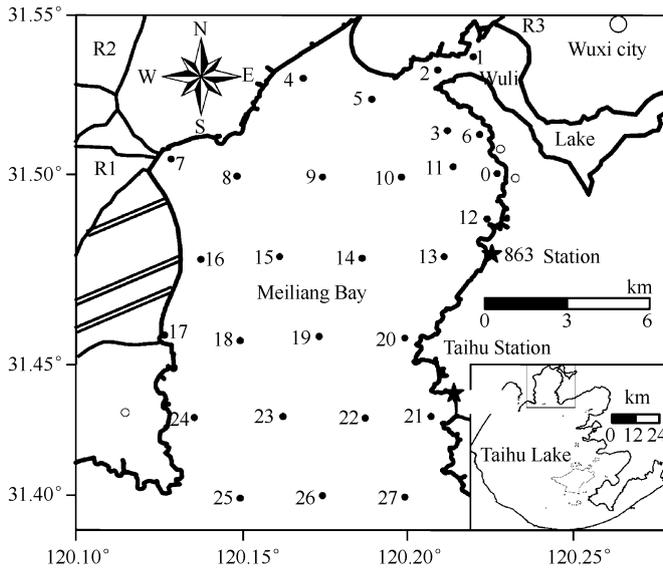


图 1-26 太湖梅梁湾采样点示意图 (引自 Huang et al. 2006)

Fig. 1-26 Map for the sampling sites in Meiliang Bay of Lake Taihu (Cited from Huang et al. 2006)

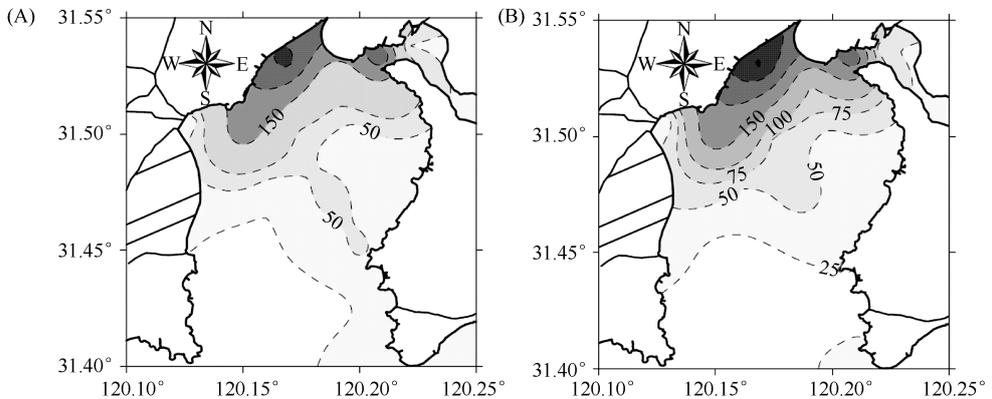


图 1-27 2004 年 7 月 16~23 日太湖梅梁湾表层 (A) 和底层 (B) 湖水中 Chl-a 浓度的分布 (引自 Huang et al. 2006)

Fig. 1-27 Distribution of Chl-a in the lake water of surface (A) and bottom (B) layers in the Meiliang Bay of Lake Taihu during July 16~23, 2004 (Cited from Huang et al. 2006)

7. 太湖 Chl-a 浓度的空间格局 (2004 年 10 月) —— 北部湖区较高, 最高值出现在梅梁湾, 为 $53.6 \mu\text{g/L}$

Zhang 等 (2007b) 于 2004 年秋季 (10 月 20~29 日) 在太湖设置 67 个采样点 (图 1-28), 研究了 Chl-a 浓度的空间分布格局。Chl-a 浓度的变化范围为 $1.21\sim 53.6 \mu\text{g/L}$, 平均值为 $14.4 \mu\text{g/L}$, 一般北部湖区较高, 最高值出现在梅梁湾的 22 号样点, 而最低值出现在位于水生植物占优势的东南沿岸区的 57 号采样点 (图 1-29)。

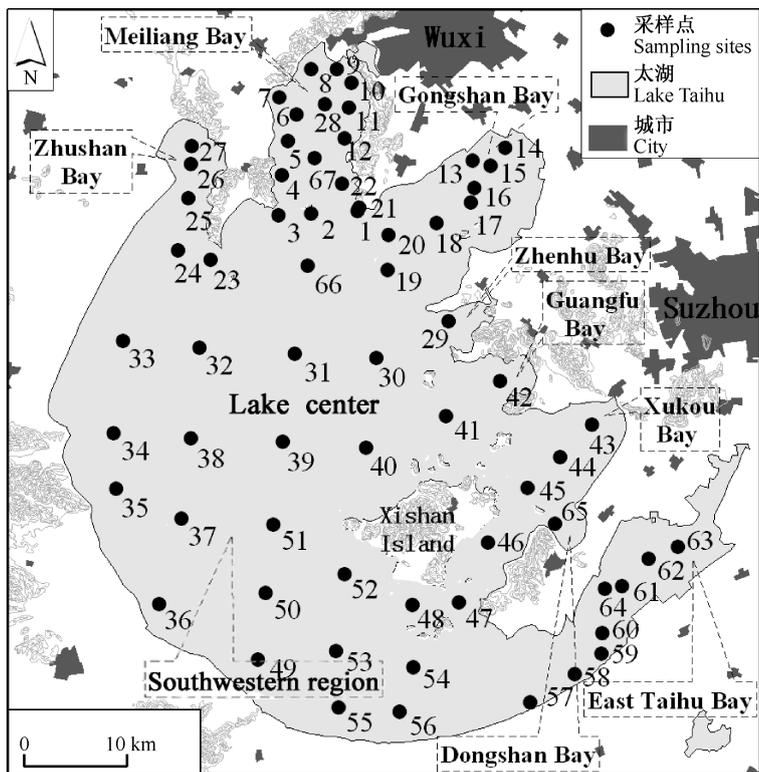


图 1-28 太湖的 67 个采样点的位置 (引自 Zhang et al. 2007a)

Fig. 1-28 Location of 67 sampling sites in Lake Taihu (Cited from Zhang et al. 2007a)

与 Huang 等 (2006) 于 2004 年 7 月 16~23 日对太湖梅梁湾 Chl-a 浓度的分布的研究相比, 同为梅梁湾, 10 月份的 Chl-a 浓度要低得多, 譬如, 10 月最高值仅为 7 月的 $1/6$ 。



图 1-29 2004 年 10 月 20~29 日,太湖 Chl-a 浓度 ($\mu\text{g/L}$) 的空间格局 (引自 Zhang et al. 2007b)

Fig. 1-29 Spatial pattern of Chl-a concentration ($\mu\text{g/L}$) in Lake Taihu during October 20~29, 2004 (Cited from Zhang et al. 2007b)

三、太湖蓝藻水华发生面积的变化

1. 基于直接观察的定性描述——始于 20 世纪 50 年代末,有自北向南、向西、向东蔓延发展的趋势

由于太湖的面积达 2338 km^2 , 基于人类肉眼的直观观察所得出的面积的准确性是极为有限的,但对于是否有蓝藻水华的判断(特别是基于专业研究人员的直接观察)应该是准确的,尤其是早年的蓝藻水华暴发信息更是十分珍贵。近年来数码相机记录的一些图片信息也是很有价值的。

关于太湖蓝藻水华的发生面积,主要以定性描述为主(孙顺才和黄漪平 1993):

20 世纪 50 年代末就可见“水华”;

20 世纪 60 年代中期,鼋头渚附近水域开始出现“水华”;

20 世纪 70 年代中期,在焦山附近有大片“水华”;

20 世纪 80 年代初,五里湖和梅梁湾约有 $2/5$ 湖区每年夏季出现“水华”,

80年代末则发展到梅梁湾的 3/5 湖面，以及在太湖的西岸局部水域也可见其出现；

1994~1995 年，“水华”面积几乎覆盖梅梁湾全部水域，以及竺山湖、西部沿岸和北部湖心区，有自北向南、向西、向东蔓延发展的趋势。

2. 分布面积图——20 世纪 50、60 年代仅见于五里湖，2006 年蓝藻水华约覆盖太湖总面积的 2/5

如果能给出蓝藻水华的分布面积，不论是基于描述性的信息或者实测值（虽然布点可能十分有限），也能给出一些趋势性的分析。

以下便是一个太湖蓝藻水华自 20 世纪 50 年代以来的发展演变趋势图（图 1-30）。由于不知图中的蓝藻水华发生面积是如何准确估算的，而且一年中蓝藻水华的发生面积可能也有很大的波动，这样的图可能仅仅反应一种粗略的发展趋势。

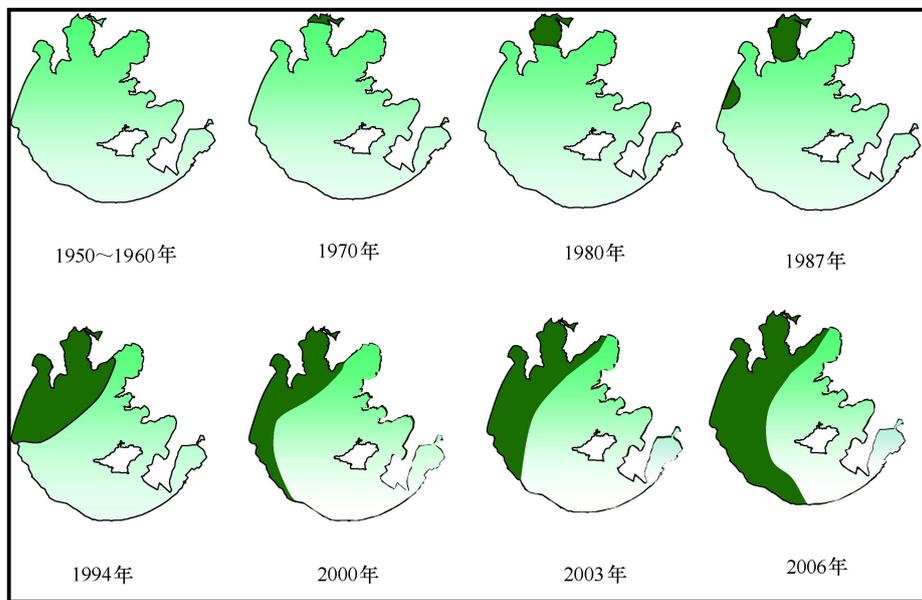


图 1-30 20 世纪中期以来江苏太湖夏季蓝藻水华的发展（由中国科学院南京地理与湖泊研究所范成新研究员提供）

Fig. 1-30 Development of summer cyanobacterial blooms in Lake Taihu, Jiangsu Province, since the 1950s (Provide by Dr. Chengxin Fan from the Nanjing Institute of Geography & Limnology, CAS)

3. 卫星遥感——蓝藻水华的聚集面积 2004 年以来急剧增加

马荣华等 (2008) 通过 1979 年以来的 Landsat MSS/TM/ETM 卫星遥感影像、2002 年以来的 MODIS 卫星遥感影像、2004 年以来的 CEBERS 卫星遥感影像以及 2007 年 IRS P6 卫星遥感影像, 获取了天气晴好条件下蓝藻水华的面积和空间分布。

根据卫星遥感影像资料, 太湖蓝藻水华大面积暴发始于 1987 年 6 月 (图 1-31), 覆盖面积约 62 km^2 , 之后一直到 2000 年, 水华覆盖面积都基本维持在这一水平。2004 年以来, 蓝藻水华聚集面积迅速增加: 2004 年 197 km^2 , 2005 年 317 km^2 , 2006 年 806 km^2 , 2007 年 979 km^2 (超过太湖总面积的 $2/5$), 2004~2006 年最大聚集面积均出现在 9 月, 而 2007 年提前到 6 月底, 9 月份还有 855 km^2 。就 10~12 月的水华聚集面积而言, 2004~2006 年每年不超过 200 km^2 , 而 2007 年达 450 km^2 (图 1-32) (马荣华等 2008)。

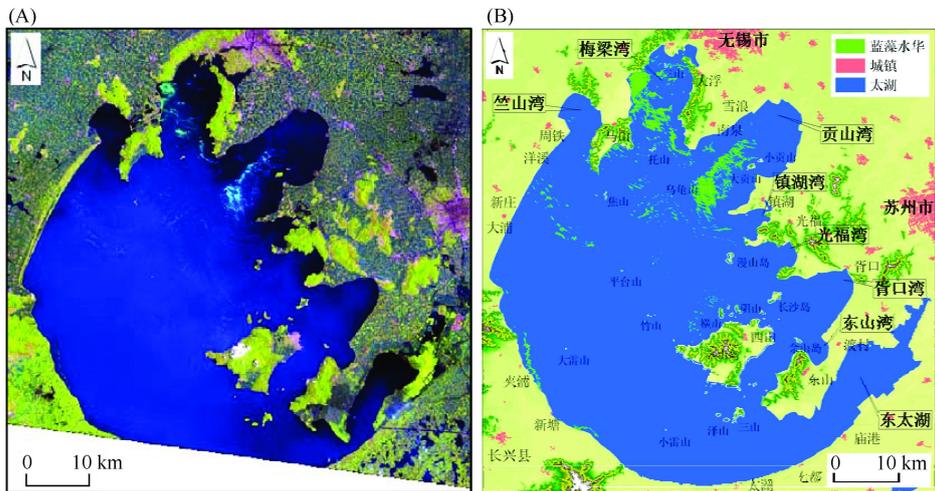
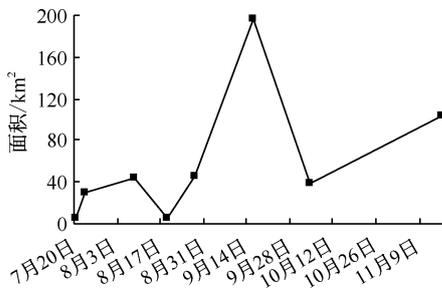


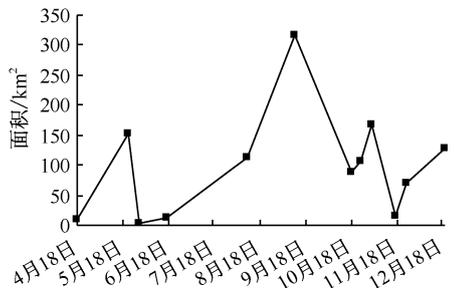
图 1-31 从 1987 年 6 月 26 日的卫星遥感影像初次在太湖发现大量的蓝藻水华聚集: (A) Landsat TM 卫星遥感影像, (B) 蓝藻水华的空间分布及集聚规模 (引自马荣华等 2008)
Fig. 1-31 First appearance of massive cyanobacterial blooms in satellite imagery of Lake Taihu on 26 June 1987; (A) Landsat TM satellite imagery, (B) distribution and convergence size of cyanobacterial blooms (Cited from Ma et al. 2008)

4. 卫星遥感——近 20 年来蓝藻水华开始大量聚集的时间逐渐提早

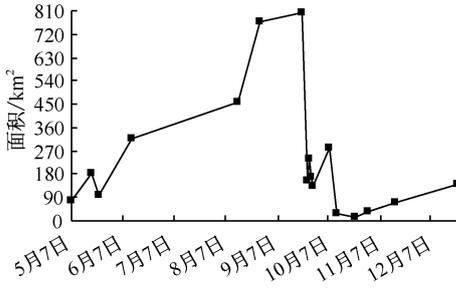
太湖蓝藻水华最初在夏季出现, 随着时间的推移, 暴发时间逐渐前移, 近年来, 3~4 月逐渐成为蓝藻水华的初始暴发期 (图 1-33), 水华可持续到 12 月份 (图 1-32), 这样蓝藻水华的持续时间可达 9~10 个月之久。



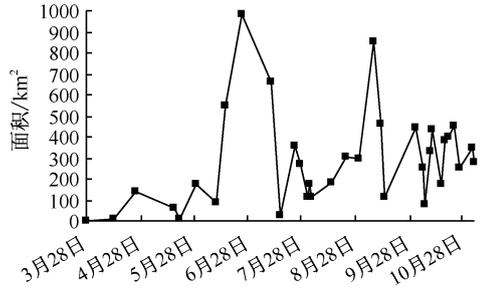
2004年



2005年



2006年



2007年

图 1-32 2004~2007 年太湖水面蓝藻聚集面积 (引自马荣华等 2008)

Fig. 1-32 Surface area covered by cyanobacterial blooms during 2004~2007

(Cited from Ma et al. 2008)

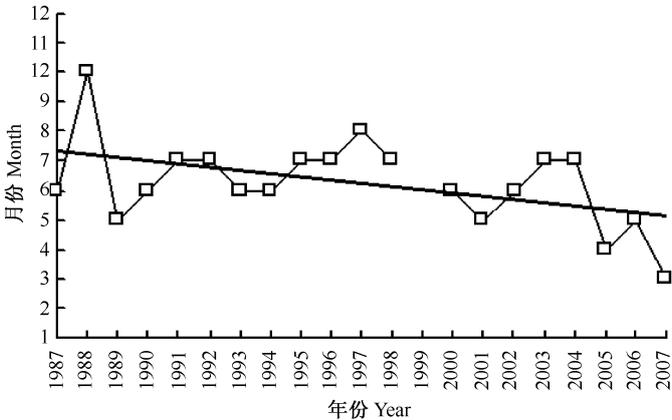


图 1-33 1987 年以来水华暴发初始时间 (引自马荣华等 2008)

Fig. 1-33 The initial time of cyanobacterial blooms since 1987

(Cited from Ma et al. 2008)

5. 卫星遥感——蓝藻水华的初始暴发地点主要是北部的梅梁湾和竺山湾，近年开始南移

1987年以来，梅梁湾是太湖蓝藻最初暴发最频繁的湖区，共发生过14次，其次是竺山湾（包括竺山湾湾口），共发生过6次，然后是南部沿岸区（浙江新塘附近），共发生过4次，最后是西部沿岸区，共发生过2次；2000年以前，蓝藻水华几乎每年都首先在梅梁湾或竺山湾暴发；近年来，蓝藻的初始暴发地点有向南部沿岸区转移的趋势（表1-4）（马荣华等 2008）。为何近年来蓝藻水华初始暴发地点开始频繁地出现在蓝藻水华发生量相对较轻的南部湖区？也许蓝藻水华初始暴发的诱发因子出现了根本变化，譬如南部湖区的水温相对较高，但是为何以前不是诱因，而只有到近年才开始是？以前也许冬季沉积物/水柱中的蓝藻太少，无法形成足够的蓝藻种群，现在温度转变成了控制因子，加上后来北部湖区的蓝藻也大量暴发，这或许能解释为何近年来太湖蓝藻水华的发生范围更广，发生量更大，蓝藻初始暴发时间也不断提早等现象，但这仅仅只是一种推测。

表 1-4 1987 年以来太湖每年蓝藻水华初始暴发地点（1999 年无数据）

Table 1-4 The locations of yearly initial cyanobacterial blooms in Lake Taihu since 1987
(No image data in 1999)

年份 Year	地点 Location	年份 Year	地点 Location
1987	梅梁湾的直湖港和武进港附近水域、乌龟山至大贡山以北之间的部分水域、夹浦—新塘附近的南部沿岸区	1997	竺山湾、梅梁湾
1988	竺山湾湾口	1998	梅梁湾
1989	梅梁湾	2000	梅梁湾、西部沿岸区
1990	梅梁湾	2001	南太湖浙江新塘沿岸区
1991	竺山湾、梅梁湾	2002	梅梁湾
1992	梅梁湾	2003	梅梁湾、竺山湾湾口
1993	梅梁湾	2004	竺山湾
1994	竺山湾、梅梁湾	2005	南太湖浙江新塘沿岸区
1995	梅梁湾	2006	西部沿岸区
1996	梅梁湾	2007	南太湖浙江新塘沿岸区

（引自马荣华等 2008）（Cited from Ma et al. 2008）

6. 卫星遥感——蓝藻水华空间格局的历史变化有从北部扩展到中部和西南部的趋势

2000年以前，太湖蓝藻水华主要出现在梅梁湾、竺山湾，以及竺山湾和梅梁湾相连的水域，梅梁湾发生频率远高于竺山湾，西太湖沿岸也时有发生。2001年以来，除梅梁湾和竺山湾每年继续都有发生外，南部沿岸区浙江附近水域，即夹浦新塘一带的沿岸水体，也几乎每年都有发生，且聚集面积逐年扩大，持续时间越来越长，有时会 and 西部沿岸区连成一片（图1-34）。2003年以来，蓝藻水华

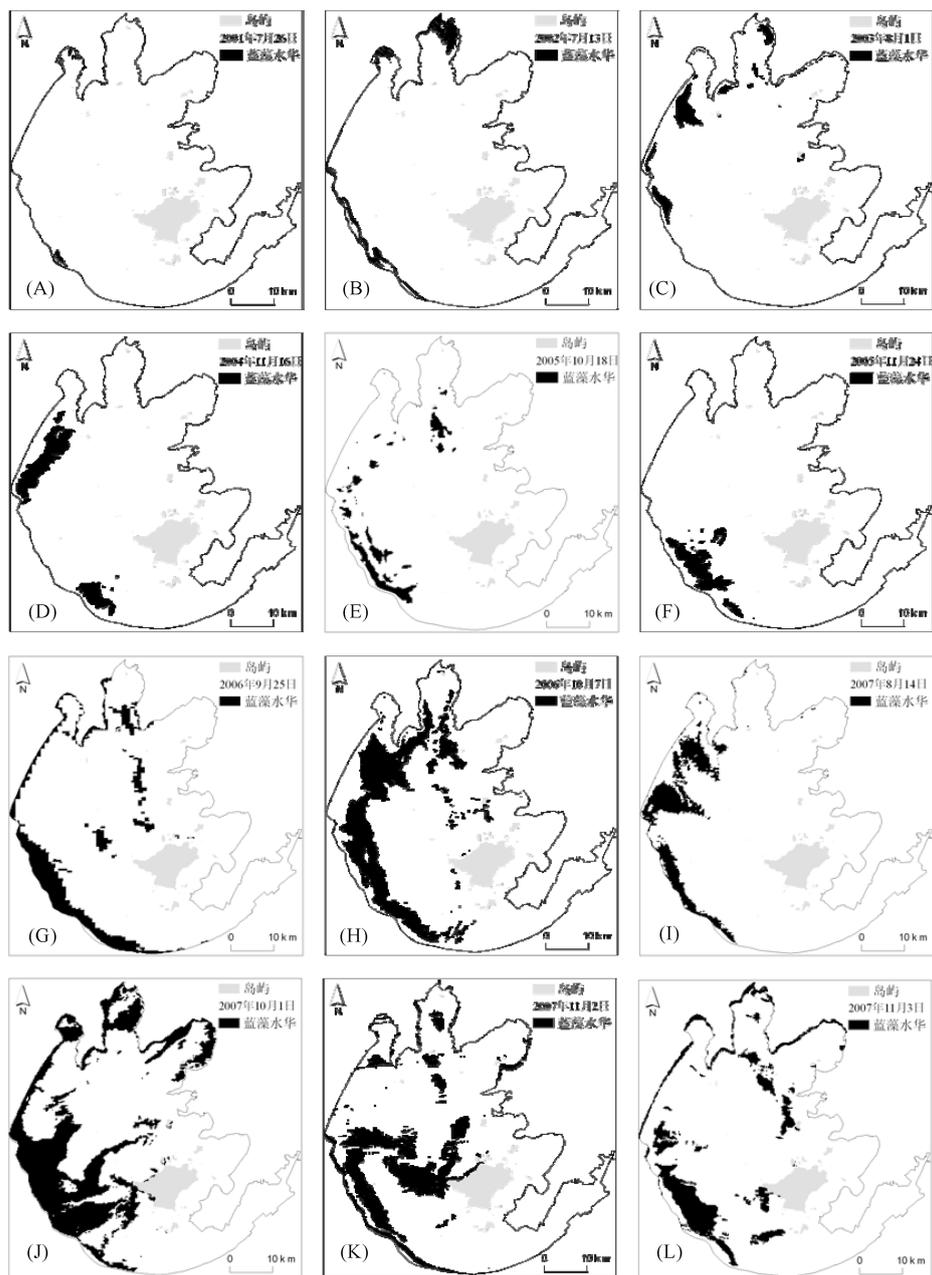


图 1-34 2001 年以来太湖西南沿岸水体蓝藻水华的发展趋势 (引自马荣华等 2008)
 Fig. 1-34 Tendency of cyanobacterial blooms along the shore in the south-west of Lake Taihu since 2001 (Cited from Ma et al. 2008)

开始逐渐向湖心扩散 (图 1-35), 严重时几乎覆盖整个太湖近一半的区域, 如 2007 年 9 月 7 日 (图 1-35F)。2005 年以来 (图 1-35C、D、H), 贡湖湾也时有蓝藻水华发生。

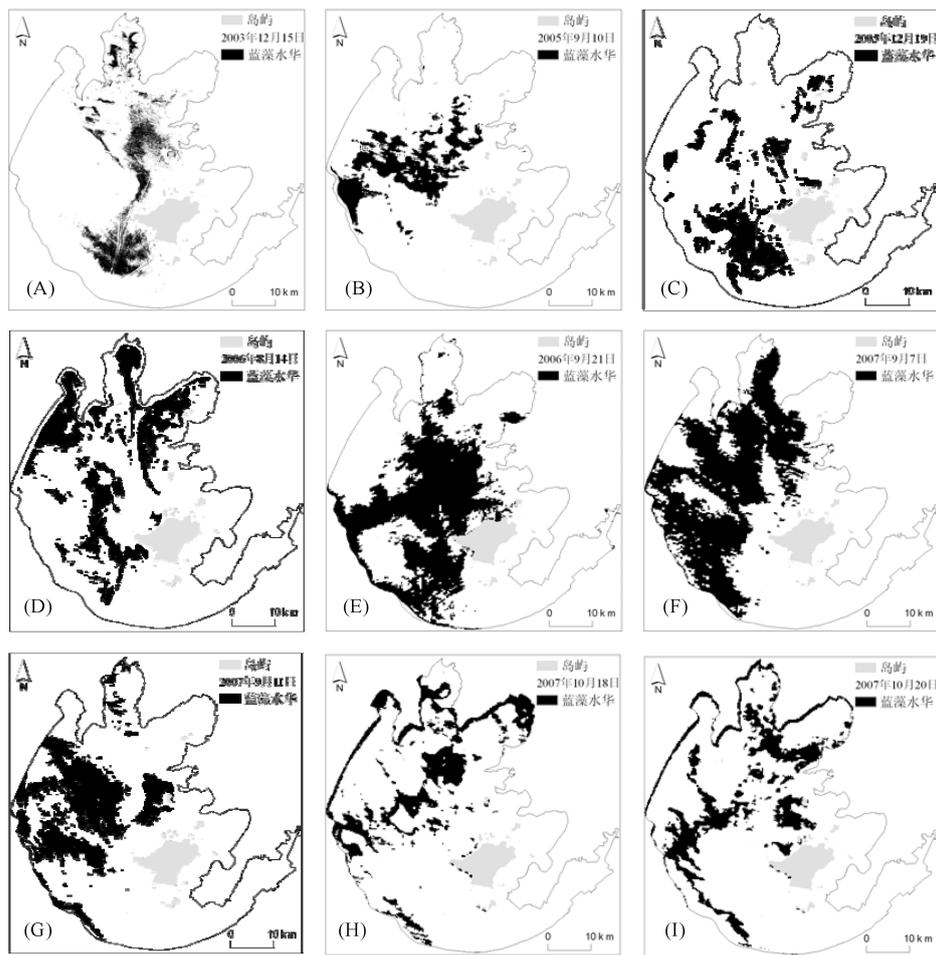


图 1-35 2003 年以来湖心区成为太湖蓝藻水华的主要分布区之一 (引自马荣华等 2008)
 Fig. 1-35 Increasing accumulation of cyanobacterial blooms in the center area of Lake Taihu since 2003 (Cited from Ma et al. 2008)

总体来看, 太湖蓝藻水华的空间格局经历着一个从北部湖区的梅梁湾和竺山湾逐渐扩展到西部湖区和湖心区、最终向整个湖区蔓延的演化过程。同时, 蓝藻水华的空间格局呈现出巨大的短期变化, 譬如, 图 1-34 的 (K) 和 (L) 仅相差 1 天 (2007 年 11 月 2 日, 2007 年 11 月 3 日), 图 1-35 的 (F) 和 (G) 仅相差 4 天 (2007 年 9 月 7 日, 2007 年 9 月 11 日), 这可能与蓝藻水华的水平 and 垂直移动有关, 而这种水平和垂直移动可能与水动力学过程和藻类的生理变化等密切

相关。

当然，卫星遥感影像资料得出的太湖蓝藻水华首次大面积暴发时间（1987年）（马荣华等 2008）与直接观察的结果不尽一致，譬如，据报道，20世纪80年代初，五里湖和梅梁湖约有 $2/5$ 湖区每年夏季出现“水华”（孙顺才和黄漪平 1993）。

此外，为何太湖蓝藻水华的聚集面积自2004年以来急剧增加？这也还是一个难以解释的问题。从图4-10来看，太湖平均TN仅有缓慢上升，而平均TP几乎未见大的变化，但是湖心区的TP有很大上升（图4-12）。湖心区TP的剧增是否是导致太湖蓝藻水华聚集面积激增的原因还不得而知。二者哪个是因哪个是果也还很难说，也无法否定存在某种动力学机制（因为这与刚开始大力进行“引江济太”的时间也正好吻合）向湖心区输入了大量营养盐或加速了北部湖区的蓝藻（因此营养盐）向湖心区的扩散。这仅是猜测而已。

四、结 语

半个世纪以来，蓝藻经历了从平分秋色到一统天下的历程——20世纪50年代初，五里湖夏季蓝藻数量最多，隐藻、硅藻和绿藻次之，其他季节隐藻和硅藻在数量上占绝对优势；1960年，西部湖区夏季蓝藻数量占绝对优势，80年代，夏秋季藻类生物量中蓝藻、硅藻和隐藻平分秋色；90年代，梅梁湾藻类生物量夏季蓝藻（偶尔绿藻）占据绝对优势；21世纪夏季蓝藻一统天下。

Chl-a呈现北部—西部高、中部—东部低的格局，而20世纪90年代中后期以来Chl-a呈现同质化趋势——Chl-a浓度的空间格局以北部湖区最高，西部湖区次之，而湖中心及东部湖区较低；20世纪90年代中后期以来，梅梁湾Chl-a浓度呈现明显下降趋势，而湖心区的Chl-a浓度却稳步上升（增加了1倍多）。

半个世纪以来，蓝藻水华经历了几乎从无到覆盖超过总面积的 $2/5$ 的发展历程，并有从北部逐渐扩展到中部和西南部的趋势——基于直接观察的定性描述，蓝藻水华的出现始于20世纪50年代末，有自北向南、向西、向东蔓延发展的趋势；通过分布面积图来看，50、60年代仅见于五里湖，2006年覆盖太湖总面积的 $2/5$ ；通过卫星遥感影像资料，蓝藻水华的聚集面积2004年以来急剧增加，近20年来蓝藻水华开始大量聚集的时间逐渐提早，蓝藻水华的初始暴发地点主要是北部的梅梁湾和竺山湾，近年开始南移；蓝藻水华空间格局的历史变化有从北部扩展到中部和西南部的趋势。为何太湖蓝藻水华的聚集面积自2004年以来急剧增加还不得而知，也许与湖心区TP的急剧上升有关。

第二章 太湖的微囊藻毒素 (MC) 污染

内 容

一、太湖水柱中的 MC 含量

1. 2001 年——胞内 MC 浓度在夏秋季最高 (可达 $7\sim 14 \mu\text{g/L}$), 在梅梁湾越接近岸边 MC 浓度越高
2. 2004 年——梅梁湾的胞内 MC 含量夏季最高 ($5.70 \mu\text{g/L}$)
3. 2004 年——在梅梁湾近岸, 总 MC 浓度在 7 月最高, 达 $13.67 \mu\text{g/L}$, 之后多在 $1\sim 3 \mu\text{g/L}$ 波动, 胞外 MC 绝大多数未超过 $1 \mu\text{g/L}$
4. 2005 年——胞内 MC 含量夏秋季较高, 贡湖湾最高为 $2.87 \mu\text{g/L}$, 梅梁湾最高为 $1.38 \mu\text{g/L}$, 年平均 MC 浓度贡湖湾高于梅梁湾, 平均胞外毒素仅为 $0.018\sim 0.027 \mu\text{g/L}$
5. 2005 年——胞外 MC 浓度夏秋季最高, 最高 MC 浓度表层水 ($6.66 \mu\text{g/L}$) 显著高于底层水 ($3.59 \mu\text{g/L}$)

二、太湖蓝藻藻浆中的 MC 含量

1. 2001 年——藻浆中 MC 含量在夏季最高 ($97 \mu\text{g/g}$)
2. 2004 年——藻浆中 MC 含量在夏季最高 ($534 \mu\text{g/g}$)
3. 2005 年——藻浆中 MC 含量在夏季最高 ($1870 \mu\text{g/g}$)

三、太湖水产品中的 MC 含量

1. 蚌类——2003~2004 年, 肝胰腺和肠道中的 MC 含量最高 (分别可达 $38.48 \mu\text{g/g DW}$ 和 $20.65 \mu\text{g/g DW}$), 而内脏团、鳃、足和其他器官中的含量相对较低, 最高 MC 含量分别为 $1.7 \mu\text{g/g DW}$ 、 $0.64 \mu\text{g/g DW}$ 、 $0.58 \mu\text{g/g DW}$ 和 $0.61 \mu\text{g/g DW}$
2. 螺——平均 MC 含量 ($\mu\text{g/g DW}$) 肝胰腺 (2.33) > 消化道 (1.56) > 性腺 (0.38) > 其他组织 (0.15) > 足 (0.10) > 幼螺 (0.04)
3. 鱼类 (7 种鱼) ——2001 年 7 月和 11 月, 平均 MC 含量肝脏为 $0.14 \mu\text{g/g DW}$, 肌肉为 $0.02 \mu\text{g/g DW}$
4. 鱼类 (鲢) ——2004~2005 年, 年平均 MC 含量 ($\mu\text{g/g DW}$) 肠道 (24.3) > 肝脏 (0.96) > 肾脏 (0.78) > 血液 (0.38) > 肌肉 (0.20) > 脾脏 (0.16) > 胆囊 (0.09) > 鳃 (0.06)
5. 鱼类 (鳊) ——2004~2005 年, 年平均 MC 含量 ($\mu\text{g/g DW}$) 肠道 (19.32) > 肾脏 (0.80) > 肝脏 (0.37) > 脾脏 (0.31) > 胆囊 (0.14) > 肌肉 (0.12) > 血液 (0.05) > 鳃 (0.02)

四、结语

水体中蓝藻的主要危害之一就是因为许多蓝藻特别是形成水华的蓝藻 (如微囊藻 *Microcystis* 等) 能产生一种被称为蓝藻毒素 (Cyanotoxin) 的生物毒素,

其中一类由 7 个氨基酸组成的环状 7 肽化合物——微囊藻毒素 (Microcystin, 简称 MC) 最为常见, 发生量最大, 危害最大, 它不仅可通过饮用水进入人体, 也可通过被污染的水产品进入人体 (谢平 2006)。世界卫生组织 (WHO) 建议的 MC-LR 的日允许摄入量 (tolerable daily intake, TDI) 为 $1 \mu\text{g}/\text{L}$, 即一个 60 kg 体重的成年人每日摄入的 MC-LR 量不能超过 $1 \mu\text{g}$ (Chorus and Bartram 1999)。关于太湖水中和水产品中 MC 含量的研究近几年才开始起步。

一、太湖水柱中的 MC 含量

1. 2001 年——胞内 MC 浓度在夏秋季最高 (可达 $7\sim 14 \mu\text{g}/\text{L}$), 在梅梁湾越接近岸边 MC 浓度越高

许秋瑾等 (2005) 于 2001 年对太湖 6 个采样点 (图 1-10) 的微囊藻毒素的季节变化进行了研究, 测定方法为酶联免疫法 (ELISA)。测定方法同连民等 (2000), 但是在此方法中, 采集的水样 -20°C 保存, 测定前冻融两次, 经 GF/C 滤膜过滤后待测, 因此, 推测所测的毒素主要为胞内毒素。

平均微囊藻毒素浓度以夏季最高, 超过 $7 \mu\text{g}/\text{L}$, 秋季还有一个次高峰 (图 2-1)。位于梅梁湾内的 2# 和 3# 采样点处的 MC 浓度与蓝藻生物量呈高度正相关, 与藻类总生物量也呈正相关, 因为 2# 和 3# 采样点处蓝藻占绝对优势 (几乎超过 90%), 而其他采样点 (位于河口的 0#、位于梅梁湾与大湖交界的 5#、位于湖心的 8#) 处的 MC 浓度与蓝藻生物量或藻类总生物量均无相关性。9# 采样点位于五里湖, 该采样点蓝藻仅占藻类总生物量的 3.7%, 所以 MC 与浮游植物无相关性 (许秋瑾等 2005)。

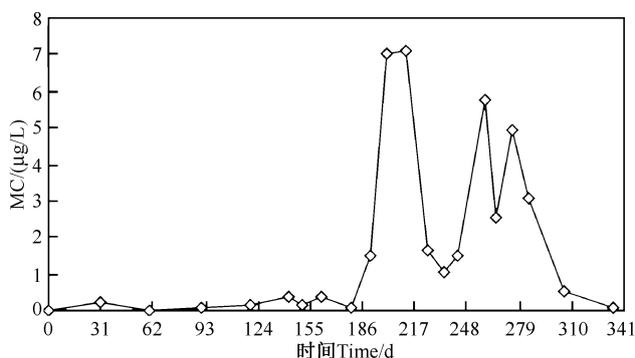


图 2-1 2001 年太湖各采样点平均微囊藻毒素浓度的季节变化。第 0 天为 2001 年 1 月 15 日 (引自许秋瑾等 2005)

Fig. 2-1 Seasonal changes in mean MC concentration of all sampling sites in Lake Taihu in 2001. Day 0 was Jan. 15, 2001 (Cited from Xu et al. 2005)

Shen 等 (2003) 于 2001 年研究了太湖梅梁湾 3 个采样点 (图 2-2) 表层水 (0~0.5 m) 中浮游植物胞内微囊藻毒素含量的季节 (3~10 月) 变化, 测定方法为 ELISA 法。经 HPLC 分析, MC 主要为 MC-LR (但未给出 MC-LR 所占比例, 也未指出还有哪些 MC)。水柱中浮游植物胞内 MC 含量样点 1>样点 2>样点 3 (图 2-3), 尤其是样点 3 的 MC 含量很低, 未超过 $0.1 \mu\text{g}/\text{L}$, 而最高浓度出现在样点 1, 达到 $(10.39 \pm 1.80) \mu\text{g}/\text{L}$, 样点 2 处的最高浓度也超过 $8 \mu\text{g}/\text{L}$, 也就是说, 离岸越近, MC 浓度越高; 若以最大 MC 值相比, 样点间的差异可达到两个数量级! 这表明, 采样点的选择将会极大地影响 MC 的测定结果。

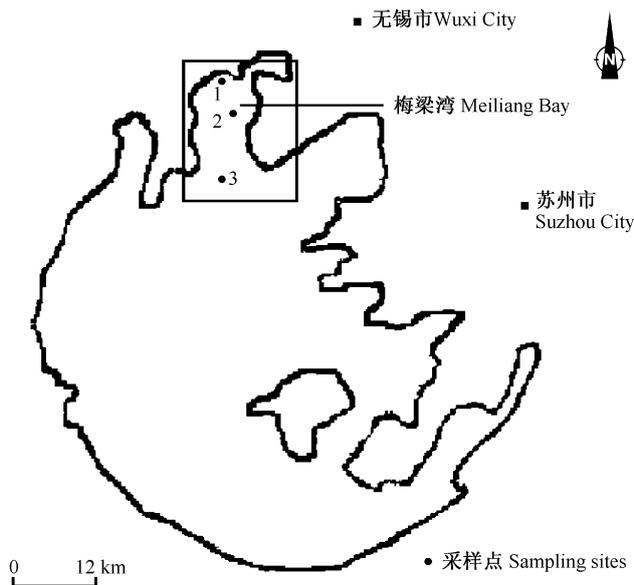


图 2-2 太湖梅梁湾采样点示意图

Fig. 2-2 Map of the sampling sites in Meiliang Bay of Lake Taihu

陈艳等 (2002) 于 2001 年 7 月对无锡市以太湖为水源的 4 个水厂的水源水和出厂水中的 MC 浓度进行了测定。水样测定前反复冻融 2~3 次, 经 GF/C 玻璃纤维滤膜过滤后, 用 ELISA 方法进行测定。由于对水样测定前反复冻融了 2~3 次, 因此所测得的 MC 含量可视为浮游植物胞内和胞外 MC 浓度的总量。水源水中的平均 MC 含量达 $9.97 \mu\text{g}/\text{L}$ (最高 $14.19 \mu\text{g}/\text{L}$) (表 2-1), 这与 Shen 等 (2003) 于 2001 年 7 月在梅梁湾岸边 M1 点测定的结果十分接近。

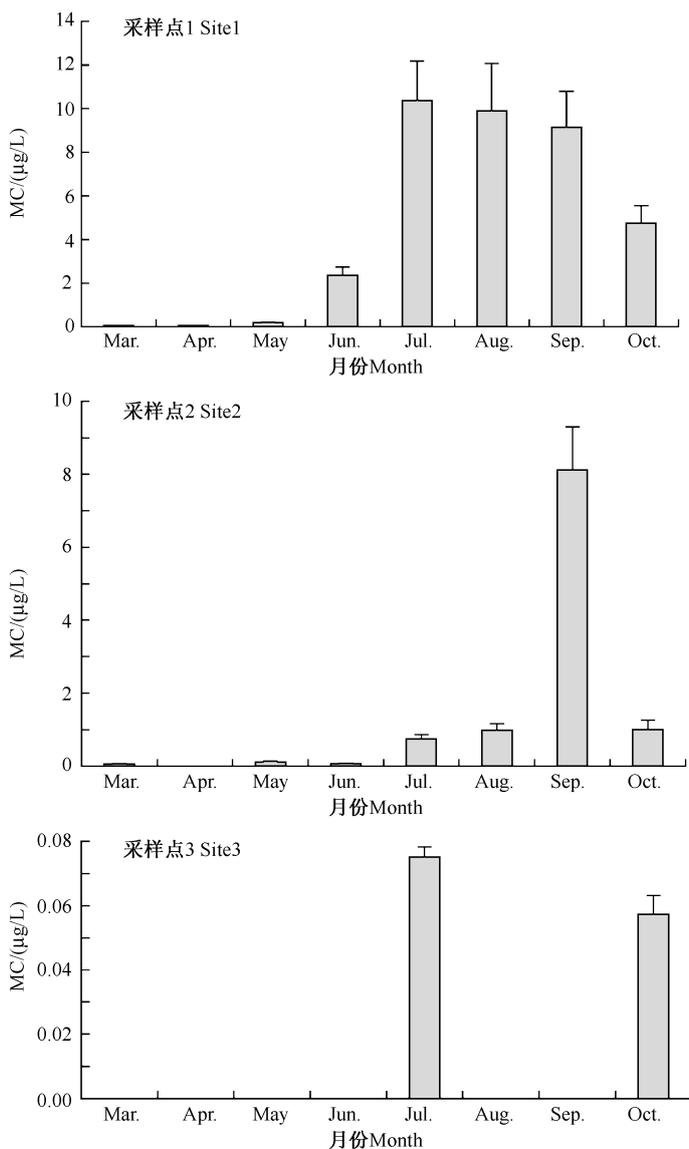


图 2-3 2001 年 5~10 月, 太湖梅梁湾中 3 个采样点水样中的 MC 含量 (用 ELISA 测定) (引自 Shen et al. 2001)
 Fig. 2-3 MC concentration (measured by ELISA) in water sample collected from three sampling sites in Meiliang Bay of Lake Taihu during March and October 2001 (Shen et al. 2001)

表 2-1 无锡市 4 个自来水厂水源水和出厂水中的 MC 浓度 ($\mu\text{g/L}$)

Table 2-1 Microcystin concentration ($\mu\text{g/L}$) in the raw water and tape water of the waterworks in Wuxi City

水厂名称 Name of waterwork	水源水 Raw water		出厂水 Tape water	
	No. 1	No. 2	No. 1	No. 2
中桥 Zhong Qiao	12.87	9.39	0.07	ND
梅园 Mei Yuan	2.70	2.78	ND	ND
雪浪 Xue Lang	12.19	13.53	ND	ND
华庄 Hua Zhuang	11.35	14.19	74	ND

(引自陈艳等 2002) (Cited from Chen et al. 2002)

而在 11 月份, 4 个自来水厂水源水中的 MC 浓度大幅下降, 中桥为 $0.33 \mu\text{g/L}$, 梅园 $0.06 \mu\text{g/L}$, 雪浪 $0.11 \mu\text{g/L}$, 华庄 $0.07 \mu\text{g/L}$ (杨坚波等 2007)。

2. 2004 年——梅梁湾的胞内 MC 含量夏季最高 ($5.70 \mu\text{g/L}$)

Chen 和 Xie (2007) 于 2004 年 5 月至 2004 年 11 月, 在太湖梅梁湾的一个大型围栏中设置了两个采样点, 取表层和底层水样混合, 将浮游植物过滤在 GF/C 滤膜上, 萃取后, 用 ESI LC/MS² 测定了浮游植物胞内 MC (LR+YR+RR) 含量, 季节变化规律如图 2-4 所示。胞内 MC 含量的年平均值为 $2.04 \mu\text{g/L}$, 最大值出现在 7 月 ($5.70 \mu\text{g/L}$) 和 8 月 ($5.32 \mu\text{g/L}$), 然后迅速下降到 $0.6 \mu\text{g/L}$ 以下。

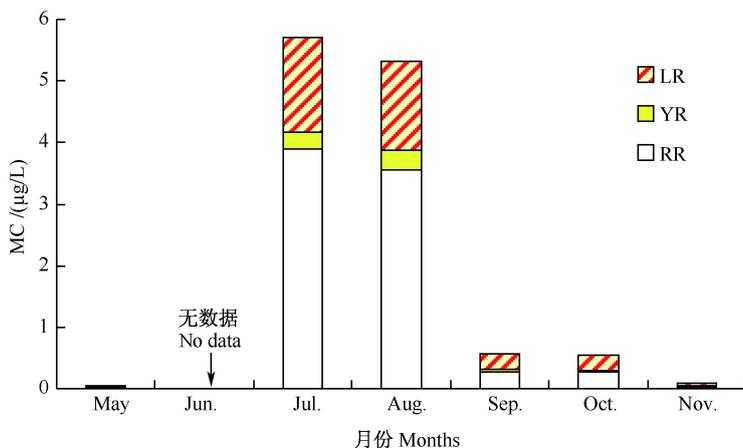


图 2-4 2004 年 5 月至 2004 年 11 月, 太湖梅梁湾浮游植物胞内 MC (LR+YR+RR) 含量的季节变化。每个值为两个采样点的平均值 (修改自 Chen and Xie 2007)

Fig. 2-4 Seasonal changes of intracellular MC-LR, -YR and -RR concentrations of phytoplankton in the water column of Meiliang Bay in Lake Taihu during May 2004 and November 2004.

Each value was the mean of two sampling sites (Modified from Chen and Xie 2007)

3. 2004 年——在梅梁湾近岸，总 MC 浓度在 7 月最高，达 $13.67 \mu\text{g/L}$ ，之后多在 $1\sim 3 \mu\text{g/L}$ 波动，胞外 MC 绝大多数未超过 $1 \mu\text{g/L}$

纪荣平等 (2007) 于 2004 年 7~12 月，在无锡市大浮镇董坞里村的湖边 (图 2-5) 设置采样点，采集水样，用 HPLC 测定了总 MC 和胞外 MC 含量。

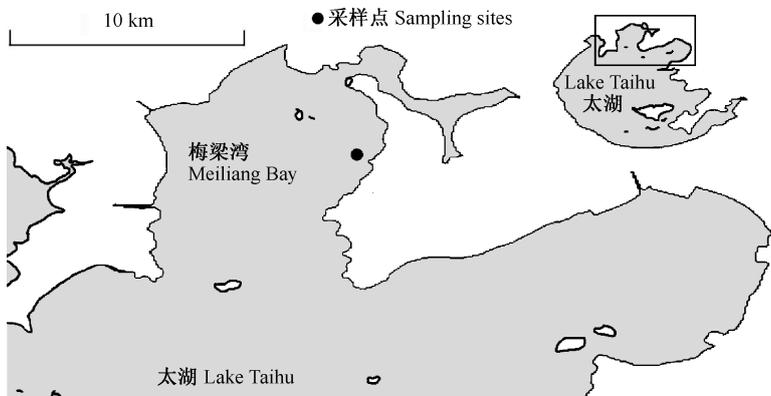


图 2-5 太湖梅梁湾采样点示意图 (修改自纪荣平等 2007)
 Fig. 2-5 Map for the sampling site in Meiliang Bay of Lake Taihu
 (Modified from Ji et al. 2007)

8 月 4~18 日蓝藻水华暴发期间，叶绿素 a 浓度为 $35.4\sim 266.1 \mu\text{g/L}$ ，总 MC (MC-RR + MC-LR) 最高达到 $13.67 \mu\text{g/L}$ ，而胞外 MC 仅为 $0.19\sim 0.67 \mu\text{g/L}$ 。

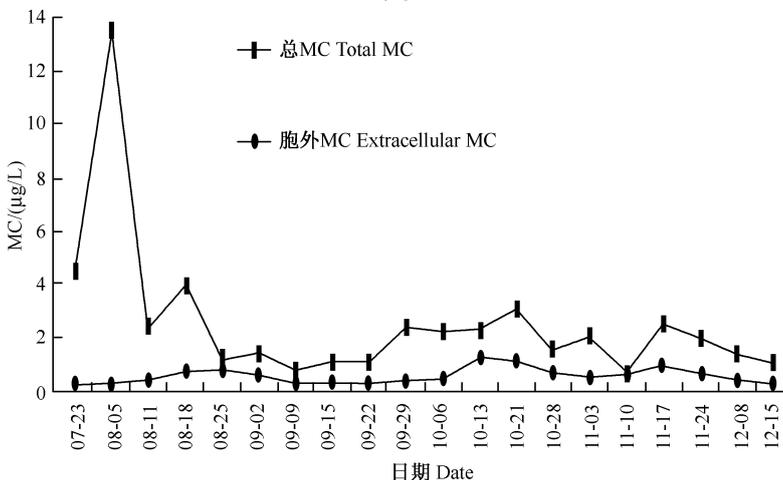


图 2-6 2004 年 7~12 月，太湖梅梁湾总 MC 和胞外 MC 含量的变化
 (修改自纪荣平等 2007)
 Fig. 2-6 Changes in total MC and extracellular MC in Meiliang Bay of Lake Taihu during July and December 2004 (Modified from Ji et al. 2004)

在 8 月 5 日 MC 达到最高值后, 总 MC 大多数情况下在 $1\sim 3\ \mu\text{g/L}$ 波动。胞外 MC 浓度除在 10 月 13~21 日达到 $1.16\sim 1.24\ \mu\text{g/L}$ 以外, 其他均未超过 $1\ \mu\text{g/L}$ (图 2-6)。

4. 2005 年——胞内 MC 含量夏秋季较高, 贡湖湾最高为 $2.87\ \mu\text{g/L}$, 梅梁湾最高为 $1.38\ \mu\text{g/L}$, 年平均 MC 浓度贡湖湾高于梅梁湾, 平均胞外毒素仅为 $0.018\sim 0.027\ \mu\text{g/L}$

Liu 等 (2008) 于 2004 年 11 月至 2005 年 10 月, 对太湖梅梁湾和贡湖湾 (图 1-12) 中浮游植物胞内和胞外 (溶解性) MC 含量的季节变化进行了研究。采表层和底层水样混合, 用 Whatman GF/C 滤膜收集浮游植物, 测定胞内 MC 含量, 收集滤液用于测定胞外 MC 含量。MC 测定方法用 HPLC 法。

结果表明, 贡湖湾浮游植物胞内 MC (LR+RR+YR) 含量的年平均值为 $0.657\ \mu\text{g/L}$, 变动范围为 $0.025\sim 2.873\ \mu\text{g/L}$, 以 MC-LR 和 MC-RR 为主 (年平均浓度分别为 $0.224\ \mu\text{g/L}$ 和 $0.299\ \mu\text{g/L}$), MC-YR 含量相对较低 (年平均浓度为 $0.134\ \mu\text{g/L}$)。梅梁湾浮游植物胞内 MC (LR+RR+YR) 含量的年平均值较低, 为 $0.400\ \mu\text{g/L}$, 变动范围为 $0.033\sim 1.375\ \mu\text{g/L}$, 以 MC-LR 和 MC-RR 为主 (年平均浓度分别为 $0.129\ \mu\text{g/L}$ 和 $0.246\ \mu\text{g/L}$), MC-YR 含量相对较低 (年平均浓度为 $0.024\ \mu\text{g/L}$) (图 2-7)。贡湖湾和梅梁湾的胞外 MC (LR+RR+YR) 含量均很低, 年平均浓度仅分别为 $0.018\ \mu\text{g/L}$ 和 $0.027\ \mu\text{g/L}$ 。

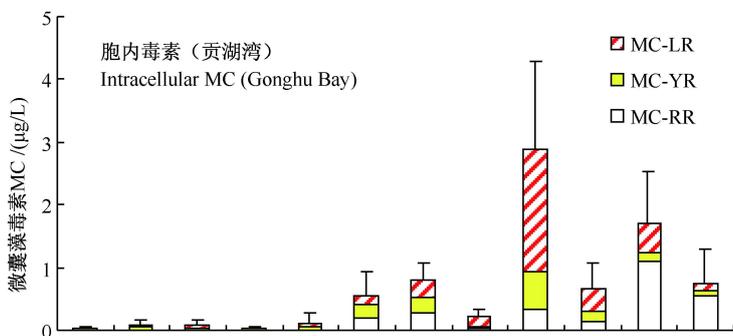


图 2-7 2004 年 11 月至 2005 年 10 月, 太湖贡湖湾和梅梁湾湖水中浮游植物胞内 MC 和胞外 MC (LR+YR+RR) 浓度的季节变化 (数据为平均值±标准差) (引自 Liu et al. 2008)

Fig. 2-7 Seasonal changes in the intra-and extra-cellular MC (LR+YR+RR) concentrations in the water column of Gonghu Bay and Meiliang Bay of Lake Taihu during November 2004 and October 2005 (data are mean±SD) (Cited from Liu et al. 2008)

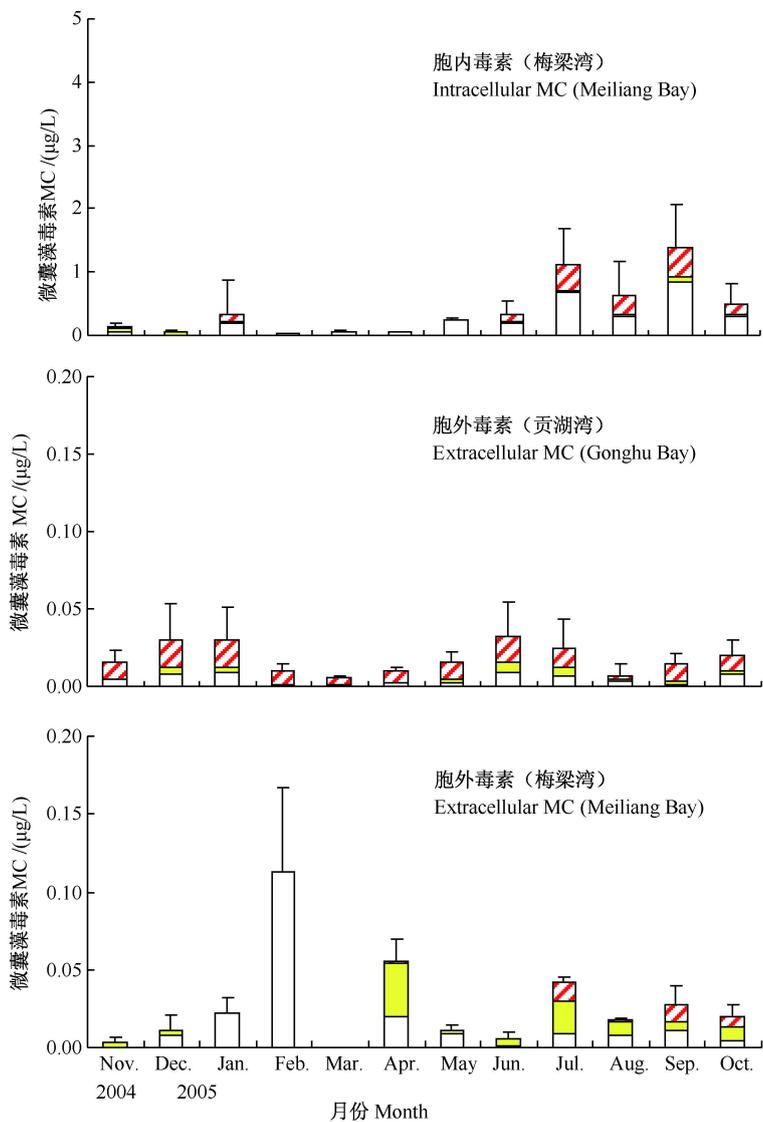


图 2-7 (续)

Fig. 2-7 (Continued)

5. 2005 年——胞外 MC 浓度夏秋季最高，最高 MC 浓度表层水 (6.66 µg/L) 显著高于底层水 (3.59 µg/L)

Song 等 (2007) 于 2005 年 2 月至 2006 年 1 月研究了太湖五里湖 (S 点) 和梅梁湾 (D、O 和 M 点) 表层水 (0~0.5 m) 和底层水 (沉积物上 0~10 cm) 中胞外 MC 含量的季节变化, MC 用 LC/MS 测定。结果表明, 在 S、D、O 和 M 点, 表层水中的 MC 含量分别为 0~2.71 µg/L、0~6.66 µg/L、0~2.84 µg/L

L 和 $0\sim 2.3 \mu\text{g/L}$ ，底层水中的 MC 含量分别为 $0\sim 1.64 \mu\text{g/L}$ 、 $0\sim 3.59 \mu\text{g/L}$ 、 $0\sim 1.62 \mu\text{g/L}$ 和 $0\sim 3.56 \mu\text{g/L}$ ；平均来看，表层水中的胞外 MC 含量略高于底层水（图 2-8）。与 Liu 等（2007）的结果相比，同样在梅梁湾，Song 等（2007）测得的胞外 MC 含量要高一个数量级。

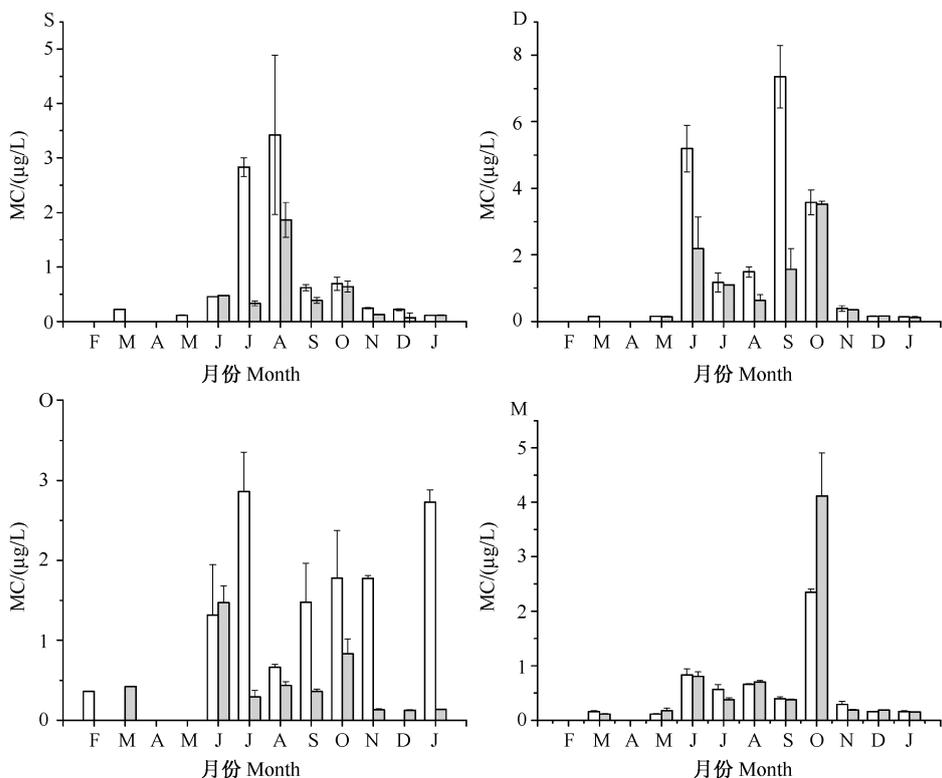


图 2-8 2005 年 2 月至 2006 年 1 月，太湖 4 个采样点（S、D、O 和 M）表层水（空柱）和底层水（灰色柱）中胞外（溶解性）MC 含量的季节变化。数据为 4 个重复测定的平均值和标准差（引自 Song et al. 2007）

Fig. 2-8 Seasonal variations of extra-cellular (dissolved) MC in surface water (open bars) and over-sediment water (grey bars) in four sampling stations (Sites S, D, O and M) of Lake Taihu from February 2005 to January 2006. Data were expressed as the mean value and standard deviations of four replicate determinations (Cited from Song et al. 2007)

二、太湖蓝藻藻浆中的 MC 含量

1. 2001 年——藻浆中 MC 含量在夏季最高 ($97 \mu\text{g/g}$)

Shen 等（2003）在 2001 年 5~10 月，在太湖梅梁湾站点 1（图 2-2）处采集表面蓝藻水华，通过离心方式分离蓝藻，然后冷冻干燥，用 ELISA 法测定了

MC 的含量。藻浆中的 MC 含量范围在 24.5~97.3 $\mu\text{g/g}$ 干藻（最低值与最高值相差近 4 倍），6 月含量最低，8~9 月含量最高（图 2-9）。

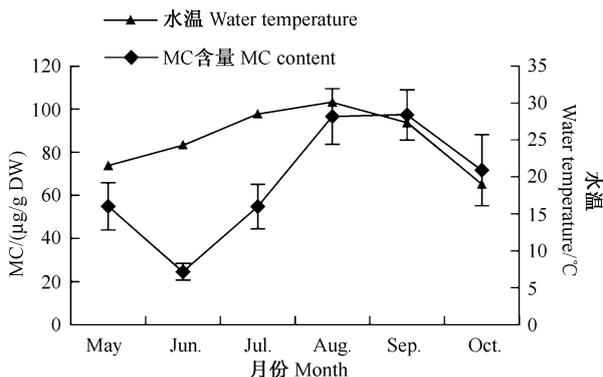


图 2-9 2001 年 5~10 月，太湖梅梁湾中水温和干藻中的 MC 含量（用 ELISA 测定）（引自 Shen et al. 2003）

Fig. 2-9 Water temperature and MC content (measured by ELISA) in dry algae collected from Meiliang Bay of Lake Taihu during May and October 2001 (Cited from Shen et al. 2003)

2. 2004 年——藻浆中 MC 含量在夏季最高（534 $\mu\text{g/g}$ ）

Chen 和 Xie (2007) 于 2004 年 5~10 月，在太湖梅梁湾的大型围栏附近用 64 μm 网目的浮游生物网采集表面水华，冷冻干燥，萃取后用 ESI LC/MS² 测定

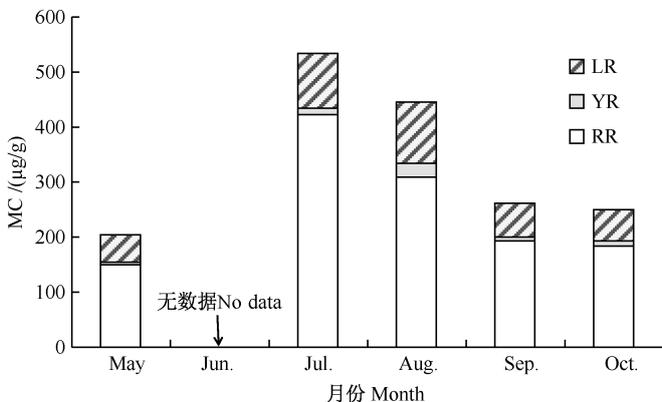


Fig. 2-10 2004 年 5~10 月，太湖梅梁湾表面水华中的 MC 含量。每个值为 2 个采样点的平均值（修改自 Chen and Xie 2007）

Fig. 2-10 MC contents in surface blooms of cyanobacteria in Meiliang Bay of Lake Taihu during May to October 2004. Each value was the mean of two sampling sites (Modified from Chen and Xie 2007)

了干藻中的 MC 含量，以 MC-RR 为主（占 MC 总量的 74.3%），总 MC 含量在 7 月份最高（534 $\mu\text{g/g}$ ），最低值出现在 5 月（205 $\mu\text{g/g}$ ），平均值为 339 $\mu\text{g/g}$ （图 2-10）。

3. 2005 年——藻浆中 MC 含量在夏季最高（1870 $\mu\text{g/g}$ ）

Song 等（2007）用网目为 40 μm 的浮游生物网采集表面水华，通过沉淀方式去除浮游动物后，冷冻干燥，萃取后，用 HPLC 法测定了干藻中的 MC 含量。MC-RR 为主要种类，在多数情况下，占到总 MC 含量的一半以上（图 2-11）。D、O 和 M 点干藻中的最高 MC 含量均出现在 6 月，分别为 1.75 mg/g、1.87 mg/g 和 1.62 mg/g（DW），而 S 点干藻中的最高 MC 含量出现在 7 月，为 1.81 mg/g（DW）。这一结果比 Shen 等（2003）于 2001 年同样在梅梁湾所测得的结果高一个数量级以上。

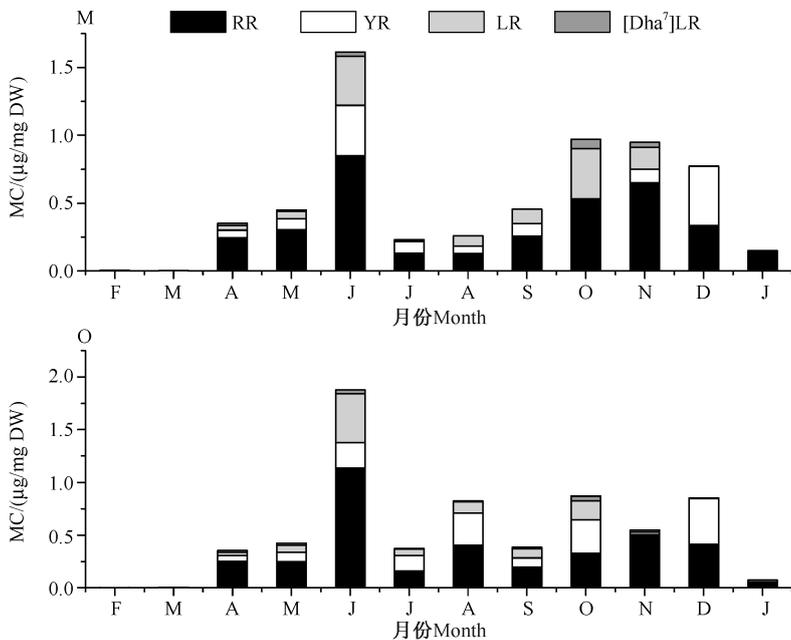


图 2-11 2005 年 2 月至 2006 年 1 月，太湖 4 个采样点（S、D、O 和 M）蓝藻水华中的 MC（RR、YR、LR 和 Dha⁷）含量的季节变化。数据为 2 个独立实验 2 个重复测定的平均值（引自 Song et al. 2007）

Fig. 2-11 Concentration of microcystins (RR, YR, LR and Dha⁷) in cyanobacterial bloom at four sampling sites (Sites S, D, O and M) of Lake Taihu, from February 2005 to January 2006. Data are expressed as the mean value of two independent experiments with duplicate determinations. (Cited from Song et al. 2007)

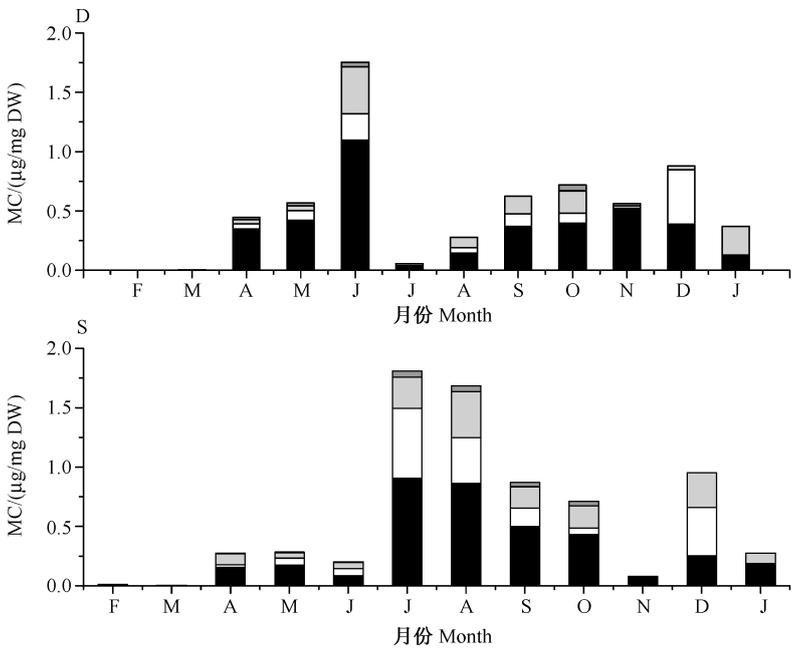


图 2-11 (续)

Fig. 2-11 (Continued)

三、太湖水产品中的 MC 含量

1. 蚌类——2003~2004 年，肝胰腺和肠道中的 MC 含量最高（分别可达 $38.48 \mu\text{g/g DW}$ 和 $20.65 \mu\text{g/g DW}$ ），而内脏团、鳃、足和其他器官中的含量相对较低，最高 MC 含量分别为 $1.7 \mu\text{g/g DW}$ 、 $0.64 \mu\text{g/g DW}$ 、 $0.58 \mu\text{g/g DW}$ 和 $0.61 \mu\text{g/g DW}$

Chen 和 Xie (2005b, 2007) 于 2003 年 10 月至 2004 年 9 月研究了太湖梅梁湾中 4 种淡水蚌（背角无齿蚌、背瘤丽蚌、三角帆蚌和褶纹冠蚌）体内各种器官（肝胰腺、肠道、内脏团、鳃、足和其他）中的 3 种 MC（MC-LR、MC-YR 和 MC-RR）的季节变化。MC 的定性和定量分别用 LC/MS 和 HPLC-UV。在太湖流域，蚌类是重要的食用水产品。

在研究期间，所有蚌体内各器官中的 MC 含量的季节变化很大（图 2-12、图 2-13、图 2-14、图 2-15），在 MC 分布最主要的两个器官——肝胰腺和肠道中，均在 7 月或 8 月出现明显的高峰值，这显然与夏季有毒蓝藻的大量暴发相一致，而在其他月份，MC 含量要低得多，表明肝胰脏对 MC 的代谢速度还是很快的。

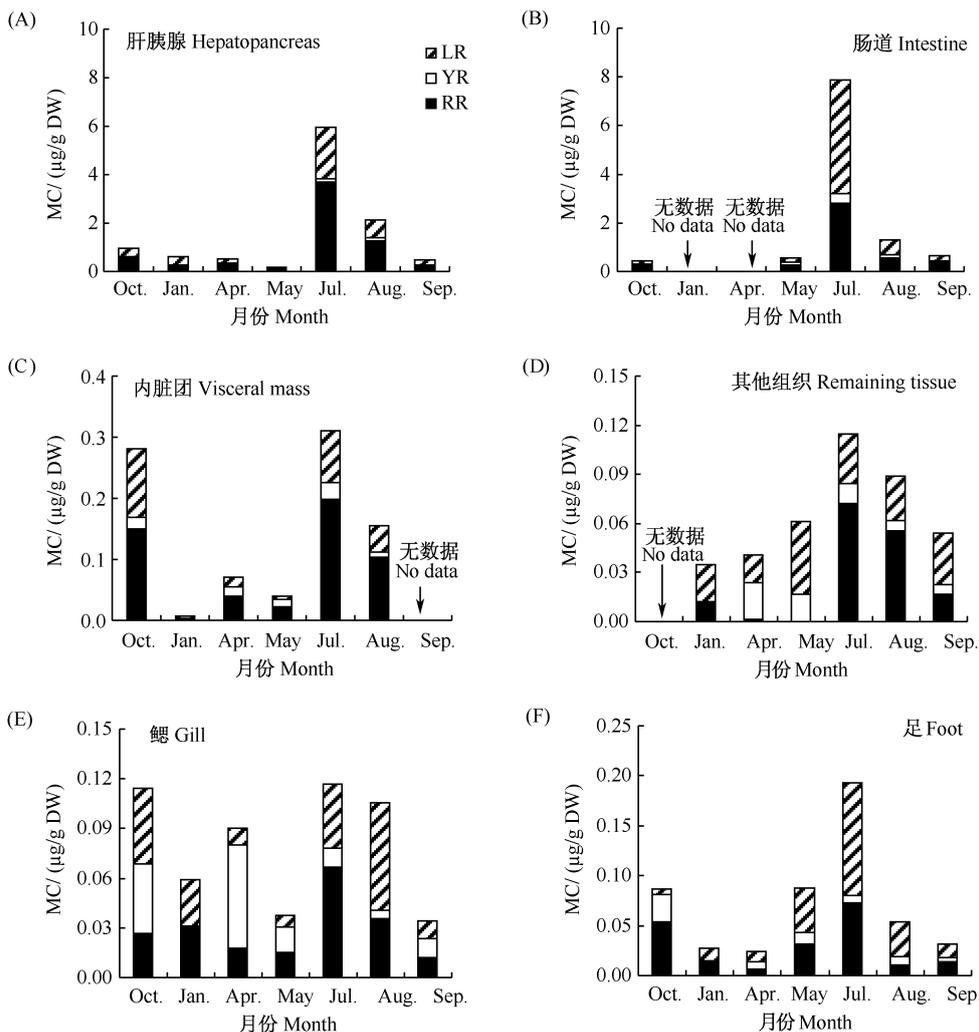


图 2-12 背角无齿蚌肝胰腺(A)、肠道(B)、内脏团(C)、其他组织(D)、鳃(E)和足(F)中 MC-LR、MC-YR 和 RR 浓度的季节变化 (引自 Chen and Xie 2005b)

Fig. 2-12 The seasonal changes of MC-LR, MC-YR, and -RR concentrations in hepatopancreas (A), intestine (B), viscera mass (C), remaining tissue (D), gill (E) and foot (F) of *Anodonta woodiana* (Cited from Chen and Xie 2005b)

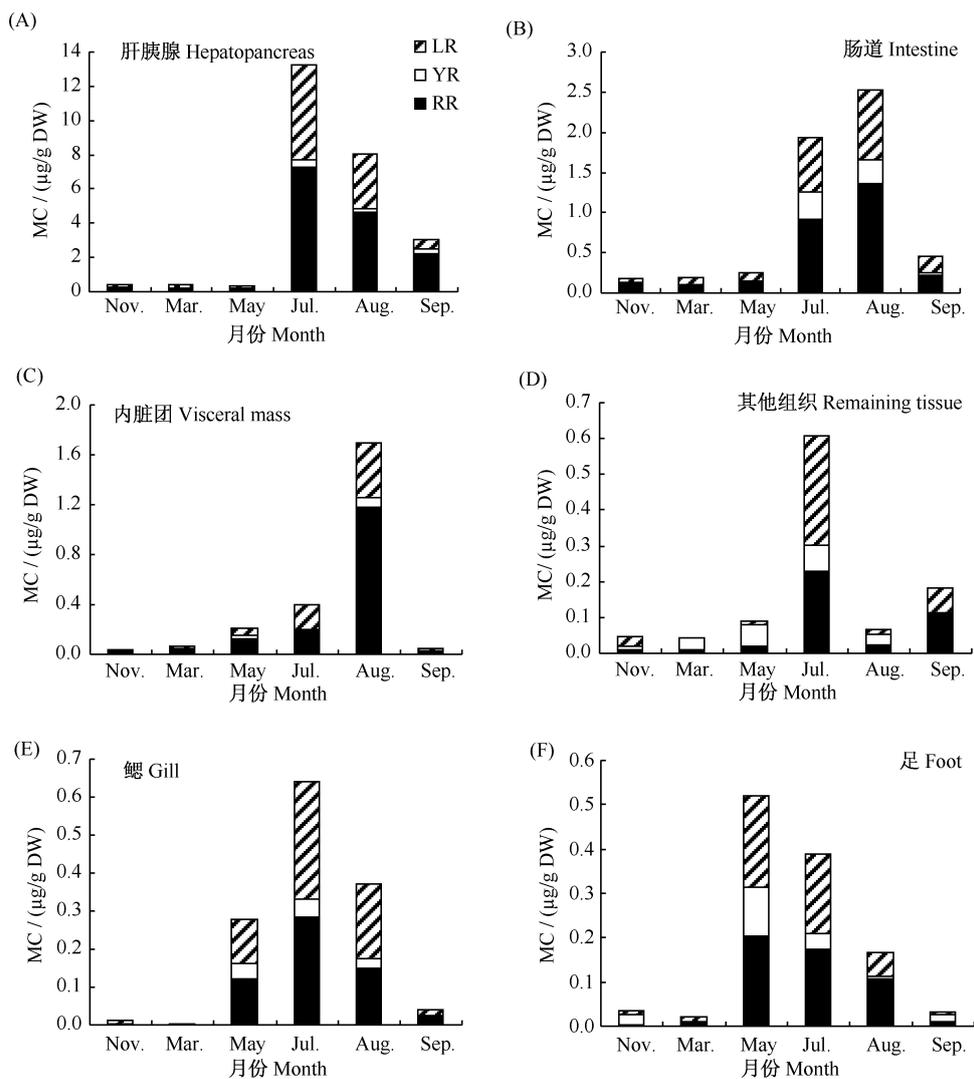


图 2-13 背瘤丽蚌的肝胰腺(A)、肠道(B)、内脏团(C)、其他组织(D)、鳃(E)和足(F)中 MC-LR、MC-YR 和 MC-RR 含量的季节变化 (修改自 Chen and Xie 2007)

Fig. 2-13 The seasonal changes of MC-LR, MC-YR and MC-RR content in hepatopancreas (A), intestine (B), viscera mass (C), remaining tissue (D), gill (E) and foot (F) of the freshwater bivalve *Lamprotula leai* (Modified from Chen and Xie 2007)

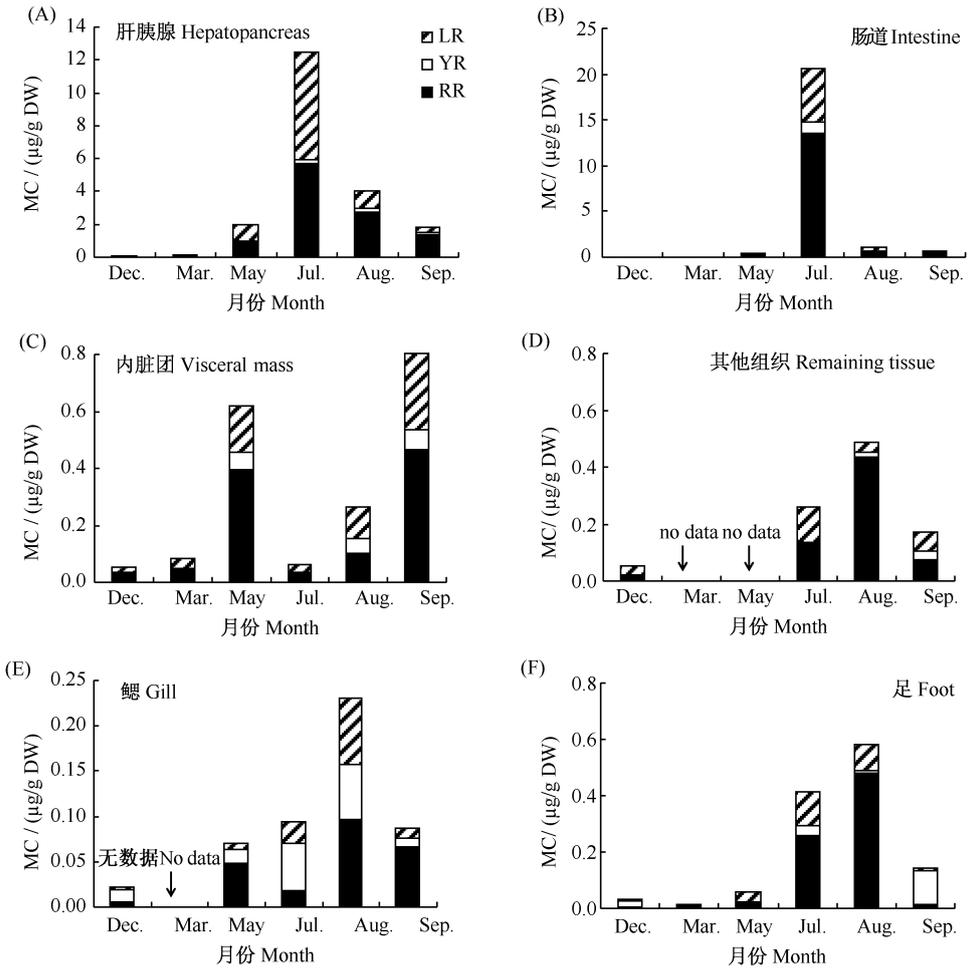


图 2-14 三角帆蚌的肝胰腺 (A)、肠道 (B)、内脏团 (C)、其他组织 (D)、鳃 (E) 和足 (F) 中 MC-LR、MC-YR 和 MC-RR 含量的季节变化 (修改自 Chen and Xie 2007)

Fig. 2-14 The seasonal changes of MC-LR, MC-YR and MC-RR content in hepatopancreas (A), intestine (B), viscera mass (C), remaining tissue (D), gill (E) and foot (F) of the freshwater bivalve *Hyriopsis cumingii* (Modified from Chen and Xie 2007)

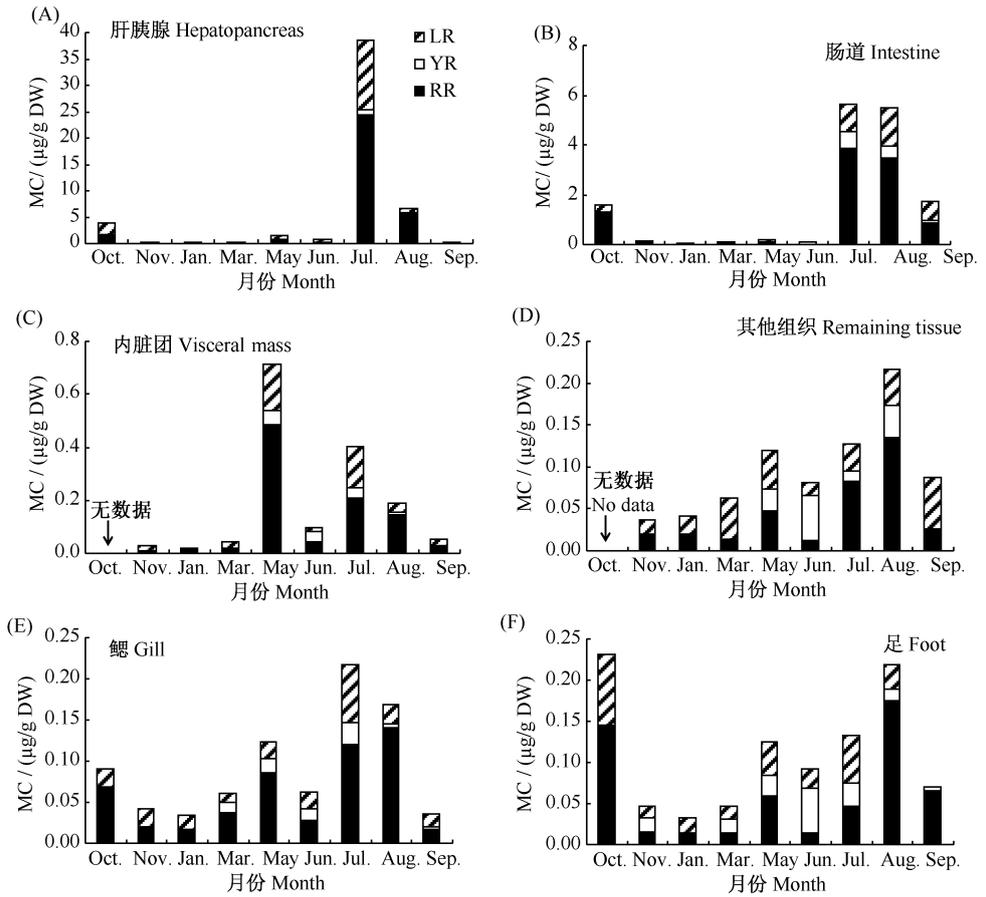


图 2-15 褶纹冠蚌的肝胰腺 (A)、肠道 (B)、内脏团 (C)、其他组织 (D)、鳃 (E) 和足 (F) 中 MC-LR、MC-YR 和 MC-RR 含量的季节变化 (修改自 Chen and Xie 2007)

Fig. 2-15 The seasonal changes of MC-LR, MC-YR and MC-RR content in hepatopancreas (A), intestine (B), viscera mass (C), remaining tissue (D), gill (E) and foot (F) of the freshwater bivalve *Cristaria plicata* (Modified from Chen and Xie 2007)

在肝胰腺、肠道、内脏团、鳃、足和其他器官中的最高 MC 含量分别为 $38.48 \mu\text{g/g DW}$ 、 $20.65 \mu\text{g/g DW}$ 、 $1.7 \mu\text{g/g DW}$ 、 $0.64 \mu\text{g/g DW}$ 、 $0.58 \mu\text{g/g DW}$ 和 $0.61 \mu\text{g/g DW}$ ，这表明肝胰腺和肠道中的毒素含量远高于其他器官。

毒素主要分布在肝胰腺中 (占 45.5%~55.4%)，其次为包含有相当数量的性腺的内脏团 (占 27.6%~35.6%)，而鳃和足中的含量最低 (占 1.8%~5.1%) (表 2-2)。4 种蚌的肠道和肝胰腺中的 MC 含量之间具有显著的正相关性 ($r=0.75\sim0.97$, $p<0.05$)。

同样的器官中 MC 分布的种间差异也很大,譬如,肝胰腺中的平均 MC 含量 ($\mu\text{g/g}$) 褶纹冠蚌 (5.79) > 背瘤丽蚌 (4.25) > 三角帆蚌 (3.42) > 背角无齿蚌 (1.54), 最多的相差 3.7 倍。

表 2-2 2003 年 10 月至 2004 年 9 月间, 从太湖梅梁湾采集到的 4 种蚌各器官干重占总体重的百分比、各器官中的毒素含量及百分比

Table 2-2 Dry weight of the different bivalve organs as a percentage of total weight, MC contents and percentage of toxins present in the different organs of four freshwater bivalves collected from Meiliang Bay of Lake Taihu during Oct. 2003 to Sep. 2004.

种类 Species	组织 Tissue	干重 Dry	含量均值及范围	毒素 ¹	毒素 ²
		weight	MC/ ($\mu\text{g/g}$)	Toxins ¹	Toxins ²
		%	Mean (Min.-Max.)	%	%
背角无齿蚌	肠道 Intestine	2.2	2.17 (0.42~7.88)	22.1	
<i>A. woodiana</i>	肝胰腺 Hepatopancreas	5.1	1.54 (0.15~5.96)	35.5	45.5
	内脏团 Visceral mass*	40.2	0.14 (0.007~0.31)	25.7	32.9
	鳃 Gill	9.5	0.08 (0.034~0.12)	3.5	4.4
	足 Foot	12.1	0.072 (0.024~0.19)	4.0	5.1
	其他组织 Remaining tissue	31.1	0.066 (0.035~0.11)	9.4	12.0
三角帆蚌	肠道 Intestine	3.7	3.83 (0.035~20.65)	21.7	
<i>H. cumingii</i>	肝胰腺 Hepatopancreas	8.3	3.42 (0.076~12.50)	43.4	55.4
	内脏团 Visceral mass*	45.3	0.31 (0.052~0.80)	21.6	27.6
	鳃 Gill	9.1	0.10 (0.022~0.23)	1.4	1.8
	足 Foot	10.0	0.21 (0.015~0.58)	3.2	4.1
	其他组织 Remaining tissue	23.6	0.24 (0.052~0.49)	8.7	11.1
褶纹冠蚌	肠道 Intestine	5.7	1.68 (0.069~5.64)	23.5	
<i>C. plicata</i>	肝胰腺 Hepatopancreas	2.9	5.79 (0.16~38.48)	41.2	53.9
	内脏团 Visceral mass*	58.0	0.19 (0.017~0.71)	27.2	35.5
	鳃 Gill	6.6	0.093 (0.035~0.22)	1.5	2.0
	足 Foot	7.0	0.11 (0.033~0.23)	1.9	2.5
	其他组织 Remaining tissue	19.8	0.096 (0.037~0.22)	4.7	6.1
背瘤丽蚌	肠道 Intestine	1.6	0.93 (0.18~2.53)	2.8	
<i>L. leai</i>	肝胰腺 Hepatopancreas	6.1	4.25 (0.38~13.23)	47.4	48.8
	内脏团 Visceral mass*	45.2	0.41 (0.037~1.70)	34	35.0
	鳃 Gill	7.8	0.22 (0.004~0.64)	3.1	3.2
	足 Foot	9.9	0.19 (0.021~0.52)	3.4	3.5
	其他组织 Remaining tissue	29.5	0.17 (0.043~0.61)	9.2	9.5

1 包括肠含物 Including intestines; 2 不包括肠含物 Excluding intestines

* 不包括肝胰腺和肠道 Visceral mass (excluding hepatopancreas and intestines)

世界卫生组织 (WHO) 推荐的临时性 TDI 值为 $0.04 \mu\text{g MC-LR}/(\text{kg BW} \cdot \text{d})$ (Chorus and Bartram, 1999)。依据 Gupta 等 (2003) 对小鼠腹腔注射 MC-LR、MC-RR 及 MC-YR 得到的 LD₅₀ 数据 (MC-LR、MC-RR 和 MC-YR 的 LD₅₀ 值分别为 $43 \mu\text{g}/\text{kg BW}$ 、 $235.4 \mu\text{g}/\text{kg BW}$ 和 $110.6 \mu\text{g}/\text{kg BW}$), 我们分别将测得的

MC-RR 及 MC-YR 的含量乘以 0.2 和 0.4, 换算成 MC-LR_{eq}, 并将干重含量 ($\mu\text{g/g DW}$) 除以 5, 换算成湿重含量 ($\mu\text{g/g WW}$) (Chen and Xie 2005)。

假设成人体重为 60 kg, 每天食用 300 g 蚌肉, 则所分析的 28 份蚌肉样品中有 15 份超标, 即 54% 超过 WHO 所建议的 TDI 值。例如, 在 2004 年 5 月背瘤丽蚌的肌肉样品中测得的 MC-LR_{eq} 含量为 0.058 $\mu\text{g/g WW}$, 这意味着按照以上假设, 每天摄食的毒素含量达到 0.29 $\mu\text{g MC-LR}_{\text{eq}}/\text{kg BW}$, 是 TDI 值的 7.25 倍。按照以上假设, 在整个研究期间, 背角无齿蚌、三角帆蚌、褶纹冠蚌和背瘤丽蚌每日摄取量的均值分别达到 0.043、0.109、0.051 和 0.107 $\mu\text{g MC-LR}_{\text{eq}}/\text{kg BW}$; 每日最大摄取量分别达到 0.13、0.196、0.115 和 0.29 $\mu\text{g MC-LR}_{\text{eq}}/\text{kg BW}$ (Chen and Xie 2005)。

实际上, 当地居民对蚌的消费几乎利用所有蚌组织 (包括 MC 含量很高的肝胰腺), 但往往只是在食用前将蚌进行短期暂养, 排除肠含物后就切块烹饪成味道鲜美的菜肴。所以也需考虑当蚌作为整体食用时的安全性问题。研究期间, 背角无齿蚌、三角帆蚌、褶纹冠蚌和背瘤丽蚌体中总毒素含量 (各器官中毒素含量的加合) 的均值分别达到 0.064、0.188、0.096 和 0.131 $\mu\text{g MC-LR}_{\text{eq}}/\text{kg WW}$ 。如果将蚌作为整体食用, 则这 4 种蚌的平均日摄取量分别达到 0.32、0.94、0.48 和 0.66 $\mu\text{g MC-LR}_{\text{eq}}/\text{kg BW}$ (分别是 WHO 所建议的 TDI 值的 8、23.5、12 和 16.5 倍), 即在食用一餐含有 MC 的蚌类就后可轻易达到甚至超过最高允许剂量。由于微囊藻毒素具有较为稳定的耐热性 (Wannemacher 1989; Harada et al. 1996), 所以食用像太湖这样被微囊藻毒素严重污染的湖泊中的蚌类的危险性是不容忽视的 (Chen and Xie 2005)。

2. 螺——平均 MC 含量 ($\mu\text{g/g DW}$) 肝胰腺 (2.33) > 消化道 (1.56) > 性腺 (0.38) > 其他组织 (0.15) > 足 (0.10) > 幼螺 (0.04)

Zhang 等 (2007) 于 2004 年 11 月至 2005 年 10 月, 在太湖贡湖湾设置 3 个采样点 (图 2-16), 每月采集铜锈环棱螺并保存于 -20°C 冰箱, 在实验室将螺解剖分为肠道 (包括胃)、肝胰腺、性腺、足、其他组织 (主要是一些肌肉组织) 及幼螺, 每次将 60 个个体的某种器官合并为一个样, 冷冻干燥。用 LC-MS 定量测定螺各种组织中的 MC-LR、MC-YR 和 MC-RR 含量。

各器官中的 MC 含量的季节变化很大, 毒素分布的主要器官——肝胰腺、肠道和性腺中的平均 (3 个站点) MC 含量的最大值均出现在 7 月, 分别为 7.67 $\mu\text{g/g DW}$ 、5.31 $\mu\text{g/g DW}$ 和 1.96 $\mu\text{g/g DW}$ (图 2-17), 而上述 3 个器官在单个采样点的最高 MC 含量分别达 12.11 $\mu\text{g/g DW}$ 、13.76 $\mu\text{g/g DW}$ 和 4.3 $\mu\text{g/g DW}$ 。

研究期间的 MC 平均含量 ($\mu\text{g/g DW}$), 肝胰腺 (2.33) > 消化道 (1.56) > 性腺 (0.38) > 其他组织 (0.15) > 足 (0.10) > 幼螺 (0.04) (表 2-3)。

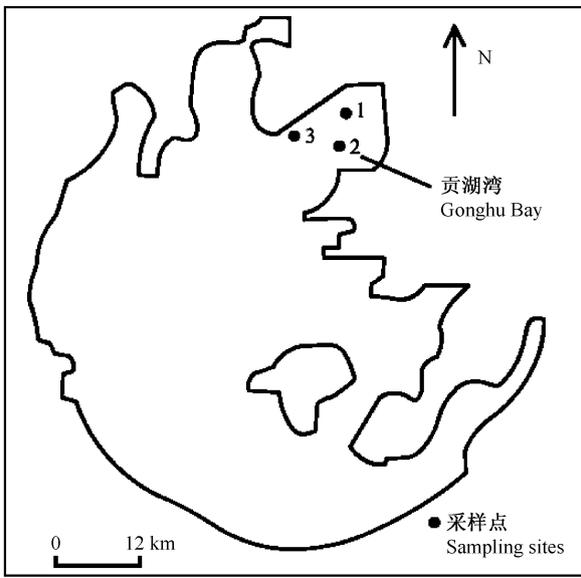


图 2-16 太湖贡湖湾采样点示意图

Fig. 2-16 Map for the sampling sites in Gonghu Bay of Lake Taihu

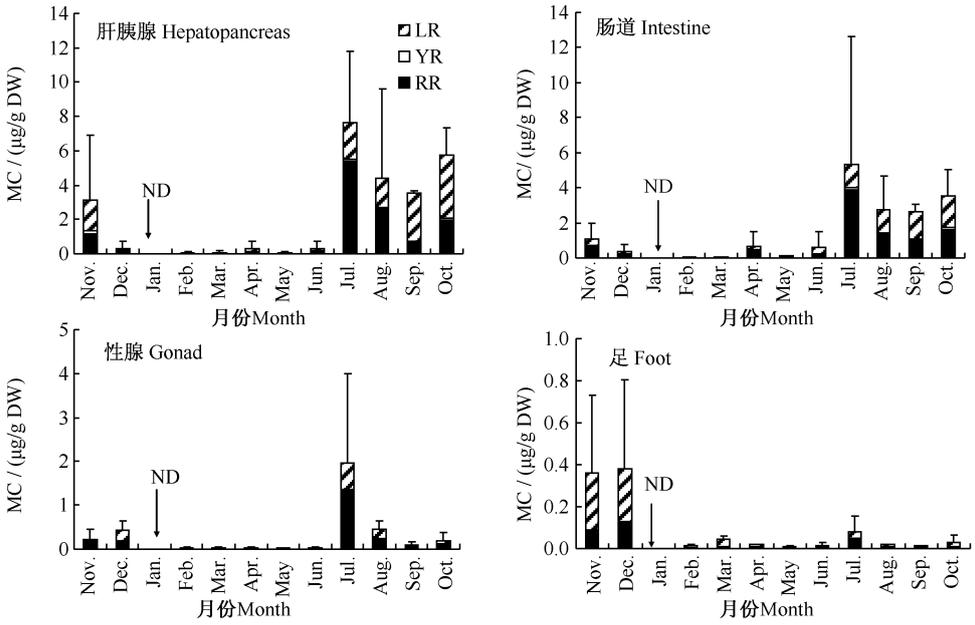


图 2-17 2004 年 11 月至 2005 年 10 月，太湖贡湖湾铜锈环棱螺肝胰腺、肠道、性腺、足、其他组织及幼螺中 MC-LR、MC-YR 和 MC-RR 含量的季节变化 (引自 Zhang et al. 2007)
 Fig. 2-17 Temporal changes of microcystins (MC-LR, MC-RR, and MC-YR) in the hepatopancreas, intestine, gonad, foot, remaining tissue and offspring of *Bellamya aeruginosa* in Gonghu Bay of Lake Taihu from November 2004 to October 2005 (Modified from Zhang et al. 2007)

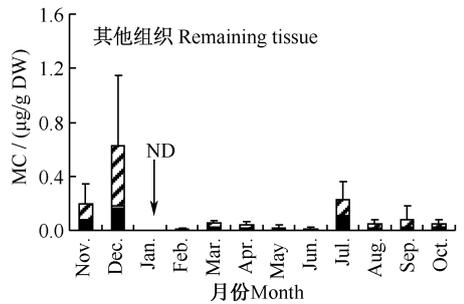
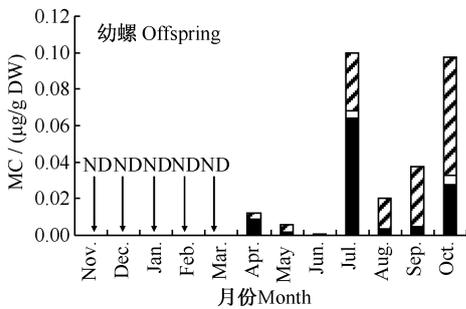


图 2-17 (续)

Fig. 2-17 (Continued)

表 2-3 2004 年 11 月至 2005 年 10 月，太湖贡湖湾铜锈环螺各器官干重点体重的百分比、各器官中的毒素含量及百分比

Table 2-3 Dry weight of the different tissues of *Bellamya aeruginosa* as a percentage of total weight, and microcystin (MC) contents and percentage of toxins present in the different tissues of the snail collected from Gonghu Bay of Lake Taihu, China, from November 2004 to October 2005

	干重 Dry Weight/%	平均 MC 含量 Mean MC / (µg/g)	毒素 ¹ Toxins ¹ /%	毒素 ² Toxins ² /%
肠道 Intestine	23.06	1.56 (0.023~13.76)	53.6	
肝胰腺 Hepatopancreas	8.58	2.33 (0.003~12.11)	29.9	64.30
性腺 Gonad	9.78	0.38 (0.008~4.3)	5.5	11.9
足 Foot	28.6	0.10 (0.003~0.86)	4.2	9.1
其他组织 Remaining tissue	29.98	0.15 (0.004~1.07)	6.8	14.7

1 包括肠含物 Including intestines; 2 不包括肠含物 Excluding intestines

(引自 Zhang et al. 2007) (Cited from Zhang et al. 2007)

分别将测得的 MC-RR 及 MC-YR 的含量乘以 0.2 和 0.4 (Gupta et al. 2003), 换算成 MC-LR_{eq}, 并将螺足的干重含量 (µg/g DW) 除以 3.75, 换算成湿重含量 (µg/g WW)。按成人体重为 60 kg, 每天食用 100 g 螺肉 (足) 来计算, 则有 18.2% 的螺肉样品超过 TDI 值。螺足样品中的最大 MC-LR_{eq} 达 0.674 µg/g DW, 相当于日摄取量为 0.30 µg MC-LR_{eq}/kg BW, 超过 WHO 规定值的 7.5 倍。

3. 鱼类(7种鱼)——2001 年 7 月和 11 月, 平均 MC 含量肝脏为 0.14 µg/g DW, 肌肉为 0.02 µg/g DW

杨坚波等 (2007) 于 2001 年 7 月和 11 月在太湖采集了 7 种鱼类, 用 ELISA 方法测定了鱼类肝脏和肌肉中的 MC 含量。肝脏中的 MC 含量以鲤鱼、鳊和鲢较高 (30~52 ng/g), 其他较低 (<10 ng/g), 肌肉中的含量除鲢 (13.2 ng/g) 和鳊 (6.1 ng/g) 外, 其他均在 4 ng/g 以下 (表 2-4)。

表 2-4 太湖 7 种鱼类肝脏和肌肉中的 MC 含量 (ng/g) (平均值±标准差)

Table 2-4 MC contents (ng/g) in liver and muscle of seven fishes from Lake Taihu (Mean±SD)

鱼类种类 Species of fish	肝脏 Liver	肌肉 Muscle	标本数 No. of sample
鲤鱼 <i>Cyprinus carpio</i>	52.1±4.8	2.7±0.3	6
青鱼 <i>Mylopharyngodon piceus</i>	8.4	1.4	2
草鱼 <i>Ctenopharyngodon idellus</i>	6.9	2.3	1
鲢 <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	30.7	13.2	1
鳙 <i>Aristichthys nobilis</i>	45.0±3.3	6.1±0.5	8
鲇 <i>Clarias batrachus</i>	7.7±0.4	3.6±0.3	6
团头鲂 <i>Megalobrama amblycephala</i>	1.6±0.18	1.7±0.2	4
平均 Mean	27.8±21.5	4.0±2.5	

(引自杨坚波等 2007) (Cited from Yang et al. 2007)

由于文中未详细交待 MC 的预处理方法, 不知鱼体内的 MC 含量是基于干重还是湿重, 但估计是以湿重为单位。此外, 鱼样的采集时间到底哪些是 7 月采的, 哪些是 11 月采的也未交待, 种间的差异可能也受时间的影响。

将湿重含量 ($\mu\text{g/g WW}$) 乘以 5, 换算成干重含量 ($\mu\text{g/g DW}$), 则以干重为基础的平均 MC 含量, 肝脏为 139 ng/g DW, 肌肉为 20 ng/g DW。

如果按成人体重为 60 kg, 每天食用 100 g 鱼肉来计算, 则所有鱼肉的 MC 含量均未超过 WHO 建议的 TDI 值。

4. 鱼类 (鲢) ——2004~2005 年, 年平均 MC 含量 ($\mu\text{g/g DW}$) 肠道 (24.3) > 肝脏 (0.96) > 肾脏 (0.78) > 血液 (0.38) > 肌肉 (0.20) > 脾脏 (0.16) > 胆囊 (0.09) > 鳃 (0.06)

Chen 等 (2006) 于 2004 年 4 月至 2005 年 3 月, 从太湖梅梁湾一大型围网 (面积 1.088 km²) 中采集鲢, 将其解剖后收集各种器官, 冷冻干燥后用于毒素分析。鱼组织中的 MC 用 LC/MS 定量测定。鲢各器官中 MC 含量的季节变化如图 2-18 所示。

年平均 MC (MC-LR、MC-RR、MC-YR) 含量 ($\mu\text{g/g DW}$) 肠道 (24.3) > 肝脏 (0.96) > 肾脏 (0.78) > 血液 (0.38) > 肌肉 (0.20) > 脾脏 (0.16) > 胆囊 (0.09) > 鳃 (0.06)。最大 MC 含量 ($\mu\text{g/g DW}$) 肠道 (97.5) > 肝脏 (6.84) > 肾脏 (4.88) > 血液 (1.54) > 肌肉 (1.24) > 胆囊 (0.36) > 鳃 (0.23) > 脾脏 (0.16)。

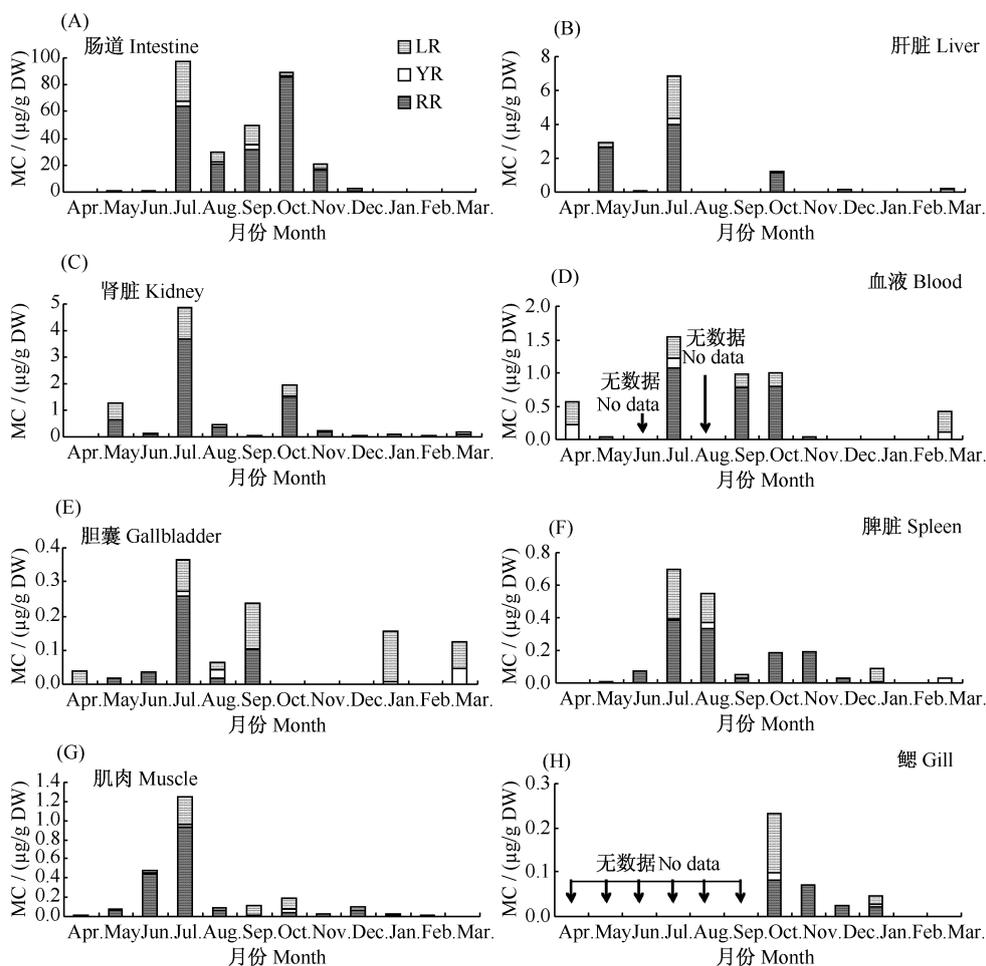


图 2-18 2004 年 4 月至 2005 年 3 月，太湖梅梁湾一大型围栏中鲢肠道 (A)、肝脏 (B)、肾脏 (C)、血液 (D)、胆囊 (E)、脾脏 (F)、肌肉 (G) 和鳃 (H) 中 MC-LR、MC-YR 和 MC-RR 含量的季节变化。每个值代表 5 个个体的平均值 (引自 Chen et al. 2006)

Fig. 2-18 The seasonal changes of MC-LR, MC -YR and MC-RR concentrations (µg/g DW) in intestine (A), liver (B), kidney (C), blood (D), gallbladder (E), spleen (F), muscle (G) and gill (H) of silver carp collected from a large net cage in the Meiliang Bay of Lake Taihu. Each value represents a mean of five individuals (Cited from Chen et al. 2006)

5. 鱼类 (鲢) —— 2004~2005 年，年平均 MC 含量 (µg/g DW) 肠道 (19.32) > 肾脏 (0.80) > 肝脏 (0.37) > 脾脏 (0.31) > 胆囊 (0.14) > 肌肉 (0.12) > 血液 (0.05) > 鳃 (0.02)

Chen 等 (2006) 于 2004 年 4 月至 2005 年 3 月，从太湖梅梁湾一大型围网 (面积 1.088 km²) 中采集鲢，将其解剖后收集各种器官，冷冻干燥后用于毒素

分析。鱼组织中的 MC 用 LC/MS 定量测定。鳊各器官中 MC 含量的季节变化如图 2-19 所示。

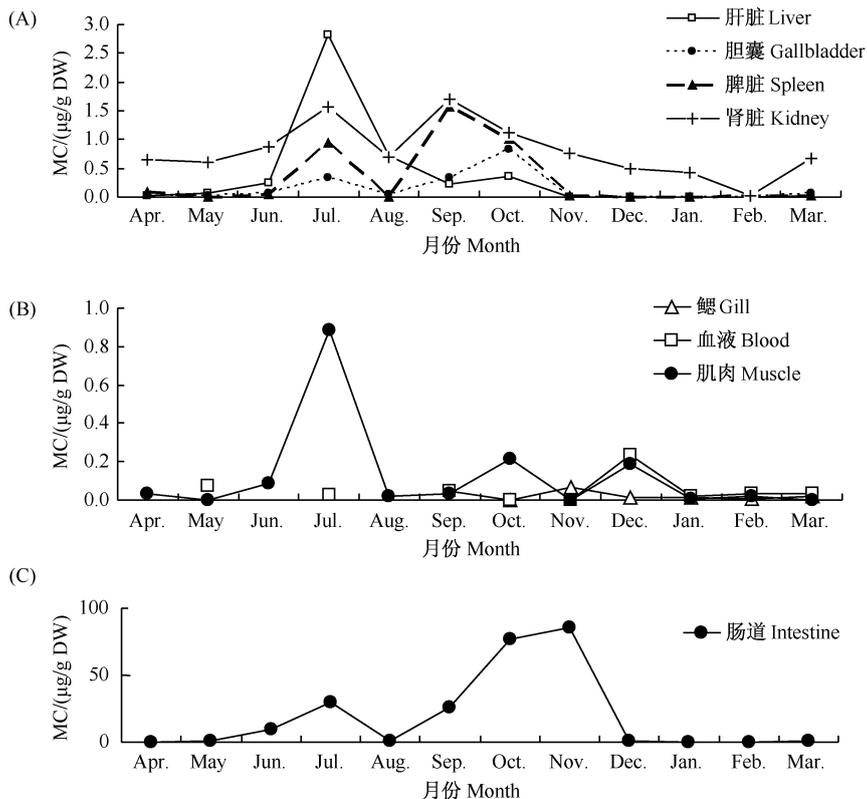


图 2-19 2004 年 4 月至 2005 年 3 月，太湖梅梁湾一大型围栏中鳊肝脏、胆囊脾脏、肾脏、鳃、血液、肌肉和肠道中 MC-LR、MC-YR 和 MC-RR 含量的季节变化。每个值代表 5 个个体的平均值 (引自 Chen et al. 2007)

Fig. 2-19 The seasonal changes of MC-LR, MC-YR and MC-RR concentrations ($\mu\text{g/g DW}$) in liver, gallbladder, spleen, kidney, gill, blood, muscle and intestines of silver carp collected from a large net cage in the Meiliang Bay of Lake Taihu. Each value represents a mean of five individuals (Cited from Chen et al. 2007)

年平均 MC (MC-LR、MC-RR、MC-YR) 含量 ($\mu\text{g/g DW}$) 肠道 (19.32) > 肾脏 (0.80) > 肝脏 (0.37) > 脾脏 (0.31) > 胆囊 (0.14) > 肌肉 (0.12) > 血液 (0.05) > 鳃 (0.02)。

最大 MC 含量 ($\mu\text{g/g DW}$) 肠道 (85.7) > 肝脏 (2.83) > 肾脏 (1.70) > 脾脏 (1.57) > 肌肉 (0.89) > 胆囊 (0.83) > 血液 (0.24) > 鳃 (0.07)。

在 2004 年 4 月至 2005 年 3 月，水柱中细胞内毒素含量的均值为 $4.16 \mu\text{g/L}$ ，分别将测得的 MC-RR 及 MC-YR 的含量乘以 0.2 和 0.4 (Gupta et al. 2003)，

换算成 MC-LR_{eq}，并将干重含量 ($\mu\text{g/g DW}$) 除以 5，换算成湿重含量 ($\mu\text{g/g WW}$)，鲢肌肉中的 MC 含量为 0.25~96.52 ng LR_{eq}/g WW (均值: 16.13 ng LR_{eq}/g WW); 鳙肌肉中的 MC 含量为 0.00~24.62 ng LR_{eq}/g WW (均值: 10.59 ng LR_{eq}/g WW)。如果按成人体重为 60 kg，每天食用 100 g 鱼肉来计算，则有 16.7% 的鲢肌肉样品和 25% 的鳙肌肉样品接近或超过 TDI 值。巴西某浅海岸泻湖中毒素含量均值为 4.7 $\mu\text{g/L}$ (最大值为 17.1 $\mu\text{g/L}$)，而红胸罗非鱼肌肉中的 MC 含量均值为 27.5 ng/g (最大值达到 337.3 ng/g)，在为期 3 年的研究中，有 71.7% 的鱼肉样品超标 (Magalhães et al. 2001)。2000 年 6 月，埃及某暴发铜绿微囊藻水华鱼池中浮游植物中 MC 含量为 1.12 mg/g DW，鱼池中尼罗罗非鱼肌肉中的 MC 含量为 45.7~102 ng/g WW (Mohamed et al. 2003)。显然，在相类似的富营养化条件下，鲢、鳙肌肉中 MC 的生物富集较其他种类鱼 (如罗非鱼) 要小，食用这两种鱼可能对人类健康带来的危害也就会相对小些 (Chen et al. 2007)。

四、结 语

进入 21 世纪以后，太湖水柱和水产品中微囊藻毒素含量的研究才开始进行，但集中在北部湖区，主要是在蓝藻暴发最为严重的梅梁湾。这些研究表明，太湖的蓝藻均产 MC，胞内 (在蓝藻细胞中) 毒素最高可达 14 $\mu\text{g/L}$ ，远高于世界卫生组织的指导值 (1 $\mu\text{g MC-LR/L}$)，胞外 (释放到水中) 的 MC 一般不超过 1 $\mu\text{g/L}$ ，唯有 Song 等 (2007) 报道表层水中的 MC 浓度可高达 6.66 $\mu\text{g/L}$ (底层水最高 3.59 $\mu\text{g/L}$)，无法解释。蓝藻藻浆中的 MC 含量差异巨大，从 97 $\mu\text{g/g DW}$ 到 1870 $\mu\text{g/g DW}$ ，最高值也为 Song 等 (2007) 所报道。

在一些水产品 (鱼、蚌、螺) 的不同器官中均检测出有含量不等的 MC，譬如，2004 年 11 月至 2005 年 10 月，在太湖贡湖湾的铜锈环棱螺中检测出 MC，如成人每天食用 100 g 螺肉 (足)，有 18.2% 的螺肉样品超过 WHO 建议的 TDI 值。在 2003 年 10 月至 2004 年 9 月，太湖梅梁湾中的背角无齿蚌、三角帆蚌、褶纹冠蚌和背瘤丽蚌体内均含有高含量 MC，如果将蚌作为整体食用，成人每天食用 100 g，则食用这 4 种蚌后超过 WHO 建议 TDI 值的 2.67 倍、7.83 倍、4 倍和 5.5 倍。不论是鱼、蚌还是螺，内脏中的 MC 含量都远高于肌肉，因此食用内脏对健康的危害更大。在蓝藻水华暴发的季节，食用太湖的水产品有很大的健康风险，因为 MC 对高温具有较好的稳定性。

第三章 太湖沉积物中的氮、磷分布格局

内 容

一、北部湖区——在多数情况下，表层（0~10 cm）沉积物中的 TN 和 TP 向上快速上升，有时 TN 比 TP 上升快，有时 TN 比 TP 上升慢

1. 梅梁湾口附近 4 m 沉积柱（14 000 年，1995 年采集）——绝大多数 TN 值在 0.5~1.0 mg/g 波动

2. 梅梁湾 30 cm 沉积柱（1998 年采集）——自 8 cm 向上，TN 急速上升（从约 0.25 mg/g →~1.0~1.2 mg/g），自 30 cm 向上，TP 缓慢上升（约 0.3 mg/g →约~0.55 mg/g）

3. 梅梁湾 52 cm 沉积柱（2004 年采集）——自 10 cm 向上，TP 急速上升（约 0.35 mg/g →约 0.65 mg/g），而 TN 缓慢上升（约 0.8 mg/g →约 1.3 mg/g）

4. 梅梁湾 25~30 cm 沉积柱（2006 年采集）——自 25~30 cm 向上，TP 急速上升（约 0.33 mg/g →约 0.7 mg/g，或约 0.30 mg/g →约 0.77 mg/g）

5. 梅梁湾和竺山湾 20 cm 沉积柱（2004 年采集）——7 cm 以下 TN 大多在 1~1.5 mg/g 波动，9 cm 以下 TP 在 0.3 mg/g 附近波动很小，表层 TN 梅梁湾为 2.1 mg/g，竺山湾达 3.7 mg/g，表层 TP 梅梁湾为 0.50 mg/g，竺山湾达 1.06 mg/g

二、多湖区比较——变化多样，难以解释，Kelderman 等（2005）的结果看来最有规律，北部湖区的表层（0~10 cm）TP 向上快速升高，其他区域变化不明显

1. 东、西、南部 50 cm 沉积柱样（2004 年采集）——TN 仅在南部沉积柱 3 cm 以上快速增加，在东、西部沉积柱中的波动较稳定

2. 3 个湖区沉积柱（2004 年采集）——TP 含量（mg/g）依次为梅梁湾（0.7~1.81）>贡湖湾（0.51~0.65）>胥口湾（0.38~0.47）

3. 4 个不同湖区 24 cm 沉积柱样（2003 年采集）——垂直分布模式各不相同，TN 和 TP 均以东太湖最低

4. 5 个湖区沉积柱（1997 年采集）——10 cm 向上，TP 在西北部的梅梁湾和竺山湾明显增加（可达约 0.8~0.9 mg/g），在湖中心、西部和东南部湖区无此趋势（多在 0.4~0.5 mg/g 变动）

5. 6 个湖区沉积柱（2002 年采集）——TN 在五里湖最高，湖心最低，TP 也在五里湖最高（max>3.0 mg/g），北部湖区、东部湖区和湖心区最低（均在 0.5 mg/g 以下），TN 和 TP 均在冬季大大高于夏季

三、北部重污染入湖河口——梅梁湾与梁溪河交汇的河口附近 10 cm 沉积柱样（2003 年采集），平均含量 TN 高达 21.75 mg/g，TP 达 1.45 mg/g

四、不同湖区表层（0~10 cm）沉积物中的 TN 和 TP 含量的变化——即使在同一湖区，TN 或 TP 含量可相差数倍

五、1987~1988年太湖沉积物 N、P 含量等值图——北部湖湾（梅梁湾和贡湖湾）TN 和 TP 含量最高，而占太湖面积大部分的中部和西部湖区含量较低

六、结语

对一个自然的湖泊生态系统来说，湖泊沉积物记录了湖泊生态系统的重要演变历史，甚至储存着陆地生态系统的变化信息。对富营养湖泊水生生态系统来说，沉积物（特别是表层沉积物）还是营养物质（N、P）的主要储存场所，可形成巨大的内源负荷。需要指出的是，湖泊特别是像太湖这样的大型浅水湖泊沉积物的堆积过程异常复杂，空间格局的形成可能受控于一些重要的动力机制，如风生流等。尽管如此，人们还是对太湖表层沉积物进行了大量研究，试图阐明湖泊富营养化的发展历程。

一、北部湖区——在多数情况下，表层（0~10 cm）沉积物中的 TN 和 TP 向上快速上升，有时 TN 比 TP 上升快，有时 TN 比 TP 上升慢

1. 梅梁湾口附近 4 m 沉积柱（14000 年，1995 年采集）——绝大多数 TN 值在 0.5~1.0 mg/g 波动

Qu 等（2000）于 1995 年 11 月在西太湖的 W1 点（图 3-1）采集了一个 3.96 m 的柱状沉积物样，以 2 cm 的厚度切样。TN 的变化呈现不规则波动，最



图 3-1 太湖沉积物采样点示意图

Fig. 3-1 Sampling sites for sediment cores in Lake Taihu

高的 TN 含量并未出现在表层沉积物中, 80 cm 以下沉积物中的 TN 含量大多数情况下比 80 cm 以上沉积物中的 TN 含量高。总体来看, 80 cm 以上沉积物中的 TN 含量相对较低, 平均值接近 0.5 mg/g, 而 325~80 cm 的平均值约为 0.9 mg/g (图 3-2)。

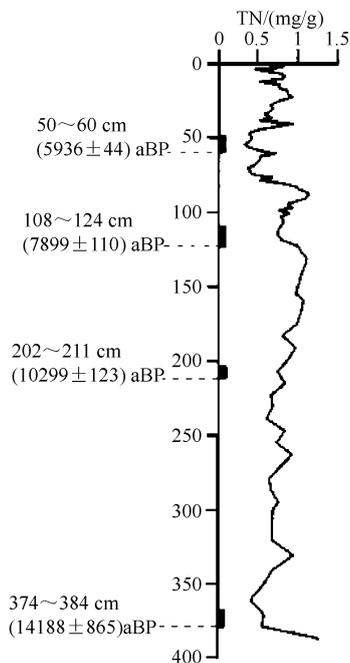


图 3-2 W1 点沉积柱中 TN 的垂直分布 (基准年龄约 14 000 aBP)

(修改自 Qu et al. 2000)

Fig. 3-2 Vertical profile of TN in the core W1 (basal age circa 14 000 aBP)

(Modified from Qu et al. 2000)

2. 梅梁湾 30 cm 沉积柱 (1998 年采集) ——自 8 cm 向上, TN 急速上升 (从约 0.25 mg/g → 1.0~1.2 mg/g), 自 30 cm 向上, TP 缓慢上升 (约 0.3 mg/g → 约 0.55 mg/g)

Rose 等 (2004) 于 1998 年 10 月在梅梁湾的 M1 点 (图 3-1) 采集柱状样, 按 1 cm 厚度切样, 测定了沉积物中的 TN 和 TP 含量。10 cm 以上的沉积物中 TN 有一个急速上升过程, 而 TP 从 30 cm 深处开始有一个相对缓慢的上升过程 (图 3-3)。

但是, Rose 等 (2004) 的年代测定结果的准确性值得怀疑, 他们在 M1 点测得的沉积速率远高于 Xue 等 (2007) 在 W 的测定结果 (图 3-10) 和 Qu 等 (2000) 在 W1 处的测定结果 (图 3-2)。

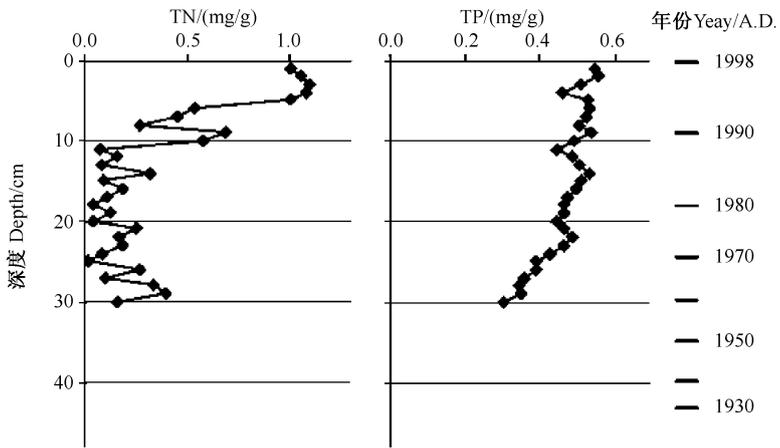


图 3-3 沉积柱 M1 的 TN 和 TP 的垂直变化, ^{210}Pb 年代学显示在图右边
(引自 Rose et al. 2004)

Fig. 3-3 Vertical profiles of TN and TP for the core M1. The corresponding ^{210}Pb chronology is given on the right (Cited from Rose et al. 2004)

3. 梅梁湾 52 cm 沉积柱 (2004 年采集) —— 自 10 cm 向上, TP 急速上升 (约 0.35 mg/g → 约 0.65 mg/g), 而 TN 缓慢上升 (约 0.8 mg/g → 约 1.3 mg/g)

Lin 等 (2006) 于 2004 年在梅梁湾的 M2 采样点 (图 3-1) 采集了 52 cm 的柱状沉积样, 20 cm 深度以上按 0.5 cm 厚度切样, 20 cm 以下按 1 cm 厚度切样, 测定了沉积物中的 TN 和 TP 含量, 年代数据引用 Rose 等 (2004) 在 M1 点于 1998 年 10 月采集的柱状沉积物样的测年结果。

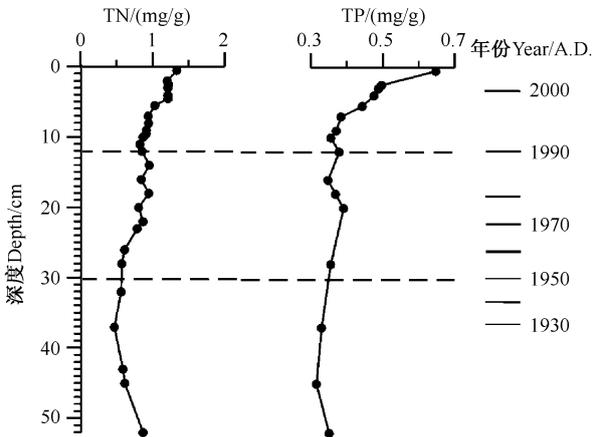


图 3-4 沉积柱 M2 中 TN 和 TP 的垂直分布 (修改自 Lin et al. 2006)

Fig. 3-4 The vertical profiles of TN and TP contents in Core M2
(Modified from Lin et al. 2006)

在表层 10 cm 以上, TN 和 TP 均有上升, 但是, TN 的上升较为缓慢, TP 的增加速度很快 (图 3-4)。这种增加趋势与 Rose 等 (2004) 在 M1 处采集的沉积物中的 TN 和 TP 变化趋势有很大不同, M1 处 TN 增加急速, 而 TP 增加缓慢 (图 3-3)。很难解释这种相近区域 N 和 P 沉积速率的差异, 不知与水动力学过程对物质的搬运过程是否有关。

4. 梅梁湾 25~30 cm 沉积柱 (2006 年采集) ——自 25~30 cm 向上, TP 急速上升 (约 0.33 mg/g → 约 0.7 mg/g, 或约 0.30 mg/g → 约 0.77 mg/g)

周小宁等 (2007) 于 2006 年 4 月在梅梁湾的两个采样点 (图 3-5) 分别采集柱状沉积样, 研究了沉积物中 TP 的垂直分布。两个站点沉积物中的 TP 的垂直分布略有差异, 但均为自 25 cm 或 30 cm 向表层方向 TP 大幅上升 (图 3-6)。

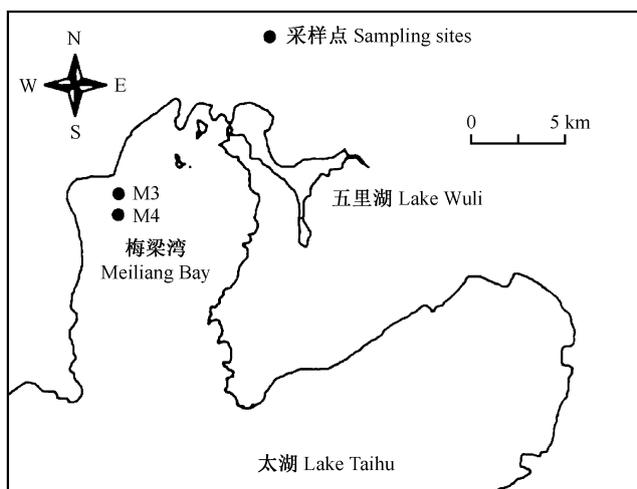


图 3-5 太湖采样点示意图 (引自周小宁等 2007)

Fig. 3-5 Map for sampling sites in Lake Taihu (Cited from Zhou et al. 2007)

5. 梅梁湾和竺山湾 20 cm 沉积柱 (2004 年采集) ——7 cm 以下 TN 大多在 1~1.5 mg/g 波动, 9 cm 以下 TP 在 0.3 mg/g 附近波动很小, 表层 TN 梅梁湾为 2.1 mg/g, 竺山湾达 3.7 mg/g, 表层 TP 梅梁湾为 0.50 mg/g, 竺山湾达 1.06 mg/g

李军等 (2007) 于 2004 年 7 月在梅梁湾 (M) 和竺山湾 (Z) (图 3-7) 采集垂直深度约为 25 cm 的柱状样, 现场以 1 cm 间隔分样, 冷冻干燥后测定 TN 和 TP 含量。

梅梁湾 M 点表层沉积物中的 TN 浓度的变化范围为 0.9~2.1 mg/g, 平均 1.4 mg/g, 从底部向沉积物表层, TN 的总体趋势是逐渐上升。竺山湾 Z 点表层沉积物中的 TN 浓度的变化范围为 1.1~3.7 mg/g, 平均为 1.7 mg/g, 从底部向沉积物表层, TN 的总体趋势是逐渐上升。但是梅梁湾和竺山湾沉积物中的

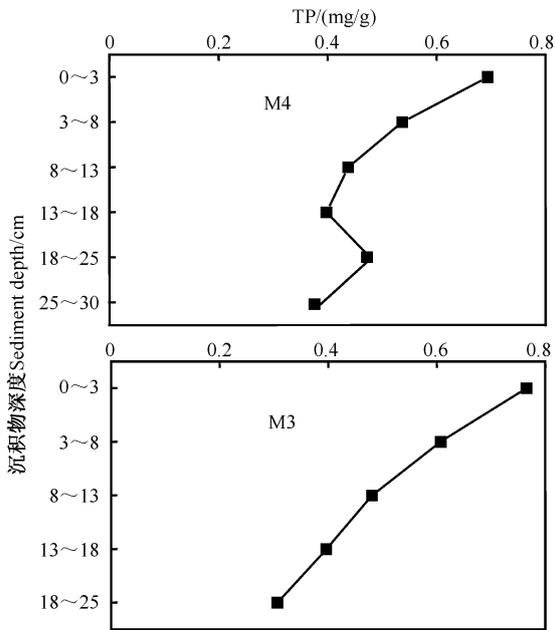


图 3-6 沉积柱 M3 和 M4 中 TP 的垂直分布 (修改自周小宁等 2007)

Fig. 3-6 The vertical profiles of TP contents in Core M3 and M4
(Modified from Zhou et al. 2007)

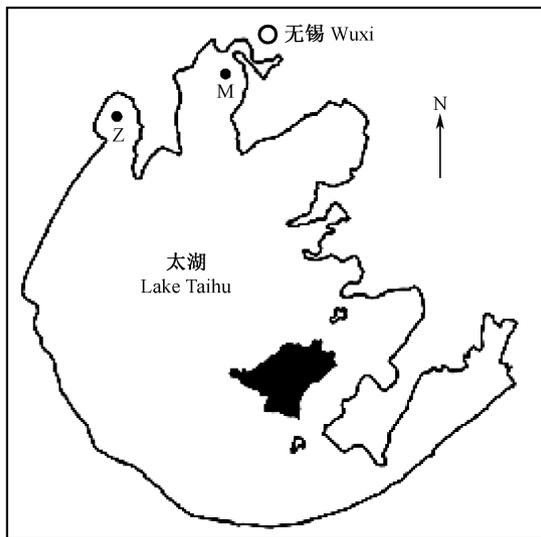


图 3-7 太湖采样点示意图 (修改自李军等 2007)

Fig. 3-7 Map for sampling sites in Lake Taihu (Modified from Li et al. 2007)

TN 分布格局有明显不同。7 cm 以下沉积物中的 TN 含量十分接近,并在一定范围内波动 (大多在 1~1.5 mg/g), 7 cm 以上, 竺山湾显著高于梅梁湾, 梅梁湾的 TN 的最大值在 0~1 cm 处, 而竺山湾在 1~2 cm 处 (图 3-8)。

梅梁湾 M 点表层沉积物中的 TP 浓度的变化范围为 0.31~0.50 mg/g, 平均为 0.37 mg/g, 从底部向沉积物表层, TP 的总体趋势是缓慢上升。竺山湾 Z 点表层沉积物中的 TP 浓度的变化范围为 0.27~1.06 mg/g, 平均为 0.49 mg/g, 从底部向沉积物表层, TP 的总体趋势是逐渐上升。但是梅梁湾和竺山湾沉积物中的 TP 分布格局有明显不同。9 cm 以下沉积物中的 TP 含量十分接近, 波动范围很小 (约在 0.3 mg/g 附近), 9 cm 以上, 梅梁湾的 TP 缓慢上升至 0.50 mg/g, 而竺山湾的 TP 快速上升至 1.06 mg/g (图 3-9)。

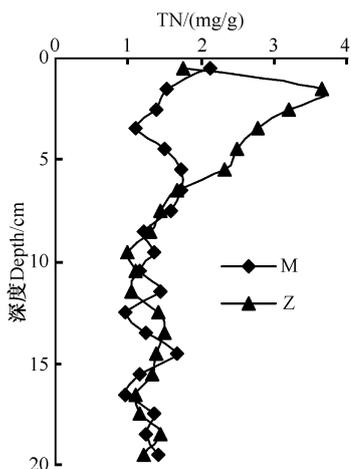


图 3-8 太湖 M 和 Z 点沉积柱中 TN 的垂直分布 (修改自李军等 2007)
Fig. 3-8 Vertical profiles of TN in sediment cores at Stations M and Z of Lake Taihu (Modified from Li et al. 2007)

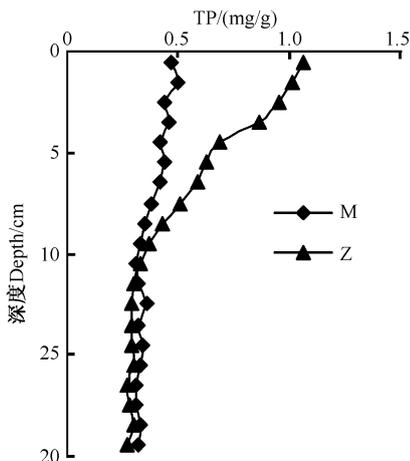


图 3-9 太湖 M 和 Z 点沉积柱中 TP 的垂直分布 (修改自李军等 2007)
Fig. 3-9 Vertical profiles of TP in sediment cores at Stations M and Z of Lake Taihu (Modified from Li et al. 2007)

二、多湖区比较——变化多样, 难以解释, Kelderman 等 (2005) 的结果看来最有规律, 北部湖区的表层 (0~10 cm) TP 向上快速升高, 其他区域变化不明显

1. 东、西、南部 50 cm 沉积柱样 (2004 年采集) ——TN 仅在南部沉积柱 3 cm 以上快速增加, 在东、西部沉积柱中的波动较稳定

Xue 等 (2007) 于 1999 年在位于太湖西部的 W 点和位于东太湖的 E 点 (图 3-1) 分别采集了一个柱状沉积物样品, 2003 年在位于太湖南部的 S 点 (图 3-1)

处采集了一个柱状沉积物样品，沉积物样品均按 1 cm 厚度切样。TN 在 3 个地点呈现出十分不同的垂直分布格局：在太湖西部的 W 处，TN 呈现不规则波动，表层沉积物中的 TN 含量并未大幅高于其他深度；在东太湖的 E 处，大约 20 cm 以上沉积物中的 TN 含量显著高于 20 cm 以下的沉积物；在太湖南部的 S 处，TN 在 3 cm 以上快速增加，而 3 cm 以下沉积物中的 TN 浓度相对稳定（图 3-10）。

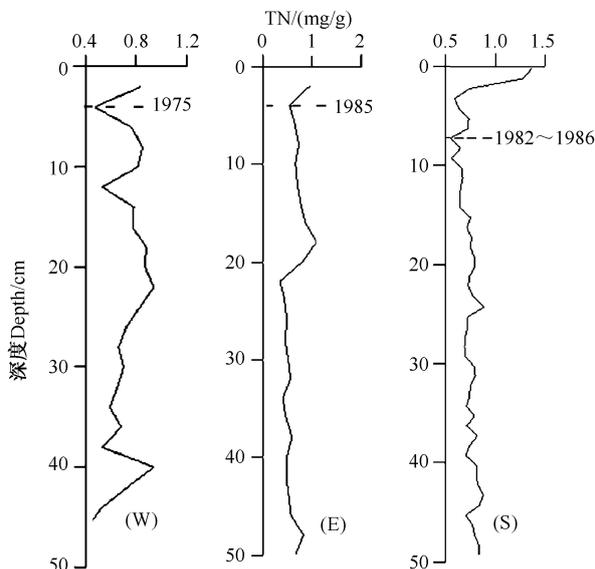


图 3-10 太湖 W、E 和 S 点沉积柱中 TN 的垂直分布（修改自 Xue et al. 2007）

Fig. 3-10 Vertical profiles of TN in sediment cores at Stations W, E and S of Lake Taihu
(Modified from Xue et al. 2007)

2. 3 个湖区沉积柱（2004 年采集）——TP 含量（mg/g）依次为梅梁湾（0.7~1.81）>贡湖湾（0.51~0.65）>胥口湾（0.38~0.47）

李江等（2007）于 2004 年 9 月在太湖东北部的梅梁湾（M1、M2、M3）、贡湖湾（G）和胥口湾（X）3 个湖区的 5 个样点（图 3-11）采集柱状沉积物样品，在现场以 2 cm 为段分割，在实验室冷冻干燥后测定 TN 和 TP。

梅梁湾 3 个点的 TP 含量均在 0.7 mg/g 以上，其中 M3 点最高值达 1.81 mg/g，贡湖湾 G 点的 TP 含量为 0.51~0.65 mg/g，胥口湾 X 点的 TP 含量为 0.38~0.47 mg/g，3 个湖区 TP 含量依次为梅梁湾>贡湖湾>胥口湾。M3 点的最大值出现在 4~6 cm 深度，其他各点均从底部向表层有 TP 呈现缓慢增加的趋势（图 3-12）。

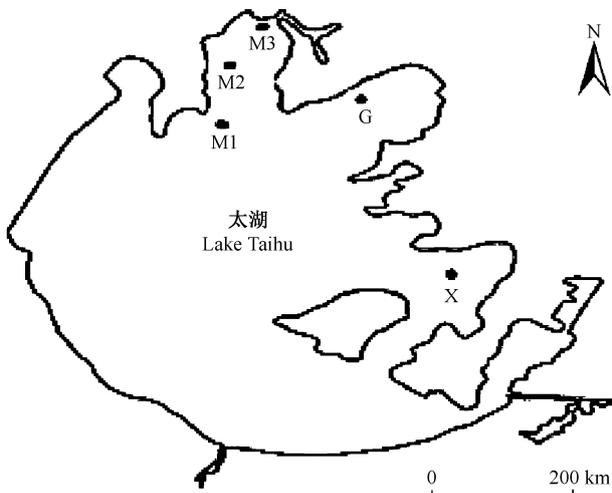


图 3-11 太湖采样点示意图 (引自李江等 2007)

Fig. 3-11 Map for the sampling sites in Lake Taihu (Cited from Li et al. 2007)

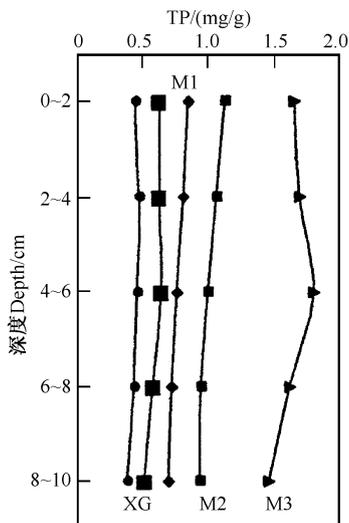


图 3-12 太湖 X、G、M1、M2 和 M3 点沉积柱中 TP 的垂直分布
(修改自李江等 2007)

Fig. 3-12 Vertical profiles of TP in sediment cores at Stations X, G, M1, M2 and M3 of Lake Taihu (Modified from Li et al. 2007)

3. 4个不同湖区 24 cm 沉积柱样 (2003 年采集) —— 垂直分布模式各不相同, TN 和 TP 均以东太湖最低

Wu 等 (2006) 于 2003 年 3 月在太湖 4 个不同湖区设置采样点 (大浦 Dapu、小梅口 Xiaomeikou、东太湖 East Taihu 和梅梁湾 Meiliang Bay) (图 3-13) 分别采集了长 24 cm 的沉积柱样, 每个地点采集两个沉积柱样, 按 2 cm 厚度切样, 测定了 TN 和 TP 的含量。

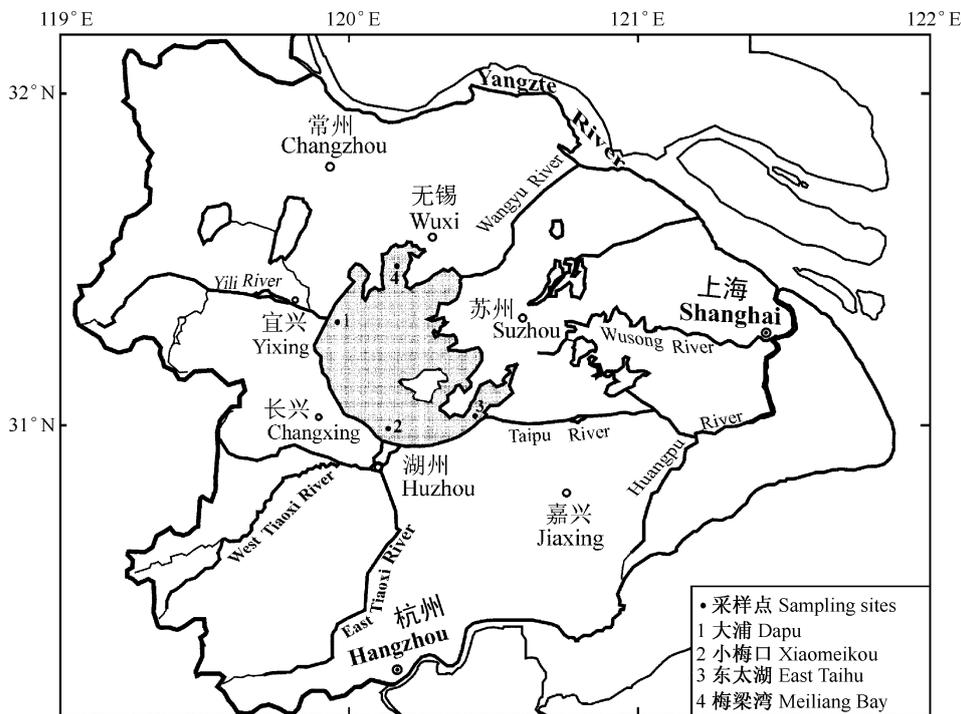


图 3-13 太湖沉积物采样点示意图 (引自 Wu et al. 2006)

Fig. 3-13 Sampling sites for sediment cores in Lake Taihu

(Cited from Wu et al. 2006)

^{137}Cs 的活性在东太湖沉积柱 7~8 cm 处开始增加, 在西太湖沉积柱 12~13 cm 处开始增加, 对应于 1954 年, 计算的平均沉积速率分别为 0.23 cm/a 和 0.33 cm/a (朱广伟等 2005)。

东部湖区 (E) 的 TN 含量最低 (未超过 0.5 mg/g), 其他湖区最大 TN 含量接近 (D) 或超过 2 mg/g (X 和 M)。各点的 TN 含量的垂直分布格局各不相同, 梅梁湾表层 (0~6 cm) 沉积物中的 TN 明显高于更深的沉积物, 东太湖表层 (0~10 cm) 沉积物中的 TN 向表层方向逐渐增加, 而 X 点以 20~22 cm 深的沉积物中的 TN 含量最高, D 点则无规则波动 (图 3-14)。

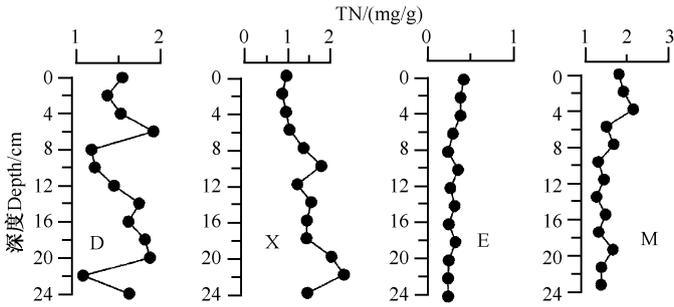


图 3-14 沉积柱 D (大浦)、X (小梅口)、E (东太湖) 和 M (梅梁湾) 中 TN 含量的垂直变化 (引自 Wu et al. 2006)

Fig. 3-14 TN profiles for the cores D (Dapu), X (Xiaomeikou), E (East Taihu) and M (Meiliang Bay) (Cited from Wu et al. 2006)

TN 的波动范围: 大浦 1~2 mg/g, 小梅口 0.8~2.4mg/g, 梅梁湾 1.25~2.2mg/g, 东太湖 0.25~0.4mg/g。TP 的波动范围: 大浦 0.4~1.0 mg/g, 小梅口 0.25~0.5mg/g, 梅梁湾 0.2~0.7mg/g, 东太湖 0.1~0.3mg/g。

各点的 TP 含量的垂直分布格局也各不相同, 东太湖 (E) 表层 (0~8 cm) 沉积物中的 TP 向表层方向逐渐增加, 小梅口 (X) 则在较窄的范围内变动, 大浦 (D) 以 22~24 cm 深度的 TP 含量最高, 而梅梁湾以 16~18 cm 深度的 TP 含量最高 (图 3-15)。即使是在同一地点, TN 和 TP 的垂直分布模式也不尽相同。

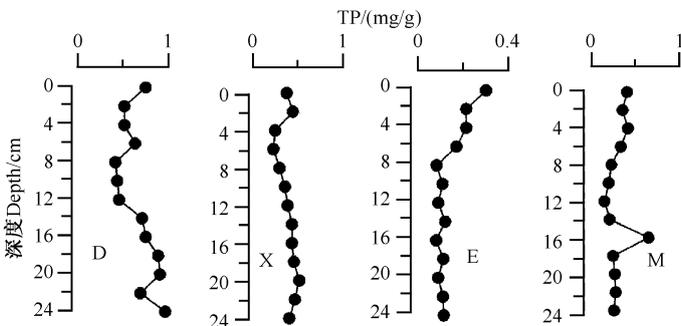


图 3-15 沉积柱 D (大浦)、X (小梅口)、E (东太湖) 和 M (梅梁湾) 中 TP 含量的垂直变化 (引自 Wu et al. 2006)

Fig. 3-15 TP profiles for the cores D (Dapu), X (Xiaomeikou), E (East Taihu) and M (Meiliang Bay) (Cited from Wu et al. 2006)

4. 5个湖区沉积柱(1997年采集)——10 cm 向上, TP在西北部的梅梁湾和竺山湾明显增加(可达0.8~0.9 mg/g),在湖中心、西部和东南部湖区无此趋势(多在0.4~0.5 mg/g变动)

1997年对太湖5个不同湖区20个浅层(0~30 cm)沉积柱的TP含量的研究表明,在西北部的梅梁湾和竺山湾,表层沉积物中的TP增加趋势明显,而在湖中心、西部和东南部湖区的沉积物中缺乏这种趋势(Kelderman et al. 2005)(图3-16)。但是在湖心区的20 cm深处沉积物中出现的高达1 mg TP/g的值显然十分异常,比西北部的梅梁湾和竺山湾都高,但是为何这样,原文中未给出任何解释,异常值的可能性很大。

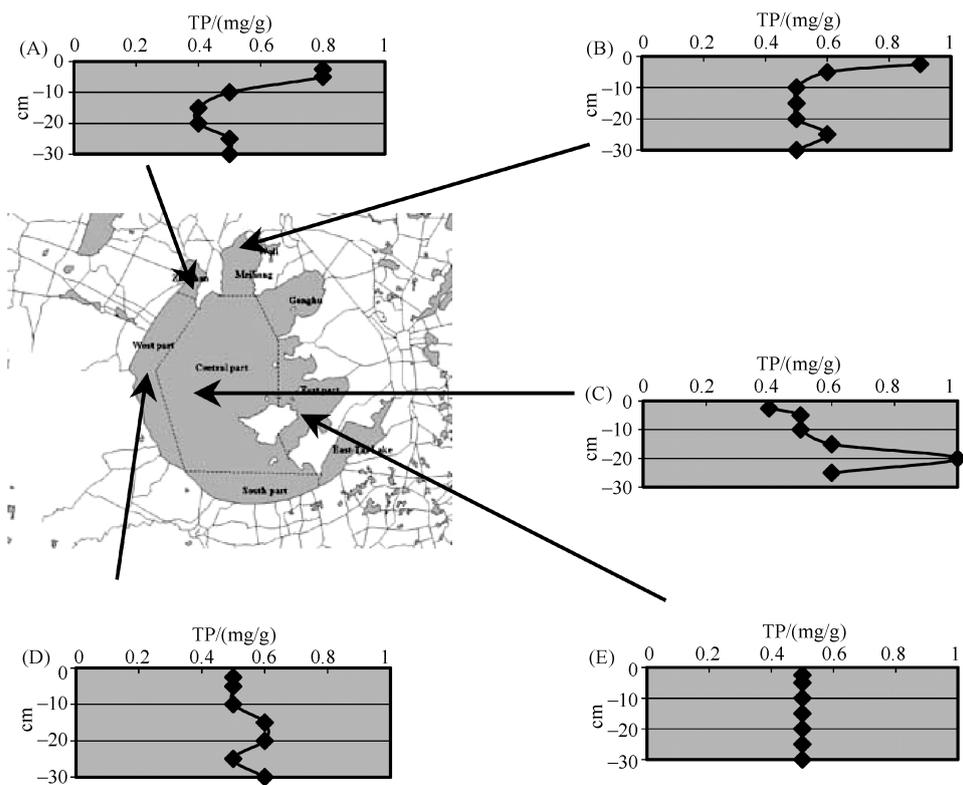


图 3-16 1997 年竺山湾 (A) ($n=2$)、*梅梁湾 (B) ($n=4$)、湖中心 (C) ($n=1$)、西部湖区 (D) ($n=5$) 和东南部湖区 (E) ($n=4$) 表层 (0~30 cm) 沉积物中平均 TP 含量的垂直分布 (修改自 Kelderman et al. 2005)

Fig. 3-16 Average vertical sediment P profiles (0~30 cm) for 1997 in Zhushan Bay ($n=2$) (A), * Meiliang Bay ($n=4$) (B), centre of the lake ($n=1$) (C), west part of the lake ($n=5$) (D), and southern and eastern part of the lake ($n=4$) (E) (Modified from Kelderman et al. 2005)

(* 原文中为 Wuli Lake, 但是根据箭头所指应为 Meiliang Bay, 因此对原文进行了更正)

5. 6个湖区沉积柱(2002年采集)——TN在五里湖最高,湖心最低,TP也在五里湖最高(max > 3.0 mg/g),北部湖区、东部湖区和湖心区最低(均在0.5 mg/g以下),TN和TP均在冬季大大高于夏季

在2002年10月、2003年1月和2003年7月,在太湖不同湖区的6个采样点用柱状采泥器采集沉积物,分析了表层(0~5 cm)沉积物中的TN和TP含量

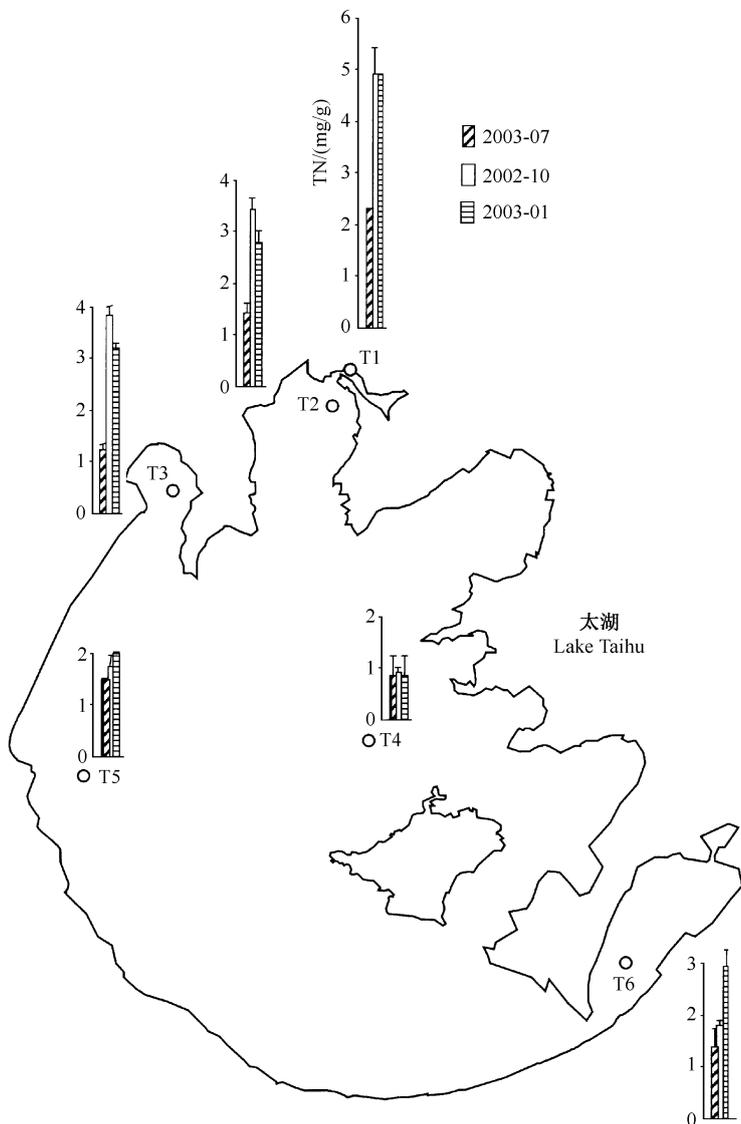


图 3-17 2002~2003 年,太湖不同湖区表层沉积物中的 TN 含量(修改自王东红 2006)

Fig. 3-17 TN content in surface sediment of various area of Lake Taihu during 2002~2003

(Modified from Wang 2006)

量 (Huang et al. 2005; 黄清辉 2006; 王东红 2006)。结果表明, 北部湖区的五里湖 (T1)、梅梁湾 (T2) 和竺山湾 (T3) 沉积物中的 TN 含量最高, 接下来为东太湖 (T6) 和西部湖区 (T5), 太湖湖心 (T4) 最低。需要指出的是, 在同一采样地点, 秋冬季沉积物中的 TN 含量要高, 沉积物中的 TN 含量越高 (如北部湖区), 这种季节差异越大, 可超过 1 倍 (图 3-17)。

TP 的空间格局略有不同, 五里湖最高, 竺山湾和梅梁湾次之, 西部湖区、东部湖区和湖心区最低 (均在 0.5 mg/g 以下)。在 TP 含量最高的五里湖, 夏季沉积物中的 TP 含量明显低于秋冬季, 这种差异也可超过 1 倍, 而在其他湖区 (TP 含量均较低), 这种差异不存在或较小 (图 3-18)。

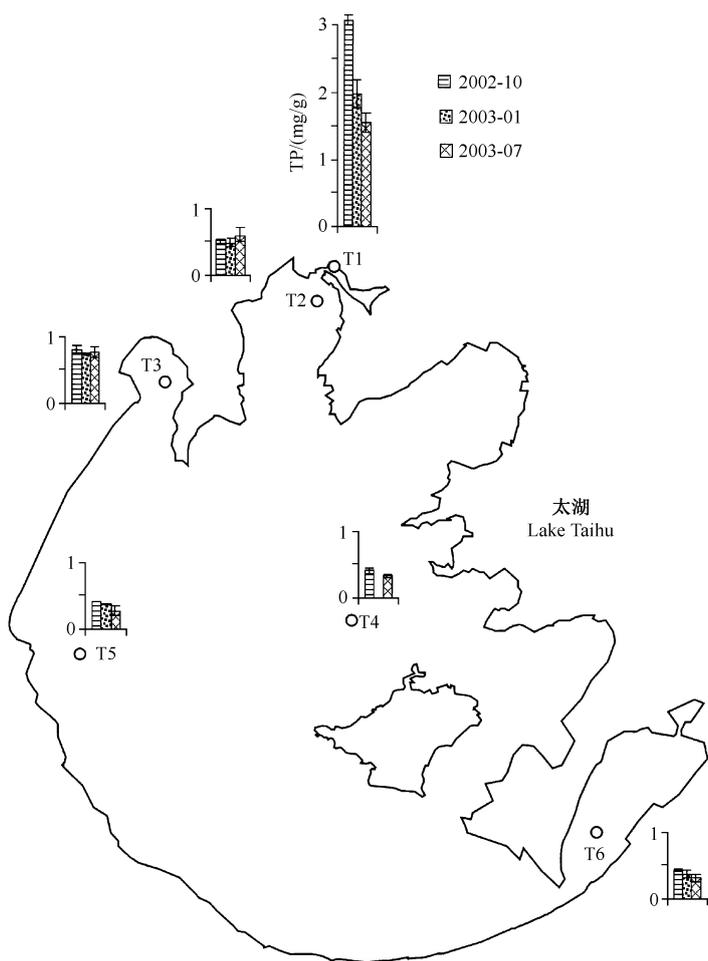


图 3-18 2002~2003 年, 太湖不同湖区表层沉积物中的 TP 含量 (修改自黄清辉 2006)

Fig. 3-18 TP content in surface sediment of various area of Lake Taihu during 2002~2003

(Modified from Huang 2006)

三、北部重污染入湖河口——梅梁湾与梁溪河交汇的河口附近 10 cm 沉积柱样 (2003 年采集), 平均含量 TN 高达 21.75 mg/g, TP 达 1.45 mg/g

Jiang 等 (2006) 于 2003 年 10 月 16 日在梅梁湾 (与梁溪河交汇的河口附近) 采集了 6 个 10 cm 长的柱状沉积样, 以 2 cm 的厚度切沉积样用于分析 TN 和 TP。TN 的平均含量为 21.75 mg/g, 以 6~8 cm 段最高, TP 的平均含量为 1.45 mg/g, 以表层 0~4 cm 处最高。与李江等 (2007) 在梅梁湾的 M1 点处采集的表层 (0~10 cm) 沉积物的结果相比, 在梅梁湾与梁溪河交汇的河口附近采集的沉积样中的 TN 要高出 20 多倍, 而 TP 平均高出 3 倍左右 (图 3-19)。这表明从梁溪河进来的污水带来了大量的 N 和 P, 并沉积在底泥中, 特别是 N 的沉积速率比 P 快得多。

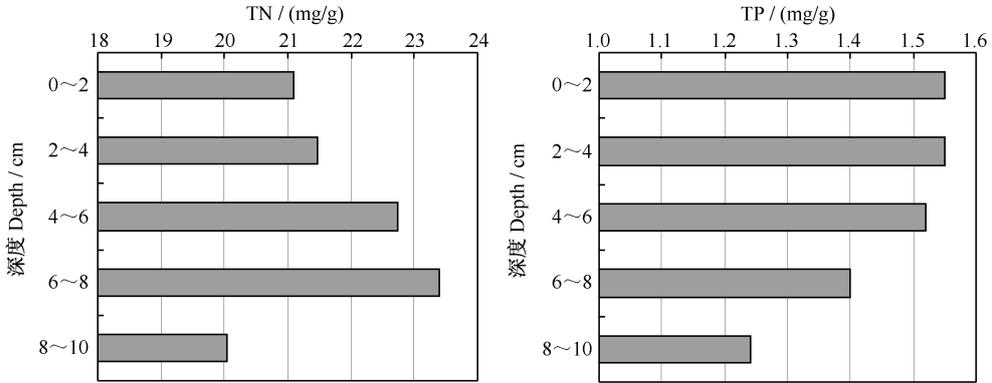


图 3-19 采自太湖梅梁湾 (与梁溪河交汇的河口附近) 平均 TN 和 TP 的垂直分布 (数据源自 Jiang et al. 2006)

Fig. 3-19 Vertical profiles of average TN and TP in six sediment cores collected from Meiliang Bay of Lake Taihu near the outlet of Liangxi River (Data sources: Jiang et al. 2006)

四、不同湖区表层 (0~10 cm) 沉积物中的 TN 和 TP 含量的变化——即使在同一湖区, TN 或 TP 含量可相差数倍

根据文献中的图形估算出表层 0~10 cm 处的 TN 和 TP 含量如表 3-1 所示。即使是在同一个湖湾的同一个沉积物深度, 不同研究间 TN 和 TP 含量的差异巨大。如梅梁湾 TP_{-10cm} 最高可达 1.45 mg/g, 而最低只有 0.2 mg/g, TP_{0cm} 最高可

达 1.65 mg/g, 而最低只有 0.42 mg/g。造成这种差异的原因可能很多, 也许 N、P 含量具有很大的空间异质性, 当然沉积柱采集的时间也有差异, 但是也不排除测定方法的差异, 甚至可能还有测定过程中人为因素的影响。

表 3-1 太湖各湖区表层 (0~10 cm) 沉积物中 TN 和 TP 含量
(主要根据文献中的图形估算) 的变化

Table 3-1 Changes in TN and TP contents (estimated from figures in the literatures)
in surface sediments (0~10 cm) in various areas of Lake Taihu

地点 Sites	TP _{-10cm}	TP _{0cm}	TP _{-10cm} ~ TP _{0cm}	TN _{-10cm}	TN _{0cm}	TN _{-10cm} ~ TN _{0cm}	文献 Reference
梅梁湾内	0.48	0.54	0.06	0.56	1.0	0.44	Rose et al. 2004
梅梁湾内	0.36	0.65	0.29	0.83	1.35	0.52	Li et al. 2006
梅梁湾内 1	0.44	0.69	0.25	—	—		周小宁等 2007
梅梁湾内 2	0.48	0.77	0.29	—	—		周小宁等 2007
梅梁湾内	0.33	0.48	0.15	1.38	2.15	0.77	李军等 2007
梅梁湾内 1	1.45	1.65	0.2	—	—		李江等 2007
梅梁湾内 2	0.93	1.13	0.2	—	—		李江等 2007
梅梁湾内	0.20	0.42	0.22	1.32	1.82	0.50	Wu et al. 2006
梅梁湾内	0.5	0.9	0.4	—	—		Kelderman et al. 2005
梅梁湾平均	0.57	0.80	0.23	1.02	1.58	0.56	
梅梁湾口	—	—		0.80	0.82	0.02	Xue et al. 2007
梅梁湾口	0.70	0.85	0.15	—	—		李江等 2007
竺山湾	0.38	1.03	0.65	1.00	3.70	2.70	李军等 2007
竺山湾	0.5	0.8	0.30	—	—		Kelderman et al. 2005
贡湖湾	0.51	0.65	0.14	—	—		李江等 2007
西部湖区	—	—		0.64	1.38	0.74	Xue et al. 2007
西部湖区	0.45	0.75	0.30	1.2	1.55	0.35	Wu et al. 2006
西部湖区	0.5	0.5	0	—	—		Kelderman et al. 2005
南部湖区	0.35	0.38	0.03	1.8	1.0	-0.8	Wu et al. 2006
中部湖区	0.5	0.4	-0.1				Kelderman et al. 2005
东部湖区	0.38	0.47	0.09	—	—		李江等 2007
东部湖区	0.5	0.5	0	—	—		Kelderman et al. 2005
东太湖	—	—		0.66	1.00	0.34	Xue et al. 2007
东太湖	0.12	0.30	0.18	0.35	0.42	0.07	Wu et al. 2006

由于不同的研究者所选的区域也有差异, 这可能使不同区域的比较误差增大。Kelderman 等 (2005) 所涉及的区域较多, 根据其结果可以看出, 对 0~

10 cm 表层沉积物而言，北部湖湾（梅梁湾和竺山湾）N、P 的累积速度很快，而其他地区 N、P 的变化较小。

五、1987~1988 年太湖沉积物 N、P 含量等值图——北部湖湾（梅梁湾和贡湖湾）TN 和 TP 含量最高，而占太湖面积大部分的中部和西部湖区含量较低

1987~1988 年，南京地理与湖泊所在太湖设置 39 个采样点，采集了表层（0~1 cm）泥样，分析了有机氮含量的水平变化。表层沉积物中有机氮含量在 0.32~1.56 mg/g 变动，平均值为 0.68 mg/g；表层沉积物中总氮含量在 0.33~1.66 mg/g 变动，平均值为 0.72 mg/g，有机氮占总氮的 94.4%（孙顺才和黄漪平 1993）。从空间格局来看，北部湖湾（梅梁湾和贡湖湾）总有机氮含量最高，东太湖、东部湖区以及东南岸的小部分区域次之，而占太湖面积大部分的中部和西部湖区含量最低（图 3-20）。

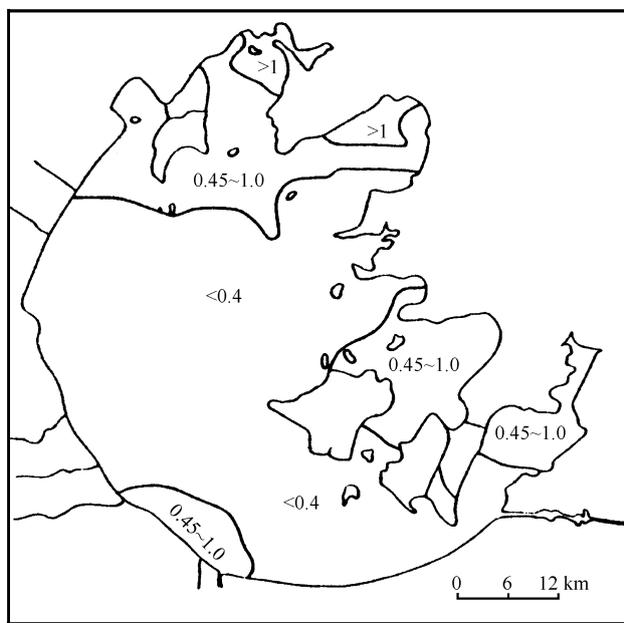


图 3-20 太湖表层沉积物中有机氮含量 (mg/g) 的水平分布 (黄漪平等 1995)

Fig. 3-20 Horizontal distribution of organic nitrogen content (mg/g) in surface sediment of Lake Chaohu (Huang et al. 1995)

太湖表层沉积物中的 TP（以 P_2O_5 计）变动于 0.5~2.9 mg/g，平均值为 1.02 mg/g（孙顺才和黄漪平 1993）。若换算成 P，则变动于 0.11~0.63 mg/g，

平均值为 0.22 mg/g。TP 的空间格局与有机氮基本相似，也是北部湖湾（梅梁湾和贡湖湾）TP 含量最高（图 3-21）。

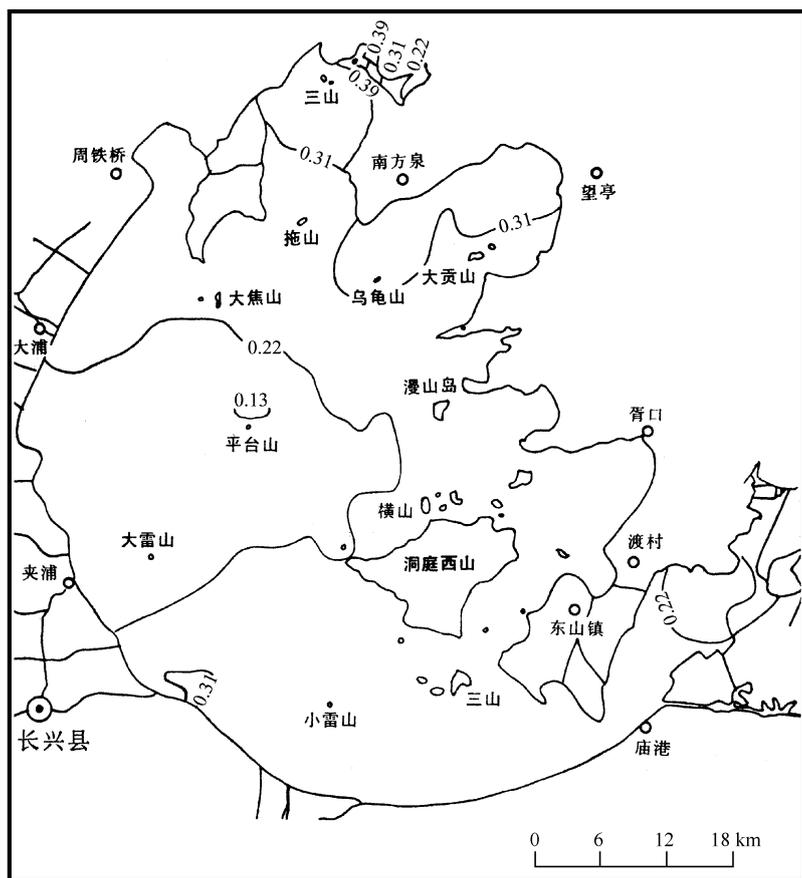


图 3-21 太湖表层沉积物中总磷含量 (mg/g) 的水平分布。将 P_2O_5 除以系数 4.58 换算成 P 的含量 (修改自孙顺才和黄漪平 1993)

Fig. 3-21 Horizontal distribution of total phosphorus content (mg/g) in surface sediment of Lake Taihu. P_2O_5 was divided by a coefficient of 4.58 to obtain P content (Modified from Sun and Huang 1993)

导致沉积物中 N、P 含量空间差异性的因素十分复杂，可能与污染物的入湖有密切关系，也可能与太湖复杂的水动力过程对沉积物的搬运有关，可能还受到蓝藻漂移、堆积、沉降的影响，以及与水生植物残体在沉积物中的累积有关。当然，不同湖区受到这些因素的影响程度可能有所差异。

六、结 语

20 世纪末以来,关于太湖沉积物中 TN、TP 含量垂直和水平分布的研究开始增多,但结果却千差万别,如 TN 或 TP 的垂直分布模式几乎一个研究一个样,又如,以表层 0~10 cm 为例,即使是在同一个湖湾的同一个沉积物深度,不同研究间 TN 和 TP 含量的差异巨大,如梅梁湾 $TP_{-10\text{cm}}$ 最高可达 1.45 mg/g,而最低只有 0.2 mg/g, $TP_{0\text{cm}}$ 最高可达 1.65 mg/g,而最低只有 0.42 mg/g。造成这种差异的原因可能很多,也许 N、P 含量具有很大的空间异质性,当然沉积柱采集的时间也有所差异,但是也不排除测定方法的差异,甚至可能还有测定过程中人为因素的影响。

自 20 世纪 80 年代后期以来,太湖表层沉积物的 TN、TP 空间分布就存在较大差异,一般是北部湖区的 TN 和 TP 含量较高,其他湖区较低。大多数研究表明,富营养化最为严重的北部湖湾(如梅梁湾)表层沉积物中的 TN 和 TP 含量上升速率最快,这也进一步加大了沉积物中 N、P 含量的空间差异。污染负荷对表层沉积物中的 TN 和 TP 含量影响巨大。譬如,在梅梁湾与污水大量输入的梁溪河交汇的河口附近,10 cm 沉积柱样中平均 TN 含量高达 21.75 mg/g,平均 TP 含量达 1.45 mg/g。

为何北部湖区表层沉积物的 TN、TP 空间比其他区域高?这可能与北部河流的污染负荷有关。但也可能还有其他因素,在第四章就会看到,西部湖区有最大的 P 输入,但为何西部表层沉积物中的 TP 未见大幅上升?显然这里的 TP 被搬运到了其他湖区。

第四章 氮、磷输入和湖水中 TN 和 TP 浓度的历史变化和未来趋势

内 容

一、来自河流的 N 和 P 的输入

1. 1998 年——西北部河流为 N、P 进入太湖的主要通道
2. 2000~2004 年——北部的梁溪河中的 N、P 浓度高 (TN 8.82 mg/L、TP 0.311 mg/L)，东部的太浦河中的 N、P 浓度较低 (TN 0.54 mg/L、TP 0.055 mg/L)

二、N、P 的收支

1. 1987~1988 年的 N、P 收支——N 的滞留率被严重低估 (只有 11.0%)，而 P 的滞留率达到 47.6%
2. 1998~2000 年的 P 收支——P 的输入主要来自西部 (53.6%) 和北部 (20.8%) 湖区，而输出主要在南部和东部湖区，P 的滞留率约为 65%

三、湖水中 TN 和 TP 浓度的历史变化、空间格局和未来趋势

1. 长期趋势 (1981~2000 年)——20 年间 TN 增加了 3 倍多，而 TP 则高达 6 倍
2. 空间格局 (2001~2006 年)——年均 TN 和 TP 浓度均以五里湖和梅梁湾最高，东部沿岸区最低，湖心区稳步上升
3. 太湖湖心 TP 浓度 (1998~2006 年)——稳步上升
4. TN 和 TP 的未来趋势——TP 呈现出全湖快速匀质化的趋势，TN 仍然维持较大的区域间浓度梯度，预计湖心区的 TN 和 TP 将会逐渐向西部河流中的 TN 和 TP 水平靠近

四、结语

在富营养化问题的研究中，湖水中的 N、P 水平受到的关注最多，研究也最多，因为水中的 N、P 容易取样，也容易分析测定。相比之下，有关 N、P 收支的研究极为有限，因为像太湖这样的湖泊河流众多，地表径流复杂，研究 N、P 收支无论在工作量还是技术上都面临很大的困难。但是，N、P 的收支仍然是把握富营养化机制、分析未来趋势的最重要的资料。

一、来自河流的 N 和 P 的输入

1. 1998 年——西北部河流为 N、P 进入太湖的主要通道

1998 年，来自主要河道 N 的输入总量为 25 341 t，P 的输入总量为 1327 t。

太湖主要河道入湖中，TP 输入量最大的河流为北部的直湖港 (21.2%) 和武进港 (15.1%)，TN 输入量最大的为直湖港 (23.6%)，通过北部三条河流 (梁溪河、直湖港和武进港) 的 N、P 输入量超过河流输入 N、P 总和的 40% 以上 (图 4-1、图 4-2)。

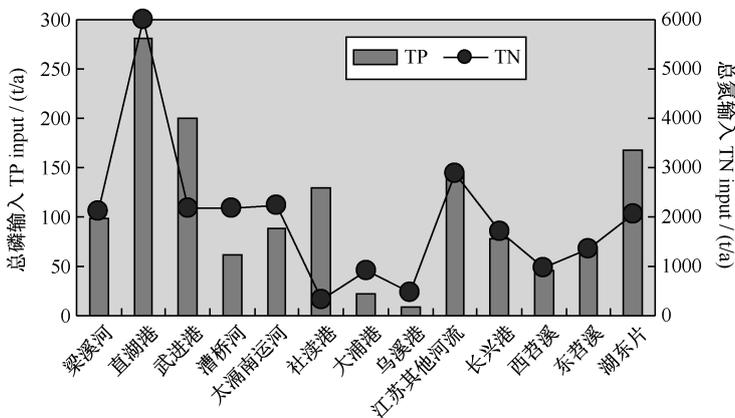


图 4-1 1998 年太湖流域主要河道入湖 TN、TP 量
(数据源自秦伯强等 2004)

Fig. 4-1 TN and TP discharge to Lake Taihu from the major rivers in the Taihu basin in 1998 (Data sources : Qin et al. 2004)

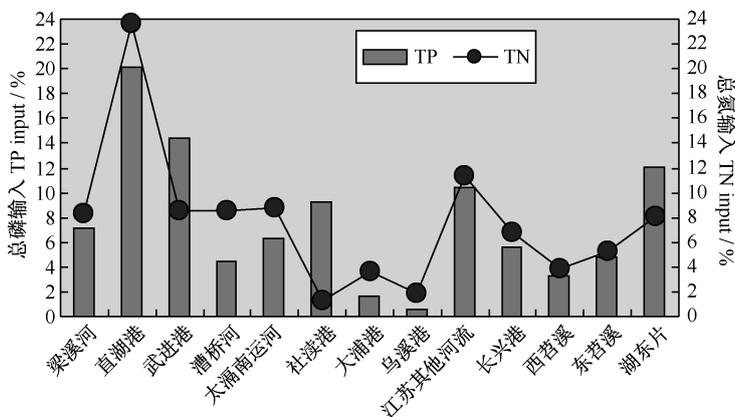


图 4-2 1998 年太湖流域主要河道入湖 TN、TP 量的百分比
(数据源自秦伯强等 2004)

Fig. 4-2 Percentage in TN and TP discharges to Lake Taihu from the major rivers in the Taihu basin in 1998 (Data sources : Qin et al. 2004)

2. 2000~2004 年——北部的梁溪河中的 N、P 浓度高 (TN 8.82 mg/L、TP 0.311 mg/L),东部的太浦河中的 N、P 浓度较低 (TN 0.54 mg/L、TP 0.055 mg/L)

Wang 等 (2007a) 于 2000~2004 年,研究了太湖流域 19 条河流 (图 4-3) 中入湖河口中的 TN 和 TP 含量,每月一次在每个河口取表层 (0~0.5 m) 水样进行化学分析。在所有河流中,以北部的梁溪河中的营养盐浓度最高, TN、NH₃-N 和 TP 分别达 8.82 mg/L、5.30 mg/L 和 0.311 mg/L,而东部的河中的营养盐浓度最低, TN、NH₃-N 和 TP 分别为 0.54 mg/L、0.23 mg/L 和 0.055 mg/L (表 4-1、图 4-4、图 4-5)。由于城市化引起的梁溪河、直湖港、武进港、小溪港和太滬运河中高浓度的 TN 和 TP 输入是太湖北部湖区处于超富营养状态的主要原因。

表 4-1 2000~2004 年太湖 19 条入湖河流河口处 NH₃-N、TN 和 TP 的平均含量和主要污染源

Table 4-1 Mean concentrations of NH₃-N, TN and TP in the outlets of 19 rivers in Lake Taihu and the predominant pollution source

河流名称 Names of the rivers	NH ₃ -N /(mg/L)	TN /(mg/L)	TP /(mg/L)	主要污染源 Predominant pollution source
北部				
武进港 Wujin River	4.82	6.64	0.284	工业/船舶/生活 Industry/Ship/Household
直湖港 Zhihu River	3.48	6.51	0.215	生活/工业 Household/Industry
梁溪河 Liangxi River	5.30	8.82	0.311	生活 Household
小溪港 Xiaoxi River	4.11	5.68	0.238	生活/旅游 Household/Tourism
望虞河 Wangyu River	1.39	2.53	0.114	农业 Agriculture
平均 Mean	3.82	6.04	0.232	
东部				
浒光河 Xuguang River	0.58	1.91	0.081	农业 Agriculture
木光河 Muguang River	0.91	2.90	0.161	农业 Agriculture
胥江 Xu River	0.72	1.71	0.115	农业/水产养殖业 Agriculture/Aquaculture
苏东河 Sudong River	1.19	2.79	0.169	水产养殖业/农业 Aquaculture/ Agriculture
吴淞江 Wusong River	2.10	2.89	0.233	水产养殖业/农业 Aquaculture/ Agriculture
太浦河 Taipu River	0.23	0.54	0.055	农业 Agriculture
平均 Mean	0.96	2.12	0.136	
西部				
大港河 Dagang River	0.58	2.82	0.056	农业 Agriculture
乌溪河 Wuxi River	0.74	3.17	0.113	农业 Agriculture
大浦河 Dapu River	0.68	3.32	0.119	农业 Agriculture
官渎港 Guandu River	2.18	4.98	0.124	农业 Agriculture
社渎港 Shedu River	4.66	7.38	0.168	生活/农业 Household/Agriculture
漕桥河 Caoqiao River	2.26	3.71	0.23	工业/船舶 Industry/Ship
太滬南运河 South-Taige Canal	2.14	4.05	0.191	生活/船舶 Household/Ship
太滬运河 Taige Canal	3.49	4.85	0.287	生活/工业 Household/Industry
平均 Mean	2.09	4.29	0.161	

(修改自 Wang et al. 2007a) (Modified from Wang et al. 2007a)

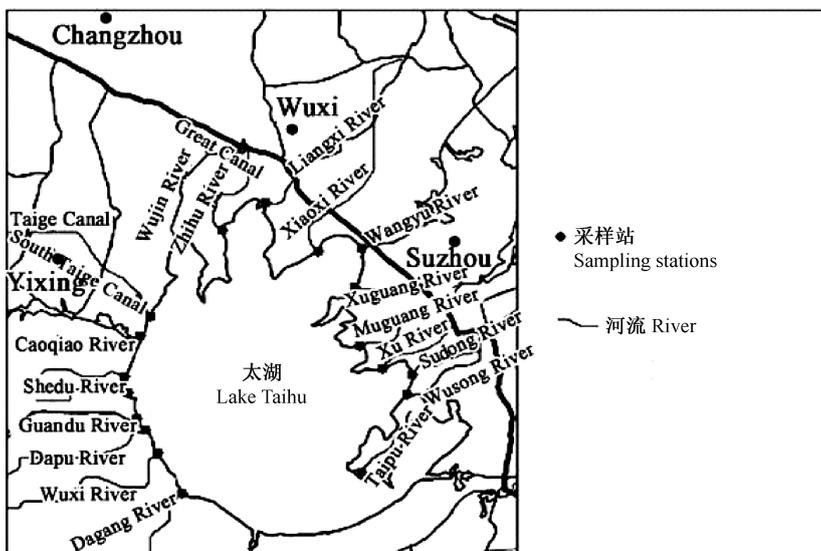


图 4-3 太湖流域的河流及河口处的采样点 (引自 Wang et al. 2007a)

Fig. 4-3 Rivers of the Lake Taihu basin and the sampling stations in the outlets (Cited from Wang et al. 2007a)

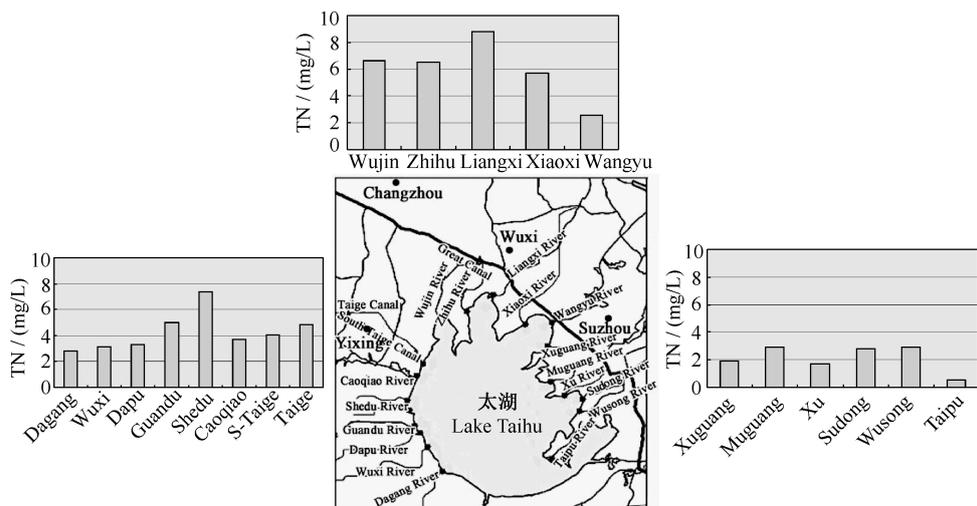


图 4-4 2000~2004 年太湖 19 条入湖河流河口处 TN 浓度的平均含量 (数据引自 Wang et al. 2007)

Fig. 4-4 Mean TN concentrations in the outlets of 19 rivers in the Lake Taihu basin during 2000~2004 (Data are cited from Wang et al. 2007)

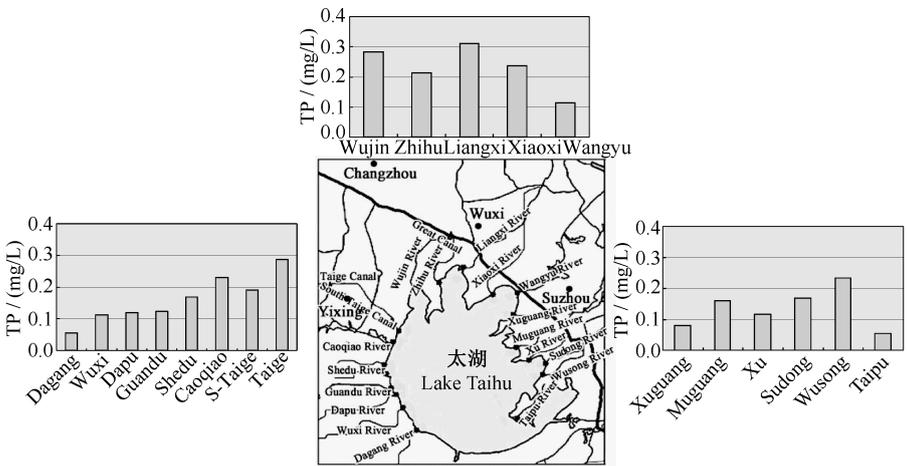


图 4-5 2000~2004 年太湖 19 条入湖河流河口处 TP 浓度的平均含量
(数据引自 Wang et al. 2007)

Fig. 4-5 Mean TP concentrations in the outlets of 19 rivers in the Lake Taihu basin during 2000~2004 (Data are cited from Wang et al. 2007)

二、N、P 的收支

1. 1987~1988 年的 N、P 收支——N 的滞留率被严重低估 (只有 11.0%)，而 P 的滞留率达到 47.6%

黄漪平等 (2001) 报道了 1987~1988 年太湖的 N、P 收支。入湖包括环湖河道、点源 (沿湖城乡居民、牲畜和家禽、工厂和矿山、沿湖疗养院和宾馆、国内外游客、水上来往船只、围网养鱼投放)、面源 (水田、旱地、山林园地、市镇地、降水、降尘)，出湖包括环湖河道、居民和牲畜用水、工业用水。从图 4-6 和图 4-7 可以看出，N 的滞留率只有 11.0%，而 P 的滞留率达到 47.6%，很显然，N 的滞留率可能被严重低估。在输入和输出的各种途径中，环湖河道最为重要。在输出途径中，水产品的收获占 12%~13%，位居第二。

2. 1998~2000 年的 P 收支——P 的输入主要来自西部 (53.6%) 和北部 (20.8%) 湖区，而输出主要在南部和东部湖区，P 的滞留率约为 65%

Kelderman 等 (2005) 研究了 1998~2000 年太湖的水量收支以及磷的收支。水量平衡的相关参数采集自太湖局 (Taihu Basin Authority, TBA)：湖容积来自西山岛每天的测量，河流的输入和输出来自 17 条主要河流的每两天一次的测量 (较小河流的数据并入这些主要河流中去)，降雨和蒸发基于西山岛每天的测定，自来水厂的抽水量估计平均为 $1.15 \times 10^9 \text{ m}^3/\text{a}$ 。湖边和岛上的地表径流根据

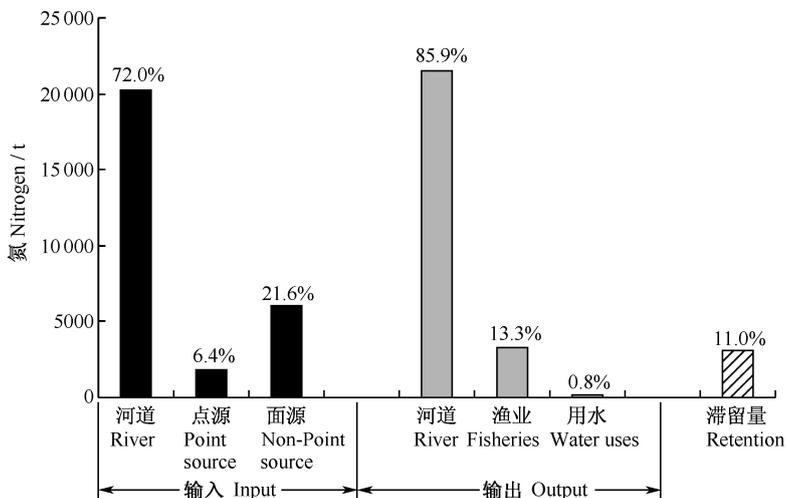


图 4-6 1987~1988 年太湖 TN 的年质量收支 (数据引自黄漪平等 2001)

Fig. 4-6 Annual mass budget of TN in Lake Taihu during 1987~1988

(Data are cited from Huang et al. 2001)

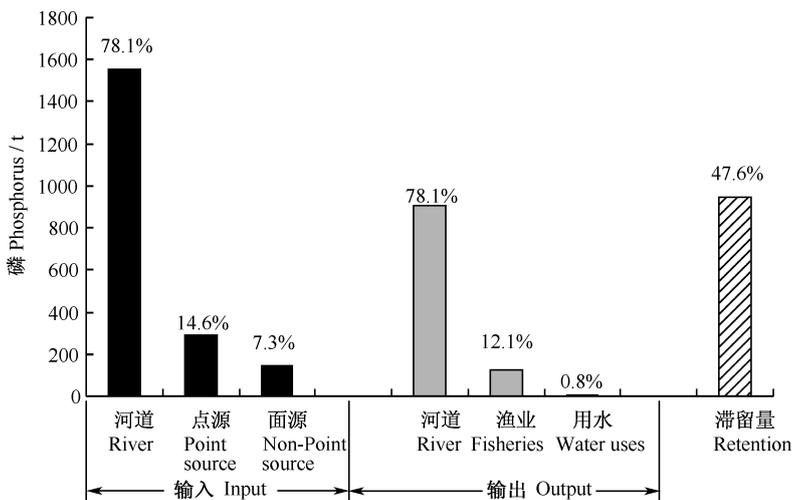


图 4-7 1987~1988 年太湖 TP 的年质量收支 (数据引自黄漪平等 2001)

Fig. 4-7 Annual mass budget of TP in Lake Taihu during 1987~1988

(Data are cited from Huang et al. 2001)

降雨量和假定地表径流系数=0.35 来计算。由于湖泊和周边陆地的水位差相对较小，在水量收支中忽略了地下水的渗透。

TP 浓度来自在全湖均匀分布的 24 个样点的分析测定，全湖平均 TP 浓度则根据各区域的 TP 测定值按 9 个区域面积进行加权平均计算而得；而河流 TP 输

入与输出数据来自在 17 条河流中每月一次（一般情况如此）的测定；雨水中的 TP 取 0.018 mg/L（南京地理与湖泊所未发表资料），蒸发水中的 TP 按 0 计算；自来水厂抽水带走的 TP 根据离自来水厂最近的监测样点水样中 TP 浓度 3 年的平均值计算而来；地表径流根据实测的地表径流中 TP 浓度 3 年的平均值（0.25 mg/L）计算。

如同水量的收支（表 4-2）情况一样，1998~2000 年，通过河流的 P 的输入和输出起到决定性的作用，主要的 P 输入来自西部和北部湖区（大约分别为 850kg P/a 和 330×10^3 kg P/a，分别占河流 TP 输入总量的 53.6% 和 20.8%），而主要的输出在南部和东部湖区（图 4-8）。在面积较小的北部湖湾发生的相对较大的 P 输入导致湖水中的 TP > 0.25 mg/L，而在太湖东南和中部湖区 TP 的含量最低，仅为 0.04 mg/L（2000）。

表 4-2 1998 年、1999 年和 2000 年太湖水量收支输入（+）和输出（-）各项
 ($\times 10^9$ m³/a; 容积 $\times 10^9$ m³)

Table 4-2 Input (+) and output (-) items for the water budgets in Lake Taihu in the years 1998, 1999 and 2000 ($\times 10^9$ m³/a; volume $\times 10^9$ m³)

水收支项 Water budget items	1998 年	1999 年 (9.52) ^a	2000 年
从河流的流入 (+) Inflow from the rivers (+)	10.14	12.05^a	8.10
从河流的流出 (-) Outflow from rivers (-)	11.22 ⁻	13.48 ⁻	5.93 ⁻
降雨 (+) Precipitation (+)	3.04	4.19	2.50
蒸发 (-) Evaporation (-)	2.18 ⁻	2.00 ⁻	2.50 ⁻
来自岛屿和岸边的地表径流 (+) Runoff from islands and shores (+)	0.39	0.39	0.39
饮用水抽出 (-) Drinking water abstractions (-)	1.15 ⁻	1.15 ⁻	1.15 ⁻
年初湖容积 (+) Lake volume at the beginning of the year (+)	4.86	4.16	4.16
年末湖容积 (-) Lake volume at the end of the year (-)	4.16 ⁻	4.16 ⁻	5.58 ⁻
∑输入 - ∑输出 ∑Input - ∑Output	-28	0^a (-2.5) ^a	+0.08

a 在括号之间：未校正的值。粗体：针对 1999 年洪水进行了校正的值（引自 Kelderman et al. 2005）

a Between brackets; uncorrected values. In bold: values corrected for the 1999 flood (Cited from Kelderman et al. 2005)

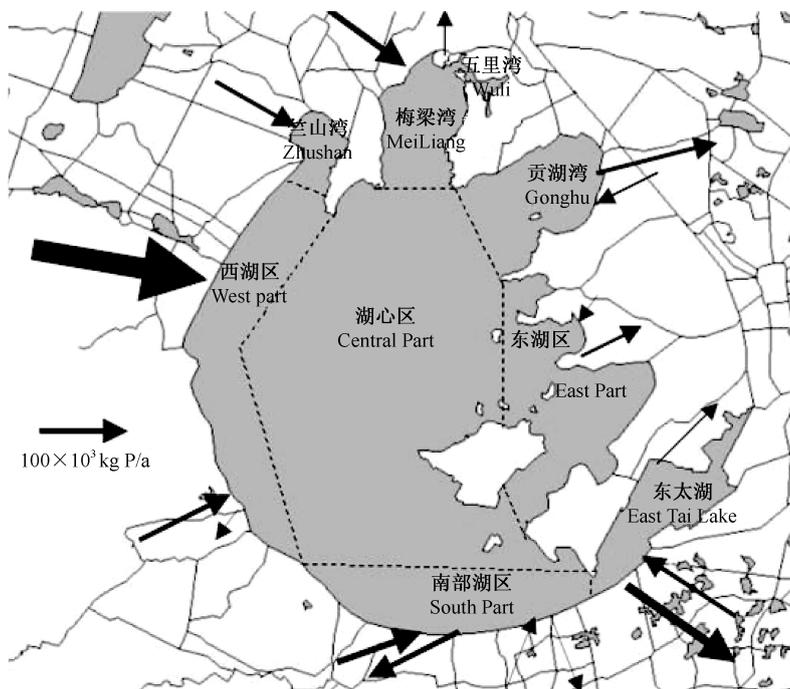


图 4-8 1998~2000 年，太湖年 TP 输入和输出的平均值。所有数据用箭头大小表示
 (→=100×10³ kg P/a) (引自 Kelderman et al. 2005)

Fig. 4-8 Average annual TP inputs and outputs for Lake Taihu during the period 1998 ~ 2000. All values are indicated with an arrow scale (→=100×10³ kg P/a) (Cited from Kelderman et al. 2005)

在 1998~2000 年，来自河流流入和地表径流输入的 P 平均为 1590×10^3 kg P/a，而从河流流出及饮用水取水带走的 P 要少得多，仅为 740×10^3 kg P/a，这二者之差（湖水中 P 质量的年际变动和降雨的贡献除外）代表了太湖沉积物中 P 的累积平均达到 1035×10^3 kg P/a [即 $1.2 \text{ mg P}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$]，这大约为 TP 总输入量的 65%，三年的结果也非常接近，表明所用的质量收支估算方式十分可靠（表 4-3）。

表 4-3 1998~2000 年太湖 TP 的年质量收支 (×10³ kg)

Table 4-3 Annual mass budget of TP in Lake Taihu during 1998~2000 (×10³ kg)

磷收支项 P budget items	1998 年	1999 年	2000 年
来自河流的 TP 输入 Input of TP from the rivers	1750	1560	1450
来自降雨的 TP 输入 Input of TP from precipitation	90	110	80

磷收支项 P budget items	1998 年	1999 年	2000 年
来自地表径流的平均 TP 输入 Average runoff of TP	110	110	110
通过河流的 TP 输出 Output of TP to the rivers	-870	-690	-350
通过饮用水抽出的 TP Output of TP via drinking water abstractions	-100	-100	-100
年初湖泊中的 TP TP in the lake at the beginning of the year	380	300	290
年末湖泊中的 TP TP in the lake at the end of the year	-300	-290	-440
似合项 Fitting term			
太湖沉积物中 TP 净累积 Net accumulation of TP into the sediment of Lake Taihu	1060	1000	1000

(引自 Kelderman et al. 2005) (Cited from Kelderman et al. 2005)

当然, Kelderman 等 (2005) 的研究中未考虑渔业捕捞带走的 P, 因此, 可能高估了 P 的滞留。在 1987~1988 年的收支中, 渔业捕捞 (包括水生植物、鱼虾蟹、螺蛳等) 带走的 P 为 126.1 t, 占全湖总 P 输入 (1988 t) 的 6.3% (黄漪平等 2001)。

三、湖水中 TN 和 TP 浓度的历史变化、 空间格局和未来趋势

1. 长期趋势(1981~2000年)——20 年间 TN 增加了 3 倍多, 而 TP 则高达 6 倍

在 1981~2000 年的 20 年间, 太湖湖水中的 TN 和 TP 大幅上升, 与 1981 年相比, 2000 年的 TN 增加了 3 倍多, 而 TP 则高达 6 倍 (1997 年达 8 倍多) (图 4-9)。

根据国家环境保护总局 2001~2006 年发布的中国环境状况公告中关于太湖的数据制成图 4-10。部分数据与图 3-17 有所差异, 如 1997 年和 1998 年的 TN 数据, 因为不知道数据来源或者采样点或者平均值的计算方法是否存在差异, 而在 Wang 等的文章中并未详细交待。从图 4-10 可以看出, 1995~2006 年, 全湖平均 TN 浓度基本在 2~3 mg/L 波动, 而同时期 TP 的含量有所下降, 近年来基本在 0.08 mg/L 附近小幅波动。

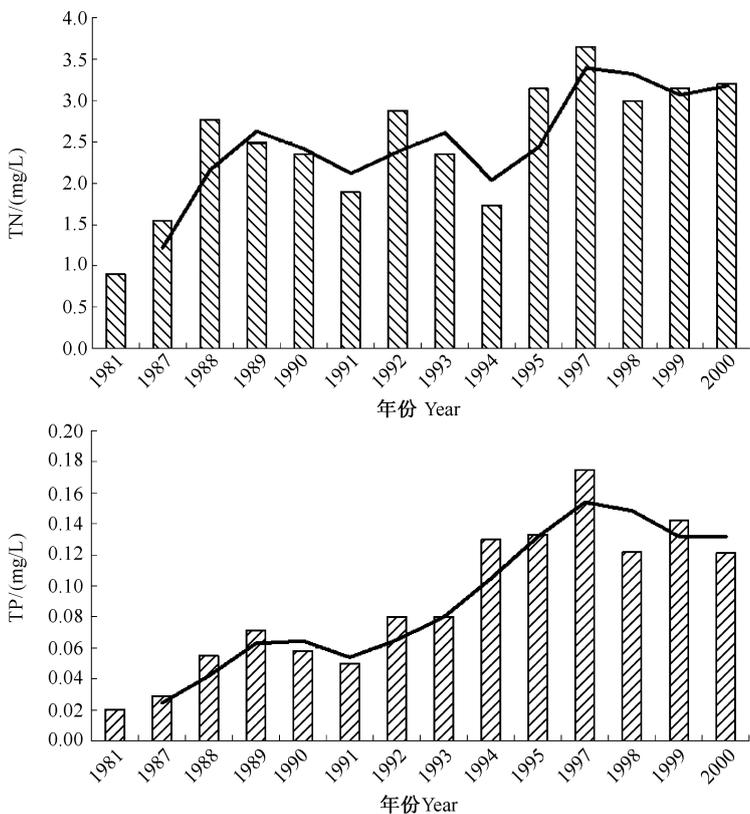


图 4-9 1981~2000 年,太湖 TN 和 TP 的年际变化 (引自 Wang et al. http://old.cgs.gov.cn/zt_more/34/zhaiyao/html/02/202.htm)

Fig. 4-9 Yearly variations of TN and TP in Lake Taihu during 1981 and 2000 (cited from Wang et al. http://old.cgs.gov.cn/zt_more/34/zhaiyao/html/02/202.htm)

2. 空间格局 (2001~2006 年) —— 年均 TN 和 TP 浓度均以五里湖和梅梁湾最高, 东部沿岸区最低, 湖心区稳步上升

根据国家环境保护总局 2001~2006 年发布的中国环境状况公告中关于太湖的数据制成图 4-11 和图 4-12。从空间格局来看,湖水中的年平均 TN 浓度以五里湖和梅梁湾最高,在 5~7 mg/L 变动,在 6 年期间没有明显的上升或下降趋势。而西部沿岸区的 TN 水平仅次于五里湖和梅梁湾,并呈现稳步上升的趋势(从 2.7 mg/L 上升到 3.7 mg/L),湖心区的 TN 浓度低于西部沿岸区,从 2003 年的 2.05 mg/L 上升到 2006 年的 2.50 mg/L。东部沿岸区的 TN 浓度最低,在 1.7~2 mg/L 波动(图 4-11)。

湖水中的年平均 TP 浓度以五里湖和梅梁湾最高,在 0.1~0.19 mg/L 变动,在 6 年期间,梅梁湾的 TP 浓度显著下降(从 2001 年的 0.153 mg/L 下降到

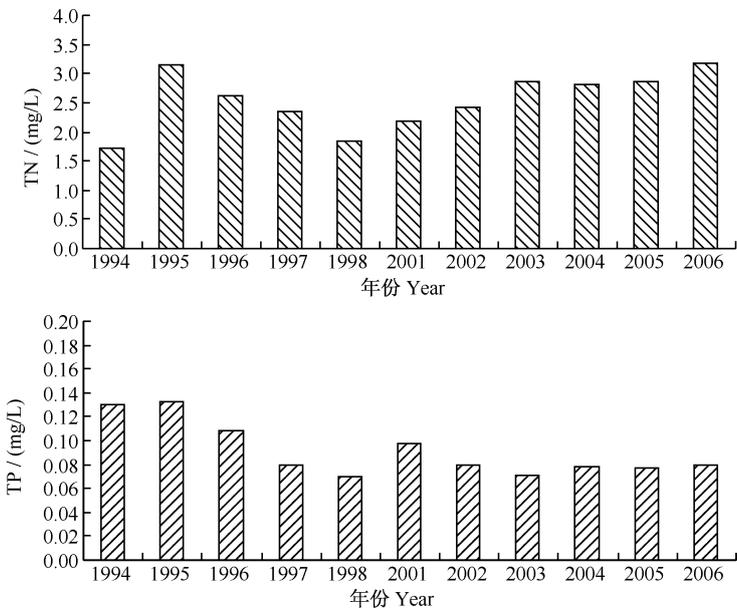


图 4-10 1994~2006 年,太湖 TN 和 TP 的年际变化(数据引自国家环保总局 1998, 2001~2006 年度中国环境状况公告)

Fig. 4-10 Yearly variations of TN and TP in Lake Taihu during 1994 and 2006 (Data are cited from Bulletins for Environmental Status in China in 1998, and during 2001~2006 from State Environmental Protection Administration of China)

2006 年的 0.11 mg/L), 五里湖的 TP 浓度也呈现出下降趋势。西部沿岸区的 TP 水平仅次于五里湖和梅梁湾, 基本在 0.1~0.12 mg/L 波动。湖心区的 TP 浓度低于西部沿岸区, 但呈现出明显的上升趋势(从 2003 年的 0.05 mg/L 上升到 2006 年的 0.11 mg/L)。东部沿岸区的 TP 浓度最低, 但也呈现出明显的上升趋势(从 2003 年的 0.04 mg/L 上升到 2006 年的 0.07 mg/L)(图 4-12)。

3. 太湖湖心 TP 浓度 (1998~2006 年) —— 稳步上升

中国科学院南京地理湖泊研究所太湖湖泊生态系统研究站在太湖设置了 32 个样点(图 1-22), 进行了长期监测。以太湖湖心区 8 号监测点为例, 根据 1998~2006 年每年 5~10 月份的平均值来看, 太湖湖心的 TP 浓度稳步上升, 9 年间 TP 浓度增加了约 1 倍(图 4-13), 这与国家环保总局 2003~2006 年度中国环境状况公告中的 TP 浓度及变化趋势基本相似, 但是国家环保总局的数据从 2005 到 2006 年出现急剧上升(图 4-12)。

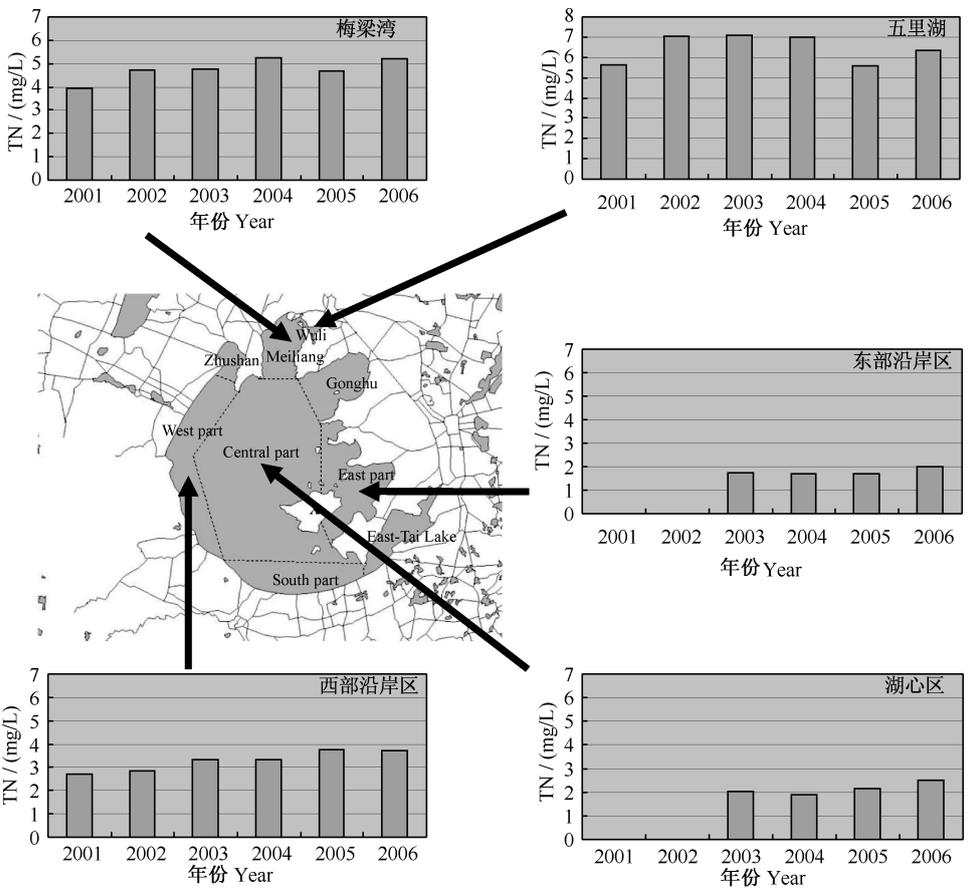


图 4-11 2001~2006 年，太湖不同湖区年平均 TN 的变化（数据引自国家环保总局 2001~2006 年度中国环境状况公告）

Fig. 4-11 Changes in the annual mean TN concentration of the lake water in various areas of Lake Taihu during 2001 and 2006 (Data are cited from Bulletins for Environmental Status in China during 2001 and 2006 from State Environmental Protection Administration of China)

4. TN 和 TP 的未来趋势——TP 呈现出全湖快速匀质化的趋势，TN 仍然维持较大的区域间浓度梯度，预计湖心区的 TN 和 TP 将会逐渐向西部河流中的 TN 和 TP 水平靠近

耐人寻味的是，近几年来，太湖湖水中的 TP 呈现出全湖快速匀质化的趋势，即在向 0.1 mg/L 靠近，原来高于这一值的地区（梅梁湾）开始下降，低于这一值的地区或者已达到这一值（湖心区），或者正在快速接近这一值（东部地区），而西部沿岸区一直在这一值附近波动。

可是，TN 的格局与 TP 有所不同，在高浓度的北部区域（梅梁湾）TN 仍然维持着很高的水平（约 5 mg/L），西部沿岸区的 TN 逐步抬升，正在逼近

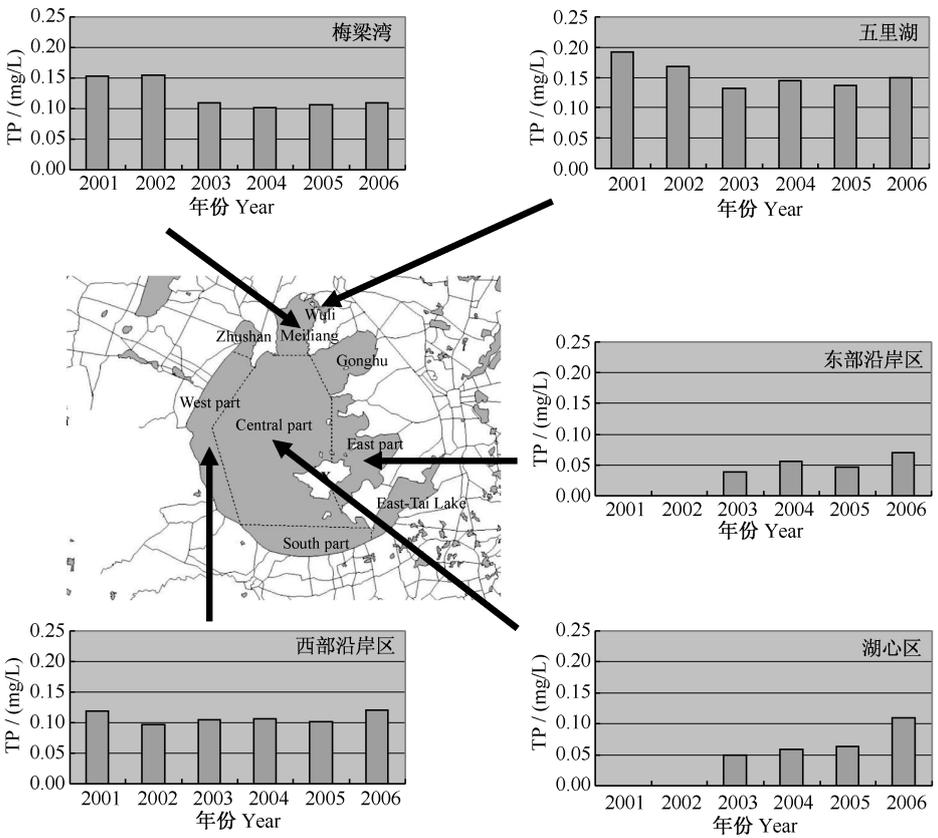


图 4-12 2001~2006 年，太湖不同湖区年平均 TP 的变化（数据引自国家环保总局 2001~2006 年度中国环境状况公告）

Fig. 4-12 Changes in the annual mean TP concentration of the lake water in various areas of Lake Taihu during 2001 and 2006 (Data are cited from Bulletins for Environmental Status in China during 2001 and 2006 from State Environmental Protection Administration of China)

4 mg/L 的水平，湖心区缓步上升至 2.5 mg/L，而东部沿岸区达到 2.0 mg/L。显然，TN 的空间差异程度远大于 TP。为何 TN 和 TP 之间出现这样的差异？

根据 2000~2004 年的结果来看，北部、西部和东部河流中的 TN 浓度分别为 6.04 mg/L、4.29 mg/L 和 2.12 mg/L，而 TP 浓度分别为 0.232 mg/L、0.161 mg/L 和 0.136 mg/L (Wang et al. 2007)，显然 TN 输入的区域间差异远大于 TP，这也许是 TN 仍然维持较大的区域间浓度梯度的重要原因之一。而 TP 输入的区域间差异要小得多，因而区域间浓度梯度自然就会小得多。

需要指出的是，根据 1997 年的调查，表层 (0~5 cm) 沉积物中 TP 含量的区域间差异还是较大的 (北部 0.8~0.9 mg/g、湖中心 0.4~0.5 mg/g、西部 0.5 mg/g、东部 0.5 mg/g) (图 3-16)；但是，根据 2002~2003 年对表层 (0~

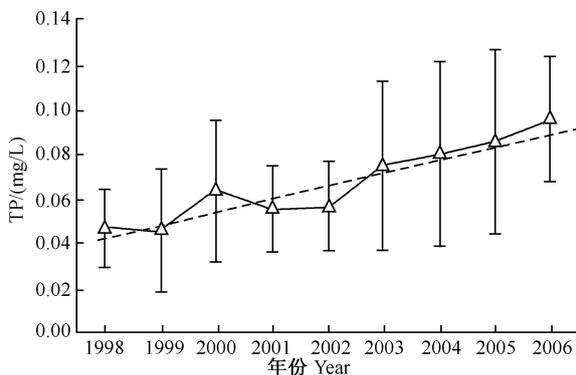


图 4-13 1998~2006 年太湖湖心区 TP 浓度的变化。

虚线表示趋势线 (引自秦伯强等 2007)

Fig. 4-13 Yearly changes in TP concentration in the center of Lake Taihu during 1998~2006. The dotted line is trend line (Cited from Qin et al. 2007)

5 cm) 沉积物中的 TN 和 TP 含量的研究来看, 西部湖湾 (梅梁湾和竺山湾) 中的 TN 含量约为湖心区的 3 倍, 而 TP 含量却差异很小 (图 3-17、图 3-18)。

其他过程如“引江济太”或者水华蓝藻漂移也有可能致太湖营养盐空间分布格局的变化, 但是缺乏定量评估, 无法确定其在近年太湖全湖湖水中 TP 快速匀质化过程中的作用。但为何 TN 未出现这种快速的匀质化过程? 也许 TN 输入的区域间差异仍然占据主导地位。

太湖湖水中 TN 和 TP 的未来趋势如何? 如果通过河流的 TN 和 TP 输入和输出维持现在的格局基本不变, 湖心区的 TN 和 TP 将会逐渐向西部河流中的 TN 和 TP 水平靠近, 因为来自西部河流的营养盐 (TP) 输入超过了河流总输入的一半。

四、结 语

来自河流的 N 和 P 的输入呈现出明显的区域间差异, 输入总量西部最高, 北部次之, 但流域面积较小的北部地区输入强度最高——北部河流 (梁溪河) 中的营养盐浓度高 (TN 8.82 mg/L、TP 0.311 mg/L), 东部河流 (太浦河) 中的营养盐浓度较低 (TN 0.54 mg/L、TP 0.055 mg/L); 从 P 的收支来看, 主要的 P 的输入来自西部 (53.6%) 和北部 (20.8%) 湖区, 而主要的输出在南部和东部湖区。P 的滞留率为 47.6%~65%, N 的滞留率被严重低估 (只有 11.0%)。

20 世纪 80 年代以来, 湖水中的 TN 和 TP 浓度成倍上升, 并呈现出北部湖区最高、东部沿岸区最低以及湖心区稳步上升的趋势——在 1981~2000 年的 20

年间，太湖全湖的 TP 增加快于 TN，TN 浓度增加了 3 倍多，而 TP 则高达 6 倍。在 2001~2006 年，TN 和 TP 的浓度分布呈现明显的空间差异，年均 TN 和 TP 浓度均以五里湖和梅梁湾最高，东部沿岸区最低，湖心区稳步上升。TP 呈现出全湖快速匀质化的趋势，TN 仍然维持较大的区域间浓度梯度，预计湖心区的 TN 和 TP 将会逐渐向西部河流中的 TN 和 TP 水平靠近。

第五章 “引江”真的能“济太”吗？

内 容

一、望虞河工程简介——集泄洪、排污、“引江济太”于一身

二、望虞河的污水有多污—— $\text{NH}_3\text{-N}$ 高达 21.3 mg/L, TP 高达 0.63 mg/L, DO 最低几乎接近零 (0.24 mg/L)

三、2000 年“引江济太”小试牛刀——长江水与望虞河西线污水混合,使到达贡湖的水质变差, $\text{NH}_3\text{-N}$ 可接近 2 mg/L, TP 可达 0.17 mg/L

四、2002~2003 年“引江济太”大刀阔斧——既引长江水,同时又泄望虞河污水,贡湖湾可能成为最大受害者

五、2003 年“引江济太”对藻类的作用——引水对贡湖湾沿中轴线区域及湖心区的 Chl-a 浓度有一定的稀释作用

六、“引江济太”在缓解 2007 年太湖蓝藻危机中“立了头功”吗——引水始于 5 月 6 日,取水口污染事件始于 5 月 28 日晚,是“引江济太”过程中的一个事件

七、长江的污染日趋严重——引长江水“释污”未必是长久之计

1. 长江干流沿线 N、P 变化趋势——长江干流 N、P 水平均很高,在长江下游的大通站,1998 年 8 月 TP 达 0.20 mg/L,1997 年 5 月 TN 达 2.2 mg/L,1999 年三峡 TP 高达 0.775 mg/L

2. 长江干流 N、P 浓度的历史变化——20 世纪 60 年代以来, N、P 浓度成倍上升

3. 水体性质的巨变——从流动水体转为相对静止湖水过程中环境期望值骤降

八、结语

长江中下游地区原本是一个河湖交错、水流畅通的泛滥平原,人类社会的生存和发展极大地改变了这种自然格局,其中各种水利工程导致的江湖阻隔使许多水体的滞留时间延长(譬如,太湖从 281 天增加到 309 天),加上污染负荷不断加重,水体富营养化加速发展。当然在太湖, N、P 浓度的成倍上升不能都归结于这一滞留时间 10% 的延长。现在,水利部门开始大力推进江湖连通,而“引江济太”被认为是解救太湖的重要举措之一。

首先了解一下太湖的基本水资源量十分重要。太湖水面积 2338 km^2 ,南北长 68.5 km,东西宽 34 km,常水位下水深 1.89 m,库容 $44.3 \times 10^8 \text{ m}^3$ (即 44.3 亿 m^3)。根据对 1954~1988 年资料计算,太湖年平均进出湖流量约 $57.4 \times 10^8 \text{ m}^3$,据此计算,湖水滞留期约 281 天,20 世纪 90 年代以后,湖水滞留期增加到 309 天(秦伯强等 2004)。

一、望虞河工程简介——集泄洪、排污、“引江济太”于一身

望虞河工程于 1995 年 9 月开工建设,1998 年 12 月竣工,是为解决太湖洪

水北排长江的一项重要工程，也是太湖流域“引江济太”的重要骨干河道。

望虞河是一条连通长江与太湖的河道，南起太湖边沙墩口，流向东北，经锡山、吴县、常熟等城镇，在耿泾口入长江，总长 60.8 km，全部在江苏境内。望虞河河道底宽 80~90 m，河底高程 -3.0 m，入湖、入江口分别设有望亭水利枢纽和常熟水利枢纽。望虞河在汛期可以排泄太湖洪水入长江，而在一般情况下，望虞河两岸的污水借望虞河排入长江。

望虞河常熟水利枢纽工程（图 5-1）位于常熟市海虞镇，距长江边 1.6 km。望亭水利枢纽工程位于望虞河与京杭大运河相交处，上游距望虞河太湖入口处 2.4 km，为防止望虞河水大量泄入运河和便于运河通航，望虞河与大运河采用立交方式。望虞河口是引江济太工程长江水进入太湖流域的入口，望虞河水通过望亭立交枢纽进入太湖贡湖湾（图 5-2）。



图 5-1 望虞河常熟枢纽
Fig. 5-1 Chang Shu Hub of the Wangvue River



图 5-2 “引江济太”调水示意图（引自水利部太湖流域管理局）
Fig. 5-2 Map for the water diversion from the Yangtze River to Lake Taihu
(Cited from Taihu Basin Authority, Ministry of Water Resources of China)

二、望虞河的污水有多污—— $\text{NH}_3\text{-N}$ 高达 21.3 mg/L，TP 高达 0.63 mg/L，DO 最低几乎接近零 (0.24 mg/L)

望虞河一直是一条“重要”的污水排放通道。2007年2月26日，江苏省环境监测中心站 [苏环监察 (2007) 19号] 在望虞河干流和主要支流上，共布设监测点30个，一条从漕湖接望虞河南出口向北至望虞河闸 (包括部分支流河口断面)，另一条从钓渚桥向西至九里河上太平桥，其中无锡辖区10个监测点，苏州辖区14个，交界处6个 (图5-3)。监测结果表明，望虞河干支流污染十分严重， $\text{NH}_3\text{-N}$ 平均浓度为 7.24 mg/L，最大值高达 21.3 mg/L，TP 平均浓度为 0.3 mg/L，最大值高达 0.63 mg/L，DO 最低几乎接近零 (0.24 mg/L) (表5-1)。

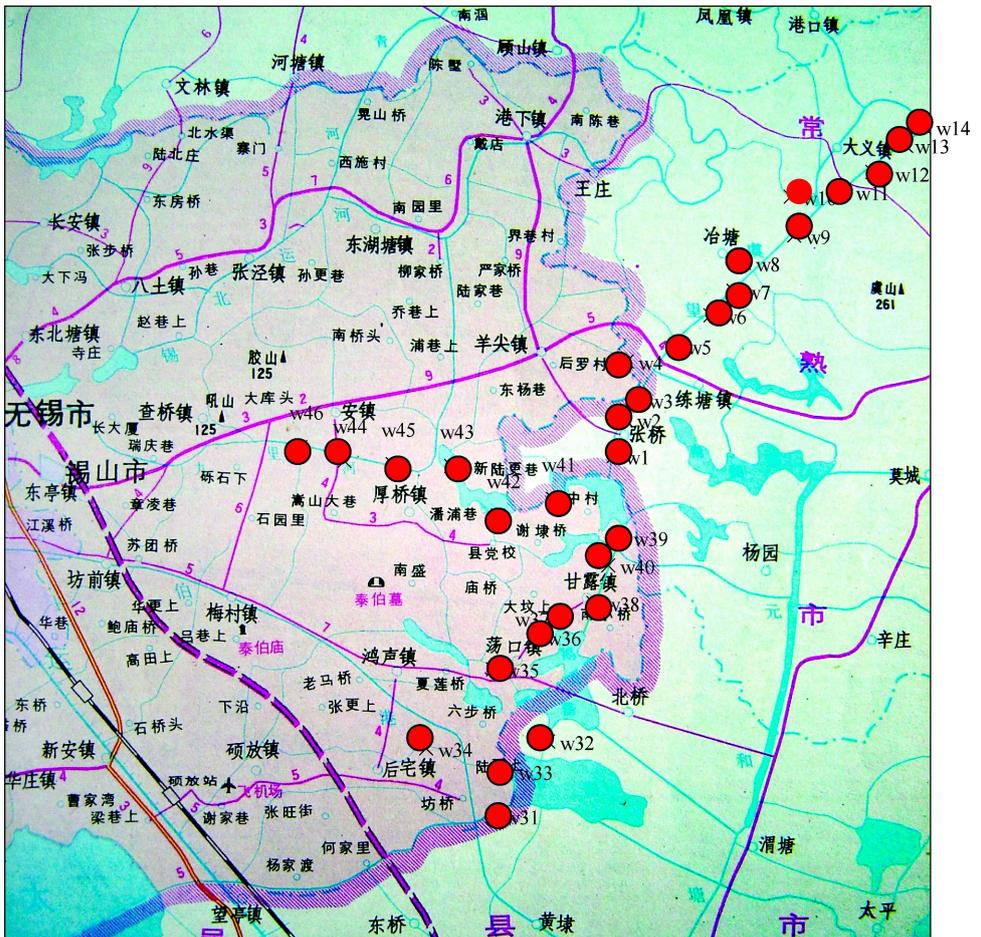


图 5-3 望虞河干支流的 30 个监测点的示意图

Fig. 5-3 Map for the 30 monitoring sites in the Wangyu River and its tributaries

表 5-1 2007 年 2 月 26 日望虞河干支流 30 个监测点的 pH、DO、NH₃-N 和 TP 浓度Table 5-1 pH, DO, NH₃-N and TP in 30 monitoring sites in the Wangyue River and its tributaries on February 26, 2007

河流(湖泊)名称 Name of rivers (lakes)	点位名称 Name of sampling location	点位号 No. of sampling site	pH	DO /(mg/L)	NH ₃ -N /(mg/L)	TP /(mg/L)
望虞河	漕湖、望虞河南交界处	W31	7.53	8.68	9.92	0.21
望虞河	丰泾桥	W32	7.63	5.30	8.52	0.18
伯淩河	漕湖入口	W33	7.53	7.20	10.7	0.34
伯淩河	梁鸿桥西伯淩河口分叉	W34	7.45	4.31	10.6	0.45
鹅真荡西支流	工农桥	W35	7.39	3.46	14.4	0.27
鹅真荡西北支流	赵家渡桥	W36	7.35	7.20	8.04	0.22
甘露港	甘露港排涝站	W37	7.35	6.56	5.18	0.21
望虞河	小石里闸外	W38	7.03	1.33	7.36	0.28
望虞河	锡常大桥	W39	7.01	2.30	5.80	0.25
望虞河	锡太路新桥	W40	6.71	1.60	5.96	0.25
陆家荡	钓渚桥	W41	3.30	4.53	5.40	0.47
陆家荡	陆家荡中	W42	3.29	4.44	4.86	0.48
宛山荡	宛山荡中	W43	5.18	3.51	4.50	0.30
九里河	安厚桥	W44	2.22	4.48	6.06	0.55
九里河	九里河出口	W45	2.62	5.82	4.84	0.33
九里河	太平桥	W46	2.06	3.85	6.26	0.44
陆家荡	北叉河口 1		4.06	4.61	—	—
陆家荡	北叉河口 2		4.71	5.44	—	—
锡北运河	北新桥		7.26	—	5.98	0.16
张家港河	周家码头		7.18	—	2.56	0.51
张家港河	袁家桥		7.34	—	2.07	0.63
	华士镇区河		6.54	—	11.7	0.13
望虞河	张桥	W1	7.14	1.36	5.87	0.18
望虞河	张桥北 50 m	W2	7.09	2.58	5.98	0.17
望虞河	向阳桥	W3	7.08	1.65	6.25	0.15
	羊尖荡内 200 m	W4	7.05	3.09	4.42	0.08
望虞河	金羊金属公司	W5	7.03	2.70	4.31	0.10
望虞河	练塘桥	W6	7.01	2.90	5.75	0.16
望虞河	查村桥	W7	7.06	2.21	6.70	0.16
	锡北运河内 100 m	W8	7.06	4.16	4.65	0.10

河流(湖泊)名称 Name of rivers (lakes)	点位名称 Name of sampling location	点位号 No. of sampling site	pH	DO /(mg/L)	NH ₃ -N /(mg/L)	TP /(mg/L)
望虞河	虞义大桥	W9	7.01	0.58	8.53	0.30
	张家港内 200 m 桥	W10	6.91	0.24	21.3	0.62
望虞河	大义桥	W11	7.00	2.16	7.64	0.32
望虞河	周肆桥南 300 m 小河 内 200 m	W12	7.01	2.79	13.1	0.40
望虞河	虞谢大桥	W13	7.04	3.60	6.31	0.41
望虞河	望虞河闸	W14	7.08	6.87	4.48	0.36
平均值 Mean values			6.31	3.80	7.24	0.30

三、2000 年“引江济太”小试牛刀——长江水与望虞河西线污水混合，使到达贡湖的水质变差，NH₃-N 接近 2 mg/L，TP 可达 0.17 mg/L

2000 年引水从 7 月 25 日开始，到 8 月 28 日结束，历时 34 天，主要利用武澄锡虞区沿江口门（涵、闸）涨落潮引起的闸内、外水位差和适时调度闸门进行。引水期间，武澄锡虞区共引进水量 8.8 亿 m³，其中望虞河引进水量 4.6 亿 m³（通过虞义桥的水量为 4.6 亿 m³），经望虞河引入太湖水量 2.2 亿 m³（通过大角桥的水量为 2.32 亿 m³），引入太湖的水量约占太湖库容的 5%。

引水期间，对望虞河沿线和贡湖的水质（图 5-4）进行了同步监测（沈爱春 2002）。根据《太湖流域省界监测资料》，2000 年 7~8 月长江中的 TP 和 NH₃-N 分别为 0.085 mg/L 和 0.058 mg/L。总体来看，江边闸外水质好于望虞河沿线及贡湖水质（图 5-5）。

贡湖有两次主要来水过程（分别在 7 月 31 日至 8 月 6 日、8 月 13 日至 8 月 22 日），这两次贡湖来水占引水期间望虞河入贡湖总水量的 92%。干流水位与支流水位之间的相互影响及沿岸突击污水排放，影响输送到贡湖的水质：

(1) 第一个主要来水期间（7 月底至 8 月 7 日），望虞河沿线及贡湖水质相对较好，因为大桥角向贡湖方向流量较大，同时望虞河西线来水随干流水位的抬高受到不同程度的顶托影响，因此支流污水汇水量较小；

(2) 第二个主要来水期间（8 月 13~22 日），望虞河沿线及贡湖水质总体变差，因为望虞河西线来水水位抬高明显高于干流，此而支流污水汇水量明显增加；

(3) 8 月 17 日前后虞义桥断面的水质指标有异常增加的现象，这是因为有

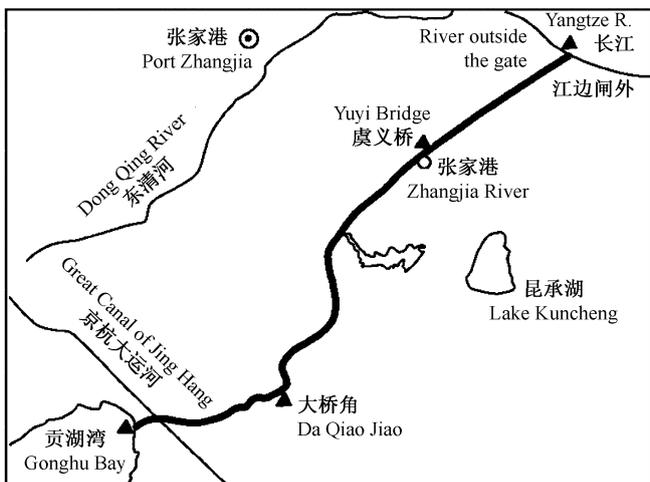


图 5-4 2002 年望虞河“引江济太”水质监测点 (修改自沈爱春 2002)

Fig. 5-4 Monitoring sites in the Wangyu River during water diversion from the Yangtze River to Lake Taihu in 2002 (Modified from Shen 2002)

排污单位多次集中排污 (以营养盐为主) 所致。

总的来看, 长江水与望虞河西线水质较差的来水混合, 使到达贡湖的水质变差, 最高 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度可接近 2 mg/L , 最高 TP 浓度可达 0.17 mg/L (图 5-5)。

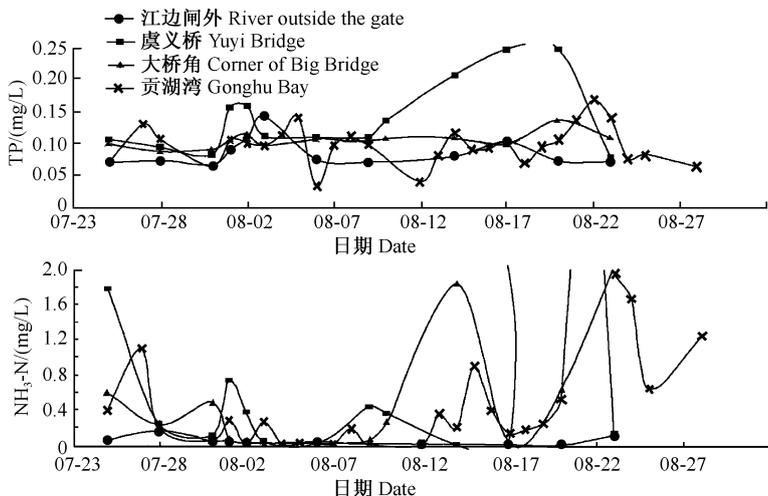


图 5-5 “引江济太”前后望虞河沿线和贡湖湾中 TP 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度的变化 (修改自李香华等 2005)

Fig. 5-5 Changes in TP and $\text{NH}_3\text{-N}$ concentrations along Wangyu River and Gonghu Bay of Lake Taihu before and after water diversion from the Yangtze River (Modified from Li et al. 2005)

四、2002~2003 年“引江济太”大刀阔斧——既引长江水，同时又泄望虞河污水，贡湖湾可能成为最大受害者

据高怡等 (2006) 报道，长江水的水质相对较好，TP 含量为 0.094 mg/L。望虞河西岸的水质很差，属于 V~劣 V 类，望虞河东岸的水质与长江的水质接近。

望虞河口（望虞河与长江交界之处）的水质在引水和排水期间差别很大，引水时水来自长江，水质相对较好，而排水时水主要来自望虞河干支流，水质很差，平均 TN 浓度可达 9.62 mg/L，平均 NH₃-N 浓度可达 6.37 mg/L（表 5-2、表 5-3）。遗憾的是，高怡等 (2006) 并未给出长江水经与望虞河污水混合后到达贡湖的水质。

表 5-2 1999~2003 年望虞河(立交闸上)进出太湖水量

Table 5-2 Inflow and outflow from the Wangyue River to Lake Taihu (at the grade separation gate) during 1999~2003

年份 Year	年平均降雨量 Annual mean rainfall	入太湖 Inflow /×10 ⁸ m ³	出太湖 Outflow /×10 ⁸ m ³	入湖-出湖 Inflow-outflow /×10 ⁸ m ³	入湖量/出湖量 Inflow/outflow
1999	1693	0	27.5	-27.5	0
2000	1093	1.8	6.2	-4.4	0.30
2001	1190	0.7	8.1	-7.4	0.09
2002	1367	7.9	14.3	-6.4	0.55
2003	967	12.1	6.5	+5.6	1.88

(引自高怡等 2006)(Cited from Gao et al. 2006)

表 5-3 2002 年和 2003 年期间,望虞河口排水和引水期间 TP、TN 和 NH₃-N 的平均浓度

Table 5-3 Mean concentrations of TP, TN and NH₃-N in the outlet of the Wangyue River to the Yangtze River

年份 Year	时期 Period	调度 Regulation	TP	TN	NH ₃ -N
2002	1月31日~4月7日	从长江引水 Water diversion from the Yangtze River	0.09	2.36	0.41
	4月8日~10月5日	排水到长江 Water drainage to the Yangtze River	0.20	6.49	4.35
2003	3月21日~5月30日	从长江引水 Water diversion from the Yangtze River	0.10	1.59	0.22
	8月6日~10月16日	排水到长江 Water drainage to the Yangtze River	0.27	9.62	6.37

(引自高怡等 2006)(Cited from Gao et al. 2006)

从表 5-1 和表 5-3 不难看出,望虞河是一个将西岸大量污水排放到长江的主要通道(如此严重污水被允许排入长江实在是可悲!),但同时又被用来引长江“清水”注入太湖。在“引江济太”实施前,望虞河中的污水几乎未进太湖,而“引江济太”实施后,污染物的流向出现了很大改变:

(1) 由于望虞河不可能同时从长江引水又向长江泄污,沿岸的调节闸也不能长期关闭,“引江济太”不可避免地会将一部分污水冲进了贡湖湾;

(2) 在非“引江济太”期间,大量污水排放过程中在望虞河底可能沉淀了大量富含 N、P 的颗粒性有机污染物,“引江济太”时又可能被大量冲进贡湖湾;

(3) 由于长江水中的 TP 含量已达 0.094 mg/L,已经高于或接近贡湖湾湖水,加上望虞河污水中带来的 P,其 TP 含量可能更高,而根据自国家环保总局 2006 年度发布的中国环境状况公告,太湖全湖平均 TP 为 0.08 mg/L,如果太湖出水的 TP 浓度大致与全湖平均 TP 相近的话,“引江济太”增加了 P 向太湖的净输入。

这样,由于长江水中的 TP 浓度还略高于太湖全湖平均 TP 浓度,“引江济太”不仅难以降低太湖的整体 P 水平,还可能使太湖全湖的 TP 水平缓慢上升,并可能逐渐向长江水中的 TP 水平靠近。此外,由于“引江济太”还可能在一定程度上改变太湖的动力学过程,从而影响湖水中 N、P 的分布格局,预计可能会增强各区域间湖水的混合,促进 N、P 在全太湖的匀质化进程。

从下列新闻报道来感受一下“引江”是如何“济太”的。“中国水利网”记者撰写了《太湖流域调引优质长江水入太湖》的报道:“2002 年太湖流域‘引江济太’调水试验工程从 1 月 30 日正式启动抽水泵站从长江引水。来到漕湖(注:望虞河的一段支流)时,记者看到原本漆黑且飘着臭味的景象已无从寻觅,站在漕湖边闻到的也是清新的长江水的清香气息。在漕湖养殖场养了很多年鱼的余小弟告诉我们,从今年 1 月 30 日开始,原来经常发黑的湖水水质已经有了很大改善,水也清了很多,而且已经没有臭味。站在位于望虞河的张桥上,常熟市张桥镇的当地居民告诉我们,从 2001 年以来望虞河水质有了很大改善,原来经常呈黑色、红色的河水已经可以洗东西,特别是今年 1 月以来水质又有了明显改善”。那么,这些发黑、发红的污水到底何处去了?即使被暂时逼到支流中去,可能多数还是会被冲进贡湖湾。

五、2003 年“引江济太”对藻类的作用——引水对贡湖湾沿中轴线区域及湖心区的 Chl-a 浓度有一定的稀释作用

李香华等(2005)为了研究了 2003 年“引江济太”对太湖水质(Chl-a)的影响,共设置了 8 个监测点,1 号位于贡湖湾口出,2、3、4 号依次延伸到贡湖湾口,6 号位于湖心,7、8 号点位于东太湖(图 5-6)。调水前(8 月 5 号),采

样一次，8月6日开始调水，调水期间采样3次（分别在8月13日、8月17日和9月13日），到第三次采样时，累计引水量与贡湖湾容积相当（图5-7）。

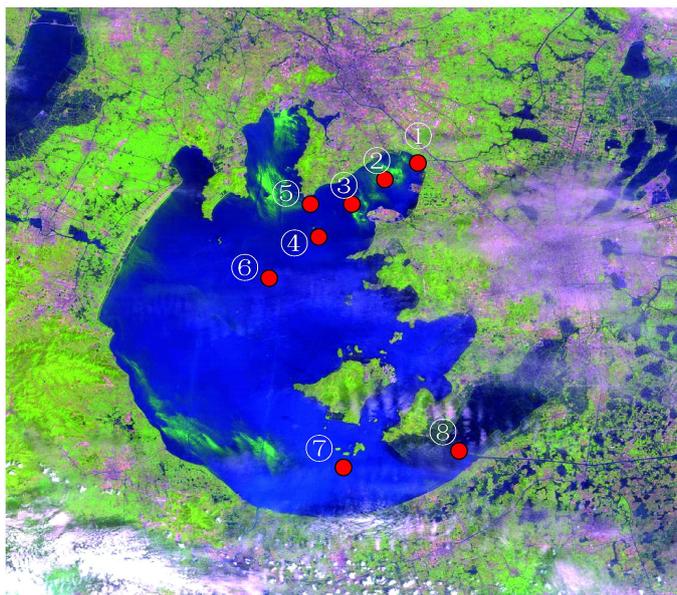


图 5-6 太湖采样点位置

Fig. 5-6 Sampling sites in Lake Taihu

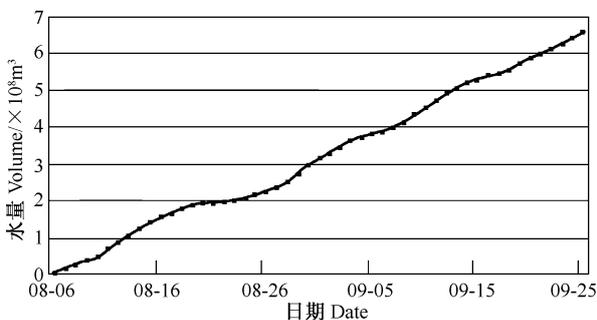


图 5-7 2003 年 8 月 6 日至 9 月 25 日“引江济太”的累计引水量（引自李香华等 2005）

Fig. 5-7 Accumulative volume of water diversion from the Yangtze River to Lake Taihu from August 6 to September 25, 2003 (Cited from Li et al. 2005)

令人吃惊的是，“引江济太”开始前的 8 月 6 日，望虞河入太湖口的 1 号点，Chl-a 浓度高达 $114 \mu\text{g}/\text{L}$ 。“引江济太”开始后，1~6 号点的 Chl-a 浓度略有下降（图 5-8），这可能与长江水中泥沙含量较高、水温较低、本来 Chl-a 浓度较低有关。这表明，从短期的角度来看，“引江济太”对贡湖湾沿中轴线区域及湖心区的 Chl-a 浓度有一定的稀释作用。

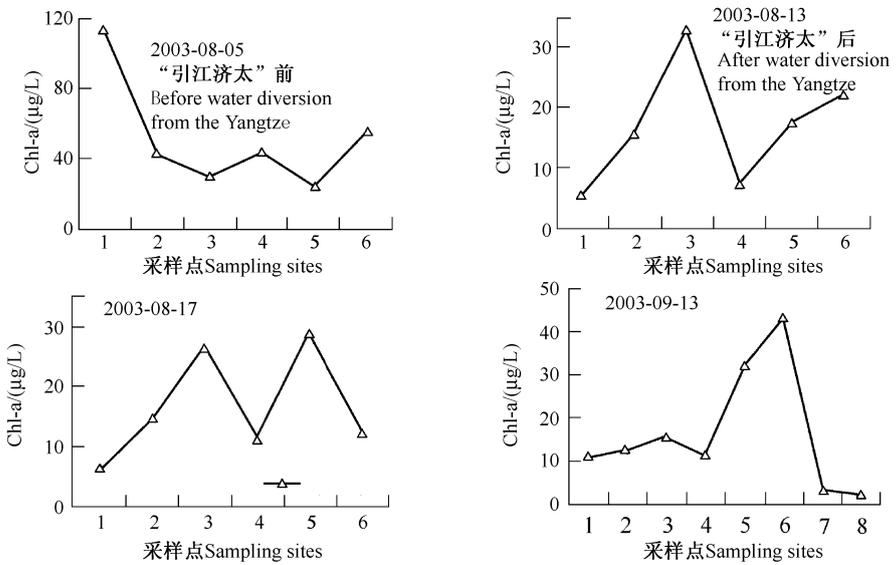


图 5-8 “引江济太”前后太湖各采样点 Chl-a 浓度的变化 (修改自李香华等 2005)

Fig. 5-8 Changes in Chl-a concentrations in various sampling sites of Lake Taihu before and after water diversion from the Yangtze River (Modified from Li et al. 2005)

值得一提的是, 1 号点的 TN 变动范围为 1.88~4.35 mg/L, TP 为 0.125~0.198 mg/L, 而其他各点的 TN 均未超过 2 mg/L, TP 均未超过 0.12 mg/L (李香华等 2005)。这可能表明, 2003 年开始, 来自望虞河的污染物就已经有相当量沉积在入湖口处了。

六、“引江济太”在缓解 2007 年太湖蓝藻危机中“立了头功”吗——引水始于 5 月 6 日, 取水口污染事件始于 5 月 28 日晚, 是“引江济太”过程中的一个事件

根据江苏省气象局发布的“江苏省 2007 年 5 月气候影响评价” (<http://www.jsmb.gov.cn>), 2007 年 3 月 29 日, 太湖西南侧开始出现小范围蓝藻 (图 5-9 绿色部分); 5 月中旬开始至 5 月底, 太湖湖面的蓝藻面积不断增加; 当时盛行东南偏南风, 蓝藻在北部湖湾堆积严重 (图 5-10)。5 月 27 日开始, 发生了无锡贡湖水厂取水口水质污染事件, 持续了约一个星期的事件, 至 6 月 2~3 日, 基本恢复正常。

江苏水利网于 2007 年 11 月 15 日刊出了题为《水利人风采录之十八: 记为缓解太湖蓝藻作出突出贡献的水利人》的文章, 文中描述了江苏水利人是如何“在引江济太调水释污中立了头功”。

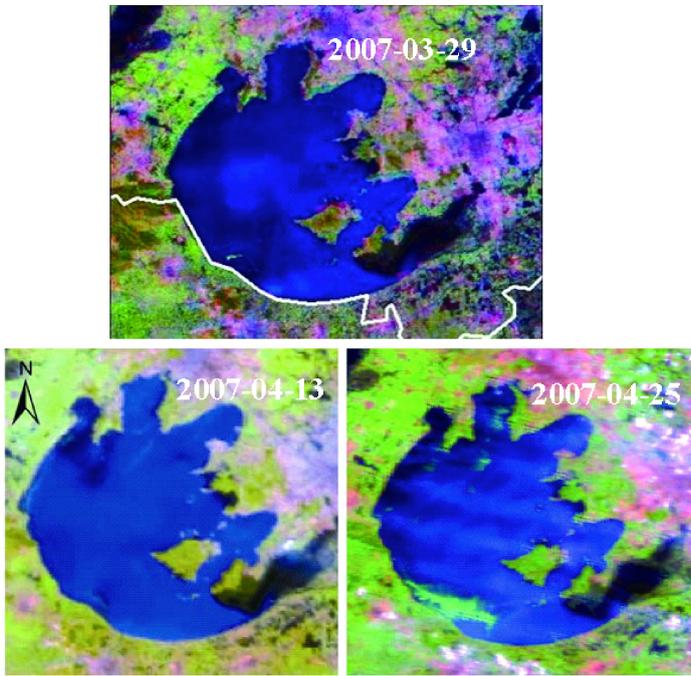


图 5-9 2007 年 3 月和 4 月太湖蓝藻 EOS/MODIS 卫星遥感图

(引自李国砚等 2008, 江苏省气象局 <http://www.jsmb.gov.cn/>)

Fig. 5-9 EOS/MODIS satellite imagery of cyanobacterial blooms in Lake Taihu during March and April 2007 (Cited from Li et al. 2008, and Meteorological Administration of Jiangsu Province, <http://www.jsmb.gov.cn/>)

2007 年 6 月 21 日江苏水利网 (编辑: 宋志宁; <http://www.hwcc.com.cn>) 刊出了题为《为太湖撑起一片蓝天——引江济太工程遏制蓝藻污染事件侧记》的文章, 记述了 2007 年“引江济太”的过程:

(1) 常熟枢纽泵站自 5 月 6 日起开机抽引江水, 同时利用长江大潮抢潮引水, 增加调引水量, 该枢纽抽引及自引流量已达 $240 \text{ m}^3/\text{s}$ 。

(2) 5 月 30 日, 省防指电令, 临时关闭望虞河东岸所有引水口门, 保证入湖水量; 同时控制望虞河西岸沿江口门运用, 减少望虞河西岸污水入湖, 保证引江入湖水质。至 5 月 31 日, 所有口门全部关闭。

(3) 5 月 30 日上午, 省防指发出调度指令, 立即关闭武进港、直湖港, 严格控制污水入湖, 为确保应急措施到位, 省防指派出专门小组赴现场督查。

(4) 5 月 30 日上午, 省水利厅再次电请太湖局立即关闭太浦闸并调度望亭立交枢纽增加入湖流量, 抬高太湖水位, 提高水环境容量。31 日下午 16:00 时, 太浦闸下泄量已由前期 $50 \text{ m}^3/\text{s}$ 减少至 $15 \text{ m}^3/\text{s}$, 望亭立交枢纽入湖流量也由前期的 $120 \text{ m}^3/\text{s}$ 增加至 $200 \text{ m}^3/\text{s}$ 。

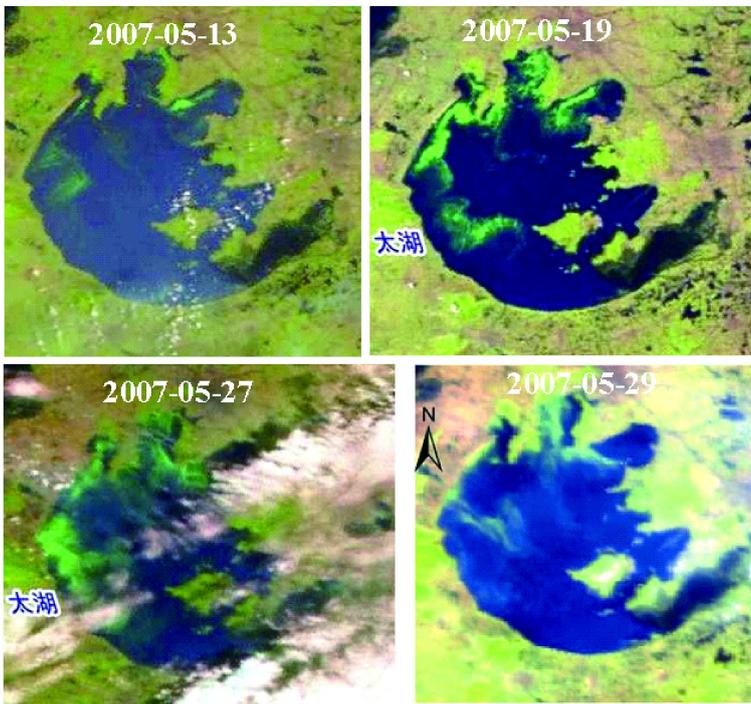


图 5-10 2007 年 5 月太湖蓝藻 EOS/MODIS 卫星遥感图 (引自周立国等 2008, 江苏省气象局 <http://www.jsmb.gov.cn/>)

Fig. 5-10 EOS/MODIS satellite imagery of cyanobacterial blooms in Lake Taihu during May 2007 (Cited from Zhou et al. 2008, and Meteorological Administration of Jiangsu Province, <http://www.jsmb.gov.cn/>)

(5) 5 月 30 日晚 9:30, 省防指调度无锡水利局, 该局迅速组织力量拆除管社山工程围堰, 紧急启动梅梁湖泵站, 梅梁湖泵站所有机组全部开启, 梅梁湖泵站日翻水量 369 万 m^3 , 累计 7225 万 m^3 。

让我们再来看一看 2007 年 5 月 10 日由太湖流域引江济太办公室发布的“引江济太简报”(2007 年第一期):

“5 月 6 日调水前, 太湖小湾里水厂、贡湖水厂、锡东水厂等 3 个水厂取水口均有带状蓝藻漂浮水面, 其中无锡小湾里水源地水质较差, COD_{Cr} 高达 80 mg/L 。望虞河干流江边枢纽水质相对较好, 虞义大桥断面受张家港来水影响, 水体呈黑色, 并略带臭味; 张桥断面水体呈黄色, 水质状况一般; 大桥角新桥断面水体呈青灰色, 中泓有少量蓝藻漂浮, 水体状况一般; 望亭立交关闸, 立交闸下断面水体呈青绿色, 并有少量蓝藻漂浮。望虞河支流水体水质较差, 其中大义桥、港下大桥、大坊桥、友谊狄泽桥等断面水体均呈黑色, 并略带臭味, 流向全部为入望虞河。调水一天半后, 望虞河干流虞义大桥和张桥断

面水质明显好转，到5月9日COD_{Mn}指标为II类，TP指标为III类，NH₃-N指标为II~III类；由于调引的长江清水目前尚未到达望虞河上游大桥角新桥断面，加上此断面附近的西岸伯渎港支流劣于V类的污水（NH₃-N达17.2 mg/L）汇入，因此大桥角新桥和望亭立交闸下断面水质指标与引水前变化不大。”

从这份简报可以看出，调水4天后（5月9日），水还未到达大桥角新桥，望虞河的大量的劣V类呈黑色、黄色的发臭的污水还等待着被冲进贡湖湾（虽然这些污水可能会先被顶托到支流中去呆一阵子，但最终可能还是会被冲入望虞河的）。

根据水利部太湖管理局公布的数据制成了图5-11和图5-12。不难看出，“引江济太”比贡湖水厂取水口污染事件提前约3周开始，所引的长江水实际开始进入贡湖湾的时间为5月12日。

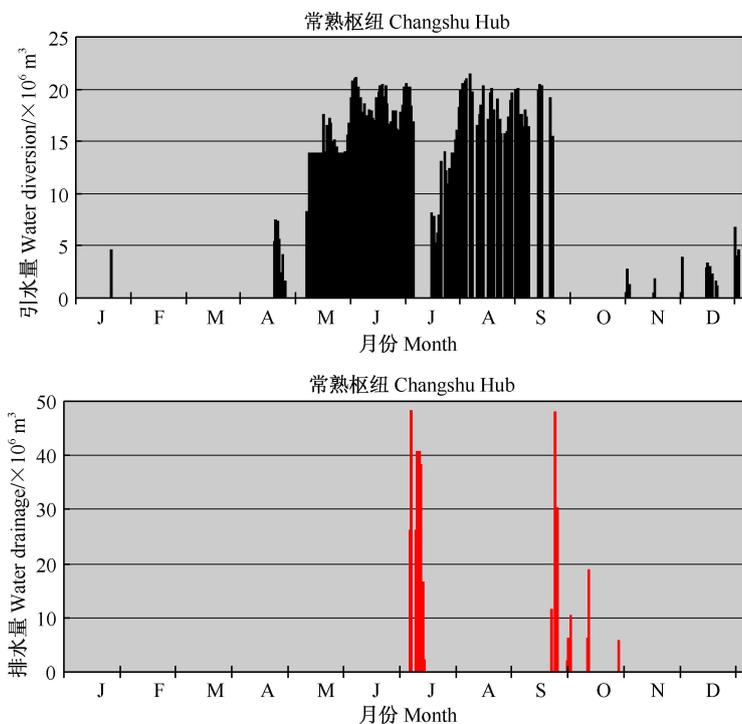


图 5-11 2007 年常熟枢纽和望亭枢纽引排水量的季节变化
(数据引自水利部太湖流域管理局, <http://www.tba.gov.cn>)

Fig. 5-11 Seasonal variations in water diversion (from the Yangtze River to Lake Taihu) and in water drainage (to the Yangtze River) in Changshu and Wangting Hubs in 2007 (Data are cited from Taihu Basin Authority, Ministry of Water Resources of China, <http://www.tba.gov.cn>)

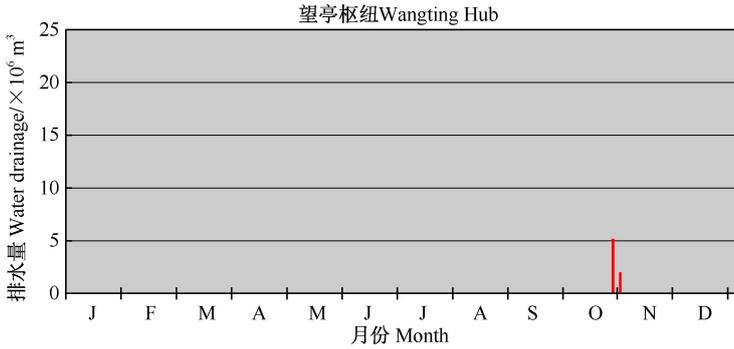
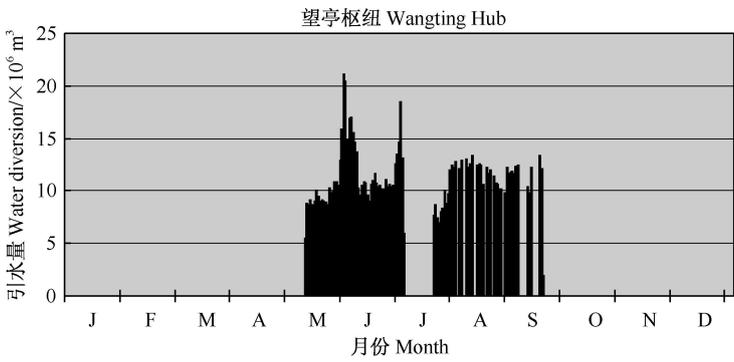


图 5-11 (续)

Fig. 5-11 (Continued)

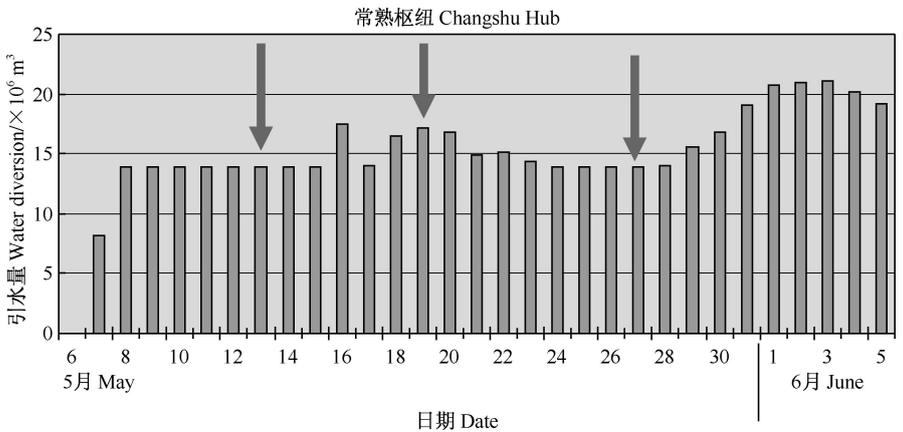


图 5-12 2007 年 5 月 6 日至 6 月 5 日常熟枢纽和望亭枢纽引水量的日变化

(数据引自水利部太湖流域管理局, <http://www.tba.gov.cn>)

Fig. 5-12 Daily variations in water diversion (from the Yangtze River to Lake Taihu) and in water drainage (to the Yangtze River) in Changshu and Wangting Hubs during May 6 and June 5 of 2007 (Data are cited from Taihu Basin Authority, Ministry of Water Resources of China, <http://www.tba.gov.cn>)

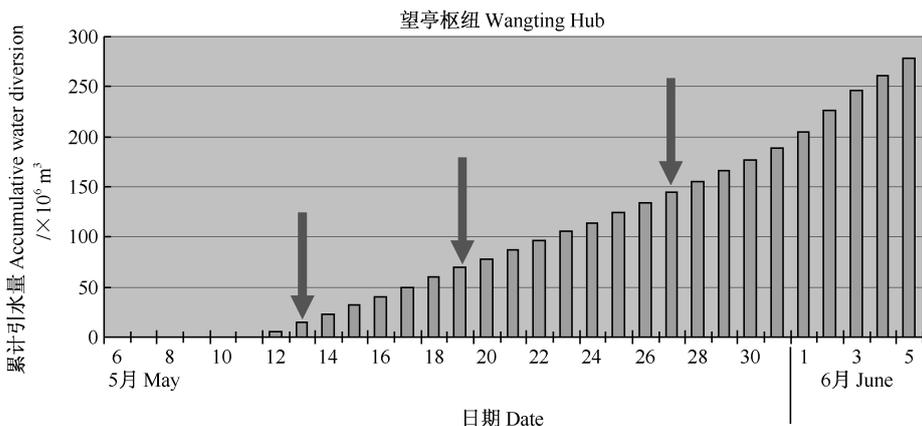
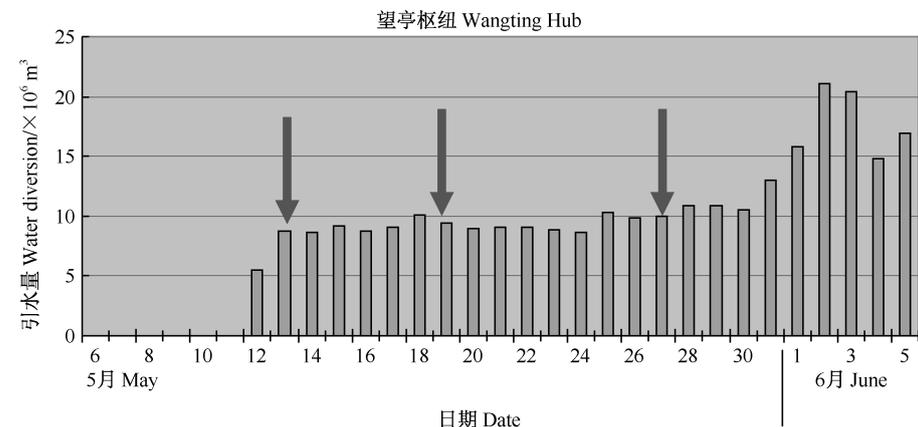


图 5-12 (续)

Fig. 5-12 (Continued)

贡湖湾面积为 163.8 km^2 ，按平均水深 2 m 计算，库容约为 $3.28 \times 10^8 \text{ m}^3$ (3.28 亿 m^3)。虽然常熟枢纽 5 月 7 日开始引水，望亭枢纽 5 月 12 日才开始向贡湖湾送水，至 5 月 27 日累计送水量才为 1.44 亿 m^3 ，仅为贡湖库容的 44%，6 月 3 日，累计送水 $2.47 \times 10^8 \text{ m}^3$ ，才刚好达到贡湖湾库容的 75%。此时贡湖水厂取水口污染事件基本结束。

比较图 5-8 和图 5-10 可以看出，5 月 13 日至 5 月 27 日的 14 天内，引水量从占贡湖湾库容 4.4% 逐渐增加到 44% 的过程中，蓝藻水华仍然增多并不断向贡湖湾聚集。看来，即使是在“引江济太”最前方的贡湖湾，蓝藻的去向也受自然因素（如风向、风速等驱动的动力学过程）和引水产生的动力学过程（流动方向、流速和流量）之间的相互作用的影响。关于“引江济太”与 2007 年无锡贡湖水厂取水口水污染事件的可能关系在第八章中还有进一步的分析。

七、长江的污染日趋严重——引长江水“释污”未必是长久之计

首先我们了解一下长江的水质历史变化过程和现状。有关长江水质监测的数据很少公布，在科学论文中也很少报道，因此能获得的信息也很有限。不过，在长江流域倒是有很庞大的水文监测网（图 5-13）。

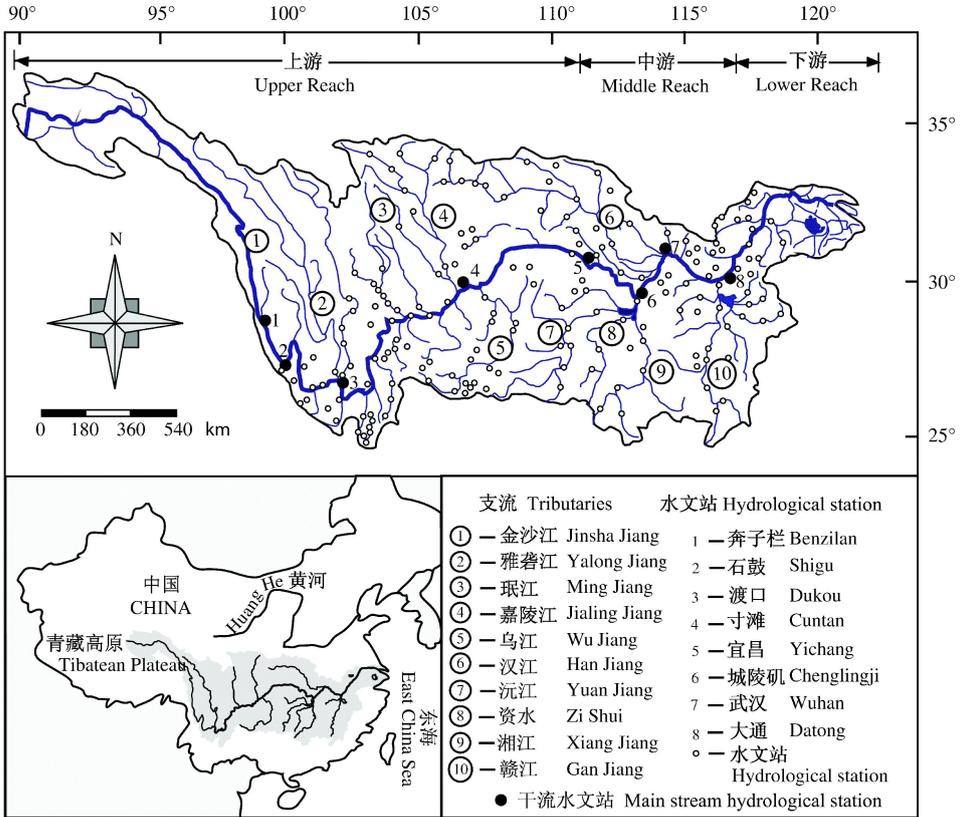


图 5-13 长江流域和水文站分布图 (引自 Li et al. 2007)

Fig. 5-13 Map of the Yangtze River and distribution of hydrological station (Cited from Li et al. 2007)

1. 长江干流沿线 N、P 变化趋势——长江干流 N、P 水平平均很高，在长江下游的大通站，1998 年 8 月 TP 达 0.20 mg/L，1997 年 5 月 TN 达 2.2 mg/L，1999 年三峡 TP 高达 0.775 mg/L

1) 1990 年——TN 浓度均在 1.5 mg/L 以内，NH₃-N 浓度最高接近 0.4 mg/L。1990 年长江干流 TN 和 NH₃-N 浓度的变化如图所示，除四川省的奉节和上

海外,其他所有站点的 TN 浓度均在 1.5 mg/L 以内,其中在大多数站点未超过 1 mg/L。 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度在大通站最高,接近 0.4 mg/L,在镇江和上海接近 0.35 mg/L (图 5-14)。

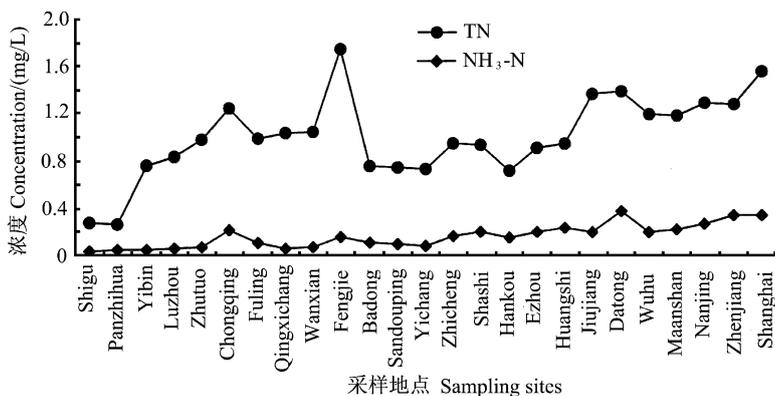


图 5-14 1990 年长江干流 TN 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度的变化 (引自 Chen et al. 2000)

Fig. 5-14 Changes in the concentration of TN and $\text{NH}_3\text{-N}$ along the mainstream of the Yangtze River in 1990 (Cited from Chen et al. 2000)

2) 1997~1998 年——枯水和丰水季节的平均 TN 分别达到 2.07 mg/L 和 1.51 mg/L,南京站 TN 水平接近 2.4 mg/L,大通站 TP 达 0.20 mg/L。

沈志良等 (2003) 于 1997 年 11~12 月 (枯水期) 和 1998 年 8 月和 10 月 (丰水期) 对长江干流 (从攀枝花到河口) 中的 TN 浓度进行了研究,枯水和丰水季节的平均 TN 分别达到 2.07 mg/L 和 1.51 mg/L。在南京至河口之间的 TN 浓度要高于平均水平,在枯水期,南京的 TN 水平接近 2.4 mg/L (图 5-15),这与同一年太湖平均 TN 浓度持平 (图 4-10)。

段水旺等 (2000) 报道,1998 年 8 月长江大通站的 TP 浓度高达 0.20 mg/L,1997 年 5 月 TN 浓度达到 2.2 mg/L (图 5-16)。

3) 1998~1999 年——TP 呈现从上游向下游逐渐降低的趋势,最高达 0.775 mg/L,DTN 绝大部分在 1.0~1.4 mg/L 波动, $\text{NH}_3\text{-N}$ 一般在 0.07 mg/L 以下。

徐开钦等 (2004) 在长江干流从重庆至长江河口共设 36 个采样点 (图 5-17) 于 1998 年 (10 月 28 日至 11 月 4 日) 和 1999 年 (10 月 18 日至 11 月 1 日) 对长江干流的水环境进行了研究。1998 年夏天,长江经历了 20 世纪中第二大洪水。

虽然秋季的采样洪水已过,但是与 1999 年相比,在洪水年份的 1998 年,TP 和 DTN 都有显著降低,特别是 TP 在全流域均显著下降 (图 5-18); DTN 在鄱阳湖以上江段有显著下降,而下游江段除上海外几乎相差无几 (图 5-19); 而 $\text{NH}_3\text{-N}$ 则不仅没有下降,反而在一些地方显著上升 (图 5-20)。

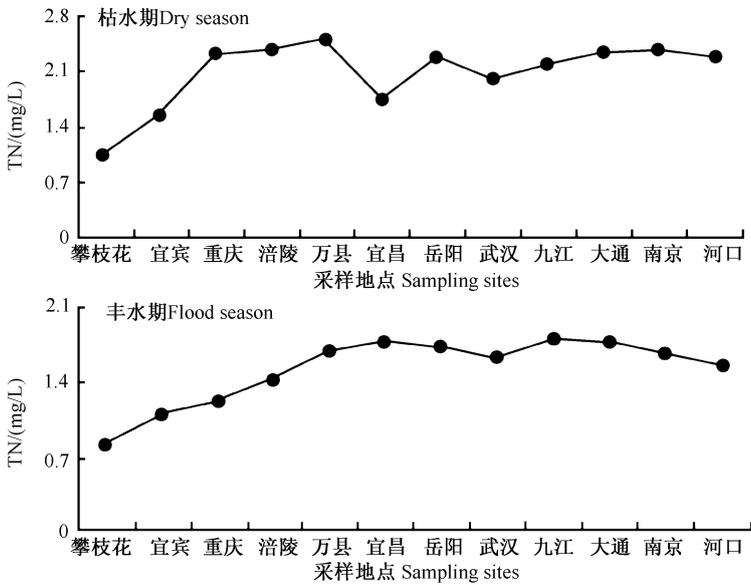


图 5-15 长江干流枯水期（1997 年 11~12 月）和丰水期 1998 年 8 月和 10 月 TN 浓度的变化（修改自沈志良等 2003）

Fig. 5-15 Changes in the concentration of TN along the mainstream of the Yangtze River in dry (November and December 1997) and flood (August and October 1998) seasons (Modified from Shen et al. 2003)

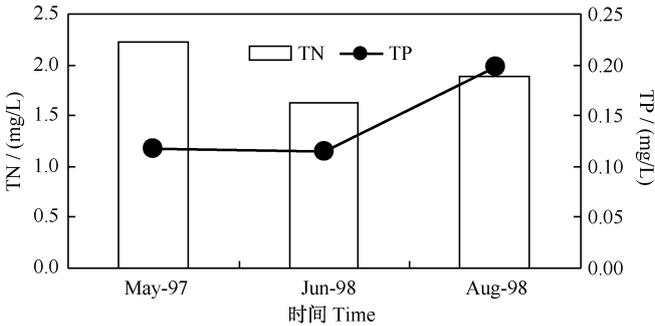


图 5-16 长江大通站 1997 年 5 月和 1998 年 6 月和 8 月 TN 和 TP 浓度的变化（数据引自段水旺等 2000）

Fig. 5-16 Changes in the concentrations of TN and TP at the Datong Station of the Yangtze River in 1997 (May) and 1998 (June and August) (Data are cited from Duan et al. 2000)

全程的 TP 浓度很高，在 0.06~0.775 mg/L 变动，1999 年在三峡区域最高，之后向下游方向逐渐下降，而 1998 年则呈现从上游向下游逐渐降低的趋势。DTN 在 0.7~1.68 mg/L 变动，绝大部分在 1.0~1.4 mg/L 波动，与 TP 相比，全程相对变幅较小；NH₃-N 浓度相对较低，除少数地方外，绝大多数站点都在 0.07 mg/L

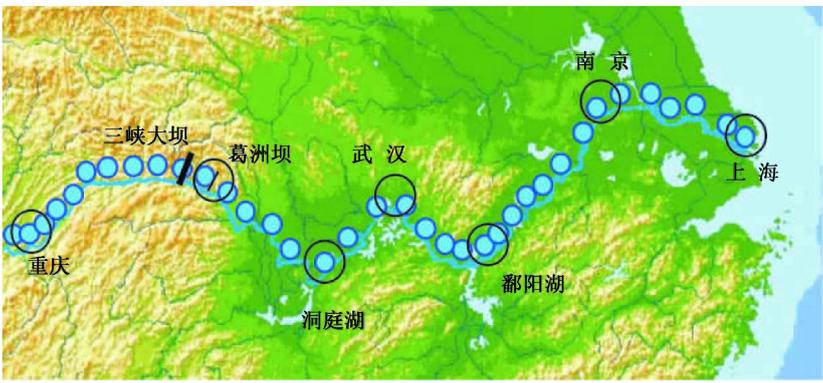


图 5-17 沿长江干流布设的调查地点示意图 (引自徐开钦等 2004)

Fig. 5-17 Locations of the sampling stations along the Yangtze River (Cited from Xu et al. 2004)

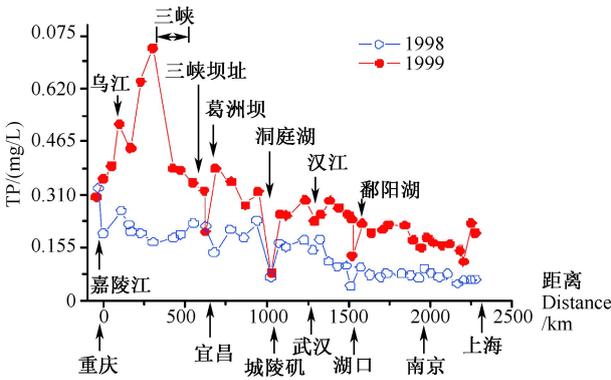


图 5-18 1998 年和 1999 年调查期间沿江 TP 浓度的变化 (引自徐开钦等 2004)

Fig. 5-18 Changes in TP concentration along the Yangtze River during the survey in 1998 and 1999 (Cited from Xu et al. 2004)

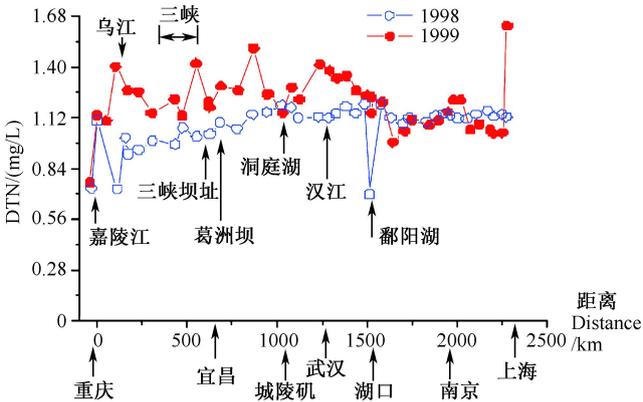


图 5-19 1998 年和 1999 年调查期间沿江 DTN 浓度的变化 (引自徐开钦等 2004)

Fig. 5-19 Changes in DTN concentration along the Yangtze River during the survey in 1998 and 1999 (Cited from Xu et al. 2004)

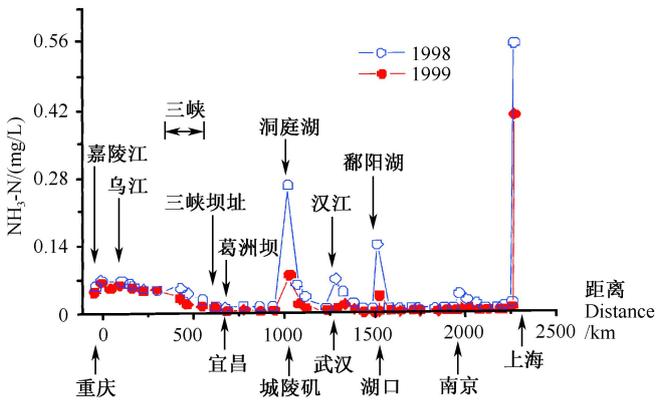


图 5-20 1998 年和 1999 年调查期间沿江 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度的变化 (引自徐开钦等 2004)

Fig. 5-20 Changes in $\text{NH}_3\text{-N}$ concentration along the Yangtze River during the survey in 1998 and 1999 (Cited from Xu et al. 2004)

以下，在河口附近最高，为 $0.4\sim 0.55\text{ mg/L}$ 。

2. 长江干流 N、P 浓度的历史变化——20 世纪 60 年代以来，N、P 浓度成倍上升

1) 1960~1980 年——在大通站和武汉站，TN 上升了约 1 倍。

20 世纪 60 年代以来，长江的 TN 水平总体上呈现逐步攀升的趋势，譬如，1966~1986 年，大通站的 TN 浓度增加了 1 倍多，1962~1985 年，武汉关站的 TN 浓度也差不多翻了一番 (图 5-21)。

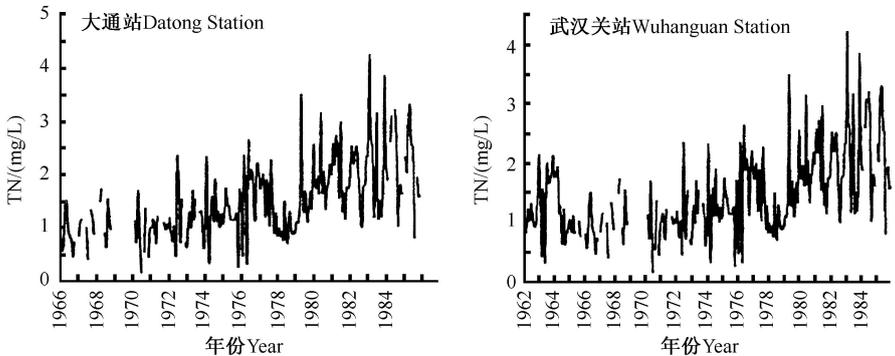


图 5-21 长江大通站和武汉关站 TN 浓度的年际变化 (引自 Chen et al. 2000)

Fig. 5-21 Yearly variation of TN concentration at Datong and Wuhanguan Stations of the Yangtze River (Cited from Chen et al. 2000)

2) 20 世纪 60 年代以来，大通站的 DIP 增加了约 6 倍 (达 0.047 mg/L)，DIN 增加了约 7 倍 (达 2 mg/L)。

20 世纪 60 年代以来，大通站的 DIN 浓度从大约 0.3 mg/L 的水平增加到最近的约 2 mg/L 的水平，DIP 浓度从大约 0.008 mg/L 上升到最近的大约 0.047 mg/L 的水平。也就是说，DIP 增加了约 6 倍，DIN 增加了约 7 倍（图 5-22）。

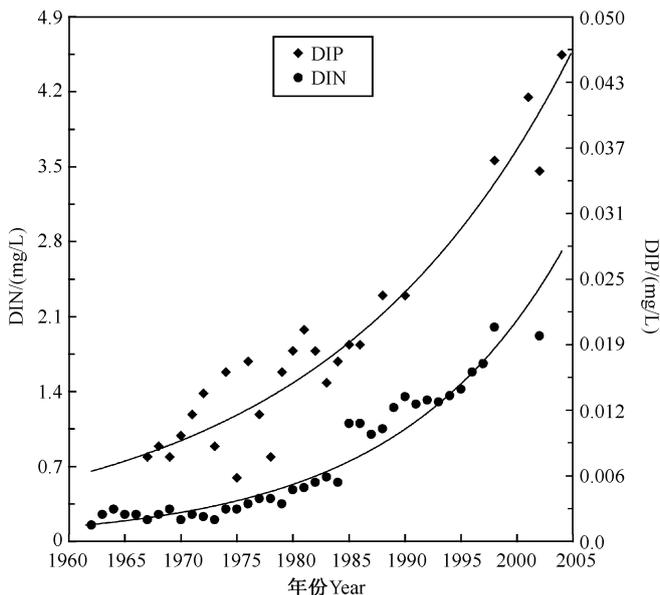


图 5-22 长江大通站 DIN 和 DIP 浓度的年际变化 (引自 Wang 2006)
 Fig. 5-22 Yearly variation of DIN and DIP concentrations at Datong Station of the Yangtze River (Cited from Wang 2006)

3. 水体性质的巨变——从流动水体转为相对静止湖水过程中环境期望值骤降

同样的 N 或 P，在流动的河流环境与在相对静止的湖泊中的生态学效应是截然不同的。图 5-23 是长江中下游地区 3 种不同类型的水体中 Chl-a 和 TP 的关系。

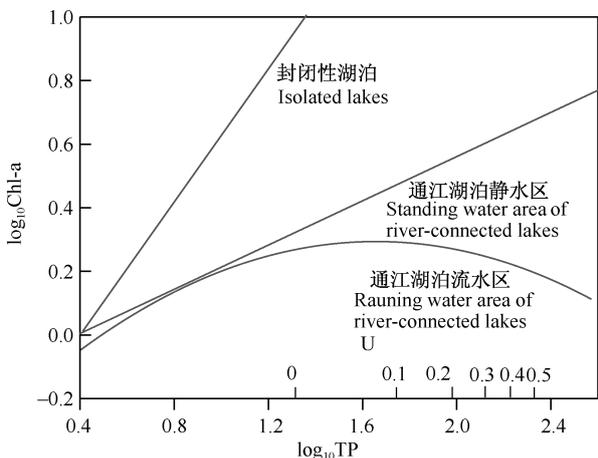


图 5-23 Chl-a 和 TP 的关系 (引自王海军博士未发表资料)
 Fig. 5-23 Relationship between Chl-a and TP concentrations (Cited from unpublished data of Dr. Haijun Wang)

长江的江水因流速快、泥沙含量高、水温较低、透明度低（光照条件差）而使浮游植物难以大量生长。但是一旦引入相对静止的湖泊环境，由于 N、P 含量依然很高，也适合藻类（甚至蓝藻）的大量生长。

八、结 语

望虞河工程集泄洪、排污、“引江济太”于一身。望虞河内的污水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 高达 21.3 mg/L，TP 高达 0.63 mg/L，DO 最低几乎接近零（0.24 mg/L）。2000 年，长江水与望虞河西线污水混合，使到达贡湖的水质变差， $\text{NH}_3\text{-N}$ 可接近 2 mg/L，TP 可达 0.17 mg/L。2003 年引水对贡湖湾沿中轴线区域及湖心区的 Chl-a 浓度有一定的稀释作用。

“引江济太”在缓解 2007 年太湖蓝藻危机中“立了头功”吗？引水始于 5 月 6 日，取水口污染事件始于 5 月 28 日晚，是“引江济太”过程中的一个事件。长江的污染日趋严重，引长江水“释污”未必是长久之计。“引江济太”大刀阔斧，既引长江水，同时又泄望虞河污水，贡湖湾可能成为最大受害者。

长江的污染日趋严重——在过去的半个世纪中，长江中的 N、P 成倍增加。长江水因流速快、泥沙多、水温低、透明度低（光照条件差）而使浮游植物难以大量生长。但是一旦引入相对静止的湖泊环境，由于 N、P 含量依然很高，也适合藻类（甚至蓝藻）的大量生长。引长江水“释污”未必是长久之计。

第六章 2007 年无锡贡湖水厂取水口污染事件

内 容

- 一、水厂基本概况——贡湖水厂是无锡市的主要供水水源，日供水量为 110 万 t
- 二、水污染事件取水口主要水质变化过程—— $\text{DO} \rightarrow 0 \text{ mg/L}$ ， $\text{NH}_3\text{-N} \rightarrow 5 \text{ mg/L}$ ， $\text{TN} \rightarrow 11 \text{ mg/L}$ ， $\text{TP} \rightarrow 0.5 \text{ mg/L}$
- 三、水污染事件的社会影响——无锡市 70% 的自来水水质被污染，影响到 200 万人口的生活饮用水
- 四、水污染事件中的图片记录——贡湖水厂水源保护区及附近水域以及太湖沿岸，蓝藻堆积之深、腐烂和恶臭程度之严重，让人触目惊心
- 五、水污染事件一个半月后的现场调查——贡湖水厂东部沿岸的芦苇荡和港湾中仍然堆积有大量腐烂发臭的蓝藻
- 六、人工捞藻行动——领略太湖蓝藻的一片“风光”，一场惨烈的“人-藻”大战！
- 七、结语

供水质量是城市安全的重要保障，因为居民的日常生活离不开水。20 世纪 90 年代以来，太湖曾多次（1990 年、1994 年、1995 年、1998 年）发生饮用水污染事件，都集中在北部湖区主要是梅梁湾的水厂，发生在盛夏（7 月或 8 月）。2007 年 5 月，在梅梁湾和贡湖湾交界的贡湖水厂发生了震惊中外的取水口水源水污染事件，造成了严重的社会影响。

一、水厂基本概况——贡湖水厂是无锡市的主要供水水源，日供水量为 110 万 t

无锡市的饮用水全部取自太湖，共有 6 个水厂，总取水量约占太湖取水总量的 60%。贡湖水厂是无锡市的主要供水水源，日供水量为 110 万 t；无锡市的另外两个水厂——小湾里水厂和锡东水厂的取水口，分别位于梅梁湾和贡湖湾，日供水分别为 60 万 t 和 20 万 t。贡湖水厂、小湾里水厂和锡东水厂的位置图如图 6-1 所示。贡湖水厂取水口离岸距离仅有约 300 m（图 6-1），锡东水厂取水口离岸距离达到 2 km（图 6-2）。

太湖贡湖湾为太湖东北部的一个大湖湾，面积约 120 km^2 。贡湖水厂水源地位于太湖东北部梅梁湾与贡湖湾交界之处，水厂向东的湖岸带内侧分布有窄长的芦苇带，芦苇带宽度一般有几十米，其间还分布有若干废弃的港湾。

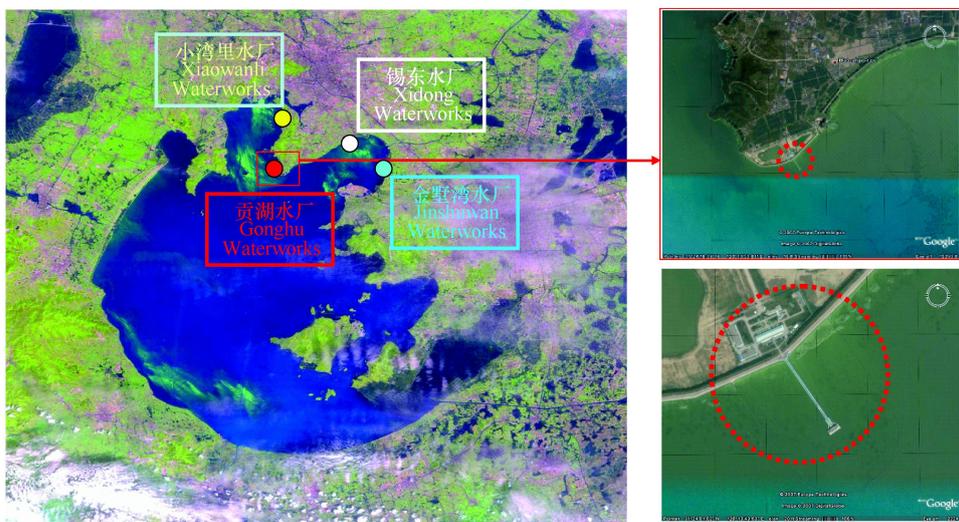


图 6-1 贡湖水厂位置示意图

Fig. 6-1 Map for the location of Gonghu Waterworks



图 6-2 锡东水厂取水口 (摄于 2007 年 7 月 24 日)

Fig. 6-2 Water intake of Xidong Waterworks (Photo was taken on July 24, 2007)

二、水污染事件取水口主要水质变化过程——DO→0 mg/L，NH₃-N→5 mg/L，TN→11 mg/L，TP→0.5 mg/L

2007年4月底，太湖西北部湖湾梅梁湖等出现蓝藻大规模暴发。根据水利部太湖流域管理局对小湾里水厂、锡东水厂、贡湖水厂水源地的监测，5月6日叶绿素 a 含量在小湾里水厂水源地最高 (259 $\mu\text{g/L}$)，贡湖水厂水源地次之 (139 $\mu\text{g/L}$)，锡东水厂水源地为 53 $\mu\text{g/L}$ ，叶绿素 a 在太湖西北部湖湾全部超过 40 $\mu\text{g/L}$ (叶建春 2007)。

至5月中旬，蓝藻在梅梁湖等湖湾进一步聚集，分布范围不断扩大。5月16日太湖梅梁湖犊山水质变黑，蔓延并波及小湾里水厂，致使小湾里水厂于22日停止供水。现场监测发现，小湾里水厂水源地附近蓝藻大量死亡，水质发黑发臭，并逐步向梅梁湖湾口蔓延。根据贡湖水厂水质自动监测站的资料 (图 6-3、图 6-4)，可以看出：

- (1) TN 从 5 月 27 日的不到 4 mg/L 开始急剧上升，次日接近 11 mg/L，至 6 月 1 日在 8~10 mg/L 高位波动；
- (2) NH₃-N 也是从 27 日开始从约 0.3 mg/L 的水平急剧上升，31 日达到最高 (5 mg/L)，6 月 2 日下降到约 0.6 mg/L，后又出现一个小峰值 (最高约 2.2 mg/L)，6 月 8 日才重新下降到 <0.5 mg/L 的水平；

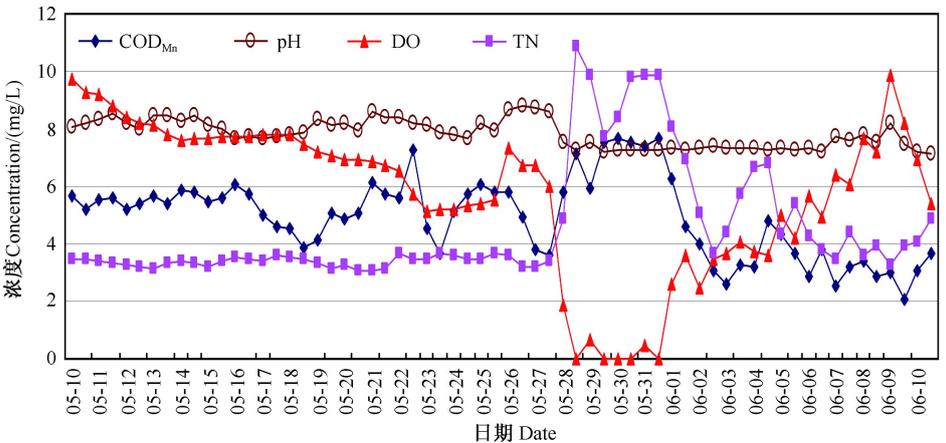


图 6-3 2007 年 5 月 10 日至 6 月 10 日期间，贡湖水厂水质自动监测站 COD_{Mn}、pH、DO 和 TN 的变动 (引自叶建春 2007)

Fig. 6-3 Variation of COD_{Mn}, pH, DO and TN in the lake water at the automatic monitoring station of Gonghu Waterworks in Lake Taihu from May 10 to June 10 in 2007 (Cited from Ye 2007)

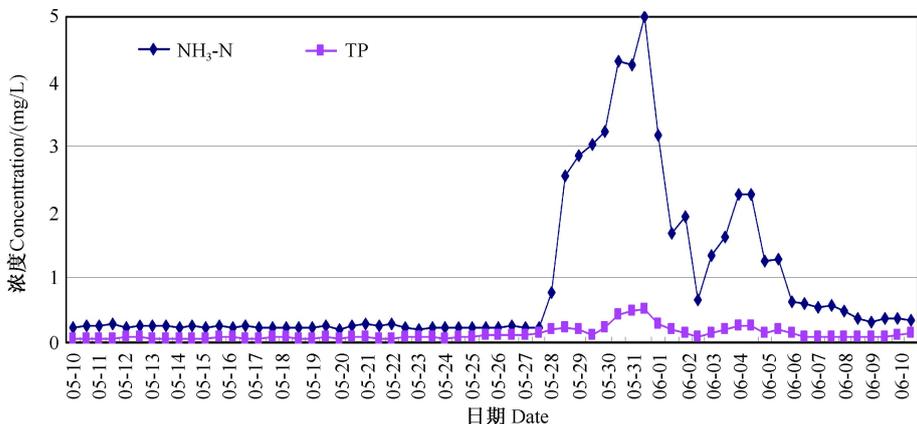


图 6-4 2007 年 5 月 10 日至 6 月 10 日期间，贡湖水厂水质自动监测站 NH₃-N 和 TP 的变动（引自叶建春 2007）

Fig. 6-4 Variation of NH₃-N and TP in the lake water at the automatic monitoring station of Gonghu Waterworks in Lake Taihu from May 10 to June 10 in 2007 (Cited from Ye 2007)

(3) TP 于 26 日从约 0.1 mg/L 的水平开始上升，31 日达到最高（约 0.5 mg/L），6 月 2 日下降到约 0.1 mg/L 的水平，后与 NH₃-N 类似，又出现一个小高峰（最高约 0.3 mg/L），6 月 6 日以后，重新回到约 0.1 mg/L 的水平；

(4) DO 从 27 日的约 6 mg/L 急剧下降，次日接近 0 mg/L，至 6 月 1 日在 0 mg/L 附近波动；后很快回升；

(5) pH 变化不大，仅略有下降，约 1 个单位；

(6) COD_{Mn} 的变化没有明显规律。

总体来看，高 TN 和厌氧状况持续了约 4 天时间，高 NH₃-N 的时间更短，约 2 天，但是与正常水平相比，NH₃-N 的上升幅度最大（约达 16 倍），DO 的下降幅度最大（6→0 mg/L），TP 上升了约 5 倍，TN 上升了约 4 倍。

为何会出现 N、P 浓度的异常波动？贡湖水厂临近水域蓝藻的大量堆积、腐烂及厌氧分解形成的污水团，在某种动力学机制的作用下，进入并滞留在取水口也许是最可能的解释。NH₃-N 的急剧升高可能起因于大量的腐烂蓝藻的分解导致的厌氧环境。

中国科学院南京地理与湖泊所的研究人员于 2007 年 6 月 1 日下午的调查发现，在贡湖水厂取水口附近，仍然漂浮着许多腐烂发臭的水华团。通过对当日在取水口附近 6 个样点（图 6-5）采集的水样进行的化学分析表明，TN、TP 和 Chl-a 浓度以 5 号和 6 号样点为最高，特别在 5 号点水样中分别高达 23.4 mg/L、1.05 mg/L 和 980 μg/L，6 号点水样中的 TP 和 Chl-a 含量也分别超过 0.9 mg/L 和 500 μg/L；这些值比太湖常规监测值高出许多倍，也就是

说，靠近沿岸带的芦苇荡中的 TN、TP 和 Chl-a 浓度远远高于离取水口更近的样点（秦伯强等 2007；朱广伟等未发表手稿）。

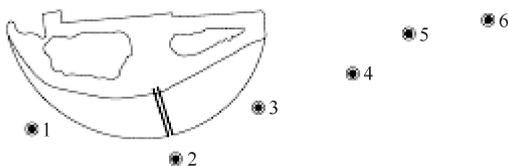


图 6-5 2007 年 6 月 1 日贡湖水厂取水口附近采样点示意图（引自朱广伟等 未发表手稿）

Fig. 6-5 Map for the sampling sites near water intake of Gonghu Waterworks on June 1, 2007 (Cited from Zhu et al. unpublished manuscript)

2007 年 5~7 月，太湖梅梁湾和贡湖湾 4 个水厂的主要水质指标（DO、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TP）的变化如图 6-6 所示。贡湖湾内的锡东水厂和金墅湾水厂的主要水质指标稳定，没有出现大的波动，未出现水质污染事件。梅梁湾出现水质异常的时间早于贡湖水厂，有些指标（如 $\text{NH}_3\text{-N}$ ）异常波动持续的时间更长。

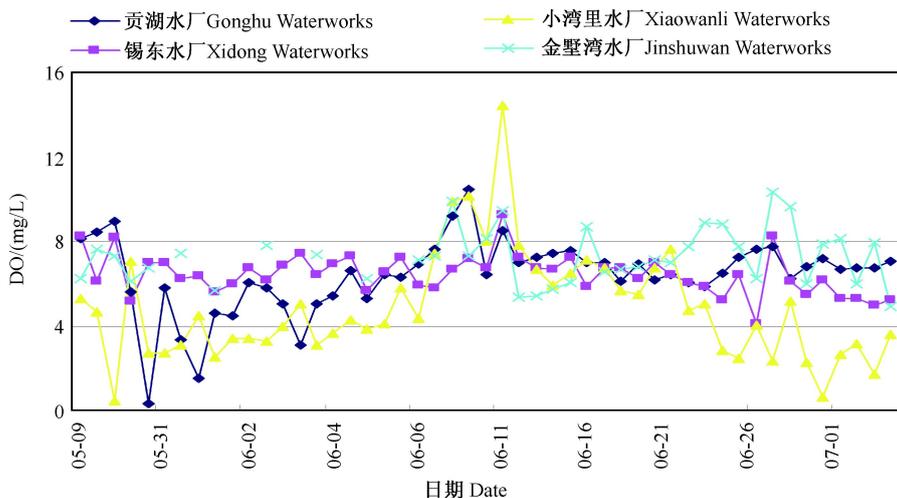


图 6-6 2007 年 5~7 月，太湖梅梁湾和贡湖湾 4 个水厂取水口 DO、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TP 的变化（引自叶建春 2007）

Fig. 6-6 Variation in the concentrations of DO, $\text{NH}_3\text{-N}$ and TP in the water intakes of four waterworks in Meiliang and Gonghu Bays of Lake Taihu (Cited from Ye 2007)

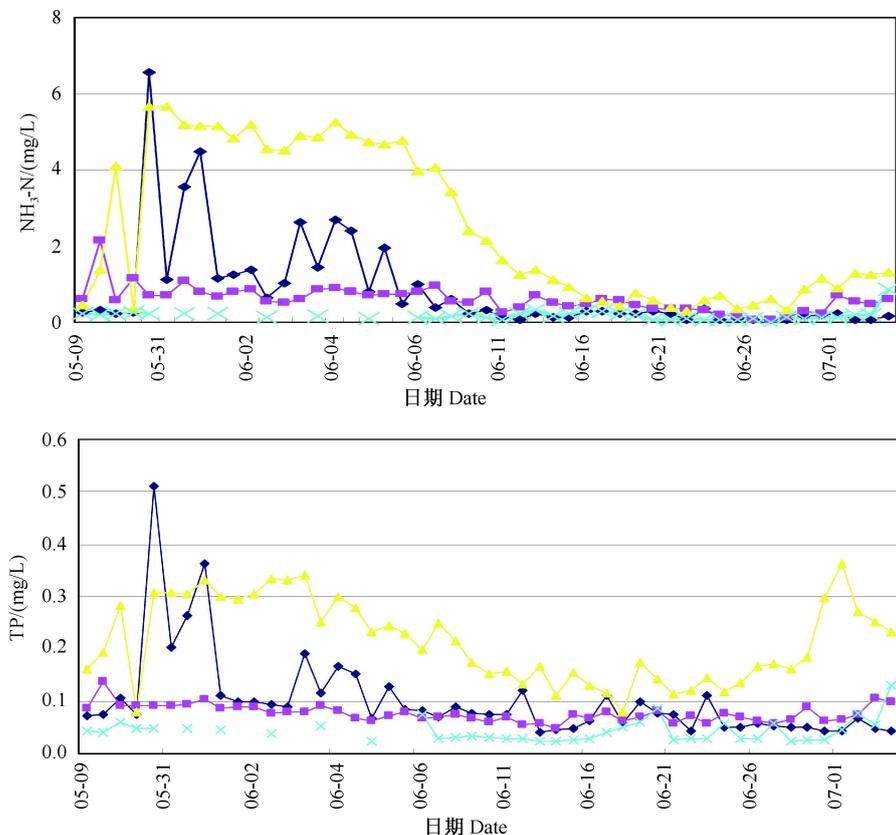


图 6-6 (续)

Fig. 6-6 (Continued)

三、水污染事件的社会影响——无锡市 70% 的自来水水质被污染，影响到 200 万人口的生活饮用水

2007 年 5 月 28 日晚，污水团进入贡湖水厂，自来水恶臭难当，不仅不能喝，连洗澡都不能用，手蘸一下那臭水，臭味半个小时都散不去。29 日，抢购矿泉水的狂潮开始，各大超市里的纯净水被一抢而空，据一个无锡市市民回忆，他从 5 点半下班，跑了 6 个超市，在人群里挤了 3 个小时，最后只抢到了 5 大桶水。街边的小贩们乘机肆意抬抬瓶装水和桶装水价格，造成严重社会影响。30 日上午，无锡市很多公司就已经开始放假。同时，中央电视台、新浪网等都报道了无锡自来水变臭的消息，无锡臭水事件开始受到全国关注（图 6-7、图 6-8 和图 6-9）。无锡市除锡东水厂之外，其余占全市供水 70% 的水厂水质都被污染，影响到 200 万人口的生活饮用水。

太湖梅梁湾污染严重，在 1990 年 7 月、1994 年 7 月、1995 年 7 月和 1998 年 8 月由于蓝藻大暴发、湖水发臭引发了 4 次突发性水污染事件，致使自来水厂

停产，经济损失数十亿元（朱喜和张扬文 2002）。

1990年7月下旬，由于蓝藻大量繁殖，数量过多，在太湖北部沿岸曾形成



图 6-7 5月30日，忍受着来自被污染自来水散发出的刺鼻异味的无锡市居民（引自新华网）

Fig. 6-7 A Wuxi citizen suffering from pungent odour from contaminated potable water (Cited from Xinhuanet)



图 6-8 无锡超市的饮用纯净水被抢购一空

Fig. 6-8 Bottled pure water was sold out in the supermarket of Wuxi City



图 6-9 5月30日，无锡市市民在一处净水站排队等待灌水

Fig. 6-9 Citizens were waiting in line for barreled pure water

厚达 0.5 m 的藻类聚集层，以五里湖和梅梁湖作为无锡市水源水的梅园水厂、马山水厂、疗养院水厂等自来水厂，因阻塞沙滤，日产量锐减，自来水质量也大大下降，水色呈淡绿色，且有浓厚的藻腥味。当时正值高温季节用水高峰期，全市 30 余万居民用水困难。由于自来水减产，不得不迫使 116 家工业企业自 8 月 23 日起分批停产，造成严重经济损失和恶劣的社会影响（金相灿等 1995）。

1994 年 7 月，整个无锡湾和西北湖区约 120 km² 的湖面，全部被绿色油漆似的蓝藻层覆盖。无锡梅园水厂、马山水厂取水口长期为一大片蓝藻所包围，水质腥臭。同时，西南风把平均水深仅 2 m 的太湖底泥翻搅起来，腐烂的太湖底泥和水体混合在一起，引发了供水危机，当无锡市民拧开水龙头时，流淌出浑浊而又腥臭的污水。

但是，2007 年 5 月的贡湖水厂水污染事件在危害范围和程度上均超出以往历次，危及无锡市区 70%~80%、超过 250 万人口的饮用水安全和部分工业用水。1990 年，江南地区普遍使用深水井，尽管工厂停产，但居民的生活用水可以得到一定的供给。后来，苏州等地因为出现了严重地面下沉，江南地区所有的深水井都被勒令封闭，因而失去了备用水源，使这次危机的影响更深。

四、水污染事件中的图片记录——贡湖水厂水源保护区及附近水域以及太湖沿岸，蓝藻堆积之深、腐烂和恶臭程度之严重，让人触目惊心

一些网友或记者于 2007 年 5 月 30~31 日从贡湖水厂水源保护区（图 6-10）及附



图 6-10 2007 年 5 月 30 日在贡湖水厂取水口附近的蓝藻水华
（引自东林书院网站上笔名为“爱琴海的珍珠”的市民）

Fig. 6-10 Cyanobacterial blooms near the water intake of Gonghu Waterworks on May 30, 2007
(Cited from a citizen with a pen name of Penelope in the website of Donglin Academy)

近水域 (图 6-11、图 6-12) 或太湖沿岸 (图 6-13、图 6-14) 拍摄到许多蓝藻水华的图片, 有些地方蓝藻堆积之深、腐烂和恶臭程度之严重, 让人触目惊心 (图 6-13)! 这些高度腐烂和散发出恶臭的蓝藻可能就是制造污水团的元凶。



图 6-11 2007 年 5 月 30 日在贡湖水厂取水口附近的蓝藻水华
(引自东林书院网站上笔名为“爱琴海的珍珠”的市民)

Fig. 6-11 Cyanobacterial blooms near the water intake of Gonghu Waterworks on May 30, 2007 (Cited from a citizen with a pen name of Penelope in the web of Donglin Academy)



图 6-12 2007 年 5 月 31 日, 无锡市贡湖水厂的工作人员在取水口附近水域打捞蓝藻 (引自新华网)

Fig. 6-12 Worker were artificially collecting cyanobacterial blooms near the water intake of Gonghu Waterworks on May 31, 2007 (Cited from Xinhuanet)



图 6-13 2007 年 5 月 30 日，在太湖边堆积的蓝藻水华
 Fig. 6-13 Accumulation of cyanobacterial blooms near
 the shore of Lake Taihu on May 30, 2007



图 6-14 太湖的蓝藻水华（引自笔名为“公主坟 DE 猫咪森林”的作者于 2007 年 5 月 31 日发表在网上的文章，<http://www.xici.net>）
 Fig. 6-14 Cyanobacterial blooms in Lake Taihu (Cited from a web article published on
 May 31, 2007, by an author with a pen name of “Maomi Forestry of Princess Tomb”,
<http://www.xici.net>)



图 6-14 (续)

Fig. 6-14 (Continued)

五、水污染事件一个半月后的现场调查——贡湖水厂东部沿岸的芦苇荡和港湾中仍然堆积有大量腐烂发臭的蓝藻

笔者于 2007 年 7 月 24 日对贡湖水厂东部沿岸进行了实地考察，发现在芦苇丛 (图 6-15) 和港湾中仍然有大量堆积腐烂的蓝藻 (图 6-15、图 6-16)。尤其是在一些废弃港湾中高度腐烂的蓝藻散发出一种扑鼻而来的难以忍受的恶臭味，而一些以船为生的渔民竟然还能生活在这样的环境中。



图 6-15 太湖贡湖湾北岸岸边芦苇丛中的蓝藻水华

Fig. 6-15 Cyanobacterial blooms in reed near the north shore of the Gonghu Bay in Lake Taihu



图 6-15 (续)
Fig. 6-15 (Continued)



图 6-16 贡湖北岸港湾中堆积的腐烂发臭的蓝藻
Fig. 6-16 Decaying cyanobacterial blooms with odour
in small bays of the north shore in Gonghu Bay of Lake Taihu

六、人工捞藻行动——领略太湖蓝藻的一片“风光”， 一场惨烈的“人-藻”大战！

贡湖水污染事件发生后，各级政府动用了大量人力和财力，在太湖进行了大规模的人工和半机械捞藻和吸藻。在炎热的夏天，农民们不得不忍受着十分强烈的蓝藻腥臭味，将捞起的蓝藻再通过机械运送到太湖岸边的洼地，任其自然腐烂分解，偶尔也看到一些士兵肩挑着木桶，进行蓝藻藻浆的运送（图 6-17、图 6-18、图 6-19、图 6-20）。当我在现场拍摄这些照片的时候，遇到一些高度腐烂的蓝藻，其散发出的恶臭简直快要让人窒息！



图 6-17 参与太湖蓝藻收集的农民和士兵（上图摄于 2007 年 7 月 24 日，下图摄于 2007 年 6 月 20 日）

Fig. 6-17 Farmers and soldiers in artificially collecting cyanobacteria in Lake Taihu
(Upper photo was taken on July 24, 2007, lower photo was taken on June 20, 2007)



图 6-18 正在收集太湖蓝藻的农民 (摄于 2007 年 6 月 20 日)

Fig. 6-18 Farmers in artificially collecting cyanobacteria in Lake Taihu (Photos were taken on June 20, 2007)



图 6-19 机械将收集的太湖蓝藻注入岸边附近的洼地中 (摄于 2007 年 6 月 20 日)
Fig. 6-19 A machine in transporting cyanobacteria collected into a billabong near
Lake Taihu (Photos were taken on June 20, 2007)



图 6-20 太湖岸边蓝藻堆积地中正在腐烂的蓝藻 (摄于 2007 年 6 月 20 日)

Fig. 6-20 Decaying cyanobacteria in a billabong near Lake Taihu (Photos were taken on June 20, 2007)

6月20日，当我询问几个捞藻的乡亲时，他们告诉我他们那儿的蓝藻可堆积到人可以在上面走的厚度。我当时暗地里想这未免也太夸张了吧！可是，7月24日，在贡湖北岸的一个堆满了蓝藻的港湾岸边，我踏上了一块木制的跳板，木板稍微晃了一下，我再仔细一看，原来这个跳板就架在蓝藻上，可能是这个地方的蓝藻不断堆积，形成了厚厚的蓝藻层，由于蓝藻的浮力很强，上面的蓝藻不断地被晒干，下面的还在不断累积，天长日久下来，这个蓝藻层厚得几乎可以承受得起人的重量！

这些图片，使人领略到太湖蓝藻的一片“风光”，所见到的蓝藻藻浆的浓厚程度令人十分震撼！2007年夏天，在太湖上演了一场多么惨烈的“人-藻”大战！我嘲笑自己像一个战地记者。

七、结 语

位于梅梁湾和贡湖湾交界之处的贡湖水厂是无锡市的主要供水水源，日供水量为110万t。2007年5月27日开始受不明污水团侵袭，水质恶变： $\text{DO} \rightarrow 0 \text{ mg/L}$ ， $\text{NH}_3\text{-N} \rightarrow 5 \text{ mg/L}$ ， $\text{TN} \rightarrow 11 \text{ mg/L}$ ， $\text{TP} \rightarrow 0.5 \text{ mg/L}$ 。28日晚，贡湖水厂供应的自来水恶臭难当，不仅不能喝，连洗澡都不能用。无锡市除锡东水厂之外，其余占全市供水70%的水厂水质都被污染，影响到200万人口的生活饮用水。

在此次水危机中，高TN和厌氧状况持续了约4天时间，高 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的时间更短，约2天，但是与正常水平相比， $\text{NH}_3\text{-N}$ 的上升幅度最大（约达16倍），DO的下降幅度最大（ $6 \rightarrow 0 \text{ mg/L}$ ），TP上升了约5倍，TN上升了约4倍。

从水污染事件中的图片记录来看，贡湖水厂水源保护区及附近水域以及太湖沿岸，蓝藻堆积之深、腐烂和恶臭程度之严重，让人触目惊心。水污染事件一个半月后的现场调查显示，贡湖水厂东部沿岸的芦苇荡和港湾中仍然堆积有大量腐烂发臭的蓝藻。

贡湖水污染事件发生后，各级政府动用了大量人力和财力，在太湖进行了大规模的人工和半机械捞藻和吸藻。2007年夏天，在太湖上演了一场惨烈的“人-藻”大战！

第七章 2007 年太湖整体水环境发生了巨变吗？

内 容

一、为何 2007 年在贡湖水厂发生水污染事件——南京地理与湖泊研究所（2007）认为主要是由于 1~4 月高水温、低水位和多偏南风所致

1. 太湖全湖仍然呈富营养化态势
2. 2007 年 1~4 月水温高于正常年份，适宜藻类生长
3. 2007 年 1~4 月水位相对较低
4. 2007 年 1~4 月偏南风风场显著高于往年平均，使得其他湖区的藻类易于在北部湖区聚集

二、温度、水位、风向与蓝藻的关系——十分复杂，未必就可以定论

1. 温度
2. 水位
3. 风向

三、太湖整体环境发生了巨变吗——总体来看，2000 年以来，太湖全湖平均 TP、TN、NH₃-N 和藻类生物量未发生根本变化

四、结语

为何在 2007 年发生了太湖历史上影响最为深远的饮用水污染事件？由于几乎没有人不认为这与蓝藻有关，所以 2007 年为何太湖蓝藻成灾以及是否真的比往年更多成为关注的焦点之一。人们自然要问，2007 年太湖整体水环境发生了巨变吗？

一、为何 2007 年在贡湖水厂发生水污染事件——南京地理与湖泊研究所（2007）认为主要是由于 1~4 月份高水温、低水位和多偏南风所致

南京地理与湖泊研究所（2007）认为如下原因促成了太湖蓝藻水华的提前大量暴发以及在贡湖湾的大量堆积，进而腐烂分解形成了污水团，进入贡湖水厂取水口，导致了水污染事件的发生。

1. 太湖全湖仍然呈富营养化态势

据 2007 年 5 月 2 日全太湖调查结果，除东太湖、东部光福湾、胥口湾以及洞庭西山南部水域外，太湖大部分水域藻类含量处于极高水平，西部水域以及望虞河河口水域藻类叶绿素 a 含量超过 100 $\mu\text{g}/\text{L}$ ，水华最严重区域的竺山湖湾口

高达 234 $\mu\text{g}/\text{L}$ ，是梅梁湾的 4 倍，湖心区达到 34.8 $\mu\text{g}/\text{L}$ 。

2. 2007 年 1~4 月水温高于正常年份，适宜藻类生长

2007 年初为近 25 年又一个暖冬，1~4 月月平均温度均高于多年平均值，1 月高 0.36 $^{\circ}\text{C}$ ，2 月高 2.78 $^{\circ}\text{C}$ ，3 月高 2.98 $^{\circ}\text{C}$ ，4 月高 1.88 $^{\circ}\text{C}$ ，尤其是 4 月，月平均水温为近 25 年中最高，达到了 19.56 $^{\circ}\text{C}$ ，2007 年 1~4 月太湖水体积温高于多年平均值 207 $^{\circ}\text{C}$ ，尤其是 4 月 25 日以后太湖水温一直维持在 20 $^{\circ}\text{C}$ 以上，为藻类生长提供了良好的温度条件。

3. 2007 年 1~4 月水位相对较低

1~4 月太湖始终处于相对较低的水位，4 个月平均水位为 2.94 m（吴淞零点），低于近 25 年水体积温最高的 2002 年 1~4 月平均水位 12.3 cm，比常年水位低 5 cm；加上整个太湖水温相对较高，促进了藻类生长。

4. 2007 年 1~4 月偏南风风场显著高于往年平均，使得其他湖区的藻类易于在北部湖区聚集

据往年统计，1~4 月太湖多年平均偏南风占风场的比例一般为 31%、31%、40% 和 43%，而 2007 年 1~4 月偏南风所占比例分别为 72%、49%、46% 和 41%。除 4 月外，均高于多年平均，尤其是 1~3 月比例的增加，使得太湖南部藻类在风的作用下较正常年份易向太湖北部富集。此外，2007 年 3 月和 4 月风速明显偏小，小于 4 m/s 的发生频率约占风场的 62% 和 70%，比多年平均高出 10%~15%，有利于微囊藻上浮，这样在风速相对较小的偏南风的作用下，藻类更易向太湖北部水域聚集，从而在梅梁湾形成大规模的水华。

在上述分析中，富营养化态势应该不是一个原因，它只是表明 5 月初，太湖大部分水域藻类含量处于很高的水平。

二、温度、水位、风向与蓝藻的关系——十分复杂，未必就可以定论

1. 温度

南京地理与湖泊研究所（2007）认为 1~4 月的平均温度和积温是决定太湖蓝藻水华发生量的重要因素之一。但是该文指出，近 25 年 1~4 月水体积温最高的年份为 2002 年。而在 2002 年梅梁湾和贡湖湾的 Chl-a 浓度并未特别升高（图 1-19）。

值得一提的是，这一论文首次运用积温的概念来解释蓝藻的生长。所谓积温（accumulated temperature）指某一时段内逐日平均温度累加之和，是研究温度与生物有机体发育速度之间关系的一种指标，从强度和作用时间两个方面表示温度对生

物有机体生长发育的影响。1735年，法国科学家德列奥米尔首次发现植物完成其生命周期，要求一定的积温，即植物从播种到成熟，要求一定量的日平均温度的累积。积温分为活动积温、有效积温、负积温、地积温、日积温等。积温概念在以生命周期较长的高等植物为种植对象的农业气象中有着广泛的应用。在藻类学中，几乎没有人使用积温的概念，因为藻类的增殖速度太快，譬如，铜绿微囊藻 (*Microcystis aeruginosa*) 在 23℃ 的条件下每天可分裂 1.6 次 (指数生长速率常数 $k=1.11$) (Reynolds et al. 1981)，而一种称为聚球藻 (*Synechococcus*) 的蓝藻在 41℃ 的条件下每天可分裂 11.5 次 (Kratz and Myers 1955)。

根据江苏省气象局的资料，2007 年江苏省全省年平均气温为 16.4℃，比常年同期偏高 1.5℃，为 1951 年来最高值，也是自 1994 年来连续第 14 年高于历史平均值 (图 7-1)。全省 (3~5 月) 春季平均气温为 16.0℃，为 1951 年来历史同期最高值。春季各站平均气温 14.6 (射阳、大丰) ~17.6 (高淳)℃，较常年同期偏高 1.7~2.9℃。

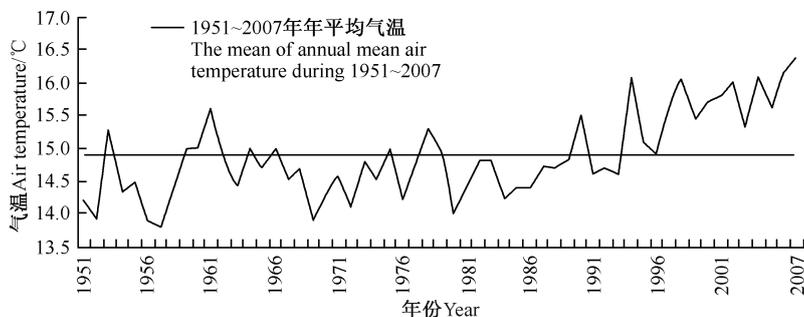


图 7-1 1951~2007 年江苏省全省年平均气温的变化

(引自江苏省 2007 年气候公报, <http://www.jsmb.gov.cn>)

Fig. 7-1 Variation of annual mean air temperature in Jiangsu Province during 1951~2007

(Cited from Climate Bulletin of Jiangsu Province in 2007, <http://www.jsmb.gov.cn>)

但是，1~4 月水温到底是不是太湖夏季蓝藻暴发的决定性因素还缺乏具体证据，目前仅停留在一种定性的猜测阶段。

2. 水位

南京地理与湖泊研究所 (2007) 认为，虽然 2002 年是近 25 年水体积温最高的年份，但是就 1~4 月太湖平均水位而言，2007 年低于 2002 年 12.3 cm，比常年水位低 5 cm，而这个水位差是太湖为何在 2002 年未暴发蓝藻而在 2007 年蓝藻大量暴发的重要因素。

根据太湖流域管理局的《水情月报》，总体来看，2007 年 1~4 月的水位变化，与常年相比基本没有差别，只有 2007 年 5 月的水位比往年平均低几厘米 (图 7-2、图 7-3)。

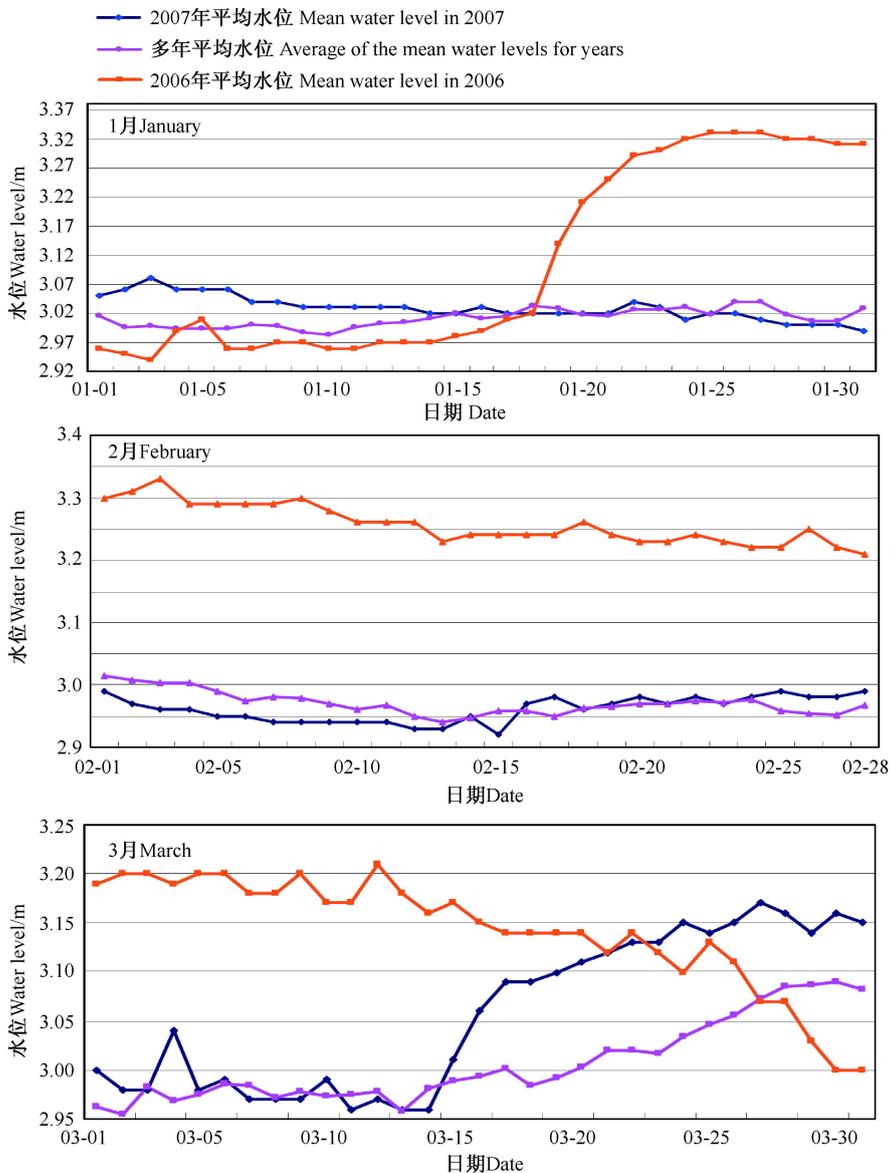


图 7-2 太湖 2007 年、2006 年和多年平均水位在 1~3 月的日变化
(引自水利部太湖流域管理局发布的《水情月报》)

Fig. 7-2 Daily variation of mean water level of Lake Taihu during January and March in 2007, 2006 and the average for years (Cited from *Monthly Report for Water Regime* by Taihu Basin Authority, Ministry of Water Resources of China)

根据水利部太湖流域管理局公布的每日全太湖平均水位，计算得到月平均水位，得到 1~4 月份的月平均水位的平均值在 2003 年、2004 年、2005 年、2006 年和 2007 年分别为 3.20 m、2.98 m、3.05 m、3.14 m 和 3.01 m，2007 年并非

最低，还略高于2004年。当然，不同来源的水深数据可能会有所差异。图7-4是根据太湖局公布的数据制成的2003~2007年太湖月平均水位的季节变化图。

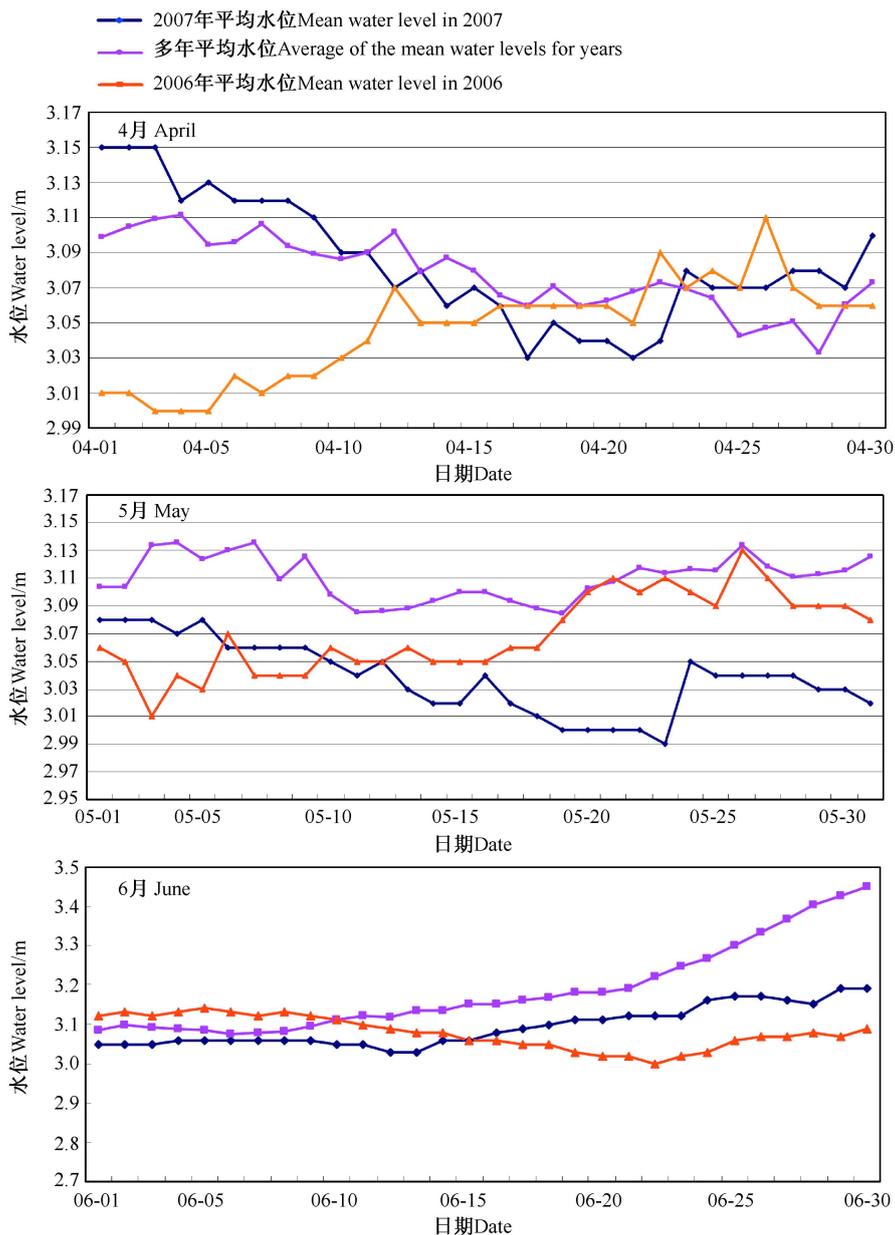


图 7-3 太湖 2007 年、2006 年和多年平均水位在 4~6 月的日变化
(引自水利部太湖流域管理局发布的《水情月报》)

Fig. 7-3 Daily variation of mean water level of Lake Taihu during April and June in 2007, 2006 and the average for years (Cited from *Monthly Report for Water Regime* by Taihu Basin Authority, Ministry of Water Resources of China)

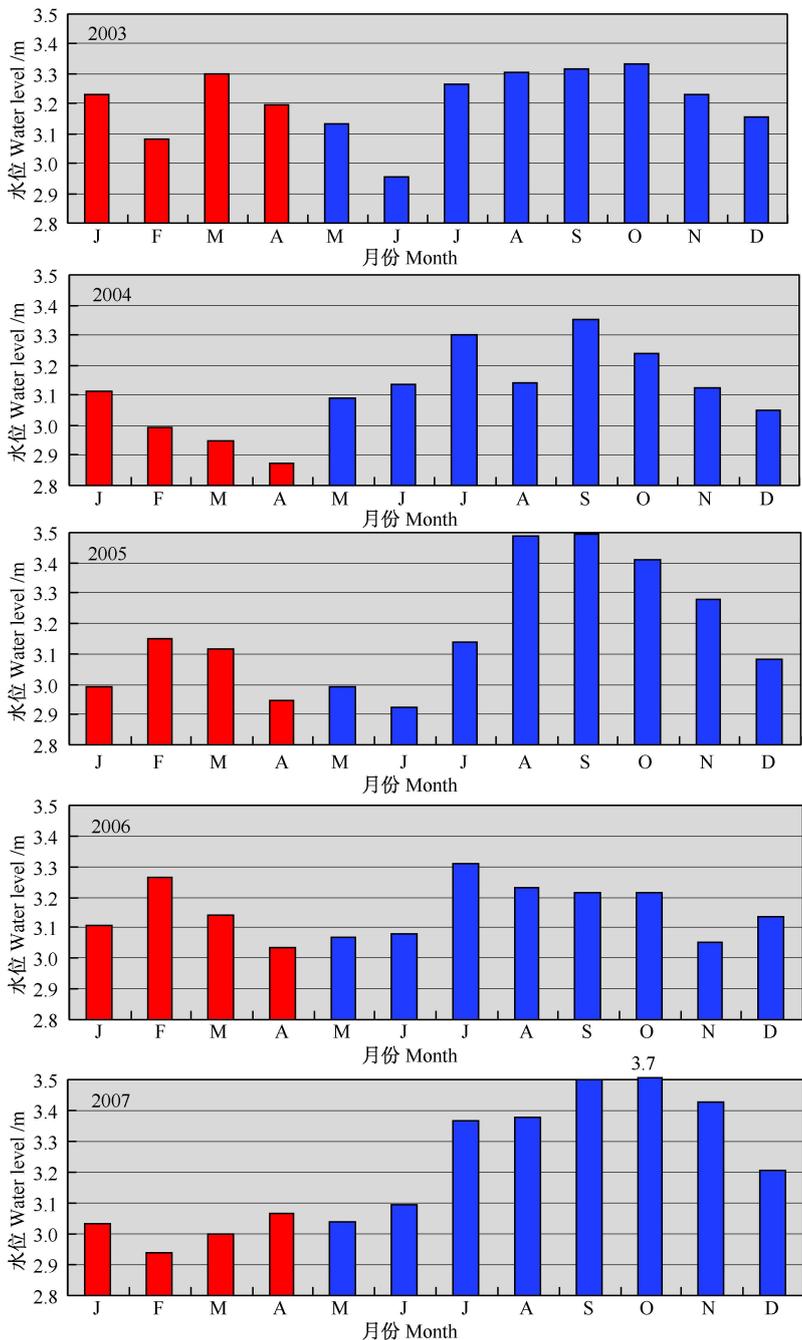


图 7-4 2003~2007 年太湖月平均水位的变动 (所有数据来自水利部太湖流域管理局网站 <http://www.tba.gov.cn>, 但 2007 年 3 月数据引自《浙江省水情简报》2007 年第 5 期)
 Fig. 7-4 Variation in monthly mean water level in Lake Taihu during 2003~2007 (All data are from Taihu Basin Authority, Ministry of Water Resources of China <http://www.tba.gov.cn>, except that data in March of 2007 are from *Water Regime Report in Zhejiang Province*, Vol. 5, 2007)

让我们再看一个太湖水位变化与藻类生物量（以 Chl-a 量表征）之间经验关系的研究。太湖管理局自 1993 年起在太湖的不同湖区设置了长期观测点，各分区的观测点均在 3 个或 3 个以上（图 7-5），常年观测水深和水质的变化，采样时间间隔约一个月。白晓华和胡维平（2006）利用 1993~2002 年共 10 年的观测和分析数据，研究了太湖水深对 TN、TP 和 Chl-a 浓度的影响。水深与 Chl-a 浓度的回归关系十分复杂，有的湖区 Chl-a 随水深的增加而呈直线上升（东湖区），有的呈直线下降（梅梁湾、贡湖湾），有的则呈曲线关系（图 7-6）。

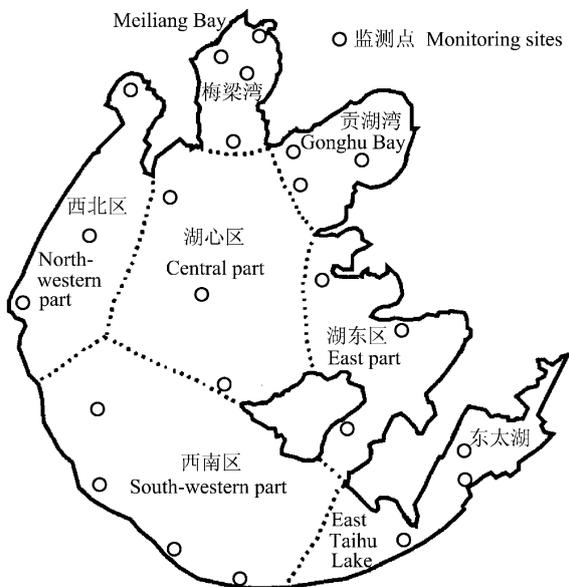


图 7-5 太湖分区及监测点示意图（修改自白晓华和胡维平 2006）

Fig. 7-5 Map for the sub-areas of Lake Taihu and the monitoring sites (Modified from Bai and Hu 2006)

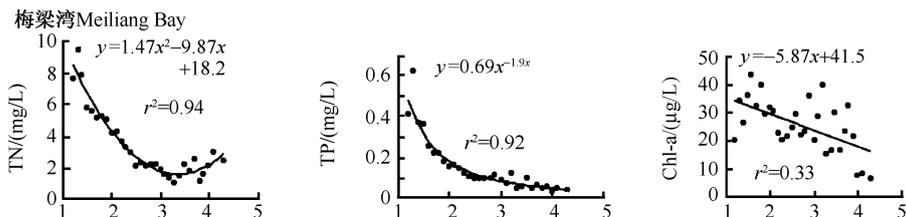


图 7-6 太湖不同湖区水深与 TN、TP 和 Chl-a 浓度之间的回归关系（修改自白晓华和胡维平 2006）

Fig. 7-6 Regressive relationship between water depth and TN, TP and Chl-a concentrations in various parts of Lake Taihu (Modified from Bai and Hu 2006)

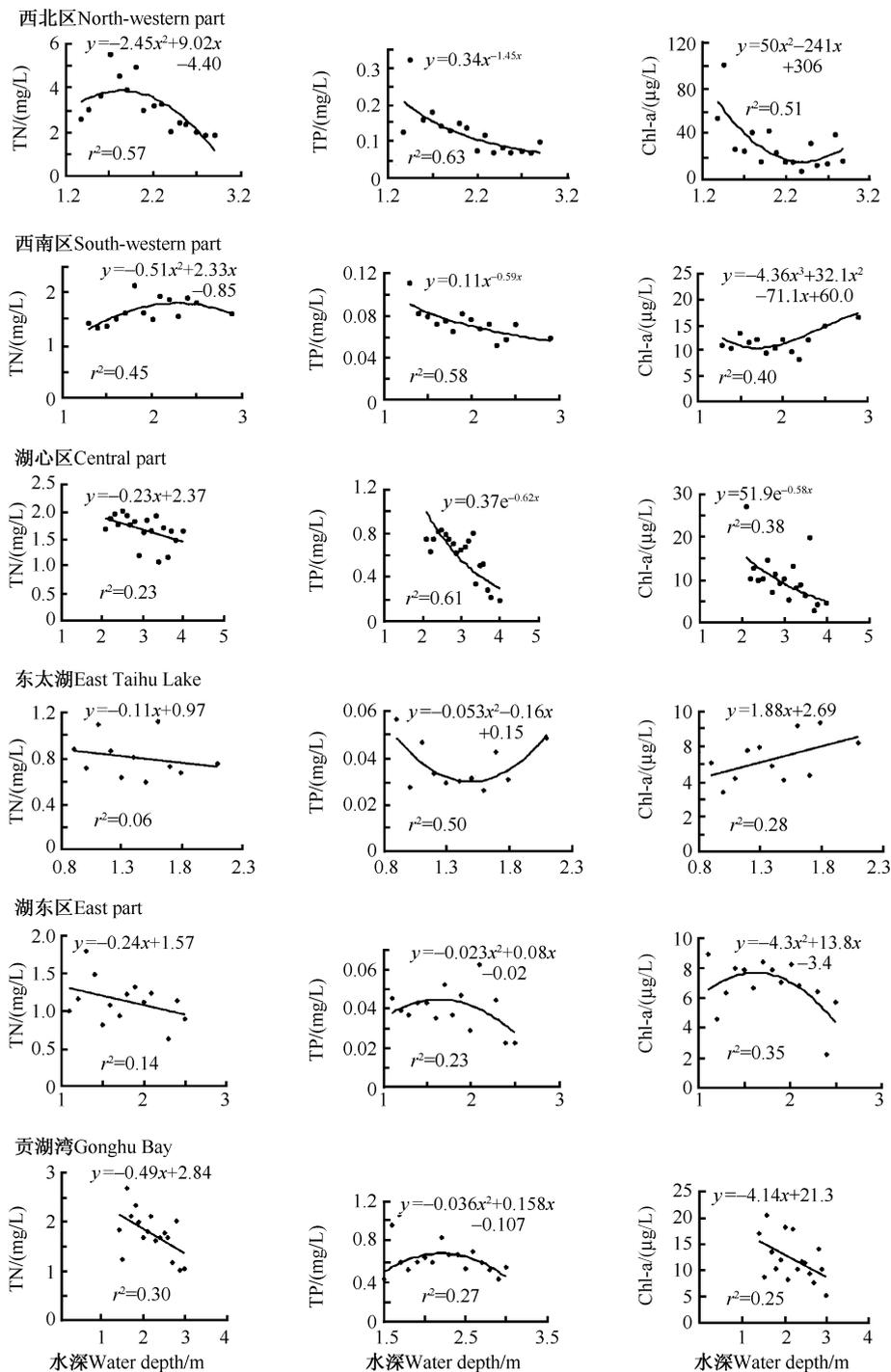


图 7-6 (续)

Fig. 7-6 (Continued)

让我们以梅梁湾和贡湖为例，看看比常年水位低 5 cm 会带来 Chl-a 浓度多大的变化。根据 1993~2002 年梅梁湾和贡湖湾水位和 Chl-a 浓度的直线回归方程的斜率，水位下降 5 cm 可使梅梁湾和贡湖湾的 Chl-a 浓度各下降 0.3 $\mu\text{g/L}$ 和 0.2 $\mu\text{g/L}$ ，12 cm 的水位下降也只能使 Chl-a 浓度下降 0.7 $\mu\text{g/L}$ 和 0.5 $\mu\text{g/L}$ (图 7-6)，这显然是微不足道的。

也就是说，根据上述研究，即使我们承认 2007 年 1~4 月的太湖平均水位比常年水位低 5 cm，这也不大可能会导致太湖 Chl-a 浓度的显著上升。

3. 风向

南京地理与湖泊研究所 (2007) 报道，据往年统计，1~4 月太湖多年平均偏南风占风场的比例一般为 31%、31%、40% 和 43%，而 2007 年 1~4 月偏南风所占比例分别为 72%、49%、46% 和 41%；尤其是 1~3 月比例的增加，使得太湖南部藻类在风的作用下较正常年份易向太湖北部富集。

这显然让人难以理解，因为 1~3 月的蓝藻应该很少。江苏省气象局提供的 2007 年 3 月 29 日的卫星遥感图 (图 5-9) 显示，太湖西南侧刚开始出现小范围蓝藻；4 月 25 日才在太湖西南角有小片蓝藻水华出现，马荣华等 (2008) 的研究 (图 1-32) 显示，2007 年 4 月 28 日前，基于卫星遥感图计算出的太湖蓝藻水华的发生面积基本还可以忽略不计。即使 4 月份蓝藻的量很多，4 月偏南风占风场的比例也比往年平均还低。

南京地理与湖泊研究所 (2007) 认为，2007 年 3 月和 4 月风速明显偏小，小于 4 m/s 的发生频率约占风场的 62% 和 70%，比多年平均高出 10%~15%，有利于微囊藻上浮，这样在风速相对较小偏南风的作用下，藻类更易向太湖北部水域富集，从而在梅梁湾形成大规模的水华。

通过前面的分析，根据遥感影像资料计算的 4 月份太湖蓝藻水华的发生面积基本还可以忽略不计。即使 4 月份蓝藻水华的发生面积很大，根据其提供的数据，4 月份的偏南风要小于往年，这样微风不是更有利于蓝藻漂到其他区域而非太湖北部吗？

总之，根据遥感资料，可以初步判定，2007 年太湖蓝藻可能在 5 月份有一个爆发性增长过程，5 月份的风向资料可能对揭示当时蓝藻为何在梅梁湾和贡湖湾大量聚集更有意义。

三、太湖整体环境发生了巨变吗——总体来看， 2000 年以来，太湖全湖平均 TP、TN、NH₃-N 和藻类生物量未发生根本变化

根据太湖流域水环境监测中心 2000 年以来对太湖各个湖区数十个监测点的

监测数据，从全湖平均来看，主要水质指标（TP、TN、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和藻类生物量）的季节变化模式十分相似，平均水平在年度间虽有一定波动，但直观上看偏离程度并不太大（图 7-7、图 7-8）。特别是出现严重水污染事件的 2007 年，与近几年相比，并没有什么特别，藻类生物量的总体水平甚至比 2005~2006 年还要低。因此，从这些信息无法得知为何 2007 年出现了饮用水污染事件。

此外，根据马荣华等（2008）遥感方面的研究结果，近 20 年来，太湖水华暴发的初始时间呈逐渐提前的趋势，以 2007 年最早（图 1-33），但是太湖 2006

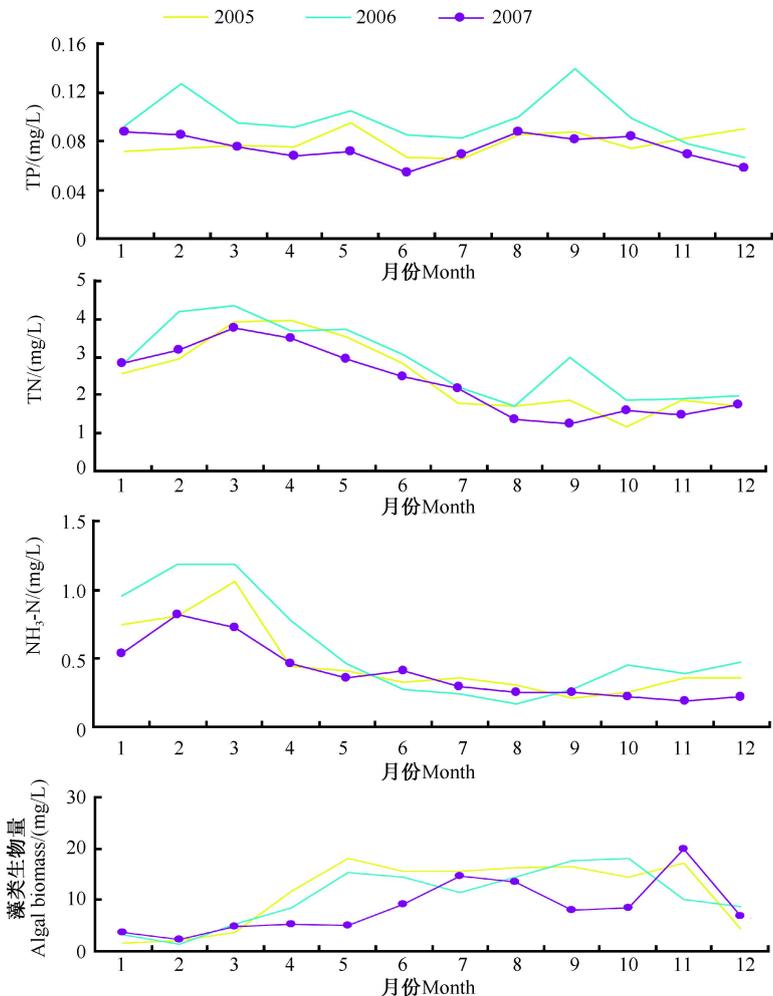


图 7-7 2005~2007 年，太湖 TP、TN、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度和藻类生物量的季节变化（修改自太湖流域水资源保护局 2007）

Fig. 7-7 Seasonal changes in TP, TN, $\text{NH}_3\text{-N}$ concentrations and phytoplankton biomass during 2005~2007 (Modified from Protection Bureau for Water Resources of Taihu Basin 2007)

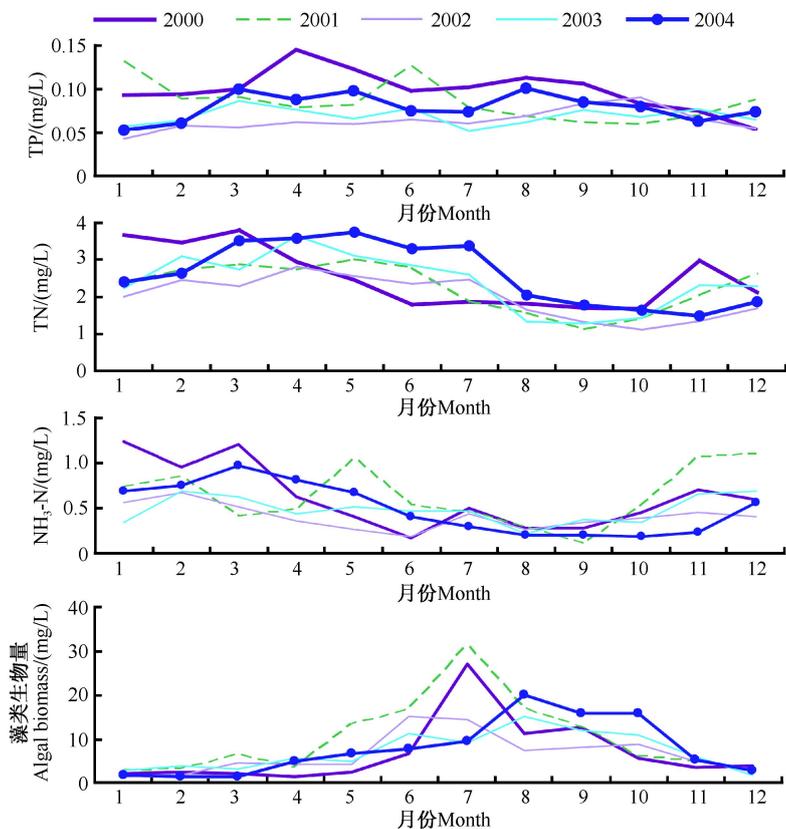


图 7-8 2000~2004 年, 太湖 TP、TN、NH₃-N 浓度和藻类生物量的季节变化 (修改自太湖流域水资源保护局 2004)

Fig. 7-8 Seasonal changes in TP、TN、NH₃-N concentrations and phytoplankton biomass during 2000~2004 (Modified from Protection Bureau for Water Resources of Taihu Basin 2004)

年和 2007 年在 5 月份的水华的发生面积均在 200 km² 以下, 并未见大的差别 (图 1-32)。

当然, 同样是遥感方面的研究, 不同研究者的结果也差异很大。譬如, 马荣华等 (2008) 的结果显示, 2007 年 5 月, 太湖蓝藻水华的发生面积未超过 200 km² (图 1-32), 而从周立国等 (2008) 提供的卫星图片来看, 5 月 27 日太湖蓝藻水华的覆盖面积接近整个湖面的 1/3 (图 5-10)。

四、结 语

为什么在太湖影响最为深远的饮用水污染事件发生在 2007 年 5 月底? 南京

地理与湖泊研究所 (2007) 认为主要是由于 1~4 月份高水温、低水位和多偏南风所致。虽然这一观点被普遍接受,但主要是一种定性推测。

温度、水位、风向与蓝藻的关系十分复杂,未必就可以定论。1~4 月份水温到底是不是太湖夏季蓝藻暴发的决定性因素还缺乏具体证据。2007 年 1~4 月的水位变化,与常年基本没有差别,只有 2007 年 5 月份的水位比往年平均低几厘米,根据 1993~2002 年梅梁湾和贡湖湾水位和 Chl-a 浓度的直线回归方程的斜率,水位下降 5 cm 仅可使梅梁湾和贡湖湾的 Chl-a 浓度各下降 $0.3 \mu\text{g}/\text{L}$ 和 $0.2 \mu\text{g}/\text{L}$,因此水位降低 5 cm 不大可能会导致太湖 Chl-a 浓度的显著上升。遥感影像资料表明,2007 年 4 月份太湖蓝藻水华的发生面积基本还可以忽略不计,可能在 5 月蓝藻有一个爆发性增长过程,5 月份的风向资料可能对揭示当时蓝藻为何在梅梁湾和贡湖湾大量聚集更有意义。

太湖整体环境发生了巨变吗? 2000 年以来,太湖全湖平均 TP、TN、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和藻类生物量并未发生根本变化。因此,2007 年贡湖水厂的水污染事件不大可能直接起因于太湖整体水环境的巨变。

第八章 贡湖湾生态系统的灾变

内 容

一、贡湖湾水环境的灾变历程

1. 1987~2003 年贡湖水水质指标平稳波动——TP < 0.1mg/L, Chl-a < 20 $\mu\text{g/L}$, $\text{NH}_3\text{-N}$ 缓慢上升

2. 2005 年贡湖水水质迅速恶化—— $\text{NH}_3\text{-N}$ 最高达 1.42 mg/L, TP 最高达 0.25 mg/L, Chl-a 最高达 47.6 $\mu\text{g/L}$, 比 1987~2003 年至少上升了 1 倍多

3. 贡湖沿岸带水生植物分布区蓝藻堆积, 水质恶劣 (2003~2004 年)——Chl-a 超过 40 $\mu\text{g/L}$, 最大 TP 接近 0.28 mg/L

4. 贡湖湾水生植物的变迁——2002~2005 年还很丰富, 之后沉水植物急速衰退, 岸边的芦苇丛变成了蓝藻的“捕获器”

二、贡湖湾水环境灾变的驱动机制

1. 为何贡湖湾的水质从 2005 年开始迅速恶化——“引江济太”导致内源负荷的增加可能是重要原因之一

2. 为何贡湖湾的水生植物 2005 年以后急剧下降——蓝藻的堆积和氨氮的增加可能是重要原因

3. 贡湖湾可能出现恶性循环——蓝藻堆积带来丰富的营养盐输入, “引江济太”带来污染物沉淀, 蓝藻水华越来越重

三、蓝藻的大量聚集是否一定引起水污染事件?

1. 贡湖湾的蓝藻聚集始于何时——可追溯到 1987 年

2. 贡湖湾蓝藻的大量聚集——不仅仅局限于 2007 年

四、结语

从第七章可以看出, 与近几年相比, 2007 年太湖的整体水环境并未发生显著变化, 难以推测为何在 2007 年会在太湖发生这样的污染事件。由于此次事件发生在贡湖湾, 因此, 对贡湖湾水生态环境的演变或者急剧恶化 (这里称为灾变) 历程的分析, 也许有助于对这次污染事件发生机制的了解。与梅梁湾相比, 有关贡湖湾生态环境方面的研究资料要少得多。

一、贡湖湾水环境的灾变历程

1. 1987~2003年贡湖水水质指标平稳波动——TP<0.1 mg/L, Chl-a<20 μg/L, NH₃-N缓慢上升

中国科学院太湖湖泊生态系统研究站在太湖设有 32 个长期监测点，其中有两个设在贡湖湾。根据太湖站的长期监测数据，1987~1996 年的 10 年间，夏季贡湖 TP 浓度波动较大，但最高年份（1993）也仅接近 0.08 mg/L；而 NH₃-N 浓度则呈稳步上升的态势，最高年份（1995）超过 0.3 mg/L（图 8-1）。贡湖夏季平均 Chl-a 浓度虽有较大波动，但是均未超过 20 μg/L，而藻类生物量变化较为平稳（图 8-2）。

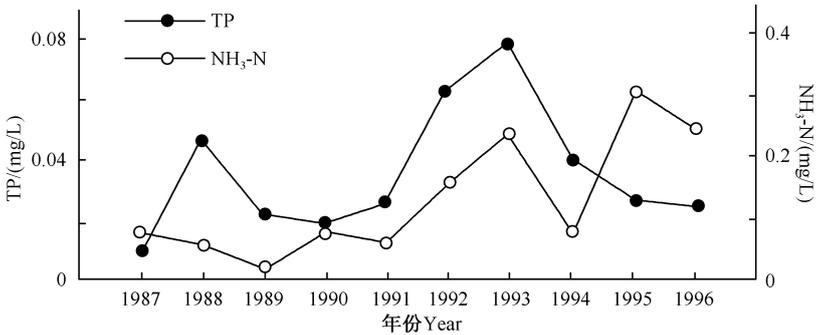


图 8-1 太湖贡湖湾夏季 TP 和 NH₃-N 浓度的年际变化 (修改自范成新等 1997)

Fig. 8-1 Yearly variation of TP and NH₃-N in the lake water of Gonghu Bay in Lake Taihu (Modified from Fan et al. 1997)

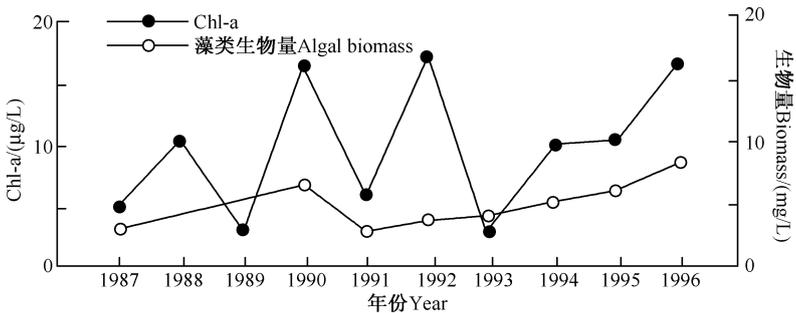


图 8-2 贡湖夏季 Chl-a 浓度和藻类生物量的年际变化 (修改自范成新等 1997)

Fig. 8-2 Yearly variation of Chl-a and algal biomass in the lake water of Gonghu Bay in Lake Taihu (Modified from Fan et al. 1997)

从 2001~2003 年中国科学院太湖湖泊生态系统研究站的监测数据来看, 贡湖湾中的 TP 和 Chl-a 远低于梅梁湾, Chl-a 在贡湖湾从未超过 $20 \mu\text{g/L}$, 而在梅梁湾达到 $90 \mu\text{g/L}$, TP 在贡湖湾从未超过 0.1 mg/L , 而在梅梁湾可接近 0.4 mg/L (图 8-3)。

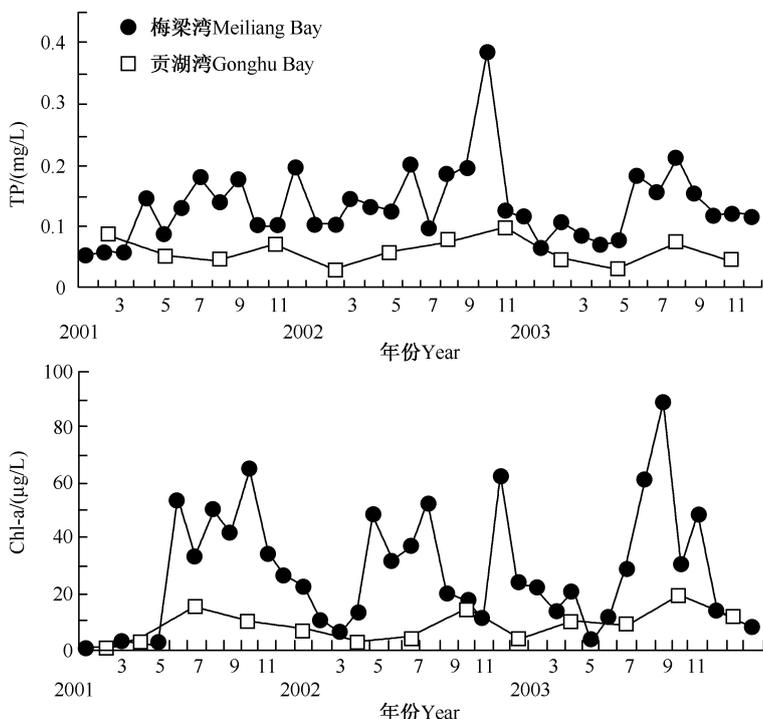


图 8-3 2001~2003 年, 太湖梅梁湾和贡湖湾 TP 和 Chl-a 浓度的季节变化 (修改自孙小静等 2006)

Fig. 8-3 Seasonal variation in TP and Chl-a concentrations in the lake water of Gonghu Bay in Lake Taihu (Modified from Sun et al. 2006)

从太湖管理局 1993~2002 年的监测数据 (图 7-6) 不难看出, 贡湖湾的 Chl-a 绝大多数都在 $20 \mu\text{g/L}$ 以内, TP 也未超过 0.1 mg/L , 这与中国科学院太湖湖泊生态系统研究站的监测数据范围十分吻合。

2. 2005 年贡湖水水质迅速恶化—— $\text{NH}_3\text{-N}$ 最高达 1.42 mg/L , TP 最高达 0.25 mg/L , Chl-a 最高达 $47.6 \mu\text{g/L}$, 比 1987~2003 年期间至少上升了 1 倍多

Liu 等 (2007) 在贡湖湾和梅梁湾各设 3 个样点 (图 1-12), 于 2004 年 11 月至 2005 年 10 月期间, 对各个样点湖水中的主要水质指标进行了每月一次的测定。从表 8-1 可以看出, 与 1987~1996 年 (范成新等 1997) 和 2001~2003 年 (孙小静等 2006) 的监测数据相比, 贡湖湾的主要水质指标均有了明显上升,

$\text{NH}_3\text{-N}$ 的最大值达到 1.42 mg/L, TP 的最大值达到 0.25 mg/L, Chl-a 的最大值达到 47.6 $\mu\text{g/L}$, 均至少上升了 1 倍多。在夏季, 贡湖湾和梅梁湾的浮游植物均以蓝藻占优势, 贡湖湾蓝藻开始占优势的时间比梅梁湾晚约一个月 (图 1-13)。

表 8-1 贡湖湾湖水中 TN、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TP 和 Chl-a 浓度的年平均值, 括号中的数据为范围

Table 8-1 Annual mean concentrations of TN, $\text{NH}_3\text{-N}$, TP and Chl-a in the lake water of Gonghu Bay, bracketed figures are ranges

	贡湖湾 Gonghu Bay	梅梁湾 Meiliang Bay
TN/(mg/L)	2.50 (0.40~4.61)	4.01 (1.4~7.26)
$\text{NH}_3\text{-N}$ /(mg/L)	0.54 (0.07~1.42)	1.61 (0.21~3.87)
TP/(mg/L)	0.09 (0.01~0.25)	0.19 (0.03~0.42)
Chl-a/($\mu\text{g/L}$)	19.6 (5.1~47.6)	33.4 (3.2~89.5)

(引自 Liu et al. 2008)(Cited from Liu et al. 2008)

3. 贡湖沿岸带水生植物分布区蓝藻堆积, 水质恶劣 (2003~2004 年) —— Chl-a 超过 40 $\mu\text{g/L}$, 最大 TP 接近 0.28 mg/L

王兴民等 (2006) 和金相灿等 (2007) 于 2003 年 7 月至 2004 年 6 月, 对太湖北岸贡湖和梅梁湾沿岸带水生植物分布区 (观测场见图 8-4) 中水生植物及主要水质指标进行了监测。在研究期间, 贡湖观测场 B 中的水生植物生物量在 2003 年 8 月达到最大 (2240 g WW/ m^2) (图 8-5), 而梅梁湾观测场 A 中的水生植物生物量在 2004 年 3 月达到最大 (4150 g WW/ m^2) (图 8-6)。

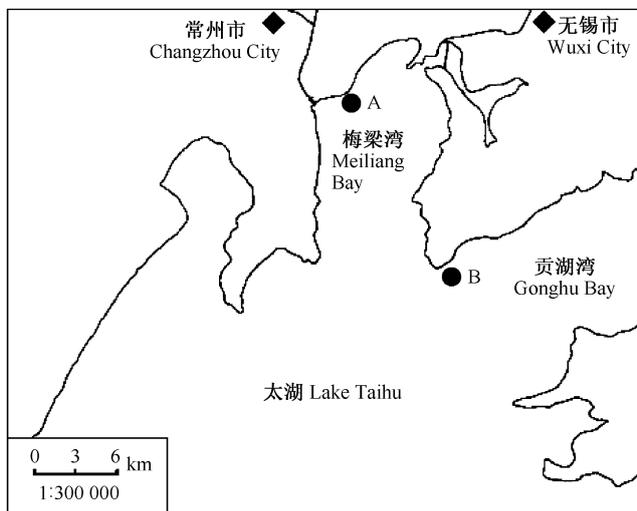


图 8-4 太湖贡湖和梅梁湾沿岸带水生植物分布区中观测场 (●) 分布示意图

Fig. 8-4 Map for the observatory sites (●) in the macrophytic littoral zones of Meiliang and Gonghu Bays in Lake Taihu

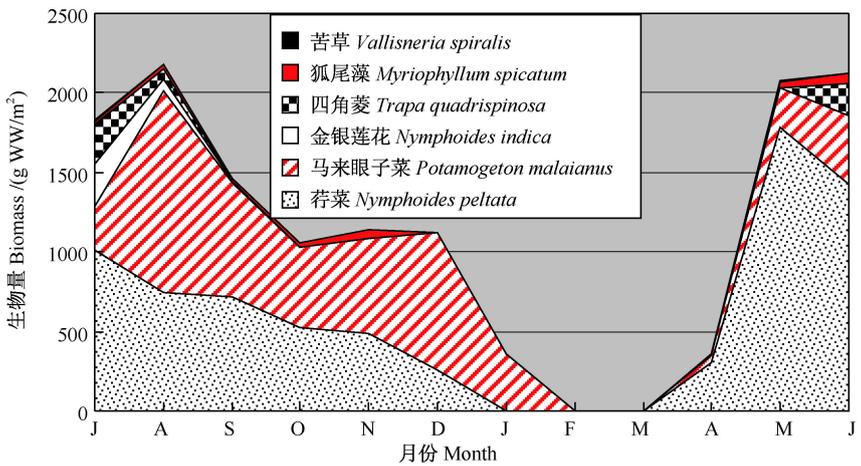


图 8-5 2003 年 7 月至 2004 年 6 月贡湖湾观测区 B 中水生植物生物量的季节变化 (数据源自王兴民等 2006)

Fig. 8-5 Seasonal variation in macrophyte biomass in the observatory site B in Gonghu Bay of Lake Taihu during July 2003 and June 2004 (Data sources: Wang et al. 2006)

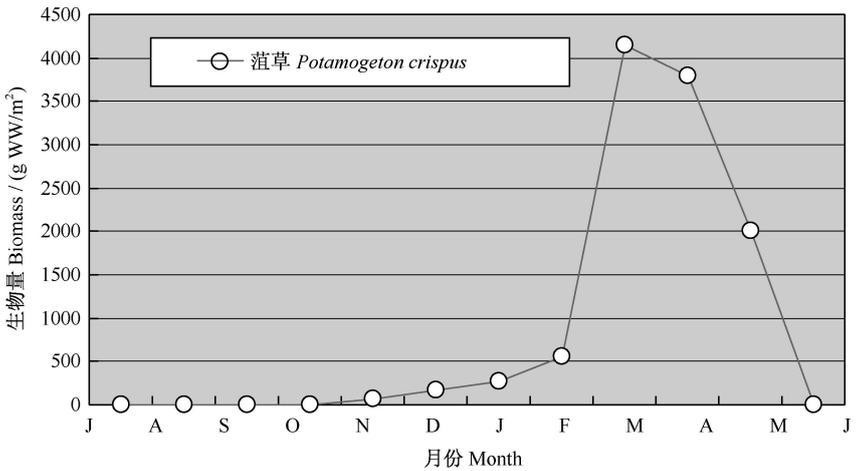


图 8-6 2003 年 7 月至 2004 年 6 月梅梁湾观测区 A 中水生植物生物量的季节变化 (数据源自王兴民等 2006)

Fig. 8-6 Seasonal variation in macrophyte biomass in the observatory site A in Meiliang Bay of Lake Taihu during July 2003 and June 2004 (Data sources: Wang et al. 2006)

平均来看, 贡湖和梅梁湾的 TN 和 TP 浓度基本接近, 除冬季外, 梅梁湾的 Chl-a 高于贡湖 (图 8-7)。夏季 Chl-a 浓度最高, 在贡湖已超过 $40 \mu\text{g/L}$, 在梅梁湾接近 $70 \mu\text{g/L}$ 。最大 TP 值在贡湖已接近 0.28 mg/L , 在梅梁湾接近 0.35 mg/L 。最大 TN 值在贡湖已超过 4 mg/L , 在梅梁湾超过 6 mg/L (金相灿等 2007)。

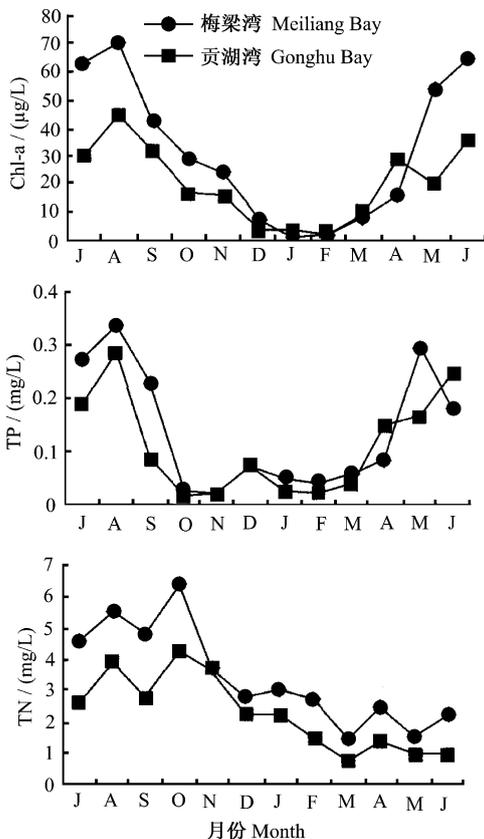


图 8-7 2003 年 7 月至 2004 年 6 月，太湖贡湖和梅梁湾岸带水生植物分布区中 TN、TP 和 Chl-a 浓度的季节变化（修改自金相灿等 2007）

Fig. 8-7 Variation of TN, TP and Chl-a concentrations in the lake water in the macrophytic littoral zones of Meiliang and Gonghu Bays in Lake Taihu during July 2003 and June 2004 (Modified from Jin et al. 2007)

从图 8-5 和图 8-7 不难看出，在 2003~2004 年，在贡湖湾沿岸带 B 区中，水生植物生物量最大时期反而水质最差，这表明水生植物的净化能力已基本丧失。而这时大量蓝藻水华漂浮聚集在植物丛中，因而，Chl-a 含量很高，也可能因此而带来了大量的 N 和 P。

从王兴民等（2006）和金相灿等（2007）的研究结果推测，蓝藻的大量堆积可能是贡湖湾 TN、NH₃-N 和 TP 自 2005 年开始急速上升的重要原因之一。

4. 贡湖湾水生植物的变迁——2002~2005 年还很丰富，之后沉水植物急速衰退，岸边的芦苇丛变成了蓝藻的“捕获器”

刘伟龙等（2007）于 2002 年 9 月和 12 月、2003 年 4 月和 7 月、2005 年

6 月和 9 月，对除东太湖以外太湖 9 个湖区（图 8-8）的水生植物群落结构和生物量进行了 6 次大规模调查（样点数达 891 个），基本涵盖了春夏秋冬四个季节。

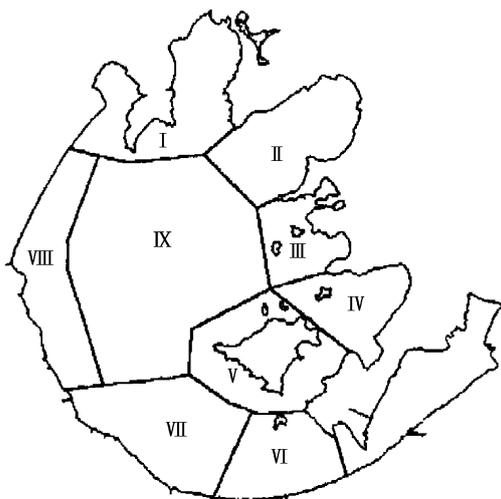


图 8-8 太湖分区示意图（引自刘伟龙等 2007）

Fig. 8-8 Map for the sub-areas of Lake Taihu (Cited from Liu et al. 2007)

2002~2005 年，贡湖湾的水生植物还是很丰富的，夏秋季生物量仅次于 III 区（光福湾），夏季生物量达到 1532 g/m^2 （图 8-9）。在水生植物总生物量中，沉水植物占绝对优势（60.5%），挺水植物（芦苇）占 17.3%（表 8-2）。

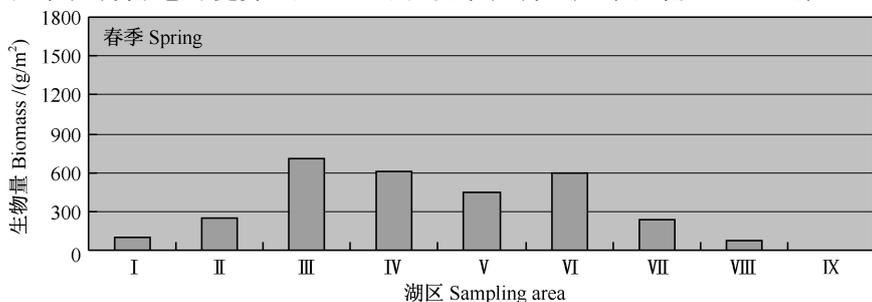


图 8-9 2002~2005 年调查期间，太湖 9 个湖区水生植物生物量的季节变化（数据源自刘伟龙等 2007）

Fig. 8-9 Seasonal changes in macrophyte biomass in nine sub-areas of Lake Taihu during the surveys between 2002 and 2005 (Data are cited from Liu et al. 2007)

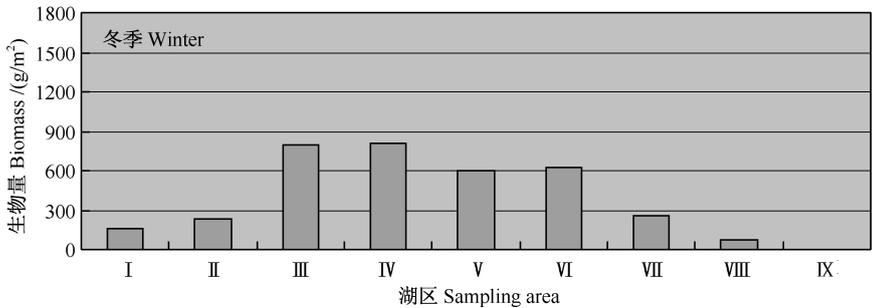
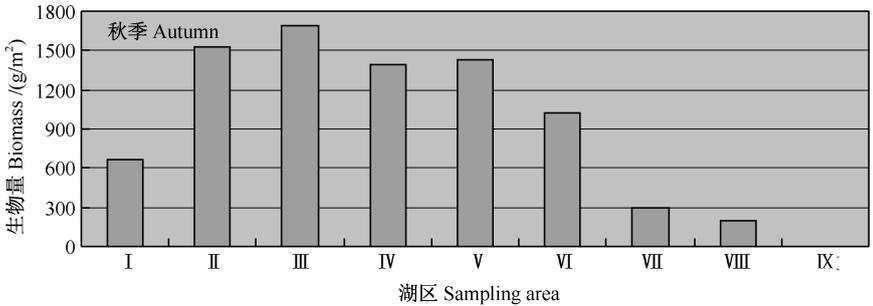
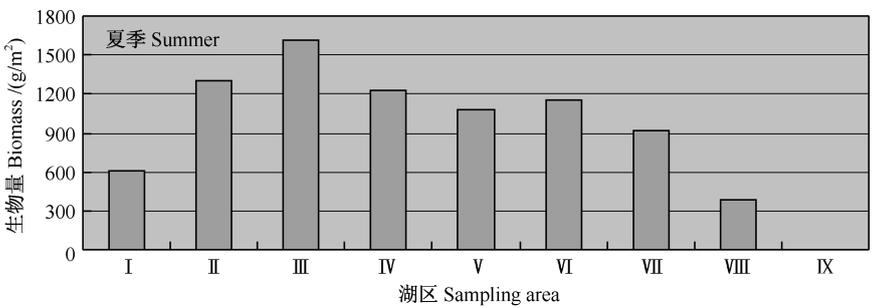


图 8-9 (续)

Fig. 8-9 (Continued)

表 8-2 2002~2005 年调查期间,太湖贡湖湾各种水生植物生物量的季节变化
(数据源自刘伟龙等 2007)

Table 8-2 Seasonal changes in biomass of various macrophytes in Gonghu Bay of
Lake Taihu during the surveys between 2002 and 2005 (Data from Liu et al. 2007)

种类 Species	春季	夏季	秋季	冬季	平均 Mean
	Spring	Summer	Autumn	Winter	
芦苇 <i>Phragmites communis</i>	44	249	261	20	144
凤眼莲 <i>Eichhornia crassipes</i> *	0	37	44	10	23
水花生 <i>Alternanthera philoxeroides</i> *	0	23	41	5	17
荇菜 <i>Nymphoides peltata</i>	58	208	186	0	113
菱 <i>Trapa maximowiczii</i>	0	23	21	0	11
无根萍 <i>Wolfia arrhiza</i>	0	26	19	0	11

种类 Species	春季	夏季	秋季	冬季	平均
	Spring	Summer	Autumn	Winter	Mean
紫背浮萍 <i>Spirodela polyrhiza</i>	0	0	37	0	9
马来眼子菜 <i>Potamogeton malaianus</i>	86	286	273	160	201
苦草 <i>Vallisneria spiralis</i>	14	196	211	15	109
轮叶黑藻 <i>Hydrilla verticillata</i>	0	111	82	0	48
伊乐藻 <i>Elodea nuttallii</i> *	0	25	53	0	20
微齿眼子菜 <i>Potamogeton maackianus</i>	0	26	162	0	47
菹草 <i>Potamogeton crispus</i>	0	33	43	0	19
金鱼藻 <i>Ceratophyllum demersum</i>	21	24	42	0	22
狐尾藻 <i>Myriophyllum spicatum</i>	26	43	61	20	38
平均 Mean	249	1310	1536	230	831

* 外来种 Exotic species

2005 年以后，贡湖湾的沉水植物急剧下降，2007 年的现场调查表明，贡湖湾的沉水植物仅有零星分布（曹特，私人通讯）。沿岸带虽有大量挺水植物——芦苇分布，芦苇丛反而成为了蓝藻的“捕获器”（图 8-10、图 8-11）。



图 8-10 太湖贡湖北岸岸边堆积和腐烂的蓝藻水华（摄于 2007 年 7 月 24 日）

Fig. 8-10 Accumulation and decaying of cyanobacterial blooms near the north shore of Gonghu Bay in Lake Taihu (Photo was taken on July 24, 2007)



图 8-10 (续)

Fig. 8-10 (Continued)



图 8-11 太湖贡湖岸边芦苇丛中的蓝藻水华 (摄于 2007 年 7 月 24 日)

Fig. 8-11 Cyanobacterial blooms in reed near the shore of Gonghu in Lake Taihu (Photo was taken on July 24, 2007)

二、贡湖湾水环境灾变的驱动机制

1. 为何贡湖湾的水质从 2005 年开始迅速恶化——“引江济太”导致内源负荷的增加可能是重要原因之一

虽然由于“引江济太”的水量很大，来自望虞河污水中的 N、P 输入在短期内可能不会对太湖 N、P 水平产生显著影响，但可能富含 N、P 的颗粒性有机污染物在贡湖湾的大量沉淀加速了近年来贡湖湾的水质恶化：“引江济太”过程中从望虞河河底被冲出来的富含 N、P 的颗粒性有机污染物大量沉淀在贡湖中，因为当望虞河中夹杂着大量颗粒污染物的水进入贡湖湾中时，由于流速的大幅下降，颗粒污染物将大量沉淀下来。当这种颗粒污染物经过 2~3 年的沉淀，就可能形成越来越显著的 N、P 的内源负荷，这也许是为何“引江济太”始于 2002 年，但贡湖湾的水质到 2005 年才开始迅速恶化的原因。

此外，增加工业污染物进入饮用水的风险。为何在 2007 年 5 月底至 6 月初发生的贡湖水厂水源水污染事件中检测出大量的酚和甲苯等源自工业的污染物？不能排除“引江济太”过程中将望虞河中的酚和甲苯这样的工业污染物冲进了贡湖。根据江苏省环保厅的通报（苏环监察〔2007〕19 号），望虞河流域工业污染严重，望虞河流域存在少数不法企业利用车船装载工业废弃物（固废或废水）在该区域不定期集中倾倒。

2. 为何贡湖湾的水生植物 2005 年以后急剧下降——蓝藻的堆积和氨氮的增加可能是重要原因

2003~2004 年蓝藻在贡湖湾沿岸带水生植物中开始大量堆积，可能是贡湖湾生态系统中水生植物急剧衰退的前奏。据王兴民等（2006）描述，在 8 月下旬至 9 月底，因受太湖蓝藻暴发的影响，大量蓝藻水华漂浮聚集在贡湖湖滨带地区，明显危害水生高等植物生长：大片马来眼子菜、荇菜、四角菱受到侵害甚至枯萎，荇菜和马来眼子菜生物量急剧下降，金银莲花和四角菱消失。

2005 年以后，贡湖湾沉水植物急剧衰退，现仅有零星分布。最近，可看到一些淹没在蓝藻水华中几乎奄奄一息的水生植物（图 8-12）。沉水植物的急速衰退，可能也加速了水质的恶化，因为固定在水生植物中的 N、P 被释放，又由于水生植物的衰退，对沉积物的屏蔽作用丧失，增加了内源 N、P 的释放。



图 8-12 贡湖湾北岸岸边的蓝藻水华与淹没于其中的水生植物
(荇菜 *Nymphoides peltata*) (摄于 2007 年 7 月 24 日)

Fig. 8-12 Cyanobacterial blooms with some macrophytes (*Nymphoides peltata*) covered by the blooms in the north shore of Gonghu Bay in Lake Taihu (Photos were taken on July 24, 2007)

贡湖湾近年来水生植物的急剧衰退不仅与漂移过来的蓝藻水华的大量堆积腐烂产生的毒害作用有关，也可能与“引江济太”过程中从望虞河进来的富含 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的污水有关，因为高 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度会对水生植物产生毒害作用 (Cao et al. 2007)。Cao 等 (2007) 研究了苦草生物量和水柱中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度的关系，发现在长江流域的湖泊中，中等浓度的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度 ($<0.3 \text{ mg/L}$) 有利于苦草的生长，而高浓度的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度 ($>0.56 \text{ mg/L}$) 下，苦草完全不能生存 (图 8-13)。在实验系统中，当 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度 = 0.81 mg/L 时，苦草不能繁殖。

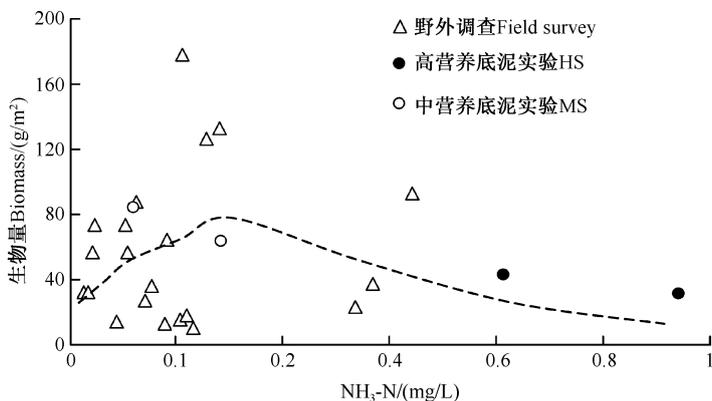


图 8-13 苦草生物量的分布与水柱中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度的关系。数据来自 31 个湖泊的 22 个样点以及 4 个中宇宙实验 (引自 Cao et al. 2007)

Fig. 8-13 The distribution of *Vallisneria natans* biomass in relation to water column $\text{NH}_3\text{-N}$ concentrations. Data were from 22 sites of 31 lakes and from the four mesocosm tanks (Cited from Cao et al. 2007)

虽然氨对不同沉水植物毒害的浓度阈值可能存在种间差异，但贡湖湾不断升高的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度对水生植物的影响不容小视，2005 年，贡湖水柱中的平均 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度已达 0.54 mg/L (变动范围 $0.07\sim 1.42 \text{ mg/L}$)。

3. 贡湖湾可能出现恶性循环——蓝藻堆积带来丰富的营养盐输入，“引江济太”带来污染物沉淀，蓝藻水华越来越严重

现在贡湖湾的蓝藻水华有多少是自产的有多少是漂移过来的，谁也说不清。但是从卫星遥感图片可以看出，太湖的蓝藻存在大范围的迁移行为。由于蓝藻在死亡分解过程中免不了有一部分沉淀下去，因此蓝藻堆积的结果可能伴随着营养盐的大量转移，同时也不断增加自身蓝藻的产生量。可能有如下过程正在发生或将要发生：

1) 由于夏季盛行东南偏南风，蓝藻不可避免地容易在北部的 3 个湖湾 (竺山湾、梅梁湾、贡湖湾) 中富集，特别是这 3 个湖湾都比较狭长，蓝藻易进难

出，容易长时间滞留。

2) 同时，伴随着太湖整体营养水平的不断攀升，蓝藻的发生量也可能不断上升，漂移到北部湖区的蓝藻可能越来越多，而且可能呈现出放大式的效应，这可能将进一步加速 N、P 在北部湖湾的累积，增加蓝藻水华的危害。

3) “引江济太”可能还会导致大量颗粒有机物在贡湖湾的沉积，也不断增加贡湖湾的内源负荷。随着蓝藻在贡湖湾聚集得越来越多，可能不断地进行引水，进而使贡湖湾的内源负荷不断增加。现在的贡湖似乎已经进入这样一个恶性循环之中。

理论上推测，“引江济太”将会稀释蓝藻浓度，将贡湖湾的蓝藻推挤到湾外区域，从而改善贡湖湾的水质。但是，近几年“引江济太”所伴随的是“适得其反”的效果：贡湖湾的水质不断恶化，蓝藻水华的程度不但得不到缓解，反而十分严重，2007 年还暴发了空前的水污染灾难。

三、蓝藻的大量聚集是否一定引起水污染事件？

1. 贡湖湾的蓝藻聚集始于何时——可追溯到 1987 年

贡湖湾蓝藻的聚集似乎并不仅仅始于近年：根据 1987 年 6 月 26 日的卫星遥感图（图 1-31），贡湖湾水面上就聚集有蓝藻水华，其覆盖面积几乎与梅梁湾相当。为何那时未出现问题，也许由于贡湖湾整体营养水平较低，水生植物茂盛，漂来一些蓝藻也能在贡湖湾生态系统中被分解、吸收，不至于带来大的环境灾难。也就是说，那时的环境容量可能比现在要大。

2. 贡湖湾蓝藻的大量聚集——不仅仅局限于 2007 年

蓝藻在贡湖湾的大量聚集也不仅仅在 2007 年 5 月。根据卫星遥感图 [图 1-35 (E)]，2006 年 9 月 21 日，蓝藻在贡湖湾大量聚集，覆盖了贡湖湾的一大半，严重程度超过了梅梁湾。

这就是说，蓝藻在贡湖湾的大量聚集并不是发生水污染事件的充分必要条件，即只有大量聚集，如果不进一步在适当的场所进行腐烂形成污水团，也不会导致像 2007 年 5 月底在贡湖水厂取水口那样的污染灾难。

四、结 语

由于 2007 年太湖整体的生态环境与往年相比并未发生大的变化，因此，位于贡湖湾和梅梁湾交界的贡湖水厂发生重大水污染事件可能起因于局部环境的显著变化或灾难。梅梁湾历来都是蓝藻的重灾区，而贡湖湾则非如此。

1987~2003 年，贡湖水质指标平稳波动， $TP < 0.1$ ， $Chl-a < 20 \mu g/L$ ，

$\text{NH}_3\text{-N}$ 缓慢上升, 2005 年贡湖水质迅速恶化: $\text{NH}_3\text{-N}$ 最高达 1.42 mg/L , TP 最高达 0.25 mg/L , Chl-a 最高达 $47.6 \mu\text{g/L}$, 比 1987~2003 年至少上升了 1 倍多。“引江济太”导致内源负荷的增加加上贡湖沿岸带水生植物分布区蓝藻堆积可能是近年水质恶化的重要原因之一。

2002~2005 年水生植物还很丰富, 之后沉水植物急速衰退, 岸边的芦苇丛变成了蓝藻的“捕获器”。近年水生植物的急剧衰退可能与蓝藻的大量堆积、“引江济太”导致的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 水平大幅上升有关。

蓝藻的大量聚集也不一定引起水污染事件。贡湖湾的蓝藻聚集可追溯到 1987 年, 贡湖湾蓝藻的大量聚集也不仅仅局限于 2007 年。贡湖湾可能出现恶性循环: 蓝藻堆积带来丰富的营养盐输入, “引江济太”带来污染物沉淀, 蓝藻水华越来越重。

第九章 侵袭贡湖水厂取水口的污水团为何物、来自何方？

内 容

一、水中异味物质种类繁多——含硫蛋白质可分解转化成硫醇、硫醚、 H_2S 和 NH_3

1. 气味物质——无机物中 NO_2 、 NH_3 、 SO_2 、 H_2S 等少数气体具有强烈气味，挥发性有机物则大多具有气味

2. 有机气味物质——主要是脂肪烃含氧衍生物、含硫化合物、含氮化合物和芳香族化合物

3. 水中主要气味物质的形成与转化——含硫蛋白质可分解转化成硫醇、硫醚、 H_2S 和 NH_3

二、侵袭贡湖水厂取水口的污水团为何物——来源复杂，主体可能是蓝藻堆积、腐烂形成的衍生污染物

1. 张晓健等（2007）的研究——污水团中含有大量的硫醇硫醚类、醛酮类（如 β -环柠檬醛），还检出了较高含量的吡啶和酚

2. Yang 等（2007）的研究——污水团中含有大量二甲基三硫醚，还检测出两种藻源性代谢产物——MIB 和 GEO，但浓度比二甲基三硫醚要低得多

3. 其他证据——高 Chl-a 含量表明污水团源自蓝藻

三、侵袭贡湖水厂取水口的污水团来自梅梁湾还是贡湖湾——来自湖流的证据显示，可能主要来自贡湖湾

1. 两种不同的观点——一些学者认为来自梅梁湾，另一些学者认为来自贡湖湾

2. 太湖的风生流特征——E、S 风使贡湖湖水向梅梁湾流动，N、W 风则相反

3. 太湖的风场特征——5 月份盛行东南偏南风，这意味着主要湖流特征应该是贡湖湖水以沿岸流的形式输入到梅梁湾

四、污水团是否来自望虞河——不大可能全部来自望虞河的污水

五、从卫星遥感图看贡湖取水口的蓝藻——5 月 27 日在两湾交界的贡湖水厂取水口处，云集了大量蓝藻

六、污水团很可能来自贡湖湾——可能 SE 风场下的沿岸流加上“引江济太”的吞吐流将贡湖北岸的污水团沿湖岸缓慢推向贡湖水厂取水口

七、结语

从第八章可以看出，贡湖湾生态环境的急剧恶化（灾变）已为贡湖水厂的水污染埋下了祸根。在贡湖水厂水污染事件发生期间，无锡市政府组织中国科学院、建设部、清华大学、同济大学、东南大学、河海大学和江苏省水利厅、环保

厅等单位组成的两个专家组，对水源地水质突变进行了现场调查和分析。2007年6月6日经专家组研究分析，一致认为造成此次贡湖水源地水质突变的原因主要是该水域内存在较大面积的污水团（约3 km²），突然侵入水源地取水口造成的。因此，对污水团的性质、形成机制和迁移规律的分析，对揭开贡湖水厂水污染事件之谜至关重要。

一、水中异味物质种类繁多——含硫蛋白质可分解转化成 硫醇、硫醚、H₂S 和 NH₃

1. 气味物质——无机物中 NO₂、NH₃、SO₂、H₂S 等少数气体具有强烈气味，挥发性有机物则大多具有气味

通常将饮用水中的感官分为5类——嗅觉、味觉、口腔觉、视觉和听觉。由舌头感觉的味觉分为酸、甜、苦、咸4种，而由鼻子闻到的嗅觉异味最为复杂多样，被分为十多种。饮用水中的感官物质被分为甜味物质、苦味物质、酸味物质、咸味物质、辣味物质、涩味物质、其他显味物质和气味物质（丛丽和苏德林 2007）。

一般来说，无机物中 NO₂、NH₃、SO₂、H₂S 等少数气体具有强烈气味，其余大多没有明显的嗅感。硫化氢（H₂S）是一种无色、具有臭鸡蛋味的气体，它是剧毒的，不仅刺激眼膜和呼吸道，而且还与各种血红蛋白中的铁结合，抑制其活性，阻碍物质和能量代谢，空气中如含有0.1%的硫化氢就会迅速引起头痛眩晕等症状，进而导致昏迷或死亡（许善锦 2002）。当水中 H₂S 浓度达到0.1 mg/L时，就会显著影响鱼苗的生长和鱼卵的存活，H₂S 对高等植物根的毒害作用也很大（李建政和任南琦 2005）。

而挥发性有机物则大多具有气味，有机物分子的嗅感，与其含有的官能团类型、数目以及分子的立体结构有关。常见的官能团有羟基、醛基、酮基、羧基、酯基、内酯基、烃基、苯基、氨基、硝基、亚硝基、酰氨基、巯基、硫醚基、二硫基、杂环化合物等；一般来说，化合物的分子质量越小、官能团在整个分子中所占的比重越大，官能团对嗅觉的影响越明显（丛丽和苏德林 2007）。

主要的气味物质分为脂肪烃含氧衍生物（醇类、醛类、酮类、羧酸类、酯类）、芳香族化合物、含氮化合物和含硫化合物等。脂肪烃含氧衍生物通常随分子碳链的增长，其气味由果实香型→清香型→脂肪臭型方向变化。芳香族化合物一般都有特殊嗅感，苯气味一般不受人欢迎。低分子胺类大多具有不愉快的嗅感，许多化合物还有一定的毒性。低级的硫醇和硫醚大都具有难闻的臭气或令人不快的嗅感（丛丽和苏德林 2007）。

2. 有机气味物质——主要是脂肪烃含氧衍生物、含硫化合物、含氮化合物和芳香族化合物

1) 脂肪烃含氧衍生物。

在湖水中检测出的一些常见的藻源性异味物质，如 2-甲基异茨醇 (2-methylisoborneol, 简称 MIB)、土腥素 (geosmin, 简称 GEO)、 β -环柠檬醛 (β -cyclocitral) 和 β -紫罗兰酮 (β -ionone) 等 (图 9-1) 即属于这类物质 (Li et al. 2007)。人类对各种致嗅物质的感觉阈值是很不相同的，如人类对水体中 MIB 和 GEO 的嗅觉阈值分别为 35 ng/L 和 15 ng/L (Howgate, 2004)，而对 β -环柠檬醛的嗅觉阈值一般为 MIB 和 GEO 的 1~2 个数量级 (Young et al. 1999)。此外，有些物质依据浓度的不同而呈现不同的味道，譬如，当湖水中 β -环柠檬醛浓度小于 1 $\mu\text{g}/\text{L}$ 时产生鲜草味 (fresh grassy)，2~20 $\mu\text{g}/\text{L}$ 时散发干草木味 (hay/woody)，大于 20 $\mu\text{g}/\text{L}$ 时则像烟草味 (tobacco-like) (Young et al. 1999)。

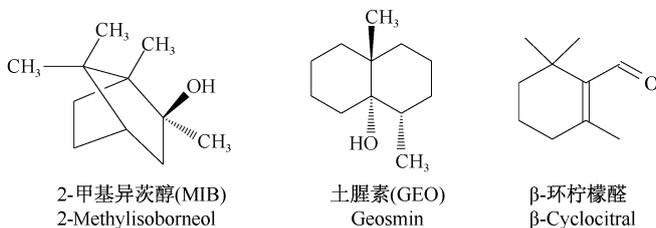


图 9-1 3 种水中常见的异味化合物结构

Fig. 9-1 Structures of three common off-flavor compounds

2) 含硫化合物。

硫醇 (mercaptan) 可看作是硫化氢 (H_2S) 分子中一个氢被烃基取代的化合物，通式为 $\text{R}-\text{SH}$ 。式中，R 为烃基或其衍生物， $-\text{SH}$ 为巯基，是硫醇的官能团。简单的硫醇有甲硫醇 (methyl mercaptan) CH_3-SH 、乙硫醇 $\text{CH}_3-\text{CH}_2-\text{SH}$ 等。巯基也存在于某些结构复杂的化合物中，如与人体代谢有关的辅酶 A 分子中就含有巯基。

低级的硫醇具有极难闻的臭味，如乙硫醇在空气中的浓度为 10^{-2} ng/L 时即可为人所觉察，利用这一特性，人们在煤气中加入极微量的乙硫醇或叔丁醇以提高对煤气泄漏的警觉。高级硫醇的臭味随相对分子质量的增大而逐渐减少 (荣国斌和苏克曼 2000)。

硫醚 (thioether) 的通式为 $\text{R}-\text{S}-\text{R}'$ 。式中，R 和 R' 可以相同也可以不同。硫醚的化学稳定性比硫醇高。简单的硫醚有甲硫醚 (methyl sulfide) ($\text{CH}_3-\text{S}-\text{CH}_3$)、二甲基二硫醚 (dimethyl disulfide) ($\text{CH}_3-\text{S}-\text{S}-\text{CH}_3$)、二甲基三硫醚 (dimethyl trisulfide) ($\text{CH}_3-\text{S}-\text{S}-\text{S}-\text{CH}_3$) 等。甲硫醚、二甲基

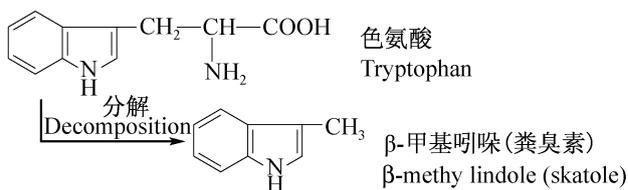
二硫醚均有令人不愉快的臭气味。二甲基三硫醚具有大蒜味(施周等 2002)。

有趣的是,含硫化合物又是一些食物(如野葱、野韭菜、大蒜、煮熟了的肉类食品等)的重要风味物质,如在煮牛肉的挥发性成分中发现有硫化氢、甲硫醇、乙硫醇、丙硫醇、丁硫醇、二甲基硫醚、二甲基二硫醚等,又如二甲基三硫是白葡萄酒、威士忌酒、红茶、番茄、卷心菜、花菜、花椰菜、洋葱、牛肉、海星、虾、鲑鱼、扇贝等的香味成分。含硫化合物纯品一般都具有强烈的令人不愉快的臭味,很难把它们与香料联系起来。但含硫化合物在浓度很低时的香味效果与高浓度时发生了很大变化,产生了令人愉快的食品香味,含硫化合物是肉香味的核心和基础(孙保国 2007)。显然,这些硫醚、硫醇类气味物质既可是植物体内的代谢产物,也可在肉类煮熟过程中大量产生。

硫醚的臭味不如硫醇强烈,甲硫醇感知的阈值为 $0.07 \mu\text{g/L}$ (ppb),甲硫醚为 $3.0 \mu\text{g/L}$,二甲二硫为 $2.2 \mu\text{g/L}$,硫化氢为 $0.41 \mu\text{g/L}$ (沈培明等 2005)。清洁水中硫化氢的嗅觉阈值为 $0.035 \mu\text{g/L}$ (赵庆良和任南琦 2005)。Buttery 等(1990)报道,人类对水体中二甲基三硫化物的嗅觉阈值为 $5\sim 10 \text{ ng/L}$ 。

3) 含氮化合物。

吲哚(indole)是杂环(稠环)化合物。浓的吲哚溶液有粪臭味,但极稀溶液有茉莉香味,可用作香料。吲哚在自然界中可见于从生物碱、花精油到蛋白质的腐败产物之中,动物粪便中也含有吲哚和 β -吲哚乙酸(荣国斌和苏克曼 2000)。色氨酸(构成蛋白质的重要成分)分解可形成 β -甲基吲哚。

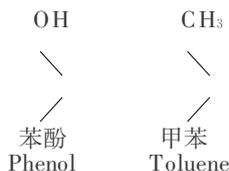


4) 芳香族化合物。

自然界中有 2000 多种酚类化合物,常见的酚类化合物有苯酚、甲酚、五氯酚等,广泛用于消毒、防锈、防腐等。饮用水中酚在 1 mg/L 以上时就有臭味。第一次世界大战前,苯酚的唯一来源是从煤焦油中提取。工业上苯酚主要由异丙苯制得。苯酚对皮肤、黏膜有强烈的腐蚀作用,可抑制中枢神经或损害肝、肾功能。苯酚的制造、炼焦、炼油、冶金、塑料、化纤、绝缘材料、酚醛树脂、制药、炸药、农药等工业都会有较高浓度的含酚废水。五氯酚在集中式生活饮用水地表水源地特定项目标准限值为 0.009 mg/L 。

甲苯主要由原油经石油化工过程而制得。甲苯是重要的化工原料,作为溶剂在工业上广泛使用,甲苯也是有机合成(特别是氯化苯酰和苯基、糖精、三硝基甲苯和许多染料等有机合成)的重要原料。甲苯对皮肤、黏膜有刺激性,对中枢神经系统有麻醉作用。甲苯在集中式生活饮用水地表水源地特定项目标准限值

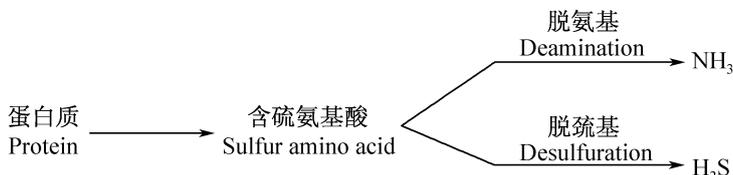
为 0.7 mg/L。



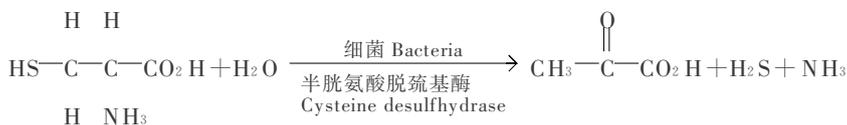
3. 水中主要气味物质的形成与转化——含硫蛋白质可分解转化成硫醇、硫醚、H₂S 和 NH₃

1) 微生物分解含硫有机物产生 H₂S。

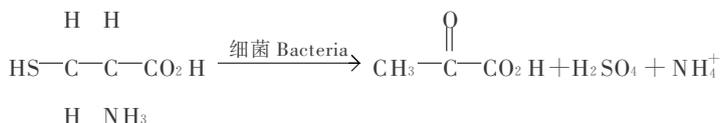
硫是生物体内的宏量结构元素，是生物体内的巯基、氨基酸和各种辅酶的重要成分。天然蛋白质由 20 种氨基酸组成，其中有两种含硫氨基酸——蛋氨酸和半胱氨酸。水中具有含硫官能团的氨基酸组成的蛋白质可通过脱巯基产生 H₂S，通过脱氨基产生 NH₃（王晓蓉 1997）：



含硫有机化合物通过许多微生物的作用均能产生 H₂S，譬如在厌氧条件下，半胱氨酸通过半胱氨酸脱巯基酶转化成丙酮酸，释放出 H₂S：



在好氧条件下：



自然界所有化能异氧微生物几乎都能分解蛋白质等产生 H₂S。因为 H₂S 难溶于水，在缺氧环境中难以被氧化，所以在有机污染严重的缺氧水体中容易逸出水体进入空气，因而发出令人不快的异味（王兰等 2006）。

2) 微生物还原硫酸盐产生 H₂S。

如果水体缺氧，则 SO₄²⁻ 在硫酸盐还原菌的作用下产生下列反应（赵庆良和

任南琦 2005):



硫酸盐还原菌能够在无氧环境中利用硫酸盐代替分子氧，氧化有机物，所以它们都是能进行无氧呼吸的异氧菌。还原硫酸盐的细菌所能利用的电子和氢的供体物质并不多，最常见的是丙酮酸、乳酸和氢气。譬如，脱硫弧菌可利用乳酸作为还原硫酸盐的电子供体，反应为：



在东部平原湖泊中，太湖的 SO_4^{2-} 含量相对较高，达 18.78 mg/L；湖泊的营养程度越高， SO_4^{2-} 含量越高，譬如同为云贵高原湖泊，贫营养的抚仙湖为 4.11 mg/L，而滇池平均达 48.2 mg/L（徐南妮等 1995）。

海水中的 SO_4^{2-} 含量远高于淡水，譬如，盐度为 35 的海水中， SO_4^{2-} 含量达 2712 mg/kg（宋金明等 2000）。由于淡水中的 SO_4^{2-} 浓度低，由硫酸盐还原而形成的 H_2S 很少，淡水水体中的 H_2S 主要是通过含巯基的有机化合物在厌氧环境中分解而产生的（李建政和任南琦 2005）。

3) pH 对 H_2S 和 NH_3 的影响。

在废水中，当 pH 允许 H_2S 从液态的硫化物（hydrosulfide）（ HS^- ）逸出时，将出现臭味，硫还原细菌的最适 pH 为 6.8~7.2，超过这一 pH，硫还原量较少。 H_2S 的形成对 pH 极为敏感，当 $\text{pH} < 7$ 时，反应有利于 H_2S 的生成，而当 $\text{pH} > 7$ 时，反应容易生成硫化物（图 9-2）。

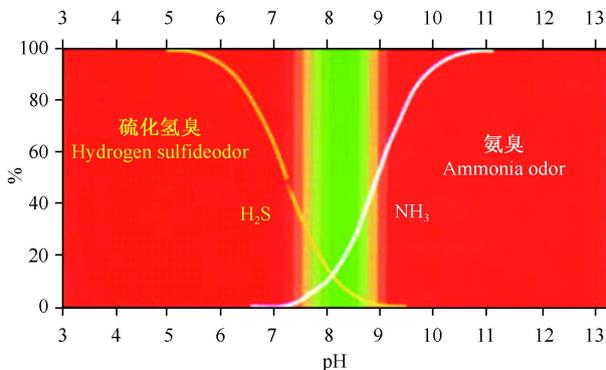


图 9-2 不同 pH 条件下硫化氢和氨的溶解度（引自 Hill Brothers Chemical Company, <http://www.hillbrothers.com/thio3.htm>）

Fig. 9-2 Solubility of hydrogen sulfide and ammonia (Cited from Hill Brothers Chemical Company, <http://www.hillbrothers.com/thio3.htm>)

4) 水中硫醇、硫醚类化合物的可能来源。

在环境微生物或微生物生态学有关微生物与硫循环的研究方面，很少涉及水中硫醇和硫醚的产生机制。张晓健等（2007）给出了水体中的藻类细胞和含蛋白质的废水可转化成各种硫醇和硫醚类化合物的示意图（图 9-3）：

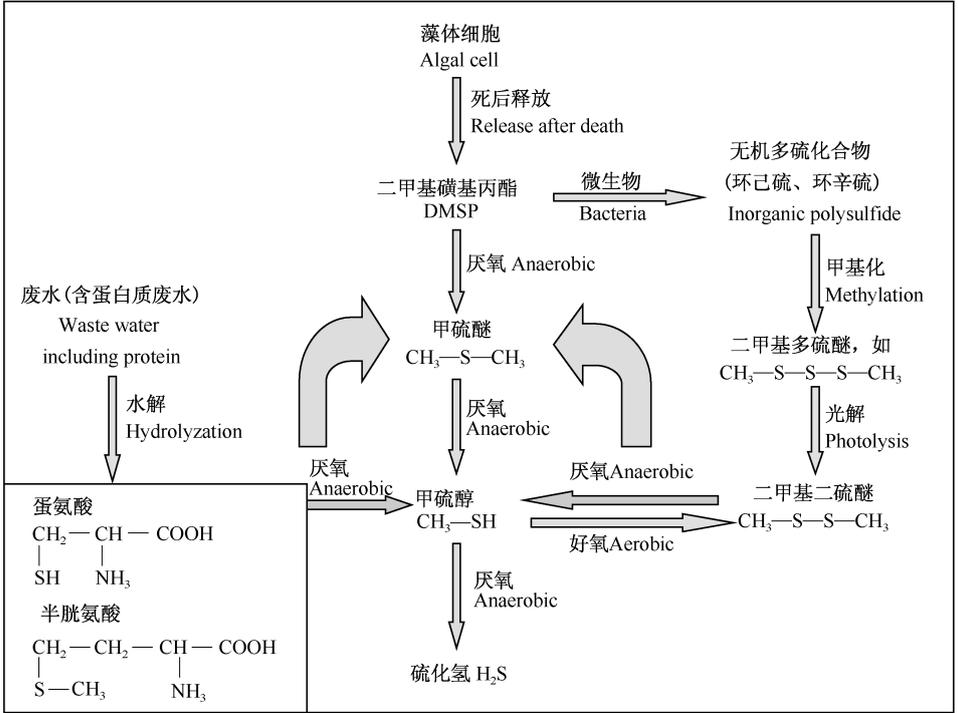


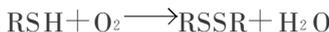
图 9-3 水中硫醇、硫醚类化合物的产生示意图 (修改自张晓健等 2007)

Fig. 9-3 Schematic diagram of the production of mercaptan and thioether in water (Modified from Zhang et al. 2007)

贡湖水厂取水口水污染事件期间（5月28日至6月2日），pH变化不大，为7~8（图6-3），根据图9-2可以推测，这既不利于H₂S的逸出，也不利于NH₃的逸出。而低的溶氧可能导致了大量硫醇和硫醚的产生（图9-3）。

由于硫原子的半径大于氧原子，因而易于极化，故-SH中的氢原子易于形成氢离子而呈现酸性。这也许可以解释在贡湖水厂取水口污水团出现后，水中大量的硫醇的存在使水中pH有所降低（图6-3）。

硫醇很容易与氧化剂发生氧化反应，转化为对称二硫醚，譬如



二、侵袭贡湖水厂取水口的污水团为何物——来源复杂，主体可能是蓝藻堆积、腐烂形成的衍生污染物

1. 张晓健等（2007）的研究——污水团中含有大量的硫醇硫醚类、醛酮类（如 β -环柠檬醛），还检出了较高含量的吡啶和酚

张晓健等（2007）根据原水水质和臭味的味道以及应急除藻措施除臭效果欠佳的情况初步判断出，产生此次无锡自来水臭味的物质，不是水华蓝藻常见的代谢产物（如2-甲基异茨醇、土腥素等），而是另一类致臭的含硫化合物，产生的原因较为复杂。经对5月31日中午水源水、6月2日污水团、污染期间存留的自来水等水样进行GC-MS分析，检出原水中含有大量的硫醇硫醚类、醛酮类、杂环与芳香类化合物。主要成分有以下三大类：

（1）硫醇、硫醚类化合物：甲硫醇，甲硫醚，二甲基二硫醚、二甲基三硫醚、二甲基四硫醚，环己硫、环辛硫；

（2）醛、酮类化合物： β -环柠檬醛，己醛，辛醛，辛酮，环己酮；

（3）杂环与芳香类化合物：吡啶、吡啶分解产物类化合物（成分名称未定），酚，甲苯。

张晓健等（2007）对上述三类物质的来源做了如下分析：

（1）水源水中硫醇硫醚类含硫有机物、耗氧量和氨氮的含量很高，产生条件需要大量的藻渣和厌氧条件，而在含通常浓度藻体的水中，包括藻类水华的主流水体中，藻量不够，也无法产生厌氧条件。此外，含蛋白质的废水，如生活污水和工业废水，在厌氧条件下也可以生成甲硫醇，产生硫醇、硫醚类化合物（图9-3）。硫醇、硫醚类化合物的臭味种类为烂圆白菜味、烂洋葱味、蒜臭味等。用甲硫醇配水可以得到类似无锡自来水事件时的味道（臭胶鞋味、烂圆白菜味）。

（2）水源水中检出的醛类物质中， β -环柠檬醛是臭味物质，木头味，是藻类的代谢产物，特别是属于蓝藻的微囊藻的代谢产物。其他醛类物质也是代谢产物的分解物。而典型的藻类代谢产物致臭物质MIB和GEO在水源水中未检出。

（3）水源水中还检出了较高含量的吡啶和酚，在水源水和受污染自来水水样中还检出了甲苯。吡啶是蛋白质中色氨酸的分解产物，有强烈的粪臭味，常见于粪便污水，煤焦油中也含有少量的吡啶。酚和甲苯的来源一般为工业污染。

因此张晓健等（2007）推测，太湖蓝藻暴发产生的藻渣与富含污染物的底泥，在外源污染形成的厌氧条件下快速发酵分解，所产生的恶臭物质造成无锡自来水臭味事件。

由于在水源水中检出较高含量的吡啶和酚，还检出了甲苯，而酚和甲苯的来源一般为工业污染，因此张晓健等（2007）推测可能有外源污染，可能这些外源污染物来自底泥。但是这些工业源性污染物到底来自何处（是刚从河流流入的还

是历史上沉积在底泥中)的则不得而知。

但是笔者认为是否如张晓健等(2007)所说的是外源污染物形成的厌氧条件还缺乏证据,至少蓝藻大量堆积腐烂也是可能形成厌氧条件的。此外,张晓健等(2007)对水污染事件中涉及的异味物质只进行了定性描述,未给出定量数据。

2. Yang 等(2007)的研究——污水团中含有大量二甲基三硫醚,还检测出两种藻源性代谢产物——MIB 和 GEO,但浓度比二甲基三硫醚要低得多

Yang 等(2007)在 *Science* 上撰文,根据以下事实提出贡湖水厂的水污染事件不是直接源自蓝藻水华的观点:

(1) 氨氮浓度从 5 月 28 日的 0.23~0.97 mg/L 突然上升到 5 月 31 日的 4 mg/L,然后逐渐下降;而他们认为氨氮浓度的升高通常与蓝藻水华无关。

(2) 6 月 4 日取了饮用水进水(drinking-water intake)和污水团(water agglomerate)水样进行异味物质化学成分分析,两个样品具有强烈的腐烂的沼气味(septic and marshy odor),二甲基三硫醚(dimethyl trisulfide)的含量高达 11.4 $\mu\text{g/L}$ 和 1.77 $\mu\text{g/L}$,这足够引起这个臭味。二甲基三硫化物及相关的烷基硫酸盐(alkyl sulfate)主要是由许多细菌产生的。还检测出两种藻源性代谢产物——MIB 和 GEO,它们产生土腥味或霉味(earthy or musty odor),但是它们的浓度比二甲基三硫醚要低得多。

但是,笔者依据如下事实对 Yang 等(2007)的结论提出一些质疑:

(1) Yang 等(2007)推测氨氮浓度的升高通常与蓝藻水华无关,但是,在缺氧状态下厌氧微生物大量繁殖,对水中有机物进行厌氧分解,可产生硫化氢、甲烷、氨等有害气体,释放臭气;因此,如果蓝藻大量堆积腐烂,在氧气不足或缺氧状态下,蓝藻中丰富的含氮有机物可能被分解产生大量氨。

(2) Yang 等(2007)检测出 MIB 和 GEO,但是不知为何未给出 MIB 和 GEO 的实际浓度,只是描述比二甲基三硫化物要低得多,MIB 和 GEO 的嗅觉阈值也是很低的。

(3) Yang 等(2007)的采样时间为 6 月 4 日,此时,水污染事件已接近尾声,主要的水质指标已基本接近正常水平(图 6-3、图 6-4),污水团可能大部分已经漂走。

3. 其他证据——高 Chl-a 含量表明污水团源自蓝藻

秦伯强等(2007)于 6 月 1 日下午测得贡湖水厂取水口及临近水域水样中叶绿素 a 很高,最高可达 980 $\mu\text{g/L}$,并在现场观测到大量腐烂的蓝藻团块。事件发生期间,太湖的浮游植物以蓝藻占绝对优势,而只有当蓝藻高度堆积才能达到这样高的叶绿素 a 浓度,并且只有当蓝藻高度腐烂才有可能使水中的溶氧浓度接近零,因此,这个污水团应该主要就是由蓝藻高度堆积、腐烂形成的污水团。

综上所述,关于引起无锡水污染事件的原因,基本都认为是污水团。但是关于污水团的成因有几种不同的说法:①因为蓝藻大量堆积、腐烂所致(秦伯强等 2007;叶建春 2007);②主要是蓝藻堆积腐烂,也有一些陆源性污染物(张晓健等 2007;南京地理与湖泊研究所 2007);③陆源性污染物为主(Yang et al. 2007)。从上面的分析来看,蓝藻的大量堆积和腐烂产生的衍生污染物可能是形成这个污水团的主体。

三、侵袭贡湖水厂取水口的污水团来自梅梁湾还是贡湖湾——来自湖流的证据显示,可能主要来自贡湖湾

1. 两种不同的观点——一些学者认为来自梅梁湾,另一些学者认为来自贡湖湾

由于贡湖水厂取水口位于梅梁湖和贡湖交界之处,且水面相对开阔,污水团不可能就地产生。针对贡湖湾的污水团究竟来自何方,迄今为止有两种完全不同的说法,一些学者认为来自梅梁湾,另一些学者认为来自贡湖湾。

叶建春(2007)等根据污水出现的时间序列判断贡湖水厂取水口的污水团由梅梁湾扩散而来(第六章)。从图 6-6 可以看出,梅梁湾的小湾里水厂出现水质恶化(表现在 DO 的骤降, $\text{NH}_3\text{-N}$ 的骤升)的时间比贡湖湾提前约半个月,因此,这自然让人怀疑贡湖水厂取水口的污水团是由梅梁湾的污水团扩散而来。

此外,以往也有研究表明,梅梁湾蓝藻水华大量出现的时间比贡湖湾藻早,譬如,根据 Liu 等(2008)于 2004 年 11 月至 2005 年 10 月期间的调查,梅梁湾蓝藻大量出现的时间比贡湖湾要早一些(图 1-13)。

南京地理与湖泊研究所(2007)认为,由于南泉水厂东部沿岸河汊、渔港以及芦苇丛处于南风、西南风、东风下风向,大太湖的蓝藻水华漂移到此处后,藻类极易堆积、腐烂沉降,在河口以及近岸淤积,加上贡湖北岸河口及其附近含有大量陆源污染沉积物,二者共同作用形成了复合污染沉积物,该复合污染沉积物比重轻,在南风、东风驱动的风浪作用下,发生再悬浮,使其厌氧降解形成的溶解有机物释放进入水体,形成污水团。该污水团在湖面风场、水厂取水口产生的引流和望虞河引江吞吐流共同作用下,向贡湖南泉水厂取水口移动,并进入取水口,造成水质恶化事件。

需要指出的是,贡湖水厂取水口附近的监测站(沙渚水质自动监测站)监测到的污水团的出现时间较晚,并不一定能说明贡湖取水口出现的污水团就一定来自梅梁湾。因为这并不能排除在贡湖湾北岸大量的港湾、芦苇丛中于同样时间形成了污水团,只是没有扩散出来,因而未被沙渚水质自动监测站监测到而已。

2. 太湖的风生流特征——E、S 风使贡湖湖水向梅梁湾流动，N、W 风则相反

对污水团来源的追踪，应该与当时湖水的动力学过程有密切关系，因此首先需要了解太湖的湖流特征。一般按性质可将湖流分为 3 种基本类型——风生流、重力流和密度流。在太湖上述 3 种湖流可同时存在，由于太湖湖盆浅平，出入湖河渚港汊众多，主要出湖河流均建闸控制，除汛期外湖泊的重力流和密度流都较弱，风生流是形成太湖湖流的主要机制（黄漪平等 2001）。

由于太湖的水污染事件发生在北部湖区的贡湖湾和梅梁湾交界处，因此，以下重点关注北部湖湾的风生流特征。一般来说，浅水湖泊与深水湖泊相比，湖水运动机制更为复杂，难以形成稳定的湖流形态，规律性也相对较差。南京地理与湖泊所的水文学家根据二维数值模拟分析结果，归纳出太湖北部湖区稳定风生流主要特征如下（黄漪平等 2001）：

(1) 在 E 风作用下，梅梁湾北部湖区形成反时针环流，梅梁湾与太湖交界处则表现为自东向西的切向流流态；贡湖形成以湖心东西轴线为中心的北部反时针、南部顺时针的辐散流流态，湖水以沿岸流的形式流入梅梁湾；竺山湖北部主体湖区形成反时针环流，并于太湖交界处出现自东向西的切向流动（图 9-4）。

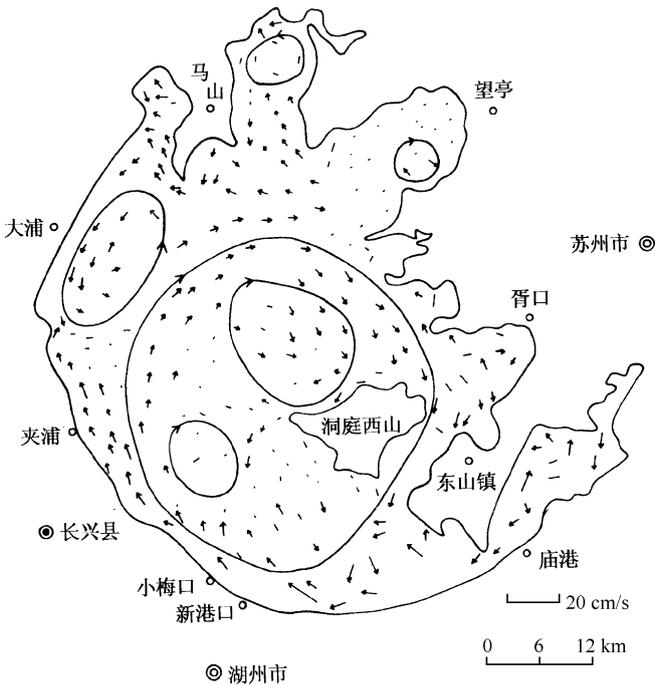


图 9-4 10 m/s、E 风场作用下的太湖环流（引自黄漪平等 2001）

Fig. 9-4 Current field of Lake Taihu under E wind with 10 m/s speed (Cited from Huang et al. 2001)

(2) 在 S 风作用下，梅梁湾形成以湖心南北轴线为中心的西部顺时针、东部反时针的辐合流流态，梅梁湾与太湖交界处形成以拖山为中心的顺时针环流；贡湖和竺山湖分别形成反时针环流，贡湖湖水以沿岸流的形式输入到梅梁湾，并参与梅梁湾的湖水交换，竺山湾与梅梁湾的水体交换微弱。

(3) 在 N 风作用下的梅梁湾的流态与 S 风作用下的梅梁湾的流态类型相同，但流向相反，梅梁湾湖水以沿岸流的形式输入到贡湖，参与贡湖水体交换；并且竺山湾与梅梁湾的水体交换微弱。

(4) 在 W 风作用下的梅梁湾的流态与 E 风作用下的梅梁湾的流态类型相同，但流向相反；梅梁湾的湖水以沿岸流的形式输入到贡湖湾，使得贡湖湖水得以交换更新；竺山湖湖水以沿岸流的形式进入梅梁湾，但其影响范围主要在梅梁湾南部的拖山一带。

其余方位风场作用下的太湖北部湖湾区的风生流介乎于上述流态之间，属过渡类型（图 9-5）。因此，贡湖湾、梅梁湾和竺山湾稳定风生流流态为若干湖区的环流及沿岸流相互有机结合而成。

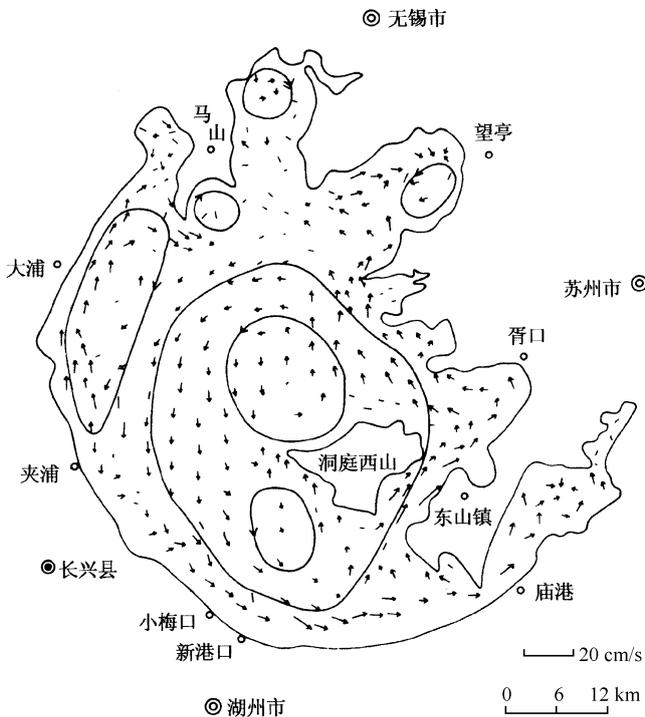


图 9-5 10 m/s、SW 风场作用下的太湖环流（引自黄漪平等 2001）

Fig. 9-5 Current field of Lake Taihu under SW wind with 10 m/s speed (Cited from Huang et al. 2001)

黄漪平等 (2001) 将太湖稳定的风生流归结为 3 种主要类型：① 反时针环流主导型，该类型流场的对应风场为 SW (图 9-5)、S 和 W 风；② 顺时针环流主导型，特征与反时针环流主导型相同，只是流向相反，对应风场为 NE、N 和 E 风；③ 过渡型流态：其特征是反时针、顺时针的闭合环流都存在，但范围较小，不具有主导优势，其对应的风场为 SE (图 9-6) 和 NW 风。

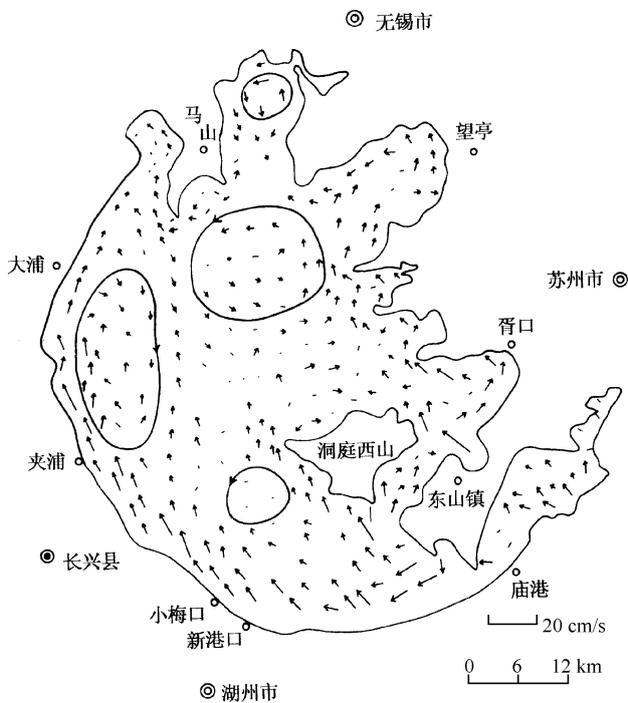


图 9-6 10 m/s、SE 风场作用下的太湖环流 (引自黄漪平等 2001)

Fig. 9-6 Current field of Lake Taihu under SE wind with 10 m/s speed (Cited from Huang et al. 2001)

综上所述，以东南→西北方向为界，则两侧风场作用下的湖泊流态具有截然不同的流态特征；太湖风生流对峙方位风场形成的风生流流型相似、流场相反，这意味着风场的调整将引起流场的大调整 (黄漪平等 2001)。

这些模型的结果与一些实测的结果也是吻合的。譬如，姜加虎 (1997) 于 1996 年 7 月 26 日、30 日在梅梁湾和贡湖湾等湖区对流场进行了实测。图 9-7 是梅梁湾 7 月 26 日 8:05~11:10、贡湖 7 月 30 日 13:40~17:00 实测 0.5 m 深处的流场图。

根据黄漪平等 (2001) 提出的稳定风生流基本模式可以看出，E 风和 S 风的情况下，贡湖湖水以沿岸流的形式输入到梅梁湾，而 N 风和 W 风的情况下，梅梁湾的湖水以沿岸流的形式输入到贡湖湾。

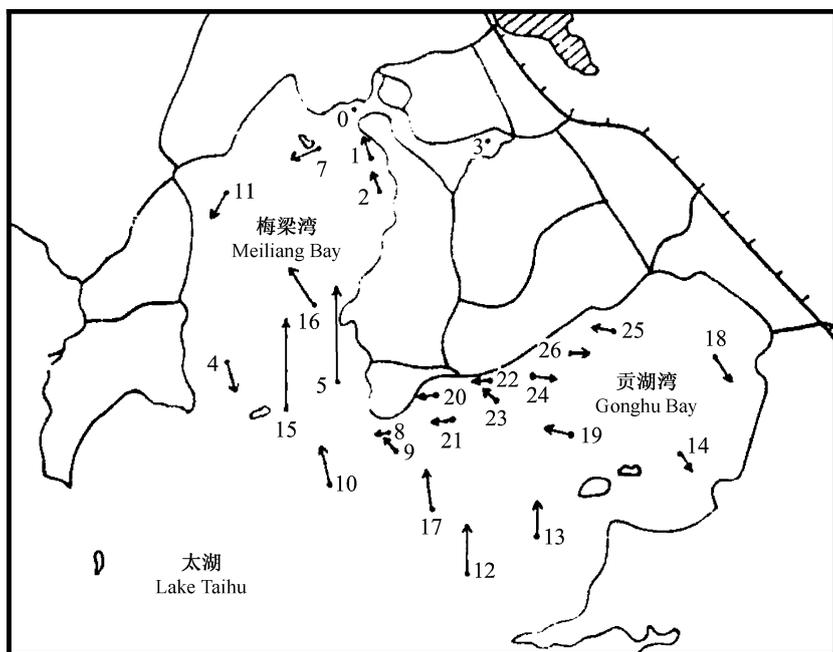


图 9-7 梅梁湾 (1996 年 7 月 26 日) 和贡湖 (1996 年 7 月 30 日) 实测的流场图 (风向 SE) (引自姜加虎 1997)

Fig. 9-7 Map of the current field in Meiliang Bay (measured on July 26, 1996) and Gonghu Bay (measured on July 30, 1996) under SE wind (Cited from Jiang 1997)

3. 太湖的风场特征——5 月份盛行东南偏南风，这意味着主要湖流特征应该是贡湖湖水以沿岸流的形式输入到梅梁湾

由于风生流是形成太湖湖流的主要机制，因此，太湖的风场对我们了解风生流的运动格局十分重要。一般来说，太湖地区夏季盛行偏 S 风，冬季盛行偏 N 风。根据 1997~2001 年中国科学院太湖生态系统研究站的观测资料，太湖月平均风场在 4~8 月，以东南系列风 (E-SSE) 和西南系列风 (S-WSW) 占绝对优势，特别是东南系列风 (E-SSE) 的比例最大 (图 9-8)。

据江苏省气象局的资料 (江苏省 2007 年 5 月气候影响评价)，2007 年 5 月盛行东南偏南风。也就是说，2007 年 5 月与往年的平均风场类似。根据图 9-7 可以推测，在东南偏南风的风场形成稳定风生流的情况下，主导性湖流过程应该是贡湖湖水以沿岸流的形式输入到梅梁湾。

因此，根据太湖历年和 2007 年主导风场和相应的风生流流场模式来推断，2007 年 5 月在贡湖水厂取水口出现的污水团不大可能由梅梁湾扩散而来，而有可能自贡湖西岸的沿岸流的形式带过来。

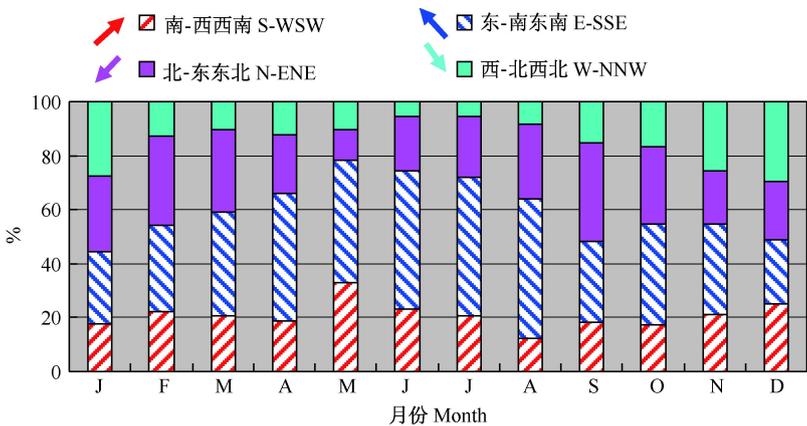


图 9-8 1997~2001 年，太湖月平均风场特征，观测地点在中国科学院太湖生态系统研究站。南-西西南包括南、南西南、西南和西西南，东-南东南包括东、东东南、东南和南东南，北-东东北包括北、北东北、东北和东东北，西-北西北包括西、西西北、西北和北西北（数据源自秦伯强等 2004）

Fig. 9-8 Characteristics of wind field over Lake Taihu, The observatory site was at the Research Station of Lake Taihu Ecosystem. S-WSW includes S, SSW, SW and WSW, E-SSE includes E, ESE, SE and SSE, N-ENE includes N, NNE, NE and ENE, W-NNW includes W, WNW, NW and NNW (Data sources: Qin et al. 2004)

四、污水团是否来自望虞河——不大可能全部来自望虞河的污水

因为望虞河中的污染状况也确实十分严重，在 2007 年 2 月就有 DO 接近零的河段， $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TP 水平比贡湖水厂污水团中还要高（表 5-1），而且在污水团中还检测出大量的工业源污染物——酚和甲苯等，这些都让人容易怀疑侵袭贡湖水厂取水口的那个污水团（至少一部分）很有可能来自望虞河。

从时间上看，2007 年的“引江济太”始于 5 月 6 日。5 月 12 日，引水通过望亭枢纽开始进入贡湖，比贡湖水厂出现污水团的时间早两个星期。

据 2007 年 6 月 21 日江苏水利网 (<http://www.hwcc.com.cn>) 的报道，5 月 30 日，省防指电令，临时关闭望虞河东岸所有引水口门，保证入湖水量；同时控制望虞河西岸沿江口门运用，减少望虞河西岸污水入湖，保证引江入湖水质。至 5 月 31 日，所有口门全部关闭。这说明，5 月 28 日污染事件发生前，望虞河西岸的污水没有得到有效控制。

望虞河总长 60.8 km，河底宽 80~90 m，河底深 3.0 m，估算容积约为 $1.55 \times 10^7 \text{ m}^3$ (0.155 亿 m^3)，而贡湖湾的库容约为 $3.28 \times 10^8 \text{ m}^3$ (3.28 亿 m^3)，因此，望虞河的库容仅为贡湖湾的 4.7%。5 月 27 日通过望亭枢纽累计送水量已达到 1.44

亿 m^3 ，为望虞河库容的 9.3 倍，相当于望虞河干流的水已被换掉了 9.3 次（假定没有支流的污水汇入的话）。

因此，如果仅有望虞河干流中的污水，引水两个星期后，望虞河中的主要污水应该早已被冲走，这些污水进入贡湖湾后，需要在贡湖湾内停留近两个星期才能赶上贡湖水厂出现污水团的时间。

根据太湖流域引江济太办公室发布的《引江济太简报》（2007 年第 2 期）的报道，“5 月 6 日常熟枢纽开泵引水后，望虞河水质逐月好转。……长江清水不断向望亭立交方向逼近。5 月 11 日，立交闸下水质已基本达到入湖要求，太湖局发布调令，开启望亭水利枢纽，将望虞河水引入太湖”。这实际上是通过抬高望虞河干流水位，顶托望虞河西线的来水，减少支流污水汇入。但是，随着污水的汇集及支流水位的不断抬升，达到某个临界点后，大量的污水也可能重新涌进干流，形成巨大的污水团而进入贡湖。

但是，以下事实与上述推测有所矛盾：① 金墅水厂和锡东水厂离望虞河入太湖的河口更近（图 9-9），如果这个巨大的污水团是从望虞河中而来，那么金墅水厂和锡东水厂应该首先遭遇污染，但是从水质指标（图 6-6）来看，这两个水厂取水



图 9-9 太湖梅梁湾和贡湖湾中 4 个水厂（小湾里水厂、贡湖水厂、锡东水厂和金墅湾水厂）的位置示意图（引自叶建春 2007）

Fig. 9-9 Map for the locations of four waterworks (Xiaowanli, Gonghu, Xidong and Jinshu) in Meiliang and Gonghu Bays of Lake Taihu (Cited from Ye 2007)

口的水质与平常相比未出现大的变化，要么这个污水团出了望虞河后就只贴着北岸走而避开了锡东水厂，或者先只沿中心线前行，当经过锡东水厂和金墅水厂后再往贡湖水厂方向逼近，这显得有些令人难以想象；② 侵袭贡湖水厂取水口的污水团 Chl-a 含量很高，这显然不可能来源于望虞河，因为望虞河的污水主要是一些黑臭的污水。因此，贡湖水厂取水口出现的污水团也不可能全部来自望虞河。

五、从卫星遥感图看贡湖取水口的蓝藻——5月27日在两湾交界的贡湖水厂取水口处，云集了大量蓝藻

从卫星遥感图（图 9-10）来看，2007 年 5 月 13 日，在贡湖湾北岸已聚集了

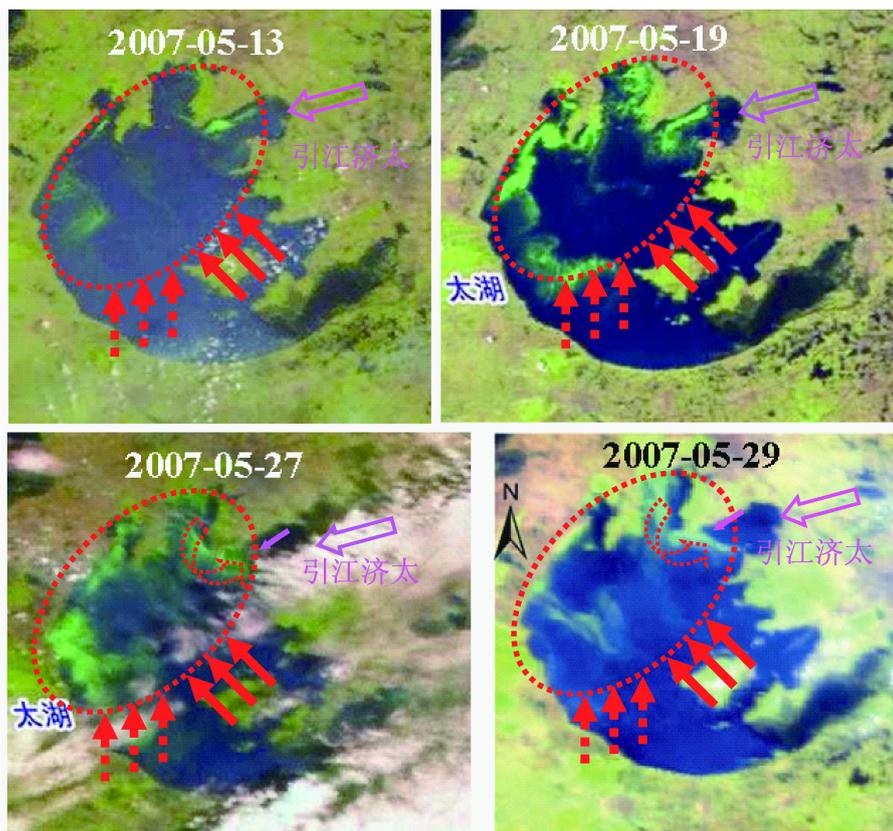


图 9-10 2007 年 3 月和 5 月太湖蓝藻 EOS/MODIS 卫星遥感图。椭圆圈为北半部湖区，圆圈外的红色箭头表示盛行风向（引自江苏省气象局 <http://www.jsmb.gov.cn/>）

Fig. 9-10 EOS/MODIS satellite imagery of cyanobacterial blooms in Lake Taihu during March and May 2007. The ellipses indicate the north half of the lake, while the red arrows outside the ellipses indicate dominant wind direction (Cited from Meteorological Administration of Jiangsu Province, <http://www.jsmb.gov.cn/>)

一个长条带状的蓝藻水华，贡湖湾整体的蓝藻量甚至可能多于梅梁湾。5月19日，梅梁湾（特别在湾的深处）蓝藻大量堆积，超过贡湖湾的分布面积，5月27日，梅梁湾几乎全部的湖面被蓝藻覆盖，梅梁湾和贡湖湾交界之处云集了大量蓝藻，5月29日梅梁湾和贡湖湾交界之处还有大量蓝藻，但贡湖湾内的蓝藻很少。因此，根据卫星遥感图来判断，梅梁湾和贡湖湾两湾交界之处（包围着贡湖水厂取水口）云集了大量蓝藻，并连成一片。

从小湾里水厂取水口的水质记录来看，梅梁湾出现高 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和高 TP 的时间比贡湖水厂要早，开始下降的时间比贡湖水厂要晚，而且在6月底 DO 又出现接近零的情况（图 9-6）。这也就是说，在事件的时间序列上，人们很容易认为可能梅梁湾的污水团有部分扩散到贡湖水厂取水口来了，这与卫星遥感图（图 9-10）的结果似乎也是一致的。另一方面也很难找到证据说梅梁湾的污水团一点都没有扩散到贡湖湾来。

梅梁湾每年都堆积大量的蓝藻，这一方面由于梅梁湾本身的营养水平很高，蓝藻容易大量繁殖，另一方面由于太湖夏季盛行东南偏南风，蓝藻容易被漂到梅梁湾中，又不容易漂出来，而小湾里水厂在梅梁湾深处的东北岸边（图 9-9），当然最容易受到蓝藻堆积腐烂形成的污水的影响。

而贡湖水厂取水口位于梅梁湾和贡湖湾的交界处，虽然也在岸边，但是与小湾里水厂相比，所处的环境相对比较开阔，除非有特殊的水动力学条件，一般较小的污水团是很难停留数天的。也就是说，2007年5月底在贡湖水厂取水口出现了的污水团，要么规模很大，要么由于某种动力学机制在那儿停留了数天的时间。

六、污水团很可能来自贡湖湾——可能 SE 风场下的沿岸流加上“引江济太”的吞吐流将贡湖北岸的污水团沿湖岸缓慢推向贡湖水厂取水口

蓝藻由于具有很强的浮力，可在湖面上形成厚厚的飘浮藻层，如果这种藻层缺乏流动（如在港湾、芦苇丛等水交换慢的地方）（图 9-11、图 9-12），往往容易堆积形成厌氧环境，进一步腐烂则可形成散发出恶臭的污水团。贡湖水厂东部沿岸分布有大量河汊、渔港以及芦苇丛，漂移到贡湖湾的蓝藻容易在这些地方大量堆积和腐烂，形成臭气强烈的污水团。

从卫星遥感图（图 9-10）来看，5月13~19日，风力等自然的水动力大于引水向湖心的推动力，表面水华的大体趋势仍然向贡湖湾聚集。

值得注意的是，5月27日，虽然梅梁湾和贡湖湾交界之处聚集了大量蓝藻，但贡湖湾靠北岸湾内大部分区域未见蓝藻水华，这也许是贡湖北岸的蓝藻在盛行的东南风（SE）风场（图 9-6）下出现的向西方向的沿岸流的作用下被牵引出



图 9-11 贡湖废弃港湾中的蓝藻水华 (摄于 2007 年 7 月 24 日)

Fig. 9-11 Cyanobacterial blooms in small abandoned bays of Gonghu in Lake Taihu (Photos were taken on July 24, 2007)



图 9-12 贡湖港湾中的蓝藻与生活的渔民 (摄于 2007 年 7 月 24 日)

Fig. 9-12 Cyanobacterial blooms and fishermen in small bays of Gonghu in Lake Taihu (Photos were taken on July 24, 2007)

来、加上“引江济太”的吞吐流的顶托作用（因为从望虞河的走向来看，入湖河水的走向应该偏向北岸）的结果。

这个污水团有多大？6月6日，无锡市政府组织的专家组经研究分析认为约 3 km^2 。在SE风情况下，贡湖湾风生流稳定后的流速一般在 10 cm/s 以内（姜加虎 1997）。假定平均流速为 $3\sim 5\text{ cm/s}$ （这与图9-6中的贡湖湾西岸的模拟流速相近），则24 h的水流移动距离可达 $2.6\sim 4.3\text{ km}$ ，假设上述 3 km^2 的污水团接近一正方形，则边长约 1.73 km 。按这样的推算，假如平均流速为 $3\sim 5\text{ cm/s}$ ，一个 3 km^2 的污水团，不到一天就应该消逝，而不可能持续长达一个星期。出现这种情况有以下几种可能：① 或者这个污水团比 3 km^2 大得多；② 或者贡湖湾数千米长的污水团缓慢地向贡湖水厂取水口推进；③ 或者这个 3 km^2 大小的污水团受某种动力学机制的顶托，移动极为缓慢，导致了长时间的滞留。

根据东南风（SE）风场的风生流模式（图9-6），贡湖北岸的沿岸流大致应该流向梅梁湾内，也许是梅梁湾内的蓝藻过于密集，可能形成了与贡湖北岸沿岸流带来的蓝藻的相互顶托，再加上跨越梅梁湾和贡湖湾口的反时针环流的顶托作用，导致了5月底贡湖水厂取水口的污水团移动十分缓慢的现象。

那么，同处贡湖湾北岸的锡东水厂，为何在这次水污染事件中几乎未受影响？首先，锡东水厂再向北的岸边能用于蓝藻堆积腐烂形成污水团的场所已经少得多了；其次，贡湖水厂的取水口离岸距离很近（不足 300 m ），而锡东水厂的取水口离岸边有近 2000 m ，很显然，开阔的水流环境有利于水的交换，虽然锡东水厂水源保护栅栏中也有大量藻类堆积（图9-13）。此外，锡东水厂和金墅湾水厂离望虞河入湖口很近（特别是金墅湾水厂），引自望虞河的江水产生的推动力相对较大，故推测来自贡湖湾北岸的污水团可能难以接近。

此外，为何在贡湖水厂取水口检测出大量的酚和甲苯等源自工业的污染物？张晓健等（2007）只做了定性描述，并未给出具体的浓度，因此无法判断究竟高到何种程度，并且，在该取水口也找不到事件前后相关监测资料进行比较，因此也无法判断到底增加了多少。即使承认酚和甲苯的含量很高，也许是数年“引江济太”使许多工业污染物在贡湖湾沉积物中长期积累，再在污水团这种特殊的环境下从沉积物中大量溶出的结果，但这纯粹只是一种猜测。

在太湖流域人们流传着一种称为“湖泛”的污染现象。在枯水年低水位期，于黄梅期或在汛间低水位、高温少雨晴好天气之际，在湖湾底泥沉积较厚的浅水区，由于太阳辐射增强，水温升高，底泥发生强烈厌氧分解，释放出甲烷、硫化氢等气体，水质变劣产生臭味，形成“湖泛”。据称在1990年、1994年和1995年，无锡梅园水厂附近就发生了“湖泛”，使居民用水几度告急。由于2007年贡湖水厂取水口中的污水团含有很高的Chl-a含量，因此不大可能仅由“湖泛”引起。

此外，根据南京地理所秦伯强研究员等在事发当时在贡湖水厂取水口的现场



图 9-13 贡湖锡东水厂水源保护区中堆积的蓝藻水华 (摄于 2007 年 7 月 24 日)
Fig. 9-13 Accumulation of cyanobacterial blooms in the protected area of Xidong
Waterworks in Gonghu of Lake Taihu (Photos were taken on July 24, 2007)

录像资料来看，在现场的污水团中，发现有大量蓝藻堆积腐烂后形成的特有的藻块，且散发出难闻的臭气。

也许，2007年5月在贡湖水厂取水口出现的污水团的一部分就是由于蓝藻在贡湖湾北岸的河汊、渔港以及芦苇丛中大量堆积、腐烂，再加上这种“湖泛”现象将几年来“引江济太”堆积在沉积物中的有机污染物“泛”起而共同形成的。

七、结 语

污水团为何物？张晓健等（2007）在污水团中检测出大量的硫醇、硫醚类，醛酮类（如 β -环柠檬醛），还检出了较高含量的吡啶和酚；Yang等（2007）在污水团中检测出大量二甲基三硫醚，还检测出两种藻源性代谢产物——MIB和GEO，但浓度比二甲基三硫醚要低得多；秦伯强等（2007）报道在贡湖水厂取水口及临近水域水样中叶绿素a很高，最高可达 $980\ \mu\text{g}/\text{L}$ 。因此，污水团来源复杂，但主体可能是蓝藻堆积、腐烂形成的衍生污染物。

推测最可能的一种情形就是，2007年5月在盛行的SE风场作用下，在贡湖北岸产生了自东向西的沿岸流，再加上“引江济太”的吞吐流的推动作用，贡湖湾北岸数千米长分布的众多河汊、渔港以及芦苇丛中蓝藻大量堆积和腐烂形成的污水团沿着湖岸缓慢推向贡湖水厂取水口，并在取水口附近与梅梁湾蔓延过来的大量蓝藻相遇，而且可能进一步受跨越梅梁湾口和贡湖湾口的反时针环流的顶托作用，在两湾交界的贡湖水厂附近出现了污水团移动十分缓慢的现象，从而引发了这次震惊中外的贡湖水源水污染事件。

第十章 拿什么来拯救太湖？

内 容

一、太湖流域上的调控对策

1. 应大力控制入湖 N、P 排放——生活污水和农业面源是太湖 N、P 的主要来源，河道入湖和环太湖公路圈内入湖量最大

2. 人口无法调控——1949~2005 年，江苏省人口翻了一番

3. 应努力降低施肥强度，减少农田 N、P 流失——肥料施用量增长巨大

二、生态系统的调控对策

1. 恢复水生植物能救太湖吗——基本不可能

2. 值得探索提高食藻鱼类比例——鱼类群落结构变化巨大，食藻鱼类比例大幅降低为原来的 1/3（现约占 5.4%），食浮游动物鱼类大幅升高 4 倍（现高达 63.8%）

三、何时才能控制太湖的蓝藻灾害？

1. 太湖水柱中的 N、P 降到何种水平才可能控制蓝藻灾害——1981 年 TN 为 0.9 mg/L，TP 为 0.02 mg/L

2. 何处能找到比现在太湖 TN（3.17 mg/L）、TP（0.08 mg/L）浓度低的水来稀释太湖——长江水可能对 TN 有所稀释，但却继续抬升太湖 TP 水平

3. 将太湖水换掉就能使太湖水变清吗——沉积物中巨量的 N、P 蓄积将粉碎人们的幻想

4. 何时才能使太湖的 TN、TP 降低到 1981 年的水平——理论上讲不太可能，未来 30 年内难根除蓝藻的危害

四、结语

在太湖，蓝藻水华的光临年复一年，饮用水污染事件的发生也是隔三差五。或许 2007 年的贡湖水厂水污染事件真正向人们敲响了警钟。面对小小的蓝藻，人们感到无限的茫然或无奈，请不要忘记蓝藻是最古老的光合自养生物，大约在地球上已经生存了 35 亿年之久，并具有顽强的生命力（谢平 2007）。如何才能拯救太湖？何时才能控制太湖的蓝藻灾害？这是政治家、科学家和老百姓都关心的重要问题，也是大家最不愿意直接回答的问题，因为太湖这个系统太大、太复杂，有太多人们难以或根本无法预测的变数。即便如此，笔者还是决定碰一碰这个话题，给出一些大胆但悲观（可能是无知）的预测。如果能集全社会的智慧和努力来打破这一魔咒，将是最大的欣慰。

一、太湖流域上的调控对策

1. 应大力控制入湖 N、P 排放——生活污水和农业面源是太湖 N、P 的主要来源，河道入湖和环太湖公路圈内入湖量最大

秦伯强等 (2004) 报道了 1998 年太湖流域的不同类型污染源的 N、P 排放量, 以及排入太湖的 N、P 量。TN 的总排放量为 10.89×10^4 t, TP 的总排放量为 1.56×10^4 t, TN 的排放量中, 农田面源最多 (49.5%), 生活污染次之 (30.2%), TP 的排放中, 生活污染最多 (47.9%), 农田面源次之 (25.6%) (图 10-1、图 10-2)。

排入太湖的 TN 量为 3.92×10^4 t, TP 量为 0.29×10^4 t, 分别占太湖流域 N、P 排放总量的 36.0% 和 18.5%。在 N、P 的各种入湖途径中, 河道入湖和环太湖公路圈内 (工业、农业、生活、畜禽养殖等) 入湖量最大 (图 10-3、图 10-4)。

这也就是说, 太湖流域的人口和农业是太湖富营养化最强大的驱动力, 并主要通过河道输送 N、P 进入太湖。

2. 人口无法调控——1949~2005 年, 江苏省人口翻了一番

以江苏省为例, 1949~2005 年, 人口翻了一番 (图 10-5)。在耕地面积略有下降的情况下, 人口的大幅增加, 导致了人均耕地面积大幅下降 (图 10-6), 耕地负担不断加重。这也许是不得不依靠肥料的大量施用以求得高产的原因之一。

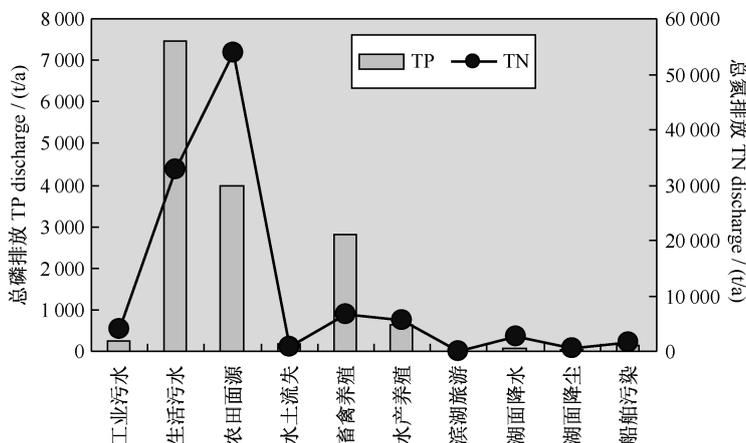


图 10-1 1998 年太湖地区不同类别的氮、磷排放量 (数据源自黄文钰等 2004)

Fig. 10-1 Discharges of nitrogen and phosphorus from different pollutant sources in the Taihu basin in 1998 (Data sources: Huang et al. 2004)

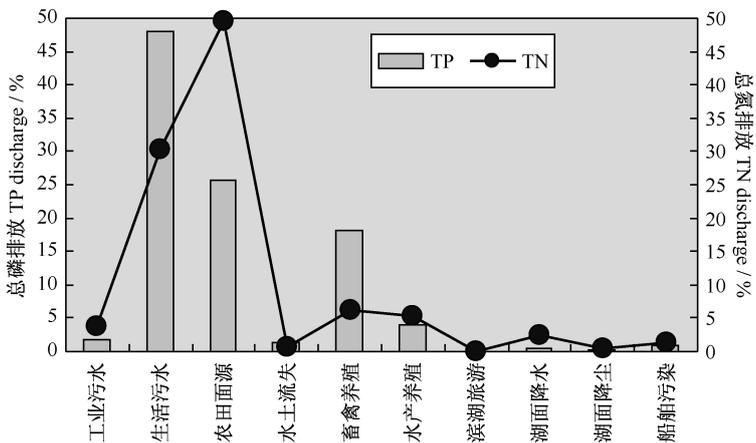


图 10-2 1998 年太湖地区不同类别氮、磷排放量的百分含量 (数据源自黄文钰等 2004)

Fig. 10-2 Percentage in discharges of total nitrogen and phosphorus from different pollutant sources in the Taihu basin in 1988 (Data sources: Huang et al. 2004)

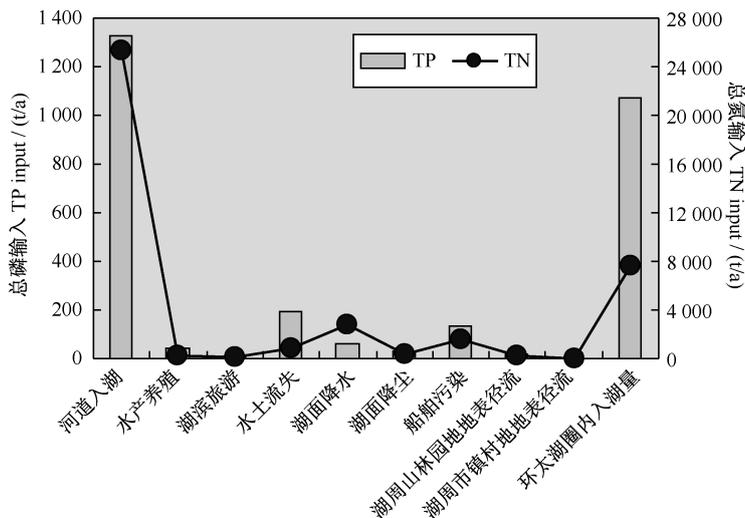


图 10-3 1998 年江苏省太湖流域不同类别的氮、磷入湖量 (数据源自黄文钰等 2004)

Fig. 10-3 Inputs of total nitrogen and phosphorus into Lake Taihu from different pollutant sources in the Taihu basin of Jiangsu Province (Data sources: Huang et al. 2004)

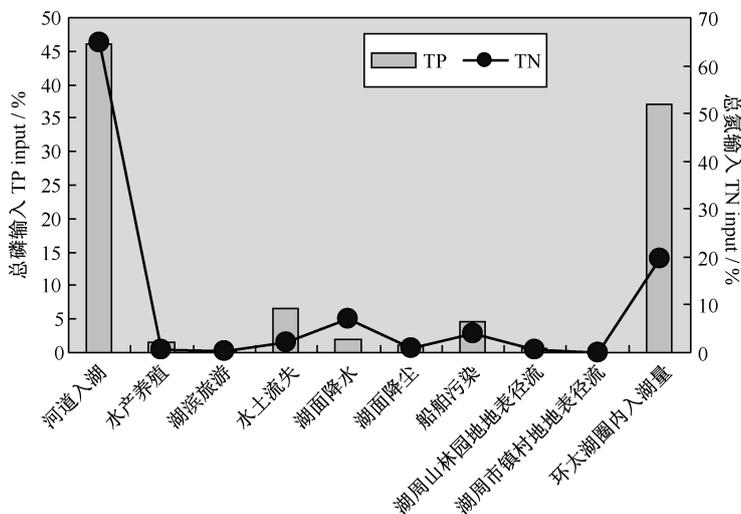


图 10-4 1998 年江苏省太湖流域不同类别的氮、磷入湖量的百分含量 (数据源自黄文钰等 2004)

Fig. 10-4 Percentage in inputs of nitrogen and phosphorus into Lake Taihu from different pollutant sources in the Taihu basin of Jiangsu Province (Data sources: Huang et al. 2004)

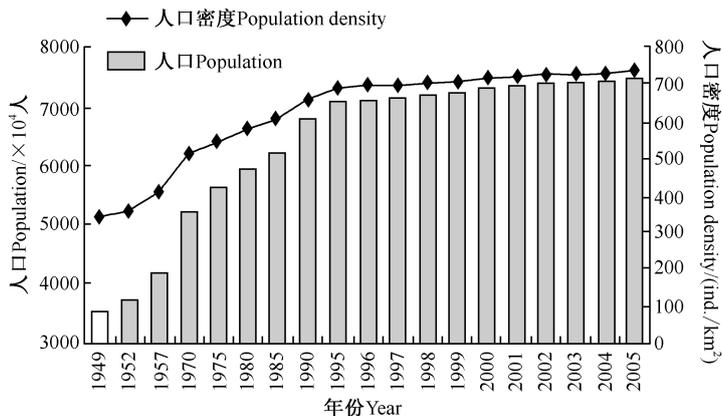


图 10-5 1949 年以来江苏省人口总数和人口密度变化 (引自江苏环保 <http://www.jshb.gov.cn>)

Fig. 10-5 Changes in the total population and population density of Jiangsu Province since 1949 (Cited from Environmental Protection in Jiangsu, <http://www.jshb.gov.cn>)

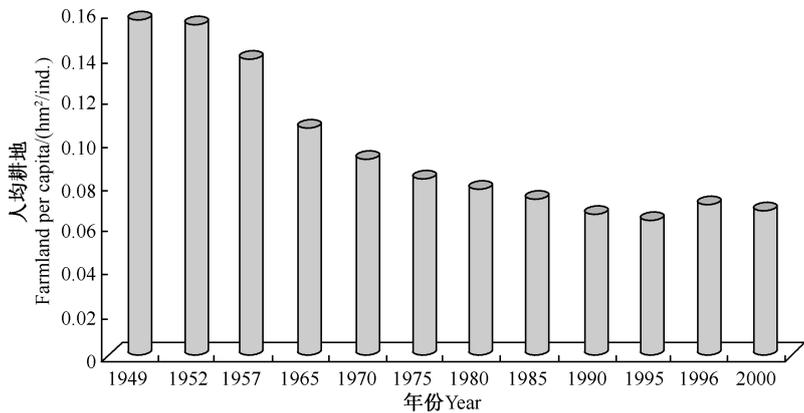


图 10-6 1949 年以来江苏省人均耕地变化

(引自江苏环保 <http://www.jshb.gov.cn>)

Fig. 10-6 Changes in farmland per capita in Jiangsu Province since 1949 (Cited from Environmental Protection in Jiangsu, <http://www.jshb.gov.cn>)

3. 应努力降低施肥强度，减少农田 N、P 流失——肥料施用量增长巨大

解放以来，太湖流域肥料的施用呈现了巨大增长。以宜兴为例，1949 年的氮肥施用量仅有 25 t，1977 年达到 51 305 t，增加了 2052 倍，而到 1997 年，进一步增加到 102 593 t，比 1977 年增加了 2 倍；1966 年开始施用磷肥，使用量为 3645 t，1997 年为 17 213 t，增加了 4.7 倍（图 10-7）。

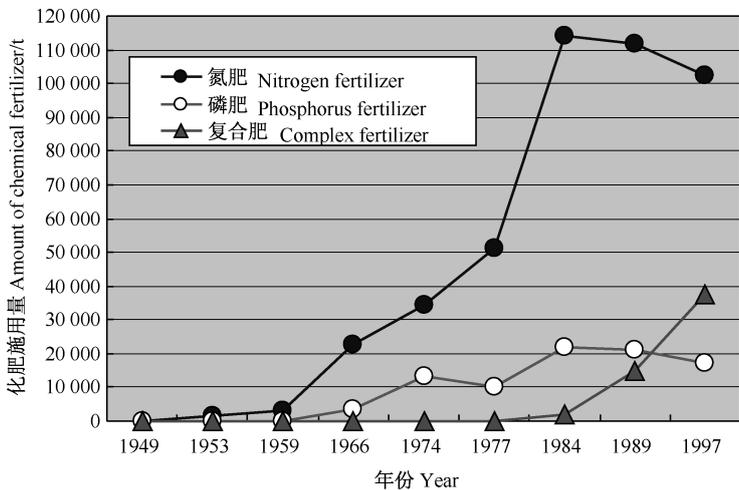


图 10-7 江苏宜兴市化肥施用量的历史变化（数据源自高超等 2001）

Fig. 10-7 Historical changes in the utilized amount of fertilizers in Yixing City of Jiangsu Province (Data are cited from Gao et al. 2001)

江苏省的施肥强度（单位面积的施肥量）远高于全国水平，更是世界和亚洲平均值的 6 倍多（图 10-8）。

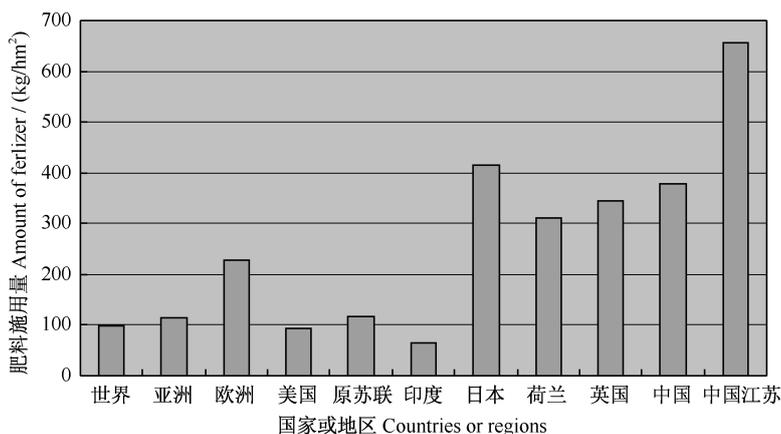


图 10-8 江苏氮肥使用量与国家或区域的对比。中国和中国江苏的数据为 1995 年，其他国家或地区的数据为 1988~1989 年（数据源自高超等 2001）

Fig. 10-8 A comparison of the utilized amount of nitrogen fertilizer between Jiangsu Province and other countries or regions. Data of China and Jiangsu Province were in 1995, while data of other countries or regions were in 1988~1989 (Data sources: Gao et al. 2001)

二、生态系统的调控对策

1. 恢复水生植物能救太湖吗——基本不可能

许多人认为用水体生态恢复（或生态修复）的方法，可以解决湖泊富营养化问题，而水体生态恢复主要针对水生高等植物（特别是沉水植物）。在太湖能大面积恢复水生植物吗？首先来看看太湖水生植物的历史变化。

1) 太湖水生植物的历史变化。

首先需要了解一下太湖水生植物的历史演变过程。中国科学院南京地理研究所（1965）于 1960 年对太湖的水生植物进行了系统调查。东太湖为水生植物的主要分布区 [图 10-9 (A)], 以菰、芦苇、马来眼子菜和苦草占优势，水草（不包括芦苇）总产量约有 8×10^4 t，占整个太湖的 80% 以上。西太湖的水生植物比东太湖少，以芦苇占优势，几乎遍布整个湖岸，水草（不包括芦苇）总产量约占整个太湖的 20%，西太湖湖心无水生植物分布。

而根据 1981 年的调查，太湖水草总产量约 44.9×10^4 t，其中芦苇约 7.7×10^4 t (17.1%)，菰 22.5×10^4 t (占 50.1%)，沉水植物约 14.7×10^4 t (32.8%) (孙顺才和黄漪平 1993)。很显然，1981 年太湖水生植物总产量比 1960 年有大

幅提高。东太湖的水草产量约 36×10^4 t (占全湖生物量的 80.2%)，其中挺水植物约 22.5×10^4 t，沉水植物约 13.5×10^4 t。而西太湖则主要为沿岸的芦苇植被带，产量为 7.7×10^4 t；沉水植物则非常少，仅分布于竺山湾和杨湾一带，产量约 1.2×10^4 t (曹萃乐 1981；许兆明 1981)。

比较图 10-9 (A) 和图 10-9 (B) 可以发现，20 世纪 80 年代水生植物的分



图 10-9 太湖 20 世纪 60 年代 (A)、80 年代 (B) 和 1997 年 (C) 水生植物空间分布图 (引自 Qin et al. 2007, 水利部太湖流域管理局 2000)

Fig. 10-9 Map for the spatial distribution of macrophytes in the 1960s (A), 1980s (B) and 1997 (C) (Cited from Qin et al. 2007, Taihu Basin Authority, Ministry of Water Resources of China 2002)

布范围略有扩大，主要在东部湖区，譬如，东北部的贡湖湾中的水生植物分布区明显扩大。再进一步与图 10-9 (C) 比较，不难看出，1997 年的分布格局与 80 年代十分相似。从上述图中也可以看出，梅梁湾中的水生植物自 20 世纪 60 年代以来分布范围一直都很小。

张寿选等 (2008) 基于 Landsat ETM 卫星影像资料，研究了 2002 年 7 月 15 日太湖沉水植物和浮叶植物群落的空间分布格局 (图 10-10)。沉水植物群落分布面积约为 407.6 km²，浮叶植物群落分布面积约为 82.2 km²，因此水生植物分布面积约接近了太湖总面积的 21%。

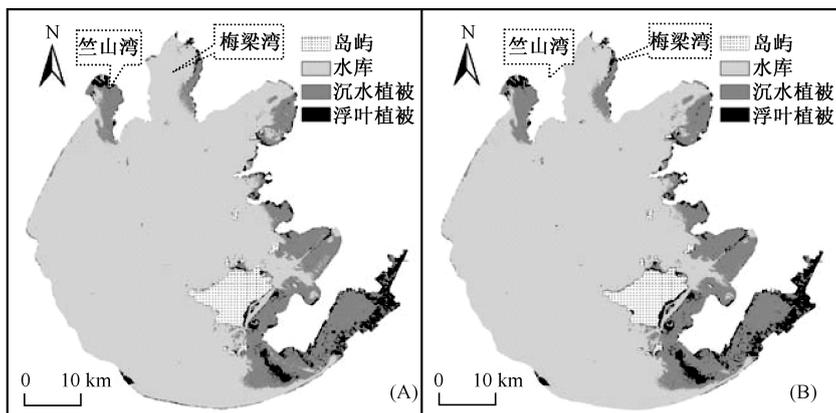


图 10-10 2002 年 7 月 15 日，太湖沉水植物和浮叶植物分布图。(A) 利用 RVI 的分类结果；(B) 利用 NDVI 的分类结果 (引自张寿选等 2008)

Fig. 10-10 Distribution of submerged and floating-leaved vegetations in Lake Taihu on July 15, 2002, based on RVI vegetation index (A), and NDVI vegetation index (B) (Cited from Zhang et al. 2008)

在太湖的一些适合水生植物生长的区域 (如东太湖)，水生植物一直很繁荣，并未因为太湖的富营养化而衰退，反过来，这些区域水生植物的繁荣，也未减缓太湖整体向富营养化方向的发展。而贡湖湾却经历了 20 世纪 60 年代的贫瘠、80 年代至 2005 年的繁荣，以及近两年的迅速衰退的历史变化过程。

在太湖水生植物最繁盛的东太湖，在过去的近半个世纪中，水生植物覆盖率的变化并不大，自 1959 年以来基本覆盖整个东太湖 (图 10-11)。与 20 世纪 80 年代相比，90 年代的水生植物现存量还有一定程度上升。也就是说，自 80 年代初以来，随着太湖整体的 TN 和 TP 不断提升，东太湖的水生植物也呈现一定的上升趋势 (图 10-12)。

2) 水深和沉积物分布格局与水生植物。

太湖水生植物的分布与水深有一定关系，挺水植物分布于太湖沿岸水深约为 0.8 m 以内的范围，浮叶植物分布于挺水植物外围水深 1.2 m 以内的范围内，漂

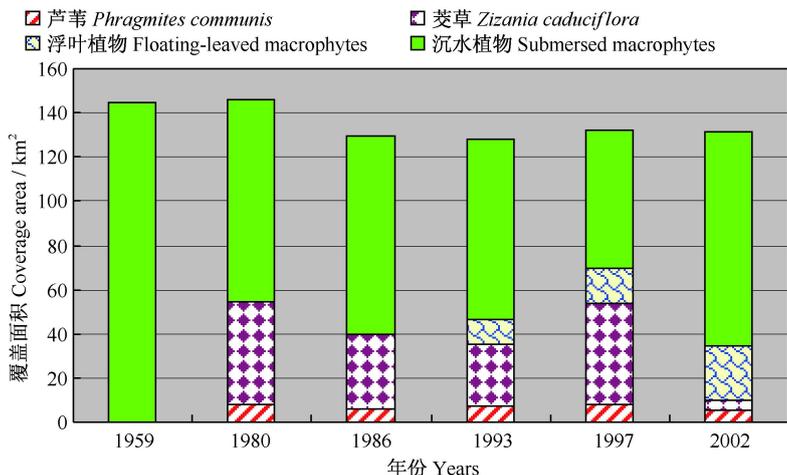


图 10-11 1959~2002 年东太湖各类水生植物覆盖面积的历史变化。1959 年只有马来眼子菜的数据, 1980 年和 1986 年无浮叶植物数据 (1959~1997 年数据源自李文朝 2004, 2002 年数据源自古孝鸿等 2005)

Fig. 10-11 Historical changes in the coverage area of various macrophytes in East Taihu Lake during 1959 and 2002. Data were available only for *Potamogeton malaianus* in 1959, and no data were available for floating-leaved plant in 1980 and 1986 (Data of 1959~1997 sources: Li 2004, and data of Gu 2002 sources: et al. 2005)

浮植物主要分布于挺水植物丛中; 沉水植物分布在水深不超过 2.6 m 的范围内 (中国科学院南京地理研究所 1965)。太湖湖底十分平坦, 平均水深仅 2 m 左右, 最大水深仅有 3 m, 水深 1 m 以内的湖面占面积的 19.3%, 2 m 以内的湖面占 50.1% (图 10-13) (黄漪平等 2001)。按照水深来讲, 太湖应该十分适合沉水植物为主的水生高等植物的生长。但是从图 10-9 (A) 可知, 历史上, 太湖水生植物的分布就十分有限。通过卫星遥感图所示面积来计算, 估算的 2002 年 7 月太湖沉水植物和浮叶植物的分布面积却达到了 21% (张寿选等 2008)。直观地比较图 10-10 与图 10-9, 20 世纪 60 年代以来, 分布面积应该十分相近。

事实上, 太湖水生植物的空间分布极不均匀: 东太湖基本布满水草, 东部湖湾区的水草也还丰富, 而太湖的其他大部分地区除沿岸带的芦苇带外, 水草寥寥无几 [图 10-9 (A) ~ (C)]。

限制太湖水生植物空间分布的重要原因可能是太湖底部湖相淤泥很不发达, 西太湖的大部分开阔湖面以及一些受风浪侵蚀后退的湖湾和塌岸地区, 均由古冲积平原的黄土硬底构成, 其上的浮泥厚度仅有 0~10 cm, 面积达 1966 km², 高达湖底面积的 84% (图 10-14)。薄层湖泥含水量大且不稳定, 易被风浪搅起, 风浪过后再沉降下来。显然, 在这样的底部湖相沉积环境 (特别是在开阔水面),

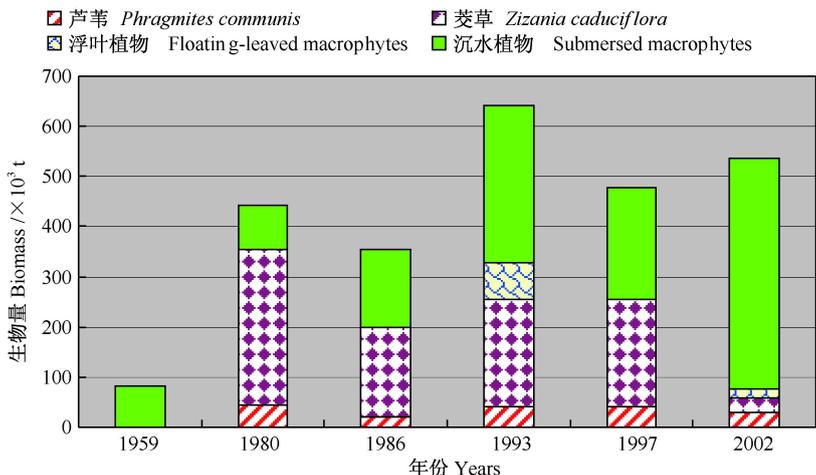


图 10-12 1959~2002 年东太湖各类水生植物生物量的历史变化。1959 年只有马来眼子菜的数据，1980 年和 1986 年无浮叶植物数据（1959~1997 年数据源自李文朝 2004，2002 年源自谷孝鸿等 2005）

Fig. 10-12 Historical changes in biomass of various macrophytes in East Taihu Lake during 1959 and 2002. Data were available only for *Potamogeton malaianus* in 1959, and no data were available for floating-leaved plant in 1980 and 1986 (Data of 1959~1997 sources: Li 2004, and data of 2002 sources: Gu et al. 2005)

沉水植物无法生存。这与通过卫星遥感图得出的太湖水生植物覆盖度约占 20% 的结果也是基本相似的。

孙顺才和黄漪平（1993）报道，太湖现代沉积主要是在湖泊沿岸及湖湾区，沉积区所占面积仅为太湖总面积的 15%~20%，沉积类型主要有两种：① 吞吐流沉积；② 风生流及风暴流沉积。吞吐流沉积主要分布在太湖南部沿岸地带，太湖的入湖水流主要来自西部，而 70% 的水通过东太湖的太浦河和吴淞江排泄，当携带着泥沙的水体在流经太湖南部沿岸向东太湖排出过程中，由于流速锐减，大量泥沙在湖南部的沿岸地带堆积。太湖的风暴流沉积主要是在西太湖中部平台山以南的太湖中心地区。另一类是风生沿岸流堆积，分布于太湖西岸沿岸自北向南，是沿岸流与波浪或激浪交织作用的结果。除上述沉积类型外，湖中尚见有湖湾沉积、开拓湖沉积以及水下河道和洼地充填沉积等（图 10-15）。

为何在西部沿岸一直难见沉水植物分布？迄今为止，未见任何解释。是否与太湖盛行风场（如东南风）下容易在西部湖区形成大的环流（因而可能比其他岸带的流速较快）有关不得而知。

自 20 世纪 60 年代以来，太湖的水生植物覆盖面积可能一直在 20% 上下波动，因而不可能对整个太湖的富营养状况产生明显的影响，在 20 世纪 60 年代如此，在营养盐水平大幅提高的今天更是如此。有没有可能大范围扩大水生植物的

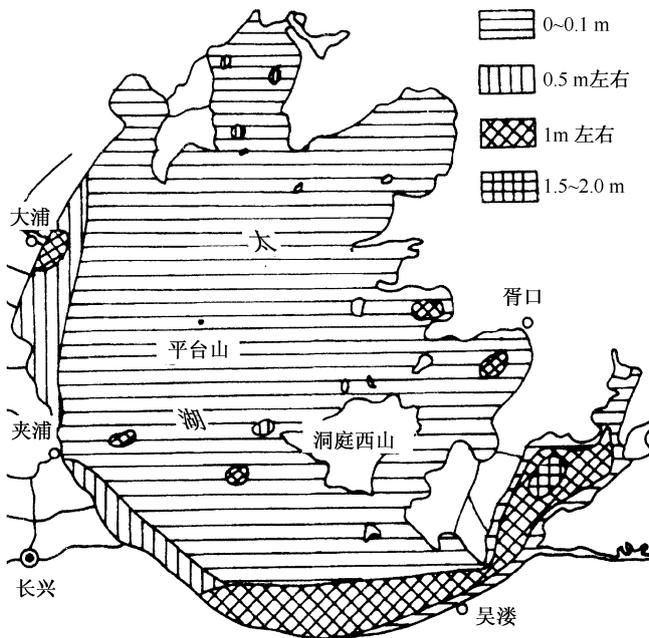


图 10-14 太湖底泥厚度分布图 (引自黄漪平等 2001)

Fig. 10-14 Map for the thickness distribution of sediments in Lake Taihu (Cited from Huang et al. 2001)

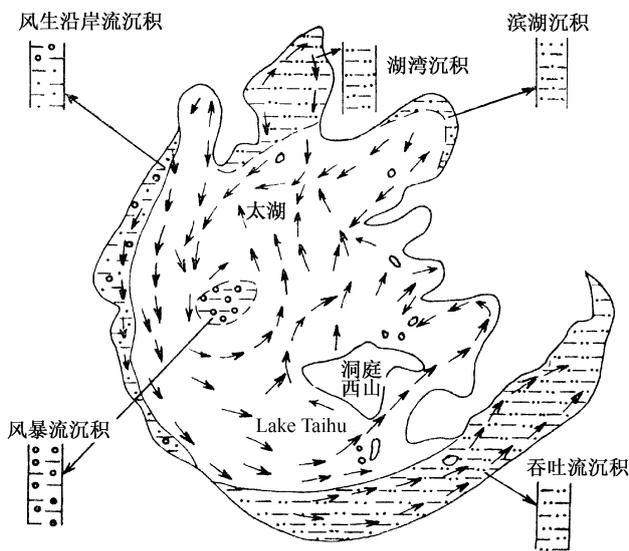


图 10-15 太湖湖流分布与沉积类型 (引自孙顺才和黄漪平 1993)

Fig. 10-15 Patterns of current field and sedimentation in Lake Taihu (Cited from Sun and Huang 1993)

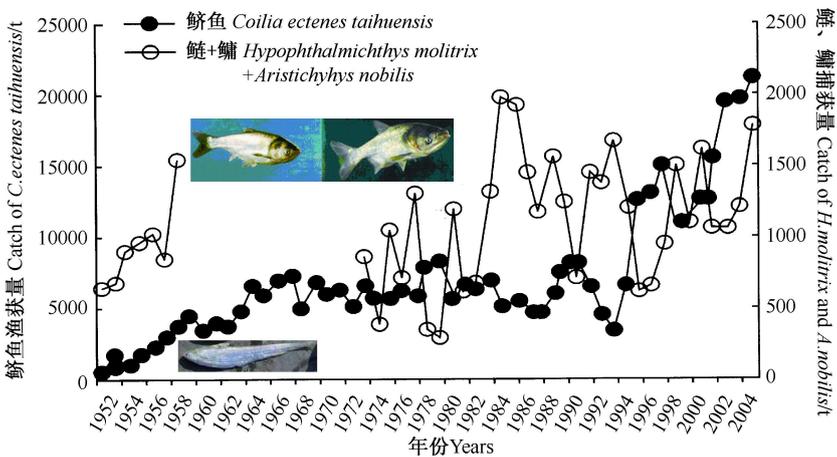


图 10-16 太湖 1952~2004 年鲢和鳊、鳙鱼渔获量的变化 (修改自刘恩生等 2007b)
 Fig. 10-16 Changes in the catches of *Coilia ectenes taihuensis*, and *Hypophthalmichthys molitrix* and *Aristichthys nobilis* during 1952 and 2004 (Modified from Liu et al. 2007b)

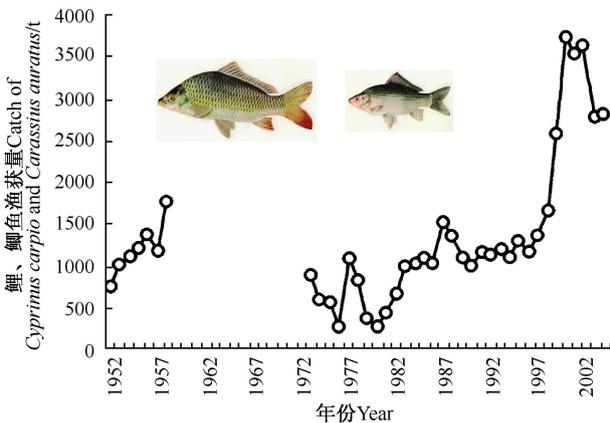


图 10-17 太湖 1952~2004 年鲤、鲫鱼渔获量的变化 (修改自刘恩生等 2007a)
 Fig. 10-17 Changes in the catches of *Cyprinus carpio*, and *Carassius auratus* during 1952 and 2004 (Modified from Liu et al. 2007a)

年向湖内投放鳊、鳙等鱼类鱼苗, 致使这些鱼类的产量得以稳定, 但在鱼类总产量中的比例却仍然是大幅下降的 (孙顺才和黄漪平 1993)。

1952~2000 年 (图 10-18), 以浮游植物 (包括蓝藻) 为食的鳊、鳙的比例大幅下降 (这将导致对蓝藻的控制力下降), 以浮游动物为食的鲢鱼的比例大幅上升 (这将减少浮游动物的现存量, 从而减轻对浮游植物的牧食压力, 特别是可能减小对微囊藻初始增殖阶段的单细胞或小群体的牧食压力)。

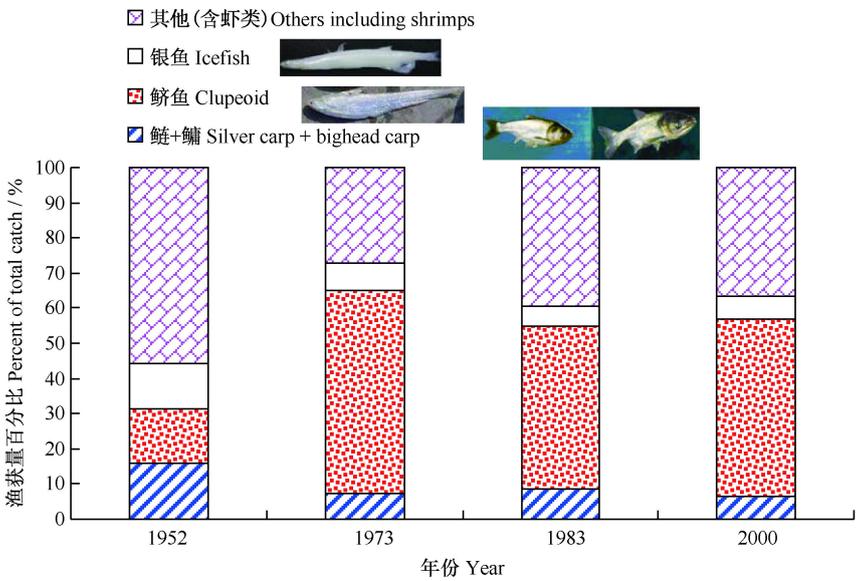


图 10-18 1952~2000 年，太湖渔获物的百分组成（数据源自陈伟民和吴庆龙 2004）

Fig. 10-18 Percentage composition of total catch in Lake Taihu (Data sources: Chen and Wu 2004)

蓝藻的天敌本来就少，而广泛分布于长江中下游湖泊中的鲢、鳙属滤食性鱼类，能大量牧食蓝藻（甚至有毒蓝藻）（谢平 2006）。太湖中鲢、鳙比例的大幅下降，以及食浮游动物的鲚鱼的大量增加，可能更加有利于蓝藻的暴发。因此，调整鱼类结构，增加对蓝藻的牧食压力，也许是控制或减轻太湖蓝藻危害的一条重要生态学途径。

利用天敌来控制有害生物在农业生态系统中有很多成功案例，利用摄食蓝藻的鱼类——鲢、鳙成功控制武汉东湖的蓝藻水华已达 23 年之久（谢平 2003）。因此值得探索提高食藻鱼类比例来控制太湖蓝藻的可能性。

三、何时才能控制太湖的蓝藻灾害？

1. 太湖水柱中的 N、P 降到何种水平才可能控制蓝藻灾害——1981 年 TN 为 0.9 mg/L，TP 为 0.02 mg/L

太湖水柱中的 N、P 浓度降低到何种程度才能避免蓝藻大量暴发？从第一章可以看出，从数量上看，20 世纪五六十年代，太湖的一些湖区夏季蓝藻占优势。但遗憾的是，那时的研究并未测定藻类生物量，而藻类的体积个体差异很大，因此一般认为以生物量的评价更为准确。

1980~1981 年的研究表明，沿岸区浮游植物的优势种由蓝藻和硅藻等组成，湖中区角甲藻和鱼腥藻占优势（上海师范学院等 1983）。这时蓝藻并未出现灾

害性增长, 因此推测, 如果水柱中的 N、P 恢复到 1980~1981 年的水平, 太湖蓝藻的危害可能会得以控制。

如果能将现在太湖的 N、P 水平降低到 20 世纪 60 年代的水平那当然最好, 但最起码也得降低到 1980~1981 年的水平, 可能才能控制蓝藻的暴发。但是, 在 20 世纪 60 年的水质分析中 N 仅测定了 3 种无机氮 ($\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 和 $\text{NH}_3\text{-N}$), P 仅测定了 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, 没有 TN 和 TP 的数据, 因此, 无法得知那时的 TN、TP 水平。1981 年 TN 为 0.9 mg/L, TP 为 0.02 mg/L, 而 2006 年太湖全湖平均 TN 为 3.17 mg/L, TP 为 0.08 mg/L (图 3-17)。这就是说在过去的 26 年间, TN 增加了 3.5 倍, TP 增加了 4 倍, TP 增加的速度略快于 TN。

2. 何处能找到比现在太湖 TN (3.17 mg/L)、TP (0.08 mg/L) 浓度低的水来稀释太湖——长江水可能对 TN 有所稀释, 但却继续抬升太湖 TP 水平

1) 加大入湖河流的整治——需大大降低入湖河流 TN、TP 浓度。

入湖河流的 TN、TP 一般都显著高于这一水平: 2000~2004 年, 北部河流平均 TN=6.04 mg/L, TP=0.232 mg/L; 东部河流平均 TN=2.12 mg/L, TP=0.136 mg/L; 西部河流平均 TN=4.29 mg/L, TP=0.161 mg/L (表 3-3)。这就是说, 仅有东部河流的 TN 水平低于太湖平均 TN 水平。但是东部河流的入湖量仅占很小的比例, 西部入湖量最大 (图 4-8)。

2) 引江济太利弊同在——继续抬升太湖 TP 水平, 可能对 TN 有所稀释。

据高怡等 (2006) 报道, 在 2002 年和 2003 年引江济太期间, 所引江水的 TP 含量为 0.094 mg/L, TN 为 2.36 mg/L。加上望虞河的污水, 送达贡湖的 TN 和 TP 含量进一步提高。譬如, 2000 年“引江济太”期间, 长江水与望虞河西线污水混合, 使到达贡湖的水质变差, $\text{NH}_3\text{-N}$ 可接近 2 mg/L, TP 可达 0.17 mg/L (沈爱春 2002)。

3. 将太湖水换掉就能使太湖水变清吗——沉积物中巨量的 N、P 蓄积将粉碎人们的幻想

1) 排入到太湖中的 N、P 有多大以及如何分配——仅一年的 P 输入就可使太湖水中的 TP 浓度增加 3 倍, 1981~2006 年, 沉积到底泥中的 P 为水柱中净累积量的 92.6 倍。

1998~2000 年, 太湖 P 的滞留率约为 65% (Kelderman et al. 2005), 这期间, 平均湖容积为 $4.5 \times 10^9 \text{ m}^3$, 沉积物中 TP 净累积量 $1020 \times 10^3 \text{ kg}$, 假如这些 P 没有沉淀下来, 将使太湖水柱中的 TP 平均每年增加 0.227 mg/L, 这相当于水柱中 TP 浓度的 3 倍, 这就是说, 如果没有 P 的沉淀, 仅一年的 P 输入就可使太湖水柱中的 TP 浓度增加 3 倍。

1998~2000 年, 太湖沉积物中 TP 净累积量为 $1020 \times 10^3 \text{ kg}$ (Kelderman et

al. 2005), 1987~1988年,太湖P的净累积量 946×10^3 kg (黄漪平等 2001), 因此假设在1981~2006年的25年期间, P的年平均沉积量为 1000×10^3 kg, 则总沉积量高达 25×10^6 kg。同时, 1981~2006年, TP从0.02 mg/L增加到了0.08 mg/L, 净增加 0.27×10^6 kg (4.5×10^9 m³ \times 0.06 kg/m³ $\times 10^{-3}$), 这就是说, 沉积到底泥中的P为水柱中净累积量的92.6倍。太湖的沉积物正在形成一个非常巨大的内源P库。

2) 1981~2006年输入到太湖的P可使沉积物中的P含量增加多少——全湖平均约0.15 mg/g DW。

我们再来算一算这么多的P可使沉积物中的P增加多少。由于太湖约84%的湖区覆盖着一层厚约10 cm的浮泥, 易被风浪搅起、混合, 假设1981~2006年沉积下来的P全分散在这个浮泥层中。太湖面积为2338 km², 设浮泥容重为1.4 g/cm³, 含水率为60% (秦伯强等 2004)。这样, 在这25年期间每年1000 t的P分散在太湖表面10 cm的泥层中的话, 大约可引起沉积物中TP含量0.15 mg/g DW [$25 \times 10^6 \times 10^6$ mg / (2338×10^6 m² \times 0.1m \times 0.5 \times 1.4 $\times 10^6$ g/m³)] 的增加。

从太湖表层沉积的历史变化 (图 10-19) 可以看出, TP从1980年的0.52 mg/g上升到1997年的0.59 mg/g, 如果按同样的速率推算到2006年, 则大约增加了0.103 mg/g, 这比0.15 mg/g略低, 但还是有一定程度的接近。TN的累积速度更快, 从1980年的0.65 mg/g上升到1987年的1.53 mg/g。

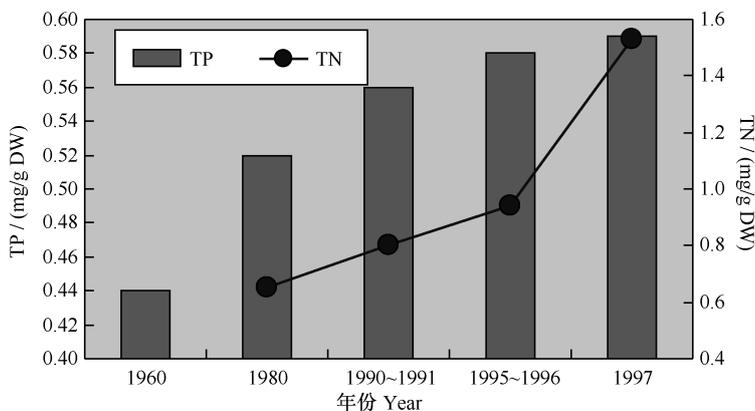


图 10-19 太湖表层沉积物中 TN、TP 含量的历史变化 (数据源自朱广伟和范成新 2004)

Fig. 10-19 Historical changes in TN and TP contents of surface sediments in Lake Taihu (Data sources: Zhu and Fan 2004)

3) 北部湖湾沉积物P增长幅度远大于主体湖区——北部湖区自身污染很重, 可能还叠加了来自西部的大量污染物。

另一个有趣的现象是, 在大部分湖区的表层沉积物中并未见P的增加, 表

层沉积物中 P 含量的增加主要是在一些湖湾。为何会出现这种现象? 在梅梁湾和竺山湾可能是由于入湖河流中的污染物直接沉淀下来了, 但是, 西部河流中大量的 P 显然没有在那里的沉积物中大量蓄积, 而是被分散了, 这也许与那儿的湖面开敞, 风浪较大, 沉积物不容易积累有关。另一种可能就是西部的这些 P 很快参与湖泊中的生物 P 元素循环, 在太湖特殊的水动力学机制驱动下, 随大量的蓝藻漂移到一些湖湾 (如梅梁湾、竺山湾等), 将 P 大量的转移到这些湖湾, 增加了那里的 P 沉积。

看来, 北部湖区自身的污染很重, 再加上西部大量污染物的转移, 真可谓雪上加霜。更可怕的是, 北部湖湾面积较小, 水交换相对缓慢, 使太湖富营养化的影响在这些湖湾呈现放大式的效应。当然, 由于 P 在这些湖湾中大量累积, 也许通过清淤移走这些累积在沉积物中的 P 是一种有效的选择, 但这不光耗资巨大, 寻找堆积的地点可能都是一个很大的问题。

4. 何时才能使太湖的 TN、TP 降低到 1981 年的水平——理论上讲不太可能, 未来 30 年内难根除蓝藻的危害

在太湖湖水中, 1981 年的 TN 为 0.9 mg/L, TP 为 0.02 mg/L, 2006 年的 TN 为 3.17 mg/L, TP 为 0.08 mg/L。

现在太湖流域主要河流 (包括长江) 的来水中, TN、TP 浓度均远高于 1981 年太湖湖水中的 TN、TP 浓度 (图 10-20)。相对于 2006 年太湖平均 TP 浓度, 仅有东部河流中的 TP 略低于这一水平, 其余均超过这一水平, 也就是说, 按照现在的趋势, 太湖平均 TP 水平还将继续抬升。相对于 2006 年太湖平均 TN

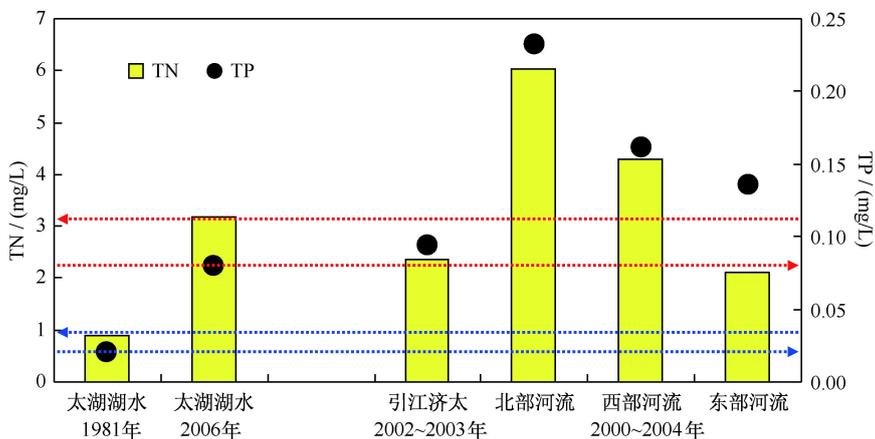


图 10-20 1981 年和 2006 年太湖湖水中的 TN、TP 水平与近年太湖主要入湖河流中 TN、TP 水平的比较

Fig. 10-20 A comparison of TN and TP levels in the lake water of Taihu in 1981 and 2006 with those in the major rivers around the lake

水平来说，长江中的 TN 要低约 0.8 mg/L，这就是说，在没有望虞河污水大量混合的情况下，“引江济太”将会在一定程度上延缓 TN 在太湖的蓄积；东部河流中的 TN 要低约 1 mg/L。

那么在什么样的条件下、多久能使太湖水中的 TN、TP 回到 1981 年的水平？假设经过 X 年的努力，长江江水和太湖入湖河流中的 TN 和 TP 浓度降低到太湖 1981 年的水平，可能还得要经过同样的时间（25 年）或更长时间去慢慢地将沉积物中蓄积的巨量 N、P 带走。有谁相信在现在的形势下长江中的 TN 和 TP 水平会不断下降？这个 X 年到底是多久才能使太湖入湖河流中的 TN、TP 浓度达到 1981 年的水平？

经过上述分析，很难相信在 30 年内太湖的 TN、TP 水平能回到 1981 年的水平，因此可以悲观地预测，在未来的 30 年内，很难相信在太湖可以根除蓝藻的危害，残酷的“人-藻”大战可能还将持续下去。

四、结 语

如何将太湖从蓝藻水华频发的灾难中拯救出来？可以考虑流域层面和生态学层面的调控对策。

生活污水和农业面源是太湖 N、P 的主要来源，河道入湖和环太湖公路圈内入湖量最大；1949~2005 年，江苏省人口翻了一番；肥料施用量呈现了巨大增长。从流域层面上来说，人口是无法调控的，但是应减少生活污水的排放，控制肥料施用量，努力降低施肥强度，减少农田 N、P 流失。

由于太湖大部分湖区历史上就很少有水生植物生长，理论上来说是很难使水生植物大面积在太湖生长的。因此，想通过水生植物来控制太湖的蓝藻基本不大可能。20 世纪 50 年代以来，太湖的鱼类群落结构发生了巨大变化：食藻鱼类比例大幅降低为原来的 1/3（现约占 5.4%），食浮游动物鱼类大幅升高 4 倍（现高达 63.8%）。利用天敌来控制有害生物在农业生态系统中有很多成功案例，利用摄食蓝藻的鱼类——鲢、鳙成功控制武汉东湖的蓝藻水华已达 23 年之久。因此值得探索通过提高食藻鱼类比例来控制太湖蓝藻的可能性。

何时才能控制太湖的蓝藻灾害？太湖水柱中的 N、P 降到何种水平才可能控制蓝藻灾害——1981 年 TN 为 0.9 mg/L，TP 为 0.02 mg/L。何处能找到比现在太湖 TN（3.17 mg/L）、TP（0.08 mg/L）浓度低的水来稀释太湖——长江水可能对 TN 有所稀释，但却继续抬升太湖 TP 水平。将太湖水换掉就能使太湖水变清吗——沉积物中巨量的 N、P 蓄积将粉碎人们的幻想。何时才能使太湖的 TN、TP 降低到 1981 年的水平——理论上讲不太可能。

也就是说，未来 30 年内难以使太湖的 TN、TP 水平回到 1981 年的水平，在这之前难以根除蓝藻的危害。

参考文献

- 白晓华, 胡维平. 2006. 太湖水深变化对氮磷浓度和叶绿素 a 浓度的影响. 水科学进展, 17: 727~732
- 曹萃乐. 1981. 东太湖水生维管束植物资源调查报告. 太湖水产增殖, 2: 1~19
- 陈洪达, 方裕乐, 王耕南, 曾昭琪, 陶家玉, 张立. 1965. 5 水生生物. 中国科学院南京地理研究所. 太湖综合调查初步报告. 北京: 科学出版社. 43~75
- 陈伟民, 吴庆龙. 2004. 6-5 太湖鱼类组成和渔业. 见: 秦伯强等. 太湖水环境演化过程和机理. 北京: 科学出版社. 282~289
- 陈艳, 俞顺章, 林玉娣, 胡磊, 徐明, 沈炜, 杨坚波. 2002. 太湖流域水中微囊藻毒素含量调查. 中国公共卫生, 18: 1455~1456
- 陈宇炜, 高锡芸, Dokulil M. 1998. 太湖梅梁湾浮游植物动态及其初级生产力周年变化的研究. 见: 蔡启铭. 太湖环境生态研究 (一). 北京: 气象出版社. 98~108
- 丛丽, 苏德林. 2007. 饮用水感官评价及工程技术. 北京: 化学工业出版社
- 段水旺, 章申, 陈喜保, 张秀梅, 王立军, 晏维金. 2000. 长江下游氮、磷含量变化及其输送量的估计. 环境科学, 21: 53~56
- 范成新, 季江, 张文华, 吴庆龙, 陈开宁, 陈宇炜. 1997. 贡湖水水质富营养化综合评价及初步预测. 海洋湖沼通报, 3: 18~24
- 范成新, 周万平, 黄漪平, 季江, 蔡后建. 2002. 太湖富营养化及其影响因素 (第五章). 黄漪平. 太湖水环境及其污染控制. 北京: 科学出版社. 162~186
- 高超, 张桃林, 吴蔚东. 2001. 太湖地区农田土壤养分动态及其启示. 地理科学, 21: 428~433
- 高怡, 毛新伟, 徐卫东. 2006. “引江济太”工程对太湖及周边地区的影响分析. 水文, 26: 92~94
- 谷孝鸿, 张圣照, 白秀玲, 胡维平, 胡耀辉, 王晓蓉. 2005. 东太湖水生植物群落结构的演变及其沼泽化. 生态学报, 25: 1541~1548
- 黄清辉. 2006. 3-1 湖泊沉积物磷形态分布及来源. 见: 范成新, 王春霞. 长江中下游湖泊环境地球化学与富营养化. 北京: 科学出版社. 71~84
- 黄文钰. 2004. 1-3 太湖水体富营养化及其原因分析. 见: 秦伯强等. 太湖水环境演化过程和机理. 北京: 科学出版社. 19~33
- 黄漪平, 范成新, 濮培民, 姜加虎, 戴全裕. 2001. 太湖水环境及其污染控制. 北京: 科学出版社
- 黄漪平, 范成新, 余源盛, 鲍建平. 1995. 4 江苏太湖. 见: 金相灿等. 中国湖泊环境 (第二册). 北京: 科学出版社. 108~149
- 纪荣平, 李先宁, 吕锡武. 2007. 太湖梅梁湾水源水中微囊藻毒素浓度的变化. 环境监测管理与技术. 19: 20~22
- 姜加虎. 1997. 贡湖及其相关水域风流模拟研究. 海洋湖沼通报, 4: 1~7

- 金相灿, 颜昌宙, 许秋瑾. 2007. 太湖北岸湖滨带观测场水生植物群落特征及其影响因素分析. 湖泊科学, 19: 151~157
- 金相灿等. 1995. 中国湖泊环境. 北京: 海洋出版社
- 李国砚, 张仲元, 郑艳芬, 刘晓玖. 2008. MODIS 影像的大气校正及其在太湖蓝藻监测中的应用. 20: 160~166
- 李建政, 任南琦. 2005. 污染控制微生物生态学. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学出版社
- 李江, 金相灿, 姜霞, 刘利军. 2007. 太湖不同营养水平湖区沉积物物理化学性质和磷的垂向变化. 环境科学研究, 20: 64~69
- 李军, 周志华, 朱兆州, 陈孝军, 王仕禄, 汪福顺. 2007. 太湖表层沉积物中多磷酸盐检出的环境意义. 生态环境, 16: 719~724
- 李文朝. 2004. 1-4 东太湖的沼泽化及其原因分析. 见: 秦伯强等. 太湖水环境演化过程和机理. 北京: 科学出版社. 33~51
- 李香华, 胡维平, 翟淑华, 逢勇. 2005. 引江济太对太湖碱性磷酸酶活性的影响. 水利学报, 36: 478~493
- 刘恩生, 刘正文, 鲍传文, 吴林坤, 曹萍. 2007b. 太湖鲚鱼、鲢、鳙鱼的食物组成及相互影响分析. 湖泊科学, 19: 451~456
- 刘恩生, 刘正文, 鲍传文. 2007a. 太湖鲫鱼数量变化的规律及与环境间关系的分析. 湖泊科学, 19: 345~350
- 刘伟龙, 胡维平, 陈永根, 谷孝鸿, 胡志新, 陈宇炜, 季江. 2007. 西太湖水生植物时空变化. 生态学报, 27: 159~170
- 马荣华, 段洪涛, 孔繁翔, 张寿选, 孔维娟, 郝景燕. 2008. 基于卫星遥感的太湖蓝藻水华时空分布. 湖泊科学 (待刊)
- 秦伯强, 胡维平, 陈伟民等. 2004. 太湖水环境演化过程和机理. 北京: 科学出版社
- 秦伯强, 王小冬, 汤祥明, 冯胜, 张运林. 2007. 太湖富营养化与蓝藻水华引起的饮用水危机——原因与对策. 地球科学进展, 22: 896~906
- 秦伯强. 2007. 我国湖泊富营养化及其水环境安全. 科学对社会的影响, 3: 17~23
- 饶钦止. 1961. 五里湖 1951 年湖泊学调查: 三、浮游植物. 水生生物学集刊, 1: 74~92
- 荣国斌, 苏克曼. 2000. 大学有机化学基础. 上海: 华东理工大学出版社. 北京: 化学工业出版社
- 上海师范学院等. 1983. 太湖水环境质量调查. 上海师范学院学报 (自然科学版), 环境保护专集. 50~19
- 沈爱春. 2002. 望虞河引江对太湖的影响研究. 水资源保护, 1: 29~38
- 沈培明, 陈正夫, 张东平等. 2005. 恶臭的评价与分析. 北京: 化学工业出版社
- 沈志良, 刘群, 张淑美. 2003. 长江总氮和有机氮的分布变化与迁移. 海洋与湖沼, 34: 577~585
- 施周, 张彬, 樊锦文, 余健, 唐志升. 2002. 饮用水的味感检测与评价. 给水排水, 28: 18~20
- 宋金明等. 2000. 中国的海洋化学. 北京: 海洋出版社
- 孙保国. 2007. 含硫香料化学. 北京: 科学出版社

- 孙顺才, 黄漪平. 1993. 太湖. 北京: 海洋出版社
- 孙小静, 张战平, 朱广伟, 秦伯强. 2006. 太湖水体中胶体磷含量初探. 湖泊科学, 18: 231~237
- 太湖环境质量调查调研组. 1983. 太湖环境质量调查研究. 上海师范学院学报(自然科学版), 50~58
- 太湖流域水资源保护局. 2004. 太湖流域及东南诸河省界水体水资源质量状况通报. 第91期(资料)
- 太湖流域水资源保护局. 2007. 太湖流域及东南诸河省界水体水资源质量状况通报. 第127期(资料)
- 王东红. 2006. 3-2 湖泊沉积物氮形态的时空分布特征. 见: 范成新, 王春霞. 长江中下游湖泊环境地球化学与富营养化. 北京: 科学出版社. 84~88
- 王兰. 2006. 现代环境微生物学. 北京: 化学工业出版社
- 王晓蓉. 1997. 环境化学. 南京: 南京大学出版社
- 王兴民, 陈书琴, 金相灿, 胡社荣, 王志荣, 刘建玲. 2006. 贡湖、梅梁湾沿岸浅水区观测场水生植物周年动态及影响因素研究. 环境科学研究, 19: 29~33
- 吴献文. 1962. 五里湖 1951 年湖泊学调查. 一、一般情况和工作方法. 水生生物学集刊, 1: 63~67
- 谢平. 2003. 鲢、鳙与藻类水华控制. 北京: 科学出版社
- 谢平. 2006. 水生动物体内的微囊藻毒素及其对人类健康的潜在威胁. 北京: 科学出版社
- 谢平. 2007. 论蓝藻水华的发生机制—从生物进化、生物地球化学和生态学视点. 北京: 科学出版社
- 徐开钦, 林诚二, 牧秀明, 村上正吾, 徐保华, 渡边正孝. 2004. 长江干流主要营养盐含量的变化特征——1998~1999 年中日合作调查结果分析. 地理学报, 59: 118~124
- 徐南妮, 潘丽英, 杨文龙, 张秀每, 汪丽. 1995. 第四章中国湖泊水化学. 见: 金相灿等著. 中国湖泊环境(第一册). 北京: 科学出版社. 84~142
- 许秋瑾, 高光, 陈伟民. 2005. 太湖微囊藻毒素年变化及其与浮游生物的关系. 中国环境科学, 25: 28~31
- 许善锦. 2002. 无机化学. 北京: 人民卫生出版社
- 许兆明. 1981. 西太湖水生维管束植物资源调查报告. 太湖水产增殖. 2: 20~35
- 薛滨, 姚书春, 王苏民, 夏威夷. 2007. 长江中下游不同类型湖泊沉积物营养盐累积变化过程及其原因分析. 第四纪研究, 27: 122~127
- 杨华. 2006. 巢湖和太湖微囊藻毒素的生态学研究. 中国科学院水生生物研究所(博士论文)
- 杨坚波, 陈艳, 林玉娣, 徐明, 俞顺章, 胡磊, 沈炜. 2007. 太湖水域及鱼体内微囊藻毒素的调查. 环境与健康杂志, 24: 32~33
- 叶建春. 2007. 实施太湖流域综合治理与管理, 改善流域水环境. 中国水利网站
- 詹忠, 杨柳燕, 宋炜, 肖元庚, 林必桂. 2007. 微生物对太湖沉积物总磷分布影响研究. 河南科学, 25: 839~841
- 张寿选, 段洪涛, 谷孝鸿. 2008. 基于水体透明度反演的太湖水生植被遥感信息提取. 湖泊科学, 20: 184~190

- 张晓健, 张悦, 王欢, 张素霞, 贾瑞宝. 2007. 无锡自来水事件的城市供水应急除臭处理技术, 城镇给排水, 33: 7~12
- 赵庆良, 任南琦. 2005. 水污染控制工程. 北京: 化学工业出版社
- 中国科学院南京地理研究所. 1965. 太湖综合调查初步报告. 北京: 科学出版社. 1~83
- 中国科学院南京地理研究所. 2007. 太湖梅梁湾 2007 年蓝藻水华形成及取水口污水团成因分析与应用措施建议. 湖泊科学, 19: 357~358
- 周立国, 冯学智, 王春红, 王得玉, 徐晓雄. 2008. 太湖蓝藻水华的 MODIS 卫星监测. 湖泊科学, 20: 203~207
- 周小宁, 姜霞, 金相灿, 刘琨. 2007. 太湖梅梁湾沉积物磷的垂直分布及环保疏浚深度的推算. 中国环境科学, 27: 445~449
- 朱广伟, 范成新. 2004. 4-2 太湖沉积物的物理特性. 见: 秦伯强等, 太湖水环境演化过程和机理. 北京: 科学出版社. 170~187
- 朱广伟, 秦伯强, 高光, 罗淑葱, 王文敏. 2005. 太湖近代沉积物中重金属元素的累积. 湖泊科学, 17: 153~150
- 朱喜, 张扬文. 2002. 梅梁湖水污染现状及防治对策. 水资源保护, 4: 28~30
- Buttery R C, Teranishi R, Flath R A and Ling L C. 1990. Identification of additional tomato paste volatiles. J. Agric. Food Chem, 38, 792~795
- Cao T, Xie P, Ni L Y, Wu A P, Zhang M, Wu S K and Smolders A J P. 2007. The role of NH_4^+ toxicity in the decline of the submersed macrophyte *Vallisneria spiralis* in lakes of the Yangtze River basin, China. Mar. Freshwat. Res. 58: 581~587
- Chen J and Xie P. 2005. Seasonal dynamics of the hepatotoxic microcystins in various organs of four freshwater bivalves from the large eutrophic Lake Taihu of the subtropical China and the risk to human consumption. Environ Toxicol. 20: 572~584
- Chen J and Xie P. 2007. Microcystin accumulation in freshwater bivalves from Lake Taihu, China and the potential risk to human consumption. Environ. Toxicol. Chem., 26: 1066~1073
- Chen J S, Gao X M, He D W and Xia X H. 2000. Nitrogen contamination in the Yangtze River system, China. J. Hazard. Mat., A73: 107~113
- Chen J, Xie P, Zhang D and Lei H. 2007. In situ studies on the distribution patterns and dynamics of microcystins in a biomaniipulation fish-bighead carp (*Aristichthys nobilis*). Environ. Pollut., 147: 150~157
- Chen J, Xie P, Zhang D, Ke Z X and Yang H. 2006. In situ studies on the bioaccumulation of microcystins in the phytoplanktivorous silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) stocked in Lake Taihu with dense toxic *Microcystis* blooms. Aquaculture, 261: 1026~1038
- Chen Y W, Qin B Q, Teubner K and Dokulil M T. 2003. Long-term dynamics of phytoplankton assemblages: *Microcystis*-domination in Lake Taihu, a large shallow lake in China. J. Plankton Res., 25: 445~453
- Chorus I and Bartram J. 1999. Toxic Cyanobacteria in Water, A Guid to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management. E & FN Spon, London and New York

- Gupta N, Pant S C, Vijayaraghavan R and Lakshmana Rao P V. 2003. Comparative toxicity evaluation of cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin variants (LR, RR, YR) in mice. *Toxicology*, 188: 285~296
- Harada K I, Tsuji K, Watanabe M F and Kondo F. 1996. Stability of microcystins from cyanobacteria. III. Effect of pH and temperature. *Phycologia*, 35: 83~88
- Howgate P. 2004. Tainting of farmed fish by geosmin and 2-methylisoborneol; a review of sensory aspects and of uptake/depuration. *Aquaculture*, 234: 155~181
- Huang Q H, Wang Z J, Wang C X, Wang S R and Jin X C. 2005. Phosphorus release in response to pH variation in the lake sediments with different ratios of iron-bound P to calcium-bound P. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 17: 55~61
- Huang Q H, Wang Z J, Wang D H, Ma M and Wang C X. 2006. Distribution and origin of biological available phosphorus in the water of the Meiliang Bay in summer. *Sci. China; Ser. D Earth Sci.*, 49 (supp.) I: 146~153
- Jiang X, Jin X C, Yao Y, Li L H and Wu F C. 2006. Effects of oxygen on the release and distribution of phosphorus in the sediments under the light condition. *Environ. Pollut*, 141: 482~487
- Kelderman P, Zhu W and Maessen M. 2005. Water and mass budgets for estimating phosphorus sediment-water exchange in Lake Taihu (China P. R.). *Hydrobiologia*, 544: 167~175
- Kratz W A and Myers J. 1955. Nutrition and growth of several blue-green algae. *Am. J. Bot*, 42: 282~287
- Li L, Wan N, Gan N Q, Xia B D and Song L R. 2007. Annual dynamics and origins of the odorous compounds in the pilot experimental area of Lake Dianchi, China. *Wat. Sci. Technol*, 55: 43~50
- Li M T, Xu K Q, Watanabe M and Chen Z Y. 2007. Long-term variations in dissolved silicates, nitrogen, and phosphorus flux from the Yangtze River into the East China Sea and impacts on estuarine ecosystem. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 71: 3~12
- Lin L, Wu J L and Wang S M. 2006. Evidence from isotopic geochemistry as an indicator of eutrophication of Meiliang Bay in Lake Taihu, China. *Sci. China Ser. D Earth Sci.*, 49 (Supp. I): 62~71
- Liu Y Q, Xie P, Zhang D W and Wen Z R. 2008. Seasonal dynamics of microcystins with associated biotic and abiotic parameters in two bays of Lake Taihu, the third largest freshwater lake in China. *B. Environ. Contam. Tox.*, 80: 24~29
- Magalhães V F, Soares R M and Azevedo S M F O. 2001. Microcystin contamination in fish from the Jacarepagua Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. *Toxicol.*, 39: 1077~1085
- Mohamed Z A, Carmichael W W and Hussein A A. 2003. Estimation of microcystins in the freshwater fish *Oreochromis niloticus* in an Egyptian fish farm containing a *Microcystis* bloom. *Environ. Toxicol.*, 18: 137~141

- Qu W C, Xue B, Dickman M D, Wang S M, Fan C X, Wu R J, Zhang P Z, Chen J F and Wu Y H. 2000. A 14000-year record of paleoenvironmental change in the western basin of China's third largest lake, Lake Taihu. *Hydrobiologia*, 432: 113~120
- Reynolds C S, Jaworski G H M, Cmiech H A and Leedale G F. 1981. On the annual cycle of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* Kütz. Emend. Elenkin. *Philos. Trans. Royal Soc. Lond.*, B 293: 419~477
- Rose N L, Boyle J F, Du Y, Yi C, Dai X, Appleby P G, Bennion H, Cai S and Yu L. 2004. Sedimentary evidence for changes in the pollution status of Taihu in the Jiangsu region of eastern China. *J. Paleolimnol.*, 32: 41~51
- Shen P P, Shi Q, Hua Z C, Kong F X, Wang Z G, Zhuang S X and Chen D C. 2003. Analysis of microcystins in cyanobacteria blooms and surface water samples from Meiliang Bay, Taihu Lake, China. *Environ. Int.*, 29: 641~647
- Song L R, Chen W, Peng L, Wan N, Gan N Q and Zhang X M. 2007. Distribution and bioaccumulation of microcystins in water column: A systematic investigation into the environmental fate and the risk associated with microcystins in Meiliang Bay, Lake Taihu. *Wat. Res.*, 41: 2853~2864
- Wang B D. 2006. Culture eutrophication in the Changjiang (Yangtze River) plume: history and perspective. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 69: 471~477
- Wang D, Shi Y L, Wu J C and Gong Z. Analysis on the water resources system of Lake Taihu basin and circular economy. http://old.cgs.gov.cn/zt_more/34/zhaiyao/html/02/202.htm
- Wang X J and Liu R M. 2005. Spatial analysis and eutrophication assessment for chlorophyll a in Taihu Lake. *Environ. Monitor. Assess.*, 101: 167~174
- Wang X L, Lu Y L, Han J Y, He G Z and Wang T Y. 2007a. Identification of anthropogenic influences on water. *J. Environ. Sci.*, 19: 475~481
- Wang X L, Lu Y L, He G Z, Han J Y and Wang T Y. 2007b. Exploration of relationships between phytoplankton biomass and related environmental variables using multivariate statistic analysis in a eutrophic shallow lake: a 5-year study. *J. Environ. Sci.*, 19: 920~927
- Wei Y C, Huang J Z, Li Y M and Guang J. 2007. The hyperspectral data monitoring model of chlorophyll-a of summer in Taihu Lake, China. *J. Remote Sens.*, 11: 756~762
- Wu J L, Lin L, Gagan M K, Schleser G H and Wang S M. 2006. Organic matter stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) response to historical eutrophication of Lake Taihu, China. *Hydrobiologia*, 563: 19~29
- Xue B, Yao S C and Xia W L. 2007. Environmental changes in Lake Taihu during the past century as recorded in sediment cores. *Hydrobiologia*, 581: 117~123
- Young C C, Suffet I H, Crozes G *et al.* 1999. Identification of a woody-hay odor-causing compound in a drinking water supply. *Wat. Sci. Technol.*, 273~278
- Zhang D W, Xie P, Liu Y Q, Chen J and Liang G D. 2007. Bioaccumulation of the hepatotoxic microcystins in various organs of a freshwater snail from a subtropical Chinese lake,

Taihu Lake with dense toxic *Microcystis* blooms. Environ. Toxicol. Chem., 26: 171~176

Zhang Y L, Qin B Q and Liu M L. 2007a. Temporal-spatial variations of chlorophyll a and primary production in Meiliang Bay, Lake Taihu, China from 1995 to 2003. J. Plankton Res., 29: 707~719

Zhang Y L, Zhang B, Ma R H, Feng S and Le C F. 2007b. Optically active substances and their contributions to the underwater light climate in Lake Taihu, a large shallow lake in China. Fund. Appl. Limnol., 170: 11~19