

密级:_____



中国科学院大学

University of Chinese Academy of Sciences

硕士学位论文

颗粒物吸收特性对湖泊营养水平及浮游植物群落结构的响应研究

作者姓名: _____ 王明珠

第一导师: _____ 张运林 研究员

_____ 中国科学院南京地理与湖泊研究所

第二导师: _____ 虞左明 教授级高级工程师

_____ 杭州市环境保护科学研究院

学位类别: _____ 工程硕士

学科专业: _____ 环境工程

培养单位: _____ 中国科学院南京地理与湖泊研究所

二〇一四年五月

Response of Particulate Absorption Characteristics to Lake

Trophic Level and Phytoplankton Community Structure

**By
Wang Mingzhu**

A Dissertation Submitted to

University of Chinese Academy of Sciences

In partial fulfillment of the requirement

For the degree of

Master of Environmental Engineering

Nanjing Institute of Geography and Limnology,

Chinese Academy of Sciences

May, 2014

致 谢

看似漫长的学生生涯即将结束，离别在即，心里总是割舍不下对中科院南京地理与湖泊研究所的思念，更舍不得朝夕相处的老师和同学们。

三年前，我怀着无尽的遐想，来到中科院南京地理与湖泊研究所湖泊生态系统动力学研究团队。三年的时光，我时刻感受着来自老师们的关爱和接受团队同学们的无私帮助。

首先，衷心地感谢我的导师张运林研究员。当我面对科学的高峰有些彷徨时，是您在鼓励我，“攻坚莫畏难，只怕肯登攀”；当我在科学的殿堂中步履蹒跚时，是您在指点我，“问渠哪得清如许，为有源头活水来”；当我埋头于书本执迷不悟时，是您在明示我，“纸上得来终觉浅，绝知此事要躬行”；当我在实际工作中遇到困难时，是您在引导我，“壁立千仞无欲则刚，海纳百川有容乃大”。感谢您三年呕心沥血的培养，感谢您三年来在学业上给予的指导，感谢您三年来对论文上给予的帮助。您学识渊博，对专业孜孜以求，精益求精。百忙之余仍然读书不辍，不断探求；为人师表，率先垂范；传道授业，呕心沥血。如果说我从导师那里学会了怎样做好学问，那么首先应该说我从导师那里领略了真正的学术精神，导师严谨的治学态度和坚韧的探索精神将使我终生受益。

衷心感谢导师虞左明高级工程师对我在千岛湖采样过程和学习生活中给予的极大帮助，同时一并感谢您所在的杭州市环境保护科学研究院的全体工程师，淳安县环境保护监测站吴志旭站长及同仁们曾给予我的热情帮助。

感谢团队里的秦伯强老师、高光老师、朱广伟老师、龚志军老师、罗淑葱老师、杨宏伟老师、李未老师、李慧赞老师、吴挺峰老师、汤祥明老师、许海老师、董百丽老师、邵克强老师，老一辈科学家陈伟民老师，实验室张成英阿姨，衷心的感谢你们对我学习研究上的指导与帮助。特别感谢施坤老师，无论是在学术上还是在生活中，感谢你一直以来的支持、鼓励与指导。感谢团队里的师姐朱梦圆、刘丽贞、戴淑君等，师兄时志强、蔡贤雷、戴江玉、张磊、邓建明、马健荣、吴攀、牛海林、向速林、张玮等，同学成小奕、薛庆举、吴雅丽、王博雯等，师弟许浩等，师妹崔扬等，感谢你们在科研上给我的鼓励和帮助。特别感谢师姐殷燕、刘笑菡，师兄刘明亮、牛城、周健，师妹韩晓霞、周莉，师弟周永强、高赞、刘刚、蒋浩、张毅博、任理、庄榆佳，感谢你们在我采样过程及实验过程中给予的帮助，感谢你们生活上给予的支持和陪伴，与你们在这里的点点滴滴都将成为我最美好的回忆。

感谢太湖站季江老师，钱荣树老师，黄建明老师，沈睿杰工程师在野外试验过程中给予的莫大帮助，感谢薛静琛老师在太湖采样过程中对我实验及生活上的帮助。感谢研究生部卞怡老师、顾维玮老师对生活和学习上的关心与照顾。

感谢 2011 级硕士班的全体同学，是缘分让我们走到了一起；感谢我的好朋友朱亚乔、王燕、张细燕，谢谢你们三年的风雨相伴，一想起和你们的点点滴滴，我都会像今天这样感动，这种感动，将会伴随我的一生。感谢李凯、刘菲菲、唐陈杰、何宇虹、张伟、陈超、陈向超、廖梦娜、黄群斌、王珏等所有同学在工作中和学习生活上给予的支持和帮助。感谢师兄范兴旺、潘鑫在学习和工作上给予的热情帮助。

感谢我的家人及我的男朋友在我写论文找工作处于最困难的时候给予我的

理解、鼓励和支持，你们从不在意我飞的高不高，却总是担心我飞的累不累。我爱你们。

最后，我要感谢参与我论文评审和答辩的各位老师，你们给了我一个审视几年来学习成果的机会，让我能够明确今后的发展方向，你们对我的帮助是一笔无价的财富。我将在今后的工作、学习中加倍努力，以期能够取得更多成果回报你们、回报社会。再次感谢你们，祝你们一生幸福、安康！

王明珠

2014年05月 于南京

摘要

本文选择不同营养水平的千岛湖、天目湖、太湖为研究对象,基于野外试验数据,系统研究了不同营养水平的湖泊悬浮颗粒物吸收特性的变化规律,深入探讨了浮游植物吸收特性对湖泊营养状态水平及浮游植物群落结构的响应。掌握了水体中悬浮颗粒物吸收系数随营养水平变化的规律及其影响因素,阐述了不同营养水平的湖泊浮游植物群落结构通过辅助色素对吸收、比吸收特性的影响机制。同时室内通过不同种类及粒径的浮游植物培养实验,进一步验证了群落结构通过细胞粒径及色素组成对浮游植物吸收及比吸收特性的影响。

基于千岛湖、天目湖、太湖北部湖区全年共 336 个站点的监测数据,发现千岛湖、天目湖和太湖悬浮颗粒物的吸收系数存在显著时空差异,其中太湖显著大于天目湖大于千岛湖。同一湖泊不同采样点及不同采样时间,悬浮颗粒物吸收特性存在显著差异。时间上,千岛湖、天目湖、太湖总悬浮颗粒物和浮游植物吸收系数表现为夏秋季节高于春冬季节,而浮游植物比吸收系数则恰好相反,表现为春冬季节高于夏秋季节。空间上,千岛湖的街口-小金山一线总悬浮物吸收及浮游植物吸收相对较大;天目湖总悬浮物吸收及浮游植物吸收从上游到下游逐渐降低;太湖总悬浮颗粒物受悬浮物浓度的影响较大,悬浮物浓度及无机颗粒物浓度较高的站点,总悬浮颗粒物吸收系数较大。

悬浮颗粒物吸收系数与综合营养状态指数存在较好的相关关系。总悬浮颗粒物、浮游植物及非藻类颗粒物的吸收系数均与营养状态指数均存在很好的幂函数关系,都随营养水平升高而增大。

营养水平不同的湖泊间,比吸收系数的变化与包裹效应和色素组成有关。湖泊营养水平越高,包裹效应对比吸收系数变化的贡献越大;随着营养水平的升高,浮游植物逐渐以蓝藻为主导,辅助色素浓度逐渐下降。

浮游植物群落结构对浮游植物吸收特性的影响体现在两方面:其一,辅助色素浓度及蓝红比的大小;其二,细胞粒径的大小。研究发现蓝藻及绿藻门数量及生物量会对浮游植物吸收系数产生显著影响,随着蓝藻门生物量的增加,辅助色素浓度及比例降低,蓝红比减小,吸收系数增大;随着绿藻门生物量的增加,辅助色素浓度及比值升高,蓝红比增加,吸收系数减小。室内培养的不同种类浮游植物结果显示,浮游植物粒径大小会对浮游植物比吸收系数的变化产生影响,细胞粒径越大,包裹效应越明显,比吸收系数则越小。

关键词: 悬浮颗粒物, 吸收系数, 浮游植物群落结构, 包裹效应, 色素组成

ABSTRACT

Based on the experimental data of three lakes with different trophic levels (Lake Qiandaohu, Lake Tianmuhu and Lake Taihu), this study presents absorption characteristics of suspended particle (phytoplankton and non-phytoplankton particles) in different trophic levels, and further discusses the response of absorption coefficients to phytoplankton community structure succession. We find significant spatial-temporal differences for the absorption and specific absorption characteristics of suspended particles with lake trophic level. We elucidate the affecting mechanism of phytoplankton community structure on the absorption and specific characteristics through changing pigment composition. In addition, through the experiment of cultivating phytoplankton of different species and size indoor to measure the absorption and chlorophyll a specific absorption, this study further confirms that the variability in specific absorption can be attributed to phytoplankton community composition, cell size and pigment composition.

Based on the monitoring data of 336 samples, spatial and temporal variations of the absorption coefficients of suspended particles are presented in the Lake Qiandaohu, Lake Tianmuhu and Lake Taihu. The results show that the absorption coefficients of suspended particles are significantly higher in Lake Taihu than those in Lake Tianmuhu and Lake Qiandaohu. There are significant spatial and temporal differences for suspended particulate absorption coefficients among different sampling stations and different sampling months. Absorption coefficients of total suspended particles and phytoplankton are significantly higher in summer and fall than those in spring and winter. In Lake Taihu, absorption coefficient of total suspended particle is highly influenced by the concentrations of total suspended particles and inorganic suspended particles. In Lake Qiandaohu, the concentrations of suspended particles and chlorophyll a are significantly higher in Jiekou and Xiaojinshan, resulting in the higher absorption coefficients of total suspended particles and phytoplankton accordingly. In Lake Tianmuhu, the concentrations of suspended particles are significantly higher in upstream stations, thus the absorption coefficients of total suspended particles and phytoplankton are higher.

Lake trophic level has a significant effect on the absorption coefficients of suspended particles. Significant power function correlations are found between total

suspended particulate absorption, phytoplankton absorption and non-phytoplankton absorption coefficients and trophic level index (TLI). Total suspended particulate, phytoplankton and non-phytoplankton absorption coefficient significantly increase with TLI increase. Among different trophic level lakes, the variations of the phytoplankton absorption coefficients are related to the package effect and pigment composition. With TLI increase, the contribution of package effect increases, and auxiliary pigment concentration decreases due to the increasing dominance of cyanobacteria in phytoplankton community.

The effects of phytoplankton community structure on phytoplankton absorption and specific absorption coefficients are explained from two aspects: pigment composition and the ratio of blue to red of chlorophyll a specific absorption, phytoplankton cell size. This study shows that the number or biomass of cyanobacteria and green algae may influence phytoplankton absorption coefficient. With the increasing of cyanobacteria biomass, auxiliary pigments concentrations and its relative contribution decrease, corresponding to the decrease of and the ratio of chlorophyll a specific absorption coefficients at blue and red band ($a_{ph}^*(440)/a_{ph}^*(675)$) decreases and the increase of phytoplankton absorption coefficient. In contrast, with the increasing of green algae biomass, auxiliary pigments concentrations and its relative contribution increase, corresponding to the increase of the ratio of $a_{ph}^*(440)$ to $a_{ph}^*(675)$ but the decrease of phytoplankton absorption coefficient. In addition, the experimental results of the pure algae culture of different communities and cell size further confirm that chlorophyll a specific absorption coefficient significantly decreases with the increase of cell size.

Key Words: suspended particulates, absorption coefficients, phytoplankton community structure, package effect, pigment composition

目 录

致 谢	I
摘 要	III
ABSTRACT	V
图 录	IX
表 录	XII
1 绪论	1
1.1 研究意义	1
1.2 研究进展	2
1.3 本文研究目标及研究内容	7
2 研究区域和研究方法	9
2.1 研究区域概况	9
2.2 采样时间和站位	9
2.3 常规指标及光学参数的测定方法及数据处理	12
2.4 室内试验材料及方法	13
2.5 水体营养水平评价	14
2.6 包裹因子的计算	15
2.7 数据分析	16
3 水体总悬浮颗粒物吸收系数的变化规律及其影响因素	17
3.1 总悬浮颗粒物吸收的时空变化	17
3.2 总悬浮颗粒物的吸收光谱类型	23
3.3 440 nm 总悬浮颗粒物吸收随 Chla 浓度的变化规律	26
3.4 总悬浮颗粒物吸收与悬浮物浓度的关系	28
3.5 总悬浮颗粒物随湖泊营养水平的变化规律	30
3.6 小结	31
4 非藻类颗粒物吸收系数的变化	33
4.1 非藻类颗粒物的光谱吸收和变化规律	33
4.2 非藻类颗粒物随悬浮物浓度的变化	36
4.3 小结	38
5 浮游植物吸收特性的变化规律及其影响因素	41
5.1 浮游植物吸收系数的变化	41
5.2 浮游植物比吸收系数的变化	44
5.3 浮游植物吸收及比吸收系数的影响因素	48
5.4 浮游植物群落结构对吸收特性的影响	57
5.5 浮游植物群落结构及粒径对其吸收及比吸收影响的实验验证	63
5.6 小结	67

6 总结与展望.....	69
6.1 结论	69
6.2 研究展望	69
参考文献.....	71
符号对照表.....	83
作者简历及攻读学位期间发表的学术论文与研究成果	85

图 录

图 1.1 Bidigare 等 ^[23] 测量的 5 类色素成分的比吸收光谱.....	4
图 1.2 Goericke 等 ^[58] 测量的浮游植物中 14 种色素成分的比吸收光谱.....	4
图 1.3 本研究设计思路示意图	8
图 2.1 千岛湖采样点分布图.....	10
图 2.2 天目湖采样点分布图.....	11
图 2.3 太湖采样点分布图.....	11
图 3.1 各个季节总悬浮颗粒物吸收系数均值的光谱曲线.....	18
图 3.2 千岛湖总悬浮颗粒物各个季节的光谱曲线.....	19
图 3.3 千岛湖 440 和 675 nm 处总悬浮颗粒物吸收系数的时空分布.....	19
图 3.4 天目湖总悬浮颗粒物各个季节的光谱曲线.....	20
图 3.5 天目湖 440 nm 处总悬浮颗粒物吸收系数的时空分布.....	21
图 3.6 天目湖 675 nm 处总悬浮颗粒物吸收系数的时空分布.....	21
图 3.7 太湖总悬浮颗粒物各个季节的光谱曲线.....	22
图 3.8 太湖 440 nm 处总悬浮颗粒物吸收系数的时空分布.....	22
图 3.9 太湖 675 nm 处总悬浮颗粒物吸收系数的时空分布.....	23
图 3.10 千岛湖第 I、II 类悬浮颗粒物吸收光谱.....	24
图 3.11 天目湖第 I、II 类悬浮颗粒物吸收光谱.....	25
图 3.12 太湖第 I、II 类悬浮颗粒物吸收光谱.....	26
图 3.13 千岛湖 440 nm 悬浮颗粒物吸收与 Chl _a 的关系.....	27
图 3.14 天目湖 440 nm 悬浮颗粒物吸收与 Chl _a 的关系.....	28
图 3.15 三个湖泊不同季节有机悬浮物与总悬浮颗粒物浓度的比值.....	29
图 3.16 悬浮颗粒物吸收随综合营养状态指数的变化.....	31
图 4.1 各季节非藻类颗粒物吸收系数均值的光谱曲线.....	33
图 4.2 千岛湖各季节 440 nm 非藻类颗粒物吸收系数的时空分布.....	34
图 4.3 天目湖各季节 440 nm 非藻类颗粒物吸收系数的时空分布.....	35

图 4.4 太湖各季节 440 nm 非藻类颗粒物吸收系数时空分布	35
图 4.5 千岛湖 440 nm 非藻类颗粒物吸收系数与指数衰减斜率之间的关系	36
图 4.6 440 nm 非藻类颗粒物吸收系数随悬浮颗粒物组成的变化	37
图 4.7 440 nm 非藻类颗粒物吸收系数与综合营养状态指数 TLI 的关系	38
图 5.1 三个湖泊各季节浮游植物吸收系数均值的变化	41
图 5.2 千岛湖浮游植物吸收系数随季节的变化	42
图 5.3 天目湖浮游植物吸收系数随季节的变化	43
图 5.4 太湖浮游植物吸收系数随季节的变化	44
图 5.5 三个湖泊各个季节浮游植物比吸收系数均值的变化	45
图 5.6 千岛湖浮游植物比吸收系数随季节的变化	46
图 5.7 天目湖浮游植物比吸收系数随季节的变化	47
图 5.8 太湖浮游植物比吸收系数随季节的变化	48
图 5.9 夏季和冬季浮游植物吸收系数与综合营养状态指数的关系	49
图 5.10 夏季和冬季浮游植物吸收系数随 Chl _a 的变化	50
图 5.11 浮游植物比吸收系数随 Chl _a 的变化	50
图 5.12 620 nm 处浮游植物吸收系数与藻蓝蛋白浓度的关系	51
图 5.13 浮游植物吸收系数蓝红比随 Chl _a 浓度的变化	53
图 5.14 叶绿素 b 和 β 胡萝卜素与 Chl _a 浓度之比随 Chl _a 浓度的变化	54
图 5.15 440 和 675 nm 浮游植物吸收系数与叶绿素 b 及 β 胡萝卜素浓度的关系	54
图 5.16 440 和 675 nm 浮游植物吸收系数与叶绿素 b 和 β 胡萝卜素占色素比例的关系	55
图 5.17 蓝红比与叶绿素 b 和 β 胡萝卜素所占色素比例的关系	55
图 5.18 包裹因子随综合营养指数的变化	56
图 5.19 千岛湖、天目湖、太湖全年浮游植物各门数量及生物量所占百分比	57
图 5.20 千岛湖数量及生物量 90% 的浮游植物群落结构组成	58
图 5.21 天目湖数量及生物量 90% 的浮游植物群落结构组成	58
图 5.22 太湖数量及生物量 90% 的浮游植物群落结构组成	59
图 5.23 辅助色素浓度与浮游植物数量的关系	60

图 5.24 辅助色素浓度与浮游植物生物量的关系	60
图 5.25 辅助色素比例与浮游植物群落结构的关系	61
图 5.26 吸收系数与浮游植物数量的关系	62
图 5.27 浮游植物吸收系数与生物量的关系	62
图 5.28 蓝红比与浮游植物数量及生物量的关系	63
图 5.29 不同藻种放大 400 倍后显微镜片	64
图 5.30 不同藻种吸收系数的变化	65
图 5.31 不同藻种比吸收系数的变化	66
图 5.32 比吸收系数与 Chla 浓度的关系	67
图 6.1 总悬浮颗粒物吸收系数与综合营养状态指数之间的相关关系的具体应用	70

表 录

表 1.1 中国湖泊部分参数与叶绿素 a 的相关关系 r 及 r^2 值	14
表 3.1 总悬浮颗粒物吸收与悬浮物浓度的关系	29
表 4.1 440、675 nm 特征波长处非藻类颗粒物吸收系数与悬浮物浓度之间的关系.....	37

1 绪论

1.1 研究意义

湖泊是我国淡水资源的重要赋存区,在社会经济发展中发挥着重要的作用^[1]。我国湖泊众多,总面积达 70988km²^[2],总储水量达 7000 多亿 m³,作为与人类生存和发展密切相关的重要自然资源,湖泊具有调蓄洪水、提供水资源、净化水质、维护生态多样性、提供生物栖息地、提供物质生产、调节气候、航运、教育、休闲旅游等多方面的、巨大的服务功能^[3]。湖泊水体既是最主要的资源,同时又是湖泊中的溶解质、有机质和水生生物得以存在的介质和载体,因而也是湖泊诸多功能的缔造者。湖泊的诸多资源和功能共寓于同一的湖泊自然综合体中,它们有着紧密的有机联系,相互依存又相互作用^[4,5]。

湖泊水体的光学特性包括固有光学特性和表观光学特性,悬浮颗粒物吸收属水体的固有光学特性,它可直接影响太阳辐射在水下的传输和分布,进而影响湖泊的加热过程、热力循环及水柱理化指标及营养物质的分配,并进一步影响水生系统的结构和功能^[6]。传统的湖泊采样和水质监测只能提供瞬时及离散的水质状况,已无法满足湖泊水质监测及湖泊水质资源管理需求。水色遥感技术的迅速发展为人们开展大范围、高空间分布、长时间尺度湖泊水质监测提供了广阔的发展空间,而吸收、散射、衰减等水体生物光学特性的研究,是建立适合于某区域的水色遥感反演算法的重要基础^[7]。悬浮颗粒物吸收、比吸收系数为遥感的生物-光学模式、光辐射传输、初级生产力估算和生态过程模拟提供了基本参数^[8],同时也决定了浮游植物细胞粒径、群落结构等水色遥感参数的进一步拓展^[9,10]。针对不同区域不同特性的悬浮颗粒物吸收特性,为保证参数的精确及反演精度的提高需要大量的实测数据加以验证和校验。

悬浮颗粒物吸收特性包括浮游植物和非藻类颗粒物的吸收特性。浮游植物吸收特性会随着浮游植物群落结构变化而产生差异,主要体现在色素组成^[11]及细胞粒径大小^[12,13]的影响;而非藻类颗粒物吸收特性主要是受悬浮颗粒物浓度及组成^[14,15]、来源^[16-18]等因素影响。水体营养水平与其中的营养盐含量和色素浓度直接相关,并导致水体浮游植物群落结构及悬浮物组成的差异,进一步影响水体悬浮颗粒物的吸收特性。

本文选择千岛湖、天目湖、太湖三个营养水平不同的湖泊为研究对象,通过实验分析悬浮颗粒物吸收特性的差异,同时在室内培养不同类型及细胞粒径的浮游植物进行吸收特性测定,进而基于野外观测与室内实验结果探讨湖泊营养水平及浮游植物群落结构对其吸收及比吸收特性的影响,为内陆湖泊水色遥感反演算法的建立提供准确的参数,并为利用遥感技术识别浮游植物群落及粒

径结构奠定一定的基础。

1.2 研究进展

颗粒物的吸收系数主要是浮游植物吸收系数及非藻类颗粒吸收系数，因此重点从这两个方面归纳总结及综述颗粒物吸收特性的变化特征、影响因素及环境意义。

1.2.1 浮游植物吸收系数

浮游植物吸收系数的光谱变化反映了不同水体情况下，藻类色素成分和粒径结构分布的差异，从而折射出不同光照、营养盐含量等的水体环境下浮游植物种群结构的变化^[7]。浮游植物的光谱吸收系数可将现场的生物光学测量与水体遥感相联系，从而在利用卫星遥感估测水体初级生产力、监测浮游植物种群变化中发挥着重要作用^[19,20]，Cullen^[21]等利用浮游植物吸收系数监测水华的暴发，Moberg^[22]等利用浮游植物吸收数据确定浮游植物物种丰度等等。国外关于海洋及湖泊悬浮颗粒物吸收光谱的研究较多^[23-26]，国内的研究主要集中在各海区、珠江口^[27-31]以及大型浅水湖泊太湖^[32-39]。

浮游植物吸收系数与叶绿素 *a* 浓度的比值称为浮游植物比吸收系数，它反映的是单位色素浓度吸收能力的大小。浮游植物比吸收系数是建立生物-光学模型的关键参数，也是初级生产力估算中的重要变量，因此许多学者致力于研究比吸收系数的变化规律^[40]，将比吸收系数的变化归因于两方面的原因：其一，辅助色素，其二，包裹效应。Lohrenz^[41]在北卡罗来纳州和西佛罗里达州大陆架海域的研究显示，在大型藻类 ($> 3 \mu\text{m}$) 居多的水体中，特征波段包裹效应的影响较大，达到 62%，色素组成的影响在 10% ~ 28%。Bricaud and Stramski^[42]认为马尾藻海与秘鲁近海水体比吸收系数的变化主要是由色素打包效应引起的；Yoshimura^[43]认为在高度富营养的水体中春季比吸收系数高于其他季节的原因与春季类胡萝卜素含量较高有关。王桂芬等^[44]对南海北部藻类粒径结构和色素组成对浮游植物吸收系数的影响的研究认为浮游植物比吸收系数的时空差异主要是受到藻类种群、色素组成等因素的共同影响而导致的；Bricaud^[23]等则认为尽管色素成分的变化范围较大，但它不是影响比吸收系数变化的主要原因，由藻类粒级结构变化导致的包裹效应的改变才是比吸收系数变化的主要因素。Ciotti 等^[45]研究了浮游植物细胞粒径大小对浮游植物吸收光谱形状的贡献，发现浮游植物光谱形状 80% 的变化可由浮游植物粒径结构的变化进行解释。Stramski 等认为比吸收系数要受藻类种群、光照、生长周期、细胞包裹等多种因素影响^[46]。归根结底，水体中浮游植物种类不同，甚至是同一种类浮游植物的不同的环境条件，都会因为色素组成和包裹效应引起浮游植物比吸收系数的

差异^[47-52]。即由于光照、营养盐等环境因子差异所引起的浮游植物群落结构的变化是造成吸收特性变化的重要因素,表现为色素组成和细胞粒径的大小两个方面。

1.2.1.1 色素组成对吸收特性的影响

浮游植物的色素组成除了叶绿素 *a* 是一个主要的光合作用色素之外,其它的色素成分如叶绿素 *b*, 叶绿素 *c*, 以及类胡萝卜素等(称为辅助色素)扩大了有机体的采光窗口,提高了浮游植物的吸收效率和适光能力,对光合作用也有较大的贡献^[53]。参与光合作用的色素(叶绿素和类胡萝卜素)被称为光合色素(PSC),然而部分类胡萝卜素的功能是将多余的能量以热量的形式散发出去,被称为光保护类胡萝卜素(又称为非光合有效类胡萝卜素 PPC),它们保护了浮游植物细胞免受多余光照的损害^[53]。光合有效色素和光保护类色素的比例可以间接的反应环境条件及浮游植物功能类型的组成^[54]。浮游植物辅助色素的组成结构是目前从生物光学的角度实现浮游植物种群辨别的重要基础^[55-57]。

Bidigare 等^[23]采用分光光度法测量了叶绿素 *a*、*b*、*c* 等五类色素标准样的比吸收光谱,如图 1.1。Goericke 等^[58]得到了浮游植物中 14 种色素成分的比吸收光谱,如图 1.2,每一种色素组成都有其特定的吸收峰和吸收曲线,色素组成及含量的差异会引起比吸收光谱的变化。但由于样品中色素含量低及色素的不稳定性,使得色素的测定相比于其它参数较困难。高效液相色谱技术(HPLC)结合二极管阵列检测器(DAD)为多种色素成分的分离和定量提供了可靠保障^[59-63]。近年来,外海及沿岸水体色素组成变化研究较多,多数研究^[64-66]均表明从大洋到沿岸,从贫营养水体到富营养水体,非光合有效色素占总叶绿素 *a* 浓度的比值越来越小。

1.2.1.2 细胞粒径对浮游植物吸收特性的影响

细胞粒径、形状以及细胞内色素的含量都会影响浮游植物的细胞结构^[66],无论是对室内培养的纯藻进行实验^[52]还是对自然条件下的样品研究^[45,67],均表明粒径是对浮游植物吸收特性影响最显著的因素。细胞粒径对浮游植物吸收特性影响的一方面表现为不同粒径组成的浮游植物所含的色素组成不同。微微型浮游植物(粒径 $< 2\ \mu\text{m}$)的特征色素包括玉米黄质(Zeaxanthin)、二乙烯-叶绿素 *a* (Divinyl-chlorophyll *a*)、叶绿素 *b* 和二乙烯-叶绿素 *b* (Divinyl-chlorophyll *b*),通常的浮游植物组成为蓝藻和绿藻门^[68-71];微型浮游植物($2\ \mu\text{m} < \text{粒径} < 20\ \mu\text{m}$)的特有色素包括 19'-己酰氧墨藻黄素(19'-hexanoyloxyfucoxanthin)和 19'-丁酰氧墨藻黄素(19'-butanoyloxy-fucoxanthin)、异黄素(Alloxanthin)^[72-77];小型浮游植物(粒径 $> 20\ \mu\text{m}$)的标志色素包括墨角藻黄素(Fucoxanthin)和多甲藻黄

素 (Peridinin), 标志的浮游植物是硅藻^[70,76,78]、甲藻^[78,79]等。另外小型浮游植物所占的生物比例与 $a_{ph}(545) / a_{ph}(440)$, $a_{ph}(625) / a_{ph}(440)$ 、 $a_{ph}(673) / a_{ph}(440)$ 存在较好的相关关系, 并且这种相关关系与季节有关, 因为夏季微微型浮游植物生物比例较高, 因此夏季低于秋季和春季。

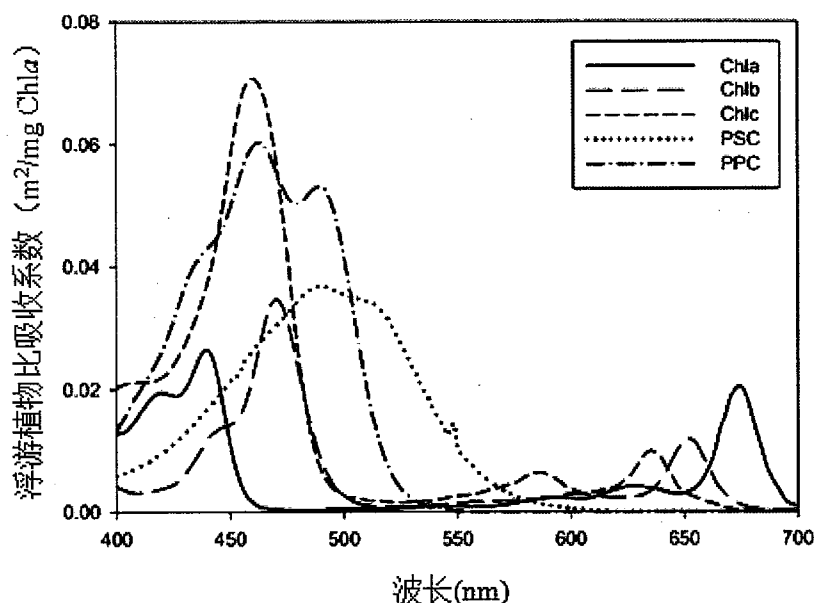


图 1.1 Bidigare 等^[23]测量的 5 类色素成分的比吸收光谱

Fig. 1.1 Specific absorption coefficients spectra of five types of pigment^[23]

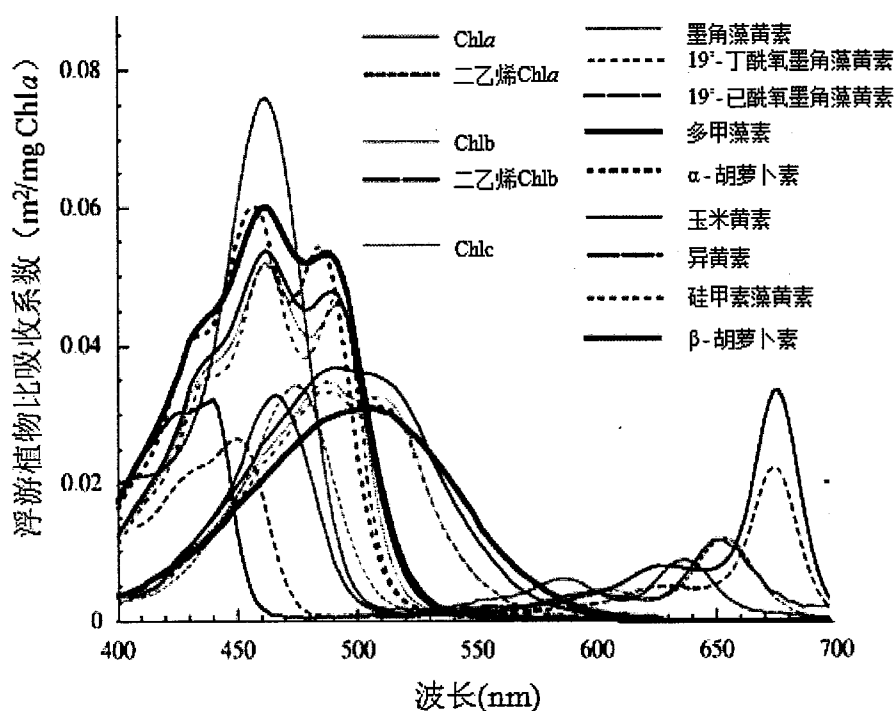


图 1.2 Goericke 等^[58]测量的浮游植物中 14 种色素成分的比吸收光谱

Fig. 1.2 Specific absorption coefficients spectra of fourteen types of pigment^[58]

细胞粒径对浮游植物吸收特性影响的另一方面表现为对包裹效应的影响,包裹效应不仅仅影响浮游植物吸收系数的大小,还会对吸收光谱形状产生影响^[45,80]。研究表明,包裹效应与研究区的营养水平有关^[81,82]:通常情况下,在氮营养盐充足、混合充分且营养水平较高的水体中,包裹效应较显著,在贫营养水体中则包裹效应较小。但衡量包裹效应大小的因子-包裹因子与细胞粒径的关系恰好与之相反,Bricaud 等^[12]的研究表明,在小型浮游植物占主导的水体中包裹因子较大,微型和微型浮游植物占主导的水体则较小。因此,研究区水体营养水平及浮游植物群落结构不同,两方面的作用大小不同,必然导致浮游植物的吸收特性不同^[83]。

1.2.1.3 比吸收系数在遥感反演中的作用与意义

水体中悬浮物颗粒物的吸收直接影响着水体的透明度和漫衰减系数等水色光学参数,因而决定着太阳光照在水体中的分布,最终影响水下光场和遥感反射率^[84,85]。生物光学模型是海洋水色遥感中常用的一种水色反演模型,用来描述水质参数与离水辐亮度或反射光谱之间的关系,同时利用辐射传输方程模拟太阳光经过水和大气时被散射和吸收的情况。它建立在光学传输物理过程之上,具有严格的物理意义,叶绿素 a 浓度的反演理论上可以达到非常高的精度,并具有较好的通用性,而且它不需要大量的实时地面采集数据的支持,通过传感器测得遥感反射率或辐亮度值就可计算出水中叶绿素 a 的浓度。根据水体辐射传输模型,水表面下辐照度比值与吸收系数和后向散射系数之间关系的可以用下面的数学关系式表达^[86]:

$$Rrs(\lambda) \propto \frac{f}{Q} \frac{t^2}{n^2} \frac{b_b(\lambda)}{a(\lambda) + b_b(\lambda)} \quad (1-1)$$

式中, $a(\lambda)$ 为水体总吸收系数; $b_b(\lambda)$ 为水体总后向散射系数; Q 为光场分布参数; n 为水体的折射指数; t 为气-水界面的透过率。

通常认为水体总吸收系数是水体中各组分吸收系数的线性叠加^[87-90],可如下式表示:

$$a = a_w + a_d + a_{ph} + a_{CDOM} \quad (1-2)$$

式中, a_w 为纯水的吸收系数, a_d 为非藻类颗粒物的吸收系数, a_{ph} 为浮游植物的吸收系数, a_{CDOM} 为有色可溶性有机物质(CDOM)的吸收系数。这就建立了水面下辐照度反射率与组份浓度之间的数学表达关系。Chl a 是水体中浮游植物体内含有的一种重要色素,通常也是所占比例最大的色素^[87]。为从高光谱数据中提取 Chl a 信息,就需要先从式(1-1)和式(1-2)中分离出浮游植物的吸收

即 a_{ph} ，如若浮游植物的比吸收已知，便可根据式 (1-3) 即可获得叶绿素浓度。

$$C_{Chla} = a_{ph} / a_{ph}^* \quad (1-3)$$

根据叶绿素以及真光层深度遥感估算数据，结合水体温度数据，就可利用 VGPM 模型^[91]对水体的初级生产力水平进行评价。浮游植物比吸收系数的研究在湖泊光学和湖泊生态学等多个领域具有重要意义，如水色遥感的生物光学模型的基本理论、水体初级生产力遥感估算等^[92]。

浮游植物粒级结构研究对于了解不同粒级的浮游植物在生态系统中的功能具有重要意义^[93]。生态系统浮游植物粒级结构是许多生物和非生物环境因素共同作用的结果，例如营养盐含量^[94,95]、沉降速率与物理输送^[96]，以及浮游动物的选择性摄食^[97]等。浮游植物粒径大小与环境因子的关系得到越来越多的关注^[98-100]，比较不同条件下浮游植物的粒级分布对比较生态系统的结构和功能以及探讨细胞大小的进化机制都有非常重要的意义^[101]。浮游植物比吸收系数可以较好的反应水体中动力学、细胞粒径、细胞内色素组成及浓度等各种复杂因素的共同作用^[22,102,103]。利用遥感反演浮游植物粒径组成 (Phytoplankton Size Classes (PSCs)) 和浮游植物功能类型 (Phytoplankton Functional Types (PFTs)) 时，特征波长处浮游植物比吸收系数都是重要的输入参数^[104,105]，然而，因为缺少充足的野外观测数据来校正区域性反演算法是目前利用遥感确定浮游植物群落结构面临的主要挑战^[106]。

1.2.1.4 我国内陆湖泊浮游植物吸收特性研究现状

对我国内陆湖泊关于浮游植物吸收及比吸收系数的研究主要是在太湖，张运林^[8]2004 年夏季在太湖梅梁湾等水域的研究显示浮游植物吸收系数与叶绿素 a 浓度呈现较好的相关性，二者的关系既可用线性关系表示也可用幂函数表示，但幂函数的关系更好；而比吸收系数与叶绿素 a 之间的相关性，只在 440 nm 存在，675 nm 并不存在，这种现象的原因主要是因为包裹效应引起的。王鑫等^[107]对太湖北部湖区研究显示，440 和 675 nm 浮游植物吸收系数与水体中的叶绿素 a 浓度之间离散性非常低，所有样点均存在较为明显的线性关系；乐成峰等^[108]对太湖梅梁湾水体的研究结果为夏季吸收系数与叶绿素相关性最好，而春、秋两季节两者与叶绿素相关性较差，并认为这种差异主要由不同季节藻类含量和藻种的差异所导致：夏季藻类含量较高有明显的优势藻种，而春季由于藻类含量较低，没有绝对优势藻种，其他辅助色素的干扰相对较大，从而导致春季吸收系数与叶绿素 a 浓度相关性较差。施坤等^[38]对太湖水体浮游植物的吸收系数的空间变化特征及其影响因素进行分析，表明太湖水体比吸收系数的空间差异受包裹效应影响较为严重，辅助色素的影响相对较弱，并且包裹效应对

比吸收系数空间变化的影响梅梁湾的水体要大于其他区域的, 近岸水体要大于离岸较远的水体, 而辅助色素对比吸收的影响则刚好与包裹效应相反即梅梁湾要小于其他区域, 近岸水体要小于离岸较远的水体。

1.2.2 非藻类颗粒物吸收系数

非藻类颗粒物作为水体的重要组分, 它的吸收特性在近岸及内陆水体中对总悬浮颗粒物吸收具有较大贡献, 其光学特性的变化所反映的地球-化学信息也是水色反演研究的一个重点^[15]。非藻类颗粒物吸收系数的变化与其组成结构密切相关^[7], 在外海等以浮游植物降解为主要来源的水体中, 440 nm 处非藻类颗粒物吸收与叶绿素浓度存在较好的相关关系^[16], 而在沿岸水体和我国内陆湖泊水体中, 因为受到沉积物的河流输入、底泥再悬浮等诸多因素的影响^[14,92], 非藻类颗粒物吸收特性随空间、时间的变化较大^[109]。

非藻类颗粒物的吸收随波长呈指数规律变化^[6]

$$a_d(\lambda) = a_d(\lambda_0)\exp(-S(\lambda-\lambda_0)) \quad (1-4)$$

其中 λ_0 为参考波长, $a_d(\lambda_0)$ 为参考波长处吸收系数的估算值。光谱斜率的变化可能与矿物颗粒和有机颗粒物的相对含量有关^[14], Bricaud 等^[18]对世界不同海区的大洋水体作了详细的研究, 得到的光谱斜率 S 分布在 8 到 16 μm^{-1} 之间, 平均为 11 μm^{-1} ; Babin 等^[14]在欧洲沿岸水体的测量结果表明, 在矿物颗粒占主体的水体, S 的平均值在 11.7 μm^{-1} , 而在有机颗粒物含量较高的水体, S 的值明显偏大。Ferrari 等^[15]也发现了类似的变化趋势, 在无机颗粒物占主体的水体中, S 的值在 9.5 ~ 12.5 μm^{-1} 分布; 而在有机物质占有较大比例的区域 S 的数值相对较高, 在 11.5 ~ 14.5 μm^{-1} 分布。许晓强等^[110]对珠江口水体非藻类颗粒物吸收系数的研究, 拟合得到的 S 值在 8 ~ 17 μm^{-1} 变化, 平均值为 11 μm^{-1} ; 朱建华等^[30]对黄海水体的调查结果显示, 光谱斜率 S 在 5 ~ 16 μm^{-1} 之间, 平均斜率为 10.3 μm^{-1} 。对太湖梅梁湾夏季非藻类颗粒物在 400 ~ 700 nm 波段的指数函数斜率 S 值的大小, 张运林^[35]得到的平均值为 $10.91 \pm 0.62 \mu\text{m}^{-1}$; 孙德勇等^[111]等得到的夏季为 $7.0 \pm 0.8 \mu\text{m}^{-1}$, 冬季^[112]仅为 5.2 μm^{-1} 。可见, 不同区域以及同一区域不同时间, 非藻类颗粒物的组成存在差异。另外在沿岸和湾口等水体, 非藻类颗粒物吸收系数与总悬浮颗粒物浓度紧密相关, 且表现出较强的时空变化特征, 与叶绿素 a 浓度之间没有明显的相关关系^[113]。

1.3 本文研究目标及研究内容

本文的研究目标可以归纳为以下几点:

- (1) 增加对水质良好的水库型湖泊如千岛湖、天目湖水体悬浮颗粒物吸收特性的测定和研究，生物-光学研究的系统性和深入性，为我国内陆水体光谱库积累数据；
- (2) 研究不同营养水平、不同类型以及不同浮游植物主导水体的悬浮颗粒物吸收特性，加深对不同水体中浮游植物比吸收系数变化规律的了解，为进一步研究水下光场与浮游植物相互关系、了解和监测水质变化和湖泊富营养化进程以及预测其发展趋势提供科学依据，为湖泊水库管理及如太湖水体富营养化的控制提供科学依据；
- (3) 探讨浮游植物吸收系数对浮游植物群落结构的响应，为内陆湖泊浮游植物种群结构的遥感识别奠定基础。

本文选取千岛湖、天目湖、太湖三个湖泊，设计思路如图 1.1 所示，具体的研究内容主要包括以下几个部分：

- (1) 三个湖泊营养水平特征、各悬浮颗粒物组成和浓度、浮游植物群落结构的时空分布；
- (2) 总悬浮颗粒物、非藻类颗粒物和浮游植物光谱吸收系数的时空变化；
- (3) 悬浮颗粒物吸收特性对营养水平的响应；
- (4) 色素组成和含量及包裹效应对悬浮颗粒物吸收特性的影响；
- (5) 浮游植物群落结构对色素组成及含量的影响以及吸收系数对群落结构的响应。

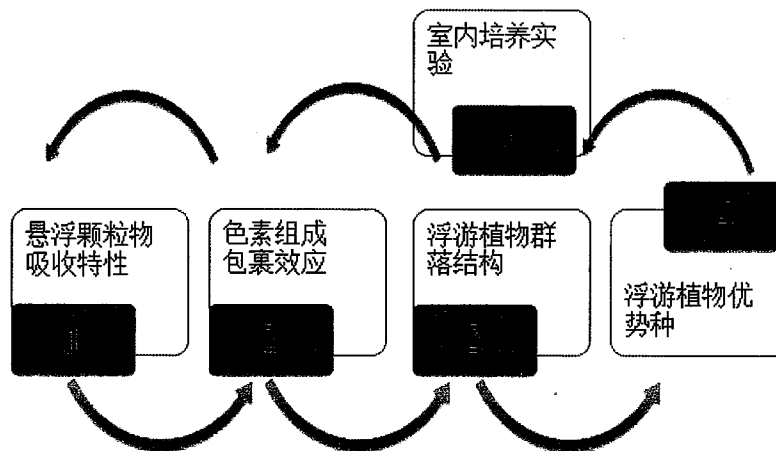


图 1.3 本研究设计思路示意图
Fig. 1.3 Research ideas in this study

2 研究区域和研究方法

2.1 研究区域概况

千岛湖又称新安江水库，位于浙江淳安县与安徽歙县交界的山区，是1959年因建造新安江水电站而蓄水筑坝而形成的人工深水湖泊，其流域面积10442 km²，正常高水位108 m，相应库容178.4亿 m³。千岛湖呈树枝型，岸线总长度1406 km，分为东北、东南、西北、西南、中心五大湖区^[114]。千岛湖历来以四周树木葱郁，生物多样性丰富，湖水清澈澄明，环境优美而先后被评为国家级重点风景名胜区和国家级森林公园^[115]。可以说千岛湖的水环境质量对周边的经济和社会发展具有极其重要的影响，因而有关其营养盐分布、变化、来源和水体的营养水平的研究也备受关注^[116,117]。尤其是自1998年和1999年发生区域蓝藻水华后，对千岛湖水体富营养化发生机制及防治对策方面的研究更引起了广大学者的重视^[118,119]。

天目湖原名沙河水库，位于江苏溧阳市南部丘陵地区，1960年建成蓄水，为一东西窄、南北长的深水湖（水库），其集水面积为148.5 km²，湖泊面积为12 km²，最大蓄水量约为1.1亿 m³。天目湖是一个集饮用水、农业灌溉、旅游和渔业生产等多功能于一体的水库型湖泊，近年来，随着湖区经济发展，湖泊养殖业的开发以及观光旅游业的兴起，大量氮、磷营养盐入湖，致使湖泊富营养化程度存在加剧的趋势。

太湖是我国第二大浅水湖，地跨江浙两省，水域面积2338 km²，正常水位下容积为44.3亿 m³，具有蓄洪、供水、灌溉、航运、旅游等多方面的功能。太湖北部与东侧沿线曲折，多湖湾，自西向东依次分别是竺山湾、梅梁湾、贡湖、漫山湖、胥口湾及东太湖等湖湾^[120]。梅梁湾系一较大湖湾，地处无锡市郊，面积约132 km²，平均水深2.0 m，是无锡市主要旅游区及水源地。由于受入湖河道及沿岸污染源的影响，水质严重恶化，蓝藻水华连年发生，持续时间5-10月不断，夏秋季节整个湾内滋生大量蓝藻水华，有些年份甚至全年均有大量蓝藻漂浮水中，属于典型的富营养化藻型湖区^[8]。

2.2 采样时间和站位

在千岛湖、天目湖、太湖北部湖区分别布设8、9、11个采样点，具体的采样点位如图2.1~2.3所示。于2012年12月到2013年11月，选择风平浪静和小风浪的天气，使用中国科学院水生生物研究所研制的有机玻璃采水器采集表层水样（0~0.5 m），现场过滤留膜并且将一定水样装入干净的塑料瓶置于冷藏

箱内黑暗低温保存，全部带回实验室分析营养盐参数、颗粒物吸收、浮游植物色素浓度等。透明度（SD）现场用 30 cm 透明度盘测定。

千岛湖 7 月数据时因暴雨径流影响，街口站点水体浑浊，分析中予以剔除，千岛湖 8 月西园及天目湖 2 月数据缺失。

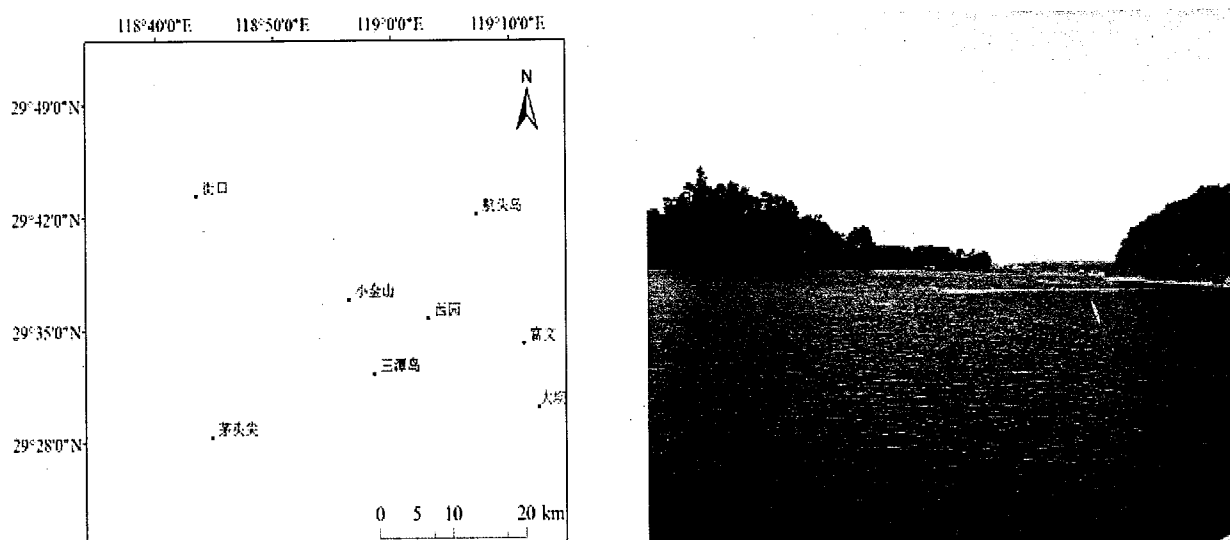


图 2.1 千岛湖采样点分布图

Fig. 2.1 Distribution of sampling sites in Lake Qiandaohu

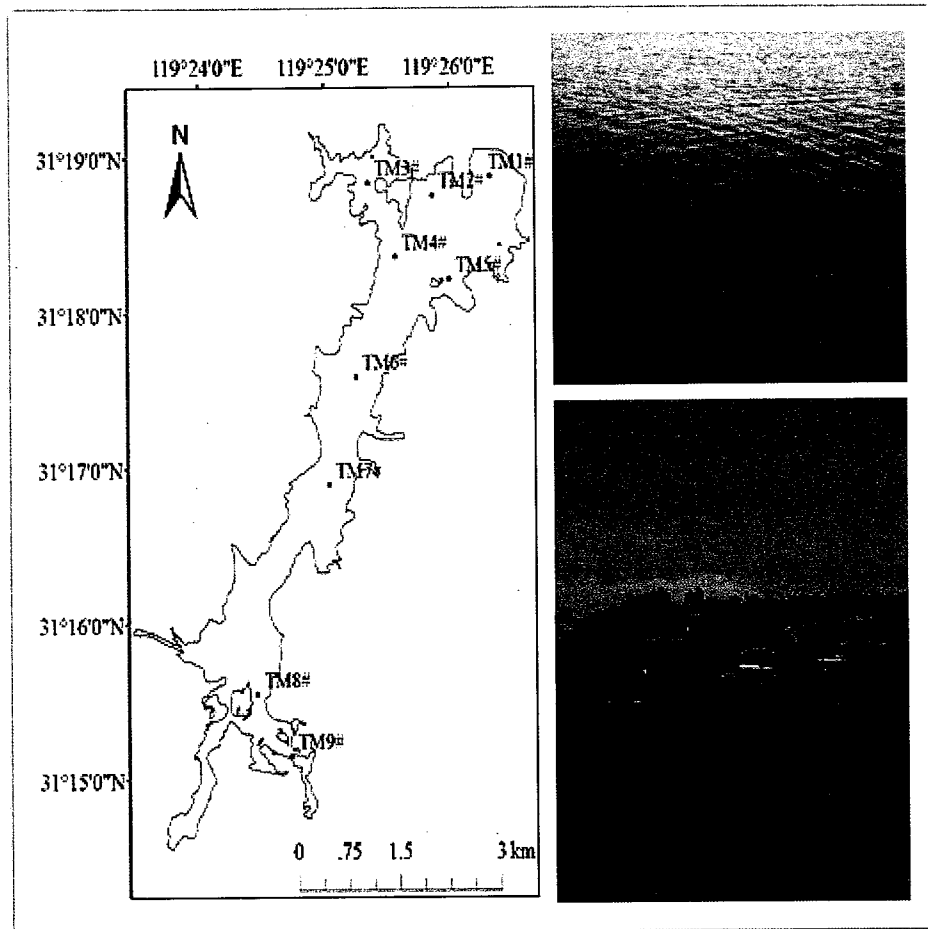


图 2.2 天目湖采样点分布图

Fig. 2.2 Distribution of sampling sites in Lake Tianmuhu

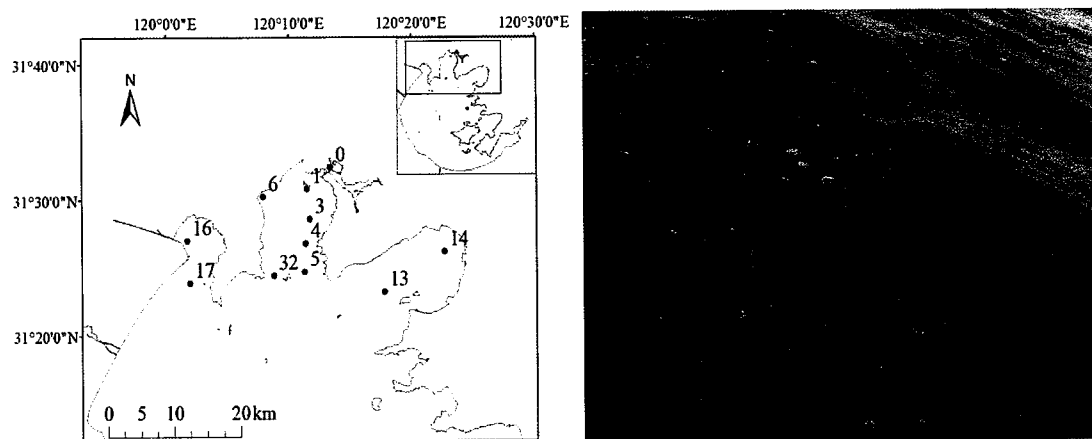


图 2.3 太湖采样点分布图

Fig. 2.3 Distribution of sampling sites in Lake Taihu

2.3 常规指标及光学参数的测定方法及数据处理

2.3.1 总氮、总磷及叶绿素 a 测定方法

总氮 (TN)、总磷 (TP) 测定采用碱性过硫酸钾消解紫外、钼锑抗显色测定。叶绿素 a 的测定采用分光光度法, 用 GF/F 滤膜过滤水样, 然后将滤膜置于冰箱中冷冻 48h 以上, 取出用 90% 的热乙醇萃取, 然后在岛津 UV-2550 分光光度计上测定 665、750 nm 处吸光度, 并加入 1 滴 1% 稀盐酸酸化, 换算得到叶绿素 a 和脱镁叶绿素浓度。浮游植物色素浓度为叶绿素 a 和脱镁叶绿素浓度之和^[2], 用 Chla 表示。

2.3.2 颗粒物吸收和比吸收系数测定及计算方法

悬浮颗粒物的吸收采用定量滤膜技术 (QFT) 测定, 用直径 25 mm 的 GF/F (Whatman 公司) 滤膜过滤一定体积的水样 (根据水里悬浮物浓度决定过滤的体积), 在 UV-2550PC 型分光光度计下用 ISR-240A 型积分球采用光透射-光反射 (T-R) 方法测定滤膜上颗粒物的吸光度。采用 Tassan 等^[121]提出的如下公式进行放大因子校正:

$$OD_s(\lambda) = 0.423 OD_f(\lambda) + 0.479 OD_f^2(\lambda) \quad (2-1)$$

式中, $OD_s(\lambda)$ 为校正后的滤膜上悬浮颗粒物吸光度; $OD_f(\lambda)$ 为直接在仪器上测定的滤膜上悬浮颗粒物吸光度。

滤膜上悬浮颗粒物的光谱吸收系数按下式进行计算得到^[122]:

$$a_p(\lambda) = 2.303 \cdot S/V \cdot OD_s(\lambda) \quad (2-2)$$

式中, V 为被过滤水样的体积, S 为沉积在滤膜上的颗粒物的有效面积。

用次氯酸钠浸泡滤膜将色素萃取掉, 滤膜上只剩下非藻类颗粒物, 使用同样浸泡过的空白滤膜作参比, 按与总颗粒物吸收系数同样的方法测定得到非藻类吸收系数。由于浮游颗粒物的吸收是非藻类颗粒物和藻类色素吸收的简单线性叠加, 因而由总悬浮物颗粒物的光谱吸收系数 $a_p(\lambda)$ 减去非藻类的光谱吸收系数 $a_d(\lambda)$ 就得到浮游植物的光谱吸收系数 $a_{ph}(\lambda)$ ^[123]。

$$a_{ph}(\lambda) = a_p(\lambda) - a_d(\lambda) \quad (2-3)$$

浮游植物比吸收系数是单位色素浓度吸收能力的大小, 可以表示为浮游植物吸收系数 $a_{ph}(\lambda)$ 与浮游植物色素浓度 Chla ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) 的比值, 即:

$$a_{ph}^*(\lambda) = a_{ph}(\lambda) / \text{Chla} \quad (2-4)$$

2.3.3 藻蓝蛋白及色素组成测定方法

用 GF/F 滤膜过滤水样, 然后将滤膜置于冰箱中冷冻 48 h 以上。

2.3.3.1 藻蓝蛋白测定

参照 Sarada 等^[124]和 Simis 等^[125]的提取方法, 首先将滤膜取出剪碎放入聚四氟乙烯离心管中, 加入一定体积 50 mmol pH=7.0 的磷酸缓冲溶液, 充分研磨; 在高速离心机中 4℃低温离心 30 min, 4℃保存 24 h 后取出, 重复研磨, 离心; 然后取上清液, 用 13 mm 针筒过滤器(millipore)滤过 GF/F 滤膜, 测定。测定主要应用日立公司 F-7000 荧光分光光度计, 将滤液摇匀, 移入 1cm 比色皿中, 用荧光光谱法测定。测定条件: 狭缝为 5 nm, 扫描速度 2400 nm/min, 激发波长为 620 nm, 发射波长 600 ~ 700 nm, 步长 5 nm, 电压 700 V, 扫描藻蓝蛋白的三维荧光光谱。测定结束后, 依照事先建好的藻蓝蛋白浓度与藻蓝蛋白特征荧光强度关系计算并确定样品中藻蓝蛋白的含量。

2.3.3.2 色素组成测定

将滤膜夹于滤纸中解冻, 吸去多余水分; 以 3 mL 二甲基甲酰胺(DMF)为提取剂。在-20 度暗处放置 1~2 小时, 期间摇晃几次以充分提取色素; 取上清, 用 13 mm 针筒过滤器(millipore)滤过 GF/F 滤膜, 收集滤液于棕色色谱小瓶(2 mL); 用高效液相色谱法 (HPLC) 测定样品中 Chlb 和 β -胡萝卜素的含量。

藻蓝蛋白及色素组成提取的整个过程均在低温条件下、暗室内进行, 并且提取完之后要尽早完成测定, 以减少色素的降解。

2.3.4 浮游植物样品鉴定方法

采集的水样取 1 L, 现场加入 1%~1.5%的鲁格固定液, 带回实验室内静置沉淀 48 h, 浓缩, 定容至 30 ml, 用藻类分数计数框在显微镜下计数。根据藻类形态、大小、各种结构特征等, 对照图谱分类鉴定。优势藻种鉴定到种, 其他种类鉴定到属或种。

2.4 室内试验材料及方法

2.4.1 实验材料

根据三个湖泊中的优势种, 结合实际条件, 选取铜绿微囊藻、斜生栅藻、小环藻和隐藻 4 种纯藻, 藻种均来自于中国科学院水生生物研究所的藻种库, 四种藻均为单细胞生物。

2.4.2 研究方法

藻种均在光照培养箱内保存, 温度设置为藻类培养的最佳温度 25℃, 光照条件为 2000 lux, 光暗周期比为 12:12。培养液的选择及配置完全按照中国科学

院淡水藻种库提供的资料。将在光照培养箱中驯化 1 周处于对数期的藻种接种于已灭菌的各培养液中，培养液与藻液浓度比为 6:1，以达到最佳接种密度。接种后在光照培养箱内培养，定期观察每个藻种的生长情况，选取处于对数生长期的藻种进行实验。每个藻种在取样时设置 3 个处理，分别过滤藻液 1、3、5 ml。将样品编号命名为：藻种名-1#、藻种名-2#、藻种名-3#。测定各样品的吸收系数、Chla 浓度及浮游植物粒径等数据。

2.4.3 参数测定

粒径测定：取样时，用灭菌移液枪取 0.1 ml 藻液于 0.1 ml 藻类计数框上，在 OLYMPUS U-TVO.63XC 显微镜下观察 30 个视野内藻细胞的数量及粒径，细胞形状不规则的藻细胞粒径均为换算成球体体积后换算成的平均粒径。Chla 浓度及吸收系数的测定与第二章中测定野外试验样品方法一致。

2.5 水体营养水平评价

国内常用的评价湖泊富营养化程度的基本方法有：营养状态指数法（卡尔森营养状态指数：TSI）、修正的营养状态指数、综合营养状态指数（TLI）、营养度指数法、评分法^[126]。以上几种方法在实际工作中都被采用，其中营养度指数法计算步骤繁琐、耗时长，不如综合营养指数法简便易行；评分法在实际应用过程中，受人为因素的干扰较多，影响结果的准确性。因此，本文选取综合营养状态指数法评价湖泊富营养化程度。

对千岛湖水体营养状态评价重点选取了与水体富营养化密切相关的监测项目：Chla、TN、TP、SD 4 项。综合营养状态指数为：

$$TLI(\Sigma) = \sum_{j=1}^m W_j \times TLI(j) \quad (2-5)$$

式中，TLI(Σ)为综合营养状态指数；W_j为第j种参数的营养状态指数的相关权重；TLI(j)为第j种参数的营养状态指数。

以 Chla 作为基准参数，则第 j 种参数的归一化的相关权重计算公式见表 1^[127]

表 1.1 中国湖泊部分参数与叶绿素 a 的相关关系 R 及 R² 值

Table1 Correlation between some parameters and chlorophyll a in lakes of China

参数	Chla	TN	TP	SD
R	1	0.82	0.84	-0.83
R ²	1	0.67	0.71	0.69
$W_j(W_j=R^2/\sum R^2_j)$	0.33	0.22	0.23	0.22

各项目营养状态指数计算式如下:

$$TLI(Chla)=10(2.5+1.0861\ln Chla) \quad (2-6)$$

$$TLI(TP)=10(9.436+1.6241\ln TP) \quad (2-7)$$

$$TLI(TN)=10(5.453+1.6941\ln TN) \quad (2-8)$$

$$TLI(SD)=10(5.118-1.941\ln SD) \quad (2-9)$$

采用 0~100 的一系列连续数字对湖泊营养状态进行分级: $TLI(\Sigma) < 30$ 为贫营养; $30 \leq TLI(\Sigma) \leq 50$ 为中营养; $TLI(\Sigma) > 50$ 为富营养, 其中 $50 < TLI(\Sigma) \leq 60$ 为轻度富营养, $60 < TLI(\Sigma) \leq 70$ 为中度富营养, $TLI(\Sigma) > 70$ 为重度富营养。

2.6 包裹因子的计算

2.6.1 野外样品包裹因子计算

包裹因子(Q^*_a)定义为实测浮游藻类的比吸收系数与理想状态下浮游藻类的比吸收系数之比^[40]如(2-10)式

$$Q^*_a = a^*_{ph}(\lambda) / a^*_{sol}(\lambda) \quad (2-10)$$

式中, $a^*_{ph}(\lambda)$ 为实测计算而得的浮游藻类的比吸收系数, 浮游藻类的吸收系数与总叶绿素 a 浓度之比; $a^*_{sol}(\lambda)$ 为在理想状态下浮游藻类的比吸收系数; λ 为波长; 然而很多学者用(2-10)式计算的包裹因子大部分都是大于 1 的值与事实不符合, Bricaud 等^[12]鉴于(2-10)式的缺点, 重新提出一个新的计算包裹因子的方法如(2-11)式。

$$Q^*_a = \frac{3}{2\rho'(\lambda)} \left[1 + \frac{2e^{-\rho'(\lambda)}}{\rho'(\lambda)} + 2 * \frac{-\rho'(\lambda) - 1}{\rho'(\lambda)^2} \right] \quad (2-11)$$

其中

$$\rho'(\lambda) = a^*_{sol}(\lambda) c_1 d \quad (2-12)$$

式中, c_1 为浮游藻类细胞内叶绿素 a 浓度; d 为细胞直径; 由于在 675 nm 浮游藻类的比吸收系数受其他色素影响较小, 因此 a^*_{sol} 可以取叶绿素 a 在 675 nm 处理想状态的比吸收系数^[128] $0.0201 \text{ m}^2/\text{mg}$ 。Wozniak 等^[129]得到与叶绿素 a 浓度之间的统计关系如(2-13)式。

$$c_1 d = 24.65 Chla^{0.75015} \quad (2-13)$$

上式的适合条件是 $Chla$ 浓度小于 $50 \mu\text{g/L}$, 大于此浓度时, 会产生较大的误差, 因此计算中删除 $Chla$ 浓度大于 $50 \mu\text{g/L}$ 的样点。

2.6.2 室内不同藻种包裹因子的计算

单一藻种间比吸收系数的差异以及比吸收系数随 Chl a 浓度的变化, 主要是由于包裹效应引起的, 根据 Morle^[130]和 Bricaud^[23]的研究, 包裹因子的计算公式为:

$$Q'_a(\lambda) = \frac{3}{2} \frac{1 + 2e^{1/(ad)} + 2(e^{-ad} - 1)/(ad)^2}{ad} \quad (2-14)$$

其中 a 为藻类吸收系数, d 为细胞粒径, 同理, 若没有包裹效应, $Q'_a(\lambda)$ 值为 1, $Q'_a(\lambda)$ 越小, 表明包裹效应越大。

2.7 数据分析

运用 SPSS19.0 进行数据统计分析, 包括计算平均值、标准差和方差等。湖泊及季节间的参数差异性分析采用独立样品 t 检验, 显著性水平 P 值小于 0.05 表示存在显著性差异。曲线拟合及数据图绘制均在 Origin8.5 软件中完成。

注: 文中涉及浮游植物色素组成及浓度的数据均为 2013 年 8 月数据。

3 水体总悬浮颗粒物吸收系数的变化规律及其影响因素

总颗粒物吸收系数 $a_p(\lambda)$, 包括了浮游植物 $a_{ph}(\lambda)$ 和非藻类颗粒物 $a_d(\lambda)$ 的吸收贡献^[128,131], 表示为

$$a_p(\lambda) = a_{ph}(\lambda) + a_d(\lambda) \quad (3-1)$$

水体中总悬浮颗粒物的物质组成以及相对含量决定了颗粒物吸收系数在数值和光谱形状上的变化。一般地, 在清洁的大洋水体, 浮游植物是总悬浮颗粒物吸收系数的主要贡献者, 根据 Bricaud 等^[18]对世界大洋水体的调查研究结果可知, 浮游植物的吸收占据了总颗粒物吸收系数的 75%左右; 在混浊的沿岸和河口水体, 受陆源输入、沿岸腐蚀、底层颗粒再悬浮等多种因素的影响, 非藻类颗粒物如泥沙、矿物颗粒等占有较大的比重^[14], 对总颗粒物吸收具有较大的贡献; 内陆湖泊则相对复杂, 张运林^[8]在太湖的研究表明, 在夏季浮游植物大量生长, 风平浪静和风浪较小的情况下, 总悬浮颗粒物的吸收系数在 440、675 nm 浮游植物吸收的特征波段受有机颗粒物的影响要大于无机颗粒物, 但在 400 nm 的短波部分则受无机颗粒物的影响要大些, 如果在中、大风浪情况下主要还是受无机颗粒物的影响。

本章基于千岛湖、天目湖、太湖一年的实测数据的分析, 对不同水体环境下颗粒物吸收系数的时空变化特性及光谱类型进行研究, 并分析总颗粒物吸收随叶绿素 a 浓度、湖泊营养状态及悬浮颗粒物浓度的变化规律。

3.1 总悬浮颗粒物吸收的时空变化

总颗粒物的吸收系数是非藻类颗粒物和浮游植物的吸收共同决定的, 在同一波段内, 两者的比例的多少决定了某一波段的谱形。同一水体不同季节, 甚至同一湖泊同一季节不同站点, 由于其气候差异和水动力环境的不同, 使得水体中各组分浓度及成分都具有较大的差异^[132], 从而导致其吸收特性具有一定的时空变化的特征。

3.1.1 三个湖泊总悬浮颗粒物颗粒物吸收系数的变化

图3.1为春、夏、秋、冬季千岛湖、天目湖和太湖400 ~ 700 nm总悬浮颗粒物吸收系数均值的变化曲线, 从中可以看出太湖的总悬浮颗粒物颗粒物吸收系数最大, 各个季节均远大于天目湖和太湖; 就天目湖和千岛湖, 春、秋、冬季总悬浮颗粒物吸收均大于千岛湖, 只有夏季二者值接近, 相差不大。观察三个湖泊各个季节的光谱曲线形状, 均在675 nm附近存在显著的吸收峰, 440 nm处吸收峰并不明显, 太湖秋季在620 nm存在吸收峰。

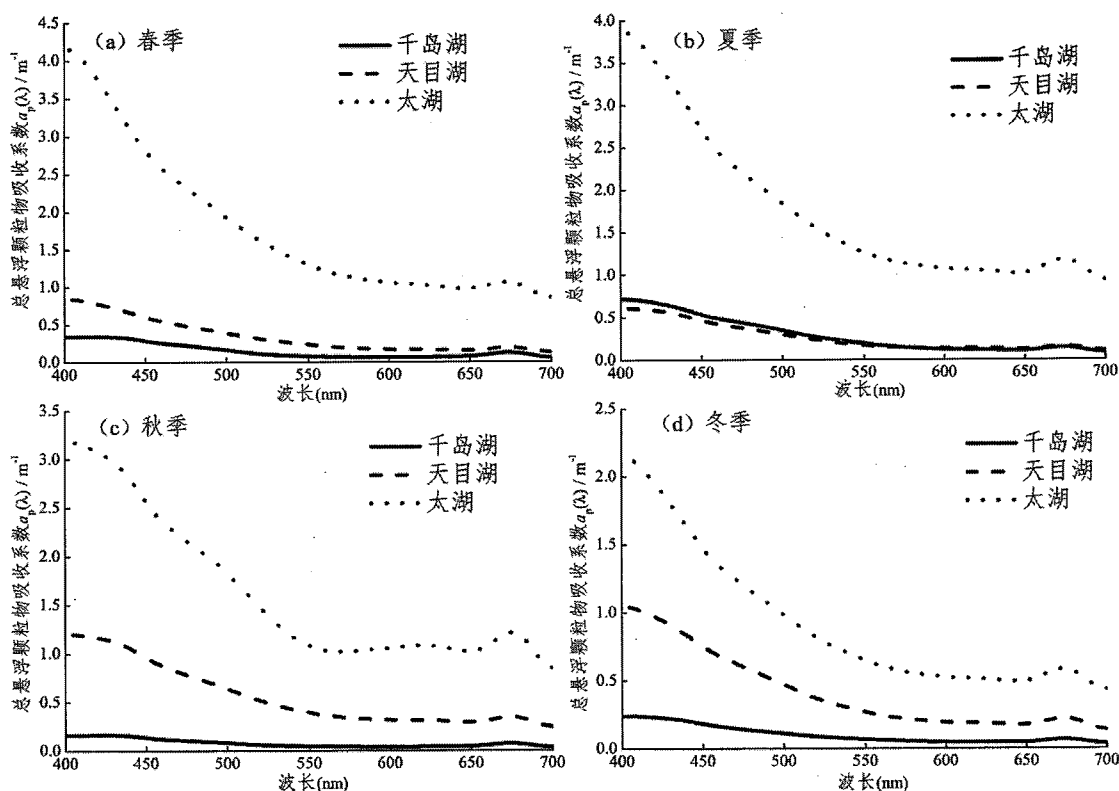


图 3.1 各个季节总悬浮颗粒物吸收系数均值的光谱曲线

Fig. 3.1 The mean of total suspended particles absorption coefficients in each season

3.1.2 千岛湖总悬浮颗粒物吸收系数的时空变化

图3.2给出春、夏、秋、冬季在千岛湖采样测得的总悬浮颗粒物的光谱吸收系数, 由图可知, 同一季节不同站点以及同一站点的不同季节总悬浮颗粒物吸收系数都存在差异, 这种差异主要与悬浮物组成和浓度有关。春、夏、秋、冬季总悬浮颗粒物在440 nm的均值分别为: 0.320 ± 0.365 、 0.593 ± 0.168 、 0.157 ± 0.041 、 $0.204 \pm 0.074 \text{ m}^{-1}$, 相应地, 675 nm处均值分别为: 0.123 ± 0.167 、 0.142 ± 0.231 、 0.071 ± 0.020 、 $0.065 \pm 0.021 \text{ m}^{-1}$, 不同季节间, 总颗粒物吸收差异显著 ($P < 0.05$), 夏季最大, 秋季最小。如图3.3所示为440和675 nm各个季节总悬浮颗粒物吸收系数变化的柱状图, 空间上, 不同采样点之间春季和夏季差异较大, 秋季和冬季较小; 不同站点之间, 各个季节的街口和小金山一线西北湖区吸收系数最大, 东南湖区的三潭岛和大坝、西南湖区的茅头尖站点吸收系数较小。

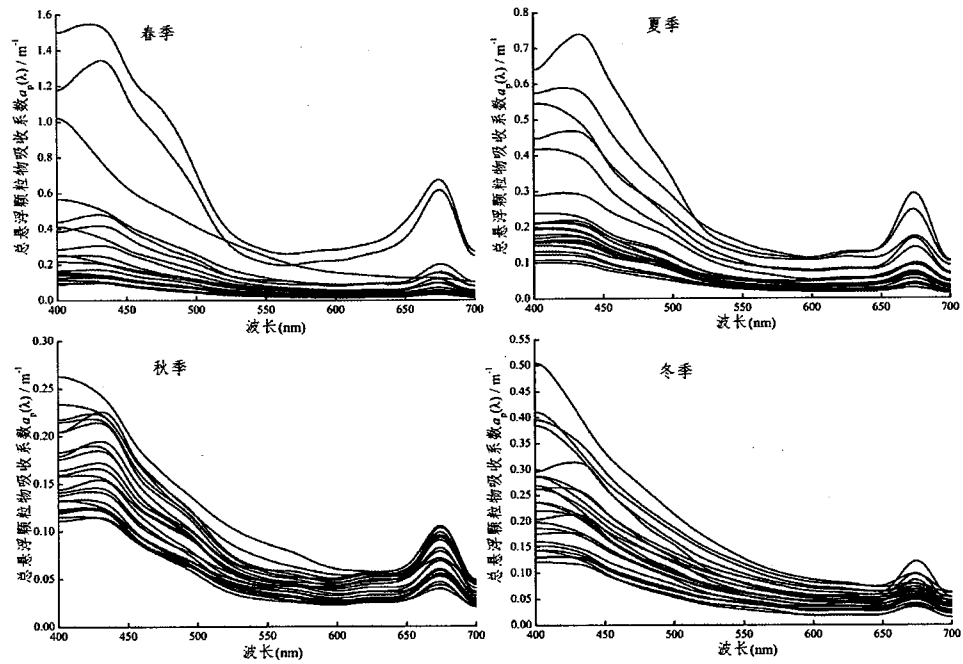


图 3.2 千岛湖总悬浮颗粒物各个季节的光谱曲线

Fig. 3.2 Absorption spectra of total suspended particles of each season in Lake Qiandaohu

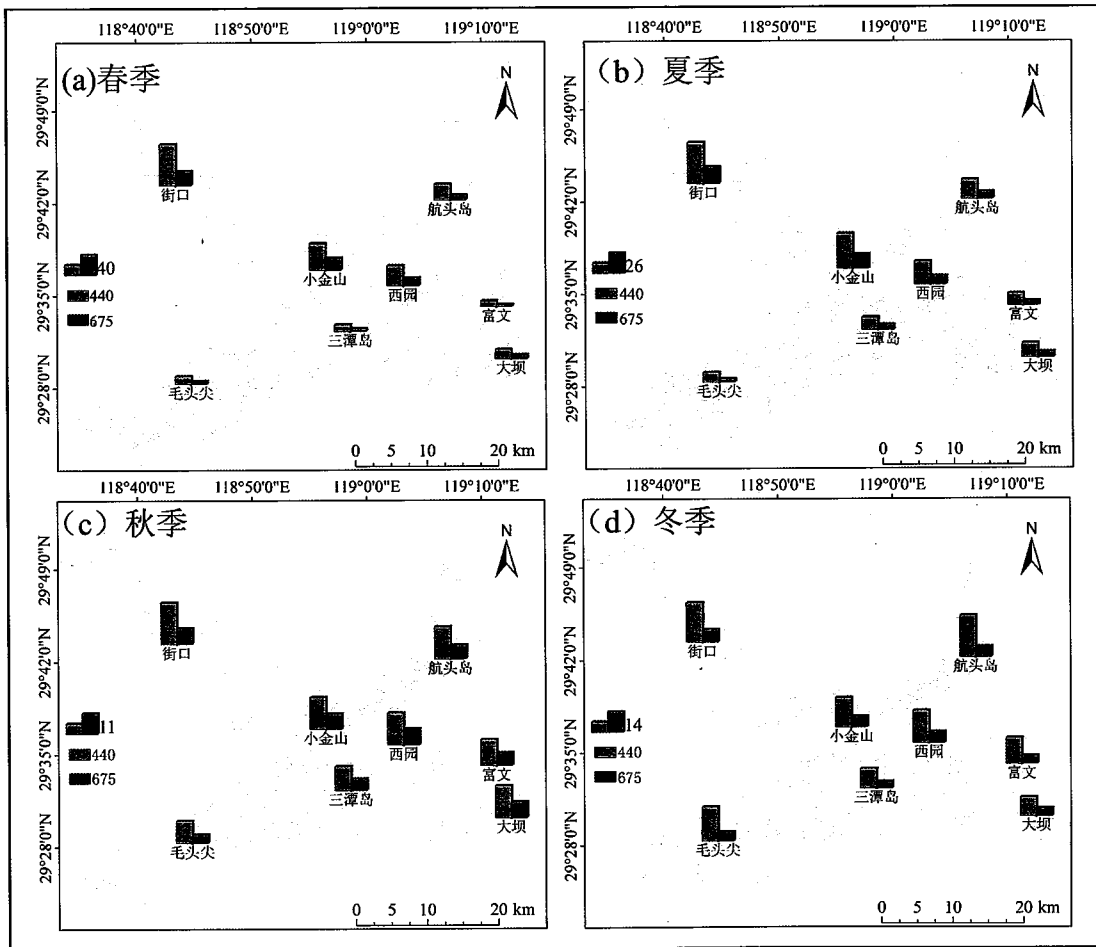


图 3.3 千岛湖 440 和 675 nm 处总悬浮颗粒物吸收系数的时空分布

Fig. 3.3 Temporal and spatial variations of total suspended particle absorption coefficient at 440 and 675 nm in Lake Qiandaohu

3.1.3 天目湖总悬浮颗粒物吸收系数的时空变化

图3.4给出春、夏、秋、冬季在天目湖采样测得的总悬浮颗粒物的吸收光谱, 秋季和冬季不同采样点之间光谱曲线差异较小。春、夏、秋、冬季总悬浮颗粒物在440 nm的均值分别为: 0.666 ± 0.487 、 0.520 ± 0.338 、 1.057 ± 0.324 、 $0.836 \pm 0.219 \text{ m}^{-1}$, 季节间差异显著 ($P < 0.05$), 相应地, 675 nm处均值分别为: 0.190 ± 0.132 、 0.158 ± 0.107 、 0.344 ± 0.111 、 $0.218 \pm 0.040 \text{ m}^{-1}$, 秋季 > 冬季 > 春季 > 夏季, 各季节间差异显著 ($P < 0.05$); 如图3.5 ~ 3.6为天目湖440和675 nm总悬浮颗粒物吸收系数的空间变化, 可以看出空间上, 春、夏、秋季颗粒物吸收由上游到下游逐渐降低, 而冬季上游的吸收系数则较大。已有的研究大部分均表明夏季的总颗粒物吸收均要大于其他季节, 但李方等^[133]对长春市石头口水库总悬浮颗粒物的研究, 秋季略大于夏季。在天目湖表现出夏季小于其它季节的情况, 主要原因在于, 其一总悬浮颗粒物季节间的变化与水体中悬浮物浓度密切相关, 天目湖中秋季悬浮物浓度及Chla浓度均显著高于其他季节, 夏季吸收最低与其悬浮物浓度最低有关; 其二, 天目湖属水库型湖泊, 定期的蓄水和泄洪都会对水中悬浮物浓度及其它理化指标产生影响, 恰在2013年5月17日至19日, 天目湖就进行了一次开闸泄洪, 流量为 $15 \text{ m}^3/\text{s}$, 共泄洪300万方^[134]。

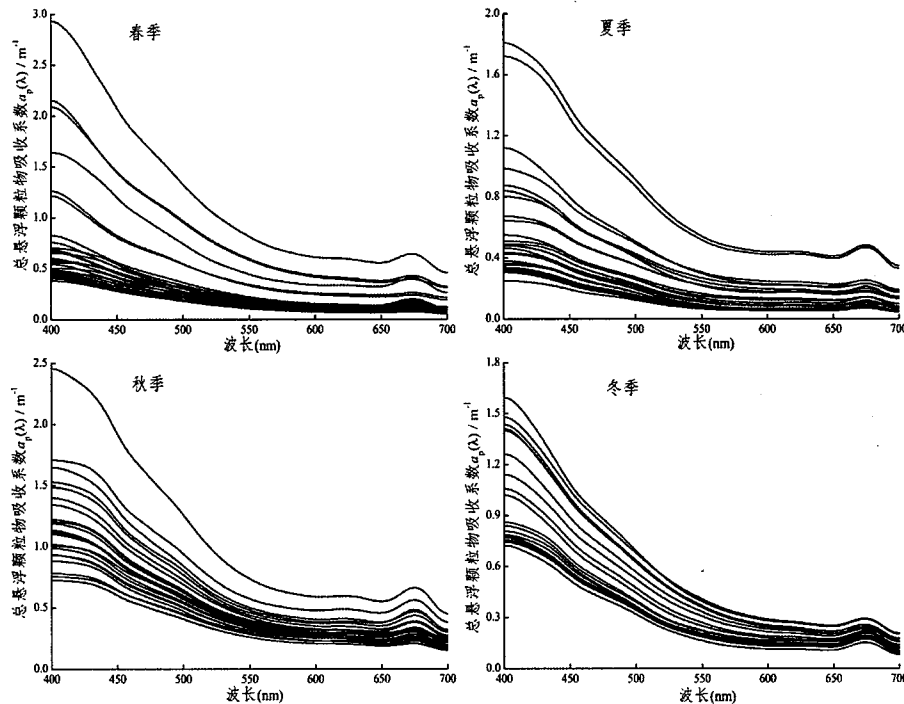


图 3.4 天目湖总悬浮颗粒物各个季节的光谱曲线

Fig. 3.4 Absorption spectra of total suspended particles of each season in Lake Tianmuhu

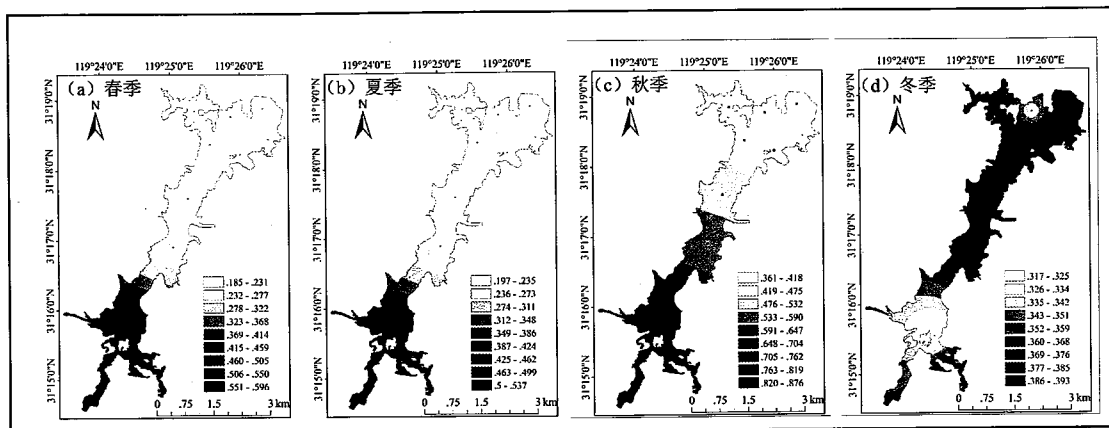


图 3.5 天目湖 440 nm 处总悬浮颗粒物吸收系数的时空分布

Fig. 3.5 Temporal and spatial variations of total suspended particle absorption coefficient at 440 nm in Lake Tianmuhu

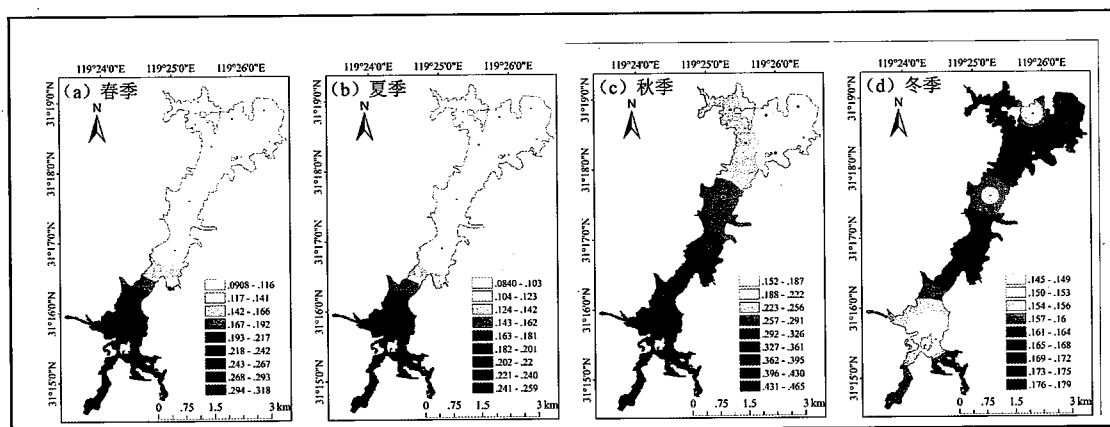


图 3.6 天目湖 675 nm 处总悬浮颗粒物吸收系数的时空分布

Fig. 3.6 Temporal and spatial variations of total suspended particle absorption coefficient at 675 nm in Lake Tianmuhu

3.1.4 太湖总悬浮颗粒物吸收系数的时空变化

图3.7给出春、夏、秋、冬季太湖的总悬浮颗粒物的吸收光谱, 675 nm存在显著的吸收峰, 秋季440 nm处存在浮游植物的特征吸收峰。春、夏、秋、冬季总悬浮颗粒物在440 nm的均值分别为: 3.130 ± 1.831 、 3.031 ± 1.879 、 2.807 ± 1.742 、 $1.640 \pm 0.611 \text{ m}^{-1}$, 除春季和夏季、夏季和秋季外, 其它季节间差异显著 ($P < 0.05$), 其中春季、夏季最大, 冬季最小; 相应地, 675 nm处均值分别为: 1.053 ± 0.560 、 1.182 ± 0.628 、 1.209 ± 0.951 、 $0.579 \pm 0.223 \text{ m}^{-1}$, 夏季、秋季 > 春季 > 冬季, 夏季和秋季不存在显著性差异 ($P = 0.89$), 其它季节间差异显著 ($P < 0.05$)。图3.8 ~ 3.9为各个季节440和675 nm总悬浮颗粒物吸收系数的空间分布图, 可以看出空间上, 总悬浮物浓度及无机悬浮颗粒物浓度较高的13#、14#和16#站点总悬浮颗粒物吸收系数较大。王鑫^[107]、乐成峰^[112]等在太湖的研究结果, 总悬浮颗粒物随季节的变化规律为: 夏季 > 秋季 > 春季 (冬季), 结果大体类

似但本研究中太湖春季总悬浮颗粒物颗粒物吸收系数相对较高, 主要与水体中无机悬浮物浓度较高有关。

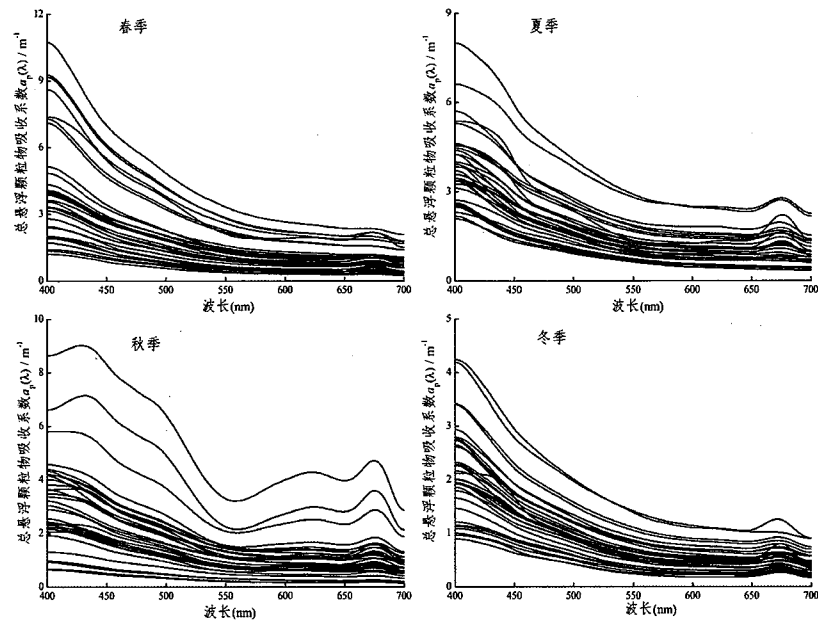


图 3.7 太湖总悬浮颗粒物各个季节的光谱曲线

Fig. 3.7 Absorption spectra of total suspended particles of each season in Lake Taihu

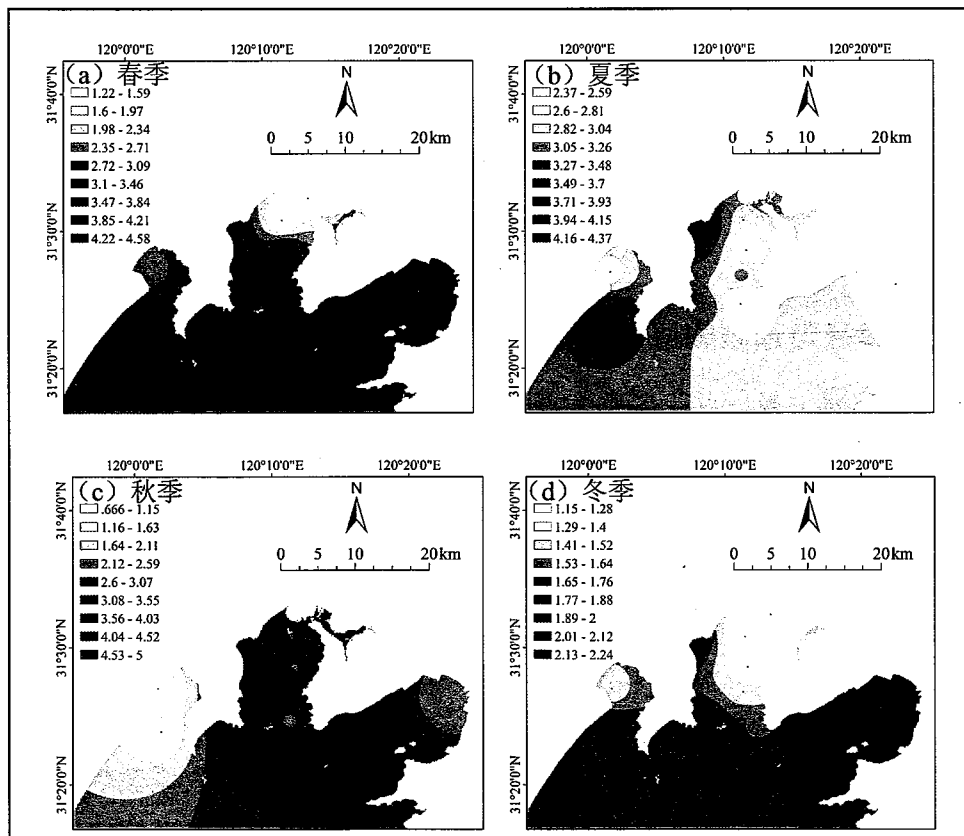


图 3.8 太湖 440 nm 处总悬浮颗粒物吸收系数的时空分布

Fig. 3.8 Temporal and spatial variations of total suspended particle absorption coefficient at 440 nm in Lake Taihu

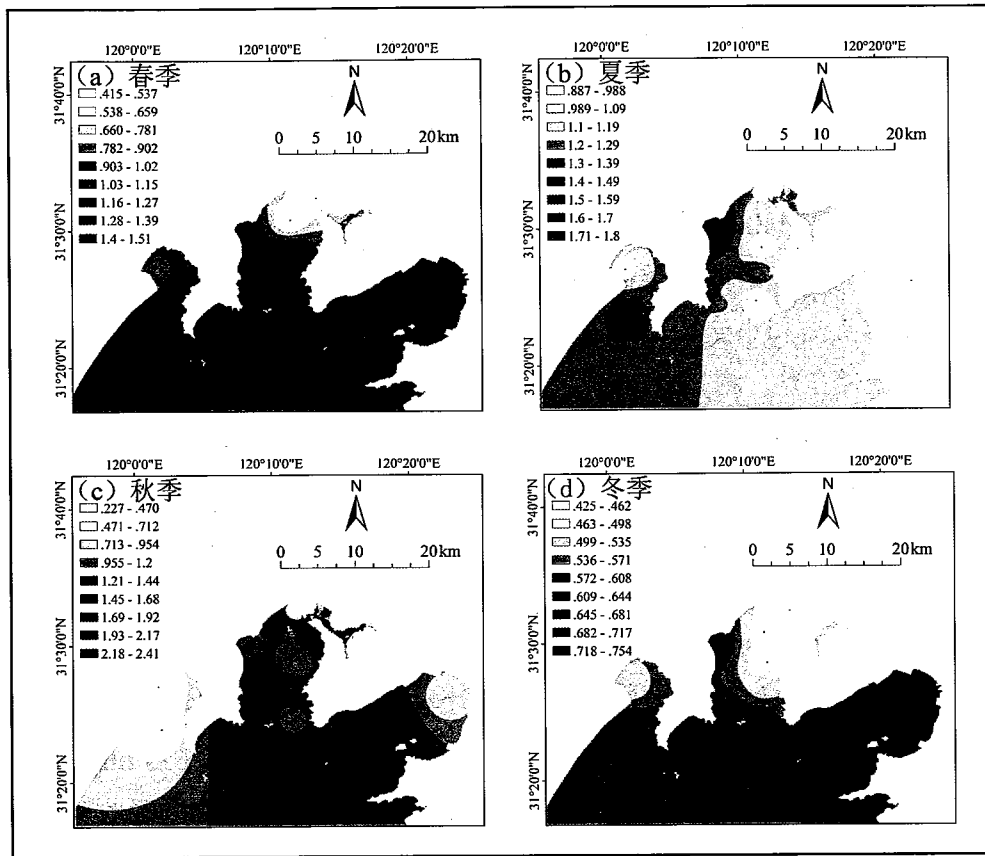


图 3.9 太湖 675 nm 处总悬浮颗粒物吸收系数的时空分布

Fig. 3.9 Temporal and spatial variations of total suspended particle absorption coefficient at 675 nm in Lake Taihu

3.2 总悬浮颗粒物的吸收光谱类型

通常总悬浮颗粒物的吸收光谱曲线有3种类型：①与浮游植物色素的吸收相似（第I类）；②与非藻类颗粒物的吸收相似（第II类）；③与非藻类颗粒物和浮游植物色素的吸收光谱都不相似（第III类），但不管是哪种，总颗粒物在675 nm附近的吸收曲线跟浮游植物在此波段的吸收曲线均是非常相似的，这主要是由于浮游植物在此波段的特征吸收所致^[8]。对于第I类，浮游植物吸收系数一般都大于非藻类颗粒物吸收系数，总颗粒物吸收系数在675 nm、440 nm有2个峰值，675 nm峰值非常明显，而440 nm处由于受非藻类颗粒物吸收系数影响有时表现的不是很明显，这种光谱类型的站点主要分布在Chla浓度较高，同时无机颗粒物浓度较低，有机颗粒物占总颗粒物比例超过40%的站点。对于第II类，总颗粒物吸收系数只在675 nm有个峰值，浮游植物吸收可能大于非藻类颗粒物吸收，其他波段浮游植物吸收均淹没在非藻类的吸收光谱中，这类站点主要分布在Chla浓度低以及无机颗粒物浓度高的地方。对于第III类，非藻类颗粒物和浮游植物的吸收大致各占50%左右，在450 nm以下波段非藻类颗粒物吸收系数大于浮游植物，在600 nm以上波段非藻类颗粒物吸收系数大于浮游植物，其他波段

交替出现大小, 对应的为有机颗粒物占总颗粒物比例在30~40%之间的站点。

3.2.1 千岛湖总悬浮颗粒物吸收的光谱类型

由3.1节可知, 春、夏、秋三个季节的大部分曲线及冬季的部分曲线总悬浮颗粒物吸收系数在440和675 nm存在两个峰值, 对千岛湖94个采样点的分析显示, 其中78个点的光谱曲线类似于浮游植物吸收, 属于第I类; 只有街口、毛头尖、西园、航头岛和小金山的冬季等15个点总颗粒吸收光谱和非藻类颗粒物吸收类似, 属于第II类。图3.10 (a)所示千岛湖第I类采样点浮游植物及非藻类颗粒物吸收占总悬浮颗粒物吸收比例均值, 400~700 nm浮游植物吸收所占的比例远远高于非藻类颗粒物吸收所占的比例, 675 nm达到95.48%; 图3.10 (c)为400~700 nm第I类采样点总悬浮颗粒物、浮游植物及非藻类颗粒物吸收均值的光谱曲线, 可明显的看出总悬浮颗粒物的吸收光谱与浮游植物吸收类似; 图3.10 (b)为第II类采样点浮游植物及非藻类颗粒物吸收占总悬浮颗粒物吸收比例, 400~640 nm非藻类颗粒物所占的比例高出了浮游植物吸收占总悬浮颗粒物吸收比例, 640~700 nm浮游植物吸收占得比例要高于非藻类颗粒物, 675 nm达到最大值69.27%, 结合图3.10 (d)可以确定这一类采样点总悬浮颗粒物的吸收光谱曲线属于第II种类型。这一结果与悬浮颗粒物的组成有关, 千岛湖有机悬浮颗粒物和总悬浮物的比值绝大部分均在50%以上。

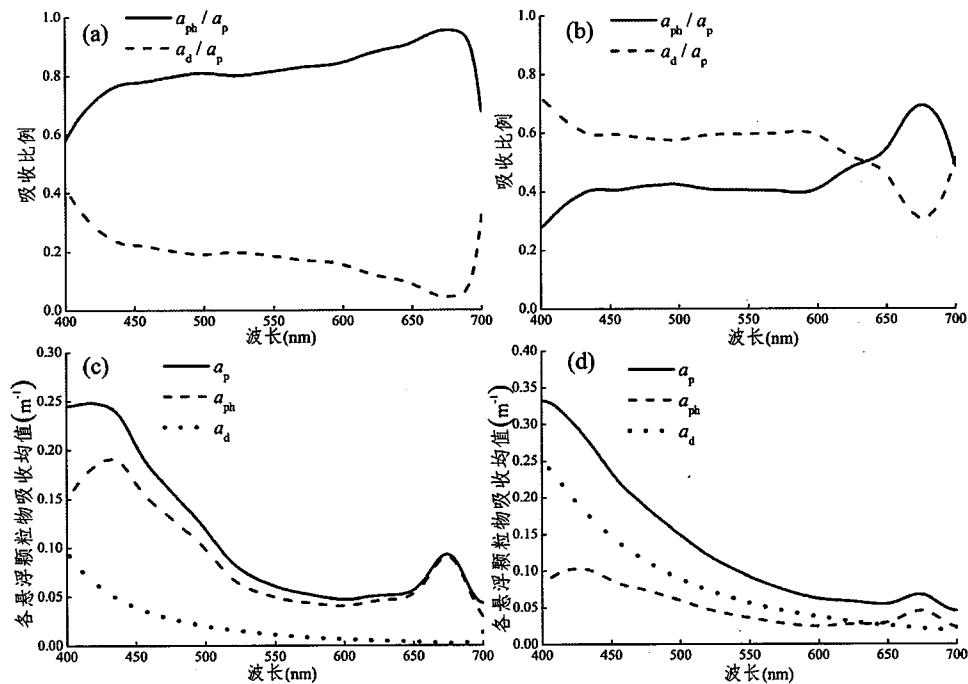


图 3.10 千岛湖第 I、II 类悬浮颗粒物吸收光谱

Fig. 3.10 The two types of total suspended particles absorption spectra in Lake Qiandaohu

3.2.2 天目湖总悬浮颗粒物吸收的光谱类型

对天目湖全年97个采样点的分析显示, 58个点的光谱曲线类似于浮游植物吸收, 属于第I类; 大部分采样点的冬季及春季的总颗粒吸收光谱与非藻类颗粒物吸收类似, 属于第II类。图3.11 (a)所示天目湖第I类采样点浮游植物及非藻类颗粒物吸收占总悬浮颗粒物吸收比例均值, 在420~700 nm浮游植物吸收系数均高于非藻类颗粒物吸收系数; 结合图3.11 (c)可确定, 总悬浮颗粒物的吸收光谱与浮游植物吸收类似; 图3.11 (b)为第II类采样点浮游植物及非藻类颗粒物吸收占总悬浮颗粒物吸收比例, 400~600 nm非藻类颗粒物所占的比例高出了浮游植物吸收占总悬浮颗粒物吸收比例, 600~700 nm浮游植物特征吸收峰附近, 浮游植物吸收系数所占得比例要高于非藻类颗粒物, 675 nm达到最大值68.82%, 因此, 结合图3.11 (d)可以确定这一类采样点总悬浮颗粒物的吸收光谱曲线属于第II种类型, 也即与非藻类颗粒物吸收类似。

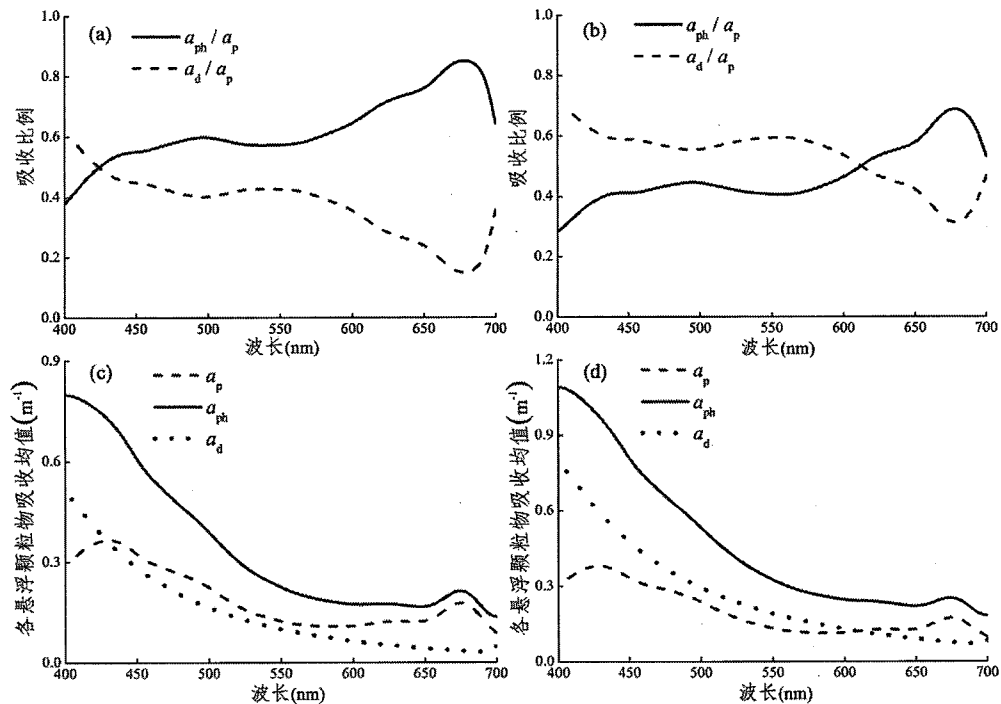


图 3.11 天目湖第 I、II 类悬浮颗粒物吸收光谱

Fig. 3.11 The two types of total suspended particles absorption spectra in Lake Tianmuhu

3.2.3 太湖总悬浮颗粒物吸收的光谱类型

对太湖121个采样点的分析显示, 71个点的光谱曲线类似于浮游植物吸收, 属于第I类; 多数采样点的冬季及春季的总颗粒吸收光谱与非藻类颗粒物吸收类似, 属于第II类。图3.12 (a)所示太湖第I类采样点浮游植物及非藻类颗粒物吸收占总悬浮颗粒物吸收比例均值, 在420~700 nm浮游植物吸收系数均远远高于非藻类颗粒物吸收系数; 由图3.12 (c)可看出, 虽然受非藻类颗粒物的影响总悬浮

颗粒物在440 nm附近吸收峰并不显著，但总悬浮颗粒物的吸收光谱与浮游植物吸收类似；图3.12 (b)为第II类采样点浮游植物及非藻类颗粒物吸收占总悬浮颗粒物吸收比例，400~570 nm非藻类颗粒物所占的比例高出了浮游植物吸收占总悬浮颗粒物吸收比例，600~700 nm浮游植物特征吸收峰附近，浮游植物吸收系数所占得比例要高于非藻类颗粒物，675 nm达到最大值71.54%，因此，结合图3.12 (d)可以确定这一类采样点总悬浮颗粒物的吸收光谱曲线属于第II种类型，也即与非藻类颗粒物吸收类似。

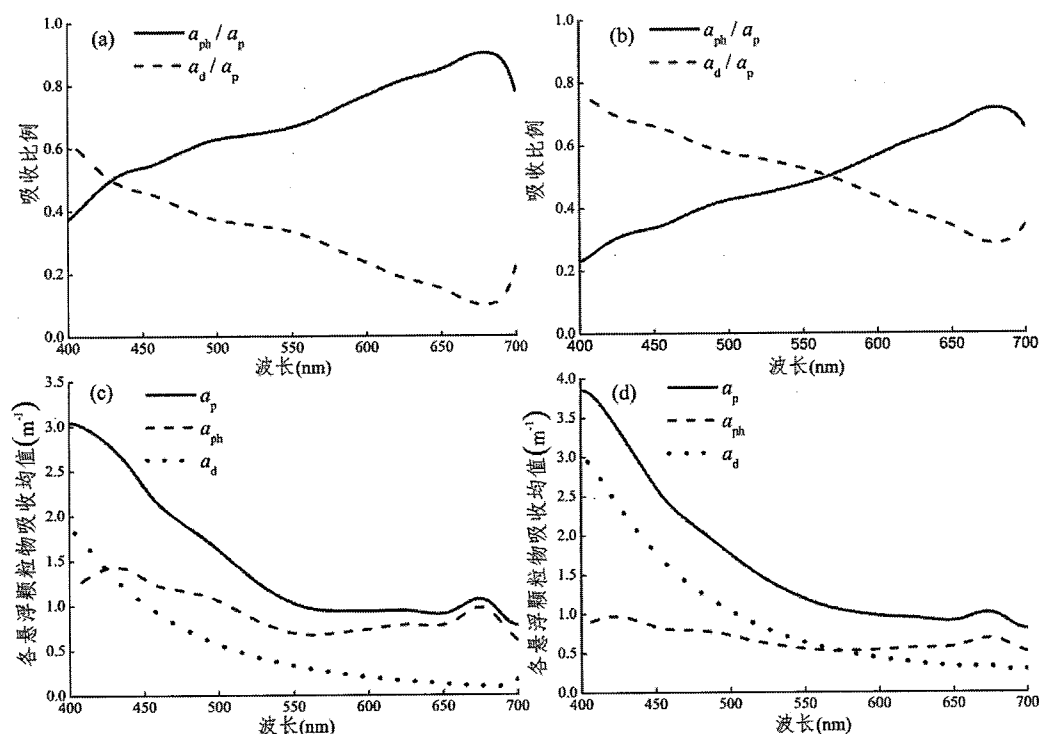


图 3.12 太湖第 I、II 类悬浮颗粒物吸收光谱

Fig. 3.12 The two types of total suspended particles absorption spectra in Lake Taihu

3.3 440 nm总悬浮颗粒物吸收随Chla浓度的变化规律

总悬浮颗粒物吸收在440 nm和675 nm都有特征吸收峰，但675 nm主要是浮游植物吸收的贡献，而440 nm总悬浮颗粒物吸收既反映浮游植物吸收的大小又反映非藻类颗粒物吸收的影响，因此，本节主要讨论不同季节的千岛湖、天目湖及太湖在440 nm处总悬浮颗粒物吸收随Chla浓度的变化。图3.13所示为千岛湖春、夏、秋、冬季440 nm处总悬浮颗粒物随Chla浓度的变化，二者在春季和夏季呈现显著的线性关系，表明了浮游植物在决定水体吸收系数中的主要优势，以及非藻类颗粒物主要来源于浮游植物的降解过程。

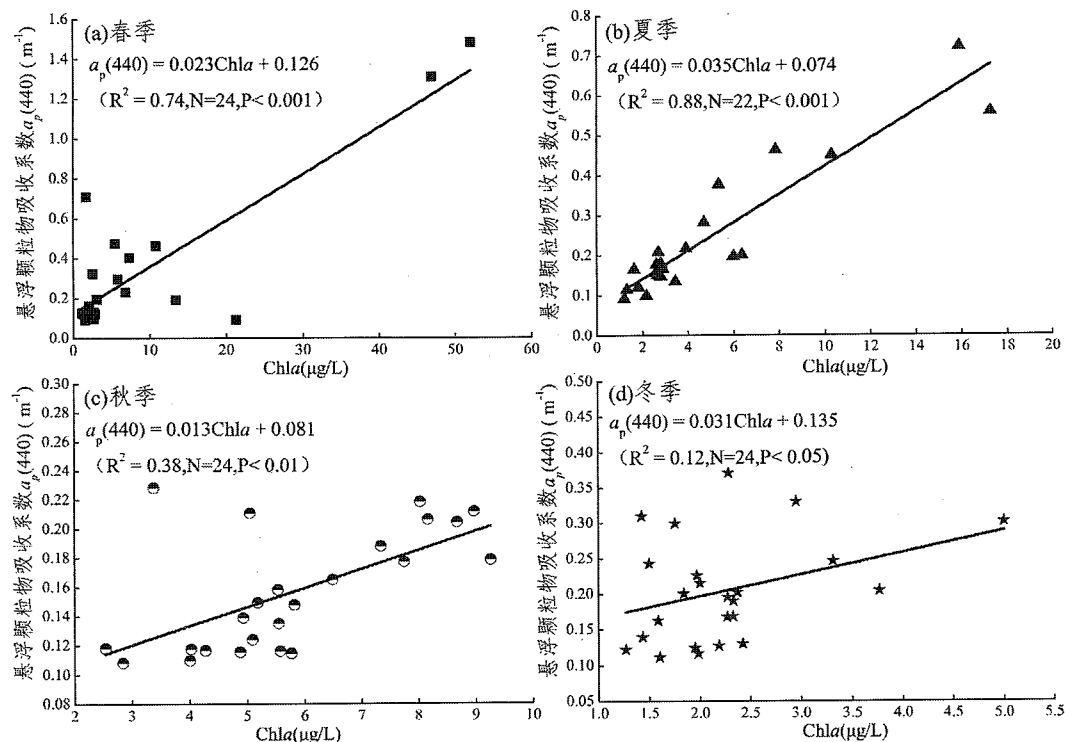


图 3.13 千岛湖 440 nm 悬浮颗粒物吸收与 Chla 的关系

Fig. 3.13 Correlations between $a_p(440)$ and chlorophyll a concentration in Lake Qiandaohu

图 3.14 为天目湖春、夏、秋、冬季 440 nm 处总悬浮颗粒物随 Chla 浓度的变化，二者在春、夏、秋季同样呈现显著的线性关系，冬季因浮游植物相对较少，总悬浮颗粒物与 Chla 的线性关系并不显著。和千岛湖、天目湖相比，太湖的总悬浮颗粒物吸收与 Chla 之间的关系并不显著，只有秋季二者存在较好的相关性 ($a_p(440) = 0.028\text{Chla} + 1.03$, $R^2=0.77$, $N=33$, $P<0.001$)，文中不再列出。主要原因在于，其一太湖属浅水湖泊，易发生底泥的再悬浮，造成表层水体中非藻类颗粒物的含量增加，进而影响了总悬浮颗粒物吸收与 Chla 浓度的关系；其二，由于夏季水体藻类水华大量暴发，导致秋季水体中浮游植物及其降解物等有机悬浮物的比例增大成为水中悬浮物的主要组成成分，因此秋季总悬浮颗粒物吸收与 Chla 的关系明显好于其他季节。

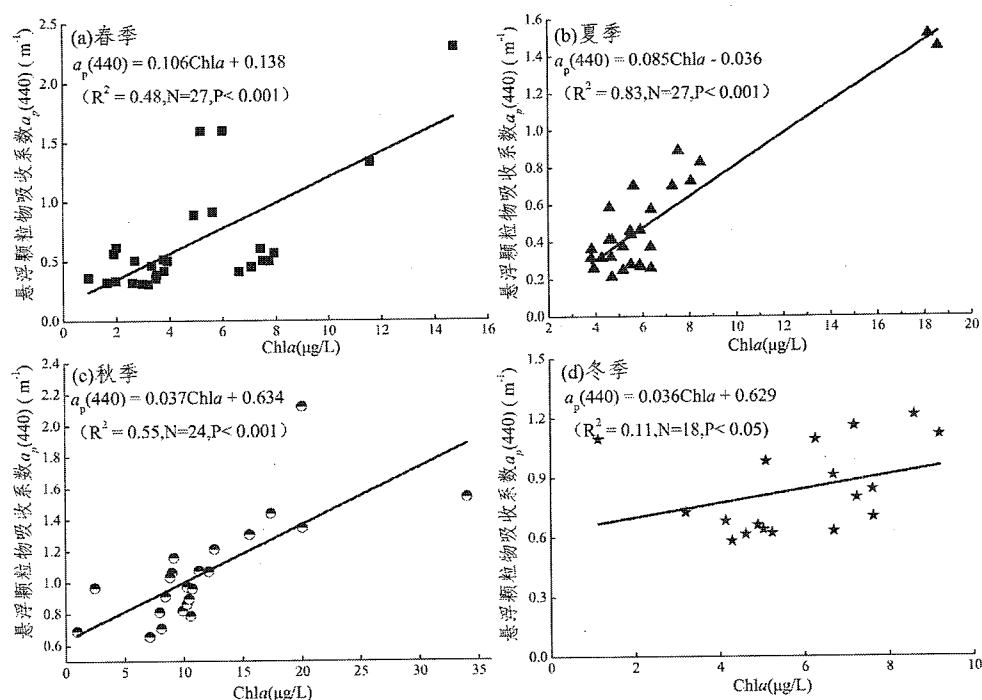


图 3.14 天目湖 440 nm 悬浮颗粒物吸收与 Chla 的关系

 Fig. 3.14 Correlations between $a_p(440)$ and chlorophyll a concentration in Lake Tianmuhu

3.4 总悬浮颗粒物吸收与悬浮物浓度的关系

图3.15表示千岛湖、天目湖、太湖三个湖泊在春、夏、秋、冬季有机悬浮物占总悬浮颗粒物浓度的比值，千岛湖水体中有机悬浮物的比例均要大于无机悬浮物，其中秋季最大，总悬浮颗粒物的90%以上都是有机颗粒物组成；对于天目湖，夏季有机颗粒物所占的比例最大，春、秋及冬季的比例相差不大；而太湖中有机悬浮物的比例始终不高，在20% ~ 45%之间，其中秋季的比例相对最高。表3.1为总悬浮颗粒物在特征波长440 nm和675 nm处与悬浮物浓度的线性拟合关系，千岛湖总悬浮颗粒物和总悬浮物及无机颗粒物浓度之间不存在线性相关关系，与有机颗粒物的相关性要好于前两者，但低于天目湖和太湖；这与千岛湖水体中悬浮颗粒物浓度较低有关。天目湖的总悬浮颗粒物吸收与有机和无机颗粒物浓度的相关性是很好的。相比之下，太湖中总悬浮颗粒物吸收与悬浮物浓度的关系好于千岛湖，低于天目湖；在三个湖泊中，总悬浮颗粒物颗粒物与有机颗粒物的关系均是675 nm好于440 nm。

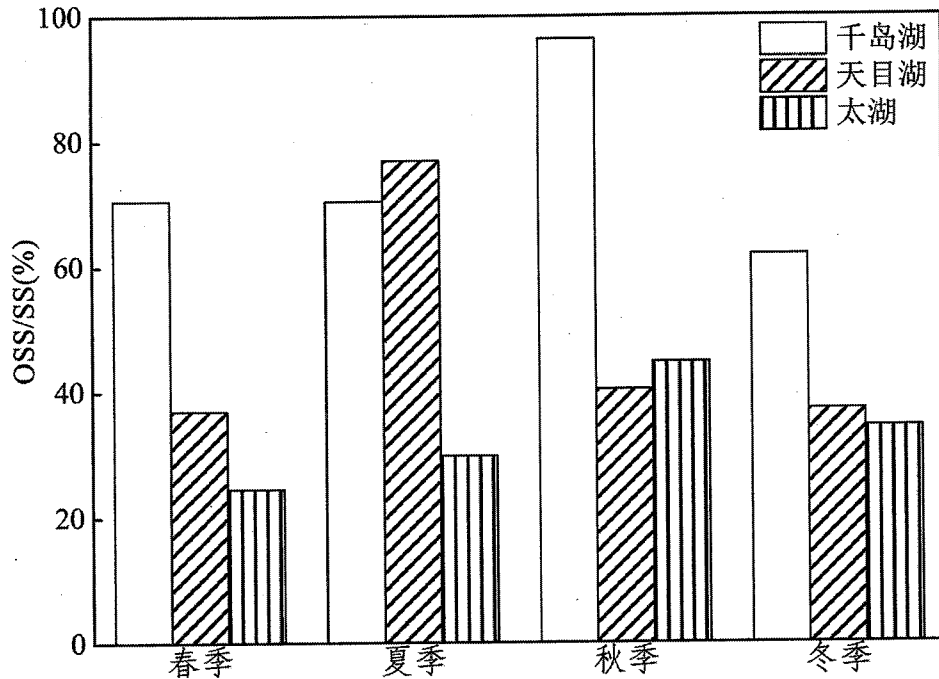


图 3.15 三个湖泊不同季节有机悬浮物与总悬浮颗粒物浓度的比值

Fig. 3.15 The ratio of organic suspended particles concentration and total suspended particles concentration in spring, summer, autumn and winter

表 3.1 总悬浮颗粒物吸收与悬浮物浓度的关系

Table 3.1 Linear models between total suspended particles absorption at 440 and 675 nm with total suspended particles, inorganic suspended particles, organic suspended particles

湖 泊	波长 (nm)	TSS (mg/L)	ISS (mg/L)	OSS (mg/L)
千 岛 湖	440	$a_p=0.069TSS+0.113$ ($R^2=0.178, N=94, P<0.001$)	$a_p=-0.063ISS+0.234$ ($R^2=0.0008, N=94, P=0.79$)	$a_p=0.109OSS+0.088$ ($R^2=0.29, N=94, P<0.001$)
		$a_p=0.030TSS+0.037$ ($R^2=0.176, N=94, P<0.001$)	$a_p=-0.011ISS+0.093$ ($R^2=0.01, N=94, P<0.05$)	$a_p=0.055OSS-0.017$ ($R^2=0.38, N=94, P<0.001$)
	675	$a_p=0.095TSS+0.176$ ($R^2=0.84, N=96, P<0.001$)	$a_p=0.118ISS+0.342$ ($R^2=0.83, N=96, P<0.001$)	$a_p=0.230OSS+0.164$ ($R^2=0.40, N=96, P<0.001$)
		$a_p=0.030TSS+0.046$ ($R^2=0.85, N=96, P<0.001$)	$a_p=0.035ISS+0.101$ ($R^2=0.79, N=96, P<0.001$)	$a_p=0.081OSS+0.018$ ($R^2=0.52, N=96, P<0.001$)
天 目 湖	440	$a_p=0.030TSS+1.206$ ($R^2=0.53, N=132, P<0.001$)	$a_p=0.032ISS+1.561$ ($R^2=0.43, N=132, P<0.001$)	$a_p=0.093OSS+1.359$ ($R^2=0.38, N=132, P<0.001$)
		$a_p=0.013TSS+0.404$ ($R^2=0.46, N=132, P<0.001$)	$a_p=0.012ISS+0.587$ ($R^2=0.32, N=132, P<0.001$)	$a_p=0.049OSS+0.330$ ($R^2=0.53, N=132, P<0.001$)
	675	$a_p=0.030TSS+1.206$ ($R^2=0.53, N=132, P<0.001$)	$a_p=0.032ISS+1.561$ ($R^2=0.43, N=132, P<0.001$)	$a_p=0.093OSS+1.359$ ($R^2=0.38, N=132, P<0.001$)
		$a_p=0.013TSS+0.404$ ($R^2=0.46, N=132, P<0.001$)	$a_p=0.012ISS+0.587$ ($R^2=0.32, N=132, P<0.001$)	$a_p=0.049OSS+0.330$ ($R^2=0.53, N=132, P<0.001$)
太 湖	440	$a_p=0.030TSS+1.206$ ($R^2=0.53, N=132, P<0.001$)	$a_p=0.032ISS+1.561$ ($R^2=0.43, N=132, P<0.001$)	$a_p=0.093OSS+1.359$ ($R^2=0.38, N=132, P<0.001$)
		$a_p=0.013TSS+0.404$ ($R^2=0.46, N=132, P<0.001$)	$a_p=0.012ISS+0.587$ ($R^2=0.32, N=132, P<0.001$)	$a_p=0.049OSS+0.330$ ($R^2=0.53, N=132, P<0.001$)
	675	$a_p=0.030TSS+1.206$ ($R^2=0.53, N=132, P<0.001$)	$a_p=0.032ISS+1.561$ ($R^2=0.43, N=132, P<0.001$)	$a_p=0.093OSS+1.359$ ($R^2=0.38, N=132, P<0.001$)
		$a_p=0.013TSS+0.404$ ($R^2=0.46, N=132, P<0.001$)	$a_p=0.012ISS+0.587$ ($R^2=0.32, N=132, P<0.001$)	$a_p=0.049OSS+0.330$ ($R^2=0.53, N=132, P<0.001$)

3.5 总悬浮颗粒物随湖泊营养水平的变化规律

利用综合营养状态指数法确定三个湖泊的营养状态，千岛湖、天目湖、太湖的营养指数变化范围分别为：27.26 ~ 59.63、33.82 ~ 55.80、52.65 ~ 79.90，相应的均值为：37.21 ± 6.12、44.54 ± 4.53、66.69 ± 6.24，天目湖因湖区较小，空间各点的差异最小；通过均值来看，千岛湖和天目湖均处于中营养水平，太湖属中度富营养，但三个湖泊间的综合营养状态指数仍存在显著差异 ($P < 0.05$)，千岛湖 < 天目湖 < 太湖。就单个湖泊而言，千岛湖每个季节的综合营养状态指数均较低，达到中营养水平的只有4 ~ 6月份的街口和小金山两个点，其它都小于50；天目湖8#和9#站点除冬季外，其它月份的综合营养状态指数大于50；而太湖的综合营养状态指数都大于50，秋季和夏季最大，春季次之，冬季最小。图3.16为三个湖泊440和675 nm总悬浮颗粒物与综合营养状态指数的拟合关系，三个湖泊中总悬浮颗粒物在特征波长的吸收系数与营养水平呈现较好的幂函数关系，总悬浮颗粒物吸收随着湖泊营养水平的增加而增加，675 nm相关性均好于440 nm，并且三个湖泊中二者在675 nm的幂数均在4.5 ~ 5.0之间。将三个湖泊在675 nm处的吸收系数与综合营养状态指数进行拟合，得出的关系为： $a_p = 4E-8 * TLI^{4.02}$ ($R^2 = 0.87$)。

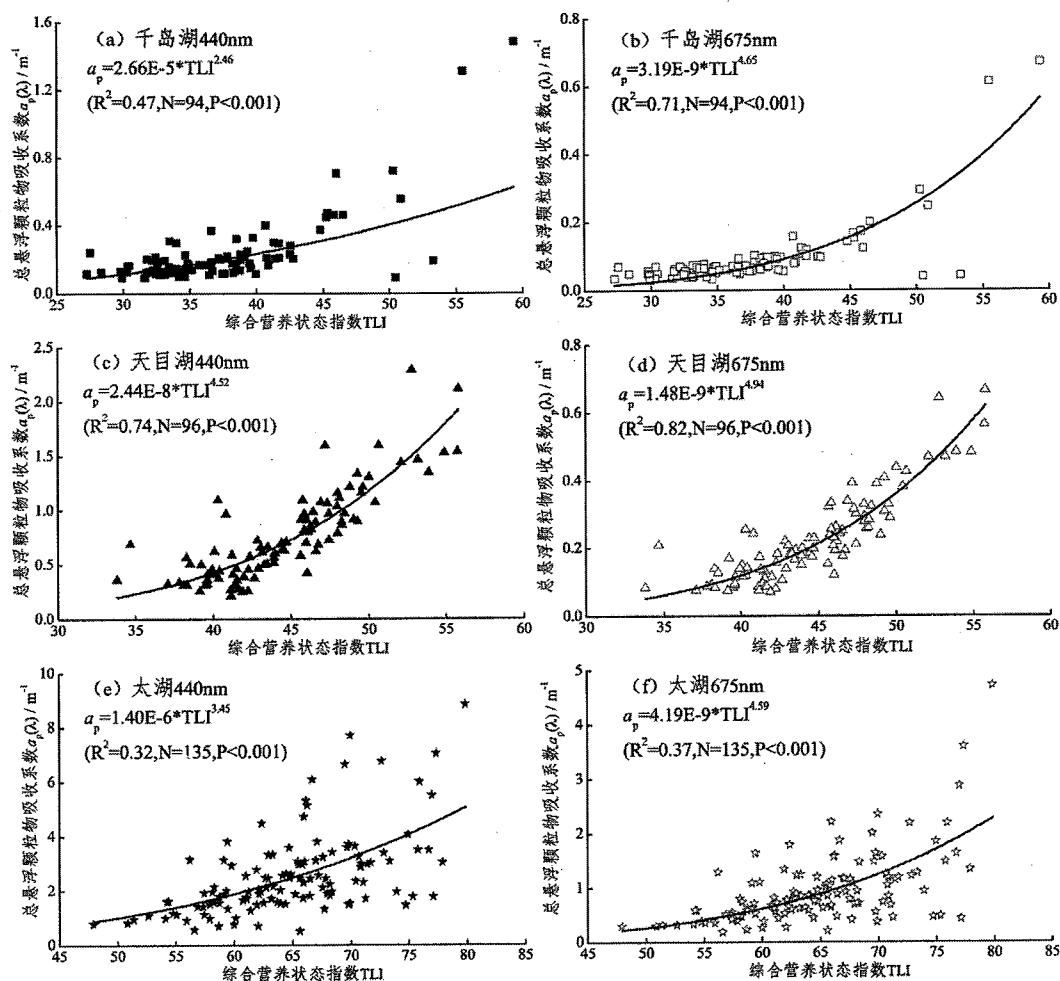


图 3.16 总悬浮颗粒物吸收系数随综合营养状态指数的变化

Fig. 3.16 Correlations between $a_p(440)$, $a_p(675)$ and trophic level index (TLI)

3.6 小结

1. 三个湖泊总悬浮颗粒物存在一定的时间和空间差异，时间上表现为夏秋季节大于春冬季；空间上，千岛湖各点间差异最小，街口和小金山一线最大，三潭岛和大坝一类湖心区最小；天目湖春、夏、秋季从上游至下游悬浮颗粒物吸收有逐渐下降的趋势，太湖中总悬浮物浓度及无机悬浮颗粒物浓度较高的13#、14#和16#站点总悬浮颗粒物吸收系数较大。
2. 三个湖泊总悬浮颗粒物吸收光谱曲线均包括两类：其一和浮游植物吸收类似，其二和非藻类颗粒物吸收类似。千岛湖94个样品中，83%与浮游植物吸收类似，天目湖97个样品，60%与浮游植物吸收类似，太湖121个样品中，59%与浮游植物吸收类似。
3. 本实验的结果表明千岛湖全年、天目湖春、夏、秋季以及太湖秋季总颗粒物吸收系数与Chla呈现显著的线性关系，也即在千岛湖全年、天目湖春、夏、

秋季以及太湖秋季的表层水体中，浮游植物在决定水体吸收系数中占主要优势，非藻类颗粒物主要来源于浮游植物的降解过程。

4. 三个湖泊悬浮颗粒物组成存在显著差异，千岛湖以有机悬浮物为主，太湖中无机颗粒物含量高，总悬浮物吸收与悬浮物浓度的关系差异较大，千岛湖与有机颗粒物相关性相对较好，天目湖与无机和有机悬浮物均存在较好的线性关系。
5. 千岛湖、天目湖、太湖的综合营养状态指数差异显著，总悬浮颗粒物吸收系数与营养状态指数存在很好的幂函数关系，675 nm好于440 nm，关系式为：
$$\alpha_p(675)=4E-8*TLI^{4.02} \quad (R^2=0.87, N=325, P < 0.001)。$$

4 非藻类颗粒物吸收系数的变化

4.1 非藻类颗粒物的光谱吸收和变化规律

千岛湖、天目湖、太湖三个湖泊各个季节非藻类颗粒物吸收系数均值随波长的变化曲线如图 4.1 所示, 非藻类颗粒物吸收系数随着波长的增加而呈指数形式衰减, 其中千岛湖 < 天目湖 < 太湖。图 4.2 ~ 4.4 为三个湖泊 440 nm 处非藻类颗粒物吸收系数均值的空间分布图, 千岛湖东南湖区 440 nm 处非藻类颗粒物吸收系数较小, 航头岛、街口和茅头尖三个点非藻类颗粒物吸收系数较大, 主要与陆源输入有关, 这三个点分别位于富强溪、新安江和武强溪的河流入湖口附近; 天目湖的空间变化与总悬浮颗粒物吸收相似, 因上游河流输入的缘故, 春、夏、秋季由上游至下游非藻类颗粒物吸收系数逐渐减小; 太湖中, 水面相对宽敞、水深相对较浅的贡湖湾内易发生底泥的再悬浮, 因此非藻类颗粒物吸收较大, 季节上, 冬季和春季降雨量偏少的季节, 入湖径流较少, 水体悬浮物减少, 梅梁湾内 0#和 1#点非藻类颗粒物吸收随之减小。

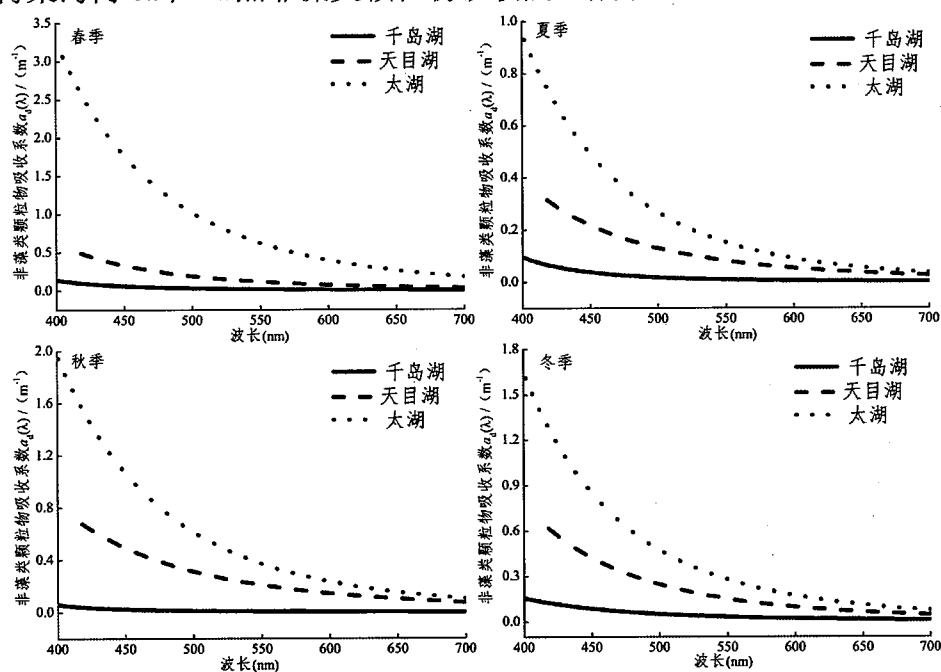


图 4.1 各季节非藻类颗粒物吸收系数均值的光谱曲线

Fig. 4.1 The mean values of absorption coefficient of non-phytoplankton in each season

众多学者的研究均表明非藻类颗粒物有相对稳定的吸收光谱特征, 可用指数衰减率来定量表示^[135,136], 对所有样品非藻类颗粒物吸收系数在 400 ~ 700 nm 按指数衰减规律拟合, 发现相关系数均在 0.99 以上; 所有样品指数斜率 S 值的变化范围 7.3 ~ 80.5 μm^{-1} , 最大值出现在千岛湖的 4 月街口和小金山两个点, 平均值为 $16.2 \pm 12.2 \mu\text{m}^{-1}$ 。三个湖泊间指数斜率值差异较大, 其中, 千岛湖 S 值变化范围 9.1 ~ 80.5 μm^{-1} 、天目湖为 7.3 ~ 16.0 μm^{-1} 、太湖为 7.9 ~ 21.4 μm^{-1} ; 均

值分别为： 23.7 ± 19.4 、 12.1 ± 1.6 、 $13.1 \pm 1.8 \mu\text{m}^{-1}$ ；千岛湖的 S 值要高于本实验的天目湖和太湖，本实验太湖 S 值略高于之前张运林^[8]、王鑫^[107]等对太湖的研究结果，但与曹文熙等对冬季珠江口的结果接近^[137]。千岛湖 S 值空间差异显著，表明其水体中非藻类颗粒物在种类、粒径、浓度等方面的差异显著，主要表现为街口和小金山一类站点非藻类颗粒物主要来自于河流陆源输入，粒径较大，浓度较高；大坝和三潭岛等湖心站点非藻类颗粒物主要来源于浮游植物或异氧生物等的降解产物。考虑到千岛湖各站点差异较大，对 440 nm 处非藻类颗粒物吸收系数 ($a_d(440)$) 与指数衰减斜率 S 进行分析发现二者呈现较好的相关性，如图 4.5 所示， $a_d(440)$ 随着 S 值增大而逐渐减小。类似地，分析天目湖和太湖数据，二者的关系并不显著（天目湖 $R^2=0.28$ ，太湖 $R^2=0.21$ ），与王鑫^[107]对太湖的研究结果一致。

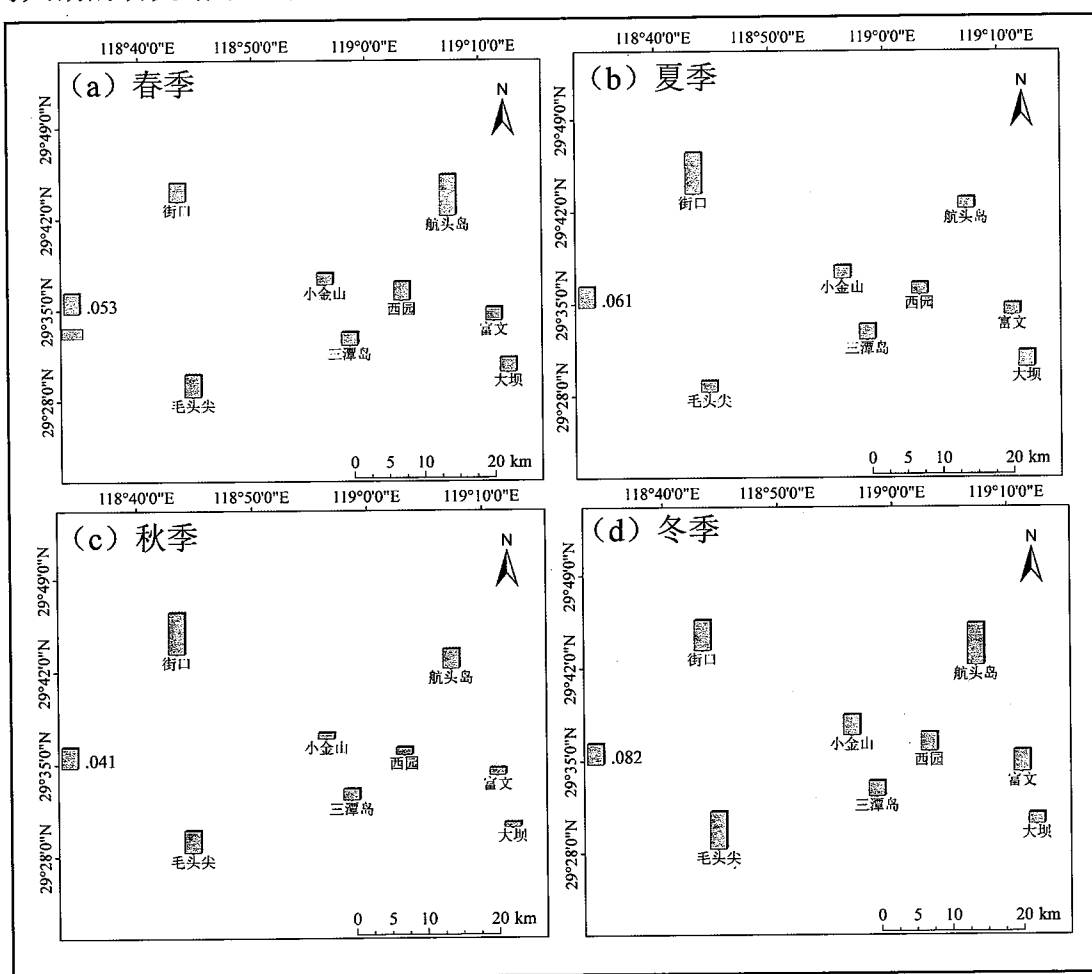


图 4.2 千岛湖各季节 440 nm 非藻类颗粒物吸收系数的时空分布

Fig. 4.2 Temporal and spatial variations of non-phytoplankton absorption coefficient in each season at 440 nm in Lake Qiandaohu

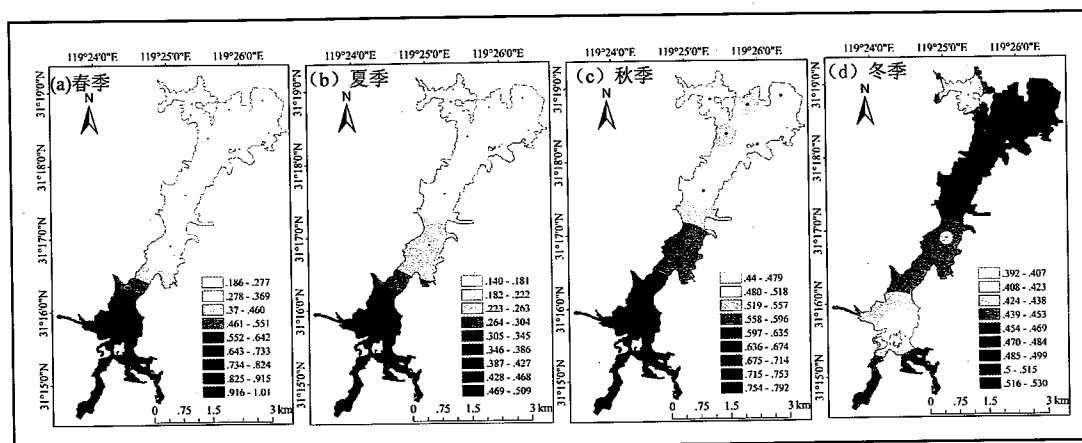


图 4.3 天目湖各季节 440 nm 非藻类颗粒物吸收系数的时空分布

Fig. 4.3 Temporal and spatial variations of non-phytoplankton absorption coefficient in each season at 440 nm in Lake Tianmuhu

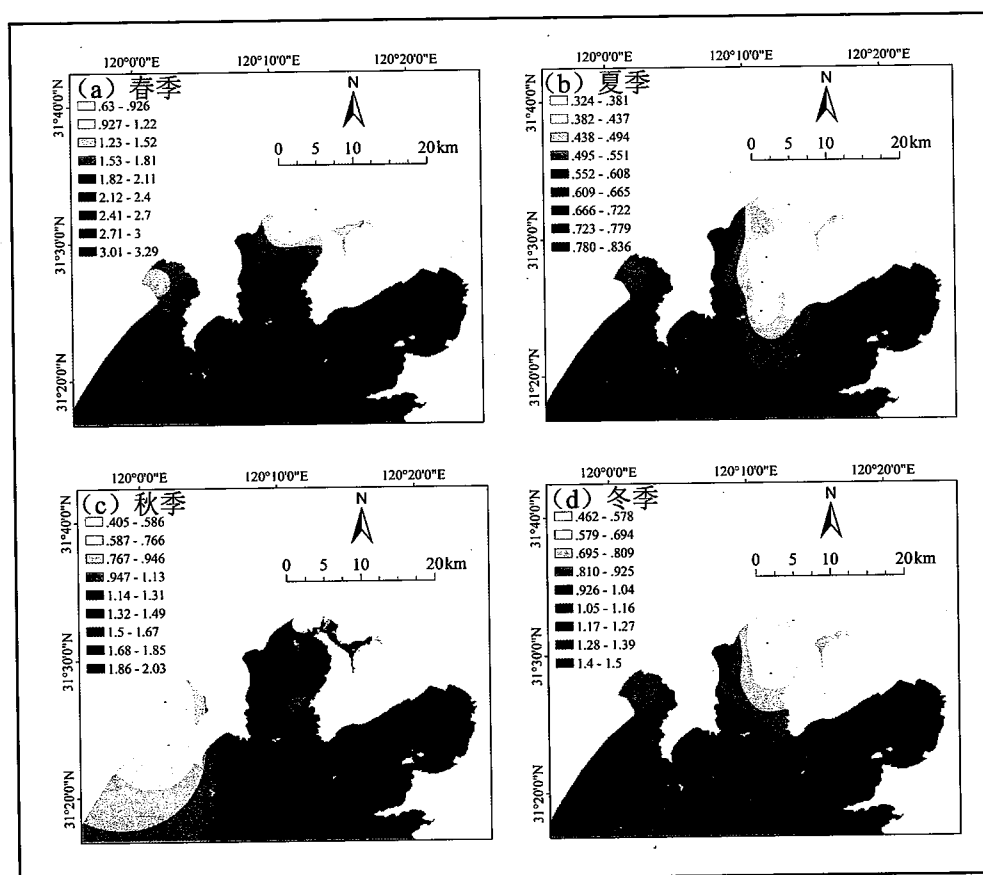


图 4.4 太湖各季节 440 nm 非藻类颗粒物吸收系数时空分布

Fig. 4.4 Temporal and spatial variations of non-phytoplankton absorption coefficient in each season at 440 nm in Lake Taihu

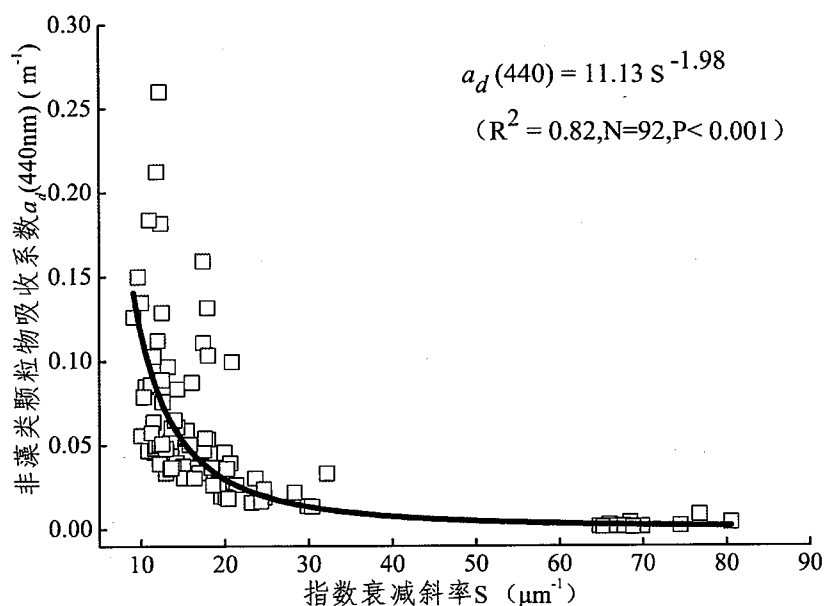


图 4.5 千岛湖 440 nm 非藻类颗粒物吸收系数与指数衰减斜率之间的关系

Fig. 4.5 The relationship between non-phytoplankton absorption coefficient and the exponential decay slope

4.2 非藻类颗粒物随悬浮物浓度的变化

将 440 nm 和 675 nm 处非藻类颗粒物吸收与悬浮物浓度（包括总悬浮颗粒物、无机悬浮颗粒物和有机悬浮颗粒物）进行线性回归，结果如表 4.1 所示，千岛湖和太湖关系微弱，几乎不存在线性关系，天目湖线性关系显著，非藻类颗粒物与总悬浮物和无机悬浮颗粒物浓度之间的关系显著，好于与有机悬浮物浓度的关系。分析千岛湖中二者关系不好的原因在于千岛湖水质较好且水深较大，水体中悬浮物浓度本身很低，无机悬浮物所占比例低，因此过滤时需过滤大量水样，本实验中过滤体积在 1.5L 左右，但滤膜上悬浮物仍然较少，因此也存在测量上的误差。对于太湖，先前的研究结果显示，非藻类颗粒物吸收与悬浮物存在较好的线性关系，分析本文中二者关系不显著的原因，一方面梅梁湾湖区分布多条入湖河流，非藻类颗粒物组成变化复杂；另一方面，浮游植物含量高，测定时部分色素无法用次氯酸钠漂白完全，干扰了非藻类颗粒物的吸收系数^[108]。

表 4.1 440、675 nm 特征波长处非藻类颗粒物吸收系数与悬浮物浓度之间的关系

Table 4.1 Relationships between non-phytoplankton absorption coefficients at 440, 675 nm and concentrations of suspended particles

湖 泊	波长 (nm)	TSS (mg/L)	ISS (mg/L)	OSS (mg/L)
千 岛 湖	440	--	$a_d=0.021\text{ISS}+0.047$ ($R^2=0.17, N=94, P<0.001$)	--
	675	--	--	--
天 目 湖	440	$a_d=0.054\text{TSS}+0.075$ ($R^2=0.74, N=96, P<0.001$)	$a_d=0.068\text{ISS}+0.160$ ($R^2=0.79, N=96, P<0.001$)	$a_d=0.111\text{OSS}+0.114$ ($R^2=0.26, N=96, P<0.001$)
	675	$a_d=0.007\text{TSS}+0.009$ ($R^2=0.57, N=96, P<0.05$)	$a_d=0.009\text{ISS}+0.022$ ($R^2=0.56, N=96, P<0.001$)	$a_d=0.017\text{OSS}+0.007$ ($R^2=0.28, N=96, P<0.001$)
太 湖	440	$a_d=13.688\text{TSS}+31.912$ ($R^2=0.13, N=121, P<0.001$)	$a_d=13.007\text{ISS}+18.835$ ($R^2=0.16, N=121, P<0.001$)	--
	675	$a_d=0.001\text{TSS}+0.063$ ($R^2=0.11, N=121, P<0.001$)	$a_d=0.001\text{ISS}+0.072$ ($R^2=0.11, N=121, P<0.001$)	--

注：没有显著统计关系的，表中未列出

虽然千岛湖和太湖中非藻类颗粒物吸收系数与悬浮颗粒物浓度之间的相关性并不显著，但三个湖泊 440 nm 处非藻类颗粒物吸收系数与有机及无机悬浮颗粒物所占的比例存在较好的相关性，如图 4.6 所示，440 nm 处非藻类颗粒物吸收随着无机悬浮颗粒物所占比例增加而增加，随着有机悬浮颗粒物所占比例增加而减小，它们之间呈现的是指数函数关系。

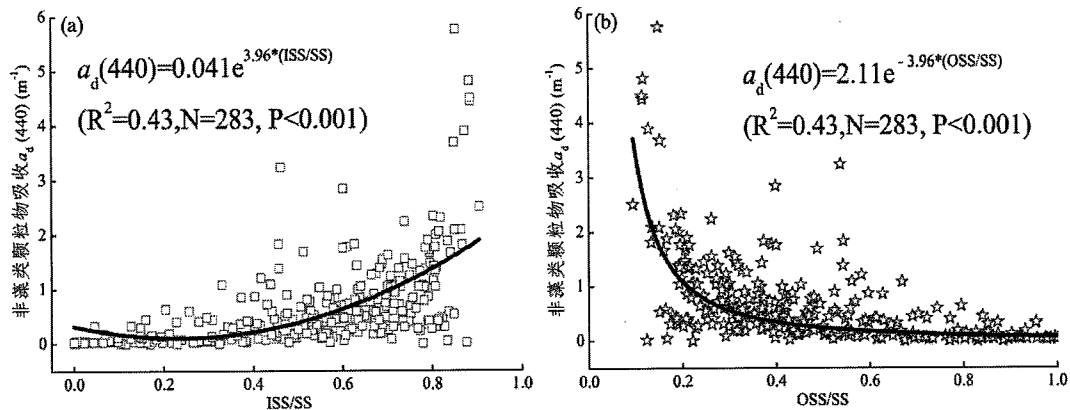


图 4.6 440 nm 非藻类颗粒物吸收系数随悬浮颗粒物组成的变化

Fig. 4.6 The correlation between non-phytoplankton absorption coefficient and composition of suspended particles

非藻类颗粒物来源可以概括为两方面，其一浮游植物或异养生物（如细菌）等的降解产物^[92]，其二陆源输入、底泥再悬浮等^[14]。虽然三个湖泊中非藻类颗粒物吸收系数与有机悬浮物浓度的线性关系不显著，但非藻类颗粒物中或多或少的会含有浮游植物等的降解产物，尤其是大型深水水库千岛湖。将 440 nm 非藻类颗粒物吸收与综合营养状态指数进行分析，发现二者存在较好的相关性（如图 4.7），非藻类颗粒物吸收系数随着湖泊营养水平的增加呈幂函数增加，这种关系在营养指数低于 50 的贫营养和中营养水体中更为显著，大于 50 之后非藻类颗粒物吸收系数偏离曲线的程度稍稍变大。中营养水平的千岛湖和天目湖不属于浅水湖泊，非藻类颗粒物吸收系数与综合营养状态指数的相关性说明随着湖泊营养水平的增加，水体中浮游植物数量增加，浮游植物死亡降解后转为非藻类颗粒物，从而导致非藻类颗粒物中来自浮游植物的降解产物增加，因此拟合关系比较好。而富营养化的太湖属于浅水湖泊，沉积物再悬浮很容易造成非藻类颗粒物的增加^[138,139]，其中来自浮游植物降解的产物比较少，因此明显偏离营养状态指数。

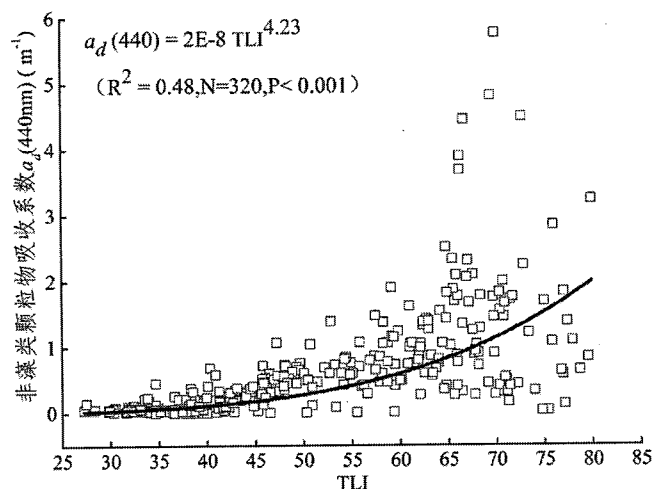


图 4.7 440 nm 非藻类颗粒物吸收系数与综合营养状态指数 TLI 的关系

Fig. 4.7 Correlation between $a_d(440)$ and trophic level index (TLI)

4.3 小结

1. 440 nm 非藻类颗粒物吸收系数随水体营养水平增加而增大，本实验三个湖泊表现为：千岛湖 < 天目湖 < 太湖；440 nm 处非藻类颗粒物吸收系数均值的季节变化表现为冬、春季较大，夏、秋季较小，空间变化与总悬浮颗粒物吸收系数的变化类似。
2. 所有样品非藻类颗粒物吸收系数在 400 ~ 700 nm 按指数衰减规律拟合得到的相关系数均在 0.99 以上；指数斜率 S 值平均值为 $16.2 \pm 12.2 \mu\text{m}^{-1}$ ，不同湖泊及同一湖泊不同季节间非藻类颗粒物在种类、粒径、浓度等方面差异显著。

3. 千岛湖各站点差异较大, 440 nm 处非藻类颗粒物吸收系数与指数衰减斜率 S 存在较好的相关性, $a_d(440)$ 随着 S 值增大呈幂函数形式逐渐减小。
4. 非藻类颗粒物吸收系数与悬浮物组成及含量有关: 天目湖 440 和 675 nm 非藻类颗粒物吸收与总悬浮颗粒物和无机悬浮物浓度存在较好的线性关系; 千岛湖、天目湖和太湖中 440 nm 非藻类颗粒物吸收系数随着无机悬浮颗粒物所占比例增加而增加, 随着有机悬浮颗粒物所占比例增加而减小, 它们之间呈现的是指数函数关系。
5. 非藻类颗粒物吸收系数与综合营养状态指数存在显著的幂函数关系, 即随着湖泊营养水平的提高非藻类颗粒物中来自浮游植物的降解产物增加。

5 浮游植物吸收特性的变化规律及其影响因素

浮游植物吸收特性的光谱变化反映了不同水体情况下,藻类色素成分和粒径结构的分布的差异,从而折射出不同光照、营养盐含量等的水体环境条件下浮游植物种群结构的变化^[53]。本章基于实测数据,分析内陆湖泊不同水体间浮游植物吸收及比吸收系数的变化规律,并探讨营养水平、色素浓度及浮游植物群落结构对其产生的影响。

5.1 浮游植物吸收系数的变化

浮游植物吸收光谱主要表现为不同色素在特征波长(440、490、620、675 nm)处的吸收峰,其中 675 nm 主要是 Chla 的吸收峰,辅助色素在此波段附近的吸收最小;而 440 nm 则包括了辅助色素和 Chla 的吸收;620 nm 是藻蓝蛋白的吸收峰;类胡萝卜素在 440~530 nm 存在吸收,吸收峰是在 460 和 490 nm^[37,128]。

5.1.1 三个湖泊浮游植物吸收系数的变化规律

图 5.1 为春、夏、秋、冬季浮游植物吸收系数均值随波长的变化曲线,可以看出在 440 和 675 nm 存在两个明显的吸收峰,太湖秋季在 490 和 620 nm 附近有吸收峰。三个湖泊浮游植物吸收系数的变化规律为:千岛湖 < 天目湖 < 太湖,春季和夏季天目湖和千岛湖浮游植物吸收系数接近,秋季和冬季二者差距增大。

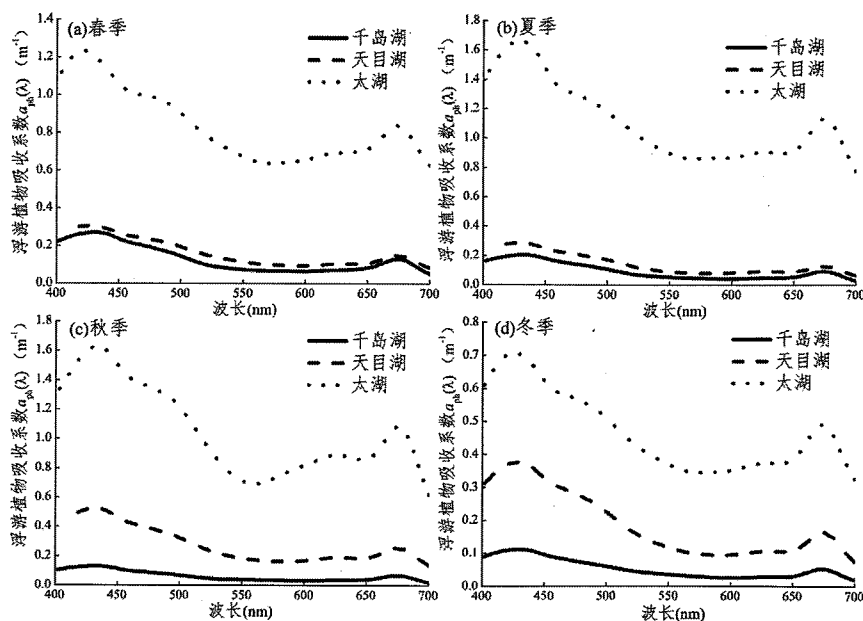


图 5.1 三个湖泊各季节浮游植物吸收系数均值的变化

Fig. 5.1 The mean values of phytoplankton absorption coefficient in each season

5.1.2 千岛湖浮游植物吸收系数的变化

图 5.2 所示为千岛湖不同季节的浮游植物吸收系数的变化, 从光谱曲线可以看出, 440 和 675 nm 存在两个明显的吸收峰, 少数站点在 620 nm 有微弱的吸收峰。春、夏、秋、冬季 440 nm 浮游植物吸收系数的变化范围分别为: $0.058 \sim 0.461 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.053 \sim 0.719 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.061 \sim 0.217 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.061 \sim 0.271 \text{ m}^{-1}$; 均值为 $0.161 \pm 0.115 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.200 \pm 0.158 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.128 \pm 0.044 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.108 \pm 0.048 \text{ m}^{-1}$, 各季节之间的差异显著 ($P < 0.05$), 其中夏季 > 春季 > 秋季 > 冬季, 各季节采样点之间的差异不大。春、夏、秋、冬季 620 nm 浮游植物吸收系数的变化范围分别为: $0.013 \sim 0.350 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.012 \sim 0.122 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.016 \sim 0.056 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.010 \sim 0.056 \text{ m}^{-1}$; 均值为 $0.071 \pm 0.094 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.048 \pm 0.033 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.036 \pm 0.012 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.028 \pm 0.012 \text{ m}^{-1}$, 各个季节间的差异显著 ($P < 0.05$)。春、夏、秋、冬季 675 nm 浮游植物吸收系数的变化范围分别为: $0.026 \sim 0.384 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.025 \sim 0.294 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.032 \sim 0.105 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.029 \sim 0.122 \text{ m}^{-1}$; 均值为 $0.085 \pm 0.081 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.094 \pm 0.069 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.069 \pm 0.022 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.053 \pm 0.022 \text{ m}^{-1}$, 夏季和春季浮游植物吸收系数相近, 差异不大 ($P = 0.69$), 其它季节间的差异显著 ($P < 0.05$), 夏季、春季 > 秋季 > 冬季。

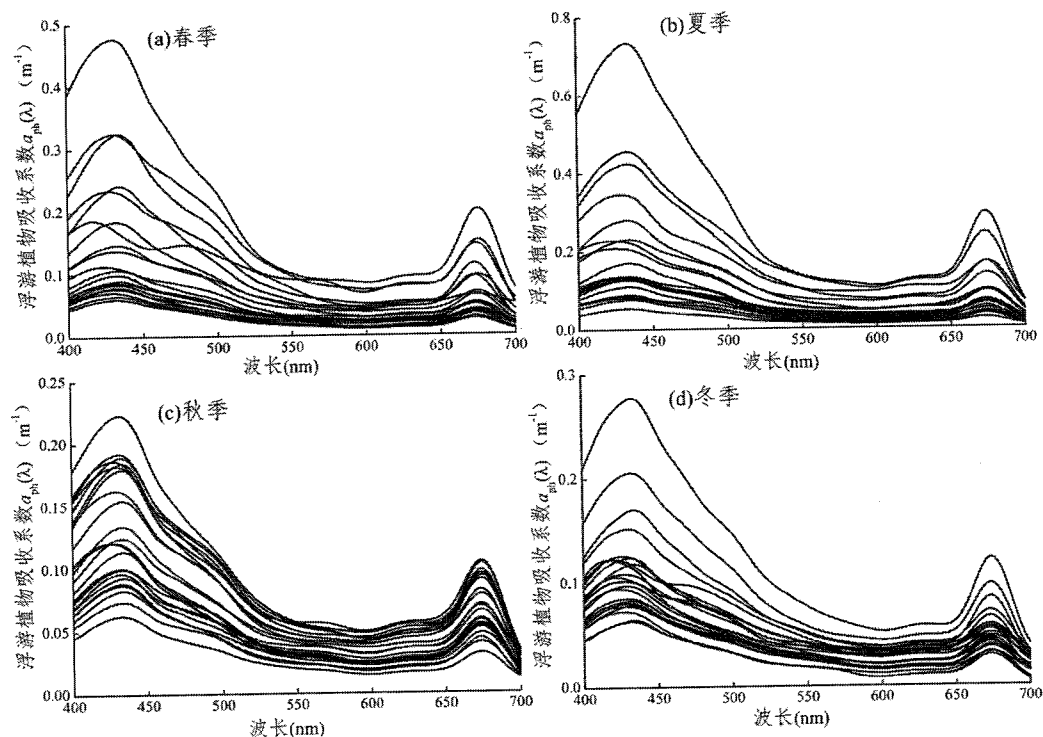


图 5.2 千岛湖浮游植物吸收系数随季节的变化

Fig. 5.2 Phytoplankton absorption coefficients in different seasons in Lake Qiandaohu

5.1.3 天目湖浮游植物吸收系数的变化

图 5.3 所示为天目湖不同季节的浮游植物吸收系数的变化, 从光谱曲线可

以看出, 440 和 675 nm 存在两个明显的吸收峰, 大部分站点在 490 nm 处存在微弱的吸收峰, 并且夏季和秋季在 620 nm 附近有微弱的吸收峰。春、夏、秋、冬季 440 nm 浮游植物吸收系数的变化范围分别为: $0.115 \sim 0.908 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.139 \sim 0.770 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.243 \sim 1.053 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.290 \sim 0.459 \text{ m}^{-1}$; 均值为 $0.290 \pm 0.181 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.276 \pm 0.157 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.513 \pm 0.190 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.361 \pm 0.048 \text{ m}^{-1}$, 除春季与夏季外各季节间差异显著 ($P < 0.05$), 其中秋季最大, 夏季最小, 各季节采样点之间的差异不大。春、夏、秋、冬季 620 nm 浮游植物吸收系数的变化范围分别为: $0.051 \sim 0.480 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.063 \sim 0.390 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.072 \sim 0.524 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.130 \sim 0.210 \text{ m}^{-1}$; 均值为 $0.156 \pm 0.089 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.142 \pm 0.082 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.270 \pm 0.103 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.222 \pm 0.104 \text{ m}^{-1}$, 各个季节间的差异显著 ($P < 0.05$), 秋季最大, 夏季最小。春、夏、秋、冬季 675 nm 浮游植物吸收系数的变化范围分别为: $0.051 \sim 0.480 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.063 \sim 0.390 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.072 \sim 0.524 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.130 \sim 0.210 \text{ m}^{-1}$; 均值为 $0.147 \pm 0.085 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.134 \pm 0.078 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.249 \pm 0.106 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.212 \pm 0.095 \text{ m}^{-1}$, 各个季节间的差异显著 ($P < 0.05$), 秋季最大, 夏季最小。天目湖浮游植物特征波长处吸收系数随季节的变化与总悬浮颗粒物类似。

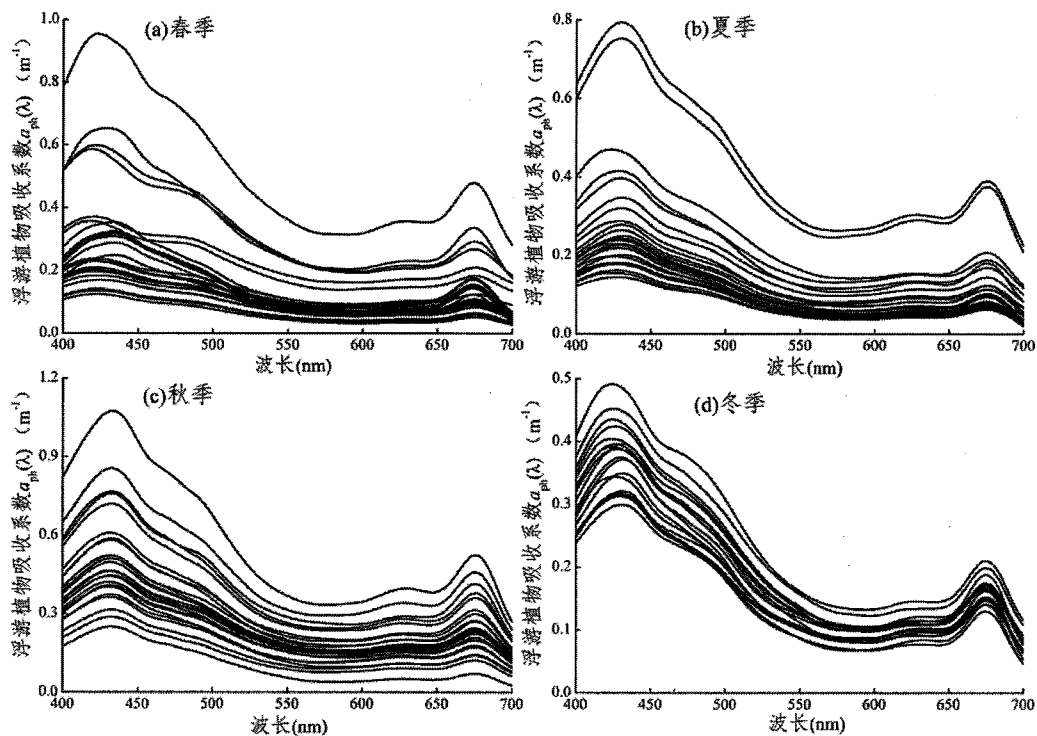


图 5.3 天目湖浮游植物吸收系数随季节的变化

Fig. 5.3 Phytoplankton absorption coefficients in different seasons in Lake Tianmuhu

5.1.4 太湖浮游植物吸收系数的变化

图 5.4 所示为太湖不同季节的浮游植物吸收系数的变化, 从光谱曲线可以看出, 440 和 675 nm 存在两个明显的吸收峰, 并且部分站点在 490 和 620 nm 附近有微弱的吸收峰。春、夏、秋、冬季 440 nm 浮游植物吸收系数的变化范围

分别为: $0.444 \sim 3.157 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.386 \sim 4.076 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.246 \sim 5.648 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.380 \sim 1.359 \text{ m}^{-1}$;
 均值为 $1.138 \pm 0.565 \text{ m}^{-1}$ 、 $1.615 \pm 0.903 \text{ m}^{-1}$ 、 $1.605 \pm 1.294 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.673 \pm 0.221 \text{ m}^{-1}$,
 夏季和秋季各采样点之间的差异相对较大, 冬季较小。春、夏、秋、冬季 620 nm
 浮游植物吸收系数的变化范围分别为: $0.194 \sim 1.532 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.181 \sim 2.282 \text{ m}^{-1}$ 、 0.124
 $\sim 3.146 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.165 \sim 0.751 \text{ m}^{-1}$; 均值为 $0.689 \pm 0.377 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.903 \pm 0.505 \text{ m}^{-1}$ 、 0.883
 $\pm 0.676 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.369 \pm 0.147 \text{ m}^{-1}$, 各采样点之间的差异不大。春、夏、秋、冬季
 675 nm 浮游植物吸收系数的变化范围分别为: $0.238 \sim 1.893 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.252 \sim 2.685$
 m^{-1} 、 $0.166 \sim 3.848 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.251 \sim 1.026 \text{ m}^{-1}$; 均值为 $0.837 \pm 0.419 \text{ m}^{-1}$ 、 1.137 ± 0.609
 m^{-1} 、 $1.083 \pm 0.838 \text{ m}^{-1}$ 、 $0.489 \pm 0.179 \text{ m}^{-1}$ 。浮游植物吸收系数在 440、620、675
 nm 处存在季节差异, 除夏季与秋季之间外, 其它各季节间差异显著 ($P < 0.05$),
 其中夏、秋季 > 春季 > 冬季。

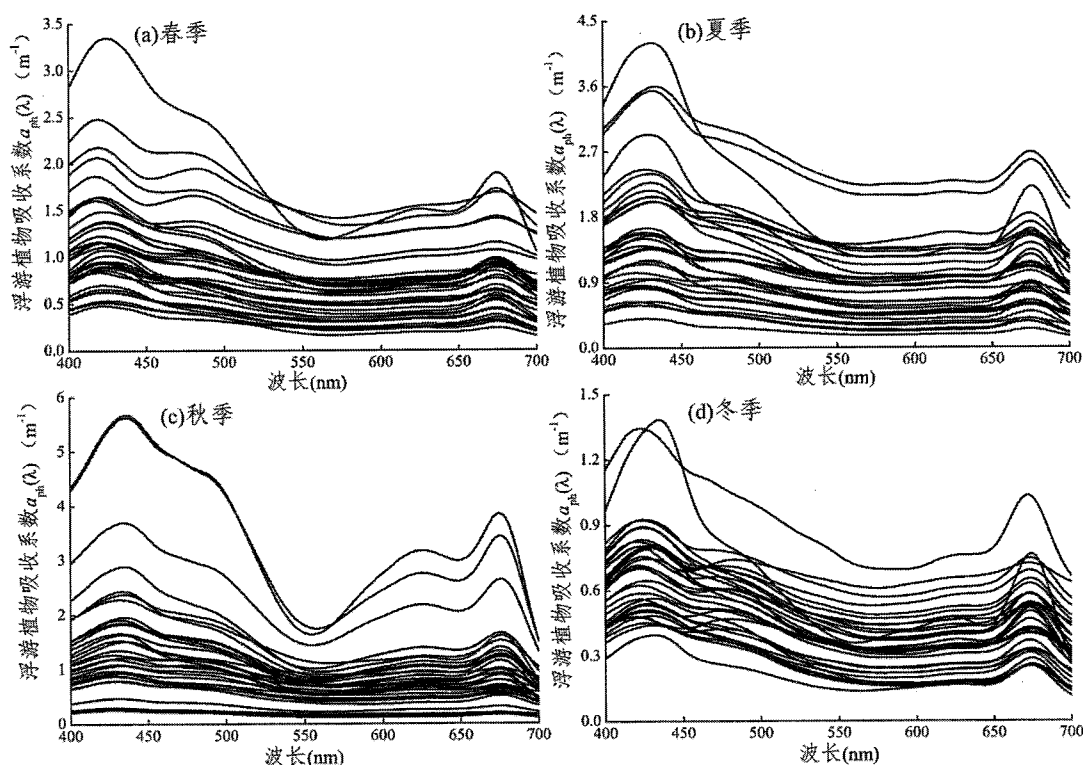


图 5.4 太湖浮游植物吸收系数随季节的变化

Fig. 5.4 Phytoplankton absorption coefficients in different seasons in Lake Taihu

5.2 浮游植物比吸收系数的变化

早先比吸收系数 $a_{ph}^*(\lambda)$ 曾被认为是一个常数, 400 ~ 700 nm 的平均值约为 $0.016 \text{ m}^2/\text{mgChla}^{[140]}$, 后来它被逐渐认识到是个生物学变量, 会随着浮游植物群落结构、色素组成及包裹效应、生长环境和季节变化等的变化, 在光谱分布和形状上都发生着很大的变化^[141-143]。浮游植物比吸收系数的变化反映了水体中浮游植物群落结构的差异。综合千岛湖、天目湖、太湖的采样数据, 对三个湖

泊的比吸收系数的变化特性进行分析。

5.2.1 三个湖泊浮游植物比吸收系数的变化规律

图 5.5 为三个湖泊春、夏、秋、冬各个季节浮游植物比吸收系数均值的变化曲线,可以看出,三个湖泊比吸收系数的变化规律并不理想,各个季节浮游植物吸收系数均表现为千岛湖 < 天目湖 < 太湖,但比吸收系数的变化规律则各不相同,原因在于比吸收系数不仅与浮游植物吸收系数有关,还要受到色素浓度的影响,其深层次原因与浮游植物群落组成和细胞粒径差异有关。

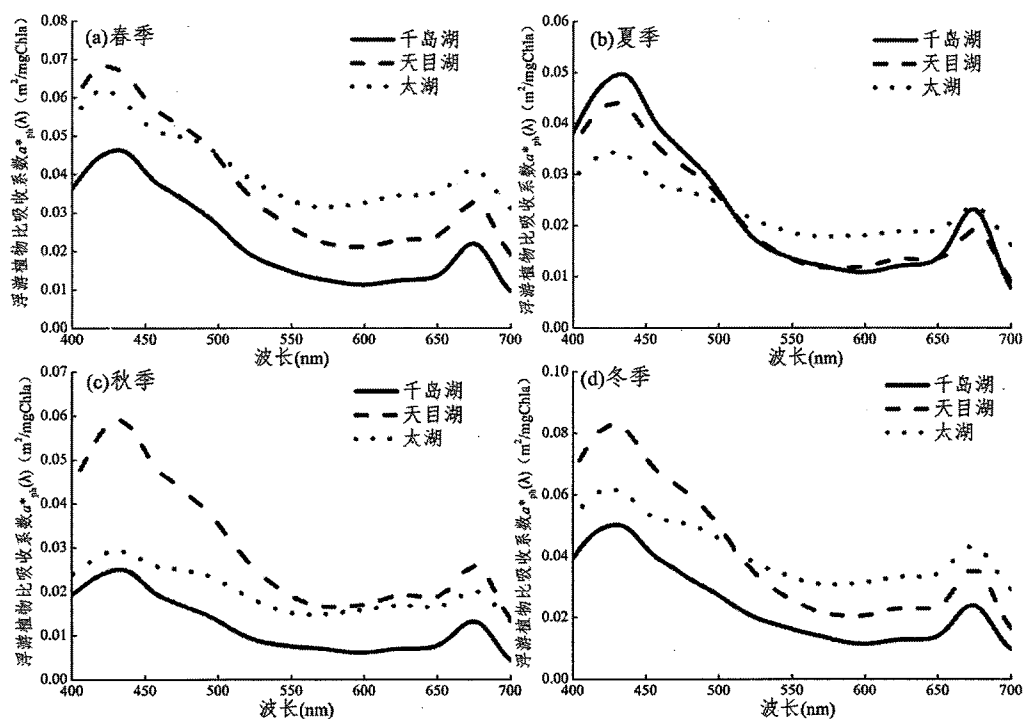


图 5.5 三个湖泊各个季节浮游植物比吸收系数均值的变化

Fig. 5.5 The mean values of chlorophyll-specific absorption coefficient in each season of Lake Qiandao, Lake Tianmuhu and Lake Taihu

5.2.2 千岛湖浮游植物比吸收系数的变化

图 5.6 所示为千岛湖不同季节的浮游植物比吸收系数的变化,从光谱曲线可以看出,440 和 675 nm 存在两个明显的吸收峰。春、夏、秋、冬季 440 nm 浮游植物比吸收系数的变化范围分别为: $0.008 \sim 0.093 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.022 \sim 0.099 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.009 \sim 0.062 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.034 \sim 0.068 \text{ m}^2/\text{mgChla}$; 均值为 $0.045 \pm 0.021 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.048 \pm 0.019 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.024 \pm 0.013 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.048 \pm 0.010 \text{ m}^2/\text{mgChla}$, 其中冬季和夏季略大于春季,秋季则最小,冬季和春季以及秋季之间的浮游植物比吸收系数存在差异显著 ($P < 0.05$)。春、夏、秋、冬季 675 nm 浮游植物比吸收系数的变化范围分别为: $0.003 \sim 0.038 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、

$0.012 \sim 0.043 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.005 \sim 0.034 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.016 \sim 0.036 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ ；
 均值为 $0.022 \pm 0.009 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.021 \pm 0.008 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.013 \pm 0.007 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.024 \pm 0.005 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ ，冬季 > 春季 > 夏季 > 秋季；夏季和春季、夏季和冬季间浮游植物比吸收系数相近，差异不大 ($P > 0.05$)，其它季节间的差异显著 ($P < 0.05$)。

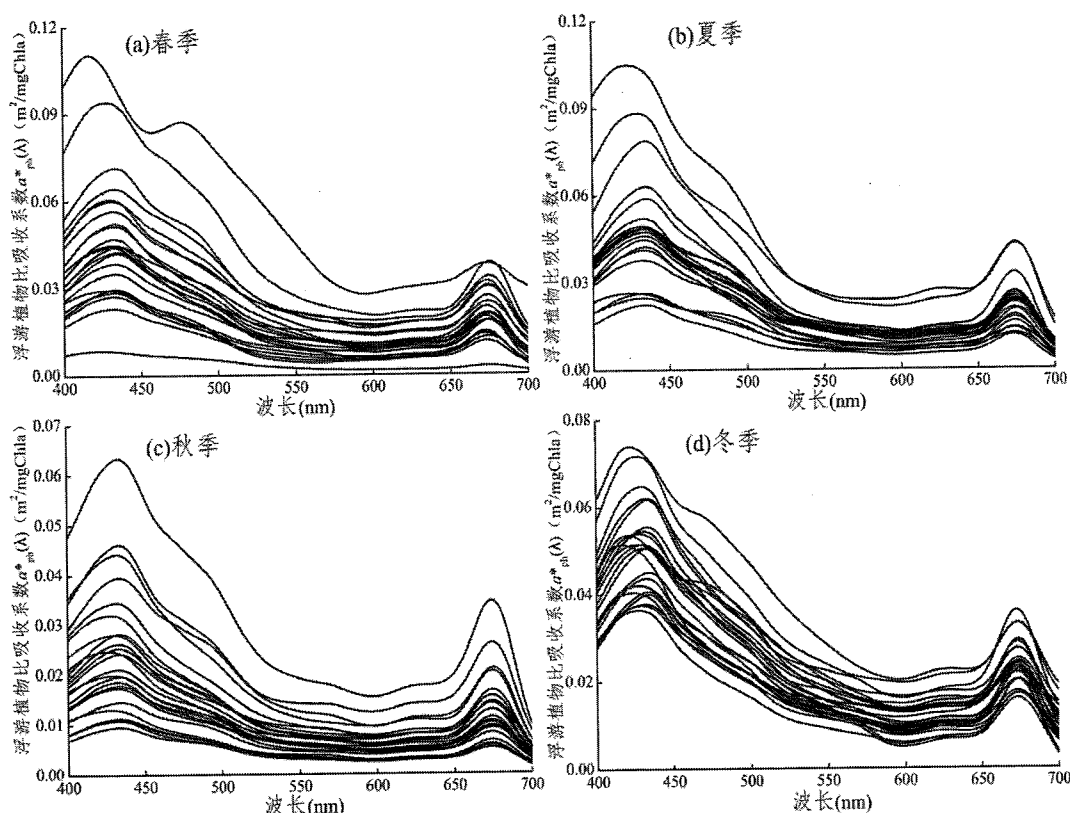


图 5.6 千岛湖浮游植物比吸收系数随季节的变化

Fig. 5.6 Chlorophyll-specific absorption coefficients in different seasons in Lake Qiandaohu

5.2.3 天目湖浮游植物比吸收系数的变化

图 5.7 所示为天目湖不同季节的浮游植物比吸收系数的变化，在 440 和 675 nm 有明显的吸收峰。春、夏、秋、冬季 440 nm 浮游植物比吸收系数的变化范围分别为： $0.037 \sim 0.136 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.027 \sim 0.059 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.025 \sim 0.253 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.044 \sim 0.363 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ ；均值为 $0.065 \pm 0.024 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.042 \pm 0.009 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.058 \pm 0.048 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.079 \pm 0.073 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ ，各个季节的均值相差较大，除春季和秋季 ($P = 0.52$) 外，其余各季节之间的差异显著 ($P < 0.05$)，冬季 > 春季 > 秋季 > 夏季。春、夏、秋、冬季 675 nm 浮游植物吸收系数的变化范围分别为： $0.019 \sim 0.060 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.012 \sim 0.028 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.014 \sim 0.075 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.019 \sim 0.150 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ ；均值为 $0.033 \pm 0.011 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.019 \pm 0.004 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.026 \pm 0.013 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 0.036

$\pm 0.030 \text{ m}^2/\text{mgChla}$, 冬季最大, 与夏季和秋季存在显著的差异 ($P < 0.05$); 夏季最小, 与其他季节的比吸收系数相比差异显著 ($P < 0.05$)。

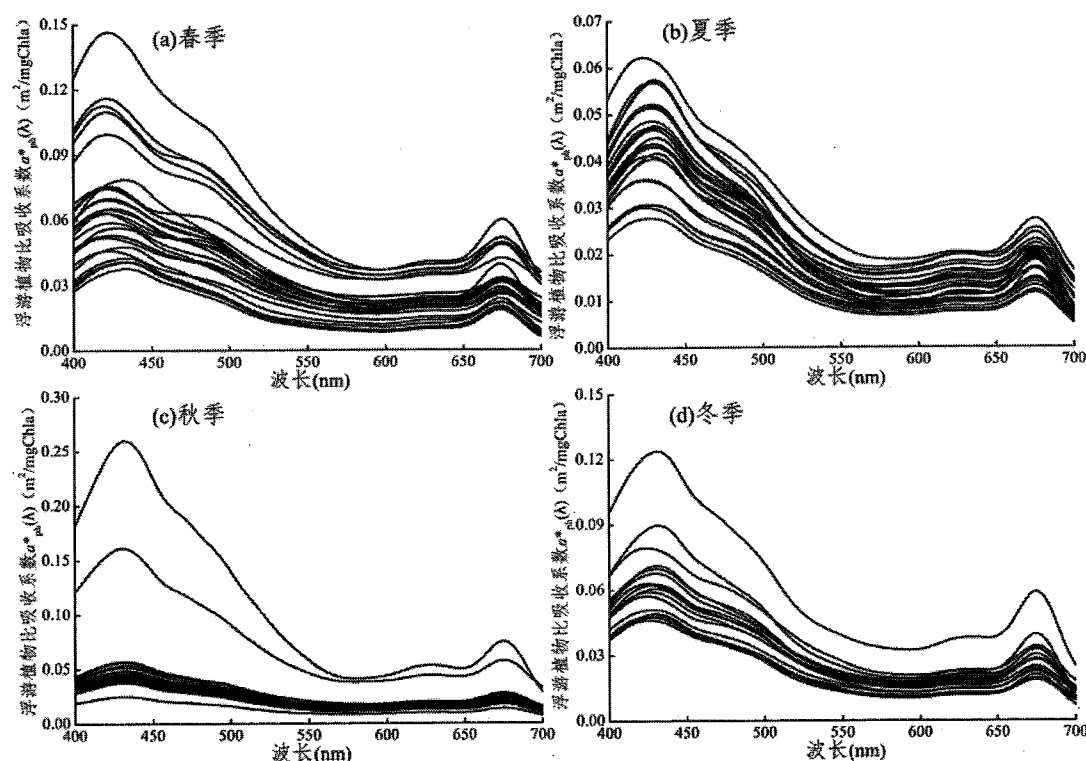


图 5.7 天目湖浮游植物比吸收系数随季节的变化

Fig. 5.7 Chlorophyll-specific absorption coefficients in different seasons in Lake Tianmuhu

5.2.4 太湖浮游植物比吸收系数的变化

图 5.8 所示为太湖不同季节的浮游植物比吸收系数的变化, 春、夏、秋、冬季 440 nm 浮游植物比吸收系数的变化范围分别为: $0.024 \sim 0.152 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.019 \sim 0.051 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.018 \sim 0.058 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.021 \sim 0.143 \text{ m}^2/\text{mgChla}$; 均值为 $0.057 \pm 0.032 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.033 \pm 0.009 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.029 \pm 0.010 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.059 \pm 0.029 \text{ m}^2/\text{mgChla}$, 除春季和冬季 ($P = 0.82$) 外, 其余各季节之间的差异是显著的 ($P < 0.05$), 也即 440 nm 处浮游植物比吸收系数随季节的变化规律为: 冬季、春季 > 夏季 > 秋季。春、夏、秋、冬季 675 nm 浮游植物比吸收系数的变化范围分别为: $0.020 \sim 0.101 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.011 \sim 0.038 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.011 \sim 0.047 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.014 \sim 0.131 \text{ m}^2/\text{mgChla}$; 均值为 $0.041 \pm 0.022 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.024 \pm 0.007 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.020 \pm 0.008 \text{ m}^2/\text{mgChla}$ 、 $0.043 \pm 0.025 \text{ m}^2/\text{mgChla}$, 冬季和春季较大, 夏秋季较小, 季节间的变化规律和差异性与 440 nm 处的变化相同。

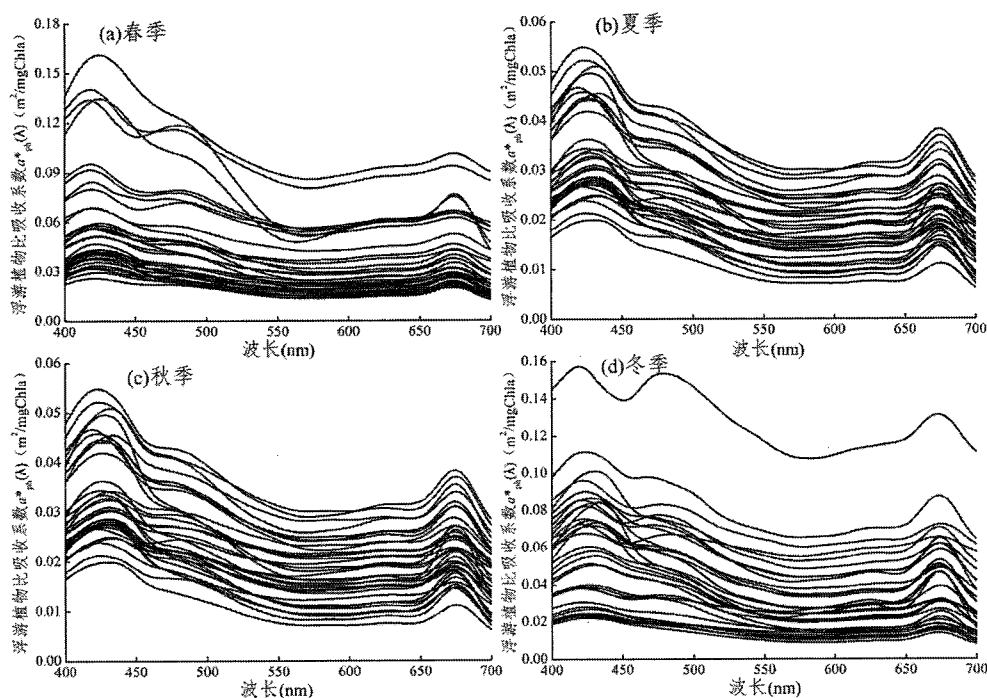


图 5.8 太湖浮游植物比吸收系数随季节的变化

Fig. 5.8 Chlorophyll-specific absorption coefficients in different seasons in Lake Taihu

5.3 浮游植物吸收及比吸收系数的影响因素

5.3.1 浮游植物吸收及比吸收系数随营养水平的变化

由第三章可知, 千岛湖、天目湖和太湖的营养水平存在显著的差异, 水体营养水平的差异在很大程度上决定了其中营养盐含量及光照条件的不同。选取三个湖泊夏季与冬季 440 和 675 nm 处浮游植物吸收系数进行分析, 如图 5.9 所示, 440 和 675 nm 处浮游植物吸收系数与综合营养状态指数呈现较好的相关性, 浮游植物吸收系数随着营养水平的增加呈幂函数形式增加; 冬季和夏季的相关性均较好, 夏季好于冬季, 675 nm 好于 440 nm。衡量水体营养水平的指标包括叶绿素 (Chla)、总氮 (TN)、总磷 (TP) 及透明度 (SD) 的差异会直接影响水体光学条件及营养盐含量, 对冬季和夏季的叶绿素 (Chla)、总氮 (TN)、总磷 (TP) 及透明度 (SD) 进行显著性检验, 结果显示四个指标在夏季和冬季存在显著的差异 ($P < 0.05$)。

三个湖泊浮游植物比吸收系数与综合营养状态指数的相关性分析显示, 440 和 675 nm 比吸收系数会随着综合营养状态指数的增加而减小, 但二者之间的相关性远不如吸收系数与 TLI 的关系显著 (不加入图), 主要的原因一方面比吸收系数的变化与浮游植物群落结构及色素组成直接相关, 不同的营养指数条件下, 浮游植物群落结构和色素组成的变化并没有响应的那么迅速和明显; 另一方面, 比吸收系数的变化受多种因素如复杂的光场条件以及实验测量过程中的各种因

素等的影响。

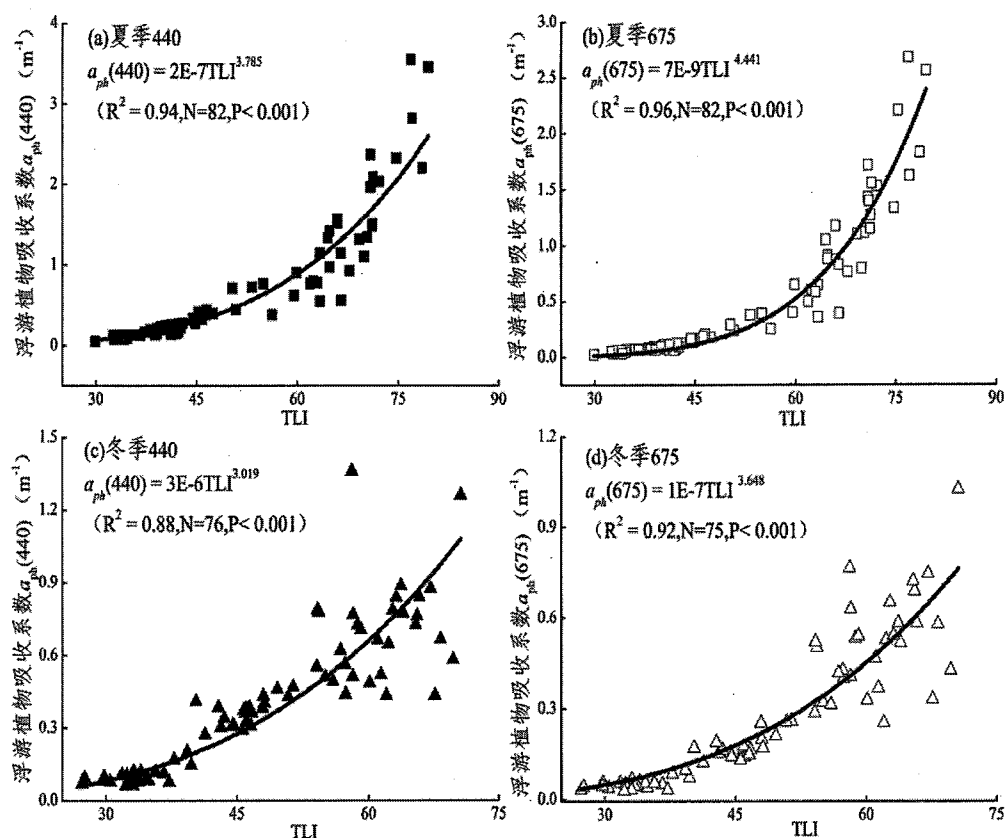


图 5.9 夏季和冬季浮游植物吸收系数与综合营养状态指数的关系

Fig. 5.9 Correlations between $a_{ph}(440)$ and $a_{ph}(675)$ with TLI in summer and winter

5.3.2 色素浓度对浮游植物吸收及比吸收系数的影响

5.3.2.1 浮游植物吸收特性与叶绿素 a 浓度的关系

由第一章可知,多数研究表明浮游植物吸收系数与叶绿素 a 浓度存在较好的相关关系,本文研究结果如图 5.10 所示,二者的相关性夏季明显好于冬季,夏季的拟合曲线趋近于线性关系, Bismar Nababan^[144]的研究也有类似的结果。

对浮游植物比吸收系数与 $Chla$ 浓度进行相关分析发现,只在 440 nm 存在负相关(图 5.11),而到 675 nm 则基本上没相关性。Millán-Núñez 等^[103]研究也显示浮游植物 440 nm 比吸收系数与叶绿素 a 浓度存在显著负相关浮游植物关系($P < 0.05$)。440 nm 存在负相关可能是由于在 440 nm 浮游植物吸收受色素包裹效应影响,加上非藻类颗粒物的干扰也会对浮游植物的吸收起屏蔽作用,因而出现明显包裹效应,使单位色素浓度的吸收系数减少,比吸收系数随叶绿素 a 浓度增加而降低。而到 675 nm,受辅助色素的影响最弱,而且由图 5.11(b)可以看出大部分采样点的 $Chla$ 浓度小于 30 $\mu g/L$,对光的竞争和屏蔽相对较弱,因而包裹效应的影响相对较小^[8]。此外,对于相同 $Chla$ 浓度的不同水体(如千岛湖

和天目湖的部分样点)导致比吸收系数与 Chla 浓度关系离散性的重要原因之一是浮游植物的种群结构也有较大的差异^[53]。但无论是在 440 nm 还是在 675 nm, 当 Chla 浓度小于 20 $\mu\text{g/L}$ 时, 浮游植物比吸收系数随着 Chla 浓度的增大有明显下降的趋势。

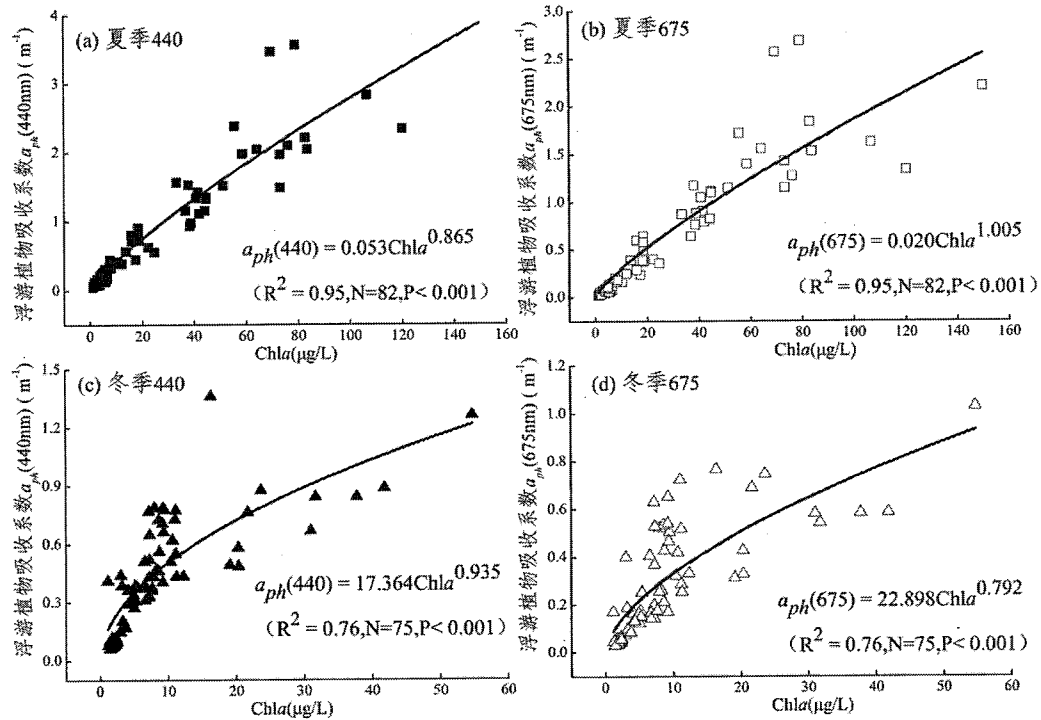


图 5.10 夏季和冬季浮游植物吸收系数随 Chla 的变化

Fig. 5.10 Correlation between phytoplankton absorption coefficient and chlorophyll a concentration in summer and winter

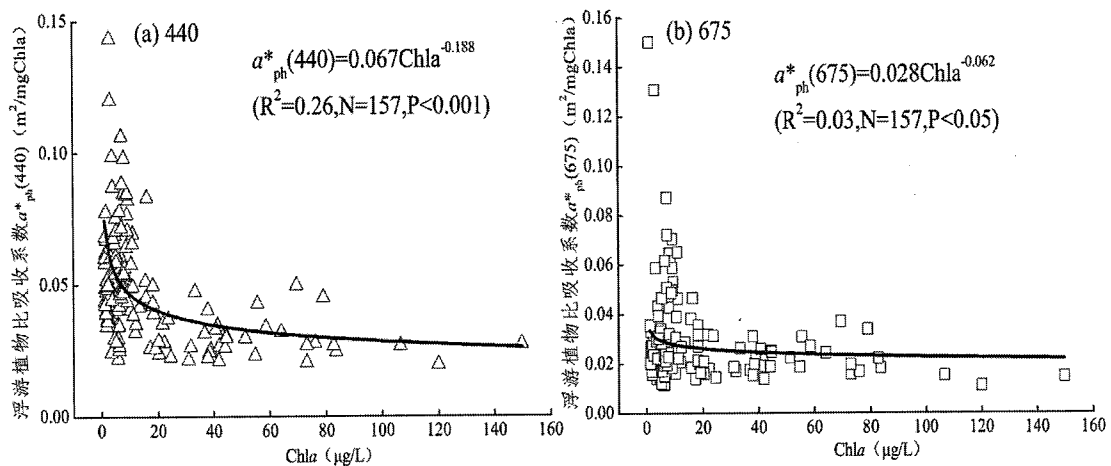


图 5.11 浮游植物比吸收系数随 Chla 的变化

Fig. 5.11 Correlation between chlorophyll-specific absorption coefficient and chlorophyll a concentration

5.3.2.2 浮游植物吸收特性与藻蓝蛋白浓度的关系

蓝藻在 620 nm 附近有一个吸收峰, 此吸收峰是蓝藻所含有的藻蓝蛋白 (phycocyanin, PC) 色素产生的^[145,146], 通常情况下, 其他水生植物中不含藻蓝蛋白色素, 因此, 藻蓝蛋白色素的浓度可以作为表征蓝藻含量的指标^[147]。本文千岛湖春、夏、秋、冬季藻蓝蛋白的浓度分别为: 0.18 ± 0.21 、 1.19 ± 1.44 、 0.38 ± 0.27 、 0.49 ± 1.07 $\mu\text{g/L}$, 夏季远高于其他季节; 天目湖春、夏、秋季 (冬季数据缺失) 藻蓝蛋白浓度为: 0.24 ± 0.27 、 0.84 ± 0.64 、 1.53 ± 1.19 $\mu\text{g/L}$, 其中秋季最大, 与 620 nm 处浮游植物吸收系数变化一致; 太湖四季的浓度分别为: 1.44 ± 1.44 、 13.30 ± 18.98 、 18.07 ± 24.98 、 0.57 ± 0.38 $\mu\text{g/L}$, 夏季和秋季空间差异性较大, 季节间变化明显表现为秋季最大, 夏季次之, 冬季最小; 各季节藻蓝蛋白的浓度的变化与蓝藻门浮游植物数量及生物量所占的百分比的变化是基本一致的, 也即蓝藻门生物量及数量所占百分比较大的季节如夏季和秋季, 那么该季节的藻蓝素的浓度较大, 相应的 620 nm 处浮游植物吸收系数也较大。

分析 620 nm 浮游植物吸收系数与藻蓝蛋白浓度的关系, 如图 5.12 所示, 在千岛湖 620 nm 处浮游植物吸收系数有随着藻蓝蛋白浓度增加而增大的趋势, 但二者并不呈现显著的相关关系, 可能与藻蓝蛋白的浓度及其所占的色素比例有关; 在天目湖和太湖, 二者存在显著的相关关系, 620 nm 处浮游植物吸收系数随着藻蓝蛋白浓度的增加而增大。在藻蓝蛋白浓度较低的天目湖, 全年藻蓝蛋白的浓度均在 $0 \sim 3$ $\mu\text{g/L}$ 附近, 620 nm 浮游植物吸收系数和藻蓝蛋白的浓度线性关系更显著且斜率也较大。太湖中藻蓝蛋白浓度变化大, 当藻蓝蛋白达到一定浓度时, 吸收系数随其浓度的变化变得平缓。

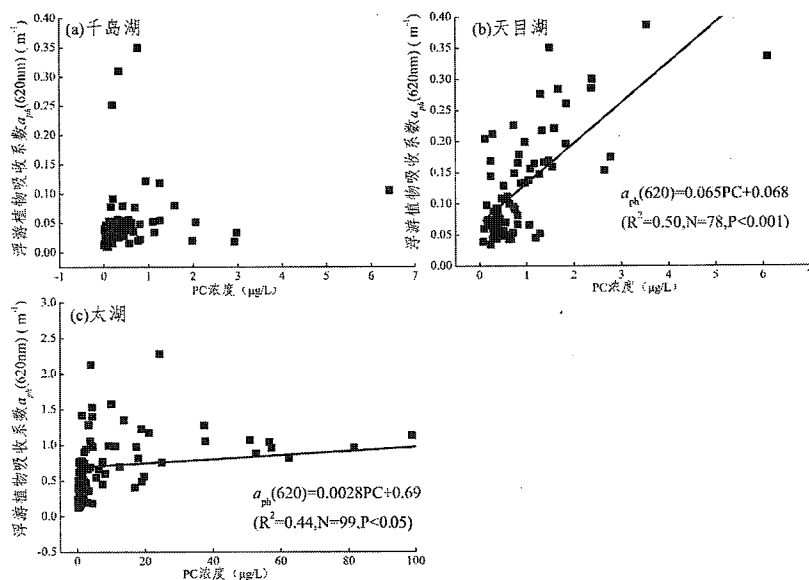


图 5.12 620 nm 处浮游植物吸收系数与藻蓝蛋白浓度的关系

Fig. 5.12 Correlation between phytoplankton absorption coefficient and phycocyanin concentration at 620 nm in Lake Qiandao, Lake Tianmuhu and Lake Taihu

5.3.2.3 浮游植物吸收特性与其它辅助色素浓度的关系

蓝红比即 $a_{ph}(440)/a_{ph}(675)$, 因 440 nm 和 675 nm 均为叶绿素的主要吸收峰, 675 nm 主要是叶绿素 *a* 的贡献, 但在 440 nm, 除了叶绿素 *a* 之外还包含了其他色素成分的贡献, 因此蓝红比在一定程度上反映了辅助色素与叶绿素 *a* 浓度比值的变化。通过测定的浮游植物吸收系数计算得到夏季千岛湖、天目湖、太湖蓝红比的变化范围为: 1.72 ~ 2.49、1.94 ~ 2.57、1.11 ~ 1.84, 最大值出现在天目湖 6 月 7#, 最小值出现在太湖 7 月 13#; 均值为: 2.08 ± 0.22 、 2.23 ± 0.16 、 1.43 ± 0.19 。相应的冬季变化范围为: 1.68 ~ 2.36、2.00 ~ 2.53、1.00 ~ 1.93, 最大值出现在天目湖 12 月 2#, 最小值出现在太湖 2 月 17#; 均值为: 2.03 ± 0.17 、 2.19 ± 0.15 、 1.42 ± 0.22 。结合图 5.13 可以明显看出无论夏季和冬季, 营养水平较低的千岛湖和天目湖蓝红比较高, 并且 $a_{ph}(440)/a_{ph}(675)$ 随着 Chl *a* 浓度的增加有逐渐降低的趋势, 这与王桂芬^[53]在南海北部的研究结果类似, 但是千岛湖和天目湖大部分采样点的蓝红比都大于 2, 低于开阔海区, 高于沿岸海区。浮游植物吸收系数蓝红比的变化要受到粒径结构和色素成分变化的双重影响。440 nm 具有较强的吸收贡献, 受色素包裹效应的影响高于 675 nm 的包裹效应, 因此粒径结构的变化也会对蓝红比的变化产生重要的影响。多数研究表明, 从贫营养水体到富营养的水体, 浮游植物的平均粒径呈逐渐增大的趋势^[148]; 而光保护色素与总叶绿素 *a* 浓度的比值逐渐减小^[40], 这两者均会导致浮游植物吸收系数蓝红比的减小。

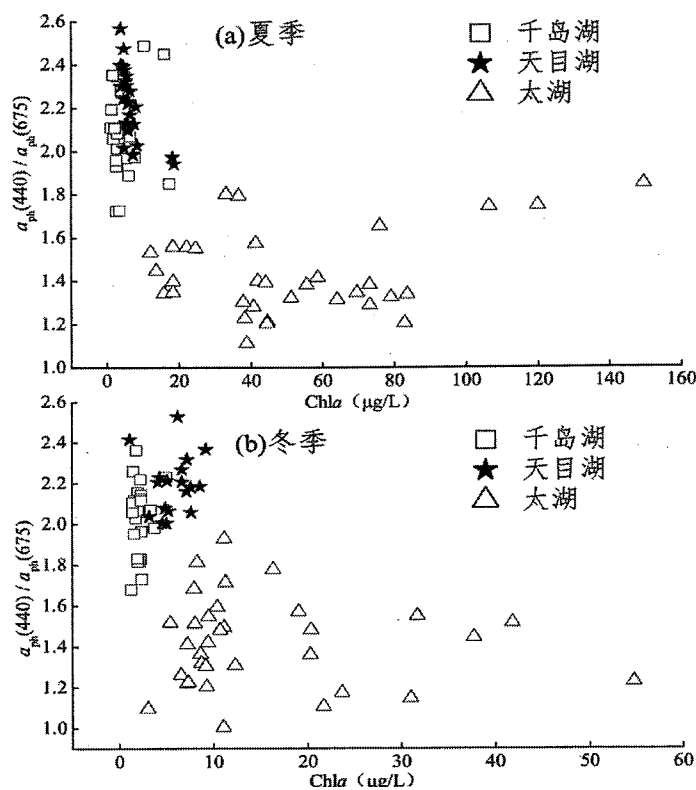


图 5.13 浮游植物吸收系数蓝红比随 Chla 浓度的变化

Fig. 5.13 Correlation between $a_{ph}(440)/a_{ph}(675)$ and chlorophyll a concentration in summer and winter

利用高效液相色谱测定千岛湖、天目湖、太湖 8 月以及天目湖、太湖 11 月的叶绿素 b (Chlb)、 β 胡萝卜素 (β -C) 的含量, 如图 5.14 为 Chlb 和 β -C 与 Chla 浓度之比随 Chla 浓度变化的散点图, 可看出, 随着色素浓度的增加, Chlb 和 β -C 所占的总 Chla 的比例都有逐渐降低的趋势。千岛湖、天目湖、太湖 8 月 Chlb 浓度均值分别为: 0.55 ± 0.23 、 0.49 ± 0.32 、 1.14 ± 0.94 $\mu\text{g/L}$, 太湖约为千岛湖和太湖的两倍; Chlb 所占色素浓度的比例分别为: 0.15 ± 0.06 、 0.06 ± 0.04 、 0.02 ± 0.01 , 太湖中最低。 β -C 的浓度均值分别为: 0.16 ± 0.07 、 0.15 ± 0.08 、 1.14 ± 0.94 $\mu\text{g/L}$, β -C 所占色素浓度的比例分别为: 0.04 ± 0.02 、 0.02 ± 0.006 、 0.005 ± 0.002 , 三个湖泊的变化规律与 Chlb 的变化规律类似。总体而言, 就三个湖泊 8 和 11 月份数据来说, 不管是不同湖泊的相同季节之间还是单个湖泊的不同季节之间, 随着总叶绿素浓度的增加, Chlb 与 β -C 有逐渐增加的趋势, 但 Chlb/Chla 与 β -C/Chla 则逐渐降低。

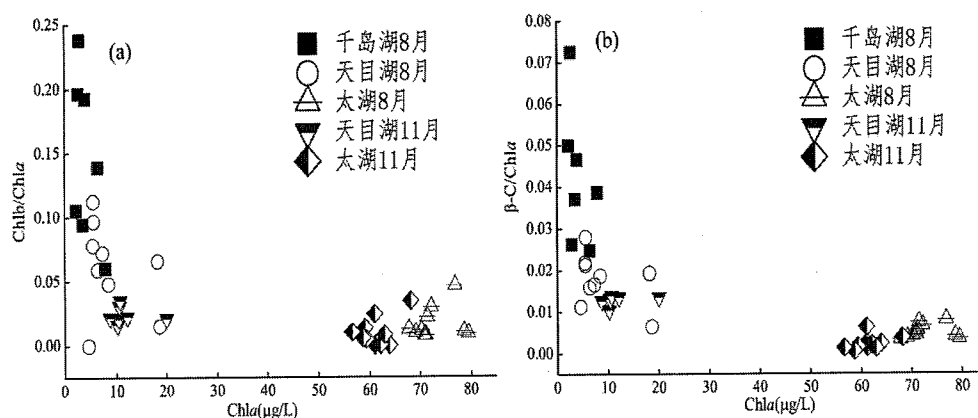

 图 5.14 叶绿素 b 和 β 胡萝卜素与 Chla 浓度之比随 Chla 浓度的变化

 Fig. 5.14 Correlation between the ratio of Chlorophyll b concentration and β -carotene concentration to chlorophyll a concentration with the concentration of chlorophyll a concentration

进一步地, 分析特征波长处浮游植物吸收系数及比吸收系数随色素浓度和比例变化。图 5.15 为 440 和 675 nm 浮游植物吸收系数随 Chlb 及 β -C 浓度的变化, 从图中可以看出, 浮游植物吸收系数随着 Chlb 及 β -C 浓度的增加呈线性增大, 440 nm 和 675 nm 处二者的相关系数相差不大; 吸收系数与 β -C 浓度的相关性好于 Chlb, 8 月份的相关性好于 11 月 (不再单独列出)。图 5.16 为 440 和 675 nm 浮游植物吸收系数随 Chlb 及 β -C 浓度占 Chla 浓度的比例的变化, 吸收系数随 Chlb/Chla 和 β -C/Chla 的增大而减小, 二者呈现显著的幂函数关系。

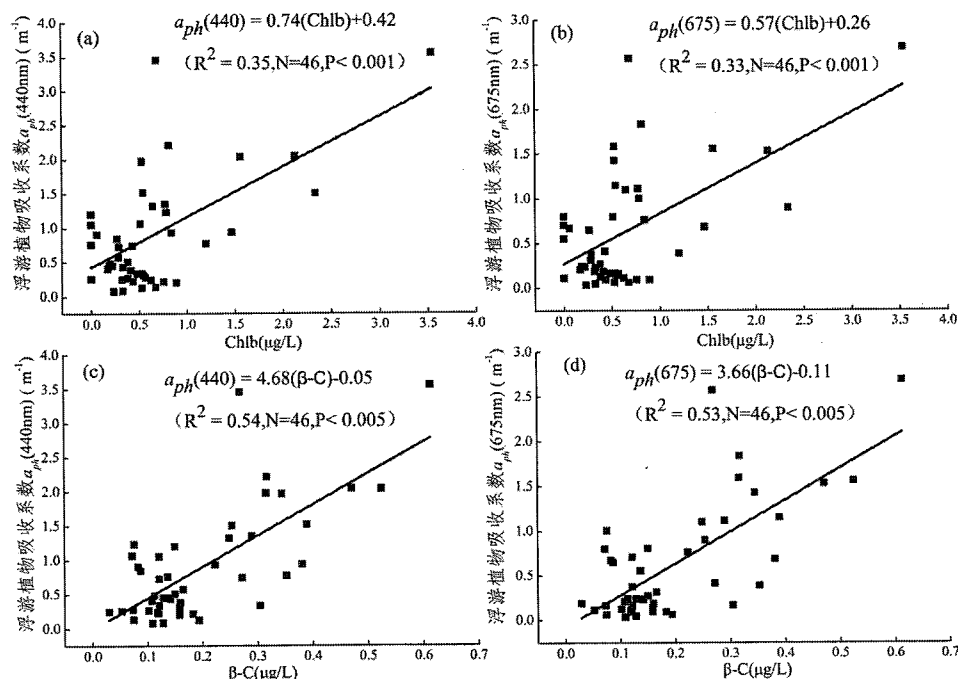

 图 5.15 440 和 675 nm 浮游植物吸收系数与叶绿素 b 及 β 胡萝卜素浓度的关系

 Fig. 5.15 Correlation between phytoplankton absorption coefficient with the concentration of Chlorophyll b and β -carotene

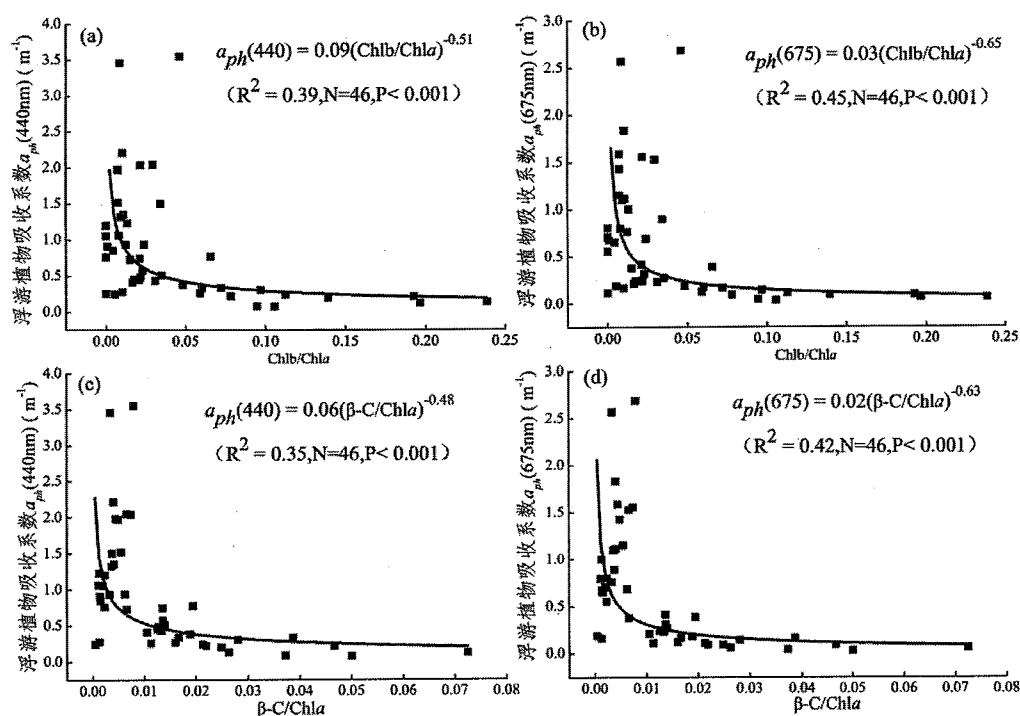


图 5.16 440 和 675 nm 浮游植物吸收系数与叶绿素 b 和 β 胡萝卜素占色素比例的关系
Fig. 5.16 Correlation between phytoplankton absorption with the ratio of Chlorophyll b and β -carotene with chlorophyll a concentration

利用 8 月千岛湖、天目湖和太湖的数据, 分析辅助色素对蓝红比的影响。图 5.17 所示为蓝红比随叶绿素 b 所占色素比例(图 5.17a)及 β 胡萝卜素占色素比例(图 5.17b)的变化, 可以看到, 蓝红比有随着叶绿素 b 及 β 胡萝卜素所占比例增加而增大的趋势。

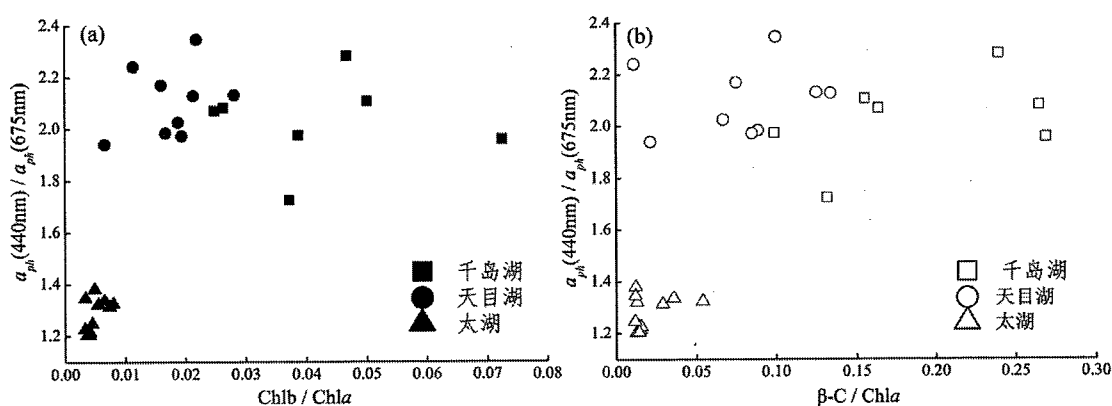


图 5.17 蓝红比与叶绿素 b 和 β 胡萝卜素所占色素比例的关系
Fig. 5.17 Correlation between $a_{ph}(440)/a_{ph}(675)$ with the ratio of Chlorophyll b and β -carotene with chlorophyll a concentration

5.3.3 包裹效应对浮游植物比吸收系数的影响

包裹效应是由于藻类颗粒物之间的聚集, 使得浮游植物的粒径变大, 减弱了对光的吸收作用, 包裹效应的大小用包裹因子 Q^*_a 来表示, Q^*_a 在 0~1 之间

变化, 为 0 时表示完全包裹, 无吸收, 包裹作用对吸收的影响占 100%, 为 1 的时候表示没有包裹效应, 包裹作用对吸收的影响为 0。就全年数据而言, 三个湖泊包裹因子的均值为: 0.91 ± 0.20 、 0.81 ± 0.22 、 0.39 ± 0.20 , 即浮游植物的吸收特性受包裹效应影响最大的是太湖, 其次是天目湖, 最小的是千岛湖; 包裹作用对浮游植物比吸收系数的平均贡献分别为 9%、18%和 71%。就单个湖泊而言, 千岛湖春、夏、秋、冬季包裹因子的均值分别为: 0.84 ± 0.28 、 0.90 ± 0.32 、 0.90 ± 0.15 、 1.00 ± 0.00 , 春季包裹效应最明显的是 2 月和 3 月的街口及小金山两个点, 包裹因子在 0.16~0.44, 而千岛湖冬季包裹因子均为 1, 几乎不存在包裹效应; 天目湖春、夏、秋、冬季包裹因子的均值分别为: 0.90 ± 0.17 、 0.90 ± 0.18 、 0.57 ± 0.19 、 0.88 ± 0.14 , 包裹效应对浮游植物吸收特性的影响秋季最大, 冬季次之, 春季和夏季最小; 太湖春、夏、秋、冬季包裹因子的均值分别为: 0.35 ± 0.15 、 0.26 ± 0.10 、 0.34 ± 0.16 、 0.54 ± 0.22 , 包裹因子均远小于千岛湖和天目湖, 以夏季包裹效应的影响最大, 尤其是 8 月份的 3#和 4#站点, 包裹作用对浮游植物比吸收系数的贡献达 82.4%。三个湖泊中包裹因子随季节的变化规律与综合营养状态指数随季节的变化规律刚好相反, 也即营养水平高的季节包裹因子恰好最小, 对比吸收的影响也就越大。图 5.18 为包裹因子与综合营养状态指数之间的关系, 可以看出二者呈现显著的负相关关系, 即随着营养水平的提高, 包裹因子逐渐减小, 包裹效应越来越强, 对比吸收的影响也越来越大。

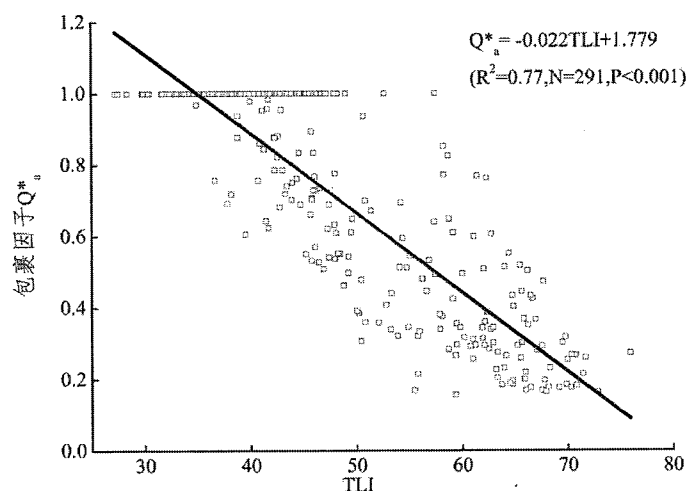


图 5.18 包裹因子随综合营养指数的变化

Fig. 5.18 Correlations between pigment package factor (Q^*_a) and trophic level index (TLI)

有研究显示, 包裹因子的大小与浮游植物的粒径有关系, 粒径越大, 则包裹效应就越大, 包裹因子就越小, 浮游藻类的粒径在 $20 \mu\text{m}$ 以上时, 包裹作用较为明显, 而浮游藻类为 $2 \mu\text{m}$ 以上的微型藻时, 包裹作用不明显^[149]。Bricaud 等^[12]认为浮游植物的粒径与富营养化程度正相关, 在富营养化程度较高的水体, 粒径往往较大^[150]。

5.4 浮游植物群落结构对吸收特性的影响

5.4.1 千岛湖、天目湖、太湖浮游植物群落特征

全年的数据显示, 千岛湖共 8 门 51 属 (种), 天目湖 8 门 47 属 (种), 太湖 8 门 55 属 (种)。图 5.19 千岛湖、天目湖、太湖全年浮游植物各门数量及生物量所占百分比, 可以看出湖泊间各门类浮游植物数量和生物量所占的比例各不相同, 千岛湖和天目湖所含的门类类似, 但所占比例各不相同。千岛湖以绿藻门所占的数量及生物量百分比最大, 分别达 43.92% 和 67.99%, 其次是隐藻门和硅藻门, 数量各占 25.05% 和 19.64%, 生物量各占 5.60%、23.71%; 天目湖中数量百分比比较高的三个门分别为: 绿藻门、硅藻门和蓝藻门, 所占比例为: 35.92%、32.23%、20.60%, 生物量百分比最高的则为绿藻门、硅藻门和隐藻门, 比例分别为: 61.62%、30.95%、3.80%; 在太湖中蓝藻门数量高达 99.12%, 生物量也高达 82.30%。千岛湖和天目湖中隐藻和蓝藻门浮游植物数量所占比例和硅藻门相差较大, 但生物量所占的比例却远低于硅藻门; 在太湖, 硅藻的数量百分比仅为 0.29%, 生物量却高达 10.84%。三个湖泊浮游植物优势种差异显著, 千岛湖占浮游植物数量 90% 的种类如图 5.20(a) 所示, 所占数量百分比最大的为绿藻门的星芒衣藻达 24.44%, 其次是隐藻门的尖尾蓝隐藻占 18.56%, 第三是硅藻门的小环藻占 11.92%; 图 5.21(a) 为天目湖占 90% 的浮游植物群落结构组成, 数量排在前三的分别是小环藻占 27.42%、绿藻门丝藻占 22.45%、蓝藻门的其它微囊藻占 13.76%; 图 5.22(a) 太湖 90% 以上的浮游植物群落结构组成, 包含 5 种均为蓝藻门的微囊藻属, 在太湖中由于水质较差, 敏感型种类消失, 多样性指数减小, 群落结构也趋于简单^[151], 微囊藻已占绝对优势。三个湖泊生物量数据如图 5.20(b) ~ 5.22(b) 所示, 综上所述, 千岛湖、天目湖、太湖浮游植物数量及生物量均存在较大的差异。

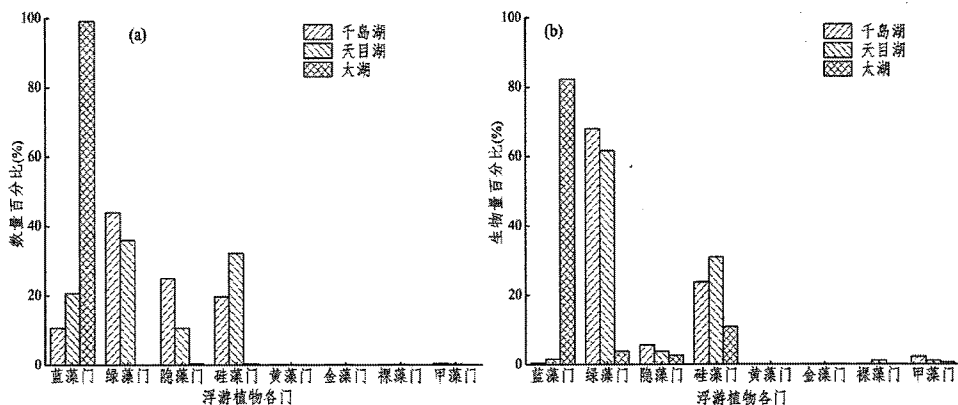


图 5.19 千岛湖、天目湖、太湖全年浮游植物各门数量及生物量所占百分比

Fig. 5.19 The percentage of phytoplankton number and biomass in three lakes

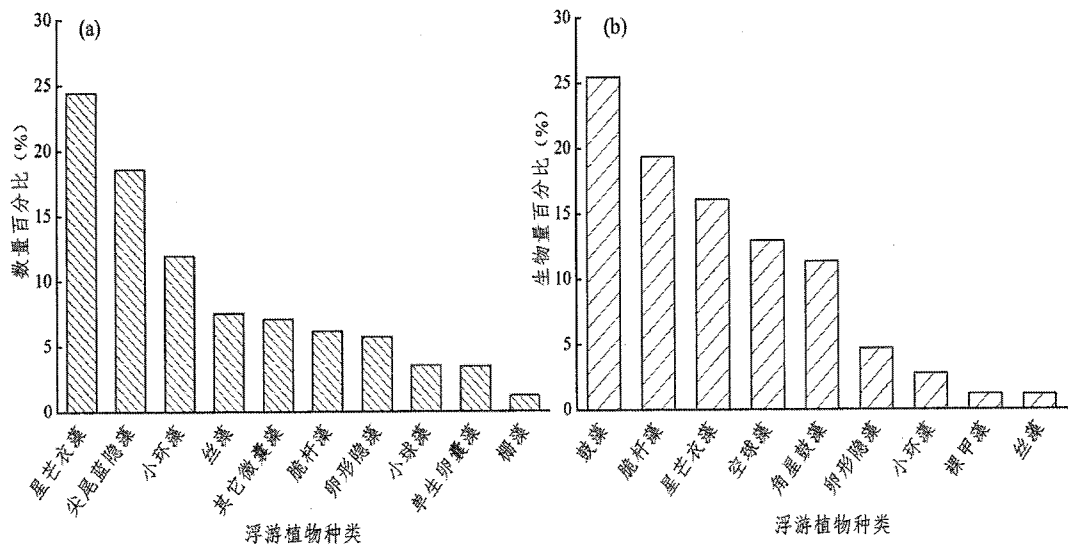


图 5.20 千岛湖数量及生物量 90%的浮游植物群落结构组成

Fig. 5.20 Phytoplankton community structure of 90% number and biomass in Lake Qiandaohu

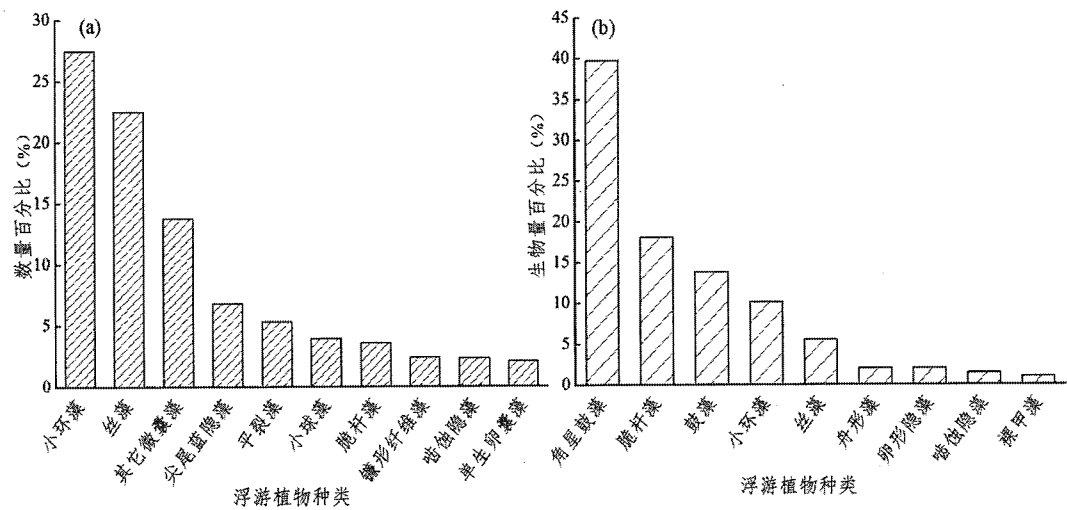


图 5.21 天目湖数量及生物量 90%的浮游植物群落结构组成

Fig. 5.21 Phytoplankton community structure of 90% number and biomass in Lake Tianmuhu

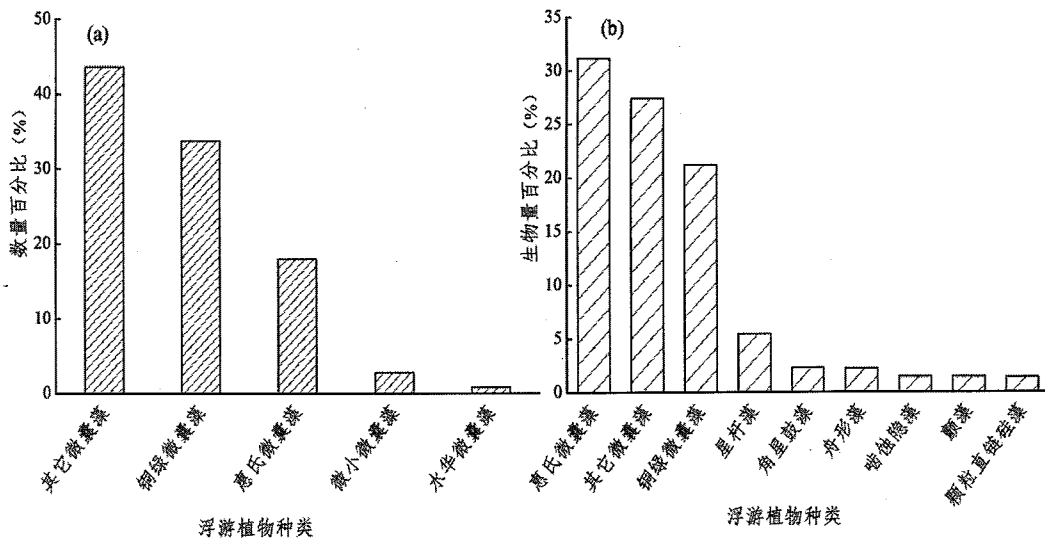


图 5.22 太湖数量及生物量 90% 的浮游植物群落结构组成

Fig. 5.22 Phytoplankton community structure of 90% number and biomass in Lake Taihu

进一步地, 尝试分析浮游植物群落结构与辅助色素浓度及比例的关系, 以及浮游植物数量和生物量对吸收特性的影响。考虑到色素组成及数据只有 8 月和 11 月, 并且三个湖泊关于浮游植物群落结构与吸收系数的数据在夏季的关系最显著, 因此, 此部分主要分析千岛湖、天目湖及太湖 8 月浮游植物群落结构 (蓝藻、绿藻门浮游植物的数量及生物量所占比例) 对辅助色素及吸收特性的影响。

5.4.2 浮游植物群落结构与辅助色素含量的关系

图 5.23 和 5.24 为辅助色素浓度与浮游植物数量及生物量之间的关系, 从图 5.23 可以看出, Chlb 有随蓝藻门及绿藻门占总浮游植物数量比值增加而降低的趋势, 但这种关系并不显著; β -C 的浓度会随着蓝藻门浮游植物数量及生物量的增加而增大, 随着绿藻门浮游植物数量及生物量的增加而减小, 这种关系在天目湖和太湖要显著好于千岛湖, 这与千岛湖中蓝绿藻以及色素浓度较低有关。辅助色素比例与浮游植物群落结构的关系要好于辅助色素浓度与浮游植物的关系, 主要表现如图 5.25 所示, Chlb 与 β -C 的浓度之和与色素浓度的比值和蓝绿藻的数量及生物量之间均呈现较好的相关性, 与蓝藻门数量及生物量比例的相关系数为 0.33 和 0.43, 与绿藻门数量及生物量比例的相关性要高于蓝藻门, 分别为 0.60 和 0.67。Chlb 与 β -C 的浓度之和与色素浓度的比值随着蓝藻门数量及生物量的增加而减小, 而随着绿藻门数量及生物量的增加而增加, 它们之间的关系均可用指数函数来表示。这进一步说明了浮游植物群落对浮游植物吸收系数的影响一方面来自于其对辅助色素浓度及比例的影响。

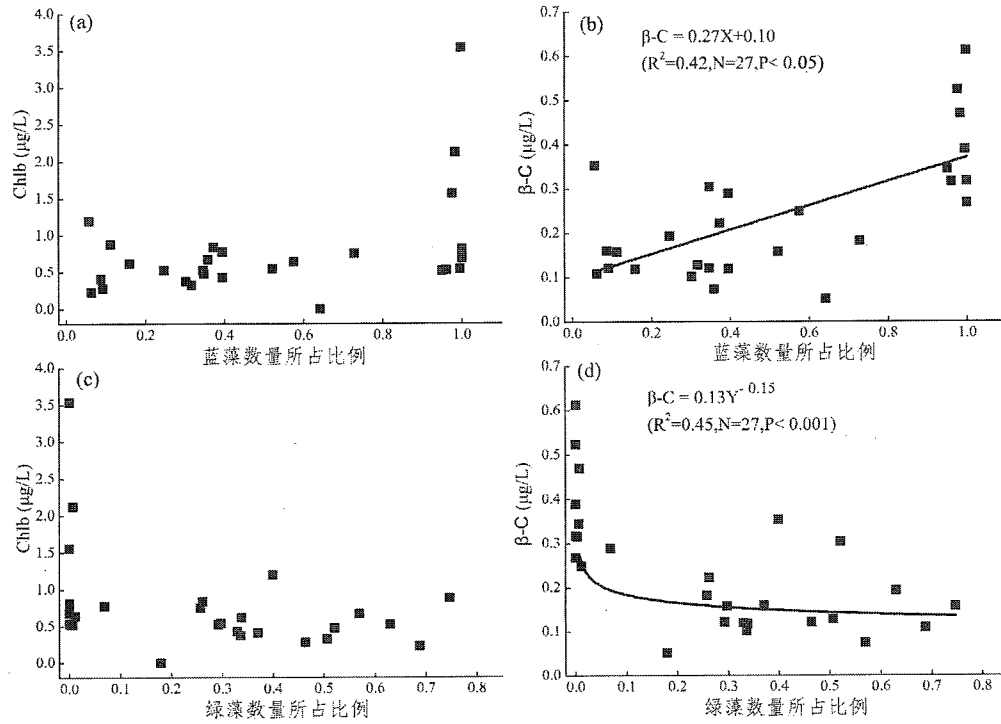


图 5.23 辅助色素浓度与浮游植物数量的关系

Fig. 5.23 The correlation between pigment concentration and phytoplankton cell quantity

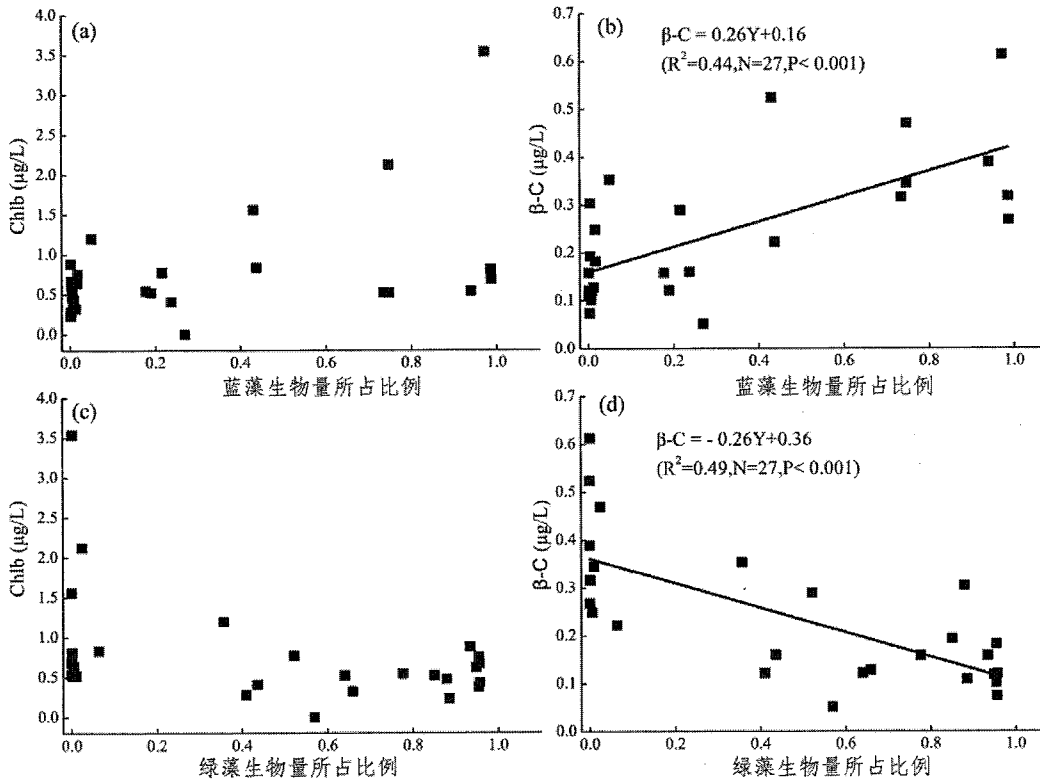


图 5.24 辅助色素浓度与浮游植物生物量的关系

Fig. 5.24 The correlation between pigment concentration and phytoplankton biomass

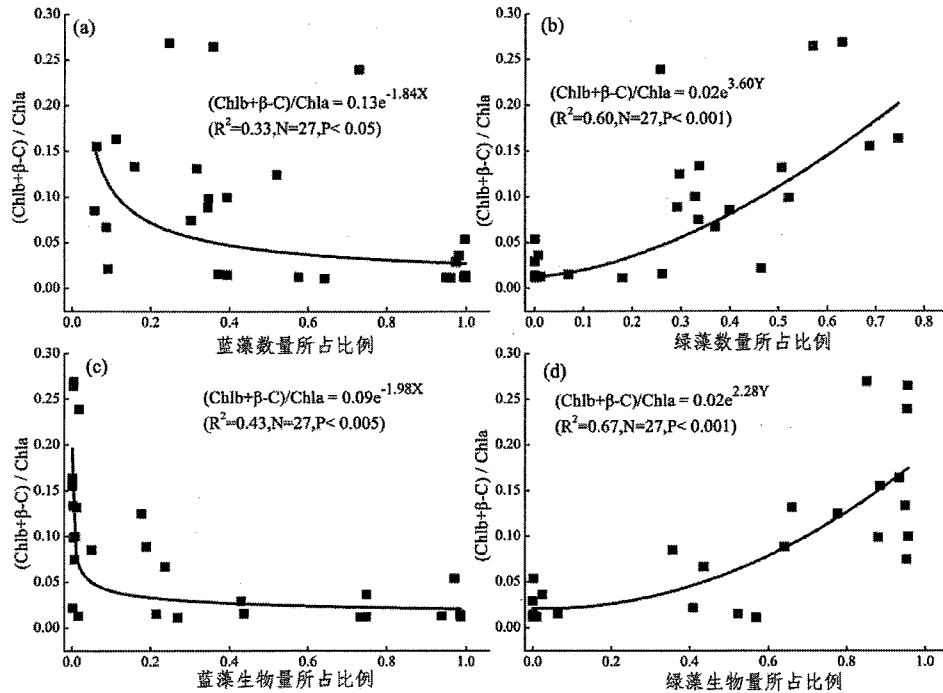


图 5.25 辅助色素比例与浮游植物群落结构的关系

Fig. 5.25 The correlation between the ratio of pigment concentration and phytoplankton community structure

5.4.3 浮游植物群落结构与吸收系数的关系

本实验研究发现, 浮游植物吸收系数与浮游植物优势门的数量和生物量存在较好的相关关系, 如图 5.26 及 5.27 所示。从图 5.26 可以看到, 浮游植物在 440 和 675 nm 的吸收系数随着蓝藻门和绿藻门数量呈相反的关系, 吸收系数随着蓝藻门数量比例增加而增加, 线性关系可以很好的反应二者的关系; 吸收系数随着绿藻门数量比例增加而减小, 并且二者呈现的是指数关系。吸收系数随生物量的变化与数量相似, 但二者的相关性更高。

浮游植物群落结构还会对蓝红比产生影响, 图 5.28 所示, 太湖与千岛湖和天目湖的差异较大, 太湖中蓝藻的生物量及数量都高于千岛湖和天目湖, 绿藻门生物量及数量都低于千岛湖和天目湖, 蓝红比较低。湖泊间, 随着蓝藻门的数量及生物量增加蓝红比有下降的趋势, 随着绿藻门浮游植物数量及生物量的增加蓝红比有增加的趋势。这种关系与 5.4.2 中辅助色素与浮游植物群落结构的变化一致。观察图 5.28(a)(c), 即使蓝藻门所占得数量及生物量百分比相等, 湖泊间蓝红比差异仍然较大, 这可能与浮游植物群落的其它组成有关。

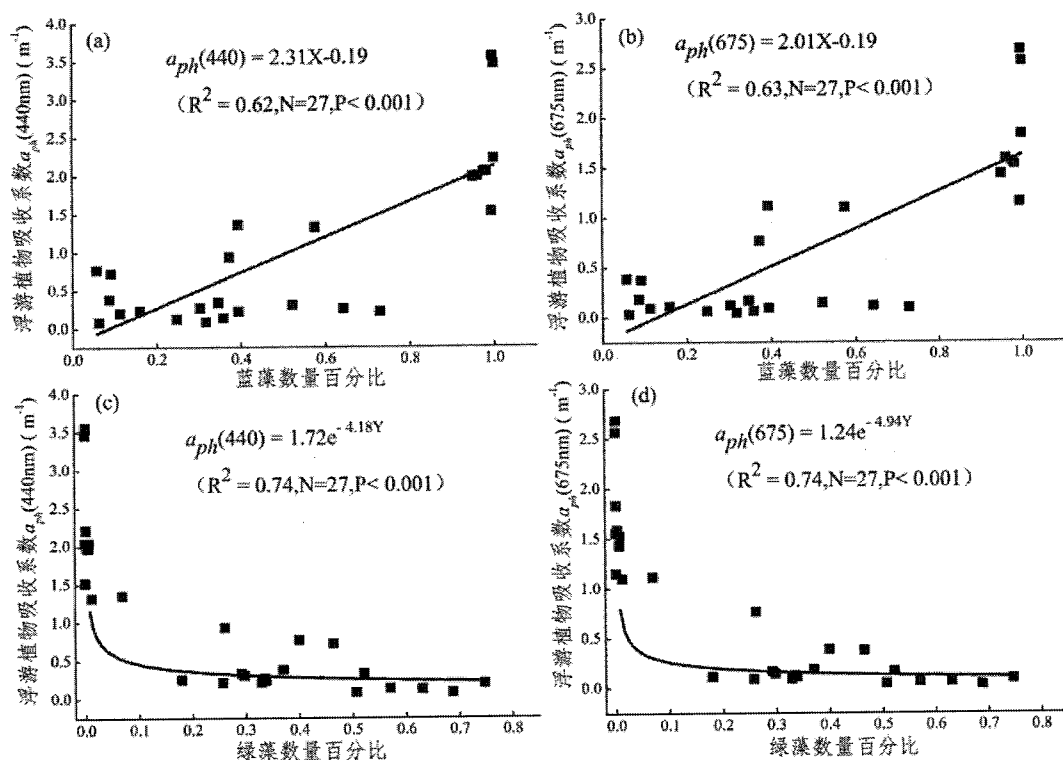


图 5.26 吸收系数与浮游植物数量的关系

Fig. 5.26 The correlation between phytoplankton absorption coefficient and phytoplankton cell quantity

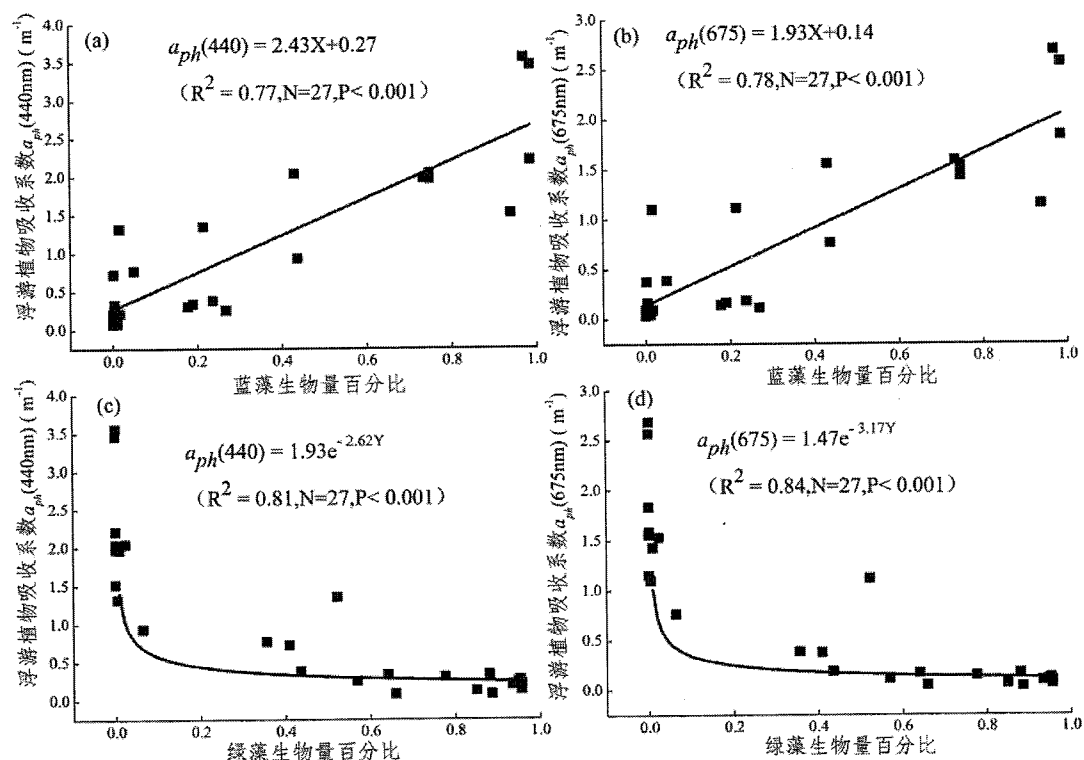


图 5.27 浮游植物吸收系数与生物量的关系

Fig. 5.27 The correlation between phytoplankton absorption coefficient and phytoplankton biomass

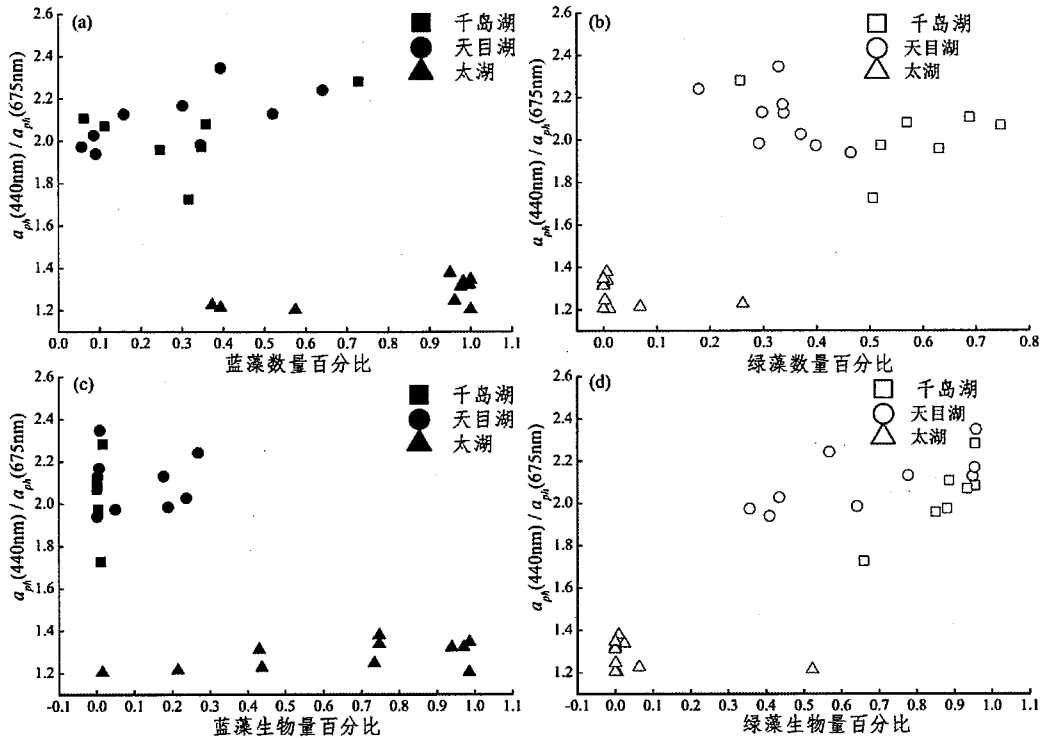


图 5.28 蓝红比与浮游植物数量及生物量的关系

Fig. 5.28 The correlation between $a_{ph}(440)/a_{ph}(675)$ with cell quantity and phytoplankton biomass

5.5 浮游植物群落结构及粒径对其吸收及比吸收影响的实验验证

由于野外条件的复杂性，浮游植物吸收系数及比吸收系数的差异易被其他环境因素干扰，因此，选取千岛湖、天目湖、太湖的常见藻类进行室内培养，测定不同藻种的吸收系数及比吸收系数，并分析吸收特性与叶绿素浓度之间的关系，探讨和验证粒径对藻种吸收系数比吸收系数差异的影响。

5.5.1 不同藻种粒径的差异

室内培养的铜绿微囊藻、斜生栅藻、小环藻、嗜蚀隐藻四种藻种平均粒径分别为：3.14、7.24、13.46、18.24 μm ，显微镜下放大 400 倍视野如图 5.29 所示。

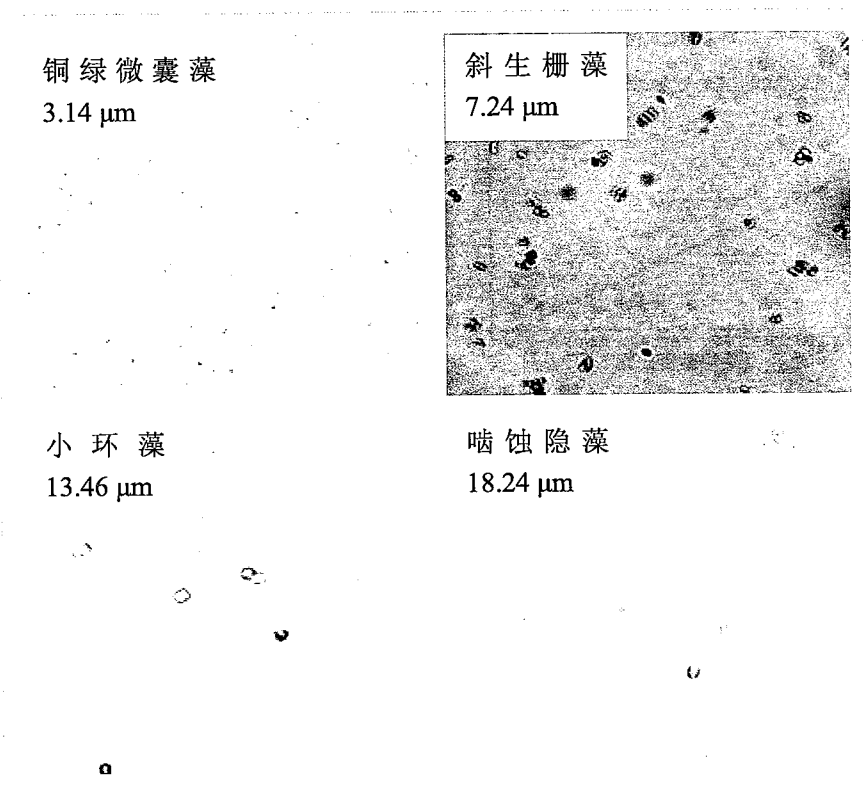


图 5.29 不同藻种放大 400 倍后显微镜片

Fig. 5.29 Different algae images under a microscope after magnified 400 times

5.5.2 不同藻种吸收系数的变化

图 5.30 为不同藻种吸收系数随波长的变化，可以看出四种藻在 440 nm 和 675 nm 均存在很强的吸收峰，这与叶绿素在浮游植物体内占有比例较大有关。不同门类（粒径）的藻种，吸收光谱各有特点，主要表现在：

- (1) 蓝藻门的铜绿微囊藻 440 nm 和 675 nm 吸收系数均值为： 14.89 ± 2.00 、 $7.94 \pm 1.14 \text{ m}^{-1}$ ；并且在 620 nm 附近表现出强烈的吸收峰，这是蓝藻门特有色素-藻蓝蛋白的吸收峰；
- (2) 绿藻门的斜生栅藻 440 nm 和 675 nm 吸收系数均值为： 16.96 ± 0.87 、 $12.60 \pm 0.68 \text{ m}^{-1}$ ；另外在 480 nm 附近斜生栅藻存在藻红蛋白的吸收带^[152]；
- (3) 硅藻门的小环藻 440 nm 和 675 nm 吸收系数均值为： 16.34 ± 0.40 、 $8.83 \pm 0.41 \text{ m}^{-1}$ ；在 630 nm 附近存在微弱的吸收峰，此外其它波长处没有出现明显的吸收峰，说明在小环藻细胞内 Chl a 所占的比例很大；但是和其它的藻种相比，小环藻样品间差异最小；小环藻的这一特性与硅藻门的直链硅藻相同^[153]；
- (4) 隐藻门的啮蚀隐藻 440 nm 和 675 nm 吸收系数均值为： 16.09 ± 2.39 、 $8.79 \pm 1.03 \text{ m}^{-1}$ ；在 560 nm 附近存在明显的吸收峰，从曲线可看出各样品之间的差

异最大,李春丽对隐藻的研究也发现了类似的现象,认为这主要是因为隐藻的生长周期短所致^[154];

不同藻种的色素组成及所占比例不同,是导致不同藻种间吸收系数光谱存在差异的原因。

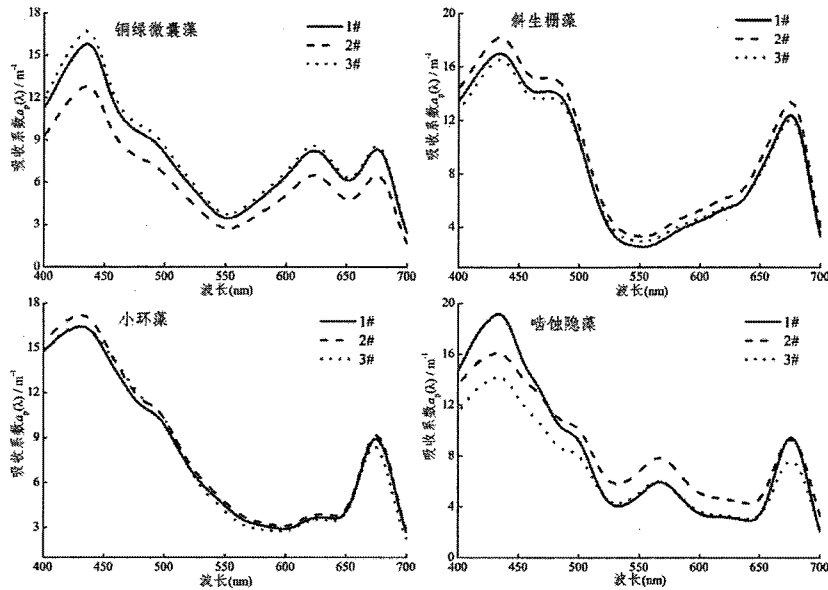


图 5.30 不同藻种吸收系数的变化

Fig. 5.30 Absorption coefficients of different algae

5.5.3 藻种比吸收系数变化

四种藻种比吸收系数光谱曲线和吸收光谱曲线形状类似,但与吸收系数不同的是,同一藻种不同的样品间比吸收系数差异增大(图 5.31),随着色素浓度增加,比吸收系数逐渐减小。440 nm 铜绿微囊藻-1#、铜绿微囊藻-2#、铜绿微囊藻-3#的值为: 0.106、0.051、0.048 m^2/mgChla , 675 nm 为: 0.057、0.027、0.025 m^2/mgChla ; 斜生栅藻-1#、斜生栅藻-2#、斜生栅藻-3#440 nm 比吸收系数为: 0.099、0.064、0.041 m^2/mgChla , 675 nm 比吸收系数分别为: 0.074、0.048、0.031 m^2/mgChla ; 小环藻-1#、小环藻-2#、小环藻-3#440 nm 比吸收系数为: 0.035、0.022、0.015 m^2/mgChla , 675 nm 分别为: 0.019、0.012、0.008 m^2/mgChla ; 嗜蚀隐藻-1#、嗜蚀隐藻-2#、嗜蚀隐藻-3#440 nm 比吸收系数为: 0.084、0.043、0.027 m^2/mgChla , 675 nm 分别为: 0.043、0.025、0.015 m^2/mgChla 。与早期 Sathyendranath 等^[155]测定的 440 nm 处 8 种浮游植物比吸收系数的变化范围 (0.019 ~ 0.047 m^2/mgChla) 和周虹丽等^[156]测定的不同生长期的 4 种浮游植物 440 nm 比吸收系数的变化范围 (0.017 ~ 0.088 m^2/mgChla) 相比,本文中变化范围相对更宽,为 0.015 ~ 0.106 m^2/mgChla 。

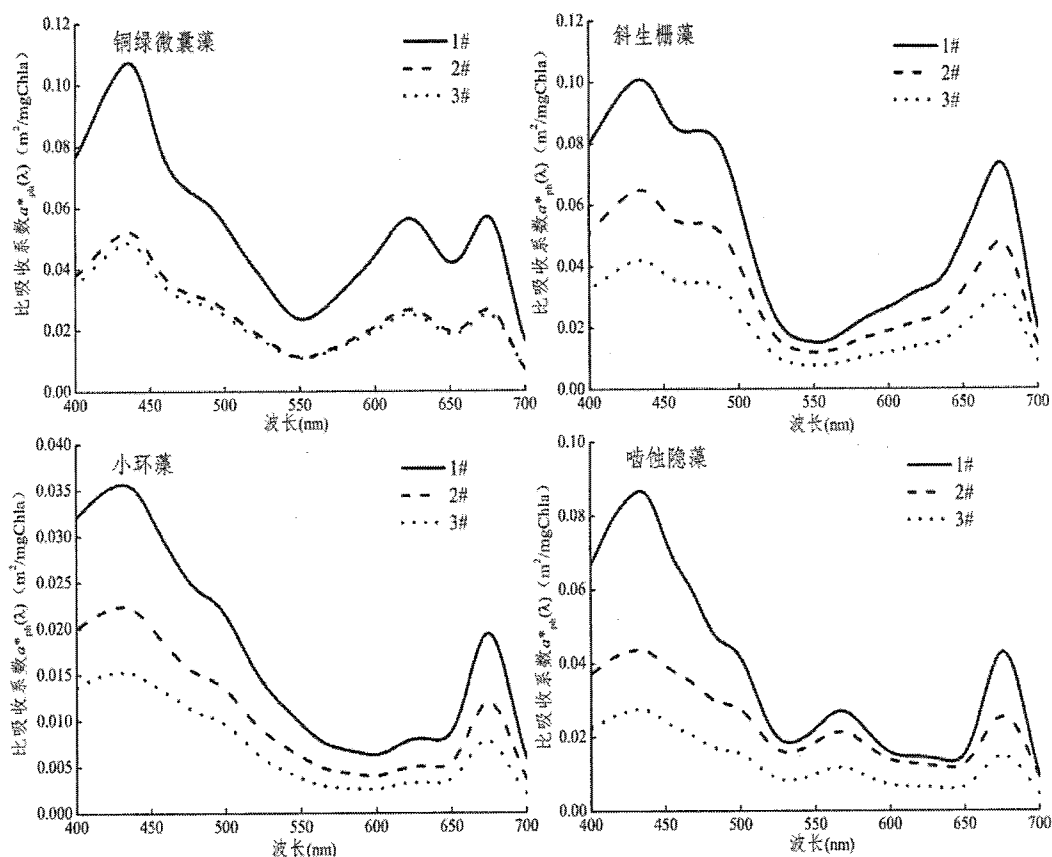


图 5.31 不同藻种比吸收系数的变化

Fig. 5.31 Chlorophyll-specific absorption coefficients of different algae

5.5.4 比吸收系数随Chla浓度的变化

与野外样品相比,室内培养纯藻比吸收系数与 Chla 浓度之间的相关性特别好,在 440 和 675 nm 相关系数都在 0.9 以上,说明在培养条件下,藻类所需营养充足,生长旺盛,数量多,取一定体积测量时存在包裹效应,使得比吸收系数随着 Chla 浓度增大呈幂函数形式减小。殷燕等^[157]对室内培养的铜绿微囊藻和斜生栅藻的研究表明,铜绿微囊藻比吸收系数与叶绿素 *a* 浓度呈显著负相关关系,斜生栅藻则不存在,并认为是色素组成及比例的差异导致其包裹效应的不同。

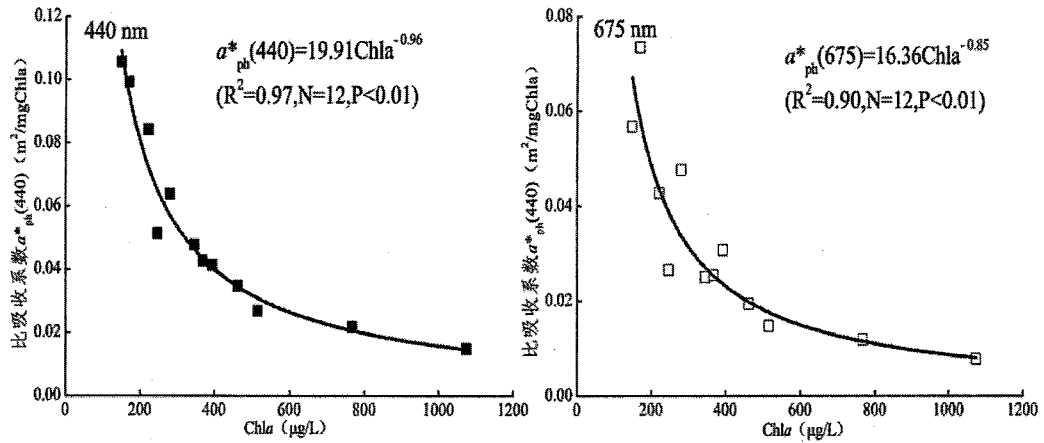


图 5.32 比吸收系数与 Chla 浓度的关系

Fig. 5.32 Correlations between chlorophyll-specific absorption coefficient and chlorophyll a concentration

5.5.5 包裹效应对比吸收系数的影响

利用公式 2-14 计算得到铜绿微囊藻、斜生栅藻、小环藻、啮蚀隐藻的包裹因子分别为： 0.191 ± 0.031 、 0.050 ± 0.003 、 0.038 ± 0.002 、 0.029 ± 0.004 ，也即在本实验中包裹效应对比吸收系数变化的平均贡献，铜绿微囊藻达到 70.9%，斜生栅藻达 95%，小环藻达 96.2%，啮蚀隐藻则高达 97.1%。Bricaud 等^[5]的研究认为包裹效应的差异主要是由藻细胞粒径大小的不同引起的，本实验也进一步验证了铜绿微囊藻、斜生栅藻、小环藻、啮蚀隐藻 4 种不同藻细胞包裹因子的大小与粒径大小成反比，粒径越大，包裹效应越明显。

多数野外研究得出的结论是随着水体营养水平的增加，浮游植物平均粒径也会增大^[158,159]，故对于本实验野外采样部分的千岛湖、天目湖和太湖来讲，三者营养水平越来越高，浮游植物平均粒径也会越来越大，因此包裹效应对比吸收的贡献也会越来越大。这与先前的研究结果（5.3）一致，因此可以得出结论，比吸收系数随着湖泊营养水平的变化主要是因为浮游植物粒径差异导致的。

5.6 小结

1. 千岛湖和太湖浮游植物吸收系数随季节变化明显，在 440、620、675 nm 三个特征吸收波长处，吸收系数的季节变化千岛湖为：夏季 > 春季 > 秋季 > 冬季；太湖为：夏季 > 秋季 > 春季 > 冬季；而三个湖泊浮游植物比吸收系数随季节的变化为：冬季、春季较大，秋季和夏季较小。
2. 浮游植物吸收系数随营养水平升高而增大，二者呈现较好的幂函数关系，相关性夏季好于冬季，675 nm 好于 440 nm。
3. 包裹因子在三个湖泊中均存在，千岛湖 > 天目湖 > 太湖；包裹因子随着综

合营养状态指数增加线性减小, $Q_a^* = -0.022TLI + 1.977$, 即随着营养水平的增加包裹效应对比吸收的影响越来越大。

4. 辅助色素的含量随着营养水平的升高而下降, 在太湖, 辅助色素对浮游植物吸收特性的影响最小, 包裹效应的贡献最大; 千岛湖中包裹效应的贡献只有9%左右。
5. 随着蓝藻门生物量的增加, 辅助色素浓度及比值降低, 蓝红比减小, 吸收系数增大; 随着绿藻门生物量的增加, 辅助色素浓度及比值升高, 蓝红比增加, 吸收系数减小。铜绿微囊藻、斜生栅藻、小环藻及啮蚀隐藻4种不同藻种在440和675 nm均存在明显的吸收峰; 但不同藻种的光谱类型差异较大, 蓝藻门的铜绿微囊藻在620 nm附近表现出藻蓝蛋白强烈的吸收峰, 绿藻门的斜生栅藻在480 nm附近存在藻红蛋白的吸收带, 硅藻门的小环藻在630 nm附近存在微弱的吸收峰, 隐藻门的啮蚀隐藻在560 nm附近存在明显的吸收峰。
6. 铜绿微囊藻、斜生栅藻、小环藻、啮蚀隐藻4种不同藻细胞的比吸收系数与叶绿素浓度存在显著的幂函数关系, 同一藻种细胞随着色素浓度升高比吸收逐渐减小。藻种间比吸收系数的差异与包裹因子有关: 包裹因子的大小与粒径大小成反比, 粒径越大, 包裹效应越明显。

6 总结与展望

6.1 结论

本文基于千岛湖、天目湖、太湖的野外调查数据，系统分析了三个湖泊水体悬浮颗粒物的吸收特性，包括单个湖泊水体悬浮颗粒物吸收的时空变化规律，不同营养水平的湖泊之间悬浮颗粒物吸收的差异及其变化机制。主要的结论：

1. 悬浮颗粒物吸收特性存在显著的时空差异：千岛湖、天目湖、太湖总悬浮颗粒物和浮游植物吸收系数都表现为夏秋季节高于春冬季节，浮游植物比吸收系数表现为春冬季节高于夏秋季节；千岛湖街口和小金山一线西北湖区总悬浮物吸收系数及浮游植物吸收系数相对较大；天目湖上游河流入湖口 8# 和 9# 站点总悬浮物吸收系数、非藻类颗粒物吸收系数及浮游植物吸收系数相对较大；非藻类颗粒物吸收系数的时空变化与陆源输入和底泥再悬浮紧密相关。
2. 悬浮颗粒物吸收系数与综合营养状态指数存在较好的相关关系。总悬浮颗粒物吸收系数与营养状态指数存在很好的幂函数关系，675 nm 好于 440 nm，关系式为： $a_p(675)=4E-8*TLI^{4.02}$ ($R^2=0.87$, $N=322$, $P < 0.001$)；浮游植物及非藻类颗粒物的吸收系数都随营养水平升高呈幂函数形式增大。
3. 湖泊营养水平对比吸收系数的变化有显著影响，这种影响主要表现为：其一，包裹效应，湖泊营养水平越高，包裹效应对比吸收系数变化的贡献越大，包裹因子随着综合营养状态指数的变化可用 $Q_a^* = -0.022TLI + 1.977$ 关系很好的表示；其二，辅助色素，随着营养水平的升高辅助色素浓度下降。
4. 浮游植物群落结构对浮游植物吸收特性的影响体现在辅助色素比例及蓝红比的大小上。随着蓝藻门生物量的增加，辅助色素浓度及比例降低，蓝红比减小，吸收系数增大；随着绿藻门生物量的增加，辅助色素浓度及比值升高，蓝红比增加，吸收系数减小。

6.2 研究展望

1. 结合遥感影像，将悬浮颗粒物吸收系数与综合营养状态指数之间的相关关系应用到水体营养水平评价上。我们结合 TM 30 m 分辨率影像将其应用于千岛湖营养水平的评价。如图 6.1 所示，(a) 为基于 TM 30 m 分辨率影像，估算出的千岛湖 440 nm 总悬浮颗粒物吸收系数的空间变化特征，(b) 为利用实验得到的 TLI 与 $a_p(440)$ 的相关关系，得到的千岛湖综合营养状态指数的空间变化特征，(c) 对水体营养水平进行分类的结果。

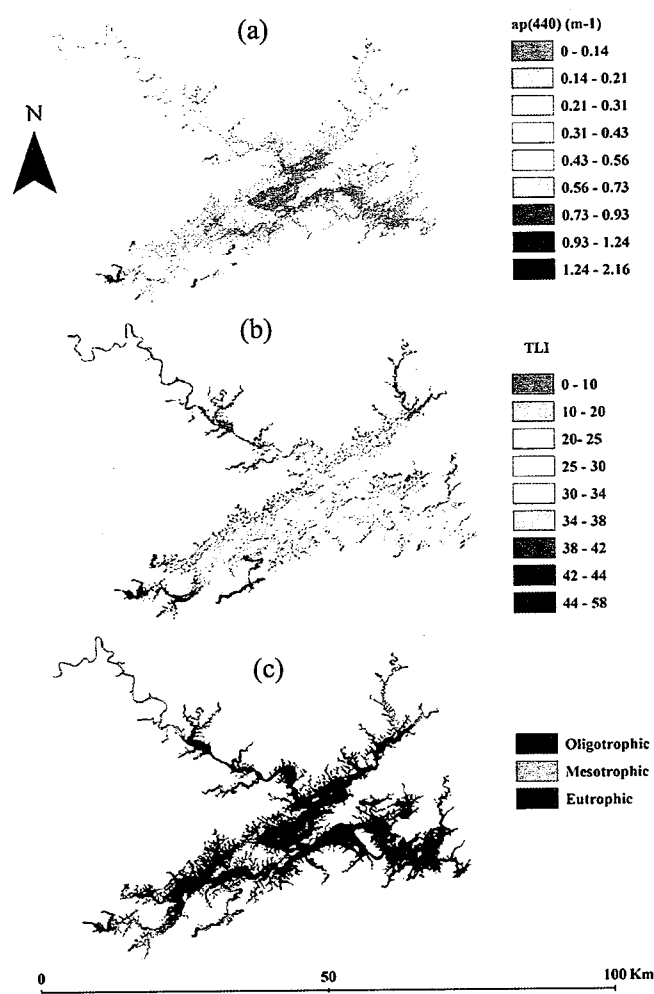


图 6.1 总悬浮颗粒物吸收系数与综合营养状态指数之间的相关关系的具体应用

Fig. 6.1 The application of the correlation between $a_p(440)$ and TLI

2. 本文只对 Chlb 及 β -C 两种辅助色素进行了提取和测定, 要实现不依赖于浮游植物形态学特征而依靠光合色素指示浮游植物群落组成, 需要对样品中多种色素进行分离、提取和测定。另外, 目前已经发展的利用特征光合色素浓度计算不同种类的浮游植物对 Chla 的贡献的方法较多^[160-162], 对计算方法的选择及其改进也是实现浮游植物群落鉴定的基础。
3. 本文中给出不同营养状态下包裹效应对浮游植物吸收特性变化的影响, 但包裹效应的差异是由粒径差异导致的, 本研究中没有获得浮游植物粒径结构的准确数据, 因此未能给出在单个湖泊中粒级指数的变化对浮游植物比吸收系数变化的贡献率。