

# 基于水下光场结构的巢湖初级生产力评价

金鑫<sup>1</sup>, 李云梅<sup>1</sup>, 王桥<sup>2</sup>, 刘忠华<sup>1</sup>, 王彦飞<sup>1</sup>, 张红<sup>1</sup>, 尹斌<sup>1</sup>, 徐祎凡<sup>1</sup>, 徐昕<sup>1</sup>

(1. 南京师范大学虚拟地理环境教育部重点实验室, 南京 210046; 2. 环境保护部卫星环境应用中心, 北京 100029)

**摘要:**根据 2009 年 6 月巢湖 32 个样点的实测数据以及归一化 PAR 强度数据, 探讨巢湖水体的水下光场结构, 并计算该水域的真光层深度, 在此基础上结合叶绿素 a 浓度评价其初级生产力. 结果表明, 巢湖水体水下光强随着深度的增加呈现出指数衰减趋势, 水深 1 m 处光强只有表层光强的 0.07% ~ 15.17%; 且不同水深处的光场分布总体呈现出西部湖区、东北部湖区较高, 西北湖区、中东部湖区较低的趋势; 同时发现真光层深度的变化范围为 0.64 ~ 2.33 m, 平均值为 1.2 m, 其中最大值出现在西南湖区, 西北湖区以及中东部湖区的真光层深度则相对较小. 采用 VGPM 模型得到的巢湖水体的初级生产力在 1 363.77 ~ 7 349.37 mg/(m<sup>2</sup>·d) 范围内变动, 将巢湖初级生产力划分为 3 个等级, 其中 1 级 [0 ~ 2 500 mg/(m<sup>2</sup>·d)] 主要分布于巢湖东部水域以及零星分布在西部湖区, 面积大约为 312.66 km<sup>2</sup>; 2 级 [2 500 ~ 5 000 mg/(m<sup>2</sup>·d)] 主要分布在巢湖西部以及东北部, 占了巢湖水体面积的 47.12%, 大约为 353.42 km<sup>2</sup>; 3 级 [5 000 ~ 7 500 mg/(m<sup>2</sup>·d)] 的面积则只有 83.92 km<sup>2</sup>, 分布在巢湖西北湖区以及少量分布在中部偏北湖区.

**关键词:**初级生产力; 水下光场; 漫衰减特性; 真光层; 巢湖

中图分类号: X87 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)05-1257-09

## Primary Productivity Evaluation Based on Underwater Light Distribution in Chaohu Lake

JIN Xin<sup>1</sup>, LI Yun-mei<sup>1</sup>, WANG Qiao<sup>2</sup>, LIU Zhong-hua<sup>1</sup>, WANG Yan-fei<sup>1</sup>, ZHANG Hong<sup>1</sup>, YIN Bin<sup>1</sup>, XU Yi-fan<sup>1</sup>, XU Xin<sup>1</sup>

(1. Key Laboratory of Virtual Geographic Environment of Education Ministry, Nanjing Normal University, Nanjing 210046, China; 2. Satellite Environment Application Center, Ministry of Environmental Protection, Beijing 100029, China)

**Abstract:** According to the in situ measured data on 32 sampling sites in Chaohu Lake in June 2009, underwater light distribution was explored, as well as, the euphotic depth was calculated in these waters. Furthermore, primary productivity was evaluated with chlorophyll-a concentration. The results indicate that; the underwater light intensity power decayed with the depth, and at the depth of 1 m it decreased to only 0.07% - 15.17% compared with that at water surface. In general, underwater light intensity was higher in the west and northeast lake at different water depth, on the contrary, it presented lower in northwest and east-central waters. At the same time, the euphotic depths ranged from 0.64 m to 2.33 m (mean 1.2 m) in Chaohu Lake. The maximum value was presented in the southwest lake; however, the euphotic depth was relatively lower in the northwest and east-central parts. Primary production values which were calculated by VGPM model were divided into three levels from 1 363.77 mg/(m<sup>2</sup>·d) to 7 349.37 mg/(m<sup>2</sup>·d). Among these, Level 1 [0-2 500 mg/(m<sup>2</sup>·d)] was mainly distributed in eastern waters and scattered in western region, and the total area was 312.66 km<sup>2</sup>; Level 2 [2 500-5 000 mg/(m<sup>2</sup>·d)] located in the west and northeast and occupied 47.12% of the area (353.42 km<sup>2</sup>); simultaneously, Level 3 [5 000-7 500 mg/(m<sup>2</sup>·d)] with area of 83.92 km<sup>2</sup> was distributed in the northwest and a small area in the central north.

**Key words:** primary productivity; underwater light climate; diffuse attenuation characteristic; euphotic depth; Chaohu Lake

水下光场是湖泊水生态系统的重要影响因素<sup>[1-3]</sup>, 目前主要通过 PAR 光强的垂直深度变化及其空间分布趋势等水下光谱结构来表征<sup>[4-6]</sup>. Van Duin<sup>[7]</sup>、Hanlon<sup>[8]</sup>、张运林<sup>[9]</sup>等都认为浅水湖泊中, 风浪扰动产生的底泥再悬浮是引起水下光场变化的主导因素; 黄昌春等<sup>[4]</sup>研究认为秋季太湖水下光场的光能主要分布在青光和黄绿光波长范围内, 此光谱结构有利于铜绿微囊藻和斜生栅藻的生长. 水下光场不仅对水生植物的生长和繁殖产生影响, 而且还影响到水体的真光层深度. 而真光层深度则直接

影响水体中浮游植物的分布以及水体生态环境的变化, 是水生态研究的一个重要参数<sup>[10-14]</sup>. David<sup>[15]</sup>、Morel<sup>[16]</sup>等研究发现, 海水真光层深度与海水水柱的叶绿素浓度关系密切; Irigoien 等<sup>[17]</sup>在浑浊的河口区利用悬浮物浓度来反推真光层深度; 乐成峰

收稿日期: 2010-05-28; 修订日期: 2010-07-09

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (2009ZX07527-006); 国家自然科学基金项目 (40971215); 南京师范大学优秀硕士论文培育计划项目 (2010ss0012)

作者简介: 金鑫 (1986 ~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为水环境遥感、高光谱遥感, E-mail: jinxinkang1986@163.com

等<sup>[18]</sup>利用真光层深度与透明度的关系,建立水体富营养化真光层深度的评价模型;李云亮<sup>[11]</sup>利用 TM 数据反演了太湖的真光层深度;唐世林等<sup>[14]</sup>研究发现,南海海陆源营养成分的输入以及南海环流是影响南海真光层变化的主要因素。

水下光场通过促进光合作用的效率,进而影响到水体的初级生产力,从而对水中光生态环境变化有着重要的意义<sup>[19-21]</sup>. Eppley 等<sup>[22]</sup>利用经验算法建立叶绿素浓度、温度及日长之间的经验关系式来计算海洋初级生产力;Platt<sup>[23]</sup>、Morel<sup>[24]</sup>等则通过分析初级生产力的内在影响因素,建立光生物模型的解析算法来计算初级生产力;蔡后建等<sup>[25]</sup>研究发现初级生产力受到可利用光的影响,最高初级生产力一般出现在透明度一半的水层;Behrenfeld 等<sup>[26]</sup>对叶绿素浓度、光照周期和光学深度进行标准化处理后,发现所有实测数据的初级生产力垂直分布呈相同形式,在此基础上建立了 VGPM 模型来估算初级生产力. VGPM 模型结合了浮游植物光合作用的生理学过程与经验关系,并经过不同海域、长时期、大范围的上万个实测数据的验证,计算简单可靠. 李国胜等<sup>[27]</sup>基于 SeaWiFS 数据,在 VGPM 模型的支持下,反演计算中国东海海域 1998 年的逐月初级生产力时空分布以及全年累积初级生产力状况。

本研究基于 2009 年 6 月 13~16 日巢湖 32 个样点的实测 PAR 光谱数据和叶绿素浓度,探讨巢湖水体的水下光场结构,并根据其 PAR 强度计算巢湖水体的真光层深度,由此评价巢湖水体初级生产力。

## 1 材料与方 法

### 1.1 数据采集

为研究巢湖水体的水下光场结构、真光层深度及其影响下的初级生产力状况,于 2009 年 6 月 13~16 日在巢湖进行采样,共布设了 32 个采样点(图 1),使用标准采样器从水面至水下 30 cm 处采集水样,为避免水样变质,采集的水样在 0~4℃ 下避光保存并于当天送至实验室进行分析. 光合有效辐射(PAR)测定选用国际上通用的美国 LI-COR 公司生产的水下光量子仪(Li-cor 192SA),测量在船的向阳面进行,以避免船体阴影的影响,测量深度根据水深分别为 0、10、20、……90 cm 和 100 cm,以 10 cm 为间隔. 数据采集时间为每天 09:00~16:00,测量时天空基本无云,天气晴朗,平均风速 2 m/s 以下,水面基本平静,且各采样点的外界环境基本变化不大。

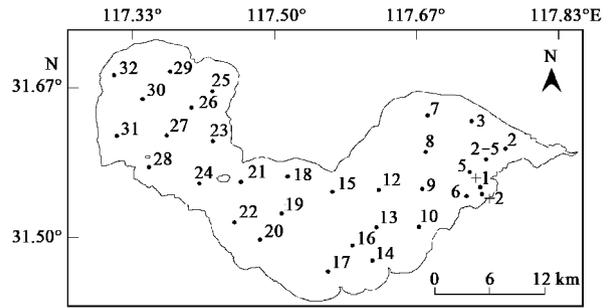


图 1 巢湖采样点位示意

Fig. 1 Distribution of sampling sites in Chaohu Lake

采用烘干称重法测定悬浮物的浓度,使用 0.7  $\mu\text{m}$  孔径的 GF/F 滤膜,先进行烧膜处理(去除膜上原附有的有机质及水分). 将冷却后的膜进行称量,用来过滤水样. 量取一定体积的水样,利用过滤器进行过滤,残留在膜上的物质就是总悬浮物. 烘干称量后,用含有总悬浮物的膜的质量减去膜质量得到总悬浮物的质量,利用总悬浮物的质量除以水样的体积,得到总悬浮物浓度. 然后 550℃ 高温烘烤载有总悬浮物的膜,去除有机悬浮物,称量得到无机悬浮物的质量,并分别计算无机悬浮物和有机悬浮物浓度. 叶绿素通过热乙醇法进行处理. 采用 0.22  $\mu\text{m}$  的 millipore 滤膜过滤已经过滤除去总悬浮物的水样,得到 CDOM 水样,利用分光光度计测量 CDOM 的吸光度,计算各波长的吸收系数,并以 750 nm 的吸光度作散射校正<sup>[28]</sup>.

### 1.2 数据分析

#### 1.2.1 PAR 的计算

PAR 在光学性质均一的水体中其衰减遵从下列衰减规律<sup>[29]</sup>:

$$K_d(\text{PAR}) = -\frac{1}{z} \ln \frac{E_d(\text{PAR}, z)}{E_d(\text{PAR}, 0)} \quad (1)$$

式中,  $K_d(\text{PAR})$  为漫衰减系数 ( $\text{m}^{-1}$ ),  $z$  为从湖面到测量处的深度 (m),  $E_d(\text{PAR}, z)$  为深度  $z$  处的 PAR 强度 [ $\mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{s})^{-1}$ ],  $E_d(\text{PAR}, 0)$  为水表面下 PAR 强度 [ $\mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{s})^{-1}$ ].  $K_d(\text{PAR})$  值通过对不同深度水下 PAR 强度进行指数回归后得到,回归效果只有当  $R^2 \geq 0.95$ , 深度数  $N \geq 3$  时,其  $K_d(\text{PAR})$  值才能被接受,否则视为无效值<sup>[30]</sup>. 本研究利用 0、10、20、……80、90 和 100 cm 等 11 个深度数据进行指数回归,回归效果  $R^2$  均在 0.97 以上. 数据处理参照 NASA 海洋水色遥感海洋光学协议<sup>[31]</sup>.

为使得不同时间、地点与大气条件下测量得到的水下 PAR 光强具有可比性,需要对测量结果进行

归一化,以消除入射光场的影响.所谓归一化是指把太阳移到测量点的正上方、去掉大气影响<sup>[32]</sup>,参考 NASA SeaWiFS 真实性检验海洋光学规范中归一化离水辐射率的定义<sup>[33]</sup>对  $E_d$  (PAR) 进行归一化处理,得到归一化 PAR 强度:

$$E_{dN}(\text{PAR}) = \frac{F_0}{E_d(0^+)} E_d(\text{PAR}) \quad (2)$$

式中,  $E_{dN}$  (PAR) 是归一化 PAR 强度 [ $\mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{s})^{-1}$ ],  $F_0$  为平均大气层外太阳辐照度<sup>[34]</sup> ( $\text{W} \cdot \text{m}^{-2}$ );  $E_d(0^+)$  是表层总的 PAR 强度 [ $\mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{s})^{-1}$ ].

### 1.2.2 真光层深度的计算

真光层在光学性质均一的水体内,透过水域的光线均随着深度的增加呈指数衰减形式.因此假定真光层深度为  $Z_{eu}$ ,由式(1)可推导真光层深度计算公式为<sup>[35]</sup>:

$$\begin{aligned} Z_{eu}(\text{PAR}) &= -\frac{1}{K_d(\text{PAR})} \ln \frac{1\% E_d(\text{PAR}, 0)}{E_d(\text{PAR}, 0)} \\ &= \frac{2 \ln 10}{K_d(\text{PAR})} = \frac{4.605}{K_d(\text{PAR})} \end{aligned} \quad (3)$$

式中,  $Z_{eu}$  (PAR) 为真光层深度 (m).

### 1.2.3 初级生产力的计算

根据 Behrenfeld 等<sup>[26]</sup>的研究结论,利用简化的 VGPM 模型计算水柱积分初级生产力,其核心公式为<sup>[26]</sup>:

$$PP_{eu} = 0.66125 P_{opt}^B \cdot \frac{E_0}{E_0 + 4.1} \cdot Z_{eu} \cdot c_{opt} \cdot D_{irr} \quad (3)$$

式中,  $PP_{eu}$  为表层到真光层的初级生产力  $\text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ ,  $c_{opt}$  为  $P_{opt}^B$  所在处的叶绿素 a 浓度  $\text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ ,可以用表层叶绿素 a 浓度代替;  $E_0$  为湖面光合有效辐射 [ $\mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{s})^{-1}$ ];  $Z_{eu}$  为真光层深度 (m),当水深小于真光层深度就用水深代替;  $D_{irr}$  为光照周期 (h),可以根据水柱所在的位置 (经纬度) 和时间 (在 1 a 中的天数) 来计算<sup>[11,36]</sup>.

$P_{opt}^B$  为水柱的最大碳固定速率 [ $\text{mg} \cdot (\text{mg} \cdot \text{h})^{-1}$ ],由于叶绿素进行光合作用主要是受酶的控制,而酶的活性又主要受温度控制,因此一般认为  $P_{opt}^B$  是表层温度的函数<sup>[10]</sup>,根据 Behrenfeld 等<sup>[26]</sup>提出的关系式:

$$P_{opt}^B = \begin{cases} 1.13 & t < -1.0 \\ 4.00 & t > 28.5 \\ P_{opt}^{B'} & \text{其它} \end{cases} \quad (5)$$

式中,  $P_{opt}^{B'} = 1.2956 + 2.749 \times 10^{-1}t + 6.17 \times 10^{-2}t^2 - 2.05 \times 10^{-2}t^3 + 2.462 \times 10^{-3}t^4 - 1.348 \times 10^{-4}t^5 + 3.4132 \times 10^{-6}t^6 - 3.27 \times 10^{-8}t^7$ ,  $t$  为表层湖水温度 ( $^{\circ}\text{C}$ ).

## 2 水下光场结构及其真光层分布

### 2.1 PAR 强度的垂直分布规律

由图 2、图 3 可知,不同深度条件下,PAR 强度、归一化 PAR 强度基本上都遵循 Lambert 定律,均随着深度增加呈现不断下降的垂直分布趋势.各个点位表层的 PAR 强度差异较大,表层的 PAR 强度在  $345.86 \sim 1922.1 \mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{s})^{-1}$  之间变动,由于野外测量时间不同使得光强的变化较大,导致了表层 PAR 差异较显著;归一化处理后表层的 PAR 强度则在  $15.33 \sim 85.18 \mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{s})^{-1}$  的范围内变化,各采样点的归一化 PAR 强度差异相对较小,这主要是由于归一化处理克服了不同时间、地点条件下 PAR 光强的变化,消除了入射光场的影响,而归一化 PAR 强度依然保留了 PAR 强度的变化趋势以及各采样点之间的差异性.

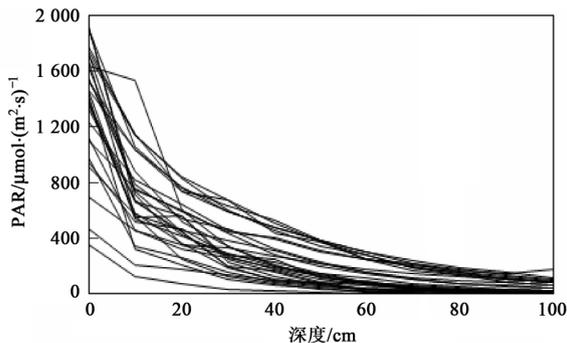


图 2 不同深度处 PAR 强度的变化趋势

Fig. 2 Trend of PAR intensity in different depth

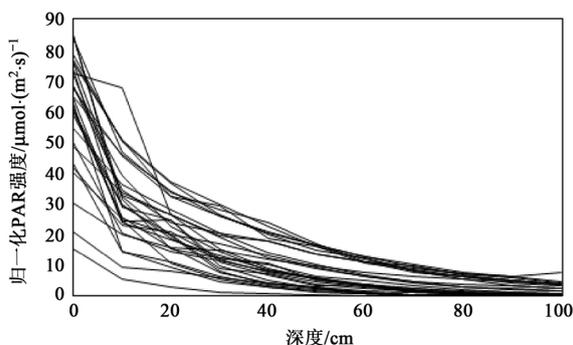


图 3 不同深度处归一化 PAR 强度的变化趋势

Fig. 3 Trend of normalize PAR intensity in different depth

但是不同深度条件下,归一化 PAR 强度占表层值的百分比变化差异较大(图 4),其中水下 10 cm 处,各采样点归一化 PAR 强度占表层值的百分比变化较大,其中 18 号点所占比重是表层归一化 PAR 强度的 22.98%,而 32 号点所占比重则高达 93.72%,在该处水深所有样点的归一化 PAR 强度占表层值的百分比平均为 51.79%;到了水下 20 cm 处,此时归一化 PAR 强度占表层值的百分比最大值出现在 22 号点,其值为 53.93%,32 号点的 PAR 占表层百分比降到了 36.6%,18 号点归一化 PAR 强度所占表层值的百分比降为 14.72%,依然为最小值;随着深度的增加,归一化 PAR 强度呈现不断下降的趋势,到了水深 60 cm 处,其归一化 PAR 强度的平均值只有表层光强的 10% 左右,此深度的最小值只有表层归一化 PAR 强度最小值的 1.41%,此时归一化 PAR 强度的最小值则出现在 10 号点,只有  $0.22 \mu\text{mol}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{s})^{-1}$ ,其最大值则高达  $13.12 \mu\text{mol}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{s})^{-1}$ ,该值在 24 号点;60 cm 以下水深归一化 PAR 强度变化较小,变化趋势减缓,水下 100 cm 处归一化 PAR 强度的最大值依然达到了  $7.38 \mu\text{mol}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{s})^{-1}$ ,出现在 22 号点,最小值为  $0.36 \mu\text{mol}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{s})^{-1}$ ,而归一化 PAR 强度所占表层值的百分比的最大值为 15.17%,同样为 22 号点,而最小值只有 0.07%,为 15 号点,水深 60 cm 处归一化 PAR 强度占表层值的百分比的平均值为 9.44%,而 100 cm 处归一化 PAR 强度占表层值的百分比的平均值也达到了 2.92%。这主要是由于不同深度条件下,水体组分存在着较大的差异,使得不同水深条件下归一化 PAR 强度所占表层值的百分比变化较大,一般情况下各采样点在 0~30 cm 水深处,水体归一化 PAR 强度占表层值的百分比差异变化较大,上下波动较大;随着深度的增加,各采样点水体归一化

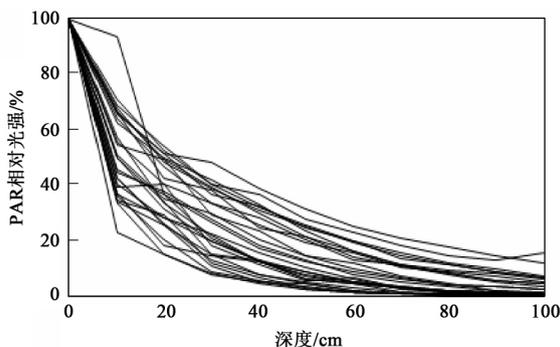


图 4 不同深度处 PAR 强度相对值

Fig. 4 Relative value of PAR intensity in different depth

PAR 强度占表层值的百分比的差异逐渐减小,趋于平缓.这主要是因为表层水体受到浮游植物、悬浮颗粒物等水体组分的双重影响,各采样点由于水体组分的不同使得水质参数存在较大的差异;随着水深条件的不断增加,由于巢湖湖区易受风浪扰动,且底泥丰富,风浪扰动引起的悬浮颗粒物再悬浮增加了对光的衰减,掩盖了叶绿素等水体组分对于 PAR 光强的衰减,此时受到悬浮颗粒物的影响较大,因此此时归一化 PAR 强度占表层值的百分比比重较相似.

## 2.2 归一化 PAR 强度的空间分布规律

基于实测的不同深度处归一化 PAR 强度数据,以 20 cm 水深为间隔绘制不同水深条件下归一化 PAR 强度的分布趋势(图 5),发现不同水深条件下归一化 PAR 强度分布的地区差异性较大<sup>[37]</sup>:水体表层归一化 PAR 强度分布的差异较大,高值主要集中在东北湖区、中部偏东湖区,并零星分布在西部湖区,且变化较小,而归一化 PAR 强度较低区域则零星分布在东南湖区、西北湖区和西南湖区等湖区,在这些湖区归一化 PAR 强度的等值线较密集,变化较大;水下 20 cm 处则主要呈现出湖口、西部湖区归一化 PAR 强度较大,且变化较小,东南部湖区、中北部湖区、西北部湖区则零星出现归一化 PAR 强度的低值区域,但是高值区域与低值区域的差异较小;到了水下 40、60、80、100 cm 处 PAR 强度均呈现东北部出湖口、西部以及西南部入湖口等湖区的值较大,东部湖区和西北湖区都相对较低的趋势,但随着深度的增加归一化 PAR 强度最大值和最小值之间的差异性越来越显著,且等值线越来越密集,归一化 PAR 强度的变化越来越显著;40 cm 处归一化 PAR 强度最小值的分布范围较小,只是零星分布在东南部湖区;到了 60 cm 处归一化 PAR 强度低值的范围有所扩大,东南区域出现了较大范围的分布;80 cm 水深处,归一化 PAR 强度相对较小值成片分布在东南部湖区;水下 100 cm 处,归一化 PAR 强度的低值区域进一步扩大,而归一化 PAR 强度的高值区域则进一步缩小.综上分析认为,巢湖水体 20 cm 以下,不同水深处的光谱分布总体呈现出西部湖区、东北部湖区较高,西北湖区、中东部湖区较低的趋势.主要是由于对西部湖区、东北部湖区进行野外采样时,水质状况较好,此时表面光强穿透水体进入水体中受到衰减因子的影响较小;而西北湖区在采样时暴发了蓝藻水华,此时的 PAR 光强在水中的衰减较大,因此随着深度的增加归一化 PAR 强度相对于其他湖区低,由于对中东部湖区进行测量

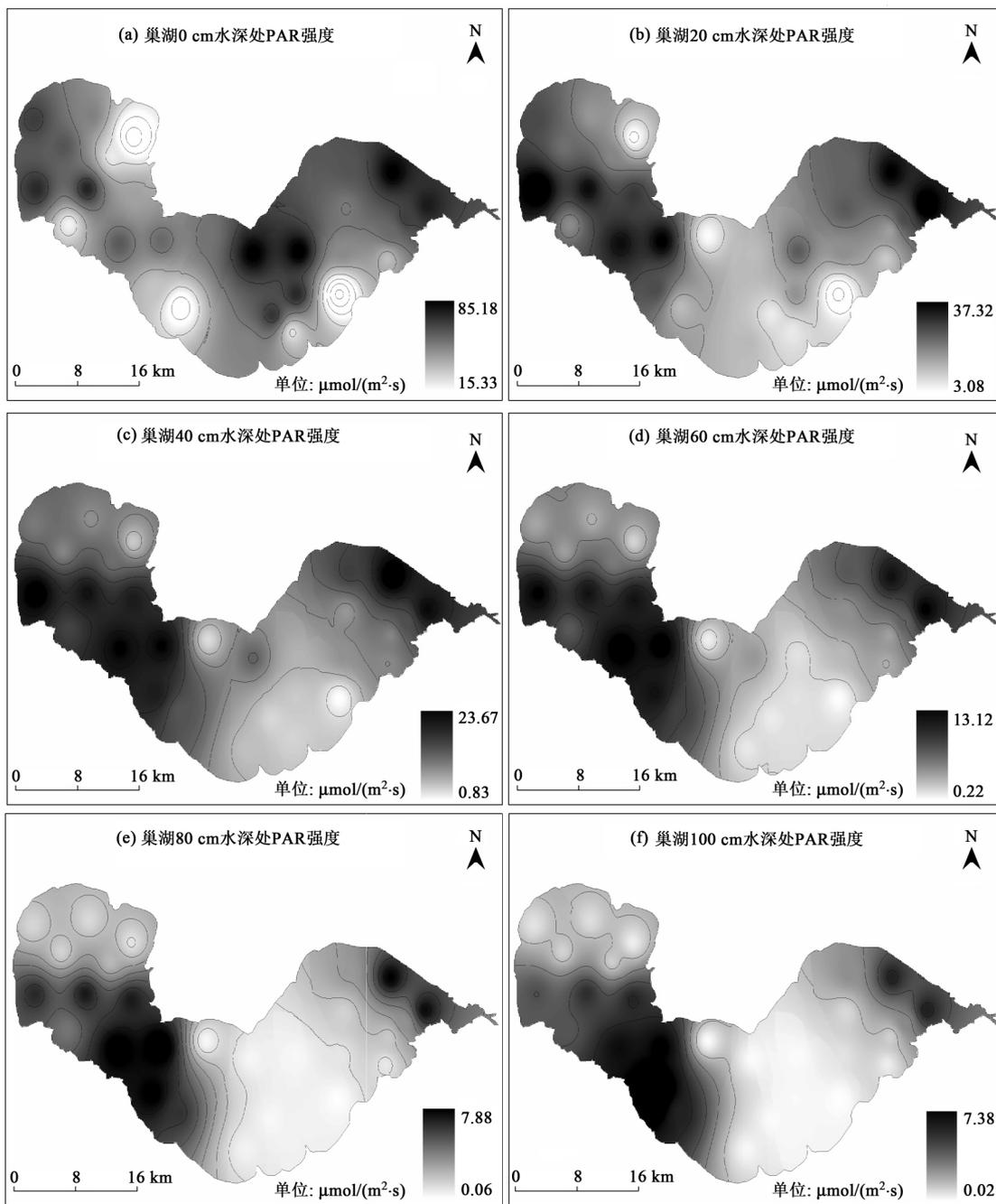


图 5 巢湖不同水深条件下归一化 PAR 强度的空间分布趋势

Fig. 5 Spatial distribution of normalize PAR intensity under the condition of different depth in Chaohu Lake

的前一天巢湖流域上游普降大雨,河水带来大量悬浮泥沙,并冲刷底泥,引起沉积物的再悬浮,使得整个巢湖湖区悬浮物浓度都上升,且测量当天风速较大,风浪扰动使得 PAR 光强进一步衰减,导致该区域的归一化 PAR 强度相对于巢湖其他湖区更低.

### 2.3 真光层深度的空间分布

图 6 给出了巢湖真光层深度的空间分布趋势图,整体而言,巢湖水体的真光层深度较小,其值大

致在 0.64 ~ 2.33 m 之间变动,平均值只有 1.2 m,与世界上许多浅水湖泊的研究结果比较接近<sup>[38]</sup>,反映了浅水湖泊复杂的光学特性.其中真光层深度的最大值出现在 22 号点,该点处真光层深度达到了 2.33 m,另外,22 号点西北部的 20 号点的真光层深度同样较大,达到了 2.28 m,在这 2 个点周围分布着 21、23 和 24 号点,这 3 个点的真光层深度分别达到了 1.83、1.77 和 1.77 m,因此该水域形成了真

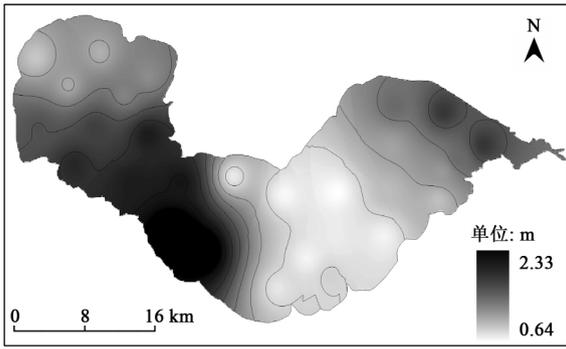


图 6 巢湖水体的真光层深度

Fig. 6 Euphotic depth in Chaohu Lake

光层深度的高值区,且等值线变化较小,真光层的变化趋势较缓;同时在湖泊出湖口水域的 2 号点和 3 号点的真光层深度较大,都超过了 1.5 m. 最小值则出现在 12 号点,其值只有 0.64 m,该采样点附近的 10 号点、15 号点以及 16 号点的真光层深度均较小,这几个点真光层深度均小于 0.7 m,而这些点周

围的 13、17、18 号点的真光层深度同样较小,其值都小于 0.73 m,由于上述点位真光层深度的低值使得巢湖东部湖区出现低值分布区,该区域的真光层深度相对于其他区域要小很多.

为探讨真光层深度的影响因素,将真光层深度与总悬浮物、无机悬浮物、有机悬浮物、叶绿素 a 和 CDOM 在 440 nm 处吸收系数进行回归分析(表 1). 由表 1 可知,无机悬浮物浓度与真光层深度之间的相关性最好,其能解释 92% 的漫衰减系数变化,其次是与总悬浮物浓度之间的关系,有机悬浮物、叶绿素 a 与真光层深度的关系相对较差, $a_{CDOM}(440)$  与真光层深度的关系最差,几乎不存在任何相关关系. 由此表明,夏季巢湖水体中真光层深度的主要因素是无机悬浮物,而 CDOM 对真光层的影响则微乎其微. 主要是由于巢湖等二类水体浅水湖泊中,频繁的沉积物再悬浮,无机悬浮物浓度较高,其对真光层的贡献最大,对真光层深度起到决定性的作用.

由于不同湖区测量时的天气状况存在差异,西

表 1 真光层深度与各影响因子之间的相关关系

Table 1 Relationship between  $z_{eu}$  and the factors

影响因子	模型关系式	$R^2$	$F$	$p$
叶绿素 a	$Z_{eu}(\text{PAR}) = 49.05c_{\text{Chl-a}}^{-0.84}$	0.302	10.83	0.03
总悬浮物	$Z_{eu}(\text{PAR}) = 110.07 - 103.98c_{\text{TSM}} + 28.67c_{\text{TSM}}^2$	0.91	127.07	$\leq 0.001$
无机悬浮物	$Z_{eu}(\text{PAR}) = 85.41 - 85.99c_{\text{ISM}} + 23.61c_{\text{ISM}}^2$	0.92	138.73	$\leq 0.001$
有机悬浮物	$Z_{eu}(\text{PAR}) = 11.57c_{\text{OSM}}^{-0.52}$	0.495	24.5	$\leq 0.001$
$a_{440}(\text{CDOM})$	$Z_{eu}(\text{PAR}) = 0.68a_{\text{CDOM}(440)}^{-0.16}$	0.055	1.45	0.24

半湖区测量时间是 6 月 13 ~ 14 日,当时湖面风平浪静,且悬浮物浓度相对较小,水体较清澈,使得真光层较大,而对东半湖区的测量是在 6 月 15 日,观测时的天气记录显示,6 月 14 日晚间巢湖上游地区普降大雨,河流上游大量雨水汇入带来大量悬浮泥沙,并冲刷着湖体底部的悬浮物,出现湖内悬浮沉积物再悬浮现象,且当天测量时风速较大,风浪的扰动作

### 2.4 归一化 PAR 强度与真光层的关系

通过分析归一化 PAR 强度与真光层的关系发现,随着水下深度不断增加,归一化 PAR 强度与真光层之间的相关系数越来越高(图 7),其中除了表层归一化 PAR 强度与真光层之间存在着负相关关系外,其余水深条件下归一化 PAR 强度与真光层深度之间均存在着正相关关系;10 cm 处水深处两者

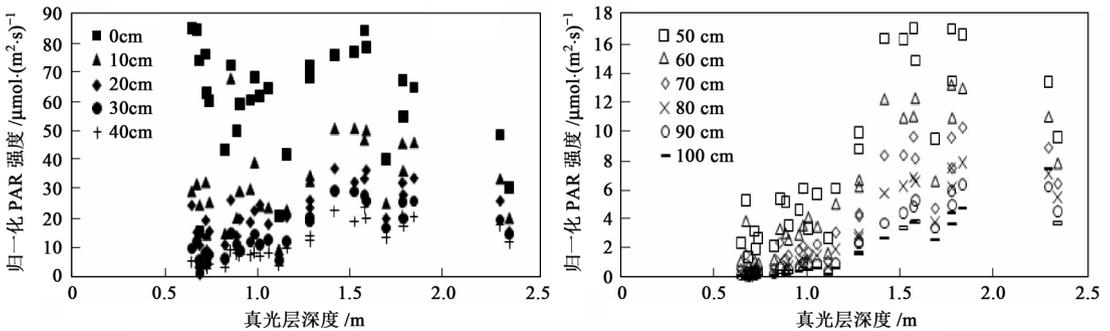


图 7 不同水深条件下归一化 PAR 强度与真光层之间相关关系

Fig. 7 Correlation between normalize PAR intensity and the euphotic depth in different depth

的相关关系上升到了 31% ; 而从水下 20 cm 到水下 40 cm 处, 归一化 PAR 强度与真光层深度之间的相关关系则从 54% 上升到了 76% , 其相关关系的上升幅度较大; 到了 50 cm 水深条件以下, 两者之间的相关关系达到了 80% , 相关性较高; 且 80 cm 水深处, 相关性已经达到了 90% , 随着水深的增加归一化 PAR 强度与真光层深度之间的相关关系大致遵循对数上升的趋势. 由此表明, 归一化 PAR 强度越强, 则其对于真光层深度的影响也就越大. 表面光强对于光的穿透影响很大, 因此表层归一化 PAR 强度越大, 则真光层深度越大; 且随着深度的增加, 归一化 PAR 强度衰减程度逐渐减小, 并与真光层深度存在很好的相关关系. 赵巧华等<sup>[39]</sup>的研究认为, 在 50 cm 以上, 介质散射对入射光场改变的程度相对较小, 水体表面波对光场扰动作用明显, 造成归一化 PAR 强度的剧烈波动; 在 50 cm 以下, 散射对入射光场的改变程度较大, 因而减弱了水体表面波对光场的扰动作用, 使得归一化 PAR 强度变化趋缓, 甚至呈现渐进态光场的特征<sup>[40]</sup>. 巢湖等二类水体中, 悬浮颗粒物的散射作用远大于海洋, 因而水体表面波对归一化 PAR 强度的扰动深度远小于海洋中对应的深度.

### 3 巢湖初级生产力

#### 3.1 巢湖叶绿素 a 和初级生产力空间分布

图 8、图 9 给出了叶绿素 a 以及 VGPM 模型计算得到的初级生产力的空间分布图, 叶绿素 a 的变化范围为 23.82 ~ 192.88  $\text{mg}/\text{m}^3$ , 均值为 63.27  $\text{mg}/\text{m}^3$ ; 而此时初级生产力的变化范围为 1363.77 ~ 7349.37  $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ , 其均值为 3119.19  $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ . 总体而言, 叶绿素 a 和初级生产力的空间分布较为一致, 高值出现在富营养化蓝藻水华较频繁的西北部湖区, 由于该湖区临近合肥市区, 人类生产生活活动排放污水进入该水域, 严重破坏了水体的生态环境, 使得水体中浮游植物生长旺盛, 导致了水体中的初级生产力较高, 其中最高值出现在 32 号点, 且该点附近 29 号点和 30 号点的初级生产力都超过了 7000  $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ , 使得西北部湖区出现初级生产力的高值区域, 且该区域的初级生产力等值线图分布较缓, 表明该区域初级生产力的变化较小; 另外 18 号点的初级生产力也较高, 达到了 6146.27  $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ , 根据当时实测的数据发现, 在对这 2 个区域进行采样时, 这些区域出现了浮游植物聚集的蓝藻水华现象, 因此巢湖西北部湖区以及中部湖区

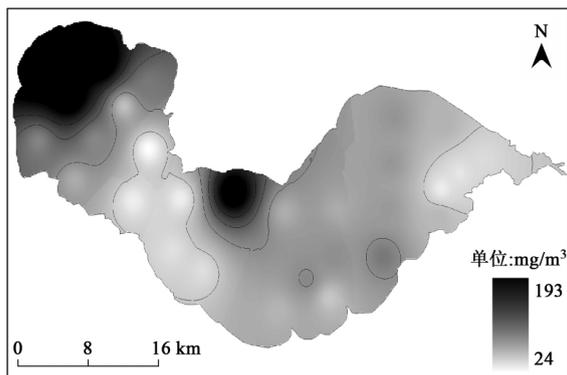


图 8 巢湖叶绿素 a 浓度分布图

Fig. 8 Spatial distribution of Chl-a concentration in Chaohu Lake

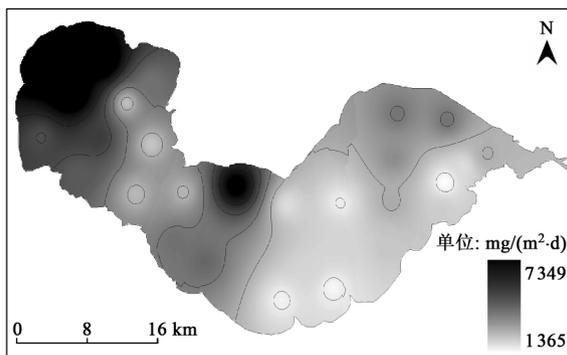


图 9 巢湖初级生产力分布图

Fig. 9 Spatial distribution of primary production in Chaohu Lake

偏北水域的初级生产力较高. 而低值则零星分布于 5 号点、2-5 号点, 这些点均低于 2000  $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ , 并集中分布于 12 ~ 17 号点附近, 使得巢湖东南湖区的初级生产力较小. 尽管巢湖各采样点的初级生产力与叶绿素 a 浓度的空间分布基本一致, 但初级生产力的最高值与最低值之间的比值明显要低于叶绿素 a 的比值, 两者最高值与最低值的比值分别为 5.38、8.09, 这 2 个值要小于张运林等<sup>[10]</sup>对于太湖的研究结果, 主要是由于巢湖各个采样点的叶绿素浓度都相对较高, 而太湖由于存在高浓度叶绿素影响的梅梁湾和低浓度叶绿素影响的东太湖湖区, 使得两者之间的差异较大. 张运林等<sup>[10]</sup>认为初级生产力比值较低是由于受到了真光层深度的影响, 由图 6、图 8 分析发现, 真光层深度与叶绿素 a 之间存在着反相关关系, 较高的叶绿素 a 浓度带来了低的真光层深度, 从而使得初级生产力的空间变化没有叶绿素 a 的空间变化大.

#### 3.2 巢湖初级生产力评价

根据上述计算结果认为, 巢湖的初级生产力可以划分为 3 级: 一级初级生产力 [0 ~ 2500

mg/(m<sup>2</sup>·d)]、二级初级生产力 [2 500 ~ 5 000 mg/(m<sup>2</sup>·d)]、三级初级生产力 [5 000 ~ 7 500 mg/(m<sup>2</sup>·d)], 利用 VGPM 模型计算得到的初级生产力的值, 对巢湖各采样点的初级生产力数据进行插值分析, 得到整个巢湖初级生产力综合评价图 (图 10). 从图 10 可以看出一级初级生产力主要分布在东部湖区, 并零星分布在西部湖区, 这些区域占据了巢湖 41.69% 的面积, 大约为 312.66 km<sup>2</sup>, 该等级的初级生产力主要在 1 363.77 ~ 2 468.79 mg/(m<sup>2</sup>·d) 之间变动, 其平均值大约为 1 944.16 mg/(m<sup>2</sup>·d); 二级初级生产力主要在 2 894.89 ~ 4 305.33 mg/(m<sup>2</sup>·d) 范围内, 平均值大约为 3 508.83 mg/(m<sup>2</sup>·d), 主要分布在西部湖区以及东北部湖区, 这些区域的面积大约为 353.42 km<sup>2</sup>, 该区域占据了巢湖 47.12% 的面积; 三级初级生产力的面积最小, 只占到了巢湖面积的 11.19%, 只有 83.92 km<sup>2</sup>, 但此等级初级生产力的平均值高达 6 942.61 mg/(m<sup>2</sup>·d), 最大值甚至达到了 7 349.37 mg/(m<sup>2</sup>·d), 最小值也高达 6 146.27 mg/(m<sup>2</sup>·d), 这些区域出现高值主要是由于这些区域的叶绿素 a 浓度较高, 直接导致其初级生产力也普遍高于其他区域.

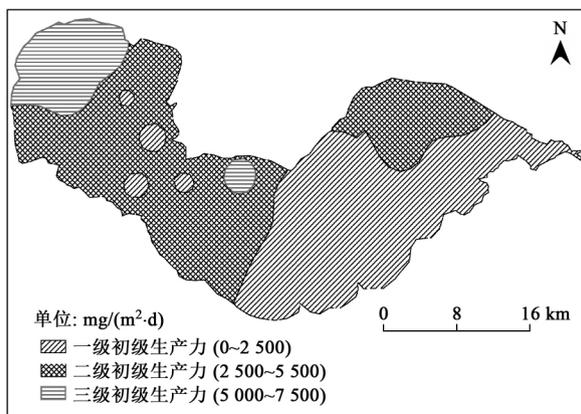


图 10 巢湖初级生产力状态评价

Fig. 10 Status evaluation of primary productivity in Chaohu Lake

综上分析认为, 巢湖初级生产力状态总体水平较高, 高等级初级生产力主要分布在城市周边的湖泊沿岸, 这些区域受到人类生产、生活影响较大, 使得水体中营养盐含量较多, 有利于浮游植物的生长, 直接导致这些水域的初级生产力较大; 初级生产力等级较低水域主要分布在巢湖东半部分湖区, 该部分湖区水质状况总体好于西半部分湖区, 对浮游植物生长起重要作用的营养盐受到巢湖中部隆起地带

的阻隔, 该部分水域的浮游植物生长所需的营养盐含量较低, 使得该部分水域的初级生产力状态较低. 巢湖初级生产力状态受到人类活动和地质地貌的双重作用导致出现了以上的区域分布状态.

#### 4 结论

(1) PAR 强度、归一化 PAR 强度和 PAR 所占表层的百分比的垂直分布基本上都遵循 Lambert 定律, 均随着深度增加呈现不断下降的趋势; 在巢湖水体 20 cm 以下, 不同水深处的光谱分布总体呈现出西部湖区、东北部湖区较高, 西北湖区、中东部湖区较低的趋势.

(2) 巢湖水体的真光层深度较小, 其值大致在 0.64 ~ 2.33 m 之间变动, 平均值只有 1.2 m; 巢湖西部湖区以及其东北部湖区的真光层深度较大, 而真光层深度的低值区域则分布在巢湖的东南部湖区.

(3) 叶绿素 a 和初级生产力的空间分布较为一致, 西北部湖区以及中部湖区偏北水域的叶绿素 a 浓度以及初级生产力都较高. 利用 VGPM 模型得到的巢湖初级生产力水平总体较高, 根据计算结果将整个巢湖的初级生产力划分为 3 个等级, 二级初级生产力所占面积最大, 达到了 353.42 km<sup>2</sup>, 三级初级生产力所占面积最小, 只占到了巢湖水体面积的 11.19%.

致谢: 感谢中国科学院李俊生、宋阳、吴远峰以及南京师范大学孙德勇、乐成峰、黄昌春、施坤、夏颢、杨煜等所有参加巢湖实验的工作人员在数据获取及处理过程中给予的协助.

#### 参考文献:

- [1] Bowers D G, Mitchelson-Jacob E G. Inherent optical properties of the irish sea determined from underwater irradiance measurement [J]. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 1996, **43**(3): 433-447.
- [2] 孙德勇, 李云梅, 乐成峰, 等. 太湖水体散射特性及其与悬浮物浓度关系模型 [J]. *环境科学*, 2007, **28**(12): 2688-2694.
- [3] 李一平. 太湖水体透明度影响因子实验及模型研究 [D]. 南京: 河海大学, 2006.
- [4] 黄昌春, 李云梅, 孙德勇, 等. 秋季太湖水下光场结构及其对水生态系统的影响 [J]. *湖泊科学*, 2009, **21**(3): 420-428.
- [5] Kishino M, Booth C R, Okami N. Underwater radiant energy absorbed by phytoplankton, detritus, dissolved organic matter and pure water [J]. *Limnology and Oceanography*, 1984, **29**(2): 340-349.
- [6] Dubinsky Z, Berman T. Light utilization efficiencies of phytoplankton in Lake Kinneret (Sea of Galilee) [J]. *Limnology and Oceanography*, 1976, **21**(2): 226-230.

- [ 7 ] Van Duin E H S, Blom G, Los F J, *et al.* Modeling underwater light climate in relation to sedimentation, resuspension, water quality and autotrophic growth[J]. *Hydrobiologia*, 2001, **444**(1-3): 25-42.
- [ 8 ] Hanlon C G, Miller R L, McPherson B F. Relationships between wind velocity and underwater irradiance in a Shallow Lake (Lake Okeechobee, Florida, USA) [J]. *Journal of the American Water Resources Association*, 1998, **34**(4): 951-961.
- [ 9 ] 张运林, 秦伯强, 朱广伟, 等. 长江中下洩浅水湖泊沉积物再悬浮对水下光场的影响研究——以龙感湖和太湖为例[J]. *中国科学(D辑): 地球科学*, 2005, **35**(增刊 II): 101-110.
- [ 10 ] 张运林, 冯胜, 马荣华, 等. 太湖秋季真光层深度空间分布及浮游植物初级生产力的估算[J]. *湖泊科学*, 2008, **20**(3): 380-388.
- [ 11 ] 李云亮. 基于 VGPM 模型的太湖初级生产力遥感反演研究[D]. 南京: 南京大学, 2009.
- [ 12 ] Morel A, Antoine D, Babin M, *et al.* Measured and modeled primary production in the northeast Atlantic (EU-MELI JGOFS program): The impact of natural variations in photosynthetic parameters on model predictive skill[J]. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 1996, **43**(8): 1273-1304.
- [ 13 ] 李冠国, 范振刚. 海洋生态学[M]. 北京: 高等教育出版社, 2004. 252-254.
- [ 14 ] 唐世林, 陈楚群, 詹海刚, 等. 南海真光层深度的遥感反演[J]. *热带海洋学报*, 2007, **26**(1): 9-15.
- [ 15 ] Balbi D M. Suspended chlorophyll in the River Nene, a small nutrient-rich river in eastern England: long-term and spatial trends[J]. *Science of the Total Environment*, 2000, **252**(5): 401-421.
- [ 16 ] Morel A, Berthon J F. Surface pigments, algal biomass profiles and potential production of the euphotic layer: relationships reinvestigated in view of remote-sensing applications [J]. *Limnology and Oceanography*, 1989, **34**(8): 1545-1562.
- [ 17 ] Irigoien X, Castel J. Light limitation and distribution of chlorophyll pigments in a highly turbid estuary: the Gironde(SW France) [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1997, **44**(4): 507-517.
- [ 18 ] 乐成峰, 李云梅, 查勇, 等. 真光层深度的遥感反演及其在富营养化评价中的应用[J]. *生态学报*, 2008, **28**(6): 2614-2621.
- [ 19 ] 乐成峰, 李云梅, 张运林, 等. 太湖水色因子空间分布特征及其对水生植物光合作用的影响[J]. *应用生态学报*, 2007, **18**(11): 2491-2496.
- [ 20 ] 檀赛春. 真光层辐射特性及其对海洋初级生产力遥感的影响[D]. 北京: 中国科学院研究生院, 2007.
- [ 21 ] 吴凤霞, 李纯厚, 戴明, 等. 大亚湾初级生产力人工神经网络预测模型研究[J]. *海洋环境科学*, 2009, **28**(6): 652-656.
- [ 22 ] Eppley R W, Stewart E, Abbott M R. Estimating ocean primary production from satellite chlorophyll introduction to regional differences and statistic for the Southern California Bight [J]. *Journal of Plankton Research*, 1985, **7**(1): 57-70.
- [ 23 ] Platt T, Caverhill C, Sathyendranath S. Basin-scale estimates of oceanic primary production by remote sensing: the north Atlantic [J]. *Journal of Geophysical Research*, 1991, **96**(C8): 15147-15159.
- [ 24 ] Morel A. Light and marine photosynthesis: a spectral model with geochemical and climatological implications [J]. *Progress in Oceanography*, 1991, **26**(3): 263-306.
- [ 25 ] 蔡后建, 陈宇伟, 蔡启铭. 太湖梅梁湾口浮游植物初级生产力及其相关因素关系的研究[J]. *湖泊科学*, 1994, **6**(4): 340-347.
- [ 26 ] Behrenfeld M J, Falkowski P G. Photosynthetic rates derived from satellite-based chlorophyll concentration[J]. *Limnology and Oceanography*, 1997, **42**(1): 1-20.
- [ 27 ] 李国胜, 王芳. 东海初级生产力遥感反演及其时空演化机制[J]. *地理学报*, 2003, **58**(4): 483-493.
- [ 28 ] Sun D Y, Li Y M, Wang Q, *et al.* Parameterization of water component absorption in an inland eutrophic lake and its seasonal variability: a case study in Lake Taihu[J]. *International Journal of Remote Sensing*, 2009, **30**(13): 3549-3571.
- [ 29 ] Kirk J T O. Light and photosynthesis in aquatic ecosystem[D]. Cambridge, Britain: CambridgeUniversity Press, 1994.
- [ 30 ] Huovinen P S, Penttö H, Soimasuo M R. Spectral attenuation of solar ultraviolet radiation in humic lakes in Central Finland[J]. *Chemosphere*, 2003, **51**(3): 205-214.
- [ 31 ] Mueller J L, Fargion G S, Zaneveld R V, *et al.* Ocean optics protocols for satellite ocean color sensor validation[R]. Revision 4. Volume IV. NASA, 2003.
- [ 32 ] 唐军武, 田国良, 汪小勇, 等. 水体光谱测量与分析 I: 水面以上测量法[J]. *遥感学报*, 2004, **8**(1): 37-44.
- [ 33 ] Mueller J L, Austin R W. Ocean Optics Protocols for SeaWiFS Validation, Rev1[R]. NASA Technical Memorandum 104566, SeaWiFS Technical Report Series, 1995.
- [ 34 ] Thuillier G, Herse M, Labs D, *et al.* The solar spectral irradiance from 200 to 2400 as measured by the SOLSPEC spectrometer from the ATLAS and EURECA mission [J]. *Solar Physics*, 2003, **214**(1): 1-22.
- [ 35 ] 张运林, 秦伯强, 朱广伟, 等. 杭州西湖水体光学状况及影响因子分析[J]. *长江流域资源与环境*, 2005, **14**(6): 744-749.
- [ 36 ] 高姗. 基于遥感的南海初级生产力时空变化特征与环境影响因素研究[D]. 北京: 中国气象科学研究院, 2008.
- [ 37 ] 王华, 逢勇, 张刚, 等. 滨江潮汐型水体水下光场时空分布模拟[J]. *北京理工大学学报*, 2009, **29**(6): 547-551.
- [ 38 ] 张运林, 秦伯强, 胡维平, 等. 太湖典型湖区真光层深度的时空变化及其生态意义[J]. *中国科学(D辑): 地球科学*, 2006, **36**(3): 287-296.
- [ 39 ] 赵巧华, 王鑫, 李俊生, 等. 太湖梅梁湾下行漫射衰减系数的特征分析[J]. *遥感学报*. 2008, **12**(1): 128-134.
- [ 40 ] Leathers R A, McCormick N J. Ocean inherent optical property estimation from irradiance[J]. *Applied Optics*, 1997, **36**(33): 8685-8698.