

## 云南程海真光层深度的时空分布及其影响因子\*

李凯迪<sup>1,2</sup>, 周远洋<sup>1,2</sup>, 周起超<sup>2,3\*\*</sup>, 董云仙<sup>2</sup>, 张运林<sup>3</sup>, 常军军<sup>1</sup>, 陈乐<sup>1,2</sup>, 陆轶峰<sup>1\*\*</sup>

(1: 云南大学生态学与环境学院, 昆明 650500)

(2: 云南省环境科学研究院(中国昆明高原湖泊国际研究中心) 云南省高原湖泊流域污染过程与管理重点实验室, 昆明 650034)

(3: 中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊与环境国家重点实验室, 南京 210008)

**摘要:** 程海位于云南省丽江市永胜县, 是高原封闭型深水湖泊的典型代表。为了揭示程海真光层深度的时空分布及其影响因子, 于2016年3月—2017年2月在程海布设9个点位开展逐月调查。结果显示: 光合有效辐射漫射衰减系数、真光层深度的年均值分别为  $1.06 \pm 0.25 \text{ m}^{-1}$ 、 $4.64 \pm 1.27 \text{ m}$ ; 空间变化方面, 无论“北、中、南部”还是“西、中、东部”, 全年、逐月及雨旱季的真光层深度均无显著差异; 时间变化方面, 5月的真光层深度最高( $6.49 \pm 1.03 \text{ m}$ )、7月的最低( $3.63 \pm 0.48 \text{ m}$ ), 且全年、雨季、旱季的各月份间差异显著; 回归分析发现, 浮游植物生物量是程海真光层深度的最主要影响因子, 悬浮物浓度次之(主要在雨季), 有色可溶性有机物的影响甚微。为进一步识别程海真光层深度的间接影响因子, 本文还分析了浮游植物生物量与生态因子的相关性。本研究可为程海的保护和治理积累数据并提供借鉴。

**关键词:** 真光层; 漫射衰减系数; 光合有效辐射; 浮游植物; 雨旱季; 云贵高原; 程海

## Temporal-spatial distribution of euphotic depth and its influencing factors in Lake Chenghai, Yunnan Province, China

LI Kaidi<sup>1,2</sup>, ZHOU Yuanyang<sup>1,2</sup>, ZHOU Qichao<sup>2,3\*\*</sup>, DONG Yunxian<sup>2</sup>, ZHANG Yunlin<sup>3</sup>, CHANG Junjun<sup>1</sup>, CHEN Le<sup>1,2</sup> & LU Yifeng<sup>1\*\*</sup>

(1: School of Ecology and Environmental Science, Yunnan University, Kunming 650500, P.R.China)

(2: Yunnan Key Laboratory of Pollution Process and Management of Plateau Lake-Watershed, Yunnan Institute of Environmental Science (Kunming China International Research Center for Plateau Lakes), Kunming 650034, P.R.China)

(3: State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P.R.China)

**Abstract:** Lake Chenghai is a plateau-enclosed deep lake located in Yongsheng County, Lijiang City, Yunnan Province, China. To understand the temporal-spatial distribution of euphotic depth and its influencing factors, we carried out field investigations including nine sampling sites in the lake from March 2016 to February 2017. The results showed that the mean value of the attenuation coefficient of photosynthetically active radiation and the euphotic depth were  $1.06 \pm 0.25 \text{ m}^{-1}$  and  $4.64 \pm 1.27 \text{ m}$ , respectively. There were no significant difference in the spatial distribution of the euphotic depth in the whole year, months, rainy and dry seasons. Meanwhile, the euphotic depth were significantly different among months (throughout the whole year, as well as in the rainy and dry seasons), and the highest and the lowest monthly value of euphotic depth were  $6.49 \pm 1.03 \text{ m}$  (May) and  $3.63 \pm 0.48 \text{ m}$  (July), respectively. Moreover, the phytoplankton biomass was the main regulating factor that controlling the euphotic depth, and the impact of suspended solids on euphotic depth was found in rainy season, few impact of chromophoric dissolved organic matter on euphotic depth was detected. To further test the indirect influencing factors that affecting euphotic depth, the Spearman correla-

\* 国家重点研发计划项目(2017YFA0605202)、国家自然科学基金项目(41601208, 41621002)、中国科学院前沿科学重点研究项目(QYZDB-SSW-DQC016)和云南省环境科学研究院创新团队计划项目联合资助。2018-04-26 收稿; 2018-06-21 收修改稿。李凯迪(1992~), 男, 硕士研究生; E-mail: kaidili1028@163.com。周远洋(1993~)(并列第一作者), 男, 硕士; E-mail: zhouy777@126.com。

\*\* 通信作者; E-mail: qchzhou@gmail.com, lyftoday@126.com。

tion between the phytoplankton biomass and its ecological factors was also conducted. This study could accumulate the limnological data and provide the reference for the environmental protection of Lake Chenghai.

**Keywords:** Euphotic zone; diffuse attenuation coefficient; photosynthetically active radiation; phytoplankton; rainy and dry seasons; Yunnan-Guizhou Plateau; Lake Chenghai

真光层是支持净初级生产力的水层,为了研究的方便和统一性,现普遍将水表光合有效辐射(photosynthetically active radiation, PAR, 400~700 nm)强度的1%深度作为真光层深度(euphotic depth,  $D_{eu}$ )的界定标准<sup>[1]</sup>. 真光层深度能比透明度更为准确地表征水体的清澈程度,是水体表观光学特性的重要参数之一<sup>[2]</sup>,直接影响到浮游植物和沉水植物的分布以及水体初级生产力<sup>[3-5]</sup>. 真光层深度的变化常受人射光强<sup>[1]</sup>以及水体中的纯水、有色可溶性有机物(chromophoric dissolved organic matter, CDOM)、浮游植物和非色素颗粒物4种光学活性物质的影响<sup>[3]</sup>. 一般而言,真光层深度的分布有不同程度的时空异质性,空间上同一湖泊真光层深度会表现出离岸与近岸的区别<sup>[6]</sup>,时间上由于季节变化及雨旱季降雨差别带来的悬浮物(suspended solids, SS)、CDOM等光学活性物质和生源要素输入的影响,进而改变湖泊光学活性物质组成,故而真光层深度及其主要影响因子(相对贡献权重)亦会产生变化<sup>[6-9]</sup>. 同时,浮游植物作为真光层深度的影响因子之一,在清澈型和浑浊型(藻型)水体中均扮演着重要角色<sup>[6,10]</sup>;浮游植物的大量生长是水体富营养化的重要现象之一<sup>[11]</sup>,常受光照、温度、营养盐等多种环境因子的影响<sup>[12-13]</sup>,且浮游植物的大量生长势必会进一步改变真光层深度,尤其在藻型湖泊中可能扮演着更为重要的角色,国内外均有研究发现在富营养化程度增加的水体,浮游植物是影响真光层深度的主要因子<sup>[14-15]</sup>. 伴随着降雨和其他理化条件的变化,浮游植物和其他光学活性物质组成的变化及其对真光层深度的影响孰轻孰重的问题亟需回答.

程海是云南省九大高原湖泊之一,世界三大螺旋藻养殖基地之一,主导功能为工农业用水<sup>[16]</sup>;程海地处金沙江干热河谷区,旱雨季分明,年降雨量约为950.8 mm,其中近95%集中在雨季(5—10月). 据《永胜县志》记载,程海水位于1690年开始逐年下降,逐渐演变成闭流性湖泊,随后水体营养物质积累、富营养化进程加快<sup>[17]</sup>,发生藻类水华<sup>[18]</sup>,加之流域污染物排放<sup>[19]</sup>和土地利用变化<sup>[20]</sup>等,势必会对真光层深度产生重要影响. 基于光对湖泊生态系统的驱动作用和程海面临的生态环境问题,开展真光层特性研究显得十分必要;然而,程海光学特性的研究匮乏,已有研究只涉及了少量的程海样本<sup>[21-23]</sup>,对程海真光层深度的时空分布及其影响因子知之甚少. 因此,本文基于2016年3月—2017年2月在程海开展的逐月调查,研究了真光层深度在逐月、旱雨季及其关键转换期和全年时间尺度以及南中北部、东中西部空间尺度上的异质性,以及不同时期的真光层深度与SS、浮游植物、CDOM、碳特异性UV吸光度(carbon specific UV absorbance at 254 nm,  $SUVA_{254}$ )等因子的关系,旨在探明基于程海地理气候与湖沼特征的真光层深度及其影响因子的可能变化问题;在此基础上,鉴于浮游植物生物量对程海真光层深度的重要影响作用,进一步分析浮游植物生物量与水温、氮、磷、营养盐等因子的相关性,探究程海真光层深度的间接影响因子. 本研究一方面可为程海积累有关历史数据,另一方面希望能从湖泊光学角度为程海的保护与治理提供借鉴.

## 1 材料与方法

### 1.1 程海概况

程海(26°27′~26°38′N, 100°38′~100°41′E),断陷封闭型湖泊,地处青藏高原与云贵高原的衔接部位,丽江市永胜县西南向20.0 km处;运行水位1499.2~1501.0 m,面积74.6 km<sup>2</sup>,蓄水量19.8×10<sup>8</sup> m<sup>3</sup>,湖床倾斜度大,浅水区域较少,80%的水域水深达20 m,目前属于中营养湖泊;程海地处云南高原亚热带西南季风气候区,年降雨量950.8 mm,旱雨季分明,5—10月即雨季的降雨量将近全年的95%,其中7月降雨量最为充沛、8月次之<sup>[16,19,24]</sup>.

### 1.2 采样信息和指标测定

在程海北部(1<sup>#</sup>、2<sup>#</sup>、3<sup>#</sup>)、中部(4<sup>#</sup>、5<sup>#</sup>、6<sup>#</sup>)、南部(7<sup>#</sup>、8<sup>#</sup>、9<sup>#</sup>)设置3个断面,每个断面布设西部(1<sup>#</sup>、4<sup>#</sup>、7<sup>#</sup>)、中部(2<sup>#</sup>、5<sup>#</sup>、8<sup>#</sup>)、东部(3<sup>#</sup>、6<sup>#</sup>、9<sup>#</sup>)3个采样点,共计9个采样点(图1). 于2016年3月—2017年2月,进行逐月采样,累计采集12个月的数据(研究期间,2017年5—10月视为雨季,其余月份视为旱季). 各点位均

用 PUV-2500 水下剖面辐射仪 (Biospherical Instruments Inc., USA) 测定不同深度的 PAR 强度, 再根据指数拟合计算漫射衰减系数 ( $K_d$ )<sup>[23]</sup>, 测定及拟合深度范围为 0~2.5 m. 根据下式计算  $D_{eu}$ <sup>[1]</sup>:

$$D_{eu} = 4.605 / K_d \tag{1}$$

式中,  $D_{eu}$  为真光层深度, m;  $K_d$  为漫射衰减系数,  $m^{-1}$ .

用赛氏盘测定水体透明度 (SD), 用多参数水质监测仪 (6600, Yellow Springs Instruments, USA) 测定水柱剖面的水温 (WT)、电导率 (EC) 和盐度 (Sal), 选取约水下 0.5 m 处的值代表水柱表层的相应参数. 与此同时, 采集各点位水下 0.5 m 水样, 用于测定其他相关指标: 化学耗氧量 ( $COD_{Mn}$ )、总氮 (TN)、总磷 (TP)、溶解态总氮 (DTN)、溶解态总磷 (DTP)、SS、叶绿素 a (Chl.a) 浓度, 测定方法参照文献[25]; 本研究中, 以叶绿素 a 浓度表征浮游植物生物量. CDOM 光谱吸收系数的测定、校正和计算参照文献[26], 以 440 nm 的吸收系数 ( $\alpha_g(440)$ ) 表征 CDOM 相对丰度<sup>[23]</sup>; DOC 浓度通过高温燃烧法测定, 参照文献[7]; 用 254 nm 的吸收系数 ( $\alpha_g(254)$ ) 和 DOC 浓度计算  $SUVA_{254}$ , 其数值可间接表征陆源有机类物质<sup>[27]</sup>.

1.3 统计分析

雨旱季各因子间差异分析采用 Mann-Whitney U 检验;  $D_{eu}$  和 Chl.a 空间差异比较采用 Kruskal-Wallis H 检验;  $D_{eu}$  与 Chl.a 浓度、SS 浓度、 $\alpha_g(440)$  及  $SUVA_{254}$  的回归分析采用一元回归和多元逐步回归; Chl.a 浓度与各参数的相关性采用 Spearman 相关性分析. 以上分析方法均利用 SPSS 23.0 软件完成.

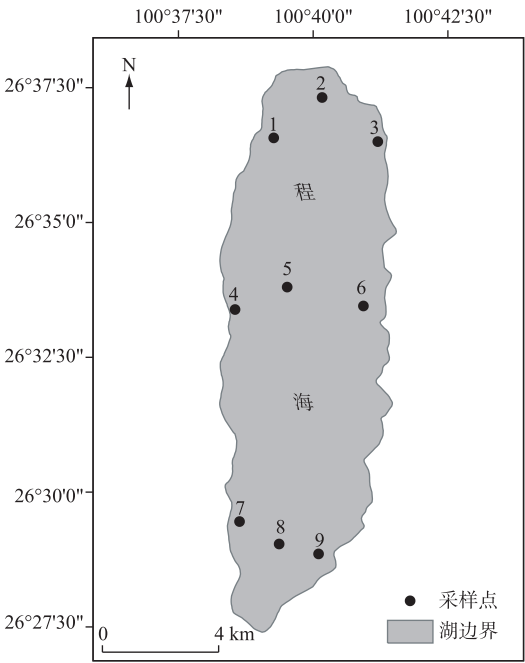


图 1 程海采样点分布  
Fig.1 Distribution of sampling sites in Lake Chenghai

2 结果

2.1 水柱表层理化参数

研究期间, 程海雨季水柱表层 WT、TN 浓度、 $COD_{Mn}$  浓度、Chl.a 浓度显著大于旱季, 而 SD 和  $SUVA_{254}$  显著小于旱季, 其中 SS 浓度、Chl.a 浓度、 $\alpha_g(440)$  以及  $SUVA_{254}$  年均值分别为  $4.78 \pm 3.54$  mg/L、 $33.97 \pm 20.43$   $\mu g/L$ 、 $0.47 \pm 0.22$   $m^{-1}$ 、 $2.27 \pm 3.07$   $Lmg/(C \cdot m)$  (表 1).

表 1 程海水柱表层有关参数  
Tab.1 Some parameters in the surface of water column in Lake Chenghai

参数	雨季		旱季		全年
	平均值±标准差	范围	平均值±标准差	范围	平均值±标准差
SD/m <sup>a</sup> **	1.56±0.38	0.98~2.50	1.91±0.32	0.90~2.65	1.74±0.39
EC/(mS/cm) <sup>b</sup>	1.26±0.02	1.22~1.28	1.27±0.01	1.25~1.29	1.26±0.02
Sal/(ng/L) <sup>b</sup>	0.63±0.01	0.61~0.64	0.64±0.01	0.63~0.65	0.63±0.01
WT/°C <sup>c</sup> **	23.38±2.34	18.30~25.79	16.88±2.57	13.29~22.51	20.04±4.08
TN/(mg/L) <sup>**</sup>	0.97±0.24	0.68~1.67	0.81±0.09	0.65~0.99	0.89±0.19
TP/(mg/L) <sup>d</sup>	0.05±0.02	0.02~0.08	0.05±0.01	0.03~0.07	0.05±0.01
DTN/(mg/L)	0.69±0.10	0.55~0.96	0.66±0.11	0.41~0.89	0.67±0.11
DTP/(mg/L) <sup>d</sup>	0.02±0.01	0.003~0.05	0.02±0.01	0.003~0.03	0.02±0.01
COD <sub>Mn</sub> /(mg/L) <sup>**</sup>	5.42±0.74	4.12~7.10	4.35±0.67	3.32~5.74	4.87±0.88
SS/(mg/L)	4.21±2.07	0.33~9.20	5.32±4.46	0.67~16.67	4.78±3.54
Chl.a/(μg/L) <sup>**</sup>	41.52±23.63	11.90~112.87	26.84±13.63	9.46~56.77	33.97±20.43
DOC/(mg/L) <sup>e</sup>	6.83±1.35	4.36~9.65	6.74±1.90	0.43~10.97	6.79±1.62
α <sub>g</sub> (440)/m <sup>-1e</sup>	0.42±0.17	0.25~1.02	0.52±0.26	0.24~1.36	0.47±0.22
SUVA <sub>254</sub> /(Lmg/(C·m)) <sup>e</sup> **	1.88±0.18	1.40~2.50	2.73±4.48	1.59~31.70	2.27±3.07
K <sub>d</sub> /m <sup>-1d</sup>	1.05±0.27	0.43~1.60	1.07±0.22	0.65~1.70	1.06±0.25
D <sub>eu</sub> /m <sup>d</sup>	4.76±1.51	2.87~10.71	4.50±0.93	2.71~7.04	4.64±1.27

\*\* 表示雨旱季差异极显著( $P<0.01$ )。因部分数据缺失导致有关指标样本量减少,a 表示雨季  $N=45$ ,旱季  $N=45$ ,全年  $N=90$ ;b 表示雨季  $N=41$ ,旱季  $N=18$ ,全年  $N=59$ ;c 表示雨季  $N=49$ ,旱季  $N=52$ ,全年  $N=101$ ;d 表示雨季  $N=51$ ,旱季  $N=45$ ,全年  $N=96$ ;e 表示雨季  $N=51$ ,旱季  $N=44$ ,全年  $N=95$ ;其他,雨季  $N=51$ ,旱季  $N=54$ ,全年  $N=105$ 。

## 2.2 $D_{eu}$ 的时空分布

程海全年  $K_d$  为  $1.06\pm0.25\text{ m}^{-1}$  (变化范围为  $0.43\sim1.70\text{ m}^{-1}$ );  $D_{eu}$  为  $4.64\pm1.27\text{ m}$  (变化范围为  $2.71\sim10.71\text{ m}$ )。时间变化方面,雨季  $D_{eu}$  均值为  $4.76\pm1.51\text{ m}$ ,旱季  $D_{eu}$  均值为  $4.50\pm0.93\text{ m}$ ,旱、雨季间没有显著差异(表 1),但旱季、雨季均检测出了月份间的显著性差异( $P<0.05$ );5—6 月,  $D_{eu}$  均值和中位数分别由  $6.49\pm1.03\text{ m}$  和  $6.25\text{ m}$  降至  $5.21\pm0.85\text{ m}$  和  $5.21\text{ m}$ ,随后在 7 月出现最低值,其均值和中位数分别为  $3.93\pm0.49\text{ m}$  和  $4.01\text{ m}$ ;10—11 月,  $D_{eu}$  均值和中位数分别由  $4.65\pm0.87\text{ m}$  和  $4.80\text{ m}$  升至  $5.08\pm1.03\text{ m}$  和  $5.27\text{ m}$ (图 2a)。空间分布方面,北部  $D_{eu}$  年均值为  $4.74\pm1.45\text{ m}$ ,中部年均值为  $4.66\pm0.97\text{ m}$ ,南部年均值为  $4.48\pm1.36\text{ m}$ ,北、中、南部无显著性差异;若以东西向划分,西部年均值为  $4.73\pm1.18\text{ m}$ ,中部年均值为  $4.84\pm1.59\text{ m}$ ,东部年均值为  $4.29\pm1.02\text{ m}$ ,西、中、东部无显著差异(图 3);不论逐月、旱季或雨季,  $D_{eu}$  在空间分布上均无显著差异(图 3 和图 4)。

## 2.3 $D_{eu}$ 与 Chl.a 浓度、SS 浓度、 $\alpha_g(440)$ 及 SUVA<sub>254</sub> 的回归分析

考虑到程海  $D_{eu}$  空间分布上无显著性差异,本部分内容仅涉及了时间层面的分析。将程海全年、雨季、旱季和逐月的  $D_{eu}$  与 Chl.a 浓度、SS 浓度、 $\alpha_g(440)$  及 SUVA<sub>254</sub> 均进行对数转换后进行回归分析(图 5)。结果表明全年  $D_{eu}$  仅与 Chl.a 呈显著负相关(图 5)。雨季,  $D_{eu}$  与 SS 浓度(图 5a)和 Chl.a 浓度(图 5b)均呈显著负相关,其中 7 月的  $D_{eu}$  与 SS 浓度和 Chl.a 浓度关系显著( $\ln(D_{eu}) = -1.8254\ln(C_{SS} + 1) + 4.3029$  ( $R^2 = 0.66$ ,  $P<0.01$ ,  $N=9$ ),  $\ln(D_{eu}) = -2.2117\ln(C_{Chl.a}) + 6.8001$  ( $R^2 = 0.66$ ,  $P<0.01$ ,  $N=9$ ));8 月,  $D_{eu}$  与 SUVA<sub>254</sub> 呈显著负相关( $\ln(D_{eu}) = -0.0958\ln(\text{SUVA}_{254}) + 0.7076$  ( $R^2 = 0.47$ ,  $P<0.05$ ,  $N=9$ ))。旱季,  $D_{eu}$  仅与 Chl.a 浓度呈显著负相关(图 5b),其中 11 月  $D_{eu}$  与 Chl.a 浓度的相关性显著( $\ln(D_{eu}) = -1.2296\ln(C_{Chl.a}) + 5.0591$  ( $R^2 = 0.71$ ,  $P<0.01$ ,  $N=9$ ))。不论全年还是雨季或旱季,  $D_{eu}$  与  $\alpha_g(440)$  和 SUVA<sub>254</sub> 均无显著相关性(图 5c 和 d)。将旱雨季转换期(4—5 月)和雨旱季转换期(10—11 月)的  $\ln(D_{eu})$  分别与上述经对数转化的因子进行回归,结果显示:旱雨季转换期未检出显著性关系;雨旱季转换期  $D_{eu}$  与 Chl.a 浓度呈显著负相关( $\ln(D_{eu}) = -1.0763\ln$

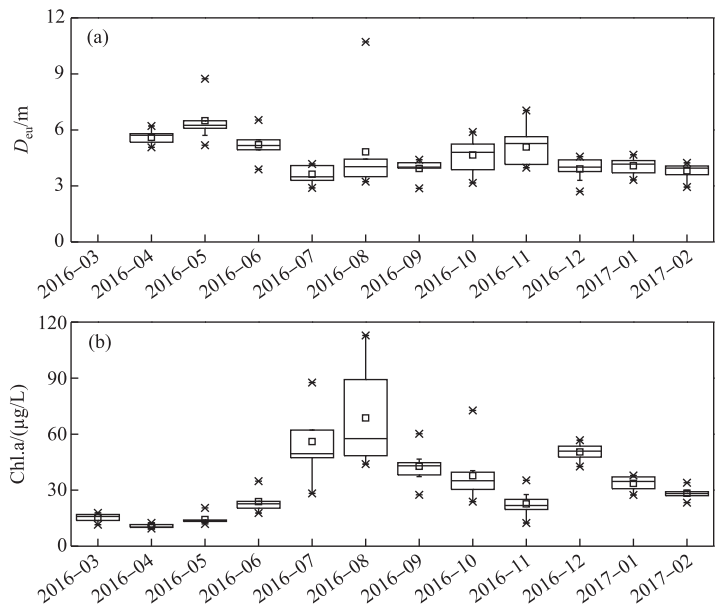


图 2 程海  $D_{eu}$  和 Chl.a 浓度逐月值变化箱形图 (2016 年 3 月真光层数据缺失)

Fig.2 Box chart of monthly changes of  $D_{eu}$  and Chl.a concentration in Lake Chenghai (no  $D_{eu}$  data in March 2016)

( $C_{Chl.a}$ )+5.0156,  $R^2 = 0.30, P < 0.05, N = 18$ ), 与 SS 浓度呈轻微显著正相关 ( $\ln(D_{eu}) = 1.5155\ln(C_{SS} + 1) - 0.8354, R^2 = 0.22, P = 0.047 < 0.05, N = 18$ ). 为了进一步探讨  $D_{eu}$  的主要影响因子, 将雨季、旱季和全年的  $\ln(D_{eu})$  与  $\ln(C_{Chl.a})$ 、 $\ln(C_{SS} + 1)$ 、 $\ln(\alpha_g(440) + 1)$  和  $\ln(SUVA_{254})$  进行多元逐步回归, 构建的回归方程均只包含了  $\ln(C_{Chl.a})$  (表 2).

表 2  $\ln(D_{eu})$  与  $\ln(C_{Chl.a})$ 、 $\ln(C_{SS} + 1)$ 、 $\ln(\alpha_g(440) + 1)$  和  $\ln(SUVA_{254})$  的多元逐步回归\*

Tab.2 Stepwise regression between  $\ln(D_{eu})$  and  $\ln(C_{Chl.a})$ ,  $\ln(C_{SS} + 1)$ ,  $\ln(\alpha_g(440) + 1)$  and  $\ln(SUVA_{254})$

季节	多元逐步回归方程	$R^2$	$P$
雨季 ( $N = 51$ )	$\ln(D_{eu}) = 2.667 - 0.671\ln(C_{Chl.a})$	0.44	< 0.0001
旱季 ( $N = 45$ )	$\ln(D_{eu}) = 2.429 - 0.815\ln(C_{Chl.a})$	0.65	< 0.0001
全年 ( $N = 96$ )	$\ln(D_{eu}) = 2.491 - 0.684\ln(C_{Chl.a})$	0.46	< 0.0001

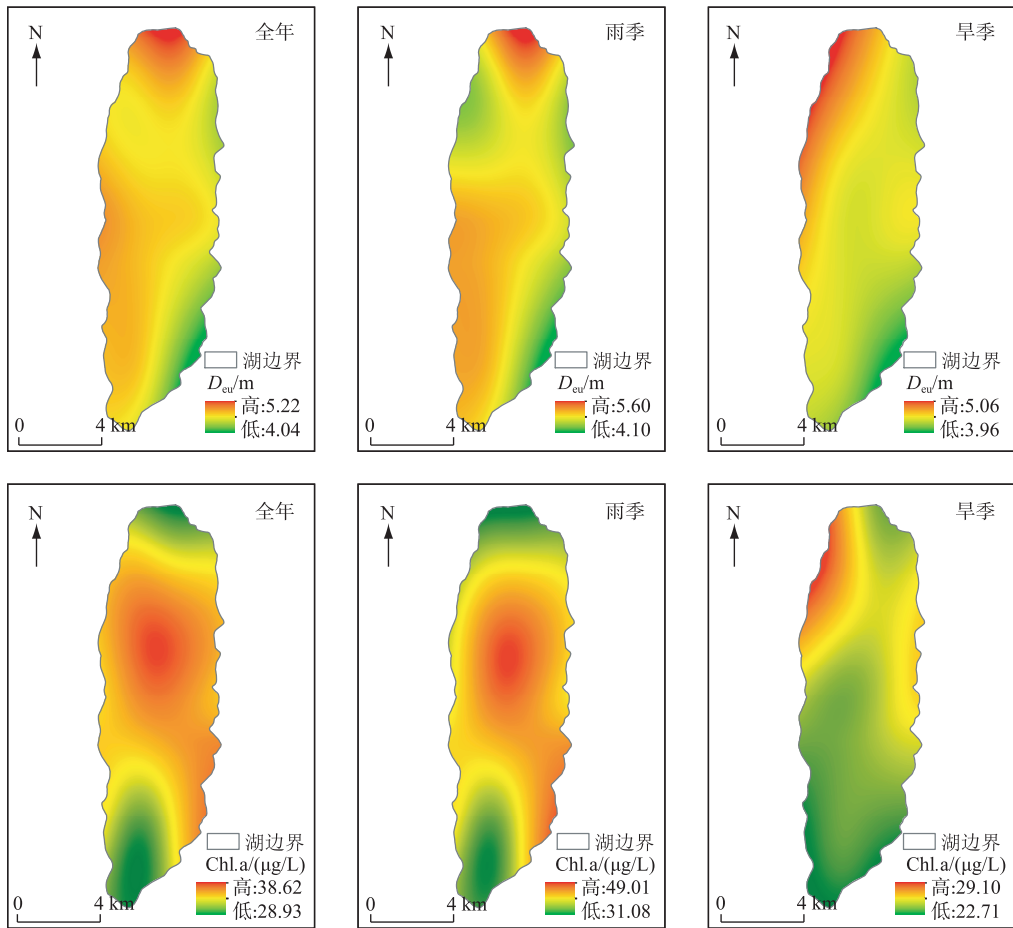
\* 表中只列出了有显著关系的多元逐步回归方程.

2.4 Chl.a 浓度时空分布及其与各参数的相关性

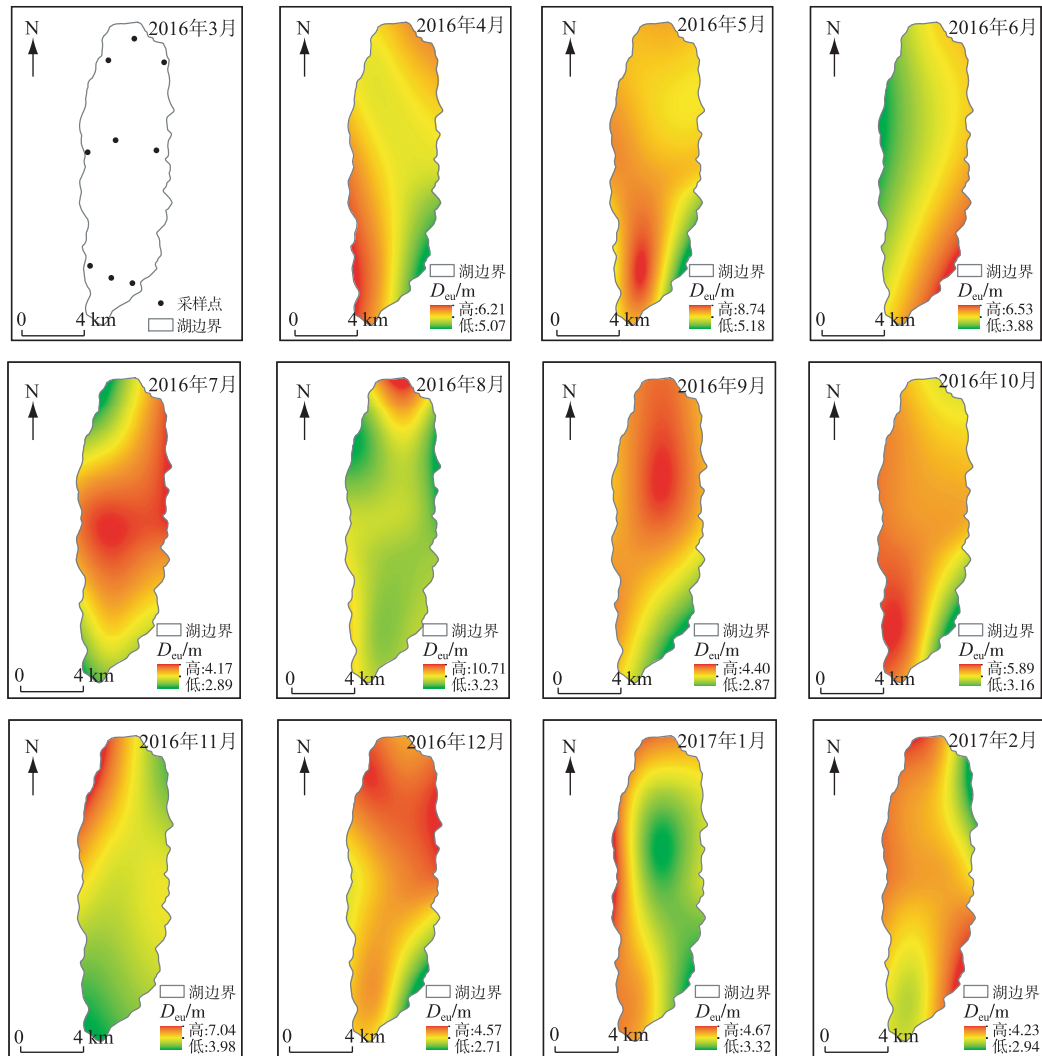
时间变化方面, 雨季的 Chl.a 浓度 ( $41.52 \pm 23.63 \mu\text{g/L}$ ) 显著大于旱季 ( $26.84 \pm 13.63 \mu\text{g/L}$ ) (表 1); 4—5 月, Chl.a 浓度均值由  $10.75 \pm 1.04 \mu\text{g/L}$  上升至  $14.28 \pm 2.59 \mu\text{g/L}$ ; 10—11 月, Chl.a 浓度均值由  $37.73 \pm 14.17 \mu\text{g/L}$  下降至  $22.61 \pm 6.36 \mu\text{g/L}$  (图 2b). 空间变化方面 (东、中、西部以及南、中、北部), Chl.a 浓度在全年、逐月、雨季或旱季均无显著差异 (图 3 和图 6, 部分月份  $P$  值接近但大于 0.05). 由于程海全年、雨季和旱季的  $D_{eu}$  均与 Chl.a 浓度呈显著负相关, 在此基础上, 进一步分析了 Chl.a 浓度与有关参数的相关性, 结果显示: 雨季, Chl.a 浓度与 WT、TN 浓度、 $\text{COD}_{Mn}$  浓度和 SS 浓度均呈显著正相关, 与 SD 和 DTP 浓度呈显著负相关; 旱季, Chl.a 浓度与 WT、TN 浓度和 DTN 浓度呈显著正相关, 与  $\text{COD}_{Mn}$  浓度呈显著负相关; 全年, Chl.a 浓度与 WT、TN 浓度、DTN 浓度和 SS 浓度呈显著正相关, 与 SD、TP 浓度和 DTP 浓度呈显著负相关 (表 3).

3 讨论

$D_{eu}$  及其影响因子因水体 (湖泊) 所处的地理位置和营养状态等不同而存在个体差异<sup>[23]</sup>, 浮游植物在清

图3 程海全年、雨季和旱季  $D_{eu}$  和 Chl.a 浓度均值的空间分布Fig.3 Spatial distributions of the mean vaules of  $D_{eu}$  and Chl.a concentration throughout the whole year and during the rainy and dry seasons in Lake Chenghai

澈型和浑浊型(藻型)水体中均扮演着重要角色。如,在海洋 I 类水体中, $D_{eu}$ 可以根据其与 Chl.a 浓度关系式加以确定<sup>[10]</sup>;屈月明等<sup>[14]</sup>对我国丹江口水库真光层深度分布特征研究发现,在发生藻类水华的区域,浮游植物是影响  $D_{eu}$  的主要因素;在荷兰西部高度富营养化的内陆湖泊中,光的衰减主要受浮游植物的影响<sup>[15]</sup>;或不同于浅水湖泊中 SS 的作用<sup>[6, 28]</sup>。CDOM 作为 DOC 的重要组成部分<sup>[29]</sup>,对  $D_{eu}$  的分布也起到至关重要的作用<sup>[30-32]</sup>,如阿根廷的埃斯孔迪多贫营养湖,CDOM 是调节可见光衰减的重要因素<sup>[33]</sup>;抚仙湖夏季,CDOM 是影响  $D_{eu}$  的主要因子之一<sup>[8]</sup>。本研究中,程海全年、雨季和旱季,包括旱雨季及雨旱季转换期间, $D_{eu}$  均与 Chl.a 浓度呈显著负相关,Chl.a 浓度变化能很好地解释程海  $D_{eu}$  的变化;构建的多元逐步回归方程中均只包含 Chl.a 浓度,进一步说明程海  $D_{eu}$  分布主要受浮游植物的影响。同时,旱季  $D_{eu}$  与 Chl.a 浓度回归分析的  $R^2$  明显大于雨季,表明雨季除浮游植物外,还存在其他因子对  $D_{eu}$  分布产生影响。雨季期间离岸悬浮物已被证明是程海沉积物的重要来源<sup>[34]</sup>,本研究的回归分析显示雨季  $D_{eu}$  与 SS 浓度存在显著负相关,说明雨季  $D_{eu}$  的分布与 SS 浓度有关,暗示程海雨季期间存在陆源 SS 通过地表径流输入到湖泊对  $D_{eu}$  产生影响的可能,这在降雨最充沛的 7 月表现突出。此外,本研究并未检出  $\alpha_s(440)$  与  $D_{eu}$  的显著关系,说明 CDOM 对程海可见光衰减的影响很小,这与张运林等<sup>[22]</sup>对云南高原湖泊光学特性的研究结果一致,即对于  $SD > 1 m$  的湖泊,CDOM 对光的吸收明显集中在 400 nm 以下的紫外波段;然而,这并不排除个别降雨充沛月份(如 8 月)陆源溶解性

图4 程海各月  $D_{eu}$  的空间分布(2016年3月数据缺失)Fig.4 Spatial distributions of monthly  $D_{eu}$  in Lake Chenghai (no data in March 2016)

有机质的影响。

一般而言,同一水体  $D_{eu}$  存在不同程度的时空异质性,湖心与离岸区域  $D_{eu}$  差别较大,张运林等<sup>[6]</sup>对太湖  $D_{eu}$  时空分布的研究结果显示,由于风浪导致的再悬浮作用,太湖  $D_{eu}$  湖心值小于近岸值,空间分布存在显著性差异;周起超等<sup>[8]</sup>针对抚仙湖  $D_{eu}$  分布特性的研究表明,受不同区域 CDOM 浓度差别的影响(与地表径流输入有关),抚仙湖南部的  $D_{eu}$  显著高于北部。程海具有相对独特的水文水动力特征,入湖河流相对均匀地分布于四周,尽管氮磷入湖负荷具有空间异质性(南岸明显高于北岸、东西岸无明显差异)<sup>[19]</sup>,但由于主导风向(南风)引发的风生流及其他可能的水动力作用,程海水体空间分布或更在于湖内自身调节,如邹锐等<sup>[35]</sup>的模拟结果表明基于仙人河引水的水位调控对程海水质的影响有限;类似地,这可能也是间接导致  $D_{eu}$  无显著空间差异的重要原因。在时间变化方面,由于水环境质量的差别和气象条件的季节性差异,以及雨季河流携带大量陆源污染入湖<sup>[36]</sup>,加上雨旱季浮游植物生物量差异等原因<sup>[37]</sup>, $D_{eu}$  亦会存在显著差异<sup>[9]</sup>。本研究,  $D_{eu}$  虽未在整体上表现出旱季和雨季的显著差异,但由于浮游植物(及雨季 SS 浓度的部分影响)的主



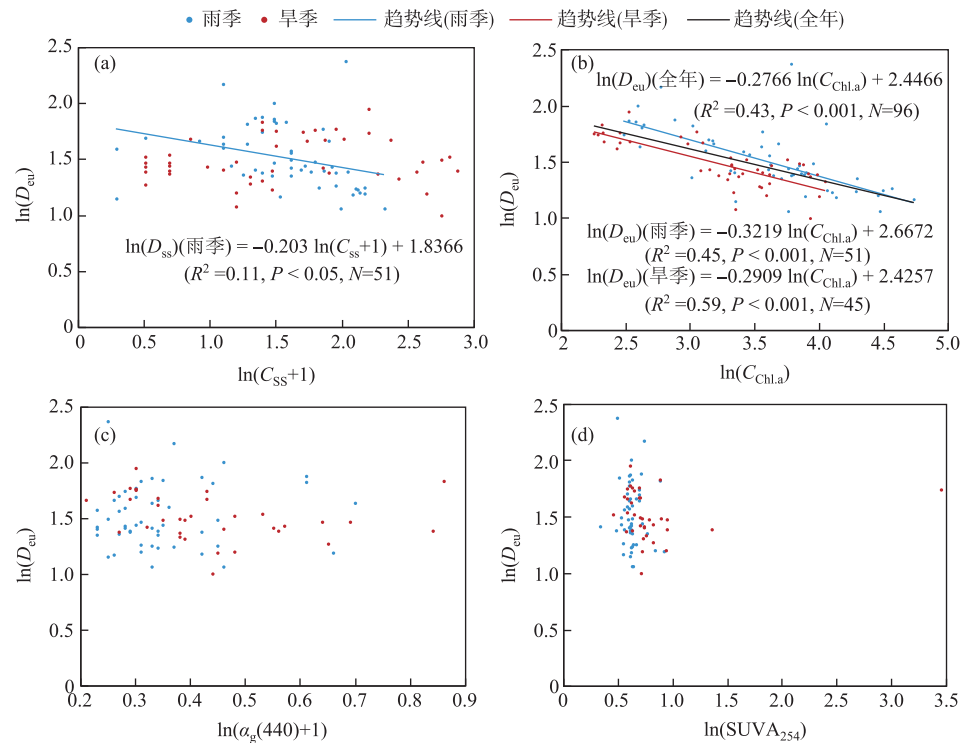


图 5  $D_{eu}$  与 Chl.a 浓度、SS 浓度、 $\alpha_g(440)$  及  $SUVA_{254}$  的回归分析(图中只列出存在显著性关系的趋势线)

Fig.5 Regression analysis between  $D_{eu}$  and Chl.a concentration, SS concentration,  $\alpha_g(440)$  and  $SUVA_{254}$  (only the significant fitting linear was shown)

要调控作用,  $D_{eu}$  呈现出了明显的时间异质性: 从进入雨季开始到雨量最充沛的月份(5—7月),  $D_{eu}$  逐月下降; 随着雨量减少至雨季结束(8—11月),  $D_{eu}$  呈上升趋势;  $D_{eu}$  在旱季、雨季内的变化亦呈现出了显著性差异。需要指出的是, 虽然浮游植物的生长具有四季的季节性特征, 但因缺失 3 月的真光层数据导致春季的样本量相对不足(初步结果: 春季的  $D_{eu}$  显著大于其他 3 个季节, 夏、秋、冬季则无显著性差异), 本研究并未开展 4 个季节的分析。

鉴于浮游植物生物量对程海真光层深度的重要影响, 本研究进一步分析了浮游植物生物量的影响因子(即真光层深度的间接影响因子)。一般而言, 浮游植物的生长受光照、温度、营养盐等多种环境因子共同影响<sup>[12-13]</sup>。本研究中, Chl.a 浓度与 SD 的负相关, 更可能是由于浮游植物对可见光衰减的贡献引起的; 温度是影响营养盐相对充足湖泊中浮游植物生长和生物量季节变化的重要因素<sup>[38]</sup>, 这也在本研究中得以体现, 尤其在雨季较高的水温叠加较高的营养盐促进了浮游植物的大量生长。

营养盐方面, 在滇池的研究表明氮磷营养盐对浮游植物生长的作用存在雨、旱季的差异<sup>[13]</sup>。本研究

表 3 Chl.a 浓度与各参数的相关性  
Tab.3 Spearman correlations between Chl.a concentration and other parameters

参数	雨季	旱季	全年
SD <sup>a</sup>	-0.730 **	-0.184	-0.586 **
WT <sup>b</sup>	0.749 **	0.426 **	0.618 **
TN	0.584 **	0.705 **	0.652 **
TP <sup>c</sup>	0.130	-0.146	-0.209 *
DTN	0.198	0.740 **	0.495 **
DTP <sup>c</sup>	-0.573 **	-0.252	-0.449 **
COD <sub>Mn</sub>	0.401 **	-0.635 **	0.122
SS	0.670 **	0.043	0.304 **

\* 表示显著相关( $P<0.05$ ), \*\* 表示极显著相关( $P<0.01$ )。因部分数据缺失导致有关指标样本量减少, a 表示雨季  $N=45$ , 旱季  $N=45$ , 全年  $N=90$ ; b 表示雨季  $N=49$ , 旱季  $N=52$ , 全年  $N=101$ ; c 表示雨季  $N=51$ , 旱季  $N=45$ , 全年  $N=96$ ; 其他, 雨季  $N=51$ , 旱季  $N=54$ , 全年  $N=105$ 。



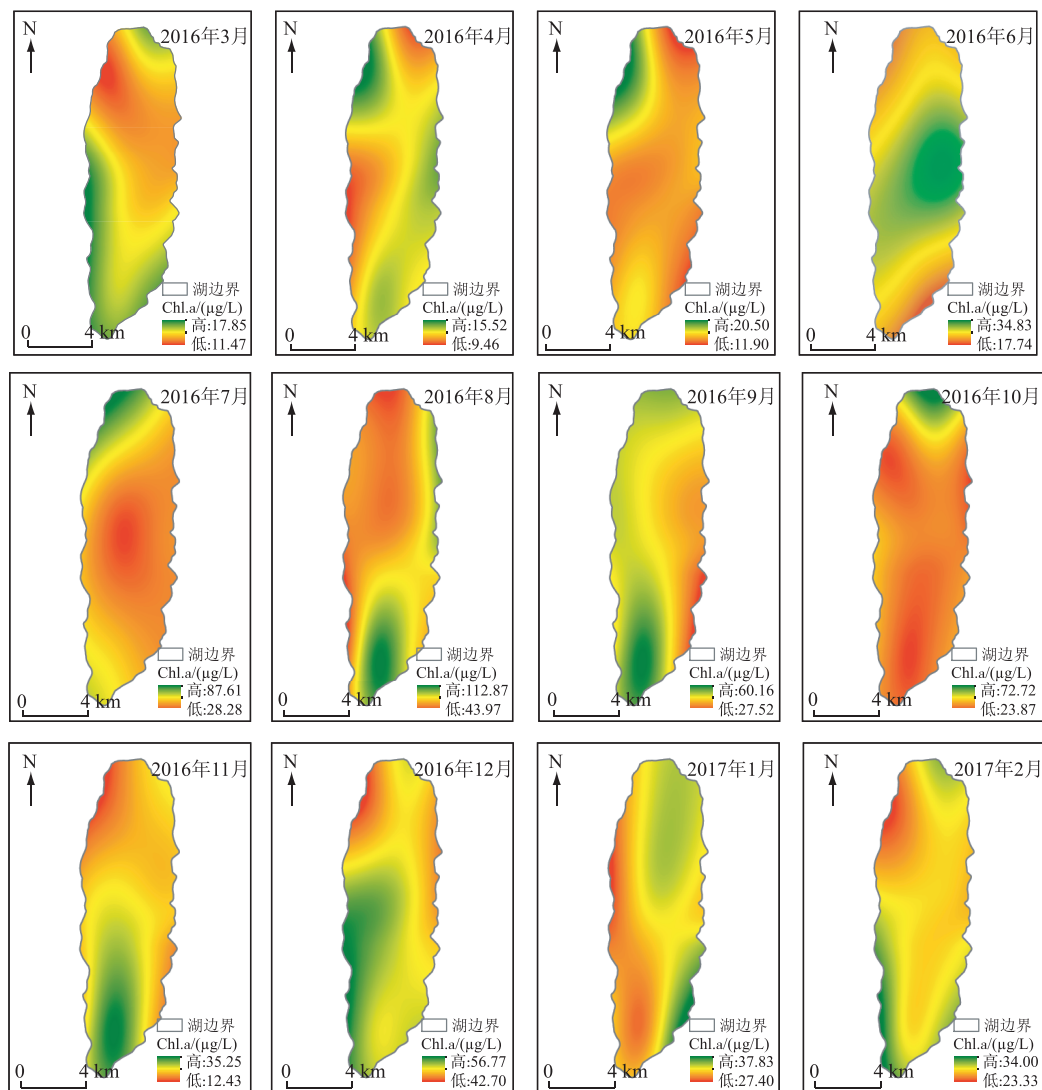


图 6 程海各月 Chl.a 浓度的空间分布

Fig.6 Spatial distribution of monthly Chl.a concentration in Lake Chenghai

中,就 TN 和 TP 浓度而言,TN 浓度对浮游植物生物量的作用更明显且为全年性的(含雨季、旱季);就 DTN 和 DTP 浓度而言,其对浮游植物生物量的影响均体现在全年,但 DTN 浓度与浮游植物生物量的关系为正向且更在于旱季(浮游植物生长与消退均有,图 2b),或意味着该阶段 DTN 浓度可能会成为限制因子,DTP 与浮游植物生物量的关系为负向且更在于雨季(尤其 5—8 月生长期,图 2b),或意味着该阶段 DTP 易成为限制因子;当然,关于浮游植物生长的营养盐限制性仍需结合流域内外源情况深入研究.此外,Chl.a 浓度与 SS 浓度的显著正相关暗示了浮游植物本身对 SS 浓度的重要贡献.

$D_{cu}$ 反映了可见光在水体中的穿透能力,直接影响浮游植物初级生产力<sup>[39]</sup>,决定沉水植被分布甚至衰退.由于营养物质输入增加、浮游植物过度增殖及外源或藻源性有机质增加等导致的光穿透能力降低,已成为国内外诸多湖泊水生植被退化的重要原因<sup>[40-41]</sup>.2005—2016 年的《云南省环境状况公报》表明程海的营养状态指数呈上升趋势,水生植被分布面积缩减<sup>[42]</sup>,且时有藻类水华发生<sup>[18]</sup>,这势必与真光层深度紧密相关(或因或果),故而改善水体光照条件对程海的保护治理显得尤为重要.基于本研究结果,程海未来的保护

治理中或应侧重加强营养盐负荷及 SS 输入的削减、控制浮游植物生物量进而改善水体光照条件,尤其在雨季需重点控制 TN、DTP 和 SS 输入,旱季则需重点关注对 TN 和 DTN 输入的控制,亦需关注降雨充沛月份可能存在的光学活性物质流域输入情况。与此同时,程海作为云南省唯一的封闭型深水湖泊,在气候变化<sup>[43]</sup>、污染负荷入湖<sup>[16]</sup>、流域土地利用<sup>[17]</sup>等变化环境及其可能的叠加作用的驱动下,其湖泊光学特性或面临更为严峻的挑战,需在今后的研究与管理中得以重视。此外,本研究暂未涉及非色素颗粒物以及光学活性物质的内外源贡献,故难以更准确地评估  $D_{eu}$  影响因子的相对(来源)贡献权重,亦未考虑  $D_{eu}$  与浮游植物的反馈关系,或需在今后的研究中予以补充,旨在为基于湖泊-流域层面的生态环境管理提供更有力的支撑。

致谢:云南省环境科学研究院的王俊松、李杰、宋迪与云南大学国际河流与生态安全研究院的郑超群、云南施普瑞生物工程有限公司的朱春锡、中国科学院南京地理与湖泊研究所的夏忠等协助了本研究的野外采样或部分指标的分析工作,特此感谢!

#### 4 参考文献

- [1] Kirk J ed. Light and photosynthesis in aquatic ecosystems; 3rd ed. New York: Cambridge University Press, 2011.
- [2] Li YL, Zhang YL, Liu ML. Calculation and retrieval of euphotic depth of Lake Taihu by remote sensing. *J Lake Sci*, 2009, **21**(2): 165-172. DOI: 10.18307/2009.0203. [李云亮, 张运林, 刘明亮. 太湖真光层深度的计算及遥感反演. 湖泊科学, 2009, **21**(2): 165-172.]
- [3] Zhang YL. Progress and prospect in lake optics: A review. *J Lake Sci*, 2011, **23**(4): 483-497. DOI: 10.18307/2011.0401. [张运林. 湖泊光学研究进展及其展望, 湖泊科学, 2011, **23**(4): 483-497.]
- [4] Havens KE. Submerged aquatic vegetation correlations with depth and light attenuating materials in a shallow subtropical lake. *Hydrobiologia*, 2003, **493**(1/2/3): 173-186. DOI: 10.1023/A:1025497621547.
- [5] Walsby AE. Numerical integration of phytoplankton photosynthesis through time and depth in a water column. *New Phytologist*, 2010, **136**(2): 189-209. DOI: 10.1046/j.1469-8137.1997.00736.x.
- [6] Zhang YL, Qin BQ, Hu WP *et al*. Temporal and spatial variation in typical area of Lake Taihu of the euphotic depth and its ecological significance. *Science in China Ser. D Earth Sciences*, 2006, **36**(3): 287-296. [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. 中国科学 D 辑: 地球科学, 2006, **36**(3): 287-296.]
- [7] Zhou QC, Zhang YL, Zhou YQ *et al*. Spectral attenuation of ultraviolet and visible radiation and its relationship with chromophoric dissolved organic matter in autumn/winter in Lake Fuxian, China. *J Lake Sci*, 2016, **28**(6): 1316-1327. DOI: 10.18307/2016.0617. [周起超, 张运林, 周永强等. 抚仙湖秋、冬季光衰减特征及其与有色可溶性有机物的关系. 湖泊科学, 2016, **28**(6): 1316-1327.]
- [8] Zhou Q, Zhang Y, Li K *et al*. Seasonal and spatial distributions of euphotic zone and long-term variations in water transparency in a clear oligotrophic Lake Fuxian, China. *Journal of Environmental Sciences*, 2018, **72**: 185-197. DOI: 10.1016/j.jes.2018.01.005.
- [9] Descy JP, Tarbe AL, Stenuite S *et al*. Drivers of phytoplankton diversity in Lake Tanganyika. *Hydrobiologia*, 2010, **653**(1): 29-44. DOI: 10.1007/s10750-010-0343-3.
- [10] Frolov S, Ryan JP, Chavez FP. Predicting euphotic-depth-integrated chlorophyll-a from discrete-depth and satellite-observable chlorophyll-a off central California. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 2012, **117**(C05042): 247-253. DOI: 10.1029/2011je007322.
- [11] Padisák J, Reynolds CS. Selection of phytoplankton associations in Lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to the cyanoprokaryotes. *Hydrobiologia*, 1998, **384**(1/2/3): 41-53. DOI: 10.1023/A:1003255529403.
- [12] Klausmeier C, Litchman E, Daufresne T *et al*. Optimal nitrogen-to-phosphorus stoichiometry of phytoplankton. *Nature*, 2004, **429**(6988): 171. DOI: 10.1038/nature02454.
- [13] Zhou Q, Zhang Y, Lin D *et al*. The relationships of meteorological factors and nutrient levels with phytoplankton biomass in a shallow eutrophic lake dominated by cyanobacteria, Lake Dianchi from 1991 to 2013. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, **23**(15): 15616-15626. DOI: 10.1007/s11356-016-6748-4.
- [14] Qu YM, Cai QH, Shen HL *et al*. Variation and influencing factors of euphotic depth in Danjiangkou reservoir in different hydrological periods. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2014, **23**(1): 53-59. DOI: 10.11870/cjlyzyy-

- hj201401008. [屈月明, 蔡庆华, 申恒伦等. 丹江口水库不同水文期真光层深度特征及影响因素分析. 长江流域资源与环境, 2014, **23**(1): 53-59.]
- [15] Lange HJD. The attenuation of ultraviolet and visible radiation in Dutch inland waters. *Aquatic Ecology*, 2000, **34**(3): 215-226. DOI: 10.1023/A:1009943211779.
- [16] Dong YX, Zhao L, Chen YH *et al.* Succession of nine plateau lakes and regulation of ecological safety in Yunnan Province. *Ecological Economy*, 2015, **31**(1): 184-191. [董云仙, 赵磊, 陈异晖等. 云南九大高原湖泊的演变与生态安全调控. 生态经济, 2015, **31**(1): 184-191.]
- [17] Dong YX, Hong XH, Tan ZW *et al.* Distribution of nitrogen and phosphorus and their relationships with chlorophyll-*a* in Lake Chenghai on plateau. *Ecology and Environmental Sciences*, 2012, **21**(2): 333-337. [董云仙, 洪雪花, 谭志卫等. 高原深水湖泊程海氮磷形态分布特征及其与叶绿素 *a* 的相关性. 生态环境学报, 2012, **21**(2): 333-337.]
- [18] Dong YX, Hong XH, Hu JQ *et al.* The N and P chemical speciation and temporal-spatial pattern during a winter bloom event in Lake Chenghai, China. *Ecology and Environmental Sciences*, 2010, **19**(11): 2675-2679. [董云仙, 洪雪花, 胡锦乾等. 程海冬季水华暴发期间氮、磷营养元素的形态与分布. 生态环境学报, 2010, **19**(11): 2675-2679.]
- [19] Chen XK, Liu XB, Peng WQ *et al.* Estimation of and control strategies for pollution loads from non-point sources in the Chenghai watershed. *Environmental Science*, 2018, **39**(1): 77-88. DOI: 10.13227/j.hjxx.201705061. [陈学凯, 刘晓波, 彭文启等. 程海流域非点源污染负荷估算及其控制对策. 环境科学, 2018, **39**(1): 77-88.]
- [20] Dong YX, Zhang XX, Tan ZW *et al.* Key points and difficulties of water environmental protection and treatment of Chenghai Lake. *Environmental Science Survey*, 2017, **36**(2): 51-59. [董云仙, 张晓旭, 谭志卫等. 程海水环境保护和治理的重点与难点. 环境科学导刊, 2017, **36**(2): 51-59.]
- [21] Zhang Y, Zhang E, Liu M *et al.* Variation of chromophoric dissolved organic matter and possible attenuation depth of ultraviolet radiation in Yunnan Plateau lakes. *Limnology*, 2007, **8**(3): 311-319. DOI: 10.1007/s10201-007-0219-z.
- [22] Zhang YL, Zhang EL, Liu ML. Spectral absorption properties of chromophoric dissolved organic matter and particulate matter in Yunnan Plateau lakes. *J Lake Sci*, 2009, **21**(2): 255-263. DOI:10.18307/2009.0215. [张运林, 张恩楼, 刘明亮. 云南高原湖泊有色可溶性有机物和颗粒物光谱吸收特性. 湖泊科学, 2009, **21**(2): 255-263.]
- [23] Zhang Y, Yin Y, Zhang E *et al.* Spectral attenuation of ultraviolet and visible radiation in lakes in the Yunnan Plateau, and the middle and lower reaches of the Yangtze River, China. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 2011, **10**(4): 469-482. DOI: 10.1039/c0pp00270d.
- [24] Hu WY, Ji J, Pan HX. A preliminary study of water quality and salinization in Chenghai Lake. *J Lake Sci*, 1992, **4**(2): 60-66. DOI: 10.18307/1992.0208. [胡文英, 季江, 潘红玺. 程海的水质状况及咸化趋势. 湖泊科学, 1992, **4**(2): 60-66.]
- [25] Editorial board of "water and wastewater monitoring and analysis methods", Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China ed. Water and wastewater monitoring and analysis methods; 4th edition. Beijing: China Environmental Science Press, 2002. [国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法: 第4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.]
- [26] Zhang Y, Zhang B, Wang X *et al.* A study of absorption characteristics of chromophoric dissolved organic matter and particles in Lake Taihu, China. *Hydrobiologia*, 2007, **592**(1): 105-120. DOI: 10.1007/s10750-007-0724-4.
- [27] Kellerman AM, Guillemette F, Podgorski DC *et al.* Unifying concepts linking dissolved organic matter composition to persistence in aquatic ecosystems. *Environmental Science and Technology*, 2018, **52**(5): 2538-2548. DOI: 10.1021/acs.est.7b05513.
- [28] Zhao QH, Wang L, Hang RR. Study on the influence of optical media on spectral characteristics and its distribution euphotic depth in Lake Taihu. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2016, **36**(3): 778-784. DOI: 10.13671/j.hjxxb.2015.0599. [赵巧华, 王玲, 杭蓉蓉. 太湖真光层深度谱的分布特征及其介质影响探究. 环境科学学报, 2016, **36**(3): 778-784.]
- [29] Jiang GJ, Ma RH, Duan HT. Estimation of DOC concentrations using CDOM absorption coefficients: A case study in Taihu Lake. *Environmental Science*, 2012, **33**(7): 2235-2243. [姜广甲, 马荣华, 段洪涛. 利用 CDOM 吸收系数估算太湖水体表层 DOC 浓度. 环境科学, 2012, **33**(7): 2235-2243.]
- [30] Le CF, Li YM, Zhang YL *et al.* Water color parameter spatial distribution character and influence on hygrophyte photosynthesis in Taihu Lake. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2007, **18**(11): 2491-2496. [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. 应用生态学报, 2007, **18**(11): 2491-2496.]
- [31] Foden J, Sivyer DB, Mills DK *et al.* Spatial and temporal distribution of chromophoric dissolved organic matter (CDOM) fluorescence and its contribution to light attenuation in UK waterbodies. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 2008, **79**(4): 707-717. DOI: 10.1016/j.ecss.2008.06.015.
- [32] Kim J, Kim G. Importance of colored dissolved organic matter (CDOM) inputs from the deep sea to the euphotic zone: Results from the East (Japan) Sea. *Marine Chemistry*, 2015, **169**: 33-40. DOI: 10.1016/j.marchem.2014.12.010.
- [33] Gereá M, Pérez GL, Unrein F *et al.* CDOM and the underwater light climate in two shallow North Patagonian lakes; evaluating the effects on nano and microphytoplankton community structure. *Aquatic Sciences*, 2016, **79**(2): 1-18. DOI: 10.1007/s00027-016-0493-0.
- [34] Sun W, Jiang Q, Liu E *et al.* Climate change dominates recent sedimentation and organic carbon burial in Lake Chenghai, southwest China. *Journal of Limnology*, 2018. DOI: 10.4081/jlimnol.2018.1762.
- [35] Zou R, Dong YX, Yan XP *et al.* Multiple pattern inverse water quality modeling approach for predicting the water quality consequence of Lake Chenghai water elevation control. *Environmental Science*, 2011, **32**(11): 3193-3199. DOI: 10.13227/j.hjxx.2011.11.024. [邹锐, 董云仙, 颜小品等. 基于多模式逆向水质模型的程海水位调控-水质响应预测研究. 环境科学, 2011, **32**(11): 3193-3199.]
- [36] Zhang Y, Shi K, Zhou Y *et al.* Monitoring the river plume induced by heavy rainfall events in large, shallow, Lake Taihu using MODIS 250 m imagery. *Remote Sensing of Environment*, 2016, **173**: 109-121. DOI: 10.1016/j.rse.2015.11.020.
- [37] Fei L, Deng JM, Qin BQ *et al.* Phytoplankton community response to the increasing summer daily minimum temperature in Lake Phylarvi, Finland. *J Lake Sci*, 2016, **28**(3): 592-598. DOI: 10.18307/2016.0315. [费磊, 邓建明, 秦伯强等. 夏季日最低温度升高对芬兰皮海湖浮游植物群落的影响. 湖泊科学, 2016, **28**(3): 592-598.]
- [38] Zhang M, Zhang Y, Yang Z *et al.* Spatial and seasonal shifts in bloom-forming cyanobacteria in Lake Chaohu: Patterns and driving factors. *Phycological Research*, 2016, **64**(1): 44-55. DOI: 10.1111/pre.12112.
- [39] Behrenfeld MJ, Falkowski PG. Photosynthetic rates derived from satellite-based chlorophyll concentration. *Limnology and Oceanography*, 1997, **42**(1): 1-20. DOI: 10.4319/lo.1997.42.1.0001.
- [40] Phillips G, Willby N, Moss B. Submerged macrophyte decline in shallow lakes: What have we learnt in the last forty years? *Aquatic Botany*, 2016, **135**: 37-45. DOI: 10.1016/j.aquabot.2016.04.004.
- [41] Zhang Y, Jeppesen E, Liu X *et al.* Global loss of aquatic vegetation in lakes. *Earth-Science Reviews*, 2017, **173**: 259-265. DOI: 10.1016/j.earscirev.2017.08.013.
- [42] Dong YX, Tan ZW, Wang JS. Current status and evolution trend of aquatic vegetation in Chenghai Lake. *Plant Diversity and Resources*, 2011, **33**(4): 451-457. DOI: 10.3724/SP.J.1143.2011.11027. [董云仙, 谭志卫, 王俊松. 程海水生植被现状及其演变趋势. 植物分类与资源学报, 2011, **33**(4): 451-457.]
- [43] Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, Switzerland, 2014.