

洱海水体光学特性的季节变化及其影响因素分析

摆晓虎^{1,2}, 曹特¹, 倪乐意¹, 张霄林¹, 汤鑫^{1,2}

(1. 中国科学院水生生物研究所东湖湖泊生态系统试验站, 武汉 430072;

2. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要:为了探究人类活动对洱海水体富营养化进程的影响,2014年4月、7月、11月和2015年1月在洱海全湖设置36个采样点进行采样监测,研究洱海光学衰减系数(K)、透明度(SD)、浊度($Turb$)和叶绿素a($Chl-a$)的季节变化规律及其相关性,并分析沉水植物分布对光学特性的影响,以期对洱海富营养化治理和控制提供基本数据支持。结果表明,光学衰减系数的季节变化规律为春季(0.59 m^{-1}) < 冬季(0.68 m^{-1}) < 秋季(0.95 m^{-1}) < 夏季(1.05 m^{-1});叶绿素a含量与光学衰减系数的季节变化规律相同,为春季($5.24\text{ }\mu\text{g/L}$) < 冬季($5.49\text{ }\mu\text{g/L}$) < 秋季($12.33\text{ }\mu\text{g/L}$) < 夏季($14.22\text{ }\mu\text{g/L}$);透明度季节变化规律为夏季(1.86 m) < 秋季(2.28 m) < 春季(3.00 m) < 冬季(3.07 m);浊度季节变化规律是春季(32.50 mg/L) < 冬季(32.52 mg/L) < 秋季(32.64 mg/L) < 夏季(32.70 mg/L)。光学衰减系数与透明度、浊度和叶绿素a均呈显著正相关($P < 0.01$),相关系数分别为0.648、0.523和0.467;透明度与叶绿素a和浊度均呈显著负相关($P < 0.01$),相关系数分别为0.497和0.564;浊度与叶绿素a显著正相关($P < 0.01$),相关系数为0.241。叶绿素a在一定程度上会影响光学衰减系数,但不是其主要影响因素。在秋季和冬季,沉水植物区的水体光学衰减系数显著低于无沉水植物区($P < 0.05$),但这种差异在春季和夏季不显著($P > 0.05$)。在一年中的各季节,沉水植物区与无沉水植物区的水体透明度和叶绿素a含量均无显著差异($P > 0.05$);沉水植物区的水体浊度显著低于无沉水植物区($P < 0.01$)。

关键词:洱海;光学衰减系数;透明度;叶绿素a;浊度;沉水植物

中图分类号:Q145 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2016)02-0010-07

洱海是云南第二大高原湖泊,位于大理白族自治州境内,跨大理市和洱源县,是大理地区生活、灌溉和工业用水的主要来源(何学元,2004)。1990年以前,洱海水质良好,水生生物丰富;2000年以来,随着洱海流域人类活动干扰的不断加剧,水生植被大量衰退,洱海水质变差,富营养化呈逐渐增加趋势(王云飞等,2009)。目前,洱海已由草型湖泊逐步转向草-藻共存型湖泊(吴满昌和杨永宏,2009)。研究表明,恢复和改善沉水植物群落可能会提高洱海水质(邱东茹和吴振斌,1997;成小英等,2002;胡旭等,2014),而水下良好的光照环境是沉水植物恢复的必要条件(Cao et al,2011)。因此,了解水体的光学特性及其影响因素,有助于寻求改善水下光照条件的有效措施。

水下光合有效辐射(PAR)是影响湖泊水体生

态过程的重要因子(Karl,2003;王华等,2008;黄春昌等,2009;Karlsson et al,2009;Zhang et al,2011),PAR在水柱中的强弱直接影响水体的初级生产力及其相关因子(如放氧量和pH)。富营养湖泊中水体的PAR强烈衰减使湖底光照大幅降低,从而限制沉水植被的分布水深(邹丽莎等,2013)。由于纯水中PAR的衰减是恒定的,一般认为,湖泊水体中PAR主要受悬浮颗粒物、溶解性有机质和浮游生物的吸收和散射影响。水体PAR受到湖泊类型和季节的影响,例如西湖冬春季水体光学特性主要受浮游植物和悬浮物影响(于雪芳等,2008);太湖梅梁湾夏秋季大量的藻类是PAR衰减的主要影响因素(张运林等,2003)。透明度(SD)是湖泊水体能见度的一个量度,能直观地反映出湖泊水体清澈和浑浊程度,是评价水体富营养化的一个重要指标(潘继征等,2008)。水体透明度与太阳辐射、湖水理化性质、悬浮物组成和含量以及天气状况等密切相关(张晓晶等,2009);透明度是影响沉水植物生长的重要因素,透明度的下降直接影响沉水植物和其它水生生物的生存(潘继征等,2008),从而导致湖泊富营养化加速。浊度是水体中大于 $0.15\sim 0.20\text{ }\mu\text{m}$

收稿日期:2015-10-22

基金项目:国家“十二五”水体污染控制与治理重大专项洱海项目第四课题(2012ZX07105-004);国家自然科学基金(31200356)。

作者简介:摆晓虎,1988年生,男,硕士研究生,研究方向为水生植物生态学。E-mail:baixiaohu0901@163.com

通信作者:曹特。E-mail:caote@ihb.ac.cn

的悬浮物及胶体颗粒含量密度的光学表示方法,由无机质和有机质的悬浮物泥土微生物等微粒悬浮物质组成(潘继征等,2008)。水体的浊度不仅与水中悬浮物质的含量有关,而且与其大小、形状以及折射系数有关。浊度是衡量水质良好程度的重要指标之一,浊度增大严重影响沉水植物的生长(朱光敏等,2009),从而导致湖泊生态系统恶性循环,加速湖泊富营养化趋势。叶绿素 a 主要反映浮游植物现存量(Reynolds,2009),在湖泊富营养化评价中起重要作用(王飞儿等,2001)。湖泊中浮游植物的大量生长会降低水体透明度,抑制沉水植物的生长。光学衰减系数、透明度、叶绿素 a 和浊度共同影响沉水植物的生长和分布,在这 4 个因子中,光学衰减系数是影响沉水植物生长和分布的直接因素(Cao et al, 2011)。

沉水植物的生长状况与湖泊生态健康密切相关,湖泊水下光场是沉水植物生长的重要影响因素。近年来,湖泊水体光学特性及其影响因子已经引起了广泛的关注,张运林等(2005)分析了草型湖泊龙感湖不同湖区及不同风浪条件下的水体光学特性,认为光学衰减系数、透明度与悬浮物相关性最好,此外还受溶解性有机物和浮游植物的影响;何尚卫等(2014)研究了藻型湖泊溇湖水体周年光合有效辐射衰减特性,得出夏季光合有效辐射是限制沉水植物恢复因子之一,悬浮物和叶绿素 a 是影响水体光合衰减系数的重要因素。但对草-藻共存型湖泊,比如洱海,水体光学特性及其影响因素尚未见报道。本研究基于洱海水体光学衰减系数、透明度、叶绿素 a 和浊度的周年逐月调查数据,分析这些指标的季节变化及其相关性,探究沉水植被对这些指标的影响,旨在初步了解洱海水体光学状况,为类似湖泊的水体光学特性提供借鉴。

1 材料与方法

1.1 采样时间及站位

根据洱海湖区的水文环境和沉水植物分布状况,设置 36 个采样点(图 1)。分别于 2014 年 4 月、7 月、11 月和 2015 年 1 月对洱海 36 个采样点进行光学衰减系数(K)、透明度(SD)和固态悬浮物浊度($Turb$)的监测,并采集混合水样测定叶绿素 a ($Chl-a$)含量。在 36 个固定采样点中,10 个点有大量沉水植物,点位分别为 1、2、4、5、7、8、10、11、13、14,其余 26 个点全无沉水植物(图 1)。

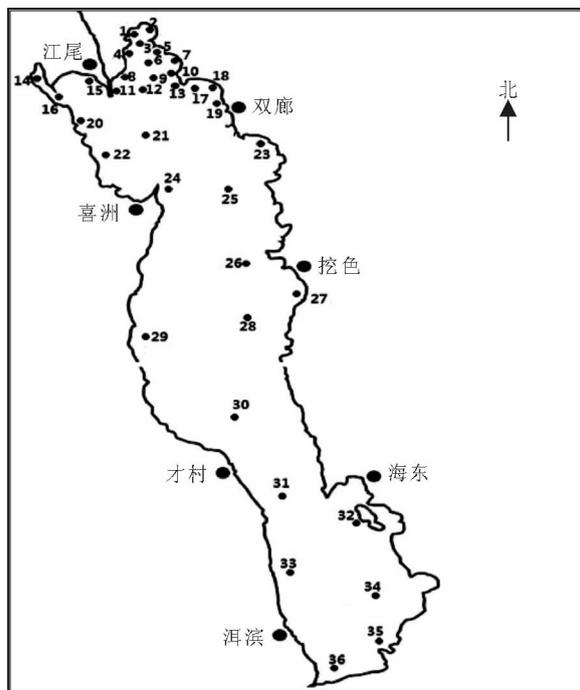


图 1 洱海采样点分布

Fig. 1 Sample site locations in Lake Erhai

1.2 测定方法

光合有效辐射(PAR)总量采用美国 LI-COR 公司生产的水下光量子仪(Li-1400)进行测定。为减小太阳高度角变化对水下光谱测量结果的影响,测量时间集中在 9:30-14:30,观测期间天气晴朗。在有沉水植物的点位,分别在水下 0、0.25、0.50、0.75、1.00、1.25、1.50 m 共 7 层测定 PAR 强度,每个点水深均大于 2.5 m;无沉水植物的点位,分别在水下 0、0.5、1.0、1.5、2.0、2.5、3.0 m 共 7 层测定 PAR 强度,每个点水深均大于 4.5 m。每层记录 5 个数据。透明度用直径 30 cm 的黑白塞氏盘进行现场测定。叶绿素 a 采用分光光度计法测定(章宗涉和黄祥飞,1991)。固态悬浮物浊度采用美国 Campbell 公司的光学后向散射浊度计(OBS-3A)测定。

1.3 衰减系数计算与数据处理

PAR 在光学性质均一的水体中遵循下列衰减规律(张志良等,1992):

$$K = \frac{\ln I_0 - \ln I_D}{D}$$

式中, K 为光学衰减系数, I_0 为表层水体 PAR, I_D 为水深 D 处的 PAR, D 为水深(m)。 K 值采用对不同深度水下 PAR 强度进行回归获得,当回归系数 $R^2 \geq 0.95$ 和分层测量水深数 $N \geq 3$ 时, K 值才被接受,否则视为无效值。

1.4 数据统计分析

Tukey LSD 多重比较检验、Pearson 相关系数及双尾检验、平均值的方差分析均由软件 Spss 17.0 完成, $P < 0.05$ 和 $P < 0.01$ 统计上认为是显著的。

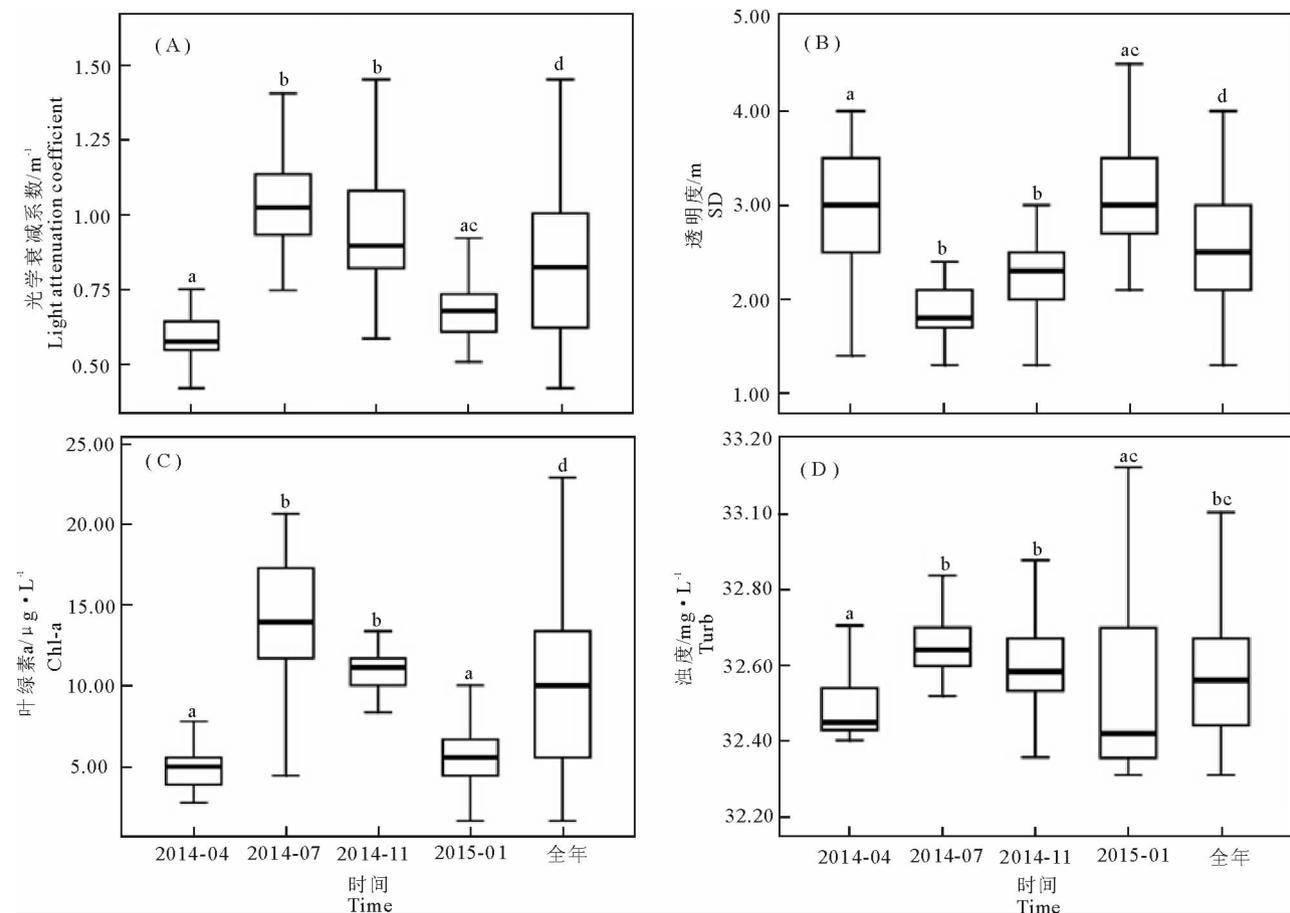
2 结果与分析

2.1 水体光学特性指标的季节变化

全湖光学衰减系数(图 2-A)季节变规律为春季(0.59 m^{-1}) < 冬季(0.68 m^{-1}) < 秋季(0.95 m^{-1}) < 夏季(1.05 m^{-1})。K 值在春季最小,显著低于夏季、秋季和全年($P < 0.05$),其变化范围为 $0.42 \sim 0.75 \text{ m}^{-1}$,平均值约为 0.59 m^{-1} ;K 值在夏季最大,显著高于春季、冬季和全年($P < 0.05$),其变化范围为 $0.75 \sim 1.40 \text{ m}^{-1}$,平均值约为 1.05 m^{-1} ;K 值在

秋季和夏季没有显著差异($P > 0.05$),冬季和春季没有显著差异($P > 0.05$);从全年来看,光学衰减系数(K)变化范围较大,最小值为 0.42 m^{-1} ,最大值为 1.45 m^{-1} 。

全湖透明度(图 2-B)季节变规律为夏季(1.86 m) < 秋季(2.28 m) < 春季(3.00 m) < 冬季(3.07 m)。SD 值在春季和冬季没有显著差异($P > 0.05$);SD 值在夏季最低,显著低于春季、冬季和全年($P < 0.05$),其变化范围为 $1.30 \sim 2.40 \text{ m}$,平均值约为 1.86 m 。SD 值在秋季和夏季没有显著差异($P > 0.05$);SD 值在冬季最高,显著高于夏季、秋季和全年($P < 0.05$),其变化范围为 $2.10 \sim 4.50 \text{ m}$,平均值约为 3.07 m 。从全年来看,SD 值变化范围较大,最小值为 1.30 m ,最大值为 4.50 m 。



实线的上下端代表最大值和最小值;矩形的上下端代表上四分位数和下四分位数;中间横线为中位线;图中字母表示 Tukey LSD 多重比较检验结果,字母不同表示差异显著($P < 0.05$)。

图 2 不同季节洱海水体的光学衰减系数、透明度、叶绿素 a 和浊度箱线图

Top and bottom of solid bars, maximum and minimum values; top and bottom of boxes, upper and lower quartiles; lines in boxes, median values; letters indicate significant seasonal differences ($P < 0.05$).

Fig. 2 Seasonal variation in water column light attenuation coefficient(K), water transparency(SD), turbidity and Chl-a in Lake Erhai

全湖叶绿素 a (图 2-C) 季节变规律是春季 (5.24 $\mu\text{g/L}$) < 冬季 (5.49 $\mu\text{g/L}$) < 秋季 (12.33 $\mu\text{g/L}$) < 夏季 (14.22 $\mu\text{g/L}$)。Chl-a 值在春季最低,显著低于夏季、秋季和全年 ($P < 0.05$),其变化范围为 2.79 ~ 7.25 $\mu\text{g/L}$,平均值约为 5.24 $\mu\text{g/L}$;Chl-a 值在夏季最高,显著高于春季、冬季和全年 ($P < 0.05$),其变化范围为 4.46 ~ 20.65 $\mu\text{g/L}$,平均值约为 14.42 $\mu\text{g/L}$ 。Chl-a 值秋季和夏季没有显著差异 ($P > 0.05$),冬季和春季没有显著差异 ($P > 0.05$)。从全年看,Chl-a 值变化范围较大,最小值为 1.67 $\mu\text{g/L}$,最大值为 22.88 $\mu\text{g/L}$ 。

全湖浊度 (图 2-D) 季节变规律是春季 (32.50 mg/L) < 冬季 (32.52 mg/L) < 秋季 (32.64 mg/L) < 夏季 (32.70 mg/L)。浊度在春季最低,明显低于夏季、秋季和全年 ($P < 0.05$),其变化范围为 32.40 ~ 32.71 mg/L ,平均值约为 32.50 mg/L ;浊度在夏季最高,明显高于春季和冬季 ($P < 0.05$),其变化范围为 32.52 ~ 32.84 mg/L ,平均值约为 32.70 mg/L ;浊度在秋季和夏季、全年没有显著差异 ($P > 0.05$),冬季和春季全年没有显著差异 ($P > 0.05$)。从全年来看,浊度变化范围较小,最小值为 32.01 mg/L ,最大值为 33.31 mg/L 。

2.2 水体光学参数的相关性分析

对光学衰减系数、透明度、叶绿素 a 和浊度进行相关性研究,其 Pearson 相关系数及其双尾检验结果如表 1。浊度与叶绿素 a 显著相关 ($P < 0.01$),但其相关性较低,相关系数只有 0.240;水体透明度与叶绿素 a 和浊度均显著相关 ($P < 0.01$),其相关系数分别为 0.497 和 0.564。水体光学衰减系数与透明度、叶绿素 a 和浊度均显著相关 ($P < 0.01$)。光学衰减系数与透明度相关性最好,与浊度相关性次之,与叶绿素 a 的相关性相对较低,其相关系数分别为 0.648、0.523 和 0.475。

表 1 洱海水体光学参数及其影响因子的相关性

Tab. 1 Pearson correlation coefficients among optical parameters in Lake Erhai

参数	K	1/SD	Turb
1/SD	0.648 **		
Turb	0.523 **	0.497 **	
Chl-a	0.475 **	0.564 **	0.240 **

注: ** 表示 $P < 0.01$; 样本量 (N) 分别为 $N_K = 143$, $N_{SD} = 130$, $N_{\text{Chl-a}} = 143$, $N_{\text{Turb}} = 140$ 。

Note: ** $P < 0.01$; sample size are $N_K = 143$, $N_{SD} = 130$, $N_{\text{Chl-a}} = 143$, $N_{\text{Turb}} = 140$ 。

由光学衰减系数与水质指标的相关性分析可知,洱海水体光学衰减系数受到叶绿素 a 和浊度的影响。为判别二者影响的大小,对洱海光学衰减系数与浊度、叶绿素 a 进行多元回归,其结果如下:

$$K = -19.356 + 0.615 \text{ Turb} + 0.015 \text{ Chl-a} \quad (1)$$

($R^2 = 0.421$, $N = 132$, $P < 0.0001$)

式中: K 为光学衰减系数, Turb 为浊度, Chl-a 为叶绿素 a, R^2 为相关系数, N 为样本总数, P 为检验的显著性水平。

由(1)可知,水体光学衰减系数与浊度的可决系数为 0.615,而与叶绿素 a 的可决系数较低,只有 0.015。据此判断浊度对光学衰减系数的影响显著,叶绿素 a 对光学衰减系数的影响不显著。

2.3 沉水植物对水体光学参数的影响

洱海水体的光学衰减系数 (表 2) 秋季 ($P < 0.05$) 和冬季 ($P < 0.01$) 在有沉水植物区 (简称 HM) 显著小于无沉水植物区 (简称 NM), 秋季 HM 平均值约为 0.81 m^{-1} , NM 平均值约为 0.93 m^{-1} , 冬季 HM 平均值约为 0.58 m^{-1} , NM 平均值约为 0.70 m^{-1} ; K 值在全年、春季和夏季 HM 均小于 NM, 没有显著差异 ($P > 0.05$)。浊度在全年 HM 显著低于 NM ($P < 0.01$), HM 平均值约为 32.50 mg/L , NM 平均值约为 32.64 mg/L ; Turb 在冬季 HM 显著低于 NM ($P < 0.01$), HM 平均值约为 32.35 mg/L , NM 平均值约为 32.63 mg/L 。Turb 在春季、夏季、秋季 HM 均低于 NM, 无显著差异 ($P > 0.05$)。透明度在一年四季和全年 HM 均高于 NM, 没有显著差异 ($P > 0.05$); 叶绿素 a 在一年四季和全年中 HM 均低于无沉水植区 NM, 没有显著差异 ($P > 0.05$); 与非沉水植物区相比, 沉水植物区水下光照条件明显改善, 光学衰减系数和浊度分别平均减少 20.69% 和 0.96%; 透明度增加 2.95%; 沉水植物区浮游藻类生长相对受到抑制, 但此种变化不显著, 叶绿素 a 浓度平均仅降低 13.26%。

3 讨论

3.1 不同湖泊光学特性指标的相关性

已有研究表明,光学衰减系数主要受悬浮颗粒物和浮游生物的影响,与透明度同为反映湖泊光学的重要参数,两者之间存在一定的经验关系且可以相互反演 (李武等, 1993)。本研究中,洱海水体的光学衰减系数与透明度、叶绿素 a 和浊度均有显著的相关性 ($P < 0.01$), 其中,透明度与光学衰减系数呈明显反比例关系,这与 Lorenzen (1978) 的结论一

表2 洱海沉水植物分布区与非分布区水体主要光学指标的季节变化

Tab. 2 Seasonal variation of optical parameters in areas with and without submerged vegetation in Lake Erhai

时间	沉水植物	K/m^{-1}	SD/m	Chl-a/ $\mu g \cdot L^{-1}$	Turb/ $mg \cdot L^{-1}$
2014-04	有	0.58 ± 0.02	3.14 ± 0.50	6.25 ± 3.73	32.47 ± 0.07
	无	0.63 ± 0.13	3.12 ± 0.52	7.19 ± 4.62	32.58 ± 0.44
2014-07	有	1.01 ± 0.15	2.09 ± 0.17	14.86 ± 2.25	32.67 ± 0.15
	无	1.04 ± 0.15	1.92 ± 0.27	15.12 ± 4.71	32.71 ± 0.16
2014-11	有	0.81 ± 0.14	2.47 ± 0.43	12.14 ± 4.11	32.56 ± 0.14
	无	$0.93 \pm 0.15^*$	2.20 ± 0.39	12.53 ± 3.16	32.66 ± 0.15
2015-01	有	0.58 ± 0.07	3.14 ± 0.20	3.91 ± 2.11	32.35 ± 0.04
	无	$0.70 \pm 0.07^{**}$	3.05 ± 0.39	6.03 ± 3.21	$32.63 \pm 0.23^{**}$
全年	有	0.77 ± 0.21	3.14 ± 0.20	8.96 ± 5.36	32.50 ± 0.16
	无	0.81 ± 0.21	3.05 ± 0.39	10.18 ± 5.29	$32.64 \pm 0.29^{**}$

注: *表示 $P < 0.05$, **表示 $P < 0.01$, 即均为有沉水植物区和无沉水植物区对比。

Note: * ($P < 0.05$), ** ($P < 0.01$), for areas with and without submerged vegetation.

致。杨威等(2012)研究表明,洱海叶绿素 a 在不同湖区与透明度呈极显著相关,本研究也发现此规律;与太湖不同,太湖水体透明度与叶绿素相关性不大,只有在藻类爆发季节才明显,原因在于太湖是大型浅水湖泊,底泥在风浪作用下极易悬浮,湖水浑浊,因而太湖湖水透明度的变化主要受制于悬浮物的组成和含量(张运林等,2003)。无机悬浮颗粒是影响透明度的主要指标(张呈等,2010);本研究发现,洱海浊度与透明度相关性显著($P < 0.01$),这与张晓晶等(2009)对乌梁素海的研究结果一致。洱海属于富营养化初期湖泊(王云飞等,2009),近年来已发生大面积的蓝藻水华(吕兴菊等,2010),植被面积下降至10%,水质变为Ⅲ类,叶绿素 a 浓度高达 $12.8 \mu g/L$,在一定程度上导致透明度降低(韩涛等,2005;符辉等,2013)。

3.2 环境因素对光学衰减系数大小的影响

叶绿素浓度能够间接反映光学衰减系数的大小(曹文熙和杨跃忠,2002)。本研究中,叶绿素 a 不是光学衰减系数的主要影响因素,这与溇湖的情况有所不同(何尚卫等,2014),溇湖属于浅水藻型湖泊,叶绿素 a 浓度是光学衰减系数的主要影响因子。洱海当前属于草-藻共存型湖泊,沉水植物抑制了浮游藻类的生长(张庭延等,2007),藻类生物量相对较低,水体总体上较清澈;洱海具有中等水深(最大水深 21 m,平均 10.5 m)且风浪较大(赵海超等,2011),风对湖水的强烈干扰使藻类无法快速生长并聚集,风浪引起的悬浮物会影响水体光学衰减系数;因此,洱海叶绿素 a 在一定程度上会影响光学衰减系数,但不是其主要影响因素。

光学衰减系数主要受悬浮颗粒物、浮游生物的吸收和散射的影响,沉水植物的生长状况能够直接

反应光学衰减情况(吴明丽和李叙勇,2012)。本研究发现洱海沉水植物区的光学衰减系数显著低于无沉水植物区,原因在于洱海属于草-藻共存型湖泊(吴满昌和杨永宏,2009),大量的沉水植物能够有效抑制浮游生物的生长,同时还能抑制和吸收悬浮颗粒物,从而有效降低了光学衰减系数。浊度主要反映水体中微小颗粒物(潘继征等,2008),例如藻类及其残体、植物凋亡物和悬浮底泥等,沉水植物能够有效降低底泥再悬浮(刘健康,2002;王付和王超,2010),从而显著降低水体浊度(庞翠超等,2014)。

3.3 沉水植物的作用及其对叶绿素 a 含量的影响

本研究发现,洱海沉水植物区的水体浊度显著低于无沉水植物区,这与庞翠超等(2014)室内实验结果一致。沉水植物能够减缓风浪、固定底泥、抑制和吸附悬浮物,从而能够显著降低水体浊度。水体透明度与太阳辐射、湖水理化性质、悬浮物组成和含量以及天气状况等密切相关(张晓晶等,2009),沉水植物有利于提高透明度(刘健康,2002)。本研究中,洱海沉水植物区透明度与无沉水植物区相比提高不显著;而雷泽湘等(2006)研究表明,太湖沉水植物能够显著提高水体透明度;可能是因为洱海最北面水生植物覆盖较密,人为测量误差较大。叶绿素 a 主要反映浮游植物现存量(Reynolds,2009),沉水植物能够抑制浮游藻类的生长(张庭延等,2007)。本研究发现,洱海沉水植物区叶绿素 a 含量与无沉水植物区相比,降低作用不显著,这是因为洱海主风为南风(赵海超等,2011),使湖泊水体向北(沉水植物实验区)涌动,导致藻类聚集,叶绿素 a 含量相对于其他沉水植物区域较高。

考虑到沉水植物对于减缓风浪、固定底泥、改善

水下光照条件、抑制藻类生长具有重要作用,结合洱海未来的水环境保护,建议通过人工拦截或增加湿地植物的多样性,以减小风浪对浅水区或岸边底泥的搅动,同时修复湖滨带并加强管理,减少入湖泥沙和水中悬浮颗粒物,提高水体透明度,有效改善水下光场,在一定程度上可以恢复沉水植物并改善水环境,进一步促进水体的良性循环。

参考文献

曹文熙,杨跃忠,2002. 海洋光合有效辐射分布的计算模式[J]. 热带海洋学报,21(3):47-54.

成小英,王国祥,濮培民,等,2002. 冬季富营养化湖泊中水生植物的恢复及净化作用[J]. 湖泊科学,14(2):139-144.

何尚卫,李勇,赵海光,等,2014. 洱湖水体光学性质初步研究[J]. 湖泊科学,26(5):707-712.

何学元,2004. 洱海水资源环境及可持续利用对策[J]. 林业调查规划,29(2):74-79.

胡旭,何亮,曹特,等,2014. 富营养化湖泊围隔中重建水生植被及其生态效应[J]. 湖泊科学,26(3):349-357.

黄昌春,李云梅,孙德勇,等,2009. 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,21(3):420-428.

雷泽湘,徐德兰,黄沛生,等,2006. 太湖沉水和浮叶植被及其水环境效应研究[J]. 生态环境,15(2):239-243.

黎尚豪,余敏娟,李光正,等,1963. 云南高原湖泊调查[J]. 海洋与湖沼,5(2):87-114.

李武,梁蚶钢,陈涛,1993. 海洋准直光衰减系数与透明度盘深度的经验关系[J]. 海洋学报,15(5):130-135.

刘建康,2002. 高级水生生物学[M]. 北京:科学出版社.

潘继征,熊飞,李文朝,等,2008. 云南抚仙湖透明度的时空变化及影响因子分析[J]. 湖泊科学,20(5):681-686.

庞翠超,吴时强,赖锡军,等,2014. 沉水植被降低水体浊度的机理研究[J]. 环境科学研究,27(5):498-504.

邱东茹,吴振斌,1997. 富营养化浅水湖泊沉水水生植被的衰退与恢复[J]. 湖泊科学,9(1):82-88.

王华,逢勇,刘申宝,等,2008. 沉水植物生长影响因子研究进展[J]. 生态学报,28(8):3958-3968.

王付,王超,2010. 含挺水植物和沉水植物水流紊动特性[J]. 水科学进展,21(6):816-822.

王飞儿,吕唤春,陈英旭,等,2001. 千岛湖叶绿素 a 浓度动态变化及其影响因素分析[J]. 浙江大学学报,30(1):22-26.

王云飞,潘玉玺,无庆龙,等,1999. 人类活动对洱海的影响策略及对策分析[J]. 湖泊科学,11(2):123-128.

吴满昌,杨永宏,2009. 洱海流域水环境政策的发展[J]. 昆明理工大学学报,9(3):1-4.

吴明丽,李叙勇,2012. 光衰减及其相关环境因子对沉水植物生长影响研究进展[J]. 生态学报,32(22):7202-7212.

杨威,邓道贵,张赛,等,2012. 洱海叶绿素 a 浓度季节动态和空间分布[J]. 湖泊科学,24(6):858-864.

于雪芳,胡江琴,毛成贵,等,2008. 杭州西湖冬、春季水体光学特性比较[J]. 环境科学研究,21(4):119-125.

张呈,郭劲松,李哲,等,2010. 三峡小江回水区透明度季节变化及其影响因子分析[J]. 湖泊科学,22(2):189-194.

张庭廷,陈传平,何梅,等,2007. 几种高等水生植物的克藻效应研究[J]. 生物学杂志,24(4):32-35.

张晓晶,李畅游,贾克力,等,2009. 乌梁素海水体透明度分布及影响因子相关分析[J]. 湖泊科学,21(6):879-884.

张运林,秦伯强,陈伟民,等,2003. 太湖水体透明度的分析、变化及相关分析[J]. 海洋湖沼通报,(2):30-36.

张运林,秦伯强,陈伟民,等,2003. 太湖水体光学衰减系数的分布及其变化特征[J]. 水科学进展,14(4):447-453.

张运林,秦伯强,陈伟民,等,2005. 龙感湖水体光学特性的观测[J]. 湖泊科学,17(2):114-119.

张志良,沈曾佑,张利华,1992. 淀山湖湖水中太阳辐射能的分布[J]. 华东师范大学学报,(3):83-87.

章宗涉,黄祥飞,1991. 淡水浮游生物研究方法[M]. 北京:科学出版社:345-348.

朱光敏,2009. 水体浊度和低光条件对沉水植物生长的影响[D]. 南京:南京林业大学.

邹丽莎,聂泽宇,姚笑颜,等,2013. 富营养化水体中光照对沉水植物的影响研究进展[J]. 应用生态学报,24(7):273-280.

Cao T, Ni L Y, Xie P, et al, 2011. Effects of moderate ammonium enrichment on three submersed macrophytes under contrasting light availability[J]. Freshwater Biology, 56: 1620-1629.

Karl E H, 2003. Submerged aquatic vegetation correlation with depth and light attenuating materials in a shallow subtropical lake[J]. Hydrobiologia, 493 (1/2/3):173-186.

Karlsson J, Bystrom P, Ask Jsk, et al, 2009. Light limitation of nutrient-poor lake ecosystem[J]. Nature, 460: 506-509.

Lorenzen M W, 1978. Phosphorus model and eutrophication[J]. Water Pollution Microbiology, (2): 31-50.

Reynolds C S, 1984. The ecology of fresh water phytoplankton[M]. London: Cambridge University Press.

Zhang M, Cao T, Ni L Y, et al, 2011. Light-dependent phosphate uptake of a submersed macrophyte *Myriophyllum spicatum* L[J]. Aquatic Botany, 94 (4): 151-157.

Seasonal Variation of Water Column Optical Parameters in Lake Erhai, China

BAI Xiao-hu^{1,2}, CAO Te¹, NI Le-yi¹, ZHANG Xiao-lin¹, TANG Xin^{1,2}

(1. Donghu Experimental Station of Lake Ecosystems, Institute of Hydrobiology, Chinese

Academy of Sciences, Wuhan 430072, P. R. China

2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, P. R. China)

Abstract: Eutrophication has dramatically changed the optical properties of the water in Lake Erhai. Over the past two decades, the lake has gradually transformed from a macrophytic lake into a grass-algae lake because of the continuing deterioration of water quality. Research indicates that recovery of the submerged plant community could improve Lake Erhai water quality and the growth of submerged plants depends primarily on water transparency. In this study, seasonal variation of the light attenuation coefficient (K), water transparency (SD), turbidity (Turb) and chlorophyll-a (Chl-a) were investigated in areas with and without submerged vegetation. Results were analyzed to determine the influence of submerged vegetation on transparency and provide basic data to support eutrophication control in Lake Erhai. Optical properties were monitored and water samples collected at 36 sites (10 sites with and 26 sites without submerged vegetation) in April, July and November of 2014 and January 2015. The light attenuation coefficient (K) was lowest in spring (0.59 m^{-1}), then winter (0.68 m^{-1}), autumn (0.95 m^{-1}) and summer (1.05 m^{-1}). Seasonal change in Chl-a followed the same pattern, $5.24 \mu\text{g/L}$ (spring) $< 5.49 \mu\text{g/L}$ (winter) $< 12.33 \mu\text{g/L}$ (autumn) $< 14.22 \mu\text{g/L}$ (summer). Secchi depth transparency was highest in winter (3.07 m), then spring (3.00 m), autumn (2.28 m) and summer (1.86 m). Water turbidity was 32.50 mg/L in spring, then 32.52 mg/L in winter, 32.64 mg/L in autumn and 32.70 mg/L in summer. As expected, the optical properties and Chl-a were closely related. The light attenuation coefficient was significantly correlated with transparency ($P < 0.01$, $r = 0.648$), turbidity ($P < 0.01$, $r = 0.523$) and Chl-a ($P < 0.01$, $r = 0.467$); transparency was significantly correlated with Chl-a ($P < 0.01$, $r = 0.497$) and turbidity ($P < 0.01$, $r = 0.564$); Chl-a significantly correlated with turbidity ($P < 0.01$, $r = 0.241$). In autumn and winter, the light attenuation coefficient was significantly lower in areas with submerged vegetation than in areas without submerged vegetation ($P < 0.05$), but the differences were not evident in spring and summer ($P > 0.05$). Water transparency and Chl-a, between areas with and without submerged vegetation, were not significantly different ($P > 0.05$), but turbidity was significantly lower in areas with submerged vegetation.

Key words: Lake Erhai; light attenuation coefficient; transparency; Chl-a; turbidity; submerged macrophytes