

太湖典型草、藻型湖区紫外辐射的 衰减及影响因素分析

张运林^{1,2}, 秦伯强^{1*}, 马荣华¹, 朱广伟¹, 陈伟民¹

(1. 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 江苏 南京 210008; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100039)

摘要:2004 年 4 月通过野外原位观测和实验室测定相结合的方法对东太湖和梅梁湾典型草、藻型湖区紫外辐射光谱衰减及影响因素进行了研究。结果表明, 320 nm(UV-B)、380 nm(UV-A)的衰减系数在 $6.33 \sim 19.59 \text{ m}^{-1}$ 、 $3.41 \sim 13.64 \text{ m}^{-1}$ 间变化, 对应的 1% 表面光强穿透深度分别为 0.24~0.73 m、0.35~1.35 m, 到达湖面的 99% UV-B 辐射在 0.5 m 左右表层水就衰减完毕, 东太湖和梅梁湾紫外辐射衰减系数存在明显的湖区差异; 溶解性有机碳(DOC)的浓度在 6.60~17.17 mg/L 间变化, 其均值为 $(9.99 \pm 2.48) \text{ mg/L}$; 375 nm 波长处 CDOM 吸收系数为 $1.78 \sim 6.25 \text{ m}^{-1}$, 均值为 $(3.70 \pm 1.10) \text{ m}^{-1}$; 在短波部分 CDOM 吸收与 DOC 浓度存在显著性相关, 相关性大致随波长降低而增加, 320 nm 处的线性关系式: $a_{d320} = 0.885\text{DOC} + 2.182$; 紫外辐射衰减主要受制于水体中的 CDOM 浓度, 衰减系数与 DOC 浓度、CDOM 吸收系数存在显著性相关, 340 nm 处的关系式分别为: $K_{d340} = 0.82 + 1.05\text{DOC}$ 、 $K_{d340} = 1.98 + 1.49a_{d340}$ 。在太湖紫外辐射衰减还要受悬浮物和叶绿素 *a* 浓度的影响, 衰减系数与 DOC、叶绿素 *a* 和悬浮物浓度多元回归的结果明显要高于单独与 DOC 浓度或 CDOM 吸收系数的回归结果。

关键词:紫外辐射; 衰减系数; 有色可溶性有机物(CDOM); 溶解性有机碳(DOC); 太湖

文章编号:1000-0933(2005)09-2354-08 中图分类号:P343.3 文献标识码:A

Attenuation of solar ultraviolet radiation and analysis of attenuators in typical macrophytic, algal lake zones of Lake Taihu

ZHANG Yun-Lin^{1,2}, QIN Bo-Qiang^{1*}, MA Rong-Hua¹, ZHU Guang-Wei¹, CHEN Wei-Min¹ (1. Nanjing Institute of Geography & Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(9): 2354~2361.

Abstract: The attenuation of solar ultraviolet radiation (UV) in typical macrophytic, algal lake zones of Lake Taihu was evaluated based on two field investigations and lab analysis in April 2004. Spectral underwater UV and photosynthetically available irradiance (PAR, 400~700 nm) was measured at several depths at 19 sampling stations. PAR was measured using a 192SA cosine sensor, and UV was measured with a scanning spectroradiometer (SR-9910; Macam Photometrics, Livingston, Scotland) equipped via a 4 m light guide with a side-view cosine sensor positioned horizontally. Chlorophyll *a* concentration was calculated from spectrophotometric measurements after extraction in 90% hot ethanol. Absorption spectra were obtained between 240 and 800 nm at 1-nm intervals using a Shimadzu UV-2401PC UV-VIS recording spectrophotometer equipped with matching 4-cm quartz cells. Other parameters including Secchi disc transparency, total suspended solid (SS) were measured according to the Chinese CERN standard methods of "Observation and analysis of lake ecological survey". SPSS 11.0 software

基金项目:中国科学院知识创新工程重大资助项目(KZCX1-SW-12); 中国科学院领域前沿资助项目(CXNIGLAS-A02-014); 国家自然科学基金资助项目(40203007)

收稿日期:2004-10-19; **修订日期:**2005-03-22

作者简介:张运林(1976~), 男, 湖南邵阳人, 博士生, 主要从事湖泊光学和湖泊生态学研究. E-mail: ylzhang@niglas.ac.cn

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: qinbq@niglas.ac.cn

Foundation item: The Key Knowledge-Initiated Project from Chinese Academy of Sciences (No. KZCX1-SW-12), Director Foundation of Nanjing Institute of Geography and Limnology, CAS (No. NIGLAS220445) and National Natural Science Foundation of China (No. 40203007)

Received date: 2004-10-19; **Accepted date:** 2005-03-22

Biography: ZHANG Yun-Lin, Ph. D. candidate, mainly engaged in lake optics and lake ecology. E-mail: ylzhang@niglas.ac.cn

was applied to all data analysis.

Diffuse attenuation coefficients at 320 nm and 380 nm were ranging from 6.33 to 19.59 m^{-1} , and from 3.41 to 13.64 m^{-1} , respectively. The euphotic depths of 1% subsurface irradiance at 320 nm and 380 nm ranged from 0.24 to 0.73 m and from 0.35 to 1.35 m. About 99% of the UV-B radiation was attenuated in the upper half a meter of the water column in Lake Taihu. The corresponding attenuation in the UV-A was attenuated in the upper one meter. In the humic water in two river mouths of sampling 0# and 6#, UV-B radiation was attenuated to 1% of the subsurface irradiance within the top 25 cm of the water column. Significant differences in diffuse attenuation coefficients and attenuation depths were found in East Lake Taihu and Meiliang Bay. Dissolved organic carbon (DOC) concentration ranged 6.60 to 17.17 mg/L with an average of 9.99 ± 2.48 mg/L and CDOM absorption coefficient ranged from 1.78~6.25 m^{-1} with an average of 3.70 ± 1.10 m^{-1} at 375 nm. The results showed a good linear correlation between CDOM absorption and DOC concentration for the 280 to 600 nm wavelength interval. The linear regression equation between DOC concentration (mg/L) and absorption coefficient (a ; unit m^{-1}) at 320 nm was: $a_{d320} = 0.885\text{DOC} + 2.182$. The UV diffuse attenuation coefficients were strongly influenced by DOC concentrations and CDOM absorption coefficients. The linear regression equations between attenuation coefficients at 340 nm, DOC concentration and CDOM absorption coefficients at 340 nm were: $K_{d340} = 0.82 + 1.05\text{DOC}$ and $K_{d340} = 1.98 + 1.49a_{d340}$, respectively. The coefficients of determination between UV radiation diffuse attenuation coefficients and CDOM absorption coefficients are higher than those between UV radiation diffuse attenuation coefficients and DOC concentration, which indicated that not only DOC concentration but also DOC chemical composition was important in determining the penetration of UV into the lake. Differences in the carbon specific absorption can result in different UV attenuation at similar DOC concentration. Furthermore, the UV radiation attenuation was also affected by total suspended solids and chlorophyll a in addition to DOC in Lake Taihu. The multiple linear regressions show that the coefficients of determination for the relationship between UV diffuse attenuation coefficients and DOC concentration (or CDOM absorption coefficients), total suspended solids, chlorophyll a are obvious higher than those of between UV diffuse attenuation coefficients and DOC concentration (or CDOM absorption coefficients).

Key words: solar ultraviolet radiation; diffuse attenuation coefficient; chromophoric dissolved organic matter (CDOM); dissolved organic carbon (DOC); Lake Taihu

大量的氯氟烃化合物和哈龙等卤族化合物进入平流层造成了臭氧层的减薄从而使得到达地球表面的太阳紫外辐射增强,这已成为全人类密切关注的环境问题。太阳紫外辐射根据其生物效应可分为 UV-C(200~280 nm), UV-B(280~320 nm), UV-A(320~400 nm)^[1]。UV-C 就是通常所说的杀菌紫外线,但极易被大气臭氧层吸收,即便臭氧层减少 90%,也不可能使 UV-C 到达地表;UV-B 绝大部分被臭氧层吸收而消减;UV-A 很少被臭氧吸收,但它对生物无杀伤作用,且可促进植物生长^[1]。从生态学角度分析,臭氧层破坏的主要生态效应就是到达地表的 UV-B 增强,对动植物生长和人体健康带来不良影响。

关于增强的紫外辐射在湖泊中衰减规律及对淡水生态系统的影响在国外已有大量报道^[2~5]。一般来说,紫外辐射在湖泊淡水中的衰减比海洋中要迅速的多。UV-B 穿透深度变化极大,从腐殖质浓度非常高的湖泊中的几厘米到海洋中的数十米^[6]。Scully 等^[7]对大量湖泊的 UV-B 衰减系数与叶绿素 a、DOC 和颗粒有机碳浓度进行定量分析,发现 UV-B 衰减系数(K_d)与 DOC 浓度相关性最显著。高浓度的有色可溶性有机物(Chromophoric dissolved organic matter; CDOM)往往会造成 UV-B 的强烈衰减,使得浮游生物免受 UV-B 伤害,但 CDOM 吸收了紫外辐射会发生光降解和酸化,也增加了 UV-B 在湖泊中的穿透深度^[8, 9]。此外还有许多研究表明^[10~14],增强的 UV-B 对湖泊微生物、浮游植物、无脊椎动物及鱼类都有伤害和致死作用,还会抑制湖泊初级生产力。

东太湖和梅梁湾分别为典型草型和藻型湖区,分别面临着围网养殖沼泽化和富营养化水华暴发两类完全不同的环境问题^[15, 16]。本文根据 2004 年 4 月两次野外水下紫外辐射测定,对东太湖和梅梁湾中的紫外辐射(包括 UV-B、UV-A)衰减规律及影响因素进行分析,旨在探讨紫外辐射在湖泊中衰减机理,便于进一步研究增强的 UV-B 辐射对草、藻型湖泊生态系统的影响。

1 材料与方法

1.1 采样时间与站位

2004 年 4 月 4 日、5 日分别在东太湖的 D1~D4#、梅梁湾的 0#、6#、12# 点进行水下光场的原位观测,4 月 16 日又分别对梁湾的 0~11# 点进行水下光谱的测定,站点位置见图 1,其中 0~6# 是中国科学院太湖湖泊生态系统研究站(简称太湖站 TLLER)常规监测点。东太湖由于围网养鱼(蟹)和沼泽化比较严重,2001 年底围网养殖面积占东太湖总面积的 41.2%^[16],样点

的布设和采样较为困难,因而只能大致从东茭咀往湾内等距离布设 4 个采样点。而梅梁湾采样点则基本上覆盖全湾,既有河流入湖口、沿岸带,也有湾中心和湾两侧,其中 0#、1#、3#、4#、5# 大致呈现从湾内往湾口递减。

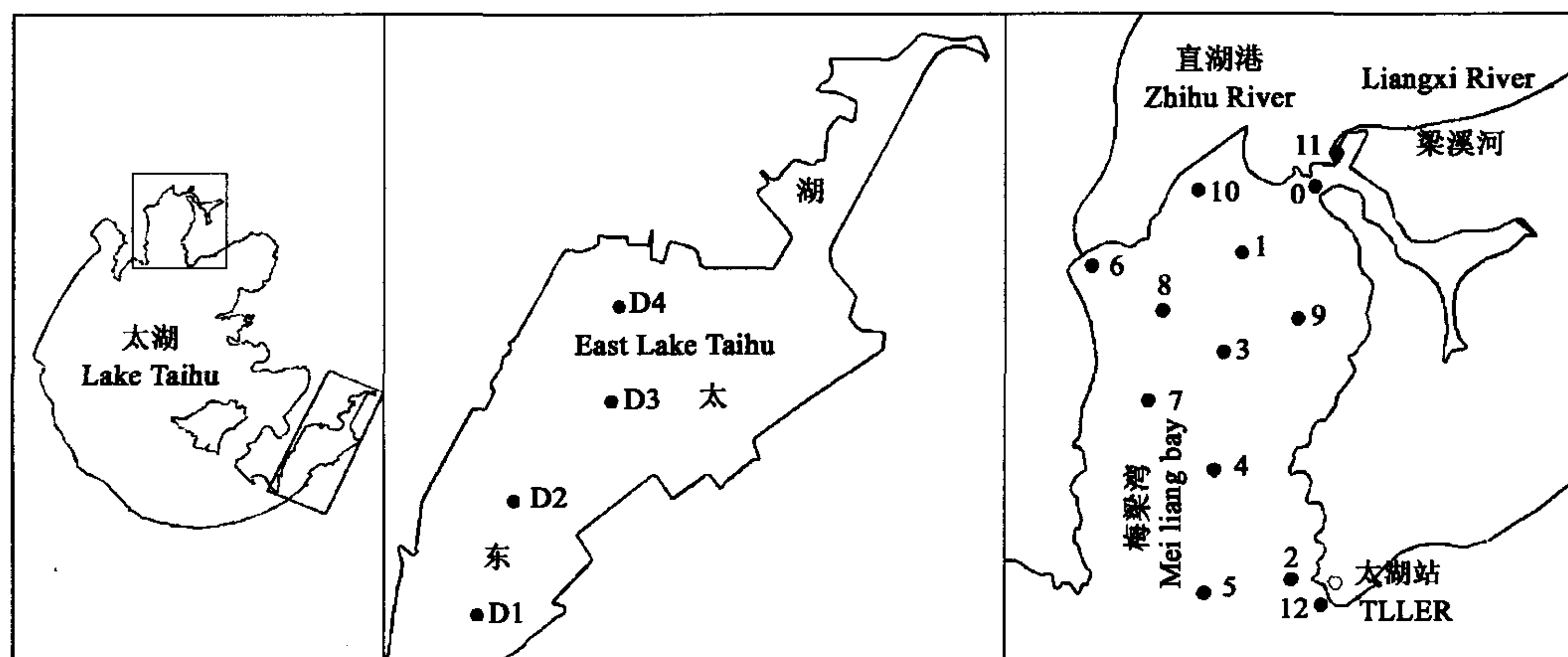


图 1 东太湖和梅梁湾采样点位置示意图

Fig. 1 Location of sampling stations in East Lake Taihu and Meiliang Bay

1.2 采样与测量方法

水下紫外辐射测量所选用的仪器为英国 Macam 公司生产的 SR9910-PC 型水下光谱仪,仪器的相关参数参见文献^[17, 18],数据采集的波长间隔为 5 nm。光合有效辐射(PAR)总量的测定选用美国 LI-COR 公司的水下光量子仪(Li-cor 192SA)。为减小太阳高度角变化对水下光谱测量结果的影响,测量集中在 9:00~16:00 进行,观测期间天空晴朗无云,水面较为平静,测量深度在 0~50 cm 之间,每隔 10 cm 测定 1 次光强。

DOC 的测定方法是用 Whatman GF/F 滤膜过滤水样,在 1020 型 TOC 仪进行测定。叶绿素 a 的测定采用分光光度法测量,悬浮物采用称重法测定。

CDOM 的光谱吸收系数测定采用通过 GF/F 滤膜过滤的水样在 UV2401 分光光度计下测定其吸光度,然后根据(1)式进行计算得到各波长的吸收系数^[19]:

$$a_{\lambda} = 2.303D_{\lambda}/r \quad (1)$$

式中, a_{λ} 为波长 λ 未校正的吸收系数(m^{-1}), D_{λ} 为吸光度, r 为光程路径(m)。

由于过滤清液还有可能残留细小颗粒会引起散射,为此作如下散射效应订正^[20]:

$$a_{\lambda} = a_{\lambda} - a_{750} \times \lambda/750 \quad (2)$$

式中, a_{λ} 为波长 λ 的吸收系数(m^{-1}); a_{λ} 为波长 λ 的未校正吸收系数(m^{-1}); λ 波长(nm)。以 375 nm 的吸收系数来表征 CDOM 浓度^[21]。基于 250 nm 和 365 nm 波长 CDOM 吸收系数的比值来估算 CDOM 分子大小^[22, 23]。

CDOM 的比吸收系数 $a^*(\lambda)$ 表征单位 DOC 浓度的 CDOM 对光的吸收能力,按(3)式计算:

$$a^*(\lambda) = a_{\lambda}/\text{DOC} \quad (3)$$

式中, $a^*(\lambda)$ 为比吸收系数($\text{L}/(\text{mg} \cdot \text{m})$); a_{λ} 为波长 λ 的吸收系数(m^{-1});DOC 为溶解性有机碳的浓度(mg/L)。

1.3 衰减系数的计算及数据处理

水下辐照度在光学性质均一的水体中的衰减遵从下列衰减规律^[6]:

$$K_d = \frac{1}{z} \ln \frac{I(z)}{I(0)} \quad (4)$$

式中, K_d 为光衰减系数, z 为从湖面到测量处的深度, $I(z)$ 为深度处的辐照度, $I(0)$ 为水表面下(0⁻)辐照度。 K_d 值通过对不同深度水下辐照度进行指数回归得到,用于回归的深度数依赖于每个波长光的穿透深度,但回归效果只有当 $R^2 \geq 0.95$,深度数 $N \geq 3$ 时其 K_d 值才被接受,否则视为无效值。由于 4 月份紫外辐射还很弱,加之梅梁湾有色可溶性有机物浓度很高,在 310 nm 以下短波部分往往在几厘米内就只有水表面的光强 1%,而仪器精度有限,此时可能已无法测定紫外辐射强度,致使有时计算出来的短波紫外辐射衰减系数有可能存在一定误差,因而本文只给出 320 nm 以上波段的衰减系数,其中 320 nm 代表 UV-B、其他波段代表 UV-A。

各参数的均值、标准差、方差分析、线性、对数及幂函数回归均采用 SPSS 11.0 软件进行统计分析。

2 结果与分析

2.1 紫外辐射衰减及穿透深度

水下光谱测定显示紫外辐射衰减与波长有关,波长越短衰减越迅速(表 1)。处于 UV-B 波段的 320 nm 和 UV-A 波段的 380 nm 衰减系数变化范围分别为 6.33~19.59 m⁻¹、3.41~13.64 m⁻¹。从湖区分布来看,草型湖区的东太湖紫外辐射衰减明显要小于藻型湖区的梅梁湾。对两类湖区紫外辐射衰减系数作单因素组间方差分析(One-Way Anova),发现其存在显著性差异($N=19, p\leq 0.005$)。单就梅梁湾来看,衰减系数最大值出现在位于梁溪河和直湖港入湖口的 0#、6# 点。这是由于无锡市和武进市排放的大量工农业和生活污水进入太湖,腐殖质浓度非常高所致。

紫外辐射穿透深度与衰减系数成反比,表面光强 1% 深度一般认为是紫外辐射对生物起作用的深度,与衰减系数存在如下定量关系:

$$Z_{1\%} = 4.605/K_d \tag{5}$$

320 nm 和 380 nm 波长处 1% 穿透深度分别为 0.24~0.73 m、0.35~1.35 m。位于东太湖的 D2# 点紫外辐射穿透深度最大,位于梁溪河口的 0# 点穿透深度最小,320 nm 波长处最大值是最小值的 3 倍,而到 380 nm 则为 4 倍左右(表 1,图 2)。对比国际上同类研究,Huovinen 曾报道芬兰中部 3 个高腐殖质湖泊 380 nm 处表面光强 1% 的深度为 0.23~1.08m^[23]。Conde 等^[24]对南大西洋一个沿岸浅水泻湖的研究发现其 UV-B 和 UV-A 表面光强 1% 深度则分别为 0.08~0.62 m、0.30~2.20 m。Williamson 等^[25]基于对 DOC 浓度计算得出北美大约 75% 的湖泊(主要集中在佛罗里达州、安大略湖、魁北克及新斯科舍)其 99% 的 UV-B 穿透深度均小于 0.5 m。

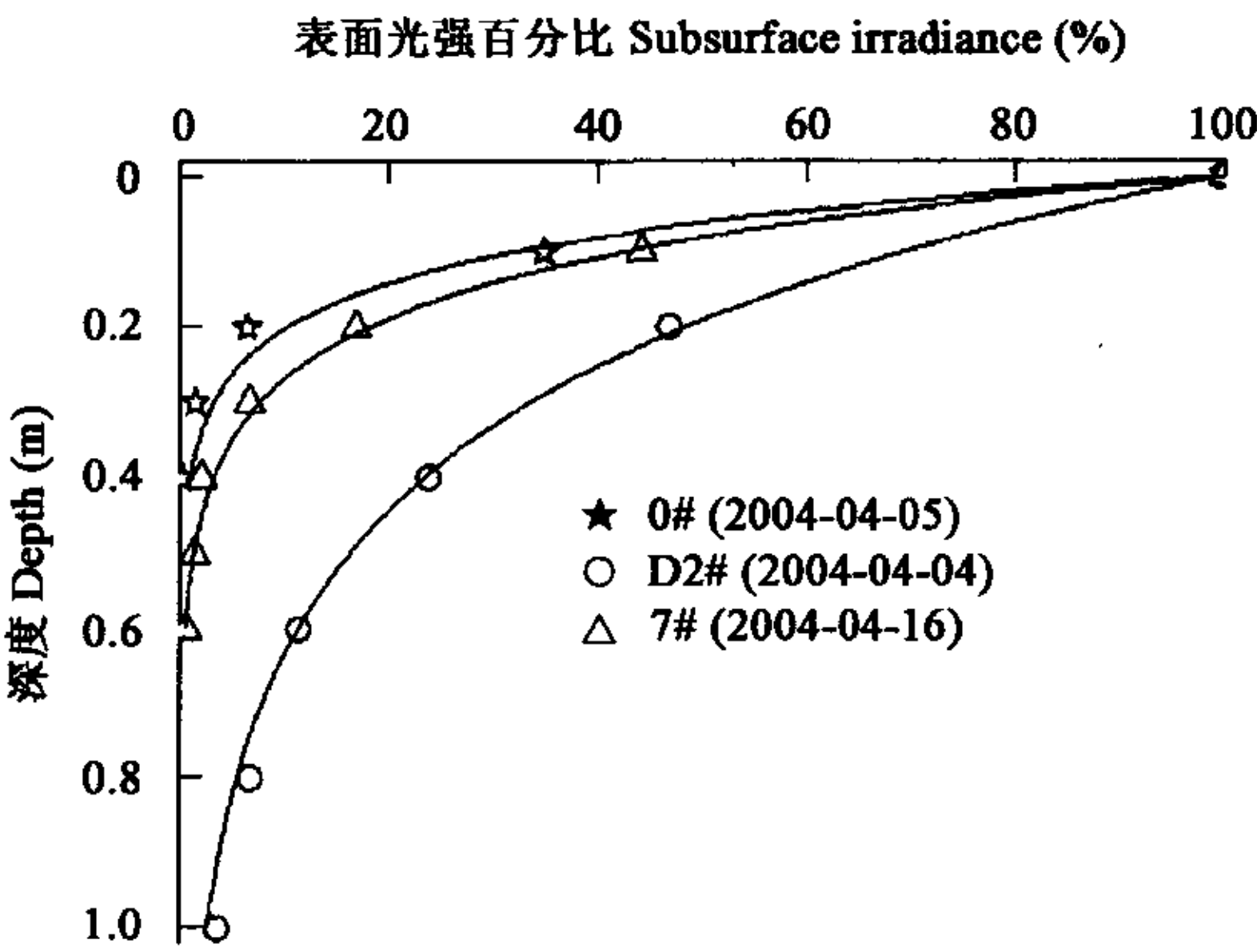


图 2 典型站位 380 nm 处光强随深度分布
Fig. 2 Depth profiles of 380 nm UV irradiance

表 1 UV-B、UV-A、PAR 特征波段衰减系数及表面光强 1 % 深度
Table 1 Attenuation coefficients during UV-B, UV-A and PAR, 1 %subsurface irradiance depths

采样点 Sampling stations	采样日期 Date	$K_d(m^{-1})$					PAR	$Z_{1\%}(m)$				
		320	340	360	380	400		320	340	360	380	400
D1#	2004-04-04	10.44	8.05	6.57	5.55	4.66	2.04	0.44	0.57	0.70	0.83	0.99
D2#	2004-04-04	6.33	5.24	4.17	3.41	2.74	1.24	0.73	0.88	1.10	1.35	1.68
D3#	2004-04-04	7.56	6.83	5.65	4.55	3.82	1.81	0.61	0.67	0.82	1.01	1.21
D4#	2004-04-04	8.54	7.30	6.97	5.72	4.82	1.81	0.54	0.63	0.66	0.81	0.96
0#	2004-04-05	19.59	18.78	15.50	13.04	10.09	7.77	0.24	0.25	0.30	0.35	0.46
6#	2004-04-05	18.30	16.98	15.08	11.88	11.37	3.98	0.25	0.27	0.31	0.39	0.41
12#	2004-04-05	14.90	14.10	12.74	10.75	10.50	4.72	0.31	0.33	0.36	0.43	0.44
0#	2004-04-16	13.78	12.24	11.02	9.88	8.40	3.49	0.33	0.38	0.42	0.47	0.55
1#	2004-04-16	12.53	12.27	10.79	8.66	6.99	3.53	0.37	0.38	0.43	0.53	0.66
2#	2004-04-16	8.24	7.32	6.18	5.67	4.97	1.93	0.56	0.63	0.75	0.81	0.93
3#	2004-04-16	14.98	12.30	9.59	8.69	6.28	2.86	0.31	0.37	0.48	0.53	0.73
4#	2004-04-16	14.91	12.65	9.76	8.83	6.55	2.68	0.31	0.36	0.47	0.52	0.70
5#	2004-04-16	15.20	12.67	10.62	8.41	7.38	2.74	0.30	0.36	0.43	0.55	0.62
6#	2004-04-16	12.23	11.75	10.59	8.10	6.41	2.25	0.38	0.39	0.43	0.57	0.72
7#	2004-04-16	14.20	12.83	11.69	8.59	6.72	3.2	0.32	0.36	0.39	0.54	0.69
8#	2004-04-16	9.85	8.77	8.66	8.37	5.97	2.35	0.47	0.53	0.53	0.55	0.77
9#	2004-04-16	11.17	8.60	6.70	5.99	4.96	2.46	0.41	0.54	0.69	0.77	0.93
10#	2004-04-16	13.30	12.76	11.47	10.13	8.60	3.49	0.35	0.36	0.40	0.45	0.54
11#	2004-04-16	15.04	12.60	11.31	10.46	9.13	4.37	0.31	0.37	0.41	0.44	0.50

2.2 DOC 浓度、CDOM 吸收系数

两次野外调查 DOC 浓度的变化范围 6.60~17.17 mg/L,平均为 9.99 mg/L,最高值出现在 4 月 5 日观测的直湖港入湖口 6# 点,并且明显高于 4 月 16 日观测结果,这是因为 4 月 5 日直湖港开闸河流携带的大量工农业及生活直接排入湖中,造成其值明显升高。DOC 浓度最低值为 6.60 mg/L,位于东太湖正中央的 D3# 点。对梅梁湾和东太湖 DOC 浓度进行方差分析发现,

2 个区域之间 DOC 浓度存在显著性差异($N=19, p\leq 0.005$)。将 DOC 浓度与 CDOM 吸收系数进行线性回归发现,在紫外和蓝绿光短波段部分,两者存在显著性相关,从 600 nm 到 320 nm 随波长的降低,相关性逐渐增加,320 nm 以下相关性又有所降低,320 nm 波长处的线性相关式为:

$$a_{d320} = 0.885DOC + 2.182 \quad (R^2 = 0.84, N = 19, p \leq 0.0001) \tag{6}$$

已有的许多研究均显示 CDOM 吸收系数与 DOC 浓度存在显著性相关,并可以用这些关系式来计算 DOC 浓度^[26, 27],但必须注意到是这些关系式的系数具有一定区域特色,随水体生物光学特性的变化而变化。

吸收系数与衰减系数的比值反映了 CDOM 吸收对衰减的贡献率,由表 2 可知,越到短波吸收与衰减的比值越大,说明吸收对衰减的贡献也越大,320 nm 波长处某些点吸收甚至超过衰减,这主要可能是由于短波部分在拟合求解衰减系数时存在一定误差,使得衰减系数被低估,从而造成吸收与衰减的比值大于 1,这在其他类似的研究中也曾出现过^[23, 28]。从吸收与衰减比值的湖区分布来看,梅梁湾的值略高于东太湖,但统计检验上不存在明显湖区差异。从 CDOM 分子大小来看,两次采样 CDOM 的组成可能存在一定的差异,其中 4 月 4、5 日的样品 CDOM 分子明显低于 4 月 16 日的样品,但同一次采样 CDOM 分子大小的空间分布则不明显,数值上与国际上同类研究结果比较一致^[22, 23]。

表 2 CDOM 吸收系数、吸收系数与衰减系数比及 DOC、Chla 浓度

Table 2 CDOM absorption coefficients, ratios of absorption coefficient and attenuation coefficient, DOC and chlorophyll a concentrations in the surface water

采样点 Sampling stations	采样日期 Date	$a_d(m^{-1})$					$a_{d250}/$ a_{d365}	$a_d(K_d)$			DOC (mg/L)	$a^*(375)$ (L/(mg·m))	Chla (μg/L)	SS (mg/L)
		320	340	375	380	440		320	340	380				
D1 #	2004-04-04	4.50	3.12	1.78	1.64	0.72	5.30	0.43	0.39	0.30	6.96	0.26	6.29	17.07
D2 #	2004-04-04	4.94	3.51	2.05	1.98	0.91	4.93	0.78	0.67	0.58	7.07	0.29	2.47	5.00
D3 #	2004-04-04	4.80	3.39	2.00	1.86	0.87	4.99	0.63	0.50	0.41	6.60	0.30	3.04	11.30
D4 #	2004-04-04	5.94	4.25	2.50	2.33	1.10	4.89	0.70	0.58	0.41	7.97	0.31	1.32	10.43
0 #	2004-04-05	12.03	8.50	4.86	4.54	2.22	4.94	0.61	0.45	0.35	12.77	0.38	11.83	86.20
6 #	2004-04-05	14.67	10.48	6.25	5.81	2.95	4.45	0.80	0.62	0.49	17.17	0.36	28.07	33.48
12 #	2004-04-05	8.20	5.75	3.36	3.11	1.39	4.86	0.55	0.41	0.29	10.46	0.32	40.74	46.28
0 #	2004-04-16	9.51	6.68	3.85	3.62	1.50	7.73	0.69	0.55	0.37	10.83	0.36	46.81	22.48
1 #	2004-04-16	9.06	6.38	3.78	3.55	1.51	7.26	0.72	0.52	0.41	8.97	0.42	13.00	27.24
2 #	2004-04-16	8.45	5.92	3.51	3.24	1.36	7.36	1.03	0.81	0.57	10.37	0.34	8.08	11.00
3 #	2004-04-16	9.80	7.02	4.32	4.03	1.84	6.59	0.65	0.57	0.46	9.11	0.47	14.27	23.36
4 #	2004-04-16	8.70	6.13	3.64	3.40	1.46	7.16	0.58	0.48	0.39	8.94	0.41	10.15	18.20
5 #	2004-04-16	8.27	5.79	3.49	3.28	1.43	7.21	0.54	0.46	0.39	8.28	0.42	9.03	20.88
6 #	2004-04-16	11.77	8.36	5.01	4.66	2.15	6.89	0.96	0.71	0.58	12.34	0.41	20.17	11.84
7 #	2004-04-16	8.69	6.10	3.68	3.41	1.50	7.08	0.61	0.48	0.40	10.07	0.37	15.19	19.56
8 #	2004-04-16	9.93	7.05	4.30	3.96	1.79	6.74	1.01	0.80	0.47	9.19	0.47	12.61	13.28
9 #	2004-04-16	8.41	5.92	3.47	3.28	1.39	7.27	0.75	0.69	0.55	9.82	0.35	7.59	10.84
10 #	2004-04-16	9.48	6.69	3.94	3.70	1.57	7.34	0.71	0.52	0.37	11.12	0.35	18.02	29.16
11 #	2004-04-16	10.50	7.49	4.42	4.17	1.74	7.27	0.70	0.59	0.40	11.81	0.37	67.97	28.40

3 讨论与结论

DOC 浓度、CDOM 吸收系数与衰减系数的线性回归、幂函数回归的结果见表 3。由表 3 可知,DOC 浓度、CDOM 吸收系数与衰减系数存在显著性相关,并总体上呈现幂函数回归结果要好于线性回归,用 CDOM 吸收系数来预测紫外辐射的衰减要高于 DOC 浓度,这反映了不仅 DOC 浓度而且 DOC 类型和组成在决定紫外辐射在水体中穿透深度的重要性。由于不同组成和类型的 DOC 对紫外辐射的吸收不一样(表现为 CDOM 的比吸收系数存在差异),因而使得衰减系数与 CDOM 吸收系数的相关性要好于与 DOC 浓度^[29, 30]。这些结果显示 DOC 和 CDOM 在决定紫外辐射衰减中的重要性,与国际上大多数研究结果比较吻合^[7, 23, 28]。但相比而言,我们研究结果的相关性偏低,主要是由于 UV-B 衰减除受水体中有色可溶性有机物的影响外,也有许多报道显示 UV-B 的衰减还要受浮游植物和非藻类悬浮物的影响^[29~34]。在低 DOC 浓度的湖泊和营养程度非常高的湖泊,浮游植物对紫外辐射的吸收将明显降低 UV-B 在水体里的衰减^[29~34],如 Smith 等^[33]在对低浓度 DOC 的大型湖泊伊利湖紫外辐射的研究中发现 UV-B 衰减系数有时与 DOC 浓度的相关性非常低, R^2 仅 0.14。De Lange^[30]报道荷兰浅水湖泊紫外辐射衰减与 DOC 浓度的相关性也仅 0.33。而在非常混浊的水体中,由于悬浮颗粒物对紫外辐射的散射,也大大降低了 UV-B 辐射的穿透深度,Smith 等^[33]发现总悬浮物浓度是伊利湖预测 UVB(305~320 nm)和 UV-A(320~400 nm)衰减的最有效因子,总悬浮物浓度与 UVB、UV-A 波段衰减系数线性相关的决定系数分别为 0.91、0.83($p\leq 0.001, N=28$)。此外,表 3 还列出国际上同类研究

的成果,其结论与本文的结果基本一致。

表 3 衰减系数与主要衰减因子的统计分析

Table 3 Power and linear models for the relationship between diffuse attenuation coefficients (K_d), DOC, absorption coefficients (a_d), chlorophyll a and total suspended solids

关系式 Regression equations	R^2	N	P	DOC	来源 Sources
$K_{d320}=2.77+0.99\text{DOC}$	0.48	19	≤ 0.001	6.60~17.17	本研究 This study
$K_{d340}=0.82+1.05\text{DOC}$	0.55	19	≤ 0.001	6.60~17.17	本研究 This study
$K_{d360}=0.05+0.97\text{DOC}$	0.60	19	≤ 0.001	6.60~17.17	本研究 This study
$K_{d380}=0.49+0.78\text{DOC}$	0.57	19	≤ 0.001	6.60~17.17	本研究 This study
$K_{d320}=1.55\text{DOC}^{0.91}$	0.49	19	≤ 0.001	6.60~17.17	本研究 This study
$K_{d340}=0.97\text{DOC}^{1.06}$	0.56	19	≤ 0.001	6.60~17.17	本研究 This study
$K_{d360}=0.68\text{DOC}^{1.15}$	0.59	19	≤ 0.001	6.60~17.17	本研究 This study
$K_{d380}=0.58\text{DOC}^{1.14}$	0.60	19	≤ 0.001	6.60~17.17	本研究 This study
$K_{d320}=2.09\text{DOC}^{1.12}$	0.87	63	≤ 0.001	0.2~23.5	[28]
$K_{d\text{UVB}}=3.62\text{DOC}^{0.80}$	0.33	19	≤ 0.05	2.2~21.8	[30]
$K_{d320}=3.46+1.05a_{d320}$	0.56	19	≤ 0.001	6.60~17.17	本研究 This study
$K_{d340}=1.98+1.49a_{d340}$	0.61	19	≤ 0.001	6.60~17.17	本研究 This study
$K_{d380}=1.48+1.96a_{d380}$	0.62	19	≤ 0.001	6.60~17.17	本研究 This study
$K_{d320}=1.27a_{d320}+0.30$	0.95	—	≤ 0.001	—	[8]
$K_{d\text{UVB}(310-320)}=1.06a_{d\text{UVB}(310-320)}+0.63$	0.94	17	≤ 0.001	4.9~16.0	[23]
$K_{d320}=1.51a_{d320}-0.12$	0.84	63	≤ 0.001	0.2~23.5	[28]
$K_{d\text{UVB}}=3.51+0.91a_{d300}$	0.75	19	≤ 0.05	2.2~21.8	[30]
$K_{d310}=0.93a_{d320}+4.24$	0.82	—	≤ 0.001	6.9~20.3	[35]
$K_{d320}=4.63+0.51\text{DOC}+0.028\text{Chla}+0.11\text{SS}$	0.72	19	≤ 0.001	6.60~17.17	本研究 This study
$K_{d340}=2.52+0.58\text{DOC}+0.015\text{Chla}+0.12\text{SS}$	0.82	19	≤ 0.001	6.60~17.17	本研究 This study
$K_{d360}=1.62+0.56\text{DOC}+0.026\text{Chla}+0.088\text{SS}$	0.82	19	≤ 0.001	6.60~17.17	本研究 This study
$K_{d380}=2.14+0.37\text{DOC}+0.039\text{Chla}+0.076\text{SS}$	0.85	19	≤ 0.001	6.60~17.17	本研究 This study
$K_{d320}=0.994+0.315\text{DOC}-0.491\text{Chla}+0.454\text{SS}$	0.98	25	≤ 0.0001	2.3~6.3	[33]
$K_{\text{PAR}}=0.34\text{DOC}-0.35$	0.34	19	≤ 0.01	6.60~17.17	本研究 This study
$K_{\text{PAR}}=2.43+0.038\text{Chla}$	0.20	19	$=0.057$	6.60~17.17	本研究 This study
$K_{\text{PAR}}=1.25+0.078\text{SS}$	0.94	19	≤ 0.0001	6.60~17.17	本研究 This study
$K_{\text{PAR}}=0.128\text{SS}+0.487$	0.95	25	≤ 0.0001	2.3~6.3	[33]
$K_{d320}=4.41+0.63a_{d320}+0.024\text{Chla}+0.10\text{SS}$	0.78	19	≤ 0.001	6.60~17.17	本研究 This study
$K_{d340}=2.78+0.91a_{d340}+0.015\text{Chla}+0.11\text{SS}$	0.86	19	≤ 0.001	6.60~17.17	本研究 This study
$K_{d380}=2.06+1.11a_{d380}+0.037\text{Chla}+0.073\text{SS}$	0.91	19	≤ 0.001	6.60~17.17	本研究 This study
$K_{\text{PAR}}=2.06+1.11a_{d380}+0.037\text{Chla}+0.073\text{SS}$	0.98	19	≤ 0.0001	6.60~17.17	本研究 This study

在太湖紫外辐射衰减系数与 DOC 浓度、CDOM 吸收系数相关性相对较低主要是由于以下 2 方面原因：

(1)观测点大多集中在富营养化的梅梁湾,即便是东太湖也处于中富营养状态^[15],除 DOC 和 CDOM 外,水体里的叶绿素 a 浓度比较高,观测期间最高值为 67.97 $\mu\text{g/L}$,并且太湖以微囊藻为主,而已有的报道显示微囊藻内含有 MAAs,对紫外辐射有较高的吸收能力^[36]。对 320 nm、340 nm、360 nm、380 nm、400 nm 波长处衰减系数与叶绿素 a 浓度进行线性关系分析发现仅 340 nm 处两者之间相关性不显著,其余各波段均存在显著的正相关($p\leq 0.05$),并随波长增加相关性越来越好。

$$K_{d380}=0.088\text{Chla}+6.696\left(R^2=0.35,N=19,p\leq 0.01\right)$$

(7)

使用其他函数拟合两者关系,发现幂函数关系最好,所有波段均存在显著性相关($p\leq 0.001$),同样表现为随波长增加相关性逐渐增加。

$$K_{d380}=3.962\text{Chla}^{0.277}\left(R^2=0.63,N=19,p\leq 0.001\right)$$

(8)

而国际上同类研究大多集中贫、中营养湖泊中,其叶绿素 a 浓度不高^[23, 28]。如 Morris 等^[28]人报道的美国东北部及科罗拉多州、阿拉斯加州以及阿根廷的 Bariloche 地区 65 个湖泊中紫外辐射的衰减,其相应叶绿素 a 的值大多低于 10 $\mu\text{g/L}$,仅 Wallenpauok 湖叶绿素 a 浓度最高为 18.60 $\mu\text{g/L}$ 。

(2)太湖是一个大型浅水湖泊,加之风浪扰动强烈,水体中悬浮物浓度比较高,梅梁湾和东太湖多年均值分别为为 35.10 mg/L 、15.01 mg/L ^[37],也会对紫外辐射衰减造成一定影响。即便两次水下光场观测选择在风平浪静的天气下进行,水体中悬浮物浓度相对较低,但均值仍高达 23.47 mg/L ,19 个采样点其中有 18 个超过 10 mg/L 。而在其他研究中悬浮物浓度均非常低,如

Morris 等^[28]人报道的湖泊中悬浮物浓度均低于 10 mg/L。在高悬浮物浓度的湖泊中情况则不一样,如 Smith 等^[33]人的研究中发现悬浮物浓度与紫外及光合有效辐射衰减系数均存在显著性正相关(表 3)。对各波段紫外辐射衰减系数与悬浮物浓度进行不同函数相关分析发现,两者之间对数函数关系最显著,380 nm 波长处的相关式为:

$$K_{d380} = 3.625 \ln SS - 2.449 \quad (R^2 = 0.83, N = 19, p \leq 0.0001) \quad (9)$$

对衰减系数与 DOC 浓度(或 CDOM 吸收系数)、叶绿素 a 浓度、悬浮物浓度进行多元线性回归发现相关系数明显提高(表 3)。随着波长增加到光合有效辐射波段衰减系数则主要受制于水体中悬浮物浓度(表 3)。

尽管许多研究显示水体中 DOC 浓度是决定紫外辐射衰减的重要因素,但并不是唯一因素。不同地区、不同湖泊关系式存在一定差异正显示了水体生物光学特性的差异。因而,引入 MAAs 和非生物悬浮颗粒物对紫外辐射的吸收等生物光学模型将能更为清楚解释紫外辐射在水体中的衰减过程^[38, 39]。

通过以上分析对太湖的紫外辐射衰减有了一个初步认识,但也还存在一些需要改进的地方,首先就是野外观测方法。由于太湖是一个大型浅水,加之风浪扰动强烈,这对野外原位紫外辐射观测带来了一定困难,尤其是在湖心区很难找到非常风平浪静而又天气晴好的日子进行紫外辐射观测,这也是本文中之所以没有开展大太湖研究的直接原因。此外,由于太湖内 CDOM 浓度很高,紫外辐射衰减强烈,往往在 0.5 m 左右就衰减到表面光强的 1%,在梅梁湾一些河口区甚至只有 0.2 m,这就要求我们在进行水下光场测定时加密测量深度,以后在测定紫外辐射每隔 0.05 m 测量 1 层。

研究表明太湖典型草、藻型湖区 320 nm、380 nm 紫外辐射的衰减系数在 6.33~19.59 m⁻¹、3.41~13.64 m⁻¹间变化,对应的 1% 表面光强穿透深度分别为 0.24~0.73 m、0.35~1.35 m,与 Huovinen、Williamson 等人的结果比较接近。在 CDOM 浓度非常高的梅梁湾 UV-B 的穿透深度基本上小于 0.5 m,东太湖和梅梁湾紫外辐射衰减存在明显的湖区差异。紫外辐射衰减主要受制于水体中的 CDOM 浓度,其衰减系数与 DOC 浓度、CDOM 吸收系数存在显著性相关,通过测定 DOC 浓度和 CDOM 吸收系数能大致估算紫外辐射的衰减情况。与国内外同类研究相比,在太湖紫外辐射衰减还要受悬浮物和叶绿素 a 浓度的影响。

References:

- [1] Chen S W, Wu B G. Algal responses to enhanced UV-B and its mechanism on molecular level. *Journal of Jinan University (Natural Science & Medicine Edition)*, 2000, **21**(5): 88~94.
- [2] Häder D P, Worrest R C, Kuman H D, *et al.* Effects of increased solar ultraviolet radiation on aquatic ecosystem. *Ambio*, 1995, **24**(2): 174~180.
- [3] Häder D P. Effects on aquatic ecosystems. *Photochemistry and Photobiology*, 1998, **46**(1): 53~68.
- [4] Williamson C E. What role does UV-B radiation play in freshwater ecosystems? *Limnology and Oceanography*, 1995, **40**(2): 386~392.
- [5] Williamson C E. Effects of UV radiation on freshwater ecosystems. *International Journal of Environmental Studies*, 1996, **51**: 245~256.
- [6] Kirk J T O. *Light and photosynthesis in aquatic ecosystem*. Cambridge: Cambridge University Press, Britain, 1994.
- [7] Scully N M, Lean D R S. The attenuation of UV radiation in temperate lakes. *Archiv für Hydrobiologie Ergebnisse der Limnologie*, 1994, **43**: 135~144.
- [8] Morris D P, Hargreaves B P. The role of photochemical degradation of dissolved organic carbon in regulating the UV transparency of three lakes on the Pocono Plateau. *Limnology and Oceanography*, 1997, **42**(2): 239~249.
- [9] Schindler D W, Curtis P J, Parker B R, *et al.* Consequences of climate warming and lake acidification for UV-B penetration in North American boreal lakes. *Nature*, 1996, **379**: 705~708.
- [10] Booth C R, Morrow J H, Coohill T P, *et al.* Impacts of solar UVR on aquatic microorganism. *Photochemistry and Photobiology*, 1997, **65**: 252~269.
- [11] Hermann H, Häder D P, Kofferlen M, *et al.* Study on the effects of UV radiation on phytoplankton photosynthetic efficiency by means of a sunlight simulator. *Medical and Biological Environment*, 1995, **23**(1): 36~40.
- [12] Williamson C E, Zagarese H E, Schulze P C, *et al.* The impact of short-term exposure to UV-B radiation on zooplankton communities in north temperate lakes. *Journal of Plankton Research*, 1994, **16**(2): 205~218.
- [13] Corn P S. Effects of ultraviolet radiation on boreal toads in Colorado. *Ecological Applications*, 1998, **8**(1): 18~26.
- [14] Huovinen P S, Goldman, C R. Inhibition of phytoplankton production by UV-B radiation in clear subalpine Lake Tahoe, California-Nevada. *Verh. Int. Verein. Limnol.*, 2000, **27**: 157~160.
- [15] Yang Z F, Shi W G, Chen L Q, *et al.* Ecological environment succession and countermeasure of East Taihu Lake. *China Environmental Science*, 2003, **23**(1): 64~68.
- [16] Qin B Q, Wu Q L, Gao J F, *et al.* Water environmental issues in Taihu Lake of China: problems causes and management. *Journal of Natural Resources*, 2002, **17**(2): 221~228.
- [17] Zhang Y L, Qin B Q, Chen W M, *et al.* Analysis on distribution and variation of beam attenuation coefficient of Taihu Lake's water.

- Advances in Water Science*, 2003, **14**(4): 447~453.
- [18] Schubert H, Sagert S, Forster R M. Evaluation of the different levels of variability in the underwater light field of a shallow estuary. *Helgoland Marine Research*, 2001, **55**(1): 12~22.
- [19] Bricaud A, Morel A, Prieur L. Absorption by dissolved organic matter of the sea (yellow substance) in the UV and visible domain. *Limnology and Oceanography*, 1981, **26**(1): 43~53.
- [20] Keith D J, Yoder J A, Freeman S A. Spatial and temporal distribution of coloured dissolved organic matter (CDOM) in Narragansett Bay, Rhode Island: implications for phytoplankton in coastal waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2002, **55**(5): 705~717.
- [21] Stedmon C A, Markager S, Kaas H. Optical properties and signatures of chromophoric dissolved organic matter (CDOM) in Danish coastal waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2000, **51**(2): 267~278.
- [22] De Haan H. Solar UV-light penetration and photodegradation of humic substances in peaty lake water. *Limnology and Oceanography*, 1993, **38**(5): 1072~1076.
- [23] Huovinen P S, Penttola H, Soimasuo M R. Spectral attenuation of solar ultraviolet radiation in humic lakes in Central Finland. *Chemosphere*, 2003, **51**(3): 205~214.
- [24] Conde D, Aubriot L, Sommaruga R. Changes in UV penetration associated with marine intrusions and freshwater discharge in shallow coastal lagoon of the Southern Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 2000, **207**(1): 19~31.
- [25] Williamson C E, Stemberger R S, Morris D P, *et al.* Ultraviolet radiation in North American lakes: Attenuation estimates from DOC measurements and implications for plankton communities. *Limnology and Oceanography*, 1996, **41**(5): 1024~1034.
- [26] Rochelle-Newall E J, Fisher T R. Chromophoric dissolved organic matter and dissolved organic carbon in Chesapeake Bay. *Marine Chemistry*, 2002, **77**(1): 23~41.
- [27] Seritti A, Russo D, Nannicini L, *et al.* DOC, absorption and fluorescence properties of estuarine and coastal waters of the Northern Tyrrhenian Sea. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 1998, **10**(3): 95~106.
- [28] Morris D P, Zagarese H, Williamson C E, *et al.* The attenuation of solar UV radiation in lakes and the role of dissolved organic carbon. *Limnology and Oceanography*, 1995, **40**(8): 1381~1391.
- [29] Laurion I, Ventura M, Catalan J, *et al.* Attenuation of ultraviolet radiation in mountain lakes: factors controlling the among-and within-lake variability. *Limnology and Oceanography*, 2000, **45**(6): 1274~1288.
- [30] De Lange H J. The attenuation of ultraviolet and visible radiation in Dutch inland waters. *Aquatic Ecology*, 2000, **34**: 215~226.
- [31] Sommaruga R, Psenner R. Ultraviolet radiation in a high mountain lake of the Austrian Alps: air and underwater measurements. *Photochemistry and Photobiology*, 1997, **65**: 957~963.
- [32] Hodoki Y, Watanabe Y. Attenuation of solar ultraviolet radiation in eutrophic freshwater lakes and ponds. *The Japanese Journal of Limnology*, 1998, **59**(1): 27~37.
- [33] Smith R E H, Furgal J A, Charlton M N, *et al.* Attenuation of ultraviolet radiation in a large lake with low dissolved organic matter concentrations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1999, **56**: 1351~1361.
- [34] Vincent W F, Kumagai M, Belzile C, *et al.* Effects of seston on ultraviolet attenuation in Lake Biwa. *Limnology*, 2001, **2**: 179~184.
- [35] Crump D, Lean D, Berrill M, *et al.* Spectral irradiance in pond water: influence of water chemistry. *Photochemistry and Photobiology*, 1999, **70**(6): 893~901.
- [36] Liu Z W, Zhong P, Han B P. UV protective compounds mycosporine-like amino acids (MAAs) and bloom forming mechanism in *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Lake Sciences*, 2003, **15**(4): 359~363.
- [37] Zhang Y L, Qin B Q, Chen W M, *et al.* A study on total suspended matter in Lake Taihu. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2004, **13**(3): 266~271.
- [38] Whitehead K, Vernet M. Influence of mycosporine-like amino acids (MAAs) on UV absorption by particulate and dissolved organic matter in La Jolla Bay. *Limnology and Oceanography*, 2000, **45**(8): 1788~1796.
- [39] Laurion I, Blouin F, Roy S. The quantitative filter technique for measuring phytoplankton absorption: Interference by MAAs in the UV waveband. *Limnology and Oceanography Methods*, 2003, **1**: 1~9.

参考文献:

- [1] 陈善文, 武宝珩. 藻类对 UV-B 增强的响应及其分子基础. 暨南大学学报(自然科学版), 2000, **21**(5): 88~94.
- [15] 杨再福, 施炜刚, 陈立侨, 等. 东太湖生态环境的演变与对策. 中国环境科学, 2003, **23**(1): 64~68.
- [16] 秦伯强, 吴庆龙, 高俊峰, 等. 太湖地区的水资源与水环境——问题、原因与管理. 自然资源学报, **17**(2): 221~228.
- [17] 张运林, 秦伯强, 陈伟民, 等. 太湖水体光学衰减系数的分布及变化特征. 水科学进展, 2003, **14**(4): 447~453.
- [36] 刘正文, 钟萍, 韩博平. 铜绿微囊藻中的紫外保护物质类菌胞素氨基酸(MAAs)与水华形成机制探讨. 湖泊科学, 2003, **15**(4): 359~363.
- [37] 张运林, 秦伯强, 陈伟民, 等. 太湖水体中悬浮物研究. 长江流域资源与环境, 2004, **13**(3): 266~271.