

太湖流域昆承湖春季颗粒物和有色可溶性有机物吸收特性*

柳彩霞¹, 郭子祺¹, 张宝钢¹, 雷霞¹, 马茵驰²

(1: 中国科学院遥感应用研究所遥感科学国家重点实验室, 北京 100101)

(2: 北京市农林科学院水产科学研究所, 北京 100068)

摘要: 利用2010年4月23日在昆承湖采集的水体吸收系数数据, 对总悬浮颗粒物、浮游植物色素颗粒物、非色素颗粒物和有色可溶性有机物的吸收特征进行研究. 结果表明, 春季昆承湖水体除675 nm附近具有叶绿素吸收峰的红光波段外, 非色素颗粒物吸收系数大于浮游植物色素颗粒物吸收系数, 总颗粒物吸收系数光谱分布与非色素颗粒物的吸收光谱类似, 即吸收系数随波长的增大而减小; 非色素颗粒物和有色可溶性有机物的吸收系数随波长的增大接近指数衰减规律, 且不同波段存在一定关系, 非色素颗粒物在400和440 nm的吸收系数与总颗粒物浓度存在显著多项式关系; 多项式关系能较好地表达浮游植物色素颗粒物单位吸收系数与叶绿素a浓度之间的关系; 不同采样点的组分吸收系数对总吸收系数的贡献不同, 大致有四种表现类型.

关键词: 昆承湖; 颗粒物; 有色可溶性有机物; 吸收系数

Absorption characteristics of particulates and the CDOM in spring in Lake Kuncheng, Taihu Basin

LIU Caixia¹, GUO Ziqi¹, ZHANG Baogang¹, LEI Xia¹ & MA Yinchi²

(1: *State Key Laboratory of Remote Sensing Science, Institute of Remote Sensing Applications, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, P. R. China*)

(2: *Fisheries Research Institute, Beijing Academy of Agriculture and Forestry Sciences, Beijing 100068, P. R. China*)

Abstract: Field work was carried out in Lake Kuncheng, Taihu Basin on April 23, 2010 to analyse the absorption characteristics of total particulates, phytoplankton pigment, tripton and chromophoric dissolved organic matter (CDOM). The results show: The absorption coefficient of tripton is higher than that of phytoplankton pigment except for red wavelength at 675 nm. Absorption coefficient of tripton spectrum becomes lower at the longer wavelength, and absorption of total particulates has the similar characteristics as that of tripton; Absorption coefficients of tripton and CDOM approximate exponential attenuation with increases of the wavelength, in which show certain relationships in different bands, and absorption coefficients of tripton at 400 nm and at 440 nm have good polynomial relationships with total particulate concentration; Relationships of the specific absorption coefficients between phytoplankton pigment and chlorophyll-a concentration also can be well expressed by a polynomial function; Absorption coefficients from different sites of Lake Kuncheng sites show four different types of contributions to the total absorption coefficients.

Keywords: Lake Kuncheng; particulate; CDOM; absorption coefficient

水体光活性物质 (Optically Active Constituents, OACs) 的固有光学特性 (Inherent Optical Properties, IOPs) 影响着与水色遥感有密切联系的上行辐射. 与表观光学特性 (Apparent Optical Properties, AOPs) 不同, 固有光学特性 IOPs 具有不受光照条件影响的优点, 对 IOPs 模型的研究, 如水体主要组分的吸收与散射特性研究, 是生物光学模型研究的基础, 而生物光学模型以遥感辐射传输方程为基础, 具有严格的物理意义, 是今后水色遥感算法的发展方向. 对于大洋 I 类水体, 影响其光学性质变化的主要物质是浮游植物种群和与浮游植物协同变化的伴生植物, 而对于大洋沿岸及内陆的 II 类水体, 除浮游植物外, 水生和陆源悬浮颗粒物

* 国家自然科学基金项目 (40971226) 和国家科技支撑计划项目 (2006BAJ10B02, 2006BAJ10B06) 联合资助. 2010-09-17 收稿; 2010-12-24 收修改稿. 柳彩霞, 女, 1983 年生, 硕士, 研究实习员; E-mail: cxliu@irsa.ac.cn.

及溶解有机物的浓度随时在变化,且与浮游植物浓度无关.事实上,Ⅱ类水体中浮游植物以外物质的光学性质通常决定了水体光学性质,只有获得这些主要物质的固有光学性质信息,才能成功地模拟水色^[1].

影响Ⅱ类水体固有光学特性的物质主要有四种:纯水;浮游植物,主要是藻类,藻类色素中最主要的是叶绿素 a;非色素颗粒物,又称无生命颗粒物,主要是由浮游植物死亡而产生的有机碎屑以及陆生或水底底泥经再悬浮而产生的无机悬浮颗粒;有色可溶性有机物(Chromophoric Dissolved Organic Matter, CDOM),又称黄色物质,主要是由黄腐酸、腐殖酸组成的溶解性有机物.由于纯水的特性是恒定的,因而浮游植物、非色素颗粒物和 CDOM 是影响内陆水体光学特性最重要的三个水色要素^[2].

目前,海洋及国外内陆水体对水色三要素吸收谱的研究较多,但国内对于内陆水体的 IOPs 研究区域还相对较少.只有太湖、珠江口、巢湖、三峡等几个污染比较严重的水域有区域 IOPs 的研究^[3-8].由于 IOPs 具有季节性和区域性差异,为了提高Ⅱ类水体水色遥感产品质量,需要更多不同区域 IOPs 数据的观测和分析.因此,本文以昆承湖水体的颗粒物和 CDOM 的吸收特性为研究对象,为生态修复后的昆承湖生物光学反演算法提供数据基础.

1 材料与方法

1.1 研究区域

昆承湖又名东湖,位于常熟市区南部,属于太湖流域水系阳澄湖湖群,南北长 6 km,东西宽 3-4 km,面积 18.4 km²,湖盆地形由西向东倾斜,西部水深 1.5 m 左右,东部深约 2.5 m,北部最深,最大水深超过 3 m.

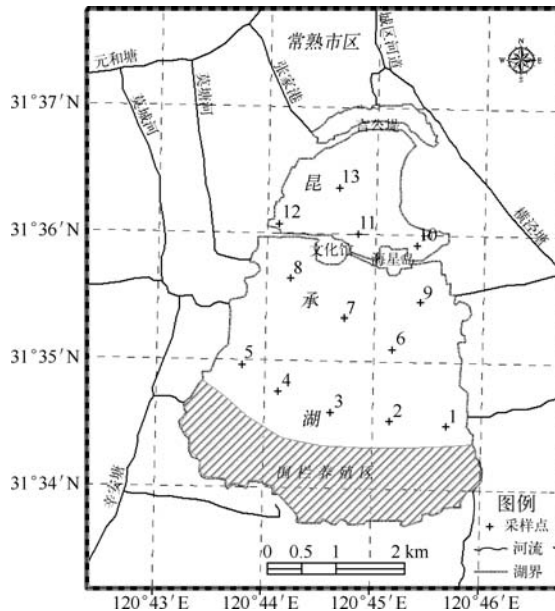


图 1 采样点分布图

Fig. 1 Distribution of sampling sites

昆承湖是常熟市境内最大的湖泊,蓄水量达 $0.5 \times 10^8 \text{ m}^3$,年降雨量为 1030 mm,年平均蒸发量 1100 mm.全湖进出水口 20 多处,张家港、苏常东线等航道纵横穿过,因此昆承湖属于开放式中型湖泊.自 1970s 以来,由于不合理的养殖、环湖开发、工业排污以及流域内人口密度增加等,昆承湖的水环境每况愈下,逐渐呈现比较严重的富营养化状态^[9],局部为劣 V 类.据 2009 年 6 月 18 日《常熟日报》报道,昆承湖生态修复工程自 2006 年 10 月 16 日启动以来,生态修复已初见成效,湖中水质有了明显改善,目前已经达到了Ⅳ类水标准,隔水坝两侧芦苇已生长成形,昆承湖生物链正逐步恢复.为了解生态修复工程实施后的昆承湖水水质改善情况,实验组于 2010 年 4 月 23 日进行了野外水质测量实验.

除南部围栏养殖区域无法进入外,在昆承湖湖体均匀布设了 13 个采样点(图 1),水体采集与水体光谱反射率测量同步,各样点的总悬浮物(SPM)浓度、叶绿素 a(Chl. a)浓度、溶解性有机碳(DOC)浓度和化学需氧量(COD)浓度见图 2.

1.2 颗粒物的吸收系数测量

采用定量滤膜技术(Quantitative Filter Technique),利用岛津 UV2401 分光光度计测定总颗粒物的吸收系数 $a_p(\lambda)$ 、非色素颗粒物的吸收系数 $a_d(\lambda)$ 和浮游植物色素颗粒物的吸收系数 $a_{ph}(\lambda)$,具体步骤^[10]如下:

用 GF/F 滤膜过滤 50-400 ml 水样(根据水中悬浮物浓度决定过滤水样体积),在 UV-2401PC 型分光光度计下测定滤膜上颗粒物的吸光度,用同样湿润程度的空白滤膜做参比,在 350-800 nm 范围内每隔 1 nm 测定一个吸光度,用各波段的吸光度减去 750 nm 波长处的吸光度.滤膜上总颗粒物的光谱吸收系数为:

$$a_p(\lambda) = 2.303 \times \frac{S}{V} OD_s(\lambda) \quad (1)$$

式中, V 为被过滤水样的体积, S 为沉积在滤膜上的颗粒物的有效面积.

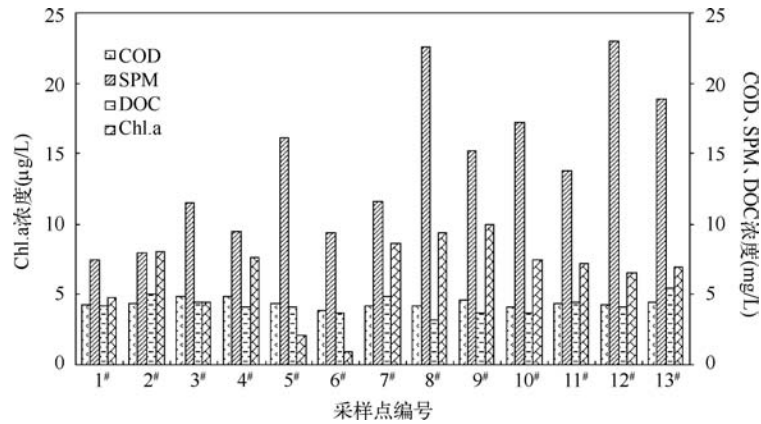


图2 采样点组分浓度

Fig. 2 Component concentration of sampling sites

用 10–20 ml 甲醇(或者次氯酸钠)浸泡滤膜 30–180 min 左右(根据滤膜上浮游藻类浓度决定甲醇体积和浸泡时间),将滤膜上的色素萃取掉,使得滤膜上只留下不能被甲醇提取的碎屑颗粒物,按与总颗粒物吸收测定类似方法得到 $a_d(\lambda)$, $a_{ph}(\lambda)$ 可以用 $a_p(\lambda)$ 减去 $a_d(\lambda)$ 得到。

1.3 CDOM 吸收系数测定

CDOM 的光谱吸收系数 $a_g(\lambda)$ 测定采用通过孔径 0.22 μm 的 Millipore 膜过滤的水样在 UV-2401PC 型分光光度计下测定吸光度,然后计算各波长的吸收系数^[10]:

$$a_g(\lambda') = 2.303D(\lambda)/r \quad (2)$$

中, $a_g(\lambda')$ 为波长 λ 的未校正吸收系数 (m^{-1}), $D(\lambda)$ 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,可能会引起散射,为此作如下散射效应订正:

$$a_g(\lambda) = a_g(\lambda') - a_g(700) \cdot \lambda/700 \quad (3)$$

式中, $a_g(\lambda)$ 为波长 λ 的吸收系数 (m^{-1}), λ 为波长 (nm)。

1.4 其他参数测定

透明度用 30 cm 的黑白赛氏盘测定. 总悬浮物用烘干称重法测定. Chl. a 的测定采用分光光度法,用 GF/C 滤膜过滤水样,然后将滤膜置于冰箱中冷冻 48 h 以上,取出用 90% 的热乙醇萃取,然后在岛津 UV2401 分光光度计上测定 750、663、645、630 nm 处吸光度,换算得到 Chl. a 浓度. DOC 采用 1020TOC 仪进行测定. COD 采用高锰酸钾法测定.

1.5 数据统计分析

运用 Matlab 和 SPSS 11.0 软件进行数据统计分析,包括计算均值、方差、标准差、回归分析等. CDOM 和非色素颗粒物吸收系数 S 值的计算利用 Matlab 的曲线拟合工具箱,采用最小二乘法计算得到. 引入决定系数 (R^2)、方差分析 (ANOVA)、Pearson 相关系数检验变量之间的相关性和拟合关系.

2 结果与分析

太阳辐射是湖泊生态系统的主要能量来源,波长 400–700 nm 的可见光(即光合有效辐射,PAR)是湖泊中植物进行光合作用的动力,决定着湖泊各种生物的生长及湖泊初级生产力^[11]. 因此,本文截取 400–700 nm 波段的颗粒物和 CDOM 的吸收系数进行分析.

2.1 总颗粒物吸收

所有站点表现出大致相同的总颗粒物吸收特性,除 675 nm 附近浮游植物色素颗粒物的强烈吸收峰外,随着波长的增加,吸收系数不断下降(图 3a). 而太湖梅梁湾蓝藻暴发地则不同^[4],总颗粒物吸收系数在

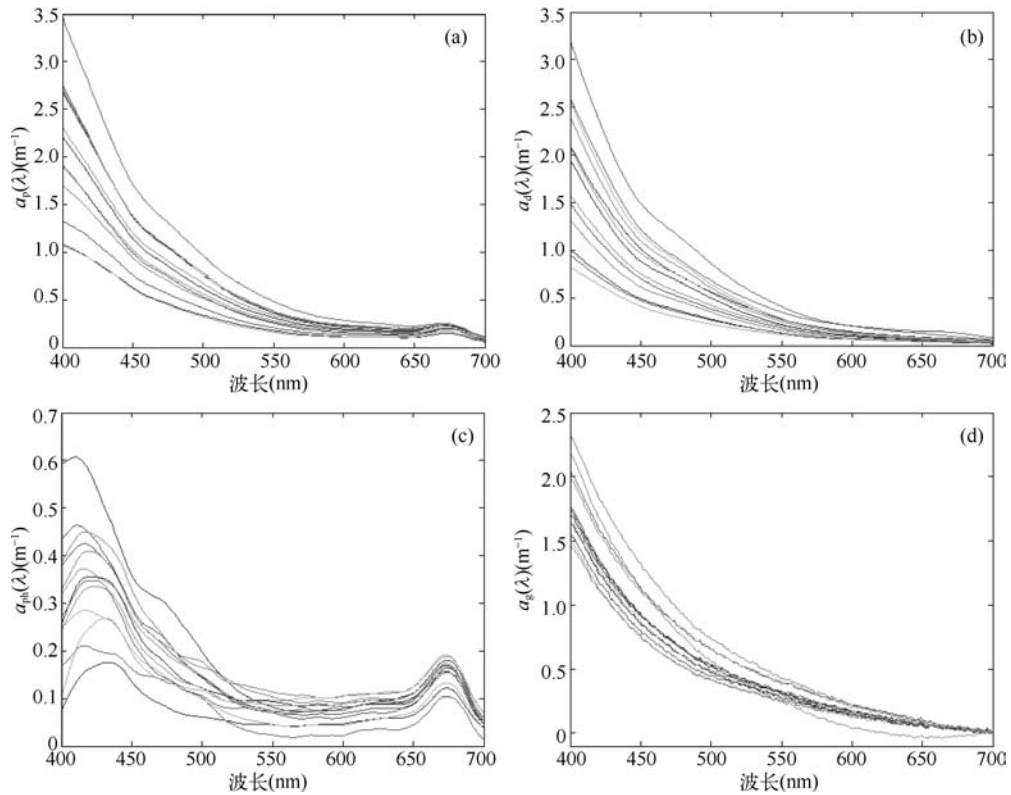


图3 所有样点 $a_p(\lambda)$ (a)、 $a_d(\lambda)$ (b)、 $a_{ph}(\lambda)$ (c) 和 CDOM $a_g(\lambda)$ (d) 的吸收谱

Fig. 3 Absorption spectrums of $a_p(\lambda)$ (a), $a_d(\lambda)$ (b), $a_{ph}(\lambda)$ (c) and CDOM $a_g(\lambda)$ (d) of all the sampling sites

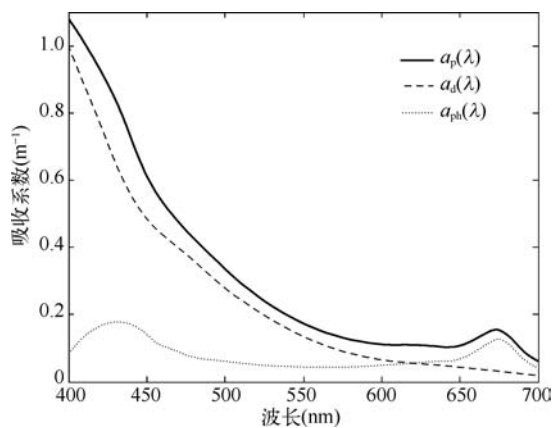


图4 总悬浮物的典型吸收模式

Fig. 4 A typical absorption spectra pattern for total particulate

440 nm附近没有出现叶绿素吸收峰, 440 nm 的吸收系数变化范围相对较小, 为 $0.73 - 2.01 \text{ m}^{-1}$. 为更清楚地表示浮游植物色素颗粒和非色素颗粒对总颗粒物的贡献, 图4有代表性地给出了 $a_p(\lambda)$ 、 $a_d(\lambda)$ 、 $a_{ph}(\lambda)$ 的比较. 除 675 nm 附近叶绿素具有吸收峰外, $a_d(\lambda)$ 始终大于 $a_{ph}(\lambda)$. $a_d(\lambda)$ 随波长的增大而减小. 这与珠江口内河口吸收系数相似^[5], 与长江三峡的 $a_p(\lambda)$ 类型相同^[6].

2.2 非色素颗粒物吸收

在此次采样点中, 所有样点的非色素颗粒物吸收谱分布十分相似, 即吸收系数随着波长的增大而减小 (图 3b). 通过实测数据模拟表明, $a_d(\lambda)$ 随波长的变化分布十分接近指数衰减规律 (图 5), 且不同波段的吸收系数之间存在一定的关系. 找到这种关系, 我们可以从一个已知波段的吸收系数推算出另外一个波段的吸收系数, 可以在水

色反演中大大减少固有光学量的未知个数, 减小模型的复杂度. 我们分别选择 400 和 440 nm 为参考波段, 建立 $a_d(\lambda)$ 模型. 从图 5 可以看出, 无论选择 400 nm 还是 440 nm, 指数模型的拟合度都很高, 都达到了 0.99 以

上.通过分析发现非色素颗粒在波长 λ 处的吸收系数可以用式(4)表示:

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

式中, λ_0 为 400 nm 或者 440 nm 波段, S_d 为斜率.

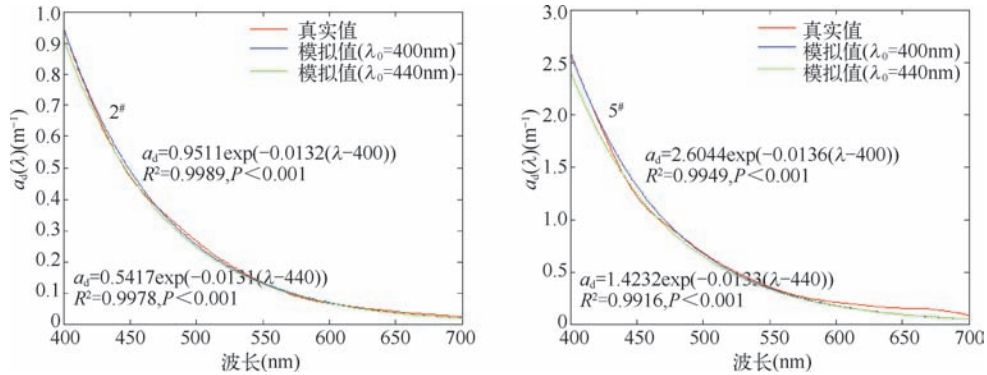


图5 非色素颗粒物吸收系数模拟(以 2[#]、5[#]为例)

Fig. 5 Simulation of $a_d(\lambda)$

S_d 值是 $a_d(\lambda)$ 建模很重要的形状因子. 通过计算每一个采样点在 400 nm 和 440 nm 的 S_d 发现, 不管在 400 nm 还是在 440 nm, 其数值范围都非常接近, 在 0.0131 - 0.0146 nm^{-1} 之间. 同时, 我们比较了现有国内外报道中 S_d 值的分布(表 1), 发现昆承湖 $S_d(400)$ 在珠江口 S_d 值范围内. 与国内外其他水体相比, 两个参考波段的值都稍大. 此处需说明的是, 由于本研究截取的模拟波段为 400 - 700 nm, 低于 400 nm 和高于 700 nm 的吸收系数未用于 S_d 值的模拟, 因此在其他波段范围模拟得到的值可能与本表列出的稍有差异.

表 1 不同水体非色素颗粒物吸收谱形状因子 S_d 值比较

Tab. 1 Shape factor S_d of tripton absorption spectra from some waterbodies

研究区	波段 (nm)	参考波长 (nm)	S_d 值范围 (nm^{-1})	S_d 均值 \pm 标准差 (nm^{-1})
太湖 ^[3]	400 - 650	440	0.0090 - 0.0129	0.0117 \pm 0.0006
珠江口 ^[5]	400 - 700	400	0.0101 - 0.0171	0.0120 \pm 0.0020
三峡水库 ^[6]	400 - 750	440	0.0101 - 0.0128	0.0115 \pm 0.0016
Lake Malaren ^[12]	400 - 750	400	0.0090 - 0.0130	0.0113 \pm 0.0015
Sargasso Sea ^[13]	380 - 750	440	0.0080 - 0.0150	0.0109 \pm 0.0019
Peruvian upwelling waters ^[13]	380 - 750	440	0.0024 - 0.0170	0.0099 \pm 0.0036
昆承湖	400 - 700	400	0.0132 - 0.0146	0.0139
昆承湖	400 - 700	440	0.0131 - 0.0146	0.0138

对于大洋 I 类水体, 已有研究表明, $a_d(\lambda)$ 与 Chl. a 浓度存在较好的相关关系, 主要原因是 I 类水体的非色素颗粒物主要来源于浮游植物的降解^[5]. 对于昆承湖水体, 我们分析了 $a_d(\lambda)$ 与 Chl. a 浓度 ($C_{\text{chl.a}}$), 总悬浮物浓度 (C_{SPM}), COD 浓度 (C_{COD}) 和 DOC 浓度 (C_{DOC}) 的相关关系(图 6a), 发现与大洋 I 类水体不同, $a_d(\lambda)$ 与 $C_{\text{chl.a}}$ 几乎没有相关性, 而与 C_{SPM} 有很好的拟合关系(图 6b 和图 6c). 通过函数拟合, 发现 C_{SPM} 与 $a_d(400)$ 和 $a_d(440)$ 显著相关, 且为多项式关系, 与马荣华等报道的太湖情况一致^[3]. 这说明, 悬浮泥沙等陆源性无机质输入是昆承湖非色素颗粒物的主要来源, 而浮游植物的降解作用非常小, 这与三峡库区明显不同^[5].

2.3 浮游植物色素颗粒物吸收

浮游植物色素颗粒物在蓝光波段的 430 nm 附近(410 - 440 nm) 和红光波段的 675 nm 附近存在两个吸

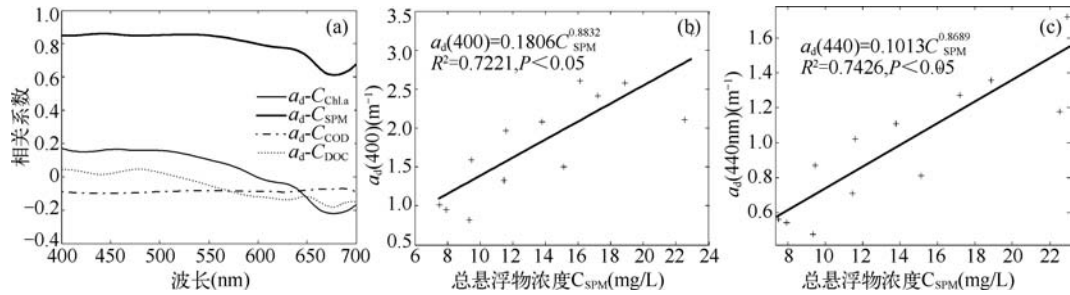


图6 $a_d(\lambda)$ 与 C_{SPM} 的关系 (a: $a_d(\lambda)$ 与组分浓度的相关系数; b: $a_d(400)$ 与 C_{SPM} 的关系; c: $a_d(440)$ 与 C_{SPM} 的关系)

Fig. 6 Relationship between $a_d(\lambda)$ and C_{SPM} (a: Correlation coefficient between $a_d(\lambda)$ and component concentration; b: Relationship between $a_d(400)$ and C_{SPM} ; c: Relationship between $a_d(440)$ and C_{SPM})

收峰(图 3c). 在 430 nm 附近, 不同采样点的吸收系数峰值相差较大(0.17–0.60 m⁻¹), 而 675 nm 附近则差异较小(0.10–0.19 m⁻¹).

$a_{ph}(\lambda)$ 与 $C_{Chl.a}$ 有较高相关性(图 7a), 在 430 nm 和 675 nm 附近的相关系数均大于 0.6, 且 675 nm 处的相关性要好于 430 nm 处, 主要原因是 430 nm 处 $a_{ph}(\lambda)$ 会受到非色素颗粒物和其他可溶性物质的影响. 另一个原因是春季昆承湖 C_{SPM} 远远高于 $C_{Chl.a}$ (图 2), 而 $a_{ph}(\lambda)$ 的测量是选用色素萃取法, 用 $a_p(\lambda)$ 与去除色素颗粒物的 $a_d(\lambda)$ 的差值代表 $a_{ph}(\lambda)$, 在色素萃取过程中不可避免的提取了非色素颗粒物中的色素, 使得 500 nm 以下波段的浮游颗粒物误差增大, 从而降低了吸收系数与 $C_{Chl.a}$ 的相关性.

但是通过曲线拟合, 如线性、指数、对数和多项式, 我们并没有发现用于描述 $a_{ph}(\lambda)$ 与 $C_{Chl.a}$ 的函数关系, 但是浮游植物色素颗粒物的单位吸收系数 $a_{ph}^*(\lambda)$ 与 $C_{Chl.a}$ 存在如马荣华等描述的关系^[3]:

$$a_{ph}^*(\lambda) = A(\lambda) C_{Chl.a}^{-B(\lambda)} \quad (5)$$

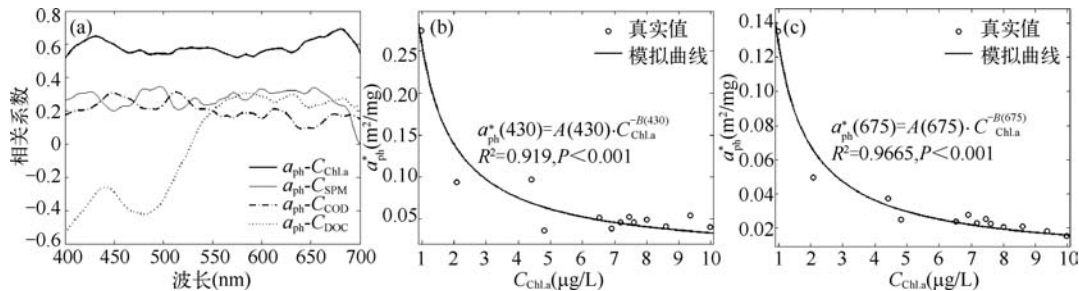


图7 $a_{ph}(\lambda)$ 与 $C_{Chl.a}$ 的关系 (a: $a_{ph}(\lambda)$ 与组分浓度的相关系数; b: $a_{ph}^*(430)$ 与 $C_{Chl.a}$ 的关系; c: $a_{ph}^*(675)$ 与 $C_{Chl.a}$ 的关系)

Fig. 7 Relationship between $a_{ph}(\lambda)$ and $C_{Chl.a}$ (a: Correlation coefficient between $a_{ph}(\lambda)$ and component concentration; b: Relationship between $a_{ph}^*(675)$ and $C_{Chl.a}$; c: Relationship between $a_{ph}^*(675)$ and $C_{Chl.a}$)

$a_{ph}^*(\lambda)$ 是一个生物学变量, 用各个波段的 $a_{ph}(\lambda)$ 除以 $C_{Chl.a}$ 得到的. 目前遥感反演 $C_{Chl.a}$ 的生物-光学模式一般都假定一个恒定的比吸收系数, 因此单位吸收系数的区域性变异是这类算法的一种噪声源, 影响反演精度. $a_{ph}^*(\lambda)$ 并非恒定不变, 而是随着 $C_{Chl.a}$ 的增大而减小(图 7b 和图 7c). 色素打包效应和色素成分被认为是影响色素悬浮物单位吸收系数变化的主要因素^[2].

在本研究中, a_{ph}^* 在 430 nm 处达到最大值 0.2748, 但是并没有在 400 nm 处增大(表 2), 与 Bingding 等在 Erie 湖的研究结果不同^[14]. Bukata 等^[15] 指出对于 I 类和 II 类水体 $a_{ph}^*(440)$ 的范围在 0.035–0.075 m²/mg 之间, 但是昆承湖的 $a_{ph}^*(440)$ 超出此范围.

表2 不同波段的 a_{ph}^* (m^2/mg)
Tab. 2 a_{ph}^* at some typical wavelengths (m^2/mg)

波长 (nm)	400	430	490	510	550	675
均值	0.0614	0.0710	0.0310	0.0231	0.0144	0.0342
最大值	0.2536	0.2748	0.1166	0.0831	0.0466	0.1350
最小值	0.0150	0.0361	0.0133	0.0116	0.0069	0.0155
标准差	0.0038	0.0041	0.0008	0.0004	0.0001	0.0010

2.4 CDOM 吸收

昆承湖 CDOM 的吸收光谱 $a_g(\lambda)$ 与 $a_i(\lambda)$ 非常相似,随着波长的增加呈指数递减,且在 700 nm 左右降为 0(图 3d). 我们比较了现有国内外报道中 S_g 值的分布(表 3). $a_g(\lambda)$ 在 400 nm 的取值范围为 1.4739 - 2.3333 m^{-1} ,均值为 $1.8006 \pm 0.2641 m^{-1}$,相比太湖 $a_g(440)$ 夏季均值 $0.71 \pm 0.26 m^{-1}$ 和冬季均值 $0.98 \pm 0.33 m^{-1}$ [4],长江三峡 $a_g(440)$ 冬季均值 $0.7378 m^{-1}$ [6],昆承湖水域的 CDOM 浓度较高. 通过分析 $a_g(\lambda)$ 与 C_{COD} 、 C_{DOC} 、 $C_{chl.a}$ 的相关性,发现只有 C_{COD} 与 $a_g(\lambda)$ 相关系数较大(图 8),但是却并没有恒定的函数关系,可能的原因是昆承湖与近 20 条河流连通,CDOM 主要以河流携带的陆源输入为主.

表3 不同水体 CDOM 吸收谱形状因子 S_g 值比较
Tab. 3 Shape factor S_g of CDOM absorption spectra from some lectures

研究区	波段 (nm)	参考波长 (nm)	S_g 值范围 (nm^{-1})	S_g 均值 \pm 标准差 (nm^{-1})
太湖 ^[17]	280 - 500	440	0.014 - 0.0185	0.0155 ± 0.0012
珠江口 ^[18]	300 - 500	355	0.0138 - 0.0184	-
三峡 ^[6]	300 - 700	440	0.0107 - 0.0188	0.0159
淀山湖 ^[19]	300 - 750	440	0.0104 - 0.0133	0.0118
San Juan Islands ^[20]	400 - 750	400	-	0.0170 ± 0.0030
昆承湖	400 - 700	400	0.0113 - 0.0142	0.0123
昆承湖	400 - 700	440	0.0112 - 0.0146	0.0122

Bricaud 等^[16]在 1981 年提出 CDOM 在 500 nm 以下光谱的吸收基本上呈现指数衰减规律,即:

$$a_g(\lambda) = a_g(\lambda_0) \exp(-S_g(\lambda - \lambda_0)) \quad (6)$$

式中, $a_g(\lambda)$ 是 CDOM 的吸收系数 (m^{-1}), λ 是波长 (nm), λ_0 是参考波长 (nm), 一般取 400 nm 或者 440 nm. 本文分别选择了 400 nm 和 440 nm 计算 $S_g(400 - 700 nm)$, 发现参考波段的选择对 S_g 的影响并不明显(图 9). 不同样点的 S_g 拟合决定系数 R^2 均大于 0.99 ($P < 0.001$), 说明在 400 - 700 nm 的可见光波段, 均可以用参考波段的 $a_g(\lambda)$ 估算其余波段的 $a_g(\lambda)$, 以此减少用于反演水色参数的固有光学特性的数据存储.

2.5 不同组分吸收系数对总吸收系数的贡献

水体总的吸收系数是影响水体吸收系数的各个组分吸收系数的和, 即:

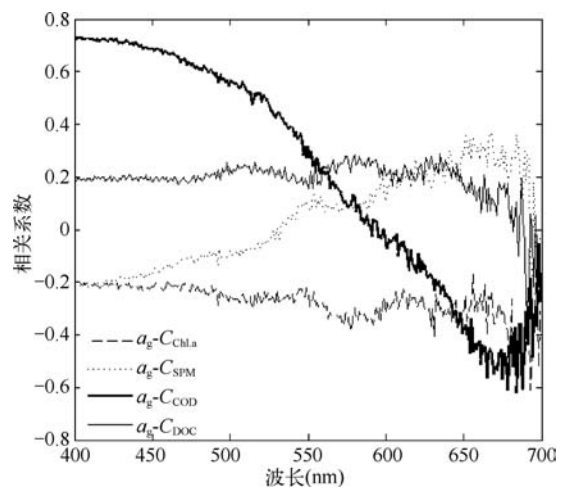


图8 CDOM 与各组分的相关性

Fig. 8 Correlation coefficient between CDOM and components

$$a(\lambda) = a_d(\lambda) + a_{ph}(\lambda) + a_g(\lambda) + a_w(\lambda) \tag{7}$$

式中, $a_w(\lambda)$ 是纯水的吸收系数, 采用 Pope 等的测量结果^[21].

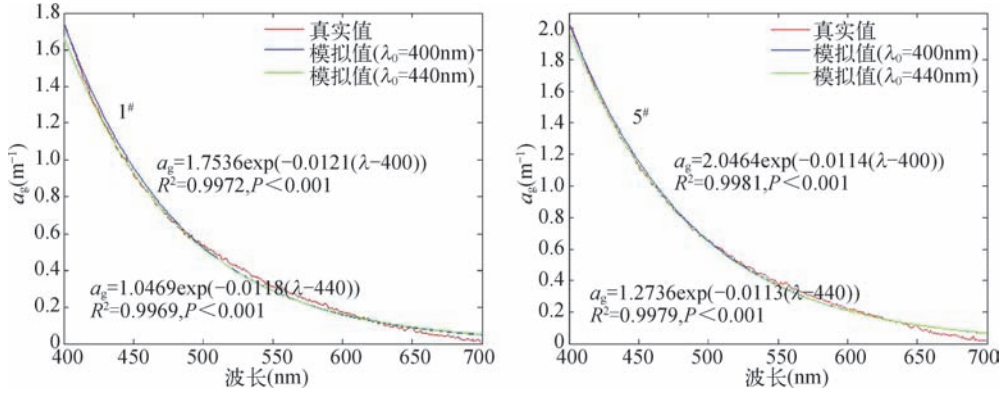


图9 $a_g(\lambda)$ 模拟(以 1[#]、5[#] 为例)

Fig. 9 Simulation of $a_g(\lambda)$

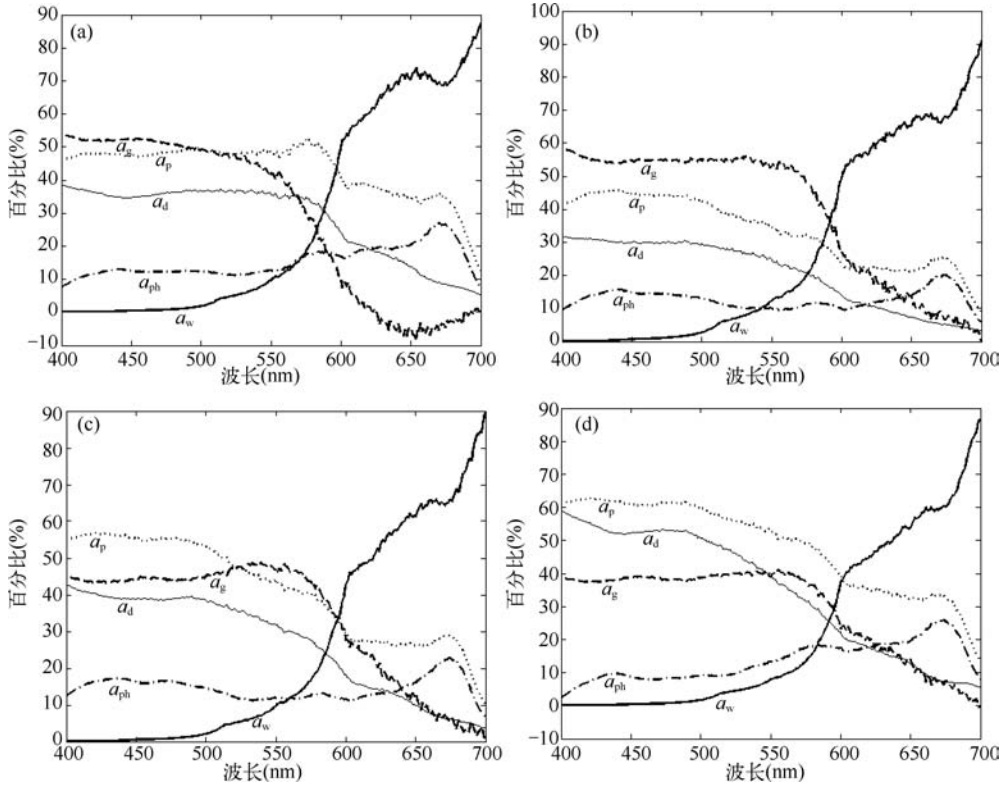


图 10 四种类型组分 $a_d(\lambda)$ 、 $a_{ph}(\lambda)$ 、 $a_g(\lambda)$ 、 $a_p(\lambda)$ 和 $a_w(\lambda)$ 对总吸收系数的相对贡献率

Fig. 10 Relative contribution of the absorption coefficients of $a_d(\lambda)$, $a_{ph}(\lambda)$, $a_g(\lambda)$, $a_p(\lambda)$ and $a_w(\lambda)$ to the total absorption coefficient $a(\lambda)$ in different sites

计算不同组分吸收系数贡献率能从一定程度上衡量太阳光的有效利用率. 不同采样点的吸收系数主导

组分在不同波段各有差异(图10)。在(a)和(b)两种类型中,在400-550 nm之间, $a_g(\lambda)$ 的贡献率都大于50%,是吸收系数的主导因子,原因可能是代表(a)类型的4[#]和5[#],代表(b)类型的1[#]、2[#]、3[#]和6[#]均靠近水产养殖区,投放饵料造成养殖区附近水体可溶性有机营养物质增多。(a)和(b)两种类型另一个不同点是在(a)类型中,550 nm以后, $a_p(\lambda)$ 的贡献一直处于第一位,而 $a_g(\lambda)$ 的贡献有所下降,而在(b)类型中, $a_g(\lambda)$ 只是在550-600 nm的贡献还保持最高,之后就逐渐下降,小于 $a_p(\lambda)$ 的贡献。主要的原因可能是随着波长的增加, $a_g(\lambda)$ 指数级衰减。在(c)和(d)两种类型中,总悬浮物基本上都占据了主导地位,只是在(c)类型中,黄色物质在550 nm附近的贡献超过总悬浮物,在(d)类型中, $a_d(\lambda)$ 的贡献在500 nm之前超过了50%,是 $a_p(\lambda)$ 贡献较大的主要原因。

在所有四种类型中, $a_d(\lambda)$ 的贡献都随着波长的增加逐渐降低,没有峰谷起伏现象。但是, $a_{ph}(\lambda)$ 的贡献在675 nm附近有明显的峰值,也是675 nm附近吸收系数贡献的极值,这说明虽然昆承湖水体的叶绿素浓度在生态工程实施后已有明显降低,但是叶绿素的吸收峰675 nm依然非常明显,可以作为 $C_{chl.a}$ 遥感反演的一个参考波段予以考虑。

3 结论

根据野外现场获取的实验数据,本文探讨了春季昆承湖颗粒物和CDOM吸收系数特性,并同现有国内外水体组分吸收系数特性研究结果进行了相关比较。研究结果表明:(1)所有采样点表现出大致相同的颗粒物吸收特性,除675 nm附近具有叶绿素吸收峰的红光波段外, $a_d(\lambda) > a_{ph}(\lambda)$,总颗粒物吸收系数光谱分布与非藻类的吸收光谱类似,吸收系数随波长的增大而减小;(2) $a_d(\lambda)$ 和 $a_g(\lambda)$ 随波长的增大接近指数衰减规律且不同波段存在一定关系,通过比较相关研究发现昆承湖S值与其他II类水体的S值相差不大,另外还发现, $a_d(400)$ 和 $a_d(440)$ 与总颗粒物浓度存在显著多项式关系;(3)由于色素打包效应影响, $a_{ph}(\lambda)$ 与 $C_{chl.a}$ 之间的相关关系不大,但是多项式关系却能较好的表达 $a_{ph}^*(\lambda)$ 与 $C_{chl.a}$ 之间的关系;(4)不同采样点的组分吸收系数对总吸收系数的贡献不同,大致有四种表现类型。

下一步的研究重点是对昆承湖水体的颗粒物和CDOM吸收系数开展季节性分析,确立用于遥感水色反演半分析模型的水体固有光学特性参数化方案。

致谢:感谢中国科学院南京地理与湖泊研究所张运林老师、中国科学院南京土壤研究所王德健老师在实验工作中给予的指导和热情帮助。

4 参考文献

- [1] 李四海译,吴克勤校. 海洋水色遥感原理与应用——国际海洋水色协调工作组(IOCCG)报告. 北京:海洋出版社, 2002: 76.
- [2] Kirk JTO. Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. New York: Cambridge University Press, 1983: 401.
- [3] Ma R, Tang J, Dai J *et al.* Absorption and scattering properties of water body in Taihu Lake, China; absorption. *International Journal of Remote Sensing*, 2006, **27**(19): 4277-4304.
- [4] Zhang YL, 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**: 105-120.
- [5] 曹文熙, 杨跃忠, 许晓强等. 珠江口悬浮颗粒物的吸收光谱及其区域模式. 科学通报, 2003, **48**(17): 1876-1882.
- [6] 盖利亚, 刘正军, 张继贤. 三峡坝区水体吸收系数的特征研究. 遥感学报, 2010, **14**(2): 313-332.
- [7] 戴永宁, 李素菊, 王学军. 巢湖水体固有光学特性研究. 环境科学研究, 2008, **21**(5): 173-177.
- [8] 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.
- [9] 舒金华. 我国主要湖泊富营养化程度的评价. 海洋与湖沼, 1993, **24**(6): 616-620.
- [10] Mueller JL, Fargion GS, McClain CR *et al.* Ocean optics protocols for satellite ocean sensor validation, Revision 4, Volume IV; inherent optical properties: instrument, characterizations, field measurements and data analysis protocols, National Aeronautical and Space Administration Report 21621, 2003: 1-74.
- [11] 张运林, 秦伯强, 陈伟民. 湖泊光学研究动态及其应用. 水科学进展, 2003, **14**(5): 653-659.

- [12] Pierson DC, Strombeck N. Estimation of radiance reflectance and the concentrations of optically active substances in Lake Malaren, Sweden, based on direct and inverse solutions of a simple model. *Science of the Total Environment*, 2001, **268** (1-3): 171-188.
- [13] Bricaud A, Stramski D. Spectral absorption coefficients of living phytoplankton and nonalgal biogenous matter: a comparison between the Peru Upwelling Area and the Sargasso Sea. *Limnology and Oceanography*, 1990, **35**(3): 562-582.
- [14] Binding CE, Jerome JH, Bukata RP *et al.* Spectral absorption properties of dissolved and particulate matter in Lake Erie. *Remote Sensing of Environment*, 2008, **112**(4): 1702-1711.
- [15] Bukata, RP, Jerme JH, Kondratyev KY *et al.* Estimation of organic and inorganic matter in inland waters: optical cross sections of Lakes Ontario and Ladoga. *Journal of Great Lakes Research*, 1991, **17**(4): 461-469.
- [16] Bricaud A, Morel A, Prieur L. Absorption by dissolved organic-matter of the Sea (yellow substance) in the UV and visible domains. *Limnology and Oceanography*, 1981, **26**(1): 43-53.
- [17] 张运林, 秦伯强. 梅梁湾、大太湖夏季和冬季 CDOM 特征及可能来源分析. *水科学进展*, 2007, **18**(3): 415-423.
- [18] Hong HS, Wu JY, Shang SL *et al.* Absorption and fluorescence of chromophoric dissolved organic matter in the Pearl River Estuary, South China. *Marine Chemistry*, 2005, **97**(1-2): 78-89.
- [19] 宋玲玲, 仇雁翎, 张洪恩等. 淀山湖有色可溶性有机物的光谱吸收特性. *湖泊科学*, 2007, **19**(3): 250-254.
- [20] Roesler CS, Perry MJ, Carder KL. Modeling in Situ Phytoplankton Absorption from Total Absorption Spectra in Productive Inland Marine Waters. *Limnology and Oceanography*, 1989, **34**(8): 1510-1523.
- [21] Pope RM, Fry ES. Absorption spectrum (380-700 nm) of pure water II Integrating cavity measurements. *Applied Optics*, 1997, **36**(33): 8710-8723.