

DOI: 10.5846/stxb201812062679

刘园园,阿依巧丽,张森瑞,吴兴蓉,万彬娜,张小萍,曾波.着生藻类和浮游藻类在三峡库区河流健康评价中的适宜性比较研究.生态学报,2020,40(11):3833-3843.

Liu Y Y, Ayi Q L, Zhang S R, Wu X R, Wan B N, Zhang X P, Zeng B. Comparative study on the suitability of periphytic algae and phytoplankton in river health assessment. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(11): 3833-3843.

着生藻类和浮游藻类在三峡库区河流健康评价中的适宜性比较研究

刘园园,阿依巧丽,张森瑞,吴兴蓉,万彬娜,张小萍*,曾波*

三峡库区生态环境教育部重点实验室,重庆市三峡库区植物生态与资源重点实验室,西南大学生命科学学院,重庆 400715

摘要:藻类对水体环境变化敏感,其种类和数量与环境因素有密切联系并因环境的变化而发生变化,因此藻类常作为河流健康评价的指示生物。水体中的藻类根据生活习性不同分为着生藻类和浮游藻类,在河流健康评价中,以往的工作中有的采用浮游藻类用于河流健康评价,有的采用着生藻类用于评价,但浮游藻类和着生藻类究竟何者用于河流健康评价更适宜,抑或是二者在用于评价的适宜性上没有明显差别,迄今为止未开展过深入研究。选择三峡库区内的两条河流嘉陵江和乌江作为研究对象,于 2015 年 9 月,在两条河流上共布设 11 个研究断面,对嘉陵江、乌江的水环境理化因子、着生藻类和浮游藻类群落进行调查,应用着生藻类生物完整性指数(Periphytic algal index of biological integrity, Pe-IBI)和浮游藻类生物完整性指数(Phytoplankton index of biological integrity, Ph-IBI),并结合水体综合污染指数(Comprehensive pollution index, CPI),对嘉陵江、乌江的健康状况进行评价。研究结果表明,采用着生藻类生物完整性评价(Pe-IBI)能筛选出 7 个核心生物参数(藻类总分类单元数、蓝藻总分类单元数、绿藻总分类单元数、菱形藻比例、优势分类单元比例、香农多样性指数、均匀度)用于河流健康评价,着生藻类生物完整性指数(Pe-IBI)与水体综合污染指数(CPI)具有极显著的负相关关系,并且与水体中总氮、铅含量也有极显著的负相关关系,表明水环境质量越低则着生藻类的生物完整性越差;当采用浮游藻类生物完整性(Ph-IBI)用于河流健康评价时却只能筛选出 1 个核心生物参数(藻类密度),而且浮游藻类生物完整性指数(Ph-IBI)与水体综合污染指数(CPI)及 12 个水体环境指标并无明显的相关性。本研究表明,在河流水体中,与浮游藻类相比,着生藻类更能反映水体环境的状况,对河流水体环境的反映更为准确。因此,在以流动水体为特征的河流的健康评价中,采用着生藻类比采用浮游藻类更为适宜。

关键词:着生藻类;浮游藻类;河流健康评价;生物完整性指数;综合污染指数;嘉陵江;乌江

Comparative study on the suitability of periphytic algae and phytoplankton in river health assessment

LIU Yuanyuan, AYI Qiaoli, ZHANG Senrui, WU Xingrong, WAN Binna, ZHANG Xiaoping*, ZENG Bo*

Key Laboratory of Eco-environments in Three Gorges Reservoir Region (Ministry of Education), Chongqing Key Laboratory of Plant Ecology and Resources in Three Gorges Reservoir Region, School of Life Sciences, Southwest University, Chongqing 400715, China

Abstract: Algae are sensitive to the changes of water environment. The species composition and individual quantity of algae are closely related to the living environments and change with environmental variation. Therefore, algae are usually used as an indicator to assess river health. Aquatic algae can be divided into periphytic algae and phytoplankton according to their inhabiting behaviors. In previous studies, some researchers applied phytoplankton in river health assessment, but some other researchers applied periphytic algae in river health assessment. However, as regards which of periphytic algae and

基金项目:国家重点研发计划项目(2017YFC0505301);科技部国家科技基础工作专项项目(2014FY120200);国务院三峡办三峡后续工作库区生态与生物多样性保护专项项目(5000002013BB5200001)

收稿日期:2018-12-06; 修订日期:2020-05-11

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zxpimmun@swu.edu.cn; bzeng@swu.edu.cn

phytoplankton is more suitable in river health assessment, or whether no significant difference exists in the suitability of periphytic algae and phytoplankton in river health assessment, very few studies have been reported so far. In this study, taking Jialing River and Wujiang River as the subject, 11 sections in total were set in these two rivers, and the physicochemical characteristics of water environment and the periphytic algal and phytoplankton communities at 11 sections were investigated in September, 2015. By using periphytic algal index of biological integrity (Pe-IBI) and phytoplankton index of biological integrity (Ph-IBI), together with comprehensive pollution index (CPI), the health status of Jialing River and Wujiang River were assessed. It was shown in this study that seven core parameters including total algal taxa number, Cyanophyta taxa number, Chlorophyta taxa number, individual proportion of *Nitzschia*, individual proportion of dominant taxa, Shannon-Wiener's diversity index, and evenness index, could be screened when the Pe-IBI was applied in the health assessment of Jialing River and Wujiang River. The negative correlations of Pe-IBI to CPI, total nitrogen content, and lead content of river water were found, which means that the biological integrity of periphytic algae decreased with the deterioration of water environment. However, when the Ph-IBI was applied in the health assessment of Jialing River and Wujiang River, only one core parameter (algae density) could be screened. Moreover, no correlation of Ph-IBI to comprehensive pollution index or to any of twelve water environmental factors was found. Our study revealed that, for rivers, periphytic algae is better than phytoplankton to indicate the water environmental quality, and consequently, periphytic algae is more suitable than phytoplankton to be used in river health assessment.

Key Words: periphytic algae; phytoplankton; river health assessment; biotic integrity index; comprehensive pollution index; Jialing River; Wujiang River

河流健康评价是河流水污染防治、水资源保护和河流管理的一项最基本的工作和手段。在河流健康评价中,常从河流水文节律、理化性质、水生生物、生境状况等角度对河流健康进行评价^[1]。藻类是河流中水生生物的重要组成类群,藻类作为河流水体生态系统的初级生产者,具有繁殖迅速和生命周期较短的特性^[2],其数量和种类组成对环境变化和干扰很敏感,能监测出微量且对生物有严重影响的污染物,对水体富营养化^[3]、重金属^[4]、农药^[5]以及其他有机污染物都有较快的响应。因此,在河流健康评价中藻类具有重要的地位和作用^[6]。

河流中的藻类按照生活习性可分为着生藻类和浮游藻类。近十余年来,在河流健康评价中,国内外学者既有采用着生藻类为指示生物^[7-10]也有采用浮游藻类为指示生物^[11-14]来构建生物完整性评价体系用以评价人类活动干扰对藻类群落结构以及河流健康的影响。然而,从已有的研究来看,在采用着生藻类还是浮游藻类作为河流健康评价指示生物的选择上具有较大的随意性,比如 Al-Janabi^[15]、吴乃成^[16]等人采用浮游藻类分别对底格里斯河、艾德河进行健康评价,Hill^[17]、殷旭旺^[18]等人采用着生藻类分别对美国东部河流、浑河水系进行健康评价。胡鸿钧等^[19]曾提及因河流、溪流等水是流动的,除湖泊、池塘等较静止的水体可用浮游藻类进行监测外,采用着生藻类比浮游藻类更能代表急流、流水水域的水质状况。DeNicola 和 Kelly^[20]认为着生藻类比浮游藻类可能更快监测到湖泊周边定点污染源或沿岸开发的影响。但是,着生藻类和浮游藻类究竟何者更适宜用于水环境和河流健康评价,抑或是二者在用于评价的适宜性上没有明显差别,迄今为止并无深入研究和报道。从理论上讲,水体中的着生藻类由于其营附着或固着生活在水体中的基质上(如石头、木头、水生高等植物的茎或叶、等等),在其整个生命活动周期内会受到其栖居区域内出现的物理、化学及生物环境变化的持续影响,无法躲避不良环境的危害而不得不忍耐或死亡^[21]。而浮游藻类在水体中营浮游生活,可通过风浪、水流等因素被带离至其他区域而避免长时间暴露于某一固定的不良环境中^[22],因此相比着生藻类而言,浮游藻类受不利环境持续影响的程度较轻。鉴于以上分析,本研究提出如下假设并验证之:在对属于流动性水体的河流进行的健康评价中,着生藻类比浮游藻类具有更好的适宜性。

三峡水库除在洪涝灾害控制、航运、发电中发挥重要作用外,也是我国的重要水资源库,三峡库区的河流

健康状况对三峡水库的水资源保护至关重要,因此,建立适宜的河流健康评价方法以评价并掌握三峡库区河流的健康状况具有重要意义。本研究中,选择位于三峡库区的嘉陵江和乌江作为研究对象,分别以着生藻类和浮游藻类为指示生物,采用生物完整性指数评价法(Index of biological integrity, IBI)^[23]和综合污染指数法(Comprehensive pollution index, CPI)^[24]研究嘉陵江和乌江的健康状况,并以综合污染指数评价结果为参照,研究在河流系统中着生藻类和浮游藻类究竟何者更能反映水体环境状况更适宜用于水环境和河流健康评价。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

三峡水库是我国特大型水库,位于东经 105°44"—111°39",北纬 28°32"—31°44"。库区地貌以丘陵、山地为主,垂直差异大,层状地貌明显。三峡库区属湿润亚热带季风气候,库区年平均气温 17—19℃,年平均降水量一般在 1045—1140 mm。三峡库区内有众多河流汇入长江,这些河流是三峡水库的重要组成部分。为保证河流的藻类本底情况尽量相近,本文选取河流规模、长度和社会经济状况相似的三峡库区内的嘉陵江、乌江作为研究对象。嘉陵江位于三峡水库上游段,在合川区古楼镇流入重庆境内,于渝中区朝天门汇入长江,境内河道长 153.8 km,流域面积 9262 km²。乌江也位于三峡水库上游段,自酉阳县黑獭坝流入重庆境内,流经彭水、武隆,在涪陵城东汇入长江,境内河道长 219.5 km,流域面积 8790 km²。根据嘉陵江、乌江所处地形特点、河流的汇入点、研究断面的典型性、可达性和安全性,共设置 11 个具有代表性的研究断面(图 1)。嘉陵江共设置 6 个研究断面,从上游到下游依次为 J1、J2、J3、J4、J5 及 J6。乌江共设置 5 个研究断面,从上游到下游依次为 W1、W2、W3、W4 及 W5。

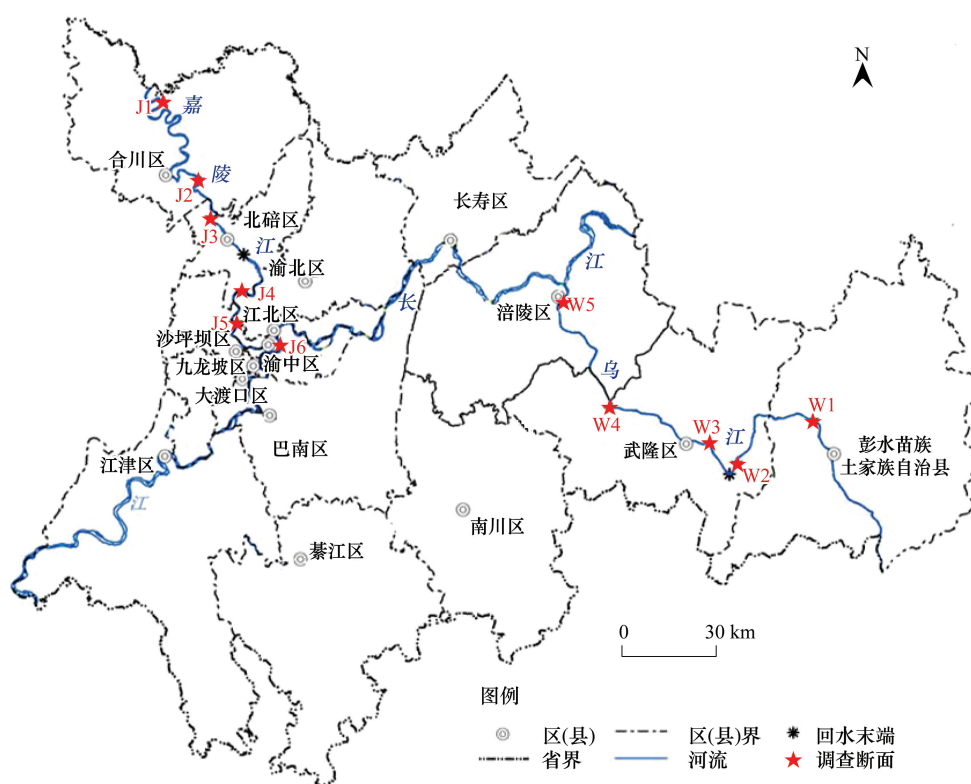


图 1 三峡库区河流嘉陵江、乌江的地理位置及研究断面位置

Fig.1 Location of Jialing River and Wujiang River in Three Gorges Reservoir region and the sampling sites set in these two rivers

J1、J2、J3、J4、J5 及 J6: 嘉陵江的研究断面, Six monitored sections in Jialing River; W1、W2、W3、W4 及 W5: 乌江的研究断面, Five monitored sections in Wujiang River

1.2 藻类样品采集

2015 年 9 月在嘉陵江和乌江的各个研究断面同时进行着生藻类与浮游藻类采样。着生藻类和浮游藻类的采集方法分别依据美国环保署^[25]、《水和废水监测分析方法》^[26]的方法进行,对着生藻类和浮游藻类的鉴定主要参考《中国淡水藻类》^[27]和《中国淡水藻类——系统、分类及生态》^[19]等文献进行。

1.3 水体理化指标测定

在进行着生藻类和浮游藻类调查采样的同时,对嘉陵江、乌江的各研究断面的水体理化指标进行测定。嘉陵江、乌江的河岸带土地利用类型以耕地、草地居多,少数河段河岸带为不受干扰的林地,还有部分河段存在居住区、工厂、采沙场和养殖场等人工设施。为综合反映人类生活和工农业生产对水体环境的影响,在本研究中选取 pH、溶解氧、总氮、总磷、氨氮、高锰酸盐指数、叶绿素 a、镉、铅、六六六、甲基对硫磷、五氯酚 12 项指标对嘉陵江、乌江的各研究断面的水质进行检测。其中,pH、水温、溶解氧采用多参数水质分析仪 DS5/DS5X (Hydrolab, 美国) 现场测定。12 项指标中的其余指标(总氮、总磷、氨氮、高锰酸盐指数、叶绿素 a、铅、镉、五氯酚、六六六、甲基对硫磷)采集水样进行检测。采用卡盖式采样器进行水样采集,根据各指标检测的要求,水样采集后在现场进行初过滤、分装和预处理(如避光、低温保存等),然后尽快运回实验室进行分析测定,参照《水和废水监测分析方法》^[26]和《生活饮用水标准检验方法农药指标》^[28]对总氮、总磷、氨氮、高锰酸盐指数、重金属(铅、镉)和有机污染物(五氯酚、六六六、甲基对硫磷)进行测定。

1.4 综合污染指数评价

在本研究中,利用对河流水体理化指标的检测结果,采用综合污染指数法(Comprehensive pollution index, CPI)对河流水质进行评价,该方法操作简单,评价结果直观明了,可反映多个水质指标与相应水质标准之间的综合对应关系,被广泛应用于河流的水质监测评价。

各项水质检测指标的标准主要参考《地表水环境质量标准》^[29]制定相应水环境质量指标标准限值(表 1),将水质类别分为 I、II、III、IV、V 类,水质达不到 V 类标准的,定义为劣 V 类。其中,叶绿素 a 指标标准限值是依据《地表水资源质量评价技术规程》^[30]的湖库营养状态评价标准,以贫营养状态叶绿素 a 浓度限值为 I 类水质标准限值,以重度富营养状态叶绿素 a 浓度限值为 V 类水质标准限值;五氯酚、甲基对硫磷和六六六的水质类别标准限值是依据《地表水环境质量标准》^[29]和《生活饮用水卫生标准》^[31]中水质非常规指标的限值为该指标的 III 类水质标准限值,并结合其他相关水质质量标准^[32-34]以及当地水体环境的实际情况综合考虑制定。

本研究以应需满足人们正常生产生活和基本饮水需求的 III 类水质标准限值(表 1)为基准,将水体的某检测指标的实测值与该指标的 III 类水质标准限值进行比较计算出一比值,并对所有 12 项检测指标按此方法计算获得的比值进行算术平均得到该水体的 CPI 值。同时,分别计算出 I、II、III、IV、V 类水质基于 12 项指标的 CPI 值,确定基于 CPI 值的 I、II、III、IV、V 类水质的分级标准(表 2),然后根据此分级标准确定各研究断面的水质状况。

综合污染指数(CPI)计算公式^[24,35]为:

$$CPI = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n CPI_i = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{c_i}{s_i}$$

式中:CPI 为综合污染指数,CPI_i为第 i 项指标的污染分指数;c_i为第 i 项指标的实测值;s_i为表 1 中第 i 项指标的 III 类水质标准限值;n 为检测指标的个数。

1.5 藻类生物完整性(ABI)评价

1.5.1 参照位点的选择

本研究中,选取 CPI 值 ≤ 0.17,水质评价等级为优的 I 类水体,且人为干扰较小^[36],周边无排放源的研究断面为进行藻类生物完整性评价的参照点,其余研究断面则为受损点。

1.5.2 候选生物参数的选择

为构建河流着生藻类生物完整性(Periphytic algal index of biological integrity, Pe-ABI)和浮游藻类生物完整

性(Phytoplankton index of biological integrity,Ph-IBI)评价体系,参考国内外相关文献^[7-18, 37-41]和分析数据的可能性,并结合着生藻类和浮游藻类的共性,提出了物种组成、相对丰富度、群落多样性和营养水平 4 类属性,且对环境变化较为敏感的 22 个藻类生物参数作为候选生物参数(表 3)。

表 1 水质理化指标标准限值/(mg/L)
Table 1 Standard limit values of physi-chemical indexes for water quality assessment

指标 Index	水质类别 Water quality category				
	I 类	II 类	III 类	IV 类	V 类
pH	6 或 9				
DO(≥)	饱和度 90%(或 7.5)	6	5	3	2
TN(≤)	0.2	0.5	1	1.5	2
TP(≤)	0.02	0.1	0.2	0.3	0.4
NH ₃ -N(≤)	0.15	0.5	1	1.5	2
COD _{Mn} (≤)	2	4	6	10	15
Chla(≤)	0.001	0.01	0.026	0.16	1
Cd(≤)	0.001	0.005	0.005	0.005	0.01
Pb(≤)	0.01	0.01	0.05	0.05	0.1
六六六(≤) Hexachlorocyclohexane	0.0005	0.001	0.003	0.005	0.008
甲基对硫磷(≤) Methylparathion	0.0005	0.001	0.002	0.005	0.01
五氯酚(≤) Pentachlorophenol	0.001	0.005	0.009	0.014	0.02

pH:酸碱度,Potential of hydrogen;DO:溶解氧,Dissolved oxygen;TN:总氮,Total nitrogen;TP:总磷,Total phosphorus;NH₃-N:氨氮,Ammonia nitrogen;COD_{Mn}:高锰酸盐指数,Permanganate index;Chla:叶绿素 a,Chlorophyll a;Cd:镉,Cadmium;Pb:铅,Lead;I 类:第一类水质,Class I water quality;II 类:第二类水质,Class II water quality;III 类:第三类水质,Class III water quality;IV 类:第四类水质,Class IV water quality;V 类:第五类水质,Class V water quality

表 2 基于综合污染指数的水质评价分级
Table 2 Water quality grading on the basis of comprehensive pollution index

评价等级 Rating	优 Excellent	良 Good	中 Moderate	差 Poor	很差 Very Poor
水质类别 Water quality category	I 类	II 类	III 类	IV 类	V 类
CPI	(0,0.17]	(0.17,0.49]	(0.49,1.00]	(1.00,2.14]	(2.14,5.69]

CPI 表示水体综合污染指数(CPI, Comprehensive pollution index)

表 3 藻类生物完整性评价的候选生物参数
Table 3 Candidate bio-parameters selected for algal biological integrity assessment

类型 Types	藻类候选参数 Algae candidate bio-parameters	参数描述 Attributes of bio-parameters
物种组成 Species composition	藻类总分类单元数(M1)	种水平上的物种数量
	蓝藻总分类单元数(M2)	种水平上的蓝藻物种数量
	绿藻总分类单元数(M3)	种水平上的绿藻物种数量
	硅藻总分类单元数(M4)	种水平上的硅藻物种数量
	藻类密度(M5)	单位面积/体积藻类密度
	蓝藻密度(M6)	单位面积/体积蓝藻细胞总数
	绿藻密度(M7)	单位面积/体积绿藻细胞总数
	硅藻密度(M8)	单位面积/体积硅藻细胞总数
相对丰富度 Relative abundance	蓝藻比例(M9)	蓝藻分类单元数/总分类单元数
	绿藻比例(M10)	绿藻分类单元数/总分类单元数

续表

类型 Types	藻类候选参数 Algae candidate bio-parameters	参数描述 Attributes of bio-parameters
	硅藻比例 (M11)	硅藻分类单元数/总分类单元数
	曲壳藻比例 (M12)	曲壳藻分类单元数/总分类单元数
	桥弯藻比例 (M13)	桥弯藻分类单元数/总分类单元数
	菱形藻比例 (M14)	菱形藻分类单元数/总分类单元数
	舟形藻比例 (M15)	舟形藻分类单元数/总分类单元数
	优势分类单元比例 (M16)	第一优势种密度/样品藻密度
	前三位优势分类单元比例 (M17)	前 3 位优势种的细胞密度之和/样品藻密度
	硅藻 GI 指数 (M18)	(曲壳藻+卵形藻+桥弯藻)藻密度/(小环藻+直链藻+菱形藻)藻密度
群落多样性 Diversity index	香农多样性指数 (M19)	$H = - \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i}{n} \right) \log_2 \left(\frac{n_i}{n} \right)$ H —多样性指数; n —总个体数; S —种类数; n_i —第 i 种个体数
	均匀度 (M20)	$J = H/H'_{\max}$, $H'_{\max} = \log_2 S$, 式中 S 为总物种数
营养水平 Eutrophication level	藻类叶绿素 a 含量 (M21)	
	富营养化指数 (M22)	(卵形藻+菱形藻+针杆藻)分类单元数/总分类单元数

1.5.3 核心生物参数筛选

对表 3 中 22 个候选生物参数进行判别能力和相关性分析的筛选。采用箱形图分析^[42]各个参数的数值在参照点与受损点中的分布情况,比较参照点与受损点的数值在第 25%至 75%分位数分布范围,及“箱体” IQ (Interquartile range,四分位距)的重叠情况,初步筛选出识别能力强的生物参数;即 $IQ \geq 2$ 、箱体无任何重叠或箱体有小部分重叠但中位数都在对方箱体之外的生物参数。对符合上述条件的参数再进行 Pearson 相关分析;为尽可能选取较多的生物参数进入评价体系,设定如果两个参数之间的相关系数 >0.90 ^[43],则从两个参数中选择其中一个。根据上述方法筛选出核心生物参数。

1.5.4 藻类生物完整性指数构建

采用赋分方法对核心生物参数进行标准化处理。首先,以每个核心生物参数所有参照点的值的平均值为标准值,对每一研究断面,计算每个核心生物参数值与标准值之间的偏离度^[44],公式为:

偏离度 = (标准值—研究断面值)/标准值

然后根据每一研究断面的各项核心参数的偏离度,对各项核心参数重新赋值(表 4 中的赋值标准),累加得到该研究断面的生物完整性指数值;当研究对象为着生藻类时,生物完整性指数值为着生藻类生物完整性指数值(即 Pe-IBI 指数值);当研究对象为浮游藻类时,生物完整性指数值为浮游藻类生物完整性指数值(即 Ph-IBI 指数值)。在对核心参数进行赋值时(表 4),参数值随环境干扰强度增大而降低的参数,将偏离度按照 25%为一个单位,划分 1—10 的标准,偏离度(负值)越大,赋值越高。参数值随环境干扰强度增大而升高的参数,将偏离度按照 25%为一个单位,划分 1—10 的标准,偏离度(负值)越大,赋值越低。对一具体生物参数而言,若某研究断面的该生物参数依据其偏离度情况获得的赋值越高,说明此研究断面由该生物参数所反映的环境质量越好。

1.5.5 评价标准

假设有 n 项核心参数参与进行藻类生物完整性评价,以各项核心参数的偏离度为 0,赋分值 5 分为期望值,如某研究断面的藻类生物完整性分值大于等于 $5n$,即“ $[5n, \infty)$ ”,则表示该研究断面的藻类生物完整性评价结果为优;如研究断面分值小于 $5n$ 时,将其分布范围进行四等分,即“ $[5n \times 0.75, 5n)$ ”、“ $[5n \times 0.5, 5n \times 0.75)$ ”、“ $[5n \times 0.25, 5n \times 0.5)$ ”、“ $[0, 5n \times 0.25)$ ”,确定出“良、中、差、很差”4 个等级的划分标准。

表 4 藻类生物参数的赋值标准

Table 4 Valuation criteria for algal bio-parameters

偏离度(<i>X</i>) Deviation degree	随干扰增强而 分值降低的参数 Parameters whose scores decrease with disturbance	随干扰增强而 分值升高的参数 Parameters whose scores increase with disturbance	偏离度(<i>X</i>) Deviation degree	随干扰增强而 分值降低的参数 Parameters whose scores decrease with disturbance	随干扰增强而 分值升高的参数 Parameters whose scores increase with disturbance
$X < -100\%$	10	0	$0 < X \leq 25\%$	4	6
$-100\% \leq X < -75\%$	9	1	$25\% < X \leq 50\%$	3	7
$-75\% \leq X < -50\%$	8	2	$50\% < X \leq 75\%$	2	8
$-50\% \leq X < -25\%$	7	3	$75\% < X \leq 100\%$	1	9
$-25\% \leq X < 0$	6	4	$X > 100\%$	0	10
$X = 0$	5	5			

2 结果

2.1 基于综合污染指数的水质评价结果

研究结果表明,嘉陵江、乌江各研究断面的综合污染指数值(CPI 值)在 0.17—0.46 范围内(图 2),两条河流的整体水质 CPI 平均值为 0.29,评价等级为“良”。嘉陵江的水质较好,CPI 平均值为 0.19,水质等级为“良”,其中 J1 和 J5 监测断面的 CPI 值为 0.17,水质等级为“优”,确定这两个断面作为着生藻类与浮游藻类生物完整性评价的参照点;乌江水质相对较差,CPI 平均值为 0.41,水质等级也为“良”。

2.2 着生藻类生物完整性(Pe-IBI)评价结果

根据 IQ 值评定方法和筛选原则,在对着生藻类生物完整性评价中,从 22 个候选生物参数中初步筛选出了 8 个区分能力较强的候选生物参数,依次为藻类总分类单元数、蓝藻总分类单元数、绿藻总分类单元数、菱形藻比例、优势分类单元比例、前三位优势分类单元比例、香农多样性指数、均匀度。进一步的相关性分析表明,前三位优势分类单元比例和香农多样性指数之间存在高度相关(表 5),且均反映藻类群落结构变化,根据使用的广泛性和代表性,选择保留香农多样性指数作为核心生物参数。最后,在着生藻类中共筛选出 7 个生物参数作为核心生物参数可以用于着生藻类的生物完整性评价以反映河流的健康状况(表 6)。

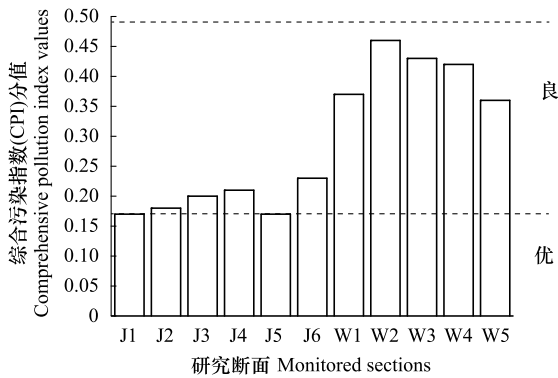


图 2 嘉陵江、乌江各研究断面的综合污染指数(CPI) 值

Fig.2 The comprehensive pollution index values of all monitored sections in Jialing River and Wujiang River

表 5 筛选出来的 8 个着生藻类候选生物参数之间的 Pearson 相关性分析

	M1	M2	M3	M14	M16	M17	M19	M20
M1	1							
M2	0.477	1						
M3	0.188	0.445	1					
M14	-0.024	0.289	-0.04	1				
M16	-0.232	-0.504	-0.315	-0.147	1			
M17	-0.629 *	-0.756 **	-0.407	-0.185	0.786 **	1		
M19	0.756 **	0.708 *	0.437	0.113	-0.688 *	-0.956 **	1	
M20	0.026	0.48	0.387	0.288	-0.786 **	-0.743 **	0.664 *	1

* 表示差异显著 $P < 0.05$; ** 表示差异极显著 $P < 0.01$

表 6 筛选出的着生藻类生物完整性 (Pe-IBI) 评价的核心生物参数

着生藻类核心生物参数 Core bio-parameters of periphytic algae	参数描述 Attributes of metrics	对干扰的响应 Response to disturbance
M1	种水平上的物种数量	降低
M2	种水平上的蓝藻物种数量	降低
M3	种水平上的绿藻物种数量	降低
M14	菱形藻分类单元数/总分类单元数	降低
M16	第一优势种密度/样品藻密度	升高
M19	$H = - \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i}{n} \right) \log_2 \left(\frac{n_i}{n} \right)$ H : 多样性指数; n : 总个体数; S : 种类数; n_i : 第 i 种个体数	降低
M20	$J = H/H'_{\max}$, $H'_{\max} = \log_2 S$, 式中 S 为总物种数	降低

依据“1.5.4 藻类生物完整性指数构建”所示的方法,对 7 个核心生物参数中的每个核心生物参数,依据该核心生物参数的参数值与标准值之间的偏离度大小,求得每个研究断面该核心生物参数的赋值,然后计算出各研究断面的着生藻类生物完整性指数值 (Pe-IBI 指数值)。根据“1.5.5 藻类生物完整性评价标准”所示的评价分级标准,35 分为 Pe-IBI 评价的标准限值,确定 Pe-IBI 的 5 个等级的评价标准 (表 7)。根据建立的评价标准 (表 7) 对嘉陵江、乌江各研究断面的着生藻类生物完整性 (Pe-IBI) 进行评价的结果显示 (图 3),所有断面的 Pe-IBI 指数值在 19—36 范围内,其中 1 个断面的 Pe-IBI 评价等级为“优”,6 个断面的评价等级为“良”,4 个断面的评价等级为“中”;所有断面的 Pe-IBI 指数值的平均值为 26.09,评价等级为“中”。对嘉陵江各研究断面的着生藻类生物完整性 (Pe-IBI) 进行评价的结果显示嘉陵江的 Pe-IBI 平均值为 30.00,评价等级为“良”;对乌江各研究断面的着生藻类生物完整性 (Pe-IBI) 进行评价的结果显示乌江的 Pe-IBI 平均值为 21.40,评价等级为“中”。嘉陵江的着生藻类生物完整性优于乌江的着生藻类生物完整性 (图 3)。

表 7 嘉陵江乌江着生藻类生物完整性 (Pe-IBI) 评价分级标准

评价等级 Rating	优 Excellent	良 Good	中 Moderate	差 Poor	很差 Very Poor
Pe-IBI	[35.00, ∞)	[26.25, 35.00)	[17.50, 26.25)	[8.75, 17.50)	[0, 8.75)

Pe-IBI 表示着生藻类生物完整性指数 (Periphytic algal index of biological integrity, 简称 Pe-IBI)

2.3 浮游藻类生物完整性 (Ph-IBI) 评价结果

根据 IQ 值评定方法和筛选原则,在对浮游藻类生物完整性评价中,从 22 个候选生物参数中只筛选出 1 个核心生物参数:藻类密度。依据“1.5.4 藻类生物完整性指数构建”所示方法,根据该核心生物参数的参数值与标准值之间的偏离度大小,求得每个研究断面该核心生物参数的赋值,然后计算出各研究断面的浮游藻类生物完整性指数值 (Ph-IBI 指数值)。依据“1.5.5 藻类生物完整性评价标准”所示的评价分级标准,5 分为 Ph-IBI 评价的标准限值,确定 Ph-IBI 的 5 个等级的评价标准 (表 8)。对嘉陵江、乌江各研究断面的浮游藻类生物完整性 (Ph-IBI) 进行评价的结果显示 (图 4),所有断面的 Ph-IBI 指数值在 0—8 范围内,其中 2 个断面的 Ph-

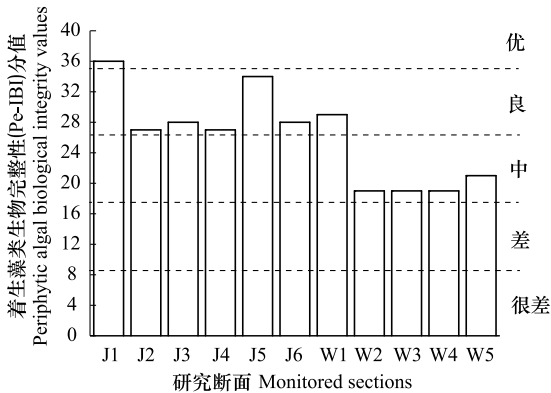


图 3 嘉陵江、乌江各研究断面的着生藻类生物完整性 (Pe-IBI) 指数值
Fig.3 Periphytic algal biological integrity values of all monitored sections in Jialing River and Wujiang River

IBI 评价等级为“优”,5 个断面的评价等级为“良”,1 个断面的评价等级为“差”,3 个断面的评价等级为“很差”;所有断面的 Ph-IBI 的平均值为 3.45,评价等级为“中”。对嘉陵江各研究断面的浮游藻类生物完整性(Ph-IBI)进行评价的结果显示,嘉陵江的 Ph-IBI 平均值为 3.17,评价等级为“中”;对乌江各研究断面的浮游藻类生物完整性(Ph-IBI)进行评价的结果显示,乌江的 Ph-IBI 平均值为 3.80,评价等级为“良”。嘉陵江的浮游藻类生物完整性劣于乌江的浮游藻类生物完整性(图 4)。

表 8 嘉陵江乌江浮游藻类生物完整性(Ph-IBI)评价分级标准					
Table 8 Grading criteria for phytoplankton biointegrity evaluation of Jialing River and Wujiang River					
评价等级 Rating	优 Excellent	良 Good	中 Moderate	差 Poor	很差 Very Poor
Ph-IBI	[5.00, ∞)	[3.75, 5.00)	[2.50, 3.75)	[1.25, 2.50)	[0, 1.25)

Ph-IBI 表示浮游藻类生物完整性指数(Phytoplankton index of biological integrity,简称 Ph-IBI)

2.4 着生藻类与浮游藻类对水体环境变化的敏感性比较

对嘉陵江、乌江各断面的着生藻类生物完整性指数值(Pe-IBI 值)、浮游藻类生物完整性指数值(Ph-IBI 值)与水体综合污染指数值(CPI 值)及各水体理化指标的相关性进行检测,结果表明:着生藻类生物完整性指数值(Pe-IBI 值)与水体综合污染指数值(CPI 值)呈极显著负相关($P<0.01$),与水体中总氮含量、铅含量也呈极显著负相关($P<0.01$);但是,浮游植物生物完整性指数值(Ph-IBI 值)与水体综合污染指数值(CPI 值)无明显相关性,也与水体环境因子无明显相关性(表 9)。此研究结果表明,与浮游藻类相比,着生藻类受水体环境的影响更大更明显,对水体环境变化的反映更为敏感和准确。因此,在河流健康评价中,采用着生藻类比采用浮游藻类更为适宜和准确。

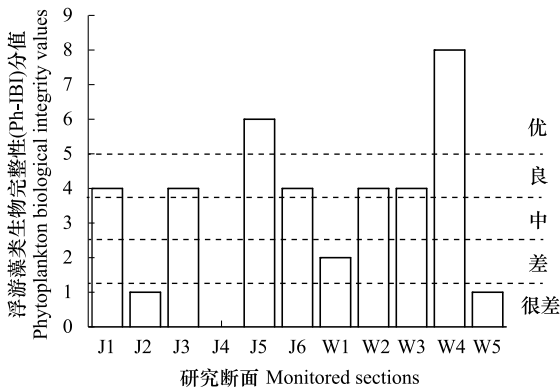


图 4 嘉陵江、乌江各研究断面的浮游藻类生物完整性(Ph-IBI)指数值

Fig.4 Phytoplankton biological integrity value of all monitored sections in Jialing River and Wujiang River

表 9 嘉陵江、乌江藻类生物完整性与水体环境因子的 Pearson 相关性													
Table 9 Correlation between algal biological integrity and water environmental factors of Jialing River and Wujiang River													
	CPI	pH	DO	TN	TP	NH ₃ -N	COD _{Mn}	Chla	Cd	Pb	六六六 Hexachlorocyclohexane	甲基对硫磷 Methylparathion	五氯酚 Pentachlorophenol
Pe-IBI	-0.842**	0.432	-0.024	-0.735**	-0.497	-0.316	0.159	-0.352	0.215	-0.825**	0.304	-0.438	-0.557
Ph-IBI	0.208	-0.161	-0.291	0.159	0.167	0.313	0.253	-0.293	0.013	0.259	0.24	0.09	0.037

* 表示差异显著 $P<0.05$; * * 表示差异极显著 $P<0.01$

3 讨论

本研究基于着生藻类和浮游藻类的种类组成及群落结构,分别构建着生藻类生物完整性(Pe-IBI)评价体系和浮游藻类生物完整性(Ph-IBI)评价体系对三峡库区的嘉陵江、乌江进行河流健康评价研究,并与嘉陵江、乌江的综合污染指数(CPI)评价结果进行对比分析,研究结果表明:当采用着生藻类进行生物完整性评价时,可以筛选出 7 个核心参数用于构建生物完整性评价体系;并且着生藻类生物完整性指数值(Pe-IBI 值)与综合污染指数值(CPI 值)及水体中总氮含量、铅含量呈极显著负相关,表明水体质量越差着生藻类的生物完整性也越差,着生藻类的生物完整性状况可以很好地反映河流水体的质量。与此相反,当采用浮游藻类进行生

物完整性评价时,却只能筛选出 1 个核心参数用于构建生物完整性评价体系;对浮游藻类生物完整性指数值(Ph-IBI 值)与综合污染指数值(CPI 值)及 12 项水体理化指标进行相关性分析发现,浮游藻类生物完整性指数值(Ph-IBI 值)与综合污染指数值(CPI 值)无相关性,浮游藻类生物完整性指数值(Ph-IBI 值)与 12 项水体理化指标也无任何相关性,表明浮游藻类的生物完整性指数并不能很好地反映河流水体的质量状况。与着生藻类不同,浮游藻类是随水流流动的,其“随波逐流”的特性会影响浮游藻类在空间区域的代表性^[45],在空间位置某一固定位点的发生的污染或环境干扰对浮游藻类的影响是短暂的,浮游藻类往往难以敏感地反映水体某固定位点的环境和水质变化,其生物参数区分环境变化差异的敏感性也就较差。相对而言,着生藻类固定生活于某一空间位点,必须长期忍耐所处的环境,其群落结构变化就能较好地反映该空间位点的水环境和水质变化^[46],其生物参数区分环境变化差异的能力较强。因此,根据核心生物参数的作用敏感性原则^[47](即核心生物参数应对环境变化和人为干扰易做出响应,并且随着干扰强度的变化而变化(升高或降低),数值上可较强区分参照点与受损点的差异),致使浮游藻类能够筛选出来用于生物完整性评价的核心生物参数个数远远少于着生藻类可筛选出来的核心生物参数个数。此外,每个生物参数都对一类或几类干扰反应敏感,但各参数对水体受干扰的反应敏感程度及范围是不同的,单独一个生物参数并不能准确和完全地反映水体健康状况和受干扰的强度,本研究在采用浮游藻类生物完整性(Ph-IBI)进行评价时,只能筛选出一个核心参数“浮游藻类密度”,这难以很好地反映河流水环境和水体状况。

通过本研究中对三峡库区嘉陵江和乌江的藻类生物完整性和水体质量的研究结果来看,着生藻类比浮游藻类对河流的水环境变化更为敏感和准确,更能反映河流水体的环境状况。研究表明,着生藻类比浮游藻类更适宜用于河流健康评价,在从水生生物的角度对作为流动水体的河流进行健康评价时,如果需要采用藻类进行河流健康评价,建议最好采用着生藻类而尽量避免采用浮游藻类。

致谢:本研究得到了西南大学西南山地生态循环农业国家级培育基地的支持。

参考文献(References):

- [1] 董哲仁. 河流健康评估的原则和方法. 中国水利, 2005, (10): 17-19.
- [2] Stevenson R J, Bothwell M L, Lowe R L. Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems. San Diego: Academic Press, 1996.
- [3] Kelly M G, Whitton B A. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. Journal of Applied Phycology, 1995, 7 (4): 433-444.
- [4] Cunningham L, Raymond B, Snape I, Riddle M J. Benthic diatom communities as indicators of anthropogenic metal contamination at Casey Station, Antarctica. Journal of Paleolimnology, 2005, 33(4): 499-513.
- [5] Kasai F. Shifts in herbicide tolerance in paddy field periphyton following herbicide application. Chemosphere, 1999, 38(4): 919-931.
- [6] Jørgensen S E, Xu F L, Costanza R. Handbook of Ecological Indicators for Assessment of Ecosystem Health. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press, 2016.
- [7] Hill B H, Herlihy A T, Kaufmann P R, Stevenson R J, McCormick F H, Johnson C B. Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. Journal of the North American Benthological Society, 2000, 19(1): 50-67.
- [8] Tan X, Ma P M, Bunn S E, Zhang Q F. Development of a benthic diatom index of biotic integrity (BD-IBI) for ecosystem health assessment of human dominant subtropical rivers, China. Journal of Environmental Management, 2015, 151: 286-294.
- [9] Poikane S, Kelly M, Cantonati M. Benthic algal assessment of ecological status in European lakes and rivers: challenges and opportunities. Science of the Total Environment, 2016, 568: 603-613.
- [10] 殷旭旺, 渠晓东, 李庆南, 刘颖, 张远, 孟伟. 基于着生藻类的太子河流域水生态系统健康评价. 生态学报, 2012, 32(6): 1677-1691.
- [11] Teng L H, Zhang B, Liu X J, Bai C J, Zhang J, Tan D P, Huang P S. Development and use of a phytoplankton-index of biotic integrity to assess Yongjiang River ecosystem health. Polish Journal of Environmental Studies, 2014, 23(3): 901-908.
- [12] Baek S H, Son M, Kim D, Choi H W, Kim Y O. Assessing the ecosystem health status of Korea Gwangyang and Jinhae bays based on a planktonic index of biotic integrity (P-IBI). Ocean Science Journal, 2014, 49(3): 291-311.
- [13] 沈强, 俞建军, 陈晖, 胡菊香, 陈明秀, 郑金秀, 李聃, 张俊芳. 浮游生物完整性指数在浙江水源地水质评价中的应用. 水生态学杂志, 2012, 33(2): 26-31.

- [14] Wu Z S, Kong M, Cai Y J, Wang X L, Li K Y. Index of biotic integrity based on phytoplankton and water quality index: do they have a similar pattern on water quality assessment? A study of rivers in Lake Taihu Basin, China. *The Science of the Total Environment*, 2019, 658: 395-404.
- [15] Al-Janabi Z Z, Al-Obaidy A H M J, Abdul-Rahman-Al-Kubaisi. Use of phytoplankton index of biological integrity (P-IBI) as a tool to evaluate Tigris river Health. *Mesopotamia Environmental Journal*, 2016, (A): 62-68.
- [16] Wu N C, Schmalz B, Fohrer N. Development and testing of a phytoplankton index of biotic integrity (P-IBI) for a German lowland river. *Ecological Indicators*, 2012, 13(1): 158-167.
- [17] Hill B H, Herlihy A T, Kaufmann P R, DeCelles S J, Vander Borgh M A. Assessment of streams of the eastern United States using a periphyton index of biotic integrity. *Ecological Indicators*, 2003, 2(4): 325-338.
- [18] 殷旭旺, 张远, 渠晓东, 刘颖, 李庆南, 孟伟. 浑河水系着生藻类的群落结构与生物完整性. *应用生态学报*, 2011, 22(10): 2732-2740.
- [19] 胡鸿钧 魏印心. 中国淡水藻类——系统、生态及分类. 北京: 科学出版社, 2006.
- [20] DeNicola D M, Kelly M. Role of periphyton in ecological assessment of lakes. *Freshwater Science*, 2014, 33(2): 619-638.
- [21] 裴国风. 淡水湖泊底栖藻类的生态学研究[D]. 北京: 中国科学院水生生物研究所, 2006.
- [22] 章宗涉, 黄祥飞. 淡水浮游生物研究方法. 北京: 科学出版社, 1991.
- [23] Karr J R. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 1981, 6(6): 21-27.
- [24] 图们江水系领导小组办公室, 吉林师大环境科学研究所, 吉林师大地理系. 图们江水系污染与水资源保护的研究: (1971-1977) 科研总结. 延边: 延边印刷厂, 1978.
- [25] Lazorchak J M, Klemm D J, Peck D V. Environmental Monitoring and Assessment Program-Surface Waters: Field Operations and Methods for Measuring the Ecological Condition of Wadeable Streams. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency, 1998: 119-132.
- [26] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法(第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [27] 胡鸿钧, 李尧英, 魏印心, 朱惠忠, 陈嘉佑, 施之新. 中国淡水藻类. 上海: 上海科学技术出版社, 1980.
- [28] 中华人民共和国卫生部, 中国国家标准化管理委员会. GB/T 5750.9—2006 生活饮用水标准检验方法 农药指标. 北京: 中国标准出版社, 2007.
- [29] 国家环境保护总局, 国家质量监督检验检疫总局. GB 3838—2002 地表水环境质量标准. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [30] 中华人民共和国水利部. SL 395—2007 地表水资源质量评价技术规程(附条文说明). 北京: 中国水利水电出版社, 2007.
- [31] 中华人民共和国卫生部, 中国国家标准化管理委员会. GB 5749—2006 生活饮用水卫生标准. 北京: 中国标准出版社, 2007.
- [32] 国家技术监督局. GB/T 14848—1993 地下水质量标准. 北京: 中国标准出版社, 1993.
- [33] 国家环境保护局. GB 11607—1989 渔业水质标准. 北京: 中国标准出版社, 1990.
- [34] 国家环境保护局. GB 3097—1997 海水水质标准. 北京: 环境科学出版社, 2004.
- [35] 环境保护部环境工程评估中心. 环境影响评价技术导则与标准. 北京: 中国环境出版社, 2018.
- [36] Stoddard J L, Larsen D P, Hawkins C P, Johnson R K, Norris R H. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. *Ecological Applications*, 2006, 16(4): 1267-1276.
- [37] Barbour M T, Gerritsen J, Snyder B D, Stribling J B. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish. 2nd ed. Washington: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, 1999.
- [38] Kentucky Department for Environmental Protection. Methods for Assessing Biological Integrity of Surface Waters in Kentucky. Frankfort, Kentucky: Kentucky Department for Environmental Protection, 2002.
- [39] Zalack J T, Smucker N J, Vis M L. Development of a diatom index of biotic integrity for acid mine drainage impacted streams. *Ecological Indicators*, 2010, 10(2): 287-295.
- [40] Wu J T. A generic index of diatom assemblages as bioindicator of pollution in the Keelung River of Taiwan. *Hydrobiologia*, 1999, 397: 79-87.
- [41] 秦延文, 刘琰, 刘录三. 流域水环境质量评价技术研究. 北京: 科学出版社, 2014.
- [42] Barbour M T, Gerritsen J, Griffith G E, Frydenborg R, McCarron E, White J S, Bastian M L. A framework for biological criteria for florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 1996, 15(2): 185-211.
- [43] Beck M W, Hatch L K, Vondracek B, Valley R D. Development of a macrophyte-based index of biotic integrity for Minnesota lakes. *Ecological Indicators*, 2010, 10(5): 968-979.
- [44] 刘静, 林秋奇, 邓培雁, 李爱芬, 韩博平. 东江水系底栖硅藻群落及生物监测. 北京: 中国环境出版社, 2014.
- [45] 蔡琨, 秦春燕, 李继影, 张咏, 牛志春, 李旭文. 基于浮游植物生物完整性指数的湖泊生态系统评价——以 2012 年冬季太湖为例. *生态学报*, 2016, 36(5): 1431-1441.
- [46] Worf D L. Biological Monitoring for Environmental Effects. Lexington, Mass: Lexington Books, 1980.
- [47] 中国环境科学研究院环境基准与风险评估国家重点实验室. 中国水环境质量基准绿皮书. 北京: 科学出版社, 2014.