

应用底栖动物完整性指数 B-IBI 评价溪流健康

王备新, 杨莲芳, 胡本进, 单林娜

(南京农业大学昆虫学系, 南京 210095)

摘要: B-IBI 指数是溪流生态系统健康评价常用指标之一。据安徽黄山地区溪流的 33 个底栖动物样点数据(11 个参照点, 22 个受损点), 对 21 个生物参数进行分布范围、Pearson 相关性和判别能力分析, 确定 B-IBI 指数由总分类单元数、EPT 分类单元数、前 3 位优势分类单元%、粘附者%、敏感类群%和 BI 指数构成。分别用 3 分制、4 分制和比值法统一各参数量纲, B-IBI 指数值即为累加各构成指数的分值或比值。B-IBI 箱线图分析表明, 上述 3 种方法计算出的 B-IBI 值有较高判别能力($IQ=3$), 能很好地判别参照水体和受损水体, 且 3 者之间具高相关性($r>0.90$)。分别依据参照样点和所有样点 B-IBI 值建立健康评价标准, 比较 3 分制、4 分制和比值法对评价结果的准确性, 表明用比值法统一各参数量纲并依据所有样点的 B-IBI 值建立的健康评价标准的准确性优于 3 分制和 4 分制法。建立了适合祁门县溪流生态系统健康评价 B-IBI 标准: B-IBI >3.59 健康, $2.7\sim3.59$ 亚健康, $1.8\sim2.69$ 一般, $0.9\sim1.79$ 差, B-IBI <0.9 极差。祁门县 21 个样点的水体, 14 个健康, 6 个亚健康, 1 个一般。B-IBI 与电导率($r=-0.62, p<0.01$)和生境质量($r=0.65, p<0.01$)显著相关。

关键词: B-IBI 指数; 健康评价; 大型底栖无脊椎动物; 溪流

文章编号: 1000-0933(2005)06-1481-10 **中图分类号:** Q178, Q958 **文献标识码:** A

A preliminary study on the assessment of stream ecosystem health in south of Anhui Province using Benthic-Index of Biotic Integrity

WANG Bei-Xin, YANG Lian-Fang, HU Ben-Jin, SHAN Lin-Na (Department of Entomology, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(6): 1481~1490.

Abstract: Stream macro-invertebrate assemblages were collected from 33 stream sites in the south of Anhui Province China, among them 11 were unimpaired or minimally impaired sites and 22 were impaired sites. Twenty-one candidate metrics: Total number of taxa, EPT taxa, Intolerant taxa, Aquatic insects taxa, (Crustacea+Mollusca) taxa, Chironomidae taxa, Shannon-Wiener index, Dominant taxon%, Three dominant taxa%, Trichoptera%, Ephemeroptera%, Diptera%, Chironomidae%, Tolerant taxa%, Intolerant taxa%, (Crustacea+Mollusca)%, Legless organism%, Gatherers%, Filterers%, Clingers% and Biotic Index were calculated and analyzed for the establishment of Benthic Integrated Biotic Index (B-IBI). Results were showed as follows:

(1) Eleven metrics had the highest discriminatory power (interquartile range, $IQ\geq 2$) between impaired and unimpaired sites, which were Total number of taxa, EPT taxa, Intolerant taxa, Aquatic insects taxa, Shannon-Wiener index, Dominant taxon%, Three dominant taxa%, Intolerant taxa%, Clingers%, Filterers% and Biotic index.

(2) Pearson's correlation analysis was performed on all data from 33 sites for the above ten metrics except for Filterers% to evaluate the extent of redundancy in information. Metrics that were strongly correlated ($|r|>0.75$) measure the same thing, and should not be used together to determine impairment. The Shannon-Wiener index was rejected because strongly correlated with Total number of taxa, EPT taxa, Aquatic insects taxa, Dominant taxon% and Three dominant taxa% ($r>$

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(40301047, 30370252)

收稿日期: 2004-02-18; **修订日期:** 2004-09-28

作者简介: 王备新(1970~), 江苏人, 博士, 副教授, 主要从事水生昆虫生态学、水质生物评价和毛翅目分类研究。E-mail: Wangbeixin@njau.edu.cn

Foundation item: National Natural Science Foundation of China(No. 40301047, No. 30370252)

Received date: 2004-02-18; **Accepted date:** 2004-09-28

Biography: WANG Bei-Xin Ph. D., Associate professor, mainly engaged in aquatic insect ecology, bioassessment of water resource and taxonomy of trichoptera.

0.8), Strong correlations were also existed between Total number of taxa, EPT taxa, Aquatic insects taxa and Intolerant taxa each other ($r \geq 0.85$), and of which Total number of taxa was selected for its reflecting more information than others in richness measure. Dominant taxa% was also strongly correlated with Three dominant taxa% ($r=0.79$), and Three dominant taxa% was selected for its higher correlation ($r=0.92$) with Shannon-Wiener index than Dominant taxa% ($r=0.86$). EPT taxa richness is a sensitive and useful metric in water quality bio-assessment, although it's strongly correlated with the Total number of taxa and was retained. Based on the above analysis, the benthic index of biotic integrity (B-IBI) was composed by six metrics: Total number of taxa, EPT taxa, Three dominant taxa, Clingers%, Intolerant taxa% and Biotic index(BI).

(3) Three scoring method, four scoring method, and ratio scoring method were used to get metrics into a uniform score and combined the B-IBI into an aggregated index. Discriminatory power analysis showed all of the above scoring method had highest discriminatory power ($IQ=3$). The correlation between three scoring method and four scoring method was 0.90, and 0.93 between three scoring method and ratio scoring method, and 0.92 between ratio scoring method and four scoring method.

(4) Two methods was used to set the criteria of B-IBI in health assessment, one is using all data, and the other is only using reference data. Results showed that the accuracy of the criteria for B-IBI derived from all data was better than that from reference data. The accuracy of B-IBI in discriminating impaired and unimpaired sites was 83.3%. B-IBI criteria was: B-IBI > 3.69, health; 2.7~3.69, sub-health; 1.8~2.69, good-fair; 0.9~1.79, fair; <0.9, poor.

(5) The Pearson's correlation analysis between B-IBI and chemical-physical variables showed that B-IBI corresponded strongly with conductivity ($r=-0.62$, $p<0.01$), and habitat quality ($r=0.65$, $p<0.01$).

Key words: B-IBI; health assessment; benthic macroinvertebrates; stream

随着人类生产活动、生态环境变化及人类生存与发展之间的联系日益密切,对生态环境的评价已经从依赖于物理化学指标和对生物个体与种群的跟踪监测的环境评价,扩展为对整个生态系统“健康”状态的生态评估^[1]。Karr 认为从生态学角度看,生态系统健康就是生态完整性(Ecological integrity),并率先在对河流的评价中建立和使用了“生物完整性指标(Index of biotic integrity, IBI)”,其最初是以鱼类为研究对象建立的,随后逐渐被应用于大型底栖无脊椎动物、浮游生物和高等维管束植物。目前,鱼类生物完整性指数(Fish-IBI, F-IBI)和底栖动物完整性指数(B-IBI, Benthic-IBI)已被广泛应用于水生态与环境基础科学研究、水资源管理、水环境工程评价、政策和法律的制订,也被许多环保志愿者组织采用^[2~9]。有关大型底栖无脊椎动物 B-IBI 溪流健康评价研究实例国内尚未见报道。本文以安徽黄山地区祁门县大北河和阊江河水系样点数据为主,结合休宁县、宁国县和绩溪县的部分溪流样点数据,对 B-IBI 指数的建立及 B-IBI 指数与理化指标等的关系作了探讨。

1 研究地区与方法

1.1 自然概况

黄山地区地处中亚热带北缘、常绿阔叶林、红壤黄壤地带。介于东经 $117^{\circ}41' \sim 118^{\circ}53'$ 与北纬 $29^{\circ}24' \sim 30^{\circ}31'$ 之间,本区地处多条河流上游,干流短、支流多。总面积 9807 km^2 , 其中水域 $2.96 \times 10^4 \text{ hm}^2$, 森林覆被率达 50%^[7]。祁门县位于黄山地区最南端,介于东经 $117^{\circ}41' \sim 117^{\circ}44'$ 与北纬 $29^{\circ}49' \sim 29^{\circ}53'$ 之间,属亚热带季风气候区,多年平均降雨量在 1867.4mm 左右,其中 5~10 月份降雨量占全年降雨量的 61.6%。阊江水系的流域积 1914.6 km^2 , 主要由大北河和阊江两河流构成,两河在倒湖汇合后向南流入江西鄱阳湖。阊江干流流经城区,是城区的主要用水资源。阊江河和大北河在城区主要受生活污水污染,城区以外受农业面源污染和森林砍伐后引起的水土流失对水生态环境的破坏。

1.2 研究方法

1.2.1 底栖动物标本采集 1998~2000 年在安徽黄山地区的祁门县、休宁县、宁国县和绩溪县采集了 33 个样点的大型底栖无脊椎动物。其中,祁门县 21 个(图 1),休宁县、宁国县和绩溪县共 12 个。样本采集参照 Barbour 的方法^[11],稍作改进。在 100m 长的采集区域内,急流区用踢网($1\text{m} \times 1\text{m}$, 40 目纱)采集 1m^2 , 缓流和静水区用 D 形网(0.3m 宽, 40 目尼龙纱)采 7 个面积为 0.15m^2 (D 形网宽 0.3m $\times$ 采集长度 0.5m) 的小样方,总采样面积约 2m^2 左右。标本直接在野外挑捡并合在一起。在用 4%~10% 的福尔马林固定后带回实验室。标本尽量鉴定到种,至少区分到种。

1.2.2 样点受干扰程度的确定 按样点受人类活动干扰程度大小可分为无干扰样点、干扰极小样点和干扰样点。参照 Morley 和 Blocksom 等的方法,建立如下定性标准^[12,13]: ①无干扰样点,样点上游无农作物和居民居住点,森林覆盖率 90% 以上; ②干扰极小样点:无明显受人类活动干扰迹象,其上游无点污染源,且上、下游 5km 之内无村庄,两侧 100m 宽 5km 长的范围内无农田且有较好的沿岸植被带; ③干扰样点:已明显受人类活动的干扰。上述数据主要通过走访和实地考察获得。本研究的 33 个样点中,有 11 个样点符合无干扰和干扰极小样点被用作参照点。

1.2.3 理化数据测定 溶解氧、电导率和 pH 的测定方法见王备新等^[14]。样点生境质量定性评价参照 Barbour 的方法,选择 6 个指标:底质组成 (bottom substrate)、生境复杂性 (habitat complexity)、覆盖度 (canopy)、静水区质量 (pool quality)、堤岸稳定性 (bank stability) 和堤岸保护程度 (bank protection) 进行定性评价^[11]。

1.2.4 候选生物指数选择 参照相关文献,本文选用了对干扰反应较敏感的 21 个候选生物参数(表 1)。其中摇蚊 %M2、优势单元 %M4、(甲壳动物+软体动物) %M5、前 3 位优势分类单元 %M9、双翅目 %M11、无分节附肢动物 %M15、蜉蝣目 %M16 和毛翅目 %M17 属群落种类个体组成指标 (composition measures); 多样性指数 M1、总分类单元数 M3、(甲壳动物+软体动物)分类单元数 M6、EPT 分类单元数 M7、摇蚊分类单元数 M8 和水生昆虫分类单元数 M10 属群落丰富度指标 (richness measures), 滤食者 %M12 (主要包括毛翅目中的纹石蛾、双翅目中的蚋、蜉蝣目中的等翅蜉等种类) 和集食者 M13 属营养水平指标 (trophic measures), 敏感类群单元数 M18、敏感类群 %M19、耐污类群 M20 和 BI 指数 M21 是与生物耐污能力有关的指标 (tolerance measures), 粘附者 %M14 是与特殊小生境(底质以鹅卵石为主的急流小生境) 有关的指标 (habitat measures)^[13~19]。

1.2.5 生物参数判别能力 据 Barbour 的方法,比较参照点和受损点在 25%至 75%分位数范围即箱体 IQ(interquartile ranges) 的重叠情况,并分别赋予不同的值:没有重叠, IQ=3;部分重叠,但各自中位数值都在对方箱体范围之外, IQ=2;仅一个中位数值在对方箱体范围之内, IQ=1;各自中位数值都在对方箱体范围之内, IQ=0。只有 IQ≥2 的参数才作进一步分析^[11,12]。

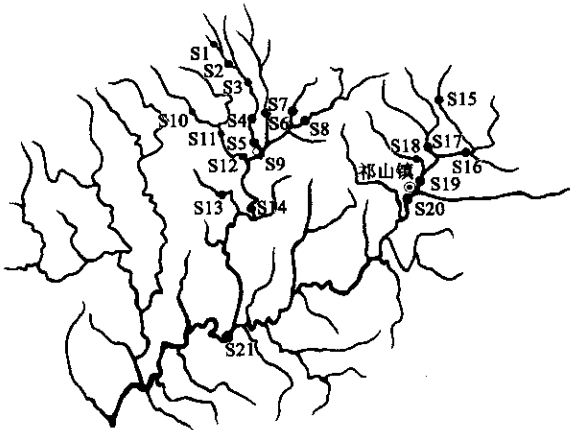


图 1 祁门县阊江和大北河采样点分布
Fig. 1 Collection sites distribution in Changjiang and Dadbeihe catchment Qimeng county Anhui Province

S1 唐云里 Tangyunli; S2 双河口 Shuangheke; S3 七阳坑 Qiyangkeng; S4 彭龙村 Penglongcun; S5 叶村 Yecun; S6 陶瓷厂 Taocichang; S7 下中堂 Xiazhongtang; S8 黄龙村 Huanglongcun; S9 历口镇 Like; S10 叶村 Yecun; S11 叶村桥 Yecunqiao; S12 周村 Zhoucun; S13 罗村 Lucun; S14 大北埠 Dabeifu; S15 大坦 Dadan; S16 柏溪河 Poxi; S17 春明村 Chunmingcun; S18 胥岭乡 Xilin; S19 黎明村 Limingcun; S20 军营 Junyun; S21 倒湖 Daohu

表 1 构建 B-IBI 指标体系的候选生物参数及对干扰的反应

Table 1 Candidate metrics for B-IBI and their expected direction of response to disturbance					
参数 Metrics	对干扰的反应*	参数 Metrics	对干扰的反应*	参数 Metrics	对干扰的反应*
M1	降低 Decrease	M8	升高 Increase	M15	降低 Decrease
M2	降低 Decrease	M9	升高 Increase	M16	降低 Decrease
M3	降低 Decrease	M10	降低 Decrease	M17	升高 Increase
M4	升高 Increase	M11	降低 Decrease	M18	降低 Decrease
M5	降低 Decrease	M12	降低 Decrease	M19	降低 Decrease
M6	降低 Decrease	M13	升高 Increase	M20	降低 Decrease
M7	降低 Decrease	M14	升高 Increase	M21	升高 Increase

M1 多样性指数 Shannon-Wiener index; M2 摇蚊 % Chironomidae%; M3 总分类单元数 No. of total taxa; M4 优势单元 %Dominant taxon%; M5 (甲壳动物+软体动物) % (Crustacea+Mollusca)%; M6 (甲壳动物+软体动物)分类单元数 No. of Crustacea+Mollusca taxa; M7 EPT 分类单元数 EPT taxa; M8 摇蚊分类单元数 No. of Chironomidae taxa; M9 前 3 位优势分类单元 %3 dominant taxa%; M10 水生昆虫分类单元数 No. of aquatic insect taxa; M11 双翅目 %Dipter%; M12 滤食者 %Filterers%; M13 集食者 %Gatherers%; M14 粘附者 %Clingers%; M15 无分节附肢动物 %Legless organism%; M16 蜉蝣目 %Ephemeroptera%; M17 毛翅目 %Trichoptera%; M18 敏感类群单元数 No. of intolerant taxa; M19 敏感类群 %Intolerant taxa%; M20 耐污类群 %Tolerant taxa%; M21 BI 指数 Biotic Index;

* response to disturbance

1.2.6 分值记算 对各参数进行计分的目的是为了统一评价量纲。本文采用 3 种方法确定 B-IBI 各构成参数的分值,即 3 分制,4 分制和比值法。3 分制和 4 分制的具体方法可参考 Barbour 和 Gerritsen^[15]。比值法的计算方法如下:对干扰越强,值越低的参数,以 95%分位数值为最佳期望值 (best expected value),各参数的分值等于参数实际值除以最佳期望值。对于干扰越强值

越高的参数,则以 5%分位数值为最佳期望值,计算方法为:(最大值—实际值)/(最大值—最佳期望值)。规定经计算后分值的分布范围为 0~1,若大于 1,则均记为 1^[12]。

1.2.7 健康评价标准确定 采用参照点 B-IBI 值分布的 25%分位数值和所有样点 B-IBI 值分布的 95%分位数值作为 B-IBI 评价溪流水体是否健康的标准。

文中所用统计分析方法均在 SPSS11.5 中完成。

2 结果与分析

2.1 分布范围分析

21 个生物参数在 11 个参照点中的分布表明(表 2),毛翅目%(M17)和滤食者%(M12)的 75%分位数值分别为 0.05 和 0.07,随着污染的增强,其值的可变动范围非常窄,不适宜参与构建 IBI 指标体系。同理,(甲壳动物+软体动物)%(M5)和(甲壳动物+软体动物)分类单元数(M6)也不宜参与指标构建。余下的 17 生物参数将进行判别能力分析。

表 2 21 个生物参数值在 11 个参照点中的分布情况
Table 2 Distribution of 21 metric values from 11 reference sites

生物参数 * Metrics	平均值 Average	标准差 SD	最小值 Min.	最大值 Max.	25%分位数 25%ile	中位数 Median	75%分位数 75%ile
M1	4.12	0.39	3.22	4.63	3.93	4.20	4.37
M2	0.05	0.03	0.02	0.12	0.03	0.05	0.06
M3	33	5.79	25	44	29	32	37
M4	0.2	0.08	0.12	0.42	0.15	0.18	0.22
M5	0.05	0.05	0	0.13	0	0.03	0.12
M6	1.92	1.56	0	5	1	1.5	3
M7	14	1.95	12	18	12	13	15
M8	3.83	1.4	2	6	3	3.5	5
M9	0.42	0.08	0.3	0.61	0.36	0.41	0.45
M10	31	4.86	24	41	27	29	32
M11	0.16	0.1	0.06	0.4	0.08	0.12	0.21
M12	0.18	0.21	0.04	0.4	0.07	0.18	0.26
M13	0.33	0.14	0.13	0.71	0.24	0.30	0.38
M14	0.51	0.15	0.28	0.79	0.40	0.51	0.64
M15	0.26	0.14	0.08	0.56	0.19	0.21	0.34
M16	0.37	0.15	0.05	0.57	0.29	0.37	0.52
M17	0.14	0.12	0	0.42	0.05	0.11	0.21
M18	7	1.57	5	10	6	7	9
M19	0.28	0.1	0.18	0.49	0.19	0.26	0.34
M20	0.03	0.03	0	0.08	0	0.03	0.06
M21	2.83	0.18	2.54	3.15	2.71	2.76	2.97

* M1~M21 见表 1,M1~M21 see table 1

2.2 判别能力分析

根据 IQ 值的评定方法和筛选原则,参与分析的 17 个生物参数中,多样性指数、总分类单元数、优势分类单元数、EPT 分类单元数、敏感类群单元数、水生昆虫分类单元数、前 3 位优势分类单元%、集食者%、粘附者%、敏感类群%和 BI 指数的 IQ 都大于或等于 2,可考虑进入下一轮分析(图 2)。通常集食者%应随污染加重而增大,但在本研究中却呈递增趋势。因其原因不明,暂将其删除。其余参数的 IQ 均小于 2,也不进入下一步分析。

2.3 相关性分析

对经过判别能力分析余下的 10 个参数进行 Pearson 相关分析(表 3),以检验各参数所反映信息的独立性^[11]。采用 Maxted 的标准,以 $|r|>0.75$ 表示 2 个参数间高度相关,对高度相关的参数,取其中一个即可代表相关参数间所包含的大部份信息^[11,12]。从表 3 可知,多样性指数(M1)与总分类单元数(M3)、水生昆虫分类单元数(M10)、优势单元%(M4)和前 3 位优势分类单元%(M9)均高度相关($r>0.8$),而且在目前已知的 B-IBI 构成指数中,都没有多样性指数,因此,多样性指数首先被删除。在反映群落丰富度的 4 个参数之间(表 3,实线框内的 4 个参数),水生昆虫分类单元数(M10)和其它 3 个参数 M3、M7 和 M18

都高度相关($r \geq 0.85$),也被删除。余下的 3 个参数,相对于 EPT 分类单元数(M7)和敏感类群分类单元数(M18),总分类单元数包含的信息最多,予以保留。考虑到 EPT 分类单元数在水质生物评价中的重要性及敏感性,且在许多 B-IBI 指数中都将其列为构成参数,虽然它与总分类单元数高度相关($r=0.82$),本研究决定仍将其作为 B-IBI 构成指数之一,其它 2 个参数被删除。在反映群落个体数量组成的 3 个参数间(表 3,虚线框内的 3 个参数),只有前 3 位优势分类单元%与优势单元%高度相关,分析它们与多样性指数之间相关性,前者($r=0.92$)大于后者($r=0.86$),因此,删除优势单元%。其它 Pearson 相关系数小于 0.75 的直接成为 B-IBI 构成参数。最终,B-IBI 指数的构成包括总分类单元数(M3)、EPT 分类单元数(M7)、前 3 位优势分类单元%(M9)、粘附者%(M14)、敏感类群%(M19)和 BI 指数(M21)等 6 个参数。

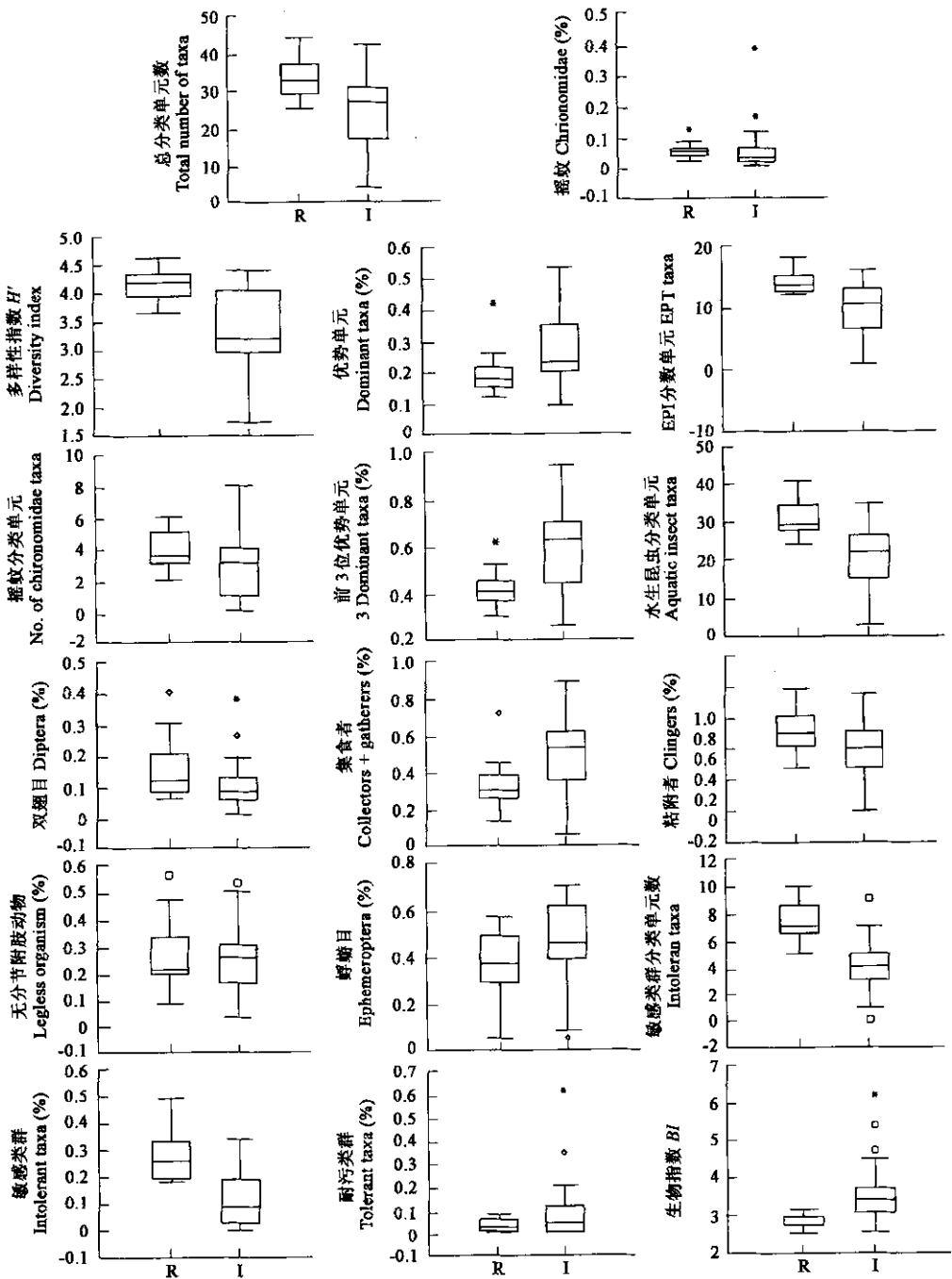


图 2 候选生物参数在参照点和受损点的箱线图

Fig. 2 Box-plots of candidate metrics between reference and impaired sites
R:参照点 Reference sites, I:受损点 Impaired sites

根据各参数值在参照点和所有样点中值的分布,确定计算各参数分值的 3 分制(表 4)和 4 分制(表 5)和比值法的计算公式(表 6)。并依此计算各样点 B-IBI 值。

表 3 10 个候选生物参数间的 Pearson 相关分析结果
Table 3 Pearson's correlation matrix of 10 candidate metrics

	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10
M1 *	1									
M3	0.87	1								
M7	0.73	0.82	1							
M10	0.85	0.98	0.85	1						
M18	0.74	0.76	0.77	0.78	1					
M4	0.86	−0.66	−0.53	−0.66	−0.61	1				
M9	0.92	0.74	−0.64	−0.72	−0.71	0.79	1			
M19	0.51	0.37	0.42	0.45	0.69	−0.53	−0.51	1		
M14	0.40	0.46	0.56	0.51	0.45	−0.35	−0.31	0.30	1	
M21	−0.52	−0.52	−0.61	−0.58	−0.61	0.51	0.39	−0.57	−0.55	1

* M1~M21 见表 1,M1~M21 see table 1

表 4 6 个参数值在参照点中的分布及分值计算标准
Table 4 Descriptive statistics and scores for 6 metrics using 3 scoring method

生物参数 Metrics	统计分布 Statistics			分值 Score		
	25%ile	50%ile	75%ile	6	3	0
总分类单元数 No. of total taxa	29	31	37	>29	15~29	<15
EPT 分类单元数 EPT taxa	13	15	17	>13	7~13	<7
前 3 位优势分类单元 3 dominant taxa(%)	0.34	0.39	0.45	<0.45	0.45~0.72	>0.72
粘附者 Clingers(%)	0.40	0.51	0.64	>0.40	0.20~0.40	<0.20
敏感类群 Intolerant taxa(%)	0.21	0.31	0.40	>0.2	0.10~0.20	<0.10
生物指数 BI	2.73	2.81	3.02	<3.02	3.03~6.48	>6.48

表 5 6 个生物参数值在所样点中的统计分布及分值计算标准
Table 5 Descriptive statistics of 6 metrics within all sites using 4 scoring method

生物参数 Metrics	统计分布 Statistics			分值 Score		
	5%ile	95%ile	6	4	2	0
总分类单元数 No. of total taxa	10	37	>32	23~32	11~22	<11
EPT 分类单元数 EPT taxa	4	17	>13	10~13	5~9	<5
前 3 位优势分类单元 3 dominant taxa(%)	0.29	0.45	<0.47	0.48~0.64	0.65~0.82	>0.82
粘附者 Clingers(%)	0.07	0.64	>0.57	0.39~0.57	0.2~0.38	<0.2
敏感类群 Intolerant taxa(%)	0	0.40	>0.3	0.21~0.3	0.1~0.2	<0.1
生物指数 BI	2.56	3.02	<4.4	4.5~6.3	6.4~8.1	>8.1

表 6 比值计算 6 个生物参数分值的公式
Table 6 Formulas for calculation of 6 metrics scores using the ratio method

生物参数 Metrics	计算公式 Equations for scores
总分类单元数 No. of total taxa	总分类单元数/42 No. of total taxa/42
EPT 分类单元数 EPT taxa	EPT 分类单元数/17 EPT taxa/17
前 3 位优势分类单元 3 dominant taxa(%)	0.94-前 3 位优势分类单元(%) / (0.94~0.29)
粘附者 Clingers(%)	粘附者(%) / 0.76 Clingers(%) / 0.76
敏感类群(%) Intolerant taxa(%)	敏感类群(%) / 0.43 Intolerant taxa(%) / 0.43
生物指数 BI	(6.21-BI) / (6.21~2.56)

* 经计算后的分值若大于 1,则以 1 为准 Calculated scores greater than 1 were truncated to 1

2.5 评价标准

按上述 3 种方法分别计算出各参照点和受损点的分值并进行判别能力分析(图 3),3 种记分法都具高判别能力(IQ=3)。从相关性分析结果看,3 者之间高线性相关(R² 分别为 0.90,0.91 和 0.93),说明不同记分法对判别能力影响较小(图 4)。

根据参照点和所有样点的 B-IBI 数据,以参照点 B-IBI 值分布的 25%分位数值和所有样点 B-IBI 值分布的 95%分位数值

作为溪流健康评价的标准(表 7)。采用上述标准,对各样点(参照点和受损点)进行健康评价,结果表明(表 8),以参照点数据建立的标准评价参照点和受损点的准确率,3 分制和 4 分制都为 75%和 95.8%,但据所有样点资料建立的标准进行健康评价时,3 分制对参照点的准确率从 75%上升到 91.7%,评价受损点的准确率却从 95.8%下降到 75%,同样的,4 分制也可提高评价参照点的准确率,从 75%上升到 83.3%,但同时也降低了评价受损点的准确率,从 95.8%降至 79.2%。与上述 2 种方法不同,用比值法统一各生物参数量纲后,依据所有样点数据建立的标准对参照样点和受损点的准确率都为 83.3%,与依据参照点数据所得标准相比,提高了对参照点的准确率,虽然也降低了对受损点的准确率,但变化不大,只是从 87.5%下降到 83.3%,从稳定性看,结果优于 3 分制和 4 分制。因此用比值法进行生物参数记分,采用所有样点数据制定评价标准。对 0~3.59 的分布范围 4 等分,建立评价溪流生态系统不同健康程度的标准(表 9)。

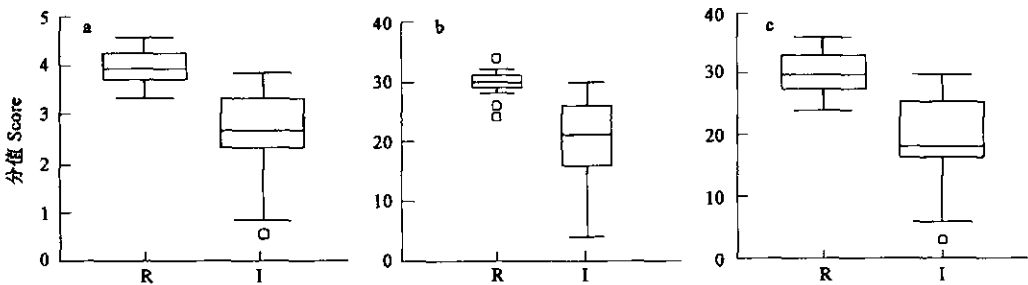


图 3 3 种记分法计算所得 B-IBI 的判别能力分析
Fig. 3 Discriminatory power of B-IBI derived from 3 scoring metrics methods
a 比值法 ratio scoring method; b 3 分制法, three scoring method; c 4 分制法 four scoring method

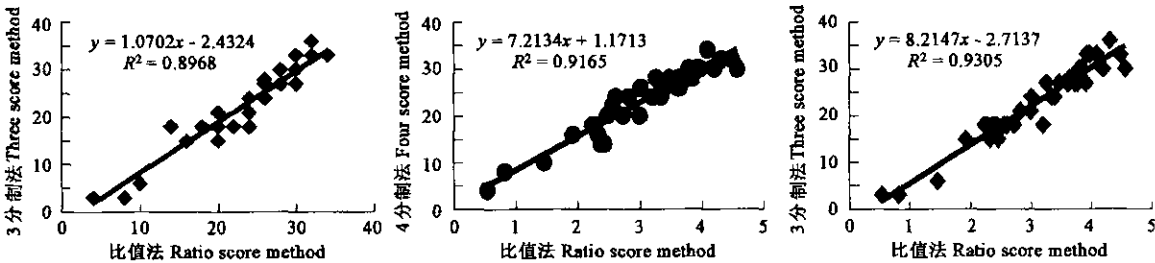


图 4 3 种记分法评价结果之间的相关性分析
Fig. 4 Correlation analysis of 3 scoring methods

表 7 B-IBI 值在参照点和全部样点中的分布及健康标准						
Table 7 Distribution of B-IBI values of reference and all sites respectively and criteria of health of 3 scoring metrics methods						
项目 Item	3 分制 Three scoring method		4 分制 Four scoring method		比值法 Ratio scoring method	
	参照点 R	全部 A	参照点 R	全部 A	参照点 R	全部 A
5%	24	3	24	7.4	3.35	0.78
25%	27.25	18	28.5	18.5	3.68	2.43
95%	36	33.45	34	32.3	4.57	4.50
健康标准 *	>27	>26	>28	>26	>3.67	>3.59

R: Reference sites, A: All sites, * Criteria of health assessment for B-IBI

表 8 用不同记分法所得 B-IBI 健康评价标准的准确率(%)						
Table 8 Accuracy of B-IBI criteria of health(%) of 3 scoring metrics methods						
项目 Item	3 分制 3 scoring method		4 分制 4 scoring method		比值法 Ratio scoring method	
	参照点 R	全部 A	参照点 R	全部 A	参照点 R	全部 A
参照点 R	75	91.7	75	83.3	75	83.3
受损点 I	95.8	75%	95.8	79.2	87.5	83.3

R Reference sites; A All sites; I Impaired sites

2.6 健康评价

采用表 9 确定的健康评价标准对祁门县 21 个样点的水体健康状况进行初步评价,结果表明(表 10),祁门县阊江流域的大北河 14 个样点中,处于健康状况的 12 个,2 个为亚健康。阊江河 7 样点中,3 个为健康,3 个亚健康,1 个(军营)一般。两河汇合处(倒湖)处于亚健康。说明大北河支流受到的干扰小于阊江河支流,这是因为大北河支流发源于牯牛降国家级自然保护区,森林植被覆盖率比较高,土地利用以林业和茶业为主,水稻种植很少。而阊江河两岸有许多工厂,该河流径祁门县城,受城市生活污水和工业污水的污染较重,特别是位于祁门县城下游的样点(军营),河内底质组成中泥沙和有机碎屑等沉积物特别多,在底栖动物组成上以较耐有机污染的摇蚊和颤蚓为主。

2.7 B-IBI 与理化因子的关系

对 B-IBI 与电导率、pH 和生境资料的 Pearson 相关性分析表明,B-IBI 与电导率的 Pearson 相关系数为 $-0.62(p<0.01)$,与 pH 的相关系数为 $-0.31(p>0.05)$,而与生境评价结果之间的相关系数为 $0.65(p<0.01)$ 。从 B-IBI 与电导率、pH 和生境质量的散点图(图 5)可知,B-IBI 指数高,即水体健康程度高的,生境质量也比较好,参照点和受损点在图上分布基本上可以分成不同的两组。电导率和 pH 值与 B-IBI 的关系看,参照点和受损点之间界限不明显。以上分析可以初步说明,引起祁门县溪流生态系统健康退化的主要原因是溪流生境质量的退化,这种退化主要是由于人类干扰引起的。调整土地利用方式,积极恢复沿岩植被带,减少进入溪流的农业面源污染量及生活污水,是保护和恢复当地受损溪流生态系统的最佳措施。

表 10 祁门县各样点健康状况

Table 10 Statues of health of sites in Qimen county					
样点 Sites	分值 Score	健康状况 State of health	样点 Sites	分值 Score	健康状况 State of health
唐云里 R	4.49	健康 Health	柏溪河 I	3.63	亚健康 Sub-health
双河口 R	4.31	健康 Health	胥岭乡 I	3.00	健康 Health
七阳坑 R	3.47	亚健康 Sub-health	黎明村 I	3.26	健康 Health
彭龙村 R	3.80	健康 Health	历口镇 I	3.73	健康 Health
杨村 R	4.20	健康 Health	周村 I	3.61	健康 Health
叶村 R	3.93	健康 Health	叶村桥 I	3.78	健康 Health
黄龙村 R	3.97	健康 Health	军营 I	1.45	一般 Good-fair
下中堂 R	4.09	健康 Health	大北埠 I	3.84	健康 Health
大坦 R	3.64	健康 Health	罗村 I	2.82	亚健康 Sub-health
春明村 R	3.91	健康 Health	倒湖 I	3.20	亚健康 Sub-health
			陶瓷厂 I	2.72	亚健康 Sub-health

R 参照点 Reference sites;I 受损点 Impaired sites

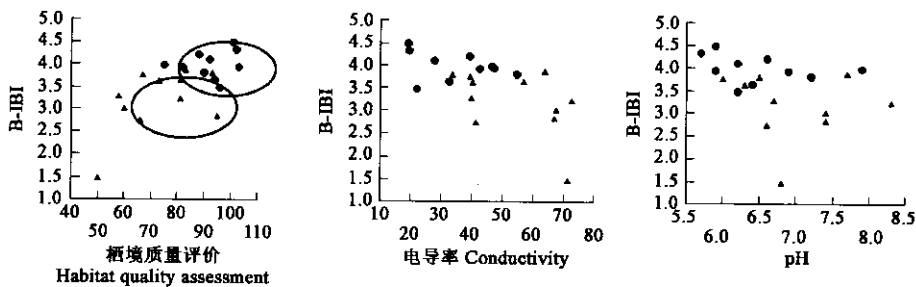


图 5 B-IBI 指数与生境质量、电导率和 pH 的散点图

Fig. 5 Scatter plots between B-IBI and habitat quality, Conductivity and pH

3 讨论

3.1 参照点选择与确定

原则上,参照点应为未受人类活动干扰或干扰极小的样点,但在实际操作中尚无统一标准。Blocksom 在研究湖泊底栖动物

完整性指数(LMII, Lake macroinvertebrate integrity index)时是根据样点所在区域的森林面积和人口密度确定了 21 个参照样点(但在文中并没有给出明确的标准)^[12]。Barobour 将参照点设在没有受到人为干扰的小溪流上^[11]。Maxted 依据土地使用方式(森林覆盖率和居民用地)、生境质量和水质理化指标确定参照样点^[18]。

目前在国内,除自然保护区内的核心区尚有未受人类活动干扰的溪流外,其它均已不同程度受到人类活动影响。本文所建议的确定无干扰和干扰极小样点的方法,除尽量参考水体理化指标外,主要是通过实地调查和与当地居民的交流来获得所需信息,决定样点受干扰程度。这种方法或多或少地会影响结果的准确性。建议在以后的研究中,可通过遥感数据分析样点上游农作物、森林、村庄等分布情况,以及增加水体及底泥化学指标等来综合确定样点的干扰程度,以提高参照样点选择的准确性。

参照点数的多少与评价结果的准确性也有很大关系。参照点数越多,就越能减少因自然条件差异引起的底栖动物群落结构和功能的变化对评价标准的影响,从而提高 B-IBI 指数的敏感性。本文所选用的参照点数太少,是导致所建立的 B-IBI 健康评价标准准确性不高的原因之一。

3.2 B-IBI 指数的适用性

底栖动物区系组成特点与动物地理区或生态区密切相关。在美国,溪流生物区系组成的地理变化主要是根据生态区或亚区进行划分的^[23]。美国的水质生物监测研究者在建立 B-IBI 指数前,首先考虑的是样点是否来自同一生态区或亚区,而当样点来自不同生态区内或亚区时,一般通过比较不同生态区或亚区内无污染样点之间的底栖动物区系组成的相似性(种级或属级),决定不同生态区或生态亚区应该建有各自独立的 B-IBI 指数,还是可以使用同一个 B-IBI 指数,只是评价标准不同而已^[6,12]。

在我国,傅伯杰等完成了我国生态环境区域划分工作,这对于进一步推动我国底栖动物水质评价工作有积极意义^[24]。本研究所用样点均来自于天目山-大别山常绿阔叶林生态区,没有考虑长江三角洲城镇与城郊农业生态区的秦淮河流域样点数据,避免了因样点来自不同生态区对 B-IBI 指数及其评价标准的影响。但由于受数据数量和来源的限制,该标准目前仅限于所研究地区使用,对于天目山-大别山常绿阔叶林生态区内其它地区的水体,只能作为参考。

3.3 生物参数筛选过程中的 Pearson 相关分析

一个生物参数能否成为 B-IBI 构成生物参数之一,首先应在不同景观尺度上,生物参数对外界干扰是否敏感,其反应是否可以预测;其次是生物参数反映的信息是否与其它参数高度重叠。通过参数间的 Pearson 相关分析可判断参数间所反映信息的重叠程度,但关于判断标准,目前尚不统一。Barbour 和 Blocksom 采用的是 $|r| > 0.90$,Maxted 采用的是 $|r| > 0.75$,本文采用 Maxted 的标准^[11,12,18]。

References:

- [1] Li J, An S Q, Cheng X L, *et al.* Advances in assessment of ecosystem health. *Acta Phytoecologica Sinica*, 2001, **25**(6): 641~647.
- [2] Karr J R. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 1981, **6**(6): 21~27.
- [3] Karr J R. Defining and assessment ecological integrity: beyond water quality. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1993, **12**:1521~1531.
- [4] Karr J R, Rossano E R. Applying public health lessons to protect river health. *Ecol. Civil. Eng.*, 2001, **4**(1): 3~18.
- [5] Finkensbine J K, Atwater J W, Mavinic D S. Stream health after urbanization. *Journal of the American Water Resources Association*, 2000, **35**:1149~1180.
- [6] Fore L S, Karr J R, Conques L L. Assessing invertebrate responses to human activities; evaluating alternative approaches. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 1996, **15**(2):212~231.
- [7] Hawkins C P, Norris R H, Hogue J N, *et al.* Development and evaluation of predictive models for measuring the biological integrity of streams. *Ecological Applications*, 2000:1456~1477.
- [8] Ma K M, Kong H M, Guan W B, *et al.* Ecosystem health assessment: methods and directions. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, **21**(12): 2106~2116.
- [9] Klemm D J, Blocksom K A, Thoeny W T, *et al.* Methods development and use of macroinvertebrates as indicators of ecological conditions for stream in the mid-atlantic highlands. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2002, **78**:169~212.
- [10] Su Q. The characteristics of the natural resources in the poor mountainous areas of Mt. Huanashang and the measures for their development. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 1996, **5**(4):321~326.
- [11] Barbour M T, Gerritsen J, Griffith G E, *et al.* A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. , Soc.*, 1996, **15**(2):185~211.
- [12] Blocksom K A, Kurtenbach J P, Klemm D J, *et al.* Development and evaluation of the lake macroinvertebrate in tegrity index(LMII) for New Jersey lakes and reservoirs. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2002, **77**:311~333.

[13] Morley S A, Karr J R. Assessing and restoring the health of urban streams in the Puget Sound Basin. *Conservation Biology*, 2002, **16**: 1498~1509.

[14] WANG B X, YANG L F. Bioassessment of Qinhuai River using a river biological index. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, **23**(10): 2082~2091.

[15] Barbour M T, Gerritsen J, Snyder B D, *et al* Eds. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish* (Second edition), EPA 841-0B-99-002. U. S. Environmental Protection Agency, Office of Water. Washington, D C. ,1999.

[16] Resh V H, Jackson J K. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: Rusenber D M and Resh V H eds. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, Chapman and Hall, New York, 1993. 159~154.

[17] Reynoldson T B, Norris R H, Resh V H. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 1997, **16**(4): 833~852.

[18] Maxted J R, Barbour M T, Gerritsen J, *et al*. Assessment framework for mid-Atlantic coastal plain streams using benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 2000, **19**(1): 128~144.

[19] Wang B X, Yang L F. A study on tolerance values of benthic macroinvertebrate taxa in eastern China. *Acta Ecologica Sinica*, (in press).

[20] James H. Thorp, Alan P. Covich. *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. San Diego, California: Academic Press, Inc. 1991, 1~36.

[21] Morse J C, Yang L F, Tian L X. *Aquatic Insects of China Useful for Monitoring Water Quality*. Nanjing: HoHai University Press. 1994, 1~570.

[22] Gerritsen J. Additive biological indices for resource management. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 1995, **14**(3): 451~457.

[23] Fu B J, Liu G H, Chen L D, *et al*. Scheme of ecological regionalization in China. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, **21**(1): 1~6.

参考文献:

[1] 李瑾, 安树青, 程小莉, 等. 生态系统健康评价的研究进展. 植物生态学报, 2001, **25**(6): 641~647.

[5] 马克明, 孔红梅, 关文彬, 等. 生态系统健康评价: 方法与方向. 生态学报, 2001, **21**(12): 2106~2116.

[9] 苏勤. 黄山贫困山区资源特点与治贫开发对策. 长江流域资源与环境, 1996, **5**(4): 321~326.

[10] 王备新, 杨莲芳. 用河流生物指数评价秦淮河上游水质的研究. 生态学报, 2003, **23**(10): 2082~2091.

[19] 王备新, 杨莲芳. 我国东部底栖无脊椎动物主要分类单元耐污值初探. 生态学报(待发表).

[23] 傅伯杰, 刘国华, 陈利顶, 等. 中国生态区划方案. 生态学报, 2001, **21**(1): 1~6.