

用河流生物指数评价秦淮河上游水质的研究

王备新, 杨莲芳

(南京农业大学昆虫学系, 南京 210095)

摘要: 1999~2001 年用 D-形网半定量法采集了南京秦淮河上游 21 个样点的大型底栖无脊椎动物。12 个底栖生物指数值的频数分布分析、Pearson 相关分析和敏感性检测表明, 总分类单元数、ET 分类单元数、香农多样性指数、水生昆虫分类单元数和优势分类单元%最适合于秦淮河上游水质生物评价。采用 5、3、1 生物指数记分法统一量纲。提出了河流生物指数(RBI)概念, 其值即为累加上述 5 个指数后的总分值, 建立了河流生物指数评价秦淮河水质的标准, 并对 21 个样点的水质进行重新评价, 效果较单项生物指数如香农多样性指数评价结果更接近实际情况。

关键词: 大型底栖无脊椎动物; 河流生物指数; 生物评价; 秦淮河

Bioassessment of Qinhuai River using a river biological index

WANG Bei-Xin, YANG Lian-Fang (Department of Entomology, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095). *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(10): 2082~2091.

Abstract: The purpose of this study was to develop a group of metrics that would document effects of pollution on benthic macroinvertebrate assemblages for biocriteria and assessment in the Qinhuai River. Benthic macroinvertebrates assemblages were collected from 21 sites with a D-frame net in Qinhuai River, Jiangsu province from 1999~2001. Nine upstream sites were considered in reference condition and 12 down stream sites were considered impaired. Twelve metrics: total number of taxa, ET taxa, % Ephemeroptera, % Trichoptera, % Diptera, % Chironomidae, % Odonata, % Dominant taxon, % (Ephemeroptera/(Ephemeroptera + Chironomidae)), % (Mollusca + Crustacea), Shannon-Wiener index and No. of aquatic insect taxa were firstly selected by evaluating their frequency distributions in the 9 upstream sites. % Ephemeroptera and % Trichoptera were rejected for their low values (6.32% and 0 respectively) at the lower quartile (25th percentile) because reductions would be unlikely to be detectable when comparing values at reference and impaired sites. % Odonata was expected to increase with impairment was also eliminated because of its low score (10.2%) at the upper quartile. %

基金项目: 国家自然科学基金委资助项目(39770113); 南京农业大学校基金资助项目(y200208)

收稿日期: 2002-02-07; **修订日期:** 2003-03-10

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

致谢: Professor Richard H. Norris (CRC for Freshwater Ecology, University of Canberra, Australia) 帮助修改英文摘要, 南京农业大学植物保护学院张孝羲教授给予指导。南京市环境监测站的方东高级工程师对河流生物指数分级与理化指标的关系, 提供了建议。南京农业大学植保学院 2000 届毕业生李艳华, 2001 届毕业生王力仲, 植保 91 班陆爽同学参加了部分野外采样工作, 在此一并表示谢意

Foundation item: National Natural Science Foundation of China (No. 39770113) and Nanjing Agricultural University Youth Fund (No. y200208)

Received date: 2002-02-07; **Accepted date:** 2003-03-10

Biography: WANG Bei-Xin, Ph. D., lecturer, main research fields: aquatic insect ecology, bioassessment of water resource and taxonomy of Trichoptera.

(Ephemeroptera/Ephemeroptera+Chironomidae) was eliminated because it was highly variable, 17.31% at low quartile and 71.61 at upper quartile. Pearson's correlations were performed on the remaining 9 metrics to evaluate redundancy. Strong correlations existed between %Chironomidae and the %Dominant taxon ($r=0.85$) and the %Diptera ($r=0.81$). In addition, the %Dominant was also correlated with the %Diptera ($r=0.73$). Therefore, %Chironomidae and %Diptera were eliminated. The remaining 6 metrics were tested for sensitivity by comparing reference sites and impaired sites. % (Mollusca + Crustacea) were weak discriminators where the interquartile range of respective populations had considerable overlap and it was eliminated. The remaining 5 metrics: Total number of taxa, ET taxa, Shannon-Wiener index, No of aquatic insect taxa and %Dominant taxon were used to compose a new index, river biological index (RBI). Scores (5, 3, or 1) were developed for normalizing the different numerical scales of metrics into a single score. Thus anRBI (river biological index) was calculated by aggregating scores of the 5 metrics. The range of possible scores for the RBI was determined by the maximum score 25 and the minimum score 5, and then it was quadrisected to provide 4 ordinal categories, they were clean, slightly polluted, polluted and heavily polluted. The RBI provided a biocriterion that improved discrimination between reference and impaired sites over use of individual metrics such as Shannon-Wiener index.

Key words: benthic macroinvertebrates; biological index; bioassessment; Qinhuai River

文章编号:1000-0933(2003)10-2082-10 中图分类号:Q178.1,X832 文献标识码:A

大型底栖无脊椎动物具有生活周期长,生活场所比较固定,对水质变化敏感,以及个体大,易于采集和识别等优点,是水质生物评价中应用最广泛的一类生物。美国、英国、加拿大和澳大利亚等发达国家都非常重视这方面的工作。美国、加拿大主要采用多度量评价法(multimetrix assessment),2000年,美国EPA制定的5个水质生物快速评价条例中,前3个均与大型底栖无脊椎动物有关,后2个是关于鱼类的。英国、澳大利亚则采用多变量法(multivariate method)建立预测模型进行评价,英国的BEAST模型(Benthic Assessment of Sediment)和澳大利亚的AusRivAS模型(Australian River Assessment Scheme)目前应用最广泛^[1~3]。我国早在20世纪80年代初就开始了此方面的研究,20多年来,利用大型底栖无脊椎动物对湘江干流,珠江水系,京津地区河流,安徽九华河和丰溪河,洞庭湖和东湖等的水质,进行了生物学评价^[4~10]。黄玉瑶等所提出的Shannon种类多样性指数划分水质的标准,是目前国内应用最广泛的标准之一^[5]。水生生物群落的结构和功能除与水质污染程度有关外,还受到许多非污染因子如纬度、经度、海拔、河流级别、底质组成、流速和碱度等的影响。一般情况下,一个特定的生物指数只反映了生物群落结构和功能特征的某个侧面。因此,单独用一个生物指数进行水质生物学评价,有时难于准确表征监测断面或区域的水质状况。在北美,早在20世纪90年代初就开始用多个生物指数来综合评价水质,目前有关这方面的方法和技术已日趋成熟^[2,3,11,12]。在国内的许多研究中,虽然也曾用多个生物指数来评价水质,但有关指数的筛选和评价量纲的统一方面报道不多^[4,6,8,10]。本文拟根据受污染极小水体和污染水体的底栖动物资料,筛选出适合南京秦淮河水水质生物评价的一组底栖生物指数。并在此基础上,初步建立利用该组指数进行水质生物评价的标准。

1 研究地区和方法

1.1 自然概况

除长江干流以外,秦淮河是南京最重要的一条河流,全长110km。其源头有两处,南源发自溧水东庐山麓溧水河,北源出自句容县的句容河,两源于南京江宁方山南侧的西北村会合,然后汇流北下,形成秦淮河干流,最终流入长江。一般以七桥瓮为分界点,其上游水体称为秦淮河上游(图1)。秦淮河上游各支流的源头大多是水库,受污染较少。

表 1 12 种生物指数值在各采样点的分布
Table 1 Distribution of metrics in all sampling sites

采样点 Sites	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11	M12
西北村 ^①	11	0	7.23	13.25	25.3	0	0	33.73	13.25	0	4	2.8
下圃村 ^②	11	1	1.89	24.52	26.52	0.94	0	38.68	24.52	3.7	5	2.93
龙都 ^③	12	2	13.63	12.12	18.18	19.7	0	34.84	10.61	65	8	3.62
乌刹桥 ^④	6	0	0	72	72	0	0	6.67	72	0	3	1.21
始家庄 ^⑤	8	1	0	23.52	23.52	2.94	0	16.67	23.53	11.11	5	2.52
桑圃园 ^⑥	17	3	1.89	8.49	14.15	15.09	2.83	44.33	7.54	66.67	7	3.55
城中河 ^⑦	2	0	0	93.13	93.13	0	0	0	89.05	0	1	0.36
郭庄 ^⑧	7	1	3.7	64.8	64.8	1.85	0	46.29	64.8	2.78	4	2.13
开泰桥 ^⑨	11	1	1.09	32.61	30.43	1.09	0	20.65	30.43	3.45	9	2.67
常时桥 ^⑩	13	4	0	14.75	58.6	7.38	58.6	14.75	6.14	54.55	7	2.27
秦淮南河 ^⑪	18	4	18.78	18.78	16.36	6.06	8.48	40	16.36	27.2	10	3.66
葛村 ^⑫	10	1	1.56	40.63	40.63	1.56	0	51.56	40.63	3.7	5	2.5
麻杆村 ^⑬	13	4	0	23.08	15.38	32.31	15.9	21.03	6.15	84	10	3.09
蔡巷 ^⑭	10	1	0	22.11	20.19	28.85	2.88	41.34	16.34	63.83	7	2.96
海子坝 ^⑮	8	2	5.8	4.41	22.06	4.41	0	44.11	4.41	50	5	2.77
秦淮中河 ^⑯	23	5	5.47	10.45	17.41	20.89	2.48	34.82	8.95	70	15	3.81
北文桥 ^⑰	7	0	22.1	72.63	61.05	0	0	0	61.05	0	6	1.78
腾家村 ^⑱	18	3	3.75	46.62	34.59	4.51	0	26.32	34.59	11.54	12	3.36
赵村 ^⑲	14	1	4.39	21.98	21.98	6.59	0	43.95	21.98	23.08	10	3.25
大卓乡 ^⑳	17	3	6.77	11.27	26.31	30.82	0.75	36.09	11.27	73.21	12	3.43
盘山村 ^㉑	18	5	1.19	21.42	20.83	15.47	16.67	23.81	20.83	42.62	9	3.47

① Xibeicun, ② Xiapucun, ③ Longdu, ④ Wuchaqiao, ⑤ Shijiazhuang, ⑥ Suangpuyuan, ⑦ Chengzhonghe, ⑧ Guozhuang, ⑨ Kaitaiqiao, ⑩ Changshiqiao, ⑪ Qinghuainanhe, ⑫ Gecun, ⑬ Magancun, ⑭ Caixiang, ⑮ Haiziba, ⑯ Qinhuazhonghe, ⑰ Beiwengqiao, ⑱ Tengjiacun, ⑲ Zhaocun, ⑳ Dazhuoxiang, ㉑ Panshancun

M1: 总分类单元数 No. of total taxa, M2: ET 分类单元数 ET taxa, M3: 蜻蜓 % Odonata %, M4: 双翅目 % Diptera %, M5: 优势分类单元 % Dominant taxon %, M6: 蜉蝣 % Ephemeroptera %, M7: 毛翅目 % Trichoptera %, M8: (软体动物 + 甲壳动物) % (Mollusca + Crustacea) %, M9: 摇蚊 % Chironomidae %, M10: (蜉蝣/蜉蝣 + 摇蚊) % (Ephemeroptera/Ephemeroptera + Chironomidae) %, M11: 水生昆虫分类单元数 No. of aquatic insect taxa, M12: 香农多样性指数 Shannon-Wiener index

1.2 研究方法

1999 年 6 月, 10 月和 2001 年 10 月先后对秦淮河上游进行了 3 次采集, 总采样点 21 个(图 1), 每样点仅采集 1 次。参照 Barbour 等 1996 年使用的采样方法, 并作适当调整。用 D 形网或称抄网(0.3m 宽, 40 目尼龙纱)在小于 1.5m 深的河岸区用扫网法采集, 每个样点在 40~50m 长的采集区域内采 20 个面积为 0.15m² (D 形网宽 0.3m × 采集长度 0.5m) 的小样方, 总采样面积约 3m² 左右。采样时, 按样点内各种小生境(水草、静水区、流水区、底质组成)出现的比例, 分配小样方数^[1, 13~15]。每个小样方的标本在网内清洗后倒入装清水的白瓷盘, 直接在野外挑捡, 20 个小样方的标本合在一起。寡毛类用 4%~10% 的福尔马林固定, 软体动物和水生昆虫等用 75% 的酒精保存后带回室内镜鉴计算。室内鉴定时, 软体动物和寡毛类鉴定至属, 水生昆虫和甲壳动物鉴定至科、属、种, 蛭类和水螅类鉴定至纲。

指数的计算方法参照 Barbour^[2]。溶解氧、电导率和 pH 都采用便携式分析仪(计)在现场直接测定, 所用仪器类型分别为上海雷磁仪器厂的 JPB-607 型溶氧仪和 DDB-303A 型电导率仪, 以及江苏电分析仪器厂的 P-2 型笔式酸度计。文中所用到的统计计算与相关分析, 皆在 SPSS 10.0 中完成。

表 2 12 种生物指数的值在 9 个清洁水样点的频数分布及删除原因

Table 2 Quartile of metrics from 9 reference sites and reasons for rejections

指数 Metric	25% 分位数 25th%ile	50% 分位数 50th%ile	75% 分位数 75th%ile	拒绝使用的原因 Reasons for rejection
M1	13.50	17	18	
M2	2.5	3	4	
M3	1.54	4.39	10.20	值太低 ^①
M4	10.86	18.78	22.53	
M5	15.87	18.18	24.15	
M6	6.32	15.47	25.85	值太低 ^①
M7	0	2.48	12.19	值太低 ^①
M8	25.07	34.84	41.98	
M9	8.25	11.27	21.41	
M10	17.31	42.62	71.61	变异太大 ^②
M11	8.5	10	12	
M12	3.31	3.47	3.64	

① Values low; ② Variable; M1; 总分类单元数 Total number of taxa, M2; ET 分类单元数 ET taxa, M3; 蜻蜓 % Odonata %, M4; 双翅目 % Diptera %, M5; 优势分类单元 % Dominant taxon %, M6; 蜉蝣 % Ephemeroptera %, M7; 毛翅目 % Trichoptera %, M8; (软体动物 + 甲壳动物) % (Mollusca + Crustacea) %, M9; 摇蚊 % Chironomidae %, M10; (蜉蝣/蜉蝣 + 摇蚊) % (Ephemeroptera/Ephemeroptera + Chironomidae) %, M11; 水生昆虫分类单元数 No. of aquatic insect taxa M12 香农多样性指数 Shannon-Wiener index

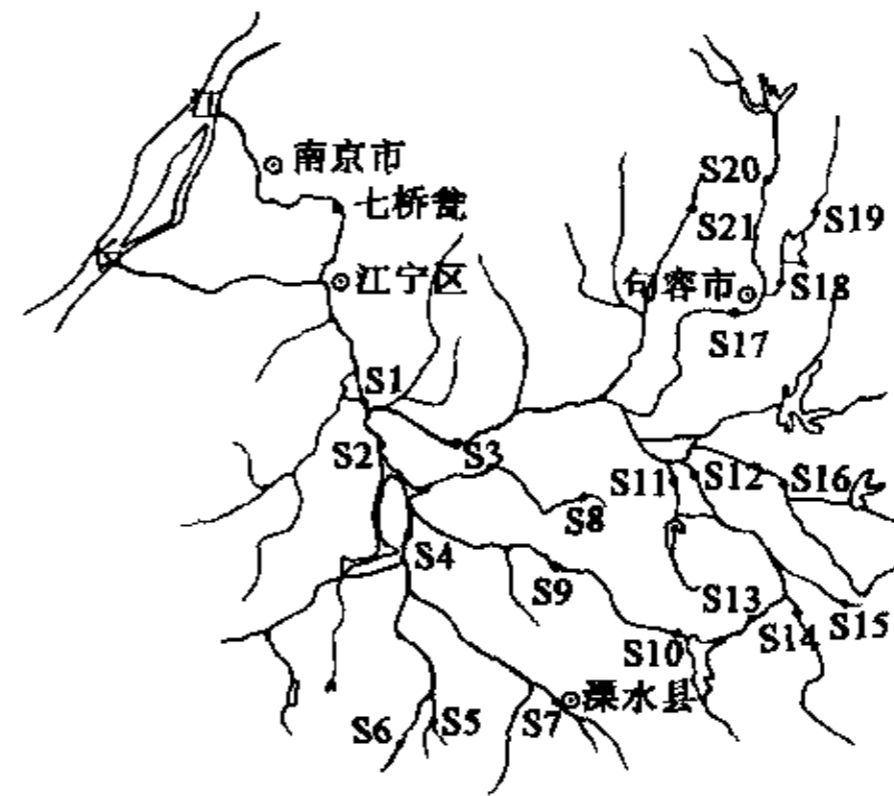


图 1 秦淮河流域 21 个采样点的位置

Fig. 1 21 collection sites in Qinhuai River catchment
S1 西北村 Xibeicun, S2 下圃村 Xiapucun, S3 龙都 Longdu, S4 乌刹桥 Wuchaqiao, S5 始家庄 Shijiazhuang, S6 桑圃园 Suangpuyuan, S7 城中河 Chengzhonghe, S8 郭庄 Guozhuang, S9 开泰桥 Kaitaiqiao, S10 常时桥 Changshiqiao, S11 秦淮南河 Qinghuainanhe, S12 葛村 Gecun, S13 麻杆村 Magancun, S14 蔡巷 Caixiang, S15 海子坝 Haiziba, S16 秦淮中河 Qinhuazhonghe, S17 北文桥 Beiwengqiao, S18 滕家村 Tengjiacun, S19 赵村 Zhaocun, S20 大卓乡 Dazhuoxiang, S21 盘山村 Panshancun

2 结果与分析

2.1 生物评价指数的筛选

1999 年和 2001 年 3 次调查共获底栖动物 66 种 2761 个标本,其中水生昆虫 46 种,占 69.7%;软体动物、甲壳动物和寡毛类共 18 种,占 27.27%;蠕类和水蛭 2 种,占 3.03%。本研究未采到襀翅目昆虫,该目昆虫在大河中通常很少有分布,故将 EPT 分类单元数改为 ET(蜉蝣和毛翅目)分类单元数。

12 个生物指数值在 21 个采样点的分布见表 1。根据香农多样性指数划分水质级别的标准,龙都、桑圃园、大卓乡、盘山村、赵村、秦淮南河、秦淮中河、滕家村和麻杆村等 9 个样点的水质为清洁^[5]。

在同一生态区或生态亚区内,对一个好的底栖动物指数来说,在受污染极小或未污染水体内,其值应该比较稳定,即自然状况下,自然条件的变化对指数值影响很小,同因水质恶化引起的指数值的变化而言,差异显著。从值的大小和敏感性来说,水越清洁,值越高的指数,在受污染极小或未污染水体内,其最佳值(25%分位数值)应该较大。这样不仅能有效地将污染水体与清洁水体区分开,而且保证有足够的数值空间进行污染等级的划分。分析 12 个生物指数值在 9 个清洁水样点中的频数(frequencies)分布(表 2),有些是水质越好,值越高的指数,如毛翅目%,由于 25%分位数的值为 0,而不适合用于水质评价,另外有些指数的值在 9 个清洁水样点中的分布变化太大,如(蜉蝣/蜉蝣 + 摇蚊)%,25%分位数值为 17.31,75%分位数值达到了 71.61,变异太大,也不适宜用于水质评价。经过上述筛选,初步选定了 8 个候选生物指数,即总分类单元数、ET 分类单元数、香农多样性指数、水生昆虫分类单元数、优势分类单元%、双翅目%、(软体动物 + 甲壳动物)%和摇蚊%(表 2)。

对上述 8 个候选生物指数用 Pearson 相关分析法进行独立性检验,结果表明(表 3),摇蚊 % M₉ 与优势分类单元 % M₅ 和双翅目 % M₄ 间的相关系数分别为 0.85 和 0.81,优势单元 % M₅ 和双翅目 % M₄ 间

的相关系数为 0.73。3 者间的高相关性说明它们所反应信息的绝大部份是相同的, 选用其中一个指数作代表就可以。比较摇蚊%、优势分类单元%和双翅目%值的分布情况(表 2), 优势分类单元%的 75%分位数值与 25%分位数值之间的差值最小, 因此选用优势分类单元%是最好的。其它 5 个生物指数之间及与上述 3 个生物指数间的相关系数都很低, 如优势单元%和总分类单元数 M₁ 间的相关系数只有 0.12, 说明各指数是从不同侧面反应底栖动物群落的结构特征。通过上述 2 次筛选, 剩下总分类单元数、ET 分类单元数、优势分类单元%、(甲壳纲+软体动物)%、水生昆虫分类单元数和香农指数等 6 个生物指数。

生物指数分辨污染水与清洁水的能力又称敏感性, 一般可以通过箱线图法(box-plot)来判断。如果一个生物指数的值在清洁水样点中与在污染水样点中的分布范围(尤其是 25%分位数至 75%分位数)有大部份重叠, 则其敏感性很低。从上述 6 个生物指数的值在 9 个清洁水样点和 12 个受污染样点中频数分布的箱线图(图 2)可以看出, (软体动物+甲壳动物)%、的值在清洁水体中的分布和污染水体中的分布有大部分重叠, 说明其敏感性很低, 其它 5 个指数的分布没有重叠或重叠很少, 表现出很高的辨别能力^[2]。通过上述分析, 最终确定总分类单元数、ET 分类单元数、优势分类单元%、香农多样性指数和水生昆虫分类单元数等 5 个生物指数最适合于南京秦淮河水水质生物学评价。

2.2 河流生物指数及其评价标准的建议

用多个生物指数共同参与评价水质时, 由于不同生物指数有不同的量纲, 难以得出一致的, 简单明确的评价结果。本文采用 Karr 等提出的 5,3,1 生物指数记分法, 根据每个生物指数值在一组参照点中的分布, 对水质越好, 值越高的指数, 以 25%分位数值作为划分清洁与轻污染的标准, 高以此位点的值将给予最

表 3 8 种候选生物指数的 Pearson 相关矩阵(n=9)

Table 3 Pearson correlation matrix of 8 metrics (n=9)

	M1	M2	M4	M5	M8	M9	M11	M12
M1	1							
M2	0.66	1						
M4	-0.04	-0.07	1					
M5	0.12	-0.23	0.73	1				
M8	0.05	-0.51	0.50	-0.26	1			
M9	0.12	-0.19	0.853	0.81	-0.18	1		
M11	0.66	0.36	0.17	0.38	-0.18	0.15	1	
M12	0.61	0.33	-0.48	-0.25	0.39	-0.20	0.20	1

M1; 总分类单元数 No. of total taxa, M2; ET 分类单元数 ET taxa, M4; 双翅目%Diptera%, M5; 优势分类单元% Dominant taxon%, M8; (软体动物+甲壳动物)% (Mollusca+Crustacea)%, M9; 摇蚊%Chironomidae%, M11; 香农多样性指数 Shannon-Wiener index, M12; 水生昆虫分类单元数 No. of aquatic insect taxa

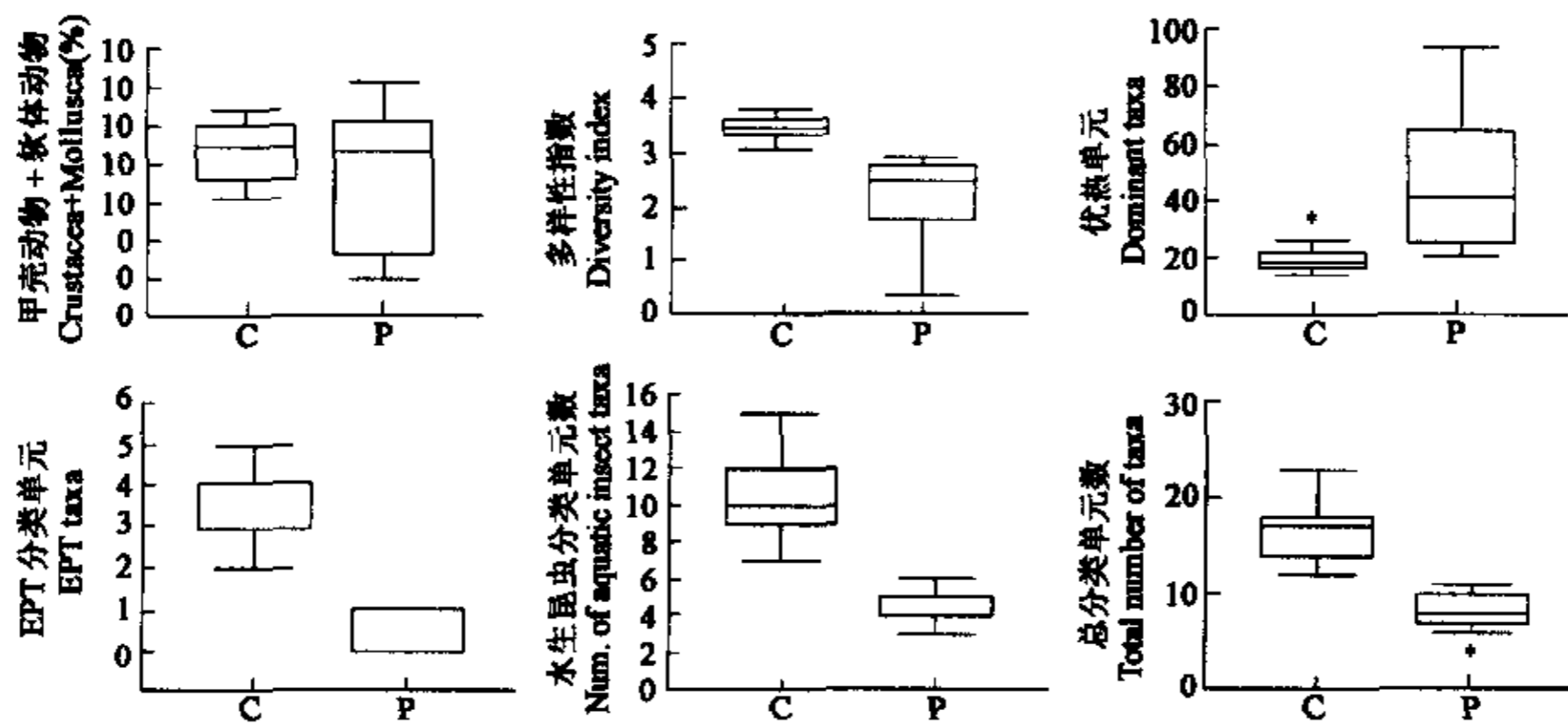


图 2 6 种生物指数判别清洁和污染水体的能力

Fig. 2 Discriminatory power of 6 metrics for reference and impaired water

箱线图表示除极值后, 指数值的分布范围; 方框为 25%至 75%分位数值范围, 框内横线为中位值; 星号表示极值。C: 清洁水样点, P: 污染水样点 Range bars show maximum and minimum of non-outliers; boxes are interquartile ranges (25% ile to 75% ile); lines in boxes are medians; asterisds are outliers. C: Clean sites, P: Polluted sites

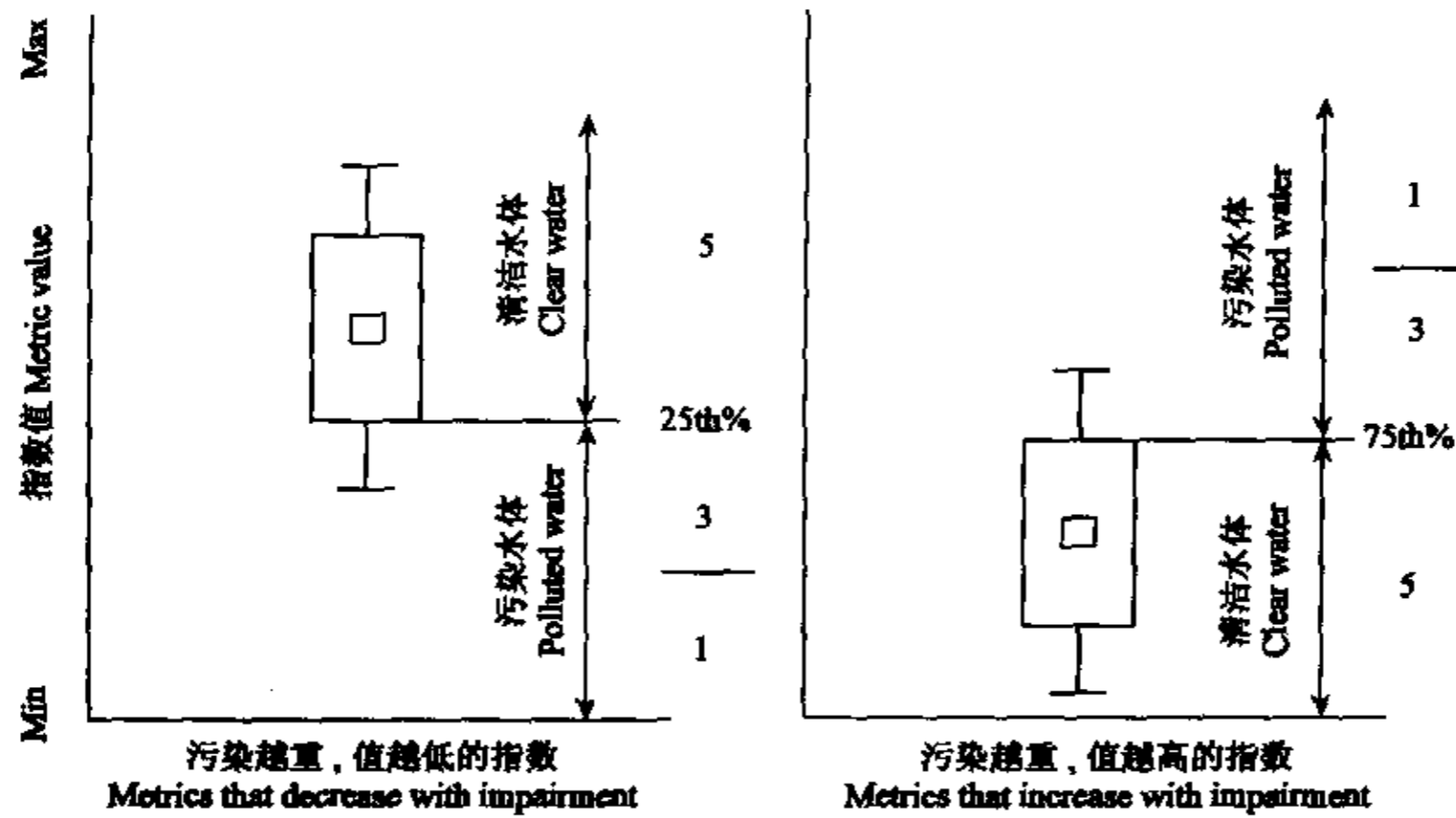


图 3 生物指数分值转换示意图

Fig. 3 Methods for scoring metrics

小框是 50%分位数时的值,大框是 25%分位数至 75%分位数时的值的范围(Barbour 1996)Small squares are median values;boxes are interquartile ranges (25% ile to 75% ile)(Barbour 1996)

高分值 5,对低于该值的分布范围进行均分,分别给予分值 3 和 1;而污染越重,值越高的指数,以 75%分位数作为划分污染与非污染的标准,低于此位点的值将给予最高分值 5,对高于该值的分布范围进行均分,分别给予分值 3 和 1(图 3)^[2, 16]。根据此方法,计算出 5 个生物指数值的分布范围与不同分值之间的转换方法(表 4)。统一量纲后,用一个新的生物指数——河流生物指数(River Biological Index, *RBI*)代表原来的总分类单元数、ET 分类单元数、香农多样性指数、水生昆虫分类单元数和优势分类单元%等 5 个指数,其值即为累加 5 个生物指数后的总分值。由于每个指数的最高分值是 5,最低分值是 1,共有 5 个生物指数参与水质生物评价,因此,河流生物指数值可能的分布范围为 5~25。采用四分法,将总分值的分布范围划成 4 个小区,每个小区对应一个水质级别,即河流生物指数划分 4 个水质级别的标准:21~25,清洁;16~20,轻污染;11~15,中污染;5~10 重污染。

表 4 生物指数值的统计描述和分值

Table 4 Descriptive statistics and score metrics

生物指数 Metrics	频数分布 Frequency distribution					分 值 Score		
	最小值 Min	25%分位数 25th%ile	50%分位数 50th%ile	75%分位数 75th%ile	最大值 Max	5	3	1
总分类单元数 ^①	12	14	17	18	23	>14	8~14	<8
ET 分类单元数 ^②	1	3	3	4	5	≥3	1~2	0
优势单元% ^③	14.15	25	34.84	42	44.33	<24	24~62	>62
水生昆虫分类单元数 ^④	7	9	10	12	15	>8	5~8	<5
香农指数 ^⑤	3.09	3.3	3.47	3.64	3.81	>3.3	1.7~3.3	<1.7

①Total number of taxa, ②ET taxa, ③Dominant taxa%, ④No. of aquatic insect taxa, ⑤Shannon-Wiener index

利用河流生物指数(*RBI*)对 21 个样点的水质进行重新评价(表 6),并将其结果与多样性指数评价结果进行比较。发现有 7 个样点的水质级别有差异,占 33.33%,河流生物指数评价的水质状况均差于多样性评价结果。其原因可能在于,多样性指数评价水质时,并不考虑底栖生物本身耐污能力的差异,尤其是耐污类群替代敏感类群的问题,使之对水质的评价结果有时优于实际状况。而用河流生物指数评价时,由于采用了多个生物指数,可从不同方面体现与水质的关系,结果更接近于实际状况。如郭庄,对水质很敏感的

ET 分类单元数只有 1, 水质越污染值越高的优势单元%达到了 64.8%(表 1), 而 DO 值只有 1.4(表 5), 而且这个采样点位于郭庄镇下游 1Km 处, 该镇上的所有生活污水都流入此河, 用河流生物指数对该样点评价后的结果(重污染)应该比香农指数评价结果(轻污染)更能反应实际状况。乌刹桥上下游主要为工业用水区, 1990 年南京市环境监测站对其进行理化指标监测时, 其水质级别为 5 类水。本次调查中, 该点的摇蚊个体数达 72%, 总分类单元数为 6(表 1), 河流生物指数评价结果(重污染)是对该点水质的真实反应。

表 5 各采样点水体基本理化状况

Table 5 Some chemical and physical information of sampling sites

采样点 Sampling sites	底质情况 Substrate	海拔(m) Altitude	水温(C) Temperature	pH	溶解氧 (mg/L) DO	电导率 ($\mu\text{s}/\text{cm}$) Conductivity	河宽 (m) Width
西北村 ^①	淤泥 Silt	20	21.4	6.8	2.1	328	147
下圃村 ^②	淤泥 Silt	85	21.4	7.4	2	244	152
龙都 ^③	淤泥 Silt	90	21.3	6.8	1.9	347	65
乌刹桥 ^④	淤泥 Silt	130	33.8	7.0	3.7	205	120
始家庄 ^⑤	淤泥 Silt	115	30.6	6.6	0.4	205	32
桑圃园 ^⑥	碎石、淤泥 Gravel and silt	120	29.6	6.9	6.6	161.4	0.8
城中河 ^⑦	淤泥 Silt	90	30.4	8.5	2.3	287	43
郭庄 ^⑧	淤泥 Silt	80	33.2	6.8	1.4	—	38
开泰桥 ^⑨	淤泥 Silt	100	20	6.8	10	363	23
常时桥 ^⑩	碎石、淤泥 Gravel and silt	98	33	7.2	8	313	2.2
秦淮南河 ^⑪	淤泥 Silt	54	22	8.1	8.1	283	32
葛村 ^⑫	淤泥 Silt	100	21	7.2	1.3	262	62
麻杆村 ^⑬	碎石、淤泥 Gravel and silt	170	29.9	7.7	14	361	1.1
蔡巷 ^⑭	碎石、淤泥 Gravel and silt	150	26.8	7.2	9	431	2.5
海子坝 ^⑮	淤泥 Silt	188	32.4	6.8	3.6	344	4.5
秦淮中河 ^⑯	淤泥 Silt	30	21	6.7	4.3	279	24
北文桥 ^⑰	淤泥 Silt	30	25	4.2	0.7	886	27.5
滕家村 ^⑱	淤泥 Silt	40	23	6.7	1.1	337	31
赵村 ^⑲	淤泥 Silt	100	21	6.4	2.5	390	12.6
大卓乡 ^⑳	砂、碎石、淤泥 Sand, Gravel and silt	64	21.8	6.9	4	436	6.9
盘山村 ^㉑	淤泥 Silt	118	21	7.5	3.7	317	7.5

① Xibeicun, ② Xiapucun, ③ Longdu, ④ Wuchaqiao, ⑤ Shijiazhuang, ⑥ Suangpuyuan, ⑦ Chengzhonghe, ⑧ Guozhuang, ⑨ Kaitaiqiao, ⑩ Changshiqiao, ⑪ Qinghuainanhe, ⑫ Gecun, ⑬ Magancun, ⑭ Caixiang, ⑮ Haiziba, ⑯ Qinhuazhonghe, ⑰ Beiwengqiao, ⑱ Tengjiacun, ⑲ Zhaoacun, ⑳ Dazhuoxiang, ㉑ Panshancun

但是部份样点的 DO 值与 RBI 或香农多样性指数之间出现了明显的不符现象(表 5 和表 6), 如 RBI 评价结果为轻污染的始家庄(DO = 0.4), 清洁的滕家村(DO = 1.1), 中污染的北文桥(DO = 0.7, pH = 4.2), 其原因可能在于: (1) 由于各样点的 DO 值是通过便携式溶氧仪测定的, 准确性不高; (2) 由于目前国内尚无底栖动物耐污值(tolerance value)资料, 所以在确定 RBI 值的过程中, 许多国外文献中常用的重要生物指数, 如 BI 指数、敏感类群分类单元数(intolerant taxa)、敏感类群%(intolerant taxa%)、耐污类群%(tolerant taxa%)等并没有作为候选生物指数列入筛选, 在一定程度上影响了 RBI 指数评价水质的准确性。

3 讨论

3.1 生物指数的筛选

不同生态区(亚区)有不同的底栖动物区系组成,在长江三角洲城镇与城郊农业生态区,底栖动物组成以软体动物、环节动物和水生双翅目中的摇蚊为主,大别山-天目山常绿阔叶林生态区,则主要以蜉蝣目、毛翅目、襃翅目、水生双翅目和鞘翅目等水生昆虫为主,后者的底栖动物种类多样性明显高于前者^[17]。因此,在应用底栖生物指数进行水环境质量评价时,选用适合该生态(亚)区的生物指数及其评价标准将对评价结果的准确性起关键作用。Barbour 等认为应用参照点(即未污染样点或污染极小的样点)的底栖动物资料,对候选生物指数进行频数分布分析,可以剔除一些变异太大和值偏低的指数;Pearson 相关分析,则可获得一组能从不同侧面反映生物群落结构特点,又对各种环境胁迫有不同反应的生物指数。根据清洁水样点和污染水样点的底栖动物资料,采用箱线图法对生物指数进行敏感性分析,可以删除敏感性比较低的指数^[2]。经过上述三步筛选,初步确定了总分类单元数、ET 分类单元数、香农多样性指数、水生昆虫分类单元数和优势分类单元%是最适合于秦淮河水水质生物评价的一组指数。Resh 等认为,在挑选适合某一生态(亚)区进行生物评价的生物指数过程中,可作为参照点的数量越多,则所获指数就越能准确地反映该区内的底栖动物群落结构和功能特点,同时也可以减少采样误差对评价结果准确性的影响。另外候选生物指数一定要多,这可以通过参考文献得到,只有这样,才能筛选到一组最佳生物指数进行水质生物评价^[3]。因此,要最终确立适合秦淮河流域乃至长江三角洲城镇与城郊农业生态区进行水质生物评价的底栖生物指数还有大量工作需要做。

3.2 评价量纲的统一

一个特定的生物指数一般仅反映生物群落结构或功能特征的某一个侧面,难于全面表征生物群落本身对环境胁迫的实际响应。因此,在北美的很多研究中,提倡选用多个生物指数来综合评价水质。但由于各个指数的量纲不一致,评价标准也不同,致使在评价同一监测点的水质状况时,经常出现有多个不同的结果。采用 Karr 等提出的生物指数记分法,按指数值的不同分布范围分别给与分值 5, 3, 1, 如果一个指数的分值为 5, 表示被测点的水质是清洁, 3 和 1 表示已受到不同程度的污染。通过上述指数值与分值之间的转换,就可以统一评价量纲。在此基础上,本文提出了河流生物指数概念,该指数在秦淮河流域应由总分类单元数、ET 分类单元数、香农多样性指数、水生昆虫分类单元数和优势分类单元%等 5 个指数组成。河流生物指数值为各指数分值的累加值,最高 25, 最低 5, 其可能分布范围是 5~25。用四分法划分其分布范围^[2,9],初步确定了评价秦淮河流域水质级别的 4 个标准:21~25, 清洁;16~20, 轻污染;11~15, 中污染;5~10 重污染,作为秦淮河流域进行水质评价的参考。任何一个生物指数水质分级标准的确立都需用理化指标作参考,由于本研究提供的理化指标不够充分,故 RBI 划分水质级别的准确性和精确性还有待于进

表 6 河流生物指数和香农指数生物水质生物评价结果
Table 6 Bioassessment of water quality using river biological index and Shannon-Wiener index

样点 Sites	河流生 物指数 RBI	水质级别 Rank of water quality	香农指数 Shannon- Wiener index	水质级别 Rank of water quality
西北村 ^①	11	中污染 P	2.8	轻污染 SP
下圃村 ^②	15	中污染 P	2.93	轻污染 SP
龙都 ^③	19	轻污染 SP	3.62	清洁 C
乌刹桥 ^④	5	重污染 HP	1.21	中污染 P
始家庄 ^⑤	16	轻污染 SP	2.52	轻污染 SP
桑圃园 ^⑥	23	清洁 C	3.55	清洁 C
城中河 ^⑦	5	重污染 HP	0.36	重污染 HP
郭庄 ^⑧	9	重污染 HP	2.13	轻污染 SP
开泰桥 ^⑨	17	轻污染 SP	2.67	轻污染 SP
常时桥 ^⑩	17	轻污染 SP	2.27	轻污染 SP
秦淮南河 ^⑪	25	清洁 C	3.66	清洁 C
葛村 ^⑫	15	中污染	2.5	轻污染
麻杆村 ^⑬	21	清洁 C	3.09	清洁 C
蔡巷 ^⑭	17	轻污染 SP	2.96	轻污染 SP
海子坝 ^⑮	17	轻污染 SP	2.77	轻污染 SP
秦淮中河 ^⑯	25	清洁 C	3.81	清洁 C
北文桥 ^⑰	13	中污染 P	1.78	中污染 P
腾家村 ^⑱	23	清洁 C	3.36	清洁 C
赵村 ^⑲	19	轻污染 SP	3.25	清洁 C
大卓乡 ^⑳	23	清洁 C	3.43	清洁 C
盘山村 ^㉑	25	清洁 C	3.47	清洁 C

C: Clean, SP: Slightly polluted, P: Polluted, HP: Heavily polluted. ① Xibeicun, ② Xiapucun, ③ Longdu, ④ Wuchaqiao, ⑤ Shijiazhuang, ⑥ Suangpuyuan, ⑦ Chengzhonghe, ⑧ Guozhuang, ⑨ Kaitaiqiao, ⑩ Changshiqiao, ⑪ Qinghuainanhe, ⑫ Gecun, ⑬ Magancun, ⑭ Caixiang, ⑮ Haiziba, ⑯ Qinhuazhonghe, ⑰ Beiwenzhao, ⑱ Tengjiacun, ⑲ Zhaocun, ⑳ Dazhuoxiang, ㉑ Panshancun

一步验证。特别当监测点的 *RBI* 值处于某一水质级别范围两端时,更不应该轻易下结论判定该点的水质级别,尚需进行更深入的调查研究。本研究中河流生物指数评价结果和多样性指数评价结果有差异的 7 个样点中(表 6),葛村和下园村的 *RBI* 值都为 15,虽然根据 *RBI* 标准将它们的水质定为中污染,实际接近轻污~中污,因此这只是个初步的结论。当然,这种差异足以说明上述两点的水质介于轻污染和中污染之间,有可能恶化为中污染,提醒环境监测部门这是个需要引起重视的监测点。而郭庄 *RBI* 值只为 5,毫无疑问已是重污染水体。

3.3 底栖标本的鉴定水平和采样方法

应用大型底栖动物评价水质,普遍存在的两个问题是:标本的采集和鉴定水平。建立在种级水平基础上的研究结果是最令人信服的。但由于底栖动物涉及多个动物门,在很多研究报告中,鉴定水平不一,有的类群至纲、目或科,而有的类群至种。标本鉴定至哪级水平除了与研究要求有关外,还与研究者所擅长的类群有关。在采用快速生物评价中的科级水平生物指数进行评价时,标本仅要求鉴定至科。Bournaud 等在研究 512km 长的法国 RhOne 河中底栖动物群落结构受人类干扰后的纵向变化时,认为底栖动物只要鉴定至科就可以很好地说明问题^[18]。但在更多的研究报告中,以鉴定至属、种为主。就采样法而言,在以石块为底质的溪流中取样时,一般采用手网或 D 形网采集,在以泥沙为底质的河流中采样时,常用的工具是索伯网。在国内的很多研究报告中,D 形网一般只用于定性采样,作为索伯采样的补充^[12,13]。在本次研究,作者采用了国内较少使用的 D 形网采集法,且将采样面积控制在 3m² 左右。采样区域为水深小于 1.5m 的河岸区。由于 D 形网采集的底泥深度一般小于 5cm,所以本研究中,中污染和重污染水体中的水栖寡毛类个体比较少。

References:

- [1] Wang B X, Yang L F. Advances in rapid bio-assessment of water quality using benthic macroinvertebrates. *Journal of Nanjing Agricultural University*, 2001, 24(4): 107~111.
- [2] Barbour M T, Gerritsen J, Griffith GE, et al. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 1996, 15(2):185~211.
- [3] Resh V H, Norris R H, Barbour M T. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Ecology*, 1995, 20:108~121.
- [4] Dai Y Z, TANG S Y, ZHANG J P. The distribution of zoobenthos species and bio-assessment of water quality in Dongting Lake. *Acta Ecologica Sinica*, 2000, 20(2): 277~282.
- [5] Huang Y Y, Teng D X, Zhao Z X. Monitoring Jiyunhe estuary pollution by use of macro-invertebrate community and diversity index. *Sinozoologia*, 1982, 2:133~146.
- [6] Ke X, Yang L F, Sun C H. Diversity of aquatic insects and bio-assessment of water quality of Fengxi river in Anhui province. *Journal of Nanjing Agricultural University*, 1996, 19(3): 37~43.
- [7] Ren S Z. Community structure of macroinvertebrates and trophic level of several small lakes in Beijing city. *Chin. J. Appl. Ecol.*, 1991, 2(3): 221~225.
- [8] Ren S Z. Investigation on macroinvertebrate community and water quality in streams in Beijin area. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1991, 11(1): 31~46.
- [9] WANG S D. The effects of eutrophication on the diversity of zoobenthos in Donghu lake. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 1996, 20(Suppl.): 76~89.
- [10] Yang L F, Li Y W, Qi D G, et al. Community structure of aquatic insect and biomonitoring of water quality in Jiuhanhe river. *Acta Ecologica Sinica*, 1992, 12(1): 9~15.
- [11] Reynoldson T B, Norris R H, Resh V H, et al. 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.
- [12] 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.

- [13] Gowns J E, Chessman B C, Jackson J E, *et al.* Rapid assessment of Australian rivers using macroinvertebrates: cost and efficiency of 6 methods of sample processing. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 1997, **16**(3): 682~693.
- [14] 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
- [15] Reid R A, Somers K M, David S M. Spatial and temporal variation in littoral-Zone benthic invertebrates from three south-central Ontario lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1995, **52**: 1406~1420
- [16] Gerritsen J. Additive biological indices for resource management. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 1995, **14**(3): 451~457.
- [17] 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.
- [18] Bournaud M, Cellot B, Richoux P, *et al.* Macroinvertebrate community structure and environmental characteristics along a large river: congruity of patterns for identification to species or family. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 1996, **15**(2): 322~253.

参考文献:

- [1] 王备新, 杨莲芳. 大型底栖无脊椎动物水质快速生物评价的研究进展. 南京农业大学学报, 2001, **24**(4): 107~111.
- [4] 戴友芝, 唐受印, 张建波. 洞庭湖底栖动物种类分布及水质生物评价. 生态学报, 2000, **20**(2): 277~282.
- [5] 黄玉瑶, 滕德兴, 赵忠亮. 应用大型无脊椎动物群落结构特征及其多样性指数监测蓟运河污染. 动物学集刊, 1982, **2**: 133~146.
- [6] 柯欣, 杨莲芳, 孙长海. 安徽丰溪河水生昆虫多样性及其水质生物评价. 南京农业大学学报, 1996, **19**(3): 37~43.
- [7] 任淑智. 北京小型湖泊底栖无脊椎动物群落结构特征与营养状况的研究. 应用生态学报, 1991, **2**(3): 221~225.
- [8] 任淑智. 北京地区河流中大型底栖无脊椎动物与水质关系的研究. 环境科学学报, 1991, **11**(1): 31~46.
- [9] 王士达. 武汉东湖底栖动物的多样性及其与富营养化的关系. 水生生物学报, 1996, **20**(Suppl.): 76~89.
- [10] 杨莲芳, 李佑文, 戚道光, 等. 九华河水生昆虫群落结构和水质生物评价. 生态学报, 1992, **12**(1): 9~15.
- [17] 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.