

评价漓江健康的 RIVPACS 预测模型研究*

张杰¹, 蔡德所^{2,3}, 曹艳霞¹, 赵湘桂³, 王备新^{1**}

(1: 南京农业大学植物保护学院昆虫系, 南京 210095)

(2: 三峡大学土木水电学院, 宜昌 443002)

(3: 广西大学土木建筑工程学院, 南宁 530004)

摘要: RIVPACS 类河流健康评价模型是广泛应用的河流健康评价工具. 利用漓江流域 48 个样点的底栖动物和环境数据, 按照建立 RIVPACS 模型的方法和步骤, 开展预测模型试点研究. 48 个样点中有 32 个参照样点, 随机选取其中 27 个用于模型构建. 余下的 5 个参照样点、10 个轻至中度干扰样点和 6 个严重干扰样点用于模型验证. 首先通过 Bray-Curtis 系数将 27 个参照样点分成 3 组, 然后通过判别分析获得可最佳解释 3 个参照点组中底栖动物组成的 5 个环境变量, 即溪流流的平均流速、宽深比、水温、底质类型 I (小于 2mm) 和 II (2-8mm) 用于模型计算. 通过建立的预测模型计算各样点的期望值 (E)、观察值 (O) 和 O/E 比值. 27 个建模参照样点与 5 个验证的参照样点 O/E 平均值无显著差异, 与 10 个轻至中度干扰点和 6 个严重干扰样点皆有显著差异, 10 个轻至中度干扰样点与 6 个严重干扰样点间也有显著差异. 说明已建立的模型可靠性好. 建议深入开展 RIVPACS 类预测模型的研究和应用示范, 为我国水环境和水资源保护与可持续利用提供科学的决策依据.

关键词: 底栖动物; 河流健康评价; 预测模型; 生物评价; RIVPACS 模型; 漓江

Health assessment based on a RIVPACS-type predictive model in Lijiang River

ZHANG Jie¹, CAI Desuo^{2,3}, CAO Yanxia¹, ZHAO Xianggui³ & WANG Beixin¹

(1: Department of Entomology, College of Plant Protection, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, P. R. China)

(2: College of Civil and Hydroelectric Engineering, China Three Gorges University, Yichang 443002, P. R. China)

(3: College of Civil Engineering and Architecture, Guangxi University, Nanning 530004, P. R. China)

Abstract: RIVPACS models were widely used for river health assessment. We used the data of 48 benthic assemblages and environmental samples collected in February and September, 2008 at Lijiang River, Guilin, Guangxi Autonomous Region, and developed, validated and tested a RIVPACS model. From this dataset, 32 samples were identified as reference, 27 of which were used to calibrate the model, 5 remain reference samples, 10 slightly to moderately disturbed and 6 heavily disturbed samples were used to validate and test the model. Firstly, 27 reference samples were clustered into 3 groups using Bray-Curtis coefficient. Then, 5 environmental variables (mean stream velocity, width/depth, water temperature, substrate size I (<2mm) and II (2-8mm)) were determined as the best discriminated variables among 3 sample groups through a stepwise discriminant function analysis. The observed (O) and expected (E) biota, and O/E ratio of all 48 samples were obtained by the model. The O/E values of 27 reference samples used in model development had no significant difference with 5 remain reference samples for validation, but had significant difference with 10 slightly to moderately and 6 heavily disturbed samples, and 10 slightly to moderately disturbed samples were also significantly different from 6 heavily disturbed samples. The validation and test results suggested that our model was robust and the potential for development and application of RIVPACS model and its role in the management and protection of water quality and water resource in China.

Keywords: Macroinvertebrates; river health assessment; predictive model; RIVPACS; biological assessment; Lijiang River

* 国家自然科学基金项目(40371047, 30871045)和广西科技厅攻关项目(0632006-3A)联合资助. 2010-03-15 收稿; 2010-06-07 收修改稿. 张杰, 男, 1985 年生, 硕士研究生; E-mail: dust_zj@126.com.

** 通讯作者; E-mail: wangbeixin@njau.edu.cn.

河流健康是水环境质量保护和水资源合理开发利用、管理和保护的目標和基础。在欧盟和美国等, 河流健康评价是水环境和水资源管理实践中的关键组成成份^[1-2]。基于底栖动物的河流健康评价预测模型是目前世界上应用广泛且成功的河流健康评价技术, 有近 25 年的应用历史。目前是欧盟水框架计划 (Water Framework Directive, WFD)、澳大利亚河流健康评价计划、美国 EPA 的 EMAP 计划以及新西兰、加拿大和瑞典等国开展水生态系统健康评价的主要评价方法^[3-5]。

河流无脊椎动物预测与分类系统 (RIVPACS) 是英国淡水生态研究所 Simpson 等于 1984 年提出和建立的^[6]。基于 RIVPACS 获得的 O/E 值 (即参照样点组的动物区系在监测点的期望出现数 (E) 与实际发生数 (O) 之间的比例, O : observed 观察值, E : expected 期望值) 是评价河流生态健康的重要指标。从理论上讲, O/E 值反映的是干扰样点现有的动物区系 (O) 与样点受干扰前期望的动物区系 (E) 组成之间的差距, 即受干扰样点偏离“正常位置”的“距离”, 也可以认为是受干扰样点生物多样性丧失的程度^[7]。英国以此为基础建立了河流生物监测体系, 1994 年澳大利亚在该方法的基础上发展了适合本国的澳大利亚河流健康评价模型 (AUSRIVAS)^[6]。近年来, 河流健康评价模型是国外水环境质量监测和评价方法的研究重点之一^[8-10]。国内仅在一些综述性文章中介绍和分析了 RIVPACS 模型的优缺点^[11-14], 但没有研究实例报道。

漓江是广西省最重要的河流之一。长期以来, 漓江水生态系统的保护主要基于水体理化指标^[15-16]。在漓江的中上游流域, 生态环境保护良好, 有适合建立河流健康评价预测模型的参照样点。本文的目的是利用漓江水系中上游流域受干扰极小样点和受损样点的底栖动物和环境数据, 开展评价漓江健康的预测模型的试点研究。

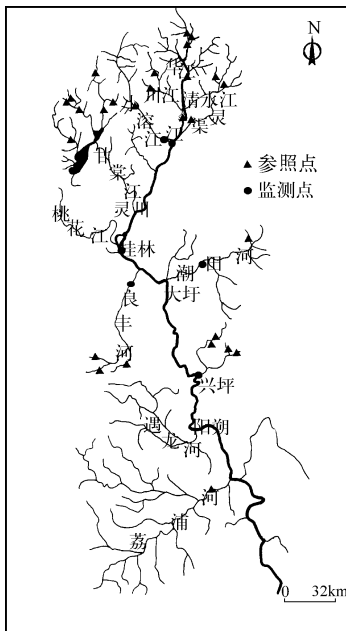


图 1 漓江流域点位分布

Fig. 1 Distribution of sampling sites in Lijiang River

1 研究区概况与方法

1.1 样点设定

漓江为珠江水系的桂江上游河段, 发源于广西兴安縣华江乡越城岭猫儿山东北面的老山界南侧。漓江自北向南依次流经兴安縣、灵川縣、桂林市城区、阳朔縣和平乐縣, 全长 229km, 流域面积 6050km²。漓江流域属亚热带湿润季风气候。受季风影响, 丰枯水季明显, 每年 3-8 月为汛期, 9 月至翌年 2 月为枯水期。

2008 年 2 月底至 3 月初第 1 次漓江流域采样, 采集样点 20 个。9 月底至 10 月初第 2 次采样, 采集样点 28 个, 其中 15 个样点点位与第一次相同。全部两次采样的 48 个样本中, 6 个为监测样本 (明显受到人类活动干扰的样点), 42 个为参照备选样本 (可能受到人类活动干扰的样点), 备选样本分布于漓江各主要支流的中上游。样点具体分布见图 1。

实验室对生物样本就行挑选, 然后进行鉴定, 并且记录生物个体数。由于并不是所有的物种都能被鉴定至属, 我们将采用“可操作的分类单元”“Operational Taxonomic Units (OTU)”, 以保持鉴定结果的一致性和尽可能地鉴定至最低分类水平^[18]。

1.2 底栖动物采集和鉴定

野外大型底栖无脊椎动物的采集方法: 用 D 形网采用踢网法或扫网法^[1,17], 在 100m 的采样河段内, 结合急流中各类型小生境出现的频率分配 10 个小样方, 每样方面积为 0.3m² (0.3m × 1m)。

1.3 环境变量

环境变量包括溪流的宽、深、平均流速、最大流速、水温、溶解氧、电导率、pH、海拔、经纬度及底质粒径。其中溪流的宽度、深度转化为深宽比值, 底质根据粒径大小划分为 5 个级别 (I: ≤2mm, II: 2-8mm, III: 8-64mm, IV: 64-256mm, V: >256mm)。

1.4 模型计算

1.4.1 参照样本分组 预测模型的建立, 第一步是采用 Bray-Curtis 系数计算样本群落的相似性, 在统计过程中需要将稀有物种剔除. 然后通过聚类的方法对参照样本进行分组. 此过程在软件 Primer 6.0 中完成.

1.4.2 判别分析 环境变量的筛选是通过多元逐步判别分析 DFA (stepwise multiple discriminant function analysis) 完成的. 为了获得决定生物群落组成的最佳环境变量, 实验中测定的所有环境变量都参与筛选. 环境变量在参与筛选前需标准化^[9]. 此过程在 SAS9.1 中完成.

1.4.3 期望值的计算 第 i 个分类单元在 j 样本的期望值 P_i 是此 j 样本属于第 N 组的概率与 i 分类单元在 N 组出现概率的乘积之和^[19], 即:

$$P_i = \sum_{j=1}^N Q_j q_{ij} \quad (1)$$

式中, N 为组数, Q_j 为监测样本属于 N 组的概率, q_{ij} 为 i 物种在 N 组中发生的概率. q_{ij} 计算方法为:

$$q_{ij} = r_{ij}/n_{ij} \quad (2)$$

式中, r_{ij} 为物种 i 在 j 组中出现的频次; n_{ij} 为 j 组中的样本总数.

1.5 模型验证

采用箱线图法分析建模样本与验证样本 O/E 值的分布情况, 比较它们的 25% 与 75% 分位数范围即箱体 IQ (interquartile ranges) 的重叠情况, 分别赋予不同的值^[20]. 没有重叠, IQ 等于 3; 部分重叠, 但各自中位数值都在对方箱体范围之外, IQ 为 2; 只有一个中位数值在对方箱体范围之内, IQ 等于 1; 各自中位数值都在对方箱体范围之内, IQ 为 0. $IQ = 0$, 无差别能力; $IQ = 1$, 判别能力差; $IQ = 2$, 判别能力较高; $IQ = 3$, 判别能力高.

2 结果

2.1 生物鉴定数据

对 27 个建模样本调查共获得 98 个大型底栖无脊椎动物分类单元, 隶属于 4 门 6 纲 14 目 58 科 98 属. 其中, 昆虫纲蜉蝣目 8 科 24 属, 毛翅目 11 科 11 属, 襁翅目 3 科 15 属, 蜻蜓目 10 科 16 属, 双翅目 8 科 8 属, 广翅目 1 科 4 属, 鞘翅目 6 科 6 属, 半翅目 1 科 1 属, 鳞翅目 3 科 3 属; 软体动物 3 科 6 属, 主要有腹足纲底栖动物构成; 环节动物 3 科 3 属; 扁形动物 1 科 1 属. 6 个监测样本调查共获得大型底栖无脊椎动物 34 科 54 属, 其中, 昆虫纲蜉蝣目 6 科 17 属, 毛翅目 3 科 3 属, 襁翅目 2 科 4 属, 蜻蜓目 3 科 6 属, 双翅目 7 科 7 属, 广翅目 1 科 3 属, 鞘翅目 5 科 5 属, 半翅目 1 科 1 属, 鳞翅目 1 科 1 属; 软体动物 1 科 3 属; 环节动物 3 科 3 属; 扁形动物 1 科 1 属.

2.2 环境变量数据

参照样本采样点位于漓江各支流的中上游, 溪流两岸有很好的沿岸带. 监测样本采样点位于漓江干流或主要支流入漓江口的上游, 沿岸带受人类活动影响而破坏. 参照样本与监测样本水体理化指标可看出, 监测样本总磷、总氮、高锰酸盐指数、溶解氧、平均流速和 pH 均略高于参照样本; 监测样本氨氮约为参照样本的两倍; 监测样本电导率约为参照样本的 4 倍 (表 1).

表 1 参照样本与监测样本理化数据*

Tab. 1 The environmental variables of reference sites and monitoring sites

样本	总磷 (mg/L)	总氮 (mg/L)	氨氮 (mg/L)	高锰酸盐 指数 (mg/L)	电导率 (mS/cm)	溶解氧 (mg/L)	pH	水温 (°C)	平均流速 (m/s)
参照样本	0.03	0.47	0.04	0.78	0.021	9.66	8.51	19.07	0.43
	0.01-0.14	0.03-1.44	0.03-0.14	0.5-1.3	0.004-0.068	10.9-7.86	10.36-7.3	12.1-26.4	0.12-1.3
监测样本	0.032	0.55	0.075	1.08	0.082	10.35	9.49	25.15	0.58
	0.01-0.06	0.05-1.21	0-0.1	0.5-2.0	0.001-0.145	7.09-12.5	8.67-9.94	22-27.8	0.21-1.06

* 只列出数据的平均值、最大值、最小值.

2.3 参照样本分组

由于漓江流域受人类活动影响较大^[21], 已无严格意义上的未受人类活动干扰的参照样本存在. 因此, 建模参照样本的最终确定按照(1)样点生境状况^[22] (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) 和(2)有孳翅目昆虫 2 个标准选择. 依此标准, 42 个备选参照样本中有 32 个样本符合要求. 从 32 个参照样本中随机选取 27 个用于计算和建立预测模型, 另外 5 个参照样本、不符合标准的 10 个参照备选样本 (受损样本) 以及 6 个监测样本用于模型验证. 27 个参照样本依据 60% 的 Bray-Curtis 系数相似度划分为 3 组 (每组至少 5 个样本), 第 1 组 5 个样本, 第 2 组 9 个样本和第 3 组 13 个样本 (图 2).

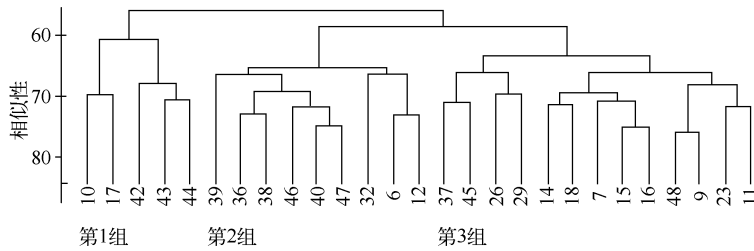


图 2 基于物种相似性的参照样点聚类结果

Fig. 2 The clustering results of reference sites based on the species similarity

2.4 判别分析

通过逐步判别分析得到 5 个显著的环境变量, 分别是溪流的平均流速 (x_1)、底质类型 I (x_2)、溪流宽深比 (x_3)、水温 (x_4) 以及底质类型 II (x_5). 并求得线性判别函数:

$$y_1 = 13.20x_1 + 36.63x_2 + 97.89x_3 + 24.55x_4 + 7.86x_5 - 76.03$$

$$y_2 = -4.6x_1 + 7.22x_2 + 116.84x_3 + 7.21x_4 + 1.05x_5 - 77.78$$

$$y_3 = -5.01x_1 + 32.84x_2 + 107.06x_3 + 11.41x_4 + 5.15x_5 - 71$$

式中, y_1 代表某点位进入第一组的概率, y_2 代表进入第二组的概率, y_3 代表进入第三组的概率.

2.5 样本 OTU 的期望值和观察值计算

根据线性判别方程、公式(1)和(2)建立预测模型, 计算各样本的期望值 (E) 和观察值 (O), 以及 O/E 值. 建模样本均值 0.984, 标准差 0.108; 参照样本均值 1.015, 标准差 0.083; 参照备选样本均值 0.851, 标准差 0.106; 监测样本均值 0.621, 标准差 0.156. 42 号样本中出现概率大于 50% 的各个 OTU 的期望值和观测值见表 2. 经统计 42 号样本底栖动物出现的期望值是 20.788, 实际观察值 17. 依据模型计算得到的所有参

表 2 42 号样本中概率大于 50% 的 OTU 的期望值和观察值

Tab. 2 Example of expected OTU output and observed OTU with more than 50% of test sample 42 calibrated from the model

OTU	期望值 (E)	观察值 (O)	OTU	期望值 (E)	观察值 (O)
Baetidae	1.805	2	Leptophlebiidae	0.807	1
Chironomidae	0.810	1	Neuroridae	0.573	1
Elmidae	1.000	1	Nemouridae	1.527	0
Ephemerelellidae	1.399	1	Neoneuromus	0.626	1
Euphaeidae	0.626	1	Orthoclaudiidae	1.000	1
Gomphidae	0.614	0	Philopotamidae	0.991	1
Gyrinidae	0.957	0	Protohermes	1.000	1
Helodidae	0.603	0	Simuliidae	1.000	0
Heptageniidae	1.634	1	Tanypodinae	1.000	1
Hydrobiosidae	0.816	1	Tipulidae	1.000	1
Hypsoptychidae	1.000	1			

照和监测样本的底栖动物出现的期望值、观察值和 O/E 值见表 3。

表 3 全部 48 个样本的期望值、观察值和 O/E 比值
Tab. 3 The expected (E), observed (O) values and O/E ratios of all the 48 samples

样本	O	E	O/E	样本	O	E	O/E
* 1	25	26.016	0.961	* 25	26	26.471	0.982
* 2	28	25.501	1.098	* 26	27	25.462	1.060
* 3	31	28.176	1.100	* 27	22	25.723	0.855
* 4	24	30.603	0.784	* 28	22	20.812	1.057
* 5	29	27.561	1.052	* 29	22	20.861	1.055
* 6	28	24.419	1.147	* 30	23	20.807	1.105
* 7	21	24.783	0.847	* 31	22	23.057	0.954
* 8	31	28.889	1.073	* 32	25	27.697	0.903
* 9	27	25.018	1.079	▲ 33	15	20.785	0.722
* 10	22	21.139	1.041	▲ 34	19	20.261	0.938
* 11	26	25.820	1.007	▲ 35	23	24.601	0.935
* 12	32	28.979	1.104	▲ 36	19	22.499	0.844
* 13	29	27.906	1.039	▲ 37	22	25.474	0.864
* 14	22	22.624	0.972	▲ 38	18	20.792	0.866
* 15	22	25.588	0.860	▲ 39	23	23.972	0.959
* 16	20	20.903	0.957	▲ 40	23	24.684	0.932
* 17	27	25.360	1.065	▲ 41	18	28.622	0.629
* 18	24	25.692	0.934	▲ 42	17	20.788	0.818
* 19	26	24.534	1.060	43	13	25.766	0.505
* 20	23	27.805	0.827	44	18	25.815	0.697
* 21	19	20.804	0.913	45	12	25.698	0.467
* 22	18	24.292	0.741	46	18	20.180	0.892
* 23	22	20.800	1.058	47	16	25.709	0.622
* 24	20	20.838	0.960	48	14	25.687	0.545

* 建模样本, * 参照样本, ▲ 参照备选样本, 未标记为监测样本。

2.6 模型验证

通过对建模样本、验证样本(参照样本、受损样本、监测样本) O/E 均值及 O/E 值分布的箱线图比较(图 3), 5 个参照样本与 27 个建模样本 O/E 均值无显著性差异 ($t = -0.596, P = 0.555$), 且 IQ 值为 0, 说明模型对 5 个参照样本 O/E 值的预测结果是完全准确的。10 个参照备选样本、6 个监测样本与 32 个建模样本 O/E 均值差异显著 ($t = 3.360, P = 0.002; t = 6.864, P < 0.001$), 且 IQ 值分别为 2 和 3, 说明模型对受损样本同样有很高的判别能力。10 个参照备选样本与 6 个监测样本 O/E 均值同样有显著性差异 ($t = 3.523, P = 0.003$), IQ 值为 3, 说明模型对受损样本间不同受损程度也有很高的差别能力。

全部 48 个样本中, 比较 3 月和 10 月两次重复采样的 15 个样点的 O/E 值的散点图发现(图 4): 样点 1、3、7、12 和 13 的 3 月和 10 月的 O/E 值差异较大, 其余样点则基本一致。经分析, 1、7 和 12 号样点的 3 月和 10 月的变化可能与下述因素有关。1 号样点 10 月采样时河道有明显的工程施工痕迹; 7 号样点 3 月的流量 ($Q = 0.352\text{m}^3/\text{s}$) 明显高于 10 月 ($Q = 0.054\text{m}^3/\text{s}$)、12 号样点 3 月的流量 ($Q = 0.399\text{m}^3/\text{s}$) 明显高于 10 月 ($Q = 0.168\text{m}^3/\text{s}$)。3 和 13 号样点表现出的明显差异原因不明。因此除明显人类活

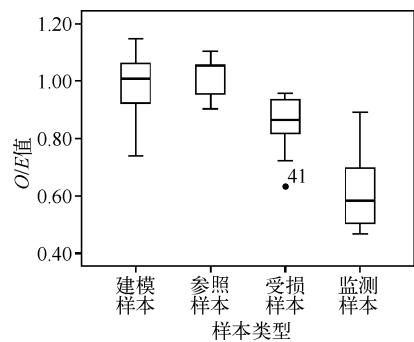


图 3 参照点与验证点箱线图

Fig. 3 Box plots of reference and validation samples

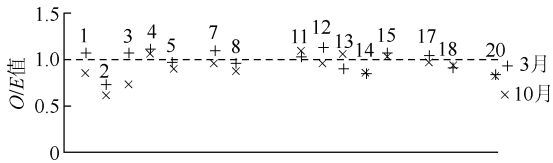


图4 同一样点3月与10月重复样本的O/E值

Fig. 4 O/E values of samples in a same site collected in March and October

动及水量变化影响外,可以认为所建立模型的O/E值春秋两季变化不明显。

3 讨论

开展适合我国生态环境特点的RIVPACS模型的试点研究,丰富我国的河流健康评价方法和标准是非常必要的一项工作。RIVPACS是最早建立并成功应用于水质生物监测与评价的预测模型,澳大利亚评价河流健康的主要评价工具AUS-

RIVAS以及加拿大评价沉积物质量的BEAST模型都是在此基础上建立的^[6]。模型创建人之一Clarke认为虽然RIVPACS的理论假设即淡水生物群落分布受环境因子决定是有缺陷的,但RIVPACS模型却是可靠和实用的^[19]。RIVPACS模型的适用生物主要是底栖动物,这也是它与其他河流健康评价方法相比存在的最大缺陷^[23],但它毕竟是一个很实用的河流健康评价工具。

本文只是以漓江流域作为一个试点,探讨RIVPACS模型在我国应用的可能性。研究表明,我们建立的模型能较好地地区分参照点、参照备选样点即轻度至中度干扰样点,以及监测样点即严重干扰样点。由于是试点研究,良好的结果并不代表RIVPACS模型有较好的应用前景。与国外同类研究相比,我们的研究存在的主要不足是(1)建模样本量太小,只有42个。模型的可靠性与建模样本量直接相关,通常而言样本量越大,模型的可靠性越好。如英国的RIVPACS III应用了1991-1995年的614个样点的数据^[6],澳大利亚的AUS-RIVAS应用了超过1500个样点的数据^[6],美国Wyoming州则应用了925个样本的数据^[8]。最少的葡萄牙Mondego河应用了75个样本^[24]。(2)受条件限制,可用于预测底栖动物出现概率的候选环境变量较少。由于RIVPACS模型的理论依据是环境决定生物分布,但究竟是由哪些环境因子决定的,是有明显地区差异的。因此,建模过程中与生物分布有关的环境因子越多,模型预测的准确性就越高。如Hawkins等在建立California山区溪流健康评价模型时应用了37个候选环境变量^[18],Turak等在为澳大利亚新南威尔士地区建立预测模型时用了45个候选环境变量^[25]。葡萄牙Mondego河也用到了39个环境变量^[24]。(3)没有开展健康评价标准研究。评价标准是模型实用性的具体表现。考虑到本文仅是一个试点研究,而且样本量比较小,不适合提出健康评价标准。而国外已有标准都是在大量样本的基础上提出的。

虽然河流健康评价模型在英国、加拿大、澳大利亚和美国等国家已成功应用于河流健康管理,但我国尚处于试点研究阶段。由于我国的气候、地形地貌和地质状况与上述国家之间存在较大差异,即决定底栖动物分布的环境变量很可能不一样。另外水生生物分布也具有明显的地域性差异,即国外的河流底栖动物区系与我国存在很大的不同,即使是同一个属,属内的物种很可能完全不一样。因此,作者认为直接引进国外已建立的预测模型开展适应性研究并不合适。建立预测模型的两个核心过程,一是根据参照样点生物学数据对参照样点进行分组,二是从候选环境变量中获得满足统计学要求且具有一定生态学意义的环境变量。有关这两个过程可能的统计分析方法都是公开发表的。只要我们获得了足够多的代表性数据,是完全可以建立适合管理要求的预测模型。但是建模还有一个前提,也就是需要足够数量的参照样本。参照样本是指能够具有代表一个区域内人为活动干扰前的生物区系的河流样点。目前我国的河流特别是经济发达地区的河流,已很难找到未受人类活动干扰的河流样点。另外,模型输出结果O/E值的计算是以具体的分类单元为基础的,但是我们目前却面临科学的鉴定资料很缺乏且无法在短期内有所改进的困境。因此,我们建议在建立预测模型的过程中,可以考虑作如下改良:(1)参照样本调整为研究区域内现阶段物种丰富度最丰富的样本,(2)将物种的鉴定水平统一调整为科级。因为科级水平是目前最可靠的最低分类水平,影响底栖动物科级分类单元分布的环境因子相对较少也较容易测定,而且比较容易推广应用。我们希望RIVPACS类模型的研究和应用,可为我国水环境质量的监测与评价、水资源保护和可持续利用提供科学的决策数据。

4 参考文献

- [1] Barbour MT, Gerritsen J, Snyder BD *et al.* Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphy-

- ton, benthic macroinvertebrates, and fish. US Environmental Protection Agency, Office of Water Washington, DC, 1999.
- [2] Bonada N, Prat N, Resh VH *et al.* Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 2005, **51**: 495-523.
- [3] Directive WF. Water Framework Directive. Common Implementation Strategy Working Group, 2003: 2.
- [4] Boulton AJ, Brock MA. Australian freshwater ecology: processes and management; Gleneagles Adelaide, South Australia, 1999.
- [5] Messer JJ, Linthurst RA, Overton WS. An EPA program for monitoring ecological status and trends. *Environmental Monitoring and Assessment*, 1991, **17**(1): 67-78.
- [6] Simpson JC, Norris RH, Wright JF *et al.* Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques. Freshwater Biological Association Ambleside, UK, 2000.
- [7] Hawkins CP. Quantifying biological integrity by taxonomic completeness: its utility in regional and global assessments. *Ecological Applications*, 2006, **16**(1): 277-294.
- [8] Hargett EG, Zumberge JR, Hawkins CP *et al.* Development of a RIVPACS-type predictive model for bioassessment of Wadeable streams in Wyoming. *Ecological Indicators*, 2007, **7**(4): 807-826.
- [9] Ferriol M, Dohet A, Cauchie HM *et al.* An environmental typology of freshwater sites in Luxembourg as a tool for predicting macroinvertebrate fauna under non-polluted conditions. *Ecological Modelling*, 2008, **212**(1): 99-108.
- [10] Hawkins CP, Cao Y, Roper B. Method of predicting reference condition biota affects the performance and interpretation of ecological indices. *Freshwater Biology*, 2009, **55**(5): 1066-1085.
- [11] 唐 涛, 蔡庆华, 刘建康. 河流生态系统健康及其评价. *应用生态学报*, 2002, **13**(9): 1191-1194.
- [12] 庞治国, 王世岩, 胡明昱. 河流生态系统健康评价及展望. *中国水利水电科学研究院学报*, 2006, **4**(2): 151-155.
- [13] 戴纪翠, 倪晋仁. 底栖动物在水生生态系统健康评价中的作用分析. *生态环境*, 2008, **17**(5): 2107-2111.
- [14] 杨文慧, 严忠民, 吴建华. 河流健康评价的研究进展. *河海大学学报: 自然科学版*, 2005, **33**(6): 607-611.
- [15] 黄宗万, 陈余道, 蒋亚萍等. 漓江流域水资源形势分析. *广西科学院学报*, 2005, **21**(1): 56-60.
- [16] 喻泽斌, 王敦球. 漓江水环境质量现状评价. *桂林工学院学报*, 2003, **23**(1): 68-71.
- [17] Mackey AP, Cooling DA, Berrie AD. An evaluation of sampling strategies for qualitative surveys of macro-invertebrates in rivers, using pond nets. *Journal of Applied Ecology*, 1984, **21**: 515-534.
- [18] Hawkins CP, Norris RH, Hogue JN *et al.* Development and evaluation of predictive models for measuring the biological integrity of streams. *Ecological Applications*, 2000, **10**(5): 1456-1477.
- [19] Clarke RT, Wright JF, Furse MT. RIVPACS models for predicting the expected macroinvertebrate fauna and assessing the ecological quality of rivers. *Ecological Modelling*, 2003, **160**(3): 219-233.
- [20] Barbour MT, Gerritsen J, Griffith GE *et al.* A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 1996, **15**(2): 185-211.
- [21] 吴 虹, 郭远飞, 郭建东等. 基于 TM/ETM⁺ 和 MODIS 的漓江流域生态环境遥感动态监测. *国土资源遥感*, 2007, (3): 56-61.
- [22] 王备新, 杨莲芳, 胡本进等. 应用底栖动物完整性指数 B-IBI 评价溪流健康. *生态学报*, 2005, **25**(6): 1481-1490.
- [23] 吴阿娜, 杨 凯, 车 越等. 河流健康状况的表征及其评价. *水科学进展*, 2005, **16**(4): 602-608.
- [24] Felo MJ, Reynoldson TB, Ferreira V *et al.* A predictive model for freshwater bioassessment (Mondego River, Portugal). *Hydrobiologia*, 2007, **589**(1): 55-68.
- [25] Turak E, Flack LK, Norris RH *et al.* Assessment of river condition at a large spatial scale using predictive models. *Freshwater Biology*, 1999, **41**(2): 283-298.