

海南省文澜江底栖动物群落结构及其水质生物学评价

刘 贤, 莫 凌, 陈峻峰, 林彰文, 邢 巧

(海南省环境科学研究院, 海口 571126)

摘要: 为了解海南省临高县文澜江流域底栖动物群落结构特征, 探索适宜的水质生物学评价方法, 为文澜江流域环境监测、环境评价和科学管理提供数据参考。于2014年11月对文澜江流域17个点位底栖动物群落结构进行调查, 并采用5种生物指数对水质现状进行了评价。结果表明, 文澜江流域共采集底栖动物56种, 隶属4门、7纲、29科, 其中水生昆虫占绝对优势, 共38种, 占总数的67.86%; 底栖动物密度和生物量分别为376.11个/m²和200.79 g/m²; 多足摇蚊属(*Polypedilum* sp.)、米虾属(*Caridina* sp.)和环棱螺属(*Bellamya* sp.)为优势种, 优势度分别为0.16、0.04和0.03。采用Goodnight-Whitley修正指数(GBI)和生物指数(BI)对文澜江流域水质整体评价结果均为清洁; 采用Shannon-Wiener多样性指数、Margalef丰富度指数和生物学污染指数(BPI)的流域水质整体评估结果均为轻污染, 3种水质生物指数评估结果基本相似, 并与常规水质监测结果基本吻合。以水产养殖为主的水库出水口和流经临高县县城河道的水质处于中度污染程度, 表明水产养殖废水、城市生活污水等对底栖动物的物种组成和群落结构造成了一定影响。

关键词: 文澜江; 底栖动物; 群落结构; 水质生物学评价

中图分类号: Q145; X826 **文献标志码:** A **文章编号:** 1674-3075(2016)06-0030-07

临高县位于海南岛西北部, 是典型的农业大县; 文澜江作为临高县的“母亲河”, 主要担负临城镇及其周边10多万人的饮用水供给任务, 同时承担多个乡镇的农田水利灌溉任务。文澜江发源于马鞍岭, 自南向北贯穿临高全境, 经临高县城后, 注入琼州海峡, 全长86.5 km, 流域面积777 km², 其支流有加来河和尧龙河。随着临高县经济的发展, 农业及农村面源废水、城市(镇)生活污水等对文澜江水质的影响越发突出, 根据海南省环境质量报告书, 2011-2014年文澜江水质整体优良, 但多莲取水口部分月份水质为Ⅳ类, 未能满足集中式饮用水源地水质要求。因此, 针对文澜江开展水质生物学评价, 识别生态系统压力来源, 具有重要的现实意义。

底栖动物是水生生态系统的重要组成部分, 由于其具有寿命长、分布广泛、迁移能力弱等特点, 底栖动物群落特征的变化能较好地反映环境状况(Barbour et al, 1999), 因此常被作为理想的生物监测类群, 综合评估水质的变化(Karr, 1981)。最早

使用底栖动物作生物评价的是德国科学家 Kolkwitz & Marsson(1909)提出的污水生物系统(Saprobien system); 随后拓展形成了 Saprobie 指数(Saprobic Index)、多样性指数(Diversity Indices)、生物指数(Biotic Indices)、Trent 生物指数(Trent Biotic Index)、BMWP 记分系统(Biological Monitoring Working Party Score System)、比利时生物指数(BBI, Belgian Biotic Index)、生物完整性指数(Index of Biotic Integrity)等, 并被广泛应用于相关河流的水质生物学评价(Wilhm & Dorris, 1968; Karr & Chu, 2000)。我国将底栖动物应用于水质监测和评价研究起步相对较晚, 颜京松等(1980)利用4种生物指数评价甘肃境内黄河干支流枯水期水质, 并对4种生物指数在黄河甘肃段的应用进行了比较; 任淑智(1991)应用 Shannon 种类多样性指数, 结合底栖动物指示生物类群, 将京津及邻近地区不同类型水体质量划分成5个等级, 与水化学评价结果相一致; 霍堂斌等(2012)用3个指数对松花江干流的水污染状况进行了评价。目前, 文澜江底栖动物的调查和生物学评估研究尚未见报道。

本研究以2014年11月文澜江底栖动物生态调查为依据, 分析底栖动物群落结构, 并结合常规水质监测指标, 选取适合当地底栖生物的生物评价指数, 对文澜江水质状况进行综合评价, 旨在为其环境监测、环境评价和科学管理提供参考数据。

收稿日期: 2016-07-22

基金项目: 海南省自然科学基金(20154176); 国家自然科学基金(41273118; 41473102)。

作者简介: 刘贤, 1980年生, 男, 工程师, 主要从事生物监测工作。E-mail: liuxian-801001@163.com

通信作者: 莫凌, 1984年生, 男, 博士, 高级工程师。E-mail: hnmiling@hainan.gov.cn

1 材料与方法

1.1 样点设置与样品采集

根据文澜江的河流形态、地形地貌、污染源分布及使用功能,本研究共设 17 个采样点位,基本覆盖文澜江整个流域,部分点位与临高县常规水质监测点位吻合;点位名称按河流方向顺序编为 1~17 号。各点位选取 1~3 个具有代表性的生境进行采样,并用 GPSI2 型全球卫星系统进行定位,采样点位地理位置见图 1。

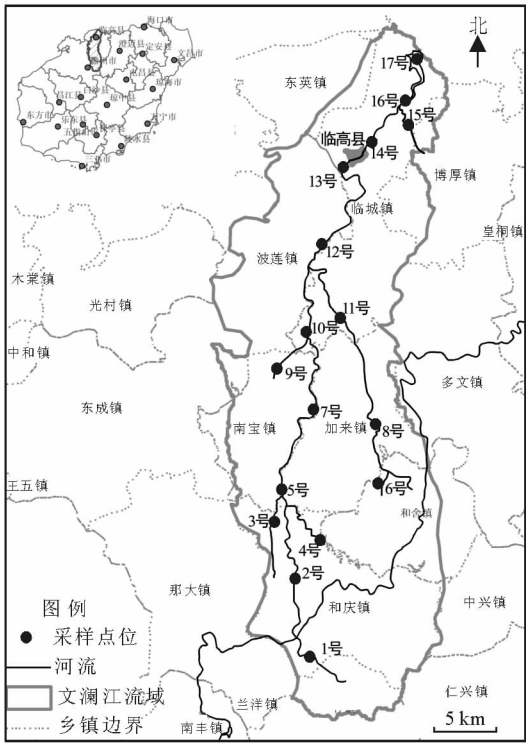


图 1 文澜江流域采样点位布设

Fig.1 Location of sampling sites in Wenlan River

每个调查断面分别进行底栖动物的定量和定性采集。定量样品采用索伯网(可涉水)或 1/16 m² 改良彼德逊采泥器采集(不可涉水);定性样品用 D-型网采集,60 目网筛清洗后,按常规方法拣出标本。用 4% 的甲醛溶液固定保存标本,带回实验室镜检计数(刘月英等,1979;杨德浙和孙瑞平,1986;袁锋,1996;李新正等,2007),然后用滤纸吸去表面固定液,置于万分之一电子天平上称重。

1.2 评价方法

1.2.1 水质理化监测指标 本次监测点位 4、5、13、14、16 号 5 个点位为海南省水环境质量常规监测点位,监测指标为水温、pH 值、溶解氧、高锰酸盐指数、化学需氧量、氨氮、总磷、铁、锰、悬浮物、电导率、流量共 12 项;评价方法按《地表水环境质量评

价方法(试行)》(环办[2011]22 号)要求,采用单因子评价法确定水质类别。

1.2.2 水质生物学评价 对采集的底栖动物进行分类鉴定后,通过生物多样性指数 Shannon-Wiener 多样性指数(H')、Margalef 丰富度指数(D)、Goodnight-Whitley 修正指数(GBI)、生物指数(BI)和生物学污染指数(BPI)来分析底栖动物对水质的指示作用;同时结合常规水质监测指标,对文澜江水质进行综合评价。评价方法和依据、生物指数和水质等级标准(表 1)以及计算公式如下。

(1)优势度(Kornijów et al, 1995):

$$Y = (n_i / N) \times f_i$$

式中: Y 表示优势度; n_i 为第 i 个分类单元的个体数; N 为样本中底栖动物的总个数; f_i 为第 i 种在各个采样点的出现频率,将 $Y \geq 0.02$ 视为优势种。

(2)Shannon-Wiener 多样性指数(H')(Shannon & Weaver, 1949):

$$H' = - \sum_{i=1}^S P_i \log_2 P_i; P_i = n_i / N$$

式中: P_i 为采样点第 i 种底栖动物个体数占总数的比率; N 为同一样品中的个体总数; n_i 为第 i 类物种的个数。

(3)Margalef 丰富度指数(D)(Margalef, 1968):

$$D = (S - 1) / \ln N$$

式中: N 为样本中底栖动物的总个数; S 为样本中底栖动物种类数。

(4)Goodnight-Whitley 修正指数(GBI)(Hilsenhoff, 1988):

$$GBI = (N - N_{oil}) / N$$

式中: N 为样品中底栖动物个体总数; N_{oil} 为样品中寡毛类个体总数。

(5)生物指数(BI)(Hilsenhoff, 1987):

$$BI = \frac{\sum_{i=1}^S n_i a_i}{N}$$

式中: n_i 为第 i 分类单元(属或种)的个体数; a_i 为第 i 分类单元(属或种)的耐污值; N 为各分类单元(属或种)的个体总和。

(6)生物学污染指数(BPI)(王博等,2011):

$$BPI = \lg(N_1 + 2) / [\lg(N_2 + 2) + \lg(N_3 + 2)]$$

式中: N_1 为寡毛类、蛭类和摇蚊幼虫个体数; N_2 为多毛类、甲壳类、除摇蚊幼虫以外的其它水生昆虫个体数; N_3 为软体类个体数。

各生物指数评估和水质等级标准(王博等, 2011;陈萍萍等,2014)见表 1。

表1 生物指数及水质等级标准

Tab.1 Assessment standards of water quality by biological indices					
生物指数	水质等级(分类)				
	清洁 (I)	微污染 (II)	轻污染 (III)	中污染 (IV)	重污染 (V)
H'	>3.5	2.0~3.5	1~2	0~1	0
D	>3.5	2.0~3.5	1~2	0~1	0
GBI	>0.8	0.6~0.8	0.4~0.6	0.2~0.4	0.1~0.2
BI	0~5.5	5.5~6.6	6.6~7.7	7.7~8.8	8.8~10.0
BPI	<0.1	0.5~0.1	1.5~0.5	5.0~1.5	≥5

2 结果与分析

2.1 底栖动物种类组成及优势种

文澜江流域 17 个点位共采集到底栖动物 56 种,隶属 4 门、7 纲、29 科、56 种;其中水生昆虫为绝对优势类群,共 38 种,占总种数的 67.86%;其次为软体动物 8 种,占 14.29%;甲壳类、寡毛类和其他类群分别采集到 5、3 和 2 种,占 8.93%、5.36% 和 3.57%。流域底栖动物的优势种为多足摇蚊属(*Polypedilum* sp.)、米虾属(*Caridina* sp.)和环棱螺属(*Bellamya* sp.),优势度分别为 0.16、0.04 和 0.03。不同点位底栖动物种类数量差异较大(图 2),变动范围在 3~19 种;2 号点位底栖动物种类最多,为 19 种,占总物种数的 33.93%;其次为 1 号和 3 号点位,分别为 14 种和 12 种,占 25.00% 和 21.43%;17 号点位的种类数最少,仅有 3 种,占 5.36%。水生昆虫种类数最多为 2 号点位,而 10 号

和 17 号点位未采集到水生昆虫;水栖寡毛类仅分布在 2、5、9、13、15 号点位,但数量较少,仅 1~2 种。

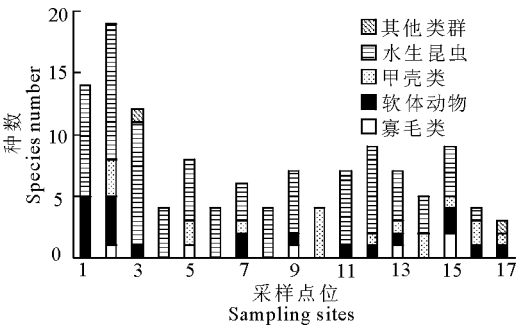


图2 文澜江流域各采样点位底栖动物的种数分布
Fig.2 Species number of macrozoobenthos at different sampling site in Wenlan River

2.2 底栖动物密度及生物量

文澜江流域底栖动物密度为 376.11 个/m²(表 2)。2 号点位最多,为 1 644.40 个/m²,17 号点位最少,仅有 22.22 个/m²;水生昆虫、寡毛类、软体动物、甲壳类和其他类群的密度分别为 235.00、12.78、72.78、53.89 和 1.67 个/m²;水生昆虫的密度最大,占总密度的 62.48%,其他类群的密度最小,占总密度的 0.44%。文澜江流域底栖动物生物量为 200.79 g/m²,9 号点位最大,为 1 415.09g/m²,6 号点位最小,仅有 0.05 g/m²;其中软体动物、寡毛类、甲壳类、水生昆虫和其他类群的生物量分别为 195.21、0.06、3.41、2.07 和 0.03 g/m²;软体动物的生物量最大,占总生

表2 文澜江底栖动物的密度和生物量

Tab.2 Macrozoobenthos density and biomass in Wenlan River												
点 位 号	寡毛类		软体动物		甲壳类		水生昆虫		其他类群		合计	
	密度/ 个·m ⁻²	生物量/ g·m ⁻²	密度/ 个·m ⁻²	生物量/ g·m ⁻²	密度/ 个·m ⁻²	生物量/ g·m ⁻²	密度/ 个·m ⁻²	生物量/ g·m ⁻²	密度/ 个·m ⁻²	生物量/ g·m ⁻²	密度/ 个·m ⁻²	生物量/ g·m ⁻²
1			122.20	472.44			455.60	3.44			577.80	475.89
2	77.78	0.29	522.20	981.42	477.80	32.11	566.70	4.22			1644.40	1018.04
3			22.20	323.89			477.80	0.60	11.10	0.56	511.10	325.05
4							722.20	1.39			722.20	1.39
5					77.80	9.22	300.00	5.78			377.80	15.00
6							111.10	0.05			111.10	0.05
7			11.10	91.83	11.10	0.44	33.30	0.21			55.60	92.48
8							233.30	0.36			233.30	0.36
9	111.11	0.12	455.60	1412.54			288.90	2.43			855.60	1415.09
10							33.30	2.57			33.30	2.57
11			11.10	8.16			455.60	9.56			466.70	17.72
12			11.10	62.44	77.80	2.78	388.90	5.78			477.80	71.00
13	22.22	0.02	77.80	288.44	144.40	15.43	88.90	0.67			333.30	304.56
14	22.22	0.39			55.60	2.28	211.10	1.00			288.90	3.67
15	22.22	0.32	188.90	118.94	77.80	3.12	255.60	0.89			544.40	123.27
16			11.10	2.28	133.30	1.56	11.10	0.01			155.60	3.85
17			5.56	25.00	5.56	0.44			11.11	0.06	22.22	25.50
全流域	12.78	0.06	72.78	195.21	53.89	3.41	235.00	2.07	1.67	0.03	376.11	200.79

物量的 97.62%,其他类群的相对生物量最小,占总生物量的 0.01%。

2.3 水质生物学评价

依据本次调查研究得出的底栖动物群落数据,采用 5 种生物学指数法来评价文澜江流域,结果如表 3 所示;其中采用 Shannon-Wiener 多样性指数评估(H')值在 0.8~2.2,均值为 1.5,表明文澜江流域水质整体为轻污染,6 号和 14 号点位的 $H' < 1.0$,从而判断这些点位水质处于中度污染状态。Margalef 丰富度指数(D)值在 0.7~3.6,均值为 1.8,表明文澜江流域水质整体为轻污染,4 号点位的 $D <$

1.0,判断水质处于中污染状态。

Goodnight-Whitley 修正指数 (GBI) 在 0.8~1.0,均值为 1.0,表明文澜江流域水质整体为清洁,13 号点位的 GBI 指数为 0.8,显示水质处于微污染状态。生物指数(BI)在 2.05~8.00,均值为 3.95,表明文澜江流域水质整体为清洁,10 号点位的 BI 为 8.00,显示水质处于中污染状态,13 号点位的 BI 为 5.69,显示水质处于微污染状态。BPI 值在 0.2~2.3,均值为 0.8,表明文澜江流域水质整体为轻污染,4 号和 11 号点位的 BPI > 2.0 ,显示水质处于中污染状态。

表 3 文澜江生物指数及水质生物学评价结果

Tab.3 Biological indices and water quality assessment result for each sampling site in Wenlan River

点位编号	H'	评价等级	D	评价等级	GBI	评价等级	BI	评价等级	BPI	评价等级
1	1.8	轻污染	3.3	微污染	1.0	清洁	4.85	清洁	0.3	微污染
2	2.2	微污染	3.6	清洁	1.0	清洁	4.21	清洁	0.5	微污染
3	2.2	微污染	2.9	微污染	1.0	清洁	3.17	清洁	0.8	轻污染
4	1.0	轻污染	0.7	中污染	1.0	清洁	2.05	清洁	2.3	中污染
5	1.5	轻污染	2.1	微污染	0.9	清洁	4.65	清洁	0.5	微污染
6	0.9	中污染	1.3	轻污染	1.0	清洁	2.30	清洁	1.3	轻污染
7	1.6	轻污染	2.2	微污染	1.0	清洁	5.10	清洁	0.6	轻污染
8	1.1	轻污染	1.0	轻污染	1.0	清洁	3.10	清洁	0.8	轻污染
9	1.4	轻污染	1.4	轻污染	0.9	清洁	4.08	清洁	0.7	轻污染
10	1.2	轻污染	1.7	轻污染	1.0	清洁	8.00	中污染	0.4	微污染
11	1.5	轻污染	1.6	轻污染	1.0	清洁	2.10	清洁	2.1	中污染
12	1.7	轻污染	2.1	微污染	1.0	清洁	3.23	清洁	0.9	轻污染
13	1.6	轻污染	1.8	轻污染	0.8	微污染	5.23	清洁	0.4	微污染
14	0.8	中污染	1.1	轻污染	1.0	清洁	2.88	清洁	1.1	轻污染
15	2.0	微污染	2.1	微污染	1.0	清洁	3.24	清洁	0.6	轻污染
16	1.0	轻污染	1.1	轻污染	1.0	清洁	5.69	微污染	0.2	微污染
17	1.0	轻污染	1.4	轻污染	1.0	清洁	3.19	清洁	0.3	微污染
全流域	1.5	轻污染	1.8	轻污染	1.0	清洁	3.95	清洁	0.8	轻污染

3 讨论

3.1 文澜江流域底栖动物群落结构的组成特征

本次调查发现,文澜江流域水生昆虫为绝对优势类群,其次为软体动物、甲壳类、寡毛类和其他类群,此次为首次对文澜江流域的底栖动物群落结构和多样性进行调查采样,无历史数据进行比较。洪松等(2002)研究认为水生昆虫幼虫一般在有机污染较轻的河流或河段占优势,软体动物和寡毛类则在底质淤泥、有机质较丰富的河流或河段成为优势种;霍堂斌等(2012)对松花江的干流底栖动物调查后发现,水生昆虫种类占 63.8%,为绝对优势类群,松花江干流上游段的水质基本属于Ⅱ类;徐梦珍等(2012)对水质优良的雅鲁藏布江流域底栖动物多样性及生态评价调查也发现,水生昆虫占 71.8%,为绝对优势种。根据海南省环境质量报告书,文澜

江流域水质整体为优良,中上游的河段水质基本为Ⅱ类(某养殖型水库出水除外),下游经过临高县城后,受城市面源污染的影响,水质基本处于Ⅲ类。本研究中仅在中下游的城市河道(9、13、14、15 号点位)发现水栖寡毛类种类,且主要优势种为多足摇蚊属(*Polypedilum* sp.),与洪松等(2002)的研究结果一致,同时也从侧面反映出文澜江全流域有机污染较轻且水质优良。本次文澜江流域底栖动物调查中出现了环节动物多毛类如沙蚕科种类,此种类在海洋生境中极为常见(杨德浙和孙瑞平,1986),这可能是由于文澜江下游断面地处入海口的缘故。

3.2 评价指数对文澜江的适用性

在水质生物指数评价水体污染状况时,由于非污染因子(如底质、水深、岸边植被和水流速度等)与污染综合影响生物群落的结构和功能,单一生物指数很难准确反映区域水质状况,须结合理化水质

监测数据进行综合分析,选择适于调查水域的地方性生物指数,才能得到准确的评价结果(王博等,2011)。本次调查时间为2014年11月,为了验证采用生物指数对文澜江水质评价的可靠性和真实性,因此选用2013年11月、2014年11月、2013年及2014年海南省环境质量报告中临高文澜江水环境质量常规监测结果(表4)进行对比评价。

临高县作为典型的农业大县,2014年第一产业占临高县GDP比例的68.9%,其中又以渔业和农业种植业为支柱产业(临高县地方志编纂委员会办公室,2015)。因此,以第一产业为主体的文澜江流域,渔业和农业活动带来的污染可能成为影响流域水环境质量的主要压力来源,在常规监测断面也出现了Ⅲ类甚至超Ⅲ类的水质(超标指标为COD)。通过与常规水质监测结果对比,发现采用Shannon-Wiener多样性指数(H')、Margalef丰富度指数(D)和生物学污染(BPI)对文澜江流域的水质评价结果基本相同,并且与2013年11月、2014年11月2013年及2014年海南省环境质量报告临高文澜江相应常规监测点位评价结果也基本一致(表4),吻合度均为60%,表明这3种评价方法均从底栖动物层面

上准确反映了文澜江流域的水质状况。通过5种生物指数的比较,同时结合常规水质监测结果,笔者认为 H' 、 D 以及BPI指数结合评价结果较客观反映出文澜江流域的实际情况,是较适于文澜江流域的地方性生物指数;评估结果显示文澜江流域水质整体处于优良,但在局部地区(县城河道、水库出水)的水质却处于中度污染程度。生物指数(BI)和Goodnight指数(GBI)的评价结果在文澜江流域水质生物评价只做参考作用。采用Shannon-Wiener多样性和生物学污染指数(BPI)作为水质生物学评价指标,对京津及邻近地区(任淑智,1991)、松花江干流(霍堂斌等,2012)和东江干流(王博等,2011)水质现状进行评价,发现水质生物学评价结果与水化学评价结果基本吻合,说明这些水质生物学评价指数适合作为地方性生物评价指数,用于评价水域有机污染程度(郝卫民等,1995);但在本次研究中,多种生物评价指数评估结果间存在一定差异性,不同生物评估指标侧重点、文澜江流域上下游、入海口的理化特性、水文条件和地理条件等不同,可能是造成差异的原因,具体差异性原因以及构建文澜江流域水质生物学系统评价体系有待深入研究。

表4 临高文澜江水质类别的理化评价与生物评价结果对比

Tab.4 Comparison of water quality assessment by biological index and by monitored physicochemical parameters of water body in Wenlan River

评价资料与指数	不同点位的水质类别				
	4	5	13	14	16
2013年11月水质理化数据	Ⅲ	Ⅱ	Ⅱ	Ⅳ	Ⅱ
2013年度水质理化数据	Ⅳ	Ⅱ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ
2014年11月水质理化数据	Ⅲ	Ⅱ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ
2014年度水质理化数据	Ⅲ	Ⅱ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ
Shannon-Wiener多样性指数(H')	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅳ	Ⅱ
Margalef丰富度指数(D)	Ⅳ	Ⅱ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ
Goodnight-Whitley修正指数(GBI)	I	I	Ⅱ	I	I
生物指数(BI)	I	I	I	I	I
生物学污染指数(BPI)	Ⅳ	Ⅱ	Ⅱ	Ⅲ	Ⅲ

3.3 评价指数对文澜江的局限性

底栖动物生活于水体底部,其生物分布和丰度主要受温度、底质特征、食物来源、水文条件等影响,具典型的季节特性(蒋万祥等,2009)。陈萍萍等(2014)对上海市河道底栖动物群落结构调查发现,各季度底栖动物密度(夏季>冬季>春季>秋季)和生物量(冬季>秋季>夏季>春季)存在季节性差异;松花江干流受冰冻影响,春季的底栖动物生物量最低,夏季的生物量为全年最高(霍堂斌等,2012);底栖动物具有季节性,进而导致各项多样性指数也均具有明显的季节性差异(蒋万祥等,

2009)。因此,在利用底栖动物多样性指数时,构建季节性评价体系对文澜江流域生态系统的评价非常必要。本次研究并未进行季节性采样,在后期研究中应充分考虑季节性差异的影响。

入海河口作为河流生态系统和海洋系统之间的生态交错带,由于受潮汐作用的影响,具有明显入海河口的环境特征,底栖动物相比上游河道存在种群的特殊性。周晓蔚等(2009)对长江口及外海的底栖生物调查发现,由于长江口内以及口门附近的沉积环境与水文条件复杂多变,只有少数底栖动物种类能适应这种严酷的生态环境,向外海延伸,各站位

底栖动物的种类明显增加并处于自然波动状态。文澜江是典型独流入海型河流,具有明显入海河口的环境特征。本次调查中仅设置了 1 个入海河口监测点位(17 号),发现底栖动物种类偏少,出现沙蚕科等海洋生境中极为常见物种。在后期的研究中,应充分考虑入海河口的影响,进行系统的监测布点。

4 小结

(1)文澜江 17 个点位共采集到底栖动物 56 种,隶属 4 门、7 纲、29 科、56 种;其中水生昆虫为绝对优势类群,共 38 种,占总种数的 67.86%;甲壳类、寡毛类和其他类群分别采集到 5、3 和 7 种,各占总种数的 8.93%、5.36 和 3.57%。

(2)不同采样断面底栖动物种类数具有较大差异(3~19 种),2 号断面底栖动物种类最多,为 19 种;17 号入海口由于采样条件限制,种类数最少,仅 3 种。

(3)文澜江流域底栖动物密度和生物量分别为 376.11 个/m² 和 200.79 g/m²。多足摇蚊属(*Poly-pedilum* sp.)、米虾属(*Caridina* sp.)和环棱螺属(*Bellamya* sp.)为底栖动物的优势种,优势度分别为 0.16、0.04、0.03。

(4)结合常规水质理化指标,通过对 5 种生物指数的比较,Shannon-Wiener 多样性指数(H')、Margalef 丰富度指数(D)以及生物学污染指数(BPI)的评价结果与水质评价结果吻合度较高,宜作为文澜江流域的地方性水质生物学评价指标。

参考文献

陈萍萍,张瑞雷,赵风斌,等,2014. 上海市河道底栖动物群落结构及其水质评价[J]. 上海海洋大学学报,23(4): 564–572.

海南省国土环境资源厅. 2011–2014 年海南省环境质量公报[R].

郝卫民,王士达,王德铭,1995. 洪湖底栖动物群落结构及其对水质的初步评价[J]. 水生生物学报,19(8):124–134.

洪松,陈静生,2002. 中国河流水生生物群落结构特征探讨[J]. 水生生物学报,26(3):295–304.

霍堂斌,刘曼红,姜作发,2012. 松花江干流大型底栖动物群落结构与水质生物评价[J]. 应用生态学报,23(1):247–254.

蒋万祥,贾兴唤,周蜀婵,2009. 香溪河大型底栖动物群落结构季节动态[J]. 应用生态学报,20(4):923–928.

李新正,刘瑞玉,梁象秋,2007. 中国动物志:无脊椎动物(第

44 卷)[M]. 北京:科学出版社.

临高县地方志编纂委员会办公室,2015. 临高县年鉴[Z]. 海口:南方出版社.

刘月英,张文珍,王跃先,1979. 中国经济动物志:淡水软体动物[M]. 北京:科学出版社.

任淑智,1991. 京津及邻近地区底栖动物群落特征与水质等级[J]. 生态学报,11(3):262–267.

王博,刘全儒,周云龙,2011. 东江干流底栖动物群落结构与水质生物学评价[J]. 水生态学杂志,32(5):43–49.

徐梦珍,王兆印,潘保柱,2012. 雅鲁藏布江流域底栖动物多样性及生态评价[J]. 生态学报,32(8):2351–2360.

颜京松,游贤文,苑省三,1980. 以底栖动物评价甘肃境内黄河干支流枯水期的水质[J]. 环境科学,(4):14–20.

杨德浙,孙瑞平,1986. 中国近海多毛环节动物[M]. 北京:农业出版社.

袁锋,1996. 昆虫分类学[M]. 北京:中国农业出版社.

周晓蔚,王丽萍,郑丙辉,等,2009. 基于底栖动物完整性指数的河口健康评价[J]. 环境科学,30(1):242–247.

Barbour M T, Gerritsen J, Snyder B D, et al, 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish, Second Edition[M]. Washington DC: United States Environmental Protection Agency.

Hilsenhoff W L, 1987. An improved biotic index of organic stream pollution[J]. Great Lakes Entomologist, 20(1):31–39.

Hilsenhoff W L, 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index[J]. Journal of the North American Benthological Society, 7(1):65–68.

Karr J R, Chu E W, 2000. Sustaining living rivers[J]. Hydrobiologia, 422/423(4):1–14.

Karr J R, 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities[J]. Fisheries, 6(6):21–27.

Kolkwitz R, Marsson M, 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung[J]. Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie, 2:126–152.

Kornijów R, Gulati R D, Ozimek T, 1995. Food preference of freshwater invertebrates: comparing fresh and decomposed angiosperm and filamentous alga[J]. Freshwater Biology, 33(2):205–212.

Margalef D R, 1968. Perspectives in Ecological Theory[M]. Chicago: Univ Chicago Press.

Shannon C E, Weaver W, 1949. The Mathematical Theory of Communication[M]. Urbana: University of Illinois Press: 379–423.

Wilhm J L, Dorris T C, 1968. Biological parameters for water quality criteria[J]. BioScience, 18(6):477–481.

Macrozoobenthos Community Structure and Bioassessment of Water Quality in Wenlan River, Hainan Province

LIU Xian, MO Ling, CHEN Jun-feng, LIN Zhang-wen, XING Qiao

(Hainan Research Academy of Environmental Sciences, Haikou 571126, P. R. China)

Abstract: Wenlan River, located in Lingao County, Hainan Province, is an important drinking water source for local residents. In this study, we carried out the first investigation of community structure and biodiversity of macrozoobenthos in Wenlan River. Water quality in the Wenlan River was then evaluated based on the biological indices and compared with water quality monitoring results. The aim of the study was to explore biological methods for assessing water quality in Wenlan River and to provide reference data for environmental monitoring, assessment and management. In November 2014, macrozoobenthos sampling was carried out at 17 sampling sites (Site 1 – Site 17) from the upper reaches on downstream, covering the entire Wenlan River basin. A total of 56 macrozoobenthos species were collected, belonging to 29 families, 7 classes and 4 phyla. Aquatic insects (38 species) dominated the macrozoobenthos community, followed by mollusks (8 species), crustaceans (5 species), oligochaetes (3 species) and other taxa (2 species), accounting, respectively, for 67.86%, 14.29%, 8.93%, 5.36% and 3.57% of the total macrozoobenthos species. The number of species collected varied greatly by site, with the highest species richness at Site 2 (19 species) and lowest at Site 17, the estuary of the Wenlan River (3 species). The average density and biomass of macrozoobenthos were 376.11 ind/m² and 200.79 g/m². *Polypedilum* sp., *Caridina* sp., and *Belamya* sp. were the dominant taxa, with dominance values of 0.16, 0.04 and 0.03. Water quality assessment shows that the water is clean according to the Goodnight Whitley Modified Index (GBI) and Biotic Index (BI). The water is lightly polluted based on the Shannon-Wiener diversity index, Margalef richness index and Biotic Pollution Index (BPI), consistent with monitoring results based on physicochemical parameters. This indicates that the Shannon-Wiener diversity index, Margalef richness index and BPI are more suitable for biological assessment of water quality in the Wenlan River. In general, the water quality in the Wenlan River is good, but the aquaculture-based reservoir and urban river flowing through Lingao County were moderately contaminated and non-point source pollution by aquaculture wastewater and municipal sewage are the primary pollutant sources affecting the species composition and community structure of macrozoobenthos in the Wenlan River.

Key words: Wenlan River; macrozoobenthos; community structure; bioassessment of water quality