

城市污染河道沉积物 AVS 与重金属生物毒性研究

利锋^{1,2}, 温琰茂^{1*}, 朱娉婷¹

(1. 中山大学环境科学与工程学院环境污染控制与修复广东省重点实验室, 广州 510275; 2. 嘉应学院环境工程研究所, 梅州 514015)

摘要: 采集珠江三角洲典型城市污染河道佛山水道表层沉积物和上覆水样品, 测定了沉积物 AVS, Eh, SEM_{Pb}, SEM_{Cd}, SEM_{Cu}, SEM_{Zn}, SEM_{Ni}, SEM_{Cr}, 及上覆水 Eh, DO. 同步进行了底栖动物调查, 结合调查结果分析了城市污染河道沉积物 AVS 与重金属生物毒性的关系. 主要研究 SEM-AVS 判据在判断城市重污染河道重金属生物有效性方面的作用. 所测 AVS 最大值为 69.579 $\mu\text{mol/g}$, 最小值为 0.339 $\mu\text{mol/g}$, 均值为 20.283 $\mu\text{mol/g}$; 各采样站位 $\sum \text{SEM}_5$ (SEM_{Pb}, SEM_{Cd}, SEM_{Cu}, SEM_{Zn}, SEM_{Ni} 之和) 最大值为 23.067 $\mu\text{mol/g}$, 最小值为 1.062 $\mu\text{mol/g}$; 底栖动物种类和数量均较少, 且基本为耐污种, 优势种为水丝蚓. 13 个采样站位中, $\sum \text{SEM}_5 - \text{AVS} < 0$ 的有 9 个, MDS 分析结果显示: 这 9 个站位中的 7 个底栖动物群落结构相似程度高. 这表明重污染河道沉积物重金属的生物毒性与 SEM-AVS 的值关系密切, SEM-AVS 判据在判断重污染区域重金属的生物毒性方面具有较大作用; 同时说明重污染河流重金属生物毒性比较复杂, 不能完全由 SEM-AVS 解释.

关键词: 城市污染河道; 酸挥发性硫化物; 同步提取金属; 生物毒性

中图分类号: X522 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)08-1810-06

Acid Volatile Sulfide and Heavy Metals Biotoxicity in a Municipal Polluted River

LI Feng^{1,2}, WEN Yan-mao¹, ZHU Ping-ting¹

(1. Key Laboratory of Environmental Pollution and Remediation Technology of Guangdong Province, School of Environmental Science and Engineering, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510275, China; 2. The Research Institute of Environmental Engineering, Jiaying College, Meizhou 514015, China)

Abstract: The surface layer of sediment and overlying water samples of Foshan Waterway, a typical municipal polluted river in Pearl River Delta, have been sampled and analyzed. The analytical items of sediment and overlying water include AVS, Eh, SEM_{Pb}, SEM_{Cd}, SEM_{Cu}, SEM_{Zn}, SEM_{Ni}, SEM_{Cr}, and Eh, DO, respectively. The benthic macroinvertebrate investigation has been done at the same time in the same place. Combining the results above, the relationship between AVS and heavy metals biotoxicity in Foshan waterway has been discussed. The main object is to examine if the SEM-AVS criterion is valid in judging the biotoxicity of heavy metals in the heavily polluted river. The range of AVS is from 0.339 $\mu\text{mol/g}$ to 69.579 $\mu\text{mol/g}$, with the average of 20.283 $\mu\text{mol/g}$. The maximum $\sum \text{SEM}_5$ (Sum of SEM_{Pb}, SEM_{Cd}, SEM_{Cu}, SEM_{Zn}, SEM_{Ni}) is 23.067 $\mu\text{mol/g}$, while the minimum is 1.062 $\mu\text{mol/g}$. Both the species and quantity of benthic macroinvertebrate are little, and most of them belong to pollution bearable species, with *Limnodrilus* sp. as dominative species. There are 9 sampling stations where the $\sum \text{SEM}_5 - \text{AVS}$ are below zero, and the analytical results of Non-metric multi-dimensional scaling (MDS) indicate the benthic community structure of 7 sampling stations among them are similar. It means that the heavy metals biotoxicity in the heavily polluted river has close relationship with the value of SEM-AVS. It also proves that heavy metals biotoxicity in sediment is complicated, which can't be explained by SEM-AVS completely.

Key words: municipal polluted river; acid volatile sulfide (AVS); simultaneously extracted metals (SEM); biotoxicity

Di Toro^[1]首次报道水体沉积物中酸挥发性硫化物(acid volatile sulfide, AVS)对 Cd 的生物有效性的强烈影响之后, 沉积物 AVS 已成为水体重金属生态危害研究热点. 很多相关研究认为: 同步提取金属(simultaneously extracted metals, SEM)和 AVS 的相对值(SEM-AVS 或 SEM/AVS)可作为表征沉积物重金属生物有效性的重要参数, 据此可判断沉积物重金属是否具有生物毒性^[2~13].

沉积物 AVS 具有较强的区域性, 目前各地测出来的数据相差较大^[8, 12~21], 因此需要大量采集各种

不同地质条件, 不同污染程度的沉积物进行测定, 以进一步寻找其规律性. 目前关于城市重污染河道 AVS 的研究鲜见报道, 且大部分研究都集中于 Cu, Ni, Pb, Zn, Cd 这 5 种二价金属, 对其他金属较少涉及, 并较少对底栖生物进行同步调查以验证分析结

收稿日期: 2007-01-25; 修订日期: 2007-03-17
基金项目: 国家自然科学基金项目(40071074); 广东省科技计划项目(2006B13501008)
作者简介: 利锋(1975~), 男, 博士研究生, 高级实验师, 主要研究方向为污染沉积物生态危害及修复, E-mail: Lifeng19932005@yahoo.com.cn
* 通讯联系人

果,佛山水道是珠江三角洲重要工业城市佛山市的主要排污渠道,是典型城市污染河道.课题组采集了该河道沉积物、上覆水及底栖动物样本进行研究,主要目的是研究 SEM-AVS 判据在判断城市重污染河道重金属生物有效性方面的作用.

1 材料与方法

1.1 样品采集及处理

根据 2005-07 对佛山水道水质和底质污染状况的调查结果^[22,23],2006-08 选择了 13 个具有代表性的站位重新进行采样,各采样站位的具体位置见图 1.用于测定 AVS 及 SEM 的表层沉积物样品采集方法为:在大约4 m²范围内,用自制的 Beeker 型沉积物采样器采集 3 根柱状样,取表层 10 cm 样品,现场密封保存,运回实验室后,0~4℃条件下原样保存,2 周内测完.同步进行底栖动物采样:平行采集 3 根柱样,带回实验室进行分析;同时在各采样站位采集 2 个柱样,现场粗测底栖动物种类和数量.上覆水采集方法如下:用柱状采样器把表层沉积物和其上覆水一起采集至船上,静置 30 min 后用虹吸管吸取离沉

积物 5~10 cm 之间的上覆水.

1.2 分析方法

AVS 和 SEM 测定采用 Allen 等提出^[24],并为其其他研究者^[12,16,25]广泛采用的氮载气冷酸溶硫化物法(the purge-and-trap method).测定过程如下:通氮气完全驱除装置中的氧气,称取2~5 g湿沉积物投入内盛 1 mol/L HCl 溶液的反应瓶,经磁力搅拌,生成的 H₂S 随高纯氮载气转移到内含 0.5 mol/L 的 NaOH 溶液的吸收瓶中,之后用亚甲蓝法测 AVS.反应瓶内溶液经 0.45 μm 滤膜过滤,用等离子发射光谱 ICP (PerkinElmer, Optima5300, DV)测定滤液中 SEM.

底栖动物测定:在实验室内将柱状样经 40 目分样筛筛后,放入白瓷盘中拣出底栖动物,用 70% 酒精固定、编号、装入磨砂广口瓶,经镜检、计数、称重,最后换算成单位面积的种群密度和生物量.

氧化还原电位测定采用便携式氧化还原电位计(5041 型,上海三信仪表厂)现场测量.溶解氧测定采用碘量法,现场加入 MnSO₄ 和碱性碘化钾作固定剂,密封后带回实验室测量.

数据分析处理采用 SPSS14.0 和 Excel2003.

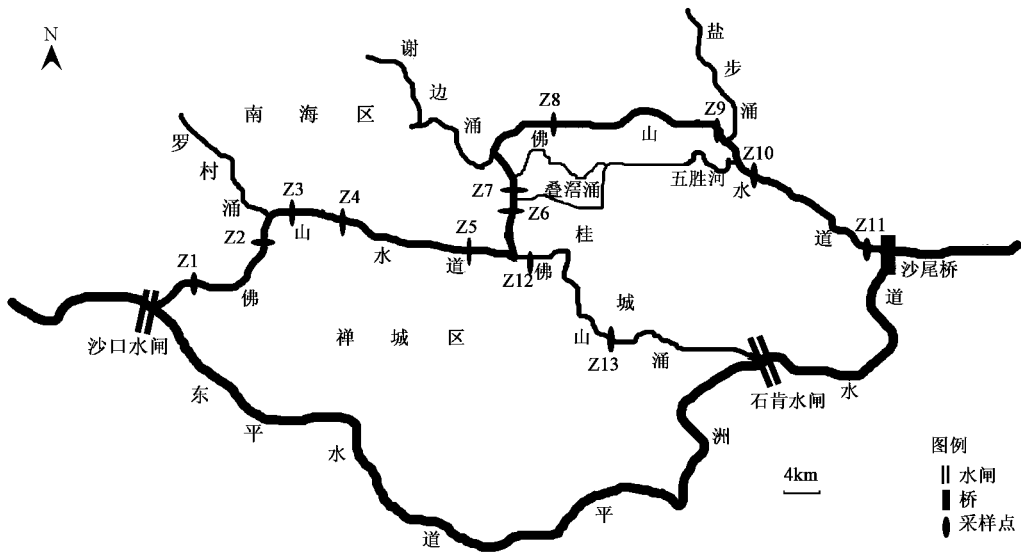


图 1 各采样站位位置
Fig.1 Locations of the sampling stations

2 结果

各采样站位 AVS 与 SEM 的测定结果见表 1,底栖动物的测定结果见表 2(Z2 与 Z6 这 2 站位未发现底栖动物,故未列入表内),Eh 与 DO 的测定结果见表 3.

3 讨论

3.1 沉积物 AVS 及 SEM 分布

所测 39 个样品(每个采样站位 3 个,共 13 个采样站位)数据先用 SPSS 软件进行正态分布检验,结

表 1 各采样点 AVS 与 SEM (平均值 ± 标准差, $n = 3$)/ $\mu\text{mol} \cdot \text{g}^{-1}$

Table 1 AVS and SEM of sampling sites (average ± standard deviation, $n = 3$)/ $\mu\text{mol} \cdot \text{g}^{-1}$

样点	AVS	SEM _{Pb}	SEM _{Zn}	SEM _{Cu}	SEM _{Cd}	SEM _{Ni}	SEM _{Cr}
Z1	0.723 ± 0.344	0.168 ± 0.031	0.582 ± 0.039	0.207 ± 0.091	0.002 ± 0.001	0.103 ± 0.010	0.201 ± 0.079
Z2	8.967 ± 2.505	0.121 ± 0.041	1.543 ± 0.301	0.201 ± 0.036	0.002 ± 0.001	0.187 ± 0.033	0.812 ± 0.65
Z3	11.276 ± 2.763	0.521 ± 0.043	7.451 ± 0.597	4.321 ± 0.312	0.026 ± 0.008	1.112 ± 0.350	6.341 ± 0.843
Z4	49.579 ± 18.126	0.191 ± 0.040	3.624 ± 0.787	1.837 ± 0.703	0.011 ± 0.003	0.781 ± 0.133	2.782 ± 1.140
Z5	11.139 ± 3.069	0.601 ± 0.244	3.078 ± 0.953	1.394 ± 0.281	0.017 ± 0.005	0.431 ± 0.227	1.302 ± 0.243
Z6	59.013 ± 12.905	0.502 ± 0.108	5.014 ± 0.813	3.812 ± 0.618	0.025 ± 0.006	1.501 ± 0.522	4.412 ± 0.534
Z7	31.274 ± 13.357	1.207 ± 0.313	10.243 ± 2.409	7.875 ± 1.105	0.045 ± 0.006	3.247 ± 0.713	9.795 ± 2.172
Z8	9.261 ± 3.570	0.416 ± 0.119	2.371 ± 0.738	0.582 ± 0.037	0.007 ± 0.002	0.179 ± 0.023	0.416 ± 0.108
Z9	19.327 ± 3.516	0.854 ± 0.174	14.487 ± 4.682	5.992 ± 1.047	0.040 ± 0.007	1.694 ± 0.432	7.095 ± 1.336
Z10	13.285 ± 3.770	0.785 ± 0.316	11.941 ± 2.399	3.012 ± 0.943	0.034 ± 0.004	1.012 ± 0.207	5.103 ± 1.419
Z11	11.213 ± 2.478	0.111 ± 0.018	1.446 ± 0.269	0.191 ± 0.037	0.002 ± 0.001	0.589 ± 0.160	0.424 ± 0.147
Z12	26.406 ± 8.445	0.478 ± 0.191	5.308 ± 1.148	0.999 ± 0.509	0.011 ± 0.002	0.522 ± 0.082	0.942 ± 0.114
Z13	12.219 ± 3.813	0.289 ± 0.104	5.413 ± 1.480	0.968 ± 0.341	0.009 ± 0.002	0.752 ± 0.196	1.474 ± 0.433

表 2 各采样点底栖动物栖息密度和生物量

Table 2 Density and biomass of benthic macroinvertebrate

底栖动物	Z1	Z3	Z4	Z5	Z7	Z8	Z9	Z10	Z11	Z12	Z13
环节动物门	颤蚓(<i>Tubifex</i> sp.)/个·m ⁻²					903		983	1 228		
	水丝蚓(<i>Limnodrilus</i> sp.)/个·m ⁻²	1 474	246	38 575	26 983	23 587	24 692	3 440	10 073	25 061	22 850
	尾鳃蚓(<i>Branchiura</i> sp.)/个·m ⁻²				369			246			246
	仙女虫(<i>Naididae</i> sp.)/个·m ⁻²						1 563		1 228		
软体动物门	河蚬(<i>Corbicula fluminea</i>)/个·m ⁻²	246									
	栖息密度/个·m ⁻²	1 720	246	38 575	27 352	23 587	27 158	3 686	11 056	27 517	22 850
	生物量/g·m ⁻²	1 141.06	0.25	21.72	31.01	19.04	16.12	1.94	5.85	16.56	14.89

表 3 沉积物和上覆水 Eh 与 DO 测定结果

Table 3 Monitoring results of Eh and DO

样点	Eh(沉积物) /mV	Eh(上覆水) /mV	DO(上覆水) /mg·L ⁻¹
Z1	-13	46	3.3
Z2	-171	-140	0
Z3	-107	-15	0.2
Z4	-161	-121	0
Z5	-142	-124	0
Z6	-196	-171	0
Z7	-152	-131	0
Z8	-133	-21	0.1
Z9	-155	-117	0
Z10	-149	-129	0
Z11	-103	-20	0.1
Z12	-182	-165	0
Z13	-137	-19	0.1

果表明所得数据服从正态分布. 然后用 SPSS 进行统计学分析, 结果见表 4.

目前的研究认为沉积物中 AVS 是有机质被氧化, 同时硫酸盐还原菌(SRB)还原硫酸盐的产物, 故疏库和沉积物的氧化还原状况是影响 AVS 的关键因素^[2,7,8,10,19]. 由表 4, 佛山水道沉积物 AVS 最大值

表 4 佛山水道表层沉积物 AVS 与 SEM 统计结果($n = 39$)/ $\mu\text{mol} \cdot \text{g}^{-1}$

Table 4 Statistical results of AVS and SEM of Foshan waterway surface sediment($n = 39$)/ $\mu\text{mol} \cdot \text{g}^{-1}$

项目	最大值	最小值	均值	均方差	中位数	变异系数/%
AVS	69.579	0.339	20.283	17.909	14.139	88.30
SEM _{Pb}	1.457	0.094	0.48	0.345	0.389	71.88
SEM _{Zn}	18.665	0.538	5.577	4.452	4.212	79.83
SEM _{Cu}	9.124	0.119	2.415	2.437	1.517	100.91
SEM _{Cd}	0.052	0.001	0.018	0.015	0.012	83.33
SEM _{Ni}	4.048	0.093	0.932	0.868	0.705	93.13
SEM _{Cr}	11.558	0.124	3.612	3.116	1.673	86.27

为 69.579 $\mu\text{mol/g}$, 最小值为 0.339 $\mu\text{mol/g}$, 均值达 20.283 $\mu\text{mol/g}$. Lawra 等^[15]在研究美国 Mississippi 河时, 测得 AVS 最大值(1.2 ± 0.4) $\mu\text{mol/g}$; Muchaa 等^[18]在研究葡萄牙 Duoro 河口时, 测得 AVS 最大值(2.8 ± 1.3) $\mu\text{mol/g}$; 霍文毅等^[20]在研究胶州湾养殖海区沉积物中 AVS 时, 测得 AVS 最大值 19.11 $\mu\text{mol/g}$. 与上述研究结果相比, 佛山水道 AVS 值较高, 其原因可能是: 表层沉积物长期处与厌氧与强还原状态; 生物极少, 通过生物扰动向表层沉积物进行

氧传递很困难;由于岸上污染源长期影响,沉积物中积聚了大量硫.例如 AVS 值最高的 Z6 站位,旁边有一规模很大的酱油厂,附近的工业区亦有大量印染和皮革厂,大量含硫废水的排入使得该站位污染严重;由表 3 可见其上覆水 DO 为 0,沉积物氧化还原电位为 -196 mV,处于强还原状态. AVS 值次高的 Z4 站位,位于一处废弃不久的煤码头,表层沉积物中含硫煤渣占了一大部分;从表 3 可见,其 DO 为 0,沉积物 Eh 为 -121 mV,处于绝对厌氧和强还原状态.

由表 4、表 5, Z9 站位 $\sum SEM_5$ (SEM_{Pb} , SEM_{Cd} , SEM_{Cu} , SEM_{Zn} , SEM_{Ni} 之和) 最高, 达 $23.067 \mu\text{mol/g}$, Z1 站位 $\sum SEM_5$ 最低, 为 $1.062 \mu\text{mol/g}$. Lawra 等^[15] 测得 $\sum SEM_6$ (SEM_{Pb} , SEM_{Cd} , SEM_{Cu} , SEM_{Zn} , SEM_{Ni} , SEM_{Cr} 之和) 最大值 $(1.6 \pm 0.2) \mu\text{mol/g}$, Muchaa 等^[18] 测得 $\sum SEM_5$ 最大值 $(1.7 \pm 0.6) \mu\text{mol/g}$. 与上述研究结果比较佛山水道 SEM 值总体较高, 主要原因在于其属于重金属严重污染区域, 沉积物重金属总量颇高, 利锋等^[22,23] 2005-07 对该区域采样调查结果表明其沉积物重金属在大多数采样点均较高, 超过 GB 4284-84 限值的现象较普遍. 从各种重金属来看, SEM_{Zn} 最高, SEM_{Cr} 次之, SEM_{Cd} 最低, SEM_{Zn} 最大值达到 $18.665 \mu\text{mol/g}$, SEM_{Cr} 最大值达 $11.558 \mu\text{mol/g}$, SEM_{Cd} 的最大值只有 $0.052 \mu\text{mol/g}$. SEM_{Zn} 和 SEM_{Cr} 占了 $\sum SEM$ 的很大比重, $\sum SEM$ 的分布模式主要由 SEM_{Zn} 和 SEM_{Cr} 的分布模式决定. 进一步分析, 佛山水道 SEM 还受岸上污染源分布和水动力条

件影响. 例如 Z7 站位, 处滩地缓流区, 河面较宽, 流速较缓, 上游来水中的颗粒物易沉降于此, 其纳污范围内有不少五金、电镀、金属加工等污染企业, 故 $\sum SEM_6$ 在各站位中最高.

3.2 佛山水道底栖生物

从表 2 可见, 底栖动物的种类和数量均较少, 且除了 Z1 站位发现有河蚬外, 其余均为耐污染物种, 水丝蚓为优势种; 有 2 个站位 (Z2 与 Z6) 在本次调查中甚至未发现任何底栖动物. 根据前期调查结果 Z2 与 Z6 站位各项污染指标均较高, 环境质量状况很差^[22,23]. 因此, 底栖动物少的主要原因可能是水道被严重污染, 底栖动物生存环境恶劣.

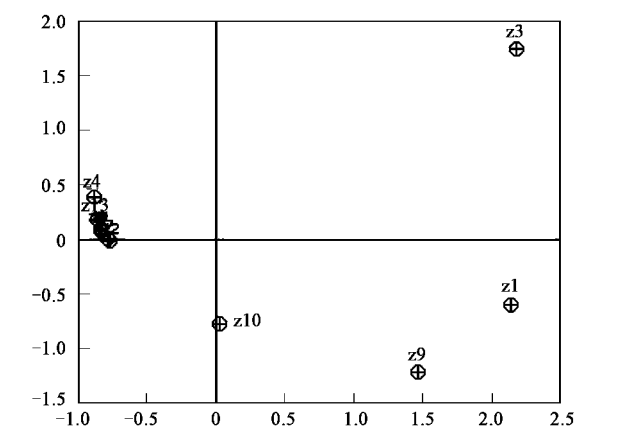


图2 佛山水道底栖动物 MDS 分析结果
Fig.2 MDS results of foshan waterway macrobenthos

在重污染区域生物调查中, 常常出现生物数据矩阵里半数以上数据为 0 的现象. 根据这一特点, 所选择衡量样本相似性的方法应不受生物数据矩阵元为 0 的影响. 基于 Bray-Curtis 非相似性系数基础上的非度量多维标度排序 (non-metric multi-dimensional scaling, MDS) 分析方法被很多研究者认为是处理此类问题的好方法^[18,26~28]. 因此, 根据本次佛山水道底栖动物调查的情况, 采用 MDS 分析法对 11 个站位 (Z2 和 Z6 站位未发现底栖动物, 故剔除) 底栖动物的调查结果进行分析. 处理过程如下: 对各站位原始数据进行四次方根变换; 计算 Bray-Curtis 非相似性系数; 用 SPSS 中的 MDS 分析模块对数据进行分析. 分析结果见图 2, 由图 2 可见: Z4, Z5, Z7, Z8, Z11, Z12, Z13 这 7 个站位在 MDS 图上的距离很近, 表明这些站位底栖动物群落结构相似程度高.

3.3 沉积物 AVS、SEM 与生物毒性

Di Toro 等^[6]、Ankley^[2]、Hansen 等^[3]、Berry 等^[4] 认为当 AVS 大于 SEM 时, 从理论上说, 游离重金属

表 5 各采样站位 $\sum SEM_5$ 、 $\sum SEM_6$ 与 $AVS/\mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}$

Table 5 $\sum SEM_5$, $\sum SEM_6$ and AVS of the sampling stations/ $\mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}$

样点	$\sum SEM_5$	$\sum SEM_6$	$\sum SEM_5-AVS$	$\sum SEM_6-AVS$
Z1	1.062	1.263	0.339	0.54
Z2	2.054	2.866	-6.913	-6.101
Z3	13.431	19.772	2.155	8.496
Z4	6.444	9.226	-43.135	-40.353
Z5	5.521	6.823	-5.618	-4.316
Z6	10.854	15.266	-48.159	-43.747
Z7	22.617	32.412	-8.657	1.138
Z8	3.555	3.971	-5.706	-5.29
Z9	23.067	30.162	3.74	10.835
Z10	16.784	21.887	3.499	8.602
Z11	2.339	2.763	-8.874	-8.45
Z12	7.318	8.26	-19.088	-18.146
Z13	7.431	8.905	-4.788	-3.314

都会被束缚,因此 SEM-AVS 可以作为重金属生物有效性和生态风险的指示器.这一观点已被很多同行所接受^[7,8,15],并且在室内模拟实验中得到了证实^[2~4,9,11].对这一判据的野外现场验证相对较少,有关重污染河道 SEM-AVS 与底栖动物群落结构关系的研究鲜有报道.表 5 是 SEM-AVS 的统计表,从表 5 可见,∑SEM₅-AVS 的站位有 9 个,除了 Z2 和 Z6 站位底栖动物为 0 外,其余 7 个站位由 MDS 分析结果可见底栖动物群落结构均比较相似.这表明重污染河道沉积物重金属的生物毒性与 SEM-AVS 的值关系密切,SEM-AVS 判据在判断重污染区域重金属的生物毒性方面具有较大作用;但也表明重污染河流重金属生物毒性比较复杂,不能完全由 SEM-AVS 解释.例如本次调查中的 Z6 站位,AVS 远远高于 ∑SEM₅,二者之间的差值达 48.159 μmol/g,但该站位未发现任何底栖动物,SEM-AVS 判据无法对此作出解释,其原因需要进一步研究.

虽然很多研究主要针对 Cu, Ni, Pb, Zn, Cd 这 5 种二价重金属,但这并不意味着 AVS 对其它重金属的生物有效性没有影响.由于重金属基本上都是亲硫元素,所以其它重金属在水体中的行为也受到 AVS 的影响,但是其迁移转化机理可能有所差别. Morse 等^[29]的研究表明:Cr 在水体的形态变化及与硫化物结合的规律与二价重金属(Cu, Ni, Cd, Zn, Pb)有差别.从本次调查的结果来看 SEM_{Cr} 的含量在各站位均占较大比例,而且 Cr 是毒性较高的污染物,故本次研究在考察重金属生物毒性时,将 SEM_{Cr} 一并考虑进去了.

4 结 论

(1)佛山水道 AVS 和 SEM 均较高.高 AVS 是岸上污染源硫排放和水体长期处于厌氧状态的结果.高 SEM 的主要原因在于该区域沉积物重金属总量颇高,SEM 分布受岸上污染源位置及水动力条件等因素影响.

(2)佛山水道底栖动物的种类和数量均较少,且基本为耐污种,水丝蚓为优势种;这与该区污染严重,生境恶劣有关.

(3)MDS 分析结果显示: ∑SEM₅-AVS < 0 的 9 个站位中的 7 个底栖动物群落结构相似程度高.这表明重污染河道沉积物重金属的生物毒性与 SEM-AVS 的值关系密切,SEM-AVS 判据在判断重污染区域重金属的生物毒性方面具有较大作用;但也表明

重污染河流重金属生物毒性比较复杂,不能完全由 SEM-AVS 解释.

致谢:感谢中山大学环境科学与工程学院胡鹏杰、余光辉、邹晓锦、宋巍巍、刘宁机、邱媛、梁德星同学和中山大学生命科学学院梁建平同学在采样和实验过程中给予的帮助.

参考文献:

[1] Di Toro D M, Mahony J D, Hansen D J, *et al.* Toxicity of cadmium in sediments: The role of acid volatile sulfide[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 1990, **9**: 1487 ~ 1502.

[2] Ankley G T. Predication the acute toxicity of copper in freshwater sediments: evaluations of the role acid-volatile sulfide [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 1993, **12**: 315 ~ 323.

[3] Hansen D J, Berry W J, Mahony J D, *et al.* Predicting the toxicity of metal-contaminated field sediments using interstitial concentrations of metals and acid-volatile sulfide normalizations [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 1996, **15**: 2080 ~ 2094.

[4] Berry W J, Hansen D J, Mahony J D, *et al.* Predicting the toxicity of metal-spiked laboratory sediments using acid-volatile sulfide and interstitial water normalizations[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 1996, **15**: 2067 ~ 2079.

[5] Science Advisory Board of U. S. EPA. Review of the agencies approach for developing sediment criteria for five metals [R]. Washington, D C: U.S. Environmental Protection Agency, 1995. 1 ~ 10.

[6] Di Toro D M, Mahony J D, Hansen D J, *et al.* Acid volatile sulfide predicts the acute toxicity of cadmium and nickel in sediments[J]. Environmental Science and Technology, 1992, **26**: 96 ~ 101.

[7] Casas A, Crecelius E. Relationship between acid volatile sulfide and the toxicity of zinc, lead and copper in marine sediments [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 1994, **13**: 529 ~ 536.

[8] Van Griethuysen C, Van Baren J, Ethm P. Trace metal availability and effects on benthic community structure in floodplain lakes [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2004, **23**: 668 ~ 681.

[9] Di Toro D M, Mc Grath J A, Hansen D J, *et al.* Predicting sediment toxicity using a sediment biotic ligand model: methodology and initial application[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2005, **24**: 2410 ~ 2427.

[10] Naylor C, Davison W, Motelica-Heinoa M, *et al.* Potential kinetic availability of metals in sulfuric freshwater sediments [J]. Science of the Total Environment, 2006, **357**(3): 208 ~ 220.

[11] 韩建波, 马德毅, 闫启仑, 等. 海洋沉积物中 Zn 对底栖端足类生物的毒性[J]. 环境科学, 2003, **24**(6): 101 ~ 105.

[12] 文湘华, Allen H E. 乐安江沉积物酸可挥发硫化物含量及溶解氧对重金属释放特性的影响[J]. 环境科学, 1997, **18**(4): 32 ~ 34.

[13] 梁涛, 陶澍, 贾振邦, 等. 香港河流及近海表层沉积物和孔隙水的毒性研究[J]. 环境科学学报, 2001, **21**(5): 557 ~ 562.

[14] Mackey A P, Mackay S. Spatial distribution of acid volatile sulfide concentration and metal bioavailability in mangrove sediments from the Brisbane River, Australia [J]. Environmental Pollution, 1996, **93**(2): 205 ~ 209.

- [15] Lawra A G, James L J H, William I W, *et al.* Seasonal bioavailability of sediment-associated heavy metals along the Mississippi River Floodplain [J]. *Chemosphere*, 2001, **45**: 643 ~ 651.
- [16] Yu K C, Tsai L J, Chen S H, *et al.* Chemical binding of heavy metals in anoxic river sediments [J]. *Water Research*, 2001, **35** (17): 4086 ~ 4094.
- [17] Fang T, Li X D, Zhang G. Acid volatile sulfide and simultaneously extracted metals in the sediment cores of the Pearl River Estuary, South China [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2005, **61** (3): 420 ~ 431.
- [18] Muchaa A P, Vasconcelos M Teresa S D, Bordalo A A. Spatial and seasonal variations of the macrobenthic community and metal contamination in the Douro estuary (Portugal) [J]. *Marine Environmental Research*, 2005, **60**(5): 531 ~ 550.
- [19] van Griethuysen C, de Lange H J, van den Heuij V, *et al.* Temporal dynamics of AVS and SEM in sediment of shallow freshwater floodplain lakes [J]. *Applied Geochemistry*, 2006, **21**(4): 632 ~ 642.
- [20] 霍文毅, 李全生, 马锡年. 胶州湾养殖海区沉积物中酸可挥发性硫的研究 [J]. *地理科学*, 2001, **21**(2): 135 ~ 139.
- [21] 宋进喜, 李金成, 王晓蓉, 等. 太湖梅梁湾沉积物中酸挥发性硫化物垂直变化特征研究 [J]. *环境科学学报*, 2004, **24**(2): 271 ~ 274.
- [22] 利锋, 韦献革, 黄雁云, 等. 佛山水道底泥污染物释放动态模拟 [J]. *中国给水排水*, 2006, **22**(17): 88 ~ 91.
- [23] 利锋, 韦献革, 余光辉, 等. 佛山水道底泥重金属污染调查 [J]. *环境监测管理与技术*, 2006, **18**(4): 12 ~ 14.
- [24] Allen H E, Fu G, Deng B. Analysis of acid-volatile sulfide (AVS) and simultaneously extracted metals (SEM) for the estimation of potential toxicity in aquatic sediment [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1993, **12**: 1441 ~ 1453.
- [25] 林玉环, 郭明新, 庄岩. 底泥中酸性挥发硫及同步浸提金属的测定 [J]. *环境科学学报*, 1997, **17**(3): 353 ~ 358.
- [26] Tagliapietra D, Paeen M, Wager C. Macrobenthic community changes related to eutrophication in Palude Delta Rosa Benetian Lagoon, Italy [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1998, **47**: 217 ~ 226.
- [27] Hyland J, Balthis L, Karakassis I, *et al.* Organic carbon content of sediments as an indicator of stress in the marine benthos [J]. *Marine Ecology Progress Series*, 2005, **295**: 91 ~ 103.
- [28] 马藏允, 刘海, 王惠卿, 等. 底栖生物群落结构变化多元变量统计分析 [J]. *中国环境科学*, 1997, **17**(4): 297 ~ 300.
- [29] Morse J W, Luther III G W. Chemical influences on trace metal-sulfide interactions in anoxic sediments [J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1999, **63**(19): 3373 ~ 3378.
- [30] Morse J W, Rickard D. Chemical dynamics of sedimentary acid volatile sulfide [J]. *Environmental Science and Technology*, 2004, **38**: 131 ~ 136.