

长江口全沉积物和间隙水毒性评估

杨莉¹ 李一帆² 刘家增² 殷鸿洋³ 孙昭³

1 常州苏测环境检测有限公司, 江苏 常州 213164

2 常州大学环境科学与工程学院, 江苏 常州 213164

3 常州科清环保科技有限公司, 江苏 常州 213164

[摘要] 一直以来长江作为我国的第一大河, 世界的第三大河, 贯穿着我国的大陆腹地, 丰沛的水资源为长江口水域的各类功能开发创造了良好的条件。而随着工业和农业的迅猛发展, 各类污染物通过各种途径排入长江流域, 长江口地区受到的水环境污染问题也日益受到人们的重视。本实验选取合适的受试生物通过毒性鉴别评估判断出长江口沉积物中毒性分类, 采用河蚬对长江口沉积物样进行 10 日初始毒性试验表征, 28 日慢性毒性试验, 利用大型蚤对间隙水进行初始毒性测试, 为建立适合我国国情的沉积物毒性鉴别评估程序提供依据。

[关键词] 长江口; 沉积物; 间隙水; 受试生物; 毒性鉴别

DOI: 10.33142/hst.v7i4.12266

中图分类号: P734.4

文献标识码: A

Toxicity Assessment of Total Sediment and Interstitial Water in the Yangtze River Estuary

YANG Li¹, LI Yifan², LIU Jiazeng², YIN Hongyang³, SUN Zhao³

1 Changzhou Suce Environmental Testing Co., Ltd., Changzhou, Jiangsu, 213164, China

2 School of Environmental Science and Engineering, Changzhou University, Changzhou, Jiangsu, 213164, China

3 Changzhou Keqing Environmental Protection Technology Co., Ltd., Changzhou, Jiangsu, 213164, China

Abstract: The Yangtze River has always been the largest river in China and the third largest river in the world, running through the hinterland of Chinese mainland. The abundant water resources have created favorable conditions for the development of various functions in the Yangtze River estuary. With the rapid development of industry and agriculture, various pollutants are discharged into the Yangtze River Basin through various channels, and the water environment pollution problem in the Yangtze River estuary area is increasingly receiving people's attention. In this experiment, suitable test organisms were selected to determine the toxicity classification of sediment in the Yangtze River estuary through toxicity identification evaluation. The sediment samples from the Yangtze River estuary were subjected to a 10 day initial toxicity test and a 28 day chronic toxicity test using river clams. The initial toxicity test was conducted on interstitial water using *Daphnia magna*, providing a basis for establishing a sediment toxicity identification and evaluation program suitable for Chinese national conditions.

Keywords: Yangtze River estuary; sediments; interstitial water; test organism; toxicity identification

长江贯穿着我国的大陆腹地, 在我国全部入海河流流域中, 长江占了 41.9%, 陆地总面积被长江占据了 18.8%, 长江口年径流量排在世界第三位, 超过 9282 亿 m³, 年输沙量排在世界第二位, 约有 5 亿吨^[1]。长江口水域的水资源非常丰沛, 具有良好的条件来开发各类功能。而随着工业和农业的迅猛发展, 各类污染物排入长江流域, 长江口地区受到的水环境污染问题也日益受到人们的重视^[2], 其中有些污染物进入水体后, 逐步在表层沉积物中富集, 或附着于悬浮颗粒, 或溶于间隙水, 但这些污染物都会以各种形式进入到沉积环境, 因此水体沉积物是污染物最终的归宿地之一^[3-4]。而水体沉积物通常又为一些浮游生物提供良好的生活栖息场所, 污染物的大量富集会对水生生物的生长、繁殖、栖息产生影响, 甚至会影响整个水生生态系统对人类身体以及各类生物造成不可避免的危害^[5]。

传统的沉积物毒性评价方法是以化学分析法为主, 运

用各种仪器将水体中沉积物的有毒有害物质, 以及相关参数直接测出, 但由于环境毒物间的联合、拮抗作用限制了生物的有效性, 所以在单纯化学分析的基础上, 我们采取两种方法, 分别为全沉积物毒性鉴别和间隙水毒性鉴别。毒性鉴别评估方法(toxicity identification evaluation, TIE) 是一种评估沉积物毒性的综合技术体系, 通过生物毒性测试, 对数理统计等各种分析方法进行综合运用, 以此来确定生物效应与污染沉积物的有毒物质之间的某种联系, 是一种评估沉积物毒性的相对理想且较新的方法^[6-7]。

1 实验材料与方法

1.1 采样点介绍

从地理位置上看, 长江口为半日潮河口, 表现为“三级分汊, 四口入海”, 1950 年以来, 徐六径江心洲经过围垦成陆后, 江面由 13km 宽度缩小到 5.8km 的宽度, 成为长江口上段的节点^[8]。出徐六径后, 河口被崇明岛分割

为南支及北支，南支在长兴岛以下被分为南港和北港，南港在九段沙以下分为南槽和北槽^[9]。本文研究区位于长江口“30.5~32°N, 121~122.6°E”的区域，即由徐六径到入海-20m等深线内，见图1。在不同水文期（丰、平、枯水期）于长江口50个点位（包括岸边、河道、近海）及7个典型断面（如图1）采集表层水样、表层沉积物。

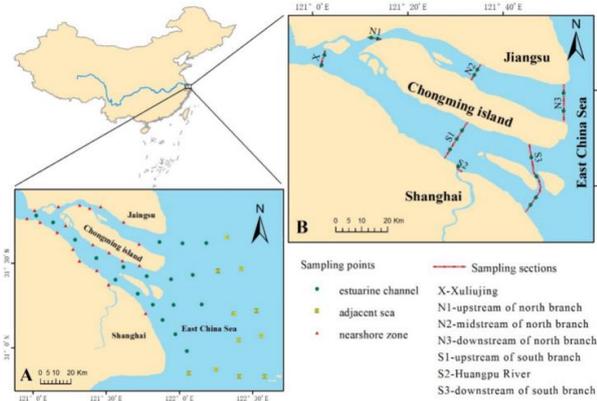


图1 长江口采样点及采样断面分布

1.2 实验方法

1.2.1 全沉积物毒性评估

试验系统的建立：根据我们选定的受试生物河蚬，建立沉积物毒性鉴定评估试验系统，试验装置如图2所示。

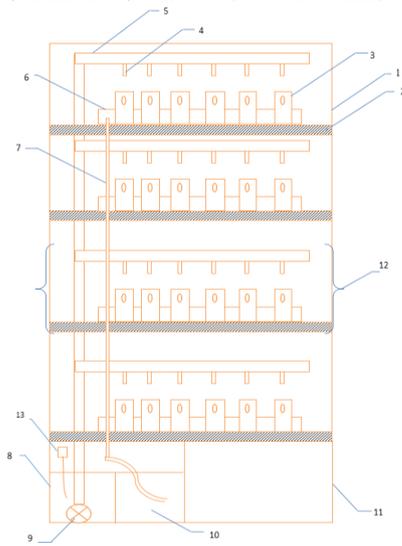


图2 沉积物TIE试验装置图

沉积物TIE试验在3L玻璃容器3中进行，每个容器侧壁钻一个直径1.6cm的洞。这些容器放在一个玻璃水槽6中。水槽底部插入出水管7，出水管高出底部3厘米，当水槽中排出废水高于出水管时，废水自动从出水管流出，最后流入培养箱底部的废液池10中。水槽及3L玻璃容器放置在容积：1000L，外形尺寸1313×740×1970mm工作室尺寸1260×630×1250mm改造后配有进出水管路的恒温光照培养箱1中，以便控制光照比及试验温度。培养箱底部设有蓄水池8及废液池10，蓄水池中安装潜水泵9

及氧气泵13。潜水泵连接有间歇式定时开关，氧气泵气头通入蓄水池中，用以给蓄水池中水通气，保证上覆水中溶解氧量。蓄水池中的水由潜水泵9通过管路5泵入试验玻璃容器3，每根管路安装有六个洒水细管4，通过该洒水装置可以控制换水流速，以免自动更换上覆水时对沉积物造成扰动。将间歇式定时开关设定为每两日自动换水一次。每两天对每个玻璃仪器中的水流速率和时间进行校准来增加三分之一容积的上覆水。改造后的恒温光照培养箱共设四层，每层客房12个3L实验用玻璃容器。图中12为一层，有机玻璃水槽放置在培养箱自带格栅2上。

河蚬的驯养：本研究所用河蚬购于上海市崇明县，壳长范围为2.2~3.0cm，壳高2.0~2.5cm。在实验室经过两周以上的驯化，实验室驯养装置如图3所示。实验室驯养条件如表1所示。



图3 河蚬及实验室养殖图

表1 河蚬实验室驯养条件

参数	条件
水流方式	流水循环
水温	20±1
试验用水	曝气除氯自来水
驯养时间	30d
PH	7.2~7.5
昼夜比	16h/8 h
容器体积	100L
底部泥沙厚度	5cm
喂食情况	每周三次藻粉

试验流程

a. 沉积物毒性试验开始前，每个玻璃容器中添加0.6L沉积物，按1:3(V/V)加入上覆水，选择曝气除氯48h以上的自来水作为上覆水。

b. 将3L玻璃容器小心地放入暴露系统中，以减少由于上覆水在表面的流动而引起的沉积物的破坏。暴露系统即改造后的恒温光照培养箱，设备如图4所示。试验容器在暴露系统中静置24h。



图4 试验设备实物图

c. 第二天从实验室驯养河蚬中挑选健康河蚬,用超纯水冲洗干净,用游标卡尺选取壳长 2.5~3cm,壳高 2.2~2.5cm 成熟河蚬作为受试生物。挑选受试生物加入每一个 3 L 玻璃容器中,如图 5。



图5 试验准备过程图

d. 每组样品设置三个平行,每个平行放入 10 只河蚬,暴露时间初步参照 USEPA 中淡水试验所推荐的 10d,暴露期间水温维持在 $20 \pm 1^\circ\text{C}$ 。上覆水中的溶解氧、pH 和电导率每周测定一次,确保对照组溶解氧含量 $\geq 2.5\text{mg/L}$, pH 在 7.2~7.5 之间,电导率在 $420 \sim 500 \mu\text{s/cm}$ 之间,实验期间每周喂食螺旋藻粉一次。实验结束后以河蚬成活率表征沉积物毒性大小。每两天自动更换一次上覆水,每次更换 1/3 上覆水。

1.2.2 间隙水毒性评估

(1) 标准受试生物的培养。以大型蚤作为间隙水的毒性测试的受试生物^[10-11]。培养用水选用经过 3 天以上曝气的自来水,培养温度为 $17 \sim 25^\circ\text{C}$, pH 为 6.5~8.5,溶

解氧保持在 2mg/L 以上,做到每 3 天换一次水。最适合的受试生物应选择出生 6~24h 的幼蚤,且培养 3 代以上,最好是同一母体的后代,毒性终点为其活动受抑制率,测定化合物或环境样品的半数抑制浓度 (24h-EC50),对环境样品或化合物进行急性毒性判定。正式试验前用重铬酸钾作为标准物质,检验大型蚤的敏感性及其实验条件的可靠性。大型蚤急性毒性试验中,每个环境水样品至少设置 5 个浓度梯度,稀释倍数为 2,每个浓度梯度设置 3 个平行,每个平行含有 5 只 6~24h 的幼蚤。24h 后观察大型蚤抑制或死亡的个数。每次实验设置空白对照。

(2) USEPA 标准方法中的毒性表征。USEPA 在原有废水毒性鉴别评估方法的基础上,推出了水体沉积物毒性鉴别评价程序,它利用样品中化合物不同理化特征将其分级分离,并结合毒性测试,鉴别致毒物质类型。间隙水 TIE 一般包括 3 个阶段:毒性表征、毒性鉴别和毒性确认。在毒性表征阶段,该方法将致毒因子分为金属离子、颗粒物和易受酸性影响的物质、非极性有机物、氨氮、易挥发或易氧化物质。参照 USEPA 的 TIE 方法,将经过 pH 调节、过滤、曝气、HLB 固相提取、EDTA 螯合、 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ 还原、梯度 pH 处理的间隙水样暴露于大型蚤,识别以上四种致毒因子^[12]。间隙水毒性表征流程如图 6 所示。

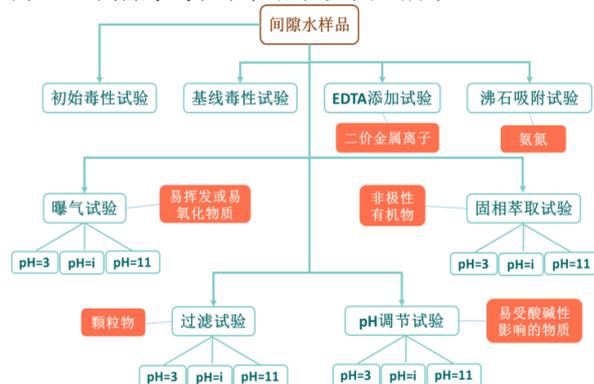


图6 毒性表征的流程

(3) 致毒因子划分及毒性原位表征

在间隙水 TIE 的毒性表征阶段,将致毒因子分为金属离子、非极性有机物、氨氮、易挥发或易氧化物质、颗粒物和易受酸性影响的物质,但是上述致毒因子所涵盖的致毒污染物种类不明确且多有交叉^[13]。进行分类后发现(如图 7),SPE 固相萃取用于去除非极性有机物;EDTA 用于屏蔽金属;梯度 pH 试验用于验证是否存在 pH 依赖性物质,氨氮和硫化物最常遇到的 pH 依赖性致毒物,此外 pH 变化也会改变部分重金属的形态和生物有效性;沸石添加主要用于吸附氨氮;曝气过程用于去除易挥发物质,主要包括硫化物和氨氮,也可作为挥发性有机物存在的辅证。

通过已有研究,我国典型水体沉积物中非极性有机物、重金属和氨氮都是主要污染因子,硫化物研究较少。然而水体沉积物间隙水中可挥发性硫化物是总硫含量中活性

最高的部分，是沉积物中有毒重金属的重要结合形态，它的含量在很大程度上影响着沉积物重金属的生物有效性，是间隙水中有毒污染物评价的一个不可或缺的重要指标。因此可将主要致毒因子划分为非极性有机物、重金属、氨氮和挥发性硫化物。

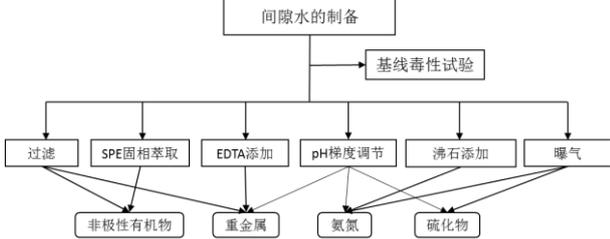


图7 间隙水主要致毒物质分类

诸多研究指出上述 TIE 方法过于复杂，对间隙时需求量较大，而获取间隙水需要投入大量时间和体力。出于考虑，采用原位 TIE 的方法进行毒性表征，以减少间隙水用量。针对非极性有机物、重金属和氨氮，已有吸附材料可以对这 3 类物质进行特异性的吸附。因此，针对性地选择了金属螯合树脂 (Lewatit-TP-207) 吸附重金属，大孔树脂 (Dowex optipore® L-493) 吸附疏水性有机物，人造沸石来吸附氨氮^[14]。针对挥发性硫化物采用曝气的方法去除致毒物质。在毒性表征时，使间隙水流经 3 种吸附材料或曝气装置。并测试吸附前后间隙水毒性变化，以达到隙水 TIE 的目的毒性原位表征的目的。

(4) 沉积物间隙水致毒因子鉴别

对于非极性有机物，其成分复杂，EPA 也没有给出有效的鉴别手段。将精细分离与毒性测试结合的效应介导的污染物识别 (Effects-Directed Analysis, EDA) 方法可用于关键致毒非极性有机物的识别^[15]。流程图如下。

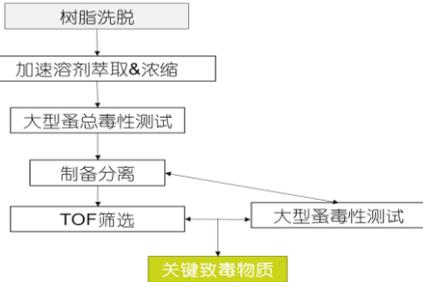


图8 非极性有机物鉴别流程图

利用大孔吸附树脂 (Dowex Optipore® L-493) 对间隙水中的疏水性有机物进行富集。经干燥后的树脂通过加速溶剂萃取洗脱有机物。ASE 萃取条件：按照仪器指定操作步骤填充树脂。ASE 设置：5 min 静置，1500 psi 压力，60%吹洗，萃取池温度 80℃萃取 5 min，120 s N₂尾吹，萃取溶剂为：二氯甲烷：正己烷 (1:1)，萃取 3 次；甲醇，萃取 3 次。萃取液经过旋蒸、氮吹浓缩、定容，转移至进样小瓶置于-20℃冰箱保存。

富集溶液在反相高效液相色谱上进行分离。基于物质

的出峰时间来建立制备组分收集方法。流动相的梯度洗脱条件如下：

表2 RP-HPLC 制备色谱梯度洗脱条件表

	时间 (min)	流速/mL/min	%A	%B
1	0	5.0	50	50
2	50	5.0	0	100
3	80	5.0	0	100

洗脱液收集后，向每个组分加入 400μl DMSO，并通过旋蒸氮吹进行浓缩，直到将体系中的甲醇全部蒸干。浓缩液用于大型蚤暴露，并参照毒性试验结果筛选出毒性较大的组分。用高效液相色谱-四级杆-飞行时间质谱 (HPLC-Q-TOF) 对毒性较大组分和溶剂空白甲醇进行质谱全扫，之后利用挖掘和解析质谱图数据软件 (PeakView) 并结合已有的农药数据库，对质谱数据进行处理获得可疑致毒物清单。将可疑致毒物质暴露于大型蚤获得化合物对大型蚤的毒性值，并计算毒性贡献，找到关键致毒物质。

(5) 沉积物间隙水毒性确认研究

作为间隙水毒物识别的第三阶段，目的是确认致毒物质是否是确定的毒性来源。删减法、加标方法、质量平衡方法、相关分析法、物种敏感度方法等是主要使用的方法^[16]。

2 结果与讨论

2.1 沉积物初始毒性试验结果

(1) 10 日沉积物毒性效应筛查结果。采用河蚬对长江口沉积物样进行 10 日初始毒性试验表征，试验结果如图 9，试验结束后通过筛查发现各点均无河蚬死亡，各点存活率均为 100%。可能是由于河蚬与 USEPA 所使用的摇蚊幼虫等生物相比，耐受性更强，因此将试验时间改为 28 日慢性毒性试验，进行进一步毒性筛查。

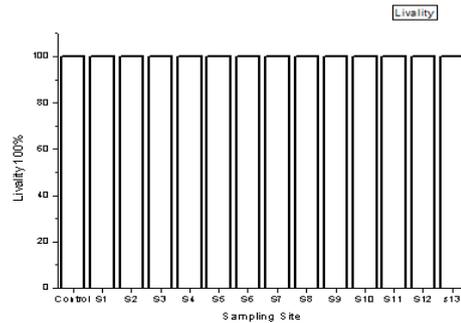


图9 各采样点沉积物对河蚬存活率影响

(2) 28 日沉积物毒性效应筛查结果。28 日慢性毒性试验结束后，各点河蚬成活情况如图 10 所示，白龙港、青龙港及连兴港均未表现出河蚬死亡，因此毒性试验去除这三个点，对照组河蚬存活率为 100%，浏河口、东海农场、石洞口、吴淞口、金山、朝阳农场、芦潮港奉新、徐六泾、黄浦江、堡镇河蚬存活率分别为 74%±1.41%、67.6%±0.94%、76.6%±3.3%、53.6%±2.6%、66.7%±0.47%、87%、80%±0.81%、68.67%±0.47%、72%、63.67%±0.94%。

各点均未出现 100%死亡情况，因此本次研究无需进行沉积物稀释。

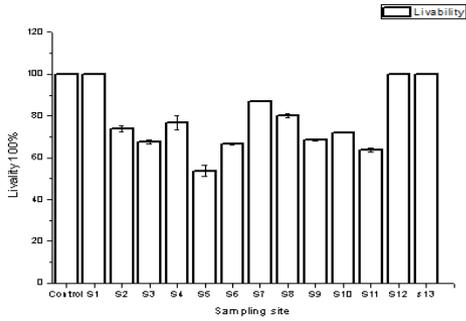


图 10 各采样点沉积物对河蚬存活率影响

2.2 间隙水样品初始毒性测试

以重铬酸钾作为阳性对照，检验大型蚤的敏感性及其实验条件的可靠性。不同浓度的重铬酸钾（0.2 mg/L, 0.4 mg/L, 0.8 mg/L, 1.6 mg/L 和 3.2 mg/L）对大型蚤的急性毒性呈明显的剂量-效应关系（如图 11 所示），重铬酸钾对大型蚤急性毒性的 24h-EC50 为 9.0×10^{-1} mg/L，说明大型蚤的敏感性符合试验要求，且试验操作步骤统一。

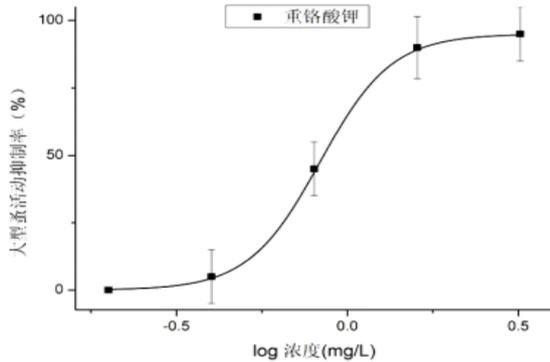


图 11 重铬酸钾对大型蚤活动的抑制

利用大型蚤对长江口的 4 个采样点进行初始毒性测试，结果如下图所示。

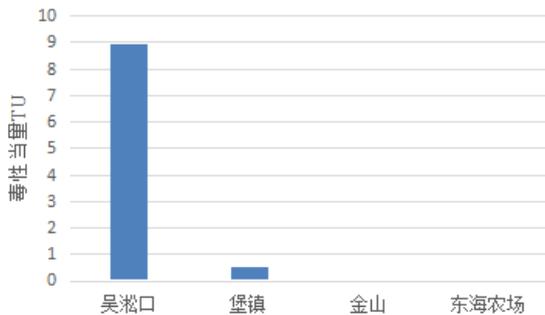


图 12 初始毒性测试结果

由毒性结果可以看出，吴淞口点位间隙水的毒性最大，TU=8.29（95%置信区间为 6.60~10.4），风险非常高。毒性物质将破坏水生态环境，最终在生物体内蓄积通过食物链传递危害人类健康。因此我们选择吴淞口位点的间隙水

来做进一步的毒性鉴别评估。

2.3 沉积物间隙水毒性表征

利用大型蚤毒性实验对吴淞口间隙水进行毒性表征，毒性表征结果如图 13 所示。

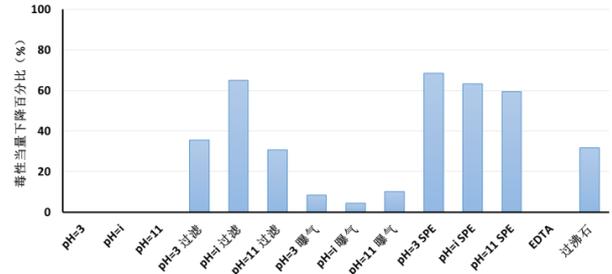


图 13 毒性表征结果

经 pH 调节处理及 EDTA 络合之后的毒性没有明显变化，说明水样中不存在对易受酸碱影响的物质和二价金属等致毒物。经 pH 调节/过滤处理之后的毒性较基线毒性下降了 30.7%~65.0%，表明毒物易被颗粒物吸附；经 pH 调节/曝气处理之后的毒性较基线毒性下降了 4.35%~10.2%，其中 pH=11 时曝气引起的毒性下降最明显。表明进水毒物在碱性条件下易挥发或氧化；经沸石吸附后毒性下降了 31.1%，说明该碱性条件下易挥发的物质可能是氨氮。经 pH 调节/过滤/HLB 固相萃取处理之后较基线毒性下降了 59.5%~68.5%，说明疏水性有机物为间隙水中的主要致毒物质。综上所述，间隙水中的毒性不是由易受酸碱影响的物质和二价金属等致毒物引起的，主要致毒物应为疏水性有机物。此外，氨氮也贡献了部分毒性。

2.4 沉积物间隙水致毒因子分类与 TIE 方法简化

原有间隙水 TIE 主要针对疏水性有机物、金属和氨氮这三类物质，依据这种分类方式，将原有的间隙水 TIE 流程简化为金属螯合树脂吸附试验，大孔树脂吸附试验和沸石吸附试验。由于 TIE 简化方法分类明确，人为操作少，毒性损失小，所以本研究中同时对毒性较小的点（堡镇）和毒性较大的点（吴淞口）都进行了毒性表征。表征结果如下图所示。

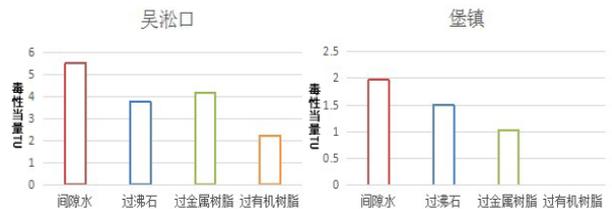


图 14 简化 TIE 的毒性表征结果

由图中看出对于吴淞口采样点，水样经过大孔树脂吸附后毒性下降幅度最大，说明疏水性有机物是间隙水中的主要致毒物质，与完整流程的毒性表征结果一致。此外，沸石吸附后毒性也有些许下降，说明氨氮也贡献了部分毒性。经过金属螯合树脂吸附所导致的毒性下降可能是由于螯合树脂对其他两类物质的交叉吸附引起的。综上所述，针对样品量

较少的间隙水样品,简化的TIE毒性表征可以代替原有的完整毒性表征流程。同样,对于堡镇采样点,经过大孔树脂吸附后毒性完全消除,说明疏水性有机物是主要致毒物质。

2.5 沉积物间隙水致毒因子鉴别

在吴淞口采样点的间隙水TIE试验结果表明,有机物质是主要毒性贡献者。将大孔树脂浓缩液在反相C₁₈制备柱(Waters XBridge C₁₈)制备分离,收集方法如下:

表3 分级分离各组分收集时间表

时间段/min	组分名称	时间段/min	组分名称
0-5.0 min	1	34.2-36.2 min	9
5.0-8.4 min	2	36.2-39.0 min	10
8.4-17.2 min	3	39.0-42.5 min	11
17.2-19.8 min	4	42.5-50.0 min	12
19.8-22.5 min	5	39.0-42.5 min	13
22.5-25.0 min	6	42.5-50.0 min	14
25.0-30.0 min	7	50.0-55.0 min	15
30.0-34.2 min	8	55.0-65.0 min	16

对于收集到的制备分离组分利用旋转蒸发进行进一步浓缩,利用大型蚤急性毒性试验(24h和48h)检测制备组分的毒性。图15中为测试有毒性的组分。

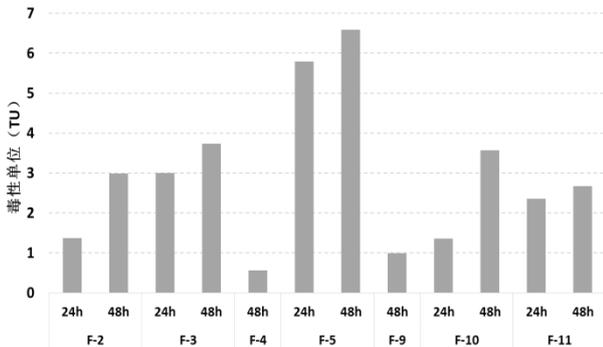


图15 制备组分毒性测试结果

对筛选出的致毒组分进行飞行质谱扫描,利用Peak View软件进行基于已有农药数据库的目标性致毒物质筛选。得到的可疑致毒农药为三环唑、戊唑醇、丙环唑、己唑醇、粉唑醇、2-氨基-4-甲基苯并噻唑。购得这6种化学品的标样进行浓度测定和大型蚤急性毒性试验。6种化学品在不同组分中的浓度见表4。

表4 各化合物在不同组分中的浓度(单位:mg/L)

化合物	F-2	F-3	F-5	F-9	F-10	F-11
三环唑	0.5	20.6	0	0	0	0
戊唑醇	0	0	0	0	0.2	0
丙环唑	0	0	0	0.5	33.3	0.3
己唑醇	0	0	0	0	0	3.7
粉唑醇	0	0	41.7	0	0	0
2-氨基-4-甲基苯并噻唑	0	0	49.1	0	0	0

以大型蚤为受试生物测试6种可疑致毒农药的急性毒性。其中三环唑、戊唑醇、丙环唑、己唑醇、2-氨基-4-甲基苯并噻唑有毒性,而粉唑醇的EC₅₀ > 1000 mg/L,故认为不是主要的毒性贡献物质。5种农药的急性毒性试验结果如下。

表5 各化合物对大型蚤的半数抑制浓度

化合物	测试时间	EC ₅₀ (mg/L)
三环唑	24h	12.52
	48h	4.39
戊唑醇	24h	10.42
	48h	10.07
丙环唑	24h	13.54
	48h	4.81
己唑醇	24h	7.68
	48h	5.17
2-氨基-4-甲基苯并噻唑	24h	20.90
	48h	6.15

根据这5种农药的检测浓度和对大型蚤的急性毒性,计算其对不同组分中的毒性贡献,如图16所示。

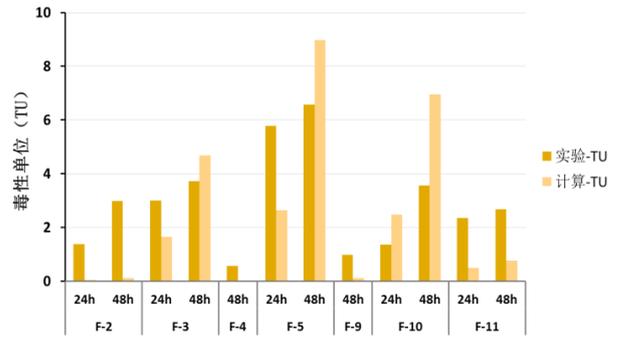


图16 可疑致毒物质对不同组分中的毒性贡献

根据24h毒性结果计算毒性当量,三环唑对F-2的毒性当量贡献率为2.9%,对F-3的毒性当量贡献率为54.7%;2-氨基-4-甲基苯并噻唑对F-5的毒性当量贡献率为45.6%;戊唑醇和丙环唑对F-10的毒性当量贡献率为182.5%,超出了该组分的毒性;己唑醇对F-11的毒性当量贡献率为21.2%。当根据48h毒性结果计算毒性当量时,则在F-3、F-5和F-10三个组分中都出现了可疑化合物毒性贡献率超过原有组分的现象,可能由毒性试验的误差造成的。综上所述,三环唑、丙环唑、戊唑醇和2-氨基-4-甲基苯并噻唑是吴淞口采样点间隙水中的主要致毒物质,共贡献了间隙水有机物24h总毒性的48.8%。

3 结论

分别以河蚬和大型蚤对长江口全沉积物和间隙水进行了毒性评估。并着重对间隙水致毒因子进行了分类与鉴别。得出以下结论:

除白龙港、青龙港及连兴港未出现河蚬死亡外,其余

各点位均出现死亡情况。其中吴淞口死亡率最高,堡镇次之,说明这两个点位污染物浓度相对较高。通过大型蚤对吴淞口、堡镇、金山和东海农场四个点位进行间隙水毒性测试,发现吴淞口间隙水毒性最大, TU=8.29 (95%置信区间为 6.60 ~ 10.4), 风险非常高。经 pH 调节处理后,发现间隙水中的毒性不是由易受酸碱影响的物质和二价金属等致毒物引起的,主要致毒物应为疏水性有机物。此外,氨氮也贡献了部分毒性。

利用 Peak View 软件进行基于已有农药数据库的目标性致毒物质筛选,并通过 24 h 和 48 h 毒性结果计算毒性当量,确定了吴淞口主要致毒物质为三环唑、丙环唑、戊唑醇和 2-氨基-4-甲基苯并噻唑。

[参考文献]

- [1]李磊,蒋玫,王云龙,等.长江口及邻近海域沉积物中石油烃污染特征[J].中国环境科学,2014,34(3):752-757.
- [2]赵敏,张丽旭.长江口海域表层沉积物环境质量的综合评价[J].长江流域资源与环境,2016,25(2):284-291.
- [3]陈满荣.长江口潮滩沉积物重金属污染研究[M].上海:华东师范大学出版社,2009.
- [4]赵中华,张路,于鑫.水体沉积毒性的评价方法[J].环境与健康杂志,2007,24(5):360-363.
- [5]刘珊珊,龙奕,王萌,等.沉积物底栖动物体系中多壁碳纳米管对镉生态毒性的影响[J].生态与农村环境学报,2015(3):414-419.
- [6]Burgess R M, Hawthorne S B, Perron M M, et al. Assessment of supercritical fluid extraction use in whole sediment toxicity identification evaluations[J]. Environmental Toxicology & Chemistry, 2011, 30(4): 819-827.
- [7]Macdonald D D, Ingersoll C G, Berger T A. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. [J]. Archives of Environmental Contamination & Toxicology, 2000, 39(1): 20.
- [8]尹肃,冯成洪,李扬颺,等.长江口沉积物重金属赋存形

态及风险特征[J].环境科学,2016,37(3):917-924.

[9]惠军,陈银川,林剑波,等.长江口地区水环境风险分析[J].人民长江,2016,47(13):24-27.

[10]霍元子,何文辉,罗坤,等.大型蚤引导的沉水植被生态修复对滴水湖水质的净化效果[J].应用生态学报,2010,21(2):495-499.

[11]赵亚鹏,王飞飞,杜泽宇.基于实验室配水中铜对大型蚤的毒性研究[J].城市地理,2015(22):35.

[12]Agency U S E P. Methods for Measuring the Toxicity and Bioaccumulation of Sediment-associated Contaminants with Freshwater Invertebrates - Second Edition[J]. United States Environmental Protection Agency, 2000(9): 153.

[13]Ho K, Burgess R M, Mount D R, et al. Sediment Toxicity Identification Evaluation (TIE): Phase I, II, and III Guidance Document[J]. Science Direct, 2007(24): 935.

[14]Burgess R M, Ho K T. Sediment Toxicity Identification Evaluation[M]. Germany: Springer Netherlands, 2013.

[15]Mehler W T, Keough M J, Pettigrove V. Development of whole-sediment toxicity identification evaluation (TIE) techniques for two Australian freshwater species: Chironomus tepperi and Austrochiltonia subtenuis[J]. Environmental Toxicology & Chemistry, 2017(23): 589.

[16]Biales A D, Kostich M, Burgess R M, et al. Linkage of genomic biomarkers to whole organism end points in a Toxicity Identification Evaluation (TIE) [J]. Environmental Science & Technology, 2013, 47(3): 1306.

作者简介:杨莉(1987—),女,江苏省泰州市,汉族,本科,环保中级工程师,研究方向:环境工程;通讯作者:殷鸿洋(1994—),女,研究生,工程师,研究方向:污染控制技术。