

泉州湾表层沉积物中多环芳烃的含量 分布特征及污染来源*

庄婉娥^{1 2} 汪厦霞¹ 姚文松¹ 杨琳³ 宋希坤³ 弓振斌^{1 2**}

(1. 厦门大学近海海洋环境科学国家重点实验室, 厦门, 361005; 2. 厦门大学海洋与环境学院, 厦门, 361005;
3. 福建省海洋环境与渔业资源监测中心, 福州, 350003)

摘要 采用气相色谱-质谱联用(GC-MS)方法,对泉州湾表层沉积物中16种优先控制多环芳烃(PAHs)进行定量分析,采用LMW/HMW、BaA/(BaA+Chr)、InP/(InP+BgP)、Ppi等特定比值对PAHs来源进行分析.结果表明,沉积物中PAHs的总含量在182.8—721.1 ng·g⁻¹之间,以3—5环为主;PAHs在表层沉积物中的含量分布总体呈现为泉州湾南岸高于北岸、内湾高于外湾;沉积物中PAHs主要来自高温不完全燃烧.与国内外其它海域相比,泉州湾PAHs处于中等污染水平,该区域表层沉积物中的PAHs对生物不存在明显的毒性效应,但具有潜在的毒副作用.

关键词 泉州湾, 表层沉积物, 多环芳烃, 分布, 来源.

多环芳烃(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)是一类含有两个或两个以上苯环的有机化合物,除自然来源以外,主要来自人类活动和能源利用过程.由于具有持久性、致癌、致畸和致突变性,PAHs在环境中的污染已倍受关注.美国环保署已将16种PAHs列为优先控制污染物^[1]. PAHs主要通过工业废水的直接/间接排放、河流输入和大气沉降等途径进入海洋环境^[2]. 由于低水溶性和憎水性,PAHs进入水环境中容易吸附在颗粒物上,并最终通过沉降等过程埋藏到沉积物中,海洋沉积物因此成为PAHs的主要环境归宿之一^[3]. 研究表层沉积物中PAHs的含量,对于指示近年来周边地区工业发展对该海区的污染状况具有重要的意义.

泉州湾(24°46′—24°58′ N, 118°38′—118°47′ E)地处福建省东南部,台湾海峡西岸,是海上丝绸之路的起源地.泉州湾为半封闭海湾,湾口宽8.9 km并向东敞开与台湾海峡相连,海域总面积136.42 km²,最大水深25 m^[4].泉州湾内有两大河流注入,一为福建省第三大河——晋江,二为洛阳江.由于紧邻快速工业化的泉州-晋江-石狮地区,近年来随着区域经济和工业的快速发展,人口密集化,泉州湾近岸海域污染日益严重.目前,对泉州湾的污染研究多数集中在海水水质^[5],而对于泉州湾沉积物中有机污染物的研究,除有机氯农药^[6]外,尚无其它报道.

本文对泉州湾表层沉积物中16种PAHs的含量、组成进行研究,旨在探明该区域PAHs的污染现状、污染来源及其对生态环境的影响,为区域PAHs污染治理提供可靠的科学依据.

1 材料与方法

1.1 仪器和试剂

Agilent 7890A-5975C 气相色谱-质谱联用仪(Agilent Technologies, USA) 配自动进样器和化学工作站;固相萃取真空装置(Supelco, USA);AB104-N 电子天平(Mettler Toledo, Switzerland);GM-0.33 II 隔膜真空泵(天津市津腾仪器有限公司);KQ-100 超声波清洗仪(昆山市超声仪器有限公司);800 台式离心机(金坛市顺华仪器有限公司).

16种PAHs混合标准(2000 mg·L⁻¹):萘(Nap)、苊烯(Acy)、苊(Ace)、芴(Fl)、菲(Phe)、蒽(Ant)、

2010年5月17日收稿.

* 海洋公益性行业科研专项(No. 200705029)资助.

** 通讯联系人, Tel: 0592-2186572, E-mail: zbgong@xmu.edu.cn

荧蒽(Flu)、芘(Pye)、苯并[a]蒽(BaA)、蒽(Chr)、苯并[b]荧蒽(BbF)、苯并[k]荧蒽(BkF)、苯并[a]芘(BaP)、茚并[1,2,3-cd]芘(InP)、二苯并[a,h]蒽(DBA)、苯并[ghi]花(BgP)(Supelco, USA)。5种氘代 PAHs 替代物混合标准($4000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$): 萘-D8、苊-D10、菲-D10、蒽-D12、芘-D12(AccuStandard, USA)。使用前用正己烷稀释成一定浓度保存于 $4\text{ }^{\circ}\text{C}$ 冰箱。

正己烷、丙酮为色谱纯试剂(Tedia, USA), 二氯甲烷为农残级试剂(Tedia, USA), 硅胶柱(500 mg , 3 mL , Supelco, USA), 无水 Na_2SO_4 为分析纯(使用前于马弗炉中 $450\text{ }^{\circ}\text{C}$ 下烘 4 h , 置于干燥器中备用)。

1.2 样品采集

2009 年 3 月采集泉州湾表层 $0\text{--}10\text{ cm}$ 沉积物样品。泉州湾潮下带设 11 个采样站位 QZ01—QZ11, 其中 QZ01 和 QZ02 分别位于晋江和洛阳江河口, QZ03 位于九十九溪、五孔闸和十一孔闸入海口, QZ04、QZ05、QZ06 是泉州湾内湾惠安秀涂至石狮蚶江的横断面, QZ07 和 QZ08 位于内外湾交界处, QZ09、QZ10 和 QZ11 位于泉州湾外湾。泉州湾潮间带设 3 个断面, 分别为秀涂泥滩 M1、五孔闸泥滩 M2 和十一孔闸泥滩 M3, 各断面分别设 3 个站位, 分别位于高潮区、中潮区和低潮区。

所有盛装样品的容器均在采样前用重铬酸钾硫酸洗液浸泡过夜, 依次用氢氧化钠洗涤、自来水清洗, 最后用纯净水和丙酮清洗, 干燥并封存。表层沉积物采用不锈钢抓斗式采样器采集, 置于陶瓷盘中, 混合均匀, 装至预先处理过的 2.5 L 棕色广口瓶中, 低温保存运回实验室。将样品平铺于预先处理过的铝箔(马弗炉 $400\text{ }^{\circ}\text{C}$ 下烘 4 h) 上阴干。待完全干燥后将样品研磨, 过 100 目筛。

1.3 样品预处理

准确称取 1.000 g 沉积物样品于 10 mL 具塞玻璃离心管中, 加入 0.1 mL 浓度为 $1.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的氘代替代物混合标准, 密封, 于 $4\text{ }^{\circ}\text{C}$ 冰箱中放置过夜, 加入 1 g 无水 Na_2SO_4 、 5 mL 正己烷/丙酮(V/V , $1:1$) 混合液, 充分混匀, 超声波提取 20 min ; 离心, 准确移取上清液 2.5 mL 过 10 mL 正己烷预淋洗的硅胶柱, 接流出组分; 以 10 mL 正己烷/二氯甲烷(V/V , $7:3$) 混合液洗脱, 合并洗脱液后用氮气吹扫至近干, 最后用正己烷定容至 0.5 mL , 供 GC-MS 测定。

1.4 色谱质谱条件

DB-5 MS 毛细管柱($30\text{ m}\times 250\text{ }\mu\text{m}\times 0.25\text{ }\mu\text{m}$), 载气为高纯氮气(纯度 $\geq 99.999\%$); 进样口温度 $280\text{ }^{\circ}\text{C}$, 进样量 $2\text{ }\mu\text{L}$, 脉冲不分流进样, 脉冲压力 40 psi , 1 min 后开分流阀; 恒流模式, 载气流量 $1\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ 。色谱柱初始温度 $50\text{ }^{\circ}\text{C}$, 保持 1 min 后以 $25\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$ 的速率升至 $200\text{ }^{\circ}\text{C}$, 再以 $10\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$ 的速率升至 $270\text{ }^{\circ}\text{C}$, 最后以 $3\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$ 的速率升至 $300\text{ }^{\circ}\text{C}$, 保持 10 min 。

电子轰击源(EI), 70 eV ; 离子源温度 $280\text{ }^{\circ}\text{C}$; 四极杆温度 $150\text{ }^{\circ}\text{C}$; 接口温度 $280\text{ }^{\circ}\text{C}$; 溶剂延迟时间 3.5 min ; 测定模式为全扫描/选择离子监测(Scan/SIM) 同时采集模式。

1.5 质量控制

通过方法空白、基质加标、基质加标平行样和样品平行样等进行质量控制^[7]。方法空白未检出待测组分; 各目标组分在加标浓度为 $20\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 条件下, 基质加标回收率基本在 $85\%\text{--}115\%$ 之间, 相对标准偏差小于 14% ; 样品相对标准偏差平均值为 6% ; 标准工作曲线的相关系数(R^2) 在 $0.995\text{--}1$ 范围内。用替代物回收率来监控整个分析流程, 各替代物的平均回收率为萘-D8: 67% , 苊-D10: 90% , 菲-D10: 87% , 蒽-D12: 96% , 芘-D12: 115% 。目标化合物的定量经替代物回收率校正。

2 结果与讨论

2.1 沉积物中 PAHs 的含量、组成与分布特征

泉州湾各采样站位表层沉积物中 16 种 PAHs 的含量及 PAHs 总量($\Sigma 16\text{ PAHs}$) 列于表 1。除苊外, 其余 15 种 PAHs 在该区域均有不同程度的检出, 其中有 11 种 PAHs 在所有站位均有检出。泉州湾沉积物中 $\Sigma 16\text{ PAHs}$ 在 $182.8\text{--}721.1\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 之间, 平均值为 $353.8\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$, 最高值出现在 QZ03。此外, 各站位均不同程度地检出荧蒽、苯并[a]蒽、蒽、苯并[b]荧蒽、苯并[k]荧蒽、苯并[a]芘、茚并[1,2,3-cd]芘、二苯并[a,h]蒽等 8 种致癌性 PAHs^[8], 其总量($\Sigma 8\text{ CPAHs}$) 在 $71.11\text{--}477.3\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 之间(表 1), 平均为 $186.5\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$, 也以 QZ03 站最高。

表 1 泉州湾表层沉积物中多环芳烃的含量、总量及特定比值(ng•g⁻¹ ,干重)
Table 1 Individual and total concentrations of 16 PAHs , and source-specific indexes in surface sediments of Quanzhou Bay (ng•g⁻¹ , dry-weight)

化合物	QZ01	QZ02	QZ03	QZ04	QZ05	QZ06	QZ07	QZ08	QZ09	QZ10
萘(Nap)	23.37	19.32	25.56	16.25	19.05	16.54	18.47	17.64	13.34	20.77
蒽(Ace)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
芴(Fl)	7.72	4.78	11.76	5.56	5.39	7.91	5.82	7.22	4.99	8.68
菲(Phe)	75.70	65.35	92.07	72.07	64.72	94.19	68.72	71.51	61.87	70.98
蒎(Ant)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
荧蒽(Flu)	20.26	11.96	40.09	18.28	5.57	28.78	10.38	11.59	19.59	13.06
芘(Pye)	37.85	19.45	64.59	27.53	9.96	46.74	17.49	14.96	23.76	16.45
苯并[a]蒎(BaA)	49.52	32.08	135.42	46.22	27.35	54.77	28.27	41.71	37.41	31.60
蒎(Chr)	10.49	4.08	23.55	8.71	0.69	10.74	3.79	1.64	5.89	5.11
苯并[b]荧蒽(BbF)	62.94	35.93	137.62	50.11	29.46	64.26	31.15	40.35	41.51	36.30
苯并[k]荧蒽(BkF)	8.40	6.41	28.78	8.56	ND	9.73	6.36	9.40	8.04	7.22
苯并[a]芘(BaP)	16.48	10.78	32.37	14.02	8.04	20.58	9.16	8.87	11.11	10.03
茚并[1 2 3-cd]芘(InP)	14.56	10.13	47.51	13.22	ND	21.87	9.44	6.88	12.08	10.43
二苯并[a,h]蒎(DBA)	10.51	ND	31.98	9.91	ND	11.43	ND	8.71	9.89	ND
苯并[ghi]芘(BgP)	13.46	7.77	36.47	12.08	ND	19.29	6.15	3.17	10.13	7.98
Σ16PAHs	364.3	240.5	721.1	315.4	182.8	419.7	227.7	255.9	271.8	251.3
Σ8CPAHs	193.2	111.4	477.3	169.0	71.11	222.2	98.55	129.2	145.5	113.8
LMW/HMW	0.49	0.74	0.25	0.51	1.25	0.46	0.86	0.74	0.51	0.82
BaA/(BaA + Chr)	0.83	0.89	0.85	0.84	0.98	0.84	0.88	0.96	0.86	0.86
InP/(InP + BgP)	0.52	0.57	0.57	0.52	N. D.	0.53	0.61	0.68	0.54	0.57
Ppi	1.47	1.78	1.79	1.61	N. D.	1.61	1.96	2.51	1.85	1.94
化合物	QZ11	M1-1	M1-2	M1-3	M2-1	M2-2	M2-3	M3-1	M3-2	M3-3
萘(Nap)	24.24	42.68	40.18	30.77	28.94	23.85	21.11	31.77	23.20	22.89
蒽(Ace)	12.73	12.78	12.82	13.91	13.59	12.53	12.34	17.28	13.29	12.59
芴(Fl)	9.48	6.94	7.12	5.87	14.00	6.86	4.62	9.78	5.73	5.72
菲(Phe)	90.21	91.09	90.07	79.93	87.57	64.59	62.14	98.47	70.71	87.89
蒎(Ant)	ND	ND	ND	ND	1.69	ND	ND	ND	ND	ND
荧蒽(Flu)	11.64	20.70	22.88	19.23	34.58	21.02	20.01	32.09	25.75	24.75
芘(Pye)	16.22	32.50	31.36	28.03	54.88	33.10	27.12	68.10	34.87	32.67
苯并[a]蒎(BaA)	60.09	41.35	46.76	45.05	77.50	58.17	43.90	58.53	42.71	44.12
蒎(Chr)	5.83	7.50	9.77	8.93	15.96	12.57	9.44	18.00	9.70	7.85
苯并[b]荧蒽(BbF)	41.33	52.62	56.05	54.95	91.16	81.03	61.69	70.39	57.70	57.81
苯并[k]荧蒽(BkF)	9.59	8.10	8.34	8.38	9.19	7.97	9.07	8.20	8.31	8.32
苯并[a]芘(BaP)	8.99	14.24	16.42	15.26	23.56	19.21	16.23	19.19	15.51	15.23
茚并[1 2 3-cd]芘(InP)	6.95	13.63	14.89	13.97	20.31	18.29	15.91	29.96	13.48	13.33
二苯并[a,h]蒎(DBA)	8.73	9.88	10.30	10.54	13.25	11.95	10.70	12.54	10.34	10.52
苯并[ghi]芘(BgP)	1.63	12.95	14.74	13.98	21.12	18.60	16.42	17.74	11.86	13.44
Σ16PAHs	307.7	366.9	381.7	348.8	507.3	389.7	330.7	492.0	343.1	357.1
Σ8CPAHs	153.2	168.0	185.4	176.3	285.5	230.2	186.9	248.9	183.5	181.9
LMW/HMW	0.80	0.72	0.65	0.60	0.40	0.38	0.43	0.47	0.49	0.57
BaA/(BaA + Chr)	0.91	0.85	0.83	0.83	0.83	0.82	0.82	0.76	0.81	0.85
InP/(InP + BgP)	0.81	0.51	0.50	0.50	0.49	0.50	0.49	0.63	0.53	0.50
Ppi	3.09	1.54	1.57	1.52	1.42	1.45	1.52	1.94	1.72	1.57

ND: 未检出.

PAHs 的环数组成反映了其区域污染的特征. 图 1 为泉州湾表层沉积物中各环数 PAHs 相对比例. 除站位 QZ05 未检出 6 环 PAHs 其它所有站位均检出 2—6 环 PAHs. 其中 在所有检出 PAHs 中 ,各环数 PAHs 所占比例分别为: 2 环占 3.54%—11.63% ,平均为 7.12%; 3 环占 16.25%—45.23% ,平均为 29.60%; 4 环占 23.84%—36.56% ,平均为 30.63%; 5 环占 20.50%—32.00% ,平均为 25.22%; 6 环占 0—11.65% ,平均为 7.43%. 泉州湾表层沉积物中 PAHs 以 3—5 环为主 ,占 PAHs 总量的 81.13%—89.58% ,平均为 85.45% .

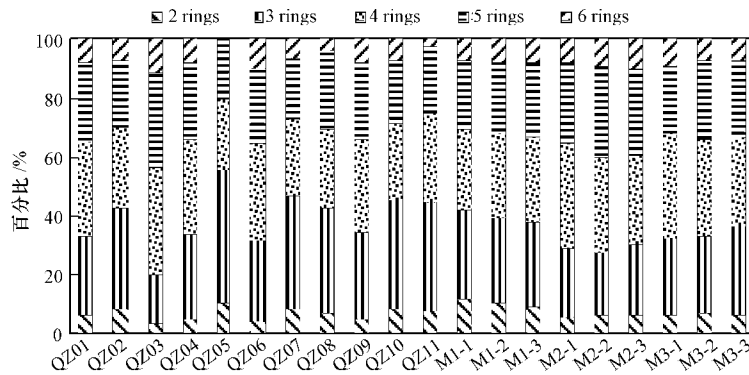


图1 泉州湾表层沉积物中各环数 PAHs 相对比例

Fig. 1 Percentages of 2-, 3-, 4-, 5-, and 6-rings of PAHs in surface sediments in Quanzhou Bay

16 种 PAHs 总量分布呈现近岸高于离岸、南岸高于北岸、内湾高于外湾的趋势,表明该区域 PAHs 污染受人类活动影响较大. 首先,由于 PAHs 的憎水性,河水和污水带入的 PAHs 易于吸附在悬浮颗粒物上,并通过沉降过程进入沉积物中,造成近岸表层沉积物中 PAHs 含量较高;其次,泉州湾南岸为晋江-石狮工业快速发展区域,工业化石燃料不完全燃烧生成 PAHs,以及十一孔闸、五孔闸和九十九溪乌边港闸排水口工业废水等的排入,是造成泉州湾南岸 PAHs 高于北岸的主要原因;再次,泉州湾水动力因素及外海海水稀释使得沉积物再悬浮和 PAHs 再释放,是内湾表层沉积物 PAHs 含量高于外湾的可能因素.

其中,站位 QZ01 的 PAHs 总量高于站位 QZ02,表明晋江对泉州湾 PAHs 的输入高于洛阳江,这主要是由于晋江流域两岸是工业密集区,而且晋江的输沙量大,憎水性 PAHs 可吸附于泥沙而进入泉州湾. 站位 QZ03 含量呈现明显的高值,可能与该站位有机质含量较高有关. 有研究表明,PAHs 含量与总有机碳含量呈正相关关系^[9]. QZ04、QZ05、QZ06 断面 PAHs 含量呈现两端高、中间低的趋势,表明 PAHs 含量受陆源输入影响较大,PAHs 含量在站位 QZ05 处出现最低值,可能由于该站位为砂质沉积物,颗粒较粗,表面积较小,吸附的多环芳烃较少^[9]. 与其它外湾站点相比,QZ11 的 PAHs 含量明显较高,该站位附近是货运和渔港码头^[4],船舶活动可能是该站位 PAHs 含量较高的主要因素.

潮间带表层沉积物中 PAHs 含量,五孔闸和十一孔闸断面呈现高潮区 > 中潮区 > 低潮区,也就是随着离岸距离的增加 PAHs 含量逐渐降低,表明该区域 PAHs 具有明显的陆源输入特征;秀涂泥滩由于潮间带范围较小,3 个采样点 PAHs 含量基本相当.

2.2 泉州湾表层沉积物中 PAHs 的来源分析

PAHs 主要来源于人类活动和能源利用过程,且不同过程产生的 PAHs 类型具有一定差异. 根据 PAHs 的特性,环境中的 PAHs 主要有三种来源^[9]:一是热解来源,化石燃料(如煤等)的不完全燃烧及自然灾害,水环境中的热解源 PAHs 可能源自大气沉降和地表径流的输入;二是石油来源,可能与船舶泄油等有关;三是某些 PAHs 来自生物的成岩作用^[10]. 本文所研究的 16 种优先控制 PAHs 主要来自前两种来源^[9].

鉴别 PAHs 的来源对研究 PAHs 在环境中的传输和归趋具有重要的意义. 由于石油和化石燃料中 PAHs 组分不同,低分子量 PAHs 主要来自石油及石化产品,高分子量 PAHs 主要来自化石燃料的高温不完全燃烧^[11]. 因此,低分子量(2—3 环) PAHs (Low molecular weight, LMW) 与高分子量(4—6 环) PAHs (High molecular weight, HMW) 之间的相对含量是判断 PAHs 来源的依据之一. 当 LMW/HMW > 1 时,PAHs 主要为石油来源;当 LMW/HMW < 1 时,PAHs 主要来源于化石燃料的不完全燃烧^[2]. 泉州湾各站位表层沉积物中 LMW/HMW 比值列于表 1,除 QZ05 (LMW/HMW = 1.25) 以外,其余站位 LMW/HMW 在 0.25—0.86 之间,表明该区域 PAHs 以高温不完全燃烧为主要来源.

同分异构体之间的比值是判断 PAHs 来源的另一重要依据. 考虑到部分 PAHs 在本研究中未检出,本文采用 BaA/(BaA + Chr) 与 InP/(InP + BgP) 来判断泉州湾 PAHs 的可能来源. 当 BaA/(BaA + Chr) < 0.2 时,PAHs 主要来自石油类污染;当 BaA/(BaA + Chr) > 0.35 时,PAHs 主要来自木材、煤等的不完全燃烧;当 0.2 < BaA/(BaA + Chr) < 0.35,PAHs 为混合来源^[9]. 当 InP/(InP + BgP) < 0.2 时,PAHs 主要为石油来源;当 InP/(InP + BgP) > 0.5 时,PAHs 主要来源于高温不完全燃烧;当 0.2 < InP/(InP + BgP)

<0.5, PAHs 为石油和化石燃料混合来源^[9]. 泉州湾各站位 $\text{InP}/(\text{InP} + \text{BgP})$ 和 $\text{BaA}/(\text{BaA} + \text{Chr})$ 值列于表 1, 以 $\text{InP}/(\text{InP} + \text{BgP})$ 为横坐标, $\text{BaA}/(\text{BaA} + \text{Chr})$ 为纵坐标, 得到泉州湾表层沉积物中 PAHs 来源诊断图(图 2). 各站点 $\text{BaA}/(\text{BaA} + \text{Chr})$ 比值在 0.76—0.98 之间, 远大于 0.35; 除站点 QZ05 未检出 InP 与 BgP 外, 其余站点 $\text{InP}/(\text{InP} + \text{BgP})$ 比值在 0.49—0.81 之间, 其中 85% 的站位 $\text{InP}/(\text{InP} + \text{BgP}) \geq 0.5$, 表明高温不完全燃烧是泉州湾表层沉积物 PAHs 的主要来源.

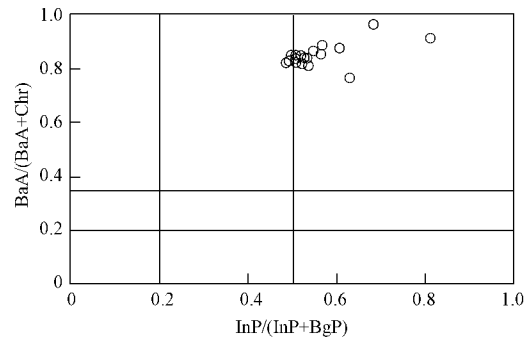


图 2 泉州湾表层沉积物中 PAHs 来源诊断图

Fig. 2 Source diagnostic graph of PAHs in surface sediments of Quanzhou Bay

$\text{Ppi}^{[12]}$ 是结合两组同分异构体判断 PAHs 来源的又一种指标. Ppi 定义为不同特征比值的加和:

$$\text{Ppi} = [\text{Flu}/(\text{Flu} + \text{Pye}) - 0.4]/0.4 + [\text{InP}/(\text{InP} + \text{BgP}) - 0.2]/0.2$$

当 $\text{Ppi} > 0$ 时, 指示 PAHs 主要为燃烧来源; 当 $\text{Ppi} < 0$ 时, 则 PAHs 主要为石油来源. 除站点 QZ05, 其余站点 Ppi 均大于 1 (表 1), 进一步表明研究区域表层沉积物中 PAHs 以燃烧来源为主.

2.3 泉州湾表层沉积物中 PAHs 的污染水平与其它海域的比较

表 2 列出世界不同区域沉积物中 PAHs 的总量. 泉州湾表层沉积物中 16 种 PAHs 的总量为 182.8—721.1 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$, 平均值为 353.8 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$, 其污染程度与闽江口、九龙江口、厦门西海域等区域污染水平相当. 与辽东湾及香港维多利亚港、美国 San Francisco 湾、西班牙 Santander 湾相比, 泉州湾表层沉积物的 PAHs 污染相对较轻. 但与大亚湾、台湾高屏溪、也门 Aden 湾相比, 泉州湾 PAHs 污染相对较严重.

表 2 不同区域沉积物中 PAHs 的总量

Table 2 Concentrations of total PAHs in sediments for different locations

区域	PAHs 检测个数	PAHs 含量/($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)		参考文献
		范围	平均	
闽江口	16	112—877	433	[13]
九龙江口、厦门西海域	16	59—1177	334	[14]
辽东湾	16	276.26—1606.89	743.03	[15]
香港维多利亚港	8	700—26100	5277	[16]
美国 San Francisco 湾	17	2944—29590	8195	[17]
西班牙 Santander 湾	16	20—344600		[18]
大亚湾	16	42.5—158.2	126.2	[19]
台湾高屏溪	16	8—356	81	[2]
也门 Aden 湾	46	2.2—604	82.4	[20]
泉州湾	16	182.8—721.1	353.8	本工作

根据 Baumard 等的研究, 沉积物中 PAHs 总量为 0—100, 100—1000, 1000—5000 和 $> 5000 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 时, 分别处于轻度、中度、高度和重度污染^[21]. 本研究结果表明, 泉州湾表层沉积物中 PAHs 总量范围在 182.8—721.1 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 之间, 总量平均值为 353.8 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$, 呈中度污染水平.

2.4 泉州湾表层沉积物中多环芳烃的生态风险评价

Long 等^[22] 开展了沉积物中污染物对生物生态毒性的研究, 已被国内外学者广泛用于评价沉积物的生态毒性. 即 PAHs 含量若低于生物影响范围低值 (Effects range low, ER-L), 其对生物的毒副作用不明

显; PAHs 含量若高于生物影响范围中值(Effects range median , ER-M) ,对生物会产生毒副作用; PAHs 含量若介于 ER-L 和 ER-M 之间 ,可能对生物产生毒副作用 ,应引起相关重视.

泉州湾表层沉积物中 PAHs 含量与沉积物中 PAHs 的毒性标准列于表 3. 除苯并 [b] 荧蒽和苯并 [k] 荧蒽外 ,各站位 14 种 PAHs 单体和总量均低于 ER-L ,表明泉州湾 PAHs 对生物不存在明显的毒性效应. 但根据 Long 等的研究 ,苯并 [b] 荧蒽和苯并 [k] 荧蒽没有最低安全值 ,即这两种 PAHs 在环境中只要存在 ,就会对生物有毒副作用. 本研究中 ,除 QZ05 站点 ,苯并 [b] 荧蒽和苯并 [k] 荧蒽在各站位均有不同程度的检出(表 1) ,表明泉州湾表层沉积物中的 PAHs 对生物具有潜在的毒副作用.

表 3 泉州湾表层沉积物中 PAHs 含量与沉积物中 PAHs 的毒性标准($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)
Table 3 Ranges of PAHs concentrations in surface sediments of Quanzhou Bay and toxicity guidelines

化合物	毒性标准		本研究		
	ER-L	ER-M	最高值	最低值	平均值
萘	160	2100	42.68	13.34	24.00
芴烯	44	640	17.28	12.17	13.02
芴	16	500	ND	ND	ND
芴	19	540	14.00	4.62	7.30
菲	240	1500	98.47	61.87	77.99
蒽	85	1100	1.69	ND	0.08
荧蒽	600	5100	40.09	5.57	20.61
芘	665	2600	68.10	9.96	31.88
苯并[a]蒽	260	1600	135.42	27.35	50.13
蒾	380	2800	23.55	0.69	9.01
苯并[b]荧蒽	NA	NA	137.62	29.46	57.72
苯并[k]荧蒽	NA	NA	28.78	ND	8.92
苯并[a]芘	430	2800	32.37	8.04	15.26
茚并[1,2,3-cd]芘	240	950	47.51	ND	15.34
二苯并[a,h]蒽	63	260	31.98	ND	9.56
苯并[ghi]花	85	600	36.47	ND	12.95
16 PAHs	3287	23090	721.1	182.8	353.8

ND: 未检出; NA: 没有安全值.

3 结论

泉州湾表层沉积物中 16 种 PAHs 总量范围为 182.8—721.1 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$,以 3—5 环为主. PAHs 含量分布总体呈现泉州湾南岸 > 北岸、内湾 > 外湾的趋势. 样品中 PAHs 主要来自不完全燃烧. 泉州湾 PAHs 处于中等污染水平. 该区域表层沉积物中的 PAHs 对生物不存在明显的毒性效应 ,但具有潜在的毒副作用.

参 考 文 献

[1] Callahan M A , Slimak M W , Gabelc N W , et al. Water-related environmental fate of 129 priority pollutants [R]. EPA-440/4-79-029

[2] Doong R , Lin Y. Characterization and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbon contaminations in surface sediments and water from Gao-ping River , Taiwan [J]. Water Research , 2004 , 38(7) : 1733-1744

[3] 麦碧娴 , 林峥 , 张干 , 等. 珠江三角洲河流和珠江口表层沉积物中有机污染物研究——多环芳烃和有机氯农药的分布及特征 [J]. 环境科学学报 , 2000 , 20(2) : 192-197

[4] Yu R , Yuan X , Zhao Y , et al. Heavy metal pollution in intertidal sediments from Quanzhou Bay , China [J]. Journal of Environmental Sciences , 2008 , 20(6) : 664-669

[5] 袁建军 , 谢嘉华. 泉州湾近岸海域水质状况调查与评价 [J]. 台湾海峡 , 2003 , 22(1) : 14-18

[6] Gong X , Qi S , Wang Y , et al. Historical contamination and sources of organochlorine pesticides in sediment cores from Quanzhou Bay , Southeast China [J]. Marine Pollution Bulletin , 2007 , 54(9) : 1434-1440

[7] 林峥 , 麦碧娴 , 张干 , 等. 沉积物中多环芳烃和有机氯农药定量分析的质量保证和质量控制 [J]. 环境化学 , 1999 , 18(2) : 115-121

[8] 吴永宁 , 江桂斌. 重要有机污染物痕量与超痕量检测技术 [M]. 北京: 化学工业出版社 , 2007: 369

[9] Fang M , Hsieh P , Ko F , et al. Sources and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments of Kaoping river and submarine canyon system , Taiwan [J]. Marine Pollution Bulletin , 2007 , 54(8) : 1179-1189

- [10] Chen Y ,Zhu L ,Zhou R. Characterization and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbon in surface water and sediment from Qiantang River ,China [J]. *Journal of Hazardous Materials* ,2007 ,141(1) : 148-155
- [11] 杨敏,倪余文,苏凡,等. 辽河沉积物中多环芳烃的污染水平与特征 [J]. *环境化学* ,2007 ,26(2) : 217-220
- [12] Zhu L ,Cai X ,Wang J. PAHs in aquatic sediment in Hangzhou ,China: analytical methods ,pollution pattern ,risk assessment and sources [J]. *Journal of Environmental Sciences-China* ,2005 ,17(5) : 748-755
- [13] Zhang Z ,Hong H ,Zhou J ,et al. Phase association of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Minjiang River estuary ,China [J]. *Science of The Total Environment* ,2004 ,323(1-3) : 71-86
- [14] Maskaoui K ,Zhou J ,Hong H ,et al. Contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the Jiulong River estuary and Western Xiamen Sea ,China [J]. *Environmental Pollution* ,2002 ,118(1) : 109-122
- [15] Men B ,He M ,Tan L ,et al. Distributions of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Daliao River Estuary of Liaodong Bay ,Bohai Sea (China) [J]. *Marine Pollution Bulletin* ,2009 ,58(6) : 818-826
- [16] Hong H ,Xu L ,Zhang L ,et al. Environmental fate and chemistry of organic pollutants in the sediments of Xiamen and Victoria Harbours [J]. *Marine Pollution Bulletin* ,1995 ,31(4-12) : 229-236
- [17] Pereira W ,Hostettler F ,Rapp J. Distribution and fate of chlorinated insecticides ,biomarkers and polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments along a contamination gradient from a point source in San-Francisco Bay [J]. *Marine Environmental Research* ,1996 ,41(3) : 299-314
- [18] Viguri J ,Verde J ,Irabien A. Environmental assessment of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAHs) in surface sediments of the Santander Bay ,Northern Spain [J]. *Chemosphere* ,2002 ,48(2) : 157-165
- [19] Yan W ,Chi J ,Wang Z ,et al. Spatial and temporal distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments from Daya Bay ,South China [J]. *Environmental Pollution* ,2009 ,157(6) : 1823-1830
- [20] Mostafa A ,Wade T ,Sweet S ,et al. Distribution and characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of Hadhramout coastal area ,Gulf of Aden ,Yemen [J]. *Journal of Marine Systems* ,2009 ,78(1) : 1-8
- [21] Baumard P ,Budzinski H ,Garrigues P. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels of the western Mediterranean Sea [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry* ,1998 ,17(5) : 765-776
- [22] Long E ,MacDonald D ,Smith S ,et al. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments [J]. *Environmental Management* ,1995 ,19(1) : 81-97

DISTRIBUTION AND SOURCE OF POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS IN THE SURFACE SEDIMENTS OF QUANZHOU BAY , CHINA

ZHUANG Wane^{1 2} WANG Xiaxia¹ YAO Wensong¹ YANG Lin³
SONG Xikun³ GONG Zhenbin^{1 2}

(1. State Key Laboratory of Marine Environmental Science ,Xiamen University ,Xiamen ,361005 ,China;

2. College of Oceanography and Environmental Science ,Xiamen University ,Xiamen ,361005 ,China;

3. Monitoring Center of Marine Environment and Fishery Resource ,Fujian Province ,Fuzhou ,350003 ,China)

ABSTRACT

The concentrations of 16 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the surface sediments of Quanzhou Bay ,China , were measured with gas chromatography-mass spectrometry (GC-MS) . Source-specific PAHs indexes ,including LMW/HMW ,BaA/(BaA + Chr) ,InP/(InP + BgP) and Ppi , were used to identify the potential sources of PAHs in this region. The total contents of PAHs in the sediments were in the range of 182.8—721.1 ng·g⁻¹ , which were dominated by PAHs of 3—5 rings. The concentration of PAHs in the Bay was higher in the south bank than in the north bank ,and higher in the inner bay than in the outer bay as well. The indexes of source identification indicated that incomplete combustion was the dominant source of PAHs in this study. The pollution of PAHs in the Bay was moderate compared with other regions in the world. PAHs in the surface sediments in this area would not cause remarkably negative effects on marine organisms , but potential negative effects should not be overlooked.

Keywords: Quanzhou Bay , surface sediment , polycyclic aromatic hydrocarbons , distribution , source.