

# 长江武汉段不同粒径沉积物中多环芳烃(PAHs)分布特征

冯精兰,牛军峰\*

(北京师范大学环境学院水环境模拟国家重点实验室,北京 100875)

**摘要:** 将采自长江武汉段的沉积物湿筛分成5个粒径的组分( $> 200 \mu\text{m}$ ,  $200 \sim 125 \mu\text{m}$ ,  $125 \sim 63 \mu\text{m}$ ,  $63 \sim 25 \mu\text{m}$ ,  $< 25 \mu\text{m}$ ), 分别测定其中多环芳烃(PAHs)的含量。结果表明, 不同粒径沉积物中PAHs组成基本相同, 均以3环以上PAHs为主, 但是 $\sum$  PAHs浓度相差很大, 范围为26.1~7 135.9 ng/g。其中,  $> 200 \mu\text{m}$ 沉积物中 $\sum$  PAHs浓度最高, 为7 135.9 ng/g;  $63 \sim 25 \mu\text{m}$ 沉积物中 $\sum$  PAHs浓度最低, 为26.1 ng/g。占沉积物38.6%质量分数的 $< 25 \mu\text{m}$ 沉积物富集了沉积物中约75%的 $\sum$  PAHs。总有机碳是影响PAHs在不同粒径沉积物中分布的主要因素, 不同粒径沉积物中PAHs与总有机碳呈显著正相关( $p < 0.01$ )。此外, 有机质类型、结构也是影响PAHs在不同粒径沉积物中分布的重要因素。

**关键词:** 长江; 多环芳烃(PAHs); 沉积物; 粒径; 分布

中图分类号: X522 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)07-1573-05

## Study on the Grain-Size Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Yangtze River Sediment

FENG Jing-lan, NIU Jun-feng

(State Key Laboratory of Water Environment Simulation, School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China)

**Abstract:** Sediments collected from Yangtze River were separated into five size fractions ( $> 200 \mu\text{m}$ ,  $200 \sim 125 \mu\text{m}$ ,  $125 \sim 63 \mu\text{m}$ ,  $63 \sim 25 \mu\text{m}$ ,  $< 25 \mu\text{m}$ ) by wet sieving. The concentrations of 16 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) listed as U.S. EPA priority pollutants were determined in the fractionated sediments.  $\sum$  PAHs concentrations ranged from 26.1 to 7 135.9 ng/g and varied largely among the different size fractions. The highest  $\sum$  PAHs concentration (7 135.9 ng/g) was associated with the largest size fraction ( $> 200 \mu\text{m}$ ) while the fine silt fraction ( $63 \sim 25 \mu\text{m}$ ) contained the lowest  $\sum$  PAHs concentration, 26.1 ng/g. Although the PAHs concentrations difference among different fractions was great, the composition of PAHs in the five size fractions showed similar pattern dominated by PAHs with three or more rings. Sediment particles less than 25  $\mu\text{m}$  contributed 75% of the  $\sum$  PAHs, while comprising 38.6% of bulk sediment dry weight. A significant positive correlation ( $p < 0.01$ ) between PAHs and total organic carbon (TOC) existing for all size fractions demonstrated that TOC was important for PAHs distribution in sediments. Additionally, sediment organic matter type and structure also played an important role in PAHs distribution in different grain size fractions.

**Key words:** Yangtze River; polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs); sediment; grain size; distribution

多环芳烃(PAHs)是水环境中普遍存在的有机污染物, 由于其致癌、致畸以及对生态系统的毒性效应, 在水环境中的分布和归趋引起极大重视<sup>[1~3]</sup>。PAHs疏水性强、结构稳定, 能够强烈地分配到非水相中, 易吸附在水中悬浮颗粒物和沉积物上。多环芳烃在沉积物上的吸附作用, 降低了其生物可利用性, 使沉积物成为了PAHs在水环境中的蓄积库。

沉积物中PAHs的分布通常被看作是其在多相系统之间的分配, 这方面已经进行了较多的研究<sup>[4~7]</sup>。研究普遍认为沉积物中有机质对于PAHs在沉积物中的吸附、分配起着至关重要的作用<sup>[8~11]</sup>。对于PAHs在不同粒径沉积物中分布的报道较少。研

究表明, 粒径大小对不同粒径沉积物中PAHs的分布具有一定影响, 富含有机质的大粒径沉积物中PAHs浓度高<sup>[12, 13]</sup>; 有机质结构而非有机质含量对沉积物中PAHs的分布起到了更为重要的作用<sup>[14~17]</sup>; 不同来源沉积物中PAHs的分布特征的研究结论并不一致, PAHs在不同来源沉积物中的分布特征可比性较差。因此, 研究不同来源沉积物中PAHs的分布特征对于区域生态风险评价和污染治

收稿日期: 2006-08-17; 修订日期: 2006-11-27

基金项目: 国家重点基础研究发展计划(973)项目(2003CB415204)

作者简介: 冯精兰(1979~), 女, 博士研究生, 主要研究方向为水体中有机污染物的环境行为, E-mail: fengjl123@eyou.com

\* 通讯联系人, E-mail: junfengn@bnu.edu.cn

理具有积极意义。

长江武汉段位于长江中游,贯穿整个武汉市,是武汉地区工农业生产人民生活用水的主要来源,保护水源的工作对其流域的居民健康和经济发展具有重要的意义。对该江段有毒有机物调查表明,该江段有毒有机物种类繁多,水体和沉积物中主要有机污染物为烷烃类和PAHs类有机污染物<sup>[18]</sup>。本文选取长江武汉段为研究对象,对水体沉积物进行了粒度分离,初步探讨了PAHs在不同粒径沉积物中的分布特征,并考察了不同粒径沉积物的粒度组成、总有机碳含量(TOC)对PAHs分布特征的影响。

## 1 材料与方法

### 1.1 仪器和试剂

Waters1525双泵高效液相色谱仪,配有Waters474扫描荧光检测器和Waters2487双波长紫外检测器,Varian PAHs专用色谱柱(250 mm×4.6 mm,5 μm);KQ502B数控超声波清洗器;RV 05 basic旋转浓缩蒸发仪;TDL-5台式离心机;Liqui TOC分析测定仪;SALD-3001激光粒度分析仪;Simplicity 185超纯水系统。

16种PAHs混合标样(PAH-Mix 9)购自Dr. Ehrenstorfer公司。甲醇、正己烷、二氯甲烷、丙酮(Tedia,美国)均为色谱纯。无水硫酸钠、层析硅胶(200~300目)为分析纯(使用前在马弗炉中650°C烘6h,放在干燥器中备用)。实验用水采用Simplicity 185超纯水系统处理。

### 1.2 样品采集和预处理

采用抓斗式采样器采集长江武汉段表层沉积物,采样时间分别为2005-08及2005-11,共采集36个样品。样品采集后冷冻(-20°C)保存。分析前,将选择的典型沉积物样品解冻搅匀后,取一定量样品放入烘箱中去除水分后称重,测定样品的含水量。由于沉积物组成的高度不均性,其余样品用不同孔径的分析筛湿筛分离成粒径分别为:>200 μm,200~125 μm,125~63 μm,63~25 μm和<25 μm的样品<sup>[13~16]</sup>,离心除去水分后,冷冻保存。经干燥后分别称重,计算各组分的质量分数。

### 1.3 理化性质测定

称取一定量待测沉积物,加入蒸馏水,以(NaPO<sub>3</sub>)<sub>6</sub>作为分散剂,在超声波的作用下充分分散,以SALD-3001激光粒度分析仪(测量范围0.269~2 000 μm,相对误差小于3%)进行粒度分析。

沉积物研磨匀质后,以过量1.6%盐酸酸化预

处理除去TOC(总无机碳),60°C干燥后用TOC仪进行各粒度沉积物中总有机碳的测定。

### 1.4 PAHs分析

准确称取5 g沉积物,置于50 mL聚四氟乙烯离心管中,加入30 mL正己烷/丙酮混合溶液(1:1,体积比)放置过夜。超声水浴(30°C)超声萃取1 h,以4 000 r/min离心20 min;萃取液旋转蒸发至约1 mL,过装有1 g无水硫酸钠+2 g硅胶的层析柱进行净化,以8 mL正己烷预洗,再以10 mL的正己烷/二氯甲烷混合溶液(1:1,体积比)洗脱,收集正己烷/二氯甲烷洗脱液,30°C下恒温旋转蒸发浓缩至干,用甲醇精确定容到1 mL,进HPLC分析<sup>[19]</sup>。

色谱:Waters1525双泵高效液相色谱仪;柱温:20°C;流动相:甲醇-水二元梯度;流速:1.0 mL/min洗脱;进样量:20 μL;检测器:程序可变波长荧光检测器,双波长紫外检测器。

整个分析过程由以下质量保证和质量控制(QA/QC)样监控:方法空白、加标空白、基质加标、基质加标平行样、样品平行样。通过加标回收实验,样品中PAHs回收率为60%~110%(萘除外,为30%±5%)。方法检测限(ng·g<sup>-1</sup>)为:萘(Nap)4.047、苊(Acy)1.524、二氢苊(Ace)0.731、芴(Flu)0.772、菲(Phe)0.960、蒽(Ant)0.536、荧蒽(Fla)0.603、芘(Pyr)0.343、苯并[a]蒽(BaA)0.442、䓛(Chr)0.508、苯并[b]荧蒽(BbF)0.513、苯并[k]荧蒽(BkF)0.442、苯并[a]芘(BaP)0.452、二苯并[a,h]蒽(DahA)0.381、苯并[g,h,i]芘(BghiP)0.442和䓛并[1,2,3,cd]芘(IcdP)0.441。PAHs的定量结果均为2次平行测定的平均值。

## 2 结果与讨论

### 2.1 沉积物性质

沉积物粒径分布如表1和图1所示,长江武汉段沉积物主要成分为粘土(<63 μm,76.2%)和粉砂(200~125 μm,22.9%)。不同粒径沉积物中TOC含量范围为0.25%~16.35%(表1),分析表明TOC和粒径大小呈显著的正相关( $r=0.938$ , $p<0.01$ ),>200 μm沉积物中TOC最高,为16.35%,63~25 μm粒径沉积物中TOC最低,为0.25%。造成TOC差异的主要原因是,>200 μm沉积物中含有大量富含有机质的木炭、植物碎屑、残体等物质<sup>[20, 21]</sup>,而63~25 μm沉积物中主要成分为砂质,有机质含量低<sup>[22, 23]</sup>。

### 2.2 PAHs在不同粒径沉积物中的分布

不同粒径沉积物中PAHs分布如图2所示。结

表 1 沉积物理化性质

Table 1 Characteristics of Yangtze River sediment

粒径/ $\mu\text{m}$	质量分数/%	TOC/%	$\sum \text{PAHs}$ /ng $\cdot\text{g}^{-1}$	$\sum \text{PAHs}_{\text{OC}}$ /ng $\cdot\text{g}^{-1}$
> 200	0.2	16.35	7 135.9	43 644.6
200~125	0.6	6.55	420.1	6 413.7
125~63	22.9	0.34	174.2	51 998.9
63~25	37.7	0.25	26.1	10 440.1
< 25	38.6	1.36	529.2	38 911.8
未分级	1.07		342.6	32 018.7

果表明, 不同粒径沉积物中 16 种 PAHs 绝大部分都被检测出, 浓度有相似的分布规律。PAHs 组成均以

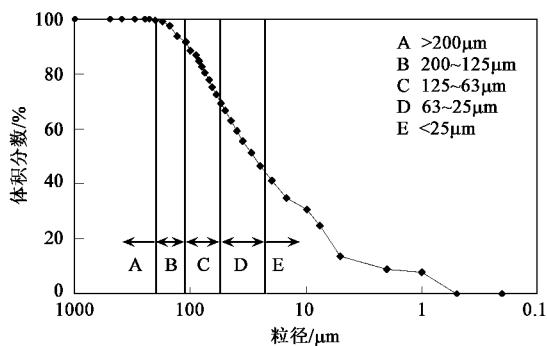


图 1 沉积物粒径分布

Fig.1 Particle size distribution of Yangtze River sediment

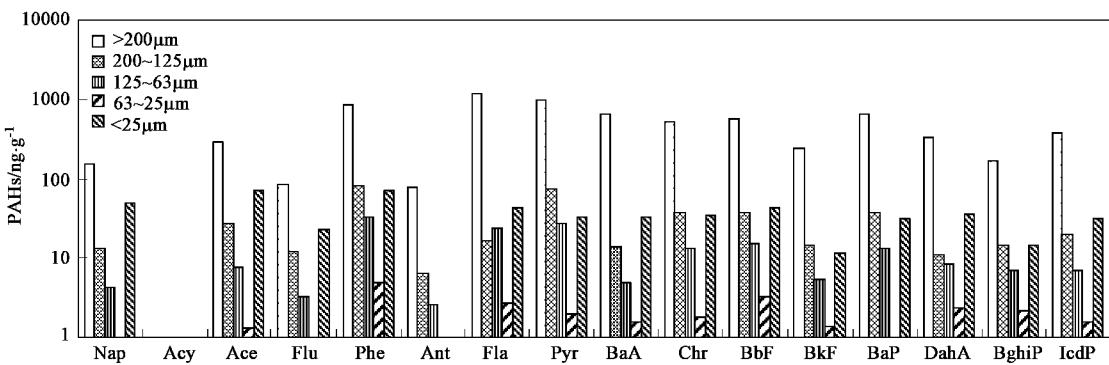


图 2 不同粒径沉积物中 PAHs 分布

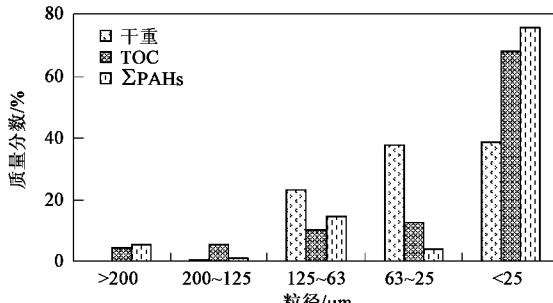
Fig.2 Concentrations of PAHs in Yangtze River sediment

菲、荧蒽、芘以及 4 环以上的 PAHs 为主, 其浓度是 2、3 环 PAHs 的 10 倍左右, 菲、荧蒽和芘约占了  $\sum \text{PAHs}$  的 50%, 其它 4 环以上的占了 40% 左右。

PAHs 在不同粒径沉积物中组成基本相同, 但是浓度却相差甚远, 无论是对单个 PAHs, 还是  $\sum \text{PAHs}$ 。不同粒径沉积物中  $\sum \text{PAHs}$  浓度(干重)如表 1 所示, 范围为 26.1~7 135.9 ng/g。最大粒径组分(> 200  $\mu\text{m}$ )中  $\sum \text{PAHs}$  浓度最高(表 1), 为 7 135.9 ng/g, 其次是 < 25  $\mu\text{m}$  粒径, 529.2 ng/g, 其它依次为 200~125  $\mu\text{m}$ 、125~63  $\mu\text{m}$ ,  $\sum \text{PAHs}$  浓度分别为 420.1 ng/g、174.2 ng/g, 63~25  $\mu\text{m}$  粒径  $\sum \text{PAHs}$  浓度最低, 26.1 ng/g。未分级沉积物中  $\sum \text{PAHs}$  为 342.6 ng/g, 介于不同粒径沉积物之间。从表 1 和图 2 可知, 不同粒径沉积物中 PAHs 的浓度分布和粒径有一定的相关性, 随着粒径的增大, PAHs 的浓度增大, 粒径大小是造成 PAHs 在不同粒径之间分布差异的原因之一。

不同粒径沉积物所占的质量、TOC 以及

$\sum \text{PAHs}$  含量的质量分数列于图 3 中。由图 3 可知, > 200  $\mu\text{m}$  沉积物以占 0.2% 的质量分数, 富集了 5.2% 的  $\sum \text{PAHs}$ ; 200~125  $\mu\text{m}$  沉积物富集  $\sum \text{PAHs}$  最少, 不到 1%; 125~63  $\mu\text{m}$  沉积物中富集了 14% 的  $\sum \text{PAHs}$ ; 占沉积物质量分数 38.6% 的 < 25  $\mu\text{m}$  粒径, 富集了沉积物中 75% 的  $\sum \text{PAHs}$ , 而和它质量分数相当的 63~25  $\mu\text{m}$  (37.7%), 只富集了

图 3 不同粒径沉积物质量、 $\sum \text{PAHs}$ 、TOC 质量分数Fig.3 Relative contribution of individual grain size fractions to bulk sediment dry mass,  $\sum \text{PAHs}$  concentrations, and total organic carbon contents (TOC)

沉积物中 4% 的  $\sum$  PAHs, 低了约 20 倍.

PAHs 在不同粒径沉积物中的赋存状态, 对污染物的迁移能力有重要的影响, Ghosh 等<sup>[24]</sup>对美国 Milwaukee 港口沉积物 PAHs 的解吸实验研究表明, 粘土中的 PAHs 是较易解吸的, PAHs 在 30 d 内的解吸达到 80%. 本研究结果表明, 长江沉积物中约 75% 的 PAHs 赋存于 < 25  $\mu\text{m}$  粒径沉积物中(主要分为粘土), 其解吸能力可能较强, 易于向水相释放, 对于解吸能力和解吸机理还有待于进一步研究.

### 2.3 有机碳含量对 PAHs 分布的影响

不同粒径沉积物中  $\sum$  PAHs 浓度和 TOC 见表 1. 由表 1 可知, 不同粒径沉积物中  $\sum$  PAHs 浓度随 TOC 增大而增大. TOC 最高的 > 200  $\mu\text{m}$  沉积物 (16.35%),  $\sum$  PAHs 浓度最高为 7 135.9 ng/g; TOC 含量最低的 63 ~ 25  $\mu\text{m}$  (0.25%),  $\sum$  PAHs 浓度最低为 26.1 ng/g. 不同粒径沉积物中单种 PAHs 的浓度也显示出与 TOC 含量变化的高度一致性, 对其与 TOC 进行相关分析, 结果表明各种 PAHs 在不同粒径沉积物中浓度与相应的 TOC 均呈现显著的相关性( $r$  为 0.917 ~ 0.948,  $p < 0.01$ ). PAHs 是疏水性有机物, 其  $\lg K_{\text{oc}}$  值(Acy 除外)均大于 3, 容易与有机碳作用而富集在沉积物中. 因此, 不同粒径沉积物中 PAHs 的分布特征和有机碳有显著的相关性, 说明 TOC 是影响长江武汉段不同粒径沉积物中 PAHs 分布的主要因素.

### 2.4 有机质性质对 PAHs 分布影响的初步探讨

不同粒径沉积物中含有不同类型、结构的有机质, > 200  $\mu\text{m}$  沉积物中主要有机质是一些植物残体、碎屑以及木炭<sup>[20, 21]</sup>; 200 ~ 63  $\mu\text{m}$  沉积物中主要有机质为煤屑以及焦炭<sup>[17]</sup>; 63  $\mu\text{m}$  以下粒径沉积物中主要为焦炭、炭黑以及无定形有机质(腐殖质等)<sup>[17]</sup>. 植物碎屑、残体、焦炭、炭黑类有机质对 PAHs 的富集能力比无定形有机质高一两个数量级<sup>[17]</sup>, 这些有机质同 PAHs 之间亲和力不同, 可能对 PAHs 在不同粒径沉积物间的分布产生影响. 将不同粒径沉积物中  $\sum$  PAHs 浓度除以相应的 TOC(消除有机碳影响), 得到不同粒径沉积物中有机碳化  $\sum$  PAHs 浓度, 结果如图 4 所示. 对  $\sum$  PAHs 干重浓度 (26.1 ~ 7 135.9 ng/g) 与有机碳化浓度 (6 431.7 ~ 51 998.9 ng/g) 进行比较发现,  $\sum$  PAHs 有机碳化浓度加大了不同粒径沉积物中  $\sum$  PAHs 浓度的差

异, 且出现  $\sum$  PAHs 最大浓度的粒径也由 > 200  $\mu\text{m}$  转为 125 ~ 63  $\mu\text{m}$ (图 4). 结果表明, 除了 TOC 对沉积物中 PAHs 分布的影响外, 有机质类型、结构也对沉积物中的 PAHs 分布具有一定影响<sup>[14, 17, 24]</sup>.

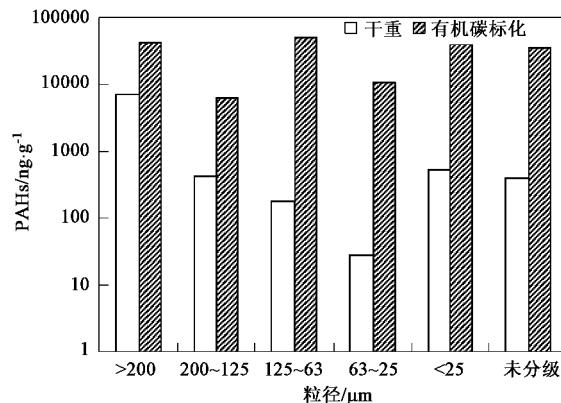


图 4  $\sum$  PAHs 在不同粒径沉积物中分布

Fig. 4  $\sum$  PAHs for bulk and size-fractionated Yangtze River sediment

为了进一步研究有机质类型、结构对沉积物中 PAHs 分布的影响, 将不同粒径沉积物中 PAHs 有机碳化浓度同相应的未分级沉积物中的 PAHs 有机碳化浓度进行比较, 结果如图 5 所示. 由图 5 可知, 不同粒径沉积物中 PAHs 有机碳化浓度相差 1 ~ 10 倍, 且环数越大的 PAHs, 差异越明显, 说明有机质类型、结构对于 4 ~ 6 环 PAHs 分布的影响要大于 2 ~ 3 环 PAHs<sup>[14]</sup>.

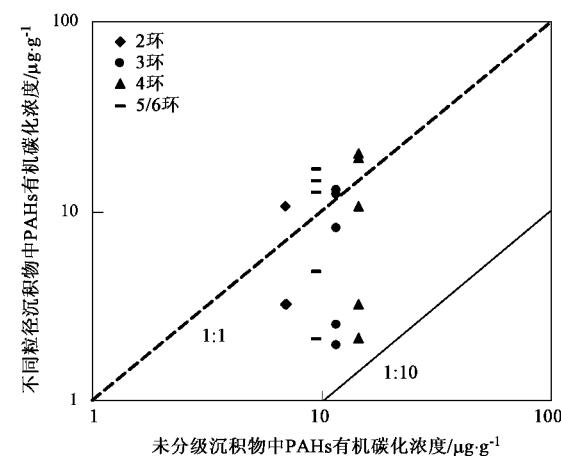


图 5 不同粒径沉积物与未分级沉积物中 PAHs 有机碳化浓度的比较

Fig. 5 Comparison of the organic carbon-normalized PAHs concentration in bulk sediment versus fractionated sediments

### 3 结论

(1) 长江武汉段不同粒径沉积物中 PAHs 组成

相似, 浓度相差很大。 $\sum$  PAHs 浓度范围为 26.1~7 135.9 ng/g,  $> 200 \mu\text{m}$  沉积物中浓度最高, 为 7 135.9 ng/g, 其它依次:  $< 25 \mu\text{m}$ , 529.2 ng/g, 200~125  $\mu\text{m}$ , 420.1 ng/g, 125~63  $\mu\text{m}$ , 174.2 ng/g, 63~25  $\mu\text{m}$ , 26.1 ng/g。

(2)  $< 25 \mu\text{m}$  粒径的沉积物占沉积物总量的 38.6% (质量分数), 富集了沉积物中 75% 的  $\sum$  PAHs, 且  $< 25 \mu\text{m}$  粒径沉积物中主要成分为粘土, PAHs 解吸能力可能较强, 易于向水相释放。

(3) TOC 是影响 PAHs 在长江武汉段不同粒径沉积物中分布的主要因素, 不同粒径沉积物中 PAHs 浓度与 TOC 显著相关 ( $p < 0.01$ )。此外, 沉积物中有机质类型、结构也对 PAHs 分布具有一定程度的影响, 且对于 4~6 环 PAHs 分布的影响要大于 2~3 环的 PAHs。

#### 参考文献:

- [1] Doick K J, Burauel P, Jones K C, et al. Distribution of aged  $^{14}\text{C}$ -PCB and  $^{14}\text{C}$ -PAH residues in particle-size and humic fractions of an agricultural soil [J]. Environmental Science & Technology, 2005, **39**(17): 6575~6583.
- [2] Kubicki J D. Molecular simulations of Benzene and PAH interactions with soot [J]. Environmental Science & Technology, 2006, **40**(7): 2298~2303.
- [3] Kim H S, Weber W J Jr. Optimizing contaminant desorption and bioavailability in dense slurry systems. 2. PAH bioavailability and rates of degradation [J]. Environmental Science & Technology, 2005, **39**(7): 2274~2279.
- [4] Karickhoff S W, Brown D S, Scott T A. Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments [J]. Water Research, 1979, **13**: 241~248.
- [5] Means J C, Wood S G, Hassett J J, et al. Sorption of polynuclear aromatic hydrocarbons by sediments and soils [J]. Environmental Science & Technology, 1980, **14**(12): 2209~2217.
- [6] Chin Y P, Gschwend P M. Partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons to marine porewater organic colloids [J]. Environmental Science & Technology, 1992, **26**(8): 1621~1626.
- [7] Maruya K A, Riesbrough R W, Horne A J. Partitioning of polynuclear aromatic hydrocarbons between sediments from San Francisco Bay and their porewater [J]. Environmental Science & Technology, 1996, **30**(10): 2942~2947.
- [8] McGroddy S E, Farrington J W, Gschwend P M. Comparison of the in situ and desorption sediment-water partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls [J]. Environmental Science & Technology, 1996, **30**(1): 172~177.
- [9] Chiou C T, McGroddy S E, Kile D E. Partition characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons on soils and sediments [J]. Environmental Science & Technology, 1998, **32**(2): 264~269.
- [10] Gustafsson O, Haghseta F, Chan C, et al. Quantification of the dilute sedimentary soot-phase: implication for PAH speciation and bioavailability [J]. Environmental Science & Technology, 1997, **31**(1): 203~209.
- [11] Kleineidam S, Rugner H, Ligouis B, et al. Organic matter facies and equilibrium of phenanthrene [J]. Environmental Science & Technology, 1999, **33**(10): 1637~1644.
- [12] Simpson C D, Harrington C F, Cullen W R. Polycyclic aromatic hydrocarbon contamination in marine sediments near Kitimat, British Columbia [J]. Environmental Science & Technology, 1998, **32**(21): 3266~3272.
- [13] Wang X C, Zhang Y X, Chen R F. Distribution and partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in different size fractions in sediments from Boston Harbor, United States [J]. Marine Pollution Bulletin, 2001, **42**(11): 1139~1149.
- [14] Rockne K J, Shor L M, Young L Y, et al. Distributed sequestration and release of PAHs in weathered sediment: The role of sediment structure and organic carbon properties [J]. Environmental Science & Technology, 2002, **36**(12): 2636~2644.
- [15] Ghosh U, Zimmerman J R, Luthy R G. PCB and PAH speciation among particle types in contaminated harbor sediments and effects on PAH bioavailability [J]. Environmental Science & Technology, 2003, **37**(10): 2209~2217.
- [16] Ahrens M J, Depree C V. Inhomogeneous distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in different size and density fractions of contaminated sediment from Auckland Harbour, New Zealand: an opportunity for mitigation [J]. Marine Pollution Bulletin, 2004, **48**: 341~350.
- [17] 吴启航, 麦碧娴, 杨清书, 等. 沉积物中多环芳烃和有机氯农药赋存状态 [J]. 中国环境科学, 2004, **24**(1): 89~93.
- [18] 王彻华, 彭彪. 长江干流主要城市江段微量有机物污染分析 [J]. 人民长江, 2001, **32**(7): 20~36.
- [19] Niu J F, Chen J W, Martens D, et al. Photolysis of polycyclic aromatic hydrocarbons adsorbed on spruce (*Picea abies* L. Karst.) needles under sunlight irradiation [J]. Environmental Pollution, 2003, **123**(1): 39~45.
- [20] McGroddy S E, Farrington J W. Sediment porewater partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons in three cores from Boston Harbor, Massachusetts [J]. Environmental Science & Technology, 1995, **29**(6): 1542~1550.
- [21] Gustafsson O, Gschwend P M. Soot as a strong partition medium for polycyclic aromatic hydrocarbons in aquatic systems [A]. In: Eganhouse R. P. (Ed.), *Molecular Markers in Environmental Geochemistry* [C]. Washington, D C: American Chemical Society, 1997. 65~381.
- [22] Mayer L M. Relationships between mineral surfaces and organic carbon concentrations in soils and sediments [J]. Chemical Geology, 1994, **114**: 347~363.
- [23] Mayer L M. Extent of coverage of mineral surfaces by organic matter in marine sediments [J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 1999, **63**: 207~215.
- [24] Ghosh U, Gillette J S, Luthy R G, et al. Microscale location, characterization and association of polycyclic aromatic hydrocarbons on harbor sediment particles [J]. Environmental Science & Technology, 2000, **34**(9): 1729~1736.