# 松花江水环境中多环芳烃的污染及致癌风险

马万里[1], 刘丽艳[1],齐 虹[1],宋维薇[1],张子峰[1],丁 晶[2],沈吉敏[1],陈忠林[1],李一凡[1]

(1. 哈尔滨工业大学 市政环境工程学院, 城市水资源与水环境国家重点实验室, 国际持久性有毒物质联合研究中心, 150090 哈尔滨; 2. 哈尔滨工业大学 城市水资源开发利用(北方)国家工程研究中心,150090 哈尔滨)

**摘 要**: 为研究松花江水环境中多环芳烃(PAHs)的污染特征及致癌风险,于2006~2010年间对松花江流域13个监测断面的水样和底泥样进行了6次集中采集,采样时间包括平水期、丰水期和冰封期,采用液液萃取法和索氏提取法对样品中的PAHs进行提取,采用GC-MS进行定性和定量分析. 结果表明,水样中主要以低环的PAHs为主,底泥中主要以高环的PAHs为主,水样和底泥中15种PAHs的含量分别为(73.7 ± 27.8)ng/L和(127 ± 117)ng/g, 同我国其他河流相比,松花江水环境中PAHs的污染程度较小.松花江水环境中PAHs的浓度具有明显的季节差异,平水期和丰水期水样中的浓度较高,冰封期水样中PAHs的浓度最低,而平水期底泥中PAHs的浓度要远高于丰水期.致癌风险评估模型的计算结果表明,松花江水样中PAHs的致癌风险小于$10^{-6}$,致癌风险较小.

**关键词**: 多环芳烃;水环境;污染特征;季节变化;致癌风险

**中图分类号**: X522 **文献标志码**: A **文章编号**: 0367-6234(2014)06-0044-06

# Pollution and cancer risk of PAHs in water environment of the Songhua River, China

MA Wanli[1], LIU Liyan[1], QI Hong[1], SONG Weiwei[1], ZHANG Zifeng[1], DING Jing[2], SHEN Jimin[1], CHEN Zhonglin[1], LI Yifan[1]

(1. International Joint Research Center for Persistent Toxic Substances, State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, 150090 Harbin, China; 2. National Engineering Research Center of Urban Water Resources, Harbin Institute of Technology, 150090 Harbin, China)

**Abstract**: To study the pollution characteristic and cancer risk of PAHs in water environment, water and sediment samples were concurrently collected on 13 monitoring sections within the Songhua River Basin. Totally, 6 batches of sampling programs were conducted from 2006 to 2010, including the low water season, the high water season and the icebound season. Water and sediment samples were extracted by liquid-liquid extraction and Soxhlet extraction, respectively. The qualification and quantification of PAHs were analyzed by GC-MS. The compositional pattern of PAHs indicated that low ring PAHs were predominant in water samples, while high ring PAHs dominated in sediment samples. The average total concentrations of 15 PAHs were (73.7±27.8)ng/L and (127±117)ng/g, ww for water and sediment samples, respectively. The concentration of PAHs was lower than those of other rivers in China. Obviously seasonal variation of PAHs concentration was observed in the water environment of the Songhua River. For water samples, the PAHs concentrations in the low water season and the high water season were higher than those in the icebound season. For sediment samples, the PAHs concentrations in the low water season were much higher than those in the high water season. The results of the incremental lifetime cancer risk assessment model indicated that the estimated integrated lifetime cancer risks were less than for $10^{-6}$, indicating low level of cancer risk for all age groups.

**Keywords**: PAHs; water environment; pollution characteristic; seasonal variation; cancer risk

多环芳烃(PAHs)在环境中能够长期普遍存在,因其具有"三致"毒性,被许多国家列为优先控制污染物.近年的研究发现,我国地表水,甚至水源水中也能够检测到PAHs的存在[1].珠江流

**收稿日期**: 2013-09-16.
**基金项目**: 国家自然科学基金青年项目(41101493);中国博士后科学基金资助项目(2011M500677);中央高校基本科研业务费专项资金资助项目(HIT.NSRIF.2014095).
**作者简介**: 马万里(1982—),男,博士,讲师;
李一凡(1949—),男,教授,博士生导师.
**通信作者**: 李一凡,ijrc_pts_paper@yahoo.com;
齐 虹,qqiihong@126.com.

域、长江流域、辽河流域等水环境中 PAHs 的污染较严重，对当地饮用水的深度处理提出了新的挑战. 研究表明，流域水环境中的 PAHs 主要来自工业废水排放、生活污水排放和大气的沉降[1-5]，这些研究成果的获得对于我国流域水环境的污染治理、提高饮用水水质等提供了重要的基础数据.

松花江是我国东北地区最大的水系，是该地区工业发展、农业生产、居民生活用水的主要水源.多年来不合理的工业布局，特别是松花江上游化工企业和石油企业等工业废水的排放，使得松花江的水质受到污染，并且呈逐年恶化的趋势[6]，松花江水环境中有毒有机污染物的研究已成为不可忽视的问题[7-9].为了对松花江水环境中 PAHs 的污染进行深入研究，于 2006～2010 年间，在松花江的 13 个主要监测断面共进行了 6 次水样和底泥样品的集中采集，对 PAHs 的污染特征、季节变化趋势进行了探讨，并对 PAHs 的致癌风险进行了量化和评估.

## 1　实　验

### 1.1　水样的采集

在松花江沿岸县级及以上城市的上游和下游布设 13 个监测断面，具体位置见图 1.在 2006～2010 年间共进行了 6 次水样的采集，时间分别为 2006 年 10 月、2007 年 4 月、2008 年 11 月、2009 年 5 月、2009 年 7 月和 2010 年 12 月.水样采集于水(冰)面以下 0.5 m 的位置，采用棕色玻璃瓶保存.

**图 1　松花江流域水样(底泥样品)采样点分布**

### 1.2　底泥样品的采集

采集水样的同时共进行了 5 次底泥样品的采集，时间分别为 2006 年 10 月、2007 年 4 月、2007 年 8 月、2009 年 5 月、2009 年 7 月.在各个水样采集点周围布设 5 个底泥采样点，利用抓斗式采样器采集表层底泥，然后混合均匀组成一个底泥样品，放在干净的铝盒中密封冷冻保存.

### 1.3　样品的处理和测定

所有样品的处理和分析方法均参照加拿大环境部国家分析测试实验室的方法，并经过该实验室优化，具体操作见文献[10].水样和底泥样品中 PAHs 的提出分别采用液液萃取法和索氏提取法进行，萃取试剂分别为二氯甲烷和丙酮/正己烷混合液(1∶1，体积比)，萃取液经过无水硫酸钠脱水、活性硅胶柱净化、旋转蒸发仪和氮气浓缩后进行测定.PAHs 的测试仪器为 Agilent 6890N 型气相色谱仪和 5973 型质谱仪.具体参数见文献[10].采用外标法对 PAHs 进行定量分析，5 个浓度梯度的标准曲线进行定量($r > 0.99$).

### 1.4　质量控制和质量保证

实验中所有操作过程均经过严格的质量控制.样品的处理过程中同时进行场地空白和实验室空白的测试，用于检验实验过程中产生的污染，同时进行一个基质加标样品(在水样和底泥样中加入定量的标样)，处理方法与实际样品相同，用于检验实验方法的回收率和基质影响.所有的样品在萃取前均加入 PAHs 的代标物，用于检测样品处理过程中的基质影响和回收率.结果表明，空白样品中能够检测到萘的污染，所以，在后续的数据处理过程中不包括萘的结果，其他低环的 PAHs 在部分空白样品中也有检出，但是其质量浓度远低于实际样品的质量浓度，在数据分析的

过程中均已扣除.基质加标样品中 16 种 PAHs 的平均回收率为(63±22)%.4 种 PAHs 代标的回收率分别为: naphthalene - D8 (63 % ~ 99 %), fluorene-D10(66% ~ 99%), pyrene-D10(67% ~ 110 %), perylene-D12(39% ~ 156 %),在数据处理的过程中所有数据均已经过回收率的校正处理.

### 1.5 致癌风险模型介绍

引入终身致癌风险评价模型(incremental lifetime cancer risk model,ILCR 模型)量化和评估松花江沿岸居民由于饮用松花江水而摄入 PAHs 导致的终身致癌风险,ILCR 模型的详细介绍和选择的参数分别见文献[11,10],其计算公式如下:

$$R_{\mathrm{ilc}} = F_{\mathrm{cs}} \times \frac{\rho_{\mathrm{BaP_{eq}}} \times R_{\mathrm{i}} \times F_{\mathrm{e}} \times D_{\mathrm{e}}}{W_{\mathrm{b}} \times T_{\mathrm{a}} \times 10^{6}}. \quad (1)$$

式中: $F_{\mathrm{cs}}$ 为致癌斜率系数,目前主要依据苯并芘(BaP)的致癌斜率系数来评估 PAHs 的综合风险(kg · d/mg); $\rho_{\mathrm{BaP_{eq}}}$ 为基于 BaP 的总毒性当量浓度,由每个 PAHs 的质量浓度与其毒性当量因子乘积的加和获得,ng/L; $R_{\mathrm{i}}$ 为每天的饮用水量,L/d; $F_{\mathrm{e}}$ 为每年的暴露天数,d; $D_{\mathrm{e}}$ 为暴露年数,a; $W_{\mathrm{b}}$ 为体质量,kg; $T_{\mathrm{a}}$ 为人的预期寿命,d.

## 2 结果与讨论

### 2.1 水样中 PAHs 的污染

松花江水样中 15 种 PAHs 均有不同程度检出率,其中小分子的同系物具有较高的检出率,而大分子的同系物,如二苯并[a,h]蒽、茚并[1,2,3-cd]芘、苯并[ghi]苝在水样中未检出,这主要与其辛醇水分配系数($K_{\mathrm{ow}}$)有关. 大分子的 PAHs $K_{\mathrm{ow}}$ 较高,在水中的溶解度较低,容易沉降到底泥中,所以在水样中质量浓度很低.2006~2010 年采集的 6 次水样中 PAHs 的总质量浓度($\sum_{15}$PAHs)平均值如图 2 所示.可以看出,松花江流域不同监测断面水样中 PAHs 的质量浓度差异较大,其中依兰段的质量浓度最高,平均值为(137 ± 162) ng/L,大安段的质量浓度最低,为(31.0 ± 2.40) ng/L,13 个监测断面水体中 PAHs 的平均质量浓度为(73.7 ± 27.8) ng/L.作为我国东北地区主要工业和农业用水的地表水源,其 PAHs 的污染程度和河北省相当(84.5 ng/L)[12]. 但是相对于我国的发达地区,如天津(174 ng/L)[13]和黄河中下游地区(248 ng/L)[4],松花江流域地表水中 PAHs 的污染较小.松花江流域又是黑龙江省和吉林省等地区的生活饮用水源,其水质关系到当地居民的健康,而水体中有毒污染物也是影响水质的重要指标之一.目前,我国南方地区已经开展了关于饮用水源中 PAHs 的调查,其中浙江省为 288 ng/L[1],河南省为180 ng/L[14],均高于松花江水体中 PAHs 的质量浓度(73.7 ng/L),说明松花江水体中 PAHs 的污染较小,对当地居民的健康危害较小.

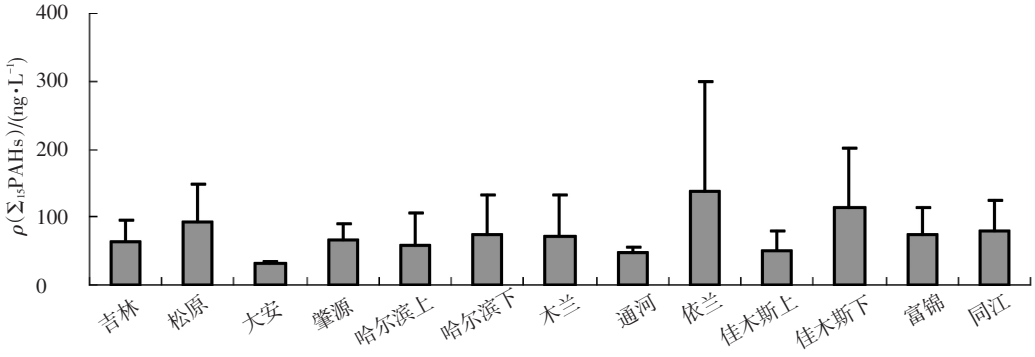


**图 2 松花江主要监测断面水体中 $\sum_{15}$PAHs 的分布**

### 2.2 底泥中 PAHs 的污染

松花江底泥中 PAHs 的单体主要以高环的 PAHs 为主,其组成比例远大于水体中的比例,这种组成结构主要取决于 PAHs 本身的物理化学性质,辛醇-水分配系数决定了高分子质量的 PAHs 更易向颗粒物、沉积物中富集.不同监测断面底泥中 PAHs 的分布如图 3 所示. 可以看出,不同监测断面底泥中 PAHs 的质量分数差异较大,其中大城市附近的采样点底泥中 PAHs 的污染较大,如哈尔滨下游和佳木斯上下游,这可能主要是由当地的污染造成的. 已有大量研究表明,PAHs 的污染主要来自人为活动,与城市规模、人口多少、工农业的生产等有明显的相关性.松原段底泥中 PAHs 的质量分数远高于其他同级别城市,原因可能是当地的工业生产释放的 PAHs 造成的污染.松原是我国陆地第六大高产油田(吉林油田)所在地,已经形成了以石油开采、石油炼制等为主的工业体系,这些工业活动是 PAHs 的主要来源之一,有可能是松原江段底泥中 PAHs 质量分数高的直接原因.松花江流域底泥中 $\sum_{15}$PAHs 的质

量分数为 17.4 ng/g，湿重（大安）为 404 ng/g，（哈尔滨下游）之间，平均质量分数为（127 ± 117）ng/g，低于钱塘江（313 ng/g）[15]、黄河河南段（182 ng/g）[5]、辽宁大辽河（287 ng/g）[16]、长江入海口（221 ng/g）[3]等流域底泥中 PAHs 的质量分数，高于黄河中下游底泥中 PAHs 的质量分数（76.8 ng/g）[4]. 整体来看，松花江底泥中 PAHs 的污染也较小.

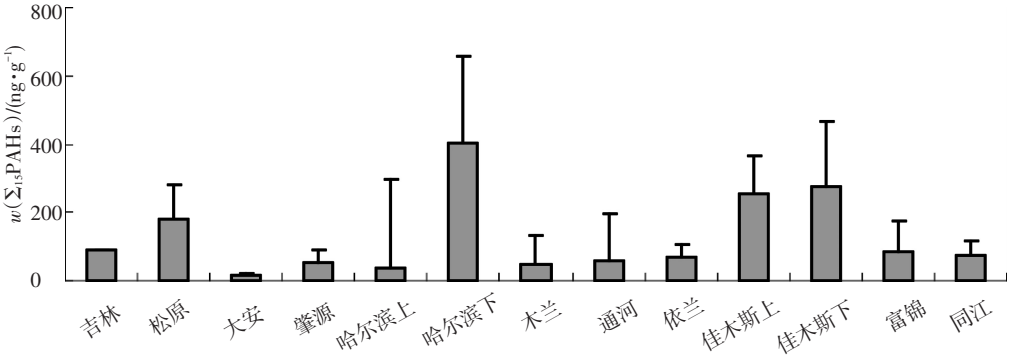


**图 3　松花江主要监测断面底泥中 $\sum_{15}$PAHs 的分布**

## 2.3　季节变化特征

松花江地处北温带季风气候区，大陆性气候特点非常明显，形成了独特的气候特征，与我国南方的河流相比，除了丰水期和平水期外还有比较漫长的冰封期. 结合当地的气候特点，4 月、5 月和 10 月处于平水期，7 月和 8 月处于丰水期，11 月和 12 月份处于冰封期. 各监测断面不同水期 $\sum_{15}$PAHs 的总含量见表 1 所示.

**表 1　松花江平水期、丰水期和冰封期水体中 PAHs 的含量及比值**

| 采样点 | 水样中 $\sum_{15}$PAHs/(ng · L$^{-1}$) | | | | | 底泥中 $\sum_{15}$PAHs/(ng · g$^{-1}$) | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 平水期 | 丰水期 | 冰封期 | 比值 1[b] | 比值 2[b] | 平水期 | 丰水期 | 比值 3[b] |
| 吉林 | 29.91 | 106.83 | 57.10 | 0.28 | 0.52 | 92.69 | NA | NA |
| 松原 | 122.83 | 102.37 | 39.01 | 1.20 | 3.15 | 295.54 | 140.99 | 2.10 |
| 大安 | 31.19 | 27.64 | 32.70 | 1.13 | 0.95 | 20.49 | 14.23 | 1.44 |
| 肇源 | 70.59 | 66.46 | 64.11 | 1.06 | 1.10 | 72.08 | 12.77 | 5.64 |
| 哈尔滨上 | 74.59 | NA[a] | 31.60 | NA | 2.36 | 316.51 | 167.55 | 1.89 |
| 哈尔滨下 | 81.54 | 165.58 | 43.92 | 0.78 | 1.86 | 494.99 | 112.92 | 4.38 |
| 木兰 | 100.64 | 359.88 | 29.43 | 0.28 | 3.42 | 86.65 | 112.62 | 0.77 |
| 通河 | 52.35 | 31.47 | 42.42 | 1.66 | 1.23 | 179.76 | 67.48 | 2.66 |
| 依兰 | 189.00 | 299.16 | 59.33 | 0.63 | 3.19 | 62.51 | 132.15 | 0.47 |
| 佳木斯上 | 48.53 | 94.19 | 34.91 | 0.52 | 1.39 | 321.94 | 145.59 | 2.21 |
| 佳木斯下 | 141.45 | 188.74 | 69.36 | 1.25 | 2.04 | 349.10 | 176.32 | 1.98 |
| 富锦 | 78.86 | 93.56 | 57.56 | 0.84 | 1.37 | 174.85 | 32.32 | 5.41 |
| 同江 | 90.11 | NA | 59.92 | NA | 1.50 | 95.19 | 49.03 | 1.94 |

注：a. NA 表示没有数据；b. 比值 1，2 分别表示平水期水样中 $\sum_{15}$PAHs 的质量浓度与丰水期和冰封期水样中 $\sum_{15}$PAHs 的比值；比值 3 表示平水期底泥中 $\sum_{15}$PAHs 的质量分数与丰水期底泥中 $\sum_{15}$PAHs 的比值.

松花江水样中 PAHs 的质量浓度具有明显的季节差异，其中平水期和丰水期的质量浓度较高，冰封期水样中 PAHs 的质量浓度最低. 通过计算不同水期的比值发现，平水期水样中 PAHs 的质量浓度普遍大于丰水期. 松花江水样中的 PAHs 主要有以下几个来源：大气的干湿沉降、地表径流、工业废水和生活污水的排放、污染底泥的释放. 冰封期水样中 PAHs 的主要来源为工业废水和生活污水的排放，所以，这个时期水体中 PAHs 的质量浓度最低；春季平水期水体中的 PAHs，水温较低，底泥中 PAHs 的释放较少，除了受工业和生活污水的影响外，主要来自冰雪融化后释放的 PAHs. 松花江流域的冬季比较寒冷和漫长，取暖用的燃煤、木材等燃烧会释放到大气中大量的 PAHs，随着降雪沉降到地面. 春天温度的升高、冰雪的融化导致大量 PAHs 随着地表径流等进入松花江，而本身附着在松花江冰面上的雪也会融化，进一步增加了水样中 PAHs 的污染，所以平水期，

特别是春季平水期水样中的质量浓度要高于丰水期水样中 PAHs 的质量浓度;而丰水期,河流的整体水量明显高于其他水期,导致其质量浓度低于平水期.松花江底泥中 PAHs 也具有明显的季节差异,从表 1 可以看出,平水期的质量分数远高于丰水期,首先是因为丰水期的水温较高,底泥中的 PAHs 容易释放到水体中,导致其质量分数减少;其次,丰水期水量比较大,也会增加底泥中 PAHs 的释放.

### 2.4 致癌风险评价

选择 5 个年龄段人群作为研究对象,对通过饮用松花江水而摄入体内 PAHs 的致癌风险进行计算,并对终生致癌风险进行分析. 结果表明,成年人(20~74.8 岁)、青少年(10~20 岁)、儿童(3~10 岁)、幼童(1~3 岁)和婴儿(0~1 岁)的平均致癌风险分别为 $2.92\times10^{-7}$、$3.85\times10^{-8}$、$3.56\times10^{-8}$、$1.44\times10^{-8}$ 和 $2.06\times10^{-8}$,而终生致癌风险的平均值为 $4.01\times10^{-7}$,见表 2.可以看出,松花江流域成年人因为饮用松花江水导致的致癌风险明显高于其他年龄段的人群,主要原因是成年人的暴露时间最长,累积致癌风险最大[10].当 $R_{ilc}$ 小于 $10^{-6}$时,说明致癌风险较小,可以忽略;当 $R_{ilc}$ 在 $10^{-6}\sim10^{-4}$时,认为具有潜在的致癌风险;当 $R_{ilc}$ 大于 $10^{-4}$则认为具有不可接受的致癌风险,应当引起高度的重视[11,17].如表 2 所示,松花江流域 5 个研究群体的 $R_{ilc}$ 均小于 $10^{-6}$,说明致癌风险较小,可以忽略,但是有部分地区 PAHs 的终生致癌风险分布在 $10^{-6}\sim10^{-4}$,这些地区都是 PAHs 高污染地区,说明该地区居民受到 PAHs 的潜在致癌危害,应当引起重视,特别是在饮用水的深度处理工艺中应当考虑到 PAHs 的去除,降低其对人体健康的危害[18].

**表 2 松花江水体中 PAHs 对不同年龄段人群的致癌风险**

| 人群 | 平均值 | 最小值 | 5%分位数 | 中位数 | 95%分位数 | 最大值 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 成年 | 2.92E-07 | 3.97E-09 | 7.16E-09 | 1.67E-07 | 8.99E-07 | 1.67E-06 |
| 青少年 | 3.85E-08 | 5.24E-10 | 9.44E-10 | 2.21E-08 | 1.19E-07 | 2.20E-07 |
| 儿童 | 3.56E-08 | 4.84E-10 | 8.72E-10 | 2.04E-08 | 1.10E-07 | 2.03E-07 |
| 幼童 | 1.44E-08 | 1.97E-10 | 3.54E-10 | 8.28E-09 | 4.44E-08 | 8.25E-08 |
| 婴儿 | 2.06E-08 | 2.80E-10 | 5.05E-10 | 1.18E-08 | 6.34E-08 | 1.18E-07 |
| 终生 | 4.01E-07 | 5.46E-09 | 9.84E-09 | 2.30E-07 | 1.23E-06 | 2.29E-06 |

## 3 结 论

1)2006~2010 年,松花江水样和底泥样中 15 种 PAHs 的总含量平均值分别为(73.7 ± 27.8)ng/L和(127 ± 117)ng/g, 与国内其他河流相比,松花江水环境中 PAHs 的污染较小.受当地污染源的影响,不同监测断面水环境中 PAHs 的含量存在较大差异.

2)松花江水样中 PAHs 的质量浓度具有明显的季节差异,其中平水期和丰水期的质量浓度高于冰封期.底泥中平水期 PAHs 的质量分数要远高于丰水期,这可能与丰水期底泥中 PAHs 的释放有关.

3)松花江流域不同年龄段人群的致癌风险均小于 $10^{-6}$,说明该流域居民由于饮用松花江水而导致 PAHs 的致癌风险可以忽略.

## 参考文献

[1] ZHU Lizhong, CHEN Yuyun, ZHOU Rongbing. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in water, sediment and soil in drinking water resource of Zhejiang Province, China [J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, 150 (2): 308-316.

[2] GUO Wei, HE Mengchang, YANG Zhifeng, et al. Distribution, partitioning and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in Daliao River water system in dry season, China [J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 164(2/3): 1379-1385.

[3] LI Baohua, FENG Chenghong, LI Xue, et al. Spatial distribution and source apportionment of PAHs in surficial sediments of the Yangtze Estuary, China [J]. Marine Pollution Bulletin, 2012, 64(3): 636-643.

[4] LI Gongchen, XIA Xinghui, YANG Zhifeng, et al. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in the middle and lower reaches of the Yellow River, China [J]. Environmental Pollution, 2006, 144(3): 985-993.

[5] SUN Jianhui, WANG Guoliang, CHAI Yan, et al. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Henan Reach of the Yellow River, Middle China [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2009, 72(5): 1614-1624.

[6] GUO Wei, HE Mengchang, YANG Zhifeng, et al. Characteristics of petroleum hydrocarbons in surficial sediments from the Songhuajiang River (China): spatial and temporal trends [J]. Environmental Monitoring and

Assessment, 2011, 179(1/2/3/4): 81-92.

[7] WANG Ce, FENG Yujie, SUN Qingfang, et al. A multimedia fate model to evaluate the fate of PAHs in Songhua River, China [J]. Environmental Pollution, 2012, 164: 81-88.

[8] FENG Yujie, SUN Qingfang, GAO Peng, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in surface water from the Songhua River of China [J]. Fresenius Environmental Bulletin, 2009, 18(12): 2388-2395.

[9] 孙清芳，冯玉杰，高鹏，等. 松花江水中多环芳烃(PAHs)的环境风险评价 [J]. 哈尔滨工业大学学报，2010，42(4)：568-572.

[10] MA Wanli, LIU Liyan, QI Hong, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in water, sediment and soil of the Songhua River Basin, China [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2013, 185(10): 8399-8409.

[11] LIAO Chungmin, CHIANG Kuochin. Probabilistic risk assessment for personal exposure to carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in Taiwanese temples [J]. Chemosphere, 2006, 63(9): 1610-1619.

[12] 摆亚军，刘文新，陶澍，等. 河北省地表水中多环芳烃的分布特征 [J]. 环境科学学报，2007，27(8)：1364-1369.

[13] SHI Z, TAO S, PAN B, et al. Contamination of rivers in Tianjin, China by polycyclic aromatic hydrocarbons [J]. Environmental Pollution, 2005, 134(1): 97-111.

[14] MA Yingge, CHENG Jinping, JIAO Fei, et al. Distribution, sources, and potential risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in drinking water resources from Henan Province in Middle of China [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2008, 146(1/2/3): 127-138.

[15] CHEN Yuyun, ZHU Lizhong, ZHOU Rongbing. 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.

[16] GUO Wei, HE Mengchang, YANG Zhifeng, et al. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in water, suspended particulate matter and sediment from Daliao River watershed, China [J]. Chemosphere, 2007, 68(1): 93-104.

[17] 刘宏文，王震，刘景泰，等. 大连市饮用水中多环芳烃的概率风险评价 [J]. 安全与环境学报，2007，7(5)：4-7.

[18] LIU Yu, SHEN Jimin, CHEN Zhonglin, et al. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface water and sediment near a drinking water reservoir in Northeastern China [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2013, 20(4): 2535-2545.

（编辑　刘　彤）