

细河流域地下水中多环芳烃污染健康风险评价

罗 庆¹, 孙丽娜^{1*}, 张耀华²

(1. 沈阳大学区域污染环境生态修复教育部重点实验室, 沈阳 110044; 2. 辽宁省地质矿产研究院, 沈阳 110032)

摘 要: 为了保障细河流域沿岸居民的生活用水安全, 采集细河流域 9 个地下水样品并分析了其中 16 种多环芳烃(PAHs)的含量, 根据毒性当量因子方法和荷兰公共卫生和环境国家研究院提出的土壤地下水污染现场暴露评价模型(CSOIL 模型)对多环芳烃的健康风险进行了初步评价。结果表明, 细河流域各采样点地下水中 Σ PAHs 含量为 159.1~483.7 ng·L⁻¹, 低于生活饮用水卫生标准(GB 5749—2006)的浓度限值, 表现出规模较大的城镇或乡镇处 Σ PAHs 含量高于其他位置的规律性。作物食入、饮水等经口摄入途径是地下水环境健康风险评价中最主要的暴露途径, 各采样点地下水中 PAHs 在作物食入、饮水、洗澡过程中呼吸吸入和皮肤接触等 4 种暴露途径产生的总的平均个人年健康风险值为 1.19×10⁻⁶~3.10×10⁻⁵, 其健康风险排序为翟家>前庙>富官>前余>双树>土西>大潘>黄蜡坨>大兀拉。虽然该风险值低于国际辐射防护委员会(ICRP)推荐的最大可接受值, 基本属于可接受范围, 但其健康危害已不容忽视。

关键词: 细河; 地下水; 多环芳烃; CSOIL 模型; 健康风险评价

中图分类号: X820.4 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2011)05-0959-06

Health Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Groundwater from Xihe River Area, China

LUO Qing¹, SUN Li-na^{1*}, ZHANG Yao-hua²

(1. Key Laboratory of Regional Environment and Eco-Remediation of Ministry of Education, Shenyang University, Shenyang 110044, China; 2. Liaoning Academy of Geology and Mineral Resources, Shenyang 110032, China)

Abstract In order to protect the safety of water used by the residents along the Xihe River Area, 9 groundwater samples along the Xihe were collected, the concentrations of 16 PAHs in samples were analyzed, and a preliminary assessment of the health risk caused by PAHs was performed by CSOIL model of Holland RIVM. Results showed that the total level of 16 PAHs (Σ PAHs) in groundwater ranged from 159.1 ng·L⁻¹ to 483.7 ng·L⁻¹, which were below the concentration limits in the Standards for Drinking Water Quality (GB 5749—2006). And the concentration of Σ PAHs showed higher in the larger town or township than the other locations. Crop ingestion and drinking water were the most important exposure pathway in Health Risk Assessment of groundwater. The total Average Individual Annual Health Risks caused by crop ingestion, drinking water, inhalation and dermal ingestion in the bathing were 1.19×10⁻⁶~3.10×10⁻⁵. Health risks at 9 sampling points followed the order Zhai Jiao>Qian Miao>Fu Guan>Qian Yue>Shuang Shu>Tu Xi>Da Pan>Huang Latuo>Da Wula. Though risks of PAHs at all sampling points were less than the recommended maximum acceptable value of the International Commission on Radiological Protection(ICRP), the health risks could not be ignored.

Keywords Xihe River; groundwater; PAHs; CSOIL model; health risk assessment

细河是沈阳市主要排污河渠, 北起沈阳市铁西新区卫工明渠南端, 向西南流经铁西区、于洪区和辽中县, 在辽中县黄蜡坨村汇入浑河, 全长 78.2 km。细河

水体及其沿岸土壤均已严重污染, 在渗透补给作用下, 作为当地居民灌溉、饮用、洗浴等农用和日常生活用水的地下水已受到各种污染物不同程度的污染, 严重危害到当地居民的身体健康, 其中, 来源于煤、石油、木材、烟草和有机高分子化合物等有机物不完全燃烧副产物的具有突出“致癌、致畸、致突变”效应的多环芳烃污染较为严重^[1]。

健康风险评价(Health Risk Assessment)是 20 世纪 80 年代以后兴起的狭义环境风险评价的重点, 它

收稿日期 2010-10-24

基金项目 国家自然科学基金重点项目(40930739), 国家自然科学基金面上项目(41071304), 国家重大水专项项目(2008ZX07208-003-004), 国家自然科学基金青年项目(40901282)

作者简介: 罗 庆(1984—), 男, 硕士研究生, 主要从事环境分析化学和水环境风险评价研究。E-mail: luoqingyt@126.com

* 通信作者: 孙丽娜 E-mail: sln629@163.com

以风险度作为评价指标,把环境污染与人体健康联系起来,定量描述污染对人体健康产生危害的风险^[2-3]。目前,对于水体中有毒有害物质健康风险评价模型较多,但使用最普遍的还是 1983 年美国科学院公布的四步法,即危害识别、剂量-效应评价、暴露评价、风险表征^[4]。暴露评价是确定水体中污染物通过各种暴露途径进入人体的潜在暴露剂量,是健康风险评价最重要的组成部分。目前,针对地下水中多环芳烃类有机污染物的暴露评价大多只考虑饮水、洗澡过程中的皮肤接触等 2 种暴露途径^[5],而细河流域的地下水既作为当地居民的灌溉用水、又作为其日常生活用水,可通过对富集污染物农作物的食入以及饮水、洗澡过程中呼吸吸入和皮肤接触等多种暴露途径进入人体。为了使评价更加准确,本文采用荷兰公共卫生和环境国家研究院(RIVM)提出的土壤地下水污染现场暴露评价模型(CSOIL 模型),根据细河流域地下水中多环芳烃的浓度推导出各暴露途径的日均暴露浓度及剂量,评价其各暴露途径的健康风险及总风险,对细河流域地下水的风险管理及决策具有重要意义。

1 材料与方法

1.1 仪器与试剂

Agilent 1100 高效液相色谱仪(含 DAD 和 FLD 检测器),PAHs 专用液相色谱柱(美国 Agilent 公司,4.6 mm×250 mm);全自动固相萃取仪(美国 Horizon 公司,DEX4790);C18 固相萃取膜(美国 3M 公司,47 mm);旋转蒸发仪(上海亚荣公司,RE52-99)。二氯甲烷、甲醇、乙腈均为色谱纯,PAHs 标样(萘/Nap,苊烯/Any,苊/Ane,芴/Fle,菲/Phe,蒽/Ant,荧蒽/Fla,芘/Pyr,苯并(a)蒽/Baa,苝/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/I1p,二苯并(a,h)蒽/Daa,苯并(g,h,i)北(二萘嵌苯)/Bgp);无水硫酸钠(分析纯)于 400 °C 烘 10 h 备用。

1.2 实验方法

1.2.1 样品采集

2010 年 4 月,沿细河流向,从上游到下游共选取 9 个采样点,采样区域和采样点位置见图 1。样品均采自当地用于饮用、洗浴等日常生活用水的深水井,每个采样点取 5 L 水样。

1.2.2 样品处理

水样直接进入全自动固相萃取系统。固相萃取膜先用 10 mL 二氯甲烷清洗、6 mL 甲醇活化、6 mL 超纯



图 1 细河流域采样位置示意图

Figure 1 Map of sampling sites along the Xihe River area

水平衡,取 1 L 水样过固相萃取膜,水样通过后干燥 5 min;用 6 mL 乙腈洗脱 1 次、6 mL 二氯甲烷洗脱 2 次,洗脱液脱水后,旋转蒸发浓缩至近干,加入 1 mL 乙腈定容,过 0.45 μm 滤膜,待 HPLC 分析。

1.2.3 样品分析

HPLC 分析条件:Agilent PAHs 专用液相色谱柱;流速 0.8 mL·min⁻¹;柱温 25 °C;流动相水和乙腈梯度洗脱(洗脱程序见表 1),停止 28 min,后运行 3 min。DAD 检测器条件(只检测 I1p):检测波长为 254 nm、带宽为 4 nm,参比波长为 360 nm、带宽为 100 nm。FLD 检测器条件(检测除 Any 外的其余 14 种)见表 2,进样量为 20 μL,以 16 种 PAHs 的保留时间定性,外标法定量。该方法的基质加标回收率为 76.4%~104.6%,相对标准偏差为 6.33%~11.2%,检出限为 0.1~21 ng·L⁻¹,定量限为 0.3~50 ng·L⁻¹。

表 1 液相色谱梯度洗脱程序

Table 1 The gradient elution program of LC

时间/min	乙腈/%	时间/min	乙腈/%
0	50	27	100
3	50	27.5	50
20	100	33	50

表 2 荧光检测器(FLD)检测条件

Table 2 The detection conditions of FLD

时间/min	入射波长/nm	激发波长/nm	时间/min	入射波长/nm	激发波长/nm
0	280	330	15.6	270	390
12.4	246	370	17.8	265	380
13.5	250	406	20.1	290	430
14.6	280	450	23.6	290	410

1.3 水环境健康风险评价方法

1.3.1 污染物的健康风险评价模型

目前国内外的环境健康风险评价主要是在污染物毒性分类的基础上进行评价^[6]。通常根据污染物的致癌性将其分为致癌和非致癌两类分别评价,但是事实上致癌污染物同样具有非致癌危害效应^[7]。本文选择 USEPA 推荐的且在国内应用较为广泛的 2 个模型进行研究^[8-9]。

(1) 非致癌健康风险评价模型

一般认为生物体对非致癌性物质的反应有剂量阈值,低于阈值则认为不会产生不利于健康的影响。非致癌性污染物进入人体后所致健康危害的风险模型为

$$\text{风险指数 } HQ = CDI/RfD \quad (1)$$

式中: CDI 表示污染物的日平均暴露剂量或浓度,单位为 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 或 $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$; RfD 表示非致癌污染物的参考剂量或浓度,单位为 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 或 $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 。

(2) 致癌健康风险评价模型

对于致癌性物质,一般认为没有剂量阈值,只要有微量存在,即会对人体产生不利影响。致癌性污染物进入人体后所致健康危害的风险模型为

$$\text{低剂量暴露 } R_c = CDI \times CSF \quad (2)$$

当用低剂量计算值大于 0.01 时,采用

$$\text{高剂量暴露 } R_c = [1 - \exp(-CDI \times CSF)]/70 \quad (3)$$

式中: R_c 为致癌性污染物所致健康危害的个人平均

年风险,单位为 a^{-1} ; CDI 表示污染物的日平均暴露剂量或浓度,单位为 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 或 $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$; CSF 表示致癌污染物的致癌系数或单位危险度,单位为 $\text{kg} \cdot \text{d} \cdot \text{mg}^{-1}$ 或 $\text{m}^3 \cdot \text{g}^{-1}$ 。

1.3.2 污染物的暴露评价模型

CSOIL 模型是荷兰公共卫生和环境国家研究院(RIVM)于 1994 年提出并不断发展和完善的土壤地下水污染现场暴露评价模型,它通过对土壤地下水中污染物的运移过程的描述,运用定量计算模型,将土壤地下水中污染物的浓度转化为各种暴露途径的最终暴露浓度^[10]。

本文根据当地居民将地下水作为其作物灌溉用水及日常生活用水的实际情况和所选污染物的性质,从 CSOIL 模型中选取作物食入、饮水、洗澡过程中的皮肤接触和呼吸吸入等 4 种暴露途径作为本次评价的主要暴露途径。各暴露途径日平均暴露剂量或浓度的计算公式如下,有关参数的含义及取值见表 3^[11-15]:

(1) 饮水暴露途径的单位体重日平均暴露剂量 Dlw

$$Dlw = (64 \times Qdwa \times C \times fa/Wa + 6 \times Qdwc \times C \times fa/Wc) / 70 \quad (4)$$

(2) 洗澡过程中呼吸吸入暴露途径的日均暴露浓度 Cbk

$$Cbk = [(Hsh/(R \times Tsh)) \times KL \times KG] / [(Hsh/(R \times Tsh)) \times KG + KL] \times (Ad/Vd) \times tf \times Vwb \times C \times td / (2 \times Vbk) \quad (5)$$

其中:淋浴时水滴的表面积与体积比 $Ad/Vd = 3/r$

表 3 暴露评价模型参数

Table 3 The relevant parameters of exposure assessment

参数名称	参数含义	参数取值	参数名称	参数含义	参数取值
$Qdwa$	成人日饮水量	2 L	$Qdwc$	儿童日饮水量	1 L
C	地下水中污染物浓度	见表 6	fa	相关吸收系数	1
Wa	成人体重	70 kg	Wc	儿童体重	15 kg
Vwb	每次洗澡的耗水量	0.15 m^3	td	浴室停留时间	0.5 $\text{h} \cdot \text{d}^{-1}$
Vbk	浴室体积	15 m^3	Tsh	洗澡用水的绝对温度	313 K
R	气体常数	8.314 4 $\text{Pa} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$	r	水滴的半径	0.000 5 m
tf	水滴滴下的时间	1 s	T	室温	283 K
Vp	污染物的饱和蒸汽压	见表 5	S	污染物的水溶解度	见表 5
M	污染物的分子质量	见表 5	kl	液相交换速率	0.2 $\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$
kg	气相质量转移系数	29.88 $\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$	$Atota$	成人人体表面积	1.8 m^2
$Atotc$	儿童人体表面积	0.95 m^2	$fexp$	皮肤暴露分数	0.4
$DARa$	成人皮肤吸附速率	0.005 h^{-1}	$DARc$	儿童皮肤吸附速率	0.01 h^{-1}
tdc	洗澡时间	0.25 $\text{h} \cdot \text{d}^{-1}$	$Qfvka$	成人作物根部日消耗量	0.122 0 $\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$
$Qfvkc$	儿童作物根部日消耗量	0.059 5 $\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$	$Qfvba$	成人作物茎叶日消耗量	0.139 0 $\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$
$Qfvbc$	儿童作物茎叶日消耗量	0.058 3 $\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$	fv	作物被污染物污染比例	0.1
K_{ow}	污染物的辛醇-水分分配系数	见表 5			

表 4 16 种 PAHs 相对于 Bap 的毒性当量因子(TEFs)^[17]

Table 4 Toxicity equivalence factors of 16 PAHs^[17]

PAHs	TEFs	PAHs	TEFs
Nap	0.001	Baa	0.1
Ane	0.001	Chr	0.01
Any	0.001	Bbf	0.1
Fle	0.001	Bkf	0.1
Phe	0.001	Bap	1
Ant	0.01	Daa	1
Fla	0.001	Bgp	0.01
Pyr	0.001	Ilp	0.1

Tsh 温度时的亨利常数 $Hsh=e^{\ln(Vp \times R \times TS)+0.024 \times (Tsh-T)}$

水的质量运移系数 $KL=k \times (44/M)^{1/2}/3600$

蒸汽的质量运移系数 $KG=k \times (18/M)^{1/2}/3600$

(3)洗澡过程中皮肤接触暴露途径的单位体重日平均暴露剂量 DAw

$$DAw = f_{exp} \times tdc \times (1 - Kwa) \times C \times fa \times (64 \times A_{tota} \times DARa/Wa + 6 \times A_{totc} \times DARc/Wc) / 70 \quad (6)$$

(4)作物食入暴露途径的单位体重日平均暴露剂量 VI

$$VI = fv \times fa \times (64 \times (Qfvka \times Cpr + Qfvba \times Cps) / Wa + 6 \times (Qfvkc \times Cpr + Qfvbc \times Cps) / Wc) / 70 \quad (7)$$

其中,作物根部通过蒸腾等作用富集地下水中污染物后的浓度:

$$Cpr = (10^{(0.77 \times \lg Kow - 1.52)} + 0.82) \times C$$

作物茎叶通过蒸腾等作用富集地下水中污染物后的浓度:

$$Cps = ([10^{(0.95 \times \lg Kow - 2.05)} + 0.82] \times [0.784 \times 10^{(-0.434 \times (\lg Kow - 1.78)^2 / 2.44)}]) \times C$$

1.3.3 与污染物有关的模型参数

根据国际癌症研究机构(IARC)和世界卫生组织(WTO)全面评价化学物质致癌性可靠程度而编制的分类系统,16种PAHs中有9种为非致癌性污染物,其余7种为致癌性污染物。目前美国环境保护局综合风险信息系统(IRIS)及相关研究机构仅公布了6种非致癌性PAHs的参考剂量和1种致癌性PAHs的致癌系数^[16]。为了更准确地评价PAHs的健康风险,当前普遍采用的方法是将其他PAH通过Nisbet等^[17]于1992年提出的各PAH相对于Bap的毒性当量因

子转换为BaP等效浓度(BaP_{eq}),利用已公布的BaP毒理学数据计算PAHs的健康风险。表4为16种PAHs相对于Bap的毒性当量因子(TEFs),表5为BaP的毒理学数据及相关模型参数。

2 结果与讨论

2.1 地下水中PAHs的含量分布

细河流域9个采样点地下水中15种优先控制PAHs实测浓度见表6。细河流域各采样点均受到不同程度的多环芳烃污染,但单种多环芳烃污染浓度变化较大,其中:三环的Phe和Fla在各采样点均检出且浓度较高,均大于50 ng·L⁻¹;Nap、Fle、Baa、Bbf和Bgp在各采样点也均检出,但浓度较低;Ane、Pyr和Chr只在个别采样点有检出,且检出浓度较低;高环且毒性相对较大的Bkf、Bap、Daa和Ilp在各采样点均未检出。总PAHs浓度(ΣPAHs)范围为159.1~483.7 ng·L⁻¹,均低于生活饮用水卫生标准(GB 5749—2006)^[20]中2 000 ng·L⁻¹的浓度限值。各采样点ΣPAHs浓度大小依次为翟家>富官>前余>前庙>土西>双树>黄蜡屯>大兀拉>大潘,除翟家浓度偏高外,其余各点变化不大,但也表现出一定的规律性,即规模较大的城镇或乡镇处其ΣPAHs浓度出现高点值,如富官、翟家、前庙和前余处。PAHs污染受人类活动的影响很大,在经济发达和人类活动频繁的地区,PAHs污染往往十分严重^[21]。

2.2 PAHs的健康风险评价结果

由污染物的暴露评价模型、风险评价模型及相应的模型参数结合表6中的BaP_{eq}值计算出各采样点中多环芳烃经农作物食用、饮水、洗澡过程中呼吸吸入和皮肤接触4种暴露途径的平均个人年健康风险值见表7。地下水中PAHs经作物食入暴露途径产生的平均个人年健康风险值为1.08×10⁻⁶~2.80×10⁻⁵,平均值为4.94×10⁻⁶;经饮水暴露途径产生的平均个人年健康风险值为1.12×10⁻⁷~2.91×10⁻⁶,平均值为5.12×10⁻⁷;经洗澡过程中呼吸吸入暴露途径产生的平均个人年健康风险值为1.37×10⁻⁹~3.57×10⁻⁸,平均值为6.30×10⁻⁹;经洗澡过程中皮肤接触暴露途径产生的平均个人年健康风险值为3.09×10⁻¹⁰~8.05×10⁻⁹,平均值为

表 5 BaP 的毒理学数据及相关模型参数^[15, 18-19]

Table 5 The toxicology data and related model parameters of BaP^[15, 18-19]

化合物	经口摄入 CSF_i / kg·d·mg ⁻¹	呼吸吸入 CSF_i / μg·m ⁻³	皮肤接触 CSF_{ABS} / kg·d·mg ⁻¹	M / g·mol ⁻¹	S / mg·dm ⁻³	Vp / Pa	$\lg Kow$
BaP	7.3	0.07	37.47	252.3	8.42×10 ⁻⁴	1.25×10 ⁻⁷	6.22

表 6 各采样点地下水中 15 种 PAHs 的含量($\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$)Table 6 The concentrations of the 15 PAHs in groundwater of the sampling points($\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$)

采样点	Nap	Ane	Fle	Phe	Ant	Fla	Pyr	Baa	Chr	Bbf	Bkf	Bap	Daa	Bgp	Iip	合计	BaP _{eq}
富官	16.8	6.3	27.8	111.1	—	77.3	—	5.2	—	4.8	—	—	—	4.0	—	253.3	1.28
翟家	11.0	4.6 ^a	4.6	200.2	23.1	117.0	—	112.0	0.7	6.7	—	—	—	3.8	—	483.7	12.5
大潘	5.5 ^a	—	16.0	74.3	—	56.8	—	4.9	—	0.3a	—	—	—	1.3	—	159.1	0.69
前庙	42.0	—	18.1	88.8	73.7	—	—	4.7	—	2.2	—	—	—	1.5	—	231.0	1.59
双树	6.5 ^a	—	17.7	90.2	—	64.6	—	4.9	—	2.7	—	—	—	2.2	—	188.8	0.96
大兀拉	14.4	—	15.9	73.7	—	60.0	—	3.2	—	—	—	—	—	—	—	167.2	0.48
前余	23.8	—	25.9	108.7	2.2	73.2	0.9	4.6	—	2.9	—	—	—	0.7 ^a	—	242.9	1.01
土西	3.8 ^a	—	20.6	101.0	0.8 ^a	72.7	2.3	3.7	—	1.2	—	—	—	0.4 ^a	—	206.5	0.70
黄蜡垞	3.4 ^a	—	17.3	89.2	—	61.6	2.4	4.5	—	—	—	—	—	—	—	178.4	0.62

注：“—”表示低于检出限，“a”表示介于检出限与定量限之间的数据。

表 7 BaP_{eq} 的平均个人年健康风险值Table 7 The Annual Health Risk caused by BaP_{eq}

采样点	作物食入 途径/ 10^{-6}	饮水途径/ 10^{-7}	洗澡过程中 呼吸吸入途 径/ 10^{-9}	洗澡过程中 皮肤接触途 径/ 10^{-10}	合计/ 10^{-6}
富官	2.87	2.97	3.66	8.24	3.17
翟家	28.0	29.1	35.7	80.5	31.0
大潘	1.55	1.60	1.97	4.44	1.71
前庙	3.56	3.70	4.55	10.2	3.94
双树	2.15	2.23	2.75	6.18	2.38
大兀拉	1.08	1.12	1.37	3.09	1.19
前余	2.26	2.35	2.89	6.50	2.50
土西	1.57	1.63	2.00	4.51	1.73
黄蜡垞	1.39	1.44	1.77	3.99	1.54

1.42×10^{-9} 。作物食用、饮水等经口摄入暴露途径引致的健康风险是呼吸吸入、皮肤接触等暴露途径的 100~1 000 倍，是地下水环境健康风险评价中最主要的暴露途径。

地下水中 PAHs 经作物食入、饮水、洗澡过程中呼吸吸入和皮肤接触等 4 种暴露途径在各采样点产生的总的平均个人年健康风险值为 $1.19\times 10^{-6}\sim 3.10\times 10^{-5}$ ，平均值为 5.46×10^{-6} ，略低于国际辐射防护委员会(ICRP)推荐的最大可接受值 5.0×10^{-5} ，基本属于可接受的范围。健康风险大小依次为翟家>前庙>富官>前余>双树>土西>大潘>黄蜡垞>大兀拉。在健康风险最大点的翟家，其平均个人年健康风险值为 3.10×10^{-5} ，接近 ICRP 推荐的最大可接受值，虽然属于可接受范围，但其健康危害已不容忽视，需采取必要措施降低该地区的健康风险。

本次评价的不确定性主要有以下几个方面：样品数量及采样次数不足，暴露评价中没有考虑用地下水

喂养的猪、鸡等动物食入途径，可能造成对健康风险的低估，暴露评价和风险评价中采用的模型参数基本为荷兰公共卫生和环境国家研究院和美国环保局等国外机构提供的参数，由于缺乏相关统计数据，未针对我国当地居民的实际情况进行修正，可能造成结果有所偏差。

3 结论

作物食入、饮水等经口摄入暴露途径是地下水环境健康风险评价中最主要的暴露途径。细河流域各采样点地下水中 Σ PAHs 浓度值低于我国生活饮用水卫生标准的浓度限值，其经作物食入、饮水、洗澡过程中呼吸吸入和皮肤接触等 4 种暴露途径产生的总的平均个人年健康风险值低于 ICRP 推荐的最大值，基本属于可接受的范围。但该流域地下水中 PAHs 的污染已相当严重，特别是翟家、富官等经济发达和人类活动频繁的地区，需采取必要措施降低其健康危害。

参考文献：

- [1] 宋雪英, 孙丽娜, 王 鑫, 等. 细河河水及其沿岸地下水水质的有机污染特征[J]. 生态学杂志, 2007, 26(12): 2057–2061.
SONG Xue-ying, SUN Li-na, WANG Xin, et al. Organic contamination status of Xihe River surface water and its riverbank underground water [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2007, 26(12): 2057–2061.
- [2] National Research Council. Risk assessment in the federal government: Managing the process[M]. Washington DC: National Academy press, 1983.
- [3] 毛小琴, 刘阳生. 国内外环境风险评价研究进展[J]. 应用基础与工程科学学报, 2003, 11(3): 266–273.
MAO Xiao-ling, LIU Yang-sheng. Current progress of environmental risk assessment research[J]. *Journal of Basic Science and Engineering*, 2003, 11(3): 266–273.

- [4] National Research Council. Science and judgment in risk assessment [M]. Washington D C :National Academy Press, 1994.
- [5] 张映映,冯 流,刘征涛.长江口区域水体半挥发性有机污染物健康风险评价[J].环境科学研究,2007,20(1):18-23.
ZHANG Ying-ying, FENG Liu, LIU Zheng-tao. Health risk assessment on semivolatile organic compounds in water of Yangtze Estuary area[J]. *Research of Environment Science*, 2007, 20(1):18-23
- [6] 徐祖信,朱海亮,廖振良.水环境数学模型与GIS的集成研究[J].环境污染与防治,2007,9(10):63-67.
XU Zu-xin, ZHU Hai-liang, LIAO Zheng-liang. Integration of GIS and water mathematical environment model[J]. *Environment Pollution and Control*, 2007, 9(10):63-67.
- [7] 孙 冬,王玉才,谢春梅.垃圾焚烧烟气中污染物对人体健康风险评价[J].环境卫生工程,2004,12(3):144-147.
SUN Dong, WANG Yu-cai, XIE Chun-mei. Health risk assessment on harmful substances in flue gas from municipal solid waste incineration [J]. *Environmental Sanitation Engineering*, 2004, 12(3):144-147.
- [8] 王大坤,李建新.健康危害评价在环境质量评价中的应用[J].环境污染与防治,1995,17(6):9-12.
WANG Da-kun, LI Jian-xin. Health risk assessment used in environmental quality assessment[J]. *Environment Pollution and Control*, 1995, 17(6):9-12.
- [9] 王樱芳.沥青拌合至铺面过程各阶段之PAHs逸散特性与铺面劳工之暴露评估[D].台湾:台湾国立成功大学,2002.
WANG Ying-fang. Characteristics of PAHs emission from asphalt mixing to road paving and exposure assessment of pavers[D]. Taiwan: National Cheng Kung University, 2002.
- [10] 赵洪阳.土壤地下水污染现场健康风险评价技术对比研究[D].北京:清华大学,2008.
ZHAO Hong-yang. Comparative research on health risk assessment technology of CSOIL and RBCA[D]. Beijing :Tsinghua University, 2008.
- [11] RIVM. Evaluation of model concepts on human exposure [EB/OL]. <http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9658/1/711701021.pdf>, 2001
- [12] RIVM. Technical evaluation of the intervention values for soil/sediment and groundwater[EB/OL]. <http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9658/1/711701023.pdf>, 2001
- [13] RIVM. National institute of public health and the environment bilthoven, the Netherlands [EB/OL]. <http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9658/1/679102013.pdf>, 1997
- [14] RIVM. CSOIL 2000 :An exposure model for human risk assessment of soil contamination [EB/OL]. <http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9658/1/711701054.pdf>, 2007
- [15] RIVM. Evaluation and revision of the CSOIL parameter set[EB/OL]. <http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9658/1/711701021.pdf>, 2001
- [16] Integrated Risk Information System. Database developed and maintained by the USEPA, Office of health and environmental assessment, environmental criteria and assessment office, Cincinnati, OH[EB/OL]. [2006-12-27]. <http://www.epa.gov/iris/subst/index.html>.
- [17] Nisbet J C T, LaGoy P K. Toxic equivalence factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)[J]. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 1992, 16:290-300.
- [18] Integrated Risk Information System. Database developed and maintained by the USEPA, Office of health and environmental assessment, environmental criteria and assessment office, Cincinnati, OH[EB/OL]. [2006-12-27]. <http://www.epa.gov/iris/subst/index.html>.
- [19] Hussain M, Rae J, Gilman A, et al. Lifetime health-risk assessment from exposure of recreational users to polycyclic aromatic hydrocarbons [J]. *Are Environ Contam Toxicol*, 1998, 35:527-531.
- [20] 中华人民共和国卫生部,国家标准化管理委员会. GB5749-2006. 生活饮用水卫生标准[S].
Ministry of Health of The People's Republic of China, National Standardization Administration. GB5749-2006. Standards for drinking water quality[S].
- [21] 丁爱芳,潘根兴,张旭辉.吴江市水稻土中多环芳烃(PAHs)浓度及来源的研究[J].农业环境科学学报,2005,24(6):1166-1170.
DING Ai-fang, PAN Gen-xing, ZHANG Xu-hui. Contents and origin analysis of PAHs in paddy soils of Wujiang County[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2005, 24(6):1166-1170.