

致癌和非致癌环境健康风险的预期寿命损失评价法

许海萍, 张建英*, 张志剑, 朱荫湄

(浙江大学环境与资源学院生态环境研究中心, 杭州 310029)

摘要: 预期寿命损失法(loss of life expectancy, LLE)可以对致癌和非致癌物质的环境健康风险进行评价和比较, 是一种污染物环境健康风险评价的新方法. 应用该方法对中国目前危害较大的 6 种典型致癌和非致癌污染物砷、DDTs、苯并芘、铅、汞、镉造成的人体的预期寿命损失进行了分析, 并比较了 6 种污染物的环境健康风险大小. 结果表明, 预期寿命损失法可以作为污染物健康风险评价的一种方法, 致癌物质砷、DDTs、苯并芘分别导致一个健康个体寿命损失 3.6 d、2.2 d 和 12.1 d, 非致癌物质铅、汞、镉分别导致一个健康个体寿命损失 1.1 d、1.7 d 和 5.8 d; 用预期寿命损失方法可以对致癌、非致癌风险在同一尺度上进行比较, 在目标污染物现有相关研究基础上, 6 种污染物的健康风险大小顺序为苯并芘 > 镉 > 砷 > DDTs > 汞 > 铅.

关键词: 污染物; 致癌; 非致癌; 环境健康风险评价; 预期寿命损失

中图分类号: X820.4 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)09-2148-05

Method of Loss of Life Expectancy for Quantitate and Compare the Health Risk Caused by Carcinogen and Non-carcinogen Pollutants

XU Hai-ping, ZHANG Jian-ying, ZHANG Zhi-jian, ZHU Yin-mei

(Environment & Ecology Research Centre of Zhejiang University, Hangzhou 310029, China)

Abstract: Loss of life expectancy (LLE) was used to evaluate and quantitate the health risk caused by carcinogen and non-carcinogen pollutants, and was proposed as a new method to compare the environmental health risk of different pollutants. The environmental health risks exposed by 6 major environmental pollutants in China, i. e., arsenic, DDTs, BaP, lead, cadmium and mercury, were evaluated and compared by using LLE. The LLE caused by carcinogen pollutants such as arsenic, DDTs and BaP are 3.6 d, 2.2 d and 12.1 d respectively, while the corresponding values caused by non-carcinogen pollutants such as lead, mercury and cadmium are 1.1 d, 1.7 d and 5.8 d respectively. Based on the studies published before, the rank of the health risk of the selected six environmental pollutants is BaP > cadmium > arsenic > DDTs > mercury > lead. The results reveal that the LLE can be utilized as a new index to evaluate and quantitate the health risk, and the environmental health risk caused by carcinogen and non-carcinogen pollutants can be compared within an unitive criterion by LLE.

Key words: pollutant; carcinogen; non-carcinogen; environmental health risk; loss of life expectancy

国际癌症研究机构(IARC)通过全面评价化学有毒物质致癌性的可靠程度, 将化学物划分为基因毒物质(包括致癌物质和放射性物质)和躯体毒物质(非致癌物质)^[1]. 在国内外已开展的环境健康风险评价中, 主要根据以上划分标准对污染物质进行健康风险进行评价^[2~8]. 这种健康风险评价模式基于 2 种危害的不同机理对致癌和非致癌的健康风险进行评价, 虽然能分别准确评价各类化合物的致癌、非致癌健康风险, 但不能同时对致癌、非致癌健康风险进行相互比较和归纳整合, 从而增加了风险管理的难度. Gamo 等^[9]于 1995 年首次提出健康风险评价的预期寿命损失年计算方法. 预期寿命损失(loss of life expectancy)是用来表征污染物毒性效应大小的一个指标, 它将基因毒物质和躯体毒物质所导致的健康危害都表述为寿命损失, 从而可以将致癌和非致癌污染物的健康风险评价纳入统一的框架进行. Gamo 等对日本 12 种通过呼吸或食入途径的致癌和非致癌物质的预期寿命损失进行了定量分析, 并对其健

康风险进行了评价和比较^[10]. 国内有学者采用这种方法计算了污染暴露导致 10^{-5} 过剩癌症发病率下的预期寿命损失当量^[11], 并对 1913 ~ 1993 年天津地区 HCHs 的健康风险进行了评价^[12], 但未曾开展特征污染物之间的相互比较. 本研究在国内现有资料和文献报道的基础上, 收集了中国主要污染物中的 6 种致癌和非致癌物质砷、DDTs(农药)、苯并芘、铅、镉、汞的人体暴露资料, 对中国 6 种污染物进行了预期寿命损失的估算和健康风险的评价以及比较.

1 评价方法

1.1 研究对象

选取了 3 种致癌物质: 砷、DDTs(农药)、苯并芘, 3 种非致癌物质铅、镉、汞, 其暴露浓度、暴露剂

收稿日期: 2006-10-08; 修订日期: 2007-03-15

基金项目: 国家重点基础研究发展规划(973)项目(2002CB410810)

作者简介: 许海萍(1979~), 女, 博士研究生, 主要研究方向为环境风险评价和环境经济评价, E-mail: xuhaiping@zju.edu.cn

* 通讯联系人, E-mail: zjy@zju.edu.cn

量均参考国内近期相关报道和研究成果.

表 1 目标污染物			
Table 1 Objective pollutants evaluated			
分类	污染物	人体日暴露量/ $\mu\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$	资料来源
致癌物	砷	276.1	[13]
	DDTs	HCH 3.14; DDT 2.15	[14]
	苯并芘	20.4	[15]
非致癌物	铅	70~392	[16~17]
	汞	34.5	[17]
	镉	75.0	[18]

1.2 计算方法

一定浓度的化学污染物暴露下的环境健康暴露风险用式(1)表示^[9,19]:

$$\text{Risk} = \int_{-a}^{+a} \text{proportion}(c) \times \text{effect}(c) dc \quad (1)$$

式中,Risk 代表暴露区域人群总的健康风险;c 代表化学污染物质的浓度, proportion(c)代表在一定污染物浓度下个体的暴露分布;effect(c)代表个体在污染物浓度 c 下的所受的健康危害程度.

对于致癌物质,个体暴露分布 proportion(c)可以通过美国国家环保局 IRIS 数据库提供的癌症斜率因子 SF^[1]对现状暴露水平进行矫正得到.

对于非致癌物质,一般认为当人体内的负担超过一定阈值时人会受到健康损害.定义变量 r 为污染物个人负担与个人阈值负担的一个比值,则个体暴露分布 proportion(c)可通过变量 r 大于 1 的概率计算得到.r 由污染物在人体内的暴露水平、代谢率以及身体负担阈值所共同决定,假设这些参数之间相互独立,则 r 的几何标准差 GSD_r 可以表示为:

$$[\ln(\text{GSD}_r)]^2 = [\ln(\text{GSD}_e)]^2 + [\ln(\text{GSD}_m)]^2 + [\ln(\text{GSD}_l)]^2 \quad (2)$$

式中 GSD_e、GSD_m、GSD_l 分别是污染物暴露水平、代谢率、身体负担阈值的几何标准差,假设这些变量呈对数分布.

预期寿命损失法人人损失的寿命值来表征健康受损程度.对于致癌物质,假定其必然造成死亡率的增加,其寿命损失当量值为 10⁻⁵致癌风险下所导致的 LLE 值(0.046 d);非致癌物质所导致的健康效应不是死亡,而是身体机能和功能的下降,表 2 为不同健康受损程度与寿命损失 LLE 的对应关系^[10].

1.3 参数选取

各污染物质的计算参数选取如表 3 所示.

表 2 不同健康受损状态的 LLE 值		
Table 2 Default LLE values for depressed health statuses		
健康状态受损分类 ¹⁾		LLE ²⁾ /a
I	不能进行日常活动	14.3
II	日常活动困难	6.24
III	慢性疾病(有 2 种以上疾病) ³⁾	3.27
IV	慢性疾病(有 1 种疾病)	2.01
V	有痉挛、疲劳等征兆	1.05
VI	无任何征兆	0

1) 参考文献[20];2)使用生命表方法通过对参考文献[20]所报道的死亡率数据分析而得;3)如:高血压、哮喘、癫痫、糖尿病、癌、肺结核、胃溃疡、肝肿大等

表 3 污染物计算参数选取			
Table 3 Parameters of the pollutants			
污染物	参数	数值	数据来源
砷	GSD _m	1.4	[21]
	发病率/%	11.2	[22]
	致癌斜率因子 / $\text{mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$	1.5	[23]
DDTs	GSD _l	2.2	[24]
	致癌斜率因子 / $\text{mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$	HCH 0.34; DDT 6.3	[23]
BaP	GSD _m	1.4	[21]
	致癌斜率因子 / $\text{mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$	7.3	[23]
铅	体内血铅浓度 / $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	59.52	[25]
	阈值/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	100	[26]
	GSD _l	2.2	[24]
汞	GSD _m	2.7	[27]
	阈值/ $\text{mg}\cdot\text{d}^{-1}$	89,137,312	[28]
	GSD _l	1.7	[24]
镉	GSD _m	2.7	[27]
	阈值/ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	1 000	[29]
	GSD _l	2	[30~31]

2 结果与讨论

2.1 6 种污染物预期寿命损失计算结果

6 种致癌、非致癌污染物的预期寿命损失计算结果如表 4、5 和图 1 所示.致癌风险为调整的暴露水平与癌症斜率因子的乘积,损失的 LLE 为致癌风险与 LLE 当量值的乘积.非致癌风险损失 LLE 通过如下公式计算:

$$\begin{aligned} & \text{非致癌污染物的预期寿命损失} \\ &= \text{人体暴露概率} \times \text{相应 LLE} \\ &= \left[1 - \ln\left(\frac{\bar{E}}{T}\right), \ln(\text{GSD}) \right] \times \text{LLE} \end{aligned}$$

式中: $\bar{E}$ 为平均暴露水平;T 为阈值.
中国居民食入途径,从膳食中每日摄入的致癌物质砷为 276.1 μg ^[13],HCH、DDT 分别为 3.14 μg 、

表 4 致癌物质的预期寿命损失计算结果

Table 4 LLE of carcinogen pollutants		暴露水平	调整的暴露水平	癌症斜率因子	LLE 当量值	致癌风险	损失 LLE
		/μg•d ⁻¹	/mg•(kg•d) ⁻¹	/mg•(kg•d) ⁻¹	/d		/d
砷		276.1	0.004 79	1.5	0.046	7.9E-04	3.6
DDTs	DDT	2.15	4.9E-05	0.34	0.046	1.7E-05	0.1
	HCH	3.14	7.1E-05	6.3	0.046	4.5E-04	2.1
苯并芘		20.4	0.000 36	7.3	0.046	2.6E-03	12.1

表 5 非致癌物质的预期寿命损失计算结果

Table 5 LLE of non-carcinogen pollutants						
污染物	暴露水平/μg•d ⁻¹	阈值	暴露概率	LLE 当量值/a	损失 LLE/d	合计
铅	59.50	100	3.41E-01 2.94E-05	1.05(Ⅴ) 14.3(Ⅰ)	1.1 0.2	1.1
汞	34.5	89, 137, 312	4.78E-04 1.34E-03	4.76(Ⅱ、Ⅲ) 1.53(Ⅳ、Ⅴ)	0.8 0.7	1.7
镉	75	1 000	1.52E-02	1.05(Ⅴ)	5.8	5.8

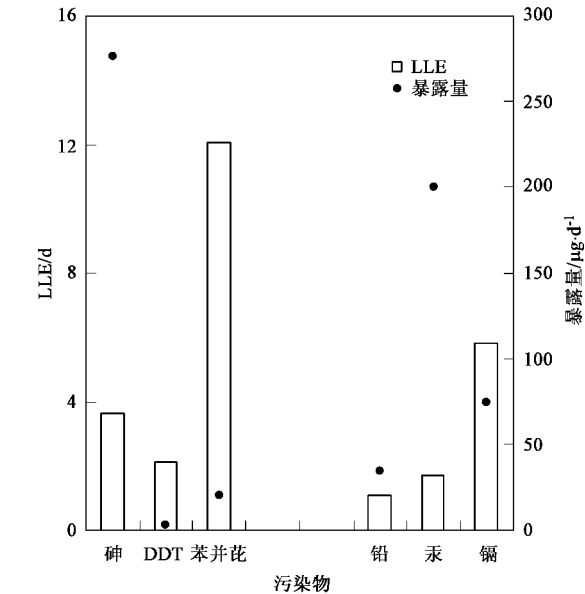


图 1 中国几种污染物的健康风险评价

Fig.1 Health risk level of several chemicals in china

2.15 μg, 苯并芘为 20.4 μg(成年人)^[14], 分别导致一个健康个体寿命损失 3.6 d、2.2 d 和 12.1 d; 摄入的非致癌物质铅 200 μg、汞 34.5 μg 和镉 75 μg, 分别导致健康个体寿命损失 1.1 d、1.7 d 和 5.8 d. 日本学者对日本的污染物的研究结果表明, 日本境内的苯、砷、氢、DDTs、镉、甲苯、汞、二甲苯磺造成日本居民预期寿命损失在 0.009 ~ 14 d 之间^[10]; 天津地区 1919 ~ 1993 年的 DDTs 的暴露分析表明, DDTs 导致天津居民的预期寿命损失在 8 ~ 15 d 之间^[12]. 10⁻⁵ 致癌风险通常被认为时最大可忽略风险, 它所对应的寿命损失为 0.046 d^[9], 本研究中所评价的所有污

染物的健康风险都远远超过了这个值, 并且总的预期寿命损失达到了 26.5 d, 说明这些污染物对人体造成的健康风险非常大.

2.2 6 种污染物健康风险比较结果

2.2.1 6 种污染物的健康风险序列

从图 1 中可以看出, 6 种污染物的健康风险大小顺序为苯并芘 > 镉 > 砷 > DDTs > 汞 > 铅. 苯并芘虽然在环境中暴露量不大, 如天津地区居民 8 种致癌 PAHs 的终生日均暴露量仅为 0.38 μg•kg⁻¹^[15], 但因为其致癌毒性巨大^[32], 所造成的健康危害非常严重, 预期寿命损失达到了 12.1 d, 位居 6 种评价污染物之首. DDTs 所导致的预期寿命损失相对较低, 这与 Gamo 对日本 12 种污染物所评价的结果类似, 这是由于近年来对 DDTs 农药所采取的严格管制和控制政策, 使得土壤中残留的 DDTs 衰减, 对人体所产生的健康影响逐渐削减^[10], 但部分地区表层土壤中 HCH 残留量仍然较高(45.8 ng/g^[33]), 仍能导致较大的寿命损失(8 ~ 15 d^[33]). 近 20 a 来国内关于儿童铅中毒的调查报告结果普遍表明我国儿童血铅水平较高, 儿童铅中毒的流行率多在 85% 以上, 远高于西方发达国家, 而血铅每上升 100 μg/L, 儿童智商将下降 6 ~ 8, 虽然本研究所得的铅的预期寿命损失值比较小, 但其危害性不容忽视^[26]. 从图 1 中还可以看到暴露量大的污染物, 所造成的健康风险并不一定越大. 砷的暴露量非常大, 据 2000 年调查表明, 中国内地居民膳食砷的摄入量为 276.1 μg/d, 膳食中总砷的摄入量相当于美国、加拿大、澳大利亚及法国膳食总砷摄入量的 44.7 倍^[13], 但其所造成的健康风险并不是很高; 而苯并芘的暴露量很小, 健康风险却

是最大的.表6为同类研究所得的LLE计算结果比较,可以看出,本文所得的结果与同类研究结果一致.

表6 同类研究的LLE计算结果比较/d

污染物	本研究	Gamo(2003) ^[10]	Yang(2005) ^[12]
砷	3.6	3.64	—
DDTs	2.2	0.016	(HCHs)8~15
苯并芘	12.1	(苯)0.17	—
铅	1.1	—	—
汞	1.7	(甲基汞)0.11	—
镉	5.8	0.83	—

2.2.2 致癌与非致癌物质的健康风险比较

从本研究的结果看,3种致癌物质所导致的总预期寿命损失为17.9 d,3种非致癌物质所导致的总预期寿命损失为8.6 d,致癌物质的健康风险比非致癌物质大,这与以往的研究成果类似^[2,3,5-8].但致

表7 致癌与非致癌健康风险比较

Table 7 Comparison between carcinogen and non-carcinogen health risk

研究者	致癌物	风险指数	非致癌物	风险指数
高继军 ^[3]	镉、砷	$2.2 \times 10^{-5}/a$	Hg、Cu	$2.9 \times 10^{-8}/a$
曾光明 ^[8]	镉、砷	$6.1 \times 10^{-4}/a$	氨、汞、铅、氰化物、酚	$1.4 \times 10^{-9}/a$
钱家忠 ^[6]	镉、砷和六价铬	$6.5 \times 10^{-5}/a$	氨、汞、铅、氰化物、酚	$6.8 \times 10^{-10}/a$
Gamo ^[10]	苯、砷、DDTs、氨、甲醛、二氧(杂)芑	21.31/d	镉、甲基汞、二甲苯磺、毒死蜱、甲苯	1.56/d
本研究	砷、DDTs、苯并芘	17.9/d	铅、镉、汞	8.6/d

2.3 不确定性分析

用预期寿命损失作为评价指标,可以同时致癌、非致癌污染物质的危害程度进行比较,为健康管理提供了一个便捷和统一的评价方法,但其评价结果的准确性依赖于现有的研究基础:①污染物与人体健康效应之间的相关性研究还很不充分,虽然已有一些污染物与人体健康效应之间的剂量反应关系的研究报道^[34],但大量的研究工作都是以动物为研究对象的^[35],对人体直接开展的研究比较少,特别是在国内,这方面的研究基础比较薄弱^[4],将从动物实验中得到的数据外推到人体,需要大量的研究工作作为基础.②模型中各种污染物的暴露水平,人体的暴露程度、污染物在体内的代谢途径和代谢效率、人体负担阈值等参数的确定都需要开展进一步的研究工作支持.比如该方法假设污染物对人体的健康损害呈对数常态分布,从而个体暴露分布可通过变量 r 大于1的概率计算得到,事实上当实际污染物浓度很小时,这种假设会产生一定的误差,以苯并芘为例,当苯并芘在人体中的暴露和代谢率改变10%时,预期寿命损失将改变14%.③对不同污染物质环境健康风险水平进行比较,要求具有可比

癌物质与非致癌物质的预期寿命损失没有数量级上的显著差异,即致癌物质与非致癌物质的健康风险没有显著差异.这是因为在LLE的计算中,把健康受损的内涵扩大化,只要人体健康受到损害,即使不造成死亡,也视为导致相应的预期寿命的损失^[19],比如轻微的疲劳、痉挛等,严重的不能进行正常的日常活动等,均视为会造成人的寿命的损失.这与采取传统的健康风险评价方法所得出的结果不太一致,传统的健康风险评价方法所得到的结果往往表明致癌风险和非致癌风险之间是几百倍到几千倍数量级的差异^[2,3,5-8].从表7中可以看到,几个典型区域案例的研究都表明致癌物质与非致癌物质之间的健康风险最小的相差3个数量级,最大的相差5个数量级,而采用预期寿命损失法进行评价的结果均在同一个数量级之内.

条件和明确的比较边界,本研究所选取6种污染物的暴露数据虽尽可能选取全国范围调查的平均数据,但因来自于不同的研究成果,污染物暴露频率、途径、方式、评价时段均存在一定差异,在此基础上得出的结论需要进一步校正,但作为一种方法的可行性的讨论,在数据可得性的基础上,未尝不是一种有意义的探索.

3 结论

- (1)所选取的6种致癌和非致癌物质:苯并芘、镉、砷、DDTs、汞、铅分别导致一个健康个体寿命损失12.1 d、5.8 d、3.6 d、2.2 d、1.7 d和1.1 d,远远超过最大可忽略风险 10^{-5} 风险所对应的寿命损失0.046 d,预期寿命损失法可以作为污染物健康风险评价的一种方法,用来表征环境健康风险水平.
- (2)用预期寿命损失法计算的致癌物质和非致癌物质所导致的健康风险没有数量级上的显著差异,可以对不同污染物的危害程度进行分析比较.用预期寿命损失作为评价指标,6种污染物的健康风险大小顺序为苯并芘>镉>砷>DDTs>汞>铅.
- (3)污染物暴露量大小与其危害严重程度并不

一致,比如苯并芘的暴露量不大,但其对人体的健康风险非常大,寿命损失达到了 12.1 d;砷的暴露量非常大,但其对人体的健康风险并不高。

参考文献:

- [1] USEPA. Guidelines for Carcinogen Risk Assessment[M]. Federal Register, 1986, **51**(185): 33992-3400324.
- [2] 陈鸿汉, 谌宏伟, 何江涛, 等. 污染场地健康风险评价的理论和方法[J]. 地学前缘, 2006, **13**(1): 216 ~ 223.
- [3] 高继军, 张力平, 黄圣彪, 等. 北京市饮用水水源水重金属污染物健康风险的初步评价[J]. 环境科学, 2004, **25**(2): 47 ~ 50.
- [4] 胡二邦. 环境风险评价实用技术与方法[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2000.
- [5] 黄奕龙, 王仰麟, 谭启宇, 等. 城市饮用水源地水环境健康风险评价及风险管理[J]. 地学前缘, 2006, **13**(3): 162 ~ 167.
- [6] 钱家忠, 李如忠, 汪家权, 等. 城市供水水源地水质健康风险评价[J]. 水利学报, 2004, **8**: 90 ~ 93.
- [7] 史春风, 李文东, 倪锋, 等. 松花江干流哈尔滨段水环境健康风险评价[J]. 黑龙江水利科技, 1999, **27**(3): 75 ~ 76.
- [8] 曾光明, 卓利, 钟政林, 等. 水环境健康风险评价模型及应用[J]. 水电能源科学, 1997, **15**(4): 28 ~ 33.
- [9] Gamo M, Oka T, Nakanishi J. A method evaluating population risks from chemical exposure: a case study concerning prohibition of chlordane use in Japan [J]. Regulatory Toxicology and Pharmacology, 1995, **21**: 151 ~ 157.
- [10] Gamo M, Oka T, Nakanishi J. Ranking the risks of 12 major environmental pollutants that occur in Japan[J]. Chemosphere, 2003, **53**: 277 ~ 284.
- [11] 杨宇, 胡建英, 陶澎. 天津地区致癌风险的预期寿命损失分析[J]. 环境科学, 2005, **26**(1): 168 ~ 172.
- [12] Yang Y, Tao S, Wong P K, *et al.* Human exposure and health risk of α -, β -, γ - and δ -hexachlorocyclohexane (HCHs) in Tianjin, China [J]. Chemosphere, 2005, **60**: 753 ~ 761.
- [13] 李筱薇, 高俊全, 王永芳, 等. 2000 年中国总膳食研究一膳食砷摄入量[J]. 卫生研究, 2006, **35**(1): 63 ~ 66.
- [14] 赵云峰, 吴永宁, 王绪卿, 等. 中国居民膳食中农药残留的研究[J]. 中华流行病学杂志, 2003, **24**(8): 661 ~ 664.
- [15] 李新荣, 李本纲, 陶澍, 等. 天津地区人群对多环芳烃的暴露[J]. 环境科学学报, 2005, **25**(7): 989 ~ 993.
- [16] 刘胜杰, 郭旭光, 金凡. 膳食矿物质、能量、纤维素和植酸的每日摄入量研究[J]. 卫生研究, 1998, **27**(3): 187 ~ 190.
- [17] 诸洪达, 王继先, 陈如松, 等. 中国人食品中元素浓度和膳食摄入量研究[J]. 中华放射医学与防护杂志, 2000, **20**(6): 378 ~ 384.
- [18] 张磊, 高俊全. 中国与一些发达国家膳食有害元素摄入状况比较[J]. 卫生研究, 2003, **32**(3): 268 ~ 271.
- [19] Nakanishi J, Gamo M, Iwasa Y, *et al.* Environmental risk evaluation of chemicals: achievements of the project and seeds for future-development of metrics for evaluating risks[J]. Chemosphere, 2003, **53**(4): 389 ~ 398.
- [20] Berkman L F, Breslow L. Health and ways of living-the Alameda County study[M]. New York: Oxford University Press, 1983.
- [21] Masuyam M. Individual variability of ages of onset of intractable disease and incubation period of infectious disease[J]. Reports of Statistical Application Research, 1977, **24**: 200 ~ 206.
- [22] “减轻砷中毒危害”协作组. 减轻砷中毒危害的调查研究-中国与 U NIGEF 合作项目技术报告(2003-2004)[J]. 中国地方病学杂志, 2006, **25**(2): 178 ~ 181.
- [23] USEPA. www.epa.gov/iris/. 1996.
- [24] Masuyam M. Stochastic models for quasi-constancy of biochemical individual variability [J]. Reports of Statistical Application Research, 1976, **23**: 103 ~ 115.
- [25] 张帅明, 戴耀华, 谢晓桦, 等. 中国 15 城市儿童血铅水平及影响因素现状调查[J]. 中华流行病学杂志, 2005, **26**(9): 651 ~ 654.
- [26] 沈晓明. 儿童铅中毒[M]. 北京: 人民卫生出版社, 1996. 1 ~ 43.
- [27] Nordberg G F, Strangert P. Effects and dose-response relationships of toxic metals, in estimation of a dose-response curve for long-term exposure to methylmercuric compounds in human beings taking into account variability of critical organ concentration and biological half-time[M]. Amsterdam: Elsevier Scientific Publishing Company, 1976. 273 ~ 282.
- [28] Shahristani H, Shihab K, Al-Haddad I K, *et al.* Mercury in hair as an indicator of total body burden[J]. Bulletin of the World Health Organization, 1976, **53**: 105 ~ 112.
- [29] Nakagawa H, Nishijo M, Morikawa Y, *et al.* Urinary β_2 -microglobulin concentration and mortality in a cadmium-polluted area [J]. Archives of Environmental Health, 1993, **48**(6): 428 ~ 435.
- [30] Ikeda M, Zhang Z W, Moon C S, *et al.* Possible effects of environmental cadmium exposure on kidney function in the Japanese general population[J]. International Archives of Occupational and Environmental Health, 2000, **73**: 15 ~ 25.
- [31] Watanabe T, Zhang Z W, Moon C S, *et al.* Cadmium exposure of women in general populations in Japan during 1991-1997 compared with 1977-1981 [J]. International Archives of Occupational and Environmental Health, 2000, **73**: 26 ~ 34.
- [32] Menzie C A, Potoki B B, Santodonato J, *et al.* Exposure to carcinogenic PAHs in the environment[J]. Environmental Science & Technology, 1992, **7**: 1278 ~ 1284.
- [33] 龚钟明, 曹军, 李本纲, 等. 天津地区土壤中六六六(HCH)的残留及分布特征[J]. 中国环境科学, 2003, **23**(3): 311 ~ 314.
- [34] Dockery D W. Epidemiologic evidence of cardiovascular effects of particulate air pollution[J]. Environment Health Perspect, 2001, **109**(54): 483 ~ 486.
- [35] Jarup L, Berglund M, Elinder C G, *et al.* Health effects of cadmium exposure-a review of the literature and a risk estimate[J]. Scandinavian Journal of Work Environment and Health, 1998, **24**: 1 ~ 52.