有机化工污染场地修复后的再利用风险评价

张 燕, 张 洪, 石晓妹
(南京大学 地理与海洋科学学院, 江苏 南京 210093)

摘 要: 为检验污染土壤修复工程的效果, 判断修复土地再利用的生态与环境风险, 用人体健康风险评价法, 依据土壤污染物进入人体的主要途径及可测量的参数, 通过评估一块被有机物污染的场地修复前后的风险, 度量了不同土地利用方式下多种土壤污染物经各种途径进入并危害人体健康的风险值及总风险。结果表明, 不同土地利用方式下, 苯、硝基苯、苯胺的总非致癌风险分别由修复工程实施前的 4.42~ 46.10 降低到修复后的 2.50×10^{-3}~ 2.61×10^{-2}, 总致癌风险则分别由 3.06×10^{-6}~ 7.41×10^{-6} 降低到 4.75×10^{-7}~ 1.19×10^{-6}, 修复后的土地适宜作为商业服务或工业用地。

关键词: 有机污染; 土壤修复; 风险评价; 污染土地再利用
文献标识码: A 文章编号: 1000-288X(2010)06-0203-05 中图分类号: X53

Risk Assessment of Reuse of Site Contaminated by Organic Chemicals After Soil Remediation

ZHANG Yan, ZHANG Hong, SHI Xiao-mei
(School of Geographic and Oceanographic Sciences, Nanjing University, Nanjing, Jiangsu 210093, China)

Abstract: In order to evaluate soil remediation and to judge ecological and environmental risk of the reuse of the sites where soil is remedied, the method of human health risk assessment is applied. Based on the approaches that soil pollutants enter into human body and the specific assumption parameters, a site contaminated by organic chemicals was evaluated and the human health risks, which are caused by many soil pollutants entering into human body through various approaches in different land uses and harming human health, were calculated. Results indicated that in the different land uses, the integrated noncarcinogenic risk of benzene, nitrobenzene, and aniline decreased from 4.42~ 46.10 to 2.50×10^{-3}~ 2.61×10^{-2} and the integrated carcinogenic risk decreased from 3.06×10^{-6}~ 7.41×10^{-6} to 4.75×10^{-7}~ 1.19×10^{-6} after soil remediation. The site after soil remediation is suitable to business and industry in the future.

Keywords: organic chemical contamination; soil remediation; risk assessment; reuse of contaminated land

在产业结构和城市布局调整中, 许多企业搬出城镇中心区, 原有土地使用性质发生改变, 尤其一些老工业基地, 因企业倒闭、外迁, 在城区遗留了大量污染土地。我国土地资源缺乏, 需要对污染土地进行流转与再利用, 但面临严重的场地污染问题, 影响了土地的开发利用, 因此, 急需对污染场地实施土壤修复工程。

修复效果评估是土壤修复工程中必不可少的重要环节, 目的是客观地检验与评估修复工程的效果, 避免遗留污染物造成环境污染和经济损失, 防止场地使用性质变化带来新的环境问题, 以便保障公众生存环境质量与健康; 实现对修复工程的监管, 并为治理同类污染提供工艺与技术借鉴; 依据一定的标准确定土地修复后再利用的方向。

土壤修复工作在我国起步较晚, 土壤修复理论与技术研究、土壤污染风险评价还较薄弱, 缺乏相关政策法规、环境标准及评价体系[1]。随着污染土壤修复技术的发展和修复工程的实施, 缺少建设用地的土壤环境质量标准, 经修复的土壤是否达到清洁标准, 是否满足某种土地再利用的要求, 还缺少评判标准, 成为亟待解决的问题。

为检验污染土壤修复工程的效果, 判断修复土地再利用是否存在生态与环境风险, 本研究通过修复有机化工污染土壤的一个典型案例, 借助健康风险评

收稿日期: 2010-05-30 修回日期: 2010-07-04
资助项目: 国家自然科学基金项目“ 我国北方沙地末次冰期以来干湿变化、地表响应及驱动机制” (40930103); 江苏省自然科学基金项目“ 基于水系沉积物测量的秦淮河流域水污染特征与成因研究” (BK2001040)
作者简介: 张燕(1962—), 女(汉族), 江苏省南京市人, 博士, 副教授, 主要从事资源与环境方面的研究。E-mail: zhangynju@sina.com。
© 1994-2013 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

价[2-3]来评判修复工程的有效性, 包括污染土壤修复的效果如何, 是否达到预定的工程目标或修复标准, 以及是否还会对土壤和水生生态系统和人类健康构成威胁, 并进一步落实土地利用方向和开发类型。

1 材料与方法

1.1 场地概况

本研究评价的是一个化工企业遗留场地, 位于南京浦口区珠江镇。原企业生产硝基苯、苯胺和 N, N —二甲基苯胺, 生产过程中有废水、废气和固体废弃物排放。2004 年企业搬迁后, 厂区内地面建筑全部拆除, 江苏省环境科学研究院对场地土壤和地下水进行了调查, 表明生产厂区内土壤和地下水受有机物苯、硝基苯、苯胺等有毒化学品污染, 污染主要分布在生产车间(51 m × 127 m)、水处理场地(71 m × 45 m)、焦油池(27 m × 43 m) 等区域, 共计 10 833 m^2, 其中重度污染面积约 530 m^2。

2008 年 9 月至 2009 年 6 月, 采用换土、翻晒、淋洗、人工强化淋洗、防渗处理、生物修复和覆盖等技术对污染场地进行土壤修复; 对淋洗废水采用电催化氧化+ 二氧化氯+ 芬顿反应处理; 对污染的地下水采用强化微电解+ 高效催化氧化处理。

1.2 采样与测试

确定采集样品数量: 根据《土壤环境监测技术规范》(HJ/T 166-2004) , 用均方差和可接受的绝对偏差确定调查应采集的样品数 N:

$$N = t^2 \times s^2 / D^2 = t^2 \times (R/4)^2 / D^2 \quad (1)$$

式中: t ——选定置信水平一定自由度下的 t 临界值; s^2 ——均方差, 可根据修复工程样品监测结果的极差 R 来估计, $s^2 = (R/4)^2$; D ——可接受的绝对偏差, 可根据样品测试项目仪器检测限及污染土壤修复标准确定。

根据极差估计, 综合考虑了测试仪器检测限及居住土壤的允许标准, 确定各项污染物的可接受的绝对偏差与居住土壤的标准之比低于 2%, 即苯、硝基苯与苯胺的可接受的绝对偏差分别为 0. 06, 1. 04 和 3. 96 mg/kg。用式(1) 计算出所需的最大样本数为 11(表 1)。平均每个采样点覆盖面积约为 985 m^2 (31. 38 m × 31. 38 m) 。

采样点布局: 综合考虑治理前的污染调查布点、土壤修复施工过程及施工期间采样布点、场地地下水水位、水流方向, 并根据我国土壤与地下水调查采样的基本要求, 设计布局土壤剖面 12 个, 地下水样采集点与土壤剖面同位, 其中一个是对照样点。

表 1 采样样本数的确定

指 标	苯	硝基苯	苯胺
样品间的极差 R/(mg • kg^{-1})	0. 37	4. 81	23. 94
仪器检出限/(mg • kg^{-1})	0. 01	0. 08	0. 22
95% 置信水平下的 $t_{0.25}(10)$	2. 23	2. 23	2. 23
居住土壤允许浓度 C_S/(mg • kg^{-1})	47	58	240
可接受的绝对偏差 D/(mg • kg^{-1})	0. 06	1. 04	3. 96
基础样品数 $N = t^2 (R/4)^2 / D^2$	11	7	11

注: R 为根据土壤修复工程的监测报告计算样品间的极差; CS 根据美国亚利桑那州污染土壤修复临时准则[4]。

采样及制样: 根据《土壤环境监测技术规范(HJ/T 166-2004) 》, 采取表层加密采样(采样深度为 1—6 m) , 即按照 0—0. 5 m, 0. 5—1. 5 m, 1. 5—2. 5 m, 2. 5—3. 5 m, 3. 5—4. 5 m, 4. 5– 6. 0 m 分层, 用螺纹取土钻分层采样。采集的土壤与地下水样品装满棕色磨口玻璃瓶, 瓶盖用聚四氟密封带密封, 并在4 ℃下暗处冷藏。

样品实验室测试: 地下水 pH 值采用玻璃电极法测量(GB6920-86) ; 测试土壤与地下水中的苯、硝基苯和苯胺时, 用吹扫捕集方法对样品进行预处理, 使用气相色谱/质谱联机法(Aglient6890N-5973, 美国安捷伦公司生产, 仪器检出限为 1 μg/kg) , 色谱柱为 DB-624(60 m × 250 um × 1. 4 um) , 测试方法参照 GB/T11890-1989, GB/T11889-1989, GB13194-1991 及 US EPA 8260B-1996, US EPA 8270d-2007。样品测试在一周内完成。

1.3 风险评价方法

由于我国缺乏可供参照的土壤修复标准及建设用地土壤质量标准, 对修复后的场地的土地适宜性评价, 借鉴了美国环境保护局提出的风险评价方法[3], 采用健康风险评价来确定修复场地的潜在用途, 即从保护人群健康角度出发, 根据修复后的土壤污染物含量、污染物的生态毒理参数以及不同土地利用方式下潜在的人群暴露途径, 计算对暴露于污染场地的人群产生不良影响的几率, 判定场地的未来适宜利用方式。

1.3.1 健康风险评价的步骤[3] (1) 风险源危害鉴别。鉴定风险源的性质及强度; (2) 暴露评价。确认潜在暴露人口、暴露途径和暴露程度, 即评估人群暴露于风险因子中的方式、时间、频率和强度; (3) 剂量反应分析。暴露导致健康受损的因果关系; (4) 健康风险评定。综合暴露评价和剂量反应分析, 估算危害人群健康的发生概率及可靠程度。

© 1994-2013 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

1.3.2　风险源的确定与摄入物的计算[5-6]　修复场地的健康风险主要取决于修复后场地的污染物含量和场地的未来用途。通常, 土壤污染物通过 4 种途径进入人体: 直接接触土壤而经口摄入, 经呼吸系统吸入, 经皮肤接触吸收, 食入该土壤中产出的实物而摄入。根据我国《城市用地分类与规划建设用地标准(GBJ137-90)》, 城市用地分为居住用地、公共设施用地、工业用地、仓储用地、对外交通用地、道路广场用地、市政公用设施用地、绿地和特殊用地。若土地以后用作建设用地, 不进行农业生产, 则只涉及前 3 种途径。

(1) 经口摄入。因不慎直接经口摄入污染土壤而摄入污染物的计算公式为:

$$EDI_{直接} = \frac{C_S \times I_R \times C_F \times E_F \times E_D}{B_W \times A_T} \quad (2)$$

(2) 经呼吸系统吸入。通过呼吸系统吸入土壤尘而摄入污染物的计算公式为:

$$EDI_{呼吸} = \frac{C_S \times (1/PEF) \times IAR \times E_F \times E_D}{B_W \times A_T} \quad (3)$$

(3) 皮肤接触。因皮肤直接接触土壤, 经皮肤吸收而摄入污染物的计算公式为:

$$EDI_{皮肤} = \frac{C_S \times C_F \times S_A \times A_F \times ABS \times E_F \times E_D}{B_W \times A_T} \quad (4)$$

式中: $EDI_{直接}$, $EDI_{呼吸}$, $EDI_{皮肤}$ ——分别为单位重量的人每天经口摄入、通过呼吸吸入、经皮肤吸收的污染物量〔mg/(kg·d)〕; C_S ——土壤中化学物质浓度(mg/kg); I_R ——经口摄入的土壤量(mg/d); C_F ——转换系数(kg/mg); E_F ——年暴露频率(d/a); E_D ——暴露时间(a); B_W ——体重(kg); A_T ——平均作用时间(d), 分作非致癌作用 A_{Tnc} 与致癌作用 A_{Tc}; PEF ——土壤尘产生因子(m^3/kg); IAR ——空气吸入量(m^3/d); S_A ——可能接触土壤的皮肤表面积(cm^2); A_F ——皮肤对土壤的吸附系数(mg/cm^2); ABS ——皮肤接触的吸收系数。

1.3.3　风险评价[5-6]　通过场地修复后的污染调查与采样检测, 对场地未来的可能土地利用方式的风险进行评价, 包括非致癌风险和致癌风险评估和总风险评价。

非致癌风险评估: $H_Q = E_{DI} / R_{fD}$ (5)

致癌风险评估: $R_{isk} = E_{DI} \times C_{SF}$ (6)

式中: H_Q ——非致癌风险; E_M ——平均到整个寿命周期的暴露作用期的每天摄入量〔mg/(kg·d)〕, 即人体终生暴露于非致癌或致癌物质下单位体重平均日污染物质摄取量; R_{fD} ——参考剂量〔mg/(kg·d)〕; R_{isk} ——致癌风险, 表示人群癌症发生的概率, 通常以一定数量人口出现癌症患者的个体数表示; C_{SF} ——各种途径的致癌风险斜率系数〔mg/(kg·d)〕。

总非致癌风险等于各种途径(经口、呼吸、皮肤、食入)非致癌风险的总和, 当 $H_Q < 1$ 时, 不会对场地上居民造成明显不利健康的影响。总致癌风险为通过各种途径所有致癌污染物产生的风险总和。

2　结果与讨论

2.1　场地修复效果评价

根据检测结果, 场地土壤中苯、硝基苯及苯胺的最高浓度, 95%以上累积频率时的浓度及分布状况见表 2。对比土壤修复前后对应土壤剖面中各污染物的含量(表 3)可知, 苯的去除率达 100%, 硝基苯的去除率达 91.5%～100%, 苯胺的去除率相对低些, 为 22%～86.8%, 且因治理中翻晒、淋洗引起土层间的扰动, 导致部分土壤剖面苯胺浓度升高。由于施工中不断翻动土壤, 污染物最大浓度分布在垂直剖面的不同层位。

2.2　场地未来利用的风险评价

场地未来利用的情景设定。对居住用地设定正常和极端两种情景, 前一种情景假定平均居住时间 9 a(2 a 为儿童期, 7 a 为成年期); 后一种情景假定平均居住时间 30 a(6 a 为儿童期, 24 a 为成年期)。对商服及工业用地只考虑成人, 整个暴露作用期按平均寿命 72 岁计算。不同土地利用方式下, 土壤污染物对人体的暴露途径、暴露时间及暴露次数存在很大差异, 参考文献[2, 6], 设定场地人体暴露情景参数见表 4。

表 2　最高浓度及 95%以上累积频率时的浓度

项目	最高浓度			95%以上累积频率时的浓度		
	苯	硝基苯	苯胺	苯	硝基苯	苯胺
浓度/(mg·kg^{-1})	0.008	4.07	195.61	0.001	1.18	133.31
采样号	S3-1	S8-5	S1-4	S1-2, S1-3	S8-1	S5-4
层面深度/m	0.0—0.5	4.5—6.0	2.5—3.5	1.5—2.5, 2.0—3.0	0.5—1.5	2.5—3.5

© 1994-2013 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

表 3 修复前后土壤污染物含量对照 mg/kg

土壤修复前					土壤修复后				
采样号	深度/m	苯	硝基苯	苯胺	采样号	深度/m	苯	硝基苯	苯胺
M3-1	1.0	—	447.06	448.235	S1-2	0.5—1.5	0.001	0.742	59.090
M6-4	4.0	—	—	2.341	S2-5	3.5—4.5	—	0.046	49.300
M8-1	1.0	—	27.918	325.623	S3-2	0.5—1.5	—	0.210	53.220
M8-2	2.0	10.061	7 171.32	9.817	S3-3	1.5—2.5	—	0.040	81.900
M8-3	3.0	40.788	2 667.09	229.007	S3-4	2.5—3.5	—	0.173	54.790
M8-4	4.0	19.567	2 081.29	110.416	S3-5	3.5—4.5	—	0.017	45.030
M8-5	5.0	13.501	1 409.21	232.271	S3-6	4.5—6.0	—	0.015	50.950
M1-3	3.0	7.448	0.209	27.755	S4-4	2.5—5.0	—	0.261	65.890
M11-2	2.0	—	7.717	4.986	S5-3	1.5—2.5	—	0.655	49.520
M13-1	1.0	—	2.029	8.183	S7-1	0.5—1.5	—	—	46.990
M13-2	2.0	0.937	2.139	9.886	S7-2	1.5—2.5	—	0.020	64.520
M13-3	3.0	1.074	0.714	4.717	S7-3	2.5—3.5	—	—	51.090
M13-4	4.0	—	0.716	4.403	S7-4	3.5—4.5	—	0.003	87.170
M14-1	1.0	1.654	—	15.070	S8-1	0.5—1.5	—	1.180	—
M17-2	2.0	17.435	3.792	460.905	S10-3	1.5—2.5	—	0.020	—

根据修复后场地土壤污染物的实际检测值(表 2)、人体暴露情景参数(表 4)、苯的非致癌参考剂量与致癌风险斜率系数[7-9]及公式(2)—(6),计算出苯导致的人体非致癌风险及致癌风险(表 5);受资料所限,硝基苯和苯胺只计算了经口摄入对人体健康的风险(表 5)。

不同土地利用方式下苯、硝基苯、苯胺的总非致癌风险分别由修复工程实施前的 4.42~46.10降低到修复后的 2.50×10^{-3}~2.61×10^{-2},总致癌风险分别由修复工程实施前的 3.06×10^{-6}~7.41×10^{-6}降低到修复后的 4.75×10^{-7}~1.19×10^{-6}。土壤修复后各种土地利用方式的总非致癌风险均远低于 1,不会对场地上居民造成明显不利于健康的影响;总风险最大的土地利用方式为居住用地,在极端情况下对儿童总致癌风险为 1.19×10^{-6};商用与工业用地总致癌风险为 4.75×10^{-7}。依据美国 EPA 在国家风险计划[5]中建立的污染导致增加致癌风险为 10^{-6}(即污染导致百万人增加一个癌症患者)作为土壤治理的基准,该场地土壤修复有效,场地未来的土地利用适宜作为商服用地或工业用地。

表 4 场地人体暴露情景参数

参数名称		居住用地				商服、工业用地
		儿童(正常)	儿童(极端)	成人(正常)	成人(极端)	(成人)
土壤污染物浓度 C_S/(mg·kg^{-1})		95%以上累积频率时的浓度				
土壤摄入量 I_R/(mg·d^{-1})		200	200	100	100	100
转换系数 C_F/(kg·mg^{-1})		1.0×10^{-6}	1.0×10^{-6}	1.0×10^{-6}	1.0×10^{-6}	1.0×10^{-6}
暴露频率 E_F/(d·a^{-1})		350	350	350	350	250
暴露时间 E_D/a		2	6	7	24	25
体重 B_W/kg		15	15	55.9	55.9	55.9
土壤尘产生因子 PER/(m^3·kg^{-1})		1.32×10^9	1.32×10^9	1.32×10^9	1.32×10^9	1.32×10^9
空气吸入量 IAR/(m^3·d^{-1})		7.5	7.5	15	15	15
接触土壤的皮肤表面积 S_A/(cm^2·d^{-1})		1 800	1 800	5 000	5 000	5 000
皮肤吸附土壤系数 A_F/(mg·cm^{-2})		0.2	1	0.04	1	0.2
皮肤接触的吸收系数 ABS	有机物	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
	无机物	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
平均作用时间	非致癌 A_{Tnc}/d	730	2 190	2 555	8 760	9 125
	致癌 A_{Tc}/d	26 280	26 280	26 280	26 280	26 280

© 1994-2013 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

表 5　土壤污染物浓度最大时不同土地利用方式的风险评估

项 目	非致癌参考剂量 R_{fD}/(mg·kg^{-1}·d^{-1})	儿童居住极端情况	成人居住极端情况	成人商服与工业	致癌斜率因子 S_F/(mg·kg^{-1}·d^{-1})	儿童居住极端情况	成人居住极端情况	成人商服与工业
经口暴露苯摄	4.00E- 03	2.56E- 05	3.43E- 06	2.45E- 06	5.50E- 02	4.69E- 10	2.52E- 10	1.87E- 10
呼吸暴露苯摄	8.57E- 03	3.39E- 10	1.82E- 10	1.30E- 10	2.73E- 02	6.61E- 15	1.42E- 14	1.06E- 14
皮肤接触苯摄	3.88E- 03	2.37E- 05	1.77E- 05	2.53E- 06	5.67E- 02	4.35E- 10	1.30E- 09	1.93E- 10
苯风险合计		4.93E- 05	2.11E- 05	4.98E- 06		9.04E- 10	1.55E- 09	3.80E- 10
硝基苯经口暴露	2.00E- 03	2.60E- 02	3.49E- 03	2.49E- 03				
苯胺经口暴露					5.70E- 03	1.19E- 06	6.38E- 07	4.74E- 07
风险总计		2.61E- 02	3.51E- 03	2.50E- 03		1.19E- 06	6.39E- 07	4.75E- 07

3　结 论

(1) 利用健康风险评价, 对被有机物污染过的场地经土壤修复前后的风险做了评估。通过土壤修复工程, 硝基苯非致癌风险由治理前的 4.39~ 45.84 降低到了 2.49×10^{-3}~ 2.60×10^{-2}, 苯胺的致癌风险由治理前的 1.12×10^{-6}~ 2.8×10^{-6} 降低到了 4.74×10^{-7}~ 1.19×10^{-6}, 达到了工程目标; 并根据不同土地利用方式的风险值, 依据风险最小原则, 提出场地的适宜用途为商服用地或工业用地。

(2) 通过实际应用的效果可以说明, 健康风险评价能够评估有机物污染土壤修复工程的有效性, 健康风险评价也可与其它方法参照使用。

[参 考 文 献]

[1] 晁雷, 周启星, 陈苏. 建立污染土壤修复标准的探讨[J]. 应用生态学报, 2006, 17(2): 331-114.

[2] 姜林, 王岩. 场地环境评价指南[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2004.

[3] US EPA. Risk Assessment Guidance for Superfund: Vol _I. Human Health Evaluation Manual[M]. Washington, DC: Office of Emergency and Remedial Response and US Environmental Protection Agency, 1989.

[4] Arizona Department of Environmental Quality. Arizona soil remediation standards(R18-7-203)[EB/OL].(2008-05-11)[2009-04-09]. http://www.azdeq.gov/function/laws/rules.html.

[5] US EPA. Guidelines for Exposure Assessment [M]. Washington, DC: Risk Assessment Forum and U.S. Environmental Protection Agency, 1992.

[6] US EPA. Exposure Factors Handbook [M]. Washington. DC: US Environmental Protection Agency, 1997.

[7] Nitrobenzene (CASRN 98-95-3) [EB/OL]. (2008-11-20) [2009-04-09]. http://www.epa.gov/NCEA/iris/subst/0079.htm.

[8] Aniline (CASRN 62-53-3) [EB/OL]. (2008-05-11)[2009-06-04]. http://www.epa.gov/ncea/iris/subst/0350.htm.

[9] Benzene (CASRN 71-43-2) [EB/OL]. (2008-04-03) [2009-11-09]. http://www.epa.gov/NCEA/iris/subst/0276.htm.

(上接第 202 页)

[参 考 文 献]

[1] Petts G E. 蓄水河流对环境的影响[M]. 王兆印, 译. 北京: 中国环境科学出版社, 1988.

[2] Bovee K D. A guide to stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology [M]// Washington: US Fish and Wildlife Service, Instream Flow Information Paper, 1982: 26.

[3] Petts G E. Water allocation to protect river ecosystems [J]. Regulated Rivers: Research and Management, 1996, 12: 353-365.

[4] Raskin P D, Hansen E. Water and sustainable: Global patterns and long-range problems[J]. Natural Research Forum, 1996, 20 (1): 1-15.

[5] Ward J V, Stanford J A. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation[J]. Regulated Rivers: Research and Management, 1995, 11: 105-119.

[6] 赫得韦特 F. 可持续水资源管理及其基本体系[J]. 水利水电快报, 1998, 19(18): 18-22.

[7] 汤奇成. 塔里木盆地水资源与绿洲建设[J]. 自然资源, 1989(6): 28-34.

[8] 刘昌明. 我国西北大开发中有关水资源的若干问题[J]. 中国水利, 2000(8): 23-25.

[9] 李丽娟, 郑红星. 海滦河流域河流系统生态环境需水量计算[J]. 地理学报, 2000, 55(4): 495-500.

[10] 严登华, 何岩, 邓伟. 东辽河流域系统生态需水研究[J]. 水土保持学报, 2001, 15(1): 46-49.

[11] 刘凌, 董增川, 崔广柏. 内陆河流生态环境需水量定量研究[J]. 湖泊科学, 2002, 14(1): 25-30.

[12] 张远, 杨志峰, 王喜琴. 河道生态环境分区需水量的计算方法与实例分析[J]. 环境科学学报, 2005, 25(4): 7-13.

[13] 丰华丽, 王超, 李勇. 流域生态需水量的研究[J]. 环境科学动态, 2001(1): 27-30.

[14] 山西省水利厅总工办. 汾河清水复流工程水量调度方案[R]. 太原: 山西省水利厅, 2008: 100-101.

© 1994-2013 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net