

河床含水系统对单环芳烃净化特征室内模拟

李海明^{1,2}, 陈鸿汉³, 郑西来¹

1. 中国海洋大学环境科学与工程学院, 山东青岛 266071

2. 天津科技大学海洋科学与工程学院, 天津 300457

3. 中国地质大学水资源与环境工程学院, 北京 100083

摘要: 为了模拟长期排污河流中单环芳烃在地表水—地下水系统迁移转化规律以及不同含水介质和水动力条件对单环芳烃的净化特征, 室内土柱实验采用3种有代表性的天然砂土为研究对象, 以生活污水模拟纳污河流, 实验历时5个月。单环芳烃的自然净化作用主要发生在河床底下0.4 m内, 垂直向下单环芳烃各组分浓度呈由高到低的分布特征; 粗砂对苯、甲苯和单环芳烃总量(TBETX)总净化率分别为32.06%、21.39%和27.13%; 中砂1分别为76.26%、81.40%、87.99%; 中砂2分别为68.94%、74.41%、81.69%, 这表明, 河流污染初期河床底含水介质完全饱水, 含水介质颗粒尺寸越大, 对单环芳烃的净化率就越低, 单环芳烃容易迁移进入地下水中; 随着时间的延长, 河床底部淤泥层不断增加, 砂层中的水流处于非饱和状态, 淤泥层和含水介质系统对单环芳烃的净化能力较饱水流时大, 单环芳烃不容易迁移进入地下水。

关键词: 单环芳烃; 迁移; 净化作用; 河流。

中图分类号: P641.73

文章编号: 1000-2383(2006)06-0873-06

收稿日期: 2006-03-03

Application of Riverbed Quiferous System to Indoor Simulation of Decontamination of Aromatic Hydrocarbons

LI Hai-ming^{1,2}, CHEN Hong-han³, ZHENG Xi-lai¹

1. School of Environmental Science & Engineering, China Marine University, Qingdao 266071, China

2. School of Marine Science & Engineering, Tianjin University of Science & Technology, Tianjin 300457, China

3. School of Water Resources and Environment, China University of Geosciences, Beijing 100083, China

Abstract: In the five-month indoor earth-column experiment, three representative kinds of natural sand are analyzed, and the refluxes of domestic sewage are used to simulate the contaminated river flow. This indoor experiment aims at both the simulation of the migration and transfer law of aromatic hydrocarbons in the surface water-underground water system in a long-term drainage river and that of the impacts of different aquiferous media and hydrodynamic conditions on the decontamination of aromatic hydrocarbons. Aromatic hydrocarbons in column decrease gradually with the flow direction, where the natural decontamination occurs at 0.4 m of the surface layer. Total decontamination ratios of benzene, toluene and total aromatic hydrocarbons (TBETX) in the coarse sand is 32.06%, 21.39% and 27.13%, respectively; in the first kind of the medium sand is 76.26%, 81.40% and 87.99%, respectively; in the second kind of the medium sand is 68.94%, 74.41% and 81.69%, respectively. All these results indicate that the hydrous medium in the riverbed is perfectly saturated in the early period of the contamination of the river, where the greater the size of the hydrous medium, the lower the decontamination rate of the aromatic hydrocarbons. In this case, the aromatic hydrocarbons migrate easily into the underground water system. As times went by, the silt seams in the riverbed became thicker and thicker till unsaturated flow moves into the sand. However, when the decontamination rate of aromatic hydrocarbons in the silt seams and hydrous medium system is greater than that in the saturated water flow, the aromatic hydrocarbons will not easily migrate into the corresponding underground water system.

基金项目: 国家自然科学基金重点项目(No. 49832005); 天津市高等学校科技发展基金项目(No. 20040709); 博士后启动基金项目; 天津科技大学引进人才科研启动基金项目。

作者简介: 李海明(1971—), 男, 副教授, 博士后, 主要从事海洋环境和水污染控制的教学和科研工作。E-mail: lhm99044@163.com

Key words: aromatic hydrocarbons; transportation; decontamination; river.

近 20 年来,城市化发展迅速,污水排放量猛增,而污水处理系统缺乏或不完善造成城市污水任意排放,天然河道就成了纳污水沟(刘鸿志和卢雪云, 2001;王朝和李勇,2002). 这些污染的河流不仅破坏了地表水体,而且可以渗漏的形式补给地下水,引起沿岸土壤和地下水环境的恶化,严重影响沿岸生产和居民身体健康(Doussan *et al.*, 1997;李志萍等,2004). 河流中的单环芳烃主要来自工业有机熔剂和石油废液,石油烃主要成分为苯、甲苯、乙苯、二甲苯(BTEX),相对于石油中其他组分来讲,水溶性最大,因此它们在地下水环境中迁移性最大(刘兆昌等,1991). 美国 1996 年 10 月颁布的“饮用水标准与健康建议”(U. S. EPA-1996)中,苯为有充足流行病学证据的致癌物(A 类),因此世界各国都在研究单环芳烃,特别是苯和甲苯对地下水的污染机理,目前研究最多的是储油和输油设备泄露单环芳烃在地下水系统的迁移和分布特征,但关于纳污河流中单环芳烃对浅层地下水的影响,所见文献很少,在我国未见报道. 为了预测污染河流对地下水的影响程度与范围,制定相应的防污措施,很有必要开展这方面的研究工作.

河流在未受污染的天然条件下,河水以饱水流的形式向地下水中运移,但由于污水的长期排放使得河床底部形成很厚的淤泥层,污水由饱水流的形式逐渐变为非饱水流的形式在河床底的介质中运移(Hiscock and Grische, 2002;梁斌等,2003). 由于淤泥层对污染物具有较大的阻隔作用,因此河流中污染物进入地下水是不均匀的. 本文通过室内柱实验,模拟长期排污河中单环芳烃在河流入渗补给地下水过程中的迁移转化特征;研究不同含水介质岩性对单环芳烃的防污性能.

1 实验材料和方法

由于地下水中单环芳烃含量低(多数在 ppb 级),其测试分析对设备要求高、方法复杂. 本次以国家标准方法和美国环保局(EPA)方法为基础,使用气相色谱法建立用自动顶空进样器对水中的单环芳烃进行测定. 本方法回收率控制在 82%~108%,其相对标准偏差(RSD)($n=7$)小于 23%. 这个精度可以满足测试的要求. 本方法的检出限为 0.05 $\mu\text{g/L}$.

仪器:美国惠普 HP-6890 气相色谱,带有

7694E 顶空进样器和 HP-0601 化学工作站;试剂:(1)含有单环芳烃的甲醇混合标准溶液(购于中国环境监测总站标准物质研究所);(2)抗坏血酸(分析纯);(3)无水硫酸钠(分析纯).

1.1 气相色谱条件

进样口温度:160 $^{\circ}\text{C}$;柱流量:1.0 ml/min;炉温:70 $^{\circ}\text{C}$;保留时间:10 min;ECD 温度:300 $^{\circ}\text{C}$.

1.1.1 顶空进样器条件 瓶区温度:50 $^{\circ}\text{C}$;瓶平衡时间:10 min;注射时间:1.00 min;振摇时间:5 min;瓶压:94 764.6 Pa.

1.2 实验材料

1.2.1 水样 污水选取中国地质大学生活污水. 配水箱由 3 个容积为 75 R 的水桶组成. 配水之前,将生活污水预沉淀 24 h;取澄清液由水泵送到配水箱中,加入过量汽油,定时搅拌 24 h 后再静置 24 h,使油充分溶于污水中;随后用水泵从配水箱底部抽取含油的污水到另外一个配水箱中,用于实验. 实验用水常见物理化学指标见表 1.

表 1 实验污水常见物理化学指标

Table 1 Physical chemistry properties of wastewater

指标	含量	指标	含量 (mg/L)	指标	含量 (mg/L)
pH	8.20	Cl ⁻	68.8	NO ₃ ⁻	7.50
Eh	152 mV	COD _{Cr}	378.3	TP	5.80
SS	210 mg/L	BOD ₅	190.5	苯	3.24
DO	3.6 mg/L	TN	83.6	甲苯	7.61
碱度 (以 CaCO ₃ 计)	110	NH ₄ ⁺	42.4	单环芳烃总量(TBETX)	20.05

表 2 试验砂土物理性质指标

Table 2 Physical properties of sand

项目	粗砂 (柱 1)	中砂 (柱 2)	中砂 (柱 3)	测定方法
容重 ρ_b (g/cm ³)	1.628 2	1.525 4	1.598 6	烘干测
比重 ρ_s (g/cm ³)	2.691 1	2.679 8	2.700 2	比重瓶法
孔隙度 n	0.395 0	0.430 8	0.408 0	$n=1-\rho_b/\rho_s$
不均匀系数 Cu	1.728 0	3.462 0	2.483 0	
粘土含量(%) (粒径<0.075 mm)	1.560 0	13.710 0	3.800 0	
渗透系数(cm/s)	0.023 0	0.000 14	0.000 16	
土的有机质含量(%)	0.249 0	0.095 0	0.155 0	重铬酸钾法
一个孔隙体积(cm ³)	8 594.60	9 373.82	8 877.50	

1.2.2 土样 实验用土取西郊洪积扇顶部的土壤. 该土经风干、过筛(2mm)后作为实验室用土,砂土

表 3 不同砂土中单环芳烃特征

Table 3 Characteristics of aromatic hydrocarbons in different sands

砂土类型	有机组分	AA(mg)	BB(mg)	CC(L)	FWAC(mg/L)	PFWAC(mg)	总净化率(%)
柱 1 粗砂	苯	515.49	350.23	409.43	0.403	3.464	32.06
柱 1 粗砂	甲苯	918.57	722.06	409.43	0.480	4.125	21.39
柱 1 粗砂	TBETX	2 846.29	2 074.16	409.43	1.912	16.433	27.13
柱 2 中砂	苯	74.49	17.69	50.93	1.115	10.452	76.26
柱 2 中砂	甲苯	114.17	21.24	50.93	1.825	17.107	81.40
柱 2 中砂	TBETX	396.76	47.64	50.93	6.855	64.258	87.99
柱 3 中砂	苯	74.24	23.06	51.72	0.989	8.780	68.94
柱 3 中砂	甲苯	120.28	31.99	51.72	1.707	15.154	74.41
柱 3 中砂	TBETX	393.64	72.06	51.72	6.220	55.218	81.69

有关物理参数和测定方法见表 2。

1.3 实验装置

实验装置主体由内径为 15 cm 的 3 根有机玻璃柱组成,柱高 150 cm;试验段为 120 cm 的砂土,其下端为 15 cm 由砂卵砾石组成的衬托层。试验段土柱以上 10 cm 为定水头,由溢流口控制;土柱沿程 20 cm、40 cm、60 cm、80 cm、100 cm 设有饱水取样孔;相应位置设陶土头取样口,用于监测土柱堵塞后柱内形成非饱和流时的水质变化情况。另外在试验段土体 10、50 和 110 cm 深处分别设有测压管,以监测污水下渗的水动力学特征。考虑接近野外土体实际情况,土柱用箔纸覆盖,以起到遮光作用。

1.4 实验方法

用 3 种不同砂土研究含水介质厚度和岩性对单环芳烃迁移转化的影响(表 2)。将配好的含油生活污水由水泵送到高位供水箱,由供水箱同时向 3 个土柱供水。定水头由溢流口控制,多余的进水送到配水箱中循环使用。进水口取样监测单环芳烃的进水浓度。实验开始之前,用不含油的自来水浸泡土柱。实验正式运行时,在土柱实体部分 20 cm、40 cm、60 cm、80 cm、100 cm 处分别取样,同时记录侧压管的水头变化情况。当土柱堵塞,土体内水流为非饱和流时,关闭饱水带取样口,取消测压管,用陶土头外接真空泵抽气取样;土柱出水量由计量瓶测量,监测污水入渗量、入渗率。

2 实验结果与分析

2.1 不同含水介质岩性对单环芳烃净化作用的影响

污染物的运移路线及运移路径的长度由含水介质控制,从而影响污染物的稀释、吸附、扩散、生物降

解的程度。一般而言,在饱水流情况下,含水介质颗粒尺寸越大,其渗透性越强,含水介质的防污性能越差,对污染物的净化率就低,污染物容易迁移进入地下水中(Rene and John, 1981)。

由于单环芳烃的挥发作用使得其进水浓度的变化很大,因此出水浓度随进水浓度、取样时间间隔和流速的变化而变化,数据的波动性很大;为了了解单环芳烃的整体变化特征,依据质量守恒定律,认为取样时间间隔内进入土柱的污染物总量减去流出土柱系统的污染物总量等于污染物在土柱系统中的净化量。提出一个概念:流量权重平均变化(flow-weighted average change,简称 FWAC)浓度(Juliet *et al.*, 1999),它指整个试验过程中以流量为权重的进水浓度和出水浓度的平均变化,其计算公式如下:

$$FWAC = (AA - BB) / CC,$$

其中:

$$AA = \sum_{i=2}^N \frac{c_{0i} + c_{0i-1}}{2} \Delta t_i Q_i,$$

$$BB = \sum_{i=2}^N \frac{c_i + c_{i-1}}{2} \Delta t_i Q_i,$$

$$CC = \sum_{i=2}^N Q_i \Delta t_i.$$

式中, c_{0i} 为进水浓度,mg/L; N 为取样周期数; Q_i 为流量,L/d; Δt_i 为取样时间间隔,d; c_i 为出水浓度,mg/L; AA 表示进入土柱系统的污染物总量,mg; BB 表示流出土柱系统的污染物总量,mg; CC 表示流入土柱系统的水量,L。

利用以上公式分别计算了 3 个土柱系统中苯、甲苯和单环芳烃总量(TBETX)的单位体积的质量变化率(FWAC,mg/L)、单位孔隙体积的质量变化率(mg)(PFWAC=FWAC×孔隙体积)和总的净化率 $(AA - BB) / AA$;计算结果见表 3。这样一来,污染

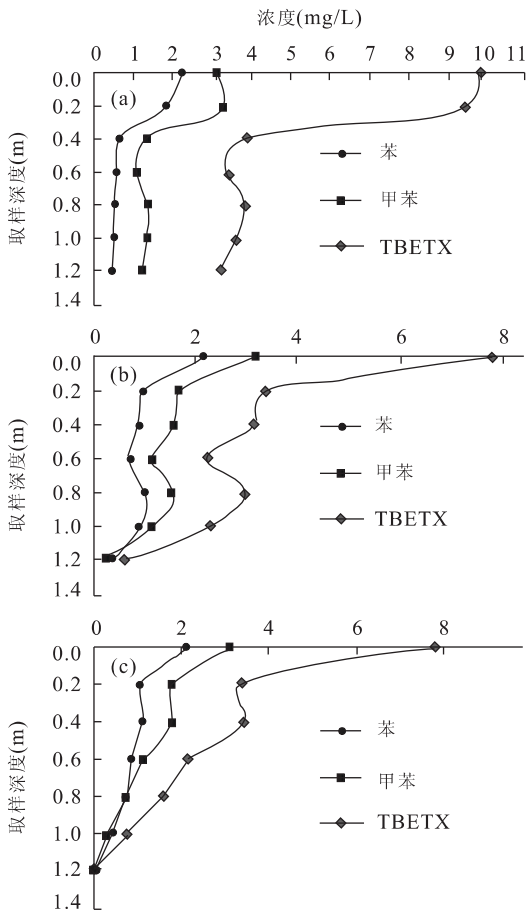


图 1 不同土柱中单环芳烃垂向分布

Fig. 1 Vertical distribution of aromatic hydrocarbons in different columns

(a) 柱 1 历时 17 d; (b) 柱 2 历时 4 d; (c) 柱 3 历时 4 d

物在 3 柱的不同含水介质的污染特征就可以互相比。一般来说,某种污染物在土柱系统中的 FWAC 和 PFWAC 越大,土柱系统对其净化率就越高(表 3)。

从表 3 看,苯、甲苯和 TBETX 在粗砂中的总净化率小于中砂;由于柱 2 砂土含粘土的量大于柱 3 和柱 1(表 2),因此柱 2 的苯、甲苯和单环芳烃总量(TBETX)的单位体积质量变化率(FWAC)、单位孔隙体积质量变化率(PFWAC)和总的净化率大于柱 3 和柱 1。

2.2 单环芳烃垂向分布特征

沿水流方向单环芳烃各组分浓度呈递减趋势(图 1)。不论是粗砂还是中砂,单环芳烃在地表以下 0.4 m 内浓度急剧下降,随后降幅变小,这说明单环芳烃的自然净化作用主要发生在河床底下 0.4 m 内,垂直方向上单环芳烃各组分浓度呈由高到低的分布特征。

2.3 水动力特征对单环芳烃迁移特征的影响

单环芳烃在含水介质中的迁移是以水的运动为载体,水动力特征对其影响很大,水动力特征的改变使得单环芳烃的迁移特征也随之改变。

由于河流污水悬浮物截留吸附、化学沉淀以及微生物的活动等原因使得河床底部产生淤泥层。当河流中淤泥层很薄时,河流水中单环芳烃浓度越高,相应的不同厚度土体地下水中的单环芳烃浓度也高,土体各位置单环芳烃浓度随时间增加;当河流中淤泥层很厚时,由于河流的渗入量减少,污水在包气带中滞留的时间延长,单环芳烃与土壤充分接触,各种物理、化学生物作用能充分地发挥作用,因此单环芳烃的浓度急剧降低。这一点中砂表现得更为明显。随着时间的延长,河流淤泥层不断增加,单位时间的污水入渗量(入渗率)不断减少,由于淤泥层的渗透性远远小于砂层,出现上细下粗的结构,砂层中的水流处于非饱和状态。

在非饱和水条件下,土壤中水流动的推动力主要是基质势梯度亦有重力作用。基质吸力包括弯月面力和吸附力,所以在非饱和的流动中,土壤水总是由水膜厚处向水膜薄处、或由弯月面曲率半径大处向曲率半径小处、由土壤水吸力低处向土壤吸力高处流动。在饱和条件下,所有孔隙都充满水,即都可导水,导水率达到最大。然而,在非饱和水流中,则是土壤中的部分孔隙(一般首先是大孔隙)的水被排出而代之以空气,于是土壤横截面中导水面积相应减少。质地粗的砂土当粗孔中水排干后,常在土粒接触处存在接触水,它们彼此不相连结。于是,在饱和条件下是导水好的通道,而在非饱和条件下则成了土壤水流动的阻碍。由于上述种种原因,一般的土壤由饱和水流到不饱水流后,其导水率急剧下降。这一点在目前的实验中得到了证实。

土柱 2 和土柱 3 分别在实验运行 5.6 个和 5.5 个孔隙体积后开始有明显的堵塞现象,土柱 1 在 57 个孔隙体积后也开始有明显的堵塞现象,堵塞后流量、流速明显减少(表 4)。

从各土柱系统中单环芳烃平均浓度的穿透曲线看(图 2),苯、甲苯和单环芳烃总量(TBETX)的变化规律是一致的。柱 2 和柱 3 的中砂中苯、甲苯和单环芳烃总量(TBETX)穿透曲线是先陡后平缓上升最后又陡,浓度的变化是随孔隙体积数的增加,先增加→随后相对平稳→最后降低,但没有明显的平稳期。这说明在大约 3.5 个孔隙体积之前,土柱砂土中

表 4 土柱流量变化情况

Table 4 Changes of flux in different columns

柱 1		柱 2		柱 3	
累计孔隙体积数	流量(L/d)	累计孔隙体积数	流量(L/d)	累计孔隙体积数	流量(L/d)
13. 728	9. 112	1. 654	2. 731	1. 014	2. 880
17. 326	8. 937	2. 471	2. 790	1. 632	1. 737
25. 384	9. 105	3. 175	3. 053	2. 149	1. 210
32. 179	9. 878	4. 822	1. 617	3. 467	1. 600
44. 597	9. 158	5. 611	0. 173	5. 469	0. 346
56. 952	1. 059	5. 716	0. 156	5. 744	0. 337

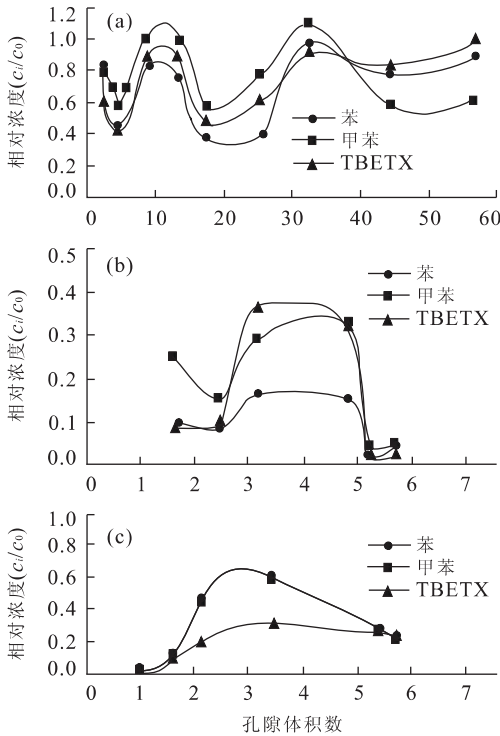


图 2 不同土柱中单环芳烃穿透曲线

Fig. 2 Throughout curves of aromatic hydrocarbons in different columns

(a)柱 1 粗砂;(b)柱 2 中砂;(c)柱 3 中砂

水流为饱和水流,吸附作用为主,但未达到吸附饱和,在此之前微生物处于驯化期,生物作用未发挥作用;在随后的第 4、5 孔隙体积里,由于土柱系统发生明显的堵塞使得污水在淤泥层与土柱系统中的水力停留时间增加,与此同时,生物降解作用开始发挥作用,二方面的原因使得土柱对单环芳烃的净化率增加,因此出水浓度变低,穿透曲线向下。土柱 1 的粗砂穿透曲线为波动变化,45 个孔隙体积内以上规律未体现出来,在大约第 57 个孔隙体积时堵塞现象刚发生,堵塞后中苯、甲苯和单环芳烃总量(TBETX)的减少并不明显(图 2)。

因此随着时间的延长,当水流为非饱和流时,含水介质的导水率下降,单环芳烃在含水介质中较饱水流时不容易迁移,对地下水影响变小。

3 结论

(1)河床底含水介质为饱水情况下,含水介质颗粒尺寸越大,其渗透性越强,含水介质的防污性能越差,对污染物的净化率就低。苯、甲苯和 TBETX 在粗砂中的总净化率小于中砂;砂土中粘土的含量影响单环芳烃的净化率,粘土含量高,净化率就高;(2)单环芳烃的自然净化作用主要发生在土壤表面 0.4 m 内,沿水流方向单环芳烃浓度呈递减趋势;(3)水动力特征的改变使得污染物的迁移特征也随之改变。随着时间的延长,当河床底含水介质水流为非饱和流时,含水介质的导水率降低,淤泥层和含水介质系统对单环芳烃的净化能力较饱水流时大,单环芳烃较饱水流时不容易迁移进入地下水。

References

Doussan, C. M., Poitevin, G. H., Ledoux, E. F., et al., 1997. River bank filtration: Modeling of the changes in water chemistry with emphasis on nitrogen species. *Journal of Contam. Hydrology*, 25: 129-156.

Hiscock, K. M., Grische, K. T., 2002. Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. *Journal of Hydrology*, 266: 139-144.

Juliet, S. J., Lawrence, A., Baker, P. F., 1999. Geochemical transformations during artificial groundwater recharge: Soil-water interaction of inorganic constituents. *Wat. Res.*, 33(1): 196-206.

Li, Z. P., Chen, P. H., Yin, G. S., 2004. Influence on shallow groundwater by phosphorus in polluted river. *Journal of Jilin University (Earth Science Edition)*, 34(3): 435-440 (in Chinese with English abstract).

- Li, Z. P., Zhang, J. B., Qu, J. H., et al., 2004. Influence on shallow groundwater by $\text{NH}_3\text{-N}$ in polluted river. *Earth Science—Journal of China University of Geosciences*, 29(3): 363—368 (in Chinese with English abstract).
- Liang, B., Wang, C., Wang, P. F., et al., 2003. Impacts of river wastewater unsaturated filtration on its offshore soil and groundwater quality. *Advances in Water Science*, 14(5): 548—553 (in Chinese with English abstract).
- Liu, H. Z., Lu, X. Y., 2001. Comparison on treatment of polluted rivers in China and other countries. *World Environment*, 4: 27—30 (in Chinese).
- Liu, Z. C., Zhang, L. S., Nie, Y. F., et al., 1991. Contamination and control of groundwater system. China Environmental Science Press, Beijing, 322—330 (in Chinese).
- Rene, P. S., John, W., 1981. Transport of nonpolar organic compounds from surface water to groundwater. *Environmental Science & Technology*, 15(11): 1360—1367.
- Wang, C., Li, Y., 2002. Impacts of river wastewater on its off-

shore groundwater environment. *Advances in Water Science*, 13(2): 53—55 (in Chinese with English abstract).

附中文参考文献

- 李志萍, 陈平货, 阴国胜, 2004. 污染河水中磷对浅层地下水的影响. 吉林大学学报(地球科学版), 34(3): 435—440.
- 李志萍, 张金炳, 屈吉鸿, 等, 2004. 污染河水中氨氮对浅层地下水的影响. 地球科学——中国地质大学学报, 29(3): 363—368.
- 梁斌, 王超, 王沛芳, 等, 2003. 河流污水非饱和入渗对沿岸地下水质的影响. 水科学进展, 14(5): 548—553.
- 刘鸿志, 卢雪云, 2001. 中外河流水污染治理比较. 世界环境, 4: 27—30.
- 刘兆昌, 张兰生, 聂永锋, 等, 1991. 地下水系统的污染与控制. 中国环境科学出版社, 北京, 322—330.
- 王朝, 李勇, 2002. 污染河道对沿岸地下水环境影响规律研究. 水科学进展, 13(2): 53—55.

(上接 860 页)

References

- Bureau of Geology and Mineral Resources of Sichuan, 1991. Regional geology of Sichuan. Geological Publishing House, Beijing (in Chinese).
- Cai, L. G., Zheng, B., Liu, J. R., et al., 1993. Basic features of petroleum geology in east area of Qingzang plateau. Nanjing University Press, Nanjing (in Chinese).
- Yang, H., Liang, Y. M., Wang, L., et al., 1991. Airborne magnetic features in east area of Qingzang plateau and the relations with structural ore-forming zones. Geological Publishing House, Beijing (in Chinese).
- Yang, H., Wang, J. L., Wu, J. S., et al., 2002. Constrained joint inversion of magnetotelluric and seismic data using simulated annealing algorithm. *Chinese Journal of Geophysics*, 45(5): 723—734 (in Chinese with English abstract).

- Yu, P., Wang, J. L., Wu, J. S., 2001. Multi-parameter migration imaging of magnetotelluric data using finite difference method. *Chinese Journal of Geophysics*, 44(4): 552—562 (in Chinese with English abstract).

附中文参考文献

- 四川省地矿局. 四川省区域地质志, 1991. 北京: 地质出版社.
- 蔡立国, 郑冰, 刘建荣, 等, 1993. 青藏高原东部石油地质基本特征. 南京: 南京大学出版社.
- 杨华, 梁月明, 王岚, 等, 1991. 青藏高原东部航磁特征及其与构造成矿带的关系. 北京: 地质出版社.
- 杨辉, 王家林, 吴健生, 等, 2002. 大地电磁与地震资料仿真退火约束联合反演. 地球物理学报, 45(5): 723—734.
- 于鹏, 王家林, 吴健生, 2001. 有限差分法大地电磁多参数偏移成像. 地球物理学报, 44(4): 552—562.