

海河污染研究进展

文 威,黄岁樑

(南开大学环境科学与工程学院,天津 300071)

摘要 从水污染研究、沉积物污染研究、水生生态系统研究和模型研究 4 个方面阐述海河污染研究进展。海河污染研究取得的进展主要包括以下几个方面:表层水溶解氧变化规律和“三氮”污染研究;表层水和表层沉积物中持久性有机污染物和重金属污染及其环境风险研究;水生生态系统和水质模型初步研究。

关键词 海河;水污染;沉积物;生态系统;综述

中图分类号:X522;TV882.821

文献标识码:A

文章编号:1004-693X(2007)05-0055-04

Review on research of pollution in Haihe River

WEN Wei, HUANG Sui-liang

(College of Environmental Science and Technology, Nankai University, Tianjin 300071, China)

Abstract Progresses on the research of pollution in Haihe River were discussed from the aspects of water pollution, sediments pollution, aquatic ecosystem and mathematical modeling. Several important progresses were achieved, including studies on the variation of dissolved oxygen in subsurface water and three kinds of nitric pollution, studies on persistent organic pollution and heavy metal pollution in water and sediments and their environmental damage, preliminary studies on the state of aquatic ecosystem and water quality model.

Key words Haihe River; water pollution; sediment; ecosystem; review

海河干流起源于天津三岔口,流经天津市区,从塘沽入渤海湾,长 72 km,流域面积 2 066 km²^[1-2],如图 1 所示。上游河流的天然径流历来是天津市的主要水源。然而,自 20 世纪 70 年代以来,由于河系上游截流利用,导致天津严重缺水。海河也是全国七大水系中污染最严重河流之一。非汛期海河水质一般为Ⅳ类或劣Ⅳ类,汛期水质一般为Ⅴ类或劣Ⅴ类,河流污染非常严重^[3]。本文从水污染研究、沉积物污染研究、水生生态系统研究和模型研究 4 个方面对海河污染研究进行总结,希望有助于推动海河污染研究。

1 海河水污染研究现状

本文着重从溶解氧与耗氧污染物研究、有机污染研究和无机污染研究 3 个方面讨论海河水污染研究现状。

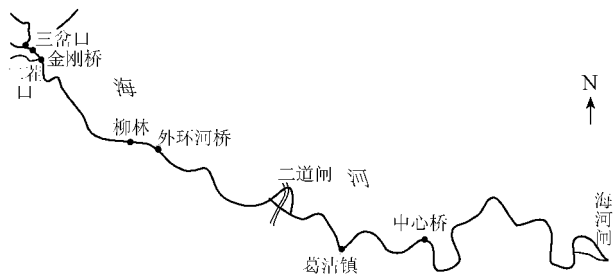


图 1 海河干流示意图

1.1 溶解氧与耗氧污染物研究

海河水体中溶解氧浓度随着地点和季节不同而变化,在天津市区和塘沽区较低,河口处最低^[4]。依据海河三岔口监测资料,在 2001 年、2002 年和 2003 年的 3 年中,溶解氧平均质量浓度 8 月份最低,最小值为 2001 年的 1.45 mg/L。冬季溶解氧月平均质量浓度高,最小值为 11.29 mg/L,最大值为 18.83 mg/L^[5]。

海河每年 6 至 9 月份为雨季,由于雨水冲刷和

基金项目:天津市科技发展计划项目(05YFSZSF02100);国家自然科学基金(50479034)

作者简介:文威(1983—),男,湖北武汉人,硕士研究生,研究方向为水污染控制。E-mail: wumplove@163.com

通讯作者:黄岁樑,教授,博士生导师。E-mail: slhuang@nankai.edu.cn

汛期污水排放使得大量污染物特别是耗氧污染物进入海河。微生物分解作用消耗水体中大量氧气,使水体溶解氧含量降低。8月份 COD_{Cr} 平均质量浓度 9.2 mg/L , 平均水温 29.2°C , 适合微生物大量繁殖, 微生物氧化分解耗氧使得水中溶解氧质量浓度大大降低。冬季 1、2 月份水中 COD_{Cr} 质量浓度也很高, 平均质量浓度 11.9 mg/L 。这可能是因为冬季气温较低, 微生物分解污染物作用受到抑制, 污染物表现为单纯积累。研究表明, 1991 年和 1998 年汛期排入海河干流的耗氧污染物(COD_{Cr})总量分别高达 7436.8 t 和 1591.6 t [6]。

海河冬季溶解氧质量浓度明显高于其他季节, 原因有 3 个方面。一是冬季水温较低, 微生物好氧分解作用受到抑制; 二是水温较低时, 水体溶解氧饱和溶解度更大; 三是植物光合作用, 冬季海河结冰厚, 水生植物光合作用产生的氧气无法释放到大气中, 致使水体氧气质量浓度过饱和 [5]。

海河下游水体中 DO 质量浓度与 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 COD_{Mn} 质量浓度存在如下关系 [7]:

$$\rho(\text{NH}_3\text{-N}) = -1.28\rho(\text{DO}) + 10.54$$

$$\rho(\text{COD}_{\text{Mn}}) = -1.13\rho(\text{DO}) + 16.92$$

1.2 有机污染研究

目前, 对海河水中有机污染研究主要集中在持久性有机污染物及有机污染物环境风险, 而对于营养性有机物, 如氮和磷、油类污染物的研究较少。

宫正宇等 [8] 取海河二荏口、三岔口和柳林水样测定海河挥发性有机污染物。共检出挥发性有机污染物 39 种, 其中有 15 种为 EPA 优先监测污染物, 如苯、氯苯、硝基苯等。壬基酚(NP)和辛基酚(OP)分别是壬基酚聚氧乙烯醚(NPEO)和辛基酚聚氧乙烯醚(OPEO)的降解产物, 在自然环境中滞留时间长, 难降解, 毒性强, 且能够对内分泌系统产生干扰, 是两种持久性有机污染物。沈刚等 [9-10] 研究了海河河水中 NP、OP 和 NPEO 降解产物 NP、NP1EO、NP2EO 分布规律。结果表明, 海河河水中(除河口外) NP、NP1EO 和 NP2EO 平均质量浓度分别为 247 ng/L 、 104 ng/L 、 95 ng/L , 河口浓度分别为 56 ng/L 、 44 ng/L 、 256 ng/L ; OP 在河口处浓度为 429 ng/L 。NP 和 OP 浓度沿河逐渐降低且与 COD_{Mn} 和 TP 存在显著正相关, 污染源主要来自陆地污水排放。Jin 等 [11-12] 研究表明, 海河河水中(除河口外) NP、OP 和双酚 A(BPA) 平均质量浓度分别为 200 ng/L 、 19.2 ng/L 、 41.9 ng/L , 河口浓度分别为 31.9 ng/L 、 553 ng/L 、 $8.30 \mu\text{g/L}$ 。沈刚等的研究与 Jin 等的研究相比, NP、OP 浓度偏高。这可能是因为采样地点和采样时间不同引起的。沈刚

等主要研究海河干流, 采样时间为夏季。Jin 等研究海河干流及部分支流, 采样时间为春季。不同季节微生物活性不同, 微生物降解作用能使最终降解产物 NP、OP 浓度升高。夏季微生物作用比春季强烈, 因此沈刚等研究的数值比 Jin 等研究的高。二者研究都表明, 河口污染物浓度远远高于其他采样点, 河口污染最严重, 河口 BPA 质量浓度为 $8.30 \mu\text{g/L}$, 超过引起水体中鱼类雌性激素效应($2 \sim 5 \mu\text{g/L}$)的范围 [11]。这是因为河口处有大沽排污河污水排入, 大沽排污河河水含有大量污染物, 故引起污染物浓度升高。

王新为等 [13] 研究表明, 海河水体中有机污染物已具有致突变风险, 其在时空上分布有明显规律。在时间上, 枯水期高于丰水期。这主要是因为枯水期河水自然蒸发, 水体底泥中污染物的释放增加了河道中有机污染物的浓度。在空间上, 沿着河流流向有增强趋势且市郊段致突变率高于市区段, 二道闸以下河段高于二道闸以上河段。这主要是市郊污水排放造成的。王宏等 [1] 通过藻、蚤和鱼的急性毒性数据预测了 7 种典型有机污染物的无影响浓度(PNEC), 并用该污染物环境浓度(PEC)与 PNEC 的比值来评判其环境风险。研究表明, 海河水中五氯苯酚、对壬基苯酚和硝基苯已经具有环境风险, 其中五氯苯酚的环境实测浓度值是无影响浓度的 8.04 倍。

1.3 无机污染研究

目前, 海河水中无机污染研究关注的重点是氮素污染。研究表明, 氨氮、亚硝酸盐氮是海河两个主要污染因子 [2], 硝酸盐氮不属于重污染指标 [4]。熊代群等 [4] 研究表明, 海河天津段及河口海域水体氮素以氨氮质量浓度最高, 各监测点均超出地表水环境质量标准 V 类水质标准, 最高值出现在市区和河口。在市区氨氮质量浓度高与两岸工业废水及城镇生活污水的排放有关, 市区人口密集、工业发达, 污水排放量大, 在河口处高是因为河水走向与潮水冲击方向相反, 污染物在河口淤积。亚硝酸盐氮从市区到河口呈逐渐增加趋势, 河口最高。海河水中氮素的组成受溶解氧浓度影响, 波动很大。

2 海河沉积物污染研究现状

沉积物污染研究主要集中在有机氯农药等持久性有机污染物和重金属及其环境风险。因此, 本节着重从有机污染物和重金属研究两个方面讨论海河沉积物污染研究现状。

2.1 有机污染物研究

中国科学院生态环境中心调查结果表明, 海河沉积物中每克干容重中的二噁英总质量(TEQ)为

150.9~1 1545.5 pg, 毒性当量为 1.38~18.6 pg; 多氯联苯总质量为 774.9~4424.1 pg, 毒性当量为 0.07~0.46 pg^[14]。

Ding 等^[15-16]都研究了海河表层沉积物中 OCPs (有机氯农药)、六六六(HCH)和滴滴涕(DDT)的浓度和分布规律。Ding 等^[15]研究表明,海河沉积物中每克干样中 T-HCH 和 T-DDT 平均质量分别是 18.25 ng 和 48.78 ng。Yang 等^[16]研究表明,海河 T-HCH 和 T-DDT 平均质量分别是 7.33 ng 和 15.94 ng,比 Ding 等的研究结果要小。造成两者研究不同的原因可能有两种,一是采样地点不同。在海河不同地方的 OCPs 污染状况不同。Yang 等的采样地点中包含子牙河和北运河两条支流,而 Ding 等的采样地点全部在海河干流。二是采样时间不同。Ding 等的采样时间是 2002 年 3 月,Yang 等的采样时间包括 2003 年 4 月、6 月、9 月和 11 月 4 个不同时间。在不同季节,同一采样点 OCPs 浓度也会有变化,有时变化还很大^[16]。

海河 HCH 和 DDT 的浓度在天津段起点较高,这可能是上游悬浮物沉降作用造成^[16]。海河 HCH 主要来源于受 HCH 污染土壤,由于土壤侵蚀作用,土壤中 HCH 转移到水体中,而 DDT 主要来源于以前海河沿岸的 DDT 加工厂和被 DDT 污染土壤^[15]。

Song 等^[17]研究表明,海河(除金钢桥外)沉积物中每克干样中二氯代-二苯并-二噁英等效物(TCDD-EQs)质量为 331.7~926.6 pg,金钢桥处质量为 6834 pg,海河在金钢桥处污染严重。这是因为金钢桥位于天津市区,人口密集,工业发达,生活污水的排放是造成海河金钢桥段污染严重的原因。海河中 17 β -雌二醇等效物质量为 8.24~95.28 ng,海河雌激素污染严重^[18],雌激素活性 17 β -雌二醇>雌激素酮>NP>OP>BPA。

2.2 重金属污染研究

Yuan 等^[19-20]依据提取方法将海河沉积物中 Cd、Cu、Co、Ni、Mn 和 Pb 这 6 种重金属的形态分成 5 个部分:可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化合态、硫化物和有机态、残态。研究表明,Cd、Cu 的残态和非残态间有着较强相关性,相关系数分别为 0.729、0.759,金属 Ni 残态和非残态间存在负相关^[20]。海河河口有大沽排污河河水流入,所以重金属污染最严重。6 种重金属在沉积物中形态分布不尽相同,但残态质量浓度都是最高的。在重金属残态质量浓度分布上,两者研究结果有着较好一致性。两者研究最大不同在于海河沉积物中 Cd 和 Ni 的形态分布。Yuan 等^[19]的研究表明,Cd 和 Ni 形态分布为:残态>有机态铁锰氧化合态>碳酸盐结合态>可交

换态,Wang 等^[20]的研究表明,Cd 和 Ni 形态分布为:残态>可交换态>碳酸盐结合态>铁锰氧化合态>有机态。

Shi 等^[21]依据提取方法将海河表层沉积物中汞分为水溶性汞、胃酸溶汞、有机质结合态汞、元素汞、硫化汞等 5 种形式。海河沉积物中,汞主要以元素汞和硫化汞形式存在,甲基汞质量浓度低,平均仅占总汞质量浓度 0.9%;可交换态汞在不同季节变化较大,7 月份比 9 月份质量浓度高,同总汞分布刚好相反。在海河沉积物中,总汞与甲基汞、总汞与 TOC、甲基汞与 TOC 间显著线性相关。

目前海河重金属污染比较严重,铜、铅、锌、镉是重要污染因子^[22]。对海河沉积物中重金属污染评价结果表明,主要污染元素依次为汞、砷、镉,其他元素污染程度依次为铬、铅、铜,污染集中在人口稠密、工业发达的市区和塘沽区^[3]。重金属赋存形态对重金属迁移和毒性有很大影响,因此在研究重金属污染和进行重金属污染风险评价时,仅研究重金属总量是不够的。

目前,对海河沉积物研究中,主要是研究表层沉积物中持久性有机污染物和重金属类。对海河沉积物中营养盐和耗氧污染物研究不多。

3 水生生态系统研究

水生生态系统包括水生植物、水生动物和微生物。海河水生植物主要可分为以菹草为主的沉水植物,以芦苇为主的挺水植物和以浮萍为主的浮水植物三种类型^[23]。沉水植物主要分布在浅水区,挺水植物主要分布在下游河段,浮水植物主要分布在市区段。下游以挺水植物为主的水生植物群落比较稳定,上、中游水生植物数量明显少于下游,热污染对植物生长分布影响尤为明显。季节变化对海河藻类生长有很大影响,一年中各种藻类优势交替出现。春季以隐藻和硅藻占优势,夏季以蓝藻和硅藻占优势,秋季以硅藻占优势,冬季以硅藻和隐藻占优势。一般情况下,浮游植物的季节变化在海河形成两个繁殖高峰,分别出现在 3~5 月和 9~10 月。

目前,海河水生生态系统中初级生产和消费维持较高生产量和现存量,较高层次底栖生物和鱼类群落严重衰退^[23]。研究表明,海河现有浮游植物共 71 种,大型水生植物 12 种,浮游动物种群数由 112 种减少到 86 种,底栖动物 24 种,生物量下降了 5 倍,鱼类资源已无自然生产价值^[24]。

海河微生物研究仅限于大肠菌群与粪大肠菌群。海河在流经市区后,水中大肠菌群与粪大肠菌群明显升高,比流入市区前高 1~2 个数量级且粪大肠菌群

与大肠菌群比值由 35.79% 上升到 58.62%^[25]。这表明海河流经市区后受到粪便污染。

海河水生生态系统研究还处于初级阶段,初步调查海河水生生态系统状况,没有研究污染物特别是持久性有机污染物和重金属在生态系统中迁移、转化,也没有研究生态系统修复。

4 模型研究

赵静等^[26]用溶解氧模型对海河二道闸以下河段进行研究,计算出不同条件下污水排放对其研究河段溶解氧影响,其结果如表 1。并通过溶解氧模型计算出两岸最佳排污量,汛期为 250 万 m³/月,非汛期两岸污水不得排入。孙韧等^[27]应用模糊加权计分法对 1991 ~ 1996 年海河上游水质进行评价并用灰色模型对上游水高锰酸盐指数进行预测,预测结果合理。在所评价的 6 年中,1992 年和 1996 年为劣 V 类水质,其他年份为 IV 类水质。该模型不足在于弱化水质随机性变化,不能用于对丰、平、枯水期的预测,短期预测效果较好,但不适合中、长期预测。

表 1 不同条件下海河二道闸

水期	下游溶解氧质量浓度 ^[26] mg/L			
	目前现状下		上游水质 DO≥2.0 mg/L	
	直接排放	二级处理后排放	直接排放	二级处理后排放
汛期	7.8~5.7	7.8~5.9	7.8~6.4	7.8~6.5
非汛期	7.7~5.5	6.6~5.1	6.4~5.2	6.5~5.5

5 海河污染研究主要成果及存在问题

5.1 主要研究成果

海河污染研究主要成果有以下几个方面:①研究海河溶解氧变化规律、冬季溶解氧升高原因以及“三氮”污染;②研究海河表层水中挥发性有机污染物种类、分布和有机污染物致突变性规律;③研究表层水中壬基酚、辛基酚、双酚 A 和壬基酚聚氧乙烯醚降解产物分布规律以及壬基酚异构体在水中分布;④研究沉积物中 OCPs 和重金属分布,并对重金属污染的生态风险进行评价;⑤初步研究海河水生生态系统。

5.2 存在问题及前景展望

海河污染研究中存在问题主要有以下几个方面:①沉积物研究主要集中在表层沉积物上,没有进行污染物沉积状况研究;②主要研究污染物种类、分布规律和进行风险评价,没有涉及污染修复及治理;③水生生态系统研究处于初级阶段,没有研究污染物特别是持久性有机污染物和重金属在生态系统中迁移、转化;④海河二道闸以下盐度高,没有研究盐度对水生生态系统的影响;⑤模型研究少,没有建立

多目标水质模型和沉积物中污染物释放模型,为污染控制提供有力指导。

参考文献:

[1] 王宏, 杨霞云, 沈英娃, 等. 海河流域几种典型有机污染物环境安全性评价[J]. 环境科学研究, 2003, 16(6): 35-37.

[2] 刘国华, 傅伯杰, 杨平. 海河水环境质量及污染物入海通量[J]. 环境科学, 2001, 22(4): 46-50.

[3] 熊代群. 海河干流与临近海域典型污染物的分布及生态环境行为[D]. 广州: 华南热带农业大学, 2005.

[4] 熊代群, 杜晓明, 唐文浩, 等. 海河天津段与河口海域水体氮素分布特征及其与溶解氧的关系[J]. 环境科学研究, 2005, 18(3): 1-4.

[5] 王海英, 滕杰, 张骥, 等. 海河冬季溶解氧升高原因分析[J]. 城市环境与城市生态, 2005, 18(3): 27-28.

[6] 袁倩, 林坚, 袁秀文, 等. 天津市汛期排水对海河的污染[J]. 城市环境与城市生态, 1998, 11(S1): 23-25.

[7] 李得翔. 海河下游水体中 DO 与 NH₃-N、COD_{Mn} 相关关系探讨[J]. 中国环境监测, 1997, 13(5): 35-37.

[8] 宫正宇, 孙宗光, 李国刚. 吹脱捕集 GC/FID 法测定海河水中挥发性有机物[J]. 环境监测管理与技术, 2001, 13(2): 31-33.

[9] 沈刚, 张祖麟, 于刚, 等. 夏季海河与渤海湾中壬基酚和辛基酚污染的状况[J]. 中国环境科学, 2005, 25(6): 733-736.

[10] SHENG G, SHANG Z, YU G, et al. Dissolved neutral nonylphenol ethoxylates metabolites in the Haihe River and Bohai Bay, People's Republic of China[J]. Environment Contamination and Toxicology, 2005, 75: 827-834.

[11] JIN Xin-long, JIANG Gui-bin, HUANG Guo-lan, et al. Determination of 4-tert-octylphenol, 4-nonylphenol and bisphenol A in surface waters from the Haihe River in Tianjin by gas chromatography-mass spectrometry with selected ion monitoring[J]. Chemosphere, 2004(56): 1113-1119.

[12] JIN X, HUANG G, JIANG G, et al. Distribution of 4-nonylphenol Isomers in surface water of the Haihe River, People's Republic of China[J]. Environmental Contamination and Toxicology, 2004(73): 1109-1116.

[13] 王新为, 袁秀文, 李君文, 等. 海河水中有机污染物的致突变性研究[J]. 中国公共卫生, 1999, 15(11): 975.

[14] 丁辉, 李鑫刚, 孙怡超, 等. 海河干流有机污染问题浅议[J]. 海河水利, 2005(2): 18-20.

[15] DING Hui, LI Xin-gang, Liu Hun, et al. Persistent organochlorine residues in sediments of Haihe River and Dagu Drainage River in Tianjin, China[J]. Journal of Environmental Sciences, 2005, 5: 731-735.

[16] YANG Rui-qiang, LÜ Ai-hua, SHI Jian-bo, et al. The levels and distribution of organochlorine pesticides (OCPs) in sediments from the Haihe River, China[J]. Chemosphere, 2005(61): 347-354.

(下转第 62 页)

[3] 金相灿. 湖泊富营养化控制和管理技术[M]. 北京 : 化学工业出版社 2001.

[4] 郝晓地 , 甘一萍. 排水研究新热点——从污水处理过程中回收磷[J]. 给水排水 , 2003 , 29(1) : 20-24.

[5] 荆肇乾 , 吕锡武. 污水处理中磷回收理论与技术[J]. 安全与环境工程 , 2005 , 11(1) : 29-32.

[6] 王绍贵 , 张兵 , 汪慧贞. 以鸟粪石的形式在污水处理厂回收磷的研究[J]. 环境工程 , 2005 , 23(3) : 78-80.

[7] 陈瑶 , 李小明 , 曾光明 , 等. 以磷酸钙盐的形式从污水处理厂回收磷的研究[J]. 环境科学与管理 , 2006 , 31(4) : 110-112.

[8] RAFFAELLA B , MARCHE P. Phosphorus recovery trials at Treviso. [EB/OL]. [2004-6]. <http://www.nhm.ac.uk/research-curation/projects/phosphate-recovery/Treviso2003.pdf>.

[9] UENO Y. Three years operating experience selling recovered struvite from full-scale plants[C]//CD Papers of the Second International Conference on the Recovery of Phosphorus from Sewage and Animal Wastes , 2001 , 39 : 14.

[10] NAWAMURA Y. Pilot plant using seawater as a magnesium source for struvite precipitation[C]//CD Papers of the Second International Conference on the Recovery of Phosphorus from Sewage and Animal Wastes , 2001 , 39.

[11] JASMIN J. Slough sewage treatment works-UK potential for struvite recovery[C]//the Second International Conference on the Recovery of Phosphorus from Sewage and Animal Wastes , CEFIC , CEEP. SCOPE Newsletter 41 , 2001 : 6-7.

[12] BATTISTONI P , PAVAN P , PRISCIANDARO M , et al. Struvite crystallization : a feasible and reliable way to fix phosphorus in anaerobic supernatant[J]. Wat Res , 2000 , 34(11) : 3033-3041.

[13] JAERA Y , CLARK B T A , PEARCE B P , et al. Potential phosphorus recovery by struvite formation[J]. Wat Res , 2002 , 36 : 1834-1842.

[14] (日) 宗功宫. 污水除磷脱氮技术[M]. 北京 : 中国环境科学出版社 , 1987.

[15] 张林生 , 叶峰 , 吴海锁 , 等. 多孔陶粒结晶床除磷试验研究[J]. 东南大学学报 : 自然科学版 , 2003 , 33(5) : 664-667.

[16] 建设省土木研究所. ソン除去汇关する调查[C]//昭和五十七年度下水道关系调查研究年次报告集 , 东京 : 建设省土木研究所 , 1983(昭和 58 年).

[17] EPA. Design Manual : Phosphorus removal[R]. EPA Technology , EPA/625/1-87/001 , 1987.

[18] SENGUPTA A. Ultimate removal and recovery of phosphate with a new class of polymeric sorbents[C]//CD papers of the Second International Conference on the Recovery of Phosphorus from Sewage and Animal Wastes , 2001.

[19] TAKAHASHI M , KATO S , SHIMA H , et al. Technology for recovering phosphorus from incinerated wastewater treatment sludge[J]. Chemosphere , 2001 , 44 : 23-29.

[20] 国家环境保护总局. 2005 中国环境状况公报[R]. 北京 : 国家环境保护总局 , 2006.

[21] 袁俊宏. 我国磷资源现状及资源保障程度分析[J]. 中国矿业 , 2003 , 12(4) : 4-9.

[22] JEANMAIRE N , EVAQNS T. Refixation of phosphates released during bio-P sludge handling as struvite of aluminum phosphate[J]. Environ Tech , 2001 , 22(11) : 1355-1361.

(收稿日期 2006-03-12 编辑 高渭文)

(上接第 58 页)

[17] SONG M Y , JIANG Q T , XU Y , et al. AhR-active compounds in sediments of the Haihe and Dagu Rivers , China[J]. Chemosphere , 2006 , 63 : 1222-1230.

[18] SONG MaoY , YAN Xu , JIANG Qin-ting , et al. Measurement of estrogenic activity in sediments from Haihe and Dagu River , China[J]. Environment International , 2006 , 32 : 676-681.

[19] YUAN C , JIANG G , LIANG L , et al. Sequential extraction of some heavy metals in Haihe River Sediments , People ' s Republic of China[J]. Bull Environ Contam Toxicol , 2004 , 73 : 59-66.

[20] WANG Ya-wei , YUAN Chung-ang , JIN Xin-long , et al. Application of chemometrics methods for the estimation of heavy metals contamination in river sediments[J]. Journal of Environmental Sciences , 2005 , 4 : 540-544.

[21] SHI Jian-bo , LIANG Li-na , JIANG Gui-bin , et al. The speciation and bioavailability of mercury in sediments of Haihe River , China[J]. Environment international , 2005 , 31 : 357-365.

[22] 王胜强 , 孙津生 , 丁辉. 海河沉积物重金属污染及潜在生态风险评价[J]. 环境工程 , 2005 , 23(2) : 62-64.

[23] 秦保平 , 翟德华 , 袁倩 , 等. 海河水生生态系统的研究[J]. 城市环境与城市生态 , 1998 , 11(1) : 48-51.

[24] 杨军. 海河水环境保护管理研究[D]. 天津 : 天津大学 , 2004.

[25] 徐留发 , 崔春明 , 朱晓东. 海河水中大肠菌群与粪大肠菌群的分布及相关性初步研究[J]. 环境与健康杂志 , 1998 , 15(4) : 192.

[26] 赵静 , 王德荣 , 崔淑贞. 天津海河二道闸以下河段水质溶解氧模型分析[J]. 农业环境保护 , 1996 , 15(1) : 29-31.

[27] 孙韧 , 李玉 , 张瑞芝. 应用模糊数学评价和预测海河的水质状况[J]. 城市环境与城市生态 , 1998 , 11(4) : 33-35.

(收稿日期 2006-12-16 编辑 高渭文)