

船闸建设项目生态风险评价研究

冉廷兵¹, 国延恒²

(1. 河海大学环境科学与工程学院, 江苏 南京 210098; 2. 南京市环境保护科学研究院, 江苏 南京 210013)

摘要: 在回顾国内外生态风险评价进展、介绍生态风险评价程序与方法的基础上, 以焦港船闸工程为例, 进行了非污染生态影响项目的生态风险评价。评价结果表明: 永久占地中草木植被损失的生态风险较高, 水流流速变化、石油类水质污染的生态风险较低, 底泥弃土和噪声污染基本没有生态风险。评价结果反映了焦港船闸工程建设以生态环境干扰与破坏为主的特征。减轻焦港船闸工程建设的生态风险的重点在于: 优化设计方案, 减少占地, 缩小生态破坏的范围, 在工程征地红线范围内充分绿化, 减少植被损失。

关键词: 生态风险评价; 非污染生态影响项目; 焦港船闸

中图分类号: U641.2 文献标识码: A 文章编号: 1006-764X(2007)S2-0070-03

我国的土地退化、荒漠化与耕地减少、林草植被减少、水资源缺乏与污染严重等生态环境问题日益突出, 是人类活动直接破坏与潜在影响长期累积的结果; 生态环境问题逐步上升、发展成为生态安全问题^[1]。为贯彻我国以预防为主的环境政策, 应在建设项目环境影响评价中重视生态风险评价, 采取必要的措施预防引起生态风险与生态安全问题。在有关建设项目环境影响评价的法律、条例、规定和技术导则中, 均没有关于生态风险评价的明确规定。本文以焦港船闸工程建设为例, 进行非污染生态影响项目环境影响评价的生态风险评价研究。

1 生态风险评价
1.1 国内外的生态风险评价进展

简而言之, 生态风险指的是在外在因素的胁迫作用下, 生态系统及其组分所承受的风险, 可能导致生态系统的结构与功能受损, 危及生态系统的健康^[2-3]。

生态风险评价(ecological risk assessment, ERA)起源于 20 世纪 80 年代的风险管理这一环境政策, 是在人类健康危害度评价的基础上逐渐发展起来的。20 世纪 90 年代初, 美国科学家 Joshua Lipton 等提出了被普遍接受的 ERA 框架。美国国家环保局 1992 年发布了生态风险评价工作框架(framework for ecological risk assessment), 1998 年发布了生态风险评

价指南(guidelines for ecological risk assessment), 工作流程见图 1。欧盟于 1993 年颁布了对化学品进行生态风险评价的规定和技术指导文件, 并随后进行了综合修订。在相关法律框架下, 美国和欧洲各国进行了系统的化学品生态风险评价和广泛的工业污染物排放的生态风险评价^[2-9]。

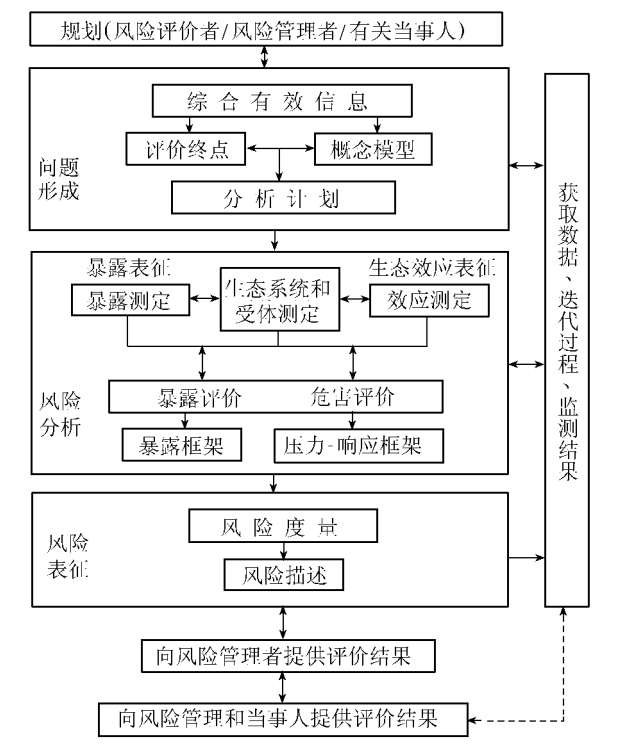


图 1 美国生态风险评价流程

我国于 20 世纪 90 年代初引入了生态风险评价的概念和方法,文献[2-3,6]先后对生态风险评价的概念与方法进行了阐述,文献[10-14]研究了重金属的生态风险,文献[4,15-23]进行了区域生态风险评价研究。

1.2 生态风险评价程序

美国环保局 1998 年颁布的《生态风险评价指南》中的生态风险评价程序(见图 1)被普遍接受,由问题形成、风险分析和风险表征等 3 个步骤组成,主要包括生态受体与评价终点的确定、风险源识别、暴露评价、危害评价和生态风险表征等 5 个方面。

1.3 生态风险评价方法

生态风险评价采用定性分析与定量计算相结合的方法,其中暴露评价、危害评价和生态风险表征的方法研究较多[3-4,10-23],风险源识别、暴露评价和生态风险表征等可以运用 3S(地理信息系统 GIS、遥感 RS、全球定位系统 GPS)技术[9,18-23]。

a. 确定生态受体。生态受体指遭受风险威胁的生态实体,下至生物个体的组织、器官,上至种群、群落和生态系统。不同的生态实体对不同的风险源有不同程度的反应,一般根据主要生态问题或管理要求选择典型的、具有代表性的生态实体作为生态受体。

b. 确定评价终点。评价终点是对生态受体的结构或功能被损害的清晰描述,是可以量度和观测的,便于预测和评价的。评价终点由研究人员根据研究目的和管理要求确定,主要是组织器官异常、繁殖力损伤、死亡率、物种数量、物种丰度、生物量、生产力等方面,以及栖息地、繁殖场所等受保护的区域,也可以是区域的各种功能区划目标。

c. 识别风险源。对生态系统具有危害作用的风险源包括污染物排放、物理因素(生态环境的自然组分)和生物因素(生物技术、外来物种入侵等)等方面,可以归为人为活动和自然灾害两大类。主要是通过定性分析或统计分析确定典型的生态风险源,也可以运用 3S 技术。

d. 暴露评价方法。暴露评价解决风险源在环境中的时空变化过程,主要是从风险源到生态受体的过程。一般采用数学模型(如地表水环境模型、地下水环境模型、大气环境模型、多介质模型、沉积物模型、食物链模型)和风险决策模型进行暴露评价,也可以运用 3S 技术。

e. 危害评价方法。危害评价是生态风险评价的核心内容,研究生态受体在不同风险压力下的受损情况,其结果是有用于生态风险表征的、与评价终点相对应的、可量度的信息,可用危害标准来表示。危害评价方法主要有剂量-反应关系模型、结构-活性效应

模型、效应外推模型、种群机理模型、群落(生态系统)机理模型,也可以直接选用区域的功能区划目标。

f. 生态风险表征。生态风险表征是生态风险评价的最后阶段,对风险源识别、暴露评价和危害评价的结果进行综合分析,并得出结论,关键技术是风险不确定性的定量化处理。生态风险的度量方法主要有商值法(也称为比率法)和暴露-效应关系法,应用最方便、也最为广泛的是商值法,即生态风险度是暴露评价结果与危害评价结果的商值。当生态风险度小于或等于 1.0 时,该风险源基本没有生态风险;当生态风险度大于 1.0 时,则有一定的生态风险,生态风险度越大,则生态风险越大,潜在的生态危害也就越大。

2 船闸建设项目生态风险评价的方法与实例研究

船闸建设项目是水运资源开发利用的配套工程之一,其生态风险评价的程序与图 1 基本相同,以焦港船闸工程为例进行研究。拟建焦港船闸工程的基本情况为:230 m × 23 m × 4 m(闸室长 × 闸室宽 × 水深)Ⅲ级船闸一座、底宽 70 m 的引航道长 2 800 m 以及远调站和锚地等附属配套工程;永久占地 76.67 hm²,位于长江下游沿江平原地区,以农业生态环境为主,没有珍稀、濒危、特有等保护物种及其栖息、繁殖等保护区域,生态敏感程度低,最近的村庄距离项目征地红线 20 m。

2.1 生态受体

拟建焦港船闸所在的焦港河是人工河流,沿岸基本没有湿地,所涉及区域内没有保护物种和保护区域,因此确定生态受体为生态系统的生境数量与质量。

2.2 评价终点

根据建焦港船闸所在区域的现状和已确定的生态受体,确定评价终点为:生境损失、水流变化、水、噪声、土壤的环境功能区划目标。

2.3 风险源

焦港船闸建设的风险源主要有:①底泥弃土中的重金属;②永久占地的生境损失;③水流流速改变;④水质污染;⑤噪声污染。船舶运输事故在环境风险评价导则中有明确规定,在此不作为风险源。

2.4 暴露评价

采用 HJ/T2.3-1993《环境影响评价技术导则 地面水环境》、HJ/T2.4-1995《环境影响评价技术导则:声环境》和 HJ/T19-1997《环境影响评价技术导则:非污染生态影响》推荐的数学模型计算各风险源对相应生态受体的影响,其中永久占地的暴露评价辅以 GIS 技术。

2.5 危害评价标准

根据焦港船闸所在地的水、噪声、土壤环境功能区划目标,底泥弃土的危害评价标准为 GB15618—1995《土壤环境质量标准》的二级标准限值,水质的危害评价标准为 GB3838—2002《地表水环境质量标准》的Ⅲ类标准限值,噪声的危害评价标准为 GB3096—93《城市区域环境噪声标准》的 2 类标准限值。

在 HJ/T19—1997《环境影响评价技术导则:非污染生态影响》表 4-1 中,以大于或等于 50% 作为判断生态影响严重的量化标准。鉴于焦港船闸所在地的生态敏感程度低、无保护物种和保护区域,本次评价取 15% 作为水流流速变化率、永久占地生境损失率的危害评价标准。

2.6 生态风险表征

2.6.1 计算生态风险度

生态风险度采用商值法计算,即暴露评价结果与危害评价标准的商值,并取生态风险度的最大值进行综合分析。则生态风险度计算公式如下:

$$R_i = P_i / C_i$$
$$R = \max(R_1, R_2, \dots, R_j, \dots, R_n)$$

式中: i 为风险源的第 i 项指标; P_i 为风险源 i 指标的暴露评价结果; C_i 为风险源 i 指标的危害评价标准; R_i 为风险源 i 指标的生态风险度; R 为风险源的生态风险度。

根据《连申线焦港船闸工程环境影响报告书》的基础数据,各风险源评价指标的生态风险度见表 1。由表 1 可得到: $R_{\text{底泥弃土}} = 0.658$; $R_{\text{水质污染}} = 1.14$; $R_{\text{噪声污染}} = 0.968$; $R_{\text{永久占地}} = 1.74$; $R_{\text{水流流速改变}} = 1.19$ 。

表 1 风险源评价指标的生态风险度

风险源	评价指标	暴露评价结果 P_i	危害评价标准 C_i	R_i
底泥弃土 重金属	Cd	0.09 mg/L	0.30 mg/L	0.30
	Hg	0.02 mg/L	0.50 mg/L	0.04
	As	9.81 mg/L	30 mg/L	0.327
	Cu	27.4 mg/L	100 mg/L	0.274
	Pb	27.3 mg/L	300 mg/L	0.091
	Cr	80.2 mg/L	200 mg/L	0.401
	Zn	64.3 mg/L	250 mg/L	0.257
	Ni	32.9 mg/L	50 mg/L	0.658
水质污染	COD	14.68 mg/L	20 mg/L	0.734
	石油类	0.057 mg/L	0.05 mg/L	1.14
噪声污染	昼间噪声	54.6 dB	60 dB	0.91
	夜间噪声	48.4 dB	50 dB	0.968
永久占地	水田损失	9.70%	15%	0.65
	旱地损失	15.55%	15%	1.04
	植被损失	26.15%	15%	1.74
	水域损失	-16.91%	15%	-1.13
水流流速改变	流速变化	17.82%	15%	1.19

注:水域损失评价指标的水域面积没有减少,反而增加。

2.6.2 生态风险综合评价分析

a. 生态风险度计算结果,各风险源生态风险度由高到低的顺序为:永久占地生境损失、水流流速改变、水质污染、噪声污染、底泥弃土重金属。永久占地中草木植被损失的生态风险较高,水流流速变化、石油类水质污染有一定的生态风险,但风险程度不高,底泥弃土重金属和噪声污染基本没有生态风险。

b. 船闸(含引航道等配套工程)工程属于非污染生态影响建设项目,其主要环境特征是占地数量较大、改变地表景观、改变局部水域流态所造成的生态环境干扰与破坏,其次是排放含油废水和船舶噪声的环境污染影响,生态风险评价结果与该特征相符。

c. 项目建设后水域面积增加 16.91%,考虑到项目所在地以农业生态环境为主,生态敏感程度低,没有珍稀、濒危、特有等保护物种及其栖息、繁殖等保护区,因此在采取下述减缓生态风险的措施后,焦港船闸(含引航道等配套工程)建设项目在生态风险方面基本上具有可行性。①底泥弃土重金属基本没有生态风险,但也要防止底泥重金属溶出后污染水体,应堆放在沟、塘、坑等低洼处,干化稳定后及时进行绿化,或者复耕为旱地。②石油类是船闸等水运交通项目的特征污染物之一,应落实船舶污水收集、上岸集中处置的措施,减缓石油类污染水质及其导致的生态风险。③优化设计方案,减少占地,缩小生态破坏的范围。④在工程征地红线范围内充分绿化,绿化植物的品种要多样化,并首选地方品种。充分绿化在减缓植被损失的生态风险的同时,还有隔声降噪作用,也能进一步减缓噪声污染的生态风险。⑤工程设计应尽量避免形成急流水域,减缓流速急剧变化导致的水域生态风险。

3 结 语

a. 为贯彻我国以预防为主的环境政策,应在建设项目环境影响评价工作中重视和实施生态风险评价,采取必要的措施预防引起生态风险与生态安全问题。

b. 根据文献资料研究结果,结合实际工作中的思考,本文提出了简便、易操作的船闸建设项目生态风险评价方法,并进行实际应用,评价结果能反映非污染生态影响建设项目以生态环境干扰与破坏为主的特征。

c. 进行非污染生态影响项目的生态风险评价,美国环保局 1998 年颁布的《生态风险评价指南》和国内的区域生态风险评价方法^[4,16-23]是较为合适的参考方法。船闸工程生态风险评价方法经修改与完善,可以推广应用于航道、公路、铁路、调水工程等其他非污染生态影响项目的环境可行性研究工作。

(下转第 141 页)

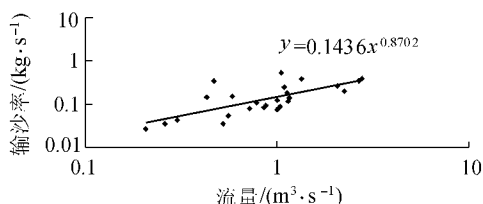


图4 青龙桥断面输沙率与流量关系

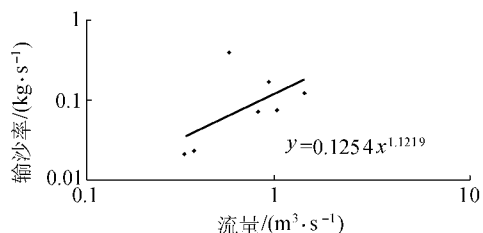


图5 陈家棚子断面输沙率与流量关系

断面的输沙率与流量之间关系可用式(3)和式

(4)表示:

$$\text{青龙桥断面} \quad Q_s = 0.1436Q^{0.8702} \quad (3)$$

$$\text{陈家棚子断面} \quad Q_s = 0.1254Q^{1.1219} \quad (4)$$

(上接第72页)

参考文献:

[1] 曲格平. 关注中国生态安全[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2004.

[2] 毛小琴, 倪晋仁. 生态风险评价研究述评[J]. 北京大学学报: 自然科学版, 2005, 41(4): 646-654.

[3] 李国旗, 安树青, 陈兴龙, 等. 生态风险研究述评[J]. 生态学杂志, 1999, 18(4): 57-64.

[4] 程建龙, 陆兆华, 范英宏. 露天煤矿区生态风险评价方法[J]. 生态学报, 2004, 24(12): 2945-2950.

[5] 孟东平, 张金屯. 山西省能源重工业复合生态带生态风险评价[J]. 西北植物学报, 2004, 24(8): 1480-1484.

[6] 殷浩文. 生态风险评价[M]. 上海: 华东理工大学出版社, 2001.

[7] HARVEY T, MAHAFFEY K R, VELAZQUEZ S, et al. Holistic risk assessment: an emerging process for environmental decisions[J]. Regulatory Toxicology and Pharmacology, 1995, 22(2): 110-117.

[8] Peter Calow. Ecological risk assessment: risk for what? How do we decide?[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 1998, 40(1): 15-18.

[9] RAPANT S, KORDIK J. An environmental risk assessment map of the Slovak Republic: application of data from geochemical atlases[J]. Environmental Geology, 2003, 44(4): 400-407.

[10] 殷晋铎, 么俊东, 薛恩树, 等. 大沽排污河沉积物重金属和砷污染及生态风险性研究[J]. 环境工程, 2004, 22(1): 70-72.

[11] 何孟常, 王子健, 汤鸿霄. 乐安江沉积物重金属污染及生态风险性评价[J]. 环境科学, 1999, 20(1): 7-10.

式中: Q 为实测流量 m^3/s ; Q_s 为实测输沙率 kg/s 。

由式(3)和式(4)看出, 方便水库河道泥沙输送与流量有较好的相关关系, 流域主河道输沙率与流量的幂次方大于1, 这说明随着流量的变化, 输沙率的变化更为明显, 当流量较大时, 输沙率的增加更快, 输沙的集中程度比水量的集中更为明显, 可见大降雨形成的大洪水输沙量是惊人的, 对流域的溅蚀是巨大的。

5 结 语

以上图表分析及流量与输沙量关系的建立, 为方便水库流域水土流失提供了一种较为简单的计算(估算)方法, 为流域水土保持积累了重要的第一手资料, 同时也为水库泥沙淤积问题的处理积累了数据, 在我国下垫面相同的流域和库区还可根据具体情况进行分析 and 推广应用。

(收稿日期 2006-10-11 编辑 熊水斌)

[12] 李朝生, 王新伟, 何江, 等. 河流沉积物重金属潜在生态风险及其空间分异[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(2): 308-311.

[13] 胡宁静, 李泽琴, 黄朋, 等. 江西贵溪冶炼厂重金属环境污染特征及生态风险评价[J]. 地球科学进展, 2004, 19(增刊): 467-471.

[14] 孙叶芳, 谢正苗, 徐建明, 等. TCLP法评价矿区土壤重金属的生态环境风险[J]. 环境科学, 2005, 26(3): 152-156.

[15] 周启星, 王如松. 乡村城镇化水污染的生态风险及背景警戒值的研究[J]. 应用生态学报, 1997, 8(3): 309-313.

[16] 周启星, 王如松. 城镇化过程生态风险评价案例研究[J]. 生态学报, 1998, 18(4): 337-342.

[17] 李自珍, 何俊红. 生态风险评价与风险决策模型及应用: 以河西走廊荒漠绿洲开发为例[J]. 兰州大学学报: 自然科学版, 1999, 35(3): 149-156.

[18] 曾辉, 刘国军. 基于景观结构的区域生态风险分析[J]. 中国环境科学, 1999, 19(5): 454-457.

[19] 许学工, 林辉平, 付在毅, 等. 黄河三角洲湿地区域生态风险评价[J]. 北京大学学报: 自然科学版, 2001, 37(1): 111-120.

[20] 付在毅, 许学工, 林辉平, 等. 辽河三角洲湿地区域生态风险评价[J]. 生态学报, 2001, 21(3): 365-373.

[21] 付在毅, 许学工. 区域生态风险评价[J]. 地球科学进展, 2001, 16(2): 267-271.

[22] 邹亚荣, 张增祥, 周全斌, 等. GIS支持下的江西省水土流失生态环境风险评价[J]. 水土保持通报, 2002, 22(1): 48-50.

[23] 卢宏伟, 曾光明, 谢更新, 等. 洞庭湖流域区域生态风险评价[J]. 生态学报, 2003, 23(12): 2520-2530.

(收稿日期 2006-09-29 编辑 熊水斌)