

GUANGZHOU ENVIRONMENTAL SCIENCES

Vol.21 No.4

广州环境科学

第二十一卷 第四期



广州市环境科学学会 主办

4

2006

首届穗版内部资料优秀奖
《中文科技期刊数据库》入编期刊
《中国知识资源总库》入编期刊

《广州环境科学》编委会

(按姓氏笔画排序)

主 任 傅家谟
副 主 任 甘海章 赖光赐
委 员 王作新 刘攸弘 齐雨藻
朱锡海 陈成章 汪晋三
李萍萍 余国扬 吴政奇
吴乾钊 骆世明 姚继业
黄兆源 曾凡棠 彭绍盛
主 编 甘海章
栏目编辑 王仁宇 王良焱 尹伊伟
刘攸弘 李战隆 施性清
黄卓尔
责任编辑 熊晓琪 林焕章

主管单位 广州市环境保护局

主办单位 广州市环境科学学会

编辑出版 《广州环境科学》编辑部

地 址 广州市府前路2号

府前大厦B座8楼

邮政编码 510030

电 话 (020)83355374

E-mail: cgzaes@pub.guangzhou.gd.cn

印 刷 华南理工大学印刷厂

广东省连续性内部资料出版物

登记证粤内登字A第10070号

内部资料·免费交流

目 次

水环境及污染防治

我国餐饮废水处理方法的研究进展

..... 李建娜, 胡曰利(1)

复合混凝剂处理印染废水

..... 刘功良, 朱明军, 浦跃武, 等(5)

国内外湖泊富营养化的防治对策与展望

..... 丰茂武, 吴云海(8)

大气环境及污染防治

一种新型节能臭氧发生器

..... 杨胜凡, 廖振方(12)

固体废物及处理

城市综合污水处理厂污泥处理技术及应用

..... 普大华, 吴学伟(14)

环境管理与监理

完善我国环境行政管理综合决策机制的探讨

..... 邓泽延, 周 明(17)

环境生态

底泥微生物在红树林生态系统中的作用

..... 李 玫, 廖宝文, 章金鸿(21)

重金属污染土壤修复技术的进展

..... 何益波, 李立清, 曾清如(26)

环境评价

土地利用规划环境影响评价——以双流县为例

..... 董艳艳, 王红瑞, 张文新, 等(32)

青浦区城市化中人居环境的协调发展研究

..... 董玮琳, 陈 亮, 陈东辉(38)

从影视拍摄破坏环境看我国环评制度的不足

..... 张一粟(43)

动态与信息简讯

《广州环境科学》2006年总目录 (47)

封面摄影

晨露江风

林晓东

我国餐饮废水处理方法的研究进展

李建娜 胡日利

(中南林业科技大学资源与环境学院, 湖南 株洲 412006)

摘要 综述了我国餐饮废水的处理方法, 具体分析和比较了生物降解、膜生物反应技术、混凝法和电化学法的优缺点。指出组合物理、化学和生物法, 将是解决我国餐饮废水污染问题的最佳途径, 并对今后我国餐饮废水处理技术研究方向进行了展望。

关键词 餐饮废水 生物降解 膜生物反应技术 混凝法 电化学法

近年来,随着城市第三产业的发展,我国餐饮业正以每年 10% 以上的速度递增^[1],餐饮废水的排放量也随之增多。由于该类废水有较高浓度的动植物油以及大量悬浮物,成为城市高浓度污染源。未经处理直接排放的餐饮废水,不仅会增加城市污水处理厂的负荷,而且会影响城市排水管网的过水能力,废水排入水体后,又会引起水体的富营养化,威胁环境和人类健康。因此,餐饮废水的治理迫在眉睫,研究、开发餐饮业废水处理和具有明显的环境效益和经济效益。

1 我国餐饮废水的特点

餐饮废水是一种高浓度有机废水,其成分极其复杂,主要有植物纤维、淀粉、糖、蛋白质、维生素、动植物油脂和表面活性剂等。与生活污水相比,该类废水具有 BOD₅ 和 COD 值高、含油量大,有一定色度和气味,水质水量变化较大,排放量相对较少的特点。据 1996 年对上海市 100 多家餐饮单位总排放口废水取样调查,结果表明^[2]:COD 为 300~2 000 mg/L, SS 为 3.5~568 mg/L, NH₃-N 为 6.4~9.2 mg/L, 动植物油为 174~421 mg/L, 其中 BOD₅、COD 和 SS 远远高于餐饮废水排放的三级标准。可见,动植物油、有机物和悬浮物的去除是餐饮废水治理的主要方向。

2 我国餐饮废水的处理方法

针对餐饮废水的主要治理任务,我国许多学者在餐饮废水治理方面作了不少有益的探索,并取得

了一定的成果。

2.1 动植物油的去除

降低餐饮废水中动植物油的含量对降低化学需氧量和悬浮物有着直接影响。

动植物油在餐饮废水中有 5 种存在形式^[3]:上浮油、分散油、乳化油、溶解油和油-固体物,其中以上浮油和分散油为主,分别占总油分的 50%~60% 和 35%~45%。分散油极不稳定,有可能继续变小,形成乳化油。此外,洗涤剂的广泛使用,使得部分油脂呈乳化状,增加了油水分离的难度。

韩香云^[4]对常用破乳及絮凝剂分别组合处理餐饮废水,得出聚合硫酸铁、腐植酸钠、聚丙烯酰胺混合使用效果明显的结论。通过条件实验,确定了最佳技术控制指标:聚合硫酸铁 0.4 mg/L,腐植酸钠 80 mg/L,聚丙烯酰胺 0.36 mg/L。刘蓉等^[5]采用 W 型和 H 型改性聚丙烯酰胺纤维作为粗粒化滤料处理乳化食用油脂废水,试验表明 H 型比 W 型具有更好的除油性能;采用粗粒化技术能有效降低餐饮废水的含油量,并能大幅度降低 COD 的浓度,该方法有利于餐饮废水的后续生化处理。

2.2 有机物和悬浮物的去除

2.2.1 生物降解

废水的生物降解是利用自然界广泛存在的,以有机物为营养物质的微生物来氧化分解废水中溶解态和胶体状态的有机物,并将其转化为无机物。可生化性是衡量废水可否生物降解的指标,据各大城市对餐

饮废水的监测结果表明:餐饮废水中 $BOD_5/COD \geq 0.3$, 具有可生化性好的特点。

于金莲等^[6] 针对餐饮废水排放的间歇性和不稳定性选用 SBR 工艺, 实验考察了污泥浓度及负荷、曝气时间等因素与处理效果的关系。在最佳运行条件, 出水水质可达(GB 8978-1996)二级排放标准。范立梅^[7] 用活性污泥生物反应器对餐饮废水进行处理。在优化条件下, COD、 BOD_5 、TSS、动植物油及 KTN(凯氏氮) 的去除率分别达到 90.8%、90.3%、87.5%、89.2% 和 85.6%。孙水裕等^[8] 将磁粉引入活性污泥中来处理餐饮废水。与普通活性污泥法的平行实验表明, 磁粉的引入, 增加了污泥的比重, 使污泥絮体的结构紧密, 沉降速度加快, 沉降分离效果良好, COD 去除率由原来的 28% 上升到 52%。张景丽等^[9] 将升流式厌氧污泥床高效降解的优点与厌氧生物滤池的优点相结合, 采用 UASB(升流式厌氧污泥层反应器)+AF(厌氧生物滤池)-接触氧化联合工艺来处理餐饮废水。联合工艺对 SS、 NH_3-N 、TP 均有良好的去除效果, 在水力停留时间为 8 h 条件下, COD 去除率达 90%, SS、 NH_3-N 去除率达 80% 以上, 解决了单纯的好氧处理高浓度有机废水能耗太大、去除率不高、单纯的厌氧又不能有效去除污水中的 NH_3-N 和 P 的问题。

2.2.2 膜生物反应技术

膜生物反应器是将膜分离技术和生物处理工艺有机结合起来的一种新型水处理技术。它集微生物的生物降解作用和膜的高效分离作用于一体, 由于微生物的高浓度可以使反应器的处理效率提高, 再加上膜的精滤作用, 有效去除污水中的悬浮物和有机物, 使出水水质良好。

何毅等^[10] 采用无机膜-好氧组合工艺处理餐饮废水, 有机物的去除率达 90%, 即使在有机负荷变化较大的情况下, 去除率仍保持在 85% 以上; 宁平等^[11] 用 PW-W 膜生物反应器处理餐饮废水, 有效降低污水中污染物浓度, 出水水质达到污水回用标准, 实现水资源的循环再利用。尹艳华等^[2] 用膜生物反应器处理经砂滤、絮凝等预处理后的餐饮废水, 实验表明: 污泥泥龄 50~60 d, 水力停留时间为 4~5 h 条件下, MBR(膜生物反应器)可长期运行, COD、SS、油脂和浊度的去除率分别达到 99.2%、100%、90% 和 98.2%。

膜生物技术的应用, 为餐饮废水的处理开辟了

新途径, 经膜过滤后的污水一般可达回用标准, 有利于实现废水的再利用。只是膜组件的价格昂贵, 经过长期运行后会阻塞, 膜组件的清洗, 恢复等问题随之而来。无机膜支撑的厚度达 1 mm 左右^[10], 需要的反冲压力很高, 增加动力消耗, 而一般有机膜很难承受高压气体反冲, 因此膜技术有待进一步深入研究。

2.2.3 混凝法

餐饮废水中污染物主要以胶体形式存在, pH 值较低, SS 值很高, 浊度很大。混凝法处理的对象就是天然江河和污水中的胶体和悬浮物, 餐饮废水的特点正好符合混凝法处理的范围。胶体能保持稳定的分散悬浮状态主要有 2 个原因^[12-13]: 首先, 由于同类的胶体微粒电性相同, 他们之间的静电斥力阻止微粒间彼此接近而聚合成较大的颗粒; 其次, 带电荷的胶粒和反离子都能与周围的水分子发生水化作用, 形成一层水化壳, 阻碍胶粒的聚合。一种胶体的胶粒带电越多, 其 ξ 电位就越大, 扩散层反离子越多, 水化作用也越大, 水化层也越厚, 因此扩散层也越厚, 稳定性越强。

混凝剂的加入会破坏胶体的这种稳定性, 使微粒凝结, 沉淀下来, 达到净化目的, 混凝剂的种类直接影响处理效果。目前, 常用的主要有铁系和铝系的高价金属盐类和有机分子聚合物 2 大类^[13], 近年还出现了一些有机-无机复合混凝剂。

王乃芝等^[14] 对三氯化铁(FC)、硫酸亚铁(FS)、聚氯化铝(PAC)、氯化铝(AC)、聚硅酸系和净水剂 DH-2 6 种混凝剂对比实验表明, 净水剂 DH-2 无论是在用量和 COD 去除率上都优于其他 5 种。丁保宏等^[15] 以聚硅酸铝为混凝剂处理餐饮废水, 考察了酸度、混凝剂用量、搅拌速度、搅拌时间、沉降时间对 COD 去除率的影响, 在最佳实验条件下, 可使 COD 去除率达 88%。董晓丹等^[16] 利用自制的混凝剂处理餐饮废水, 同等实验条件下, 自制混凝剂对餐饮废水的处理效果优于三氯化铁和聚氯化铝, 通过对工艺指标的优化, COD 去除率达 90% 以上。尹艳华等^[7] 比较研究了碱式氯化铝、硫酸铁、氯化铝、硫酸亚铁、硫酸铝钾 5 种单一混凝剂和硫酸铝钾+聚丙烯酰胺复合混凝剂对餐饮废水的处理效果。结果表明, 硫酸铝钾+聚丙烯酰胺复合剂优于单一混凝剂的混凝效果, 使用复合混凝剂可使 COD 去除率达 83.3%, 浊度去除率达 76.9%。

用混凝法来处理餐饮废水具有流程短、设备简单、占地面积小、操作管理方便等优点,尤其适合城市用地紧张,餐饮废水排放分散的状况。但是餐饮废水浓度变化范围大,尽管混凝处理下,COD 的去除率很高,但出水仍达不到国家二级排放标准。

2.2.4 电化学法

电化学法是利用电流进行溶液氧化还原反应的过程,废水中的污染物质在阳极被氧化,在阴极还原后,或与电极反应产物作用,转化成无害的成分,达到净化污水的目的。在餐饮废水处理中最常采用的就是电解絮凝法^[18-21]。

宋卫锋等^[22]用脉冲电解法处理餐饮废水,直流、脉冲两用电源对餐饮废水对比处理研究表明,脉冲电解的处理效果优于直流电解,在 COD 的去除率相近的情况下,电耗可降低 5.5%,在脉冲频率为 1.67 kHz,水力停留时间为 29 min,电流为 50 mA 时,电耗为 0.22 kW·h/m³,COD 的去除率可达 83.1%。

丁巧玲等^[23]采用电生 H₂O₂ 协同电解絮凝法处理餐饮废水,结果表明,进水 COD 在 1 200 mg/L 以内、pH 值为中性的餐饮废水,在 10 V 电压、电磁搅拌、曝气条件下,电解 15 min 后,COD 去除率在 80% 以上。该法利用了铝阳极反应生成的絮凝剂 Al(OH)₃ 和阴极上电合成的 H₂O₂ 对有机物的去除作用,同时阳极产生的 H⁺ 与阴极产生的 OH⁻ 中和又促进了两极的反应,使有机物降解更彻底。

用电化学法来处理餐饮废水,可以达到很好的处理效果,尤其是对有机物的去除效率高,而且该方法具有占地面积小、操作简单、管理方便、产泥量少、耐冲击性强的优点。美中不足的是电耗大,随废水浓度的增加,耗电量也会明显增加,对仪器和设备也有一定的腐蚀性。

3 结论与展望

针对餐饮废水的特点,根据实际情况,将几种方法联合使用,是解决餐饮废水污染问题的最佳选择。今后我国餐饮废水处理技术的发展方向主要有以下几个方面:

3.1 高效隔油装置的研制

餐饮废水中含有较高的动植物油,油脂会抑制微生物的降解能力,影响 BOD₅ 和 COD 的去除率,为提高生化处理的效果,在前面设置除油脂预处理

设施,将大大提高生化处理的效果,隔油经过深化处理,可以回收用于制作生物柴油。近年,磁吸附技术引起许多研究学者的兴趣,朱又春等^[24]将磁分离技术引入餐饮废水的油脂处理中,可以吸附除去普通隔油池所不能去除的悬浮油和乳化油,与填加混凝剂相比,该方法无浮渣,无二次污染。因此将该技术与隔油设备的有机结合,研制高效除油设备研制将是今后餐饮废水处理研究的一个方面。

3.2 简单便利餐饮废水一体化处理设备的开发

一体化设备是餐饮废水就地解决的最优选择,尤其是小型酒店,餐馆,家庭厨房。小规模一体化餐饮废水处理设备在日本得到了广泛推广。该设备^[25]组合厌氧生物滤池和接触氧化池的优点,在反应池中填加塑料过滤膜,出水经沉淀可以达到排放标准。我国张景丽等^[9]也做了这方面的研究,采用 UASB+AF—接触氧化联合工艺来处理餐饮废水,取得很好的实验效果。但是能够在生产中推广应用而经济有效的新技术和设备仍然有限,特别是具有高效低耗等特征易于在我国推广应用的餐饮废水处理技术与设备。该技术与成套设备的研究尚薄弱,因此有重要的研究与开发价值。

3.3 利用高效生物技术处理餐饮废水

餐饮废水 COD 浓度大,很大一部分原因是由动植物油脂引起的,一般在活性污泥法和生物膜中由于油脂吸附在表层,抑制微生物的活性,致使降解率下降。但是有些菌中可以以水中的油为养料,将油分解成二氧化碳和水,伯明翰大学的 N.G.Wakelin 等^[26,27]研究发现,在活性污泥中接种油脂降解菌可加速油脂降解速率,污泥活性恢复时间缩短,出水稳定,效率高。有研究表明^[28],在活性污泥中投加生物菌群可以加强生化反应池的抗冲击负荷,提高污泥负荷量,减少停留时间。筛选分离高效降解菌,并工程化将会解决生化法占地面积大的缺点。

3.4 新型材料的开发利用

膜过滤的高效简洁性使膜技术在废水处理中占有一席之地,常规研究中使用的无机膜^[10]和 PW-W 膜^[11]都有其局限性,膜污染严重,不易清洗,运行费用较高。仍需要进一步开发性能优良的膜材料和膜污染的控制技术,以降低餐饮废水处理的成本。

3.5 高效组合工艺的研究

目前,旅游度假区,风景区尚未接入城市污水管网,对废水的处理要求较高,出水必须达到国家一级排放标准或污水回用的标准。餐饮废水的生化性高,可采用生物处理和填料吸附组合工艺,利用两者的互补性和协同性,进一步提高对污染物质的去除效率。因此高效组合工艺的研究将给旅游度假区餐饮废水的处理开辟新出路。

4 参考文献

- [1] 邬扬善. 城市污水处理发展近况和问题. 给水排水, 1995, 21(12): 40~43
- [2] 尹艳华, 徐文国, 赵毅, 等. 膜生物反应器处理餐饮废水的试验研究及经济核算. 工业水处理, 2004, 24(1): 30~32
- [3] 贾随堂, 汤力同. 餐饮业含油污水处理技术与设备. 环境污染治理与设备, 2002, 3(11): 74~77
- [4] 韩香云. 餐饮业含油废水的处理方法. 盐城工学院学报, 2001, 14(3): 18~20
- [5] 刘蓉, 张大年. 粗粒化法处理乳化食用油脂废水的研究. 上海环境科学, 2001, 20(7): 331~334
- [6] 于金莲, 高运川. SBR法处理餐饮废水的工艺实验研究. 上海环境科学, 1999, 18(4): 167~169
- [7] 范立梅. 餐饮废水生物处理试验. 环境污染与防治, 2000, 22(2): 18~20
- [8] 孙水裕, 刘鸿, 谢光炎, 等. 磁粉强化活性污泥法处理餐饮废水的研究. 环境污染与防治, 2003, 25(3): 170~172
- [9] 张亮丽, 曹占平. UASB+AF—接触氧化联合工艺处理餐饮废水的试验. 天津城市建设学院学报, 2004, 10(1): 50~53
- [10] 何毅, 陈英文, 胡永红, 等. 膜—好氧组合工艺处理餐饮废水的研究. 南京工业大学报, 2002, 24(1): 90~93
- [11] 宁平, 王宏, 周旭. 餐饮废水膜—生物反应器. 膜科学与技术, 2002, 22(1): 36~38
- [12] 石宝友, 汤鸿霄. 聚合硫酸铝与有机高分子复合絮凝剂的电荷特性及其絮凝作用. 环境化学, 1999, 18(4): 302~308
- [13] 肖锦, 杞永亮. 我国絮凝剂发展的现状与对策. 现代化工, 1997, (12): 6~9
- [14] 王乃芝, 苏永渤, 张绍军. 餐饮废水治理方法的研究. 环境保护科学, 2000, 26(99): 11~13
- [15] 丁保宏, 宋波, 韩元山, 等. 餐饮废水的化学处理方法研究. 环境污染治理技术与设备, 2005, 6(2): 66~68
- [16] 董晓丹, 王晨煜, 王恩德. 一种新型复合混凝剂处理餐饮废水的实验研究. 安全与环境学报, 2001, 1(6): 35~38
- [17] 尹艳华, 赵毅, 王年军, 等. 絮凝法处理餐饮废水. 工业用水与废水, 2002, 33(4): 46~47
- [18] 缪应祺. 水污染控制工程. 南京: 东南大学出版社, 2002
- [19] 张自杰, 林荣忱, 金儒霖. 排水工程. 北京: 中国建筑工业出版社, 2002. 623~625
- [20] 北京水环境技术与设备研究中心, 北京市环境保护科学研究院, 国家城市环境污染控制工程技术研究中心. 三废处理工程技术手册(废水卷). 北京: 化学工业出版社, 2000
- [21] 林辉, 甘复兴, 田芳. 脉冲电絮凝法处理餐饮废水的研究. 武汉大学学报, 2003, 49(6): 720~724
- [22] 宋卫锋, 朱又春, 林美强. 脉冲电解处理餐饮废水的试验研究. 四川环境, 2003, 22(3): 1~3
- [23] 丁巧玲, 张叶锋. 电生 H_2O_2 协同电解絮凝法处理餐饮废水的实验研究. 桂林工学院学报, 2005, 25(2): 241~244
- [24] 朱又春, 曾胜. 磁分离处理餐饮污水的除油机理. 中国给水排水, 2002, 18(7): 39~41
- [25] Jun Nakajima, Yoko Fujimura, Yuhei Inamori. Performance evaluation of on-site treatment facilities for wastewater from household, Hotels and Restaurants. Wat Sci Tech, 1999, 39(8): 85~92
- [26] N G Wakelin, C F Forster. An investigation into microbial removal of fats, Oils and Greases. Bioresource Technology, 1997, 59(1): 37~43
- [27] N G Wakelin, C F Forster. The aerobic treatment of grease-containing fast food restaurant wastewaters. Process Safety and Environmental Protection, 1998, 76(1): 55~61
- [28] Belia E, Smith P G. The bio augmentation of sequencing batch reactor sludges for biological phosphorus removal. Wat Sci Tech, 1997, 34(1): 19

Development of Methods for Restaurant Wastewater Treatment in China

Li Jianna Hu Yueli

Abstract The methods for treating restaurant wastewater in China were summarized. The advantages and disadvantages of different methods, such as biodegradation, membrane bioreactor, coagulation and electrochemistry were compared and discussed. The integration of methods including physical, chemical and biological methods should be the best choice to resolve the problem of restaurant wastewater treatment.

Key words restaurant wastewater biodegradation the membrane bioreactor coagulation electrochemistry

复合混凝剂处理印染废水

刘功良 朱明军 浦跃武 吴振强 梁世中
(华南理工大学生物科学与工程学院, 广州 510640)

摘要 为了处理高浓度、高色度、高 COD 的印染废水,利用硫酸亚铁、工业废酸和金属下脚料自行配制了复合混凝剂,并将其与聚合双酸铝铁、聚合氯化铝铁、硫酸亚铁对印染废水的混凝效果进行对比。研究表明,复合混凝剂处理印染废水具有成本低、效果好的特点。当硫酸亚铁的投加量为 200 mg/L,复合混凝剂的投加量为 1 280 mg/L,PAM 的用量为 2 mg/L 时,脱色率达 94.9%,COD 去除率达 78.1%,悬浮固体(SS)去除率达 90.9%。

关键词 混凝 脱色 废酸 硫酸亚铁

印染废水是棉、毛、麻、丝、化纤等材料在预处理、染色、印花和整理等过程中排出的废水。印染废水中的污染物主要以胶体或半溶解态存在,且粒径很小,难以分离^[1]。此外,印染废水成分复杂、色度大、浓度高、COD 值高、水质多变,属于污染最严重、难处理的工业废水之一^[2],尤其是以活性染料等水溶性染料为主的一类印染废水。随着新型染料、助剂、整理剂等印染行业中被大量使用,更加重了印染废水脱色处理的难度。针对印染废水色度高、成分复杂、可生化性差的特点以及采用单一絮凝剂(如铝盐、铁盐等)效果不够好的实际状况^[3],本研究利用废酸和工业废酸自行配制了一种复合混凝剂,并与几种常见的混凝剂的处理效果进行对比。结果表明,复合混凝剂处理高浓度印染废水效果良好,且成本较低。

1 实验内容

1.1 实验水质

实验废水取自广东佛山某染整厂废水调节池中的进泵水,该印染废水包含活性染料、直接染料、分散染料、助剂及表面活性剂等。废水色度高达 3 000~5 000,pH 值为 9.9~11.3,SS 为 230~330 mg/L,COD 为 3 000~4 830 mg/L。

1.2 实验物品及药剂

硫酸亚铁,聚丙烯酰胺(PAM)均为分析纯;聚合双酸铝铁(PAFCS)与多元高分子水处理絮凝剂由广

东省佛山市某净水剂公司提供;聚合氯化铝铁(PAFC)、聚合氯化铝(PAC)由广东省江门市某化工有限公司提供;废酸(主要成分是为溶解在浓硫酸中的铝盐和铁盐,不含 Cu、Ni、Cr⁶⁺、HF 等污染物,是电镀前清洗钢材的废液,呈棕黄色,强酸性),由广东省佛山南海某电镀企业提供;实验用水为蒸馏水;其他检测用试剂均为分析纯。

1.3 实验仪器和设备

S-25 型 pH 计,JB-3 定时恒温磁力搅拌器,MP 502B 电子天平,HITACHI CF7D2 型离心机,UNICO UV-2102 PC 紫外分光光度计,722 型分光光度计。

1.4 实验方法和步骤

1.4.1 混凝剂的定性实验

混凝实验前,使用 NICO UV-2102 紫外分光光度计多次扫描印染废水,取最大吸收波长 $\lambda_{\max}=615$ nm,此波长下吸光度 $A_0=0.479$ 。定量实验之前,于小烧杯中进行混凝剂处理废水的定性实验^[4]。其过程如下:用 100 mL 烧杯盛上 100 mL 废水,置于磁力搅拌器上快速搅匀,加入一定量的脱色絮凝剂,搅匀后静置,观察废水颜色的变化。如颜色已明显变淡或脱净,则说明方法可行,可直接转入定量实验;如果加了絮凝剂之后颜色变化不大,用 1 mol/L NaOH 或 HCl 调节 pH 值继续观测。假如投加了大量 NaOH 或 HCl 仍无法令废水颜色变淡,则说明该脱色絮凝剂对该印染废水不起作用。

1.4.2 混凝剂的定量实验

所有定量实验均在磁力搅拌机上进行,具体步骤如下^[5-7]: ① 取一定体积的印染废水置于烧杯中,在约 150 r/min 下快速搅拌,用移液管加入一定量脱色混凝剂,继续快速搅拌 3 min; ② 将搅拌速度调低至 80 r/min,慢速搅拌 2 min; ③ 在必要情况下,加入一定量 NaOH 或 H₂SO₄ 调节 pH 值后再搅拌约 1 min; ④ 静置 5 min,然后用移液管吸取上清液留作检测。

1.4.3 检测方法

1) 脱色率的检测:用分光光度计测量吸光度,脱色率按下式计算

$$D=(A_0-A)/A_0 \times 100\% \quad (1)$$

其中: D 为脱色率; A_0 和 A 分别为处理前、后的废水吸光度。

2) 色度的检测:按照 GB 11903-89 中的稀释倍数法进行。

3) COD 的检测:按照 GB 11914-89 进行。

4) SS 的检测:用离心法测定。

5) pH 值的检测:用 pH 计进行测定。

筛选好混凝剂之后,选择最佳配方对印染废水进行处理,并检测处理后的 pH 值、色度、COD、SS。

2 结果与讨论

经过定性实验的筛选,发现聚合双酸铝铁、聚合氯化铝铁、废酸、硫酸亚铁对印染废水都有处理效果。

2.1 聚合双酸铝铁与多元高分子絮凝剂协同处理印染废水的定量实验

聚合双酸铁铝与多元高分子絮凝剂协同处理印染废水的定量实验数据见表 1。

表 1 PAFCS 与多元高分子絮凝剂处理印染废水

序号	PAFCS mg/L	多元高分子絮凝剂 mg/L	pH 值	吸光度	脱色率 %
1	300	24	9.45	0.409	14.6
2	500	24	8.38	0.357	25.5
3	600	24	7.74	0.300	37.4
4	700	24	7.25	0.217	54.7
5	800	24	6.98	0.098	79.5
6	900	24	6.77	0.065	86.4
7	1 000	24	6.42	0.024	95.0
8	1 000	40	6.42	0.023	95.2

当聚合双酸铝铁的用量 700~800 mg/L,多元高

分子絮凝剂的用量 24 mg/L,混凝处理后废水的 pH 值接近中性,脱色率为 54.7%~79.5%;聚合双酸铝铁的用量增加到 900~1 000 mg/L,多元高分子絮凝剂的用量不变,脱色率为 85%~95%,废水的 pH 值却降到 6.7~6.4,偏酸性,不利于后面的生化处理。

2.2 聚合氯化铝铁与聚丙烯酰胺协同处理印染废水的定量实验

聚合氯化铝铁与聚丙烯酰胺协同处理印染废水的定量实验数据见表 2。

表 2 PAFC 与聚丙烯酰胺处理印染废水

序号	PAFC mg/L	PAM mg/L	pH 值	吸光度	脱色率 %
1	100	2	9.45	0.389	18.8
2	300	2	9.23	0.313	34.7
3	500	2	9.11	0.254	47.0
4	700	2	8.85	0.176	63.3
5	900	2	8.34	0.114	76.2
6	1 200	2	8.21	0.076	84.1

当聚合氯化铝铁用量为 700~900 mg/L,PAM 用量为 2 mg/L 时,混凝处理后废水的 pH 值为 8.85~8.34,脱色率为 63.3%~76.2%,即使聚合氯化铝铁用量增大到 1 200 mg/L 时,脱色率也只有 84.1%。废水的 pH 值高于 8,偏碱性,不利于后面的生化处理。

2.3 FeSO₄ 处理印染废水的定量实验

FeSO₄ 处理印染废水的定量实验数据见表 3。

表 3 FeSO₄ 处理印染废水

序号	FeSO ₄ mg/L	PAM mg/L	pH 值	吸光度	脱色率 %
1	200	2	10.2	0.449	6
2	300	2	9.87	0.251	47.6
3	400	2	9.71	0.100	79.1
4	450	2	9.68	0.084	82.5
5	500	2	9.59	0.093	80.6

FeSO₄ 的脱色机理^[8]是 FeSO₄ 离解出 2 价金属离子生成简单的单核络合物,对水中的染料胶体发挥压缩双电层的作用,使胶体脱稳凝聚,除此之外,FeSO₄ 还具有一定的还原作用,能破坏染料的生色基团,从而降低印染废水的色度。FeSO₄ 的混凝效果较好,当 FeSO₄ 的用量仅为 400 mg/L 时,脱色率可以达到 79%,并且价格较低,适合大规模使用,但是单独使用 FeSO₄,处理后的印染废水的 pH 值较高,呈强碱

性,不利于后面的生化处理。

2.4 废酸处理印染废水的定量实验

废酸处理印染废水的定量实验数据见表 4。

表 4 废酸处理印染废水

序号	废酸 mg/L	PAM mg/L	pH 值	吸光度	脱色率 %
1	1 280	2	9.34	0.296	38.2
2	1 920	2	7.42	0.067	86.0
3	2 560	2	7.03	0.053	88.9
4	3 200	2	6.78	0.154	67.8
5	6 400	2	6.29	0.142	70.4
6	9 600	2	5.94	0.109	77.2
7	12 800	2	5.50	0.078	83.7

随着废酸投加量的增加,混凝处理后废水的 pH 值不断下降,当废酸的用量为 1.92~2.56 g/L 时,脱色率为 86%~89%,但是进一步增加废酸的用量,脱色率反而下降。这是由于随着废酸投加量的增加,3 价铝盐和 3 价铁盐的投加量也随之增多,造成了胶粒吸附过多的反离子,使胶粒原来的电荷变号,排斥力增加,从而发生了再稳现象。

从 2.3 和 2.4 可以得知,FeSO₄ 的混凝脱色效果较好,但单一使用会导致废水的 pH 值呈碱性;废酸除了具有一定的混凝脱色效果之外,还能够降低废水的 pH 值,并且 FeSO₄ 和废酸的价格低,因此,可以同时投加 FeSO₄ 和废酸来处理印染废水。

2.5 FeSO₄ 与废酸协同处理印染废水的正交实验

因素的选取:通过单因素试验,选取混凝剂 FeSO₄ 的投加量(A)、废酸的用量(B)混凝效果这 2 个因素为正交试验的因子^[5,9]。正交实验因素及其水平见表 5。絮凝剂正交优化及实验结果见表 6。

从表 6 看出,复合混凝剂中废酸的影响要大于 FeSO₄;除了第 1 组和第 9 组之外,FeSO₄ 与废酸协同处理印染废水的效果非常好;当 FeSO₄ 的用量为 200 mg/L,废酸的用量为 1 280 mg/L 时,脱色率最高。但是并非投药量越多越好,投药量最多的第 9 组,其脱色率反而下降。分析其原因如下:若投药量不足,水中杂质得不到充分的逆反电荷脱稳,不能凝聚成大颗粒而被絮凝;投加量太大,虽然增加了凝聚核的数量,但架桥作用所必须的粒子表面吸附活性点少了,架桥变得困难,同时,投加量过大,胶体表面会带上相反的电荷,使刚脱稳的胶体又重新获得稳定。

表 5 正交实验因素及其水平

水 平	因 素	
	A mg/L	B mg/L
1	100	640
2	200	1 280
3	300	1 920

表 6 絮凝剂正交优化及实验结果

序号	A	B	PAM mg/L	处理后废 水的 pH 值	脱色率 %
1	1	1	2	9.85	51.5
2	2	1	2	8.70	91.8
3	3	1	2	8.44	92.5
4	1	2	2	6.99	93.5
5	2	2	2	6.87	94.9
6	3	2	2	6.78	93.5
7	1	3	2	6.62	95.0
8	2	3	2	6.60	94.4
9	3	3	2	6.60	88.8
K ₁	80	78.6			
K ₂	93.7	94.0			
K ₃	91.6	92.7			
R	13.7	15.4			
因素主次	B > A				
较好水平	A ₂	B ₂			

综合考虑成本和脱色率等因素,选用第 5 组配方来处理印染废水最好。

选用 200 mg/L FeSO₄ + 1 280 mg/L 废酸 + 2 mg/L PAM 处理 100 mL 废水,沉降 9 min,测定混凝物体积,残渣量为 7.5 mL。混凝处理后废水的各项指标如下:pH 值为 6.87,色度为 400,COD 为 946 mg/L,SS 为 0.03 g/L;脱色率为 94.9%,COD 去除率为 78.1%,SS 去除率为 90.9%。

2.6 成本核算

硫酸亚铁 200 元/t,废酸 90 元/t,PAM 20 000 元/t。FeSO₄ 投加量为 200 mg/L,废酸的用量为 1 280 mg/L,PAM 的投加量为 2 mg/L。利用复合混凝剂处理印染废水的成本 = 0.2 kg/m³ × 0.2 元/kg + 1.28 kg/m³ × 0.09 元/kg + 0.002 kg/m³ × 20 元/kg = 0.2 元/m³ 远比使用聚合双酸铝铁、聚合氯化铝铁的处理成本低。

3 结论

- 1) 本研究自行开发了复合混凝剂: FeSO₄ + 废酸
(下转第 31 页)

国内外湖泊富营养化的防治对策与展望

丰茂武 吴云海

(河海大学环境科学与工程学院, 南京 210098)

摘要 由于工业化的发展,人类生产活动的不断加剧,大量有机污染物不断排入湖泊并在其中不断积累,致使湖泊产生了富营养化现象,成为日益突出的环境问题。文章论述了湖泊富营养化的现状及危害,分析了其产生的原因,并概括和比较了现有的国内外的防治措施,指出生态修复是治理的最佳出路。结合国内外湖泊的治理经验,对今后的发展方向进行了展望。

关键词 湖泊富营养化 治理 控制 生态修复 展望

1 湖泊富营养化现状

近年来,湖泊富营养化已成为世界范围内普遍存在的环境问题,它^[1,2]是指生物所需的氮、磷等营养物质大量进入湖泊、河口、海湾等相对封闭或水流缓慢的水体,在适宜的外界环境因素综合作用下,引起藻类及其它浮游生物迅速繁殖,水体溶解氧量下降,造成水质恶化,鱼类及其他水生生物大量死亡的现象。湖泊富营养化的典型特征——水华,它是由藻类引起的,如蓝藻、绿藻、硅藻等。

从 20 世纪 30 年代首次发现富营养化现象到现在,全世界已有 30%~40%的湖泊和水库受到不同程度富营养化的影响^[3,4]。然而,人类对富营养化的关注最初起源于 20 世纪 50 年代,并逐步开展了研究^[5]。国外一些发达国家的治理已初见成效。如位于美国和加拿大边境的伊利湖,在 1960~1970 年间出现了严重的富营养化问题,经过 20 a 的治理,富营养化问题得到基本解决^[6]。在我国,由于研究起步较晚,再加上我国湖泊的环境非常脆弱,湖泊中的营养物质来源广,背景浓度高,加速了富营养化的进程,相当一部分湖泊污染严重,并不时的爆发水华现象,如我国的滇池、太湖等湖泊。

顾宗濂^[7]把我国的湖泊富营养化分为天然富营养化和人为富营养化。在自然条件下,湖泊的富营养化要经过几千年或更长时间才能形成,而人类活动可以使湖泊在较短时间内完成富营养化的过程。湖泊富营养化主要是由于人类的活动造成的。生活

污水、工业废水、农业面源污染等都成为湖泊的污染源。Omeric^[8]分析了美国 928 个水域非点源污染与流域内土地利用的关系,发现农业和城镇高度发达的地区水体营养盐浓度高,而森林地区低,两者相差约 10 倍。表 1 列出了美国东部地区水体平均总氮、总磷浓度与土地利用的关系^[8]。

表 1 美国东部地区水体平均总氮、总磷浓度与土地利用关系

农业和城镇占地 %	总磷 mg/L	67% 可信限	总氮 mg/L	67% 可信限
0	0.015	0.008~0.026	0.51	0.33~0.77
25	0.026	0.014~0.048	0.87	0.57~1.32
50	0.045	0.024~0.083	0.49	0.98~2.26
75	0.078	0.042~0.144	2.55	1.68~3.88
100	0.136	0.073~0.251	4.37	2.87~6.64

富营养化湖泊的治理是当前环境治理的一个热点和难点问题。中国江苏省南京市的玄武湖从 1990 年完成了西家大塘的截污工程等多项治理措施,但效果不是很明显^[9]。欧洲的康斯坦茨湖为控制磷的输入,15 a 已耗资 65 亿马克,但水质改善相当缓慢^[10]。当前湖泊富营养化的治理,主要采取控制点、面源污染,降低湖泊底泥中营养盐的含量,并与生态修复措施相结合。

2 湖泊富营养化的防治措施

2.1 控制外源性营养物质的输入

外源性营养物质主要包括含氮、磷的一些营养

盐类,它们是导致湖泊富营养化的直接因素。绝大多数湖泊的富营养化都是由外部大量输入的营养物质富集造成的。控制外源性营养物质输入主要有以下几种措施:

2.1.1 制定和完善水环境方面的法律法规

政府部门应严格加强管理,对那些效益不好而又污染严重的企业要坚决予以关闭,等整顿经检查合格后再准予排放;对新建项目要严格把关。如日本政府为控制水污染问题,相继颁布了《水污染防治法》、《湖泊水质保护特别措施法》和《濑户内海环境保护特别措施法》等法律法规^[11]。

2.1.2 控制氮、磷对湖泊的继续输入

自然界中氮的来源非常广,并在一定条件下由于水体中生物和微生物的作用,有复氮的能力。为此,世界各国多以磷为控制重点。Sas^[12]等指出,水体中的可溶性磷一旦高于 0.01 mg/L,通过降低磷的浓度对藻类生长量影响甚微。在美国、日本、西欧等国家

都纷纷采取措施来禁用含磷的洗涤剂,并取得了一定的效果^[13,14]。我国也开始提倡使用无磷洗涤剂。

2.1.3 发展生态农业,有效控制农业的面源污染

由于现代农业的发展,为了提高产量,化肥、农药等的使用量不断加大,由于使用有效率低,其中大量的氮、磷等经地表径流进入水体,造成水体中氮、磷含量增多^[15]。为此,应大力推广生态农业,研制推广新型复合肥、农药,以控制氮、磷的使用量,从而使农业的面源污染得到有效控制^[1]。

2.2 内源性营养盐的控制

内源性营养盐主要指湖水以及底泥中含有的营养盐。湖泊底泥中所含的营养盐可能成为富营养化的主导因素。在一定条件下,底泥中的营养盐会释放出来,湖泊仍然可能会发生富营养化。因此有必要对内源性营养盐加以控制。表 2^[16,17]列出了我国部分湖泊的底质营养盐含量。目前治理内源性营养盐主要是采取生物措施和工程性措施。

表 2 我国部分城市湖泊的底质营养盐含量

湖 名	pH 值	TP mg/kg	TKN mg/kg	TOC mg/kg	湖泊富营 养度指数	湖泊污染状况
杭州西湖	7.0	1 569.0	9 008.8	145 036.0	69.0	富营养
南京玄武湖	7.4	2 160.0	4 825.0	—	80.0	重富营养
武汉墨水湖	6.4	4 504.7	25 632.0	50 921.5	80.5	异常营养
新疆蘑菇湖	7.7	933.9	3 141.6	33 820.0	70.0	富营养
广州麓湖	6.5	1 237.6	2 629.0	25 935.9	76.1	重富营养
广州东山湖	5.9	1 255.4	2 156.0	20 741.0	80.4	重富营养
广州流花湖	7.1	1 792.9	3 479.0	28 399.3	87.7	重富营养
广州荔湾湖	6.3	1 748.0	4 594.3	35 581.6	81.3	重富营养

2.2.1 生物措施

生物措施是依照自然规律,强化水体本身的自净能力,最终达到去污的目的。具体是在水体中种植沉水植被。研究表明,沉水植被的存在可有效地抑制藻类爆发,控制水体富营养化的进一步发展。沉水植被可以吸收固定水体中的氮、磷等营养物质,同时可以澄清水质,并且还能能为其他水生生物提供多样化的环境,提高水体中的生物多样性,维持水体的生态平衡^[3]。经过大量的研究和实践,国外许多富营养化的湖泊经过恢复沉水植被,湖水水质大为改善,如荷兰、丹麦等国^[18,19]。我国也建立了这方面的研究与示范区,如在滇池、太湖等湖泊,并取得了初步的成效^[20,21]。国家环保总局于 2004 年发布的《湖库富营养

化防治技术措施》中,将恢复湖中沉水植被作为防治的推荐技术措施。

2.2.2 工程措施

目前,此类措施主要有清淤挖泥、深水曝气、湖内下层水抽取、引水稀释等措施。我国的玄武湖、滇池等湖泊就采用了清淤挖泥,虽然取得了一些效果,但是操作起来成本很高,而且技术难度大。深水曝气主要在北美、日本、欧洲等地使用,目的是使湖底通过曝气来补充氧气,使在水与底泥界面之间经常保持有氧状态,有利于抑制底泥磷的释放^[1,5]。引水稀释主要是利用未经污染的水来稀释富营养化的湖泊,以此来降低湖中的氮、磷等营养盐的浓度,但是成本过高。如玄武湖每 d 调运 28 万 t 长江水来冲刷,运

行费用大。

2.3 生态修复

生态修复已成为全球淡水生态系统研究前瞻性领域,正日益成为环境保护工作者研究的热点。湖泊生物修复包括微生物修复和水生生物修复两大内容,只有两者相互结合,才能得到良好的治理效果。生态修复是治理富营养化浅水湖泊的1个重要内容。生态修复的目标就是尽可能的恢复湖泊原始的状态,修复湖泊的生态系统,使其趋于稳定、完善^[9]。在我国,以地表水和湖泊水水质为修复目标。环境管理部门要求控制的3项基本指标:氨氮、全磷、透明度。综合以上提出的措施,虽然取得了一定的效果,但却存在着不同程度的缺点。治理湖泊富营养化的最佳出路在于生态修复,生态工程则是生态修复的最佳选择。国外的研究表明:位于水体与陆地之间的过渡带——湿地,对污染物具有很好的处理功能,其机理是利用湿地植物根系的吸附、过滤、氧化、还原及微生物降解等作用,使污水得到净化^[9,14]。美国佛罗里达州大型浅水湖——Apopka湖,利用湿地去除湖中的悬浮物、氮、磷等,取得了很好的效果。经过29个月的运行结果归纳如下,去除效果:总悬浮物为89%~99%,总磷为30%~67%,总氮为30%~52%^[22,23]。湿地污水处理系统与传统的污水处理工艺相比,具有投资低、运行费用低、去除效果好等优点^[1]。研究进一步表明,人工湿地系统是一个完整的生态系统,在湖泊周边建立湿地对湖泊的生态修复具有很重要的意义。

3 我国湖泊富营养化治理的经验与教训

我国的水污染防治工作从1995年起全面展开,根据每个湖泊不同的环境条件,分别制定了湖泊及其流域的富营养化控制方案,如太湖、滇池水污染防治“九五”计划及2010年规划。综合我国近年来湖泊的治理情况来看,主要有以下的经验与教训:

1) 偏重于水利建设,忽视对湖泊的生态保护。如巢湖在建闸后,虽取得了一定的社会效益,但却破坏了湖泊的生态带,加速了湖泊的老化。

2) 偏重于外源控制,忽视了湖泊自身的自净功能。我国的太湖流域为严格控制点、面源污染投入大量的资金,但收效不大。

3) 湖泊富营养化研究的重点应从整个湖泊的

控制、管理、工程等整体考虑,首先要加强对湖泊外源及面源污染的控制,其次才是去除内源污染负荷、生态修复等。

4) 大部分城市污水处理厂排放的污水只达到二级污水排放标准,没有进行深度处理,致使氮、磷等营养元素仍不断进入湖泊等水体。

5) 利用高等植物进行生物湖泊处理工程可能带来生态问题。盲目的引进外来物种,可能对湖泊的生态系统产生危害,应重视其生态安全性^[24]。

6) 湖泊的生态恢复是一个漫长的过程,短期内恢复湖泊原有的生态系统是不现实的,需要长期的实施过程。

4 展望

近年来,随着对湖泊富营养化研究的不断深入,国内外对湖泊富营养化的防治取得了一定的进展,国外一些湖泊如日本的琵琶湖等已得到极大的改善。在我国,虽然对污染较重的滇池、巢湖、玄武湖等湖泊采取了大量的治理措施,取得了一定的效果,但与预想的目标还有不小的差距。究其原因,在于我们对湖泊作用的内在机理没有完全搞清楚,还有待于进一步的研究。

湖泊可以看作是一种小水体生态系统,大规模的清淤有可能会破坏湖泊原有的生物种群结构,而且如果清淤量控制不当,可能会破坏湖泊的生态系统,或者说在清淤后的短期内不能恢复其生态系统的自净和最适营养物质比等功能。其中氮、磷比是考察营养盐结构的重要指标^[24]。湖泊中氮、磷比在多大的范围内能引起富营养化等问题,目前还存在争议,还有待于更深入的研究。

目前,我国湖泊富营养化的治理,应根据现有的经济条件和技术措施,重点在控制污染源上,控制排磷、排氮的点污染源、非点源污染以及内源,同时要限制湖区的人类活动,严格管理湖泊水产养殖、流域盲目开发以及植被的破坏、周围乡镇的污水和固废的排放。对经济发达的地区,可以借鉴发达国家的经验,控源与生态修复相结合。

治理湖泊富营养化是一项系统工程,既需要工程措施又要制订管理对策。因此,根据我国国情和经济实力提出切实可行的、有效的管理对策,也是湖泊污染的关键任务之一。我们还应积极借鉴国外湖泊治理的先进经验,结合当地的自然条件和湖泊的富

营养化状况,制定出水质管理规划,确定切实可行的治理目标,同时制订保护湖泊的法规,一方面依法对肆意污染湖泊的行为进行处罚,另一方面,加强对湖区周围群众的宣传教育,建立湖区管理机构,切实保证治理措施和管理措施的实施。

5 结论

湖泊富营养是湖泊老化的表现,自然条件下的湖泊的老化要经过相当长的时间,而人为的活动则加剧了这一进程。对于湖泊富营养的治理,任何单一的手段都难以奏效。只有运用综合治理措施,动用一切手段,才能改善湖泊的生态环境。

6 参考文献

- [1] 王淑芳. 湖泊富营养化防治研究与展望. 江苏环境科技, 2005, 18(4):54~56
- [2] 王晓蓉. 环境化学. 南京:南京大学出版社, 1993. 238
- [3] 种云霄. 利用沉水植物治理水体富营养化. 广州环境科学, 2005, 20(3):41~43
- [4] 苏玲. 水体富营养化. 世界环境, 1994, (2):23~26
- [5] 龚应安, 胡秀琳. 湖泊富营养化防治的研究现状与展望. 北京水利, 2005, (6):4~5
- [6] 吴志强, 甘筱青, 黄新建, 等. 国外大河大湖流域综合治理开发的启示. 江西科学, 2003, 21(3):156~159
- [7] 顾宗谦. 中国富营养化湖泊的生物修复. 农村生态环境, 2002, 18(1):42~45
- [8] 黄玉瑶. 内陆水域污染生态学——原理与应用. 北京:科学出版社, 2001
- [9] 娄云. 富营养化浅水湖泊治理方法初探. 吉林水利, 2005, (9):34~37
- [10] 秦伯强. 长江中下游浅水湖泊富营养化发生机制与控制途径初探. 湖泊科学, 2002, 14(3):193~202
- [11] 高娟, 李贵宝, 华璐, 等. 日本水环境标准及其对我国的启示. 中国水利, 2005, (11):41~43
- [12] 王国祥, 成小英, 濮培民. 湖泊藻型富营养化控制——技术、理论及应用. 湖泊科学, 2002, 14(3):273~282
- [13] 舒金华, 黄文钰, 高锡芸, 等. 发达国家禁用(限用)含磷洗衣粉的措施. 湖泊科学, 1998, 10(1):90~96
- [14] 史丹. 我国湖泊富营养化问题及防治对策. 资源开发与市场, 2005, 21(1):17~27
- [15] 陈诗越, 吴爱琴, 于兴修. 长江中下游湖泊富营养化过程探析——以龙感湖为例. 临沂师范学院学报, 2004, 26(6):58~61
- [16] 金相灿, 刘鸿亮, 屠清瑛, 等. 中国湖泊富营养化. 北京:中国环境科学出版社, 1990
- [17] 彭俊杰, 李传红, 黄细化. 城市湖泊富营养化成因和特征. 生态科学, 2004, 23(4):370~373
- [18] Gulati SD, Vandonk E. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration; state of the art review. Hydrobiologia, 2002, 478:73~106
- [19] Lauridsen T L, Jensen J P, Jeppesen E, et al. Response of submerged macrophytes in Danish lakes to nutrient loading reductions and biomanipulation. Hydrobiologia, 2003, 506:641~649
- [20] 金相灿. 湖泊富营养化控制和管理技术. 北京:化学工业出版社, 2001
- [21] Korner S, Dugdale T. Is roach herbivory preventing recolonization of submerged macrophytes in shallow lakes. Hydrobiologia, 2003, 506:497~501
- [22] 古滨河. 美国 Apopka 湖的富营养化及其生态修复. J Lake Sci (湖泊科学), 2005, 17(1):1~8
- [23] Coveney M F, Stites D L, Lowe E F, et al. Nutrient removal from eutrophic lake water by wetland filtration. Ecol Eng, 2002, 19:141~159
- [24] 赵生才. 我国湖泊富营养化的发生机制与控制对策. 地球科学进展, 2004, 19(1):138~140
- [25] 曲丽梅, 姚德, 丛丕福. 辽东湾氮磷营养盐变化特征及潜在性富营养评价. 环境科学, 2006, 27(2):263~267

Measures for the Control of Lake Eutrophication at Home and Abroad

Feng Maowu Wu Yunhai

Abstract As the development of industrialization, a lot of organic pollutants were discharged into lakes and accumulated in the sediment, which causes the lake eutrophication. The eutrophication of the lakes and its hazards, and the causes of lake eutrophication are discussed. The existing measures for the control of lake eutrophication are summarized, and the ecological remediation is the best one.

Key words lake eutrophication treatment control ecological remediation prospect

一种新型节能臭氧发生器

杨胜凡 廖振方

(重庆大学机械工程学院, 重庆 400044)

摘要 文章介绍了一种能耗低、效率高、快速生产臭氧的新装置。文中对该装置的工作原理、臭氧的生产过程、影响臭氧产率的因素以及该装置的特点等进行了简要介绍。

关键词 臭氧发生器 水处理 节能

研究表明^[1,2],臭氧具有消毒杀菌、杀藻、抑制病毒、杀死微生物、改变活性污泥的性能;可脱色、除臭、除味、改善水的感官性能;可去除水中重金属离子(汞、锌、铁、银、锰等);也可使水中胶体物质改性易于凝聚以降低浊度;还可以去除水中酚、氰、硫、油、烷基苯磺酸盐、有机磷、有机氯、木质素、四乙铅、硝基化合物等致癌物质。在饮用水处理中,臭氧正逐渐替代氯作为消毒剂,因为臭氧消毒不会产生三氯甲烷、THMs 等致癌物质^[3]。因此,臭氧正越来越广泛地被应用于水处理、化工和医疗卫生等许多领域。

1 臭氧处理废水的传统方法

目前,采用臭氧进行废水处理,都用了 4 级系统,见图 1。其工艺过程为:由臭氧发生器产生臭氧,经臭氧的传输系统输送,再通过喷射系统将臭氧喷射到反应室的废水中,使臭氧在反应室中与废水发生反应,去除污染物。这种处理系统的缺点:将损失很大一部分臭氧,而且系统中的任一环节出现问题,都将造成该系统的瘫痪。所以,设计 1 套简单而有效的臭氧水处理系统非常必要。

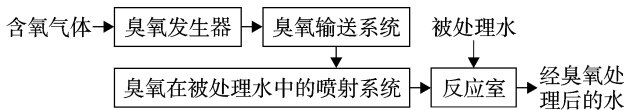


图 1 用臭氧处理废水的传统工艺

2 新型节能臭氧发生器的工作原理

本新型节能臭氧发生器的工作原理见图 2。当

在被处理水中进行高压脉冲放电时,在空心喷嘴电极和板式电极之间形成等离子通道并产生高温、高压、强紫外线、臭氧、空化流、冲击波和大量的自由基。等离子通道内的高温、高压对有机物进行热解,通过紫外线光解杀死病菌,臭氧、自由基和冲击波均能杀灭病菌和微生物,并且在紫外线的催化作用下臭氧和自由基的氧化能力提高数倍^[4,5],从而大大降低了废水中的 COD 和 BOD₅。

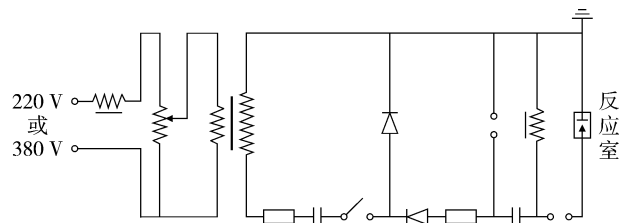


图 2 新型臭氧发生器工作原理

本文提出采用脉冲击穿气-液系统,就是将电液脉冲放电、臭氧产生、输送、喷射及反应等过程在废水的水体中同时完成,从而提高了整个臭氧装置的处理效率。在本装置中,电极固定安装在反应室内(根据所处理水量的大小及污染程度可安装几对或几十对甚至几百对电极以满足处理效果的要求),注入被处理的水,从反应室的正极将空气或者氧气送入到两电极之间的空间处,反应室中电极的布置见图 3(如果电极对数多可采用阵列布置)。板式电极接地,空心喷嘴电极为正极,施加在电极上的电压波形可采用余弦衰减脉冲或单极性脉冲。

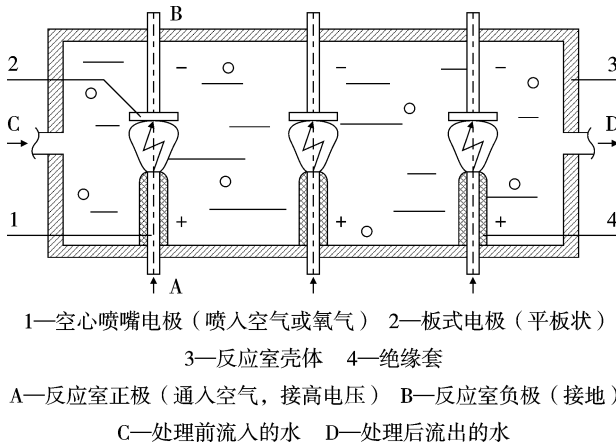


图 3 臭氧发生器反应室

3 影响臭氧产率的因素

臭氧发生器的主要指标是单位能量的臭氧输出值,即每 $\text{kW}\cdot\text{h}$ 电能产生臭氧的千克数。影响臭氧生产率的因素很多^[6,7],如电极的结构、脉冲电压的峰值、放电间隙的距离、放电频率和介电材料等。在这种多因素复杂变化的情况下要找出确定臭氧发生量最优的定量关系比较困难,不过,人们已经找出影响臭氧生产效率的主要因素:充足的自由电子数量和自由电子在能谱曲线上的分布情况。

通过本装置实验得出以下看法:①每 1 个具体的臭氧发生器存在 1 个和它对应的最优热动力工作条件;②为了获得最优的工况,必须合理选择电压的曲线形状、放电频率、电容量的大小和介电材料的表面电阻等,以便使电场电压能最有效地促进氧分子的离解;③介电材料的表面电阻有很大的影响,当介电材料表面电阻很高时($10^{14} \Omega\cdot\text{cm}$),它能保证电场内达到一定的电流密度;④采用电流脉冲幅值比较大、持续时间比较长,单位时间内的脉冲次数多等。

4 本装置的特点

1) 本装置能处理自来水、湖泊水体、工业废水(包括矿坑水)和城市生活污水。臭氧的产生和反应均在被处理的水体中完成,其处理能力的适应性强,

可以根据被处理水量和污染程度安装多对电极,满足用户的需要。

2) 本装置的能耗:当空心喷嘴电极喷射氧气时,能耗为 $8\sim 10 \text{ kW}\cdot\text{h}/\text{kg}$;当喷射空气时,能耗为 $13\sim 15 \text{ kW}\cdot\text{h}/\text{kg}$,比传统的臭氧发生器的能耗大约低 $40\%\sim 70\%$ 。

3) 本装置可通过调节放电电压、放电频率、电极对数来达到用户所需要的臭氧量,不需要对剩余臭氧进行处理,不会造成臭氧的浪费,从而节约了能源。

4) 放电过程中温度的影响很小。传统的臭氧发生器在放电过程中,电极的温度会随处理时间的增加而升高,从而导致臭氧产率降低,增加了生产臭氧的成本。本实验装置生产臭氧,电极处于液体中,温度影响很小,臭氧产率稳定。

5 结语

积极推广臭氧在生活及各个领域广泛应用,具有诱人的前景和巨大的社会、经济、环境效益。试验表明:本装置产生的臭氧量大、成本低、运行可靠、管理维护简便,具有广阔的应用前景。

6 参考文献

- [1] 张晖,杨卓如,陈焕钦. 臭氧化法水处理技术的进展. 环境保护,1995,212(6):12~13
- [2] 刘明海,郭钦崇,俞国扬. 臭氧发生器应用技术现状. 上海环境科学,1999,18(10):461~462
- [3] 张永吉. 臭氧在饮用水处理中的应用. 上海环境科学,1989,8(2):22~24
- [4] Bing Sun, Masayuki Sato. Optical study of active species produced by a pulsed streamer corona discharge in water. Journal of Electrostatics, 1997, 39(3): 189~202
- [5] 廖振方. 电液脉冲工业废水处理装置,中国专利, CN 104 6317A. 1990-10-24
- [6] 魏旭,刘虹. 提高臭氧发生器放电室效率的研究. 电工电能新技术,1995,14(2):46~50
- [7] 马虹斌,邱毓昌. 高压臭氧发生器的研究与发展. 电工电能新技术,1995,14(4):6~10

An Ozone Generator with Low Energy Consumption

Yang Shengfan Liao Zhenfang

Abstract An ozone generator, which produces ozone rapidly and efficiently with low energy consumption, is introduced in this paper. The principles and characteristics of this device, and the factors influencing ozone productivity are discussed briefly.

Key words ozone generator water treatment economic

城市综合污水处理厂污泥处理技术及应用

普大华¹ 吴学伟²

(¹广州大学土木工程学院, 广州 510006; ²广州市市政园林局, 广州 510060)

摘要 根据处理城市污水污泥的目的和要求,结合广州地区污泥成分,从污泥的减量化、稳定化、无害化及资源化 4 个方面阐述了常规的处理方法及发展方向,介绍了污泥处理过程中各种方法的优缺点。

关键词 污泥处理 卫生填埋 热处理 土地利用 建筑材料利用

随着城市化的进展和环境质量标准的日益提高,污水处理率和污水处理程度也日益得到提高和深化,污泥的产量也因此而大大提高,2003 年全国每 a 的污泥(干重计)产量约为 130×10^4 t,而且以每 a 10% 以上的速度递增。如果城市污水全部得到处理,则将产生污泥(干重计)约为 840×10^4 t^[1]。如果这些污泥不加以任何处理而任意排放,那么其中的一些难降解有机物,重金属及盐类还有少量病原微生物和寄生虫卵将会对环境造成严重的污染,并且一些有害化学物质在环境中长期低剂量存在造成的损伤非常突出:生物体遗传突变、致癌、致畸、促进衰老和代谢障碍等。污泥有机质含量高,由微生物细胞群体和其解体产物组成,含丰富的蛋白质、核酸、氨基酸和植物生长所必需的 N、P、K 等营养元素和微量元素,其肥效高于一般农家肥,因此污泥是一种很好的缓效肥料^[2]。正是由于污泥的资源性特点,世界水环境组织(WEF)于 1995 年已将污泥(sludge)更名为生物固体(biosolid),从而更加明确了污泥应该作为资源加以利用的观念。因此,如何将产量巨大、成分复杂的污泥变废为宝,使之成为人们可利用的资源,便成为我国及当今世界研究的一个热点课题。

1 现有污泥处理技术

自从 1906 年第一座双层沉淀池诞生以来,污泥处理和处置技术已有 100 a 历史,污泥处理和处置是以“无害化、资源化、稳定化、减量化”为目的的。一般常见的污泥处理处置技术包括有水体消纳、卫生填埋、污泥的热处理、土地利用、建筑材料利用、环境

保护利用等。由于人们对环境的日益重视,水体消纳目前已基本废止。

1.1 卫生填埋

污泥的卫生填埋始于 20 世纪 60 年代,已沿用了约 40 a,是在传统填埋的基础上从保护环境角度出发,经过科学选址和必要的场地防护处理,具有严格管理制度的科学的工程操作方法。到目前为止,已发展成为一项比较成熟的污泥处置技术,其优点是投资较少、容量大、见效快^[3]。但是由于污泥填埋对污泥的土力学性质(以剪切强度表示)要求较高,需要大面积的场地和大量的运输费用,地基需作防渗处理以免污染地下水等,近年来污泥填埋处置所占比例越来越小。随着污泥量的增加,大面积选址更加困难,特别是人口稠密的地区,且填埋最终并未避免环境污染,而只是延缓了污染产生的时间,这决定了土地填埋从多方面来看都不是处置污泥的长久之计,不会成为将来污泥处理处置的发展方向。

1.2 污泥的热处理

污泥的热处理的优势在于可以迅速和较大程度地使污泥达到减量化。污泥焚烧是比较彻底的处理方法,主要分为 2 类,一类是脱水污泥直接送焚烧炉焚烧,另一类是将脱水污泥先干化再焚烧。与其他的污泥处理方法相比较,焚烧的优点在于其产物为无菌、无臭的无机残渣,迅速地实行了无菌化和减量化(减少 60%)的目的。但是由于所需设备、能源及操作费用高昂,目前推广在经济上还有困难;而且由于污泥中含有大量的有机物,燃烧时会产生大量的有

害物质,容易造成二次污染,同时形成的重金属的烟雾和污泥烧尽的污泥灰也有造成二次污染的可能性,灰烬也没有好的方法进行利用;另外,焚烧浪费了污泥中大量营养物质。这些不利之处都限制了该法的广泛应用。一般只有在其他方法由于环境或土地受到限制时才会采用。

1.3 土地利用

目前生活污水的土地利用类型多且广,如农林耕地、牧业草地、园林绿地等。其污泥中 N、P、K 等元素含量高于农家肥,是肥田、改良土壤、园林绿化的好材料。污泥与饼肥比较如表 1 所示^[4]。污泥施用于农田能够改良土壤结构、增加土壤肥力、促进作物的生长,所以污泥的土地利用是一种积极的污泥处置方式。尽管污泥的土地利用有能耗低、可回收利用养分等优点,但影响污泥农用推广的主要因素是可能引起重金属污染、难降解有机物污染以及 N、P 的流失对地表水和地下水的污染。目前对重金属污染研究较多,研究内容包括施用污泥废料后土壤耕作层重金属的变化,施用田农作物各部位富集量、存在形态及影响因素等。众多研究表明近 10 余年来,城市污水处理厂污泥中重金属含量呈下降趋势,在合理施用情况下,一般不会造成重金属污染^[5]。

表 1 污泥与饼肥比较 %

名称	有机质	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
污泥	40~50	4~5	1~5	0.5~1
大豆饼	75~85	7	1.32	2.13
棉籽饼	75~85	3.41	1.63	0.97
花生饼	75~85	6.32	1.17	1.34
菜籽饼	75~85	4.5	2.48	1.4

广州市大坦沙污水处理厂污泥经 6 次采样检测,肥分(干重)见表 2。广州市的土壤贫瘠,建筑垃圾多,需要改良的土壤多,需要大量的基肥。该污泥中的 N、P、K 与常用的饼肥相近,但有机质含量较低,可用作基肥。若添加一定比例的 N、P、K 等营养物质,还可用作追肥。

表 2 广州大坦沙污水处理厂的污泥肥分 %

名称	有机质	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
污泥	44.32~46.92	2.86~3.79	1.1~3.0	1.1~1.4

我国是农业大国,经济基础较薄弱,将污泥制成

肥料,用于农田、植树造林、园林绿化,以及垦荒地、贫瘠地等有效利用途径既符合能源可持续发展的战略趋势,又可以合理的利用资源,使污泥这种难于处理的潜在资源得到比较充分的利用,将会成为今后污泥处理处置的一个比较有前景的发展方向。

1.4 建筑材料利用

1.4.1 污泥制陶粒

陶粒特别是轻质陶粒优点多、需求量大,因此,开辟新的陶粒原料,开发新的轻质陶粒有重要意义。城市污泥产量巨大,将其用于陶粒生产可取得较大的经济和环境效益。广州华穗轻质陶粒制品厂采用城市污水处理厂污泥替代河道淤泥或部分粘土烧制轻质陶粒获得成功,处理量已达 300 t/d,年产陶粒 18.8 万 m³,年产轻质陶粒砌块 18 万 m³。污泥制陶技术的主要问题是当污泥中有大量的重金属时要注意炉窑的烟气处理与控制以及对产品重金属浸出的监控^[6]。

1.4.2 污泥制砖

将污水厂排放污泥与石灰中和,再烘干(相对密度 1.94~1.97)和粘土以 1:10 的比例混合,烧成的砖,可达普通红砖强度^[7]。广州津生污泥处理厂在污泥中添加少量的添加剂使其中的重金属钝化,并且将其杀菌、除臭及脱水,把又湿又臭的污泥干化成无害的“干泥”。然后,用普通烧砖方法焚烧这种“干泥”,制成的砖比普通砖轻约 1/5,且达到一级砖的要求。

1.4.3 污泥制生态水泥

生态水泥是以城市垃圾焚烧灰或污泥及石灰石,通过煅烧再磨成粉末而获得的水硬性胶凝材料。污泥利用之前通常要做脱氯处理。发达国家利用废弃物生产生态水泥已有成熟的经验,日本 40 多家水泥企业,其中 50% 以上工厂均处理各种废弃物,日本麻省水泥公司用下水道污泥及城市其他废弃物生产出高强度水泥;在欧洲水泥生产者联合会所属的水泥厂中每 a 焚烧处理 100 万 t 有害废物。我国的科研工作者在利用各种污泥制生态水泥方面也做了不少工作,有研究人员将苏州河底泥全部代替粘土质原料进行了煅烧试验,烧成熟料与普通熟料相同。生产出的熟料凝结时间正常,安定性合格^[8]。

污泥的建材利用也由于其污泥资源化的特点有着良好的发展前景。利用污泥生产建材可以实现资源、能源的充分利用,还可将其中的有毒有害物质分解或固化。污泥制造建筑材料的资源化利用具有显

著的优势。建材行业原料需求量非常大,能够就地消纳大量污泥,对于有机物含量偏低、不宜农用的污泥是一种有效的处理方式。因此,污泥的建材应用有广阔的发展前景。

1.5 环境保护利用

1.5.1 污泥改性制活性炭

由污泥活性炭制得的吸附剂对 COD 及某些重金属离子有很高的去除率,是 1 种优良的有机废水处理剂。用过的吸附剂若不能再生,可以用作燃料在控制尾气条件下进行燃烧,原污泥中的有害因子同时被彻底氧化分解。污泥制活性炭的研究在我国刚刚开始,许多方面的工作还有待深入^[9]。

1.5.2 用作粘结剂

污泥作为型煤粘结剂替代白泥(一种常用粘结剂)可改善在高温下型煤内部孔结构,提高型煤气化反应性,降低灰渣中的残炭,提高炭转化率。

1.5.3 对氯代化合物的降解作用

氯代化合物毒性极强且降解困难,不少研究表明污泥对氯代化合物的降解有一定作用。一些研究者利用亨盖特厌氧技术从污泥中分离得到 1 株氯苯降解兼性菌,它对含氯化合物具有一定降解率。另外,经氯苯驯化的污泥对氯苯生物降解过程中有邻二氯苯、间二氯苯共存时,有利于整个体系降解^[10]。

1.6 其他利用

污泥处置方法很多,污泥制动物饲料,污泥油化已经有一定的技术力量,象超声促进污泥消化,臭氧消除剩余污泥,蚯蚓处理污泥技术等,需要特定的技术和环境,尚处于探索阶段。

2 结论与建议

污泥的处置是确保污水处理成果的最后关键,污泥处置虽经多年努力不懈,但至今仍是摆在各级政府面前的难题。最大难点是由于其含水率高达 80%~85%而造成运输与综合利用的代价高昂,其次是其由于生物蛋白质酸败产生的恶臭处理。若无政府高额补贴,

污泥处置是没有一家企业愿投资或经营的。因此,污泥处置还应得到政府的政策倾斜以及相应的财政补贴。广州地区的土壤贫瘠,建筑垃圾多,需要改良的土壤多,需要大量的基肥。污泥中的肥分(N、P、K)与常用的饼肥相近,但有机质含量较低。可用作基肥,若添加一定比例的 N、P、K 等营养物,还可作为追肥。因此,污泥作为基肥在广州地区会有良好的发展前景。

未来的污泥处理策略是使污泥的产生、处置与环境保护之间达到一个良好的平衡,要达到这种平衡的最佳途径是污泥的资源化利用;我国污泥以资源化利用为主,大力发展污泥农用及建材利用等处置方式;同时也要发展填埋、焚烧以及其他先进有效的处置方式,以适于今后污泥成分趋于复杂化以及其他因素的影响^[3,11]。

3 参考文献

- [1] 张辰. 污泥处理处置技术研究进展. 北京:化学工业出版社, 2005. 5~6
- [2] 李亚东, 华佳, 李海波. 剩余活性污泥的处置及再利用技术. 工业安全与环保, 2005, 31(4): 26~28
- [3] 邓晓林, 王国华, 任鹤云. 上海城市污水处理厂的污泥处置途径探讨. 中国给水排水, 2000, 16(5): 19~22
- [4] 庞承樟. 实用肥料手册. 南宁:广西科学技术出版社, 1992. 144
- [5] 赵丽君, 张大群, 陈宝柱. 污泥处理与处置技术的进展. 中国给水排水, 2001, 17(6): 23~25
- [6] 汪靓, 朱南文, 张善发, 等. 污泥建材利用现状及前景探讨. 给水排水, 2005, 31(3): 40~43
- [7] 史昕龙, 陈绍伟. 城市污水污泥的处置与利用. 环境保护, 2001, (3): 45~46
- [8] 王素霞. 国外生态水泥工业的现状. 四川建材, 2005, (2): 35~36
- [9] 熊振湖. 我国污水厂污泥的处理与资源化研究. 天津城市建设学院学报, 1999, 5(3): 6~9
- [10] 史昕龙, 陈绍伟. 城市污水污泥的处置与利用. 环境保护, 2001, (3): 45~46
- [11] 田宁宁, 王凯军, 杨丽萍, 等. 污水处理厂污泥处置及利用途径研究. 环境保护, 2000, (2): 18~20

Techniques for Sewage Sludge Treatment

Pu Dahua Wu Xuewei

Abstract According to the objectives and requirements of sewage sludge treatment, the techniques for sludge treatment were discussed on reduction, stabilization, detoxification and recycling, while the components of sludge from Guangzhou was taken into account.

Key words sludge treatment sanitary landfill thermal treatment land reclamation usage building material

完善我国环境行政管理综合决策机制的探讨

邓泽延 周明

(华中科技大学法学院, 武汉 430074)

摘要 可持续发展是现代环境法和环境行政管理的目标,环境与经济综合决策是环境行政管理的核心,而环境行政管理综合决策机制是实现环境与经济可持续发展的保障。面对当前环境与发展对立愈加严重的趋势,完善环境行政管理综合决策机制的理论和现实意义更加迫切。

关键词 环境行政管理 综合决策机制 完善

1972 年,在第一次关于环境的全球性政治会议——联合国人类环境会议召开之前,会议秘书处瑞士一个名为佛里克斯(Fonnex)的小镇召开了一次学术会议。会议总结报告提出:“环境不仅是发展过程本身引起的,而且也是由发展不足引起的,……因此,环境目标应成为发展概念中的一个新的维度,需要一种方法,把环境与发展综合起来。”到 1992 年,联合国环境与发展大会制定的《21 世纪议程》明确提出:“在决策中把环境与发展综合起来(Integration of Environment and Development in Decision-making)”^[1]。所以,可以认为,环境与发展综合决策的思想是从 1972 年的联合国人类环境会议开始的,而其明确表达则形成于 1992 年的联合国环境与发展大会。该处所提出的环境与发展综合决策亦即为环境行政管理综合决策。而要实现综合决策,那么机制就是前提和保证。所以,对环境行政管理综合决策机制的研究和实践是具有开创性意义的。

1 环境行政管理综合决策及其机制的内涵和意义

环境行政管理综合决策,“是指在决策过程中对环境、经济和社会发展进行统筹兼顾、综合平衡、科学决策。也就是说,从决策开始就要在环境、经济、社会之间寻求最佳结合点,使三者协调发展,实现经济发展、社会进步和环境改善”^[2]。从上述定义中我们可以归纳出 2 个核心的要素:环境与发展。这里的“环境”指环境保护,“发展”代表经济和社会发展。所以,亦将

环境行政管理综合决策称为环境与发展综合决策。

环境行政管理综合决策的功能主要是为了协调利益、平衡关系、追求发展。对人类自身而言,保护环境是一种利益,发展经济也是一种利益,社会进步更是利益。任何一方面利益的增进都会对利益总和有所影响,有时会增加总体利益,有时却不一定。当某一方面利益得到增进而其他方面不受损害的时候,总体利益得到增长,用经济学语言,称为“帕累托改进”,这种改进易于为人们所理解和接受。当某一方面利益的增进引起了其他方面利益损失的时候,人类总体利益却不一定增加,甚至有可能减少(“非帕累托改进”),这个时候,这种改进是否应该发生,就要依据受损的那部分利益能否从另外新增的那部分利益中得到补偿而定。因此,评价并决定这种利益(环境利益与发展利益)之间的损益和平衡就是环境行政管理综合决策的任务和功能。所以,环境行政管理综合决策对于环境、经济和社会协调发展有重要意义,是建设和谐社会的重要环节。

但是,实施环境行政管理综合决策,不能依赖于政府领导人的自觉意识,而应有明确而稳定的保障机制。这种机制就是环境行政管理综合决策机制,是从法律和制度的角度对决策主体的一种制约和限制,以确保综合决策的规范化、制度化、程序化,促进经济增长方式的转变,从政策“源头”预防环境问题的产生,实现可持续发展的一种机制。纵观综合决策整个过程,可以将综合决策的过程分为以下几个环节:①问题的察觉与认定;②问题被列入决策议

程;③决策目标的确立;④决策方案的拟定;⑤决策方案的评估与抉择;⑥决策的合法化;⑦决策的执行;⑧决策的评价与调整。所以,相对应于各决策环节,该机制主要包括综合决策察觉机制、综合决策沟通机制、综合决策公众参与机制、综合决策专家参与机制、综合决策制约机制和综合决策协调机制,是环境行政管理综合决策机制的6种构成要素^[3]。

2 我国环境行政管理综合决策机制的问题

我国的环境行政管理综合决策机制的建设处在起步阶段,并且由于我国的政治体制的原因,我国的环境行政管理综合决策机制仍然存在不少问题,主要有以下方面的问题:

2.1 综合决策机制内部冲突严重

中国的环境行政管理综合决策机制的内部冲突严重,导致该机制的内协调性严重不足。主要表现为^[4]:①职能描述冲突。我国的行政组织法不发达,政府部门职能范围没有明确的法律规定,环境决策部门职能难以完全区分;并且社会和经济的发展衍生出许多新的管理、决策事项,增加了冲突机会。②利益冲突。不同区域、不同部门间的利益会发生冲突。公共财政体制改革滞后,收入和支出的部门化使得各决策部门存在独立的经济利益,增加了冲突的可能性;并且公共权力寻租谋求非法利益也会滋生冲突。③价值观冲突。环境保护部门防止环境污染和破坏,保障环境质量;而经济部门和地方政府往往以经济增长为主要追求目标,前后双方间的价值观差异影响了问题的考虑角度和工作出发点,导致冲突发生。④信息冲突。现实中,目前各级政府缺乏重视信息共享、制约部门信息垄断的强烈意识和有效手段,各决策部门彼此间也缺乏信息交流的沟通机制,使得各部门信息割据。⑤消极冲突。即是各决策的职能部门和政府放弃管理、决策权,使得环境行政管理综合决策机制的运行缺乏监督,处于无序状态,造成不良后果。

2.2 综合决策机制缺乏强有力的制约机制

制约机制作为环境行政管理综合决策机制的构成部分,具有极其重要的地位。但是,与其地位不相称的是,我国的综合决策制约机制似乎软弱无力,无所作为。①决策权限划分不明确,制约决策权力的机构和制度不完善。首先表现为立法机关和行政机关的决策权限划分不明;其次是无论从政府外部还是从内

部,我国对决策权力的运用进行监督和制约的机构和制度都不完善,制约力度较弱。②对综合决策程序缺乏制约,导致决策行为的随意性。对综合决策到底应遵循什么程序、必须经过哪些环节,在大多数情况下,我们没有明确的制度规定。③对决策方案的审查不够。在实践中,常有决策方案和法律规定相违背、不同部门的决策相冲突的现象,原因就是未能在决策酝酿中进行审查。④对决策实施结果不评价。对决策方案进行评估,就会对决策者产生一种压力,从而对决策行为形成一种后向制约。在实践中,我国的综合决策机制往往是在颁布后,便宣告决策过程的完结,对于决策实施的结果很少进行系统科学的评价,这样,决策者便没有改进其决策的压力或动力。

2.3 综合决策机制的公众参与机制运行不畅

从环境行政管理综合决策机制运行的程序来看,公众参与对决策的形成具有重大助益。而我国的公众参与机制并未真正建立:①现行立法关于公众参与的规定,基本上是对环境污染的生态破坏发生之后的参与,即末端参与,与公众参与的性质有很大的差距。其实,真正的公众参与除末端参与外,还应包括预案参与、过程参与和行为参与^[5]。只有这4个参与有机结合,同时运作,才是完整的公众参与机制。②我国现有的公众参与制度,缺乏明确的法律程序规定的保障,公众的权利难以实际行使。

3 完善我国环境行政管理综合决策机制的建议

3.1 完善综合决策机构的设置

机构决定功能。只有高效、科学、合理的环境行政管理综合决策机构的设置才能使综合决策机制得到良好的运行。

3.1.1 设立高级别的咨询、协调和决策机构

由于环境具有生态系统的完整性、跨行政区域性和使用的多元性特征,所以对环境要求实行生态系统型管理及决策。我国现实的状态是:一方面,环境资源被行政区划分割为不同的管辖范围,由不同的主体分别行使管理决策权;另一方面,环境生态系统并不因为行政区划而改变其发展规律。更加之,由于地方利益、部门利益的不同,缺乏对地方利益、部门利益的平衡和限制,最终导致生态破坏严重。因此,我国环境行政管理体制设置只重视行政区划机构而忽视生态区域机构的弊端暴露无遗。所以,必须

从生态区域管理的特征出发,建立高级别的专门符合区域生态环境保护要求的协调及决策机构,从全区域环境资源保护的高度,摒弃地方观念和部门利益,统一管理环境保护工作。

3.1.2 建立强有力的统一监督管理机构

权力、责任、义务一致是对行政机关的基本要求。我国目前的环境行政管理中的监督多为系统内部的自上而下的监督,加之政治体制的制约,这种监督制约机制几乎是无效的,导致在环境决策失误的情况下而无从监督和追究。而环境行政管理工作就没有压力和动力,就会逃避综合决策应承担的责任和义务。所以,应建立一个以环境监察部门为主体、司法部门相协助、社会公众广泛参与的统一监督管理机制。实现从外到内、从下到上的有效监督,实行决策失误责任追究制,并使之制度化、规范化。其中重要的是对政府决策和管理行为进行有效的监督和制约,真正落实环境与发展的综合决策。

3.1.3 明确各职能部门的权责界限

在目前的环境行政管理综合决策机制中的一个突出问题是决策部门权力的交叉与重叠,导致利益的冲突或消极管理。因此,从环境行政管理综合决策的综合性、协调性出发,必须以整体利益为重,明确各部门决策权力的界限和责任,明确各机构的法律地位,消除权力设置的重复或空白。进而缓解权力争夺和利益冲突,真正实现各部门的充分、有效协作,发挥环境行政管理综合决策机制的功能。

3.1.4 加强环境保护部门的决策权力

环保部门现有的权限主要集中于污染防治,执法手段有限,而且各级政府为了确保经济发展,缓解财政压力,往往难以对环境问题采取强硬措施。所以,应当加强环境保护部门的决策权力,使之充分参与经济与发展的综合决策,从一个专业领域的角度,对综合决策提出有效建议,从源头上防止生态的破坏,实现可持续发展。

3.2 完善有关环境行政管理综合决策机制的立法

联合国环境与发展大会的《21世纪议程》中有关环境与发展综合决策的基本内容或目标的论述之一就是提供有效的法律法规框架,由此可见,法律制度的保障对环境行政管理综合决策机制是何等重要。

3.2.1 明晰并协调环境保护法律之间的关系

从理论与实践上看,我国对于各种环境保护立法

缺乏通盘考虑、综合平衡,前后不协调。并且,各个法律规定过于原则,可操作性不强,缺乏相应的配套法规,特别是缺乏程序性规定,致使一些法律制度的适用范围不明,具体实施时困难重重。所以,应当重新理顺、明晰现有的各环境保护法律之间的关系。①通过重新修订或颁布司法解释的方式,协调各法律之间的关系并突出综合管理、决策法律的地位及效力等级;②细化各原则性规定,增强可操作性,通过程序合理公正来保证实体合理公正;③对各法律的交叉及冲突的规定重新进行权力分配,并且以服务综合决策机制为分配的核心,加强环境保护部门的综合决策权。

3.2.2 将综合决策机制法定化

环境行政管理综合决策不仅是政府决策的一种工作方式,它还是一种利益平衡机制;且它不仅是一个主体在各种利益之间的平衡机制,而且经常是不同的人群之间利益的平衡机制,所以作为调整人与人之间关系的手段的法律,在此时有重要作用。如果没有法律的制度化规定,仅靠一般性号召和说服,综合决策是不能保证的。例如,建设项目环境影响评价,这是一种微观的综合决策制度,即使有明确的法律规定尚且不能完全执行,何况不做法律规定。环境行政管理综合决策反映的是“综合”的效益,必须由代表“综合”效益的机构做出安排才能实现,这机构就是国家的立法机关。并且,将环境行政管理综合决策机制法定化、制度化,就是要具体法定其基本原则、运作主体、基本目标、决策程序等内容,其中重要的是综合决策机制的决策程序的法定化、规范化,消除传统决策程序的随意性和人为干扰。

环境行政管理综合决策机制的法定化,在制度构建上,主要有以下几方面:

- 1) 综合决策主体的法定化,即是综合决策主体有哪些。
- 2) 综合决策范围的法定化,即是综合决策主体的权限如何。
- 3) 综合决策程序和执行制度的法定化。
- 4) 综合决策的责任制度的法定化,即是对综合决策主体的权、责、利的法定化。

3.3 建立与完善环境行政管理综合决策的相关制度

环境行政管理综合决策机制建立后,首要的是相关制度的规范和支持,综合决策的相关制度是综合决策机制良好运行的基础。

3.3.1 建立环境行政管理综合决策的激励制度

环境行政管理综合决策机制本身是一个利益平衡、利益导向的机制。所以,应当建立相应的激励制度,以使综合决策得以真正实现。① 利用经济手段和市场机制激励环境行政管理部门主动进行综合决策。要建立资源账户、环境资源价格体系,改革传统的以经济绩效来衡量干部的方式,把环境的“价值”列入考核的范围中,作为衡量地方政绩和评定干部优劣的重要条件。② 建立和强化环境行政管理综合决策目标责任制,各级政府及相关部门领导要对本辖区内的环境质量负责。对于重大环境行政管理综合决策事故进行责任追究,并实行量化考核。

3.3.2 改革和完善现有的国民经济核算体系

传统的建立在生产成本基础上的经济增长为唯一标志的国民经济核算体系不能全面反映自然资源成本的消耗,更不能反映环境成本的消耗。而事实上,环境是一种特殊的资源,具有特殊的价值,其价值是可以运用特定方法来定量化估算的。并且环境对经济活动具有潜在的持久的制约和影响,在缺少环境成本参与的国民经济核算体系中,势必出现高速度、低增长的现象,必然产生环境保护与经济发展相矛盾的问题。所以,要使环境与经济协调发展,进行环境行政管理综合决策,就必须把环境成本纳入国民经济核算体系中,对传统的国民经济核算体系进行修正,提高环境资源在人造资本中的比重。

建立新的国民经济核算体系,一方面会帮助人们走出产品高价、资源低价、环境无价的认识误区,有利于环境保护;另一方面会使政府及环保部门、企业等自觉主动地对环境保护和经济发展进行综合考虑、综合决策,推动环境行政管理综合决策机制运行。

3.3.3 完善公众参与制度

环境行政管理具有社会性,涉及公众的利益,而

公众的利益是每一个具体人群或个人利益的集合。环境行政管理综合决策机制中的公众参与机制是为了使公众的利益能在综合决策中得以体现并促进综合决策。所以为了使综合决策机制中的公众参与机制发挥应有的作用,应当:① 通过立法,确定公众直接参与和间接参与环境行政管理综合决策的范围,即明确哪些事项的综合决策、哪些层次的综合决策需要公众参与。② 建立并逐步实行票决制度,特别是低层次的综合决策,要扩大公众通过投票表决的方式直接参与综合决策的范围。③ 建立综合决策听证制度,把公众听证作为综合决策过程的1个必要环节。这其中包括,听证法律程序的完善,公众可以参与的听证综合决策的范围的确定等。④ 完善政务公开制度及环境状况公告制度,这分别是针对决策主体和公众主体而言的,强化对决策主体的公众监督和保障公众的环境知情权^[6]。⑤ 完善人民代表大会制度,通过适当的制度建设,规范人民代表与民众、与综合决策机构的联系及人民代表参与综合决策的程序和方式,使公众能间接参与综合决策。

4 参考文献

- [1] 夏光,王凤春,舒庆,等. 环境与发展综合决策:理论与机制研究. 北京:中国环境科学出版社,2000. 1~2
- [2] 解振华. 坚持环境与发展综合决策,切实推进可持续发展. 见:中国环境年鉴 1995. 北京:中国环境科学出版社,1995
- [3] 王满船. 政府决策机制的内涵及其完善. 国家行政学院学报,2003,(6):27~31
- [4] 丁晓阳. 水资源保护行政管理的冲突解决制度. 中国环境管理,2003,(4):18~19
- [5] 吕忠梅. 环境法新视野. 北京:中国政法大学出版社,2000. 258~259
- [6] 石莎. 我国环境保护中公众参与问题研究. <http://www.riel.whu.edu.cn/morenews.asp?>. 2006-04-15

On the Perfecting of Mechanism for Comprehensive Decision-making in Environmental Administration

Deng Zeyan Zhou Ming

Abstract Sustainable development is the goal of modern environmental law and administration, and the comprehensive decision-making on environment and economy is the key of environmental administration, and the mechanism for decision-making in environmental administration is the support to realize sustainable development. In the face of more serious trend in the antagonism between development and environment, it is an urgent task at present to perfect the mechanism for the comprehensive decision-making in environmental administration.

Key words environmental administration comprehensive decision-making mechanism perfecting

底泥微生物在红树林生态系统中的作用

李 玫¹ 廖宝文¹ 章金鸿²

(¹ 中国林科院热带林业研究所, 广州 510520; ² 广州市环境保护科学研究所, 广州 510620)

摘 要 微生物-营养物质-植物之间的紧密联系是红树林生态系统中营养物质保存和循环的主要机制之一。具有高生产力和丰富多样性的底泥微生物, 不断地将红树林凋落物转化成可被植物利用的氮、磷或其他营养物质。植物根系分泌物又为该系统微生物和其他大型生物提供营养。文章综述了国内外有关红树林生态系统中微生物的营养物质转化方面的主要研究成果, 并阐明了这些微生物对该系统生产力的重要贡献。为了更好地保护红树林生态系统, 维持和恢复其微生物系统是必要的。

关键词 红树林 底泥微生物 固氮菌 溶磷菌 光合作菌

红树林生态系统具有很高的生态、社会和经济价值, 尤其在固岸护堤、发展滩涂养殖与近海渔业、维持生物多样性、净化环境、提取海洋药物、发展生态旅游以及维持海岸带生态平衡等方面具有重大的价值^[1]。然而海岸带的不合理开发, 已导致红树林面积急剧减少、种群衰退, 20 世纪 50 年代初期我国红树林面积约 5 万 hm^2 , 而目前仅剩 1.5 万 hm^2 左右, 红树林造林、恢复、发展和保护已成为一项十分紧迫的任务^[2]。我国对红树林生态系统的研究多以红树植物、鸟类、底栖动物等为对象, 而关于该系统中微生物的研究较少^[3,4]。本文对红树林生态系统中底泥微生物在营养物质转化方面的主要研究成果进行了综述, 以期对红树林资源的保护和可持续发展提供参考。

1 红树林生态系统中的营养物质转化

红树林通常被认为是营养(尤其是 N、P)较缺乏的生态系统^[5-7]。然而, 红树林生态系统存在 1 个有效的营养物质循环系统, 不仅使系统内的基本营养物质得以保存, 且通过分解植物组分产生新营养^[7]。红树林生态系统中营养物质转化主要依赖于微生物活动^[8,9]。红树林底泥中存在极其活跃的、高生产力的细菌群落^[10]。大部分的碳通量由底泥细菌完成, 它们不仅参与能量流动和物质循环且有碳库的功能^[11]。黏附在土壤颗粒上的细菌参与大多数的营养物质转化过程。细菌自然死亡和溶解后, 被新一代的细胞转化成新的细菌生物量或可溶性物质^[9,12]。通过消费在间隙水中的可溶性有机碳, 底泥中的细菌种群防止

了可溶性有机碳输入附近的生态系统如浮游(远洋)食物链或邻近海岸区域^[10,13,14]。

某个红树林生态系统中各种含氮化合物的去向和流动取决于该系统的特性。如果氮在以 N_2 的形态释放到大气中之前已被消耗掉, 那么通过反硝化作用而损失的氮通常可忽略不计^[15]。在细菌和植物之间可能存在争夺有效氮的激烈竞争。来自底泥和含氮有机化合物降解的硝酸盐可能被细菌转化成铵离子, 然后又被细菌和植物所同化。这个过程使氮元素在该生态系统中得以保存^[16,17]。尽管无机氮转化的通量和速度是微小的, 还是有研究认为矿化作用和同化过程之间存在着紧密耦合^[12]。已观察到废水流入红树林生态系统提高反硝化作用速率, 表明反硝化作用速率和氮含量之间存在一定的相关性。在红树林的氮循环依赖于细菌的同时, 细菌也得益于它们与红树林植物的联系。有研究认为红树林根部渗出的营养物质可被生活在底泥和根际的细菌群落所利用^[12,18], 底泥中较高的细菌活性与植物的存在密切相关^[12,19,20]。除了给微生物提供营养, 植物还能改善土壤理化性质。在印度红树林区, 植物缓解了因降雨而引起的土壤 pH 值和盐度变化。红树林植物也可通过气生根对氧的吸收和扩散给底泥提供氧气。有些红树种类可氧化根际土壤, 因而减轻 H_2S 的不利影响。这些因植物而引起的土壤变化也影响到了根际某些特定微生物种群的繁殖。可以推断: 在红树林生态系统中, 由微生物和植物之间紧密联系而形成的营养循环使该系统中营养物质得以保存。

2 红树林生态系统中的固氮微生物

红树林生态系统中较高的固氮效率与以下因素有关:凋落的和正在腐烂的叶片^[20,21],气生根^[20,22],根际土壤^[6,20],树干^[23],底泥中^[20]及覆盖在表层底泥上的蓝细菌丛^[22]。在红树林中发现乙炔还原速率与有机质可用性之间正相关。红树林底泥中固氮作用极可能是受到能量来源不足的限制。固氮所需的能量可通过非固氮微生物群落分解叶片而获得。红树林水体中可溶性氮的含量也可能影响固氮微生物的固氮量。已测得水体中有高含量的可溶性氮(达到 25 mg/L)同时缺乏碳源时,白骨壤的底泥及根际的固氮效率较低^[24]。

至今已从各种红树植物的底泥、根际、根表中分离出固氮细菌,包括固氮螺菌属,固氮菌属,根瘤菌属,梭菌属和克雷伯氏属。这些细菌对任何的红树植物或红树林生态系统中其他 45 种植物都不具专一性^[25]。在印度河口^[5]、佛罗里达^[20]和澳大利亚^[26]的红树林生态系统中,约有 10 种红树植物的根部检测到固氮作用,大约 40%~60%的年氮需要量是由腐烂叶片、根际、表层底泥中的固氮作用提供的^[26]。黑红树植物的气生根表面定殖有各种微生物,主要是固氮和非固氮的蓝细菌、硅藻、绿藻、细菌和真菌^[22]。对萌芽白骨壤气生根上的蓝细菌群落的调查发现,不同的群落定殖在不同位置。在墨西哥某处红树林中经过 1 a 的现场监测,显示夏季固氮效率比秋冬高出 10 倍。固氮作用的主要影响因素是光强和水温^[22]。黑红树幼苗接种固氮丝状蓝细菌 *Microcoleus chthonoplastes* 6 d 后根上布满具黏液鞘的蓝细菌,接种后的幼苗其总氮含量明显高于未接种的^[27]。

3 溶磷菌

海水中丰富的阳离子使磷酸根离子沉降到红树林底泥的间隙水中,导致大部分磷酸根难以被植物利用。作为可溶性磷酸盐的潜在提供者溶磷菌将有益于红树植物。在墨西哥的干旱红树林中,已分别从黑红树植物、白红树植物的根际分离出 9 种和 3 种溶磷菌^[28]。离体条件下 1 L 解磷芽孢杆菌 *B.amyloliquefaciens* 悬浮液(10^8 个/mL)中可溶解 400 mg 磷酸盐。万璐等^[29]从红树林根际分离出不同种类的溶磷菌,且筛选获得 1 株溶磷能力较强的菌株。

4 硫酸盐还原细菌

红树林底泥主要由需氧表层和底部厌氧层组成,在厌氧层有机质的降解主要通过硫酸盐还原作用^[18,30]。在底层中 CO_2 释放几乎 100%依赖于硫酸盐还原作用^[31]。在佛罗里达的红树林,硫酸盐还原细菌是大红树和萌芽白骨壤根际数量最多的细菌群体,种群密度(以鲜重计)达 10^6 个/g^[20]。在印度的果阿红树林,硫酸盐还原细菌(以底泥干重计)大约是 10^3 个/g,其中主要是产孢菌^[32]。在墨西哥和印度果阿的红树林中,分别从根际分离出 2 和 8 种硫酸盐还原细菌菌株。红树林底泥的硫酸盐还原细菌可利用多种营养物质,包括乳酸、醋酸、丙酸、丁酸盐(或酯)和苯甲酸盐。这种能力使这些微生物在红树林环境中有效地竞争营养物质^[33]。硫酸盐还原速度与有机质的可用性和某些能影响表层底泥混合和浸润效果的物理过程有关,硫酸盐还原细菌种群的发展则受到硫酸盐可用性的限制。硫酸盐还原细菌还在生物固氮中起作用,在佛罗里达红树林中所有底泥(无论有无植物生长)中都有大量能固氮的硫酸盐还原细菌群落^[20]。

5 光合厌氧细菌

光合厌氧细菌的光合作用利用 H_2S 而不是 H_2O 作为电子供体,这类细菌包括紫色硫细菌,绿、紫色非硫细菌。红树林中富含硫的厌氧土壤环境为这些细菌的繁殖提供有利条件。在印度红树林底泥中已找到着色菌科和红螺菌科^[34]。光合厌氧细菌占整个厌氧菌的 4%~20%^[35],常见属是红细菌属和红假单胞菌属^[36]。作为厌氧环境中的优势光合生物,光合厌氧细菌为红树植物初级生产力作出显著贡献。通过光合作用固定的碳可能大部分沉积在底泥里并由细菌矿化。从这些过程中产生的能量可支持细菌生长,而细菌生长过程的产物又反过来通过碎屑食物链给鱼和无脊椎动物提供能量。根据河口湿地和盐生沼泽泥炭中的实测,生态系统中能量流主要是间接来自厌氧细菌代谢特别是硫循环^[37]。

6 甲烷细菌

甲烷细菌可能是红树林生态系统中 1 种重要的细菌。在印度的红树林中,随着水温、底泥温度、pH 值、氧化还原电位、盐度的变化,底泥中甲烷细菌数量(以湿土计)在 $3.6 \times 10^2 \sim 1.1 \times 10^5$ 个/(g·a)之间波动^[38]。硫酸盐还原细菌限制了这些细菌的繁殖^[39]。在某处红树林的底泥里分离出 1 种甲烷细菌 *Methanoc-*

coides methylutens 和 4 种耐热甲烷细菌^[40]。在墨西哥的红树林底泥里检测到高速率的甲烷产出^[41], 其中有 1 块样地受到人类活动的影响, 所产生的甲烷比对照样地多 5 倍, 表明有人为干扰时红树林底泥释放甲烷的潜势较强^[41]。

7 真菌

在红树林群落中已鉴定出 100 多种真菌^[42], 我国学者对红树植物的内生真菌的代谢产物进行了分离与鉴定^[43,44]。Hyde 对白骨壤、水椰、木榄和木果楝枯枝和树干经过 3 周培养后, 检出 30 种子囊菌、1 种担子菌和 8 种半知菌^[45]。Kohlmeyer 在大红树被海水浸没部分和枯死木材上发现 2 个新的半知菌种^[46]。在墨西哥西部红树林, 经过 2~3 月在湿润条件下对枯根和离体枝条的培养, 鉴别出 13 种子囊菌和 3 种半知菌^[47]。Kohlmeyer 在对大红树、亮叶白骨壤、榄李和直立锥果木的枯死树干和树枝上真菌的研究中, 已建立起其垂直分布模型^[48]。从红树的枯叶中分离出的真菌除了能分解木质素和纤维素, 还具有分解果胶糖、蛋白和淀粉的活性^[49]。这些真菌启动了植物组织的分解, 并且让细菌、酵母得以定殖从而进一步分解有机物^[50]。首先被细菌侵占的地方可能会阻止真菌的定殖^[51]。在印度一处红树林, 首先入侵凋落叶的是真菌和类似真菌的单细胞原生生物。可能真菌和类似真菌的单细胞原生生物能忍受红树林叶片中高浓度的酚化合物, 而这些酚化合物能阻止其他微生物生长。总之, 由于真菌对氧的高需求量^[52] 以及它几乎在瞬间产生^[53], 真菌对红树木材的降解局限在木质部外层。目前有关红树林真菌在营养物质循环中所处位置知之甚少^[54], 尚待进一步研究。

8 用植物促生菌(PGPB)来保护和重建红树林

PGPB 可通过各种代谢途径来促进植物生长, 如固氮、溶磷、产生植物激素、合成含铁细胞或对植物病原菌的生物控制^[55]。在进行红树林生态系统重建和人工营造时, 可利用 PGPB 接种以促进幼苗的生长。目前已尝试用红树林固氮细菌 *M.chthonoplastes* 和陆生 PGPB-*Azospirillum sp.* 给红树植物接种^[56]。用 *M.chthonoplastes* 接种黑红树植物的幼苗后, 可形成大量具浓厚的黏液鞘的群落^[27], 同时接种后的幼苗其固氮作用^[27] 和氮积累均增加^[57]。利用有益细菌来促进植物生长时, 混合菌种比用单一菌

种更有效^[55]。当把从红树林根际分离出来的固氮细菌 *Phyllobacterium sp.* 与溶磷菌混合, 其固氮能力比仅用纯菌株时增加 200%, 而且用这 2 种菌株混合给红树林幼苗接种后, 使进入叶片的氮元素增加。

9 结论

红树林生态系统产生的碎屑是扩展食物链的基础环节, 用以维持无数具有生态价值和经济价值的生物。红树林还给许多海洋生物提供必要的栖息、觅食和繁殖场所。红树林保护措施中应考虑该生态系统是 1 个生物学整体, 它包括了维持红树林生产力的所有物理的、化学的和生态的过程。健康的底泥微生物群落对于 1 个红树林生态系统很重要, 微生物的活动使该系统中相对稀少的营养物质得以保存。而给红树林幼苗接种 PGPB 将有利于红树林生态系统的重建及人工营造。进一步深入研究红树林生态系统复杂的微生物活动和它们对该系统生产力的影响对保护和发展红树林是必要的。笔者认为今后需加强以下方面的研究:

- 1) 在接纳和不接纳陆地淡水输入的红树林生态系统之间, 营养物质循环是否有差异?
- 2) 微生物区系在底泥营养物质转化和传输中所起的作用?
- 3) PGPB 对红树林生态系统的重要性? 利用微生物保护和恢复红树林生态系统的可行性?

10 参考文献

- [1] 张乔民, 隋淑珍. 中国红树林湿地资源及其保护. 自然资源学报, 2001, 16(1), 28~36
- [2] 王伯荪, 廖宝文, 王勇军, 等. 深圳湾红树林生态系统及其持续发展. 北京: 科学出版社, 2002. 3
- [3] 蔡立哲, 周时强, 林鹏. 深圳湾福田潮间带泥滩大型底栖动物群落生态特点. 见: 郎志卿, 林鹏, 陆健健. 中国湿地研究和保护, 上海: 华东师范大学出版社, 1998. 113~121
- [4] 陈桂株, 王勇军, 黄乔兰. 深圳福田红树林鸟类自然保护区生物多样性及其保护研究. 生物多样性, 1997, 5(2): 104~111
- [5] Sengupta A, Chaudhuri S. Ecology of heterotrophic dinitrogen fixation in the rhizosphere of mangrove plant community at the Ganges river estuary in India. *Oecologia*, 1991, 87: 560~564
- [6] Holguin G, Guzman MA, Bashan Y. Two new nitrogen-fixing bacteria from the rhizosphere of mangrove trees: their isolation, identification and in vitro interaction with rhizosphere *Staphylococcus sp.* *FEMS Microbiol Ecol*, 1992, 101: 207~216

- [7] Alongi DM, Christoffersen P, Tirendi F. The influence of forest type on microbial–nutrient relationships in tropical mangrove sediments. *J Exp Mar Biol Ecol*, 1993, 11: 201~223
- [8] Holguin G, Bashan Y, Mendoza–Salgado RA, et al. La Microbiología de los manglares. Bosques en la frontera entre el mar y la tierra. *Cienciay Desarrollo*, 1999, 144: 26~35
- [9] Alongi DM. Bacterial productivity and microbial biomass in tropical mangrove sediments. *Microb Ecol*, 1988, 15: 59~79
- [10] Alongi DM, Boto KG, Tirendi F. Effect of exported mangrove litter on bacterial productivity and dissolved organic carbon fluxes in adjacent tropical nearshore sediments. *Mar Ecol Prog Ser*, 1989, 56: 133~144
- [11] Bano N, Nisa M–U, Khan N, et al. Significance of bacteria in the flux of organic matter in the tidal creeks of the mangrove ecosystem of the Indus river delta, Pakistan. *Mar Ecol Prog Ser*, 1997, 157: 1~12
- [12] Alongi DM. The role of bacteria in nutrient recycling in tropical mangrove and other coastal benthic ecosystems. *Hydrobiologia*, 1994, 285: 19~32
- [13] Boto KG, Alongi DM, Nott ALJ. Dissolved organic carbon–bacteria interactions at sediment–water interface in a tropical mangrove system. *Mar Ecol Prog Ser*, 1989, 51: 243~251
- [14] Stanley SO, Boto KG, Alongi DM. Composition and bacterial utilization of free amino acids in tropical mangrove sediments. *Mar Chem*, 1987, 22: 13~30
- [15] Rivera–Monroy VH, Twilley RR. The relative role of denitrification and immobilization in the fate of inorganic nitrogen in mangrove sediments (Terminos Lagoon, Mexico). *Limnol Oceanogr*, 1996, 41: 284~296
- [16] Rivera–Monroy VH, Day WJ, Twilley RR, et al. Flux of nitrogen and sediment in a fringe mangrove forest in Terminos lagoon, Mexico. *Estuar Coast Shelf Sci*, 1995, 40: 139~160
- [17] Rivera–Monroy VH, Twilley RR, Boustany RG, et al. Direct denitrification in mangrove sediments in Terminos Lagoon, Mexico. *Mar Ecol Prog Ser*, 1995, 126: 97~109
- [18] Nedwell DB, Blackburn TH, Wiebe WJ. Dynamic nature of the turnover of organic carbon, nitrogen and sulphur in the sediments of a Jamaican mangrove forest. *Mar Ecol Prog Ser*, 1994, 110: 223~231
- [19] Routray TK, Satapathy GC, Mishra AK. Seasonal fluctuation of soil nitrogen transforming microorganisms in Bhitarkanika mangrove forest. *J Environ Biol*, 1996, 17: 325~330
- [20] Zuberer D, Silver WS. Biological dinitrogen fixation (Acetylene reduction) associated with Florida mangroves. *Appl Environ Microbiol*, 1978, 35: 567~575
- [21] Mann FD, Stienke TD. Biological nitrogen fixation (acetylene reduction) associated with decomposing *Avicennia marina* leaves in the Beachwood Mangrove Nature Reserve. *S Afr J Bot*, 1992, 58: 533~536
- [22] Toledo G, Bashan Y, Soeldner A. Cyanobacteria and black mangroves in northwestern Mexico: colonization, and diurnal and seasonal nitrogen fixation on aerial roots. *Can J Microbiol*, 1995a, 41: 999~1011
- [23] Uchino F, Hambali GG, Yatazawa M. Nitrogen fixing bacteria form warty lenticellate bark of a mangrove tree, *Bruguiera gymnorhiza* (L.) Lamk. *Appl Environ Microbiol*, 1984, 47: 44~48
- [24] Mann FD, Stienke TD. Biological nitrogen fixation (acetylene reduction) associated with green algal (cyanobacterial) communities in the Beachwood Mangrove Nature Reserve I The effect of environmental factors on acetylene reduction activity. *S Afr J Bot*, 1989, 55: 438~444
- [25] Sengupta A, Chaudhuri S. Ecology of heterotrophic dinitrogen fixation in the rhizosphere of mangrove plant community at the Ganges river estuary in India. *Oecologia*, 1991, 87: 560~564
- [26] van der Valk AG, Attiwill PM. Acetylene reduction in an *Avicennia marina* community in Southern Australia. *Aust J Bot*, 1984, 32: 157~164
- [27] Toledo G, Bashan Y, Soeldner A. In vitro colonization and increase in nitrogen fixation of seedling roots of black mangrove inoculated by a filamentous cyanobacteria. *Can J Microbiol*, 1995, 41: 1012~1020
- [28] Vazquez P, Holguin G, Puente ME, et al. Phosphate–solubilizing microorganisms associated with the rhizosphere of mangroves in a semiarid coastal lagoon. *Biol Fertil Soils*, 2000, 30: 460~468
- [29] 万璐, 康丽华, 廖宝文, 等. 红树林根际解磷菌分离、培养及解磷能力的研究. *林业科学研究*, 2004, 17(1): 89~94
- [30] Sherman RE, Fahey TJ, Howarth RW. Soil–plant interactions in a neotropical mangrove forest: iron, phosphorus and sulfur dynamics. *Oecologia*, 1998, 115: 553~563
- [31] Kristensen E, Holmer M, Bussarawit N. Benthic metabolism and sulfate reduction in a south–east Asian mangrove swamp. *Mar Ecol Prog Ser*, 1991, 73: 93~103
- [32] Saxena D, Loka–Bharathi PA, Chandarmohan D. Sulfate reducing bacteria from mangrove swamps of Goa, central west coast of India. *Indian J Mar Sci*, 1988, 17: 153~157
- [33] Loka Bharathi PA, Oak S, Chandramohan D. Sulfate–reducing bacteria from mangrove swamps II: Their ecology and physiology. *Oceanol Acta*, 1991, 14: 163~171
- [34] Vethanayagam RR, Krishnamurthy K. Studies on anoxygenic photosynthetic bacterium *Rhodospseudomonas sp* from the tropical mangrove environment. *Indian J Mar Sci*, 1995, 352: 49~59
- [35] Chandrika V, Nair PVR, Khambhadkar LR. Distribution of

- phototrophic thionic bacteria in the anaerobic and micro-aerophilic strata of mangrove ecosystem of cochinchina. *J Mar Biol Assoc India*, 1990, 32: 77~84
- [36] Shoreit AAM, El-Kady IA, Sayed WF. Isolation and identification of purple nosulfur bacteria of mangal and non-mangal vegetation of red sea coast, egypt. *Limnologica*, 1994, 24: 177~183
- [37] Day JW JR, Del Rosario J, Holness R. Degradation of red mangrove (*Rhizophora mangle* L) leaves in the Bay of Panama. *Rev Biol Trop*, 1989, 37: 101~104
- [38] Mohanraju R, Natarajan R. Methanogenic bacteria in mangrove sediments. *Hydrobiologia*, 1992, 247: 187~193
- [39] Ramamurthy T, Raju RM, Natarajan R. Distribution and ecology of methanogenic bacteria in mangrove sediments of Pitchavaram, east coast of India. *Indian J Mar Sci*, 1990, 19: 269~23
- [40] Marty DG. Description de quatre souches methanogenes thermotolerantes isolees de sediments marins ou intertidaux. *C R Hebd Seances Acad Sci*, 1985, 300: 545~548
- [41] Giani L, Bashan Y, Holguin G, et al. Characteristics and methanogenesis of the Balandra lagoon mangrove soils, Baja California Sur, Mexico. *Geoderma*, 1996, 72: 149~160
- [42] Singh N, Steinke TD. Colonization of decomposing leaves of *Bruguiera gymnorrhiza* (*Rhizophoraceae*) by fungi, and in vitro cellulolytic activity of the isolates. *S Afr J Bot*, 1992, 58: 525~529
- [43] 郭志勇, 余志刚, 陈东森, 等. 南海海洋红树林种子内生真菌 2508 号多糖 G-22a 的研究. *中山大学学报(自然科学版)*, 2003, 42(4): 127~128
- [44] 朱峰, 周世宁, 林永成, 等. 从红树林内源真菌 2526[#] 分离到的 *Sterigmatocystin*. *应用化学*, 2003, 20(3): 272~274
- [45] Hyde KD. Intertidal mangrove fungi from north Sumatra. *Can J Bot*, 1989, 67: 3078~3082
- [46] Kohlmeyer J, Shchatz S. *Aigialus* gen nov (*Ascomycetes*) with two new marine species from mangroves. *Trans Br Mycol Soc*, 1985, 85: 699~707
- [47] Hyde KD. Intertidal mangrove fungi from the west coast of Mexico, including one new genus and two new species. *Mycol Res*, 1992, 96: 25~30
- [48] Kohlmeyer J, Bebout B, Volkmann-Kohlmeyer B. Decomposition of mangrove wood by marine fungi and teredinids in Belize. *Mar Ecol*, 1995, 16: 27~39
- [49] Raghukumar S, Sharma S, Raghukumar C, et al. Thraustochytrid and fungal component of marine detritus IV Laboratory studies on decomposition of leaves of the mangrove *Rhizophora apiculata* Blume. *J Exp Mar Biol Ecol*, 1994, 183: 13~131
- [50] Matondkar SGP, Mahtani S, Mavinkurve S. Studies on mangrove swamps of Goa: I. Heterotrophic bacterial flora from mangrove swamps. *Mahasagar-Bulletin of the National Institute of Oceanography*, 1981, 14: 325~327
- [51] Newell SY, Fell J W. Competition among mangrove oomycetes, and between oomycetes and other microbes. *Aquat Microb Ecol*, 1997, 12: 21~28
- [52] Newell SY, Fell J W. Distribution and experimental responses to substrate for marine oomycetes (*Halophytophthora species*) in mangrove ecosystems. *Mycol Res*, 1992, 96: 851~856
- [53] Newell SY, Fell J W. Ergosterol content of living and submerged decaying leaves and twigs of red mangrove. *Can J Microbiol*, 1992, 38: 979~982
- [54] Fell JW, Newell SY. Role of fungi in carbon flow and nitrogen immobilization in coastal marine plant litter systems. In: Wicklow DT, Carroll GC. *The fungal community, its organization and role in the ecosystem*. New York: Marcel Dekker, 1981. 665~678
- [55] Bashan Y, Holguin G. *Azospirillum*-plant relationships: environmental and physiological advances (1990-1996). *Can J Microbiol*, 1997, 43: 103~121
- [56] Puente ME, Holguin G, Glick BR, et al. Root-surface colonization of black mangrove seedlings by *Azospirillum halopraeferens* and *Azospirillum brasilense* in seawater. *FEMS Microbiol Ecol*, 1999, 29: 283~292
- [57] Bashan Y, Puente ME, Myrold DD, et al. In vitro transfer of fixed nitrogen from diazotrophic filamentous cyanobacteria to black mangrove seedlings. *FEMS Microbiol Ecol*, 1998, 26: 165~170

The Role of Sediment Microorganisms in the Mangrove Ecosystems

Li Mei Liao Baowen Zhang Jinhong

Abstract Evidences suppose that the close microbe-nutrient-plant relationship plays an important role in the mechanism of nutrients recycle and conserve in the mangrove ecosystem. The microbial community living in mangrove ecosystems transform the dead mangrove vegetation into nutrients of nitrogen, phosphorus, and others that can be utilized by the plants. In turn, the exudates from plant root serve as a food source for the microorganisms and other larger organisms. The current knowledge on microbial transformation of nutrients in mangrove ecosystem and the contribution of these microorganisms to the productivity of the ecosystem are summarized. To conserve the mangrove ecosystems, the microbial communities should be considered. Inoculation of mangrove seedlings with plant-growth-promoting bacteria may help to regenerate the destroyed mangrove areas and create artificial mangrove ecosystems.

Key words mangrove sediment microorganisms nitrogen fixation phosphate solubilization photosynthetic bacteria

重金属污染土壤修复技术的进展*

何益波¹ 李立清¹ 曾清如²

(¹ 湖南大学环境科学与工程学院, 长沙 410082; ² 湖南农业大学资源与环境学院, 长沙 410128)

摘要 目前,土壤的重金属污染已成为一个世界性的环境问题,引起了人们的高度关注。本文根据近年来国内外相关文献报道,对重金属污染土壤修复技术的进展情况作简要介绍和述评,指出各类技术的原理、优缺点和实用性,并重点介绍具有良好应用前景的电动修复技术和植物修复技术。

关键词 重金属 土壤污染 修复技术 电动修复 植物修复

土壤作为开放的缓冲动力学体系,在与周围环境进行物质能量的交换过程中,给外源重金属提供了进入该体系的途径。土壤中的重金属主要源于大气中重金属沉降、农药化肥的施用、污水灌溉、污泥施肥、重金属废弃物的堆存等。据估计,过去 50 a 中全球排放到环境中的 Cd 达到 2.20×10^4 t、Cu 约 9.39×10^5 t、Pb 为 7.83×10^5 t、Zn 为 1.35×10^6 t^[1]。重金属污染给环境、经济造成了巨大损失,也给人类健康带来了潜在危害,因此,如何有效地控制及治理重金属污染,改良土壤质量,成为环境科学界的重点工作之一。目前,重金属污染土壤修复技术的基本原理主要有固化作用和活化作用^[2],围绕这 2 个方面,已相应地提出了物理、化学和生物修复技术。有关重金属污染土壤修复技术的报道很多,最近又提出了许多新观点,本文试图综合原有理论和新观点就该修复技术的应用和进展情况作一简述,旨在推动土壤修复学科的发展。

1 物理修复技术

物理修复是最先发展起来的修复技术之一,包括电动修复、改土换土法、热解析法、玻璃化技术等,对于污染重、面积小的土壤修复效果明显,是一种治本措施,且适应性广,但存在二次污染问题,容易导致土壤的结构破坏和肥力下降,对污染面积较大的土壤需要消耗大量的人力与财力。因此,降低修复成本,减少二次污染的风险等是该方法亟待解决的问题,随着生物修复及复合技术的发展,物理修复中的

一些技术将被逐渐取代。

1.1 电动修复

电动修复是在电场作用下通过电迁移、电渗流或电泳的方式将土壤中的污染物带到电极两端,经工程化的收集系统收集起来进行集中处理。该技术最先由美国路易斯安娜州立大学提出,随后得到迅速发展,目前该技术可有效地去除土壤中的重金属,并已进入商业化阶段。

研究表明,电流能打破所有的金属-土壤键,该技术对低渗透性土壤中的铅、砷、镉、铜等重金属非常有效^[3,4]。最近研究发现土壤 pH 值是影响电动修复的关键因素,因而电动修复过程中可以通过控制 pH 值来改善修复效果^[4]。在电动修复过程中,有时需通过施加一些增强剂来提高污染物的溶解度,尤其是高碱性和高吸附容量的污染土壤的修复,这在试验中得到了验证^[5,6]。有试验发现使用离子交换膜也能增加电动修复技术的效率^[7]。随着工作的深入,电动修复过程的模拟研究也已开展^[8],通过模型来预测土壤中重金属分布状态作为时间的函数的变化情况,为更好的实际应用创造条件。总的说来,土壤中水溶态和可交换态重金属极易被电动修复,而以有机结合态和残留态存在的重金属较难去除。电动修复具有能耗低、修复彻底、经济效益高等优点,是一门有较好发展前途的绿色修复技术,在修复重金属污染土壤方面有着良好的应用前景,但该技术对大规模污染土壤的就地修复仍不完善。

注: * 国家自然科学基金资助(20376019,20576028)

收稿日期: 2006-06-05, 修改稿收到日期: 2006-08-02

1.2 改土法

改土法包括客土、换土、去表土、深耕翻土等措施,一般只用于土层深厚且污染较轻的情况,其在本国得到了广泛的实际应用。该方法也适用污染重、面积小的地区,在 20 世纪 90 年代前应用较广,具有效果彻底、稳定等特点,且不受土壤条件限制,但该方法只是把环境问题从高危区转移到低危区,具有前面提到的物理修复的一般性缺点,逐渐被新兴的修复技术所取代^[2]。

1.3 热解吸法

该法是对挥发性重金属污染的土壤加热升温,将挥发性污染物(主要是 Hg、Se)从土壤中解吸出来。热解吸法对于修复汞污染土壤是一种行之有效的方法,并可回收汞。美国一家公司已成功应用该技术进行现场治理,治理后土壤中汞的质量浓度降到了背景值($< 1 \text{ mg/L}$),并开始商业化服务^[9]。该法的不足之处是驱赶土壤水分需消耗大量的能量,易使土壤有机质和结构水遭到破坏,汞蒸汽进入大气会造成二次污染。鉴于该技术难度较大、费用较高的特点,目前在我国尚未应用。

1.4 玻璃化技术

利用电极加热将污染土壤熔化,冷却后形成比较稳定的玻璃态物质。实施前要在土壤中埋入金属或石墨等导电材料。另一种玻璃化技术是将污染土壤与废玻璃或玻璃组分 SiO_2 、 Na_2CO_3 、 CaO 等一起在高温下熔融,冷却后形成稳定的玻璃态物质。玻璃化技术相对比较复杂,实地应用中会出现难以达到统一的熔化及地下水渗透等问题。此外,熔化过程需消耗大量能量,导致成本高,应用受到限制。但是,玻璃化技术对某些特殊废物如放射性废物是非常适用的,因为通常条件下玻璃化物质非常稳定,一般的试剂难于破坏其结构。

2 化学修复技术

化学修复是通过向土壤中加入固化剂、有机质、化学试剂、天然矿物等,改变土壤的 pH 值、 E_h 等理化性质,经氧化还原、沉淀、吸附、抑制、络合螯合和拮抗等作用来降低重金属的生物有效性。该修复在土壤原位上进行,简单易行,但并不是一种永久修复措施,因为它只改变了重金属在土壤中存在的形态,

金属元素仍保留在土壤中,容易再度活化。

2.1 化学固化

重金属在土壤中的可移动性是决定其生物有效性的 1 个重要因素,而移动性取决于其在土壤中的存在形态,因此向土壤中加入固化剂,通过吸附或共沉淀作用来降低重金属的生物有效性,不愧为一种好方法。固化技术能在原位固化,大大降低了成本,但该方法不是一个治本的措施,重金属仍滞留在土壤中,且对土壤破坏较重,如土壤中必需的营养元素也发生沉淀,导致微量元素缺乏,土壤破坏后一般不能恢复原始状态,不宜进一步利用,而且对其长期有效性和对生态系统的影响不甚了解,也缺乏这方面的研究^[2]。

2.2 土壤淋洗法

淋洗法是用淋洗液来淋洗污染土壤,使吸附固定在土壤颗粒上的重金属形成溶解性的离子或金属-试剂络合物,然后收集淋洗液回收重金属,并循环淋洗液。此法关键是提取剂的选择,提取剂可以是水、化学溶剂或其他能把污染物从土壤中淋洗出来的液体,甚至是气体^[10]。Tampouris 等^[11]的研究表明该法是切实可行的。EDTA(乙二胺四乙酸)对土壤中钍金属有很高的螯合效应,其在环境中稳定,对生物的毒性较小,因而用 EDTA 来提取土壤中的重金属是当前研究的热点,试验也发现 EDTA 对重金属的萃取效果明显高于等量的水和阳离子表面活性剂,往往大部分的重金属能被去除^[12]。DTPA(二乙三胺五乙酸)性质和 EDTA 相似,也是一种有效的淋洗剂^[13]。为了减少土壤淋洗技术的负效应,有学者开展了天然有机酸和螯合剂作为提取剂的研究,天然有机酸确能促进重金属的溶出,但效率有待提高。可欣等^[14]在淋洗剂的研究上做了大量工作,指出淋洗剂是该技术应用的限制性因素,认为天然有机酸和生物表面活性剂是淋洗剂的发展方向,并在陈同斌等^[15]研究基础上提出了以异柠檬酸废水、味精废水等有机废水作为淋洗液的新观点,如果能付诸实施,必将推动我国重金属污染土壤的修复工作。

淋洗法适于轻质土壤,对重金属重度污染土壤的修复效果较好,但投资大,如 EDTA 作为最有效的螯合剂,价格十分昂贵,限制其商业化操作。淋洗液的使用也易造成地下水污染,土壤养分流失,土壤变异性等问题。积极开发对环境无污染、易被生物降解、

对重金属具有专一性的生物表面活性剂是今后的工作重点。

2.3 有机质改良法

有机质对重金属污染土壤的净化机制主要是通过腐殖酸与金属离子发生络合反应来进行的,作为土壤中重要的络合剂,有机质中的, $-\text{COOH}$ 、 $-\text{OH}$ 、 $-\text{C}=\text{O}$ 和 $-\text{NH}_2$ 等均能与重金属发生络合、螯合,使土壤中重金属的水溶态和交换态明显减少,特别是胡敏酸,它能与 2 价、3 价的重金属形成难溶性盐类。有机质作为还原剂,可促进土壤中的镉形成硫化镉沉淀,还可使毒性较高的 Cr^{6+} 转为低毒的 Cr^{3+} 。陈世宝等^[6]开展了有机质治理土壤中重金属污染的应用研究,并综合国内外相关研究报道,指出有机质改良法方便、经济,兼顾了经济、环境和社会效益,是土壤重金属污染修复的最佳方向之一。

2.4 环境矿物学方法

在国内外关于土壤重金属污染防治途径研究中,人们一直强调土壤自身的净化能力,但土壤自净能力离不开土壤中矿物质对重金属的吸附与解吸作用、固定与释放作用。土壤中具体矿物的净化能力才能体现土壤自身的净化能力和容纳能力^[7]。天然锰、铝氧化物及氢氧化物的表面具有明显的化学吸附特征和比较完善的孔道特征,且表现出一定的氧化还原作用,是土壤中吸附固定态重金属污染物的有效物质,能净化土壤重金属污染。该法目前尚处于研究阶段,有关报道较少,但已成为热点研究之一。同时,磁铁矿、赤铁矿、软锰矿、硬锰矿和铝土矿等也是国际上关于天然矿物净化污染方法研究方面的重点对象。

3 生物修复技术

生物修复是利用微生物或植物的生命代谢活动,对土壤中的重金属进行富集或提取,通过生物作用改变重金属在土壤中的化学形态,使重金属固定或解毒,降低其在土壤环境中的移动性和生物可利用性。生物修复技术主要包括植物修复和微生物修复,其修复效果好、费用低、易于管理与操作、不产生二次污染,因而日益受到人们的重视,是修复技术最主要的发展方向。

3.1 植物修复

根据作用过程和机理,该技术可分为植物稳定、

植物挥发和植物提取。由于其成本低和环境友好的特点,使它在技术和经济上均优于传统的物理和化学方法,是解决环境中重金属污染的优选方法,并已在全球得到了发展和应用,美国、加拿大的植物修复公司已经开始盈利。专家估计,未来 5 a 内,国际植物修复市场规模将达 20 亿美元。目前已发现重金属超累积植物达 400 余种,多为十字花科植物,而且发现了以重金属为营养的超富集植物,如唇形科 *Hau-mani astrum* 属及 *Becium hjomblei* 种等。

3.1.1 植物稳定

利用植物的根能改变土壤环境(比如 pH 值、土壤湿度)或根系分泌物能使重金属沉淀的能力来减少重金属的生物可利用性,从而减少重金属被淋滤到地下水或通过空气扩散进一步污染环境的可能性,主要通过重金属在根部积累和沉淀或根表吸收来加强土壤中污染物的固定,它的一个优点是不需处理负载重金属的植物组织^[8]。植物稳定实际应用中的一个关键因素是植物种类的选择,为了富集高浓度的重金属,它必须具有发达的根系和大的生物量,并且修复过程中能抑制金属离子从根转移至茎和叶;土壤的物理特性也是非常重要的影响因素^[9]。值得指出的是,植物稳定只是暂时将土壤中的重金属固定,使其对生物不产生毒害作用,并不能彻底解决环境中的重金属污染问题。目前,主要用于矿区污染土壤的修复。

3.1.2 植物挥发

利用植物根系分泌的一些特殊物质或微生物使土壤中的某些重金属转化为挥发形态,或者植物将污染物吸收到体内后将其转化为气态物质释放到大气中。杨麻可使土壤中 3 价硒转化为低毒的甲基硒挥发去除;海藻能吸收并挥发砷^[20],烟草能使毒性大的 2 价汞转化为气态的单质汞;一些转基因植物 (*Arabidopsis thaliana*) 也能将有机汞和无机汞盐转化为气态单质汞^[21]。植物挥发技术也不须处理含污染物的植物,不失为 1 种经济有效且具有潜力的修复技术,但这种方法将污染物转移至大气,对人类和生物具有一定的风险。

3.1.3 植物提取

利用重金属超累积植物从土壤中吸收重金属污染物,并将其转移至地上部分,通过收割地上部分集中处理,使土壤中重金属含量降低到可接受水平的一种方法。目前,有关植物提取的研究开展较多,工

程性的试验也已开展。一般认为植物提取是最有效而技术上最难实施的植物修复技术^[19]。这一技术始于美国学者利用阿尔卑斯新蕨(*Thlaspi caerulescens*)修复长期施用污泥导致重金属污染的土地,随后,国内外许多科学家都开展了植物提取重金属的研究,尤以 Cd、Pb、Zn 为多,发现岩兰草、向日葵、大麻等均能有效提取重金属^[21],但许多物种对于复合污染土壤显示出相对低的修复潜力。于是在植物修复过程中施加螯合剂等新的技术应运而生,EDTA 和 EDDS(乙二胺二琥珀酸)等螯合剂能够显著增加 Cu、Pb、Zn 和 Cd 等重金属在土壤溶液中的溶解度,从而增加植物对金属的积累浓度^[23,24],但是螯合剂的施加也可能抑制植物生长,带来新的环境问题。总的说来,经过不断的实验室研究及野外试验,科学家们已经找到了一些能提取不同金属的植物种类及改进植物提取性能的方法,并逐步向商业化发展。

在植物修复过程中根系分泌物自始至终发挥着重要作用,其通过调节根际 pH 值、与重金属形成螯合物、络合反应、沉淀、提高微生物数量和活性来改变重金属在根际中的存在形态以及提高重金属的生物有效性,从而减轻它们对环境的毒害^[25]。因此,开展根系分泌物尤其是特异性根系分泌物的研究工作对推进植物修复技术的发展有着十分重要的意义。

植物修复实施简便,投资较少,对环境扰动少,是最有发展前途的土壤修复技术之一,但其在实施的过程中也存在不少现实问题,如目前具有推广价值的超累积植物植株矮小、生物量低、生长缓慢,导致修复效率低,修复时间长;由于超耐重金属植物或耐多种重金属植物的缺乏,往往不能治理重污染土壤和复合污染土壤;被植物摄取的重金属大多集中在根部而易重返土壤;此外,异地引种对生物多样性的威胁,也是一个不容忽视的问题。

3.2 微生物修复

利用土壤中某些微生物对金属具有吸收、沉淀、氧化和还原等作用,从而降低土壤中重金属毒性的技术。某些微生物具有嗜重金属性,利用微生物对重金属土壤进行净化,可能是一种行之有效的方法。蔡信德等^[26]发现在长期受镍胁迫土壤中,某些微生物产生了抗性机制以减少镍的毒害作用,并通过吸收、沉淀、络合作用减少土壤中重金属的迁移性和生物毒性;此外,微生物细胞内的金属硫蛋白是 1 种对

Hg、Zn、Cd、Cu 等重金属具有强烈亲和性的低分子量细胞蛋白质,它对重金属具有富集和抑制毒性的作用^[27]。不过,该法相关文献报道较少,也缺乏进一步的试验研究,且微生物修复土壤的能力有限,它只能修复小范围的污染土壤。

4 组合修复技术

重金属污染土壤的修复技术很多,都具有一定的改良效果,但也都具有一定的局限性,单一方法的应用,往往效率不高,难于达到预期目标,因此采用 2 种或 2 种以上的技术形成复合技术,也是研究工作的重点之一。荷兰 Hak Milieutechniek 公司针对土壤复合污染的特点,扩展了电在处理各类型土壤污染中的作用,提出了 1 项联合技术——电修复(electro, reclamation),该技术已有多于 15 个商业性项目的工程基础,对于无机污染物的修复,必要的步骤是控制和管理好循环的电解液,并且针对不同污染类型选择合适的方法^[28]。Karim 等^[29]也发现采用电动和水动相结合的方法对土壤中重金属的去除率在 100 h 内达到 97%,而且由于水动作用施加于阳极上,还能很好的抑制阳极产生的 OH⁻,向土柱迁移,避免形成氢氧化物沉淀。可见,组合技术能最大限度地去除土壤中的重金属,并且投资相对较省,相对于单一技术可极大地缩短修复周期。

5 结论

重金属污染土壤修复技术很多,本文只介绍了一些常用技术和具有较好的应用前景的技术。总的说来,物理化学修复技术尽管效果好,但成本高,耗用大量资源,难以用于大规模污染土壤的修复,且存在土壤结构破坏、肥力下降等风险;植物修复作为一种新兴的、高效的绿色修复技术现已被广泛认可和接受,随着对其研究的深化,将有更多的成果来支撑该技术的实际应用,并逐步走向商业化操作。但也不容乐观,从实验室到产业化的路还很长。植物修复也具有自身的不足,表现为重金属超富集植物的缺乏以及现行超富集植物大多生物量小、对复合污染效果不显著等。因此,运用分子生物学和基因工程技术,提高超积累植物的重金属含量和生物产量以及培育新的重金属超富集植物,深入开展重金属富集机理研究,已成为环境科学的前沿课题^[30]。同时,组合修复技术博采众长,往往具有高效、低耗的双重效果,

组合技术的开发也是重点工作之一。

近20年,重金属污染土壤修复技术的研究和应用已取得一定的进展,但仍处于发展阶段,需要突破的理论和 technical 问题仍很多,而现阶段土壤的重金属污染已经相当严重,相应修复技术的发展远不能适应日益加剧的土壤污染,因此在开展修复技术研究的同时,必须重视土壤质量的管理和保护工作,从污染源头抓起,控制污染源,有效地防止土壤污染。

6 参考文献

- [1] Singh O V, Labana S, Pandey G, et al. Phytoremediation: an overview of metallic ion decontamination from soil. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2003, 61: 405~412
- [2] 龙新宪, 杨肖娥, 倪吾钟. 重金属污染土壤修复技术研究的现状与展望. *应用生态学报*, 2002, 13(6): 757~762
- [3] Akira Sawada, Ko-ichi Mori, Shunitz Tanaka, et al. Removal of Cr (VI) from contaminated soil by electrokinetic remediation. *Waste Management*, 2004, 24: 483~490
- [4] 周东美, 邓昌芬. 重金属污染土壤的电动修复技术研究进展. *农业环境科学学报*, 2003, 22(4): 505~508
- [5] Ahmet Altin, Mustafa Degirmenci. Lead (II) removal from natural soils by enhanced Electrokinetic remediation. *Science of the Total Environment*, 2005, 337: 1~10
- [6] Lisbeth M Ottosen, Anne J Pedersen, Alexandra B. Case study on the strategy and application of enhancement solutions to improve remediation of soils contaminated with Cu, Pb and Zn by means of electro dialysis. *Engineering Geology*, 2005, 77: 317~329
- [7] Won-Seok Kim, Soon-Oh Kim, Kyoung-Woong Kim. Enhanced electrokinetic extraction of heavy metals from soils assisted by ion exchange membranes. *Journal of Hazardous Materials*, 2005, B118: 93~102
- [8] S Amrate, D E Akretche. Modeling EDTA enhanced Electrokinetic remediation of lead contaminated soils. *Chemosphere*, 2005, 60: 1376~1383
- [9] 夏星辉, 陈静生. 土壤重金属污染治理方法研究进展. *环境科学*, 1997, 18(3): 72~76
- [10] Sleep B E, McClure P D. Removal of volatile and semivolatile organic contamination from soil by air and stream flushing. *J Contam Hydrol*, 2001, 50(1-2): 21~40
- [11] Tampouris S, Papassiopi N I. Removal of contaminant metals from fine grained soil using agglomeration chloride solutions and pile leaching techniques. *Journal of Hazardous Materials*, 2001, B84: 297~319
- [12] 曾清如, 廖柏寒, 杨仁斌, 等. EDTA 溶液萃取污染土壤中的重金属及回收技术. *中国环境科学*, 2003, 23(6): 597~601
- [13] Andrew Hong P K, Chelsea Li. Feasibility of metal recovery from soil using DTPA and its biostability. *Journal of Hazardous Materials*, 2002, B94: 253~272
- [14] 可欣, 李培军, 巩家强. 重金属污染土壤修复技术中淋洗剂的研究进展. *生态学杂志*, 2004, 23(5): 145~149
- [15] Cheng T B. Integrated technique for remediation of heavy metal contamination. *Proceeding of the Third International Conference on Vetiver and Exhibition, Guangzhou China*, 2003
- [16] 陈世宝, 华璐, 白玲玉, 等. 有机质在土壤重金属污染治理中的应用. *农业环境与发展*, 1997, 14(3): 26~29
- [17] 鲁安怀, 卢晓英. 天然铁锰氧化物及氢氧化物环境矿物学研究. *地学前缘*, 2000, 7(2): 473~483
- [18] Wilfried H O Ernst. Phytoextraction of mine wastes—Options and impossibilities. *Chemie der Erde—Geochemistry*, 2005, 65 (Supplement 1): 29~42
- [19] Ute Krämer. Phytoremediation: novel approaches to cleaning up polluted soils. *Current Opinion in Biotechnology*, 2005, 16: 133~141
- [20] Banuelos G S, Ajwa H A, Mackey B, et al. Evaluation of different plant species used for phytoremediation of high soil selenium. *Journal of Environmental Quality*, 1997, 26(23): 639~646
- [21] Meagher R B. Phytoremediation of toxic elements and organic pollutants. *Current opinion in plant Biology*, 2000, 3(2): 153~162
- [22] E Meers, A Ruttens, M Hopgood, et al. Potential of Brassica rapa, Cannabis sativa, Helianthus annuus and Zea mays for Phytoextraction of heavy metals from calcareous dredged sediment derived soils. *Chemosphere*, 2005, 61: 561~572
- [23] Luo Chunling, Shen Zhenguo, Li Xiangdong. Enhanced Phytoextraction of Cu, Pb, Zn, and Cd with EDTA and EDDS. *Chemosphere*, 2005, 59: 1~11
- [24] Lai Hung-Yu, Chen Zueng-Sang. The EDTA effect on Phytoextraction of single and combined metals, contaminated soils using rainbow pink (*Dianthus chinensis*). *Chemosphere*, 2005, 60: 1062~1071
- [25] 旷远文, 温达志, 钟传文, 等. 根系分泌物在植物修复中的作用. *植物生态学报*, 2003, 27(5): 709~717
- [26] 蔡信德, 仇荣亮. 微生物在镍污染土壤修复中的作用. *云南地理环境研究*, 2005, 17(3): 9~12
- [27] 何翊, 吴海. 生物修复技术在重金属污染治理中的应用. *化学通报*, 2005, 68(1): 36~41
- [28] Reinout Lageman, Robert L Clarke, Wiebe Pool. Electro-reclamation, a versatile soil remediation solution. *Engineering Geology*, 2005, 77: 191~201
- [29] Karim M A, Khan L I. Removal of heavy metals from sandy

soil using CEHIXM process. *Journal of Hazardous Materials*, 2001, B81:83~102

of plants for phytoremediation of toxic metals. *Biotechnology Advances*, 2005, 23:97~114

[30] Susan Eapen, S F D Souza. Prospects of genetic engineering

Progress in Remediation of the Soil Contaminated with Heavy Metals

He Yibo Li Liqing Zeng Qingru

Abstract At present, the contamination of soil with heavy metals has become a world wide environmental problem, and receives great attention. The techniques reported in recent lectures on the remediation of the soil contaminated with heavy metals were introduced and evaluated. The techniques of electrokinetic remediation and phytoremediation have good potential of application in the future.

Key words heavy metals soil contamination remediation electrokinetic remediation phytoremediation

(上接第 7 页)

+ PAM, 处理高浓度印染废水具有良好的混凝效果, 已经成功地应用于印染公司的废水处理工程实践中, 混凝处理后出水 COD 值为 964 mg/L, 有利于后面的生化处理。

2) 通过研究, 得到 FeSO_4 + 废酸 + PAM 处理印染废水的最佳配方为: FeSO_4 投加量为 200 mg/L, 废酸的用量为 1 280 mg/L, PAM 的投加量为 2 mg/L。反应条件: 常温下, 先加入 FeSO_4 , 再加入废酸, 150 r/min 搅拌 3 min, 然后加入 PAM, 80 r/min 搅拌 2 min。在上述条件下, 可以得到较为满意的效果: COD 的去除率为 78.1%, 脱色率为 94.9%, SS 去除率为 90.9%。

3) 本研究中所用的废酸是电镀前清洗钢材的废液, 废铁屑是五金工业的废弃物, 复合混凝剂的主要组成成分是溶解在浓硫酸中的硫酸铝和硫酸铁, 利用它作为印染废水的混凝剂, 既可以变废为宝, 减轻环境污染, 又可以降低印染废水的处理成本。

4 参考文献

- [1] 李风亭, 陆雪非, 张冰如. 印染废水脱色方法. *水处理技术*, 2003, 29(2): 12~14
- [2] 沈澄英, 骆丽君. 正交法研究 PFS 和 PAM 对印染废水的处理. *天津化工*, 2002, 17(5): 30~32
- [3] 童旭卿, 王国庆. 印染废水的脱色方法. *广东化工*, 2004, 31(2): 62~66
- [4] 肖瑞德, 阮复昌. 印染废水的混凝脱色实验研究. *化学反应工程与工艺*, 2002, 18(3): 254~259
- [5] 骆丽君. 活性染料废水的混凝脱色方法研究. *化工时刊*, 2004, 18(1): 49~50
- [6] 戴捷, 吴忠. 聚合氯化铝铁处理工业废水的试验研究. *环境科学与技术*, 2004, 27(8): 28~30
- [7] 胡恭任, 于瑞莲. PAC 和 PASS 对印染废水的混凝效果研究. *环境技术*, 2004, 22(5): 35~43
- [8] 王超, 张伶, 谢雄飞. 印染废水脱色絮凝剂浅析. *广东化工*, 2001, 29(2): 42~44
- [9] 刘士锐, 任南琪, 朴庸健, 等. 正交法混凝试验对造纸废水处理的研究. *哈尔滨建筑大学学报*, 2001, 34(3): 52~55

On the Flocculating Treatment of Dyeing Waste Water

Liu Gongliang Zhu Mingjun Pu Yuewu Wu Zhenqiang Liang Shizhong

Abstract The mixture of ferrous sulfate, spent acid, from the metal residue in electroplating was used to prepare a coagulant agent for the treatment of dyeing wastewater with high content of color chrominance and COD. In comparison with PAFCS, PAFC, and ferrous sulfate, the effect of the new coagulant agent was satisfactory, and the cost was low. The best parameters were ferrous sulfate dosage of 200 mg/L, spent acid dosage of 1 280 mg/L, PAM dosage of 2 mg/L. Under these conditions, the decolorizing rate was 94.9%, the removal rate of COD was 78.1% and the removal rate of suspension solid was 90.9%.

Key words flocculation decolorization spent acid ferrous sulfate

土地利用规划环境影响评价*

——以双流县为例

董艳艳^{1,2} 王红瑞^{1,2} 张文新³ 王军红^{1,2}

(¹北京师范大学水科学研究院, 北京 100875; ²北京师范大学水沙科学教育部重点实验室, 北京 100875;

³北京师范大学地理与遥感学院, 北京 100875)

摘要 土地利用规划对社会经济的发展和生态环境都会产生深刻的影响, 尽早开展其环境影响评价对于保证决策的正确性是十分必要的。文章介绍了土地利用规划环境影响评价的基本程序和内容, 提出了一系列的评价原则, 分析了与其他环境影响评价的关系, 并以双流县为例进行了分析。

关键词 土地利用规划环境影响评价 程序 双流县

自 20 世纪 80 年代以来, 中国已经开展了 3 次土地利用总体规划修编工作, 包括正在进行的第 2 轮土地利用总体规划修编工作。土地利用规划的涉及范围和影响力极大, 任何失误都可能对社会经济的发展和生态环境产生严重的影响。因此, 在“源头阶段”开展环境影响评价, 保证决策的正确是十分必要的^[1]。土地利用规划环境影响评价指对土地利用规划实施后可能造成的环境影响进行分析、预测和评价, 提出预防或者减轻不良环境影响的对策和措施, 制定进行跟踪监测的方法和制度^[2]。它可参与规划方案的形成, 从源头上尽量减少规划对环境产生的不利影响, 具有重要的理论与实践意义。

1 土地利用规划环境影响评价的基本程序和内容

土地利用规划环境影响评价的基本程序如图 1 所示。

1.1 土地利用规划的分析

土地利用规划分析包括分析规划的编制背景、规划的目标、规划对象、规划内容、实施方案, 及其与相关法律、法规和其它规划的关系。其中, 对规划目标和规划方案的分析尤为重要。同时, 还要分析其它相关法规与规划的关系, 确保规划目标与其他相关规划目标不发生冲突, 或寻求解决冲突的途径。

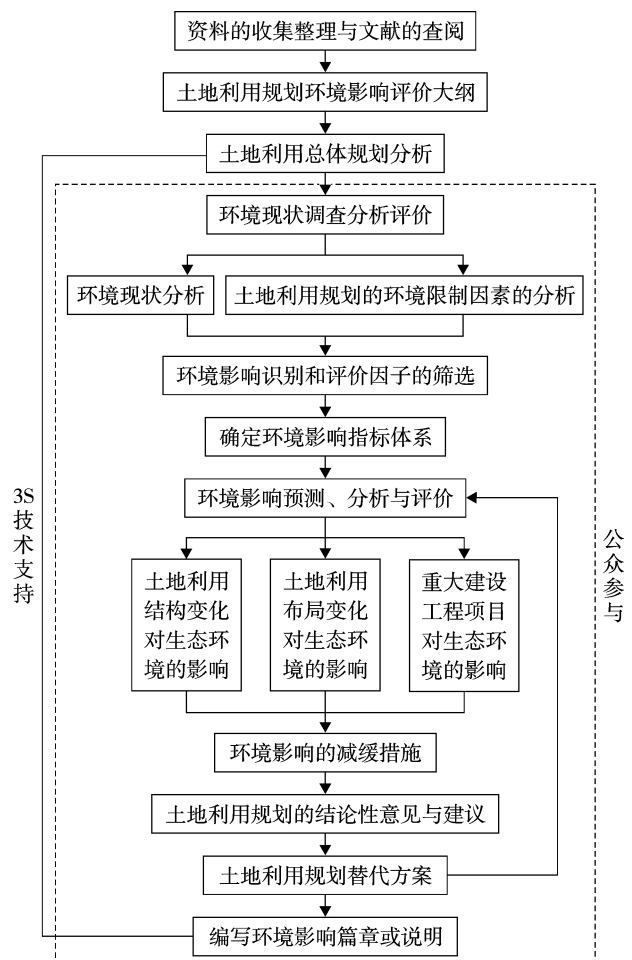


图 1 土地利用规划环境影响评价的程序

注: * 国土资源部试点项目(49701002)

收稿日期: 2006-05-17, 修改稿收到日期: 2006-08-15

1.2 土地利用现状调查、分析与评价

土地利用环境影响评价调查工作应做到如下几点:首先收集现有自然环境、生态环境及部分社会环境资料(见表 1);若这些资料不能满足需要时,再进行现场调查或测试;环境现状调查中,对与规划内容有密切关系的部分尽量做到量化^[2]。

在土地利用规划环境影响评价中,现状分析与评价应主要明确下列问题:确定当前主要环境问题及其产生原因;对规划区内生态敏感区(点)进行分析,如特殊生境、特有物种、湿地及其他自然生态敏感区等,确定对被评价规划反应敏感的地域及环境脆弱带;确定受到规划影响后明显加重,并且可能达到、接近或超过地域环境承载力的环境因子。

表 1 土地利用规划环境影响评价需要调查、分析与评价的内容

调查的内容	区域自然环境概况	地理位置、地质、地貌、水文、气候、气象、土壤、植被、动物等资源态势
	资源概况	水力资源情况
	土地开发利用情况	利用目标和方针 利用结构调整包括耕地、园地、林地、居民点、工矿用地、交通用地、水域、未利用土地 利用分区包括农业用地区、建设用地区及生态景观保护区
	基础设施	区域管理系统、给水排水系统、环境治理系统、生态保护系统
	社会经济概况	土地利用与规划、人口规模和规划、经济规模与发展速度、城乡结构、产业结构、各产业布局与规划、拟定的开发建设项目
	景观生态特点	森林覆盖率、植被破坏、水土流失、生态退化、自然保护区、湿地保护区、绿化情况、特殊的异相景观
分析与评价	通过对区域社会、经济与环境问题分析,确定当前主要的环境问题及其产生原因,重点考虑土地利用结构调整和土地开发整理复垦等活动对区域内自然环境、社会环境和生态环境的影响	
	对区域内生态敏感区(点)进行分析,如特殊生境、特有物种、湿地、生态退化区、水土保持区、特有人文和自然景观以及其他自然生态敏感区等,确定对规划反应敏感的地域及环境脆弱带	
	确定受到规划影响后明显加重,并且可能达到、接近或超过地域环境承载力的环境因子	

1.3 土地利用的环境影响识别与确定环境目标

环境影响因素识别和评价因子筛选的方法主要

有核查法、矩阵法、网络法、层次分析法、系统流图法、GIS 支持下的叠加图法、情景分析法、灰色关联分析法、以及专家判断法等^[3](见表 2)。

表 2 环境影响因素识别和评价因子的筛选的主要方法

方法	概念	优点	缺点
核查法	将可能受规划行为影响的环境因子和可能产生的影响性质列在一个清单中,然后对核查的环境影响给出定性或半定量的评价	使用方便,容易被专业人士及公众接受。在评价早期阶段应用,可保证重大的影响没有被忽略	建立 1 个系统而全面的核查表是一项繁琐且耗时的工作;同时由于核查表没有将“受体”与“源”相结合,并且无法清楚地显示出影响过程、影响程度及影响的综合效果
矩阵法	将规划目标、指标以及规划方案(拟议的经济活动)与环境因素作为矩阵的行与列,并在相对位置填写用以表示行为与环境因素之间的因果关系的符号、数字或文字	可以直观地表示交叉或因果关系,矩阵的多维性尤其有利于描述规划环境影响评价中的各种复杂关系,简单实用,内涵丰富,易于理解	不能处理间接影响和时间特征明显的影响
网络法	用网络图来表示活动造成的环境影响以及各种影响之间的因果关系。网络法主要有因果网络法和影响网络法。因果网络法,实质是一个包含有规划与其调整行为、行为与影响因子以及各因子之间联系的网络图	可以识别环境影响发生途径、便于依据因果联系考虑减缓及补救措施	要么过于详细,致使花费很多本来就有限的人力、物力、财力和时间去考虑不太重要或不太可能发生的影响,要么过于笼统,致使遗漏一些重要的间接影响

续表 2

方法	概念	优点	缺点
层次分析法	运用系统分析法建立层次分析模型,根据决策判定量化原则,对评价指标进行两两比较和重要性评分,建立判断矩阵,用方根法(或乘幂法、和积法)求评价指标权重向量并归一化处理,用一致性指标 CI 检验评价指标权重判断矩阵有无逻辑混乱,无则具有满意的一致性,有则要调整权重判断矩阵。最后计算综合指数 M 按其大小进行排序	可对原始观测数直接加权运算进行综合排序,未削弱原始信息量,使评价指标逻辑判断量化且保持判断思维全过程的一致性	构造各层指标的权重判断矩阵时,一般采用的是分级定量赋值,这可能会造成同一类中同一指标是另一指标的 5 倍、7 倍,甚至是 9 倍,从而影响了权重的合理性
系统流图法	将环境系统描述成为一种相互关联的组成部分,通过环境成分之间的联系来识别次级的、三级的或更多级的环境影响。系统流图法是利用进入、通过、流出 1 个系统的能量通道来描述该系统与其他系统的联系和组织	描述和识别直接和间接影响非常有用	最明显不足是简单依赖并过分注重系统中能量过程和关系,忽视了系统间的物质、信息等其它联系,可能造成系统因素被忽略
GIS 支持下的叠加图法	将评价区域特征包括自然条件、社会背景、经济状况等的专题地图叠放在一起,形成一张能综合反映环境影响的空间特征的地图	能够直观、形象、简明地表示各种单个影响和复合影响的空间分布	无法在地图上表达源与受体的因果关系,因而无法综合评定环境影响的强度或环境因子的重要性
情景分析法	将规划方案实施前后、不同时间和条件下的环境状况,按时间序列进行描绘的一种方式	可以反映出不同的规划方案(经济活动)情景下的环境影响后果,以及一系列主要变化的过程,便于研究、比较和决策。 情景分析法还可以提醒评价人员注意开发行动中的某些活动或政策可能引起重大的后果和环境风险	只是建立了 1 套进行环境影响评价的框架,分析每一情景下的环境影响还必须依赖于其他一些更为具体的评价方法,例如环境数学模型、矩阵法或 GIS 等
灰色关联分析法	将评价指标原始观测数归一化得归一化数列后,将每个指标的最大值(数小成绩好取最小值)组成参考数列,待评单位各评价指标原始观测数的归一化值为比较数列,计算关联系数、关联度,以关联度值 ρ_i 的大小对待评价单位进行排序	适用于评价指标较少的简单模型。该法对数据资料的分布类型和样本量无甚要求,也不需提供评价的参照标准,且较准确地反映了评价单位的空间分布规律	对于指标较多的复杂模型不适用

1.4 确定土地利用环境影响指标体系

土地利用规划环境影响指标体系可以分为 3 个层次:环境要素(或环境主题)层:土地利用规划活动涉及的环境要素;准则层(可持续发展目标层):针对环境要素的环境目标和可持续发展标准;指标层:具体反映影响生态环境质量的多项指标。土地利用规划环境影响评价的指标可以采用状态指标和影响指标^[4](见图 2)。

1.5 土地利用环境影响预测、分析与评价

1.5.1 土地利用结构变化对自然生态环境的影响

土地利用总体规划中的土地利用结构就是一定区域内各种土地利用类型(包括农业用地、林业用地、牧业用地、居民点及工矿用地、交通用地等)在数

量上的比例,土地利用结构的变化是指各种土地利用类型在数量上的变化,在国内表现为农、林、牧业用地的减少,居民点、工矿用地及交通用地的增加。土地利用结构的变化对水循环、水质、生物循环等生态环境将会产生一定的影响^[5,6]。

1.5.2 土地利用布局变化对生态环境的影响

土地利用布局是指一定区域内各种土地利用类型在空间上的安排。土地利用格局变化主要表现在居民点、工矿用地及交通用地的面积的增加及分布范围的增加。土地利用布局的变化对气候的影响:①地表格局的变化改变了地表反射率并影响大气温度和湿度。Shukla J. 研究指出人类土地利用变化倾向于增加地表反射率,增强大气稳定性,减少对流雨^[7]。②地表物理性质的时空变化导致大气能量时空分

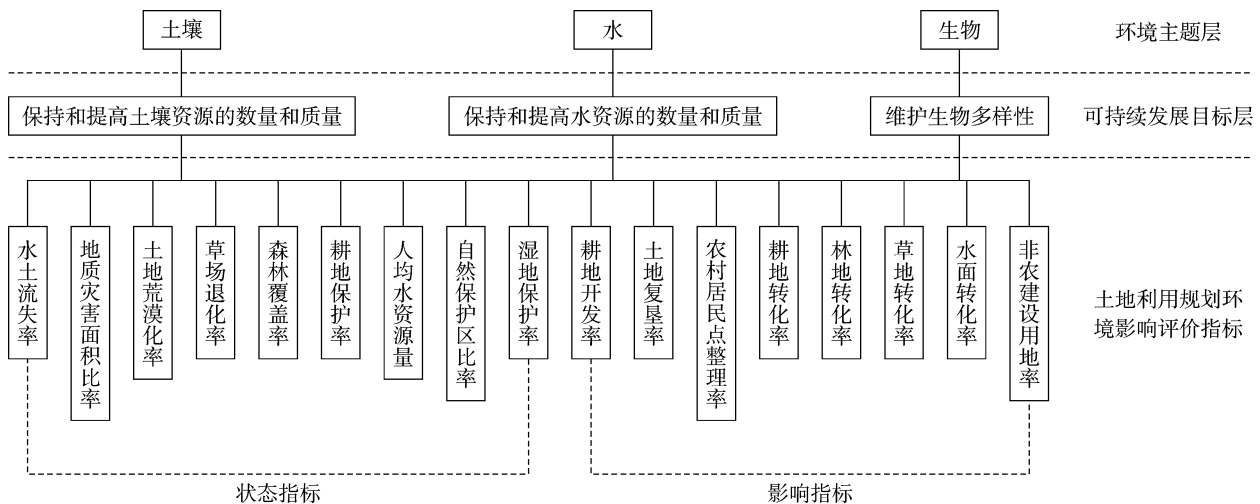


图2 土地利用规划环境影响评价的指标体系

布的差异并影响气候的变化，城市热岛效应是居民地扩展对局地气候影响的典型例证^[8-11]。

1.5.3 重大建设项目对生态环境变化的影响

重大建设项目对生态环境的影响分为2个阶段，即施工期间和运营期间。施工期间，重大建设项目的施工产生大量废渣，如不妥善处理势必增加泥沙流，淤积河道，破坏景观，甚至造成崩塌事故。运营期间，不同种类的建设项目会产生不同的生态环境影响^[12]。

1.6 环境影响的减缓措施

减缓措施是指用来避免、降低、修复或补偿战略环境的措施^[13]。减缓措施主要针对于显著的潜在环境影响进行，其目的就是使该环境影响下降至某一合理的可接受性水平。从这个角度上讲，共有5类减缓措施^[14-16]：避免措施，消除建议战略方案中的对环境有害的要素；最小化措施，尽可能地使环境影响最小化；减量化措施，通过强制性控制措施降低环境影响；修复补救措施，对于已经受到影响的环境进行修复或补救；复建措施。根据“预防费用小于治理费用”的原则，避免措施的选择优先权最大，复建措施的选择优先权最小。

1.7 拟议规划的结论性意见与建议

通过上述各项工作，应对拟议土地利用规划方案得出下列评价结论中的一种^[17]：建议采纳推荐方案，这说明原规划方案环境可行；修改规划目标或规划方案。通过规划环境影响评价，如果认为已有的规划方案在环境上不可行，则应当考虑修改规划目标

或规划方案，并重新进行规划环境影响评价；如果规划目标和方案无法修改至环境可行时，则应当放弃原有规划，重新编制规划。

1.8 土地利用规划环境影响评价的公众参与

公众参与是实现土地利用规划科学化、民主化的必需途径。我国目前的土地利用规划中已经有一定程度的公众参与，比如多部门参与、民意调查、成果公告、召开公众代表会议等已经逐步在我国的一些地方开展起来。要推动我国土地利用规划中公众参与的发展，必须加强规划的宣传，提高公众参与土地利用规划的认识；构建科学有效的公众参与土地利用规划的制度体系；组建合理的公众参与土地利用规划的组织形式^[18]。

1.9 “3S”技术在土地利用规划环境影响评价中的应用

“3S”是指地理信息系统、遥感和全球定位系统的统称，是空间技术、传感器技术、卫星定位与导航技术和计算机技术、通讯技术相结合，多学科高度集成的对空间信息进行采集、处理、管理、分析、表达、传播和应用的现代信息技术。目前应用到土地利用规划及其环境影响评价中变得越来越重要。遥感技术广泛用于植被分类、土地利用规划、农作物病虫害和作物产量调查、环境污染监测等方面。GIS是1个数据管理系统，广泛应用于农业区域规划、土地管理、自然资源综合开发、区域发展规划、环境保护、灾害预防、投资环境评价和决策分析等领域^[19]。3S技术在土地利用规划环境影响评价中的应用可参见图3。

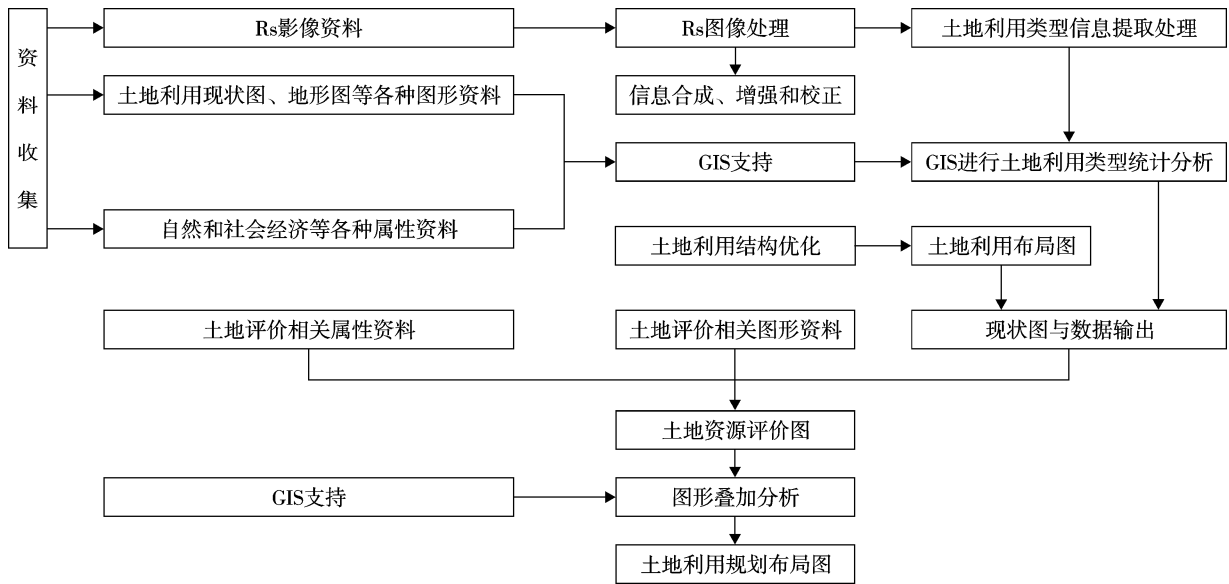


图3 3S在土地利用规划环境影响评价中的应用

1.10 编制土地利用规划环境影响篇章或说明

按照国家环保总局发布的《关于进行环境影响评价的规划的具体范围》的通知(待批稿)的要求,对各种土地利用规划编制环境影响篇章或说明。

2 双流县土地利用规划环境影响评价

2.1 环境影响预测、分析与评价

2.1.1 土地利用结构变化对自然生态环境的影响

根据《双流县土地利用总体规划》(2005~2020)初步方案,通过分析预测景观的生态稳定性^[20],量化地分析双流县的土地利用结构变化产生的环境影响。依据双流县当地的实际情况,采用专家打分法得到具体指标的相应数值。

生态环境质量(EQ):

$$EQ = \sum_{i=1}^4 \frac{A_i}{N} \quad N=4 \quad (1)$$

式中:A₁——土地适宜性(以土地生态适宜性大小给分,分数阈值为0-100);

A₂——植被覆盖度(以土地的实际覆盖度为权值,阈值按实际覆盖度除以100计);

A₃——抗退化能力赋值(群落抗退化能力强赋值100,较强赋值60,一般水平赋值40,一般以下赋值为0);

A₄——恢复能力赋值(群落恢复能力强赋值80,较强赋值60,一般赋值40,一般以

下赋值为0)。其权重分别为0.4、0.2、0.2、0.2。

EQ值划分标准及相应的生态级别为:生态级别1级:EQ=100~70;生态级别2级:EQ=69~50;生态级别3级:EQ=49~30;生态级别4级:EQ=29~10;生态级别5级:EQ=9~0。EQ各等级的指标特征见表3。

表3 生态环境质量综合判别

级别	状态表征	指标特性
1	理想状态	生态环境基本上未受到干扰破坏,生态系统结构完整,功能较强,系统恢复再生能力强,基本没有生态问题,生态灾害少
2	良好状态	生态环境较少受到干扰破坏,生态系统结构基本完整,功能尚好,一般干扰下可恢复,生态问题不显著,生态灾害不大
3	一般状态	生态环境受到一定的干扰破坏,生态系统结构有变化,但尚可维持基本功能,受到干扰后易恶化,生态问题显现,生态灾害时有发生
4	较差状态	生态环境受到较大干扰破坏,生态系统结构变化较大,功能不全,受外界干扰后恢复困难,生态问题突出,生态灾害经常发生
5	恶劣状态	生态环境受到很大的干扰破坏,生态系统结构变化巨大,功能丧失,受外界干扰后基本不能恢复,生态问题严重并经常演变为生态灾害

由双流县规划前后景观的生态稳定性(见表4)可知,该县的生态稳定性在规划前后均属良好,但是规划后的EQ值较规划前有所降低,主要表现在土

表 4 双流县规划前后景观的生态稳定性

年份	土地适宜性	植被覆盖度	抗退化能力赋值	恢复能力赋值	EQ 值	级别
2004	76	65	56	64	67.4	2
2020	70	62	65	49	63.2	2

地适宜性、植被覆盖度及生态恢复能力较规划前出现或多或少的降低。由于双流县在进行土地利用规划时贯彻了“体现三个集中,确保重点建设用地,严格保护基本农田”的原则,土地利用结构变化对生态环境质量变化带来的影响较小。

2.1.2 土地利用布局变化对生态环境的影响

双流县的土地利用布局变化主要表现在畜牧业发展用地的变化上,随着城市化进程的发展,养殖业将逐步向丘区乡镇迁移。在规划期内,畜牧业发展基础较好的华阳、东升、九江、白家、文星等镇的养殖户移到东山和牧马山等地区,而目前东山和牧马山地区的生态环境均较好,因此,在未来的畜牧业发展中应注重对畜牧业发展产生的废水、废气的控制,以免对周围的生态环境造成不可挽回的损失。

2.1.3 重大建设工程对生态环境的影响

双流县规划内重点建设的项目主要分为 3 类,即交通建设项目、水电建设项目和其它独立选址重点建设项目,占地比例分别为 32%、2%和 66%。在规划期内,甘磷脂生产基地产生的废水、废气如不经过妥善处理,会对大气、水体造成污染;机场物流中心在运营期会产生一定的噪声及尾气;垃圾填埋场产生的滤液会渗透土壤,污染地下水。

2.2 环境影响减缓措施

2.2.1 水污染防治措施与对策

加快华阳镇和东胜镇污水处理厂的建设,提高城市污水的收集率和处理率;充分利用规划区的污水处理厂,建议在工业区内部进行合理的纳污分区,实现雨水、清净水与工艺污水分流,特殊工艺污水与一般工艺污水分流,有毒废水与一般污水分流。同时,进一步完善污水收集处理系统,减轻污水处理厂的负担。

在规划期内,要加大畜产品集约化养殖的力度,配套一定的污水处理设施,避免对周围的水体带来不利的影响。解决畜牧业的不断发展和所带来环境问题的矛盾是今后规划中的工作重点。

2.2.2 大气污染防治措施与对策

建立企业之间的生态链。根据循环经济和生态工业园的理念,企业之间产生的废弃物可以成为其他企业的原料。企业之间的废物利用交易可以通过政府调控或企业之间自行协商解决。控制焚烧秸秆,扩大秸秆还田和推广秸秆用于制造饲料、建材等。

2.2.3 生态地貌与自然景观的保护措施与对策

为了防止水土流失,综合改造中低产田,严禁大规模的盲目裸露开发,建立科学的管理办法和制度。同时透水区域要加大绿化绿地建设,美化环境,保护土壤,防止侵蚀。严格执行双流县基本农田保护区规划条例。在双流县的东南部丘陵地区,因地制宜,统一规划,各种水保措施互补,抓住坡耕地改造和营造水保林这 2 个重点,突出坡面水系建设,开展山、水、田、林、路综合治理,初步形成层层设防,节节拦蓄的综合防治体系。通过水土保持生态环境建设,使治理区土地生态环境显著改善。

2.3 双流县土地利用规划方案的结论与建议

2.3.1 环境可行的规划方案

规划期内,航空港工业集中发展区应重点发展制药业、以汽车零部件以及电器为主的机械制造业、以光电为主的新兴产业、以纤维板制造业为主的环保产业,限制发展有大气污染和严重水污染的项目。此规划方案,在保证经济发展的同时,对未来生态环境的保护也会产生积极的影响。双流县土地利用功能分区,见图 4。

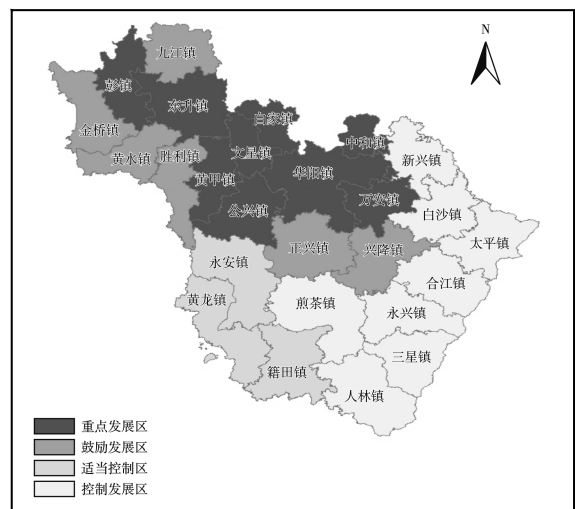


图 4 双流县土地利用功能分区

2.3.2 土地利用规划方案的建议

加紧对华阳和东升镇污水处理厂的建设,以及
(下转第 42 页)

青浦区城市化中人居环境的协调发展研究

董玮琳¹ 陈亮¹ 陈东辉²

(¹ 东华大学环境科学与工程学院, 上海 200051; ² 静安区人民政府, 上海 200001)

摘要 青浦区人居环境的可持续发展体系是一个由人口、社会、资源、环境与经济 5 个子系统构成的开放巨系统。文章通过提出综合衡量系统“协调性”和“发展水平”的“协调发展度”模型,研究青浦区在城市化中人居环境复合系统内 5 个子系统之间协调发展度情况。并运用回归模型,探讨协调发展度与城市化发展水平之间的内在联系,提出城市化进程必须与其人居环境的可持续发展相适应。

关键词 人居环境 协调发展 城市化 回归

1 研究城市青浦区概况

《上海市城市总体规划(1999-2020)》明确:“上海市未来的发展主要看郊区”。进入 21 世纪后,上海面临新一轮大发展和城市结构战略性调整,发展重心逐步由中心城向郊区转移。青浦区地处上海市西郊,是连接江、浙、沪的重要门户通道,在上海郊区中属于经济发展中等偏上水平。自 2000 年以来,青浦区城市化发展迅驰。本文以青浦区为研究对象,对其城市人居环境复合系统中各子系统间的协调发展度

进行现状评价与动态预测。

2 青浦区人居环境复合系统的构建

城市人居环境可持续发展系统(Sustainable Development System for Urban Human Settlement, 简称 SDSUHS)包括人口(P)、社会(S)、资源(R)、环境(En)和经济(Ec)5 个子系统^[1],构成了 PSREE 复合系统。鉴于青浦区城市化中人居环境建设的实际,本文采取“环境优先”的发展理念,将环境作为 SDSUHS 核心,构建青浦区人居环境 PSREE 复合系统,见图 1^[1]。

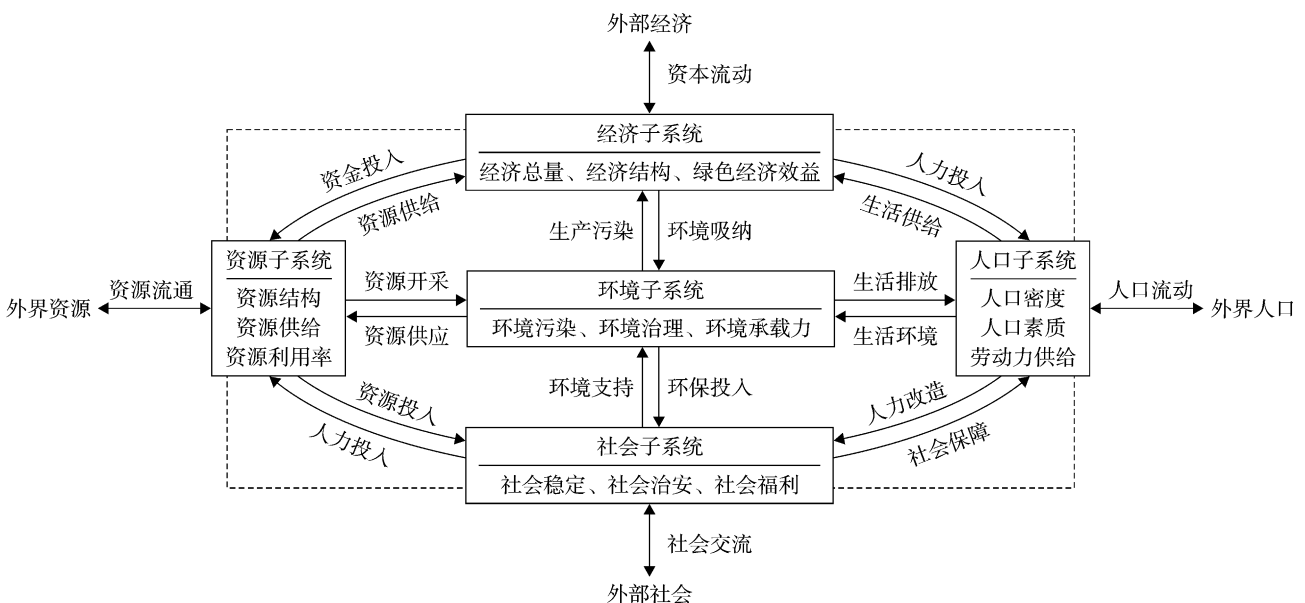


图 1 PSREE 复合系统结构图

图 1 所示 PSREE 复合系统结构,环境子系统处于中心位置,与其他 4 个子系统发生各种流态的投入产出;同时,后 4 个子系统之间也同样发生着各种流态的投入产出,见图 2 金字塔形模型。

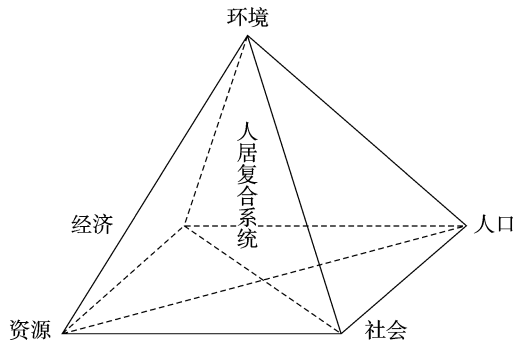


图 2 人居环境复合系统金字塔结构

3 青浦区人居环境复合系统协调发展度评价

SDSUHS 的核心问题是人口、社会、资源、环境与经济等 5 个子系统间的协调发展。笔者认为,协调发展状况的量化评价应涵盖“协调”和“发展”2 方面,二者缺一不可。本文将在确定各系统发展水平和协调系数的基础上,将协调和发展有机结合,构造人居环境协调发展度评价模型,从而客观反映青浦区城市化中 SDSUHS 的协调发展度状况。

3.1 青浦区人居环境复合系统发展水平评价

通过建立青浦区人居环境发展水平评价体系,并运用主成分分析法,可以获得 1995~2004 年青浦区 SDSUHS 的发展水平及其协调状况,见图 3。

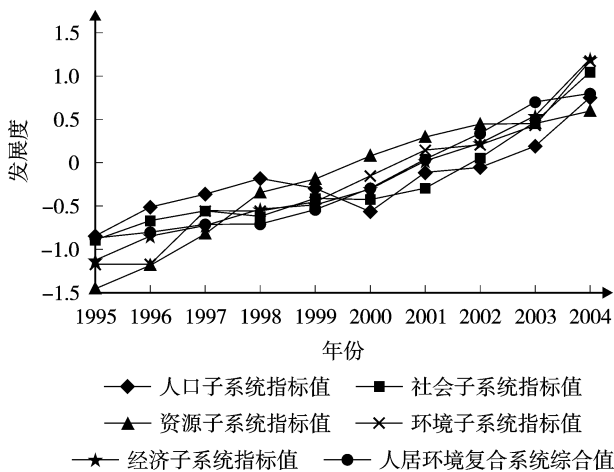


图 3 青浦区 1995~2004 年城市人居环境各个子系统发展趋势

由图 3 发现,青浦区人居环境综合发展水平是 1 个由各个子系统发展状况所反映的整体,且较多的受到社会、环境和经济子系统的波动影响,随着这 3 者的发展趋势而变化;2004 年,尽管环境、经济子系统呈现大幅上扬趋势,但是受到资源子系统发展的制约,SDSUHS 发展水平并未出现较快增长态势。这说明,青浦区 SDSUHS 的发展水平受到其各子系统发展及协调性的影响,资源支持能力已开始有滞后于其他子系统发展的迹象,如果这种滞后持续下去的话,必将成为青浦区城市化进程中人居环境进一步发展的瓶颈。

3.2 青浦区人居环境协调发展度评价模型研究

图 3 的城市人居环境子系统发展趋势图只是根据各子系统的发展度状况,定性地分析了各个子系统之间发展的协调性情况,没有将发展与协调两者之间的关系进一步量化。现通过构建协调发展度评价模型,量化发展与协调两者的关系,揭示两者之间的内在机制。

3.2.1 协调系数体系的构建

SDSUHS 协调发展度的评估是对人居环境各子系统的发展水平与其协调值接近程度的定量描述。所谓协调值就是某一系统与其它系统发展相适应的数值。在评价某一系统的协调发展状况时,不能仅用协调和不协调来衡量。事实上,系统的协调发展状况处于协调与不协调之间,是一个内涵明确而外延不明确的模糊概念,可以应用模糊集合论对它进行研究。因此,协调系数可以用与协调值的接近程度来表示,根据模糊数学建模的指派方法,借用隶属度函数中的分布密度函数对协调性进行描述,其计算公式为^[2-3]:

$$C(ij) = \exp[-k(u_i - u'ij)^2] \quad (1)$$

式中: $C(ij)$ ——第 i 系统对第 j 系统的协调系数;

u_i ——第 i 系统的实际发展水平;

$u'ij$ ——第 i 系统与第 j 系统协调发展时,第 i 系统的协调发展水平,通过建立一个系统对另一个系统的回归方程

$u_i = a + bu_j$ 来探究,确定协调值 $u'ij = bu_j$;

$k = 2/s^2, s^2$ 为 u_i 的方差。

由于 SDSUHS 是一个庞大而又复杂的体系,包括人口、社会、资源、环境与经济 5 个子系统。在计算协调系数时,有一个系统对另一个系统的协调系数,

还有1个系统对另外多个系统的协调系数,主要包括:

$C(i|j)$ ——系统*i*对系统*j*的协调系数;

...

$C(i|j,k,l,m)$ ——系统*i*对系统*j,k,l*和*m*4个系统的协调系数;

要反映2个或多个系统之间的协调程度,还需进一步处理:

2个子系统间的协调系数—— $C(i,j)$,其计算公式为:

$$C(i,j)=[C(i|j)+C(j|i)]/2 \quad (2)$$

3个子系统间的协调系数—— $C(i,j,k)$,其计算公式为:

$$C(i,j,k)=\frac{C(i|j,k)C(j,k)+C(j|i,k)C(i,k)+C(k|i,j)C(i,j)}{C(j,k)+C(i,k)+C(i,j)} \quad (3)$$

4个及5个子系统间的协调系数—— $C(i,j,k,l)$ 和 $C(i,j,k,l,m)$ 的计算公式依此类推。

3.2.2 协调发展度评价模型的构建

协调系数仅反映了系统间的协调程度,但不能反应系统当时所处的发展水平,本文将协调系数与系统发展水平结合考虑,来表征SDSUHS5个子系统的协调发展程度。

协调发展度 $CD_i(i,j,k,l,m)$ 的计算公式^[4]:

$$CD_i(i,j,k,l,m)=$$

$$[C_i(i,j,k,l,m)u_{i,t}^\alpha u_{j,t}^\beta u_{k,t}^\gamma u_{l,t}^\delta u_{m,t}^\eta]^{1/5} \quad (4)$$

式中: $C_i(i,j,k,l,m)$ ——5个子系统之间的协调系数,可由3.2.1方法求出

$\alpha,\beta,\gamma,\delta,\eta$ 为权重,且 $\alpha+\beta+\gamma+\delta+\eta=1$

$u_{i,t},u_{j,t},u_{k,t},u_{l,t},u_{m,t}$ ——分别是各个子系统在*t*时间的发展水平值。

协调度等级的划分见表1^[5]。

通过协调发展度评价模型的计算可得出青浦区1995~2004年人居环境的协调发展状况及其等级划分,如表2所示。

表1 协调度等级的划分

协调发展度	0.90~1.00	0.80~0.89	0.70~0.79	0.60~0.69	0.50~0.59	0.40~0.49	0.00~0.39
协调等级	优质协调	良好协调	中级协调	初级协调	勉强协调	濒临失调	失调

表2 青浦区1995~2004年人居环境复合系统协调发展情况

年份	协调系数	协调发展度	协调发展趋势	协调发展度等级评价	协调发展度趋势评价
1995	0.885	0.585		勉强协调	
1996	0.942	0.635	1.085	初级协调	
1997	0.879	0.681	1.072		
1998	0.817	0.709	1.041		稳态增长
1999	0.926	0.742	1.047	中级协调	
2000	0.707	0.756	1.018		
2001	0.990	0.836	1.190		增长
2002	0.960	0.866	1.037	良好协调	
2003	0.942	0.899	1.038		稳态增长
2004	0.972	0.932	1.100	优质协调	增长

由表2我们可以发现,2001年青浦区人居环境各子系统的协调性达到了0.990,但当年的发展水平并不是很高,在一定程度上制约了协调发展度的增长,因此当年的协调发展度并不高,处于良好协调的初级状态。所以,一个区域的人居环境复合系统的可持续发展要综合考虑发展度和协调度2个方面,只

有发展与协调并序渐进、互为动力,才能使得该区域的人居环境真正实现可持续发展。

3.3 青浦区人居环境协调发展度与城市化发展水平分析

图4所显现的协调发展度趋势随年份增加而展现出1条稍被拉平的“S”型的曲线,这与美国地理学

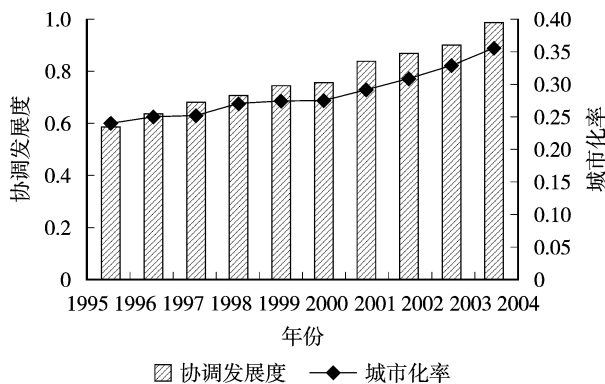


图4 青浦区1995~2004年人居环境复合系统协调发展度趋势

家诺瑟姆(Ray.M.Northam)提出的城市化进程所显现的扁平“S”型的曲线接近^⑨。可见,青浦区人居环境的协调发展度是随其城市化进程而逐步提高的,两者之间存在一定的联系。

为进一步研究城市化进程中的人居环境复合系统的协调发展度与城市化发展水平之间的关系,现采用回归拟合分析方法,研究人居环境协调发展度 CD 与城市化水平之间的关系,考察区域城市化进程对于城市人居环境的协调发展度的作用。通过选取不同时期的城市化水平和人居环境协调发展度值,利用Matlab 6.5,对两者关系进行回归拟合分析,得到两者的二次方程式:

$$y = -17.68x^2 + 14.12x - 1.675,$$

$$\text{Norm of residuals (残差标准)} = 0.061685 \quad (5)$$

其中: x ——城市化发展水平;

y ——人居环境协调发展度。

通过城市化发展水平与人居环境协调发展度之间的二次方程式(5),可以预测未来几年青浦区城市化进程中,人居环境协调发展度的情况。

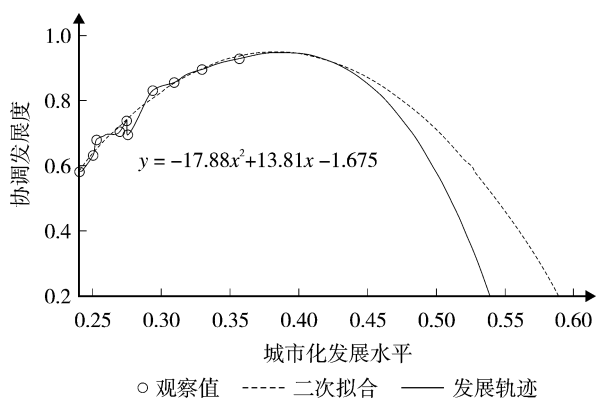


图5 青浦区1995~2004年城市人居环境协调发展度与城市化水平关系

由图5分析我们发现,青浦区人居环境协调发展在城市化发展水平的某一范围内随着城市化的推进而逐步提高,但是一旦城市化水平超过某一阈值时,人居环境的协调发展度水平会急剧下降。这就是说,一味的城市化并非是区域发展的“万金油”,高度的城市化必定会给区域带来“城市病”,扰乱城市人居环境复合系统的各种能流的输入与输出,导致其系统中的各个子系统之间的协调平衡被破坏。区域的可持续发展必须是一种城郊互为动力、互为补充的发展模式,百分之百的城市化发展是不可能的,这与我们现在所说的提倡“城市郊区化”和“发展生态型城市”是相互映照的。因此,在青浦区城市化进程的规划决策中,一方面从宏观上,我们要制定合理的城市化发展水平目标,不宜将其指标定得过高,违背区域的生态自我调节的潜规则;另一方面从微观上,我们必须严格控制城市化进程的步伐,使之与区域城市人居环境的协调发展度相互配合,并且积极提倡发展“都市-郊区”互为融合的一体式城郊人居环境新理念。

4 总结

运用协调发展度评价模型,对青浦区人居环境的可持续发展进行评价,并通过回归方程探讨了青浦区城市化发展水平与协调发展度之间的关系,提出青浦区的城市化进程必须与其人居环境的协调发展水平相适应,积极提倡“都市-郊区”互为融合的一体式城郊人居环境新理念,否则过快的城市化会阻碍区域SDSUHS协调发展。

5 参考文献

- [1] 曾嵘,魏一鸣,范英,等.人口、资源、环境与经济协调发展系统分析.系统工程理论与实践,2002,(12):74~76
- [2] 王维国.协调发展的理论与方法研究.北京:中国财政经济出版社,2000.11
- [3] 白雪梅.社会协调发展的测度方法.统计与决策,1998,(1):54~59
- [4] 程建权.城市系统工程.武汉:武汉大学出版社,1999.143~152
- [5] 詹峰.区域人口资源环境经济可持续发展评估与分析:[学位论文].江西:江西财经大学,2004
- [6] 候小阁,尚金城,张妍.区域可持续发展的定量评判和预测分析.农业与技术,2003,23(4):38~42

Study on the Coordinative Development of Human Settlement during the Urbanization in Qingpu

Dong Weilin Chen Liang Chen Donghui

Abstract The sustainable development of urban human settlement is an opening-out and huge system combined with five subsystems, including population, society, resource, environment and economy. In the paper, a coordinative development model covering both the coordination and development level of human settlement is put forward to weigh the level of the five subsystems. Furthermore, on base of regression equations, the inherence of the coordinative development and urbanization level is studied.

Key words human settlement coordinative development urbanization regression

(上接第 37 页)

填埋场的建设,增加处理“三废”的能力;建议在规划期内,在进行土地整理和居民点整理的过程中,注意对原始地貌和特色乡村景观的保护和保留,保持一定的物种多样性和景观丰富度;双流县北部片区在规划期内将建成一个综合性的都市区。所以,双流县未来生态环境保护与建设的重点在北部片区。

3 参考文献

- [1] 潘嫦英,刘卫东.浅谈土地利用规划的环境影响评价.中国人口·资源与环境,2004,14(2):134~137
- [2] 史捍民.区域开发活动环境影响评价技术指南.北京:化学工业出版社,1999.34~36
- [3] 冯春涛.构建土地利用规划环境影响评价的指标体系.资源开发与市场,2004,15(6):416~417
- [4] 贾克敬,谢俊奇,郑伟元,等.土地利用规划环境影响评价若干问题探讨.中国土地科学,2003,15(3):15~20
- [5] 于凤桐.土地利用规划.北京:中国大地出版社,1995.75~162
- [6] 严金明.中国土地利用规划.北京:经济管理出版社,2001.50~179
- [7] J Shukla, C Nobre, P Sellers. Amazon deforestation and climate change. Science, 1990, 24(7):1322~1325
- [8] Correll U L. Nutrient dynamics in a agricultural watershed: observations on the role a riparian forest. Ecology, 1984, 65(5):1466~1475
- [9] Drake F A. Biological invasions: A global perspective. Chichester: Wiley and Son, 1989. 346~270
- [10] Greenland D L, Szabolcs I. Soil resilience and sustainable land use. Wallingford, UK: CAB International, 1994. 291~308
- [11] 罗为检,王克林,刘明.土地利用及其格局变化的环境生态效应研究进展.中国生态农业学报,2003,(4):150~152
- [12] 赵春,国大非.公路建设对生态环境的影响及防治对策.北方环境,2003,12(2):36~38
- [13] 鲍宗豪.试论决策社会价值的评价.天津社会科学,1998,10(1):19~23
- [14] Therivel R, Rosario M. The practice of strategic environmental assessment. London: Earth-scan Publication Ltd, 1996. 112~114
- [15] Ortolano Leonard. Environmental regulation and impact assessment. USA, New York: John Wiley & Sons Tnc, 1997. 132~135
- [16] 包存宽,尚金城,陆雍森.战略环境评价中的替代方案及环境影响减缓措施.环境科学动态,2001,9(1):1~4
- [17] 刘明亮.土地利用的环境影响评价[学位论文].湘潭:湖南师范大学,2004
- [18] 唐文玉.土地利用规划中公众参与之探讨.国土资源导刊,2005,7(1):28~30
- [19] 宋关福,钟耳顺,王尔琪. WebGIS——基于 Internet 的地理信息系统.中国图像图形学报,1998,11(3):30~33
- [20] 坞建国.景观生态学——格局、过程、尺度与等级.北京:高等教育出版社,2000.56~57

Environmental Impact Assessment of Land Use Plan

Dong Yanyan Wang Hongrui Zhang Wenxin Wang Junhong

Abstract The land use plan may have great influences on the social-economical development and the ecological environment. Therefore, it is necessary to carry out the environmental impact assessment as early as possible before making any decision. The environmental impact assessment of land use plan is discussed on principles and programs, and Shuangliu County is taken as an example.

Key words environmental impact assessment of land use plan procedure Shuangliu

从影视拍摄破坏环境看我国环评制度的不足

张一粟

(中南财经政法大学环境资源法研究所, 武汉 430073)

摘要 影视剧组被指景区环境事件凸显我国相关法律制度尤其是环境影响评价制度的缺失。文章在考察国外和我国环评制度的演变,分析我国影视拍摄活动破坏环境所折射出的环评法缺失的基础上,指出完善环评制度应纳入法规、政策环评,补充对社会人文活动的环评,明确法律责任,以及确立真实有效的公众参与制度及建立环境公益诉讼。

关键词 环境影响评价 战略环评 社会人文活动 公众参与 公益诉讼

近来,屡传影视拍摄破坏环境的新闻,从《神雕侠侣》到《惊情神农架》,从《情颠大圣》到《无极》再到最近《大旗英雄传》,影视拍摄活动对生态环境的破坏已引起广泛关注。当看到画面中的瑰丽景色时,实际意味着已无法在现实中再看到,后再再严格的惩罚,都无法使之恢复。在这种情况下,将影视拍摄活动纳入法治轨道,建立完善的事前预防和事后追究的全方位生态保障制度对于防止这类事件再发生具有重要意义。作为我国环境法基本原则之一的预防为主原则,要求我国必须以完善的制度保障来贯彻之,环境影响评价制度即是核心制度之一。

1 环境影响评价制度的源与流

1.1 世界范围内环评制度的嬗变

环评是环境与发展综合决策的一项重要制度。其在美国最早是于 1969 年《国家环境政策法》中确立的,之后成为美国环境政策的核心。美国环评制度范围非常广,由联邦政府行政机关向国会提出的议案、立法建议、申请批准的条约,以及由联邦政府资助或批准的工程项目、制定的政策、规章、计划和行动方案,都属于这一范围^[1]。

20 世纪 70 年代中期,欧美一些国家开始将该制度扩展到战略层次。80 年代末,战略环评开始为全球广泛接受,作用于战略实施全过程(政策-计划-规划-项目),新的环评体系逐渐形成。如今,美国政府已经编制了好几百部“战略环境影响报告”;加拿大《关于政策和计划建议的环境评价程序》规定所

有联邦政策和计划,都必须经过战略环评。英国、荷兰、丹麦、瑞典等许多国家也都建立了战略环评系统。1993 年,欧盟发布文件规定,今后凡有可能造成显著环境影响的开发活动或新的立法议案必须经过战略环评。在亚洲,韩国要求国家及地方政府在制定实施各种政策与计划时必须进行战略环评。日本出台了一整套“计划环境影响评价体系”,专门用于区域开发计划中的战略环评^[2]。由此,世界各主要国家和地区均已确立环评制度。

1.2 我国环评制度的演变

我国在《环境保护法(试行)》中即引入了该制度。之后 1989 年《环境保护法》第 13 条和其他环境法律对其作出了进一步规定。1986 年颁布的《建设项目环境保护管理办法》及 1998 年颁布的《建设项目环境保护条例》,对该制度作了修改、补充及更明确的规定,从而在我国确立了环境影响评价制度。1994 年国务院批准颁布的《中国 21 世纪议程》在第 3 章“与可持续发展有关的立法与事务”中提出:“在有关立法中,规定建立‘可持续发展影响评价制度’,要求政府部门对可持续发展可能产生的影响做出评估”。此外,在各种污染防治单行法规中,也对环评制度作了规定。

为促进环境与发展综合决策,实现经济、社会和环境协调发展,九届全国人大常委会第三十次会议审议通过了《环境影响评价法》。该法首次确定了战略环评,明确要求对土地利用规划,区域、流域、海域开发规划和 10 类专项规划进行环评,是对我国环评制度的重大完善。同时,鉴于公众参与的重要作用,

国家环保总局于2006年印发了《环境影响评价公众参与暂行办法》，初步形成了公众参与的制度化。

2 我国现行环评制度的不足

环评的内在价值主要体现在2方面：①充分体现了风险预防原则，也是实现风险预防原则的有效手段；②有助于推动可持续发展战略的实施，因为传统的建设项目评估和决策着重考察对项目自身的影响，更多地关注经济效益，易与环境保护产生冲突，而本制度则侧重于项目自身对环境的影响，并采取必要的预防措施以保护环境。因此，本制度可将经济发展目标与环境保护目标有机地结合起来，以达致二者之间的协调和互补，这也正是可持续发展观的核心内容之一^[3]。但我国现行环评法于这一价值和目标显然存在差距。上述屡屡发生的影视剧组破坏景区环境的现象，也折射出我国环评制度尚存在不少局限，总体来说存在于立法和执法方面。

2.1 环评法在评价对象上的缺失

2.1.1 战略环评未能涵摄对法规、政策的评价

战略环评可溯至美国《国家环境政策法》，但这一术语最早是由英国提出的。它要求政府在做出有关经济开发活动的宏观决策如有关的政策、规划和计划之前，考虑该决策对环境可能造成的各种影响，以减轻或避免它对环境造成不良影响，从而做出正确的决策，促进经济、社会和环境可持续发展^[4]。战略环评可分为法规、政策、规划环评。从制度体系上看，我国原先只注重对建设项目开展环评，但建设项目只处于整个决策链（战略、政策、规划、计划、项目）的末端，只能补救小范围环境损害，无法从源头上保护环境，也不能指导政策或规划的发展方向，更不能解决开发建设活动中产生的宏观影响、间接影响与累积影响。故此，环评法纳入了规划评价，其评价对象是在政策法规制定之后，项目实施之前，对有关规划的资源环境可承载能力进行科学评价，所以仍不能完全涵盖政策、法规制定时对环境的影响。

《环评法（草案）》第四条曾规定，“制定对环境有显著影响的区域开发、产业发展、自然资源开发的政府规范性文件，应当进行环境影响评价”，即将一定类型的政策列入环评范围。这本来可以成为我国纳入政策法律环评的契机，但最终被以“缺乏可操作性，缺乏经验，立法条件尚不成熟”等理由而在正式

立法中删除^[5]。

由于法规、政策的实施作用范围广，影响深远，一旦有误将造成不可挽回的损失，这点是我国付出了沉重代价后得到的教训，如果在立法或制定相关政策时能够考虑相关环境影响，不仅可防范可能带来的环境退化，更能大大减少事后治理带来的经济损失和社会矛盾，确立全面的战略环评显然有利于完善环评制度。

2.1.2 现行环评对象未能规制社会人文活动

环评法第八条规定了应对工业、农业、畜牧业、林业、能源、水利、交通、城市建设、旅游、自然资源开发等有关专项规划进行环评，从宏观层面上确立了环境保护框架，具有重要意义。但在具体操作层面，这一规定仍存在一定局限。

根据我国环评法对环评对象的划分，主要有建设项目和规划，前者着眼于具体活动对环境的影响，而后者则是在较大时空层面上从源头予以控制。但有些社会人文活动，鉴于其特性并不能纳入专项规划，亦不属于建设项目，而由于环评审批属于行政行为，根据行政法相关原理，如果没有明确法律规定，将导致对这些可能造成环境影响的行为进行环评时缺乏法律依据。比如影视拍摄、自然保护区及名胜古迹的参观游览活动等，在目前尚未纳入环评范围。

2.2 环评法在具体制度上的缺失

2.2.1 环评过程中公共参与机制不够完善

环评法第五条、第二十一条等规定了环评过程中的公众参与，但过于笼统、原则，可操作性不强，透明度不高，公众参与时间晚、范围窄以及公众缺乏决策权等，一直为学界所诟病。为此，国家环保总局印发了《环境影响评价公众参与暂行办法》，确立了环境信息公开，征求公众意见的一般要求以及公众参与的组织形式，并规定了公众参与的具体方式^[6]。这是国务院各部门中第一部具体规定公众参与公共事务的部门规章，也是中国环保领域的第一部公众参与的规范性文件，标志着公众参与制度化初步形成。

但这一规定也存在一定不足。如第五条规定的“国家规定需要保密的情形除外”，对于“需要保密的情形”如何认定？很多问题可能以此为由不公开信息。在公众意见与专家意见出现不一致时，如何取舍？同时，如果政府部门不按照有关规定进行环评，或不按照相关程序去进行环评审批，或非法剥夺公

众参与权,“暂行办法”没有规定其所应承担的法律责任以及相关罚则。此外,对于公众参与在追究法律责任的规定也有所欠缺,在法律责任部分缺少有关公众参与的救济条款。

2.2.2 环评法规定的法律责任承担存在不足

首先,对于建设单位未依法报批建设项目环评文件而擅自开工建设的,其后果是“责令停止建设,限期补办手续”。由于环评旨在从事可能损害环境活动之前,明确该活动对环境可能造成的影响,以便采取有效措施尽可能防止对环境不利情况发生。而“先建设、后评价”使得基于环评而得出的分析、预测和评估结论不能对决策产生实质性影响。而只要限期补办,并不承担法律责任,即使没有限期补办,承担的法律相对较轻,客观上有鼓励建设单位违法之嫌。

其次,某些制度较为抽象,缺乏可操作性。如环境影响评价的跟踪评价和后评价;对环评单位和审批机构责任的规定等;环评的执法和监管单位的权力、义务;对于法律责任的规定上,亦存在行政责任代替刑事处罚,罚款额度小等缺陷,有些规定缺乏相应的责任条款等。

3 完善我国环评制度的建议

3.1 在战略环评中纳入法规、政策环评

尽管规划环评可以化解许多项目环评所无法解决的问题,但其层次仍不够,许多更大的环境问题,需要在更高层次即政策、法规层面予以解决。因此,有必要进一步扩大战略环评范围,实现从微观到宏观,从尾部到源头,从枝节到主干,从操作到决策的转变和飞跃,将环境因素纳入到国民经济与社会发展综合决策之中,按照环境资源承载能力和容量要求,对区域、流域、海域重大开发活动、生产力布局、资源配置,提出更加科学合理的建议,以保证经济社会健康有序发展。

具体说,即是纳入可能或已经对生态环境造成重大影响的法规和政策。对于“重大影响”的判断,可以借鉴美国环境质量委员会经验,从背景(Context)和强度(intensity) 2 方面来考察。前者是以社会整体、受影响地区、受影响利益和行为地点等多方面背景为基础,对行为的环境影响进行分析;后者指的是考察影响的严重程度^[1]。

事实上,确立法规、政策环评对于有效规制影、视拍摄等社会人文活动也具有重大意义。对于生态环境脆弱的风景名胜区和自然保护区,可以在进行立法时进行环评,从而有针对性的对进入该区域的社会人文活动予以限制,从根源上杜绝对环境的不利影响。

3.2 将社会人文活动纳入环评轨道

社会人文活动种类繁多,往往与其他活动相结合。如影、视拍摄属于社会人文活动,但其拍摄过程中又从事了建设项目。虽然对其建设项目可以环评,但其他活动则不能纳入规制。此外,有些生态敏感的风景区和自然保护区,可能也会因为过度开放而遭破坏。因此,将进入生态敏感区域从事的社会人文活动亦应纳入环评范围。同时,在借鉴其他环评技术准则的基础上,应尽快完善相应的技术准则。

将社会人文活动纳入环评在实践中已经出现。2006年5月,黄山市依据安徽省人大常委会制定的《黄山风景区管理条例》规定,在黄山境内景区拍影、视剧必须先进行环境评估和论证,否则将被禁止拍摄。

3.3 完善公众参与制度,建立环境公益诉讼

公众参与是环境法核心制度之一,而这一制度的核心又在于有效参与。有效参与意味着:

- 1) 可能受到影响的社区居民都有适当机会参与将影响其环境或健康的议案的决策;
 - 2) 公众的意见能够影响立法部门的决策;
 - 3) 决策过程中应当考虑所有参与者的意见;
 - 4) 决策者为潜在受影响者的参与提供便利^[2]。
- 而我国公众参与与此尚存在差距,公众参与的主体、程序、救济等都存在不明确之处。

笔者以为,公众参与主体不应仅限于具有直接利害关系,任何可能受影响的主体都可以参与进来;在专家意见和公众意见发生矛盾时,应遵从“司法最终裁决原则”,由司法机关来确定采用何者意见;“无救济则无权利”,要明确公众参与权被剥夺时的法律救济。

更重要是确立公民和法人及其他组织的环境权。一旦确立在良好环境中生存的权利,公民和其他主体就能够以该权利来对抗任何人对其环境权的侵犯,充分发挥法律的激励作用。

在确立环境权基础上,有必要建立环境公益诉讼制度。环境利益涉及当代以及子孙后代利益,必须有切实司法保障。如果相关部门不严格执行环评法,

造成大范围污染和生态系统破坏,公民或组织可以通过公益诉讼,包括民事公益诉讼来对抗造成生态破坏的私人以及通过行政公益诉讼对抗渎职的政府部门,从而鼓励和激发公众参与维护环境公共利益的积极性,达到保护生态环境的目的。

3.4 法律责任规范的完善

如果一部法律仅有权利义务规范,而没有对义务的违反设定法律责任,很难说这部法律是完善的,而且法律的实效也很难得到保障。即使设定了责任,还要考虑法律责任对于损害救济的及时充分性以及防止损害再次发生的有效性。这就要求环评法中每一种制度都要有相应的法律责任条款,否则这些制度将仅仅成为摆设。

具体来说,对于依法应进行环评而擅自开工的行为,即使事后环评合格,也要予以处罚;对限期补办手续但未通过的,也应设立具体的处罚手段。在进一步完善相关制度的基础上,应明确违反这些制度的法律后果,使对每一项义务的违反都有相应的责任承担方式。同时,改变现行法律责任中不合理的部分,如处罚畸轻,罚款额度小等现状,充分发挥法律责任遏制违法行为的作用。

4 余论

环境保护不是哪一方能擅专的事业,作为环保手段之一的环评制度的完善也不例外。在影视拍摄活动破坏生态环境的案例中,可以看到行政机关因将环境保护让位于经济发展的失职,可以看到剧组对于环境保护的漠视,而作为环保重要力量的公众和环保非政府组织也出现缺位。环评制度即作为其重要保障的公众参与机制在很大程度上需要的是程

序的完善,“一个健全的法律,如果使用武断的专横的程序去执行,不能发生良好的效果;一个不良的法律,如果用一个健全的程序去执行,则可以限制或削弱法律的不良效果”^[8]。因此,本文在构建战略环评时,更注重的是环评的程序保障。

笔者始终确信,环保最终出路在于实现政府、企业和公民或非政府组织的“三驾马车”^[9]。只有形成政府规制、企业社会责任承担与公民或非政府组织环境权及环境公益诉讼诉权资格的获取三者之间的沟通与协调,充分发挥公法规制、私法激励和程序保障的作用,环境保护的初衷才能实现,而完善的环评制度同样需要这3种力量的协同。

5 参考文献

- [1] 王曦. 美国环境法概论. 武汉: 武汉大学出版社, 1992. 221~223
- [2] 潘岳. 战略环评与可持续发展. 经济社会体制比较, 2005, (5): 10
- [3] 王灿发, 于文轩. “圆明园铺膜事件”对环评法的拷问. 中州学刊, 2005, (5): 88
- [4] 王曦, 易鸿祥. 关于战略环境影响评价制度立法的思考. 法学评论, 2002, (2): 97~99
- [5] 李伯勇. 全国人大法律委员会关于《中华人民共和国环境影响评价法(草案)》修改情况的汇报. 中国人大网. 2006-10-30
- [6] 国家环保总局. 环境影响评价公众参与暂行办法(环发[2006] 28号). 2006-02-22
- [7] Barry E Hill, Steve Wolfson, Nicholas Targ. Human rights and the environment: A synopsis and some predictions, 16 geo. Int'l Envtl L Rev, 2004, 359: 370
- [8] 王名扬. 美国行政法. 北京: 中国法制出版社, 1995. 41
- [9] 张一粟. 环保出路在于启动“三驾马车”. 江南时报, 2006-05-09(17)

On the Improvement of Environment Impact Assessment: A View from the Environmental Disruption Caused by the Shoot of Screen and Video

Zhang Yisu

Abstract The fact that the environment in sightseeing districts were destroyed frequently by the production crew reflects the shortages in the existing relative legal system of our country, especially in the system on Environment Impact Assessment (EIA). On the basis of exploring the existing situations of EIA, the shortages of this system are discussed, and it is concluded that the assessment of regulation and policy, social humanity activities, legal obligation, public participation, and environmental public interest litigation should be incorporated in the system.

Key words environment impact assessment strategic environment assessment social humanity activities public participation public interest litigation

《广州环境科学》2006 年总目录

题 目	作者 (年. 期. 页)	题 目	作者 (年. 期. 页)
·综述·		珠江广州西航道农药污染事故监测结果分析 李健槟(2006.03.13)	
我国大气颗粒物表征研究进展 吴成宝, 胡小芳, 王 飞, 等(2006.02.01)		溶胶-凝胶法制备 TiO ₂ 薄膜及其光催化性能的研究 吕玉娟, 洪伟良, 李继贞, 等(2006.03.15)	
水环境重金属络合容量研究进展 江志华(2006.02.05)		我国餐饮废水处理方法的研究进展 李建娜, 胡曰利(2006.04.01)	
生物脱氮除磷技术及其发展趋势 金 杭, 王淑梅(2006.02.09)		复合混凝剂处理印染废水 刘功良, 朱明军, 浦跃武, 等(2006.04.05)	
低温菌去除污染物的研究现状 李亚选, 张晓玲, 姜安玺, 等(2006.02.14)		国内外湖泊富营养化的防治对策与展望 丰茂武, 吴云海(2006.04.08)	
根际重金属形态与生物有效性研究进展 曹秋华, 普绍苹, 徐卫红, 等(2006.03.01)		·大气环境及污染防治·	
·水环境及污染防治·		机动车排气遥测技术的应用和发展 黄 荣, 双菊荣, 黄新平, 等(2006.01.17)	
深圳市新洲河水环境综合整治研究 申小艾, 李德义, 陈克坚(2006.01.01)		载甲苯活性炭微波脱附再生试验 梅向阳, 普红平, 黄小凤, 等(2006.02.27)	
废水生化处理微生物对 TCC/TCS 生物毒性适应性研究 姚丽伟, 陈 群(2006.01.04)		广东省火电厂烟气脱硫除硝案例初步技术分析 黄谦德(2006.02.30)	
膜生物反应器处理生活污水的实验研究 刘志华, 陈建中(2006.01.07)		广州市李坑垃圾焚烧发电厂区域二噁英背景调查 章 红, 吕瑞娟, 凌维靖, 等(2006.02.33)	
高浓度络合铜废水处理技术简介 全武刚, 徐灏龙(2006.01.10)		南通市一次连续空气污染过程的气象特征分析 耿建生, 丁爱萍, 陈佩君(2006.03.18)	
复合菌种在污水处理中的应用 刘达伟, 刘济平(2006.01.13)		厨房油烟分解、碳化技术的应用 郭伟洪, 刘济平(2006.03.22)	
浮床种植观赏植物净化富营养化水体的试验 曾俊宁, 林东教, 李 莹(2006.02.19)		广州市在用汽车排气检测执行新标准的初步分析 封业和, 曾唐芳(2006.03.25)	
大孔树脂对邻苯二甲酸的吸附研究 张海珍(2006.02.23)		一种新型节能臭氧发生器 杨胜凡, 廖振方(2006.04.12)	
污水处理中污泥减量化技术的研究与应用概况 张峥嵘, 黄少斌(2006.03.05)		·固体废物及处理·	
糖蜜酒精废水治理新技术 李亚伟, 解庆林, 张 萍(2006.03.09)		广东省危险废物处置设施与管理现状及对策 刘伟娜, 许冠英, 周少奇(2006.01.20)	

题 目	作者 (年.期.页)	题 目	作者 (年.期.页)
流化床锅炉溢流渣余热回收和冷渣的综合利用	朱燕云(2006.01.24)	宜宾市“九河”水质评价及综合分析	吕 竞, 王 斌, 杜长江, 等(2006.01.38)
用超临界水技术处理固体废弃物的发展现状	杜皓明, 欧志阳(2006.02.36)	土地利用规划环境影响评价——以双流县为例	董艳艳, 王红瑞, 张文新, 等(2006.04.32)
城市综合污水处理厂污泥处理技术及应用	普大华, 吴学伟(2006.04.14)	青浦区城市化中人居环境的协调发展研究	董玮琳, 陈 亮, 陈东辉(2006.04.38)
·环境监测与分析·		从影视拍摄破坏环境看我国环评制度的不足	张一粟(2006.04.43)
化学需氧量测定中分光光度法与滴定法的比较	杨志红(2006.01.26)	·环境法规·	
土壤全氮测定方法的比较	李宇庆, 陈 玲, 赵建夫(2006.03.28)	论固体废物污染越境转移法律、法规的完善 ——从我国的“洋垃圾”问题谈起	赵 静(2006.01.42)
·环境管理与监理·		关于构建我国环境纠纷仲裁制度的法律思考	张明涛, 赵 静(2006.02.44)
我国环境保护中的公众参与问题研究	陈润羊, 花 明(2006.03.30)	·环境教育·	
珠三角地区开展公众参与环境保护的现状和途径	王军波, 唐浩华, 陈燕萍(2006.03.34)	试论环境安全教育	孙小银, 单瑞峰(2006.03.44)
完善我国环境行政管理综合决策机制的探讨	邓泽延, 周 明(2006.04.17)	·环境信息与计算机技术·	
·环境生态·		MATLAB 加 VB 实现实验室内质量控制图的绘制	韩 波, 孙 利, 黄 勇(2006.01.45)
二噁英污染土壤修复技术的研究进展	黄伟芳, 吴群河(2006.01.29)	·动态与信息简讯·	
大气污染的植物修复及其机理研究的进展	李 玫, 章金鸿(2006.02.39)	向绿色学校赠书简讯	(2006.01.06)
惠州西湖水生态系统初步调查	李传红, 朱文转, 刘振乾, 等(2006.03.38)	中俄元首签署联合声明 强调继续能源领域的合作	(2006.01.12)
底泥微生物在红树林生态系统中的作用	李 玫, 廖宝文, 章金鸿(2006.04.21)	国家环保总局创模考察组肯定广州创模工作	(2006.02.35)
重金属污染土壤修复技术的进展	何益波, 李立清, 曾清如(2006.04.26)	中、小学生参加环境夏令营学会更加“环保”	(2006.03.08)
·环境评价·		学会召开理事会筹备换届	(2006.03.21)
双龙湖枯、丰水期交替期间水质变化评价研究	刘亚丽, 段秀举, 张献忠, 等(2006.01.34)	中国国际环保博览会 11 月将在穗举办	(2006.03.33)
		《广州环境科学》征稿启事	(2006.03.48)
		《广州环境科学》2006 年总目录	(2006.04.47)

CONTENTS

- Development of Methods for Restaurant Wastewater Treatment in China
..... *Li Jianna, Hu Yueli*(1)
- On the Flocculating Treatment of Dyeing Waste Water
..... *Liu Gongliang, Zhu Mingjun, Pu Yuewu, et al*(5)
- Measures for the Control of Lake Eutrophication at Home and Abroad
..... *Feng Maowu, Wu Yunhai*(8)
- An Ozone Generator with Low Energy Consumption
..... *Yang Shengfan, Liao Zhenfang*(12)
- Techniques for Sewage Sludge Treatment
..... *Pu Dahua, Wu Xuwei*(14)
- On the Perfecting of Mechanism for Comprehensive Decision-making in Environmental Administration
..... *Deng Zeyan, Zhou Ming*(17)
- The Role of Sediment Microorganisms in the Mangrove Ecosystems
..... *Li Mei, Liao Baowen, Zhang Jinhong*(21)
- Progress in Remediation of the Soil Contaminated with Heavy Metals
..... *He Yibo, Li Liqing, Zeng Qingru*(26)
- Environmental Impact Assessment of Land Use Plan
..... *Dong Yanyan, Wang Hongrui, Zhang Wenxin, et al*(32)
- Study on the Coordinative Development of Human Settlement during the Urbanization in Qingpu
..... *Dong Weilin, Chen Liang, Chen Donghui*(38)
- On the Improvement of Environment Impact Assessment: A View from the Environmental Disruption Caused by the
Shoot of Screen and Video *Zhang Yisu*(43)