

CO₂ 的微生物固定技术研究现状

夏九成

(攀枝花学院生物与化学工程系, 四川 攀枝花 617100)

摘要: 分析了我国 CO₂ 减排任务面临的严峻形势, 简要说明了 CO₂ 微生物固定技术与其他固定方法相比具备的优势。就该方法的技术流程、微生物菌群以及相应的光生物反应器的研究现状进行了综述。

关键词: CO₂ 减排; CO₂ 微生物固定技术; 研究现状

中图分类号: X16 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2011) 04-0001-04

近 50a 来, 中国年平均地表气温明显增加, 升温幅度略大于全球气温增加的幅度。发达国家虽然历史上是排放大户, 但现在发展中大国已站到排放前列。据报道中国与同处于发展阶段的国家相比, CO₂ 排放强度相对较高, 详见表 1。从经济发展的长期趋势看, 中国正处于一个高碳经济发展阶段, 见表 2。温家宝总理在哥本哈根气候峰会上强调, 到 2020 年, 中国单位 GDP CO₂ 排放将比 2005 年下降 40% ~ 50%。为了达到这一减排目标, 除了改变目前的能源消费结构, 使用清洁能源和增加森林面积等切实有效的办法外, 还可以使用微生物的大规模液态培养来固定 CO₂, 本文拟对这种固定方法展开讨论。

表 1 2007 年度中国与典型发展中国家 CO₂ 排放强度比较 (kg/美元)

| 国家 | 俄罗斯 | 南非 | 阿根廷 | 土耳其 | 中国 | 埃及 | 巴西 | 印度 |
|----------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| CO ₂ 排放强度 | 1.80 | 1.65 | 0.92 | 0.53 | 2.10 | 1.78 | 0.37 | 1.28 |

表 2 世界主要国家或国家集团温室气体排放的历史变化和未来走势 (百万 tCO₂)

| 国家 | 1990 年 | 2006 年 | 2030 年 |
|-----|--------|--------|--------|
| 世界 | 20988 | 28003 | 41905 |
| 日本 | 1071 | 1213 | 1182 |
| 美国 | 4863 | 5670 | 6891 |
| 俄罗斯 | 2180 | 1587 | 1973 |
| 中国 | 2211 | 5606 | 11448 |
| 印度 | 589 | 1250 | 3314 |

1 技术流程

微生物固定 CO₂ 方法的基本原理是利用具有光合作用的微生物进行光合作用, 以固定热电厂等释放源排放的 CO₂, 从而达到 CO₂ 减排的目的。该技术思路最早由美国加州大学科学家 Oswald 和

Golueke 在 1960 年提出, 但直到 1997、1998 年后美国、日本等许多科学家 (Sheehan et al., 1998; Hamasaki et al., 1994; Usui and Ikenouchi, 1997; Murakami and Ikenouchi, 1997) 才开始开展了大量的研发工作。该方法的优势主要在于: 与森林等高等植物的 CO₂ 固定方法相比, 微生物具有繁殖快、CO₂ 固定效率高、适合工业化集约生产、对土地和水的依赖程度低等许多优点。而与深海储存、开采过的煤层储存、含盐蓄水层储存和废弃油气田储存等传统的地质储存技术相比, 微生物固定法具有可持续性和低风险性。据报道地质储存可能存在以下环境风险: CO₂ 逃逸到大气层造成二次污染, CO₂ 泄漏对地下水的危害、对陆地和海洋生物的多样性和生态系统的危害, 诱发地震、引起地面沉降或升高等。同时地质储存要受环境容量的限制, CO₂ 气体不可能无限制地注入海洋、煤层、含盐蓄水层和废弃油气田中, 一旦气体饱和将再难进行储存。生物固定法还可以产生许多具有经济价值的副产物 (生物燃料甲烷、乙醇、氢气以及生物肥料和动物饲料等), 承担污水净化的任务。

微生物固定 CO₂ 方法的具体流程见图 1。目前该方法在美国、日本、澳大利亚、德国和意大利等国家均有研究。美国夏威夷的 Cyanotech 生物技术公司, 加州的 Earthrise、hollister 等一些大农场,

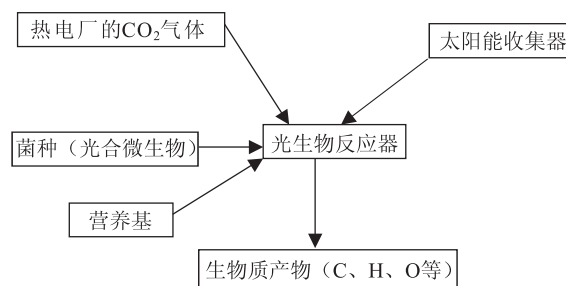


图1 CO₂的微生物固定技术

美国德州的 Valcent 公司，以色列的 Algatech 生物技术公司，德国能源巨头 E.ON 等企业和单位均在该领域取得一定的成功。

2 微生物种群

该技术目前主要采用的微生物有：细菌、蓝藻（蓝细菌）、绿藻、红藻和硅藻等，具体见表3。Kajiwara 等采用聚球菌 *Synechococcus* 固定 CO₂，固定速度可达 0.6g/L·d，Hirata 等采用小球藻 *Chlorella* sp. UK001 固定 CO₂，固定速度可达到 0.0318 g/L·d，Murakami 等采用布郎葡萄藻 *Botryococcus braunii* 固定 CO₂，固定速度可达到 1g/L·d，水生集胞藻 *Synechocystis aquatilis* CO₂ 固定速度可达到 1.5g/L·d。刘玉环等采用二形栅藻 *Scenedesmus dimorphus* 固定 CO₂，最大固碳速率约为 0.99 g/L·d。目前能进行 CO₂ 固定的微生物种群主要存在的问题有：CO₂、硫化物、氮氧化物、温度和酸度的耐受性差，具有光饱和效应（即在强光下，微生物对光的利用率和对 CO₂ 的利用率会明显下降），微生物细胞不易自我絮凝导致细胞回收成本增加等。因此需要通过菌种的改良来克服以上问题。

表3 具有开发价值的微生物种群

| 类型 | 菌株 |
|----|--|
| 细菌 | 紫色硫细菌 <i>Rhodovulum sulfidophilum</i> |
| 蓝藻 | 聚球菌 <i>Synechococcus</i> ，螺旋藻 <i>Spirulina</i> |
| 绿藻 | 单衣藻 <i>Chlamydomonas</i> ，雨生红球藻 <i>Haematococcus pluvialis</i> ，杜氏盐藻 <i>Dunaliella salina</i> ，小球藻 <i>Chlorella vulgaris</i> |
| 红藻 | 布郎葡萄藻 <i>Botryococcus braunii</i> |
| 硅藻 | 舟形藻 <i>Navicula</i> |

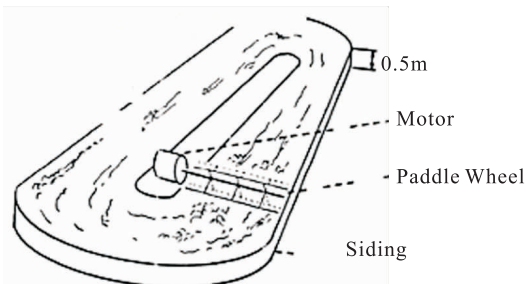
3 生物反应器类型

CO₂ 固定的生物反应器主要分为开放式和密闭式两大类。开放式光生物反应器主要有圆形氧化塘（Circular open pond）、沟式氧化塘（raceway - type open pond）、带浆轮搅拌装置的沟式氧化塘（Paddle wheel - mixed raceway ponds）（见图2、图3）、污水处理结合 CO₂ 固定的高速氧化塘（wastewater treatment ponds incorporating high - rate ponds）。密闭式生物反应器则主要有管式（Tubular）、浅盘式（Flat plate）等多种类型。

光生物反应器优化设计的目标主要涉及4个方面：①增大反应器的比表面积，其中开放式的比表面积较大。②增强气液传质效率。一般通过设计附属器件结构来改善微藻培养过程中气液传质效果，如气液交换器、冷凝器、超滤装置、混和装置以及营养物的供应装置。③改善光照条件。改善光照需

要解决两个问题，一个是提供高效光源，除了可以利用太阳光和普通的荧光灯作为光源外，还开发了利用发光二极管、光导纤维以及闪光灯等作为光源。另一个是光线在反应器内的有效分布。光源的位置可分为外置式和内置式两种，内置式可以显著改善光线的分布，提高光源利用率，但制作成本较高。另外，各种光照操作条件，如光质、光强、光暗比以及光照时间等对微生物生长也具有很大影响。④提高光传递效率。研究发现单纯提高光强并不能相应地提高细胞的产率。对此采取的措施有：适当增加机械搅拌的强度减少细胞间彼此遮蔽使反应器内的每个细胞均能获得光照，通过棱镜或光纤分散培养液中的光照。

除了上述4个因素外，操作过程的经济性也是光生物反应器实际应用时需要考虑的问题。开放式光生物反应器设备简单，投资少。密闭式生物反应器设备复杂，投资大，大多不具经济优势。由于 CO₂ 固定本身是一种公益环保型产业，因此从目前实际应用的可能性来看，更多地还是适合建造开放式的大型光生物反应器并结合城市生活污水处理的综合性处理模式。



Motor:电机; paddle wheel: 浆轮; side: 侧堰
图2 带浆轮搅拌装置的沟式氧化塘示意图



图3 带浆轮搅拌装置的沟式氧化塘生产现场

4 展望

目前，世界各地已经研究出多种适合固定高浓

度 CO₂ 的微生物, 其中大部分微生物属于海洋生物, 利用海洋微生物固定 CO₂ 对于运行设备的技术要求相对较高, 其中主要是防止海水对设备的腐蚀。因此分离驯化淡水微生物是一条可行的技术路线, 但目前这方面的研究还不多。用淡水微生物固碳不仅对生产设备要求相对较低, 而且最重要的是可以与污水处理工业相结合, 不但节省淡水资源, 而且可以有效去除污水中多种污染物质, 有效地保护环境。我国在微生物固碳上的研究明显比美国、日本落后, 到目前为止仅有一些研究性的实验成果, 而无大规模实际应用的报道。同时国家的重视程度也不如其他国家, 对于此项技术的研究目前仅有屈指可数的几家科研单位和大学在进行, 没有上升到国家的层面上来进行一个系统持续的研究。基于目前的研究现状, 迫切需要我国加强此项技术的研究, 主要集中在以下两方面:

(1) 微生物菌群的选择、引进、培养和驯化。在微生物的选择上, 应尽量选择能够高效固定 CO₂, 有较高经济附加值的淡水微生物(如云南程海的螺旋藻)。并且通过基因工程技术, 提高生物固碳效率, 增强细胞对各种环境因素的耐受性, 降低光饱和效应对细胞的负面影响, 改良微生物细胞的自我絮凝能力。有较高耐受性微生物的优势是可以把烟气等包含高浓度 CO₂ 的气体经过简单处理后直接通入藻液中, 而且对周围环境条件的要求也相对宽松, 这样不仅在很大程度上节约了生产成本, 而且避免了不必要的二次污染。降低光饱和效应对细胞的负面影响可以提高固碳效率, 改良微生物细胞的自我絮凝能力可以降低生物质的处理成本。国家应该加大这方面的基础研究, 成立类似于美国能源部(DOE)组建的生物固定网(Biofixation Network), 并投入大量的资金和人力进行该项技术的实验研究和情报收集。

(2) 开发和放大高效光生物反应器, 进一步提高 CO₂ 处理量。随着我国经济的持续高速发展, 对能源和生产生活物质的需求将进一步加大, CO₂ 的排放量肯定也会随之增大。除了大力发展可再生能源, 积极推进核电建设, 加强植树造林和森林管理等方法外, 利用先进的微生物固碳技术, 开发和放大高效光生物反应器也可以有效地降低 CO₂ 的排放。因此国家应尽快通过税收减免等措施鼓励大型国企(钢铁冶金、能源等)牵头建立样板工厂, 以带动全国各大、小热电厂和钢铁冶金等企业形成规模化固碳能力。相信如果能将此技术与有机废水

(城市生活污水, 造纸厂、糖厂、焦化厂和大型养殖厂等生产废水) 处理结合起来一定有不错的前景。

当前, 世界的 CO₂ 排放量每年逐渐增加, 从前面的分析可以看出, 我国单位 GDP 的 CO₂ 排放量处在前列, 因此尽快完善微生物固碳技术直接关系到我国乃至世界经济的发展。这对于我国的科研工作者和决策者来说是一项紧迫而艰巨的任务, 对于我们实现哥本哈根气候峰会上的承诺将起到不小的作用。

参考文献:

- [1] Usui N., Ikenouchi M. The biological CO₂ fixation and utilization project by RITE (1). Highly effective photobioreactor systems [J]. Energy Conversion and Management, 1997, (38).
- [2] Weissman J. C., Goebel R. P., Benemann J. R. Photobioreactor design: comparison of open ponds and tubular reactors [J]. Biotechnology and Bioengineering, 1988, (31).
- [3] Marukami, M., Ikenouchi, M. The Biological CO₂ Fixation and Utilization Project by RITE (2) - Screening and Breeding of Microalgae with High Capability in Fixing CO₂ [J]. Energy Conversion and Management, 1997, (38).
- [4] Kajiwar, S., Yamada, H., Ohkuni, N., et al. Design of the Bioreactor for Carbon Dioxide Fixation by Synechococcus PCC7492 [J]. Energy Conversion and Management, 1997, (38).
- [5] Hirata, S., Hayashitani, M., Taya, M., et al. Carbon dioxide fixation in Batch Culture of Chlorella sp. Using a Photobioreactor with a Sunlight Collection Device [J]. Journal of Fermentation and Bioengineering, 1996, 81 (5).
- [6] Oswald W. J., Golueke C. G. The biological conversion of solar energy [J]. Advances in Applied Microbiology, 1960, (11).
- [7] Hamasaki A., Shioji N., Ikuta Y., et al. Carbon dioxide fixation by microalgal photosynthesis using actual flue gas from a power plant [J]. Applied Biochemistry and Biotechnology, 1994, (45/46).
- [8] Nakajima Y., Ueda R. Improvement of photosynthesis in dense microalgal suspension by reducing light harvesting pigment [J]. Journal of Applied Phycology, 1997, (10).
- [9] Nakajima Y., Ueda R. The effect of reducing light harvesting pigment on marine microalgal productivity [J]. Journal of Applied Phycology, 2000, (12).
- [10] Polle J. E. W., Benemann J. R., Tanaka A, et al. Photosynthetic apparatus organization and function in the wild type and a chlorophyll b-less mutant of Chlamydomonas reinhardtii [J]. Dependence on carbon source, Planta, 2000, (211).
- [11] Negoro M., Hamasaki A., et al. Carbon dioxide fixation by microalgae photosynthesis using actual flue gas discharged from a boiler [J]. Applied Biochemistry and Biotechnology, 1993, (39/40).
- [12] Nagase, H., Yoshihara KI, et al. Uptake pathway and continuous removal of nitric oxide from flue gas using microalgae [J]. Biochemical Engineering Journal, 2001, (7).
- [13] Olaizola M. Microalgal removal of CO₂ from flue gases: changes in

- medium pH and flue gas composition do not appear to affect the photochemical yield of microalgal cultures [J]. *Biotechnology Bioprocess Engineering*, 2003, (8).
- [14] Gordana Vunjak Novakovic, Yoojeong Kim, et al. Air – lift bioreactors for algal growth on flue gas: mathematical modeling and pilotplant studies [J]. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 2005, (44).
- [15] Miyamoto K., Wable O. and Benemann J. R. Vertical tubular photobioreactor; design and operation [J]. *Biotechnology Letters*, 1988, (10).
- [16] Benemann J. R., Oswald W. J. Systems and economic analysis of microalgae ponds for conversion of CO₂ to biomass [D]. US Department of Energy, Final Report, 1996.
- [17] Benemann, J. R., Weissman, J. C., et al. Energy Production with microalgae [J]. *Nature*, 1977, (268).
- [18] Benemann J. R. Open ponds and closed photobioreactors comparative economics, in: 5th Annual World Congress on Industrial Biotechnology & Bioprocessing [D]. Chicago (US), 2008.
- [19] Benemann J. R. What's the Potential Market for Algae for Advanced Biofuels, In: World Biofuels Markets with the Algal Biomass Organization [D]. Brussels (Belgium), 16 March, 2009.
- [20] C. Stewart, M. A. Hessami. A study of methods of carbon dioxide capture and sequestration – the sustainability of a photosynthetic bioreactor approach [J]. *Energy Conversion and Management*, 2005, (46).
- [21] N. J. Kim, J. K. Lee and C. G. Lee. Pigment Reduction to Improve Photosynthetic Productivity of *Rhodobacter sphaeroides* [J]. *Microbiol. Biotechnol.*, 2004, 14 (3).
- [22] Eisenberg D. M., Koopman B., et al. Algal bioflocculation and energy conservation in microalgae sewage ponds [J]. *Bioengineering and Biotechnology*, 1981, (11).
- [23] Brune D. E., Schwartz G., Eversoleb A. G. et al. Intensification of pond aquaculture and high rate photosynthetic systems [J]. *Aquacultural Engineering*, 2003, (28).
- [24] Green F. B., Lundquist T. J. and Oswald W. J. Energetics of advanced integrated wastewater pond systems [J]. *Water Science and Technology*, 1994, (30).
- [25] Asada Y., Miyake M., Miyake J., et al. Photosynthetic accumulation of poly – (hydroxybutyrate) by cyanobacteria – the metabolism and potential for CO₂ recycling [J]. *International journal of biological macromolecules*, 1999, (25).
- [26] Metzger P., Largeau C. *Botryococcus braunii*: a rich source for hydrocarbons and related ether lipids [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2005, (66).
- [27] Chao Q. C. and Chen W. Y. The Summary of Carbon Capture and Storage [J]. *Technology and its impact on China, advance in earth science*, 2006, 21 (3).
- [28] Liu Y. H., Roger Ruan, Kong Q. X. et al. Mass culture of high oil content microalgae on wastewater and power plant flue gases [J]. *Chinese Journal of Bioprocess Engineering*, 2008, 6 (3).
- [29] Yue L. H., Chen B. Z., Wang L., et al. Isolation and determination of cultural characteristics of microalgae for Greenhouse Gases fixation from the stack gases [J]. *Journal of northeastern university (natural science)*, 2002, 23 (3).
- [30] Cheng G – L., Cheng L – H., Zhou C – X., et al. Model study on CO₂ removal by photobioreactor [J]. *Chinese journal of biotechnology*, 2006, 22 (5).
- [31] Xu C. H., Yu M. J. Preliminary studies on the oil – forming algae *Botryococcus braunii* [J]. *ACTA hydrobiologica sinica*, 1988, 12 (1).
- [32] Liu F., Gao X. Y.. The analysis of historical accumulation and the present situation of greenhouse gas emission in china [J]. *Energy Conservation & Environmental Protection*, 2009, (4).
- [33] Pan J. H.. Financial Crisis, economic development and energy – saving emission reduction : long – term challenge of greenhouse gas abatement in china [J]. *Jiangxi Social Sciences*, 2009, (7).

Present Status of Microorganism Immobilization Technology Applied in Carbon Dioxide

XIA Jiu – cheng

(Department of Biology and Chemistry of Panzhihua College, Panzhihua Sichuan 617100 China)

Abstract: The serious situation of CO₂ emission reduction in China is analyzed. The advantages of microorganism immobilization technology applied in carbon dioxide are compared with other technologies. The method is summarized from the aspects of process and microbial community and photo bioreactor.

Key words: CO₂ emission reduction; carbon dioxide microorganism immobilization; status

水葫芦控制性种养技术研究

宋任彬, 杨 琏, 何 锋, 李 滨

(昆明市滇池生态研究所, 云南 昆明 650228)

摘 要: 利用水葫芦强大的无性繁殖能力和对水体氮磷的吸附能力, 可以有效治理水体内源污染。大规模的水葫芦圈养必须解决水葫芦逃逸问题, 在满足安全生长的前提下实施经济效益和生态效益高的圈养方式, 是水葫芦产业得以推广的必要保证。

关键词: 水葫芦; 人工圈养; 围网优化

中图分类号: X52 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2011) 04-0005-03

凤眼莲 (*Eichhornia crassipes*) 俗名水葫芦, 属于雨久花科、凤眼莲属, 多年生的水生草本植物。原产热带美洲的巴西东北部, 后移植至世界各温暖地区, 20 世纪初 (1901 年) 作为花卉引入我国台湾, 20 世纪 30 年代引入祖国大陆, 现分布于辽宁南部、华北、华东和华南的 19 个省 (自治区、直辖市), 以长江流域以南的分布量较大。

凤眼莲根系发达、生长繁殖快、耐污能力强, 有关其对 N、P 等污染物的吸收、累积、分解等作用的研究屡见报道。但以往研究多局限在某单一污染水体中进行, 而对于凤眼莲在不同程度污染水体中对 N、P 吸收、累积能力的比较研究少见报道; 已有研究表明, 在一定浓度范围内, 水生植物对 N、P 的吸收量随水中营养浓度的升高而增加。利用水葫芦较强富营养物质富集吸收能力, 通过大规模人工种养采收可达到降低水体富营养化程度, 改善局部水质环境的效果。

1 种养技术的运用

1.1 国内外养殖技术进展

水葫芦的圈养围格技术是针对大水面人工控制性养殖水葫芦中存在和遇到的问题 (安全性种养、防止逃逸、促进生长、提高抗风浪能力、降低单位面积建设成本、提高单位产量、材料设施选择、便于高效大规模采收等) 而进行的研究。目前国内, 只有江苏太湖和云南滇池进行了大规模的水葫芦控制性养殖, 分别达到 348.6hm² 和 66.67hm² 的养殖规模。滇池的养殖模式是采用太湖的建设标准来实施, 但由于两地的自然地理气候条件有明显的差别, 水葫芦的生长趋势有明显的差别。因此, 水葫芦圈养围隔技术是一个新的技术领域, 目前的研

究是针对各自存在的问题而进行的, 研究工作正在进行中。

1.2 滇池圈养技术运用

水葫芦最佳生长温度 27~30℃, 在气温 13℃ 开始繁殖, 以无性繁殖为主, 依靠匍匐枝与母株分离方式, 植株数量可在 5d 内增加 1 倍, 可见其种群恢复和扩散能力极强。因此, 人工种养水葫芦圈养技术防止水葫芦四散逃逸是该技术实施推广的先决条件。

滇池大面积的水葫芦种养采用了‘锚基浮球围栏’的方式, 形成一个可控性的人工种养方式。在种养区外围布置锚基浮球围网 2 道, 2 道围网间每隔 100m 布设 1 道横向连接围网, 从而在外围形成 1 道 100m * 100m 方格网, 起到防止水葫芦飘逸, 消减风浪的作用。种养区内部分隔, 共分隔成 5 块, 中间保留 20m 宽航道 1 条, 辐射中心指向水葫芦采收基地。在水葫芦采收期, 将围网靠水葫芦采收基地侧打开后, 利用风力将水葫芦集中至水葫芦采收基地附近, 便于机械化采收作业。

2 圈养技术的建设与优化

2.1 基础建设模式

2.1.1 锚基浮筒围网建设

锚基浮筒围网每 12m 固定 4 个塑料浮筒 (560 * 800cm) 为一个工作单元, 浮球上下都用 2 根长 6m 的镀锌铁管搭接, 尼龙网从浮球顶部固定杆沿围网 (网眼 3 * 3cm, 宽幅 1m) 内侧铺挂, 用尼龙绳捆绑于上下固定杆。下固定杆按一定密度 (间距约 1m) 悬挂加重块, 为防止加重块滑动, 先用尼龙绳拴紧加重块挂钩后, 再捆绑到下固定杆上。围网每个工作单元之间用尼龙绳连接, 围网角落和

交叉边缘用铁锚沿交叉点向四个方向抛至湖底拉紧固定，确保减少围网变形和防止围网漂移。工作单元之间采用U型扣件连接，在需要时工作单元可分离，便于船舶进出和安全检修。每100m的锚基浮球围网主要材料需要33个塑料浮桶，200m镀锌铁管，100m宽幅为1m的尼龙网，50m尼龙绳及100个配重块。

根据围网所处的位置，将围网细化为3种形式：I型围网高2m，其中水上部分高0.75m，浮球间隔3m，用于最外侧围网；II型围网高1m，其中水上部分高0.25m，浮球间隔3m，用于第二道围网；III型围网高2m，其中水上部分高0.25m，浮

球间隔6m，用于围网内部分隔。锚基浮球围网在滇池外海大面积水葫芦种养的运用中得到了实践认证，未发现水葫芦向外逃逸的现象，在防止水葫芦逃逸方面取得明显效果。

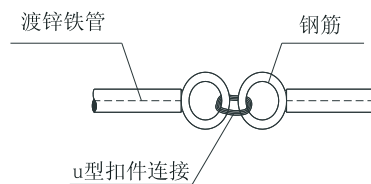


图1 工作单元间的连接

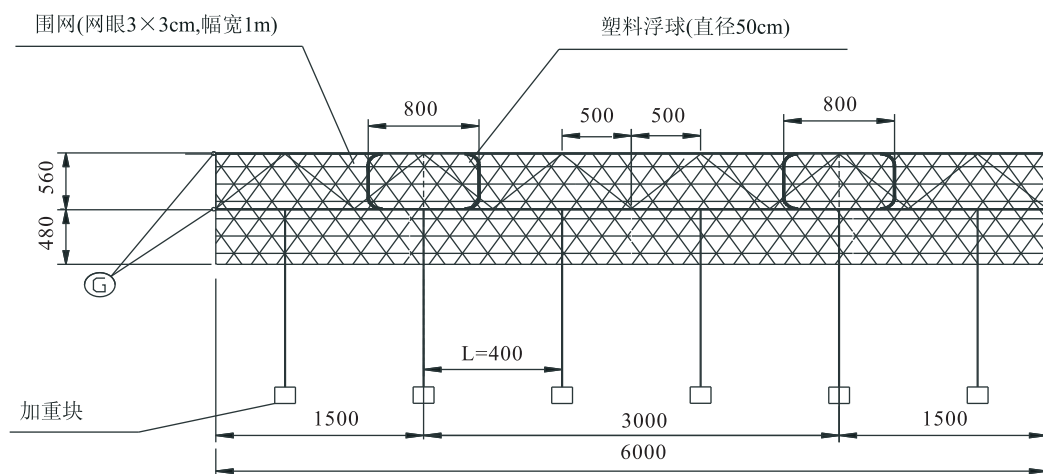


图2 锚基浮球围网结构示意图

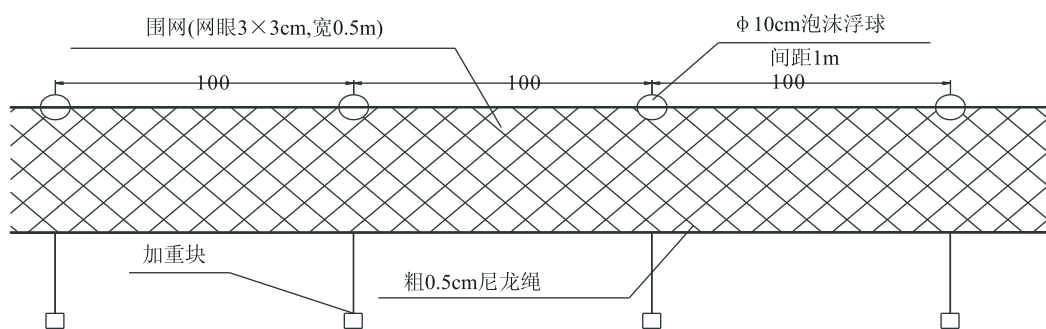


图3 分割围网示意图

2.1.2 “小区分割围网”建设

采用直径10cm的泡沫浮球，承载围网（网眼3×3cm，宽幅0.5m），泡沫浮球间以尼龙绳连接，围网下层用0.5cm粗尼龙绳间隔1m配重（石块），使分割围网在水面下50cm范围形成均匀的分割带。每100m的分割围网主要材料需要100个直径10cm的泡沫浮球，100m宽幅为1m的尼龙网，250m尼龙绳及100个加重块。可根据养殖区地形水文气候条件，

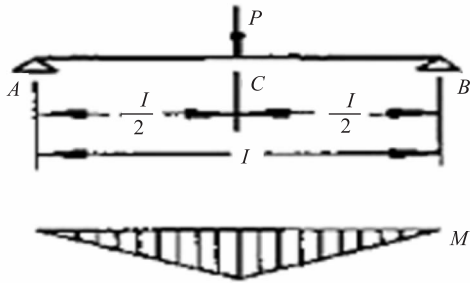
调整分割围网的密度方向，将养殖区分割为若干养殖面，达到理想的生长效果。种养区内部采用分割式围网达到有效分散水葫芦区块，降低单位密度的作用，同时有效降低了种养区的建设成本。

2.2 优化项目及分析

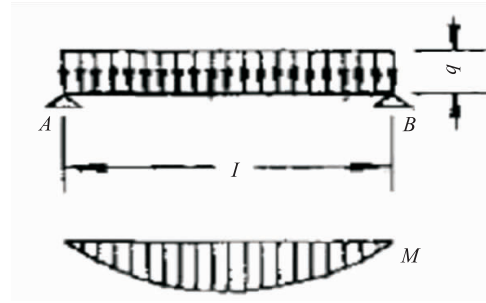
锚基浮筒围网原设计泡沫塑料浮筒间距6m，泡沫塑料浮筒规格80×50cm，优化后，将泡沫塑料浮筒间距调整为3m，泡沫塑料浮筒规格改为40

* 50cm。改变泡沫塑料浮筒的排序分布方式后，围网本身水面上下的承载力平衡没有发生改变。优化后的泡沫塑料浮筒间，锌钢管中部受到集中压力的情况下，锌钢管集中受力最大弯矩减少到原来设计的 1/2，其相应的计算公式如下： $M_{max} = P \times l/4$ 。从公式中可看出当集中压力不变，跨长减少和

弯矩减少成正比，当跨长减少 50% 时，弯矩同样减少 50%。优化后的泡沫塑料浮筒间，锌钢管中部受到平均压力的情况下，锌钢管平均最大弯矩减少到原来设计的 1/4，其相应的计算公式如下： $M_{max} = q \times l^2/8$ 长。



弯矩集中受力示意图



弯矩平均受力示意图

图4 弯矩受力情况改变

2.3 环境和经济效益分析

水葫芦投放圈养时期实验区水体总磷由 0.124mg/L 下降到 0.066 mg/L，完成一定量的打捞处置后，水体总磷下降到 0.045mg/L。可见水葫芦的快速生长和合理打捞对总磷的吸收和转移有明显的效果，局部区域水质由地表水 V 类水质净化到地表水 III 类水标准。

3 小结与讨论

锚基浮球围栏抗风浪能力强，不易型变，防止水葫芦逃逸效果显著，但是建设和养护成本高，且不利于采收检修船通过。因此锚基浮球围栏适合用于种养区外围防护和主干围网建设，并具有一定的消浪作用，能为水葫芦的生长创造有力条件。

小区分割围网有效解决了因大围网分割受季风的影响水葫芦高度集聚且随风漂移，单位面积密度提高造成的水葫芦生长放缓的问题。小区分割围网将养殖区分为若干个水面区域，水葫芦受分割围网的牵制作用，有效降低了水葫芦的聚集度，水葫芦的生长速度提高，提高了单位水域面积的水葫芦生长量和效益。不同地区不同条件下水葫芦生长状况的差异明显，如何做到在不同环境下达到水葫芦最佳生长条件还有待进一步实践研究。

利用水葫芦圈养治理水体环境是去除水体内源

污染的一个重要手段，打捞水葫芦的综合利用研究（肥料、饲料、发酵等）也在不断地摸索和发展。高效科学的水葫芦养殖给各研究发展方向提供了向产业化链条发展的基础支撑，为环境治理向产 - 学 - 研一体发展提供了实践经验。

参考文献：

- [1] 张志勇. 凤眼莲对不同程度富营养化水体氮磷的去除贡献研究 [J]. 中国生态农业学报, 2010, (1).
- [2] 赵月琴. 不同营养水平对外来物种凤眼莲生长特征及其竞争力的影响 [J]. 生物多样性, 2006, 14 (2).
- [3] 邓辅唐. 凤眼莲净化滇池水体及其资源化工程示范研究 [J]. 武汉理工大学学报, 2009, 31 (12).
- [4] 李博. 入侵植物凤眼莲管理中的若干生态学问题 [J]. 复旦学报, 2004, (2).
- [5] 高雷. 入侵植物凤眼莲研究现状及存在的问题 [J]. 植物生态学报, 2004, (6).
- [6] 李周玉. 净化水域的水生花卉—凤眼莲 [J]. 生物学杂志, 2001, (5).
- [7] 周阳. 凤眼莲漂浮密度与净化能力的研究 [J]. 渔业现代化, 2008, (4).
- [8] 陈刚. 福建机械法治理凤眼莲的思考 [J]. 龙岩学院学报, 2007, 25 (3).
- [9] 吴湘. 漂浮植物对富营养化景观水体的净化效果研究 [J]. 水土保持学报, 2007, (5).
- [10] 陈锤. 凤眼莲的生态特征与开发利用 [J]. 水产科技, 2008, (4).

(下转第 16 页)

广义回归神经网络预测天津城市用水量

黄淑芬

(滦县环境保护局, 河北 滦县 063700)

摘要: 通过对 1991~1994 年、1996~1999 年、2001~2004 年、2006~2007 年天津城市年用水量相关的历史数据进行分析, 利用广义回归神经网络进行训练和拟合, 用 1995 年、2000 年、2005 年的实际数据进行模型检验, 结果证明了广义回归神经网络用于城市年用水量预测的有效性和可行性。

关键词: 城市用水量; 预测模型; 广义回归神经网络; 天津

中图分类号: X37 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2011) 04-0008-04

水资源是城市持续发展的前提, 用水量预测是城市规划的基础^[1]。城市用水是一个由城市人口、工业水平、人民生活水平以及社会经济水平共同作用的多因素、多层次的复杂系统, 年用水量是该系统内部各因素之间相互制约、相互影响、协调发展的结果。用水量预测传统方法包括定额法、常规趋势法、回归分析法、投入产出法、时间序列法、灰色模型法等^[2-13]。传统预测方法有的仅依赖于历史数据来预测未来的用水量, 而未充分考虑用水量的显著影响因素, 有的虽考虑了用水量的影响因素, 但难以对各影响因素与用水量间的复杂关系进行描述。

人工神经网络是通过数学方法对人脑若干基本特性进行的抽象和模拟, 是一种模仿人脑结构及其功能的非线性信息处理系统。人工神经网络具有较强的非线性逼近功能、容错能力和自学习、自适应、并行处理的特点。研究者利用 BP 神经网络和径向基神经网络对用水量进行了预测^[14-16]。广义回归神经网络是径向基网络的一种变化形式, 由于训练速度快, 非线性映射能力强, 因此常用于函数逼近。本文采用广义回归神经网络建立城市年用水量预测模型。

1 广义回归神经网络模型^[17-18]

广义回归神经网络 (GRNN) 最早由 Donald F. Specht 在 1991 年提出的, 是一种基于 one-pass 学习算法的一种高度并行的径向基网络, 其理论基础是非线性 (核) 回归分析。它能够根据样本数据逼近其中隐含的映射关系, 即使样本数据稀少, 网络的输出结果也能够收敛于最优回归表面。

从网络结构上看, 广义回归神经网络由三层组

成, 包括一个输入层、一个隐层和一个输出层, 输入层传递输入信号到隐层, 隐层为径向基层, 输出层为线性层。广义回归神经网络结构如图 1 所示。

P 表示输入向量, R 表示网络输入的维数, 即因子的个数, Q 表示每层网络中神经元的个数, 也就是训练样本的个数。

径向基层的权值函数为欧几里德距离度量函数, 即 $\| \text{dist} \|_i = \sqrt{\sum_{j=1}^R (x_j - IW_{j1})^2}$ ($j = 1, 2, \dots, Q$), 其作用是计算网络输入与第一层的权值 $IW_{1,1}$ 之间的距离, b^1 为隐含层阈值。符号 “ \cdot ” 表示 $\| \text{dist} \|$ 的输出与阈值 b^1 的元素与元素之间的乘积关系, 并将结果形成净输入 n^1 , 传递到传递函数。隐含层的传递函数为径向基函数, 常用高斯函数 $R_i(x) = \exp(-\|x - c_i\|^2 / 2\sigma_i^2)$ 作为网络的传递函数, 式中 x 是 R 维输入向量, c_i 是第 i 个基函数的中心, c 与 x 具有相同的维数, σ_i 决定第 i 个隐含层位置处基函数的形态, σ_i 越大则基函数越平滑, 故又被称为光滑因子。令 $\text{sptead} = 1/\sqrt{2\sigma_i}$, spread 称为径向基函数的分布系数, 由于分布系数的大小对网络的最终逼近精度有着比较大的影响, 因此在神经网络设计过程中, 需要调整分布系数的值, 直到达到比较理想的精度。

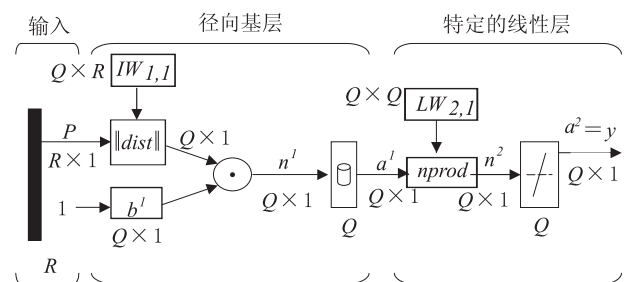


图1 广义回归神经网络结构图

线性输出层的权函数为规范化点积权值函数 $nprod$ ，计算出网络的输出向量 n^2 ，它的每个元素就是向量 a^1 与权值矩阵 $LW_{2,1}$ 每行元素的点积再除以向量 a^1 各元素之和，并将结果 n^2 送入线性传递函数 $a^2 = purelin(n^2)$ ，计算网络的输出。

GRNN 连接权值的学习修正仍然使用 BP 算法，由于网络隐含层节点中的作用函数（基函数）采用高斯函数，高斯函数是一种局部分布对中心径向对称衰减的非负的非线性函数，对输入信号在局部产生响应，即当输入信号靠近基函数的中央范围时，隐含层节点将产生较大的输出，由此看出这种网络具有局部逼近的能力，这也是该网络之所以学

习速度更快的原因。此外，GRNN 人为调节的参数少，只有一个 $spread$ ，网络的学习全部依赖于数据样本。这个特点也决定了网络得以最大限度地避免人为主观假定对预测结果的影响。

2 网络建模实例

通过调查分析《天津统计年鉴》中提供的相用水资料，从中选取相关性好和代表性强的城市人口数、人均收入水平、工业总产值、城市总产值、人均日用水量、工业用水重复利用率作为预测基础数据。1991 ~ 2007 年天津市用水量相关数据如表 1 所示。

表 1 1991 ~ 2007 年天津市用水量相关数据表

| 年份 | 城市人口数 /万人 | 人均收入 水平/元 | 工业总产值 /亿元 | 城市总产值 /亿元 | 人均日用水量 /m ³ | 工业用水重复 利用率/% | 年用水量 /亿 m ³ |
|------|--------------|--------------|--------------|--------------|---------------------------|-----------------|---------------------------|
| 1991 | 872.6 | 1845 | 786.6 | 344.1 | 139 | 49 | 22.01 |
| 1992 | 879.0 | 2238 | 997.9 | 412.5 | 131 | 51 | 23.32 |
| 1993 | 885.9 | 2769 | 1404.8 | 538.2 | 125 | 53 | 21.29 |
| 1994 | 890.6 | 3982 | 1754.3 | 727.0 | 126 | 57 | 21.39 |
| 1995 | 894.7 | 4930 | 1879.7 | 919.8 | 136 | 62 | 22.27 |
| 1996 | 898.5 | 5968 | 2177.4 | 1101.8 | 139 | 74 | 23.35 |
| 1997 | 899.8 | 6609 | 2450.2 | 1264.6 | 158 | 71 | 24.14 |
| 1998 | 905.1 | 7111 | 2562.6 | 1374.6 | 151 | 79 | 20.64 |
| 1999 | 910.2 | 7650 | 2751.4 | 1501.0 | 143 | 72 | 25.13 |
| 2000 | 912.0 | 8141 | 3080.7 | 1701.9 | 132 | 80 | 22.63 |
| 2001 | 914.0 | 8959 | 3366.5 | 1919.1 | 146 | 80 | 18.81 |
| 2002 | 919.1 | 9338 | 3717.7 | 2150.8 | 133 | 88 | 19.96 |
| 2003 | 926.0 | 10313 | 4370.8 | 2578.0 | 131 | 86 | 20.51 |
| 2004 | 932.6 | 11467 | 6186.0 | 3111.0 | 125 | 93 | 21.96 |
| 2005 | 939.3 | 12639 | 7169.6 | 3697.6 | 124 | 85 | 22.52 |
| 2006 | 948.9 | 14283 | 8907.5 | 4344.3 | 130 | 93 | 22.50 |
| 2007 | 959.1 | 16357 | 10502.9 | 5050.4 | 122 | 91 | 23.01 |

以城市人口数、人均收入水平、工业总产值、城市总产值、人均日用水量、工业用水重复利用率作为输入向量，将每年用水量数据作为目标向量，建立输入神经元个数为 6、输出神经元个数为 1，利用广义回归神经网络对天津城市用水量进行预测。通过大量试算，选取分布系数为 0.05、0.1、0.15、0.20、0.25 时来检验广义回归神经网络的预测能力。以 1991 ~ 1994 年、1996 ~ 1999 年、

2001 ~ 2004 年、2006 ~ 2007 年的数据作为网络的训练样本，1995、2000、2005 年的数据作为网络测试样本，不同分布系数值时天津市城市用水量实际值、网络预测值及相对误差如表 2、图 2 所示。

由表 2 可以看出，当分布系数值 $spread = 0.005$ 时，年用水量网络预测值平均相对误差为 1.07%，最大相对误差为 11.80%；当分布系数值 $spread = 0.1$ 时，年用水量网络预测值平均相对误差为

1.11%，最大相对误差为11.44%；当分布系数值 $spread = 0.15$ 时，年用水量网络预测值平均相对误差为1.94%，最大相对误差为8.62%；当分布系数值 $spread = 0.20$ 时，年用水量网络预测值平均相对

误差为2.78%，最大相对误差为9.25%；当分布系数值 $spread = 0.25$ 时，年用水量网络预测值平均相对误差为3.39%，最大相对误差为11.86%。

表2 不同分布系数值时网络预测城市用水量实际值、预测值及相对误差表

| 年份 | 用水量实际值/亿 m ³ | spread = 0.05 | | spread = 0.1 | | spread = 0.15 | | spread = 0.20 | | spread = 0.25 | |
|--------|-------------------------|----------------------|--------|----------------------|--------|----------------------|--------|----------------------|--------|----------------------|--------|
| | | 预测值/亿 m ³ | 相对误差/% | 预测值/亿 m ³ | 相对误差/% | 预测值/亿 m ³ | 相对误差/% | 预测值/亿 m ³ | 相对误差/% | 预测值/亿 m ³ | 相对误差/% |
| 1991 | 22.01 | 22.01 | 0 | 22.03 | 0.09 | 22.19 | 0.82 | 22.32 | 1.41 | 22.34 | 1.50 |
| 1992 | 23.32 | 23.32 | 0 | 23.18 | -0.60 | 22.69 | -2.70 | 22.39 | -3.99 | 22.24 | -4.63 |
| 1993 | 21.29 | 21.29 | 0 | 21.40 | 0.52 | 21.64 | 1.64 | 21.79 | 2.35 | 21.87 | 2.72 |
| 1994 | 21.39 | 21.39 | 0 | 21.38 | -0.05 | 21.46 | 0.33 | 21.61 | 1.03 | 21.75 | 1.68 |
| 1996 | 23.35 | 23.35 | 0 | 23.38 | 0.13 | 23.56 | 0.90 | 23.48 | 0.56 | 23.14 | -0.90 |
| 1997 | 24.14 | 24.14 | 0 | 24.12 | -0.08 | 23.83 | -1.28 | 23.39 | -3.11 | 23.04 | -4.56 |
| 1998 | 20.64 | 20.64 | 0 | 20.66 | 0.10 | 21.02 | 1.84 | 21.53 | 4.31 | 21.83 | 5.77 |
| 1999 | 25.13 | 25.13 | 0 | 25.00 | -0.52 | 23.98 | -4.58 | 23.13 | -7.96 | 22.68 | -9.75 |
| 2001 | 18.81 | 18.81 | 0 | 18.91 | 0.53 | 19.74 | 4.94 | 20.55 | 9.25 | 21.04 | 11.86 |
| 2002 | 19.96 | 19.96 | 0 | 20.03 | 0.35 | 20.12 | 0.80 | 20.19 | 1.15 | 20.35 | 1.95 |
| 2003 | 20.51 | 20.51 | 0 | 20.44 | -0.34 | 20.38 | -0.63 | 20.43 | -0.39 | 20.52 | 0.05 |
| 2004 | 21.96 | 21.96 | 0 | 21.96 | 0 | 21.91 | -0.23 | 21.75 | -0.96 | 21.57 | -1.78 |
| 2006 | 22.50 | 22.50 | 0 | 22.50 | 0 | 22.51 | 0.04 | 22.54 | 0.18 | 22.55 | 0.22 |
| 2007 | 23.01 | 23.01 | 0 | 23.01 | 0 | 23.01 | 0 | 22.97 | -0.17 | 22.92 | -0.39 |
| 1995 | 22.27 | 23.14 | 3.91 | 22.62 | 1.57 | 22.56 | 1.30 | 22.62 | 1.57 | 22.63 | 1.61 |
| 2000 | 22.63 | 19.96 | -11.80 | 20.04 | -11.44 | 20.68 | -8.62 | 21.15 | -6.54 | 21.34 | -5.70 |
| 2005 | 22.52 | 21.96 | -2.49 | 21.96 | -2.49 | 22.00 | -2.31 | 22.00 | -2.31 | 21.94 | -2.58 |
| 平均相对误差 | | | 1.07 | | 1.11 | | 1.94 | | 2.78 | | 3.39 |

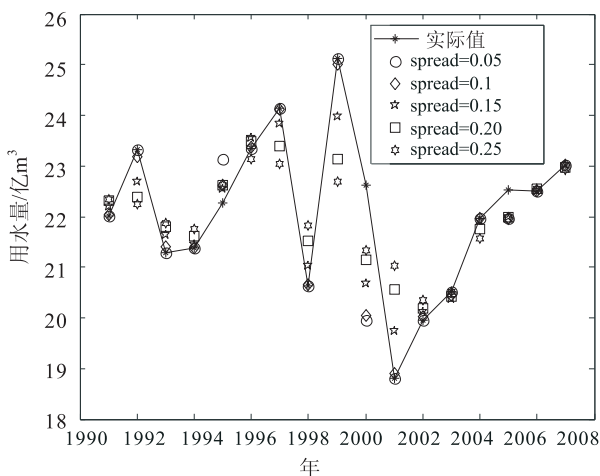


图2 不同分布系数值时网络预测城市用水量实际值、预测值

由图2也可以看出年用水量实际值与网络预测值间的变化。在本模型中，分布系数为0.05时，训练样本的逼近误差最小，随着分布系数增加，训练样本的逼近误差逐渐增加。而对于测试样本，当

分布系数为0.25时，预测误差最小，随着分布系数减小，预测误差逐渐增加。无论是对训练样本还是测试样本，仅个别相对误差较大，总体而言，相对误差并不大。

4 结论

在分析城市用水量影响因素和预测特点的基础上，本文建立神经元个数为6，输出神经元个数为1的广义回归神经网络模型对天津城市年用水量进行了预测。与BP神经网络相比，广义回归神经网络模型需要调整的参数较少，因而具有较大的计算优势。通过对预测效果的检验和分析，证明了广义回归神经网络模型用于城市年用水量预测的可行性和有效性。

参考文献：

[1] 魏雪梅, 张世英. 城市需水预测方法研究 [J]. 河北工业大学学报, 2003, 32 (6).
 [2] 丁士水. 城市供水水量预测模型研究及案例分析 [J]. 山西建筑, 2007, 33 (14).
 [3] 张雄, 党志良, 叶朝刚, 等. 西安市日用水量预测模型研究

- [J]. 机械工程与自动化, 2005, (5).
- [4] WANG Q, HELLER M. Hybrid box – jenkins and neural network forecasting of potable water demand [C]. Proceedings of the 1996 Artificial Neural Networks in Engineering ANNIE [R]. Missouri: ASME, 1996.
- [5] 曹连海, 王安明, 陈南祥, 等. 偏最小二乘法回归神经网络在城市生活用水量预测中的应用 [J]. 华北水利水电学院学报, 2005, 26 (2).
- [6] 张雅君, 刘全胜, 冯萃敏. 多元线性回归在北京城市生活用水量预测中的应用 [J]. 给水排水, 2003, 29 (4).
- [7] 宋莉莉. 改进灰色模型在水量预测中的应用 [J]. 东北水利水电, 2008, 26 (8).
- [8] Orit Wilchfort and Jay R Lund. Shorting management modeling for urban water supply systems [J]. Journal of Water Resource Planning and Management, 1999, 123 (4).
- [9] 俞双恩, 吴培军, 缪子梅. 江苏省城市用水预测研究 [J]. 河海大学学报 (自然科学版), 2007, 35 (6).
- [10] 贾仁甫, 陈守伦, 丁鑫. 需水量预测的线性测量误差模型 [J]. 河海大学学报 (自然科学版), 2008, 36 (4).
- [11] 李红艳, 崔建国, 张星全. 城市用水量预测模型的优选研究 [J]. 中国给水排水, 2004, 20 (2).
- [12] 刘俊良, 臧景红, 何延青. 系统动力学模型用于城市需水量预测 [J]. 中国给水排水, 2005, 21 (6).
- [13] 吕谋, 赵洪宾, 李红卫. 城市日用水量预测的组合动态建模方法 [J]. 给水排水, 1997, 23 (11).
- [14] 刘洪波, 张宏伟, 田林. 人工神经网络法预测时用水量 [J]. 中国给水排水, 2002, 18 (12).
- [15] 张雪飞, 郭秀锐, 程水源, 等. BP 神经网络法预测唐山市需水量 [J]. 安全与环境学报, 2005, (5).
- [16] 卜义惠, 赵洪宾, 周建华. RBF 网络预测城市用水量模型 [J]. 中国给水排水, 2003, 19 (8).
- [17] 葛哲学, 孙志强. 神经网络理论与 MATLAB R2007 实现 [M]. 北京: 电子工业出版社, 2007.
- [18] 国锋. 基于广义回归神经网络的赤潮预警 [J]. 信息化纵横, 2009, (18).

Generalized Regression Neural Network Model Applied in Predicting Tianjin Urban Annual Water Consumption

HUANG Shu – fen

(Luanxian Environmental Protection Bureau, Luanxian Hebei 063700 China)

Abstract: By analyzing generalized regression neural network model structure and Tianjin urban annual water consumption from 1991 to 2007, the annual water consumption in Tianjin urban area was predicted by training and simulating the network. The model was tested by the actual data from the year of 1995 and 2000 and 2005. The results showed that it was feasible to predict urban water consumption by generalized regression neural network model.

Key words: urban water consumption; predicting model; generalized regression neural network; Tianjin

流域水污染物总量控制研究进展

杨桐^{1,2}, 杨常亮¹, 毛永杨^{1,2}

(1. 云南大学工程技术研究院, 云南 昆明 650091; 2. 云南大学生命科学学院, 云南 昆明 650091)

摘要:总结了水污染物总量控制理论的研究进展, 分析了我国水环境污染物总量控制的现状及存在的问题, 探讨了我国水环境污染物总量控制理论的研究方向。

关键词:水污染物; 总量控制; 总量分配; 进展

中图分类号: X52 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2011) 04-0012-05

水是人类生存和发展不可替代的资源, 是社会经济可持续发展的重要物质基础。随着全球经济的发展和人口的增长, 水环境污染日益加剧。为了控制水体污染和恢复污染水体的水质功能, 世界上大部分国家和地区制定的与水有关的环境标准越来越严格^[1]。实行总量控制是改善流域水环境质量的重要举措。我国在 1988 年召开了第三次全国环境保护会议, 国家环保局提出了同时实行浓度控制和总量控制的污染控制策略, 并且确定了由浓度控制向总量控制的转变。目前, 总量控制已经作为水环境管理战略和制定水环境规划的指导思想, 也得到研究者们的共识。

1 水污染物总量控制基本理论

1.1 水污染物总量控制的概念

总量控制的定义在学术界仍然存在争议, 但是以下的定义得到大多数学者的认同: 总量控制是把控制区域作为一个完整的系统, 采取一定的措施, 把排入这一区域内的污染物总量控制在一定的数量范围之内, 以达到这一区域的环境质量标准^[2-3]。总量控制主要是从定量的角度, 把水域看作一个整体, 根据水体的功能要求和污染源的分布状况, 预先算出达到该环境目标所允许的最大污染物排放量, 然后通过优化计算, 确定分配到各污染源的排放量及削减量, 并制定防治措施, 以达到改善水质、满足水环境质量标准要求的目的。总量控制的核心思想是: 负荷分配到污染源。

1.2 水污染物总量控制的类型

根据总量获得的方法, 总量控制可以分为容量总量控制、目标总量控制以及行业总量控制^[4-6]。根据区域大小和污染物质不同, 又可以分为区域总量控制、水系总量控制、特定污染物的总量控制^[2]。根据研究对象分, 可划分为纳污水体污染物总量控制、排污口总量控制和污染物排放源总量控制^[7]。目前, 在研究及应用领域中, 普遍采用第一种分类方法。

1.3 水污染物总量控制的特点

控制一定时段一定区域内排污单位排放污染物总量为核心的环境管理方法体系称之为总量控制制度。因此总量控制具有空间性、时段性、总量性和整体性的特点^[8-9]。同时上升到国家环境保护基本制度的总量控制制度还具有法律制度的属性。①空间性, 总量控制以改善区域环境质量为目标, 通过科学的方法计算并测量出区域内环境容量及其承载力, 规定此区域内的排放数量具有空间性的特征。②时段性, 总量控制在流域污染防治中的运用, 首先以时间为前提, 它以环境质量标准为基础, 考虑自然特征, 通过一定时间内流域环境容量的分析, 科学计算出区域内环境容量及其承载力, 具有时段性的特征。③总量性, 通过对一定时段内一定空间的环境容量的分析和计算, 得出环境能承载的总量, 在此范围内做出规定, 允许排放污染物的总量控制在管理目标所规定的污染负荷削减范围之内, 不许超出总量范围。④整体性, 将整个流域作为管理控制对象, 把污染物控制在流域环境的自净范围内。

1.4 水污染物总量控制的功能

总量控制不但是环境管理的一种思想, 还是环境管理的一种手段, 它包含了以下几个方面的内容: 其一, 污染物排放的总量 (total amount); 其

收稿日期: 2011-03-02

基金项目: 国家重大科技专项滇池水专项课题: 流域社会经济结构调整及水污染综合防治中长期规划研究 (2008ZX07102-001)。

作者简介: 杨桐 (1986-), 女, 硕士, 主要从事水环境容量方面的研究。

二, 污染物排放总量的地域范围 (space region); 其三, 污染物排放的时间跨度 (span of time)。因此, 污染物总量控制是以控制一定时间内和区域中排污单位排放污染物的总量为核心的环境管理手段。在我国, 污染物总量控制主要功能体现在以下几个方面^[8-9]: ①支持我国经济增长方式的转变, 提升产业结构和促进技术进步。②有利于环境管理制度的落实和完善。“总量控制”为“限期治理”和“集中处理”提供了数据支撑和决策依据; 同时“总量控制”是“排污许可证制度”的核心, 而“排污许可证制度”是“总量控制”的程序化和制度化, 二者相辅相成、缺一不可。③支持政府职能的转变, 适应计划经济向市场经济转变要求。政府将排污量分配到各点源并且发放排污许可证, 对企业的排污行为依法进行监督, 对于超量排污行为依法做出严厉制裁, 而对其它问题比如如何减少排污量控制污染等问题则不多干预, 由企业自行解决。④通过总量控制在实质上能够实现我国环境质量目标, 并且可以有效地解决区域、流域的环境污染问题。

2 水污染物总量控制研究进展

2.1 国外研究进展

日本学者最先提出了环境容量和污染物排放总量控制的概念^[10-14]。在20世纪中叶, 为了改善流域污染物排放状况, 日本提出了污染物排放总量控制问题^[2], 就是将一定区域内的污染物排放总量控制在允许范围之内。1971年日本开始研究了水质总量控制计划问题^[8], 并在1973年制定的《濑户内海环境保护临时措施法》中, 在废水排放管理中首次正式使用了总量控制的概念, 并以COD指标为限额颁发排污许可证。随后, 日本卫生工学小组受日本环境厅委托提出了《1975年环境容量计算化调查研究报告》, 自此环境容量的应用逐步地得到了推广, 并且为污染物排放总量控制提供了理论基础^[15]。之后, 日本通过立法, 将环境容量应用纳入到河流及海洋具体的环境管理工作中^[16]。1977年日本环境厅提出了“水质污染总量控制”的措施, 并且仍继续使用水质污染防治法中规定的浓度标准, 并在1978年对其进行了部分修改, 使水污染物排放总量控制制度化, 同时以COD为控制主体, 开展了总量控制工作。日本内阁于1979年确定了有关水污染物排放总量控制的具体内容, 在1984年把首个水污染总量控制目标规划正式应用到流域水质污染控制中, 同时将总量控制法实际

应用于伊始湾和东京湾水域, 并严禁无证排污。通过上述措施, 这两个海湾内80%以上污染源得到控制^[17], 流域内的水环境质量得到明显改善。各排污单位严格按照核定的日排放量排污, 超标排放的单位将受到严惩。对大部分污染源进行在线实时监测, 以监控流域内各污染物的排放总量, 同时以总量控制为基础, 要求各排污单位每年都要做出下一年度污染物总量的削减方案^[18]。

美国国家环保局(EPA)于1972年在《水清洁法》提出了最大日负荷量计划(Total Maximum Daily Loads)的概念, 也可以用最大年负荷量(TMYL)表示^[19]。最大日负荷量计划的具体内容为: 在满足水质标准的条件下, 计算水体能够接受的某种污染物的最大负荷量, 并在污染源之间进行污染负荷总量的分配^[20]。美国最大日负荷总量(Total Maximum Daily Load, 简称TMDL)计划属于国际上水质管理较先进的措施之一^[21-22]。该计划由美国国家环保局提出, 其总目标识别系统可以识别全国受损和受到威胁的水体以及引起损害的污染物, 将可分配的污染负荷分配到各个污染源(包括点源和非点源), 同时考虑安全临界值和季节性变化等因素, 采取适当的污染控制措施来保证目标水体达到相应的水质标准^[23]。美国已对水体的营养物质、沉积物、病原菌等实施了TMDL计划, 并对点源和非点源污染采取了有效的控制措施, 从而极大地改善了受污染水体的质量, 保障了受污染的水体能够达到它的指定用途。目前EPA在模型选择纲领中列举的几十种供各地实施TMDL计划备选模型中, 没有任何一个模型可适应于所有的流域。因此, 决定实施TMDL计划成败之一是选择合适的模型。在国外的很多河流的治理中成功地使用了TMDL理念, 如A. Dennis Lemly对研究地的硒元素总量的分配与控制^[24]; M. S. Kang等采用SWAT模型与TMDL联用对农业地区实现了总量的控制^[25]; 在制定TMDL方案时, 充分考虑优先控制的污染因子及对生态过程的影响, K. E. havens, William T. Stringfellow等做了深入的探讨^[26-27]。

通过水污染物排放总量控制管理方法的实施, 联邦德国和欧盟各国使莱茵河流域内受污染的水质降到了40%以下, 流域内水环境明显改善。其它欧洲各国大都陆续采取了以污染物排放总量为核心的水环境管理方法, 并取得了一定的成效^[2]。经过实施多年的氮削减总量控制计划, 2000年瑞典30%~35%的污水处理厂配备了除氮工艺过程, 将

氮的排放量在1985年的基础上减少到60%。以污染物排放总量控制为核心制定环境保护法令和制度的澳大利亚,在流域污染控制和改善流域生态环境质量方面也取得了显著的成效^[28]。

2.2 我国水污染物总量控制的研究进展

我国在20世纪70年代末开始对水环境污染总量控制进行研究。通过制定松花江BOD总量控制标准,开创了对总量控制的探索实践和研究。之后在“六五”期间,对沱江的水环境容量、污染负荷总量分配进行了研究并且对其水环境承载力进行了定量评价;“七五”期间,我国逐渐地在白洋淀、胶州湾等水域以及在长江、黄河等河段,将总量控制规划做为基础,对水环境功能区划和排污许可证发放进行了研究^[29]。20世纪90年代,我国国家环保局制订了《污染物总量控制总体方案》和《跨世纪绿色工程计划》等污染物总量控制文件,并且制定了工业结构的调整方案以及落后工艺的淘汰指标,为我国的流域污染物总量控制提出了基本模式:先按达标排放控制污染总量,再按水质目标规定允许排污总量。在研究方法和研究手段上,我国污染物总量控制的数学模型也趋完善。随着计算机应用领域的扩展,DSS(水资源规划管理决策支持系统)和EMIS(环境管理信息系统)及GIS(地理信息系统)的推广和各种数学模型的联合应用,为准确地综合分析、评价和预测流域环境的状况,揭示流域污染物的转化迁移机制,确定流域污染物总量控制的方案,提供了科学基础。我国的流域污染物排放总量控制研究起步晚,尽管与其他发达国家存在一定的差距,但是仍然取得了丰硕的成果。例如:张人柱的《区域水污染物排放总量控制的系统理论模式》,探究了区域水污染物排放总量控制的系统理论模式,并且提出了兼顾社会经济、法律、技术等多种因素的流域污染物管理模式理论,取得了令人满意的成果^[30]。1993年,许洪余、王照之等人在对墨水湖水污染物总量控制的研究中,结合组合规划法与TOSIS(逼近理想排序法)方法,有效合理地解决了污染物负荷分配问题^[31]。宋国君于2000年分析了总量控制和浓度控制的概念,从政策角度对总量控制作了定义,从经济体制、经济成本、可行性以及对政策的适应性等方面对总量控制和浓度控制进行了比较,提出了分层次总量控制理论:国家总量控制、省总量控制以及城市总量控制,并讨论了总量控制的实施战略和政策效果^[32]。2000年,李秉文等人作了关于水污

染物总量控制方法探讨,应用计算机模拟系统,对水环境容量和污染物总量分配进行计算机模拟,并提出了水污染物总量控制系统结构及编制工作程序^[33]。2001~2003年,我国对“三湖三河”先后进行了污染物的排放总量控制,主要以COD、TN、TP为优先控制目标,并且在深圳、武汉、沈阳、杭州、长沙、银川等市开展了排污许可证的试点工作,确立了加强科技指导力度、科学测算环境容量,建立了以环境容量为基础、以排污许可证为主要管理手段、以改善环境质量为目标的污染防治管理体制。2009年,于铭等系统地论述了流域污染物总量控制中的法律法规问题,阐述了我国与美国之间的差距^[34]。孔亮对太湖流域水污染权配置机制进行了研究,取得了值得借鉴的积极成果^[35]。Yixiang Deng在长江流域进行了污染物总量控制的研究,取得了一系列成果^[36]。2010年李姝等对西藏自治区“一江四河”水污染物总量控制及分配方案进行了研究并提出了一些积极的建议和有效的措施^[37]。

3 我国水污染物总量控制中存在的问题及难点

实施流域水污染物总量控制,是削减及分配流域内污染物的有效途径,使流域的污染物控制在环境的承载范围内,可以有效地改善流域水环境质量。但是在总量控制制度实施过程中,由于受到各方面因素的影响,存在着一些亟需解决的问题和难点,主要表现在以下几个方面^[38~40]:

(1) 目前总量控制的对象忽略了生活、农业等面源污染,主要以工业污染源为主。而在工业污染控制中,无法对所有的工业污染源进行在线监控,企业在规划投资中没有配备相应的环保监测设备资金,因此相关部门无法获得全面而准确的污染治理和排放信息,也无法得到流域内污染物的排放总量。

(2) 管理缺乏流域整体性,跨边界冲突日益突出。地方行政管理部门认为功能区出境达标即为功能区达标,不愿意承担下游环境危害的责任,大部分研究部门仍然采用局部水环境容量计算方法。

(3) 水环境总量控制的法律体系不健全,缺乏相应的监测和监督体系。以罚代管的现象普遍存在,在处罚过程中带有很大程度的随意性。在污染源规范整治、排污设施自动监控等总量控制、监测方面硬件的投入仍不够大;全国排放口在线监控的水平仍较低;污染物总量控制及排污许可证制度实施的法律法规依据不足。上述这些因素严重制约了

污染物总量控制工作及排污许可证制度的实施。

(4) 缺乏对污染物达标的削减技术研究。

(5) 总量控制方案未能与社会、经济发展综合考虑。我国以往的水污染防治规划,在制定过程中忽略污染控制对社会经济的作用,没有实现污染控制与经济社会的协调发展,造成了污染控制规划的效率低下和不可行。总量控制方案的制定是一个规划寻优的过程,必须与社会经济发展相结合,不能脱离于社会经济发展之外。

4 研究展望

(1) 进行污染物总量控制,必须从传统的浓度控制、目标总量控制向容量总量控制转变。在弄清各污染源对流域内污染物总量的贡献率的基础上,合理划分流域内的各功能区,研究适合特定流域的水环境容量的计算模型,并且科学地分配流域内各功能区的污染排放量,最大化地削减流入流域内污染物的量。

(2) 目前正在推广实施的污染物总量控制可以有效地控制点源污染,但对生活、农业等面源污染却不奏效。实践证明,通过法律的手段科学合理地规划流域内的土地利用类型是控制面源污染的有效途径^[41~42],同时这也是有待进一步研究的新型领域。

(3) 在经济发达、水体污染严重的流域建立“面源污染物总量控制”示范区,研究出适合流域内水污染物总量控制的模型,开发面源污染的信息系统与专家系统。在进行经济、技术可行性分析,鼓励公众参与的基础上,选择最优方案并制定适合我国国情的非点源污染的控制与防治措施,将环境总量控制与我国现行的法律法规合理有效地相结合。

(4) 对污染物达标的削减技术进行深入研究,以寻求出总量控制的最优方案。

参考文献:

- [1] Helfand, Gloria E. Alternation Pollution Standards for Regulating NonPoint Source Pollution [J]. Environmental Management, 1995, 45 (3).
- [2] 冯金鹏, 吴洪寿, 赵帆. 水环境污染总量控制回顾、现状及发展探讨 [J]. 南水北调与水利科技, 2004, (20).
- [3] 张永良. 水环境容量基本概念的发展 [J]. 环境科学研究, 1992, (3).
- [4] 郭希利, 李文崎. 总量控制的方法类型及分配原则 [J]. 中国环境管理, 1997, (5).
- [5] 卢杰, 丁金城, 施汉昌. 淄河上游农业非点源污染负荷分析与防治研究 [J]. 环境科学与技术, 2003, 26 (1).
- [6] 梁博, 王晓燕. 我国水环境污染总量控制研究的现状与展望 [J]. 首都师范大学学报(自然科学版), 2005, 26 (1).
- [7] 李秉文, 金肠, 高峰, 等. 关于水污染物总量控制方法的探讨 [J]. 东北水利水电, 2000, 18 (12).
- [8] 黄虹. 污染物总量控制研究动态与趋势分析 [J]. 中山大学研究生学刊, 2004, 25 (1).
- [9] 刘新斌. 污染物总量控制研究动态与趋势分析 [J]. 江西化工, 2006, (4).
- [10] 高慧慧. 总量控制下的排污权交易制度的研究 [D]. 合肥工业大学, 2009.
- [11] Klaus Daniels. The Technology of Ecological Building: Basic principles and measures, examples and ideas [M]. Basel Boston Berlin: Birkh Verlag, 1997.
- [12] 沈淞涛. 安昌河流域绵阳市涪城区段水污染物总量控制研究 [D]. 西南交通大学, 2005.
- [13] 叶旭. 温瑞塘河流域水污染物总量控制研究 [D]. 浙江大学, 2002.
- [14] 王卫平. 九龙江流域水环境容量变化模拟及污染物总量控制措施研究 [D]. 厦门大学, 2007.
- [15] 王素娜. 曹娥江支流水质评价与河流水系环境容量分析 [D]. 浙江大学, 2005.
- [16] 付国伟, 程声通. 水污染控制系统规划 [M]. 北京: 清华大学出版社, 1985.
- [17] 李睿. 天津市水污染物总量分配方法研究 [D]. 天津大学, 2007.
- [18] 杨克敏. 区域污染物总量预测与控制方案研究——以宁波市镇海区为例 [D]. 浙江大学, 2008.
- [19] US EPA. Protocol of developing nutrient TMDLs [R]. Office of Water 4503F Washington D. C 20460, EPA 841 - B - 99 - 007, 1999.
- [20] US EPA. Overview of Current Total Maximum Daily Load - TMDL - Program and Regulations [EB/OL]. <http://www.epa.gov/owow/lmdl/overviewfs.html>, 2005.
- [21] 邢乃春, 陈捍华. TMDL计划的背景、发展进程及组成框架 [J]. 水利科技与经济, 2005, 11 (9).
- [22] 杨龙, 王晓燕, 孟庆义. 美国 TMDL 计划的研究现状及其发展趋势 [J]. 环球科学与技术, 2008, 31 (9).
- [23] Donald J Brady. Managing the water program [J]. Journal of Environment Engineering, 2004, (6).
- [24] Dennis Lemly. A Procedure for Setting Environmentally Safe Total Maximum Daily Loads (TMDLs) for Selenium [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2002, (52).
- [25] M. S. Kang et al. Applying SWAT for TMDL programs to a small watershed containing rice paddy fields [J]. Agricultural Water Management, 2006, (79).
- [26] William T. Stringfellow. Ranking tributaries for setting remediation priorities in a TMDL context [J]. Chemosphere, 2008, (71).
- [27] K. E. Havens. The importance of considering biological processes when setting total maximum daily loads (TMDLs) for phosphorus in shallow lakes and reservoirs [J]. Environmental pollution, 2001, (113).
- [28] 徐树媛. 晋城市水资源保护规划与污染物总量控制研究 [D]. 太原理工大学, 2006.
- [29] 夏光, 冯东方, 程路连, 等. 六省市排污许可证制度实施情

- 况调研报告 [J]. 环境保护, 2005, (6).
- [30] 张人柱. 区域水污染物排放总量控制的系统理论模式 [J]. 环境科学动态, 1990, (1).
- [31] 许洪余, 王照之. 墨水湖水污染物总量控制方案的优化研究 [J]. 环境科学与技术, 1993, (3).
- [32] 宋国君. 论中国污染物排放总量控制和浓度控制 [J]. 法治与管理, 2000, (6).
- [33] 李秉文. 关于水污染物总量控制方法的探讨 [J]. 东北水利水电, 2000, (12).
- [34] 于铭. 美国联邦水污染控制法研究——以中美法律比较为视角 [D]. 中国海洋大学, 2009.
- [35] 孔亮. 太湖流域水污染权配置机制研究 [D]. 浙江大学, 2009.
- [36] Yixiang Deng et al. Study on the total water pollutant load allocation in the Changjiang (Yangtze River) Estuary and adjacent seawater area [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2009, (1 - 6).
- [37] 李姝. 西藏自治区“一江四河”水污染物总量控制及分配方案 [J]. 水利科技与经济, 2010, 5 (16).
- [38] 张永良. 水环境容量综合手册 [M]. 北京: 环境科学出版社, 1991.
- [39] 姚国瑞. 污染物排放总量控制若干问题的思考 [J]. 福建环境, 2003, 20 (1).
- [40] 丁爱红. 总量控制工作的问题与对策 [J]. 山东环境, 2002, (4).
- [41] Shi Li. A programming model for river quality management under transverse mixing [J]. Water Sci. Tech., 1992, 26 (7-8).
- [42] Joshi V, Modak P. Heuristic algorithms for waste load allocation in a river basin [J]. Water Sci. Tech., 1989, (21).

Advances in Research of Total Amount Control for Water Pollutants in Watershed

YANG Tong^{1,2}, YANG Chang-liang¹, MAO Yong-yang^{1,2}

(1. Research Institute of Engineering and Technology of Yunnan University, Kunming Yunnan 650091 China)

Abstract: Total amount control is an important strategy and measure for water environmental management. This paper briefly summarizes the progress in research of total amount control for water pollutants, discusses the current situation and problems in China, and probes the further research needs.

Key words: water pollutants; total amount control; total amount allocation; advance

(上接第7页)

Research on Technology of Seined Cultivating Eichhornia Crassipes in Dianchi Lake

SONG Ren-bin, YANG Lian, HE Feng, LI Bin

(Kunming Institute of Ecology of Dianchi Lake, Kunming Yunnan 650228 China)

Abstract: Eichhornia Crassipes has strong abilities of reproduce and absorption of N and P from water. Seined cultivating Eichhornia Crassipes is one of the most effective methods in removing lake internal pollutants. The most important question that should be considered is preventing Eichhornia Crassipes from escaping under large spatial scale seined cultivation. Safety cultivation can ensure the widely application of this method which has high economic and ecological benefits.

Key words: Eichhornia Crassipe; seined cultivation; seine optimization

美国氮氧化物排放交易经验及启示

李家才

(汕头大学法学院, 广东 汕头 515063)

摘要: 综述了美国氮氧化物排放交易项目的演进过程, 总结其实践经验, 并探讨美国经验对中国氮氧化物排放控制的借鉴意义。

关键词: 氮氧化物; 排放交易; 经验; 启示; 美国

中图分类号: X38 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2011) 04-0017-03

化石燃料燃烧引起的氮氧化物 (NO_x) 人为排放, 会导致二氧化氮 (NO_2)、细颗粒物 ($\text{PM}_{2.5}$)、地表臭氧 (O_3) 和酸雨等大气污染现象, 进而损害人体健康和生态系统^[1]。从 20 世纪 90 年代开始, 美国在强化氮氧化物排放标准的同时, 日益重视 NO_x 总量控制和排放交易 (cap and trade) 手段的运用, 从而在减排效果和成本节约方面取得显著成功。当前中国正面临严重的氮氧化物污染, 因此迫切需要大幅削减氮氧化物排放^[2]。中国不仅需要对 NO_x 排放实行总量控制, 而且为了降低总量控制的成本和保证总量控制目标具有可行性, 还应该借鉴美国经验, 早日推行 NO_x 排放交易。

1 美国的氮氧化物排放交易项目

1.1 “区域清洁空气激励市场 (RECLAIM)”项目^[3]

RECLAIM 项目是加州洛杉矶都市区为了实现地表 O_3 浓度达标而实施的, 以控制 NO_x 排放为重点目标的交易项目。该项目的参与企业包括大约 390 家电厂和使用大型锅炉的工厂。该项目于 1994 年开始实施, 于 2003 年结束, 参与企业必须在此期间按年均 8% 的削减比率减少 NO_x 排放 (基年由企业在 1989~1992 年间任选一年确定)。为了减轻企业的负担和保证减排目标的可达性, 该项目允许企业之间开展排放配额交易, 1 个排放配额代表排放 1 磅 NO_x 的权利。管理机关对企业的排放配额实行年度结算, 届时企业拥有的配额 (含初始分配的配额和净买入的配额) 不得低于与实际排放对应的配额需要, 否则将面临严厉处罚。该项目禁

止配额存储, 即结算后多余的配额自动作废, 不得用于以后年份的排放。

RECLAIM 项目总体上是成功的, 实现了排放削减目标, 而且减排成本比传统管制手段低。该项目的明显缺陷是: 初期的配额分配过于慷慨, 对排放没有约束性; 禁止配额存储导致配额价格波动剧烈, 进而导致项目的局部性暂时中止。RECLAIM 项目是美国最早实施的 NO_x 排放交易项目, 尽管其实施范围只局限在州以下的地方层级, 但其为后来的更大更复杂的 NO_x 排放交易项目提供了宝贵的经验教训。

1.2 臭氧传输委员会氮氧化物预算项目 (OTC NBP)^[4]

OTC NBP 是美国东北部 12 个州为了实现夏季 (5 月 1 日~9 月 30 日) O_3 浓度达标而联合实施的 NO_x 排放控制项目。参与企业为大型固定排放源, 主要是火电厂和使用大型锅炉的工厂。该项目规定, 区域内 1999 年夏季 NO_x 排放总量控制指标 (配额) 为 21.9 万 t, 总量控制指标逐年递减, 2003 年降为 14.3 万 t (1990 年的基准排放水平是 49 万 t)。1999~2002 年间的总量控制指标, 主要根据各州对 1990 年区域夏季 NO_x 排放的贡献及其对区域 O_3 浓度的影响在各州间分配, 各州自行决定向辖区内排放源分配 NO_x 排放配额的办法。该项目鼓励区域内企业之间开展排放交易, 1 个排放配额代表排放 1t NO_x 的权利。与 RECLAIM 项目不同, OTC NBP 允许配额存储, 但是为了避免配额集中在某个年份使用而引起的时间上的集中排放, 该项目对存储配额的提取 (使用) 实施“累进流量控制 (progressive flow control)”, 即当存储配额总量达到当年配额分配总量的一定比例时, 将对提取的配额实行折扣, 上述比例越高, 折扣率也

收稿日期: 2011-03-09

基金项目: 汕头大学文科基金项目“排放交易与珠三角城市灰霾控制” (SR09005)。

作者简介: 李家才 (1967-), 毕业于厦门大学, 博士, 副教授, 研究方向为环境管理和排放交易。

越高。

OTC NBP 取得了巨大成功, 不仅 NO_x 减排目标超额完成, 区域夏季 O_3 平均浓度和高峰浓度均明显下降, 而且配额交易非常活跃, 表明该项目推动的成本节约很可观。不过从与 NO_x 相关的污染物传输的实际范围看, 该项目覆盖的地理区域仍然偏小。为了实现比计划更大的 NO_x 减排和达到更严格的 O_3 浓度标准, 2003 年以后, OTC NBP 被“ NO_x 预算交易项目 (NBP)”取代。

1.3 氮氧化物预算交易项目 (NBP)^[5]

NBP 的基本设计与 OTC NBP 类似, 改进主要体现在: 参与项目的州扩展到 22 个, 因此更加有利于控制排放和实现空气质量达标; 美国国家环境保护署 (EPA) 更加深入地介入项目的设计和管理, 因而制度变得更加完善。比如, EPA 对各州分配排放配额的方法提出选择方案, 并直接负责配额登记; EPA 要求大型排放源必须安装排放连续监测系统 (CEMS), 较小的排放源可以使用简单的排放估算方法, 且它们都必须将计算排放的全部资料以电子版形式提交给 EPA。另外, EPA 直接从事超排处罚, 处罚办法是: 如果排放源当年排放超出所持配额, 将按 3:1 的比例扣除其下年的排放配额。

NBP 取得了明显的 NO_x 减排和环境改善效益。2008 年区域夏季 NO_x 排放比 2000 年下降了 62%, 2007 年区域 8h O_3 浓度比 2002 年平均下降了 10%。与 OTC NBP 一样, NBP 只对区域夏季 NO_x 排放进行总量控制和排放交易 (夏季是 O_3 容易形成的季节), 目的是实现 O_3 浓度达标。可是, 细颗粒物 $\text{PM}_{2.5}$ 也是同样值得关注的空气污染物。为了控制 $\text{PM}_{2.5}$ 污染, 显然需要对全年 NO_x 排放进行总量控制和排放交易。这一问题是通过“清洁空气跨州准则 (CAIR)”项目得以解决的。

1.4 “清洁空气跨州准则 (CAIR)”项目^[5]

CAIR 项目是美国东部地区为了实现臭氧和 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度达标而实施的, 以控制电厂 NO_x 和 SO_2 排放为主要目标的交易项目。CAIR 的 NO_x 排放交易项目包括两个独立的子项目: 由 25 个州参与的年度 NO_x 排放交易项目 (目标是控制 $\text{PM}_{2.5}$) 和由 25 个州 (地理范围与前者略有差异) 参与的夏季 NO_x 排放交易项目 (目标是控制 O_3)。 NO_x 排放交易的这两个子项目都分为两个阶段进行: 第一阶段开始于 2009 年, 总量控制目标是在 2003 年排放总量基础上削减 53%, 即 170 万 t NO_x ; 第二阶段开

始于 2015 年, 总量控制目标是在 2003 年排放总量基础上削减 61%, 即 200 万 t NO_x 。CAIR 项目取消了该项目对提取存储配额施加的“累进流量控制”。

2 美国 NO_x 排放交易经验及其启示

2.1 总量控制是环境保护的必由之路

美国氮氧化物排放交易项目都是以总量控制为背景的, 其总量控制目标又根据 O_3 和 $\text{PM}_{2.5}$ 的空气质量达标需要而确定。在经济持续增长的背景下, 缺少了总量控制, 无论排放标准多么严格, 都难以保证污染物排放总量不上升。美国 NO_x 总量控制目标包含阶段性目标和最终目标, 最终目标对应于相关的空气质量标准, 体现了污染控制的真正目的。

就当前 NO_x 污染形势和排放趋势而言, 中国不仅需要对 NO_x 实行总量控制, 而且应当阐明 NO_x 总量控制的阶段性目标和最终目标。中国 NO_x 总量控制目标应当尽量避免那种不考虑 O_3 和 $\text{PM}_{2.5}$ 空气质量标准的倾向, 当然 O_3 和 $\text{PM}_{2.5}$ 标准本身也需要修订或制订。

2.2 排放交易是总量控制的助推剂

美国 NO_x 排放交易项目的共同背景是: 减排任务非常艰巨, 以至即使达到严格的排放标准也难以实现减排任务, 或者达到排放标准的成本高得令大量企业难以承受。排放交易为企业选择完成减排目标的方式提供了灵活性, 因为它允许减排成本高的企业少减排, 其前提是减排成本低的企业多减排。当然前者需要对后者进行补偿, 而这一补偿正是通过排放交易实现的。因此, 排放交易降低了总量控制目标的实现成本。另外, 美国经验还表明, 正是由于排放交易机制的存在, 严格的 NO_x 总量控制目标才能够获得企业和社会的接受。

中国只有实施严格的 NO_x 总量控制, NO_x 排放交易才有生存土壤。严格的总量控制保证了排放配额 (排放权) 的稀缺性及其价值, 因此才形成了排放权的需求和供给。如果没有总量控制, 或者总量控制过于宽松, 那么企业可能只要达到排放标准即可, 那样的话中国 NO_x 排放交易既没有必要, 也不可能成功。另外, NO_x 排放交易的灵活性和成本优势必将为中国实施更加严格的 NO_x 总量控制创造有利条件。

2.3 NO_x 污染需要区域协同控制

美国没有覆盖全国的 NO_x 排放交易项目, 但现有项目都是在范围广大的区域内实施的, 而且演

变趋势是单个项目的覆盖范围越来越大。这是因为 NO_x 排放引起的多种污染物往往呈现出远程传输的特征, 为了切实提高污染控制和环境保护效果, 需要将 NO_x 污染互相影响的各个地方纳入统一的总量控制和排放交易体系。同时, 排放交易项目地理范围的扩大和参与企业的增加, 有利于交易的活跃和进一步降低减排成本。

中国幅员广大, 各地 NO_x 污染状况和污染物传输特征差异明显, 因此覆盖全国的总量控制和排放交易项目可能并不妥当。中国 NO_x 总量控制和排放交易的实施范围, 应该根据污染程度和污染物的传输特征确定, 长三角、珠三角和京津冀地区是首选。在以上大区域内, 管理部门应尽量不再细分小的交易区, 以免增加管理的复杂性和减少交易机会。

2.4 配额存储是排放交易项目的必备要素

美国 RECLAIM 项目由于禁止配额存储而出现波折, 后续的项目都允许配额存储 (尽管曾对配额提取施加某些限制)。允许配额存储的必要性在于: 它给予企业选择减排时间和进度的灵活性, 而且它非常有利于缓和配额价格的波动。当然, 允许配额存储的前提是严格的总量控制, 否则过多的配额存储必然影响配额需求和真实减排。中国未来 NO_x 排放交易如果建立在严格总量控制的基础上,

就应该允许配额存储, 并尽可能减少对配额提取的限制。

2.5 排放交易不取代排放标准

美国 NO_x 排放交易项目的一个共同特征是: 排放交易不影响排放标准的效力, 即企业必须首先满足排放标准的要求, 然后才能参与排放交易。显然, 只有当大量减排成本高的企业在满足排放标准后仍然无法完成总量控制要求时, 才会有活跃的交易发生。因此, 中国 NO_x 排放交易政策如果维持排放标准的有效性 (应该如此), 那么只有在总量控制目标具有充分的约束性时, 排放交易市场才能够真正形成。

参考文献:

- [1] 刘蔚. 控制氮氧化物 改善环境质量 [N]. 2010-03-16.
- [2] 吴晓青. 我国大气污染氮氧化物污染控制对策 [J]. 环境保护, 2009, (16).
- [3] Farrell, A., R. Carter, R. Rauber. The NO_x Budget: Market-Based Control of Tropospheric Ozone in the Northeastern United States [J]. Resource and Energy Economics, 1999, (2).
- [4] Burtraw, D., D. A. Evans, et al. Economics of Pollution Trading for SO₂ and NO_x. Annual Review of Environment and Resources [J]. 2005, (30).
- [5] Burtraw, D., S. J. Szambelan. U. S. Emissions Trading Markets for SO₂ and NO_x [R]. Resources for the Future, 2009.

Lessons and Implications from NO_x Emissions Trading in US

LI Jia - cai

(Law School of Shantou University, Shantou Guangdong 515063 China)

Abstract: NO_x emissions trading programs in US are reviewed. Lessons from those programs are summarized, and implications of those lessons for China's NO_x emissions control are discussed.

Key words: nitrogen oxides; emissions trading; lesson; implication; America

西双版纳自然保护区与周边社区的共管研究

黎国强¹, 赵建伟², 游云²

(1. 国家林业局昆明勘察设计院, 云南 昆明 650225;

2. 西双版纳国家级自然保护区管理局, 云南 景洪 666100)

摘要:自然保护区社区共管的实施, 缓解了保护区与社区的矛盾, 在促进生物多样性保护与社区经济发展方面取得了显著的效果。然而, 由于管理目标冲突、经费不足、宣传教育力度不足等问题, 限制了共管的实施范围及可持续性。通过采取构建科学的共管运行机制、激励机制, 生态教育等措施, 突破共管的制约因素, 促进了自然保护区及其社区的可持续发展。

关键词:自然保护区; 社区共管; 西双版纳

中图分类号: X3 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2011) 04-0020-04

截至2007年1月底, 全球共有107034个通过国家法令明文建立的保护区, 占全球土地面积的11.63%, 以应对生物多样性的急剧下降和生态环境的日益恶化。但是, 大多数保护区周边及其内部都居住着大量居民^[1], 他们主要采用传统方式利用保护区内的自然资源, 其资源利用效率低, 对区内生物多样性的破坏也相当严重^[2-3]。同时, 随着当地居民人口和家庭数量的增加, 其对保护区内野生动植物的生存和生境造成的压力也日益增加^[4]。保护区建立后, 当地居民多被强制性地排斥到保护区管理之外, 或通过划界将其居住区划到保护区界限之外, 或通过生态移民将其迁移到其他地区。对于那些不得不划到保护区界内的居民, 大多保护区也没有制定相关的管理政策对其进行有效管理。但是这些居民世代以区内的自然资源为生, 对资源的利用有其独特的方式, 如果简单地通过行政手段强行限制他们在保护区内部的活动, 势必会增加保护区与当地社区的矛盾。当前, 研究人员努力从各个角度来分析保护区与当地社区之间的矛盾冲突, 并力求解决这些冲突的根本途径^[5-6]。

本文选取西双版纳保护区作为研究案例主要是出于以下两方面的考虑: ①西双版纳保护区被誉为“动植物王国皇冠上的绿宝石”和“热带生物种质基因库”, 是我国生物多样性优先重点保护的区域和全球25个优先重点保护的生物多样性热点地区之一, 其保护成效对于我国热带雨林森林生态系统

具有重要意义。②西双版纳保护区与社区的矛盾冲突具有很强的典型性: 人口的剧增使得薪柴消耗、建材消耗、放牧、林下种植、盗伐及过度采集非木材林产品等加速了对保护区资源的破坏, 人和大型野生动物的冲突加剧、日益加剧的农业蚕食等威胁仍然困扰着保护区管理部门。能否将这些问题处理好是西双版纳保护区管理工作中不容忽视的问题, 对于其它保护区的管理、发展也有借鉴意义。

1 研究地概况

西双版纳保护区位于云南省西双版纳傣族自治州境内, 地理位置处于北纬 $21^{\circ}10'$ ~ $22^{\circ}24'$ 、东经 $100^{\circ}16'$ ~ $101^{\circ}50'$, 由地域相近而互不连接的勐养、勐腊、尚勇、勐仑、曼稿5个子保护区组成, 总面积 242510hm^2 。西双版纳保护区的主要保护对象是以热带北缘雨林、季雨林森林为标志的热带森林和以季风常绿阔叶林为主的南亚热带常绿阔叶林等森林生态系统, 以及热带和南亚热带珍稀濒危野生动植物种群及其生存环境。西双版纳保护区地处热带与南亚热带过渡区域, 已知有维管束植物214科1012属2779种, 含国家重点保护植物31种; 已知有脊椎动物818种, 含国家重点保护野生动物114种。2009年, 保护区范围内有122个村寨, 周边有138个村寨。社区总人口63160人, 其中区内社区人口25092人, 周边社区人口38068人, 包括汉、哈尼、拉祜、布朗、彝、基诺、瑶、佤、回、白、景颇、壮等13个民族。

2 结果与分析

2.1 社区共管现状

西双版纳保护区一直受许多国际组织的关注,

收稿日期: 2011-03-04

作者简介: 黎国强 (1980-), 男, 云南省曲靖市人, 硕士研究生, 工程师, 主要从事生物多样性研究。

在全球环境基金 (GEF)、世界自然基金会 (WWF)、美国大自然保护协会 (TNC)、联合国教科文组织 (UNESCO) 等国际组织的支持下, 实施了较多社区发展项目, 在机构设置中, 原来的群工科已改为社区科, 突出了社区在自然保护区管理工作中的重要性, 使西双版纳自然保护区整体管理水平也得到了很大提高。西双版纳自然保护区管理的发展分两个阶段: 第一阶段, 保护区管理部门与当地社区是管理者和被管理者的关系, 他们之间发生的联系主要以“执法”的形式存在, 当地社区是被动式的参与, 保护和发展是冲突的; 第二阶段, 在国际合作项目的影响和资助下, 自然保护区管理部门在当地社区开展了许多帮助社区发展的活动, 使这种冲突关系有了很大改善, 取得了共识。目前, 自然保护区正处于第二阶段, 自然保护区管理部门和当地社区双方都从这种改善了的关系中得到了一定的实惠。在保护区范围内, 展开了一系列以公众参与为基本途径的共管项目, 以促进保护区与当地社区之间的协调发展。

2.2 社区共管实施的成效

通过社区共管工作, 取得了一定的效果, 社区群众的保护意识有了很大的提高。例如, 2000 年以来, 境外人员盗伐“土沉香”、境内外人员勾结使用军用武器盗猎, 这些悄悄发生在保护区深处的违法事件都是在社区群众积极举报和参与的基础上得以迅速侦破的。但是, 社区共管工作相当分散, 示范效果有限。为此, 在充分酝酿的基础上, 西双版纳国家级自然保护区对勐养子保护区的关坪保护站进行了改造, 兴建了“西双版纳国家级自然保护区勐养关坪综合示范管理站”。这种集中的科技示范项目可以把更多的种植、养殖技术传播给社区群众, 向外来人员展示保护区的森林生态系统及野生动植物资源。成效显著, 值得推广。1997 年, 保护区开展了社会经济本底调查, 基本摸清了西双版纳国家级自然保护区内部和周边 260 个自然村的经济社会状况, 并对 26 个重点村寨进行了参与性乡村评估 (PRA)。通过 PRA 评估, 确定了勐养子保护区新竜山村和勐腊子保护区下回边村 2 个共管示范村, 建立了社区共管委员会组织, 聘请了 6 名协调员。2007 年, 又在纳卡、南屏开展了共管示范。共管示范村的建立改变了当地社区资源利用的传统方式, 资源利用趋于合理, 保护意识有所提高, 社区与保护区的各类矛盾冲突明显下降; 人为活动对保护区的压力和威胁有所缓解; 促进了社区

的经济发展, 人均纯收入显著提高。

2.3 社区共管存在的问题

2.3.1 保护区资源管理与社区经济发展冲突日益加剧

西双版纳保护区内及周边社区居民世代以森林资源为生, 农牧业生产、森林砍伐、交通、旅游、偷猎和采药等人类活动影响了西双版纳保护区近 1/6 的面积, 其中有些影响程度大的地区在短期内不可能再恢复为亚洲象等保护动物的栖息地。随着保护区内人口和家庭数量的增加, 目前保护区内亚洲象生境的丧失和破碎化程度比保护区建立之前更加严重^[7]。在自然保护区未建立前, 保护区社区居民可以到林内采烧柴、林副产品以及放牧等活动, 并把采药、狩猎或从事林副业生产作为他们经济收入的重要来源。保护区建立后, 保护区管理部门则要求对自然资源进行严格保护, 实现其自身的可持续发展, 追求长远的全局利益。因此, 当地居民的农业用地规模、薪柴采伐数量和范围、野生动植物资源利用以及林副业生产的经营方式等活动都受到自然保护区有关管理规定的限制和制约, 在很大程度上冲击了村民传统的资源利用方式, 使保护区与周围社区之间在自然资源开发利用与保护之间产生了冲突。另一方面, 无论在促进当地社区社会经济发展还是在加强自然保护区管理, 当地社区都只是项目活动的受体, 他们的主观能动性并没有得到充分体现。在实际操作中, 自然保护区管理几乎成为当地社区的扶贫部门, 没有得到当地政府相关部门的有力支持, 而保护区的社区发展项目也并没有纳入当地政府的统一扶贫规划之中。

2.3.2 共管经费不足

实施社区共管需要一个各方共同参与、投资来启动的体系, 有较高的启动经费门槛, 目前在中国主要通过外援项目的形式开展。现行的保护区管理基本上是自上而下的强制管理, 中央政府在把责任委托给地方政府时没有委以相应的权利, 主要是没有足够的经费投入, 多数保护区处境困难, 显然, 通过保护区自己的资金投入进行共管在短期内存在很大的困难。同时, 保护区建设的巨大经费压力, 也会挫伤当地居民建设自然保护区的积极性。西双版纳国家级自然保护区为财政拨款单位, 经费来源基本是财政预算拨款, 其他经费来源很少。2006 ~ 2007 年度, 年平均总经费 1244.48 万元, 财政预算拨款达 88.7%、预算外拨款 7.8%, 其他收入 3.5%。同期, 年平均总支出 1133.95 万元, 基本

支出占了 88.78%，项目支出 14.2%。也就是说，西双版纳国家级自然保护区在管理投入上是十分有限的，基本还处于维持日常运行状态，社区共管资金利用也就非常有限。

2.3.3 宣传教育面狭窄，宣教力度不足

由于保护区周边社区人口众多，群众文化素质较低，民族构成复杂，语言沟通不便，保护区内的村寨经济发展水平较低且不一致等原因，虽然保护区管理部门及工作人员做了大量的宣传教育及扶持工作，保护区社区一部分居民保护意识都有所提高，开始意识到保护自然环境和自然资源，也能带来经济上的利益，但保护区内的大部分村民对自然保护区的划定及管理至今还存有不理解的心态和抵触情绪。保护区的宣教工作无法做到全面铺开，只能以点带面，辐射影响效果有限，对公众的宣传教育影响力很低。要使西双版纳保护区自然保护事业被人们普遍认识和接受，还有待开展内容丰富、形式多样、覆盖面广的宣传教育活动。

3 对策与解决方案

根据最新的调查数据，保护区内人口增加到 24198 人，10 余年净增将近 10000 人。人口的剧增使得薪柴消耗、建材消耗、放牧等问题日益加剧，加速了对保护区资源的破坏。另外，西双版纳优越的自然条件，吸引了大量外地人口的进入，在过去的 50a 里，有大量的外来人口进入西双版纳。这些外来人口，有的是政府引导下的规模化移民，有的则是缺乏管理条件下的盲流移民。这些移民进入西双版纳后，在热带雨林分布地区开荒种粮，种植经济作物，在很大程度上加剧了热带雨林的破坏。目前，虽然只是少数村民进入保护区内开垦种植，毁林开荒，但在一定程度上破坏了生态系统的完整性，对生物多样性保护造成威胁。随着开发建设，大量引进外来劳力承包种植，又造成新的人口压力，一旦集体林开垦殆尽，必然蚕食自然保护区。因此，保护区管理者必须积极寻求合适的对策与解决方案。

表 1 社区共管存在问题对策与解决方案

| 对策与解决方案 | 用途及优点 |
|-------------------------------|--|
| 加强宣传教育，提高社区居民的参与性 | 使社区群众不断地学习社区共管业务知识，了解有关共管的先进经验，充分认识社区共管的意义和重要性。 |
| 完善社区共管制度，健全相关法律法规体系 | 将会为自然保护区社区共管的顺利开展提供良好的法律和制度保障。 |
| 完善社区共管激励机制 | 对保护区社区居民而言实行激励机制对社区共管工作的顺利开展更为有效。 |
| 拓宽经费渠道，加大资金投入力度，保证共管项目的持续发展 | 既能保障生态环境的安全，又能增加群众收入，带动社区经济和谐发展。 |
| 开展集中的科技示范，举办社区实用生物技能培训 | 集中的科技示范项目可以把更多的种植、养殖技术传播给社区群众，总结和推广社区共管经验，有针对性地组织技能培训，引导社区群众走科技兴农之路。 |
| 邀请利益相关者展开自然保护区资源利用模式的探讨 | 可以做到在制定相关政策时，尊重当地社区群众对自然保护区资源利用模式的意见。 |
| 扶持社区参与生态旅游发展 | 保护区社区居民利益，多提供机会让他们参与保护区景区的生态旅游活动，并从中受益，从而有效推动景区与当地社区协调发展。 |
| 坚决清理保护区内种植的橡胶等经济林木，严格控制林下种植行为 | 有利于维护保护区的生物多样性。 |

4 讨论

西双版纳自然保护区的建立，为保护西双版纳生物多样性和生态环境做出了基础性贡献。但仍然面临巨大的压力和挑战，突出表现在生物多样性保护与周边社区经济发展等方面。在西双版纳保护区内，农田已经扩大到 13000hm²，900m 以下的森林大多都转变成橡胶林。而且为了增加经济收入，人们不再种植一些传统的粮食作物，而是种植更多的经济作物，这些经济作物的土壤侵蚀率要比粮食作物高 6~8 倍，同时还会降低农业生物多样性^[8]。

西双版纳自然保护区的建立，减少了周边居民的陆地面积和基本生活来源，缩小了活动范围，保护区周边社区的社会经济条件普遍较差，交通不便、信息闭塞、民族聚居，村民的文化素质普遍不高，人均收入低，当地居民世代生存于保护区内，在使用区内生物资源的同时，会对生物多样性造成一定的影响。另一方面，与当地环境世代共存的社区具备一些传统的保护知识，例如，一些少数民族至今仍然保留着原始的“神山”、“龙山”、“神木”等信仰，并且制定《村规民约》等具有内部约束力的

管理制度,对于全球生物多样性的完整保护具有至关重要的意义^[7,8]。因此,深入了解自然保护区内部及周边居民对保护区管理状况的态度及建议,将他们所具有的传统经验吸收到保护区的管理工作中来,有利于保护区的可持续发展^[1,3]。

参考文献:

- [1] 中国人与生物圈国家委员会. 中国自然保护区可持续管理政策研究 [M]. 北京: 科学技术文献出版社, 2000.
- [2] 苏杨. 改善中国自然保护区管理的对策 [J]. 绿色中国, 2004, (18).
- [3] 朱建国, 何远辉, 季维智. 我国自然保护区中几个问题的分析和探讨 [J]. 生物多样性, 1996, 4 (3).
- [4] 国家林业局野生动植物保护司. 自然保护区社区共管 [M]. 北京: 北中国林业出版社, 2002.
- [5] 张志, 亢新刚, 华朝朗, 等. 自然保护区及周边社区可持续发展指标体系的初步研究 [J]. 林业资源管理, 2004, (2).
- [6] 刘静, 苗鸿, 欧阳志云, 等. 自然保护区与当地社区关系的典型模式 [J]. 生态学杂志, 2008, 27 (9).
- [7] 刘林云, 吴兆录, 许海龙. 西双版纳自然保护区曼旦村傣族利用自然资源的传统和变化 [J]. 生态学杂志, 2001, 20 (4).
- [8] 赵建伟, 杨云中, 何顺强. 西双版纳自然保护区周边社区综合治理 [J]. 林业调查规划, 2006, 31 (s1).

Study on Local Community Co – management in Xishuangbanna Nature Reserve

LI Guo – qiang¹, ZHAO Jian – wei², YOU Yun²

(1. Kunming Forest Exploration & Design Institute of State Forestry Administration, Kunming Yunnan 650225 China)

Abstract: Through implementation of co – management of nature reserve and local community, conflicts between nature reserve and community were alleviated. The economic development of community as well as biodiversity was promoted. However, the sustainability and extent of co – management were confined because of management objective conflicts and limitations of propaganda education and investment shortage and lack of incentive measures. By establishing efficient co – management system and incentive mechanism and strengthening ecological education and so on, the sustainable development of nature reserve and local community could be improved.

Key words: nature reserve; community co – management; Xishuangbanna

沈阳市环境技术评估工作的探索与实践

杨佳妮¹, 贾玉鹤²

(1. 沈阳市环境监控与投诉中心, 辽宁 沈阳 110011; 2. 沈阳市环境技术评估中心, 辽宁 沈阳 110014)

摘要:介绍了沈阳市环境技术评估工作流程, 从简化评估程序、提高评估质量、推进规划环评、否定问题项目、提供监管信息等方面, 阐述了评估机构在为环评把关、为审批服务中发挥的重要作用, 并从建章立制、加强交流培训、依托专家资源、提供优质服务等方面展示了评估队伍建设的成果, 提出了评价机构今后工作中努力的方向和重点。

关键词: 环境影响; 技术评估; 探索与实践; 沈阳

中图分类号: X3 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2011) 04-0024-03

沈阳市环境技术评估中心成立于2003年3月, 是沈阳市环保局的直属单位, 成立之初仅由3人组成。几年来, 伴随着全市经济的快速发展, 市民对环境保护的要求越来越高, 社会对环评的透明度要求越来越高, 经济发展对环评的压力也越来越大。

为了适应新的变化形势, 沈阳市评估中心通过加强队伍建设、开展业务培训等多种方式, 不断提高人员素质、工作能力和业务水平, 紧紧围绕着“为环评把关、为审批服务、推进全市经济又好又快发展”的工作构思开展了一系列卓有成效的工作, 圆满地完成了规划及建设项目评估工作1879项, 初步建立了较完善的评估工作体系。

1 评估工作流程

环境技术评估是环境影响评价工作的延续、完善和补充。评估中心出具的技术评估报告, 是环保行政主管部门行政审批的技术依据。多年来, 通过与全市10余家环评单位、市环保局及各环保分局审批部门的沟通、交流、协调与实践, 市评估中心确定了评估受理、环评报告书(表)初审、现场踏勘、评估审议、修改后环评报告复核、向市环保局审批部门多媒体汇报、出具评估报告的工作流程。通过建设项目汇报制度, 审批部门可以较为全面地把握建设项目的环境污染状况, 为其科学决策提供了技术依据。

2 评估中心作用

多年来, 沈阳市的评估工作实践证明, 通过提供优质服务和依靠专家资源的技术把关, 市评估中

心切实起到了“让领导放心, 让建设单位、环评单位和环保审批部门满意”的技术支撑作用, 推进了全市建设项目的环保审批进程, 也使其在环保审批战线上占有了重要的一席之地。

2.1 简化评估程序, 推进重点项目

为了完成沈阳市2010年“双五千亿”经济工作任务, 全面贯彻、落实2011年沈阳市“软环境”建设会议精神, 市评估中心按照市环保局的统一部署, 主动与建设单位、环评单位、市环保局审批部门以及市发改委、国土局、建委等相关单位沟通协调, 研究制定了加快全市重点项目技术评估工作简化程序。同时, 积极开辟“绿色通道”, 实行一站式服务, 尤其是对涉及产业升级、循环经济以及节能减排等重点建设项目, 做到急事急办、特事特办、随到随办, 依法简化评估程序, 缩短评估时间, 采取了提前介入、全程跟踪、一次性告知、简化流程、及时协调等措施, 推进了全市重点建设项目的尽快落地, 促进了全市经济又好又快发展。

2.2 提高评估质量, 服务环保审批

市评估中心严格按照环评技术导则要求, 对建设项目环评质量进行把关, 通过技术评估, 及时纠正了环评报告书(表)中存在的问题。例如, 康平油页岩综合利用项目, 原环评中对卫生防护距离预测偏小, 通过评估审查, 环评单位对卫生防护距离进行了调整, 并落实居民搬迁计划。又如, 某精密轴承项目, 原环评中工程分析与可研报告内容不一致, 针对建设单位不重视环保工作、环评报告质量差等问题, 及时约谈建设单位、环评单位主要负责人, 对环评报告修改内容提出要求, 提高了环评

收稿日期: 2011-03-15

作者简介: 杨佳妮(1979-), 女, 沈阳人, 工程师, 从事环境管理工作。

报告质量。

2010年,为切实提高沈阳市建设项目环评文件的整体质量,我们协助市局审批处制定了《沈阳市环评单位考核制度》,采取了“增加考评内容、细化评分标准、加大奖惩力度”等措施,有效地规范了沈阳市环评市场。同时,组织召开了“沈阳市2010年优秀环评报告评比会”,并得到了环保审批部门及环评单位的高度重视和积极参与,收到了鼓励先进、督促后进的良好效果。

2.3 借助项目审查,促进规划环评

由于历史欠账,全市很多区域都存在着无规划、无规划环评、城市基础设施不完善等制约性问题。最近几年,随着全市经济的快速发展,宝马配套项目、东药搬迁、中海地产等一大批重大项目纷纷落户沈城。在实际的环境技术评估工作中,针对和平区长白岛、欧盟经济技术开发区、于洪区丁香新城、大东区二台子地区等区域无规划环评、基础设施不完善的实际情况,市评估中心以项目为抓手,通过严把相关区域建设项目的评估关口,有力地促进了上述区域规划环评和城市基础设施建设工作进程。

2.4 否定问题项目,消除环境隐患

在技术评估工作中,对不符合产业政策及环保相关要求的建设项目予以了坚决的否定,将环境隐患消灭在了萌芽状态。例如,金杯都瑞汽车铝轮毂表面处理项目,原选址不在工业园区内,且距离居民区较近,无排水去向,评估审查对原选址予以否定,使项目选址迁至于洪区五金工业园内,避免了因选址不合理造成的环境污染,也为企业的发展创造了条件。又如,沈阳虎石台三库化工原料区改扩建项目,设甲醇贮罐32座,且距居民区仅70m,存在较大的环境风险,评估中心对该项目扩建予以了否定,消除了环境隐患。

2.5 建立联动机制,提供监管信息

对存在未批先建、施工扰民等情况的建设项目,通过建立部门联动机制,及时与市环保局审批处、监察支队、信访办、各环保分局、各县(市)环保局进行沟通协调,为建设项目的环境监督、管理提供了有益的信息。

3 评估队伍建设

通过对国内其他省、市评估中心的调研、考察,市评估中心将发展目标确定为:内强素质,培养一支专业化、高素质的评估队伍;外树形象,为建设单位、环评单位、审批及管理部门提供优质服

务,打造国内一流的环境技术评估队伍。

3.1 完善组织结构,健全规章制度

根据市评估中心工作特点及人员构成,2010年,通过公开竞聘的方式,成立了评估部、综合部和办公室,细化了部门分工,明确了职能定位,加强了督查督办,进一步规范了工作人员的行为,并制定完善了部门管理规章制度10余项,做到有章可循、规范化管理。各部门职能明确、相互配合,保障了市评估中心各项工作的有序开展。

3.2 加强交流培训,提高业务能力

采取了“内部培训”与“专家培训”相结合,“走出去”与“请进来”相结合的方式,强化了人员的输出、引进、交流与业务培训,通过开展“学规划、学工艺、学案例、学管理”等培训活动,使市评估中心员工开拓了视野、增长了见识,为员工的迅速成长创造了条件,提高了全体人员的业务能力和工作水平。

(1)先后组织50余人次,参加了《建设项目环境影响评价岗位基础知识培训班》、《环境影响评价工程师培训班》和《建设项目竣工环保验收调查技术人员培训班》。

(2)选派项目负责人到省评估中心、市环科院等单位进行交流学习,并赴成都市、济南市和西安市评估中心进行了工作调研。

(3)在部门内施行“小教员”授课制度,选派业务能力出众、经验丰富的同志授课,使年轻同志迅速进入角色。

(4)邀请环保专家进行专题讲座,提高评估中心项目负责人的业务水平。

3.3 提供技术规范,细化优质服务

为了更好地为审批部门、环评单位提供技术服务,市评估中心组织技术力量先后编制了《沈阳市住宅小区建设项目环境影响报告书(表)的技术规范》、《沈阳市饮食娱乐服务业建设项目环境影响报告表的技术规范》和《关于进一步规范建设沈阳市项目中水设施的的建议》等技术规范和环保建议,并多渠道地组织收集了国家、省、市新出台的各类政策、法规和技术标准等,定期整理成册。2003年以来,共出台了3本《沈阳市环境影响评价评估工作手册》,为审批、管理部门和环评单位提供了优质的技术服务。

3.4 依靠专家资源,提供技术支撑

在技术评估审查中,紧紧依靠专家资源,为项目审批提出专业性、合理化的技术意见和建议。多

年来,建立了100余人的专家库,并适时召开专家座谈会,对专家提出相关要求,宣传最新环保政策规定。专家库涵盖多个行业、多个专业的专家,并实行动态管理,根据实际工作需要,不断地进行充实和完善。目前,根据运行情况来看,专家库制度取得了良好的效果,为环境管理工作和政府决策提供了有力的技术支持。

4 小结

沈阳市环境技术评估工作的实践表明,在规划和建设项目的环保审批过程中,环境技术评估部门必须按照“科学评估、依法评估”的原则,严把项目建设的环境技术准入关^[1~2]。充分发挥好评估中心的桥梁纽带作用^[3],真正起到技术评估对环保审批的“保险衣”和“减压阀”作用,起到对环保技术进步的“加压泵”作用^[4~5],才能实现为环评把关、为审批服务,推进全市经济又好又快

发展的工作目标^[6~7],从而推进沈阳经济发展和环境保护工作的“双赢”,实现东北老工业基地的全面振兴。

参考文献:

- [1] 辽宁省人民政府办公厅. 转发辽宁省环保局等部门关于沈大沈丹高速无烟路工程实施方案的通知 [Z]. 2008.
- [2] 张金艳. 我国环境影响评价若干制度研究 [D]. 郑州: 郑州大学, 2003.
- [3] 龙素群. 环境影响评价专家系统研究 [D]. 成都: 四川大学, 2002.
- [4] 郦桂芬. 关于当前环境影响评价工作的几点商榷 [J]. 中国环境管理, 1983, (6).
- [5] 朱耀华. 关于编制工业建设项目环境影响报告的几个问题的探讨 [J]. 重庆环境科学, 1983, (2).
- [6] 朱坦, 吴婧. 当前规划环境影响评价遇到的问题和几点建议 [J]. 环境评价, 2005, (4).
- [7] 李天威, 周卫峰. 规划环境影响评价管理若干问题探析 [J]. 环境保护, 2007, (11).

Explore and Practice of Environmental Technology Assessment in Shenyang

YANG Jia - ni¹, JIA Yu - he²

(1. Shenyang Environmental Protection Bureau, Shenyang Liaoning 110011 China)

Abstract: The workflow of environmental technology assessment is introduced. The environmental technology assessment center plays an important role on assessing environmental impact assessment quality. The construction of assessment team is fulfilled by setting the rules and strengthening training and relying on expert resources and providing excellent service. The direction and key points on environmental technology assessment are put forward.

Key words: environmental impact; technology assessment; exploration and practice; Shenyang

农村环境教育问题初探

胡世凯¹, 王金亮^{1,2}

(1. 云南师范大学旅游与地理科学学院, 云南 昆明 650092;

2. 云南师范大学环境教育培训中心, 云南 昆明 650092)

摘要:现阶段, 我国农村环境教育存在以下问题: 教育方法、形式单一, 教育内容不丰富; 农村教师和环保部门等工作人员环境教育能力有待增强; 农村居民环境意识淡薄, 基层政府领导环境决策能力及管理水平有待提高等。农村经济社会发展滞后、地方各部门不够重视、环境管理及环境教育体系不完善、环境教育法缺失等是主要原因。在农村生态经济发展中进行环境教育; 加强农村教师环境教育培训和乡土教材的开发; 完善农村环境管理体系和教育体系; 开展多种形式的环境宣传教育; 对环境教育进行立法等是合理对策。

关键词:农村; 环境教育问题; 发展

中图分类号: X-4 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2011) 04-0027-04

1 农村环境问题与环境教育

我国广大农村环境问题比较严重。截至 2008 年 1 月, 全国因固体废弃物堆存而被占用和毁坏的农田面积已超过 13.33 万 hm^2 , 3 亿多农村人口面临饮水不安全问题^[1]。目前, 中国农药的过量施用在水稻生产中约达 40%, 在棉花生产中超过了 50%。中国每年因不合理施肥造成 1000 多万 t 的氮流失到农田之外, 直接经济损失约 300 亿元。农药浪费造成的损失达到 150 多亿元以上, 因污染对人民身体健康和农产品质量造成的经济损失更是无法估量。据估算, 全国农村每年产生生活污水约 80 亿 t, 生活垃圾约 1.2 亿 t, 每年畜禽粪便排放总量达 25 亿 t, 大部分生活垃圾几乎全部露天堆放, 生活污水也基本全部直接排放^[2]。

随着环境问题的出现, 人类开始反思发展之路, 环境教育的思想逐步兴起并日益成熟。20 世纪 70~80 年代环境教育得到了蓬勃的发展, 《人类环境宣言》、《贝尔格莱德宪章—环境教育的全球框架》、《第比利斯政府间环境教育宣言与建议》^[3]等重要国际环境教育声明和准则得以通过, 环境教育在世界范围内得到重视。20 世纪 90 年代, “可持续发展”提出, 环境教育有了新的取向, 形成了面向可持续发展的环境教育的理念, 即: 可持续

发展教育。环境教育是以人与环境的关系为着眼点, 通过唤起受教育者的环境意识, 培养解决环境问题的知识和技能, 树立正确的环境价值观与态度, 为实现环境-人-社会和谐发展提供人才、精神支持^[4]。因此, 环境教育是解决环境问题的重要途径。研究农村环境教育问题, 不仅有助于解决农村环境问题, 保护和改善农村环境, 还有助于提高农村居民科学文化素养, 促进我国社会主义文化建设、生态文明建设、精神文明建设。

2 农村环境教育问题

我国环境教育越来越受到重视, 各级政府部门、新闻媒体、学校、非政府环保组织等都在进行环境宣传教育。然而, 由于农村地理区位和我国城乡二元结构的影响, 我国环境教育发展不平衡, 存在东西部差异, 城市与农村差异, 发达地区与贫困落后地区差异^[5]。从教育的三要素教育者、受教育者和教育影响^[6]来看, 我国农村环境教育存在如下主要问题:

(1) 农村环境教育者数量及教育能力有待提高。农村环境教育者主要有教师、环保与教育等部门的工作人员。环保部门的环境教育人员数量较少, 乡镇一级基本没有环境教育人员。现阶段, 农村环境教育主要由中小学教师来开展。有关学者对江苏省邳州市农村学校教师进行的问卷调查显示, 在大学期间 17.1% 的教师“一点没学过”环境教育知识, 70.0% “学过一点”, 80.3% 的教师没有参加过职后环境教育; 对业余收集环境教育资料,

收稿日期: 2011-02-23

基金项目: 云南师范大学人文社科校级重大项目 (2007XRZ01) 资助。

作者简介: 胡世凯 (1986-), 男, 硕士研究生, 主要从事环境与可持续发展教育研究。

只有 16.0% 的教师“非常关注”，68.1% “偶尔收集”；对大纲规定的环境教育内容，14.9% 的教师认为“如果是考试内容就进行”，24.5% 的教师“有时间就讲，没时间就省略”^[7]。说明教师认识不到位，环境教育的随意性大，需要时必须给应试教育让路。农村教育者数量不足，教育能力不高，加上应试教育的影响，让农村环境教育愈加被动与落后。

(2) 环境教育方法、形式单一，针对性不强，教育内容不够丰富。从形式来看，环境教育可以分为课堂环境教育、非课堂环境教育。课堂环境教育又分为课程式环境教育、渗透式环境教育、活动式环境教育；非课堂环境教育分为媒体介入、艺术熏陶、行动磨练^[8]。农村学校环境教育方法、形式主要是课程渗透和卫生大扫除等，而学生感兴趣的、游戏、实地调查等活动很少，教育内容也是各学科（地理、生物、化学等）知识点的延伸，针对性不强，不够系统。农村居民接触环境知识技能的渠道主要是居民之间的闲聊、电视等媒体，以及农业科技推广活动，针对居民的环境教育培训很少。

(3) 农村居民环境意识淡薄，地方政府环境决策能力及管理水平有待提高。有学者分别对我国衡阳市、北京市、江南等地区的农村居民进行环境意识调查^[9-11]，发现农村居民环境意识比较淡薄，不利于农村环境问题的解决。如有的居民认为使用含磷洗衣粉、随地吐痰等行为不会污染环境；环境保护主要是政府、企业、社会团体的事，与个人无关；把垃圾堆放在角落或河沟里比较方便，垃圾被洪水冲走是最有效的垃圾处理方法等。

此外，随着经济社会发展，一些污染较大的企业从发达地区和城市迁往农村地区，地方政府考虑经济的发展，对环境问题考虑较少。地方政府环境决策能力及管理水平不高，对农村环境问题产生重大影响。

3 农村环境教育问题成因分析

(1) 农村经济落后是农村环境教育滞后的首要原因。环境教育的发展与当地经济社会文化教育水平密切相关。环境教育是经济社会发展到一定水平才产生的，一种新型的、“更高层次”的教育形式，对教育资源的要求更高。没有充足的人力、资金、技术，没有深厚的学术研究和理论指导，环境教育不可能获得深入发展^[12]。环境教育只有在社会文化建设、居民生活达到一定水平，农村居民吃饭、穿衣等最基本的生活需要得到满足时，才有可

能受到足够重视。农村环境教育的发展要立足于当地经济社会的发展，但现阶段我国许多农村地区经济社会发展还比较落后，面临发展经济与环境保护的双重压力，这在一定程度上限制了农村环境教育的发展。

(2) 农村环境管理体系不完善制约了农村环境教育的发展。有学者提出农村环境管理体系包括：政策及法律法规、规划、项目实施、技术服务和科技支撑、公众意识及教育五个层面。各个层面之间能够相互反馈，形成一种自下而上的规划和以实施主体为核心的管理体系^[2]。这里的环境意识及教育与农村环境教育紧密相关。我国现阶段农村环境管理没有形成体系，法律法规条块分割严重，如《水土保持法》、《土地管理法》、《水法》等法律，只是按照各个行业部门的管理职能，提出一些政策性的条款，在具体的实施过程中难以操作，并且在一些具体法律规定上出现重叠、交叉、模糊的现象^[2]。同时，也缺少全面系统的规划和系统科学的技术支撑和服务体系，并且基层技术服务体系与环境教育也是脱钩的。这难免对农村环境教育产生不良影响。

(3) 农村环境教育未受到足够重视。主要表现为：①对农村环境意识调查及环境教育关注不够。据笔者从中国知网系列数据库（中国期刊全文数据库、中国优秀硕士学位论文全文数据库、中国博士学位论文全文数据库、中国重要会议论文全文数据库）进行跨库检索（时间为 2003 ~ 2009 年），符合环境教育主题的只有 114 篇文献。农村环境意识调查与教育相关文献数量只占到 16%。我国 20 世纪 90 年代以来，国内开展的大规模环境意识调查，绝大多数的调查对象居住在城市或者城郊^[13]。②基层干部对农村环境教育支持不够。仰和芝等对江西省乡镇和村级基层干部的环境教育态度进行调查，发现只有约 23 % 的基层干部很支持或者支持农村环境教育。农村环境教育未引起基层政府足够的重视，处于可有可无的状态^[14]。农村环境教育对农村环境保护具有重要的推动作用，也是我国农村生态文明建设、精神文明建设的重要内容，需要得到足够的重视。

(4) 我国环境教育法的缺失，影响了农村环境教育的发展。环境教育用法律的形式加以确定，是世界环境教育发展的趋势。现阶段我国没有一部专门的、系统的环境教育基本法，只在一些法规、规章中有关于环境教育的零星规定。这使得有关法

律文件效力较低,不能充分体现环境教育的重要性。长久以来,由于环境教育缺乏确定的法律地位,没有专门从事环境教育的机构和人员,没有确定的目标和评价标准,致使环境教育工作一直处于可有可无、操作弹性过大的状态,摆脱不了被“虚化”和“弱化”的状况,无法实现环境教育的根本目标^[12]。

4 农村环境教育持续发展对策

4.1 大力发展农村生态经济,在培育农村生态经济中进行环境教育

农村环境教育的目的是在农村形成可持续发展的生产生活方式和农村生产生活多元文化的价值观。环境教育应注重教育的过程、手段、方法等,不是简单地说教学生和农民,要在生活、生产中体现^[15]。农村环境教育要使广大居民在农村经济发展中,构建自身的价值观,通过循环经济理念的教育培养、生产方式的转变与可持续生计建设,即寓农村环境教育于农村生活和生产之中^[15],形成节俭、和谐发展的价值理念。

农村生态经济的发展,可为农村环境教育提供物质保障。农村环境教育需要农业、环保、教育等部门协调开展工作,在生态经济的发展中来保护环境,引导教育居民。如在生态农业、生态经济的发展推广过程中,培训居民的生产技术,普及环境生态知识、环境保护法律法规、环境伦理道德等。

4.2 用法律和行政力量保障农村环境教育持续发展

世界许多国家都对环境教育进行了专门的立法,如美国、日本、巴西、菲律宾等国家都出台了环境教育法,为环境教育提供了法律保障。我国现在还没有专门的环境教育法出台。对环境教育进行专门立法,使环境教育有法可依,是我国环境教育发展的必然趋势。同时,政府的执政理念对生态环境保护和环境教育起着决定性的作用。完善我国政府绩效评价体系,将环境保护、管理、教育等纳入政府绩效考核体系,是对生态环境保护与环境管理、环境教育做出的政策保障。

4.3 加大对农村问题及环境教育研究的投入

在谈到“环境教育”时,简单地把它圈定在法律、常识等范畴之内,是一种误解,是缺乏完整性的、比较片面的^[15]。随着社会的发展,对环境教育内涵的理解将会更丰富和准确。农村环境教育不是单纯的教育问题,还是“三农”的问题。只有在“三农”问题的研究解决中进行环境教育,

才具有实际的意义。与城市环境教育相比,农村环境教育具有其特殊性,应该加大对“三农”问题和农村环境教育的研究,在农村“生产发展、生活宽裕”的进程中进行环境教育。

4.4 完善农村环境管理体系及环境教育体系

只有完善农村环境管理体系,才能使农村环境问题得到有效的改善,同时农村环境教育也才能更好地发展。完善农村环境管理体系需要在政策、法律法规逐步健全的进程中,以流域或地区作为基本的生态经济单元进行规划,同时在实施层面,按照标准规程进行,有科研机构对项目环境影响进行监测和评估,还应该当地居民参与项目的监测和评估。在参与的过程中,既提高了居民的环境意识,同时也对项目起到了很好的监督作用。

农村环境教育体系的完善是我国环境教育事业的重大进步。它是伴随着环境教育法律及其他法规政策的逐步健全,环保教育等部门形成专门的环境教育机构,合理科学的机构绩效评价体系等逐步形成的。伴随着我国教育体制、政治体制的逐步改革,农村环境教育将更能体现出它的价值。

4.5 开展多种形式的农村环境宣传教育,提高居民的环境意识

农村环境教育是一个长期系统的工程,需采取多种形式进行。如开展“环境宣传教育下乡”活动,充分利用广播、电视、挂图、图书、幻灯以及文艺表演等多种农民喜闻乐见的形式,普及环境保护的一般知识;结合本乡本土的具体情况,定期举办专家讲座,逐步让农民树立起农业资源的忧患意识、农业技术的创新意识、环境保护的参与意识,切实使农民将环境保护的行为融入到农业生产过程中^[16]。引导大学生开展义务宣讲活动,利用寒暑假、周末、节假日等空闲时间以及三下乡、村官行动等机会,向农民宣讲环境知识。开辟环境保护示范村、示范小组,对其优秀事迹和成功经验进行宣传 and 报道,鼓励其他地区效仿和学习等^[17]。

4.6 对农村中小学教师进行环境教育培训,因地制宜地开发环境教育乡土教材

学校教育是农村环境教育的主阵地,而教师与教材建设显得尤为重要。环保、教育部门应携手,通过培训整体提高农村教师的环境素养与教育能力,进而增强学生的环境意识,形成正确的价值观,并通过学生向家长进行环境“反哺教育”,开展“小手拉大手”活动^[18],促使各个家庭形成“绿色生活”习惯,通过家庭影响社区,通过社区

影响整个社会。

乡土教材是农村学校环境教育重要而有效的媒介。应该针对地区自然环境、传统文化以及环境问题,因地制宜地开发适合各年级学生、居民使用的环境教育教材和读本,为农村环境教育提供技术支持。

5 结语

伴随着我国和谐社会、城乡一体化的建设,农村环境教育将越来越受到各界的关注,农村环境教育将在农村生态经济发展、生态文明建设过程中诠释存在的价值,同时也得以更好地发展。从教育的三要素来评价农村环境教育,它明显滞后于城市环境教育。现阶段,以农村生态经济的发展作为农村环境教育的切入点,是农村环境教育的有效形式,同时农村经济的发展,也为农村环境教育保障了物质基础。农村环境管理和环境教育是落实生态文明建设的核心举措,同时也是我国精神文明建设的重要形式。

参考文献:

- [1] 侯京林. 环境与经济协调发展的新挑战: 污染转移 [J]. 世界环境, 2008, (1).
- [2] 牛志明. 新农村建设中的环境管理挑战及思路 [J]. 世界环境, 2008, (1).
- [3] 祝怀新. 环境教育论 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [4] 闫守轩. 环境教育: 涵义、缘起与演进 [J]. 宁波大学学报

(教育科学版), 2008, (4).

- [5] 姚逸, 孙利娟. 论环境教育的发展现状及主要对策 [J]. 六盘水师范高等专科学校学报, 2005, (8).
- [6] 马前. 教育要素的矛盾视角分析 [J]. 西南农业大学学报 (社会科学版), 2008, (6).
- [7] 陈晓侠, 方修琦. 对江苏邳州市农村中学环境教育状况的调查 [J]. 环境教育, 2003, (6).
- [8] 李久生, 谢志仁. 论环境教育的三维体系 [J]. 教育科学, 2004, (5).
- [9] 申秀英, 刘沛林. 加强农村环境教育的必要性与途径 [J]. 教育评论, 2009, (4).
- [10] 朱启臻. 农民环境意识的问题与对策 [J]. 世界环境, 2000, (4).
- [11] 李洁, 周应恒. 农村环境教育在控制农村面源污染中的作用 [J]. 南京农业大学学报 (社会科学版), 2007, (3).
- [12] 时军. 环境教育法研究——以完善立法为目标 [D]. 青岛: 中国海洋大学, 2009.
- [13] 刘文娟. 中国西部地区公众环境意识现状分析及培育对策研究 [D]. 青岛: 中国海洋大学, 2004.
- [14] 仰和芝, 欧阳晓安. 新农村建设中农村环境教育面临的困境与对策——以江西省为例 [J]. 农村经济, 2007, (10).
- [15] 薛会文. 由《农产品质量安全法》引出的对农村环境教育的一些思考 [J]. 农业环境与发展, 2006, (4).
- [16] 王家军. 关于农民环境教育的若干思考 [J]. 环境教育, 2002, (4).
- [17] 申秀英, 刘沛林. 加强农村环境教育的必要性与途径 [J]. 教育评论, 2009, (4).
- [18] 曹娟玲, 梁发祥. 利用“反哺”形式开展农民环境教育的探索 [J]. 现代农业, 2008, (11).

Primarily Analysis on Environmental Education in Rural Areas of China

HU Shi - kai¹, WANG Jin - liang^{1,2}

(1. College of Tourism and Geographical Science of Yunnan Normal University, Kunming Yunnan 650092 China)

Abstract: There are three main problems on environmental education in rural areas of China at present involving in monotonous educational methods and forms with less rich contents, and low environmental education capacity of rural teachers and environmental decision - making capacity and management ability, and weak environmental awareness of rural residents. The main causes come from lack of overall development of rural economy and society, and less emphasis on environmental education, and imperfect environmental management and environmental education system, and the absence of China's environmental education act. In order to get good development of environmental education in rural areas of China, some countermeasures should be taken to infuse environmental education into ecological economic development in rural areas, and to enhance the teachers' training and reading materials development, and to perfect the rural environment management system and education system, and to carry out various of environmental publicity and education activities; and to develop environmental education act.

Key words: rural area; environmental education; development

云南省跨国界水体环境状况调查研究

王 健

(云南省环境监测中心站, 云南 昆明 650034)

摘 要: 开展了对云南省跨国界水体水环境及相关信息的全面调查, 针对存在的环境问题进行了分析, 并对环境安全提出了对策。

关键词: 跨国界水体; 环境状况; 分析; 对策; 云南省

中图分类号: X52 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673 - 9655 (2011) 04 - 0031 - 03

云南省地处祖国西南边陲, 是亚洲许多大江大河的发源地或上游流域区。全省境内水体分属六大水系, 其中跨国界水体涉及除金沙江水系和南盘江水系外的其余四大水系, 即: 澜沧江水系、红河水系、伊洛瓦底江水系和怒江水系, 是我国国际河流数量最多最集中的省份。

1 调查范围及社会经济发展状况

本次调查并未囊括跨国界河流流经的全部地区, 主要集中在与跨国界河流关系较密切的怒江州、保山市、德宏州、临沧市、普洱市、西双版纳州、红河州、文山州共 8 个州(市)的 31 个县(区市)。调查区域多属于少数民族聚居的边远地区, 山高路远, 交通不便, 适合人类聚居的平地较少, 人口分布较为分散, 工业的资源性结构明显, 工业总体不发达, 人均收入较低, 经济较为落后。31 个县(区市)国土面积共 99573.93km², 2009 年总人口为 901.08 万人。GDP 共 808.14 亿元。

2 水环境质量

云南省已经开展日常监测的跨国界河流有 18 条, 共计 23 个监测断面, 其中澜沧江水系 5 个断面、红河水系 12 个断面、怒江水系 3 个断面、伊洛瓦底江水系 3 个断面。

根据 2009 年的监测结果, 23 个监测断面中水质为 II 类的有 15 个、III 类的有 2 个、V 类的有 2 个、劣 V 类的有 4 个。

根据 2009 年监测结果, 共有 6 个监测断面水质超标, 这 6 个断面均属于红河水系, 红河出境断面、龙脖渡口断面、那发出境断面位于红河州境内, 东方红电站断面、天保农场断面、南北村过河桥断面位于文山州境内。

表 1 2009 年云南省跨国界水体水质情况

| 水系 | 水体名称 | 断面名称 | 水功能类别 | 水质类别 | 特征污染物 |
|-------|------------|--------|-------|------|-------|
| 澜沧江 | 澜沧江 | 州水文站 | III | II | |
| | 澜沧江 | 勐罕码头 | III | II | |
| | 澜沧江 | 关累码头 | III | II | |
| | 南阿河 | 东风三分场桥 | III | II | |
| | 南览河 | 打洛江大桥 | III | III | |
| 红河 | 元江 | 红河出境 | III | V | 铅, 砷 |
| | 元江 | 龙脖渡口 | III | 劣 V | 铅, 砷 |
| | 藤条江 | 那发出境 | III | 劣 V | 铅 |
| | 南溪河 | 中越桥 | III | II | |
| | 南溪河 | 蚂蝗堡桥 | III | II | |
| | 盘龙河 | 东方红电站 | IV | V | 氨氮 |
| | 盘龙河 | 天保农场 | III | 劣 V | 砷 |
| | 八布河 | 八布大桥 | III | II | |
| | 南利河 | 南利桥 | III | II | |
| | 响水河 | 三一电站 | III | II | |
| 南北河 | 南北村过河桥 | III | 劣 V | 砷 | |
| 小白河 | 中国 172 号界碑 | III | II | | |
| 怒江 | 怒江 | 红旗桥 | III | II | |
| | 南卡江 | 孟拉桥 | III | II | |
| | 南定河 | 孟定大桥 | IV | III | |
| 伊洛瓦底江 | 瑞丽江 | 姐告大桥 | III | II | |
| | 大盈江 | 汇流电站 | III | II | |
| | 南碗河 | 迭撒大桥 | III | II | |

3 跨国界水体污染负荷

31 个县(区市) 2009 年废水排放量为 32324.12 万 t, 其中工业废水排放量 14819.38 万 t, 生活废水排放量 17504.74 万 t。

调查水体主要工业及生活污染物为化学需氧量、氨氮、重金属, 2009 年其污染负荷为: 化学需氧量 90464t, 其中工业化学需氧量 45823t, 生活化学需氧量 44641t; 氨氮 4063t, 其中工业氨氮

246t, 生活氨氮 3817t; 重金属 3.82t。

表2 跨国界河流域水体工业及生活污染负荷情况 (t)

| | 化学需氧量 | | | 氨氮 | | | 重金属 |
|-------|-------|-------|-------|------|-----|------|------|
| | 合计 | 工业 | 生活 | 合计 | 工业 | 生活 | |
| 保山市 | 13643 | 8068 | 5575 | 475 | 30 | 445 | 0.41 |
| 普洱市 | 2599 | 409 | 2190 | 227 | 11 | 217 | 0.00 |
| 临沧市 | 14289 | 7958 | 6331 | 530 | 43 | 487 | 0.00 |
| 红河州 | 6556 | 2092 | 4464 | 469 | 16 | 453 | 0.66 |
| 文山州 | 9942 | 3223 | 6720 | 643 | 5 | 639 | 2.24 |
| 西双版纳州 | 21586 | 12723 | 8863 | 819 | 109 | 710 | 0.00 |
| 德宏州 | 18439 | 11206 | 7233 | 592 | 32 | 560 | 0.00 |
| 怒江州 | 3410 | 144 | 3266 | 307 | 2 | 305 | 0.51 |
| 合计 | 90464 | 45823 | 44641 | 4063 | 246 | 3817 | 3.82 |

澜沧江水系、怒江水系、伊洛瓦底江水系的主要污染负荷是化学需氧量, 主要工业污染源是制糖和化工行业。红河水系的主要污染负荷是铅、砷等重金属指标, 这与当地分布有大量的采选冶炼行业是分不开的。

8个州市中除怒江州外的7个州市均有重点污染源分布, 重点污染源共有87个, 主要分布行业为制糖业、制胶业、化工业、采矿及选矿业。主要水污染物为化学需氧量、氨氮、重金属。87个重点污染源共排放废水8781.71万t/a。

表3 重点污染源分布情况

| 地市 | 重点源数量/个 | 废水排放量/万 t · a ⁻¹ |
|-------|---------|-----------------------------|
| 保山市 | 11 | 1843.09 |
| 德宏州 | 11 | 3343.44 |
| 红河州 | 13 | 232.05 |
| 临沧市 | 7 | 515.54 |
| 普洱市 | 6 | 488.48 |
| 文山州 | 17 | 1243.72 |
| 西双版纳州 | 22 | 815.39 |
| 合计 | 87 | 8481.71 |

4 跨国界水体环境问题分析

4.1 环境监管存在的问题

随着政府部门对环保工作的重视和要求的提高, 环保部门现有能力明显难以完成新形势所提出的新要求。目前环境监管存在3方面的问题: 一是环保基础设施薄弱; 二是环保管理制度不健全; 三是环境监测能力落后。

4.2 社会经济发展压力带来的压力

2009年, 31个县(区市)的GDP共808.14亿元, 其中第一产业总产值240.53亿元、第二产业总产值307.60亿元, 第一产业产值占GDP的比

例高达29.8%, 远高于云南省的平均水平; 人均可支配收入也大大低于云南省的平均水平。可见跨国界水体流域区域经济发展水平低, 属于云南省的经济落后地区, 而且当地属于边疆少数民族地区。但目前云南省的经济仍然属于粗放型经济, 经济的发展对资源、能源的消耗大, 对环境的破坏严重, 跨国界水体流域区域尤其如此。因此当地经济的发展将会对环境产生巨大的压力。

4.3 产业布局、区域开发对跨国界水体的环境影响

本次调查涉及的跨国界水体流域的31个县(区市)总体属于农业地区, 产业单一, 经济基础薄弱, 较省内其他地区落后, 属于云南省的经济欠发达地区。主要产业(不含一产、三产)为水电、制糖、矿产采选、水泥制造、制药等。

(1) 调查地区根据水能资源优势及产业发展需要, 陆续建设开发了一批水能发电站, 在合理利用自然资源和经济上起到了一定的促进作用。水电属清洁能源, 生产过程中无污染。在开发过程中会致使部分河道改向, 促使地表径流发生变化, 对较小区域内的生态植被和水生物将造成一定的影响, 但由于调查地区天然水能资源较为充沛, 可在较短时期内通过自然调节恢复到原始状态, 且对防洪抗旱也能起到一定的调节作用。

(2) 制糖业目前仍为调查地区的支柱产业, 其行业特征污染物主要为化学需氧量, 自“十一五”主要污染物总量减排实施以来, 调查地区绝大部分制糖企业已按云南省减排“项目责任书”要求完成了利用酒精废醪液生产液态生物菌肥的治理项目, 且运行正常。至此, 跨国界水体流域内化学需氧量的排放量已得到较好控制, 社会效益凸显。

(3) 矿产采选业是调查地区的又一主要产业, 但目前一部分采选业的尾矿坝体已出现不同程度的断裂或尾矿库满的现象; 采选业中还存在部分业主消失而遗留下未经处理的矿体等历史遗留问题。不同程度地构成了流域、区域内的安全隐患, 可能形成跨界河流的污染事故。

(4) 自主要污染物总量减排工作开展以来, 云南省部分流域、区域环境风险得到较好控制, 环境质量得到明显改善, 产业优化也收到明显成效, 但新的一些问题也接踵而至。尤其是跨国界水体调查地区属于边疆落后地区, 产业经济基础薄弱, 部分产业淘汰的同时也加大了原已沉重的待就业人

群,使社会治安等问题日益复杂化;由于金融危机影响,部分产业经济效益至今仍无复苏迹象,给基层环境保护工作带来了一定的消极影响。

5 环境安全保障工作对策

5.1 提高认识,转变观念

坚持开发与保护并重的方针,预防为主、保护优先的方针,走可持续发展之路,实施总量控制、严格排污管理,以改善生态环境为切入点,制定水环境保护规划。充分考虑水土资源条件和生态环境保护的要求,合理确定与调整经济结构和产业布局,使经济发展水平与资源条件、环境状况相适应。

针对地表水环境目前存在的问题,结合地表水水功能区划,妥善处理经济发展与人口、资源、环境的关系,进一步实施可持续发展战略,抓住西部大开发的重大机遇,围绕建设绿色经济强省、民族文化大省和中国连接东南亚、南亚国际大通道的三大发展目标,认真落实跨国界河流区域水环境保护的目标和各项任务。

5.2 制定法规,加强监管

完善相应法律、法规、严格执法。认真贯彻执行《中华人民共和国水法》和《中华人民共和国水污染防治法》,结合云南省实际制定相应的水功能区污染防治管理法规,切实加大执法力度,对新建设项目严格执行环境影响评价制度,在建设中严格落实“三同时”制度。

加强环境监督管理,继续开展各类环境污染隐患的全面排查工作,从源头上杜绝各类重大环境污染事故的发生。

5.3 实行综合治理,改善环境

加大对污染源的治理力度,实施污染物排放总

量控制,使主要污染物排放量控制在国家规定的范围内;治理水土流失,对各种流域进行水源涵养林保护恢复,开展人工绿化造林工程,创造良性生态环境;根据城市发展规划,健全城市排水系统,实施清污分流,建设城市污水处理厂,对城市污水进行集中处理;调整产业结构,转变经济增长方式,加快传统工业的改造升级,积极推进企业的环境管理体系认证工作。

加强农村环境保护和建设,尽快开展面源控制和养殖业污染防治工作。要抓住农村产业结构调整和实施城镇化战略的契机,大力推广生态农业、有机农业和节水农业,建立合理的农业生态结构;拟定并建立小城镇建设环境指标体系,并纳入小城镇发展规划;因地制宜建设污染防治设施,实行污染集中控制;大力提高广大农民的环境意识,开展农村环境卫生示范点、示范村建设;治理农村生活污染,大力发展农村沼气工程,改变农村能源结构;控制农村面源污染,改善农村环境质量和农民的生活质量。

5.4 加强环保机构能力建设

加强环保基础设施建设,健全组织机构,落实人员、经费和装备,完善环境基础信息资料。特别要加强环境监测能力的建设,这是确保地表水水环境保护的关键。健全流域水环境监测网络,实行动态监测,以对地表水水环境实行有效的监控和保护。

切实加强环境应急能力建设,进一步完善全省各级环保部门突发环境事件应急预案,加强实战演练,提高应急指挥、调度和协调能力,提高应急处置水平。努力建设一支召之即来,来之能战,战之能胜,思想好、作风硬、技术精的环保队伍。

Investigation on Transnational Water Body Environmental Quality in Yunnan Province

WANG Jian

(Yunnan Environmental Monitoring Center, Kunming Yunnan 650034 China)

Abstract: One overall investigation on environmental quality and related information of cross – border water body in Yunnan province was conducted. The existing environmental problems are analyzed, based on which, countermeasures on water environmental safe are pointed out.

Key words: trans – border water; environmental condition; analysis; countermeasure; Yunnan province

洱海流域土地利用格局研究

李锦胜

(大理州环境监测站, 云南 大理 671000)

摘要: 基于 GIS 和 Erdas 平台, 利用 2007 年 TM 影像, 对洱海流域不同高程、不同方位的用地方式、布局状态及其景观格局进行了研究。研究表明, 洱海流域以有林地、灌木林地、草地、农田、水域用地 5 类用地方式为主, 但用地布局和格局不甚合理; 从不同方位布局看, 东部和南部片区的景观破碎度相对较高, 景观连通性相对较低。建议将高干扰用地景观部分向洱海东部片区转移, 并优化和重组洱海流域景观结构。

关键词: 土地利用; 景观格局; 研究; 洱海

中图分类号: X171 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2011) 04-0034-06

土地作为人类生存最重要的自然要素之一, 其利用方式和空间布局对人类的生存和发展有着重大的意义。随着社会经济的快速发展, 人地关系日益突出, 用地格局研究成为各国关注的焦点。

洱海流域是滇西的政治、经济、文化中心和交通枢纽。随着洱海流域人口的增长和区域经济实力的增强, 洱海流域自然资源开发利用的广度和深度不断加大, 土地利用方式、状态和空间分布格局不佳, 使得流域生态环境问题日益加剧, 主要表现为水源生态保护地、耕地面积减少, 农村面源污染等问题。

本文通过 GIS 和 Erdas 技术解译洱海流域当前的用地现状, 探讨其用地方式和用地格局, 以期对社会经济发展及环境问题提供有益的资料。

1 研究区概况

研究区为洱海流域, 位于云南省大理白族自治州境内, 北纬 $25^{\circ}25' \sim 26^{\circ}10'$, 东经 $99^{\circ}32' \sim 100^{\circ}27'$ 。在行政界上, 研究区含大理市、宾川县、洱源县及漾濞县, 面积约为 2602.02km^2 ; 在自然边界上, 洱海流域地处澜沧江、金沙江和元江二大水系分水岭地带, 属澜沧江水系, 且地跨东亚季风与西南季风气候系统的交错地带, 气候系统的变化对该区域环境演化有直接影响。

洱海位于苍山东麓, 地跨大理、洱源 2 县(市), 是云南省高原湖泊中面积仅次于滇池的第二大湖泊, 同时也是滇西最大的高原湖泊。洱海湖面面积约 250km^2 , 蓄水量 28.8 亿 m^3 , 湖区海拔均在 2000m 左右。属高原气候, 年内降水充沛, 但

降水季节差异显著, 降雨多集中在 6~8 月。

2 数据及处理方法

数据来源: 影像数据: $30\text{m} \times 30\text{m}$ 的 TM 影像 (2007 年); 流域 1:25 万数字高程模型 (DEM); 影像解译: 采用监督分类 (Erdas 下完成) 和目视解译相结合的方法 (GIS 下完成); 景观指数分析 (斑块密度 PD、景观破碎度 FN 和聚集度指数 AI) 采用 Fragstats3.3 统计分析; 采用 Excel2003 和 SPSS17.0 完成相关统计分析。

3 结果与分析

3.1 洱海流域土地利用状态分析

3.1.1 洱海流域总体用地情况

从用地方式看, 洱海流域主要有 9 类用地方式, 其中有林地、灌木林地、草地、农田、水域用地 5 类用地面积相对较大, 面积合计达 2422.79km^2 , 占流域面积的 93.11%, 而其他 4 类用地面积相对较小, 均不足流域面积的 6.0%, 详见表 1。

从人为干扰看, 流域用地可分为 3 种人为干扰类型, 其中中干扰-过渡型用地 (尤其是灌木林地和草地) 面积最大, 为 1176.41km^2 , 占流域面积的 45.21%; 轻干扰-低脆弱-高质量型用地面积次之, 为 803.51km^2 , 占流域的面积 30.88%; 高度干扰-高脆弱-低生态质量型用地面积较小 (尤以农田和城镇用地较大), 为 622.09km^2 , 占流域面积的 23.91%。可见, 流域以中度干扰型用地为主。

3.1.2 研究区不同高程上的用地状态

研究区 2200m 以下区域面积较大, 为

1051.52km²，占研究区总面积的40.41%。从用地方式看，该区域用地方式以城镇用地、农田用地、草地、灌木林地、水域用地5类用地方式为主，面积总计达1020.76km²，占该区总面积的97.07%，而其它用地类型面积相对较小，所占比例远小于该区的5.0%。从受影响程度看，2200m以下区域中

度干扰-过渡型和高干扰-低生态质量型用地面积相对较大，分别为522.65km²和507.09km²，占该区总面积的49.70%和48.22%；轻干扰-高生态质量型用地面积相对较小，为21.78km²，仅占该区面积的2.07%。

表1 2007年研究区总体用地情况

| 用地类型 | 面积/km ² | 比例/% | 面积小计/km ² | 比例/% | 受影响状态 |
|--------|--------------------|--------|----------------------|--------|----------------------|
| 城镇用地 | 155.67 | 5.98 | 622.09 | 23.91 | 高干扰、高脆弱、低生态质量 |
| 交通运输用地 | 6.22 | 0.24 | | | 高干扰、高脆弱、低生态质量 |
| 农田 | 446.66 | 17.17 | | | 高干扰、高脆弱、低生态质量 |
| 园地 | 13.54 | 0.52 | | | 高干扰、高脆弱、低生态质量 |
| 草地 | 436.81 | 16.79 | 1176.41 | 45.21 | 中干扰、多为过度类型（除高海拔灌丛） |
| 灌木林地 | 460.08 | 17.68 | | | 中干扰、多为过度类型（除高海拔灌丛） |
| 裸地 | 3.80 | 0.15 | | | 中干扰、高脆弱、低生态质量、多为过度类型 |
| 水域用地 | 275.73 | 10.60 | | | 中干扰、中等生态质量 |
| 有林地 | 803.51 | 30.88 | 803.51 | 30.88 | 轻（无）干扰、低脆弱、高质量 |
| 合计 | 2602.02 | 100.00 | 2602.02 | 100.00 | — |

表2 研究区不同高程用地情况

| 用地类型 | 2200m以下区域 | | 2200~2500m | | 2500~2800m | | 2800m以上区域 | | 受影响状态 |
|--------|--------------------|-------|--------------------|-------|--------------------|-------|--------------------|-------|--------------------|
| | 面积/km ² | 比例/% | 面积/km ² | 比例/% | 面积/km ² | 比例/% | 面积/km ² | 比例/% | |
| 城镇用地 | 144.31 | 92.70 | 8.17 | 5.25 | 3.03 | 1.94 | 0.16 | 0.10 | 高干扰、高脆弱、低生态质量 |
| 交通运输用地 | 6.03 | 96.90 | 0.19 | 3.10 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 高干扰、高脆弱、低生态质量 |
| 农田 | 355.83 | 79.66 | 54.08 | 12.11 | 31.30 | 7.01 | 5.46 | 1.22 | 高干扰、高脆弱、低生态质量 |
| 园地 | 0.92 | 6.82 | 1.26 | 9.31 | 0.13 | 0.98 | 11.23 | 82.90 | 高干扰、高脆弱、低生态质量 |
| 草地 | 124.14 | 28.42 | 128.38 | 29.39 | 42.07 | 9.63 | 142.22 | 32.56 | 中干扰、多为过度类型（除高海拔灌丛） |
| 灌木林地 | 121.31 | 26.37 | 191.68 | 41.66 | 79.69 | 17.32 | 67.40 | 14.65 | 中干扰、多为过度类型（除高海拔灌丛） |
| 裸地 | 2.03 | 53.43 | 1.46 | 38.49 | 0.31 | 8.08 | 0.00 | 0.00 | 中干扰、高脆弱、低生态质量 |
| 水域用地 | 275.17 | 99.80 | 0.21 | 0.08 | 0.17 | 0.06 | 0.18 | 0.06 | 中干扰、中等生态质量 |
| 有林地 | 21.78 | 2.71 | 171.96 | 21.40 | 217.34 | 27.05 | 392.43 | 48.84 | 轻（无）干扰、低脆弱、高生态质量 |
| 合计 | 1051.52 | 40.41 | 557.39 | 21.42 | 374.03 | 14.37 | 619.07 | 23.79 | |

注：比例表示占研究区同类用地比例。

高程2200~2500m区域面积为557.39km²，占研究区总面积的21.42%。从用地方式看，该区域用地方式以草地、灌木林地和有林地3类用地方式为主，面积总计达492.02km²，占该区总面积的88.27%，而其它用地类型面积相对较小，所占比例远小于该区的5.0%。从受影响程度看，2200~2500m区域中干扰-过渡型用地面积最大，为321.73km²，占该区总面积的57.72%；轻或无干扰型面积次之，为171.96km²，占该区总面积的30.85%；高干扰-低生态质量型用地面积较小，为63.70km²，仅占该区总面积的11.43%。

高程2500~2800m区域面积为374.03km²，占研究区总面积的14.37%。从用地方式看，该区域用地方式以草地和有林地2类用地方式为主，面积总计达297.03km²，占该区总面积的79.41%，而其它用地类型面积相对较小，所占比例远小于该区的5.0%。从受影响程度看，2500~2800m区域轻干扰型用地面积最大，为217.34km²，占该区面积的58.11%；中干扰型面积次之，为122.23km²，占该区总面积的32.68%；高干扰型用地面积较小，为34.46km²，仅占该区面积的9.21%。

高程2800m以上区域面积为619.07km²，占研

究区总面积的 23.79%。从用地方式看,该区域用地方式以草地、灌木林地、有林地 3 类用地方式为主,面积总计达 534.65km²,占该区总面积的 86.36%,而其它用地类型面积相对较小,所占比例远小于该区的 5.0%。从人为影响程度看,2800m 以上区域轻干扰型用地面积最大,为 392.43km²,占该区面积的 63.39%;中干扰型面积次之,为 209.81km²,占该区总面积的 33.89%;高干扰型用地面积较小,为 16.84km²,仅占该区面积的 2.72%。

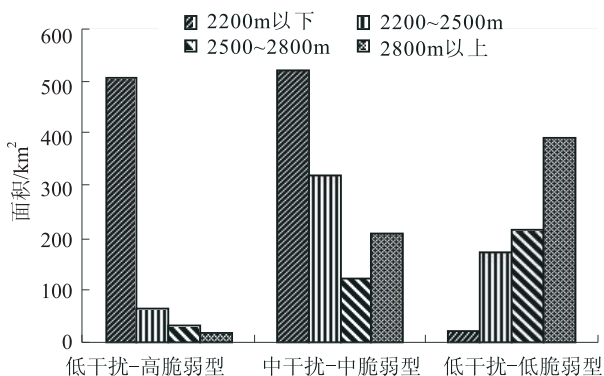


图1 高程对不同干扰型用地空间分布的影响

在用地布局和用地状态上,因受地形因子的影响,研究区不同用地方式(或受不同影响状态的用地)随高程变化表现出不同变化趋势(见图1):高干扰-高脆弱-低质量型用地(城镇用地和农田)随高程增加而急剧下滑,即由低海拔区向高

海拔区表现出急剧下滑态势(相关性系数为 0.905,显著性 $P < 0.05$);低干扰-低脆弱-高质量型用地(有林地)则与之相反,即低海拔区向高海拔区表现出急剧上升态势(相关性系数为 0.979,显著性 $P < 0.05$);而中干扰-中脆弱-中质量型用地则呈凹形反弓型,呈先下滑后上升态势。可见,研究区低干扰-高生态质量型的用地主要集中在分布于 2800m 以上的区域,而高干扰-低生态质量型用地则集中于低海拔区域(82%左右),且多沿洱海向外呈条带或条块状展布;中干扰-中等生态质量型用地仍多分布于低海拔区域(44%左右),但在海拔梯度上的变化态势相对较弱。

3.1.3 研究区不同方位上用地状态

研究区北部片区面积远大于其它 3 个分区,为 1272.56km²,占研究区总面积的 48.91%(表 3)。从用地方式看,北部片区用地方式以有林地、草地、灌木林地、农田 4 类用地方式为主,面积总计达 1178.05km²,占北部片区总面积的 92.57%,而其它用地类型面积相对较小,所占比例均远低于北部片区的 10.0%。从人为干扰强度看,北部片区以中干扰型用地面积最大,为 525.45km²,占该片区面积的 41.29%;轻干扰型用地面积次之,为 419.48km²,占该片区总面积的 32.96%;高干扰型用地面积较小,为 327.63km²,占该片区面积的 25.75%。

表 3 研究区不同方位上的用地状况

| 用地类型 | 北部片区 | | 西部片区 | | 南部片区 | | 东部片区 | | 受影响状态 |
|--------|--------------------|-------|--------------------|-------|--------------------|-------|--------------------|-------|--------------------|
| | 面积/km ² | 比例/% | 面积/km ² | 比例/% | 面积/km ² | 比例/% | 面积/km ² | 比例/% | |
| 城镇用地 | 65.97 | 42.38 | 47.52 | 30.52 | 31.71 | 20.37 | 10.31 | 6.63 | 高干扰、高脆弱、低生态质量 |
| 交通运输用地 | 0.42 | 6.79 | 2.55 | 40.98 | 2.99 | 48.08 | 0.26 | 4.16 | 高干扰、高脆弱、低生态质量 |
| 农田 | 257.49 | 57.65 | 105.19 | 23.55 | 45.46 | 10.18 | 38.52 | 8.62 | 高干扰、高脆弱、低生态质量 |
| 园地 | 3.75 | 27.67 | 9.18 | 67.81 | 0.20 | 1.48 | 0.41 | 3.04 | 高干扰、高脆弱、低生态质量 |
| 草地 | 258.89 | 59.27 | 35.50 | 8.13 | 55.81 | 12.78 | 86.54 | 19.81 | 中干扰、多为过度类型(除高海拔灌丛) |
| 灌木林地 | 242.19 | 52.64 | 40.11 | 8.72 | 99.35 | 21.59 | 77.95 | 16.94 | 中干扰、多为过度类型(除高海拔灌丛) |
| 裸地 | 0.54 | 14.32 | 0.22 | 5.72 | 0.00 | 0.00 | 3.04 | 79.96 | 高干扰、高脆弱、低生态质量 |
| 水域用地 | 23.83 | 8.64 | 1.26 | 0.46 | 2.76 | 1.00 | 0.38 | 0.14 | 中干扰、中等生态质量 |
| 有林地 | 419.48 | 52.21 | 199.28 | 24.80 | 137.14 | 17.07 | 47.60 | 5.92 | 轻(无)干扰、低脆弱、高质量 |
| 合计 | 1272.56 | 48.91 | 440.81 | 16.94 | 375.41 | 14.43 | 265.01 | 10.18 | — |

注:比例表示占研究区同类用地比例。

研究区西部片区面积为 440.81 km²,占研究区总面积的 16.94%(表 3)。从用地方式看,西部片区用地方式以有林地和农田 2 类用地方式为主,面积总计达 304.47 km²,占西部片区总面积

的 69.07%,而其它用地类型面积相对较小,所占比例均低于西部片区的 10.0%(除西部区域城镇用地占该区 10.78%外)。从人为干扰强度看,西部片区轻干扰型用地面积最大,为 199.28km²,占该

区面积的 45.21%；高干扰型用地面积次之，为 164.44km²，占该区总面积的 37.30%；中干扰型用地面积较小，为 77.09km²，占该区面积的 17.49%。

研究区南部片区面积为 375.41km²，占研究区总面积的 14.43%（表 3）。从用地方式看，南部片区用地方式以有林地、灌木林地、草地、农田 4 类用地方式为主，面积总计达 238.41km²，占上游区总面积的 63.51%，而其它用地类型面积相对较小，所占比例均远低于南部片区的 10.0%。从人为干扰强度看，南部片区轻干扰型用地面积最大，为 157.92km²，占该区面积的 42.07%；高干扰型用地面积次之，为 137.14km²，占该区总面积的 36.53%；中度干扰型用地面积较小，为 80.35km²，占该区面积的 21.40%。

研究区东部片区为 4 分区中最小的区域，面积仅为 265.01km²，占研究区总面积的 10.18%（表 3）。从用地方式看，东部片区用地方式以灌木林地和草地 2 类用地方式为主，面积总计达 164.49 km²，占东部区域总面积的 62.07%，而其它用地类型面积相对较小，所占比例均低于东部片区的 10.0%。从人为干扰强度看，东部片区中干扰型用地面积最大，为 167.90km²，占该区面积的

63.36%；高干扰型用地面积次之，为 49.50km²，占该区总面积的 18.68%；轻或无干扰型用地面积较小，为 47.60km²，占该区面积的 17.96%。

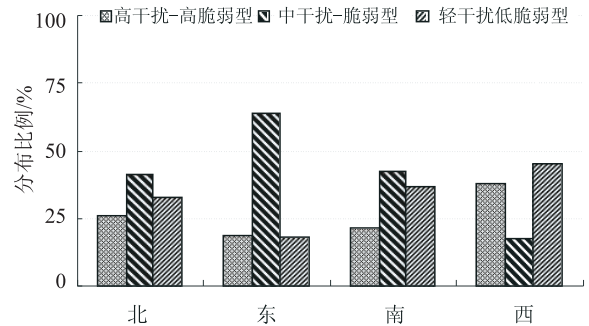


图2 不同用地状态在4个方位上分布百分比

综上，4 个方位上用地的组配不均衡。在人为干扰程度上，不同干扰型用地在方位上的分布态势差异较大（图 2）：北部片区和南部片区相似，均以中干扰-过渡型和低干扰型 2 种用地比例较大；西部片区高、中、轻 3 种干扰型用地分布比例差异相对较大，以轻、高干扰型 2 种用地为主；东部片区则与西部片区恰恰相反，以中干扰型用地占绝对优势，高、轻干扰型用地所占比例较小。

3.2 研究区用地景观格局分析

3.2.1 景观格局高程梯度上的变化趋势

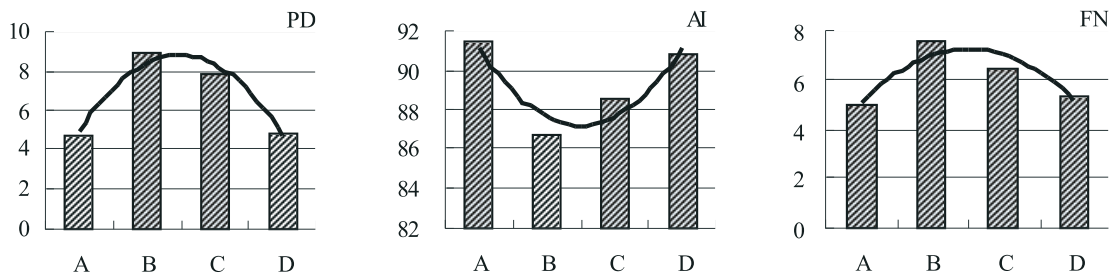


图3 高程对研究区景观格局的影响

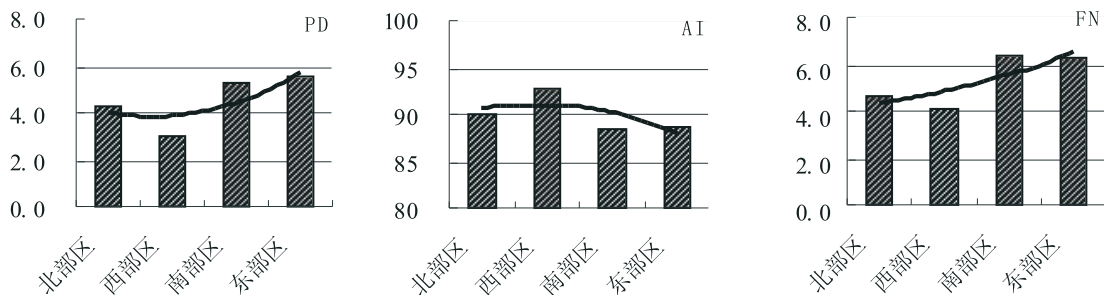


图4 研究区不同区位的景观格局情况

研究结果表明，斑块密度 (PD) 和景观破碎度 (FN) 具有基本一致的变化态势，即随高程的

增加，斑块密度呈单峰变化态势，说明低海拔和高海拔区域的景观斑块密度相对较小、景观破碎度相

对较低。而聚集度指数 (AI) 则呈凹形反弓型, 呈先下滑后上升态势, 说明低海拔和高海拔区域景观格局趋向集中, 景观连通性增强。斑块密度、景观破碎度和聚集度指数的变化趋势相互印证, 从不同侧面表现了同一个问题, 即低海拔和高海拔区域景观格局趋向集中, 景观破碎度相对较小, 且景观整体连接性较好。

3.2.2 景观格局在不同区位上的变化趋势

研究结果表明, 对西部片区而言, 其斑块密度 (PD 为 3.09) 和景观破碎度 (FN 为 4.06) 均为 4 个片区最低, 而其聚集度指数 (AI 为 92.78) 则居 4 片区之首, 这说明西部片区景观破碎度相对较低, 相同景观间的布局趋向集中, 连通性较好。与西部片区相似, 北部片区斑块密度 (PD) 和景观破碎度 (FN) 亦较低 (PD 和 FN 分别为 4.29 和 4.69), 且其聚集度指数仅次于西部片区 (90.07), 故其景观破碎度较低, 景观连通性较好。这主要是因为: 在西部和北部片区, 高海拔区域低干扰、高生态质量景观 (有林地景观) 和低海拔区域高干扰、低生态质量景观的连片分布。

然而, 南部片区和东部片区景观格局较为相似, 即南部片区和东部片区景观斑块密度大 (南部为 5.26, 东部为 5.49), 景观破碎度相对较高 (南部和东部为 6.43 和 6.28), 区内景观间的布局较为分散, 景观连通性较西部 (或北部) 片区差。综上分析, 西部和北部片区景观破碎度相对较低, 景观间的布局趋向集中, 连通性较好, 而南部和东部片区, 景观破碎度相对较高, 景观连通性相对较低。这主要是因为: 在南西部和东部片区, 无序的开发或利用致使景观格局不协调。这也是研究区南部和东部 (灌木林景观和草地景观) 中度干扰、中等质量景观——这种过渡性景观得以大面积存在的缘由。

4 讨论与结论

(1) 在用地方式上, 研究区以有林地、灌木林地、草地、农田、水域用地 5 类用地方式为主, 面积合计达 2422.79km², 占流域的 93.11%, 尤以有林地所占比重最大 (30.88%)。受地形因子的影响, 研究区用地方式在高程上具有显著的分布规律, 即低干扰-高质量型用地 (有林地) 面积随高程增加呈显著性增长, 其中 49% 左右的有林地集中分布于 2800m 以上的山区; 高干扰-低质量型用地则随高程增加呈显著性降低, 其中 82% 左右的高干扰-低质量用地 (农田和城镇用地) 集

中分布于海拔 2200m 以下人为活动频繁的低平区域; 而中干扰-中等生态质量型用地在高程梯度上的变化态势相对较弱。研究区高干扰-低生态质量型用地和低干扰-高生态质量型用地在海拔上的变化态势将给洱海水生生态系统带来很大压力, 因而, 建议在低海拔环湖带上建立高生态质量缓冲带 (如湿地-生态林带), 以尽量减轻用地不佳对洱海生态系统的影响。

(2) 在用地布局上, 研究区 4 个方位上用地的组配不均衡, 北部片区和南部片区用地方式以有林地、草地、灌木林地、农田 4 类用地为主, 而西部片区则以有林地和农田为主, 东部片区以灌木林地和草地为主; 就受影响状态而言, 不同干扰型用地在 4 方位上的分布态势差异较大: 北部片区和南部片区相似, 均以中干扰-过渡型和低干扰型 2 种用地比例较大; 西部片区高、中、轻 3 种干扰型用地分布比例差异相对较大, 以轻、高干扰型 2 种用地为主; 东部片区则与西部片区恰恰相反, 其中以中干扰型用地占绝对优势, 高、轻干扰型用地所占比例较小, 分别为 19% 和 18%。因而, 在用地布局上看, 东部片区的用地在生态功能上多处过渡类型, 需大力优化其用地布局: 即在需开发地段适度开发, 需增强整体生态功能地段采取封育山林手段。

(3) 在景观格局上, 西部片区和北部片区景观破碎度相对较低, 景观间的布局趋向集中, 连通性较好, 而南部片区和东部片区景观破碎度相对较高, 景观连通性相对较低。这主要是因为: 在西部和北部片区, 高海拔区域低干扰、高生态质量景观 (有林地景观) 和低海拔区域高干扰、低生态质量景观的连片分布; 而在南部和东部片区, 多为无序的开发或利用, 致使景观格局不协调, 这也造成南部和东部 (灌木林景观和草地景观) 中度干扰、中等质量景观——这种过渡性景观得以大面积存在。此外, 斑块密度、景观破碎度和聚集度指数的变化趋势相互印证, 还指出低海拔和高海拔区域景观格局趋向集中, 景观破碎度相对较小, 景观整体连接性较好。低海拔区域景观破碎度相对较低, 是人为长期环湖的垦殖和开发活动等原因使得高度干扰型景观 (城镇景观和农田景观) 成条带状或大斑块沿湖展布, 从而使其破碎度相对较小; 而高海拔区域则因人为干扰小, 使得高生态质量、轻 (无) 干扰型用地景观 (有林地景观) 连片分布, 使其破碎度相对也较小。可见, 洱海流域用地格局

不甚合理。因东部片区水系不发育，景观组配结构较差，建议将高干扰用地景观（主要为城镇景观）部分向洱海东部片区转移，并优化（如建环湖湿地-生态林防护带、高海拔区封育山林）和重组景观结构，以减轻高干扰用地景观对入湖河流生态系统的干扰，从而实现“让河湖修养生息”。

参考文献：

[1] 谭少华, 倪绍祥. 20 世纪以来土地利用研究综述 [J]. 地域研究与开发, 2006, 25 (5).

[2] 李秀彬. 全球环境变化研究核心——土地利用/土地覆盖变化

的国际研究方向 [J]. 地理学报, 1996, 51 (6).

[3] 唐秉奕. 苍山植物科学考察 [M]. 昆明: 云南科技出版社, 1994.

[4] 张振克, 吴瑞金, 王苏民, 等. 全新世大暖期云南洱海环境演化的湖泊沉积记录 [J]. 海洋与湖沼, 2000, 31 (2).

[5] 李兆林, 岑华. 洱海流域环境现状分析 [J]. 云南地理环境研究, 2002, 14 (1).

[6] 赵风琴. 洱海水质分析及综合评价 [J]. 云南环境科学, 1998, 17 (3).

[7] 杨钟鹤. 滇西高原湖泊洱海的 pH 研究 [J]. 云南环境科学, 1997, 16 (2).

Research on Structures and Patterns of Land Use of Erhai Watershed

LI Jin - sheng

(Dali Environmental Monitoring Station, Dali Yunnan 671000 China)

Abstract: Based on the technology of GIS and ERDAS, the structures and patterns of land use (LU) of the Erhai watershed in different attitudes and directions were analyzed by the TM image of 2007 year. It shows that the main types of LU in the Erhai valley is forest, shrub, grassland, farmland and water. The structure and landscape of LU is not very reasonable. In terms of the elevation patterns of LU, the interference - low ecological health land (ie. residence land and farmland) was distributed the region, which attitude isn't more than 2200 meters and surrounds the Erhai lake. The low interference - high ecological health is mostly found in the region, which attitude is more than 2800 meters. In terms of the layout in different directions of LU, the landscape pattern of relatively high fragmentation degree - low connectivity is exhibited in the eastern region and southern ones in Erhai basin. After taking into account of that condition whose density of drainage system is relatively low, we suggest that the landscape and layout of LU in the eastern region of Erhai watershed is optimized so as to make the whole function of ecosystem of Erhai watershed be enhanced.

Key words: land use; landscape pattern; research; Erhai lake

《环境科学导刊》发行数字期刊的声明

《环境科学导刊》，投稿及联系邮箱：ynhjkx@yies.org.cn；电话（传真）：0871-4142389；国内统一刊号：CN53-1205/X；国际标准刊号：ISSN1673-9655。

《环境科学导刊》的数字版本已全文入编《中国期刊网》、《中国知网》、《万方数据-数字化期刊群》、《中国核心期刊（遴选）数据库》、《中国学术期刊综合评价数据库》、《中文科技期刊数据库（全文版）》等。所有被本刊录用并发表的稿件文章，将一律由本刊编辑部统一制作成数字版本在以上各数据库发布，并参与光盘版汇编，同时在我刊网站 Http://hjkxdk.yies.org.cn 发布。若作者不同意稿件参与数字版发行，请另投他刊。本刊所付稿酬包含刊物数字版发行的稿酬，不再另付。

《环境科学导刊》编辑部

临沧市糖业循环经济与可持续发展浅析

贾志翔

(临沧市环境监测站, 云南 临沧 677000)

摘要:以循环经济及可持续发展的内涵为依据, 阐述了临沧市糖业循环经济发展进程及其存在的问题, 并就如何推进临沧市糖业可持续发展提出了建议。

关键词:蔗糖业; 循环经济; 可持续发展

中图分类号: X22 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2011) 04-0040-03

1 循环经济与可持续发展的内涵

循环经济是指在人、自然资源和科学技术的大系统内, 在资源投入、企业生产、产品消费及其废弃的全过程中, 把传统的依赖资源消耗的线性增长的经济, 转变为依靠生态型资源循环来发展的经济^[1]。循环经济是把清洁生产和对废弃物的综合利用融为一体的经济, 本质上是一种生态经济, 能以最小的资源和环境成本, 取得最大的经济效益和社会效益, 是把经济、社会和环境整合起来的一种体现统筹发展思想的新经济^[2]。相对于传统经济增长和传统环境保护在解决经济、社会、环境问题上的分裂性, 循环经济把经济发展、环境保护、社会安定统一起来, 要求从三维分裂的发展走向三维整合的发展。它的实现要求遵循3R原则, 即减量化原则、再利用原则、资源化原则, 每一个原则对循环经济的成功实施都是必不可少的。减量化原则就是要减少进入社会循环系统的物质流量, 属于输入端预防原则; 再利用原则就是要求消费主体尽可能多次、多种形式地使用已经购买的产品, 最终也是要达到废弃物减量化的目标, 属于过程性方法; 资源化原则是输出端方法, 通过把废弃物再次变成资源以减少最终处理量^[3]。

循环经济在人类发展的每一个方面, 都意味着发展模式的根本性变革。只有发展循环经济才能使临沧市走出一条经济发展、环境优美、社会和谐的发展道路。

可持续发展是指人类在经济和社会发展过程中, 既要发展经济, 又要保护人类赖以生存的自然资源, 使人口、经济、社会、资源和环境协调发展。循环经济是可持续发展的基础和有机组成部分, 也就是说, 没有循环经济, 就谈不上可持续

发展。

2 临沧市制糖业循环经济和可持续发展现状分析

临沧市14户糖厂中, 永康糖厂在清洁生产和废物综合利用上率先试点并积累了一定的推广经验: ①主要污染物酒精废醪液生产为液态光合菌肥, 返还到蔗地替代化肥, 促进甘蔗的生产, 有效解决制糖业酒精废醪液的高污染问题。②固体废物得到有效利用, 蔗渣的利用: 一部分替代燃煤为锅炉提供热量, 大大减少二氧化硫的排放, 烟尘中回收的水煤灰又输送到有机肥厂作为固态有机肥的原料之一; 另一部分用于生产活性炭, 在制糖工艺中作为糖汁提质的物质。滤泥的利用: 全部作为固态生态肥的原料。③在废气的治理上, 对主要污染源——锅炉烟气进行水膜除尘器治理, 水膜除尘废水经过多次循环后, 浓液进入液态光合菌肥生产系统。④中浓度废水生化处理达标排放或循环利用。中浓度废水包括: 压榨车间清洗水, 煮炼汽凝水, 煮罐清洗水等。集中至调节池经循环式活性污泥法工艺处理达标后一部分汇入清水池, 剩余部分随工艺冷却水外排。⑤工艺废水经冷却系统处理循环利用, 多余部分外排。

可以认为永康糖厂在节能减排工作方面, 做出了突出的成绩, 同时也可以认为其在循环经济和可持续发展方面, 探索出一条可行的道路。

从生产链来看, 第一车间甘蔗生产基地是生产链的起点, 也是各级生产链及末梢排放的废物的回归点。这样, 企业除产品(白糖、酒精)流出生产链的系统外, 大部分污染物、废物都在这个系统内流动循环, 只有极少量的(约5%)不可回收污染物(如烟气中的烟尘、二氧化硫, 工艺废水中少量有机质)流出系统。如占全厂污染物总量80%的酒精废醪液、滤泥和水膜除尘废水转化为固

态有机肥和液态有机肥都返回到蔗地, 占全厂污染物总量 15% 的中浓度废水经循环式活性污泥法工艺处理达标后一部分循环使用补充生产用水, 剩余部分外排。

从经济上看, 企业保证了生产能力不变或扩大, 同时还增加了副产品及其创造的价值: ①液态或固态有机菌肥出售给蔗农, 蔗农买生物菌肥的钱款又在卖甘蔗款里扣除, 蔗农的买生物菌肥的钱就在企业内部循环, 这是一个内部经济的小循环, 增加了企业的活力, 还解决了企业主要污染物处置的难题; ②液态或固态有机菌肥的生产作为一个独立运行的下属单位, 生产利润处于保本或微利状态, 减少了糖厂的排污费的支出; ③蔗农对液态或固态有机菌肥的使用, 相对于使用化学肥料, 改良了土壤, 降低了生产成本的投入, 增加了产出; ④活性炭的生产, 既解决自己的糖厂生产需求问题, 还可以出售一部分, 换取更多的经济利益; ⑤锅炉燃料以蔗渣替代燃煤的改变, 降低了生产成本, 减少了二氧化硫的排放。

从社会方面看, 解决了部分社会人口的就业问题, 降低了人们对环境的不适应度, 提高了社会的和谐度。

从生态环境方面看, 纳污河流水质大大得到改善, 河流中的水生生物数量增加; 蔗地的土质得到改良, 甘蔗产量进一步提高; 燃料煤改蔗渣使排放到空气中的二氧化硫大大减少, 降低了大气的污染。

3 临沧市糖业循环经济和可持续发展需要重视的问题

3.1 产业结构方面

临沧市的糖业生产企业属于资源密集型和劳动密集型企业, 在经济开始起步的初期, 还不能改变这种现状, 应根据国家产业政策导向, 在做好产品的生产和提高技术水平的同时, 做好产业链延伸和结构调整的准备, 把自主开发和引进先进技术相结合, 把糖业生产提升到知识密集型和技术密集型上来, 走新兴工业化的道路: 如糖及含糖食品产品的深加工、医药用糖的生产; 工业酒精向汽车混合燃料的开发生产; 改变现在产品初加工的面貌, 进行产品深加工, 可以提高产品的附加值; 制糖技术上淘汰落后工艺, 引进先进的技术, 扩大规模, 科学规范管理, 建设现代化的企业。

3.2 生态经济学方面

企业追求最大利润是永恒的主题, 旧的经济学

理论只考虑生产成本、产出价值、利润等因素, 已不适应时代发展的要求, 新的经济学理论还考虑环境成本, 也就是企业的利润是要扣除对环境污染后的治理成本, 即企业的发展要以最小的资源和环境代价获得最大的经济效益和社会效益, 这亦是循环经济理论。现在, 制糖企业对生态环境治理的投入力度比以往任何时期都大, 也取得了一定的环境效益和社会效益。企业投入的环境治理、恢复成本, 可以核算, 但是, 企业对生态环境的破坏造成的环境损失, 是不能用其对环境治理的投入成本来评估的, 生态环境的恢复成本远远大于其破坏和治理的成本。现在的制糖企业仅仅局限于也只能局限于对污染的治理, 还不能也没有能力对环境的生态进行恢复, 这样就给生态环境造成了很大的破坏。如大面积的蔗地开发, 破坏了原有的生态系统, 物种单一引发的部分生物数量减少、病虫害加剧; 甘蔗上山引发水土流失、土壤肥力减弱; 污水排放导致纳污河水质下降、水生生物减少等。

企业在保护生态环境上应做好以下几点: 一是进一步做好污染治理工作, 各企业取长补短, 再做好循环水的利用, 修建大的循环水冷却池或冷却系统, 实现废水的零排放和废物完全综合利用, 达到真正意义上的循环经济; 二是进一步做好蔗地及其周边的生态环境保护, 优化蔗种, 提高单产, 选择低毒高效农药, 高海拔蔗地还林还草, 水土流失严重区域退耕还林, 部分蔗地实行周期轮种, 保护蔗地周边的生态植被; 第三, 企业要配合政府有关部门对蔗区土地实行总体规划、合理利用, 在水土保持、土壤的保护与改良等方面要进行科学系统的分析研究, 制定确实有效的保护方案, 不能因对甘蔗产量的无限需求而使蔗地的土壤结构、土壤特性、土壤中微生物发生质和量的突变。

4 对临沧市制糖业循环经济和可持续发展的思考

4.1 加快循环经济发展, 实现农业与工业共生共赢

临沧市的特点是以农业为主, 工业的发展依赖于农业。农业的产业化发展促进工业的产业化发展, 这样的发展方式既解决了部分农村的问题, 又解决了企业的问题, 是很有益的。工业的发展要走循环经济与可持续发展的道路, 最大限度地减少对环境的污染和不利影响, 为农业的发展创造良好的条件, 做到工业反哺农业, 工业扶持农业。在农业和工业双赢的同时, 做好工业产品的延伸, 把工业的副产品流向农业产业链, 对污染废物充分利用,

解决好循环经济和可持续发展的问题。

4.2 加快产业结构调整,鼓励和扶持技术密集型企业

国家已经实行区域总量控制制度,各地的环境容量是有限的,要实现小康目标,各地就不能保留高污染、高耗能的项目,因为这些项目占用了大部分的环境容量。不淘汰这些项目,新的、有价值的、技术含量高的环保型项目就难以引进。所以,临沧市产业应科学规划,合理布局,分期分批淘汰旧的高污染、高耗能企业,引进资源节约型、环境友好型、技术密集型项目。如全市14条制糖生产线并非都要生产酒精,酒精生产线可以集中成4个

片区:临翔区和双江的2个厂为1个片区,沧源和耿马的4个厂为1个片区,永德的4个厂为1个片区,云县和凤庆的3个厂为1个片区。通过集中生产酒精,加快企业的技术改造,不断引进先进的生产工艺提高产品质量、节约能耗、减少对环境的污染。

参考文献:

- [1] 赵国杰,杜翔,冯林安. 基于循环经济模式下的生态农业发展研究 [J]. 生态经济, 2006, (8).
- [2] 李富田. 循环经济的经济学困惑 [J]. 生态经济, 2006, (9).
- [3] 张坤. 循环经济理论与实践 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2003.

Analysis of Circular Economy and Sustainable Development on Sugar Industrial in Lincang

Jia Zhi - xiang

(Lincang Environmental Monitoring Station, Lincang Yunnan 677000 China)

Abstract: This paper analyzed the process of circular economic development and problems about sugar industrial in Lincang based on the concept of circular economy and sustainable development. Some advices about how to promote sustainable development of sugar industry in Lincang are provided.

Key words: sugar industry; circular economy; sustainable development

抚仙湖流域城镇污染分析及控制策略

祁云宽¹, 岳春², 刘宇¹, 李荫玺¹

(1. 玉溪市环境科学研究所, 云南 玉溪 653100;

2. 玉溪新兴钢铁有限公司, 云南 玉溪 653100)

摘要: 对抚仙湖流域城镇生活污染、城镇径流污染及污水处理设施等进行了全面调查与分析, 并提出了相应的污染控制策略。

关键词: 城镇污染; 控制策略; 抚仙湖

中图分类号: X26 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2011) 04-0043-04

抚仙湖是高原湖泊中最为璀璨的一颗明珠, 目前依然属于Ⅰ类水质, 但近年来水质逐步下降, 已临近Ⅱ类水质边缘。近年各级政府部门对抚仙湖保护治理及科研开展了大量工作, 但对城镇污染的调查相对欠缺。随着经济社会的发展和城市化进程的加快, 城镇污染源逐渐成为抚仙湖流域污染源的重要组成部分, 对城镇污染源调查与分析是弄清抚仙湖流域主要污染源的必然要求, 该工作的开展亦为制定城镇污染源控制方案提供了科学依据及数据支撑。

1 城镇基本概况

抚仙湖流域内城镇主要分布在澄江县范围, 包括凤麓、龙街、右所、海口 4 个城镇, 其中凤麓、龙街、右所 3 个城镇建成区位于抚仙湖北岸澄江县城中心坝子, 各相距约 3km, 海口镇集镇建成区位于抚仙湖东岸海口河出流处, 紧邻抚仙湖。

2 调查研究方法

该工作以原始资料采集和分析汇编为主, 除收集整理大量地方部门资料外, 多项资料需通过系统扎实的现场调查、监测、采样、分析等获得。主要调查与研究内容有: 城镇生活污染、城镇径流污染及污水处理设施等。城镇生活污染分析包括基础状况、生活污水污染物浓度、生活污水量及污染物排放量等内容; 城镇径流污染分析包括径流污染物浓度、径流量及污染物排放量等内容; 污水处理设施分析主要是建设及运行状况等。

3 结果与分析

3.1 城镇生活污染

(1) 基础情况

澄江县城镇建成区现状总人口 3.5 万人, 其中

县城区 2.4 万人、龙街镇 1.1 万人、右所镇 0.6 万人、海口镇 0.4 万人。目前澄江县城镇区域有 4 家大型的宾馆酒店, 共有床位 495 个、餐厅容量 990 人、服务人员 199 人, 主要私人餐馆、旅馆 8 家, 有效处理或并网收集的污水合计约 4000m³/a, 简易处理或直接排放的污水合计约 3080m³/a。

(2) 主要排污路径现状

县城区域三条河道穿城而过, 由东向西分别为马房支沟、护城河、马料河。根据地形地势, 县城区域被 3 条河道分成相对独立的 4 个排水区域, 分别为: 老城区、振兴路片区、澄波路片区、仙湖路以西新城片区。4 个片区的生活污水分别汇集到两条污水干管—北正街延长线污水干管和仙湖路污水干管, 最终进入污水处理厂处理。龙街、右所集镇区部分污水均汇入到污水干管进入污水处理厂处理。海口集镇区污水排入海口河, 不进入抚仙湖。

(3) 生活污水浓度分析

采样点共 4 个, 其中县城区域 2 个, 均为主干管, 涵盖了新老城区污水汇流; 龙街镇 1 个, 为五中西侧污水干管; 右所镇 1 个, 为右所小学门前干管。分析时间 2010 年上半年 4 次, 分析项目及结果见表 1。经测试分析, 城镇生活污水水质基本为《污水综合排放标准》(GB8978-1996) 二级和三级标准, 而相对于《地表水环境质量标准》(GB3838-2002) 各类指标超出Ⅴ类标准限值数十倍。在不同区域生活污水污染物浓度有所差异, 总体来看污染物浓度大小关系为: 右所镇 > 县城老城区 > 县城新城区 > 龙街镇, 其中右所镇污水浓度较高的原因为污水蒸发渗漏较大, 收集率低, 排放通道不畅, 停留时间长; 从不同时段生活污水污染物浓度分布来看, 县城区域污水量及污染物浓度基本稳定, 龙街

镇1月份旱季污水量较小,污水污染物浓度较高,其他月份污水量及污染物浓度相对稳定。不同城镇区域生活污水主要污染物浓度对比见图1~图4。

表1 抚仙湖流域主要城镇生活污水监测结果均值对比 (mg/L)

| 项目 | COD _{Cr} | BOD ₅ | NH ₃ -N | TN | TP | SS |
|------|-------------------|------------------|--------------------|-------|-------|-----|
| 县城老区 | 125 | 44 | 18.827 | 29.54 | 2.059 | 53 |
| 龙街镇 | 58 | 19 | 12.289 | 18.52 | 1.124 | 12 |
| 右所镇 | 306 | 73 | 37.267 | 61.83 | 4.056 | 259 |
| 总平均值 | 154 | 45 | 21.802 | 34.86 | 2.324 | 94 |

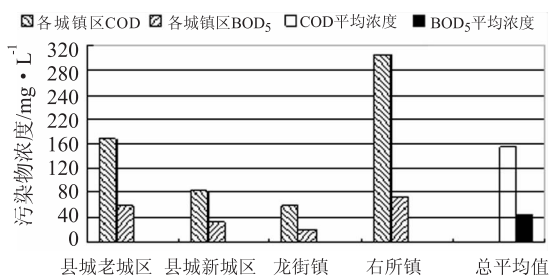


图1 城镇生活污水COD_{Cr}、BOD₅浓度对比

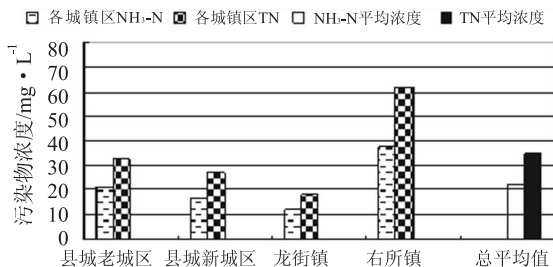


图2 城镇生活污水NH₃-N、TN浓度对比

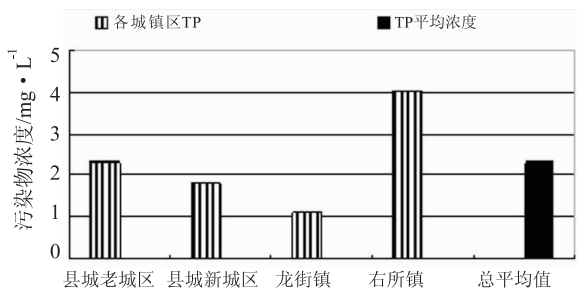


图3 城镇生活污水TP浓度对比图

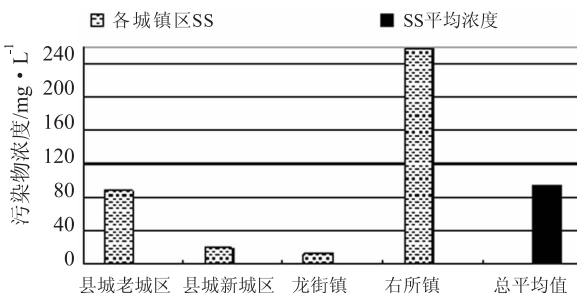


图4 城镇生活污水SS浓度对比

(4) 生活污水量及污染物排放量

污水排放系数取0.8,结合供水量及自备水源调查,计算得城镇污水日均排放量县城6400m³、龙街镇2011m³、右所镇1097m³,澄江县北部三镇城镇污水日均排放量9508m³。经计算城镇生活污水总排放量COD_{Cr}、BOD₅、TN、TP、SS分别为396.2t/a、134.7t/a、96.6t/a、6.6t/a、372.7t/a,参照2009年污水处理厂污染物消减量COD_{Cr}、BOD₅、TN、TP、SS分别为352.58t/a、113.01t/a、17.61t/a、5.37t/a、359.42t/a,最终核算的城镇生活污水主要污染物排放量COD_{Cr}、BOD₅、TN、TP、SS分别为43.62t/a、21.69t/a、78.99t/a、1.23t/a、13.28t/a。

3.2 城镇径流污染

(1) 径流污染物浓度分析

采样点共4个,即凤麓镇3个降雨径流汇集点及龙街镇1条雨水渠。分析时间2010年雨季共4场雨,每场雨间隔1h采2个样,主要分析项目及结果见表2。经测试分析,城镇地表径流基本为地表水劣V类水,主要污染因子为COD、TN、TP,但重金属及其他有机化合物没有明显污染。从降雨过程分布看,暴雨后主要污染物浓度大部分区域COD、NH₃-N、TN明显高于中到大雨期间浓度,而TP、SS则反之。从同一场雨降雨过程看,随着降雨过程的进行,COD、TP、SS污染物浓度有明显降低,而NH₃-N、TN浓度则变化不大。径流污染时空变化见图5~图8。

表2 抚仙湖流域主要城镇建成区降雨径流监测结果均值对比

| 项目 | pH | COD _{Cr} | BOD ₅ | NH ₃ -N | TN | TP | SS |
|------|------|-------------------|------------------|--------------------|------|-------|-----|
| 县城老区 | 7.94 | 61 | 9.75 | 0.613 | 4.82 | 0.693 | 263 |
| 龙街镇 | 7.80 | 46.75 | 10.50 | 0.480 | 7.97 | 0.429 | 150 |
| 总平均值 | 7.87 | 53.9 | 10 | 0.547 | 6.39 | 0.561 | 207 |

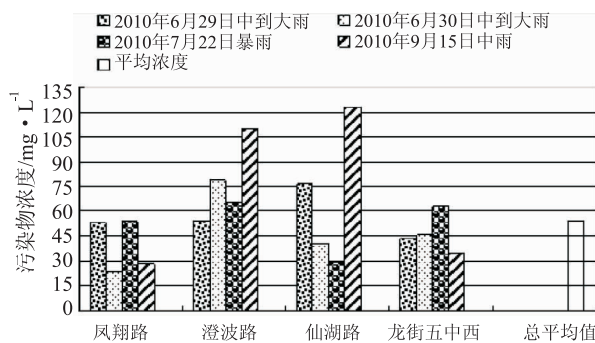


图5 城镇降雨地表径流COD浓度时空变化图

(2) 径流量及污染物排放量

县城地表径流汇水区包含建成区及北部面山区，汇水区总面积 3.167km²，其中公园和绿地 0.2078km²、各种硬化路面及屋面 2.9592km²；龙街、右所、海口 3 镇地表径流汇水区主要为建成区，分别为 0.45km²、0.5km²、0.4km²，镇区主次干道均硬化，公园和绿地较少。参照《室外排水设计规范》(GB50014-2006)表 3.2.2-1 规定取值，径流系数各种屋面及硬化路面取 0.90、公园及绿地取 0.15，径流区多年平均降水量 953.14mm，计算得 4 城镇多年平均径流量 372.572 万 m³，则径流污染物 COD_{Cr}、BOD₅、TN、TP、SS 分别为 210.77t/a、37.19t/a、21.61t/a、2.28t/a、849.02t/a。

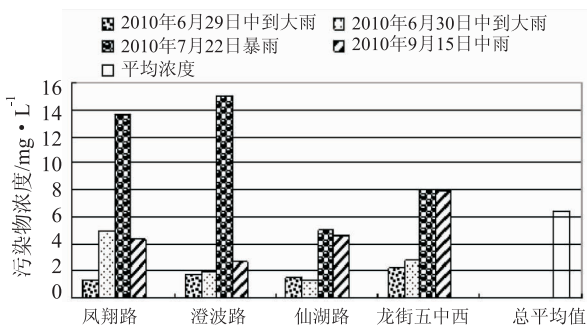


图6 城镇降雨地表径流TN浓度时空变化图

3.3 污水处理设施

澄江县城镇污水处理设施主要为县污水处理厂，设计能力 1 万 t/d，2000 年 5 月投入试运行，处理工艺为 ICEAS 工艺，主管网配套工程于 2001 年 6 月竣工投入使用，2008 年实施了配套管网扩

建工程。配套管网扩建投入使用后，进一步提高了污水处理厂的污水收集处理率，污水收集率由原来的 45% 提高到现在的 68.86%，污水浓度提高近 2 倍，近 3a 运行效果对照见表 3。

3.4 城镇污染源构成

城镇污染源主要由城镇生活污染和地表径流污染构成，抚仙湖流域城镇污染源主要污染物排放量及其构成情况见表 4。

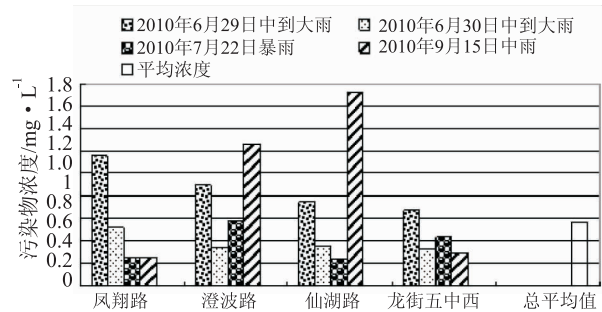


图7 城镇降雨地表径流TP浓度时空变化图

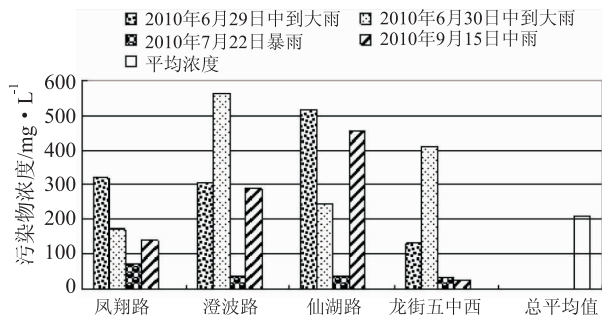


图8 城镇降雨地表径流SS浓度时空变化图

表 3 澄江县污水处理厂近年运转数据均值对照

| 日期 | 处理量 /m ³ | COD _{Cr} | | | BOD ₅ | | | TP | | | TN | | | SS | | |
|------|---------------------|---------------------------|---------------------------|-----------|---------------------------|---------------------------|-----------|---------------------------|---------------------------|-----------|---------------------------|---------------------------|-----------|---------------------------|---------------------------|-----------|
| | | 进水/ mg·L ⁻¹ | 出水/ mg·L ⁻¹ | 去除量 /t | 进水/ mg·L ⁻¹ | 出水/ mg·L ⁻¹ | 去除量 /t | 进水/ mg·L ⁻¹ | 出水/ mg·L ⁻¹ | 去除量 /t | 进水/ mg·L ⁻¹ | 出水/ mg·L ⁻¹ | 去除量 /t | 进水/ mg·L ⁻¹ | 出水/ mg·L ⁻¹ | 去除量 /t |
| 2007 | 128.37 | 75.49 | 12.85 | 80.41 | 23.09 | 2.88 | 25.94 | 1.74 | 0.61 | 1.45 | 13.79 | 7.08 | 8.61 | 67.7 | 8.45 | 76.06 |
| 2008 | 182.91 | 130.25 | 11.5 | 224.38 | 37.63 | 4.19 | 64.43 | 2.43 | 0.61 | 3.35 | 15.26 | 8.82 | 11.64 | 82.53 | 5.63 | 148.04 |
| 2009 | 225.66 | 176.47 | 15.64 | 352.58 | 56.63 | 5.09 | 113.01 | 3.03 | 0.64 | 5.37 | 18.65 | 11.12 | 17.61 | 171.78 | 5.11 | 359.42 |

注：数据来源于澄江县污水处理厂。

表 4 抚仙湖流域城镇污染源主要污染物排放构成情况 (t/a)

| 项目 | COD _{Cr} | BOD ₅ | TN | TP | SS |
|----------|-------------------|------------------|--------|------|---------|
| 城镇生活 | | | | | |
| 源头排放 | 396.2 | 134.7 | 96.6 | 6.6 | 372.7 |
| 污水厂消减后排放 | 43.62 | 21.69 | 78.99 | 1.23 | 13.28 |
| 城镇径流污染 | 210.77 | 37.19 | 21.61 | 2.28 | 849.02 |
| 合计 | | | | | |
| 源头排放 | 606.97 | 171.89 | 118.21 | 8.88 | 1221.72 |
| 污水厂消减后排放 | 254.39 | 58.88 | 100.6 | 3.51 | 862.3 |

对照生活污水污染物源头排放量，可看出生活污水主要污染物排放量在总排放量中占较大比重，但悬浮物则反之，如图 9 所示。对照生活污水最终核算污染物排放量，地表径流多项污染物则在排放量中占较大比重。

4 城镇污染控制策略

4.1 完善县城污水收集系统建设与管理机制

对县城马料河西边的污水支管网进行改造和完

善,进一步解决污水从马料河排放的问题。对县城至抚仙湖的马房直沟和锁水桥沟进行改造,在靠近污水处理厂处设置闸门、修建旁通沟渠,将2条沟内的污水引入窑泥沟进入污水处理厂处理,实现有效收集马料河以东大部分城区污水。另外应加强对污水主干管运行管理监督,控制农业生产节水灌溉,组织实施管道清理,实现管道通畅。

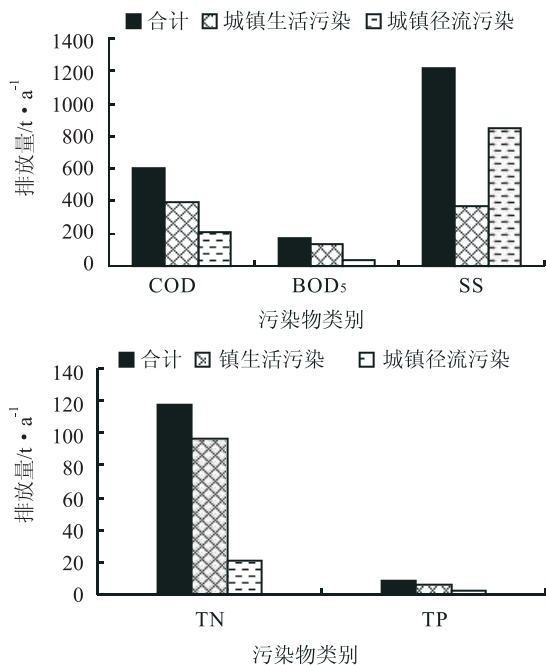


图9 抚仙湖流域城镇污染源主要污染物排放量对比

4.2 完善垃圾收集处理系统建设与管理机制

抚仙湖径流区城镇垃圾收集处理系统已经初步

建立,但很不健全,县垃圾填埋场已接近饱和。应在澄江县规划新建1个规模至少100t/d以上的垃圾处置场,以覆盖整个抚仙湖北岸城镇地区。另外,应加强监督管理,完善环卫编制,扩充环卫工人及配套设施,实现城镇垃圾日产日清。

4.3 提高城镇绿化美化率,降低地表径流失率

城镇径流污染与基质及清洁度直接相关,据以上分析地表径流系数公园和绿地远小于硬化基质,增加公园绿地的建设不但可绿化美化环境,还可有效减少地表径流流失。因此,加强城市区域日常清洁卫生,增加城市绿化率,也是一个减少城镇面源污染排放的有效途径。

4.4 积极推进城镇中水回用工程建设。

目前我国在城镇污水处理厂增设中水回用系统在技术上已比较成熟,其带来的经济效益、环境效益十分可观。通过对城镇污水处理厂的污水进行深度处理,实行中水回用,可一定程度增加流域环境补给水源,减少水污染物排放量,并可作为对水质要求不高的工业和市政杂用水。

4.5 对城市建设进行合理科学规划

随着滇中城市群快速发展及建设“生态市”目标的确立,澄江城镇的发展定位产生了一定变化,应对澄江城镇进行科学合理规划或修编,准确定位城镇功能及发展方向,进行配套基础设施的合理规划与建设,在给排水规划上应结合现状与城镇用地规划布局进行系统和全面的安排。

Analysis and Control Strategies of the Pollution from Urban Areas in Fuxianhu Lake Basin

QI Yun - kuan¹, YUE Chun², LIU Yu¹, LI Yin - xi¹

(1. Yuxi Institute of Environmental Science, Yuxi Yunnan 653100 China)

Abstract: With economic society developing and the urbanization advancement speeding up, pollution from towns has gradually become an important part of the pollution sources in Fuxian lake watershed. Full - scale researches and analysis on municipal wastewater pollution, urban runoff pollution, and wastewater treatment facilities were carried out in order to find out the real situation of pollution from towns in Fuxian lake basin, and corresponding control strategies were discussed.

Key words: urban runoff pollution; control strategy; Fuxianhu lake

兰州市农村环境污染现状及防治对策分析

姜 珊¹, 杨太保¹, 金庆森²

(1. 兰州大学资源环境学院, 西部环境教育部重点实验室, 甘肃 兰州 730000;

2. 兰州市环境保护局, 甘肃 兰州 730000)

摘 要: 分别对兰州市农村的主要污染面源污染和点源污染现状进行了综合分析, 研究其变化规律和发展趋势, 揭示了其基本状况。最后结合兰州市具体情况提出了治理农村环境污染的对策和建议。

关键词: 农村环境保护; 面源污染; 点源污染; 防治措施; 兰州

中图分类号: X508 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2011) 04-0047-05

2009年, 兰州市被确定为全省新农村建设3个重点市之一。其农村经济不仅打破了单一的种植业结构状况, 不断向区域化、专业化、多元化、规模化方向发展; 而且乡镇企业的快速发展, 使其成为农村经济的重要支柱和新的经济增长点。农村经济快速发展, 农村面貌发生了巨大的变化, 与此同时兰州市农村环境面临的问题也日益突出。本文旨在通过分析兰州市农村面源污染和点源污染的主要问题, 探索农村环境保护与治理的对策。

1 兰州市农村环境污染现状分析

农村环境污染分为农村面源污染和点源污染。农村面源污染包括农药、农用薄膜、化肥污染, 规模化畜禽养殖污染以及人为破坏的农村生态环境污染。点源污染是指有固定排放点的污染源, 本文把乡镇企业废弃物和居民点废弃物设定为农村点污染源。

1.1 农村面源污染现状分析

兰州市农业采用常规现代农业生产方式, 大量采用化肥和农药等生产要素, 农业生产率大幅度提高。但集约化农业在大幅度提高农业生产能力和效率时, 也使得污染物在空间上集聚。这使农业多样性减退, 农业对污染物的自净能力下降^[3]。

1.1.1 农业生产对农村环境的污染

兰州市2009年年末拥有耕地面积20.97万 hm^2 , 农村人口为120.17万人, 人均耕地面积0.16 hm^2 。这种人多地少使得土地开发已接近极限, 为了保障农产品的供应, 农药、农用薄膜、化

肥等农用化学品的使用量必须进一步增加。据统计, 2009年兰州市化肥施用量为13.18万t, 化肥高流失率不仅导致农田土壤污染, 还通过农田径流造成了对水体的有机污染和富营养化污染。随着农作物播种面积的增加和农作物害虫抗药性的增强, 农药的使用量也在逐步增加。虽然农药使病虫害、杂草等有害生物得到有效控制, 但农药残留, 重金属超标; 特别是有些农药化学性质稳定, 不易在环境和生物体内分解, 通过食物链危害牲畜及人体健康。此外兰州市推广全膜双垄沟播技术, 2009年双垄全膜覆盖栽培面积达到2.57万 hm^2 。而农膜和多数地膜为聚乙烯成分组成, 这种材料的性能稳定, 在自然环境中, 其光解和生物分解性均较差^[2], 不注意回收、清理给农村带来“白色污染”。

1.1.2 规模化畜禽养殖现状及产生的环境污染

2004~2007年兰州市畜禽养殖发展是较平稳的, 虽然2008年各种畜禽总量比上一年都有明显的减少, 但数量仍然很大(见表1)。禽畜养殖业从农户的分散养殖转向集约化、工厂化养殖, 养殖业在带来经济效益的同时, 禽畜粪便污染面明显扩大, 已成为农村主要污染源之一。由于缺乏处理防治设施, 畜禽粪便一般未经任何处理就地排放, 腐熟后用作肥料。但由于畜禽粪便产生的连续性和农业施肥的间断性差异, 不可能及时用于农田, 如此长期堆放, 导致大量氮、磷流失, 造成成片水体污染。并且畜禽粪便中含有大量的病原微生物和寄生虫卵以及滋生的大量蚊蝇, 使得环境中病原生物种类增多, 菌种数量加大。

1.2 农村点源污染现状分析

“十一五”期间, 兰州市实行工业反哺农业、

收稿日期: 2011-03-25

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(40871057), 兰州市环境保护十二五规划项目资助。

作者简介: 姜珊(1987-), 女, 汉, 山东省威海市人, 硕士, 研究方向为环境变化与景观响应。

改善农业基础设施、开发利用清洁能源，但是点源污染物排放量仍然很大。

表1 兰州市养殖畜禽总量

| | 1998 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 |
|------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 大牲畜年末头数/万头 | 13.53 | 14.44 | 14.68 | 14.44 | 14.45 | 10.44 |
| 猪年末头数/万头 | 40.78 | 40.64 | 41.03 | 41.39 | 34.24 | 28.94 |
| 羊年末只数/万只 | 50.87 | 59.01 | 63.02 | 60.95 | 60.30 | 53.15 |

1.2.1 乡镇企业污染现状分析

兰州市乡镇企业近1/3为工业企业，主要以化工产业、钢铁冶炼、造纸、水泥等行业为主。这些乡企快速发展，为农村发展和国民经济增长做出了巨大贡献。但这些乡镇企业绝大多数是劳动密集型、资源密集型的中小型企业，对资源环境的压力大，且存在技术装备水平低，污染治理技术和设备不足等缺点。兰州乡镇企业布局分散，企业之间没有生产环节、设备共享等方面的链接关系，企业间关联性小、市场空间小、成本高、效率低；并且乡镇发展不均衡，部分农村没有环境保护设施，比如垃圾处理厂、污水处理厂等^[5]。这就使得生产过程中物资消耗率高，废物排放量大，排放的废物得不到有效处理。

1.2.2 农村生活废弃物现状分析

农村居住人口趋向集中，但保护设施配套不完善，其产生的生活垃圾无法集中处理。且兰州市村镇由于农村能源技术推广综合利用推广普及率不高，缺乏基本的排水和垃圾清运处理系统，生活污水大多不经任何处理，直接排放或沉积在村边沟渠和村庄地面，最终对饮用水源造成污染；而且人畜粪便、生活垃圾和农作物秸秆等废弃物资源综合利用率较低，不能使废弃物转化为肥料、饲料、燃料，并严重堵塞和污染江河、沟渠、道路，加重了农村生活垃圾的产生量。加之农村卫生厕所覆盖率较低，一直沿用的坑式老厕，也造成了生活垃圾对农村环境的影响。

2 污染物发展预测

2.1 数据来源

本文研究预测2010~2015年各主要污染物的发展，根据其程度，提出农村环境保护的建议。考虑到数据的可获得性和预测结果的可靠性，采用2006~2009年兰州市环境状况公报，以及统计年鉴。

2.2 农村面源污染物发展预测

2.2.1 化肥施用量分析

“九五”末粮经比例为73.5:26.5，“十五”农

业内部结构调整为62:38，2007年的粮经比为60.1:39.9。根据1995~2009年的粮经比（表2），得出粮经比的年均递减率为1.5%。预测2010年的粮经比为60.86:39.14。

根据兰州市“十一五”农业和农村经济发展规划确定的目标，到2010年种植业结构调整，粮经比调整到50:50，所以要将2010~2015年的粮经比的年均减少率调整为2.2%，预测2015年的粮经比为49.86:50.14。

表2 种植业粮经比 (%)

| | 1995 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 |
|--------|-------|-------|------|-------|-------|-------|-------|
| 粮食作物比例 | 80.10 | 65.84 | 62 | 60.10 | 60.13 | 60.93 | 62.36 |
| 经济作物比例 | 19.90 | 34.16 | 38 | 39.90 | 39.87 | 36.07 | 37.64 |

表3 兰州市化肥施用量 (kg/亩)

| 2000 | 2002 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 |
|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 32.96 | 37.75 | 42.21 | 43.33 | 41.81 | 40.66 | 42.26 | 41.89 |

利用2000~2009年兰州市每亩耕地化肥施用量（表3）和粮经比例（表2）进行相关性分析（见图1）。发现在0.003置信水平上，每亩化肥施用量与粮经比的相关系数为-0.894，说明兰州市最近10a每亩化肥施用量与粮经比例存在明显的负相关关系。因此在SPSS软件环境下对每亩耕地化肥施用量和粮经比例进行线性拟合，得到两者之间的关系模型，并对每亩耕地化肥施用量分阶段进行预测，结果如表4。两者的关系模型为：每亩耕地化肥施用量 = 53.797 - 7.307 * 粮经比例。

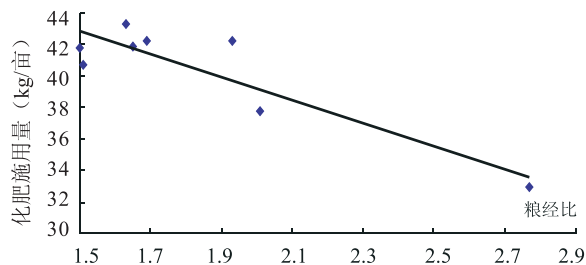


图1 粮经比与化肥施用量关系图

表4 兰州市化肥使用量预测 (kg/亩)

| 2010年 | 2015年 |
|-------|-------|
| 42.47 | 46.71 |

2.2.2 畜禽业污染分析

2008年猪、羊、大牲畜的数量有所下降，这可能一方面是2006、2007年席卷全国的高温蓝耳疫情给广大养殖户带来沉重的打击，而且2008年

各地也爆发了不同规模的生猪疫情,使畜禽存活数减少;另一方面全球性的金融危机导致全球经济放缓,消费者消费欲望减弱,对猪肉需求有所减少。但随着政府调节和经济复苏作用,畜禽所需量在未来5a应该是增加的。所以利用1998~2006年的年均增长率预测2010年各畜禽总量,对此年均增长率进行调整预测2015年各畜禽总量(如表5)。

表5 兰州养殖畜禽总量预测

| | 大牲畜/万头 | 猪/万头 | 羊/万头 |
|---------|--------|-------|-------|
| 1998年 | 13.53 | 40.78 | 50.87 |
| 2006年 | 14.44 | 41.39 | 60.95 |
| 年均增长率/% | 0.75 | 0.17 | 2.20 |
| 2010年 | 14.87 | 41.67 | 66.32 |
| 年均增长率/% | 0.70 | 0.15 | 2.20 |
| 2015年 | 15.35 | 41.98 | 73.94 |

大牲畜、牲猪每头每年产生污染量分别为7321kg和415.71kg,到2015年,大牲畜产生污染

总量约为112.4万t,牲猪产生污染总量约为17.5万t。由于牲猪的饲养量保持相对稳定,而大牲畜和绵山羊饲养量逐年增加,可以预见,兰州市的畜禽粪便产生量将进一步增加。

2.3 农村点源污染物预测

2.3.1 农村工业污染物排放量分析

按照《兰州市乡镇企业2007年及2014年分阶段发展规划》,乡镇企业工业总产值2000年114.39亿元,到2007年达到250亿元,年平均增长12%。2007~2014年年均增长率为12%,2015年保持同样的年均增长率,则2010年兰州市农村工业总产值为350亿元左右,2015年为625亿元左右。

表6显示,单位工业产值工业三废排放量都有明显减小,其中工业废水、废气排放量、工业固体废弃物年均减少率分别为7.92%、4.32%、1.5%。

表6 兰州市单位工业总产值污染物排放量

| | 1998年 | 1999年 | 2000年 | 2001年 | 2002年 | 2003年 |
|--|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 单位工业总产值废水排放量/万t·亿元 ⁻¹ | 44.59 | 43.55 | 21.04 | 14.26 | 11.27 | 9.16 |
| 单位工业总产值废气排放量/亿m ³ ·亿元 ⁻¹ | 3.22 | 3.22 | 2.88 | 2.55 | 2.34 | 2.29 |
| 单位工业总产值固废产生量/万t·亿元 ⁻¹ | 0.44 | 0.40 | 0.35 | 0.35 | 0.27 | 0.26 |
| | 2004年 | 2005年 | 2006年 | 2007年 | 2008年 | 2009年 |
| 单位工业总产值废水排放量/万t·亿元 ⁻¹ | 8.12 | 5.23 | 3.98 | 2.98 | 2.62 | 2.21 |
| 单位工业总产值废气排放量/亿m ³ ·亿元 ⁻¹ | 1.76 | 1.61 | 1.31 | 1.42 | 1.31 | 1.55 |
| 单位工业总产值固废产生量/万t·亿元 ⁻¹ | 0.19 | 0.19 | 0.26 | 0.33 | 0.26 | 0.36 |

根据兰州市环境保护和节能减排工作的要求,在未来几年内工业污染物的年递减率保持不变。在此基础上,预测兰州市农村工业企业的污染物排放量(如表7)。

表7 兰州农村工业污染物排放情况预测

| | 工业总产值 /亿元 | 废水 /万t | 废气 /亿m ³ | 固体废弃 物/万t |
|-------|--------------|-----------|------------------------|--------------|
| 2010年 | 350 | 745.78 | 527.38 | 85.75 |
| 2015年 | 625 | 1084.25 | 806.75 | 168.75 |

2.3.2 农村生活废弃物分析

根据表8,利用二次移动平均法^[1]对兰州市2010~2015年农村人口进行预测(如表9):N为5,y=120.54-1.53T,N为周期数,T为预测年与基准年的间隔年数,y为人口数。

表8 1990~2009年兰州市农村人口(万人)

| 年份 | 人口 | 年份 | 人口 |
|------|--------|------|--------|
| 1990 | 124.59 | 2000 | 130.93 |
| 1991 | 125.16 | 2001 | 131.64 |
| 1992 | 126.18 | 2002 | 130.86 |
| 1993 | 127.34 | 2003 | 128.82 |
| 1994 | 126.97 | 2004 | 127.84 |
| 1995 | 127.85 | 2005 | 127.81 |
| 1996 | 128.55 | 2006 | 127.95 |
| 1997 | 129.81 | 2007 | 120.75 |
| 1998 | 130.18 | 2008 | 120.65 |
| 1999 | 130.61 | 2009 | 120.82 |

目前我国农村平均每人每天产生生活垃圾在0.8~1.0kg左右,约为城镇的70%~80%。在2010~2015年,兰州市农村人口都在110万人以上,每年产生的生活垃圾为32.12万t左右。兰州

市农村人口是相对局部集中的，加上农村基础设施建设的严重滞后，生活污水和垃圾对环境造成的影响也逐渐凸显起来。

表9 兰州市农村人口规模预测 (万人)

| 2010年 | 2011年 | 2012年 | 2013年 | 2014年 | 2015年 |
|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 119.01 | 117.48 | 115.95 | 114.42 | 112.89 | 111.36 |

3 保护农村环境的对策及建议

3.1 切实控制农业面源污染

逐步改变农业生产方式，推广生物病虫害防治技术，科学合理地使用农药、化肥和地膜。通过采用生物防治病虫害和大量增加农家肥、种植绿肥，推广青贮饲料的办法，减少化学物质的过量使用。禁止使用高毒、高残留有机磷农药品种，合理调整氮、磷、钾施肥比例，实行有机肥和无机肥相结合，进而减少对土地、水源的污染，提高土壤肥力和农作物的产量和质量。加强以农村废旧地膜为主的白色污染防治，积极引导农民科学使用地膜，并通过政府鼓励和建立地膜回收机制来控制地膜污染。大力发展生态农业、观光农业，使农业由物质产品生产领域向精神产品生产领域拓展，促进生态农业又好又快发展。

3.2 加强畜禽养殖污染防治

强化对规模化畜牧养殖场的综合治理，对目前污染仍不能达标排放的各类规模化养殖专业户相对集中的村庄、规模化养殖小区及养殖场，抓紧分期治理，发展养畜-沼气-农业生态模式。重点作好七里河区八里镇五里铺村、彭家坪镇蒋家坪村、西果园镇晏家坪奶牛基地的污染治理示范工程，榆中县、皋兰县、永登县、红古区4县区规模化养猪基地、优质羊繁育基地。使畜禽粪便减量化、无害化和资源化。

3.3 严格控制乡村工业污染

制定乡镇环境保护规划，严格执行国家产业政策和环保标准，加强资源与环境的监测与管理，坚决控制新出现的污染源。在有条件的区域建设农业产业化园区和生态工业园区或工业集中发展区。对现有的污染，应优化产业结构，合理工业布局，采用清洁工艺，预防与治理相结合；对布局不合理，能源和原材料消耗高，经济效益差，污染严重又难以治理的企业实行关、停、并、转。通过以新带老努力实现增产不增污，在各县区逐步实施基于环境容量的污染物排放总量控制制度，推行排污申报登

记和许可证制度，防止工业和城市污染向农村转移，扶持企业开展清洁生产，大力发展循环经济。

3.4 加大农村垃圾污染防治

乡镇垃圾管理应逐步由单一管理向综合管理发展。对于固体垃圾，应在经济较发达地区，采用日产日清、户集、村收（有机、无机回收垃圾分拣，有机垃圾村级太阳能处理）、镇处理（无机垃圾环卫垃圾压缩车派往各村清运至镇无机垃圾填埋场处理）的城乡生活垃圾一体化处置模式，实现资源共享；在经济欠发达、交通不便的乡镇，可采取堆肥或简易填埋。各村聘请保洁员，负责村内清扫和垃圾收集并送至垃圾填埋场进行无害化处置，进一步加强农村垃圾集中收集处置程度。

对于生活污水，应采取分散或相对集中、生物或土地等多种处理方式，因地制宜开展农村生活污水处理。在人口相对集中、水环境容量相对较小的地区可采用环境工程设施处理；在人口密度较低、水环境容量相对较大的农村区域，可利用湿地、沟塘等自然系统就地处理。结合农村沼气建设与改水、改厕、改厨、改圈，逐步提高生活污水处理率。

4 结语

农村环境保护，不仅关系到农村经济持续健康发展和农业现代化的实现，还关系到全市经济的可持续发展。因此兰州市应使农村经济建设和环境建设同步规划、同步发展，实现社会、经济和环境的统一。除上述防治对策外，还应首先完善环境保护政策、法规和相关标准体系，做到“有法可依，有法必依，违法必究，执法必严”，切实保护农业环境；要加强农村环境监测与监管，设立专门部门负责农村环境保护管理、执法、监察与稽查工作；应加强农村环境宣传教育，增加大众参与力度，鼓励农民自觉参与环保行动和环保监督，开展乡村环保活动。要重视农村生态环境保护建设，如加大资金投入，继续“退耕还林”、“封山育林”、“生态公益林”等建设，逐步恢复和改善农村生态环境；开展农村小流域综合治理和水土保持工程建设，保护和建设生态系统，防止水土流失。以此来提升农村环境的自净能力。

参考文献：

- [1] 郭士梅. 城市规划中人口规模预测方法使用体系探索 [J]. 西北人口, 2006, (1).
- [2] 刘清. 我国农膜土壤污染的现状、原因与治理措施 [J]. 农村经济, 1993, 15 (4).

- [3] 许娟, 刘雪, 白薇, 等. 我国农业面源污染现状与防控策略 [J]. 中国农学通报, 2008, (24).
[4] 陈琳. 我国农村环境污染问题研究 [J]. 安徽农业科学, 2010, 38 (31).
[5] 左玉辉. 农村环境调控 [M]. 北京: 科学出版社, 2008.
[6] 兰州市 2006 - 2009 年环境状况公报 [R].
[7] 兰州市 2006 - 2009 年统计年鉴 [R].

Analysis of Current Environmental Pollution and Its Countermeasures in Lanzhou Rural Area

JIANG Shan¹, YANG Tai - bao¹, JIN Qing - sen²

(1. College of Earth and Environmental Science, Key Lab of Western China' s Environmental System, Lanzhou University, Lanzhou Gansu 73000 China)

Abstract: The comprehensive analysis of the main non - point source pollution and point source pollution in rural area of Lanzhou was summarized. The change rules and trends of pollution were studied which indicated the general pollution situation. Countermeasures and suggestions are put forward to control rural pollution.

Key words: rural environment protection; non - point source pollution; point source pollution; control measures; Lanzhou

《环境科学导刊》 征稿简则

《环境科学导刊》, 投稿及联系邮箱: ynhjxk@yies.org.cn; 电话 (传真): 0871 - 4142389; 国内统一刊号: CN53 - 1205/X; 国际标准刊号: ISSN1673 - 9655。

《环境科学导刊》是云南省环境保护厅主管, 云南省环境科学研究院主办的学术类环境科技双月刊。刊物力求反映环境科学的研究成果、应用技术、新理论、新方法, 活跃学术气氛, 促进学术交流。《环境科学导刊》设置有科研专题研究、环境管理、水环境保护、生态环境保护、污染防治、污染治理技术、农业环境保护、环境与人体健康、环境监测、环境影响评价等栏目。欢迎广大作者惠赐文稿。为使杂志严谨、规范, 特对来稿作如下要求:

1. 文章论点明确, 数据准确、可靠, 文约字简, 以 8000 字以内为宜;
2. 来稿应附有 200 字以内的中英文摘要、关键词和英文题目;
3. 稿件需留足够行距以备修改用, 并附详细地址、邮编及联系电话或 e - mail 地址;
4. 文内标题序号、层次按国家统一标准用阿拉伯数字连续编号;
5. 严格按《中华人民共和国法定计量单位》标称, 表达量值时一律使用国际符号;
6. 附图及图内文字、字母、数字等均清晰、规范;
7. 参考文献标注齐全。

来稿文责自负, 本刊编辑可作必要删改, 一经选用即酌付稿酬, 并赠当期刊物两本。因人力有限, 来稿未录用恕不退还, 1 个月内未收到录用通知, 作者可另行处理。

《环境科学导刊》的数字版本已全文入编《中国期刊网》、《中国知网》、《万方数据——数字化期刊群》、《中国核心期刊 (遴选) 数据库》、《中国学术期刊综合评价数据库》、《中文科技期刊数据库 (全文版)》等。所有被本刊录用并发表的稿件文章, 将一律由本刊编辑部统一制作成数字版本在以上各数据库发布, 并参与光盘版汇编, 同时在我刊网站 Http: hjkxdk.yies.org.cn 发布。若作者不同意稿件参与数字版发行, 请另投他刊。本刊所付稿酬包含刊物数字版发行的稿酬, 不再另付。

《环境科学导刊》编辑部

建阳市农业面源污染调查与防治对策研究

张金秀

(建阳市环境监测站, 福建 建阳 354200)

摘要: 就目前建阳市农业面源污染的现状进行调查, 并提出防治对策。

关键词: 农业面源污染; 现状调查; 防治对策; 建阳市

中图分类号: X508 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2011) 04-0052-03

建阳市位于福建省北部, 建溪上游, 东与政和县接壤, 西连邵武市, 南邻建瓯市, 北接浦城县和武夷山市。总面积 3383 km²。建阳市水系发达, 水位差大, 水资源丰富。崇阳溪、南浦溪自北而南贯穿全境, 麻阳溪自西向东与崇阳溪汇合于城南, 是流经城市规划区的主要河流。麻阳溪境内全长 130 km, 流域面积 1540 km²。崇阳溪境内长 44 km, 流域面积 583 km²。南浦溪境内长 53 km, 流域面积 959 km²。

建阳市 2010 年末总人口 33.59 万人, 城市规划区面积 25.5 km², 2010 年 GDP 66.38 亿元。建阳市 2010 年农业人口 26.64 万人, 乡村劳动力资源总数 15.63 万人。第一产业增加值 16.56 亿元, 第二产业增加值 27.49 亿元, 第三产业增加值 22.33 亿元。三次产业结构比例为 24.9:41.4:33.4。

1 农业污染源污染物排放总量调查

1.1 种植业污染现状

1.1.1 化肥污染

2010 年建阳市农用化肥施用量 52594 t, 其中: 氮肥 25141 t, 磷肥 14371 t, 钾肥 6079 t, 复合肥 7003 t。按折纯法计算化肥折抵施用量 18145 t, 其中: 氮肥 9035 t, 磷肥 3675 t, 钾肥 2947 t, 复合肥 1304 t。氮、磷、钾施用比 1:0.41:0.33。单位施用量为 463.5 kg/hm², 远远超过发达国家为防止化肥对土壤和水体造成污染而设置的安全上限 225 kg/hm²。使用化肥对农业面源污染主要表现在: 一是矿质肥料中重金属含量高于土壤本底, 长期大量使用造成部分土壤重金属含量明显上升; 二是氮肥过量, 造成肥料当季利用率不高, 蔬菜、水果等农产品硝酸盐含量超标, 品质下降; 三是设施栽培田块超量施用化肥, 加之频繁灌溉, 造成土壤次生盐渍化和地下水污染。

1.1.2 农药污染

2010 年全市农药使用量 674 t。单位施用量 10.65 kg/hm², 高于全国平均水平。主要品种有: 杀虫剂、杀菌剂和部分除草剂, 且高毒高残留有机磷杀虫剂所占比重较大。使用农药造成农业面源污染的主要表现: 一是蔬菜、果树等农作物使用禁用农药造成农药残留超标, 夏、秋季发生率较高; 二是施药器械和方法落后, 大部分药液洒落于土壤表面, 形成在土壤中农药残留; 三是用后农药瓶、袋弃置于沟渠边、池塘旁或施药后雨水冲洗, 部分农药污染水体。因此在土壤和水体中偶尔有残留农药检出现象。

1.1.3 地膜污染

农膜残留也是农业面源污染的一种新途径。随着种植业结构的调整和设施农业的发展, 农用地膜使用量激增, 2010 年全市每年农用塑料薄膜使用量 621 t, 其中地膜使用量 427 t, 有 72 t 残留在土壤中, 残留量为 16.8%。部分地膜残存于农田土壤中, 农膜碎片(残膜)进入土壤后, 分解产生有毒物质污染土壤, 改变土壤物理性质, 造成耕地理化性状恶化, 通透性变差, 阻碍农作物根系吸收水分及根系生长, 导致农作物减产。

建阳总耕地面积 30160 hm², 其中旱地 1867.7 hm²、水田 28292.3 hm², 园地面积 9012.2 hm²。根据全国污染源普查—农业污染源《肥料流失系数手册》, 结合建阳市实际农田径流污染物流失源强系数情况, 计算出种植业污染负荷, 见表 1。

表 1 建阳市种植业 TN、TP、氨氮流失量 (t)

| | 旱地/hm ² | 水田/hm ² | 园地/hm ² | 合计 |
|-------|--------------------|--------------------|--------------------|--------|
| | 1867.7 | 28292.3 | 9012.2 | 30160 |
| 总氮流失量 | 26.33 | 410.63 | 85.81 | 522.77 |
| 总磷流失量 | 2.77 | 33.64 | 9.26 | 45.67 |
| 氨氮流失量 | 3.26 | 73.38 | 11.72 | 88.36 |

1.2 畜禽养殖业污染现状

2010 年全市猪存栏量 63678 头，出栏量 124346 头；奶牛存栏量 6786 头，奶牛出栏量 2250 头；肉牛存栏量 50 头，肉牛出栏量 50 头；蛋鸡存栏量 53180 羽，蛋鸡出栏量 47135 羽；肉鸡存栏量 22000 羽，肉鸡出栏量 22000 羽。从畜禽粪尿利用情况来看，有 70% 以上的畜禽粪尿得到收集，用于积肥。产生农业面源污染的主要是部分规模化养殖场没建粪污处理设施，粪便直接排入溪沟、河流，畜禽粪便的资源化利用十分低下；农村少部分散养畜禽粪尿散失，粪肥露天堆放，雨水冲淋，地表径流，污染水体；农村积肥池夏季雨水过多时，外溢污染；规模养殖场露天堆放粪肥淋失及臭气污染；无害处理不彻底而排入水体，引起水体污染。流失的畜禽粪合计约占 13%。

根据全国污染源普查《畜禽养殖业源产排污系数手册》，结合建阳市畜禽养殖场、畜禽养殖小区、畜禽养殖专业户排污系数，计算出畜禽养殖业污染物污染负荷，见表 2。

1.3 水产养殖业污染现状

随着农村产业结构调整，规模化水产养殖迅速增加，2010 年全市水产养殖总面积 85.27hm²，养殖的品种主要有鳊鲌、草鱼等鱼类，养殖方式以工厂化养殖和网箱养殖为主，排水方式有自流和机械排水两种情况。一些水产养殖户和规模化养殖场为了追求经济效益，大量投入饵料和化肥，利用各种废弃料、畜禽死尸和畜禽粪便作水产饲料，对水体水质造成严重威胁。投饵量最多的草鱼高达 30 ~ 45t/hm²，使水质严重恶化，这些水又直接排放于农田或溪河，造成农业面源污染。

根据全国污染源普查《水产养殖业污染源产

排污系数手册》，结合建阳市水产养殖场、水产养殖小区排污系数，计算出水产养殖业污染物污染负荷，见表 3。

表 2 建阳市水产养殖业污染物排放量 (t)

| | 猪/头 | 奶牛/头 | 肉牛/头 | 蛋鸡/羽 | 肉鸡/羽 | 合计 |
|--------------------|---------|---------|-------|-------|-------|----------|
| | 124346 | 6786 | 50 | 53180 | 22000 | 206362 |
| COD | 1803.22 | 1122.00 | 0.88 | 25.24 | 10.71 | 2962.05 |
| TN | 217.66 | 124.9 | 0.34 | 0.66 | 0.31 | 343.87 |
| TP | 19.05 | 9.43 | 0.019 | 0.37 | 0.13 | 28.999 |
| NH ₃ -N | 26.84 | 12.37 | 0.06 | / | / | 39.27 |
| Cu | 604.05 | 32.93 | 0 | 0.84 | 0.44 | 638.26 |
| Zn | 1308.49 | 141.03 | 0.005 | 7.33 | 2.30 | 1459.155 |

表 3 建阳市污染源普查农业源污染物排放统计 (t)

| | 产量 | COD | TP | TN | NH ₃ -N | Cu | Zn |
|------|---------|--------|------|-------|--------------------|-------|--------|
| 养殖场 | 1035890 | 123.8 | 3.0 | 13.33 | 2.08 | 9.37 | 34.84 |
| 养殖小区 | 1238000 | 154.78 | 3.08 | 12.86 | 1.69 | 9.98 | 36.44 |
| 其他 | 287460 | 11.85 | 1.33 | 8.45 | 0.73 | 6.06 | 29.26 |
| 合计 | 2561350 | 290.43 | 7.41 | 34.64 | 4.5 | 25.41 | 100.54 |

2 结论

建阳市污染源普查农业源污染物排放统计情况见表 4。各类行业排放量所占的比例见图 1。

表 4 建阳市污染源普查农业源污染物排放统计 (t)

| | 农业源 | 种植业 | 畜禽养殖 | 水产养殖 |
|--------------------|---------|--------|---------|--------|
| COD | 3252.48 | — | 2962.05 | 290.43 |
| TN | 901.28 | 522.77 | 343.87 | 34.64 |
| TP | 396.95 | 45.67 | 28.999 | 7.41 |
| NH ₃ -N | 132.13 | 88.36 | 39.27 | 4.5 |

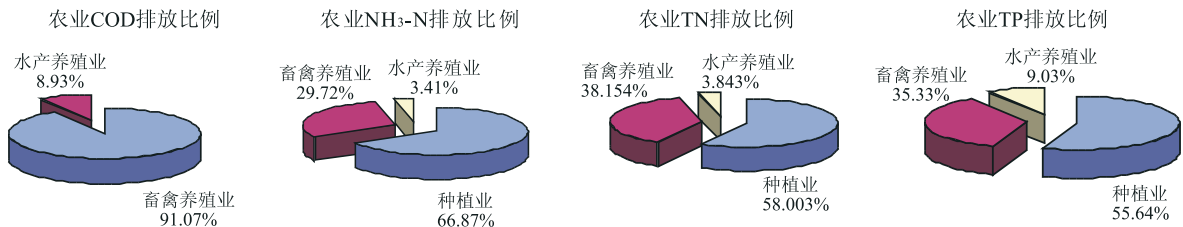


图 1 各类行业排放量所占的比例

农业污染源中总氮、氨氮、总磷的排放量面源污染要比点源污染严重，主要来源于种植业，其污染物排放量分别占农业源总量的 58.003%、55.64% 和 66.87%。而 COD 的排放量主要是集中在畜禽养殖业和水产养殖业，其

中畜禽养殖业 COD 的排放比例约占总体排放量的 91.07%。

3 建阳市农业面源污染防治对策

3.1 管理措施

(1) 强化政府引导和推动职能，加快流转土

地承包经营权进程。土地使用权的过份分散是产生农业面源污染的另一个重要原因。经营分散、规模小、效益低的弊端显而易见。规模化是现代农业、生态农业的基础,也是环境友好型农业必需的物质保障。地方政府应不失时机地加大力度,积极并慎重地引进外资和社会资本,政策引导、科技指导、示范区带动,尽早改变现代化程度低的小家庭经济经营方式,因地制宜地制定种植业和养殖业的规模化、专业区域化规划,实现农业污染总量控制下的农业产业结构调整 and 空间结构的优化,在规模化的基础上实现现代化,实现面源污染的总量控制。

(2) 建立分工协作齐抓共管的机制。环保部门对农村环境保护工作实施统一监督管理;农业部门具体负责农业生态环境保护和农业面源污染控制工作,加强技术培训推广,将农业面源污染防治技术纳入农业技术推广内容;科技、林业、财政、发改委等各部门按照各自的分工职责,加大对农业面源污染控制和治理的支持力度,在项目立项、资金投入等方面予以重点扶持。同时,在乡镇和农村建立农业环保组织机制,每个乡镇至少配备1名行政编制的环保专职干部,在农村通过村规民约等方式形成村民自治机制,起到相互监督、互相制约的作用。

(3) 加大资金投入,加强农业面源污染的定位监测。农业环境保护既是一项公益性事业,又是一项社会性工作。财政部门要预算必要的工作经费,保证农业环境保护工作的正常开展。为加强农业面源污染的监督管理,要建立农业面源污染定位监控点,及时掌握了解全区农业面源污染的现状 & 变化趋势,并建立农业面源污染数据库,定期发布农业面源污染状况信息。

3.2 技术措施

(1) 严格控制化肥和农药的使用。推广科学施肥技术和合理使用农药技术,大力推广高效、低毒、低残留农业投入品,如实施测土配方施肥技术、病虫草鼠害统防统治技术,控制和治理农业面源污染,科学使用和减少化肥、农药的用量,提高有机肥使用量,限制使用碳酸氢铵氮。

(2) 防止规模畜禽养殖场有机污染。农业部门要采取有效措施,对规模畜禽养殖场加强管理。一是合理布局,科学规划。要制定区域畜禽产业发

展规划,并划定养殖业禁建区、禁养区,根据环境容量合理确定畜禽养殖业发展的区域和规模。对新建养殖场要执行环境影响评价,以及畜禽粪便综合利用、污水治理和养殖场的设施同时设计、同时施工、同时投入使用的三同时制度,从源头控制污染的产生。二是采用先进工艺,增设污染处理设施,对现有畜禽养殖场的粪便进行处理和综合利用,大力推广畜禽粪便厌氧发酵和商品有机肥生产等成熟的技术,建设大中型能源环境示范工程。三是整治规模化畜禽养殖场污染。把畜禽粪便污染治理和综合利用作为防治农业面源污染的重点工作来抓,根据各畜禽养殖场不同的生产规模和基础设施条件,分别采取资源化、无害化和减量化的治理办法,有针对性地开展粪便和尿液等污染物的综合治理工作,对条件简陋、设施差、规模不大、效益不好的养殖场进行关停。

(3) 积极开展农业面源污染综合防治。大力推广以“清洁田园、清洁家园和清洁水源”为主要内容的乡村清洁工程,从生产过程和生活环境入手,充分利用清洁生产、资源化利用和无害化处理三大技术,加强农村基础设施建设,解决农业面源污染问题。开展高效生态农业建设,采取工程、生物、农艺三大技术措施,推行多种生态模式,防治农业面源污染。积极推广生态农业技术模式,包括“猪—沼—果(菜)”技术模式、稻田生态养殖、庭院生态—观光休闲、无公害农产品生产等生态农业技术与模式。

(4) 加强农村沼气建设。加快实施农村沼气项目,建设户用沼气池,带动农户改厨、改厕、改圈,因地制宜推广“一池三改”和“猪—沼—菜”等能源生态模式,促进循环农业发展。采取政府引导、农户自愿建设的方式,建立包括实习培训基地、服务站和服务网点的沼气服务体系。

(5) 大力发展无公害农产品生产基地。因地制宜,统筹安排,科学规划,以发展无公害农产品和绿色食品为主攻方向,不断培育优势产品产业,通过加强农产品产地环境、农业投入品、农业生产过程等环节的管理,加强农产品质量监控。全面推广普及无公害农产品标准化生产技术,加大无公害农产品示范基地建设力度,建设一批无公害农产品和绿色食品示范基地。

(下转第67页)

甘蔗糖蜜酒精生产废水治理

——论酒糟的循环使用

李德光, 李 羚, 李 丽

(保山学院生物与化学系, 云南 保山 678000)

摘 要: 将酒精发酵系统看成是一个由许多相互关联的化和生物化学反应构成的复杂反应网络系统, 并应用平衡和平衡移动原理, 对有糟液参与二次发酵的系统进行分析, 指出: 发酵系统中所有副反应都有一个反应极限, 当达到或超过极限时, 副反应将受到抑制, 因此, 副产物在发酵系统不会形成累积, 不会影响正常发酵, 以此为酒糟循环使用提供理论支持。

关键词: 酒精糟液; 循环使用; 发酵系统; 副产物; 平衡浓度

中图分类号: X703 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2011) 04-0055-03

酒精粗馏塔底残液俗称“酒糟”。酒糟循环使用, 可以从根本上减少酒精生产废水的最终排量, 减轻治污压力, 这一点早已为人们所关注。据文献记载^[1], 在国外, 已有淀粉质原料酒糟滤液部分或全部回用作为拌料用水的工艺。在国内也有对淀粉质原料酒糟循环使用的专门研究案例, 且曾予推广试用。对于甘蔗糖蜜酒糟能否循环使用的问题, 虽未见系统专门的报道, 但云南省昌宁县卡斯糖厂以20%的酒糟滤液回用于糖蜜稀释用水的实践结果证明, 酒糟滤液循环使用对酒精的产量和质量并无影响。但是, 酒糟液循环使用毕竟是新事物, 尽管有实践基础, 但理论根据不足, 因而造成推广应用的困难。本文将从化学反应平衡的角度予以解释, 为酒糟循环使用提供理论支持, 以消除人们的思想顾虑。

1 发酵系统中的化学和生物化学反应平衡

1.1 过程的方向和限度

自然界可以实际发生的过程都朝着趋于平衡的方向进行。在经典热力学中, 人们用 $\Delta G \leq 0$ 来判断过程的方向和可能达到的极限限度。将这一原理应用于化学反应或生化反应系统, 对其中进行的化学过程或生化过程同样有 $\Delta_r G \leq 0$, 即存在于系统中 $\Delta_r G < 0$ 的所有反应都有可能发生, 直至 $\Delta_r G = 0$ 为止。 $\Delta_r G = 0$ 为反应过程的极限, 当系统中所

有反应都进行到极限时, 在规定条件下, 整个系统处于一种动态平衡状态。而且这种平衡是永恒的, 只要条件不变, 平衡状态就不会发生改变。这对一般的化学反应系统、催化反应系统或酶催化反应系统都是如此。根据化学反应等温方程 $\Delta_r G = -RT \ln K^{\theta} + RT \ln Q_a$, 当 $\Delta_r G = 0$ 时, $Q_a = K^{\theta}$ 。即系统处于平衡状态时, 系统中各种物质的浓度为定值, 由平衡常数 K^{θ} 决定而不再随时间变化。

1.2 发酵系统中的化学及生物化学反应平衡

发酵系统是一个庞大而又极其复杂的化和生物化学反应系统。迄今为止, 人们还不能确切知道其中存在多少种反应类型, 多少个化和生物化学反应过程和产生多少种化学物质。但是, 有两点是可以肯定的: ①系统中实际发生的各种反应过程, 包括一般的化学反应, 酶催化反应或耦合物驱动的反应等等, 所有反应过程都是 $\Delta_r G < 0$ 的过程, 这些过程进行的最极限是 $\Delta_r G = 0$ 。当系统中所有反应过程都到达反应极限时, 整个系统将处于一种平衡状态, 这时系统中各种物质的浓度将不随时间而变。对于发酵系统来说, 如果不发生意外事故(发酵事故), 这种平衡状态也是永恒的。因此, 从化学平衡的观点看, 发酵系统中任何一种物质的浓度都不会无限制地增加。②发酵系统中任何一个化学或生物化学过程都不是孤立的, 而是相互关联的。它们之间存在着相互驱动、相互促进、又相互制约的关系, 形成一个庞大的化和生物化学反应网络。在这个网络之下, 各种反应及其各种物质浓度可以通过平衡移动起到控制、调节作用, 最终达

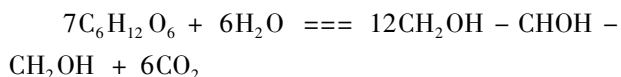
收稿日期: 2011-03-27

基金项目: 保山师专科学研究基金项目(09B005K)。

作者简介: 李德光(1953-), 男, 云南昌宁人, 教授, 从事化学、化工教学及研究。

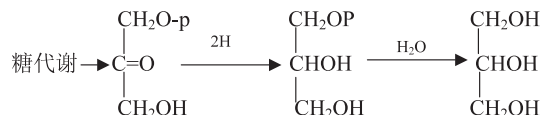
成整个系统的平衡。兹以发酵系统中甘油（丙三醇）的生成为例说明上述观点。

甘油是酒精发酵的必然产物，由糖生成甘油的化学反应式如下：

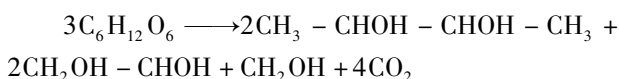


这仅是一个简单的总反应式。其实，甘油的生成途径很多，目前已知的有：

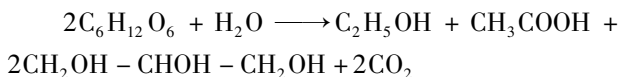
(1) 在糖的代谢过程中生成甘油



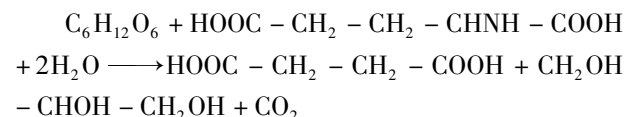
(2) 在细菌利用糖产生 2, 3 - 丁二醇的同时产生甘油



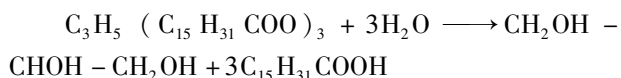
(3) 在发酵过程产生乙醇和乙酸的同时产生甘油



(4) 糖与谷氨酸在发酵过程中生成琥珀酸的同时产生甘油。



(5) 在脂肪水解产生脂肪酸的同时也产生甘油，例如



在上述生成甘油的 5 种途径中，不管以哪个反应途径为主，甘油的极限浓度只有一个。因为这些过程之所以能发生，是因为过程的 $\Delta_r G < 0$ ，但 5 个过程同时处于一个系统，它们在同一系统内有共同的生成物—甘油。当 5 个过程都达到平衡时，根据 $\Delta_r G = 0$ ， $Q_a = K^\theta$ ，5 个反应过程的平衡常数中甘油的平衡浓度是唯一的。事实上，在这唯一的浓度条件之下，其中的几种甘油生成途径已处于被抑制状态。而且这种抑制现象是连锁发生的，因为发酵系统中许多物质的生成途径都不止一种。当某一种甘油生成途径被抑制时，不但伴随这一途径生成的其它物质会被抑制，而且生成这些物质的另外途径也会被抑制，从而发生一连串的平衡移动，这种连锁现象最终将导致整个发酵系统中的化学和生物化学反应网络处于动态平衡。

2 酒糟的循环使用

2.1 酒糟中的基本物质

酒糟来自发酵成熟醪的粗馏。严格说，发酵成熟醪中的所有物质在酒糟中都会或多或少的存在。但是，许多挥发性物质的绝大部分已在粗馏过程中随粗酒精去除，糟液中留存较多的是一些不挥发或难挥发的高沸点物质和原液中悬浮的固相物质。前苏联某酒精厂对粗馏塔中挥发性化合物分配状况进行研究的结果表明^[2]：酒糟中不含脂类和醛类物质。

酒糟可分为固相和液相两个宏观相。固相以钙、镁的无机和有机难溶盐为主，另有一些微生物泥、纤维等物质。液相中以难挥发的高沸点化合物为主，如甘油、琥珀酸、乳酸等，还有种类繁多的醇、醛、酸、脂及其衍生物。液相中的化学成份是非常复杂的，很难做到精确地定性和定量（实际也无必要）。因此，一般都只以其 COD 值来衡量其中有机物含量的高低。

2.2 酒糟循环对发酵的影响

2.2.1 酒糟中的固相对发酵的影响

发酵系统本身是一固一液两相平衡系统。这种固一液平衡状态自稀糖液酸化开始便存在。固相的主要成分是钙、镁的各种难溶盐类，每种难溶盐在系统中都存在一个溶解平衡，而且各种平衡之间也是相互关联的，在糖蜜酸化、发酵以致蒸馏过程中，可能因条件改变而使各种平衡之间发生相互转化，但与各种固相成分平衡的醪液中离子浓度始终由这些溶解平衡的平衡常数 K_p 决定，即发酵醪液始终是这些固相溶解达到平衡时的饱和溶液。在蒸馏过程中，由于温度升高，醪液的粘性降低，而悬浮固相的机械强度增大。因此，其中的悬浮固相很容易通过沉降的方法使之除去。除去悬浮固相后的酒糟液相，仍是各种难溶盐的饱和溶液，与原液中各种难溶盐离子浓度是相同的。因此，在酒糟液的不循环过程中，悬浮固相不断被除去，而发酵醪中难溶盐离子浓度则保持不变，不会形成累积，因而不会对正常发酵造成影响。

2.2.2 酒糟液相对发酵的影响

发酵系统是一个非常复杂的相互作用的化学和生物化学反应网络。这个反应网络达到反应平衡后，各种物质的平衡浓度是确定不变的。在发酵成熟醪蒸馏过程中，这种平衡被破坏，其中的一些物质在蒸馏过程中被除去了。当糟液二次返回发酵系统后，由于其中的一些物质浓度低了，所以生成这

些物质的反应又将启动,直至重新达到平衡。与之相反,如果其中的物质在糟液循环过程中仍保持较高浓度,则在发酵过程中生成这种物质的反应便会受到抑制。仍以甘油为例,甘油在成熟醪蒸馏过程中几乎无损失而残留在糟液中,当甘油随糟液二次进入发酵后,使得醪液中甘油浓度已接近平衡浓度。因此,醪液中所有生成甘油的途经都将受到抑制。不单是甘油如此,糟液中的其它物质也类似这样的情况。从这样的观点来看,糟液循环使用后,其中的杂质物质因受平衡浓度的限制而不会形成累积,因而不会对正常发酵造成影响。

上述观点一个很好例证是蒲阿诺氏实验和巴斯德氏实验^[3]。蒲阿诺实验证明:“酒精发酵中产生的甘油到达一定份量时,即不再增加。”巴斯德氏的实验也证明:“发酵过程中产生甘油与琥珀酸的比例为:甘油/琥珀酸=5~5.5/1 约为一常数”。这些都说明发酵系统中各种物质极限浓度的存在。

3 讨论

将酒糟沉降过滤除去其中固相后,液相返回作为糖蜜稀释水,重新进入发酵系统和蒸馏系统,如此往复,不断循环,形成一个循环生产系统。在循环过程中,有原料的不断输入,同时有产品的不断输出。从化学的观点看,这个循环过程就是平衡移动原理的应用。即对系统中的主反应来说是在不断增加反应物浓度的同时,不断从中分离除去生成物,使主反应不断地向正方向进行。而对系统中的副反应(有害反应)来说,是不断增加副产物的浓度而使反应不能进行或逆向进行。这种循环的结果,除可以从根本上减少酒糟液排量和节省生产用水外,还有以下好处:

(1) 提高糖的利用率。发酵系统中的许多副反应都是消耗糖分的。例如,在甘油的5种产生途

径中,有4种是从消耗糖开始的。酒糟循环使用后,进入发酵系统的稀糖液中甘油浓度高,使得生成甘油的各种反应被抑制,甚至逆向进行,从而减少糖的消耗。在酒精发酵过程中,人们总是设法选择优良的酵母菌种和创造适宜的环境条件,使糖的代谢朝着生成酒精的方向进行,同时尽可能地控制副反应。甘油生成途径中的第一种途径是糖代谢的结果。糖在酵母菌的酒化酶作用下,有生成酒精和甘油两种途径,在酒精发酵中,生成甘油的途径是应该被抑制的。因此,当发酵系统中甘油浓度达到或超过平衡浓度时,这一途径便可受抑制甚至逆向进行。蒲阿诺的另一个实验是在发酵糖液中加入多量的甘油,结果是到了发酵末期,甘油的数量反而减少了^[3]。说明甘油的生成反应是可逆的。另外,酒糟中含有不可避免的残糖,这部分残糖可以在循环过程中得以回收。

(2) 可以节省糖蜜酸化用酸量。酒糟呈酸性,pH=4左右时,其中含有大量无机酸和有机酸,而糖蜜稀释时要加无机酸进行酸化处理,因此,酒糟中的无机酸正好可以利用。酒糟中的有机酸来自发酵过程,返回发酵系统后,同样可以起到抑制发酵过程中生成有机酸的副反应。所以,酒糟液在循环使用中不必进行中和处理。

酒精糟循环使用,理论上是可行的,实践方面也有案例,若能推广使用,对减轻酒精企业,特别是制糖企业污水治理负担是大有益处的。

参考文献:

- [1] 章克昌. 酒精与蒸馏酒工艺学 [M]. 北京: 轻工业出版社, 1995.
- [2] 许开天. 酒精蒸馏技术 [M]. 北京: 轻工业出版社, 1990.
- [3] 秦含章. 酒精工厂生产技术 [M]. 北京: 食品工业出版社, 1958.

Treatment of Alcohol Wastewater on Sugarcane Molasses

LI De - guang, LI Ling, LI Li

(Department of Biology and Chemistry of Baoshan College, Baoshan Yunnan 678000 China)

Abstract: The ferment system of alcohol is a complicated reaction network system which composes with many chemistry and biology correlation reaction. The reaction process provides academic sustain after analyzing the secondary ferment based on the theory of balance and balance movement because there is a utmost in accessory reaction in ferment system which can not form accumulation and influence natural ferment.

Key words: lees liquid of alcohol; circular use; ferment system; by - product; balance concentration

化工香料生产企业真空泵优化 技改的环境效益分析

夏 阳¹, 翁仕龙¹, 邵霞晖², 陈月花²

(1. 杭州市环境保护科学研究院, 浙江 杭州 310014;

2. 杭州市环境保护科学研究设计有限公司, 浙江 杭州 310014)

摘 要:以钱塘江上游某化工香料企业的泵优化技改为例, 通过分析物料输送泵优化技改前后的工艺流程和污染物排放情况, 从而佐证化工行业物料输送泵的选型与污染物排放量是密切相关的, 可以达到指导该类项目的环境影响评价和清洁生产审核, 同时也能为企业的节能减排提供一定的技术依据。

关键词:化工; 香料; 真空泵; 选型; 环境效益

中图分类号: X38 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2011) 04-0058-02

1 研究背景

香料化学企业在生产过程中, 各精馏体系在生产过程中需要保持 2mm 汞柱绝压的真空。因一般香料的生产采用湿蒸的技术, 产生真空的设备普遍采用蒸汽喷射泵加水环式真空泵的方式。水环式真空泵需要使用大量的水, 这些水和从真空管线抽出的溶剂等低沸点有机质混合后, COD 能达到 3000mg/L 左右。虽然有部分水可以循环利用, 但还是产生了大量的废水, 是精馏装置废水的主要来源。

而无油机械真空泵也可以产生高真空, 并且只需少量冷却水。这些冷却水不和物料发生接触, 无任何污染, 可以作为清水排放。并且从真空管线抽出的溶剂等低沸点有机质不溶解在水中, 非常容易通过冷凝的方法进行回收利用。

2 水环真空泵在精馏体系产生的污染分析

钱塘江上游某香料化工企业原有 5 只精馏釜, 分别为 XS41、XS42、XS43、XS44、XS45, 其中 XS44 已停止运行, 其余 4 只基本处于长期运行的状态。进入污水处理站的废水量为 16930t/a, 其中水环式真空泵用水达到了 8807t。具体污水产生情况如表 1。

水环式真空泵的用水占了总废水量的 52%, 各精馏釜水环式真空泵用水详细情况见表 2。

表 1 某香料化工企业污水量构成一览表 (t/a)

| 类别 | 数量 |
|--------------------|-------|
| 工艺废水 | 1522 |
| 水环式真空泵用水 | 8807 |
| 设备、地面冲洗用水 (包括部分雨水) | 6360 |
| 其它 | 241 |
| 总计 | 16930 |

表 2 各单元水环式真空泵用水一览表 (t/a)

| | | |
|------|---------|------|
| XS42 | 2BV6111 | 1800 |
| XS43 | 2BV6110 | 1500 |
| XS45 | 2BV6111 | 1800 |
| 其它 | | 1907 |
| 总计 | | 8807 |

4 只常开的精馏釜上的水环式真空泵用水占了总水环泵用水的 78%, 占了总废水量的 40%, 可以说是最大的废水来源。

3 改造方案

本着源头治理和清洁生产的原则, 计划将这 4 只水环式真空泵改成无油机械真空泵。该方案经过了充分的研究、论证和试验, 已被证实在工艺上是完全可行的。

原水环式真空泵真空体系示意如图 1, 改为无油机械真空泵后, 真空体系示意如图 2。

改造后精馏系统的工艺条件基本稳定, 不影响前后道生产工段; 改造后系统的优点在于冷却水和物料体系不进行接触; 真空管线中出来的低沸点有机质经过前后两级冷井后, 被充分收集回用, 溶剂

收稿日期: 2011-02-18

作者简介: 夏阳 (1979-), 女, 硕士学位, 工程师, 2004 年毕业于江苏大学环境工程专业, 长期从事化工企业环境影响评价及治理研究, 发表论文数篇。

损耗量大幅减少。

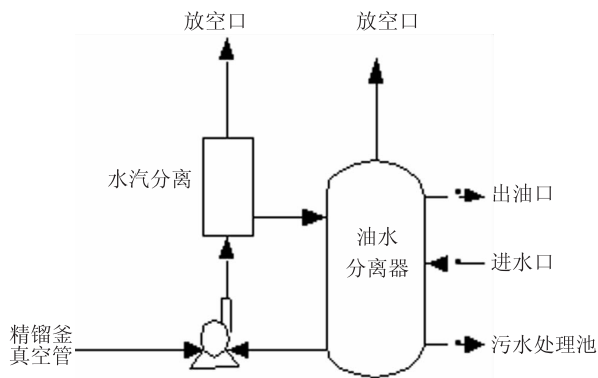


图1 原水环式真空泵真空体系

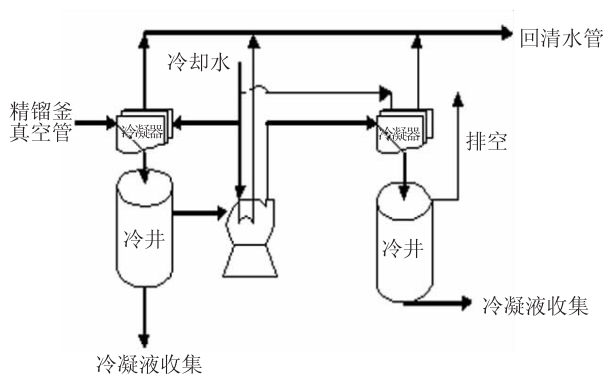


图2 无油机械真空泵真空体系

4 指标对比

改造前后各项指标对比情况如表3。

从化工香料企业精馏工段的真空泵选择改造前后指标分析：水环式真空泵的优点是费用低、维护简单，缺点是产生废水多、物料损耗大，无油机械真空泵优点是无废水、物料回收较彻底，缺点是费用高、维护要求高，此外在输送介质上

各有各的局限性，其中水环式真空泵不能在连续性操作工段使用；无油机械式真空泵不能吸腐蚀性气体介质。

表3 改造前后对比各项指标对比情况

| 对比项目 | 水环式真空泵 | 无油机械真空泵 |
|---------|-------------|----------|
| 产生真空度 | 好 | 好 |
| 真空稳定性 | 好 | 好 |
| 产生废水量 | 多 | 几乎没有 |
| 回收物料率 | 一般 | 高 |
| 产生噪音 | 一般 | 一般 |
| 初期设备费用 | 少 | 多 |
| 维护要求 | 低 | 高 |
| 能耗 | 高 | 一般 |
| 使用条件局限性 | 不能作为连续性操作工段 | 不能吸腐蚀性气体 |

5 环境效益分析

本次改造共投资24万元，企业改造后废水量由每年16930t/a降为11030t/a，直接减少废水排放量5900t/a，按照产生污染物浓度 COD_{Cr} 3000mg/L计算，从生产设备改造直接削减 COD_{Cr} 17.7t/a，同时为末端污水处理厂减少23.6t/d的高浓度废水处理负荷，按照处理该类废水2元/t运行费用计算，年减少污水处理运行费用1.18万元，同时每年可减少4万余元排污费，故企业改造了真空体系后，每年可以减少5.18万元直接支出，按照24万元一次性改造投资计算，4.6a即可直接回收一次投资。以上分析中还未包括减少的流失物料成本，可见无论是从前端生产设备、生产工艺的清洁生产优化出发，还是从减轻末端治理负荷角度衡量，化工香料生产企业真空泵优化技改有着鲜明的环境正效益。

Environmental Benefits Analysis of Improvement on Vacuum Pump in Chemical Perfume Production

XIA Yang¹, WENG Shi - ling¹, SHAO Xia - hui², CHEN Yue - hua²

(1. Hangzhou Academy of Environmental Science, Hangzhou Zhejiang 310014 China)

Abstract: It was proved that there is close relation between pollutants discharge and vacuum transfer pump in chemical perfume production by comparing the pollutants discharge before and after improving the pumps in one perfume production enterprise lying in the upstream of Qiantangjiang river. The analysis will help to environmental impact assessment and cleaner production audit, also it can provide technologic supports for energy saving and emission reduction for the factories.

Key words: chemical industry; perfume; vacuum pump; type selection; environmental benefit

塔里木盆地南缘克里雅绿洲土地利用变化对生态系统服务价值的影响研究

王洪亮, 何秉宇

(新疆大学资源与环境科学学院, 新疆 乌鲁木齐 830046)

摘要:以塔里木盆地南缘克里雅绿洲作为典型区, 分析1991~2001年土地利用变化对生态系统服务价值的影响。研究表明, 克里雅绿洲在1991~2001年土地利用变化很明显, 生态服务价值从1991年的 10.004×10^8 元降到2001年的 8.792×10^8 元, 生态服务价值损失了12%, 平均每年净损失生态服务价值32.2元/hm²。湿地生态服务价值的变化最大, 变化率高达-37.54%。湿地、水体面积变化的绝对量高、生态服务功能价值指数大是导致研究区生态系统服务总价值降低的主要原因。敏感性分析结果表明, 克里雅绿洲生态服务价值对生态服务功能指数是缺乏弹性的, 研究结果是可信的, 可为研究区土地利用规划提供借鉴。

关键词:土地利用变化; 生态系统服务价值; 敏感性指数; 克里雅绿洲

中图分类号: X82 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655(2011)04-0060-04

随着全球变化研究的深入, 人们日益认识到土地利用导致的土地覆盖变化是全球环境变化的重要部分和主要影响因素, 是人类社会经济活动与自然生态环境之间联系最为紧密的部分^[1]。土地利用变化以及由此导致的地表覆盖变化必然影响生态系统的结构和功能^[2], 因此, 土地利用变化过程及其对生态服务价值的影响逐渐引起了广泛关注^[3-5]。

生态服务价值是指生态系统与生态过程所形成并维持的人类赖以生存的自然环境条件与效用, 是人类生存与现代文明的基础。人类的发展建立在生态系统服务价值核算引入到土地利用决策当中, 才能促进自然资源的合理开发, 实现土地可持续利用。因此, 研究土地利用变化情况下的生态系统服务价值的变化具有重要意义^[6,7]。

我国近年来对生态系统服务功能价值的研究较多的是有关人工景观、湿地生态系统、森林生态系统和城市绿地系统生态服务价值等方面^[8-11]。但是我国西部经济落后、生态脆弱的干旱地区有关这方面的研究较少。因此, 本文借鉴前人研究成果, 把塔里木盆地南缘克里雅绿洲作为研究区, 应用生态经济学的理论和研究方法, 探讨克里雅绿洲1991~2001年土地利用变化及其由此引起的生态服务价值变化, 旨在探讨干旱区绿洲土地利用的合

理性, 为土地利用效益评价、土地利用规划及区域可持续发展提供理论参考。

1 研究区概况

克里雅绿洲位居塔里木盆地南缘克里雅河流域, 昆仑山北麓, 是一个典型的绿洲-荒漠交错地区。该区南高北低, 最高海拔5460m, 最低海拔1180m, 在气候上属暖温带大陆性干旱气候, 热量与光照丰富, 多年平均气温12.4℃, $\geq 10^\circ\text{C}$ 积温4340℃, 多年平均降水量44.7mm, 多年平均蒸发能力2498mm, 无霜期为200d。克里雅绿洲有大小河流11条, 其中可利用的河流5条, 年总径流量 $9.61 \times 10^8 \text{ m}^3$, 可用的泉水沟6条, 年径流量 $1.65 \times 10^8 \text{ m}^3$, 地下水总量 $2.9 \times 10^8 \text{ m}^3$, 可开采量 $2.4 \times 10^8 \text{ m}^3$ 。天然植被以芦苇(*Phragmites communis*)、柽柳(*Tamarix spp.*)、胡杨(*Populus euphratica*)、骆驼刺(*Alhagi sparsifolia*)为主。克里雅河源于昆仑山麓, 流经克里雅绿洲消失在塔克拉玛干沙漠腹地。克里雅绿洲几乎没有工业, 农业以种植业为主, 农作物种类主要有棉花、小麦、玉米等^[12]。

2 资料与方法

2.1 数据获取与处理

研究采用的LUCC动态数据的获取以1991年10月和2001年10月Landsat-TM全波段图像作为基本信息源。研究区总面积为376498hm², 边界范围为左上角: 81°08'59"E、37°12'04"N, 右下角: 82°00'03"E、36°44'59"N。以2001年已校正

收稿日期: 2011-03-17

作者简介: 王洪亮(1983-), 男, 山东枣庄人, 硕士研究生, 从事区域污染控制与环境评价。

TM 影像为基准，将 1991 年 TM 影像进行几何校正，使该两景影像具有同样的地图投影方式和边界范围。进行相应的辐射校正及增强处理等图像预处理工作。用 ENVI 4.3 软件，采用精度和稳定性都比较高的复合分类法获得研究区 1991 年和 2001 年土地利用变化图（图 1、图 2）与相关数据。根据研究区实际情况与中国陆地生态系统服务单位面积价值评价，土地利用类型划分水体（河流、湖泊与水库）、湿地、草地 1（温性草甸草原，覆盖度 25% 以上）、草地 2（温性荒漠草原，覆盖度 25% 以下）、沙地、盐碱地和耕地等 7 类。

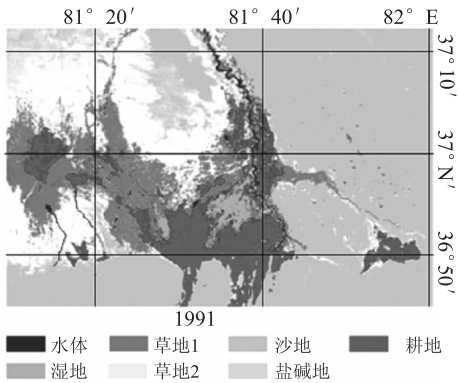


图1 克里雅绿洲1991年土地利用/覆盖变化图

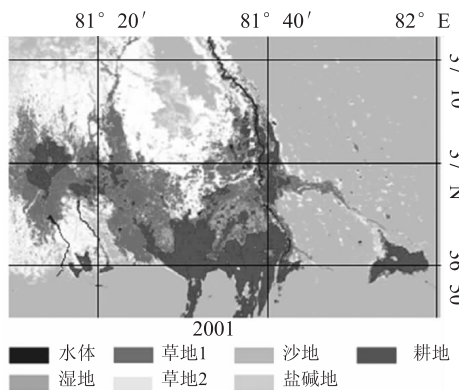


图2 克里雅绿洲2001年土地利用/覆盖变化图

2.2 生态系统服务价值的赋值

目前，国内外关于生态系统服务价值定量评价的方法主要有 3 类：能值分析法、物质量评价法和价值量评价法。岳书平等的研究表明价值量评价方法所得的结果，既可以进行不同生态系统与同一项生态系统服务的比较，也能将某一生态系统的各单项服务综合起来。因此，本文采用岳书平等采用的研究方法分析了研究区的生态系统服务价值变化情况。生态系统服务价值算公式如下：

$$ESV = \sum A_k \times VC_k \quad (1)$$

式中： ESV 为生态系统服务价值（元）， A_k 指研究区第 k 种土地利用类型的分布面积（ hm^2 ），

VC_k 为生态服务功能价值指数，即单位面积生态系统服务价值（元/ $hm^2 \cdot a$ ）。

考虑到研究区实际情况，使用谢高地等人提出的中国陆地生态系统服务单位面积价值平均值，计算克里雅绿洲生态系统服务的价值（表 1）。

表 1 土地利用类型对应的生态系统类型

| | | 及其生态服务功能价值指数 (元/ $hm^2 \cdot a$) | | | | |
|----------------|------------|-----------------------------------|--------|-----------|----------|-----------|
| 土地利用类型 | 草地 1 | 草地 2 | 耕地 | 水体 | 湿地 | 荒漠 |
| 生态系 统类型 | 温性草 甸草原 | 温性荒 漠草原 | 农田 | 湖泊、 河流 | 沼泽 湿地 | 沙地、 盐地 |
| 生态服务功能 价值指数 | 7933.7 | 2464.0 | 4341.2 | 40676.4 | 55488.9 | 371.4 |

2.3 敏感性分析方法

为了确定生态系统服务价值随时间的变化对于生态服务功能价值指数的依赖程度，本文选取经济学中的弹性系数概念来计算价值指数的敏感性指数（ CS ）。文中将各类土地利用类型的价值指数分别调整 50%，来衡量总生态系统服务价值的变化。如果 $CS > 1$ ，表明 ESV 相对于 CS 是富有弹性的；如果 $CS < 1$ ， ESV 则被认为是缺乏弹性的，比值越大，表明生态服务功能价值指数的准确性越关键。其计算公式如下：

$$CS = \frac{(ESV_j - ESV_i) / ESV_i}{(VC_{jk} - VC_{ik}) / VC_{ik}} \quad (2)$$

式中， ESV 代表总生态服务价值量； VC 代表价值系数； i 和 j 分别表示初始的生态系统服务价值和生态服务功能价值指数调整后的价值； k 代表土地利用类型； CS 代表敏感度^[13~14]。

3 结果与分析

3.1 土地利用变化分析

由表 2 可知，1991 ~ 2001 年，克里雅绿洲土地利用变化明显。水体面积减少 854 hm^2 ，年变化率达 3.18 %；湿地面积减少 1875 hm^2 ，年变化率达 3.75 %；荒漠面积减少 2472 hm^2 ，年变化率为 0.13 %，由于荒漠面积在研究区土地利用中所占的比重最大（占 52.03 %），属于比较稳定的土地利用类型；草地 1 面积增加 1545 hm^2 ，年变化率达 1.87 %；草地 2 面积增加 5174 hm^2 ，年变化率为 0.41 %；草地 2 的总面积在土地利用中所占的比重仅次于荒漠（占 33.90 %），也是研究区内比较稳定的土地利用类型；耕地面积减少 1518 hm^2 ，年变化率达 0.41 %。1991 ~ 2001 年土地利用变化的趋势为草地面积增大，水体、湿地、荒漠、耕地面积减少，湿地面积变化的绝对量最大，荒漠面积

变化的绝对量最小。

克里雅绿洲植被覆盖率有增加趋势，这与该区域近10a降水量增加有关。从近10a克里雅绿洲小气候条件变化方向可以看出，小气候呈现了向有利于草地的生长趋势，引起研究区草地面积的增加与荒漠面积的减少。另外该时段当地政府大力推行退耕还林还草、治理沙化政策，一定程度上改善了研究区的生态环境，草地面积增加同时荒漠面积减少了^[15]。随着克里雅绿洲人口增加，增加了农业用水量，在水资源总量没有增加的情况下，势必会减少生态用水量，导致湿地与水体总面积减少^[16]。干旱气候背景下，湿地与水体面积往往与区域生态环境稳定性密切相关，湿地与水体面积减少表明该区域生态环境退化趋势。此外，研究区内盲目开荒导致绿洲内部土壤次生盐渍化，影响了土地生产力，造成农田弃耕现象，导致耕地总面积的减少。

表2 克里雅绿洲1991~2001土地利用变化

| 土地利用类型 | 水体 | 湿地 | 荒漠 | 草地1 | 草地2 | 耕地 |
|--------------------------------|--------|--------|--------|-------|--------|-------|
| 1991 面积/hm ² | 2687 | 4997 | 195800 | 8256 | 127649 | 37109 |
| 2001 面积 /hm ² | 1833 | 3122 | 193328 | 9801 | 132823 | 35591 |
| 1991~2001 面积变化/hm ² | -854 | -1875 | -2472 | 1545 | 5174 | -1518 |
| 变化率/% | -31.78 | -37.52 | -1.26 | 18.71 | 4.05 | -4.09 |
| 年变化率/% | -3.18 | -3.75 | -0.13 | 1.87 | 0.41 | -0.41 |

3.2 生态服务价值的动态变化

运用公式(1)，对克里雅绿洲1991年和2001年生态服务价值进行了计算，计算结果见表3。

表3 克里雅绿洲1991年和2001年生态服务价值

| 土地利用类型 | 水体 | 湿地 | 荒漠 | 草地1 | 草地2 | 耕地 | 生态服务总价值 |
|---------------|--------|--------|--------|-------|-------|--------|---------|
| 1991 | 1.093 | 2.773 | 0.727 | 0.655 | 3.145 | 1.611 | 10.004 |
| 2001 | 0.746 | 1.732 | 0.718 | 0.778 | 3.273 | 1.545 | 8.792 |
| 1991~2001 年变化 | -0.347 | -1.041 | -0.009 | 0.123 | 0.128 | -0.066 | -1.212 |

由表3可知，克里雅绿洲生态服务价值从1991年的 10.004×10^8 元降低到了2001年的 8.792×10^8 元，生态服务价值损失了12%，达 1.212×10^8 元，平均每年净损失生态服务价值32.2元/hm²。由表3和图3可知，1991~2001年，克里雅绿洲水体、湿地和草地1的生态服务价值均有较大变动。其中湿地生态服务价值的变化最大，变化率高达-37.54%，其次为水体，变化率高达-31.75%，草地1的变化率为19.77%。荒漠生

态服务价值的变化最小，变化率为-1.24%，草地2与耕地的生态服务价值变化率分别为3.91%和-4.41%。研究区生态系统服务价值的减少主要是由湿地与水体面积的减少而引起的。因为湿地与水体是生态系统服务的主体部分，总面积变化的绝对量很大，生态服务功能价值指数也远大于研究区内其它土地利用类型，其面积的减少直接导致生态系统服务总价值降低。其中湿地面积从1991年4997 hm²减少到2001年的3122 hm²，10a间净减少1875 hm²，生态服务价值净损失 1.041×10^8 元，对研究区生态服务价值的减少贡献最大；水体面积10a间净减少854 hm²，生态服务价值净损失 0.347×10^8 元，对生态服务总价值的减少有一定的贡献。因此，为了减少湿地、水体面积缩小对生态服务价值带来的损失，土地利用规划时必须充分考虑农用地、建设用地与湿地、水体间的配置，对现有的湿地、水体，在确保发挥最佳生态服务功能的同时，加强保护，实现研究区内土地资源的可持续利用。

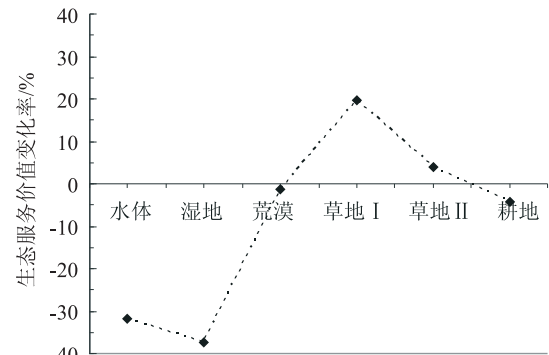


图3 克里雅绿洲生态服务价值变化率

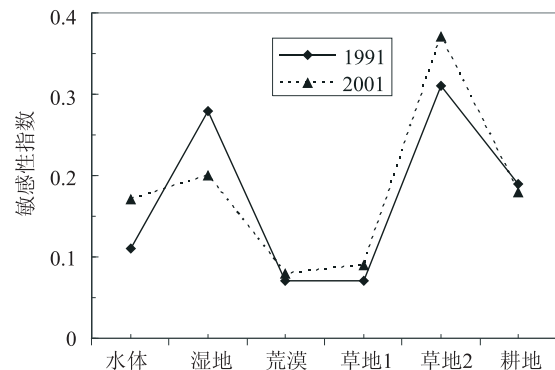


图4 克里雅绿洲1991~2001年生态服务功能价值指数敏感性指数

3.3 敏感性分析

根据敏感性指数的计算公式，把各种土地利用类型的生态服务价值系数分别上下调整50%，计算出了克里雅绿洲1991年和2001年的敏感性指数。由图4可知，不同年份不同土地利用类型生态系统

服务价值对生态服务功能价值指数的敏感性指数的变动小,而且均 <1 ,表明研究区内生态系统服务价值对生态服务功能价值指数是缺乏弹性的,运用Costanza等提出的生态服务价值系数,结合敏感度分析,研究土地利用变化量化区域生态服务价值是切实可行的。

4 结论

(1) 运用克里雅绿洲1991年和2001年的土地利用数据,分析绿洲土地利用动态变化。结果表明,克里雅绿洲1991~2001年土地利用变化总的趋势为草地面积增大,水体、湿地、荒漠、耕地面积减少,湿地变化的绝对量最大,荒漠变化的绝对量最小。

(2) 对生态系统服务价值的研究表明,1991~2001年克里雅绿洲水体、湿地和草地1的生态服务价值均有较大变动。湿地生态服务价值的变化最大,其次为水体。从生态系统服务总价值来看,克里雅绿洲生态系统服务价值呈现减少趋势,10a间生态服务价值损失了12%,达 1.212×10^8 元。生态服务价值减少主要是由湿地、水体总面积变化的绝对量与生态服务功能价值指数大于研究区内其它土地利用类型而导致的。

(3) 敏感性分析结果显示不同年份不同土地利用类型生态服务价值对生态服务功能价值指数的敏感性指数均 <1 ,表明运用生态服务价值系数,结合敏感度分析,研究土地利用变化量化区域生态服务价值是切实可行的,研究结果是可信的。

参考文献:

[1] 张滢,丁建丽. 绿洲土地利用变化未来趋势预测及其调控研究[J]. 干旱区资源与环境,2006,20(6).

[2] 郝慧梅,任志远. 基于生态服务价值的土地利用/覆盖变化生态效应测评[J]. 资源科学,2007,29(6).

[3] 冉圣宏,李秀彬,吕昌河. 土地覆被及生态服务价值变化的多时间尺度模拟—以四川省渔子溪流域为例[J]. 地理学报,2006,61(10).

[4] 张文广,胡远满,刘森,等. 基于土地利用变化的生态服务价值损益估算—以岷江上游地区为例[J]. 长江流域资源与环境,2007,16(6).

[5] 曹顺爱,吴次芳,余万军. 土地生态服务价值评价及其在土地利用布局中的应用—以杭州市萧山区为例[J]. 水土保持学报,2006,20(2).

[6] 李方,张柏,张树清. 三江平原生态系统服务价值评估[J]. 干旱区资源与环境,2004,18(5).

[7] 梁欣,臧淑英,张思冲. 基于土地利用变化的生态服务价值损益估算—以大庆市为例[J]. 自然灾害学报,2006,15(2).

[8] 田刚,蔡博峰. 北京地区人工景观生态服务价值估算[J]. 环境科学,2004,25(5).

[9] 张华,武晶,孙才志,等. 辽宁省湿地生态系统服务功能价值测评[J]. 资源科学,2008,30(2).

[10] 熊黑钢,秦珊. 新疆森林生态系统服务功能经济价值估算[J]. 干旱区资源与环境,2006,20(6).

[11] 李锋,王如松. 城市绿地系统的生态服务功能评价、规划与预测研究—以扬州市为例[J]. 生态学报,2003,23(9).

[12] 瓦哈甫. 哈力克,塔西甫拉提. 特依拜,海米提. 依米提,等. 克里雅河流域水资源利用及其生态环境响应研究[J]. 农业系统科学与综合研究,2006,22(4).

[13] 谢高地,鲁春霞,冷允法,等. 青藏高原生态资产的价值评估[J]. 自然资源学报,2003,18(2).

[14] 岳书平,张树文,闫业超. 东北样带土地利用变化对生态服务价值的影响[J]. 地理学报,2007,62(8).

[15] 丁建丽,塔西甫拉提. 特依拜. 3S技术在绿洲土地覆盖变化研究中的应用研究[J]. 生态学杂志,2005,24(11).

[16] 瓦哈甫. 哈力克,塔西甫拉提. 特依拜,海米提. 依米提,等. 新疆于田绿洲土地利用变化的人文驱动力分析[J]. 干旱区资源与环境,2007,21(6).

Research on Effects of Land Use Change on Ecosystem Services Value in the Northern Tarim Basin Keriya Oasis

WANG Hong-liang, HE Bing-yu

(College of Resources and Environmental Science of Xinjiang University, Urumqi Xinjiang 830046 China)

Abstract: Keriya Oasis in northern Tarim basin was selected as a target area, the effects of land use change on ecosystem services value within 1991 and 2001 was analyzed. Integrated with the current state of the study area, the money was selected as the evaluation method. The results showed that the land use pattern of study area has changed greatly within 1991 and 2001. ecosystem services value of the area decreased from 10.004×10^8 Yuan in 1991 to 8.792×10^8 Yuan in 2001, losing 12%, losing 32.2 Yuan per hm² ecosystem services value per year. The change of ecosystem services value of wetland was the main factor that resulted in the decrease of total ecosystem services value of the target area. The analysis on the sensitive coefficient showed that the ecosystem services value is short of flexibility in the area and the result is credible, which may provide reference for land use planning for the target area.

Key words: land use change; ecosystem service value; sensitive coefficient; Keriya Oasis

基于模糊评价法的湿地土壤环境质量综合评价

卓少玲¹, 陈 盛², 张江山¹, 王艳君², 胡 军¹

(1. 福建师范大学环境科学与工程学院, 福建 福州 350007;

2. 福建师范大学福清分校, 福建 福清 350300)

摘 要: 应用模糊评价法对福建闽江河口湿地土壤环境质量进行评价, 在模糊算子的选择上采用加权平均模型, 评价研究表明: 加权平均模型充分考虑了每个因子的影响, 评价结果更客观。

关键词: 湿地土壤; 模糊评价; 加权平均模型

中图分类号: X82 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2011) 04-0064-04

闽江河口湿地作为福建省闽江的出海口, 是闽江注入河流中污染物的归宿地之一。近年来, 随着城市规模扩大和人类活动干扰, 闽江河口湿地土壤受到不同程度的污染, 严重影响了人类健康和环境安全。湿地土壤环境质量综合评价是旨在揭示湿地土壤质量恶化的现状, 从而为合理利用土地资源, 保护湿地生态环境, 进行湿地生态建设提供科学依据。

在土壤环境质量综合评价中, 综合污染指数评价是最常用的评价方法, 但该评价方法忽略了土壤环境污染的模糊性, 使评价结果不够客观^[1]。模糊数学方法通过隶属度描述各级土壤标准界限的模糊性, 使评价结果接近于实际。在模糊评价法中, 加权平均模型体现各个参评因素的综合作用, 反映了参评因子对土壤重金属环境质量的综合影响的情况。为此, 本文拟对加权平均模型进行探讨。

1 模糊评价方法和原理

模糊数学是 1965 年由 Zadeh 提出的, 已经被广泛用于生产实践的各个方面, 在土壤环境质量评价中, 其分辨率明显高于其它评价方法^[2]。其简要步骤如下:

1.1 评价因子集的建立

对某一因素 (环境质量) 进行评价, 若影响该因素的指标有 m 个, 分别记为 u_1, u_2, \dots, u_m , 则由这 m 个指标构成一个评价因子的有限集合:

$$U = \{u_1, u_2, \dots, u_m\}$$

1.2 评价等级集的建立

评价集是评价因子 (污染因子) 所包含的各种等级的集合, 设某污染物有 n 个等级, 分别记为

v_1, v_2, \dots, v_n , 即该污染物评价等级集为:

$$V = \{v_1, v_2, \dots, v_n\}$$

1.3 隶属函数的确定

模糊关系矩阵 R 代表了评价因子对评价等级集的隶属度, 可以把隶属度看成污染物的浓度关于环境质量的函数。假设某污染因子的实测浓度为 x , 其对土壤环境质量级的隶属度 y 可用下面三个分段函数表示:

当实测浓度 x 位于左端, 属于 a 级的隶属度为:

$$y_a = \begin{cases} 1 & x \leq x_1 \\ \frac{x_2 - x}{x_2 - x_1} & x_1 < x < x_2 \\ 0 & x \geq x_2 \end{cases}$$

当实测浓度 x 位于中间, 属于 j 级的隶属度为:

$$y_j = \begin{cases} 1 & x = x_j \\ \frac{x - x_{j-1}}{x_j - x_{j-1}} & x_{j-1} < x < x_j \\ \frac{x_{j+1} - x}{x_{j+1} - x_j} & x_j < x < x_{j+1} \\ 0 & x \leq x_{j-1} \text{ 或 } x \geq x_{j+1} \end{cases}$$

当实测浓度 x 位于右端, 属于 n 级的隶属度为:

$$y_n = \begin{cases} 1 & x \geq x_n \\ \frac{x - x_{n-1}}{x_n - x_{n-1}} & x_{n-1} < x < x_n \\ 0 & x \leq x_{n-1} \end{cases}$$

式中: y 表示第 i 项评价因子属于第 j 等级的隶属度; x_1, x_2, \dots, x_n 为 I 级、II 级、... n 级的标准。

1.4 土壤环境质量的模糊矩阵

U 是一个模糊向量, V 是一个矩阵, 在 U 和 V 给定之后, 由此构建因素论域 (各污染因子) 和评语论域 (评价标准) 间的隶属度模糊矩阵 R :

$$R = \begin{bmatrix} r_{11} & r_{12} & \cdots & r_{1n} \\ r_{21} & r_{22} & \cdots & r_{2n} \\ \vdots & \cdots & \cdots & \vdots \\ r_{m1} & r_{m2} & \cdots & r_{mn} \end{bmatrix}$$

根据模糊关系的定义, r_{ij} 表示第 i 种污染物的环境质量数值可以被评第 j 级环境质量的可能性, 即 i 对 j 的隶属度^[3]。

1.5 权重的确定

采用指标污染负荷贡献率计算方法来确定权重, 计算方法如下:

$$a_i = \frac{X_i/S_i}{\sum_{i=1}^m (X_i/S_i)}$$

其中: α_i 为第 i 个因子的权重;

x_i 为该指标的实测值;

$s_i = (x_1 + x_2 + \cdots + x_n) / n$; x_1, x_2, \cdots, x_n 为该指标对应的各土壤重金属环境质量级别的标准值。

1.6 模糊评价运算及结果生成

常用的模糊评价运算模型很多, 如单因素决定模型、主导因素突出模型、加权平均模型和几何平均模型等。这些模型又可以大致分为两类: 一是突出单个决定因素作用的模型, 如单因素决定模型和主导因素突出模型; 二是体现各个参评因素综合作用的模型, 如加权平均模型和几何平均模型。这里选取一种最常用的模型: 加权平均模型, 并在实例研究中对该模型进行分析。

加权平均模型:

$$b_j = \sum_{i=1}^m a_i r_{ij} \quad j=1, 2, \cdots, n$$

式中: b_j 为最终评价结果对应于第 j 个等级的隶属度, α_i 为对应的权重, r_{ij} 为模糊关系矩阵 R 中的对应元素, m 为参评因子个数, n 为所划分的等级数。类似的计算得到评价向量 $B = (b_1, b_2, \cdots, b_n)$, 由于该模型计算结果已经自动归一化, 所以以该集合中最大值所对应的级别作为最终评价结果^[4]。

2 评价实例

本文用参考文献 [5] 中所列的福州闽江河口湿地 8 个具有代表性的监测点进行湿地生态系统污染调查, 采样点分别为: 琅岐大桥、潭头港、鳝渔

滩、红树林地、浪头鼻、水禽保护区、梅花镇、宣教区。湿地土壤重金属含量值见表 1。

表 1 闽江河口湿地生态系统土壤

| | | 重金属含量均值 (mg/kg) | | | | | |
|------|-------|-----------------|--------|-------|--------|-------|------|
| 编号 | 采样区 | Cu | Pb | Ni | Zn | Cr | Cd |
| NO.1 | 琅岐大桥 | 47.96 | 68.85 | 18.74 | 142.07 | 21.98 | 0.61 |
| NO.2 | 潭头港 | 48.12 | 87.62 | 36.57 | 99.77 | 58.47 | 0.03 |
| NO.3 | 鳝鱼滩 | 45.17 | 78.96 | 22.78 | 117.27 | 37.84 | 0.08 |
| NO.4 | 红树林地 | 55.22 | 105.21 | 27.21 | 155.13 | 56.99 | 0.54 |
| NO.5 | 浪头鼻 | 55.01 | 113.03 | 12.8 | 116.17 | 85.41 | 0.05 |
| NO.6 | 水禽保护区 | 48.44 | 105.1 | 4.4 | 116.77 | 59.71 | 0.16 |
| NO.7 | 梅花镇 | 27.21 | 116.4 | 25.78 | 93.3 | 63.13 | 0.06 |
| NO.8 | 宣教区 | 34.64 | 117.77 | 18.23 | 148.87 | 80.78 | 0.35 |

2.1 模糊数学理论的确立

取 Cu、Pb、Ni、Zn、Cr、Cd 6 种土壤重金属为评价因子, 即评价因子集为: $U = \{U_1, U_2, \cdots, U_6\}$, 评价等级集: $V = \{V_1, V_2, V_3\}$, 权重集: $A = (\alpha_1, \alpha_2, \cdots, \alpha_6)$, 建立综合评价模型为: $B = A \cdot R = (b_1, b_2, b_3)$ 。

2.2 评价标准

本评价方法评价标准采用《土壤环境质量标准》(GB15618—1995), 各标准值见表 2。

表 2 《土壤环境质量标准》(GB15618 - 1995)

| 元素 | 一级 | | |
|----|------------------|-----------|----------|
| | 自然背景 Backgrounds | pH6.5~7.5 | pH > 7.5 |
| Cu | 35 | 100 | 400 |
| Pb | 35 | 300 | 500 |
| Ni | 40 | 50 | 200 |
| Zn | 100 | 250 | 500 |
| Cr | 90 | 300 | 400 |
| Cd | 0.2 | 0.6 | 1 |

2.3 隶属度函数的确定及建立模糊关系矩阵

依据各采样点实测值及评价等级集, 对应于各土壤重金属环境质量等级的隶属度函数, 组成一个 6×3 的模糊矩阵, 各个点经过计算所得的关系模糊矩阵为:

$$R_1 = \begin{bmatrix} 0.801 & 0.199 & 0 \\ 0.872 & 0.128 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \\ 0.720 & 0.280 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \\ 0 & 0.975 & 0.025 \end{bmatrix} \quad R_2 = \begin{bmatrix} 0.792 & 0.202 & 0 \\ 0.801 & 0.199 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \end{bmatrix}$$

$$\begin{aligned}
 R_3 &= \begin{bmatrix} 0.844 & 0.156 & 0 \\ 0.834 & 0.166 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \\ 0.885 & 0.115 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \end{bmatrix} & R_4 &= \begin{bmatrix} 0.689 & 0.311 & 0 \\ 0.735 & 0.265 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \\ 0.632 & 0.368 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \\ 0.15 & 0.85 & 0 \end{bmatrix} \\
 R_5 &= \begin{bmatrix} 0.692 & 0.308 & 0 \\ 0.706 & 0.294 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \\ 0.892 & 0.108 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \end{bmatrix} & R_6 &= \begin{bmatrix} 0.793 & 0.207 & 0 \\ 0.735 & 0.265 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \\ 0.888 & 0.112 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \end{bmatrix} \\
 R_7 &= \begin{bmatrix} 1 & 0 & 0 \\ 0.693 & 0.307 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \end{bmatrix} & R_8 &= \begin{bmatrix} 1 & 0 & 0 \\ 0.688 & 0.312 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \\ 0.674 & 0.326 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \\ 0.625 & 0.375 & 0 \end{bmatrix}
 \end{aligned}$$

2.4 计算参评因子权重

根据1.5确定的方法，由表1和表2中数据计算得到各采样点参评因子权重值见表3。

表3 各采样点参评因子的权重值

| 编号 | 采样区 | 重金属类型 | | | | | |
|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | | Cu | Pb | Ni | Zn | Cr | Cd |
| NO.1 | 琅岐大桥 | 0.116 | 0.107 | 0.084 | 0.217 | 0.036 | 0.440 |
| NO.2 | 潭头港 | 0.170 | 0.198 | 0.238 | 0.222 | 0.140 | 0.032 |
| NO.3 | 鱗鱼滩 | 0.173 | 0.194 | 0.161 | 0.283 | 0.098 | 0.091 |
| NO.4 | 红树林地 | 0.118 | 0.144 | 0.107 | 0.208 | 0.082 | 0.342 |
| NO.5 | 浪头鼻 | 0.185 | 0.244 | 0.080 | 0.246 | 0.195 | 0.050 |
| NO.6 | 水禽保护区 | 0.170 | 0.236 | 0.028 | 0.258 | 0.142 | 0.167 |
| NO.7 | 梅花镇 | 0.101 | 0.278 | 0.177 | 0.219 | 0.159 | 0.066 |
| NO.8 | 宣教区 | 0.087 | 0.190 | 0.085 | 0.237 | 0.138 | 0.263 |

2.5 模糊矩阵复合运算及模型评价

采用加权平均模型进行评价，并对评价结果进行归一化处理，得到各采样点的评价向量及按照最大隶属度的原则判断各个采样点的土壤环境质量级别，见表4。各个采样点按各级隶属度评价向量的曲线比较见图1。

表4 模糊综合评价结果

| 评价模型 | 评价结果 | NO.1 | NO.2 | NO.3 | NO.4 | NO.5 | NO.6 | NO.7 | NO.8 |
|--------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 加权平均模型 | 一级 | 0.462 | 0.926 | 0.908 | 0.559 | 0.845 | 0.873 | 0.915 | 0.765 |
| | 二级 | 0.527 | 0.074 | 0.092 | 0.442 | 0.155 | 0.127 | 0.085 | 0.235 |
| | 三级 | 0.011 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 评价等级 | | 二级 | 一级 | 一级 | 一级 | 一级 | 一级 | 一级 | 一级 |

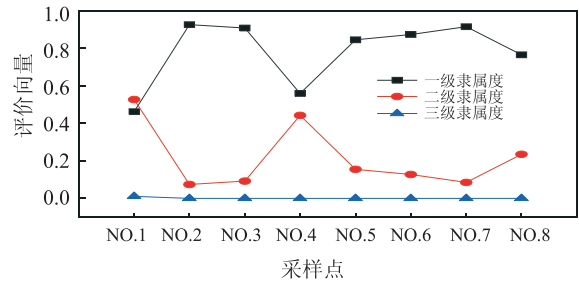


图1 8个监测点土壤环境质量评价向量比较

2.6 结果与讨论

从表4和图1可以看出，在1号（琅岐大桥）、4号（红树林地）、8号（宣教区）监测点中，湿地的土壤质量情况较差。琅岐大桥湿地是因过往车辆汽车尾气的影响；红树林地是因为土壤能够吸附土壤中的重金属；而宣教区湿地位于湿地的最下游，重金属污染存在向两侧和下游迁移和不断沉积现象。根据评判结果，琅岐大桥、红树林地、宣教区原有的湿地生态环境受到了影响，改变了湿地的土壤情况，今后应加强对琅岐大桥等湿地土壤环境质量的保护，合理地控制对湿地土壤资源的开发利用，协调好湿地保护与湿地开发利用之间的矛盾关系，使闽江河口湿地的土壤环境与人类的生产建设和谐发展。

3 结语

本文采用的加权平均模型综合考虑了多种参评因素的贡献，依权重的大小对所有的因素均衡兼顾，由此得出了评价向量确定的评价区域土壤环境优劣情况，客观地反应了土壤环境状况。加权平均模型让每个因素都对综合评价有所贡献，并把贡献按权重进行分配，它具有正侧性、单增性、连续性和可加性的特点。运用加权评价模型进行评价，可以体现各个参评因素对整个评价结果的综合影响。

加权评价模型主要适用于各个参评因素超标情况接近，即不存在单因素否决，且评价出发点为希望评价体现不同参评因子对土壤重金属环境质量的综合影响的情况^[6]。总体上表明，采用加权平均模型使得评价结果更为准确、客观。

参考文献：

[1] 范拴喜, 甘卓亭. 土壤重金属污染评价方法进展 [J]. 中国农学通报, 2010, 26 (17).

[2] 窦磊, 周永章, 王旭日, 等. 针对土壤重金属污染评价的模糊数学模型的改进及应用 [J]. 土壤通报, 2007, 38 (1).

[3] 张世远, 李光德. 城市道路两侧土壤重金属污染模糊评价 [J]. 山东农业大学学报 (自然科学版), 2009, 40 (1).

[4] 韩立岩, 汪培庄. 应用模糊数学 [M]. 北京: 首都经济贸易

- 大学出版社, 1998.
- [5] 侯晓龙, 黄建国, 刘爱琴. 福建闽江河口湿地土壤重金属污染特征及评价研究 [J]. 农业环境科学学报, 2009, 28 (11).
- [6] 朱青, 周生路, 孙兆金, 等. 两种模糊数学模型在土壤重金属综合污染评价中的应用与比较 [J]. 环境保护科学, 2004, 30 (3).

Comprehensive Evaluation of Wetland Soil Environmental Quality by Fuzzy Evaluation Method

ZHUO Shao - ling¹, CHEN Sheng², ZHANG Jiang - shan¹, WANG Yan - jun², HU Jun¹

(1. Department of Environmental Science and Engineering of Fujiang Normal University, Fuzhou Fujian 350007 China)

Abstract: The fuzzy evaluation model is applied to evaluate the estuary wetland soil environmental quality of Min River in Fujian province. The fuzzy operators were decided by means of weighted average model. The results showed that the weighted average model adequately considered the effects of each factor and made the evaluation results more objective.

Key words: wetland soil; fuzzy evaluation; weighted average model

(上接第 54 页)

参考文献:

- [1] 建阳市统计局. 建阳统计年鉴 [M]. 2010.
- [2] 建阳市环保局. 建阳市全国污染源普查动态更新调查 [R]. 2009, 2010.
- [3] 国务院第一次全国污染源普查领导小组办公室. 肥料流失系数手册 [R]. 2009.
- [4] 国务院第一次全国污染源普查领导小组办公室. 畜禽养殖业源产排污系数手册 [R]. 2009.
- [5] 国务院第一次全国污染源普查领导小组办公室. 水产养殖业污染源产排污系数手册 [R]. 2009.
- [7] 吴根义. 农业产排污系数体系构建与核算方法 [R]. 华南环境科学研究所, 湖南农业大学资源环境学院, 2010.
- [8] 刘青松. 农村环境保护 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2003.

Research on Countermeasures and Investigation of Agricultural Non - point Source Pollution in Jianyang

ZHANG Jin - xiu

(Jianyang Environmental Monitoring Station, Jianyang Fujian 354200 China)

Abstract: The present situation of agricultural non - point source pollution in Jianyang was investigated, based on which, countermeasures are put forward.

Key words: agricultural non - point source pollution; present status investigation; countermeasures; Jianyang

浅谈桉树工业原料林对生态环境的影响

鲜红

(云南省林业调查规划院, 云南昆明 650051)

摘要:介绍了桉树的特点, 分析了普洱市、文山州大规模发展人工桉树林项目对生态环境的影响。

关键词:桉树工业原料林; 生态环境影响; 普洱市; 文山州

中图分类号: X82 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2011) 04-0068-03

为了满足造纸工业的需要, 云南省普洱市、文山州的适宜地带大规模发展人工桉树林。速生桉树对土壤水分和养分的掠夺性吸收, 会对其它植物种群的生长和生存造成威胁。所以, 桉树林营造成功后, 它对当地生态环境的影响一直是林业和环保工作者关注的问题。笔者对普洱市、文山州人工营造的桉树林进行了踏堪, 并查阅了相关资料, 在此就这个问题谈谈自己的认识。

1 桉树的生长环境及特征

1.1 桉树的生长环境

桉树是桃金娘科桉属植物的通称, 常绿乔木, 适于海拔 800~1800m, 年平均气温约 17.4℃~22.5℃, 年降水量 900~1800mm, 土质疏松肥沃, 酸碱皆宜的环境。喜光, 喜湿, 耐旱, 耐热, 畏寒, 对低温很敏感, 低温 -4℃ 出现冻害。

1.2 桉树的优越性

1.2.1 速生

桉树是目前公认的三大速生树种之一, 当年营造, 当年即可成林。景谷林业股份公司 2007 年营造的 621.2hm² 桉树, 到 2010 年平均树高可达 12m, 平均胸径 12cm, 每 1hm² 蓄积 57.7m³。因此, 桉树现在被大规模发展成为工业原料林。

1.2.2 适合做园林绿化树种

桉树是世界上最高的树, 可达 100~150m, 树姿优美, 四季常青, 高大挺拔, 适宜作为园林绿化树种。

1.2.3 可作为工业原料和医药原料

桉树嫩枝和树皮中含有单宁, 可以提炼栲胶。树皮和木材还可用来造纸浆。桉树花期长, 流蜜量大, 是一种重要的蜜源植物。桉树木材性质多种多样, 一般坚韧耐久, 可供枕木、矿柱、桥梁、建筑、浆粕和人造板等用料。叶可提制精油, 生产桉

叶醇、柠檬醛等, 在香料、医药工业上有广泛用途。

1.3 桉树的弊端

1.3.1 水分、养分需求量极大

桉树为了满足迅速生长的需要, 必须快速、大量地吸收水分和养分, 因而被称为“抽水机”和“抽肥机”。导致土壤保水能力差, 土壤中水分枯竭, 甚至造成地下水位下降。还使得土地肥力下降乃至贫竭、退化。

1.3.2 桉树会抑制周围植被生长

桉树对土壤中水分、养分的霸占会致使林下原生灌木、地被物等因吸收不到足够的水分、养分而衰退并逐渐绝迹。所以桉树林内生物多样性水平低, 会造成生物食物链断裂, 生态环境遭受颠覆性破坏, 甚至形成“绿色沙漠”。

1.3.3 对环境有毒害作用

桉树林区土壤肥力下降后, 有时会施用大量的化肥和农药。化工产品毒性强、毒效长, 一旦施加在土地里, 将很难清除, 继而会造成水质污染, 人畜饮用后不利于身体健康。

2 项目区桉树工业原料林对生态环境的影响

2.1 对项目区生态环境和大气环境的影响

桉树工业原料林绝大部分取地为退耕还林和宜林撂荒地, 只有极少数取地为次生林和人工林, 客观上增加了项目区的森林覆盖率。桉树林营造成功并已投产, 充分显示了速生高产的特性, 去皮木材蓄积量为 28.05t/hm²·a, 是其它林木的 3~5 倍, 除满足项目功能性需求外, 还为社会提供大量木制产品。

桉树工业原料林是一个巨大的碳储库, 又是一个氧气加工厂, 为了速生高产, 吸收大量二氧化碳, 其消耗量为 9000kg/hm²·a, 同时释放大量的氧气, 对于净化大气, 减轻温室效应有一定作用。

2.2 对土壤环境的影响

由于在营造和维护桉树林时注意了精确施肥,平衡施肥,并施用有机肥、绿肥等,在林中保留采伐剩余物和枯枝落叶,土壤营养元素、生物循环基本没有受到阻滞。再加上适量的施肥补给,桉树林与撂荒地、次生林地比较,除有效磷、有效硼略有降低外,其他速效养分(速效磷、速效钾、有效钼等)指标均有不同程度上升。根据云南林科院对蓝桉、直干桉等试验林测定,19年生桉树林地与造林前土壤养分变化不大,基本没有造成地力下降,所谓“抽肥机”的作用并不明显。

又据资料表明,工业桉林区的水土流失总体上出现下降,其土壤侵蚀模数和等级未进一步加大。水土流失已经控制在其他林地现有的侵蚀水平上。

2.3 对水资源和水环境的影响

桉树林地适宜降雨量为900~1800mm,而项目区的年降雨量为1000~1900mm,所以降水能满足桉树生长的需要。且项目区地表水和地下水资源丰富,桉树林区未现出土壤水分枯竭和地下水位下降现象。所谓“抽水机”的作用也不明显。

水污染问题。由于项目区尽量不用或少用农药,严禁使用高残高毒农药,加上施肥量与土地需求量基本平衡,而且肥料深施于根部,大部分被林木根系吸收,部分挥发到空气中,只有很少一部分随地表水流失或进入地下水。监测数据反映,附近溪流、河流中的N、P、K等含量均未超标,完全符合水质功能要求。因此,可以认为工业桉树原料林对项目区水体环境基本没有影响。

2.4 对生态系统多样性的影响

工业桉树林不可能成为一个大面积的整体,必须分割为若干斑块镶嵌于其他森林之中。这些斑块多数为26.67~33.33hm²或更小,部分>33.33hm²,少部分略>66.67hm²。26.67~33.33hm²或更小的桉林斑块与其他植被的连通性较好,对当地植物群落的复杂性影响相对较小。>33.33hm²甚至>66.67hm²的桉林斑块,因其在局地分布的成片性,容易在局地形成纯林程度较高的生态系统,物种比例与当地长期建立起来的物种结构具有较大差异,在一定时期内会对局地生态系统多样性造成一定的不利影响。

大规模桉树工业原料林会引起原有生态系统组成、结构的变化,导致生态功能的改变,这种变化有些是有利的,有些是不利的。从原有局地多样化生态系统变为桉树林生态系统,即从多样化变为单

一化,降低了局地生态系统的多样性。但从整体生态系统来看,速生高产桉树林取代低效林地和相似性林地,从原来年际间对生态系统人工的较小扰动变为每年间隔1次的较大扰动,扰动幅度加大了;从原来人为干扰以年为周期(种粮食)变为6a为周期(桉树采伐)的大扰动,扰动频率变小了。类比澳洲和海南省桉树林的情况,原有生态系统的生态过程和生态功能发生变化,对生态系统抵御外来物种入侵、病虫害入侵等方面的能力,并没有显著性影响。所以,从长远来看,桉树工业原料林对当地整体生态系统稳定性的影响取决于多方面因素的共同作用,不能简单认为多样性降低后系统稳定就降低,生物量提高后系统的恢复能力就增强。

2.5 对植物群落结构的影响

桉树工业原料林对植物群落的影响主要看取地类型。取地前为次生常绿阔叶林,种植桉树后,群落结构由复杂变为简单,由组成完全到单一化,由稳定向不稳定变化;如取地为其他人工林,种植桉树后,群落结构均较简单,组成均比较单一,稳定性变化不明显;如取地为轮歇撂荒地,种植桉树后,群落结构虽然均较简单,但组成中有了乔木层,稳定性有了变化。项目区自然条件优越,如果撂荒地撂荒时间足够长,基本可以发育为次生林,一定程度上说明桉树林在营林期满退出经营后,万一再次被撂荒,在生态恢复的前提下发育为次生林的机会依然存在。桉树工业原料林,与前三种类型群落相比,在达到一定年限后,受各方面因素的综合影响,其林下植被将达到一个比较稳定的丰度,同时说明这些植物的种类和数量,可能通过多方面因素的改变而进行人工干预和调节,即桉树林下群落的多样性是可以人为控制的。总体上,桉树工业原料林在取地前,大部分地类为轮歇撂荒地和低效灌木林地,桉树种植后林下植被经过一定时间的演替已达到一定的程度,所以,桉树工业原料林对当地群落结构的影响较小。

2.6 对物种多样性的影响

桉树生长与所处立地条件有关。桉树工业原料林在中等海拔(700m~1300m)梯度长势较优良,郁闭度、林木高、断面积、林地标准木材积等各项指标都达到峰值。由此推断,桉树种植对当地植物种这一层面的多样性影响,主要集中在该海拔地带。

根据中科院生态环境研究中心的调查,9个样地桉树工业原料林物种总数为195种,小于次生季

风常绿阔叶林的359种,也小于云南松/杉木/旱冬瓜人工林的278种,但大于撂荒地的137种。次生季风常绿阔叶林内乔木层的科属数目均大于其他层的科属数目,反映出次生季风常绿阔叶林的乔木层是最发达的。桉树林的草本层的科属数均大于其它几个层的科属数,反映出在桉树林内的草本层是最发达的一层。云南松/杉木/旱冬瓜人工林的草本层也比较发达,总体水平上,高于桉树工业原料林各层的科属数。撂荒地的科属数目小于桉树林,但撂荒地的科属数更加趋于变化,可能是因为撂荒地受到人为干扰较少,演替阶段多样。

桉树林样地内植物种的丰富度普遍比次生常绿阔叶林低。8组样地中有5组的次生常绿阔叶林的丰富度比桉树林的大。调查样地中次生常绿阔叶林丰富度最大的是54种物种,比相对应的桉树林样地多41种;丰富度最小的是16种物种,比相对应的桉树林样地多6个物种。相同面积的样地植物总株数最多的是2987株,相对应的桉树样地总株数为2369株,最少的是727株,相对应的桉树林样地有142株。虽有少数样地桉树林中的植物总株数比次生林对照样地的多,但不具备明显的普遍性。

从单个样点来看,样方内物种平均值大小顺序是:次生季风常绿阔叶林的物种数(45) > 桉树工业原料林的物种数(22) > 撂荒地的物种数(17)。从这个意义上讲,桉树工业原料林比次生林多样性低得多,少于其他人工林,但多于撂

荒地。

根据调查数据和多样性指数测度表明,桉树林如果取地于次生常绿阔叶林,桉树种植对物种多样性影响较大。但因项目取地多为退耕还林、撂荒地和宜林荒山,则对当地物种多样性影响不大。

3 结束语

纵观整个桉树工业原料项目区,桉树林对当地生态环境有一定影响,但影响不大,对桉树林的畏惧心理和过分的担心可以消除。但也必须指出,个别地方由于桉树种植过密,阳光透不下地,加上树叶被清除和除草太净,出现了类似绿色沙漠的现象,应当采取科学手段尽快进行人工修复。

总的说来,桉树工业原料林在其生态过程中是一把“双刃剑”,一方面它带来诸如生物多样性减少、植物群落结构简单化、局部生态功能降低等生态问题;另一方面它又可生产大量的木材,满足项目需求和社会需要,经济效益和社会效益都十分可观,同时固定大量二氧化碳,对气候稳定性作出重大贡献。因此,应当综合分析其利弊条件,以积极的态度予以对待。当然,要最大程度地避免桉树种植对区域植被和生物多样性的不利影响。

参考文献:

- [1] 中国科学院生态环境中心. 桉树工业原料林基地环境影响报告书 [R].
- [2] 云南省林业设计规划院. 景谷林业股份有限公司巨尾桉(2007-2009年度)资源现状调查报告 [R].

Brief talk on Impacts on Ecological Environment from Eucalyptus as Industrial Materials

XIAN Hong

(Yunnan Academy of Forestry Investigation and Planning, Kunming Yunnan 650051 China)

Abstract: The characteristics of eucalyptus are introduced. The impacts on ecological environment by planting large-scale eucalyptus as industrial materials in Puer city and Wenshan County are analyzed.

Key words: eucalyptus as industrial materials; ecological environmental impact; Puer city; Wenshan County

皮革行业环境影响评价中的清洁生产分析

王志娟, 于家峰, 于 晶

(烟台海岳环境科学技术有限公司, 山东 烟台 264006)

摘 要:通过对皮革项目清洁生产评价实例分析, 阐述了皮革项目清洁生产评价的编写内容, 以为同类项目的清洁生产评价提供参考。

关键词:皮革项目; 环境影响评价; 清洁生产

中图分类号: X82 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2011) 04-0071-03

改革开放以来, 我国制革行业得到快速发展, 生产规模扩大, 产量增长, 技术进步加快, 产品质量提高, 涌现出一批具有国际竞争力的企业。牛皮鞋面革、绵羊皮服装革、猪皮服装革等制革生产工艺技术和产品质量达到了国际先进水平。同时, 中国也是世界上最大的原料皮生产国。但是, 长期以来我国制革行业发展方式比较粗放, 行业结构性矛盾较突出, 仍然存在一些问题: 国内优质原料皮供应不足, 质量不稳定, 50% 仍需进口; 制革生产集中度较低, 制革生产布局比较分散, 企业规模小、数量多, 行业规模以下企业约有 1000 家, 淘汰落后生产能力的任务仍然较重; 企业自主创新能力不强, 企业缺乏自主创新意识, 产品研发基础薄弱, 技术研发资金投入不足 1%, 新技术、新工艺推广较难; 行业节水减排任务艰巨, 制革行业水重复利用率仅为 5% 左右, 年废水排放量约 1.2 亿 t, 部分企业污染物排放仍存在超标现象。

因此, 提高皮革行业的清洁生产水平, 减轻对周围环境的污染, 促进皮革行业健康环保地发展是每个皮革企业面临的重要课题, 也是制约皮革行业发展壮大的重要因素。这就更需要环评时认真衡量企业的清洁生产水平, 通过多方面论证评价, 为企业的清洁生产水平作出合理准确的评判, 为企业负责, 为周围环境负责, 更为人民的健康负责。

1 清洁生产是环境影响评价中的重要一环

清洁生产是指不断采取改进设计、使用清洁的能源和原料、采用先进的工艺技术与设备、改善管理、综合利用等措施, 从源头削减污染, 提高资源利用效率, 减少或者避免生产、服务和产品使用过程中污染

物的产生和排放, 以减轻或者消除对人类健康和环境的危害。这与传统的以某一特定污染物为控制目标的“末端治理”控制策略是完全不同的。

清洁生产通过产品和生产工艺的绿色设计, 选择低毒、无毒原材料, 选用高效安全设备, 强化过程管理, 废弃物循环综合利用等综合性措施, 从源头削减资源、能源消耗和废弃物的产生量和毒性。对于建设项目而言, 不仅可降低生产成本、提高产品得率, 增强产品市场竞争力, 而且可通过污染物产生量和毒性的削减, 降低“末端治理”难度和投资, 规避潜在的环境责任风险, 增加项目建设的环 境可靠性。因此, 在建设项目环境影响评价中纳入“清洁生产思维”, 强化清洁生产评价和分析, 不仅是环境管理审批的需要, 更是企业“节能、降耗、减污、增效”的需要。

2 皮革行业的清洁生产标准

为了贯彻实施《中华人民共和国环境保护法》和《中华人民共和国清洁生产促进法》, 相继出台了“清洁生产标准制革行业(猪轻革)”、“清洁生产标准制革工业(牛轻革)”以及“清洁生产标准制革工业(羊革)”。这些标准从生产工艺与装备要求、资源能源利用指标、产品指标、污染物产生指标(末端处理前)、废物回收利用指标、环境管理要求等六个方面将清洁生产划分为三个等级: 国际清洁生产先进水平、国内清洁生产先进水平及国内清洁生产基本水平。这些标准的实施, 为皮革行业环境影响评价提供了重要的参考依据, 使环评单位所得到的清洁生产结论更加切实可行。

3 皮革行业清洁生产实例分析

以某公司新建 90 万张猪皮革生产线为例, 来探讨皮革行业清洁生产分析的具体内容。

3.1 项目主要生产工艺流程(图 1)

收稿日期: 2011-03-15

作者简介: 王志娟(1975-), 女, 汉族, 山东沂水人, 硕士, 主要从事环境影响评价工作。

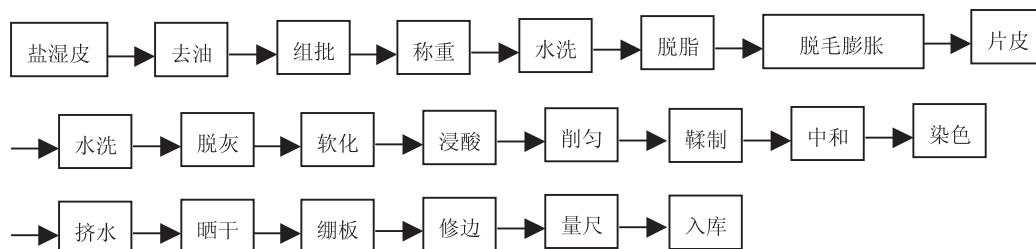


图1 项目主要生产工艺流程

3.2 (猪轻革) 清洁生产标准 (表1)

表1 制革行业(猪轻革)清洁生产标准

| 指标 | 一级 | 二级 | 三级 |
|--|---|-----------------|-------------|
| 一、资源能源利用指标 | | | |
| 1. 企业规模 | 年产猪皮30万张以上(含) | | |
| 2. 原辅材料选择 | 生产猪轻革的主要原料为猪皮, 脱毛、鞣制的化学原料, 皮革染色用的染料及加脂剂等。选择原料的原则是无毒或低毒, 与革结合紧密, 利用率高, 进入废水、废渣中的化学原料利于进行后处理, 对人体健康和环境无负面影响或影响轻微。 | | |
| 3. 得革率/kg·kg ⁻¹ 原皮 | 0.4 | 0.34 | 0.28 |
| 4. 水回用率/% | 65 | 60 | 60 |
| 5. 耗水量/t·t ⁻¹ 原皮 | 47 | 52 | 62 |
| 6. 耗煤量/t·t ⁻¹ 原皮 | 0.33 | 0.35 | 0.38 |
| 二、生产工艺指标 | | | |
| 1. 原皮处理 | | | |
| 鲜皮加工(冷冻保存)/% | 50 | 20 | - |
| 低盐保藏(添加无毒防腐剂)/% | 50 | 80 | 100 |
| 2. 脱毛 | | | |
| | 保毛法 酶法+低硫法 | 酶法 低硫法 | 酶法 低硫法 |
| 3. 脱灰、软化 | | | |
| | CO ₂ 法+酸法 | 酸50%+铵盐50%法 | 酸30%+铵盐70%法 |
| 4. 浸酸鞣制 | | | |
| | 无盐浸酸 高吸收铬鞣 | 低盐浸酸、高吸收铬鞣或少铬鞣法 | 铬鞣废液浸酸 少铬鞣法 |
| 5. 复鞣、染色、加脂 | | | |
| 高吸收、无毒复鞣剂 | 100%利用 | >80%利用 | >70%利用 |
| 高吸收染料 | 100%利用 | >90%利用 | >70%利用 |
| 高物性、可降解加脂剂 | 100%利用 | >80%利用 | >60%利用 |
| 三、产品指标 | | | |
| 产品合格率/% | 99 | 98 | 97 |
| 四、污染物产生指标 | | | |
| 1. 废水产生量/m ³ ·t ⁻¹ 盐湿皮 | 45 | 50 | 60 |
| 2. COD产生量/kg·t ⁻¹ 盐湿皮 | 60 | 100 | 140 |
| 五、废物回收利用指标 | | | |
| 1. 原皮废料 | 全部回收利用 | ≥90%回收利用 | ≥80%回收利用 |
| 2. 废毛 | 全部回收利用 | ≥90%回收利用 | ≥80%回收利用 |
| 3. 革灰 | 全部回收利用 | ≥90%回收利用 | ≥80%回收利用 |
| 4. 革坯边角 | 全部回收利用 | ≥90%回收利用 | ≥80%回收利用 |

3.3 拟建项目清洁生产指标达标情况评价

3.3.1 资源能源利用指标

项目年产90万张猪皮革, 符合标准中对企业规模的要求。项目生产原料为盐湿猪皮, 铬鞣、染

色用的染料等均选用无毒、与革结合紧密、利用率高的染料, 进入废水、废渣中的化学原料利于进行后处理, 对人体健康和环境无负面影响或影响轻微。

项目年产 90 万张猪皮革,按照 150 张/t 计算,项目年产猪皮革 6000t,原皮用量为 16000t。生产用水量 34 万 t/a,产品的耗水量为 56.7t/t 皮,对照标准,项目吨产品耗水量居清洁生产三级水平。项目年耗煤量为 1200t,则产品的耗煤量为 0.2t/t 皮,对照标准,项目吨产品耗煤量居清洁生产一级水平。项目得革率为 0.375,符合清洁生产一级水平。

3.3.2 生产工艺指标

根据国家《产业结构调整指导目录》(2005 年本),项目使用的生产设备不属于淘汰类:“年加工皮革 3 万张(折牛皮标张)以下的制革生产装置”。项目的生产及工艺符合国家的产业政策,项目的生产是合理的。

在原皮处理方面,鲜皮加工(冷冻保存)率约 40%,低盐保藏(添加无毒防腐剂)率约为 60%。脱毛采用酶法、低硫法,脱灰、软化采用酸 50% + 铵盐 50% 法,浸酸鞣制采用低盐浸酸、高吸收铬鞣。原皮使用环保型皮化材料,包括无毒铬鞣剂、高吸收染料和高物性、可降解的加脂剂,在提高产品质量和得革率的前提下,降低原材料和能源消耗,减少环境污染。综合项目所采用的生产工艺,对照标准,项目的生产工艺居清洁生产二级指标。

3.3.3 产品指标

项目产品合格率 >98%,对照标准,项目的产品合格率居清洁生产二级指标。

3.3.4 污染物产生指标

项目废水产生量为 48t/t 盐湿皮, COD_{Cr} 的产

生量为 97.5kg/t 盐湿皮,对照表 1,居于国家制革行业生产过程清洁生产水平的二级技术指标。

3.3.5 废物回收利用指标

项目的原皮废料、革灰、革边角料的回收利用均 >90%,对照表 1,项目的废物回收利用居清洁生产二级指标。

3.3.6 环境管理要求

(1) 项目符合国家和地方有关环境法律、法规,污染物排放达到国家和地方排放标准、总量控制和排污许可证管理要求。

(2) 按照制革行业企业清洁生产审核指南的要求进行了审核;环境管理制度健全,原始记录及统计数据齐全有效。

(3) 对一般废物进行妥善处理;对危险废物进行无害化处理。

(4) 对各种物品堆存区域、危险品有明显标识,对跑冒滴漏现象能够控制。

(5) 对原材料供应方、生产协作方、相关服务方等提出环境管理要求。

3.3.7 清洁生产结论及建议

根据对拟建项目清洁生产水平的分析,项目的清洁生产基本满足二级标准的要求,基本达到国内清洁生产先进水平,满足环境影响评价的要求。

4 结论

清洁生产是环境影响评价中的一个重要环节,对皮革行业等环境污染大户来说尤为重要,这就需要环评单位认真负责,从企业生产的各个方面,全面分析,作出正确可靠的清洁生产水平结论。

Cleaner Production Analysis in Environmental Impact Assessment of Leather Project

WANG Zhi - juan, YU Jia - feng, YU Jing

(Yantai Haiyue Environment Science Technology Limited Company, Yantai Shandong 264006 China)

Abstract: By the case study of the cleaner production evaluation of leather project, the paper illustrates the main content of the cleaner production assess of leather project, which provides references for the cleaner production assessment of similar projects.

Key words: leather project; environmental impact assessment; cleaner production

臭气浓度无组织排放监测现场采样问题的探讨

陆锦标

(启东市环境监测站, 江苏 启东 226200)

摘要: 对现有规定中恶臭无组织排放采样部分进行了综合阐述, 并对臭气浓度无组织排放采样中涉及的无组织排放的界定、企业工况、采样点位选择、采样频次、气象条件等问题进行探讨, 使现场采样更加完善、规范。

关键词: 臭气; 无组织排放; 监测

中图分类号: X83 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2011) 04-0074-02

1 恶臭无组织排放源监测的方法依据

《恶臭污染物排放标准》GB14554-93 (简称《恶臭标准》) 中对采样点设置、采样频率等作了较简单的规定, 由于恶臭污染物为大气污染物, 启东市环境监测站在监测实践中, 还参考了《大气污染物无组织排放监测技术导则》HJ/T55-2000 (简称《导则》) 开展工作。

2 厂界的确定

《恶臭标准》引用的工业企业厂界噪声标准GB1238中规定厂界是指由法律文书(土地使用证、房产证、租赁合同等)中确定的业主所拥有使用权(或所有权)的场所或建筑物边界。在实际监测中, 监测对象无法定手续时, 则按目前所实际占有的边界来确定厂界。

3 无组织排放源的确定

《恶臭标准》中规定无组织排放源指没有排气筒或排气筒高度低于15m的排放源。但在实际监测中存在以下4种情况:

(1) 整个生产过程完全无恶臭气体收集净化设施, 如畜禽养殖场;

(2) 生产过程有配套的恶臭气体收集净化设施, 但排气筒高度低于15m, 上述二种情况均应按无组织排放监测;

(3) 排气筒高度高于15m的污染源, 应通过现场检查恶臭污染物收集情况确定。对恶臭污染物完全收集净化, 并通过15m以上高度排气筒排放的, 应视为有组织排放。但实际情况表明, 由于恶臭污染物的特性, 大部分企业对生产过程中产生的恶臭污染物不能完全收集, 即使有通过15m以上高度排气筒集中排放的恶臭污染物, 又同时存在点多、面广的

无规则扩散型排放, 对这些企业, 应对有组织排放和无组织排放分别监测, 对照相应的标准执行。

(4) 排污单位废水中散发的恶臭污染物按《恶臭标准》要求执行恶臭污染物厂界标准值。

4 臭气浓度无组织排放监测点位设置

《恶臭标准》中, 无组织排放源的监测采样点的布设规定: “厂界的监测采样点, 设置在工厂厂界的下风向侧, 或有臭气方位的边界线上”, 这样规定的目的, 是为了取得最大浓度代表样品, 用此样品测定数值, 做为评价达标的依据^[1]。为取得最具代表性(瞬时最大浓度)样品, 在排放源、气象条件、厂界环境复杂多变的实际监测中, 按照《恶臭标准》5.1、《导则》规定的监控点设置原则和方法, 科学合理地解决点位设置问题。

4.1 监控点的设置

在单位周界外设置监控点, 一般应在单位周界外10m范围内, 监控点数量以2~4个为宜, 设置于平均风向轴线两侧, 监控点与无组织排放源所形成的夹角不能超出风向变化的标准偏差^[2]。监控点具体设置时, 还要充分考虑监测现场的实际情况: 如果周界围墙通透性较差时, 采气口需抬高至围墙上方20~30cm, 围墙通透性较差又不便于把采气口抬高时, 应将监控点设置在距围墙1.5~2倍围墙高度, 距地面1.5m处。如果在无组织排放源与其下风向周界之间存在阻挡气流运动的物体时, 还应按《导则》进行简易流场测定, 决定设置监控点的位置。

4.2 参照点位的设置

《恶臭标准》和《导则》都未对臭气浓度无组织排放是否设置对照点提出要求, 但《恶臭标准》中指出, 恶臭污染物厂界标准值是指排污单位边界

上规定监测点（无其它干扰因素）的一次最大监测值（包括臭气浓度）。因此，笔者认为，对周边无干扰因素，或虽然处于化工园区、养殖园区等污染源相对集中，多个污染源共存区域，但可通过各种方法，如选择风向较适宜的日期或时段排除干扰因素的单个污染源监测时，只需在单位周界外设置监控点，不需设置对照点；实际监测过程中还存在许多难于排除干扰因素的污染源，现行标准中没有提到对背景和干扰的处置，笔者认为，监测时，应在排放源上、下风向分别设置参照点和监控点，参照点监测值可以作为环境信访处置、环境项目管理中参考依据。

5 臭气浓度无组织排放监测存在问题和解决办法探讨

5.1 监测工况

《恶臭标准》对臭气浓度无组织排放监测时企业工况也无明确要求，笔者认为，在对污染源日常监测中，采样期间的工况应当与正常运行工况相同，监测人员和排污单位人员都不应随意改变；验收监测应按《建设项目环境保护设施竣工验收监测办法》对工况的要求执行^[3]；其它环境信访、环境纠纷调查处理等特定目的的监测，应根据监测需要，在监测方案中提出对采样期间工况要求，报有管辖权的环境行政主管部门批准后实施。

5.2 采样频率

《恶臭标准》对臭气浓度无组织排放监测采样频率有原则性规定：连续排放源每2h采样1次，共采样4次，对间歇性排放源，选择气味最大时采样，采集次数不少于3次，取最大值。但在实际监测中，大部分恶臭无组织排放源都不是连续稳定排放，恶臭来源可能来自于正常生产工艺过程，更可能来源于产品、原辅材料装卸过程，或生产装置、

烘箱等设施开启瞬间^[4]。要捕捉气味最大瞬间，采样前应充分了解工艺流程，对监测现场进行详细踏勘，对环境信访、环境纠纷调查处理等特定目的的监测，还应对受污染源影响的周边居民进行调查走访，以充分了解污染源排放规律，确保捕捉到最大瞬时浓度。

5.3 气象条件

《恶臭标准》对臭气浓度无组织排放监测气象条件没有规定，但监测期间的风向变化、平均风速和大气稳定度3项指标对污染物的稀释和扩散有很大影响。在监测过程中，参照《导则》要求，对现场气象条件进行简易测定和判定，参照气象因子与无组织排放监测适宜程度分类方法，选择适宜的时段组织监测。气象条件原始记录既是作为设置监控点和采样点的依据，也是本次监测气象条件适宜程度的真实记录，因此现场气象测定记录要妥善保存。在监测报告中亦应把监测气象条件列出，作为监测结果的重要参考。

6 结语

臭气浓度监测起步较晚，相关标准规范修订发布相对滞后。笔者在多年监测过程中，依据臭气浓度无组织排放厂界标准值是“规定监测点（无其他干扰因素）的一次最大监测值”这一原则，围绕排除干扰、捕捉气味最大瞬间开展监测，参考现有标准规范，对上述问题介绍了一些做法，供现场监测人员参考。

参考文献：

- [1] GB 14554-93, 恶臭污染物排放标准 [S].
- [2] HJ/T55-2000, 大气污染物无组织排放监测技术导则 [S].
- [3] 胡映群. 无组织排放源恶臭采样问题探讨 [C]. 天津: 天津科学技术出版社, 2010.
- [4] 顾健卫. 臭气浓度无组织排放监测中常见问题探讨 [C]. 天津: 天津科学技术出版社, 2010.

Study on Sampling Problems of Unorganized Emissions of Odor Concentration

LU Jin-biao

(Qidong Environmental Monitoring Station, Qidong Jiangsu 226200 China)

Abstract: Unorganized emissions of odor sampling on site are complicated. The paper summarized a detail description of the current provisions about the sampling technology of malodor. The following items for improving and standardizing the sampling technology including how to judge the boundary of emission, and the influence of factory's operating mode, and sampling frequency, and how to set point and the inference from the weather condition were discussed.

Key words: odor; unorganized emission; monitoring

固定污染源废气有组织排放手工监测质量控制与实施

郑云华

(开远市环境科研监测所, 云南 开远 661600)

摘要: 阐述了固定污染源废气有组织排放手工监测容易忽视的问题和质量控制需要采取的措施。

关键词: 固定源废气; 有组织排放; 监测; 质量控制

中图分类号: X83 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2011) 04-0076-04

固定污染源排放的烟尘和废气是造成大气污染的主要污染物之一。

固定污染源在生产过程中, 每天源源不断地向大气中排放烟尘和烟气, 污染大气环境。对固定污染源的定期监测, 是控制大气污染的关键, 监测数据准确与否, 关系到总量控制指标的制定, 影响大气环境质量的评价。为了保证监测数据准确可信, 把好现场监测质量关是固定污染源有组织排放监测的关键。

1 监测前准备

1.1 实验室

目前工业炉窑的监测仪器多为多功能智能型仪器, 所用监测仪器必须满足 HJ/T47-1999《烟气采样器技术条件》和 HJ/T48《烟尘采样器技术条件》。监测前仪器的校准和检验是监测工作的前提和保障, 应依据《固定源废气监测技术规范》(HJ/T397-2007)、《固定污染源排气中颗粒物测定与气态污染物采样方法》(GB16157-1996) 以及《固定污染源监测质量保证与质量控制技术规范》(试行) (HJ/T 373-2007) 中规定, 对监测所用仪器及设备, 现场所需使用物品做全面检查, 包括仪器的气密性、干燥剂、仪器的校准(自校或计量部门的校准)。对监测所用仪器及设备, 应依据标准至少 0.5a 自校 1 次; 测气所用传感器, 应根据使用年限(一般为 1~2a) 和使用频率, 在有效期内使用, 若传感器性能下降或失效, 应立即更换, 每次使用前须用标准气进行校准。

1.2 现场

应初步了解被测企业的生产工艺、运行状况, 明确产生污染物的环节, 排放污染物种类, 查看并

记录风机额定风量, 依据《燃煤锅炉烟尘和二氧化硫排放总量核定技术方法-物料衡算法》(HJ/T69-2001)、《固定污染源监测质量保证与质量控制技术规范》(试行) HJ/T373-2007 规定, 初步核算各种气态污染物的排放量, 烟尘、粉尘排放量。

落实监测点及测孔位置。监测孔的开设在保证安全操作、方便的前提下, 应符合 HJ/T397《固定源废气监测技术规范》中 5.1.2 及 5.1.3 的规定, 采样位置应优先选择在垂直管段, 应避开烟道弯头和断面急剧变化的部位。应设置在距弯头、阀门、变径管下游方向不小于 6 倍直径和距上述部件上游方向不小于 3 倍直径处。对矩形烟道, 其当量直径 $D=2AB/(A+B)$, 式中 A、B 为边长, 上述条件不能满足时, 采样断面与弯头等距离至少是烟道直径的 1.5 倍。采样断面的气流速度最好 $>5\text{m/s}$ 。

2 现场监测

2.1 监测对工况的要求

在现场监测期间, 应有专人负责对被测污染源工况进行监督, 保证生产设备和治理设施正常运行, 工况稳定且符合监测要求。

污染源的日常监督性监测: 除相关标准另有规定, 采样期间的工况应与平时的正常运行工况相同: 工况稳定、生产负荷达到规定条件, 才符合监测要求。

建设项目竣工环境保护验收监测: 应在工况稳定、生产负荷达到设计生产能力的 75% 以上(包括 75%) 情况下进行。对于无法调整工况达到设计生产能力的 75% 以上负荷的建设项目: ①可以调整工况达到设计生产能力 75% 以上的部分, 验收监测应在满足 75% 以上负荷或国家及地方标准中所要求的生产负荷的条件下进行; ②无法调整工况达到设计

生产能力 75% 以上的部分, 验收监测应在主体工程稳定、环保设施运行正常, 并征得环保主管部门同意的情况下进行, 同时注明实际情况。

水泥行业竣工环境保护验收监测应在工况稳定、生产负荷达到设计生产能力的 80% 以上情况

下进行, <80%, 停止监测。

监测对工况要求详见表 1。

2.2 采样时间与频次

采样时间和采气量, 依据监测规范进行, 详见表 1。

表 1 监测规范及条件一览表

| 监测规范 | 监测时负荷 | 采样时间与频次 |
|--|---|---|
| <p>建设项目 环保设施竣工验收监测《固定源废气监测技术规范》(HJ/T 397-2007)、《建设项目竣工环境保护验收技术规范-水泥制造》(HJ/T256-2006)</p> | <p>①工况稳定、生产负荷达到设计生产能力 75% 以上(含 75%)。②水泥行业: 须达到设计规模 80% 以上。③锅炉: 新装锅炉出口原始颗粒物浓度和颗粒物排放浓度验收测试, 在设计出力下进行。在用锅炉: 颗粒物测试在锅炉设计出力 70% 以上时进行测试(须考虑出力系数)。</p> | <p>①有明显生产周期、污染物排放稳定的建设项目, 2~3 周期, 每周期不少于 3~5 次。②无明显生产周期、污染物排放稳定的建设项目不少于 2d, 每 1d 采 3 个平行样。③水泥行业: 水泥窑及窑磨一机废气及颗粒物: 不少于 2d, 3~5 次/d; 烘干磨、烘干机、煤磨及冷却机、其它通风设备颗粒物: 不少于 2d, 4 次/d。</p> |
| <p>工业炉窑 《固定源废气监测技术规范》(HJ/T 397-2007)、《固定污染源排气中颗粒物测定与气态污染物采样方法》(GB 16157-1996)</p> | <p>测试在最大热负荷下进行, 炉窑达不到或超过设计能力时, 也必须在最大生产能力的热负荷下测定, 即在燃料耗量较大的稳定加热阶段进行。</p> | <p>连续 1h 采样取平均值或 1h 内等时间间隔采 3~4 个样计平均值。有相关标准的按相关标准执行。废气: 视待测污染物浓度定, 每个样品采样时间一般不少于 10min, 3 个以上样品。颗粒物: 每个测定断面采样次数不得少于 3 次, 每个测点连续采样时间不得少于 3min, 取 3 次平均值或采气量不得少于 1m³。</p> |
| <p>锅炉 《锅炉烟尘测试方法》(GB 5468-91)</p> | <p>锅炉设计出力 70% 以上并按锅炉运行 3a 内和 3a 以上两种情况将不同出力下的实测浓度乘出力系数。</p> | <p>烟尘: 每个测定断面采样次数不得少于 3 次, 每个测点连续采样时间不得少于 3min, 取 3 次平均值或采气量不得少于 1m³。手烧炉不低于 2 个加煤周期。</p> |
| <p>水泥行业 《固定源废气监测技术规范》(HJ/T 397-2007)、《固定污染源排气中颗粒物测定与气态污染物采样方法》(GB 16157-1996)</p> | <p>采样期间工况与当时正常工况相同。</p> | <p>采样方法按 (GB16157-1996) 执行。连续 1h 采样平均值或 1h 内等时间间隔采 3 个以上样品取平均值。</p> |
| <p>火电厂 《固定源监测技术规范》(HJ/T 397-2007)、《固定污染源排气中颗粒物测定与气态污染物采样方法》(GB 16157-1996)</p> | <p>机组运行负荷 75% 以上。</p> | <p>采样方法按 (GB16157-1996) 执行。每个测定断面采样次数不得少于 3 次, 每个测点连续采样时间不得少于 3min, 取 3 次平均值或采气量不得少于 1m³。</p> |
| <p>煤炭工业 《煤炭工业污染物排放标准》(GB 20426-2006)</p> | <p>正常工况</p> | <p>采样方法按 (GB16157-1996) 执行。连续 1h 采样取平均值, 或在 1h 内以等时间间隔采集 4 个以上样品中计平均值。</p> |

2.3 风量测定

应用智能烟尘采样器测定风量与颗粒物测定同步进行, 监测中注意动压值的变化, 突然的无动压读数可能是管路的堵塞或脱落。应注意实测风量与风机标称额定风量相差不能太大, 如果实测风量大于额定风量, 应落实是否有漏风等因素, 必要时停止测定。

2.4 颗粒物及烟尘采样

采样点。采用多点等速采样法。不同直径的圆

形烟道用等面积圆环多点等速采样法, 对矩形管道采用等面积小块的中心点, 对不规则管道可按形状分段布设采样点。对直径 <0.3m、流速分布比较均匀、对称并符合 HJ/T397《固定源废气监测技术规范》中 5.1.2 要求的小烟道, 可取烟道中心作为测点。采样时采样嘴必须正对气流方向, 偏角不得 >5° (采样开始前和结束采样时, 采样嘴必须背对气流, 防止正吹或倒抽, 使采集的颗粒物不准确), 采样过程的跟踪率须达到 1.0 ± 0.1。

采样时间与频次见表1。

2.5 气态污染物

气态污染物在采样断面内一般是混合均匀的，可取靠近烟道中心的一点作为采样点，但须注意所测气体的性质，依据《固定源监测技术规范》(HJ/T 397-2007)和《固定污染源排气中颗粒物测定与气态污染物采样方法》(GB 16157-1996)中规定，对不同的气体选择不同材质的连接管及加温、保温、冷却措施，采集的样品应放在不与被测物产生化学反应的容器内，并注意检查连接管的漏气情况，这些措施的选择可大大提高测定的灵敏度，对监测结果的准确度影响很大。

2.6 其它参数的测定

温度的测定应注意温度探头的连接，探头的使用范围，监测时应注意观察温度变化，如果温度变

化太大，有可能工况不稳定，应停止监测，落实工况情况。

含湿量的测定应了解企业污染处理设施的工作原理，了解处理环节是否有含水，如水磨除尘、脱硫等含水工艺以确认监测数据可信。采样位置可置烟道中心采样。

过氧系数的测定一定要注意监测过程中数据的变化情况，当过氧系数过大时，应落实锅炉燃烧情况，若为非正常燃烧，停止测定。

3 排放标准与过量空气系数

排放标准的使用。按照综合性排放标准与行业性排放标准不交叉使用的原则，正确选择排放标准，有行业标准的使用行业标准。特别注意新老标准更换，标准的使用范围、年限、时段等问题。

表2 排放标准与过量空气系数(a)一览表

| 综合《大气污染物综合排放标准》(GB 16297-1996) | |
|-----------------------------------|---|
| 工业炉窑《工业炉窑大气污染物排放标准》(GB 9078-1996) | 冲天炉(冷风炉,鼓风温度 $\leq 400^{\circ}\text{C}$,掺风系数4.0冲天炉;(冷风炉,鼓风温度 $\geq 400^{\circ}\text{C}$,掺风系数2.5) 其它工业炉窑过量空气系数1.7 |
| 锅炉《锅炉大气污染物排放标准》(GB 13271-2001) | 燃煤锅炉:(初始烟尘排放浓度) $a=1.7$;(烟尘、二氧化硫排放浓度) $a=1.8$ 燃油、燃气锅炉:(烟尘、二氧化硫、氮氧化物排放浓度) $a=1.2$ |
| 火电厂《火电厂大气污染物排放标准》(GB 13223-2003) | (烟尘、二氧化硫、氮氧化物排放浓度)燃煤锅炉 $a=1.4$;燃油锅炉 $a=1.2$; 燃气轮机 $a=3.5$ |
| 水泥工业《水泥工业大气污染物排放标准》(GB 4915-2004) | |
| 煤炭工业《煤炭工业污染物排放标准》(GB 20426-2006) | |

4 测定数据与计算

排放浓度的计算应注意标准中规定的过量空气系数的使用，排放速率的计算使用的是实测浓度而不是排放浓度，应注意单位换算。

实测浓度 C' (mg/m^3) = 采样所得颗粒物或气态污染物量 m (g) $\times 10^6$ / 标准状态下干气体积 V_{nd} (L);

排放浓度 C (mg/m^3) = 实测浓度 C' (mg/m^3) \times (实测过量空气系数 a' / 标准规定过量空气系数 a);

排放速率 G (kg/h) = 实测浓度 C' (mg/m^3) \times 标况风量 Q_{sn} (m^3/h) $\times 10^{-6}$ 。

5 结语

影响固定源监测准确度的因素很多，因为现场测定是动态的，变化大，加之多为高空作业，条件受限。应在监测前对被监测对象有个初步了解，对

被测污染物排放浓度及排放量做初步核算，做到心中有数，现场测定时细心观察，特别是要观察测定中仪器读数的动态变化(动压、温度、跟踪率、含氧量)，这些参数能反映监测的准确度，从而保证监测数据的有效性。

参考文献:

- [1] GB16297-1996, 大气污染物综合排放标准 [S].
- [2] GB9078-1996, 工业炉窑大气污染物排放标准 [S].
- [3] GB13271-2001, 锅炉大气污染物排放标准 [S].
- [4] GB13223-2003, 火电厂大气污染物排放标准 [S].
- [5] GB4915-2004, 水泥工业大气污染物排放标准 [S].
- [6] GB20426-2006, 煤炭工业污染物排放标准 [S].
- [7] HJ/T373-2007, 固定污染源监测质量保证与质量控制技术规范(试行) [S].
- [8] HJ/T397-2007, 固定源废气监测技术规范 [S].
- [9] HJ/T256-2006, 建设项目竣工环境保护验收技术规范—水泥制造 [S].
- [10] GB16157-1996, 固定污染源排气中颗粒物测定与气态污染

物采样方法 [S].
[11] GB5468-91, 锅炉烟尘测试方法 [S].
[12] 国家环境保护总局. 空气和废气监测分析方法 (第四版. 增补版) [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2007.
[13] 国家环境保护总局环境影响评价管理司. 建设项目竣工环境保护验收监测培训教材 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2004.

Quality Control and Implementation by Hand Monitoring Tail Gas from Fixed Organized Pollution Sources

ZHENG Yun - hua

(Kaiyuan Environmental Research and Monitoring Institute, Kaiyuan Yunnan 661600 China)

Abstract: The problems that is easy to be neglected by hand monitoring tail gas from fixed organized pollution sources were demonstrated as well as the countermeasures needed to control the quality.

Key words: fixed tail gas source; organized emission; monitor; quality control



《环境科学导刊》杂志

《环境科学导刊》, 投稿及联系邮箱: ynhjx@yies.org.cn; 电话 (传真): 0871-4142389; 国内统一刊号: CN53-1205/X; 国际标准刊号: ISSN1673-9655。

《环境科学导刊》(原《云南环境科学》)创刊于1982年,是云南省环境保护厅主管,云南省环境科学研究院主办,全国公开发行的环保科技期刊。本刊主要刊登环境科学学术性论文、环境科研报告及介绍环境工程应用技术的文章。主要栏目有:科研专题研究、环境管理、水环境保护、生态环境保护、污染防治、污染治理技术、农业环境保护、环境与人体健康、环境监测、环境影响评价等。适合所有从事环境保护工作的人员和大专院校有关专业的师生阅读,也可供规划、农、林、水、土、卫生等部门的有关人员参阅。

《环境科学导刊》为双月刊,每双月25日出版,全年定价60元。读者可通过邮局汇款到本刊编辑部或通过银行转帐到云南省环境科学研究院订阅。

邮局汇款

邮政编码: 650034

汇款地址: 昆明市西山区气象路王家坝23号

收款人: 《环境科学导刊》杂志社

电 话: 0871-4142389

银行转帐

开 户 名: 云南省环境科学研究院

开户银行: 建行昆明市西园南路支行

帐 号: 53001615637050309169

E-mail: ynhjx@yies.org.cn

香格里拉县城区大气污染现状及监测点位优化浅析

高春燕

(迪庆州环境监测站, 云南 迪庆 674400)

摘要:通过对香格里拉城区2006~2010年环境空气监测数据的分析,对香格里拉城区已有环境空气监测点位进行优化研究,合理确定监测点位位置。

关键词:空气质量;环境监测;点位优化;香格里拉城区

中图分类号: X83 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2011) 04-0080-02

1 香格里拉城区自然状况和社会经济概况

香格里拉县城位于香格里拉县中部,海拔3300m,四周群山环绕,中间地势平坦。香格里拉县城地处高寒坝区,龙潭河、纳赤河、奶子河从东向西穿越而过,流入纳帕海。城内和城郊有百鸡寺、红军长征纪念馆、噶丹松赞林寺、大宝寺、纳帕海、碧塔海、天生桥、属都湖、下给温泉等旅游景点。

香格里拉县城地处高寒坝区,境内年平均气温5.5℃,1月平均气温-3.3℃,7月平均气温13.3℃,极端最低气温-27.4℃,极端最高气温25.1℃,年平均降水量611.3mm,降水量年内分配不均,6~9月降水量占全年降水量的78.5%。积雪期长达5个月以上,蒸发量小,降水的有效性高。无霜期124d,全年日照2191h。平均风速2.3m/s,平均相对湿度70%。香格里拉县的气候受西南风和西风交替控制,干湿季很明显。由于远离海洋,又有层层高山阻隔,无论从西南或者是东南来的季风,在区内都逐渐减弱,形成了兼有内陆性的气候特征。

香格里拉县城是迪庆藏族自治州政治、经济、文化教育中心。州、县党政机关,企事业单位集中于此。有藏族、纳西族、白族、傈僳、回、彝、壮、哈尼、普米、水、怒、土、独龙等20个民族,少数民族人口占72.3%。公路通向西藏、甘孜、昆明及州内各县,是连接滇西北、藏东南、川西南的重镇。

2 点位优化目的及原则

2.1 优化目的

结合城市规划发展和空气功能区划的结果,以及城市综合整治考核的要求,通过监测点位优化,合理确定最佳监测点位的位置。通过监测点位优化、认证而建立的环境空气质量监测点能全面、真实、准确地反应辖区内空气环境质量状况及变化趋势,更好地为环境管理提供及时、可靠的环境监测信息,为政府和环保部门进行环境决策提供科学依据。

2.2 优化原则

代表性。监测点位在宏观上要能反映城市环境特征,微观上应能反映点位的特征,监测点位的位置应能反映环境质量特征,在设置时要考虑气象特征、污染状况。

合理性。监测点位布设应符合经费最省与监测点位最少原则。

连续性。监测数据应具有连续性。

可操作性。监测数据应考虑交通便利,以方便样品的采集。

准确性。获取的监测数据必须使用国家规定的有关方法,使用的仪器必须经过计量认证,监测数据的获取须全过程受控。

完整性。监测点位数量、频率必须符合《环境监测技术规范(大气和废气部分)》的要求。

3 香格里拉城区大气污染现状

香格里拉城区没有大型的工业企业,环境空气污染源主要有以下几类:宾馆、饭店用锅炉;居民生活源(居民户、食堂、饮食店的大小炉灶);尘土源(裸露土地、建筑挖掘、土及砂运输);流动源(机动车)。香格里拉县城空气污染源中,锅炉主要是排放燃煤烟气,居民生活源以柴薪和燃气为主,少量使用煤,机动车流动源主要释放光化学气

体, 尘土源产生环境空气中的降尘和可吸入颗粒物。

迪庆州环境监测站从 2003 年起对香格里拉城区开展大气周报监测工作, 采用 24h 连续采样—实验室分析方法, 2008 年, 从大气质量监测周报改为日报, 监测方法改为空气连续自动监测, 监测点位也改为迪庆州监测站。仪器是武汉天虹智能仪表厂生产的 TH-2000 环境大气自动监测中心站。

表 1 两种采样方式方法分析表

| 项目 | 人工操作系统 | 自动监测系统 |
|------------------|-----------------------|--------|
| SO ₂ | 甲醛缓冲溶液吸收-盐酸副玫瑰苯胺分光光度法 | 紫外荧光法 |
| NO _x | 盐酸萘乙二胺分光光度法 | 化学发光法 |
| PM ₁₀ | 重量法 | β射线吸收法 |

表 2 香格里拉城区 2006、2007 年大气监测结果统计表 (mg/m³)

| | 2006 年 | | | 2007 年 | | |
|------|-----------------|-----------------|------------------|-----------------|-----------------|------------------|
| | SO ₂ | NO _x | PM ₁₀ | SO ₂ | NO _x | PM ₁₀ |
| 州纪委 | 0.010 | 0.027 | 0.034 | 0.005 | 0.020 | 0.039 |
| 三江办 | 0.006 | 0.020 | 0.038 | 0.005 | 0.025 | 0.043 |
| 县林业局 | 0.007 | 0.029 | 0.033 | 0.006 | 0.026 | 0.042 |
| 全城平均 | 0.008 | 0.025 | 0.035 | 0.005 | 0.024 | 0.041 |

表 3 香格里拉城区 3a 大气监测结果统计表 (mg/m³)

| | SO ₂ | NO _x | PM ₁₀ |
|--------|-----------------|-----------------|------------------|
| 2008 年 | 0.018 | 0.018 | 0.041 |
| 2009 年 | 0.018 | 0.010 | 0.030 |
| 2010 年 | 0.019 | 0.010 | 0.031 |

从表 2 的统计数据可看出, NO_x、SO₂、PM₁₀ 两年平均值均达到一级标准。表 3 是 2008~2010 年的日报监测数据: 2008 年全年环境空气质量自动监测日报, 空气质量状况一级优 223d, 二级良 61d; 2009 年全年环境空气质量状况优 293d, 良 11d; 2010 年全年空气质量状况优为 266d, 良为 3d。

4 点位优化

香格里拉城区小, 人口少, 按《环境监测技术规范(大气和废气部分)》要求, 城市人口少于 50 万, NO_x、SO₂、PM₁₀ 3 项须设 3 个监测点位。2003 年分别在州纪委、三江办、县林业局设监测点。从整个城区范围看, 点位布局比较合理。

2008 年配置了一台环境空气日报监测仪器, 进行监测点位的优化选择时, 对整个县城的布局进行分析: 州环境监测站位于整个县城的中心区, 是

一个集商业、文教、居民区为一体的地区, 其主要的大气污染源是餐饮业、居民日常使用炉灶, 机动车排放的尾气。此点位能基本反应香格里拉县城环境空气质量现状, 而且接电、工作都很方便, 点位的地理位置合理, 覆盖面大。

从表 2、表 3 数据和图 1 看, 2006 年和 2007 年环境空气质量监测周报数据和 2008 年、2009 年、2010 年的空气自动监测日报年平均数据中, 污染负荷中贡献最大的污染物 PM₁₀ 呈现下降趋势, 其主要原因是城区绿化面积的扩大。二氧化硫有所上升, 这与近年旅游业的快速发展, 旅游人数的增加, 旅游相关产业的发展有关。

从 2006~2010 年的数据可看出, 点位虽然改变, 但监测数据具有连续性。监测数据具有代表性, 监测点位在宏观上能反映城市环境特征, 监测点位的位置能反映环境质量特征。具有合理性, 监测点位布设符合经费最省原则。具有可操作性, 监测考虑交通便利, 方便样品的采集。具有准确性, 获取的监测数据使用国家规定的有关方法, 使用的仪器经过计量认证, 监测数据的获取全过程受控。

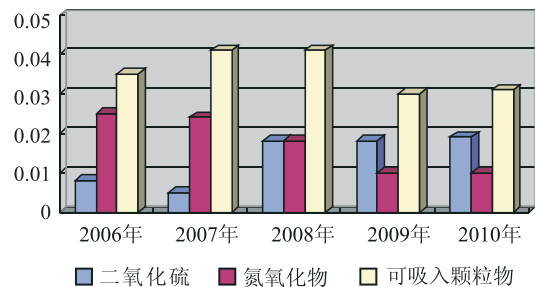


图 1 香格里拉城区监测数据

5 结论

香格里拉县环境空气质量总体保持良好水平, 香格里拉城区环境空气质量监测点位设置能反应一定范围内环境污染的水平 and 规律, 同时符合监测点位设置所需经费最少原则, 在城市布局上比较合理, 真实地反应了香格里拉县城环境空气的污染状况。数据量达到要求, 完整性、连续性较好。

参考文献:

- [1] 本书编委会. 空气和废气监测分析方法(第四版) [J]. 北京: 中国环境科学出版社, 2003.
- [2] 本书编委会. 迪庆藏族自治州志 [M]. 昆明: 云南民族出版社, 2003.
- [3] 本书编委会. 迪庆藏族自治州林业志 [Z]. 迪庆藏族自治州林业局, 2001.
- [4] 高原. 昆明市主城区环境空气质量及变化趋势 [J]. 环境科学导刊, 2011, 30 (2).

(下转第 89 页)

关于气相色谱法测定水中丙烯酰胺的研究

杨文武

(泰州市环境监测中心站, 江苏 泰州 225300)

摘要: 研究并建立了毛细柱气相色谱-微池电子捕获检测器测定水中丙烯酰胺的方法。水样中丙烯酰胺经溴化衍生后, 用乙酸乙酯萃取, 经气相色谱法分析, 取 100ml 水样时方法检出限为 0.017 $\mu\text{g/L}$ 。丙烯酰胺在 0.50~12.50 $\mu\text{g/L}$ 范围内线性良好, 在低、中、高 3 个添加水平, 平均加标回收率为 99.3%~114%, 相对标准偏差为 0.4%~3.5%。本方法准确度高、精密度好, 适用于水中丙烯酰胺测定。

关键词: 气相色谱法; 丙烯酰胺; 溴化衍生; 液液萃取

中图分类号: X83 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2011) 04-0082-03

丙烯酰胺^[1], 英文名 Acrylamide, 分子式 $\text{CH}_2=\text{CHCONH}_2$, 分子量 71.08。是一种不饱和酰胺, 其单体为无色透明片状结晶, 熔点 84.5 $^\circ\text{C}$, 沸点 125 $^\circ\text{C}$ (3325Pa), 密度 1.122 g/cm^3 。能溶于水、乙醇、乙醚、丙酮、氯仿, 不溶于苯及庚烷中, 在酸碱环境中可水解成丙烯酸。丙烯酰胺单体在室温下很稳定, 但当处于熔点或以上温度、氧化条件以及在紫外线作用下很容易发生聚合反应。当加热使其溶解时, 丙烯酰胺释放出强烈的腐蚀性气体和氮的氧化物类化合物。

目前, 国内外检测水中丙烯酰胺的标准方法主要有气相色谱法^[4]《生活饮用水标准检验方法有机物指标 (GB/T5750.8-2006)》、气相色谱-质谱分析法 (GC-MS)^[5]、液相色谱-质谱分析法 (LC-MS)^[6]、液相色谱-串联质谱联用法 (LC-MS-MS)^[7] 以及美国 EPA8032A^[8]、EPA8316^[9] 等。本实验采用转化改进美国 EPA8032A 方法, 在 pH=1~2 条件下, 丙烯酰胺与新生态的溴加成反应, 生成 α 、 β -二溴丙酰胺, 经乙酸乙酯萃取, 以气相色谱-微池电子捕获检测器测定。

1 实验部分

1.1 仪器设备

气相色谱仪: Agilent6890 气相色谱仪 (美国 Agilent 公司), 带微池电子捕获检测器; 旋转蒸发器; 分液漏斗振荡器; 磁力搅拌器; 玻璃层析柱: 内具砂芯, 内径 1cm, 长度 25cm, 内填约 10cm 高

度无水硫酸钠。

1.2 试剂材料

硫酸溶液: $c(\text{H}_2\text{SO}_4) = 3\text{mol/L}$, 优级纯; 溴化钾, 优级纯; 溴酸钾溶液: $[c(1/6\text{KBrO}_3) = 0.1\text{mol/L}]$; 硫代硫酸钠溶液: $[c(\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3) = 1\text{mol/L}]$; 无水硫酸钠: 使用前在箱式电炉 (又名马弗炉) 中 400 $^\circ\text{C}$ 灼烧 2h, 冷却后装入磨口玻璃瓶中, 置于干燥器中保存; 乙酸乙酯, 优级纯; 丙烯酰胺标准 (上海安谱公司购得, 介质丙酮); 载气: 氮气, 纯度 $\geq 99.999\%$ 。

1.3 色谱条件

色谱柱: HP-INOWAX 石英毛细柱, 60m \times 0.32mm \times 0.25 μm ; 进样口温度: 225 $^\circ\text{C}$, 不分流进样; 柱箱温度: 初始温度 100 $^\circ\text{C}$, 保持 4min, 以 30 $^\circ\text{C}/\text{min}$ 的速率升至 220 $^\circ\text{C}$, 保持 5min, 最后以 20 $^\circ\text{C}/\text{min}$ 的速率升至 240 $^\circ\text{C}$, 保持 3min; 检测器温度: 250 $^\circ\text{C}$; 色谱柱流速: 2.0ml/min (恒流模式); 进样量: 1 μl 。

1.4 实验方法

1.4.1 样品的采集

用洁净的磨口玻璃瓶采集样品, 采集后放入冰箱冷藏室内, 4 $^\circ\text{C}$ 可冷藏保存 7d。水样中余氯 $> 1.0\text{mg/L}$ 时有负干扰, 可在采样时加入 0.01g~0.02g 抗坏血酸消除^[10]。

1.4.2 样品预处理

(1) 溴化: 量取 100ml 水样置于 250ml 碘量瓶中, 加入 6.0ml 硫酸溶液混匀, 置于 4 $^\circ\text{C}$ 冰箱中, 放置 30min。取出碘量瓶, 加入 15.0g 溴化钾, 溶解后加入 10ml 溴酸钾溶液, 混匀, 再次置于冰箱中放置 2h。从冰箱中取出碘量瓶, 逐滴加

收稿日期: 2011-01-24

基金项目: 国家环保部标准制修订项目 (2007-31-917)。

作者简介: 杨文武 (1979-), 男, 江苏泰兴人, 工程师, 大学本科, 2001 年从事环境监测分析工作。

入硫代硫酸钠溶液,分解多余的溴,直至溶液无色。

(2) 脱水:于每个碘量瓶中加入磁力搅拌子,在磁力搅拌器剧烈搅拌下缓慢加入 30g 无水硫酸钠(注意不能使无水硫酸钠结块),搅拌 2min,静置 10min。转移试样至 250ml 分液漏斗中,用 1ml 纯水淋洗碘量瓶,淋洗液一并转移至分液漏斗中,重复 3 次。

(3) 萃取:向分液漏斗中加入 25ml 乙酸乙酯,振荡放气后置于分液漏斗振荡器上剧烈振荡 5min,静置 10min 分层后,有机相放入烧杯中,重复 2 次,合并有机相至烧杯中。

(4) 浓缩:将有机相通过玻璃层析柱脱水,收集有机相于旋蒸浓缩瓶中,并用少量乙酸乙酯洗涤烧杯,洗涤液过无水硫酸钠层析柱,重复 2~3 次,洗涤液一并转入浓缩瓶中。将上述乙酸乙酯液旋蒸浓缩至 5ml 左右,转移浓缩液至 10ml 容量瓶中,再用少量乙酸乙酯洗涤浓缩瓶 2~3 次,洗涤液一并转入容量瓶中,用乙酸乙酯定容至 10ml,供气相色谱测定使用。

2 结果与讨论

2.1 溴化反应的控制

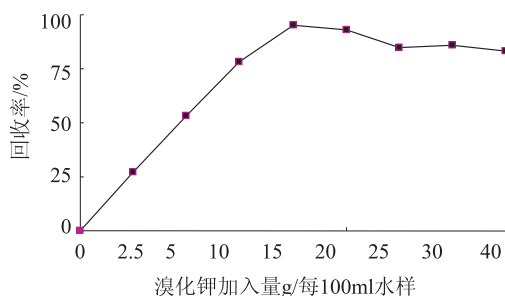


图1 溴化钾加入量对溴化产率影响

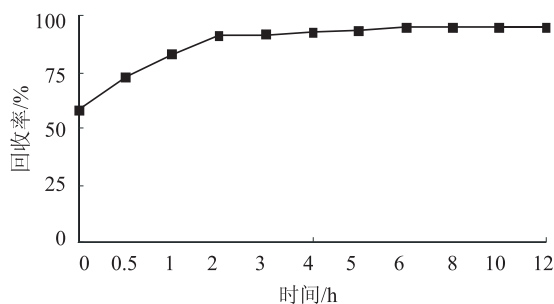


图2 反应时间对溴化产率影响

本次试验在水样中加入的溴化钾与溴酸钾产生的新生态溴与水样中的丙烯酰胺加成反应,生成 α 、 β -二溴丙酰胺。所产生新生态溴的量要能使丙烯酰胺完全反应,因此选择加入过量的溴化钾与溴酸钾。而且反应时间要足够长,溴化反应时间选

择为 2h。溴化钾加入量对溴化产率影响见图 1,反应时间对溴化产率影响见图 2。

2.2 萃取溶剂的选择

本次实验对比了乙酸乙酯、正己烷、苯 3 种溶剂对空白水样加标的提取效果。结果显示正己烷和苯的提取效率均不高,低于等量乙酸乙酯提取效率,且由于苯是剧毒试剂,因此不选用苯和正己烷。

2.3 萃取方法的优化

在选用乙酸乙酯做萃取剂时,因乙酸乙酯少量溶于水,为了获得最大萃取效果,试验采用加入过量无水硫酸钠以降低乙酸乙酯在水中的溶解度,使水相和有机相比较好地分层;此外通过加大乙酸乙酯的量及增加萃取次数最终获得较高的萃取效果。

2.4 色谱柱选用方式

因溴化衍生反应产生的杂质较多,对 α 、 β -二溴丙酰胺的检测产生干扰;因此选择了固定液极性较强、分离效能较高的 HP-INOWAX 石英毛细柱(60m \times 0.32mm \times 0.25 μ m),在程序升温条件下,17min 内可将丙烯酰胺和干扰物有效分离。丙烯酰胺标准样品(a)气相色谱图见图 3,实际样品(b)气相色谱图见图 4。

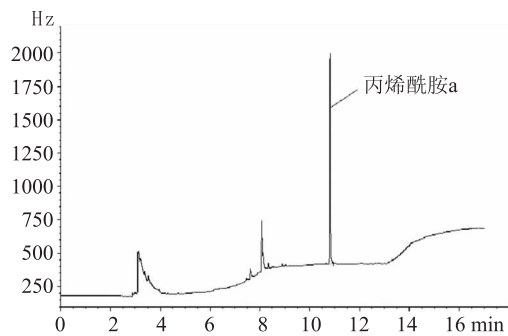


图3 丙烯酰胺标准样品(a)气相色谱图

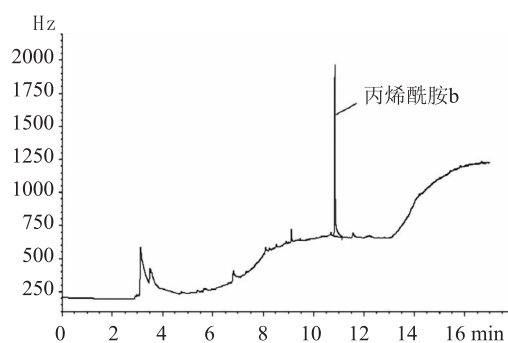


图4 实际样品(b)气相色谱图

2.5 回归方程和检出限

取丙烯酰胺标准系列溶液(浓度为 0.50、1.00、2.50、5.00、12.50 μ g/L),按上述色谱条件测定相应的峰面积 A,通过线性回归,得到回归

方程为: $A = 203.50532C + 57.33890$, 相关系数 $r = 0.9997$ 。

分别采用3倍信噪比 ($S/N = 3$) 和10倍信噪比 ($S/N = 10$) 确定本方法的最低检测限和定量限, 根据连续7个接近于检出限浓度的实验室空白加标计算标准偏差, 以3倍标准偏差作最低检测限, 以10倍标准偏差作为定量限。当水样量为100ml, 乙酸乙酯萃取定容至10ml时, 方法检出限为 $0.017\mu\text{g/L}$, 满足 GB 3838-2002 的要求。

2.6 精密度和回收率

在空白样品中添加丙烯酰胺标准溶液 (3个添加水平分别为 $0.2\mu\text{g/L}$ 、 $2.0\mu\text{g/L}$ 和 $6.0\mu\text{g/L}$), 按上述方法预处理后进行测定。结果表明, 加标回收率为 $99.3\% \sim 114\%$, 相对标准偏差为 $0.4\% \sim 3.5\%$ 。

2.7 实际样品的测定

采用本方法测定泰州地区长江水、饮用水源水以及城河水均未检出, 表明无丙烯酰胺的污染; 应用本方法检测某丙烯酰胺絮凝剂生产厂家不同时段生产废水, 其样品浓度为 $2.3 \sim 15.8\text{mg/L}$, 表明采用本文推荐的实验条件可以很好地检出丙烯酰胺。

3 结论

本文建立了毛细柱气相色谱-微池电子捕获检测器测定水中丙烯酰胺的方法, 对实验中须要着重把握的关键点做了研究, 同时对萃取溶剂及萃取条

件进行了优化, 提高了方法定量测定结果的准确性, 并通过实验室检出限及实际样品的测定, 证明溴化衍生-气相色谱法可以测定地表水、废水中的丙烯酰胺, 方法检出限满足国家标准的要求。

参考文献:

- [1] 百度百科. 丙烯酰胺 [EB/OL]. 百度网, http://baike.baidu.com/view/168841.html?tp=0_11. 2010-04-10, 2009-12-26.
- [2] 维基百科. 丙烯酰胺 [EB/OL]. 维基百科中文网, <http://zh.wikipedia.org/zh-cn/%E4%B8%99%E7%83%AF%E9%85%B0%E8%83%BA>. 2010-04-10, 2009-11-20.
- [3] March GM, Lucas LJ, Youk AO, etc. Mortality Patterns among Workers Exposed to Acrylamide: 1994 Follow-Up [J]. Occupational and Environmental Medicine, 1999, (56).
- [4] GB/T5750.8-2006, 生活饮用水标准检验方法有机物指标丙烯酰胺气相色谱法 [S].
- [5] Castle L. Determination of acrylamide monomer in mushrooms grown on polyacrylamide gel [J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 1993, 41 (8).
- [6] Rosén J, Hellens K-E. Analysis of acrylamide in cooked foods by liquid chromatography tandem mass spectrometry [J]. Analyst, 2002, 127 (7).
- [7] 张凌云, 刘波, 徐荣, 等. 液相色谱-串联质谱法测定饮用水中的丙烯酰胺 [J]. 环境化学, 2010, 29 (1).
- [8] METHOD 8032A. Acrylamide by Gas Chromatography [S].
- [9] METHOD 8316. Acrylamide, Acrylonitrile and Acrolein by High Performance Liquid Chromatography (HPLC) [S].
- [10] 张宗祥, 杨文武, 陈军. 气相色谱法测定水中丙烯酰胺 [J]. 地质学刊, 2009, 33 (2).

Determination of Acrylamide in Water by Gas Chromatography

YANG Wen-wu

(Taizhou Environmental Monitoring Station, Taizhou Jiangsu 225300 China)

Abstract: A method for the determination of acrylamide in water was established by gas chromatography with bromination derivation. The acrylamide in water sample was derived through bromination and extracted by ethyl acetate, and determined by gas chromatography. The detection limit was $0.017\mu\text{g/L}$ while the volume of water sample was 100 ml. The result has a good linearity for the acrylamide concentrations between 0.50 to $12.50\mu\text{g/L}$. The average recoveries were between 99.3% and 114% with RSD of 0.4% to 3.5% . This method was accurate and precise, and it can be used for the determination of acrylamide in water sample.

Key words: gas chromatography; acrylamide; bromide derivative; liquid/liquid extraction

离子色谱法测定水中硫酸盐质量控制指标研究

彭刚华¹, 胡正生¹, 米方卓², 左燕君¹, 林兰钰², 夏新²

(1. 江西省环境监测中心, 江西 南昌 330029; 2. 中国环境监测总站, 北京 100012)

摘要: 运用离子色谱法对硫酸盐的标准样品和实际样品进行研究分析, 通过全国多家实验室的大量监测数据, 得出了当前常用的精密度及准确度方面质量控制指标的建议值。研究表明: 在 0.5 ~ 230mg/L 浓度范围内, 标准样品的 $RSD \leq 3.0\%$, $RSD' \leq 7.0\%$, $RE \leq \pm 15\%$ 。实际样品 0.5 ~ 210 mg/L, $RD \leq 4.0\%$, 加标回收率范围为 90% ~ 115%。

关键词: 硫酸盐; 离子色谱法; 质量控制指标; 研究

中图分类号: X83 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2011) 04-0085-03

硫酸盐在自然界分布广泛, 天然水体中硫酸盐的浓度可从每升几毫克至数千毫克, 《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002) 中规定饮用水源地硫酸盐含量的限值为 250mg/L。当前测定水中硫酸盐的主要方法有重量法、原子吸收法、分光光度法和离子色谱法。随着国内监测装备水平的提高, 离子色谱法已经逐渐成为硫酸盐监测的主要方法。

科学、合理的质量控制指标是评价质量控制水平的重要依据, 是保证环境监测数据准确、可靠的重要技术支撑。针对目前环境监测质量控制指标体系不够完善、缺乏全国性系统研究的现状, 本文从当前全国环境监测质量控制技术水平出发, 以探索具有广泛意义和全国性指导意义的质量控制指标为目标, 依据多种浓度、多种样品、多家实验室参与测定而得到的大量监测数据, 对水中硫酸盐的质量控制措施进行系统性研究, 提出了《水质 无机阴离子的测定 离子色谱法》(HJ/T84-2001) 测定硫酸盐的质量控制指标, 为质量控制工作提供科学依据及技术支持。

1 监测数据

1.1 监测单位

为保证本次研究所得的质量控制指标具有广泛意义和全国指导意义, 在全国范围内选取 15 个省份的 73 家实验室对样品进行试验测定, 其中 8 个省级站, 28 个市级站, 37 个县级站。

1.2 监测数据

全国 15 个省份的 73 家实验室 (8 个省级站, 28 个市级站, 37 个县级站) 对 5.0 ~ 230mg/L 范围内的 9 种标准样品进行了测定, 共得数据 234

个。9 家实验室 (2 个省级站、7 家地市级站) 对 0.1 ~ 210mg/L 范围内共 44 个实际样品进行了平行双样测定。8 家实验室 (2 个省级站、6 个地市级站) 对 10 个空白加标样品和 14 个实际样品加标进行了测定, 7 家实验室 (2 个省级站, 5 个地市级站) 对 8 个标准样品加标进行了测定。

上述数据经 Grubbs、Dixon、Cochran 和方差检验等方法检验后, 剔除异常值^[1], 计算和分析得出如下质量控制指标: 标准样品室内相对标准偏差 (RSD)、室间相对标准偏差 (RSD') 和相对误差 (RE), 实际样品的相对偏差 (RD), 加标回收率, 重复性和再现性。

2 结果与讨论

2.1 精密度

2.1.1 实验室内相对标准偏差和相对偏差

表 1 室内标准偏差与相对标准偏差

| 标样值/ mg · L ⁻¹ | 实验室数 /个 | RSD/% | | |
|------------------------------|------------|-----------|-----|------|
| | | 范围 | 均值 | 标准偏差 |
| 5.91 | 6 | 0.2 ~ 1.4 | 0.6 | 0.5 |
| 11.9 | 5 | 0 ~ 0.2 | 0.1 | 9.8 |
| 12.0 | 6 | 0 ~ 1.2 | 0.5 | 0.4 |
| 102 | 10 | 0 ~ 1.0 | 0.5 | 0.3 |
| 110 | 12 | 0 ~ 2.2 | 0.8 | 0.8 |
| 148 | 13 | 0.2 ~ 2.4 | 0.8 | 0.6 |
| 229 | 11 | 0.2 ~ 3.9 | 0.4 | 0.3 |

实验室内相对标准偏差。5 ~ 11 个实验室对 7 种标准样品进行平行测定, 其 RSD 统计结果见表 1。研究表明, 7 种浓度水平的 RSD 之间没有明显差异, 基本保持在同一水平上, 即在本文研究的浓度范围内, RSD 与浓度没有明显相关性。对 RSD

数据进行统计分析, 约 96.9% 数据的 *RSD* 在 2.2% 以内。笔者认为, 在 5.0 ~ 229mg/L 浓度范围内, 标准样品的 *RSD* 控制指标为: $\leq 3.0\%$ 。

相对偏差。分析表明, 44 对实际样品的 *RD* 与样品浓度没有明显相关性 (见图 1), 95.5% 比例样本的 $RD \leq 3.3\%$ 。因此, 在实际的监测工作中, 在 0.1 ~ 210mg/L 范围内, 建议控制 $RD \leq 4.0\%$ 。

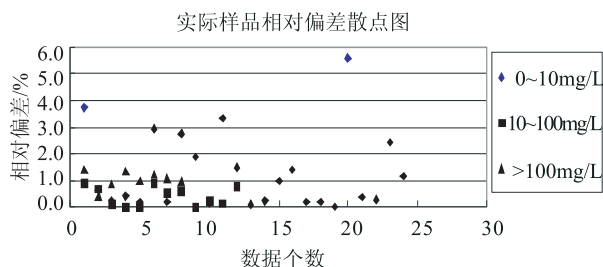


图1 实际样品相对偏差散点图

2.1.2 实验室间标准偏差相对标准偏差

9 种标准样品的实验室间标准偏差和 *RSD'* 见表 2。分析表明, 实验室间标准偏差随浓度增加没有明显的变化趋势, *RSD'* 均在 7.2% 以下。因此, 在实际的监测中, 在 5.0 ~ 230mg/L 范围内, 建议控制 $RSD' \leq 7.0\%$ 。

表 2 标准样品实验室间标准偏差和相对标准偏差数据表

| 标样值 /mg · L ⁻¹ | 实验室 个数 | 室间测定 均值/mg · L ⁻¹ | 室间标准偏差 /mg · L ⁻¹ | <i>RSD'</i> /% |
|------------------------------|-----------|---------------------------------|---------------------------------|----------------|
| 5.91 | 6 | 5.91 | 0.089 | 1.5 |
| 11.9 | 7 | 11.5 | 0.417 | 3.6 |
| 12 | 11 | 11.6 | 0.786 | 6.8 |
| 13.1 | 7 | 14.5 | 1.0 | 7.0 |
| 59.1 | 5 | 58.7 | 2.6 | 4.5 |
| 102 | 14 | 104 | 7.5 | 7.2 |
| 110 | 15 | 108 | 4.7 | 4.4 |
| 148 | 12 | 147 | 5.9 | 4.0 |
| 229 | 15 | 232 | 7.8 | 3.4 |

2.1.3 重复性和再现性

9 种标准样品的重复性和再现性数据见表 3。随着浓度的变化, 重复性限有增大的趋势, 而再现性限没有明显的趋势。所有样品的重复性低于 5.5mg/L。

2.2 准确度

2.2.1 相对误差

表 3 中 9 种标准样品的 *RE* 结果见图 2。本文研究的浓度范围内, *RE* 大小随样品浓度变化不明显。在实际的监测工作中, 建议控制 $RE \leq \pm 15.0\%$ 。

表 3 重复性限和再现性限统计表

| 标样值 /mg · L ⁻¹ | 实验室 数/个 | 测定次 数/次 | 重复性限 /mg · L ⁻¹ | 再现性限 /mg · L ⁻¹ |
|------------------------------|------------|------------|-------------------------------|-------------------------------|
| 5.91 | 6 | 6 | 0.132 | 0.276 |
| 11.9 | 5 | 3 | 0.038 | 1.17 |
| 12.0 | 6 | 3 | 0.208 | 2.83 |
| 102 | 10 | 3 | 1.68 | 23.9 |
| 110 | 12 | 3 | 3.02 | 14.8 |
| 148 | 4 | 6 | 5.5 | 9.4 |
| 229 | 6 | 7 | 5.11 | 9.49 |

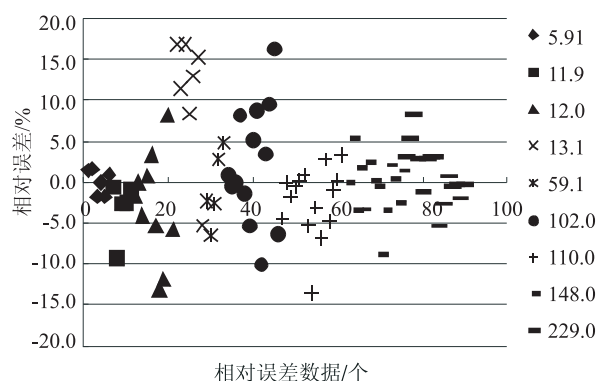


图2 标准样相对误差散点图

2.2.2 加标回收率

空白加标、标准样品加标和实际样品加标回收率结果见图 3。空白加标回收率分布较好, 分布范围为 95% ~ 105%; 标准样品加标和实际样品加标回收率分布范围较宽, 标准样品加标回收率偏高, 分布范围为 97% ~ 110%; 实际样品加标回收率偏低, 分布范围为 90% ~ 105%。综合 3 种情况, 建议加标回收率的控制范围为 90% ~ 115%。

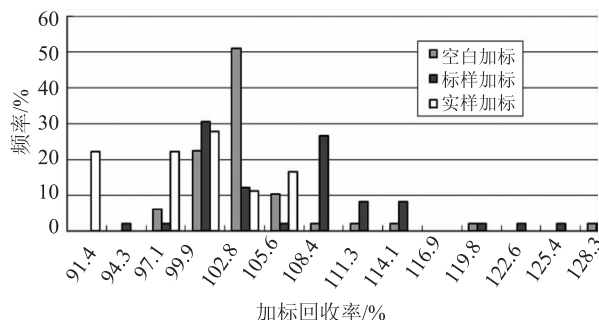


图3 加标回收率分布直方图

3 研究结果与文献值比较

本文研究结果与相关参考文献中数据汇总于表 4。可见, 参与本文研究的测试单位多、地域分布广、涵盖三个级别的环境监测站, 测试样品多、数据量大, 而且本文的研究内容更全面。

表4 本文质量控制指标研究结果与参考文献数据对照表

(%)

| 出处 | RSD | RSD' | RE | RD | 加标回收率 |
|---|---|---|--|---|---|
| 本文 (离子色谱法) | ≤ 3.0 (73 家实验室, 5.91 ~ 229mg/L, 9 种浓度) | ≤ 7.0 (73 家实验室, 5.91 ~ 229mg/L, 9 种浓度) | $\leq \pm 15.0$ (73 家实验室, 5.91 ~ 229mg/L, 9 种浓度) | ≤ 4.0 (9 家实验室, 0.175 ~ 210mg/L) | 95 ~ 105 (空白加标) 90 ~ 105 (标准样品和实际样品加标) |
| 《水质 无机阴离子的测定 离子色谱法》(HJ/T84-2001) | 8.1 (7 家实验室) | | | | 86.7 ~ 113.0 (7 家实验室) |
| 《环境水质监测质量保证手册 (第二版)》 ^[3] (离子色谱法) | | | $\leq \pm 10.0$ (1 ~ 10 mg/L) $\leq \pm 10.0$ (10 ~ 100mg/L) $\leq \pm 5.0$ (> 100 mg/L) | ≤ 10 (1 ~ 10 mg/L) ≤ 15 (10 ~ 100mg/L) ≤ 20 (> 100 mg/L) | 85 ~ 120 (1 ~ 10 mg/L) 90 ~ 110 (10 ~ 100mg/L) L) 95 ~ 105 (> 100 mg/L) |

4 结论

全国 73 家实验室采用离子色谱法测定水中硫酸盐质量控制指标的结果表明: 在 5.0 ~ 229mg/L 浓度范围内, 标准样品的 $RSD \leq 3.0\%$, $RSD' \leq 7.0\%$, $RE \leq \pm 15.0\%$ 。在 0.1 ~ 210mg/L 浓度范围内, 实际样品 $RD \leq 4.0\%$; 加标回收率范围为 95% ~ 105%。

致谢:

本文得到了北京市、河南省、黑龙江省、辽宁省、上海市、江西省、江苏省、天津市、云南省、浙江省、福建省、广东省、重庆市环境监测中心

(站), 沈阳市、南昌市、新乡市、南京市、九江市、宁波市、绵阳市环境监测中心(站)和环保部标准样品研究所等单位的大力支持, 在此一并表示感谢。

参考文献:

- [1] 蒋子刚. 分析检验的质量保证和计量认证 (第一版) [M]. 上海: 华东理工大学出版社, 1998.
- [2] 本书编委会. 水和废水监测分析方法 (第四版) [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [3] 本书编写组. 环境水质监测质量保证手册 (第二版) [M]. 北京: 化学工业出版社, 1994.

Quality Control Index for Analysis of Sulfate in Water by Ion Chromatography

PENG Gang - hua¹, HU Zheng - sheng¹, MI Fang - zhuo², ZUO Yan - jun¹, LIN Lan - yu², XIA Xin²

(1. Jiangxi Environmental Monitoring Center, Nanchang Jiangxi 330029 China)

Abstract: Both standard sample and real sample of sulfate were analyzed by ion chromatography method. The recommendations on quality control indexes based on lots of monitoring datum from many national labs were put forward. The results showed that the RSD of the standard sample is less than 3.0%, with less than 7.0% of RSD' and less than 15% of RE when in the concentration of 0.5mg/L to 230mg/L. The RD of the real sample is less than 4.0% with recoveries of 90% to 115% when in the concentration of 0.5mg/L to 210mg/L.

Key words: sulfate; ion chromatography; quality control index; study

水中总磷、总氮测定方法的改进

王恩宣¹, 王会其²

(1. 昭通市环境监测站, 云南 昭通 657000; 2. 绥江县环境监测站, 云南 绥江 657700)

摘要: 对水中总磷、总氮的分析方法进行了部分改进, 采用联合消解—混合标液法同时测定水中总磷、总氮, 取得较好效果。

关键词: 总磷; 总氮; 测定方法; 改进

中图分类号: X83 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2011) 04-0088-02

标准方法测定水中总磷、总氮时, 两个项目都需较长时间的高温高压消解, 且消解条件不完全一致, 两项目不能同时测定, 测定过程耗时费力, 试剂浪费大。本文通过调整过硫酸钾和氢氧化钠的加入量, 可同时满足总磷总氮的消化条件要求, 总磷总氮可在同一条件下联合消化, 而这一条件对这两个项目分别的比色测定并无干扰。

1 仪器

同标准方法。

2 试剂

氮磷混合标准溶液: 采用国家环境标准研究所研制的 T-P、T-N 标准溶液 (也可自配), 按比例配制成含磷 2.00 μg 、含氮 10 μg 的混合标准溶液。

钼酸铵溶液、氯化亚锡溶液、1+9 盐酸溶液: 均按标准方法配制。

5% 过硫酸钾溶液: 称取 25g 过硫酸钾溶于无氨水中, 稀释定容至 500ml。

2% 氢氧化钠溶液: 称取 10g 氢氧化钠溶于无氨水中, 稀释定容至 500ml。

碱性过硫酸钾溶液: 称取 25g 过硫酸钾、10g 氢氧化钠溶于无氨水中, 稀释定容至 500ml。

3 实验方法

3.1 标准系列配制

用 50ml 玻璃磨口具塞比色管配制标准系列如表 1。

表 1 标准系列配制 (ml)

| | 1号管 | 2号管 | 3号管 | 4号管 | 5号管 | 6号管 |
|----------|-------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 氮磷混合标液 | 0.00 | 1.00 | 2.00 | 4.00 | 6.00 | 8.00 |
| 无氨水 | 稀释至 25ml 刻度 | | | | | |
| 碱性过硫酸钾溶液 | 10.00 | 10.00 | 10.00 | 10.00 | 10.00 | 10.00 |

消解。配制好标准管后分别塞紧磨口塞, 用纱布将所有标准管包为一扎, 用棉线绳捆紧。设置高压消毒锅温度为 120 $^{\circ}\text{C}$, 消解时间为 0.5h, 消解完毕待自然冷却到室温后, 开阀放气取出标准系列管, 用无氨水稀释至 50ml 刻度。另取 1 组 25ml 玻璃磨口具塞比色管分取 25ml 消解液。

比色测定。将 25ml 比色管系列分别加入 1+9 盐酸溶液 1ml, 混匀。用紫外分光光度计按标准方法测定总氮标准曲线, 结果如表 2。

表 2 总氮标准曲线

| | 1号管 | 2号管 | 3号管 | 4号管 | 5号管 | 6号管 |
|------------------------|---|-------|-------|-------|-------|-------|
| 混合标液加入量/ μg | 0.00 | 5.00 | 10.00 | 20.00 | 30.00 | 50.00 |
| 消解液/ml | 25 | 25 | 25 | 25 | 25 | 25 |
| 1+9 盐酸/ml | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 |
| $A_{220} - 2A_{275}$ | 0.00 | 0.058 | 0.120 | 0.245 | 0.355 | 0.600 |
| 回归方程 | $Y = 0.0115x + 6.929 \times 10^{-3}$ $r = 0.9995$ | | | | | |

将 50ml 比色管中剩余的 25ml 消解液分别加入钼酸铵溶液 2.5ml, 摇匀, 再加入氯化亚锡溶液 0.15ml, 摇匀, 放置 15min 后按标准方法测定总磷标准曲线, 结果如表 3。

表 3 总磷标准曲线

| | 1号管 | 2号管 | 3号管 | 4号管 | 5号管 | 6号管 |
|------------------------|--|-------|-------|-------|-------|-------|
| 混合标液加入量/ μg | 0.00 | 5.00 | 10.00 | 20.00 | 30.00 | 50.00 |
| 消解液/ml | 25 | 25 | 25 | 25 | 25 | 25 |
| 钼酸铵溶液/ml | 2.50 | 2.50 | 2.50 | 2.50 | 2.50 | 2.50 |
| 氯化亚锡溶液/ml | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.15 |
| $A - A_0$ | 0.00 | 0.030 | 0.060 | 0.180 | 0.301 | 0.602 |
| 回归方程 | $Y = 0.02997x + 4.00 \times 10^{-4}$ $r = 0.99999$ | | | | | |

3.2 样品实测

采用中国环境标样研究所研制的总磷标准样品 (编号: 203934; 浓度保证值: 1.46 \pm 0.05mg/L)、

总氮标准样品（编号：203221；浓度保证值：1.52 ± 0.10mg/L）按上述标准曲线测定方法进行测定，结果见表4、表5。

表4 总磷标准样品测定结果 (mg/L)

| 平行测定次数 | 1 | 2 | 3 | 4 |
|--------|------|------|------|------|
| 测定结果 | 1.42 | 1.44 | 1.50 | 1.43 |
| 测定均值 | 1.45 | | | |

表5 总氮标准样品测定结果表 (mg/L)

| 平行测定次数 | 1 | 2 | 3 | 4 |
|--------|------|------|------|------|
| 测定结果 | 1.46 | 1.51 | 1.60 | 1.58 |
| 测定均值 | 1.54 | | | |

4 结果与讨论

标准方法中，总氮的氧化是在10ml水样中加入含有1.5%氢氧化钠的浓度为4%的过硫酸钾溶液进行氧化；而总磷是在25ml水样中加入不含氢氧化钠的过硫酸钾进行氧化。显然，两项目对消解的酸度有不同的要求。

本文通过大量的条件实验，证明氢氧化钠的加入量在2~4ml时，能同时满足总磷、总氮的测定要求。由于湖（库）水样中总氮含量较高，而总磷含量却较低，因此将联合消解测定的条件确定为5%过硫酸钾加入量为10ml，2%氢氧化钠加入量4ml，即称取过硫酸钾25g，氢氧化钠10g，定容于500ml的碱性过硫酸钾作为联合消解剂。

标准曲线与标准样品分析结果与标准方法比较无显著差异，测定结果准确可靠。该方法节约了分析成本，缩短了分析时间，减少了劳动强度，具有较大的推广价值。

参考文献：

- [1] GB11893-89，水质 总磷的测定 钼酸盐分光光度法 [S].
- [2] GB11894-89，水质 总氮的测定 过硫酸钾消解 紫外分光光度法 [S].
- [3] 本书编委会. 水和废水监测分析方法（第4版）[M]. 北京：中国环境科学出版社，2002.
- [4] 本书编委会. 环境水质监测质量保证手册（第2版）[M]. 北京：化学工业出版社，1994.

Improvement of TN and TP Determination in Water

WANG En-xuan¹, WANG Hui-qi²

(1. Zhaotong Environmental Monitoring Station, Zhaotong Yunnan 657000 China)

Abstract: The analyzing methods of TN and TP in water were improved by combined disintegration and mixed standard solution at the same time. The results indicated excellent efficiencies.

Key words: TN; TP; determination method; improve

(上接第81页)

Present Air Quality and Optimization of Sampling Spots in Urban Area of Shangri-la

GAO Chun-yan

(Diqing Environmental Monitoring Station, Diqing Yunnan 674400 China)

Abstract: The sampling spots in urban area of Shangri-la were optimized by analyzing the past five years' monitoring data of air quality. The reasonable point sites were reset.

Key words: air quality; environmental monitoring; optimal monitoring site; Shangri-la

稀释接种法测 BOD₅ 考核样品的一些注意点

冯 胜

(常熟环境监测站, 江苏 常熟 215500)

摘 要: 用稀释接种法测定 BOD₅ 时, 由于操作繁琐, 全部实验时间需要 5d, 任一环节出现问题都会影响实验结果。在进行考核实验时, 由于时间紧, 样品量有限, 因此每个实验操作步骤都要谨慎仔细。通过实践经验, 就 BOD₅ 考核实验总结了一些注意点。

关键词: BOD₅; 考核样品; 注意点

中图分类号: X83 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2011) 04-0090-03

生化需氧量是指在规定条件下, 微生物分解存在水中的某些可氧化物质, 特别是有机物所进行的生物化学过程中消耗溶解氧的量。此过程进行的时间很长, 在 20℃ 培养时, 完成此过程需 100 多 d, 目前国内普遍规定 20℃ ± 1℃ 培养 5d, 分别测定样品培养前后的溶解氧, 二者之差即为 BOD₅, 以氧的 mg/L 表示。

BOD₅ 的经典测定方法是稀释与接种法^[1], 因此进行考核实验按照国家标准 (HJ 505-2009) 来进行测定, 把按照适当比例稀释的样品置于密闭的溶解氧瓶内, 于 20℃ ± 1℃ 的恒温箱内放置 5d, 根据最初测定的溶解氧量, 和 5d 后测定的溶解量以及稀释倍数, 计算出最终结果。

此方法 (HJ 505-2009) 是经验性的常规法, 由于操作繁琐, 实验时间长, 如果实验不成功, 就只能作废, 这样给考核增加了难度。为了保证 1 次就能得出准确的实验结果, 本文就该实验中需要注意的几个问题进行探讨。

1 稀释水的制备

稀释水的制备对 BOD₅ 的测定有重要的意义, 普通蒸馏水 (铜制蒸馏水) 因含 Cu²⁺ 可抑制微生物活动, 故用离子交换树脂进行处理的蒸馏水进行配置 (忌用新树脂)。稀释水在曝气过程中将有少量的杂质引入, 因此必须对稀释水的制备过程严加控制。现总结如下两种方法^[2]: 方法一, 首先, 在 5~20L 玻璃瓶内 (根据水样稀释倍数及平行样的要求) 装入一定量的蒸馏水, 控制水温在 20℃ 左右, 然后用无油空气压缩机或薄膜泵, 将吸入的

空气经活性炭吸附管及水洗涤后, 导入稀释水内曝气 2~8h。曝气可导入适量纯氧, 瓶口盖以两层经洗涤晾干的纱布, 置于 20℃ 培养箱中放置 1d, 使水中的溶解氧含量达到 8mg/L 左右。方法二, 取一定量新制备的蒸馏水于小口容器中, 瓶口用纱布盖住, 于 20℃ 的恒温箱中放置 7d, 此时测得的溶解氧控制在 8mg/L 左右, 溶解氧达到饱和状态。此两种方法制得的稀释水均可使用, 可根据实验室条件选取。具体情况见表 1。

表 1 两种稀释水充氧方法和 BOD₅ 分析结果 (mg/L)

| 充氧方法 | 培养前的溶解氧 | 培养后的溶解氧 | BOD ₅ |
|----------------|---------|---------|------------------|
| 用活性炭过滤的空气曝气 1d | 8.00 | 7.93 | 0.07 |
| 自然富氧 7d | 8.02 | 7.94 | 0.08 |

临用前, 实验室按照 1ml:1000ml 的比例分别加入新配置 (防止杂质的进入) 的盐溶液, 即每 1L 稀释水中加入氟化钙溶液、氯化铁溶液、硫酸镁溶液、磷酸盐缓冲液各 1ml, 并混合均匀, 以保证微生物生长的需要。稀释水的 pH 值应为 7.2。为了保证实验结果不至于偏低, 考核样品的稀释水通常需要接种, 可以取 BOD₅ 值小, 细菌种类多的地面水进行接种 (笔者取常熟的尚湖水进行接种), 测得的 BOD₅ 空白值在 0.3~0.7mg/L。配置好的稀释接种水充分摇匀静置片刻后开始测定, 稀释水的放置时间不应超过 8h。

2 根据 COD_{Cr} 的值推算出 BOD₅ 的大致稀释比

选取稀释倍数是 BOD₅ 分析的一个关键环节, 一般是通过摸索, 逐步积累一些经验来实现的。预期的 BOD₅ 值可由重铬酸钾法测得的 COD 值来确定, 根据实践经验, 可得出如下关系^[4]:

$$\text{预期 BOD}_5 \approx \text{COD}_{\text{Cr}} \times 70\%$$

收稿日期: 2011-03-29

作者简介: 冯胜 (1981-), 汉族, 江苏人, 常熟环境监测站助理工程师, 主要从事环境监测分析工作。

由于培养 5d 后的样品消耗溶解氧必须满足 > 2mg/L, 剩余溶解氧 < 1mg/L, 因此最佳实验要求 C₁ = C₂/2, 而接种稀释水的 BOD₅ 在 0.3 ~ 1mg/L, 所以根据公式:

$$BOD_5 = \frac{(C_1 - C_2) - (B_1 - B_2) f_1}{f_2}$$

式中: C₁: 水样在培养前的溶解氧浓度 (mg/L);

C₂: 水样经 5d 后, 剩余溶解氧浓度 (mg/L);

B₁: 稀释水 (或稀释接种水) 在培养前的溶解氧 (mg/L);

B₂: 稀释水 (或稀释接种水) 在培养后的溶解氧 (mg/L);

f₁: 稀释水 (或稀释接种水) 在培养液中所占比例;

f₂: 水样在培养液中所占比例。

得出: 稀释倍数 $\approx \frac{\text{预期 BOD}_5}{4}$

稀释倍数按照表格取整, 围绕预期的 BOD₅ 值做几种不同的稀释比, 最后从所得测定结果中选取合乎要求条件者。如有多个符合要求的, 取其平均

值为最终结果。测定 BOD₅ 时建议的稀释倍数见表 2^[4]。

表 2 测定 BOD₅ 时建议稀释的倍数

| 预期 BOD ₅ 值 /mg · L ⁻¹ | 稀释比 | 结果取整到 |
|---|-------|-------|
| 2 ~ 6 | 1 ~ 2 | 0.5 |
| 4 ~ 12 | 2 | 0.5 |
| 10 ~ 30 | 5 | 0.5 |
| 20 ~ 60 | 10 | 1 |
| 40 ~ 120 | 20 | 2 |
| 100 ~ 300 | 50 | 5 |
| 200 ~ 600 | 100 | 10 |
| 400 ~ 1200 | 200 | 20 |
| 1000 ~ 3000 | 500 | 50 |
| 2000 ~ 6000 | 1000 | 100 |

例: 如测定样品 COD_{Cr} = 35.8mg/L

预期 BOD₅ $\approx 100 \times 70\% = 25.1\text{mg/L}$

稀释倍数 $\approx 25.1 \div 4 = 6.27$

可以取 5 倍作为稀释比, 根据表 2, 还可取 10 倍作为平行, 也可以在 5 倍附近多取 1 个稀释比 2。以此类推, 实验结果见表 3。

表 3 预期 BOD₅ 与稀释倍数

(mg/L)

| 测得 COD _{Cr} | 预期 BOD ₅ | 稀释倍数 | 标准溶液值 | 测得值 | 平均值 | 结果 |
|----------------------|---------------------|------|------------|------------|------|----|
| 标液 200233 | 35.8 | 25.1 | 22.8 ± 3.4 | 24.8 | 23.4 | 合格 |
| | | | | 剩余的溶解氧 < 1 | | |
| | | | | 22.0 | | |
| 标液 200232 | 187 | 131 | 127 ± 8 | 129 | 128 | 合格 |
| | | | | 134 | | |
| | | | | 122 | | |
| 标液 200230 | 78.8 | 55.2 | 62.4 ± 5.2 | 59.6 | 58.5 | 合格 |
| | | | | 57.4 | | |
| | | | | 消耗溶解氧 < 2 | | |
| 标液 00222 | 153 | 107 | 96.2 ± 5.7 | 99.4 | 97.4 | 合格 |
| | | | | 95.3 | | |
| | | | | 消耗溶解氧 < 2 | | |
| 标液 00223 | 93.3 | 65.3 | 61.8 ± 3.6 | 61.2 | 61.5 | 合格 |
| | | | | 60.3 | | |
| | | | | 63.1 | | |
| 标液 00224 | 183 | 128 | 130 ± 7 | 131 | 126 | 合格 |
| | | | | 126 | | |
| | | | | 121 | | |

3 对稀释操作步骤的要求及其他影响因素

3.1 稀释操作

我们先按照考核样品的稀释要求予以稀释, 一

般情况下, 取 10ml 样品用蒸馏水稀释并定容至 250ml, 再根据预测的 BOD₅ 值进行稀释操作, 通常可采用一般稀释法和直接稀释法^[5]。无论哪种

方法对样品进行稀释时,均避免产生气泡。稀释水用虹吸管插入容器底部,容器保持倾斜,沿着管壁轻轻流入防止气泡产生。培养瓶在装入样品时也不能有气泡。如有少量气泡,可用瓶塞轻轻敲打瓶壁,气泡就会自然溢出。盖好瓶盖和水封后再检查一遍溶解氧瓶,确保没有气泡,否则会影响实验结果。

3.2 容器的清洗

在水样 BOD₅ 测定过程中还存在着其他一些影响结果准确性的因素,包括实验测定过程中所涉及的玻璃器皿应彻底洗净:先用洗涤剂浸泡清洗,然后用稀盐酸浸泡,最后依次用自来水、蒸馏水洗净。尤其在培养过程中盛装水样的溶解氧瓶应保证洁净。

3.3 温度

温度不仅对化学反应有较大的影响,对生化反应也有明显改变。一般说来,温度升高,反应速率加快,有机物的氧化速率随之加快,溶解氧的消耗量也会发生变化。因此水样的稀释以及测定过程,都应在 20 ± 1℃ 的恒温条件下进行,以避免不必要

的误差。

4 结论

BOD₅ 测定是一种经验方法,此方法是测量有机物生化降解所消耗的氧。由于此方法测定与微生物密切相关,受着诸多因素的影响,测定的重现性差,因此需严格控制条件,按照操作规程进行。在分析 BOD₅ 时,经验方法的掌握是十分重要的,这需要在平时实验的过程中多总结多分析,考核时严格按照国标要求进行,从稀释水的制备到样品的稀释过程及其温度的控制都需要操作者把握好实验技巧和方法,以提高 BOD₅ 考核的样品的准确性。

参考文献:

- [1] HJ 505-2009, 水质 五日生化需氧量 (BOD₅) 的测定稀释与接种法 [S].
- [2] 张丽荣. 影响稀释法测定废水中 BOD₅ 若干问题的探讨 [J]. 黑龙江环境通报, 2008, (3).
- [3] 王大方, 王银花. 提高 BOD₅ 考核样品成功率的方法 [J]. 环境研究与监测, 2009, (3).
- [4] 本书编委会. 水和废水监测分析方法 (第4版) [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.

Quality Control on Assessing Samples of BOD₅ by Dilution and Seeding Method

FENG Sheng

(Changshu Environmental Monitoring Station, Changshu Jiangsu 215500 China)

Abstract: It is complicated to determine BOD₅ by dilution and seeding method because of its long time of 5 days and other unexpected factors existed in any steps of the whole process. Some experiences of BOD₅ assessment of quality control were summarized to avoid tight time and limited samples.

Key words: BOD₅; assess the samples; points being focused

生活垃圾填埋场封场前后渗滤液 环境监测方案的实证分析

陆刚¹, 熊飞²

(1. 镇江市环境监测中心站, 江苏 镇江 212004; 2. 江苏省环境监测中心, 江苏 南京 210036)

摘要: 分析了生活垃圾填埋场渗滤液产生、污染成分及特点, 介绍了监测方案制定的基本原则和工作程序, 明确了生活垃圾填埋场封场前后渗滤液环境监测的要求, 并实证分析两种监测方案的异同。

关键词: 生活垃圾; 填埋场; 渗滤液; 封场; 环境监测

中图分类号: X83 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2011) 04-0093-04

自 20 世纪 90 年代以来, 随着我国经济的发展, 城市的扩张和人民生活水平的提高, 城市生活垃圾的数量也在逐年剧增。目前, 我国的垃圾产量正进入高峰期, 垃圾年产量约 1.3 亿 t, 占世界总产量的 1/4^[1]。生活垃圾无害化处理方法主要有卫生填埋、焚烧、堆肥等三种符合垃圾无害化处理标准的处理方法^[2], 而垃圾填埋因其投资相对较小, 处理量较大, 应用最为广泛, 我国 90% 以上的地区采用各种形式的填埋进行处理, 到 1998 年底在我国城市垃圾 20% 的无害化处理率中, 卫生填埋处理的贡献率占 95% 以上。垃圾填埋产生的渗滤液会导致地下水和地表水的二次污染, 在国内, 有关垃圾渗滤液的管理工作还没有完全展开, 对垃圾填埋场垃圾渗滤液的监测监管并不严格, 相关的工作很多还只限于实验室研究^[3]。本研究通过对生活垃圾填埋场渗滤液产生原因、污染成分及特性进行分析, 明确了生活垃圾填埋场封场前后对渗滤液进行环境监测的重要性, 并探寻环境监测方案的差异性, 以更好地加强对垃圾填埋场渗滤液的环境监管。

1 渗滤液的内涵、产生、污染成分分析及特点

1.1 渗滤液的定义

渗滤液, 是指填埋过程中垃圾分解产生的液体及渗入地表水的混合液^[4]。

1.2 渗滤液的产生

渗滤液是经过一系列复杂的生物、化学及物理过程产生的, 主要来源于以下几个方面:

(1) 降水: 包括降雨和降雪, 是渗滤液的主要

来源;

(2) 地表径流;

(3) 地下水渗入: 在许多填埋场中, 如果填埋场地下水位低于场底, 可以不考虑地下水的渗入;

(4) 垃圾本身的水分。

1.3 渗滤液污染成分分析

垃圾填埋场渗滤液水质水量的变化主要受垃圾成分、填埋方式、填埋时间及气候等因素的影响, 其变化幅度很大, 变化规律复杂。垃圾中的有机物组分越高, 其渗滤液中的有机污染浓度越高。在不同季节各污染物浓度不同, 渗滤液的产生随季节变化较大, 对此 Mattias Akesson 等人亦有报道^[5]。垃圾渗滤液的主要污染成分是有有机物、氨氮和重金属等, 它包含多达 77 种有机物, 如烃类、酸脂类、醇酚类、酮醛类和酰胺类等; 铁、铅、锌、锰、钠、钾、钙等金属也有十几种之多。

1.4 渗滤液的特点

(1) 水质复杂

不同地区的填埋场, 同一填埋场不同时间段的渗滤液水质均有很大的变化, 水量波动也大, 营养元素比例失调。

(2) COD 和 BOD 浓度高

渗滤液的有机污染指标浓度变化范围很大, 如化学需氧量最高可达到 90000mg/L, 生化需氧量最高可达到 38000 mg/L, 一般在 3000 ~ 5000 mg/L 左右, 但 BOD/COD 比与填埋场运行时间有关, 一般前 3 ~ 5a 的比例比较高, 可达到 0.3 以上, 但随着运行时间的延长, 比例逐渐下降, 最后可达到 < 0.1 的水平。

(3) 金属含量高

收稿日期: 2011-02-23

作者简介: 陆刚 (1974-), 男, 汉族, 江苏省溧阳市人, 本科, 工程师, 从事环境综合分析与环境信息管理。

垃圾渗滤液中含有铁、铅、锌等多种金属离子。还可能含有汞、铬、镉等多种有毒、有害的重金属离子。虽然严格控制工业固体废物进入垃圾填埋场中，一般重金属离子的浓度不高，但有累积效应。

2 监测方案制定的基本原则和工作程序

2.1 制定监测方案的意义

环境监测方案是开展环境监测工作的纲要^[6]。首先环境监测的性质要求是必须紧紧围绕环境保护的大目标，实施具体的控制、管理、监督措施；其次，每份监测方案的制定，将是在各项具体监测任务开展之前，确定必须获取哪些监测信息和如何实施监测来提高监测信息的科学性；此外，监测必须符合有关技术规范、方法标准等的要求，以保证监测的有效性；最后，方案中应适当考虑监测信息的追踪性的要求，保证获取一定序列的监测数据，以供系统分析使用。

2.2 制定监测方案的原则

(1) 明确监测的目的

首先要明确制定监测方案的目的是什么，是为了了解某个区域范围内的环境质量状况还是为了寻找主要污染源或主要污染物；其次，收集本地数据进行分析，是为了实施总量控制目标连续监测某类污染物进行核定，还是了解环境质量状况向公众发布或发生了污染事故进行应急处理等。

(2) 了解监测的特点

由于环境污染和环境监测的对象、手段、时间和空间的多变性，污染的复杂性，其他各类因素对其影响的关联性等因素，都有可能对其监测的结果产生意想不到、程度不同的影响。因此，在明确监测目的后，一定要深入现场，了解情况，调查研究，分析特点，初步确定监测的范围、手段、对象、时间和对其现场的要求。

2.3 制定监测方案的工作程序

(1) 收集相关资料

在对监测目标确定后，必须进入现场调研和收集相关资料，了解监测区域内行政区划情况，污染源分布状况，地形地貌概况，气象条件状况，河流历年水质污染和水文情况等。

(2) 掌握所监测区域的功能划分

要掌握所监测区域的功能区划及对应的水、气、声各类国家标准和地方标准，对污染源监测（特别是项目验收监测），必须了解其所处空气环境、噪声、环境功能、废水的排放去向，纳污河流

的功能划分，明确其污染物排放标准的执行级别。

(3) 了解监测点位

了解监测点位，包括空气监测、水质监测断面及噪声等监测点位设置的原则。不同类别的污染源，不同的测试方法，确定监测点位的原则也有所不同。

(4) 确定实施计划

根据实际监测能力，包括人力、财力、仪器装备、试剂配备等，确定监测点位、频次、监测项目的实施计划。

3 封场前后渗滤液监测的规定

3.1 封场前渗滤液监测的规定

根据《城市生活垃圾卫生填埋场运行维护技术规程》等标准的要求，填埋场开始运行前，应进行填埋场的本底环境监测；填埋场运行及封场后应进行环境监测和评估；填埋场环境监测项目应包括渗滤液、大气、臭气、填埋气体、地下水、地表水、噪声、苍蝇密度；渗滤液应每月监测至少1次；进场垃圾应每月进行1次成分分析；发现异常，应加大分析频率^[7]。加强对垃圾填埋场渗滤液的监测也是创建国家环境保护模范城市的刚性要求，考核指标要求垃圾处理厂渗滤液1a监测4次（每季度1次），并增加了垃圾处理场（包括封场的）渗滤液处理达标的考核要求。

3.2 封场后渗滤液监测的规定

按照填埋场生命周期观点，填埋场封场并不代表运营维护的终结。填埋场封场后很长一段时间内产生的渗滤液需要定期监测及妥善处理，并需要评估相关的环境风险^[8]。根据《生活垃圾卫生填埋场封场技术规程》等标准的要求，填埋场封场工程应包括地表水径流、排水、防渗、渗沥液收集处理、填埋气体收集处理、堆体稳定、植被类型及覆盖等内容；封场工程应保持渗沥液收集处理系统的设施完好和有效运行；封场后应定期监测渗沥液水质和水量，并应调整渗沥液处理系统的工艺和规模；封场工程后续管理工作应包括对地下水、渗沥液、填埋气体、大气、垃圾堆体沉降及噪声进行跟踪监测。

4 封场前后渗滤液监测方案的案例分析

苏南某市垃圾填埋场占地83hm²，分两期建设。一期工程于1992年开始建设，1993年投入试运行，占地20hm²，填埋容积为110万m³，工程的使用年限是10a，于2003年完全封场。二期工程于2003年7月立项并开始建设，占地63hm²，

紧邻一期工程东侧，填埋容积为 350 万 m³，预计可使用 10a 以上，到 2010 年底将封场。某市环境监测站于 2010 年初对该垃圾填埋场进行监测，监测周期为 1a。

4.1 封场前渗滤液监测方案

4.1.1 监测方案的制定

(1) 监测目的

检验垃圾填埋场渗滤液处理设施的效果，封场前跟踪调查，完成国家对垃圾填埋场监测的指令性任务。

(2) 监测点位的布设

该垃圾填埋场生活垃圾渗滤液经污水预处理池处理后，污水排入配套污水处理厂。污水处理厂设计日处理能力 8 万 t，而该垃圾填埋场渗滤液日产生量 150t，不超过污水处理厂日处理能力的 0.5%，故在污水处理厂进水和出水分别设置 1 个监测点。

(3) 采样频次及方法

根据污水处理工艺设计的要求及降水情况，每月应监测 1 次。用采样器提取渗滤液，弃去前 3 次渗滤液样品，用第 4 次样品作为分析样品。

(4) 监测项目及评价标准

监测项目为色度、化学需氧量、生化需氧量、悬浮物、总氮、氨氮、总磷、粪大肠菌群数、总汞、总镉、总铬、六价铬、总砷、总铅。评价标准选用 2008 年国家环境保护部发布的《生活垃圾填埋场污染控制标准》(GB 16889-2008) 表 2 的浓度限值。

4.1.2 监测结果分析

(1) 垃圾填埋场渗滤液处理前后的悬浮物、化学需氧量、色度、氨氮、总氮及生化需氧量指标具有相同的变化趋势。由于 3 月后该垃圾填埋场渗滤液处理设施进行改造，在 6 月前，6 项污染指标浓度逐月增加，直至 6 月达到一个超标最高峰值，后随着处理设施的稳定运行，浓度逐渐降低，到 9 月达到了超标最低峰值，但在冬季有所反弹，如图 1 ~ 图 6。

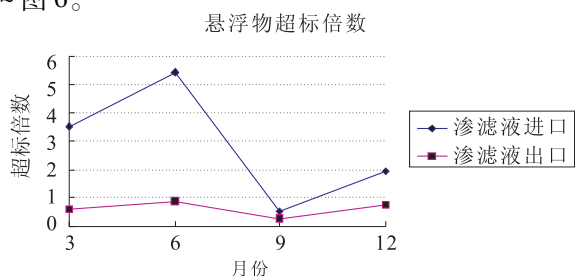


图1 悬浮物污染趋势图

(2) 垃圾填埋场渗滤液处理前后的总磷指标变化趋势有所差异。渗滤液处理设施前，总磷污染出现逐月减轻的趋势，直至 9 月总磷浓度超标倍数达到最低峰值，随后反弹；而渗滤液处理设施后的总磷浓度提前到 6 月达到了超标倍数的最低峰值，接着持续反弹，如图 7 所示。

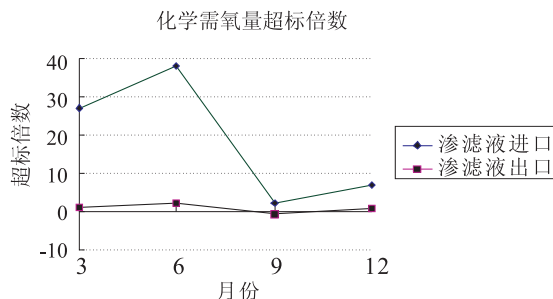


图2 化学需氧量污染趋势图

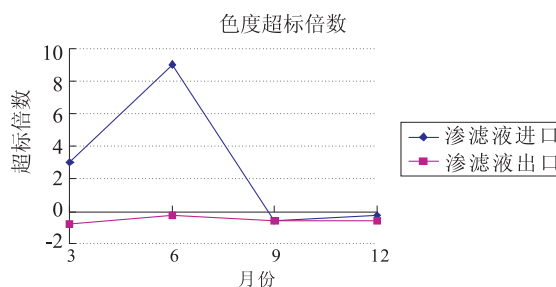


图3 色度污染趋势图

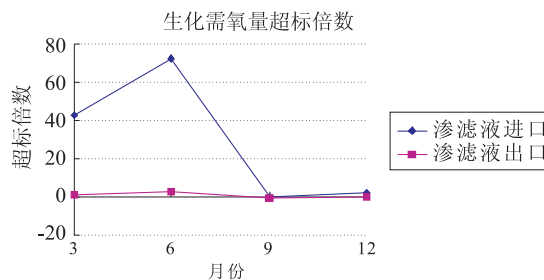


图4 生化需氧量污染趋势图

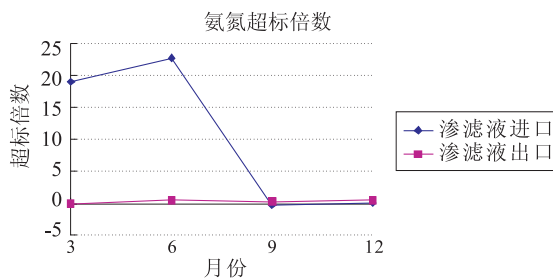


图5 氨氮污染趋势图

(3) 垃圾填埋场渗滤液处理前后的重金属得到有效控制，多项金属离子浓度均未超标。

(4) 粪大肠菌群污染严重，无法保证达标排放，处理设施效率亟待提高。

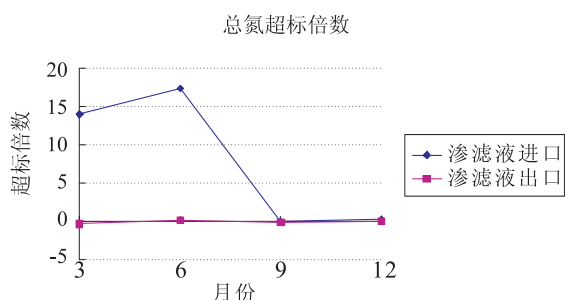


图6 总氮污染趋势图

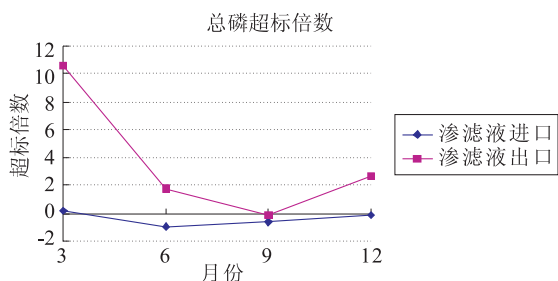


图7 总磷污染趋势图

4.2 封场后渗滤液持续监测方案

(1) 监测目的

封场后期维护及管理, 定期进行跟踪监测, 直到填埋场产生的渗滤液中水污染物浓度连续两年低于《《生活垃圾填埋场污染控制标准》(GB 16889-2008)表2和表3的浓度限值。

(2) 监测点位的布设

设置在渗滤液的出口。

(3) 采样频次及方法

封场后3a内应每年监测2次, 3a后根据出水水质确定采样频次。用采样器提取渗滤液, 弃去前3次渗滤液样品, 用第4次样品作为分析样品。

(4) 监测项目及评价标准

监测项目为色度、化学需氧量、生化需氧量、悬浮物、总氮、氨氮、总磷、粪大肠菌群数、总汞、总镉、总铬、六价铬、总砷、总铅。评价标准选用2008年国家环境保护部发布的《生活垃圾填埋场污染控制标准》(GB 16889-2008)表2的浓度限值。

5 结论

对生活垃圾填埋场渗滤液封场前后不同时期进行有效的环境监测, 是保证其周边地表水和地下水不受二次污染的关键措施, 采取有区别的布点方式、采样频率及监测项目, 能够更好地综合评估生活垃圾填埋场的运行状况, 提升环境监管能力。

参考文献:

- [1] 马继红, 苗群, 刘志强, 等. 我国城市垃圾渗滤液处理的技术及现状 [J]. 青岛理工大学学报, 2005, (6).
- [2] 国家环境保护总局污染控制司. “十一五”创建国家环境保护模范城市“十一五”城市环境综合整治定量考核工作指导手册上册 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2007.
- [3] 刘芳, 徐期勇. 中美垃圾场渗滤液中的金属成分变化的调研 [J]. 环境科技, 2010, (10).
- [4] GB/T 18772-2008, 生活垃圾卫生填埋场环境监测技术要求 [S].
- [5] 杨文澜, 刘力, 朱瑞珺. 苏北某市垃圾填埋场周围地下水氮污染及其形态研究 [J]. 地球与环境, 2010, (2).
- [6] 刘青松, 张宁红, 郝英群, 等. 环境监测 [M]. 北京: 中国环境科学出版社.
- [7] CJJ93-2003 J252-2003. 城市生活垃圾卫生填埋场运行维护技术规程 [S].
- [8] 余昆朋. 生活垃圾填埋场渗滤液污染控制分析及对策 [J]. 环境卫生工程, 2009, (2).

Practical Analysis of Leachate Monitoring Project Before and After Closure of Municipal Waste Landfill

LU Gang¹, XIONG Fei²

(1. Zhengjiang Environmental Monitoring Center, Zhenjiang Jiangsu 212004 China)

Abstract: The produce and characteristics and components of leachate from municipal waste landfill were analyzed. The basic principles and workflow on designing the monitoring project were introduced. The monitoring requirements on leachate were specified before and after closure of municipal waste landfill. The differences of monitoring projects in different duration were compared.

Key words: municipal waste; landfill site; leachate; closure of landfill; environmental monitoring