

GUANGZHOU ENVIRONMENTAL SCIENCES

Vol.20 No.3

广州环境科学

第二十卷 第三期



广州市环境科学学会 主办

3

2005

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

《广州环境科学》编委会

(按姓氏笔画排序)

主 任 傅家谟

副 主 任 甘海章 赖光赐

委 员 王作新 刘攸弘 齐雨藻

朱锡海 陈成章 汪晋三

李萍萍 余国扬 吴政奇

吴乾钊 骆世明 姚继业

黄兆源 曾凡棠 彭绍盛

主 编 甘海章

栏目编辑 王仁宇 尹伊伟 刘攸弘

李战隆 施性清 黄卓尔

黄谦德

责任编辑 熊晓琪 林焕章

主管单位 广州市环境保护局

主办单位 广州市环境科学学会

编辑出版 《广州环境科学》编辑部

地 址 广州市吉祥路 95 号

邮政编码 510030

电 话 (020)83355374

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

印 刷 华南理工大学印刷厂

广东省资料性出版物登记证号粤A第1038号

内部资料·免费交流

目 次

水环境及污染防治

- 广州感潮河段西航道水源水体富营养化限制因素的研究
..... 罗家海, 莫珠成, 杨丹菁, 等(1)
- 水污染控制原位技术的研究及其发展 ... 韦朝海, 李耀威, 古国榜(4)
- HCR/气浮/SBR 工艺处理制浆造纸废水 张雅静(8)
- 环境生物上游技术和下游技术在污染控制中的应用
..... 吴海珍, 梁世中, 吴锦华, 等(11)
- 废水脱氮新技术研究进展 李振强, 陈建中(16)
- 浅谈 SBR 污水处理技术的进展 钟玉鸣(20)

大气环境及污染防治

- 同时去除柴油机排气中颗粒物和 NO_x 的催化剂技术
..... 杨 力, 付名利, 刘艳丽, 等(24)
- 脉冲袋式除尘器在立窑烟气治理中的应用 张文斌, 曾详诚(28)

环境监测与分析

- 人工神经网络改进 BP 算法优化水质监测点 梁伟臻(32)
- 有机材料工艺雕刻废气毒害成分分析
..... 王玉亮, 张 璇, 余汉豪, 等(35)

环境经济

- BOT 模式在湘江水体污染治理中的应用研究 邓仁健, 任伯帜(37)

环境生态

- 利用沉水植物治理水体富营养化 种云霄(41)

环境教育

- 潮州市环境教育实践与发展思考 陈珊子(44)

动态与信息简讯

- 本刊加入《中国知识资源总库》的声明(19) 经新闻出版署核准本刊已成为《中国知识资源总库》网络出版期刊(31) 张广宁指出河涌整治要人文结合(47) 《广州环境科学》征稿启事(48)

封面摄影

新世纪羊城新八景——云山叠翠

毕鉴添

广州感潮河段西航道水源水体富营养化限制因素的研究*

罗家海 莫珠成 杨丹青 章金鸿 廖庆强

(广州市环境保护科学研究所, 广州 510620)

摘要 随着城区的不断扩大,广州市饮用水源地水质日益变差,部分潮汐水体曾经出现富营养化的现象,控制污染,保护水源的饮用水安全已经越来越迫切。文章通过现场水体水样的氮、磷实验,找出水体富营养化的限制因素,为控制水污染提供有效的科学依据。

关键词 感潮河段 水源 富营养化 因素

水体富营养化与藻类“水华”是密切相关的,它是水质变异的一种特殊现象,前者是后者先兆,后者是前者的结果。浮游藻类大量繁殖是富营养化水体的重要标志,也是造成危害的主要原因之一。根据有关的研究,藻类的大量繁殖是有条件的,大多与氮、磷水平有很大的关系。因此,要研究珠江广州河段特别是西航道饮用水源水体富营养化的状况,首先必须研究造成水体富营养化的限制因素。

1 材料与方法

藻类生长潜力试验 (Algal Growth Potential Test 简称为 AGP 试验)又称藻类测试 (Algal Assay Procedure 简称 AAP),它是专门为研究水体富营养化问题而制订的一种生物测试方法。许多国家已广泛应用,并被列为国际标准方法——玻瓶法^[1-3]。

1998 年 2 月 ~ 1999 年 4 月在广州河段西航道 9 km 范围内,共设置 3 个断面:上断面为鸭岗,中断面为石门,下断面为西村,每月 1 次定期定点为期 1 a,在 0.5 m 水深处,分左、中、右采集退潮和涨潮的水样。

室内藻类测试基本参照标准方法。测试用的藻类是西航道的优势种四尾栅藻 (*Scenedesmus quadricauda*) 和国际上最常用的羊角月芽藻 (*Selenastrum capricornutum*),西航道也有同属不同种的小形月芽藻 (*Selenastrum minutum*)。藻类测试用的人工培养基简称 AGP 培养基。藻种在测试前每 3~4 d 转接和更换新培养基 1 次,经 2~3 次转接后,藻种生长良好并达到一定浓度,然后将藻种用 15 mg/L 浓度的

NaHCO₃ 溶液洗涤 2 次,转入不含氮、磷的 AGP 培养基中再培养 3~4 d,再用 NaHCO₃ 溶液离心洗涤 2 次,稀释至所需要的接种浓度,即为 AGP 测试时的接种母液。

氮磷比试验以 AGP 培养基为基础,添加氮、磷营养物,配制成不同氮磷比试验组,试验前测定了河水的氮、磷含量,并计算出试验开始时各组的氮、磷含量的浓度。

添加氮、磷营养物试验用水,同样采用现场河水,经过过滤后添加营养物。添加的氮营养物为硝酸钠 (NaNO₃),配制成含氮为 1 000 mg/L 的贮备液;添加磷营养物为磷酸氢二钾 (K₂HPO₄),配制成含磷为 1 000 mg/L 的贮备液。试验时单独或共同添加营养物 (N:P) 贮备液于待试验的河水中,配制成不同浓度的试验组。

2 结果与讨论

2.1 羊角月芽藻测试结果

用采集的水样,以 AGP 培养液为基础,添加氮、磷,配制 15 个 (编号为 4[#]~18[#]) 不同氮磷比的试验组,用月芽藻进行室内藻类测试。

在进行氮磷比试验的同时,作了无氮无磷 (1[#])、有氮无磷 (2[#]) 和无氮有磷 (3[#]) 3 个试验组的藻类测试,结果见图 1。结果表明 3 个试验组对月芽藻增长有促进,但不明显。其中无氮有磷的试验组月芽藻数量增长相对较好,细胞最大现存数为 44.72 万个 /mL,比有氮

* 广州市科委科研项目 (编号为 95-R6-02)

收稿日期: 2005-04-01, 修改稿收到日期: 2005-05-31

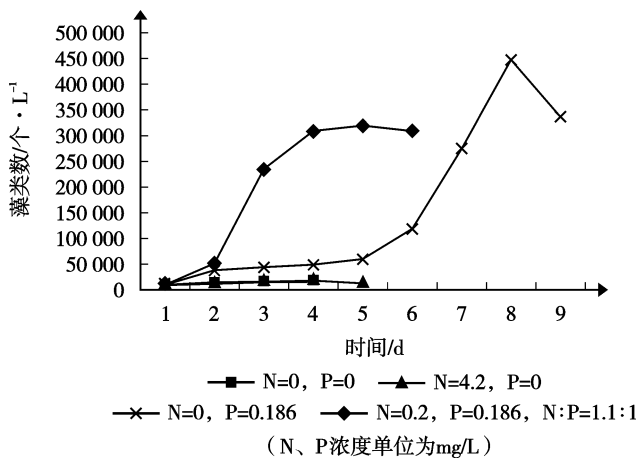


图1 氮磷比的藻类(羊角月芽藻)测试结果

无磷组高 22.9 倍,比无氮无磷组高 25.9 倍。表明磷比氮促进藻类生长相对明显,无疑磷是促进藻类增长的主要因素,反过来说,磷低了又成为藻类生长的一个限制因素。

从其它氮磷比试验结果得出,月芽藻对氮磷比的生长范围较宽,在 1.1:1~255:1 间对月芽藻均有促进作用,且藻类生长很好。相对而言,对藻类生长有明显促进作用以 10:1~14.7:1 最佳,而氮磷比 5:1~22.6:1 藻类生长也很好;同时还可看到,相同的氮磷比中磷浓度偏低对藻类生长无明显促进作用,如 13[#] 试验组(氮磷比 80:1,氮浓度为 4.2 mg/L,磷浓度为 0.0523 mg/L)、12[#] 试验组(氮磷比 22.6:1,氮浓度为 1.05 mg/L,磷浓

度为 0.046 5 mg/L)、7[#] 试验组(氮磷比 10:1;氮浓度为 0.2 mg/L,磷浓度为 0.02 mg/L),它们对藻类增长均没有其相同的氮磷比、而磷浓度高的试验组那样显著,也就是说,藻类增长受到限制,无明显的促进作用。从而表明在促进藻类增长过程中,磷相对比氮重要,当磷含量降到 0.05 mg/L 以下时,藻类生长受到限制,从而证明磷是藻类生长的一个限制因素。

2.2 四尾栅藻测试结果

同样的水样仍以 AGP 培养液为基础,添加氮、磷,配制 13 个(4[#]~16[#])不同氮磷比的试验组和无氮无磷(1[#])、有氮无磷(2[#])、无氮有磷(3[#]) 3 个试验组进行了四尾栅藻室内测试,结果见表 1 和图 2。

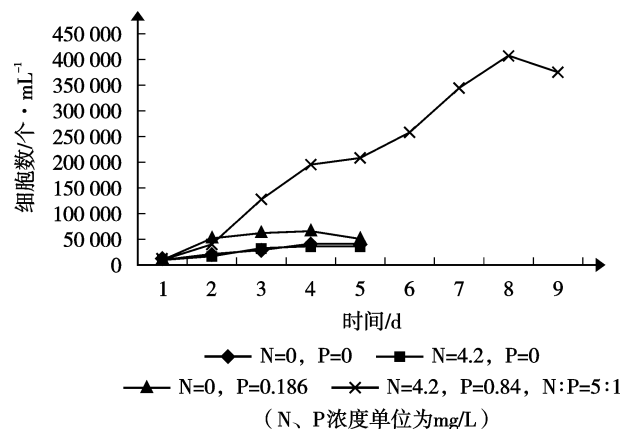


图2 氮磷比的藻类(四尾栅藻)测试结果

表1 各试验组分的藻类(四尾栅藻)测试结果

组别	试验组分	细胞数 / 个·mL ⁻¹									
		0 d	1 d	2 d	3 d	4 d	5 d	6 d	7 d	8 d	9 d
1 [#]	N=0, P=0	10 000	20 800	29 120	41 600	41 600					
2 [#]	N=4.2, P=0	10 000	16 640	33 280	37 440	35 360					
3 [#]	N=0, P=0.186	10 000	52 000	62 400	66 560	49 920					
4 [#]	N=4.2, P=0.84, N:P=5:1	10 000	41 600	128 960	195 520	208 000	257 920	345 280	407 680	376 480	
5 [#]	N=0.93, P=0.186, N:P=5:1	10 000	58 240	112 230	153 920	170 560	195 520	220 480	253 760	378 560	359 840
6 [#]	N=4.2, P=0.42, N:P=10:1	10 000	58 240	120 610	170 560	214 240	280 800	334 880	420 260	445 120	382 720
7 [#]	N=0.2, P=0.02, N:P=10:1	10 000	41 600	66 560	74 880	87 360	60 320				
8 [#]	N=4.2, P=0.323, N:P=13:1	10 000	54 080	104 000	220 480	245 440	320 320	420 160	451 360	447 200	
9 [#]	N=2.42, P=0.186, N:P=13:1	10 000	54 080	137 280	116 480	241 280	282 880	557 440	601 120	661 440	603 200
10 [#]	N=80, P=5.44, N:P=14.7:1	10 000	33 280	83 200	216 320	336 960	463 840	411 840			
11 [#]	N=40, P=2.72, N:P=14.7:1	10 000	34 120	74 880	156 000	191 360	203 840	232 960	164 320		
12 [#]	N=1.05, P=0.046 5, N:P=22.6:1	10 000	22 880	27 040	35 360	31 200					
13 [#]	N=4.2, P=0.052 3, N:P=80:1	10 000	35 360	141 440	203 840	241 280	318 240	430 560	465 920	445 120	
14 [#]	N=4.2, P=0.186, N:P=22.6:1	10 000	43 680	124 800	137 280	153 920	153 920				
15 [#]	N=4.2, P=0.02, N:P=210:1	10 000	45 760	66 560	89 440	131 040	164 320	128 960			
16 [#]	N=40, P=0.157, N:P=255:1	10 000	41 600	66 560	199 680	251 680	218 400				

注: N、P 浓度单位为 mg/L; 0~9 d 为测试时间。

1[#]~3[#] 试验组的测试结果表明,无氮无磷、有氮无磷和无氮有磷 3 个试验组对栅藻的增长结果仍与月芽藻的相类似,对栅藻增长无明显促进作用;其中仍以无氮有磷试验组栅藻增长较好,但比月芽藻增长速率缓慢,其细胞最大现存数仅有 6.656 万个 /mL,比月芽藻的低 5.7 倍,尽管如此,还是反映出磷对藻类的增长作用比氮的大。

从试验结果可知,栅藻测试的结果与月芽藻大致相似,同样表明栅藻对氮磷比的生长范围较宽,在 5:1~80:1 间对藻类增长均有明显促进作用,其中以 10:1~14:1 藻类增长最显著,13:1 尤甚。

同样看到,相同的氮磷比中(如 6[#] 和 7[#];12[#] 和 13[#])磷浓度偏低的试验组对藻类生长无明显促进作用(即 7[#] 试验组氮磷比 10:1,磷浓度为 0.02 mg/L;12[#] 试验组氮磷比 22.6:1、磷浓度为 0.046 5 mg/L)。还有 13[#] 试验组氮磷比 80:1,氮为 4.2 mg/L,磷为 0.0523 mg/L;15[#] 试验组氮磷比 210:1,氮为 4.2 mg/L,磷为 0.02 mg/L,这些试验组尽管氮浓度很高,均为 4.2 mg/L,但磷浓度偏低,藻类增长受到限制仍无明显促进作用。同样反映出即使氮很高而磷不足,藻类生长仍受到限制,无疑磷是藻类生长一个限制因素。

在自然界水体中,藻类生长繁殖的限制因素主要是氮、磷营养盐类,两者中究竟哪个是限制因素,应取决于水体的具体情况而定。据文献报导,水体可溶性氮磷比值小于 5:1 时,则为氮限制,若大于 12:1 时,则为磷限制,而在 5~12:1 时,则为氮或磷限制(Forsberg 和 Ryding,1982)。还有学者认为适宜藻类生长的氮磷比值在 10~20:1 间,大于 20:1 则为磷限制,小于 10:1 则为氮限制^[4]。

据监测结果,鸭岗断面可溶性氮磷比值在 21.4~162.7:1 间,平均为 55.6:1;石门断面氮磷比值在 17.3~319:1 间,平均为 65:1;西村断面氮磷比值在 20.8~224.3:1 间,平均为 49:1;氮磷比值依序为:石门>鸭岗>西村断面。可见 3 个断面氮磷比值均大于 12:1,就氮磷比而言,磷是西航道藻类生长的限制因素,西村断面氮磷比相对靠近适宜藻类生长的氮磷比值范围。从而表明此因素为西村断面相对较容易产生富营养化的原因之一。

朱树屏教授研究指出,氮浓度在 0.26~1.3 mg/L,就限制于藻类生长繁殖;磷浓度在 0.018~0.09 mg/L,它将成为藻类的限制因素^[4],据监测结果:鸭岗断面

氮(可溶性氮,以下同)在 1.217~4.566 mg/L 之间,平均为 2.945 mg/L;石门断面氮在 1.278~6.378 mg/L,平均为 3.197 mg/L;西村断面氮在 2.030~7.318 mg/L,平均为 3.921 mg/L。就均值而言,它们的氮浓度已超过 0.26~1.30 mg/L 的范围。表明氮并不缺乏,而磷相当丰富,因而氮不成为限制因素。从磷(可溶性磷、以下同)含量看,鸭岗断面在 0.02~0.15 mg/L,平均为 0.053 mg/L;石门断面在 0.010~0.125 mg/L,平均 0.049 mg/L;西村断面在 0.015~0.135 mg/L,平均 0.08 mg/L。显然,3 个断面均在磷限制范围,可见氮与磷相比,磷比氮缺乏,表明磷是藻类生长的限制因素。西村断面的磷浓度为 0.08 mg/L,已接近磷限制浓度的上限,因此西村断面水体相对容易产生富营养化就是这个原因。这与我们野外现场观测的结果基本相符,也与朱树屏教授研究结果相一致。

3 结论

通过现场河水添加氮、磷的多次重复的室内藻类测试,结果表明西村断面的河水对藻类增长均有促进作用。反映出藻类增长与氮、磷浓度密切相关,氮、磷浓度越高促进藻类生长越明显,其中磷对藻类增长比氮的作用大。从广州河段西航道饮用水源地现状看,氮相当丰富,而磷不足,目前磷成为当地水体中藻类生长的一个限制因素,一旦磷的入河量增加,达到适宜藻类生长的氮磷比时,就会产生水体富营养化。可以说,氮、磷浓度高是产生富营养化的主要因素,而磷是这一水体富营养化的限制因素。因此,要防治珠江广州河段西航道饮用水源的水体富营养化,保证饮用水安全,必须严格控制氮、磷污染的排放,首先要控制排入水中的磷。

4 参考文献

- [1] 金相灿,屠清瑛.湖泊富营养化调查规范.第2版.北京:中国环境科学出版社,1990.239~302
- [2] APHA. Standard methods for examination of water and wastewater. 16ed. Washington D C: American Public Health Association, 1985. 726~735
- [3] US EPA. Algal assay procedure bottle test. Corvallis Ore: US EPA National Environ Res Center, 1971. 1~3
- [4] Chu S P. Experimental Studies on the Environmental Factors Influencing the Growth of Phytoplankton. Sci Techn Chin. 1949,2:37~52

(下转第 40 页)

水污染控制原位技术的研究及其发展

韦朝海¹ 李耀威² 古国榜²

(¹华南理工大学环境科学研究所, 广州 510640; ²华南理工大学应用化学系, 广州 510640)

摘 要 水污染控制原位技术体现了污染最小化和资源利用最大化的先进理念,包括原位污染预防技术和原位污染修复技术 2 方面。文章从原材料的管理与优选、工艺及过程控制优化及水回用方面论述了水污染原位预防技术,从原位生物修复、原位植物修复及原位物理化学修复方面论述了原位修复技术,介绍这 2 方面的研究与应用现状,强调水污染控制原位技术的重要性,提出若干发展方向。

关键词 环境工程 水污染控制 原位技术 修复

水污染治理中普遍采用“末端治理”的控制方法不能从根本上解决污染问题,而且资源得不到有效的回收和利用。通过采用合理的工艺方法减少水污染的产生以及对已被污染的水体进行就地治理,实现污染在产生地或在小范围污染中得到及时的控制和消除的水污染控制原位技术体现了污染最小化和资源利用最大化的先进理念,是水污染最根本的解决方案。根据其应用的场合和时间又可分为水污染原位预防技术和水污染原位修复技术 2 个方面。水污染原位预防技术指在污染物排出其产生的系统前,根据污染物产生的原理和特点,所运用的减少污染物的产生及综合利用的技术,包括原材料管理与优选技术、工艺及过程控制优化技术、回用技术等;水污染原位修复技术指在污染物被排出其产生的系统后,在水污染地点根据污染物的物理化学特性实现污染物在原地得到控制和消除的技术,主要包括原位微生物修复技术、原位植物修复技术及原位物理化学处理技术等。

1 水污染原位预防技术

1.1 原材料管理与优选技术

原材料的选择与优化投入方式是清洁生产的首要环节,根据原材料本身所具有的特性(如纯度、毒性、难降解性等),选择无毒、无害的原材料替代有剧毒、严重污染环境的原料能有效地从生产源头减少或消除污染。国外在这方面进行了大量的研究, Hong-Ying Hu 等^[1] 和 David Gilles 等^[2] 分别提出原

料管理和分配自动控制系统,采用这个自动控制系统能最大效率地利用原料和减少污染物的排放。在纺织工业中研究应用的绿色纤维原料,如天然纤维、甲壳素纤维和可降解合成纤维等,不仅性能优异,且对环境不造成任何污染^[3]。在日化工业产品生产中,已逐渐使用天然原料来生产表面活性剂,如由天然原料淀粉中的葡萄糖和脂肪醇或脂肪酸反应而成的烷基多苷非离子表面活性剂,由椰子油脂肪酸和酪蛋白水解及与月桂酸反应而成的多肽基表面活性剂,这些表面活性剂不仅有优良的洗涤性能,而且经使用后排放到环境中更容易被生物降解^[4]。传统有机反应中的有机溶剂是最常用的反应介质,但有机溶剂的毒性和难以回收利用使之成为对水环境有害的因素。选用替代有机溶剂或新合成技术虽然取得可喜的减污效果,但无法根除污染,目前无溶剂存在下进行的有机反应、用水或超临界流体作为反应介质,已成为洁净反应、预防水污染的主要途径之一。

1.2 工艺及过程控制优化技术

工艺技术水平决定了废物的产生数量和种类,先进的工艺技术在设计和生产产品时充分考虑控制废物的产生和环境污染的问题,将污染物产生量降低到最低限度。1991 年美国著名的有机化学家 Trost^[5] 提出了原子经济性的概念,即高效的反应应最大限度地利用原料分子的每 1 个原子,使之结合到目标分子中,不产生副产物或废物,实现废物的“零排放”。目前,在基本有机原料的生产中,有的已采用原子经

济反应,如丙烯氢甲酰化制丁醛、甲醇羰基化制醋酸、环氧乙烷的生产等,传统的氯醇法合成环氧乙烷,其原子利用率只有 25%,而采用乙烯催化环氧化方法仅需 1 步反应,原子利用率达到 100%,产率 99%,减少了副产物或废物的产生^[6]。

近几年,将过程集成技术应用于节约工业用水和废水产生量最小化的研究受到国内外学者广泛的关注。英国 Y. P. Wang 和 Robin Smith^[7]首次提出的水夹点技术,代表了工业水回用最大化、废水产生量最小化、废水处理系统设计的一种新方法。该技术通过有效地改造现有的用水网络,达到最大限度地回用水和最小程度地产生废水。1994 年英国孟山都公司的工厂首次开发使用水夹点技术,使新鲜水的消耗量降低 30%,新建的废水处理设施投资从 1 500 万美元降低到 350 万美元,并使每年的操作费用和原材料成本降低了 100 万美元^[8]。目前水夹点技术在国内外已成功应用于几个炼油厂和化工厂中,普遍节水 20%~30%^[9~11]。浙江大学的姚平经等^[12]发展了质量交换网络综合技术,该技术对已有的废物流股或污染物流股通过各种质量交换操作,使之能在满足质量平衡、环境限制、安全和费用最小等约束条件下,有选择性地使废物或污染物除去,充分体现了过程集成技术在过程工业(包括化学工业、石油化工、制药、造纸、冶金、电力、消费品等)中减污的巨大潜力。

1.3 水回用技术

水回用是目前水污染原位控制中研究最多的技术。实行水污染原位预防控制则要求流失的物料必须加以回收,返回到流程中或经适当的处理后作为原料回用,建立从原料投入到废物循环回收利用的生产闭合圈,使工业生产不对水环境构成任何危害。英国的 Smith^[13]提出了水回用采取的 3 种方式:回用、再生回用、再生循环。其中,水再生回用方式在工业生产过程中应用最为广泛。Sans 等^[14]曾对一家铸铝厂的脱模液进行回用研究。铝板脱模液中含有大量的硅树脂聚合物、防腐剂和杀菌剂,研究发现,脱模液经过 3 次回用后,COD 减少了约 60%、固体悬浮物减少了约 80%,整个生产过程的新鲜用水减少了 33%,实现了从源头控制污染并取得良好的经济效益。Rao 等^[15]把水回用技术和工艺优化结合用于制革过程中水污染原位控制的研究,他们对制革过程中预浸泡液、浸灰碱液、浸酸液、腌渍液和铬鞣液

进行了循环回用,结果使整个预铬鞣和铬鞣过程的用水总量减少了 67%。Jae-Sok Kim 等^[16]利用超滤膜技术对酿酒厂的酿酒残液进行再生回用,实现了废水的零排放。由于工业废水的复杂性,单靠一种技术很难达到回用的目的,复合技术的研究和应用逐渐拓宽了工业废水和城市污水的回用途径。

2 水污染原位修复技术

2.1 原位生物修复技术

原位生物修复技术是指利用土著微生物或者通过投加驯化优势菌种方式对污染水体进行修复的过程。目前,原位生物修复技术在治理污染的土壤和地下水领域已有许多成功的应用^[17~19]。在通常条件下,由于土壤深处及地下水中溶解氧不足、营养成分缺乏,致使微生物生长缓慢,从而导致微生物对有机污染的自然净化速度很慢。现在所使用的各种原位生物修复技术都是围绕各种强化措施来进行,如各种强化供氧技术,大致有生物气冲技术^[20]、臭氧引入技术、过氧化氢供氧技术、生物通风(bioventing)技术^[21]等。由于传统的生物修复技术常常不能满足重金属治理的要求,有研究人员提出了基于重金属离子高效结合肽的微生物展示技术^[22,23],该技术通过金属高效结合肽的筛选和微生物展示用于重金属生物修复,为重金属污染水体的修复提供了一条崭新的途径。

2.2 原位植物修复技术

原位植物修复技术是利用植物清除土壤、沉淀物、地下水和地表水中的有机和无机污染物。植物通过根部直接从环境中吸取和利用有机物,并可为根部周围的微生物提供 O₂、CO₂ 和代谢产物如糖、醇、氨基酸合蛋白酶等,这些营养基质会加速根部周围细菌和真菌的生长以及去除污染物的能力。Schnoor^[24]通过对植物根部与微生物对有机质的协同降解研究发现,植物与微生物的协同降解能力要比单纯微生物的降解能力高 1 个数量级以上。植物和微生物除了利用有机基质和无机盐外,还会吸收地下水和土壤中的重金属元素。一些植物的器官和树液里含有 3% 的锌和 25% 的镍,而且汞、铜、铅等金属离子也能被某些植物过量吸收^[25]。此外,植物根部释放的代谢产物和氧能提高含水层的 pH 值并改变氧化状态,钝化和固定重金属离子。化肥的大量使用以及城市污水和工业废水的排放,河流、湖海的富营养化问

题日益严重,由于水体庞大且分布广,采用沉淀、化学反应的方法难以彻底消除水体中的 N、P。水体中的浮游植物和光合藻类,由于能进行光合作用,利用水体中的 N、P 元素并释放氧气,因此,在水体富营养化修复中起到重要的作用。W. Li 等^[26]研究了 4 种浮萍对农业灌溉废水的除磷效果,结果表明这些植物的除磷能力为 0.043~0.086 g/m²,该技术能很好地消除水体中的游离磷。植物修复投资和运行费用少,植物根部能够渗透到一般技术难以达到的位置,污染物泄漏少,但处于植物根部深层的污染物得不到去除可能会影响植物的生长,修复过程比较缓慢。

2.3 原位物理化学处理技术

原位生物和植物修复技术修复周期相对较长,难于在短时间内消除污染物。原位物理化学修复技术以其对有毒害污染物处理的高效和对生物修复的促进作用而受到广泛关注^[27]。该技术可以根据污染区和目标污染物的特性,建立活性反应区域,将周围的污染物随地下水迁移至活性反应区进行钝化固定或者降解。该技术包括投加药剂、土壤改性吸附技术、可渗透反应墙技术、电动力学修复技术等。其中,可渗透反应墙技术(PRB)是高效低成本的地下水处理技术。PRB 是一个位于地下水流经通道的被动的反应材料原位处理区,处理区中含有降解挥发性有机物的还原剂、固定金属的络(螯)合剂、微生物生长繁殖所需要的营养物及其它试剂等,溶解的有机物、金属、核素等污染物在处理区被降解、吸附、沉淀或去除^[28]。Gillham 等^[29]在治理地下水中的挥发性有机污染物时,采用由 22%的铁粒和 78%的粗砂组成的反应墙,其降解三氯乙烯和四氯乙烯的量分别为 90%和 86%。Xu 等^[30]采用羟磷灰石作为墙体的反应材料,达到去除污染成分铅的目的。通过对世界各国的 500 个工程的研究证明,这种技术具有可行性和广阔的应用前景^[31]。电动力学修复技术是利用土壤和污染物电动力学性质对环境进行修复的新兴技术,可有效去除地下水和土壤中的重金属离子和有机物^[32,33]。这一领域最新的发展趋向是将电动力学技术与现场生物修复技术优化组合,但在理论和应用上尚有许多问题有待深入研究。

3 结语

水污染控制原位技术的开发和应用作为节约水

资源、减少环境污染的重要方法,在微观上,从原材料的绿色化、环境友好与可再生性、反应过程的原子经济性、污染物最小化等方面来实现水污染的原位控制;在宏观上,原位控制技术要充分考虑清洁生产、综合效益及社会可持续发展的全局,从而实现污染的原位预防。原位控制技术作为传统污水处理工艺的技术延伸,需要进一步融合生态工程的原理、循环经济原理及废物最小化原理,最大限度实现水污染控制技术从末端治理到生态化、资源化处理模式的转变。随着清洁生产理念的不断深入人心,随着环境友好生态技术研究的深入,从源头上控制水污染的原位技术将成为水污染控制技术发展的必然方向。

4 参考文献

- [1] H Y Hu, Naohiro Goto, Koichi Fujie. Concepts and methodologies to minimize pollutant discharge for zero-emission production. *Wat Sci Tech*, 1999, 39(10):9~16
- [2] D G Gilles, R C Loehr. Waste generation and minimization in semiconductor industry. *J Environ Eng*, 1994, 120(1):72~86
- [3] 税永红, 张利英. 纺织工业的清洁生产. *成都纺织高等专科学校学报*, 2002, 19(3):13~17
- [4] 唐育民, 陆宁宁. 绿色印染助剂的开发与原料选用. *印染助剂*, 2000, 17(5):6~10
- [5] Barry M Trost. The atom economy—a search for synthetic efficiency. *Science*, 1991, 254(5037):1471~1477
- [6] 闵恩泽, 傅军. 绿色化工技术的进展. *化工进展*, 1999, 18(3):5~9
- [7] Y P Wang, R Smith. Design of distributed effluent treatment systems. *Chem Eng Sci*, 1994, 49(18):3127~3145
- [8] B Linnhoff. Use pinch analysis to knock down capital costs and emissions. *Chem Engng Prog*, 1994, 90(1):32~57
- [9] R F Dunn, G E Bush. Using process integration technology for cleaner production. *Cleaner Production*. 2001, 9(1):1~23
- [10] M J Savelski, M J Bagajewicz. On the optimality condition of water utilization systems in process plants with single contaminants. *Chem Eng Sci*, 2000, 55(21):5035~5048
- [11] M Almato, E Sanmarti. Rationalizing the water use in the batch process industry. *Computers Chem Eng*, 1997, 21(suppl): 971~976
- [12] 薛东峰, 陈理, 姚平经, 等. 质量交换网络综合. *现代化工*, 2001, 21(6):16~19
- [13] Y P Wang, R Smith. Wastewater minimization. *Chem Eng Sci*, 1994, 49(6):981~1006
- [14] R Sans, J M Ribo. Minimization of water use and wastewater contaminant load. *Cleaner Production*, 1998, 6(4):365~369

- [15] J R Rao, N K Chandrababu. Recouping the wastewater: a way forward for cleaner leather processing. *Cleaner Production*, 2003, 11(5): 591~599
- [16] Jae-Sok Kim, Byung-Gee Kim. Development of clean technology in alcohol fermentation industry. *Cleaner Production*, 1997, 5(4): 263~267
- [17] C M Kao, S E Lei. Using a peat biobarrier to remediate PCE/TCE contaminated aquifer. *Wat Res*, 2000, 34(3): 835~845
- [18] L M Schmidt, J J Delfino, J F Preston, et al. Biodegradation of low aqueous concentration pentachlorophenol (PCP) contaminated groundwater. *Chemosphere*, 1999, 38(12): 2897~2912
- [19] M Dyer, E Heiningenb, J Gerritse. A field trial for in-situ bioremediation of 1,2-DCA. *Engineering Geology*, 2003, 70(4): 315~320
- [20] David F Weymann. Biosparging used in aquifer remediation. *Pollution Engineering*, 1995, 27(5): 36~41
- [21] R E Hoeppel, R E Hinchee. Bioventing soils contaminated with petroleum hydrocarbons. *J Ind Microbiol.*, 1991, 8(3): 141~146
- [22] M Valls, S Atrian, V Lorenzo, et al. Engineering a mouse metallothionein on the cell surface of *ralstonia eutropha* CH34 for immobilization of heavy metals in soil. *Nature Biotechnology*, 2000, 18(6): 661~665
- [23] P Kotrba, L Doleckova, V Lorenzo, et al. Enhanced bioaccumulation of heavy metal ions by bacterial cells due to surface display of short metal binding peptides. *Appl Environ Microbiol*, 1999, 65(3): 1092~1098
- [24] J L Schnoor, L A Licht, S C Mccutcheon, et al. Phytoremediation of organic and nutrient contaminants. *Environ Sci Tech*, 1995, 29(7): 358~370
- [25] G S Banuelos, H A Ajwa, L Wu, et al. Selenium accumulation by *Brassica Napus* grown in Se-Laden soil from different depths of Kesterson reservoir. *Soil Contamination*, 1998, 7(4): 481~496
- [26] W Li, F Recknagel. In situ removal of dissolved phosphorus in irrigation drainage water by planted floats: preliminary results from growth chamber experiment. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2002, 90(1): 9~15
- [27] I Kemenade, W A Anderson, M Gautam, et al. Chemical pre-oxidation for enhancing bioremediation of contaminated soils. *Trans I Chem E*, 1996, 74B(1): 125~131
- [28] Arun R Gavaskar. Design and construction techniques for permeable reactive barriers. *Journal of Hazardous Materials*, 1999, 68(1): 41~71
- [29] R W Gillham, S F Ohannesin. Enhanced degradation of halogenated aliphatics by zero-valent iron. *Ground Water*, 1994, 32(6): 958~967
- [30] Xu, Y, F W Schwartz. Immobilization of lead in groundwater with a reactive barrier system. *Subsurface Restoration Conference, Third International Conference on Groundwater Quality Research*, Dallas, Texas, 1992, 21~24
- [31] I Snape, C E Morris, C M Cole. The use of permeable reactive barriers to control contaminant dispersal during site remediation in Antarctica. *Cold Regions Science and Technology*, 2001, 32(2): 157~174
- [32] B A Segall, C J Bruell. Electroosmotic contaminant removal processes. *J Environ Eng*, 1992, 118(1): 84~100
- [33] Y B Acar, H Li, R J Gale. Phenol removal from kaolinite by electrokinetics. *J Geotechnical Eng*, 1992, 118(11): 1837~1852

Research on the Technologies of In-situ Water Pollution Control

Wei Chaohai Li Yaowei Gu Guobang

Abstract In-situ water pollution control technologies, including in-situ water pollution prevention technologies and in-situ water pollution remediation technologies, embody the idea of minimal contamination and maximal resource utilization in pollution control. In this article, the in-situ water pollution prevention technologies are summarized on the aspects of managing and selecting raw materials, optimizing techniques and process, and water reuse, and the in-situ water pollution remediation technologies are discussed on the aspects of in-situ bioremediation, in-situ plant remediation, and in-situ physical and chemical remediation. The significance of in-situ water pollution control technologies and the development trend of the technologies are also discussed.

Key words environmental engineering water pollution control in-situ technologies remediation

HCR/气浮/SBR 工艺处理制浆造纸废水

张雅静

(广州造纸股份有限公司, 广州 510280)

摘 要 制浆废水先经 HCR 工艺处理,造纸废水先经气浮处理,然后,2 种废水混合一起进入 SBR 反应器进一步进行生化处理,最终出水实现达标排放。采取有效措施控制了生化处理系统中的污泥膨胀现象。

关键词 制浆造纸废水 HCR 气浮 SBR 污泥膨胀

广州造纸股份有限公司位于珠江河畔,是中国最大的新闻纸制浆造纸企业之一,产量达 30 万 t/a。过去企业的制浆废水和造纸废水是分开处理的。处理制浆废水的高效紧凑生化反应器(High Efficiency Compact Reactor,简称 HCR)于 1998 年建成并投产;处理造纸废水的气浮系统于 2001 年建成并投产;2 系统的处理效果都比较理想。随着公司生产工艺的逐步优化,生产能力不断提高,生产用水量不断减少,使废水的污染物浓度升高。为了提高排水质量,确保废水稳定达标排放,而且为进一步提高生产能力作准备,处理 HCR 系统和气浮系统出水的 SBR 系统于 2004 年 10 月建成并投产,处理后的出水水质达到广东省排放标准。

1 废水水质水量及工艺流程

制浆车间排放的废水包括酸性亚硫酸盐制浆废水、化学预处理热磨机械浆(CTMP)废水以及废纸脱

墨浆(DIP)废水,主要含有木质素、纤维素、醇类等复杂的有机污染物,排水量为 0.7~0.8 万 m³/d。造纸车间排放的废水量为 3.3~3.5 万 m³/d,主要含有悬浮物、表面活性剂等污染物,2 种废水的水质见表 1。

表 1 造纸厂废水水质 mg/L(除 pH 值)

废水种类	pH 值	COD	BOD ₅	SS
制浆废水	5~9	2 000~3 000	1 000~1 500	1 500~3 500
造纸废水	5~8	1 000~3 000	600~900	1 000~2 000

上述制浆、造纸废水经过 HCR 和气浮系统处理后,各项污染物浓度已有不同程度的下降。为了响应广州市政府大力推进“蓝天碧水”工程的号召,在市环保部门的大力支持下,企业于 2004 年投入大量资金建成了 SBR 废水处理系统,集中处理上述已经过预处理的废水。SBR 系统的设计处理量为 6 万 m³/d,设计工艺流程见图 1。进、出水水质见表 2。

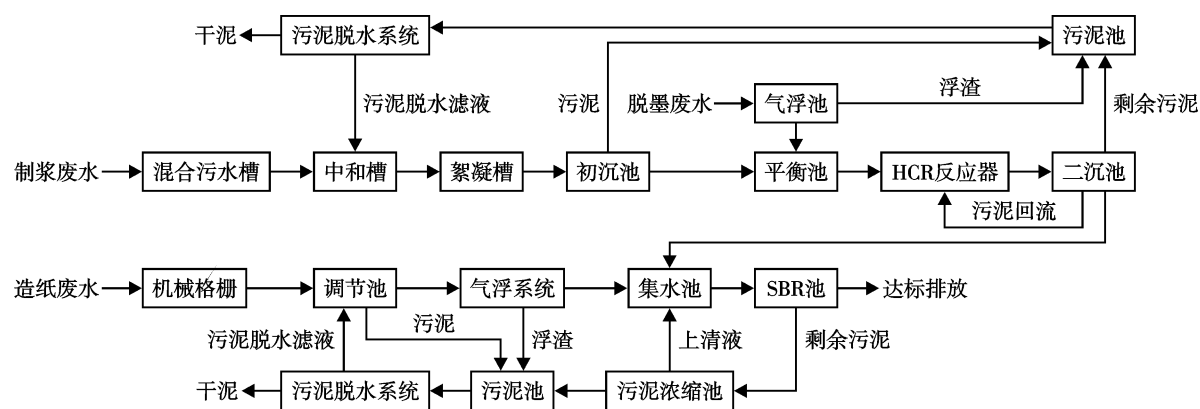


图 1 废水处理工艺流程

表 2 SBR 设计进、出水水质 mg/L(除 pH 值)

项目	pH 值	COD	BOD ₅	SS
进水	5~9	650~1 000	300~500	100~200
出水	6~9	≤200	≤30	≤60

2 主要处理构筑物及设备

2.1 HCR 反应器

共有 2 座有效容积为 300 m³ 的 HCR 反应器, 并联运行, 最大处理量为 600 m³/h。采用射流曝气方式。其特点是占地面积小、处理效率高、处理效果稳定。污水停留时间为 1~2.5 h。

2.2 气浮系统

选用了超效浅层气浮设备, 属于改进的加压溶气气浮。每个气浮池设计处理能力为 500 m³/h, 回流比 50%, 气水比为 1:50。气浮池规格为: 6 个 Ø12 m × 1 m。浮渣通过池面的刮渣装置排入污泥池。气浮采用的絮凝剂是聚合硅酸铝, 助凝剂是非离子型聚丙烯酰胺。

2.3 SBR 池

共有 5 个 SBR 池, 交替运行。每池有效容积为 14 000 m³, 设计 COD 污泥负荷为 0.28 kg/d。采用射流曝气方式, 每池设有 2 套射流曝气装置和 1 台多级离心式鼓风机。设计运行周期为 360 min, 其中进水 72 min(60 min 后开始曝气进水), 反应 168 min, 混合 5 min, 沉降 55 min, 滗水 60 min。采用机械式滗水器排水, 每池有 3 个滗水器, 最大滗水量为 3 000 m³/h。5 个池的周期运行分别错开 1/5 周期(即 72 min), 任何时间总有 1 个池在进水。表 3 是某一时间 5 池周期运行情况的示例。

表 3 SBR 池周期运行情况示例

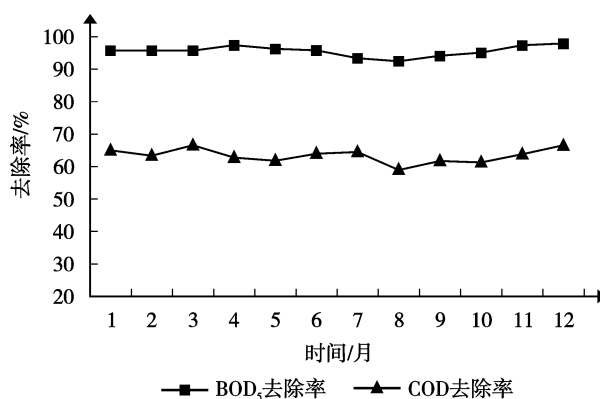
SBR 池	1 [#]	2 [#]	3 [#]	4 [#]	5 [#]
周期运行时间/min	1	73	145	217	289
运行阶段	进水	反应	反应	反应	沉降

3 运行情况及处理效果分析

3.1 HCR 系统运行情况及处理效果

HCR 工艺是通过高效传质效果(包括氧的快速强制溶解以及充分混合), 利用处于对数生长期的微生物来实现短时间内快速降解有机物的。该系统的 COD

污泥负荷为 5~8 kg/d, 污泥浓度为 5 000~8 000 mg/L, 污泥回流比为 50%~100%。其处理效果见图 2。从图 2 可看出, HCR 系统对 COD 和 BOD₅ 的去除率分别为 68% 和 96%, 而且去除效果稳定。应该将反应塔内温度控制在 38℃ 以下(尤其在夏季), 否则容易发生污泥膨胀, SVI₃₀(污泥沉降指数)最高会升至 600, 污泥沉降性变差。通过适当调整回流比和剩余污泥排放量来延长污泥在二沉池的沉降时间, 或者投加石灰、氯化铁等助凝剂, 能控制污泥膨胀现象不再恶化, 同时对处理效果影响不大。

图 2 2004 年 HCR 系统对 COD 和 BOD₅ 的去除效果

3.2 气浮系统运行效果

气浮系统的处理效果见图 3, 对 SS 去除效果好而且稳定, 去除率保持在 90% 以上, 出水 SS ≤ 150 mg/L。

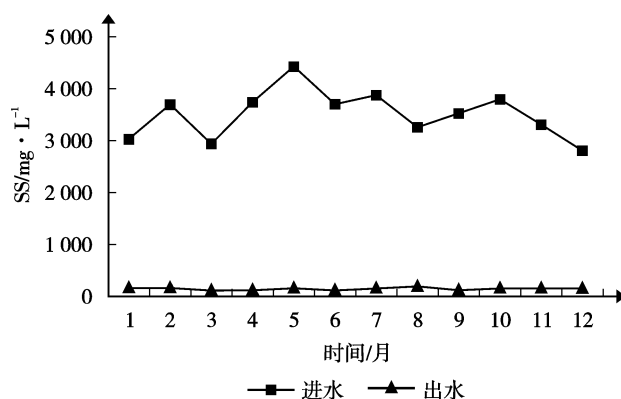


图 3 2004 年气浮系统进、出水 SS 变化情况

3.3 SBR 系统调试及运行情况

SBR 处理系统于 2004 年 10 月完成施工, 随即进入调试阶段。先从 1[#] 池开始驯化污泥, 取 HCR 系统的剩余污泥作为接种污泥, 用量约 5 000 m³, 分 3 d

加完。在开始投加菌种的同时,往池上加生产废水至液位为 4.5 m,然后按 COD:N:P=250:5:1 的比例加入尿素和磷酸,接着以曝气 3 h,沉降 2 h 的周期连续运行。在这期间每 24 h 进水 1 次,每次约 600 m³,不滗水。如此运行直到液位超过 5.5 m,就按设计周期连续运行,自动进、排水。在调试运行过程中连续监测 DO,定期取样检测 MLSS、SVI₃₀ 以及进、出水的 pH 值、COD、BOD₅ 等指标,用显微镜观测污泥的生物相。运行半个月后 MLSS 升至正常运行指标,COD 去除率提高至 70% 左右,图 4 显示了污泥驯化过程中 MLSS 与 COD 去除率的变化情况。镜检可以发现大量钟虫、纤毛虫、轮虫等指示性生物,此时活性污泥已成熟,可引入其它 SBR 池作为接种污泥,整个系统即可进入正常运行阶段。

在系统正常运行一段时间后,污泥沉降性变差,SVI₃₀ 升至 200~300,镜检发现丝状菌过量繁殖,已

结成网状。究其原因是污泥负荷过低引起的。因为系统处于低负荷状态运行(COD 污泥负荷平均只有 0.15 kg/d),丝状菌在低底物浓度下具有较高的增殖速率而占了优势。针对起因,采取了一系列控制措施:增加剩余污泥排放量,以降低 MLSS 来提高污泥负荷;同时缩短滗水时间以延长沉降时间,并且将半限制性曝气进水方式改为限制性曝气进水方式。1 个月后,污泥沉降性明显好转,SVI₃₀ 下降至 100 以下,COD 污泥负荷已高于设计值,为 0.30~0.35 kg/d,图 5 是 COD 污泥负荷与 SVI₃₀ 的变化情况,镜检可以看到丝状菌大为减少,处于正常生长状态。

SBR 系统运行稳定,COD 去除率保持在 70% 左右,BOD₅ 去除率在 97% 左右,2005 年 1 月市环境监测中心站对该工程验收,出水各项指标均达到《广东省水污染物排放限值》(DB 44/26-2001)中的一级标准要求(见表 4)。

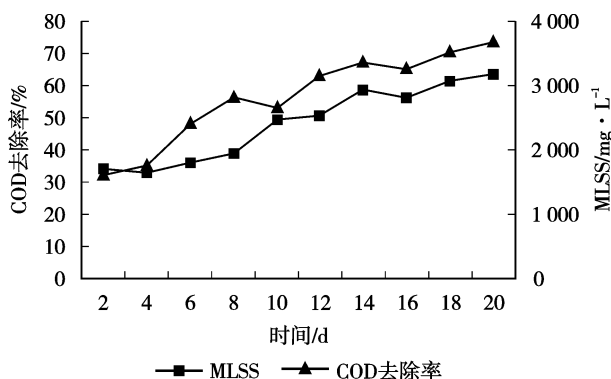


图 4 污泥驯化过程中 MLSS 与 COD 去除率的变化情况

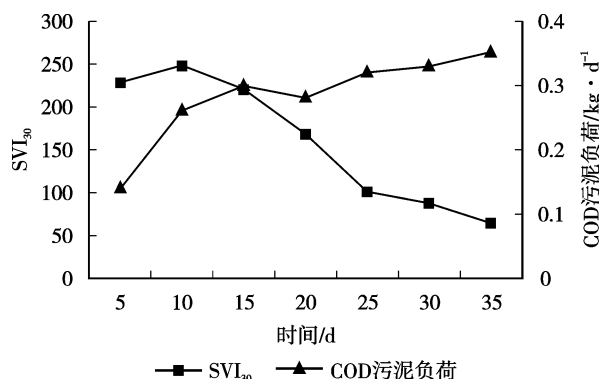


图 5 COD 污泥负荷与 SVI₃₀ 的变化情况

表 4 SBR 进、出水水质

时间	pH		COD/(mg·L ⁻¹)		达标率 /%	BOD ₅ /(mg·L ⁻¹)		达标率 /%	SS/(mg·L ⁻¹)		达标率 /%
	进水	出水	进水	出水		进水	出水		进水	出水	
2004.12.24*	6.94	6.94	805	149	—	339	59.6	—	41	18	—
2004.12.30*	6.95	7.27	854	125	—	384	52.1	—	94	19	—
2004.12.31*	6.93	7.24	505	164	—	227	66.9	—	35	19	—
2005.1	6.95	7.10	662.7	190.2	96.4	471.4	16.5	100	130.0	28.0	100
2005.2	6.83	6.87	589.5	185.7	98.7	349.4	8.1	100	165.0	19.5	99.5
2005.3	7.00	7.13	798.8	193.3	98.2	490.1	21.9	100	181.5	29.0	100
2005.4	7.15	7.43	683.5	176.6	97.6	306.7	10.7	100	144.5	10.0	100
2005.5	6.91	6.96	701.4	180.5	98.1	387.3	12.7	100	168.0	15.5	99.2
DB 44/26-2001 一级		6~9		250			70			100	

注:表中带“*”数据由广州市环境监测中心站提供;其它数据由广州造纸股份有限公司提供,2005 年数据除达标率外均为月平均值。

(下转第 15 页)

环境生物上游技术和下游技术在污染控制中的应用

吴海珍¹ 梁世中¹ 吴锦华² 韦朝海²

(¹华南理工大学食品与生物工程学院, 广州 510640; ²华南理工大学环境科学与工程学院, 广州 510640)

摘 要 从环境污染发展的趋势及环保产业的需求情况分析环境生物技术在未来污染控制中的重要作用及潜在的市场前景, 论述了包括生物强化技术、有机物生物降解及废弃物资源化、生物修复、生物基因工程技术、生物传感器与生物标记物在内的环境生物上游技术的研究与发展, 重点介绍了各种工艺及各种物理场作用下的环境生物下游技术, 剖析了若干种典型技术并用工程实例强调上、下游技术的紧密组合, 提出环境生物技术需要加强研究的方向。

关键词 环境生物技术 废水处理 废物资源化

自上世纪 80 年代以来, 随着生物技术中基因工程、细胞工程、酶工程和发酵工程的发展, 环境生物技术的应用更加广泛。1990 年环境生物技术在美国的市场价值达到 400 亿美元, 2000 年达到 750 亿美元, 2004 年则超过 1 200 亿美元。预计本领域在未来的社会需求方面将会越来越大。生物处理工程技术又分为上、下游技术。目前环境生物技术的研究普遍围绕如下几个方面: 分离具有特殊分解功能的微生物, 用分子探针监测它们在不同环境中的分布以及与其它种类微生物之间的关系; 在分子水平上确定主基因上与代谢分解相关的基因组或片段; 将分解基因转移到受体微生物中, 实现分解功能在常见微生物体内的表达; 走出单纯分解和矿化的旧模式, 探索对有毒污染物的转化, 并产出工业合成中所需的中间产物或原料; 环境污染物无害化与资源化的有机结合。

1 环境生物上游技术

环境生物上游技术为生物化学、微生物学、细胞生物学及基因工程学等方面的基础领域^[1]。

1.1 生物强化技术

物强化技术, 亦称生物增强技术 (Bioaugmentation), 是从自然界中筛选出优势菌种或通过基因组合产生高效菌种以提高对特性污染物的处理能力。一般生物处理技术对毒性难降解有机废水去除效率低, 微生物适应期长, 而生物强化技术恰好弥补

了这一不足, 通过投加优势菌种可迅速降解目标污染物^[2]。

生物强化技术的前提和关键是获得优势菌种。基因工程的发展为高效菌种的获取提供了新方法。Brazil^[3] 将多氯联苯降解基因转入假单胞菌中, 使其变为能利用多氯联苯作为唯一碳源生长的菌株, 为生物治理多氯联苯提供了新途径。微生物对污染物的降解性与其所带的质粒有关, 利用降解性质粒的相容性, 把能够降解不同有害物的质粒组合到一个菌种中, 形成一个多质粒的新菌种, 能使一种微生物降解多种污染物或完成降解过程的多个环节, 或使非降解性菌体由于带上质粒而获得降解性。此外, 可对降解性质粒进行 DNA 体外重组, 在体外对 DNA 进行剪切加工, 将不同亲本的 DNA 重新连结, 转移到受体细胞中, 使细胞获得新的遗传性状。生物强化技术是环境微生物上游技术的重要内容, 是未来环境微生物技术发展的热点方向。

1.2 有机物生物降解的强化及资源化

污染物在不同微生物作用下的降解机理仍然是环境微生物学研究的基础。持久性毒性污染物、二噁英、氯芳香烃、酚、硝基化合物等的生物降解成为研究的热点, 如硝基苯、苯胺高效降解菌的驯化和筛选。针对硝基苯、苯胺、油制气厂废水降解微生物筛选、降解机理方面的研究成果已经应用于实践^[2, 4]。

在有机质降解过程中获取生物能源受到国内外环境生物工作者的广泛关注, 如使用转基因技术将

分解纤维素和木质素的基因转入到中温细菌体内,在较高的温度条件下可将糖厂废液、造纸厂废木浆、垃圾渗沥液等转化为天然气^[9]。生物产氢有可能解决因石油和煤燃烧引起的全球性大气污染问题^[9]。从城市污水处理厂的污泥培养分离降解塑料 PHAs (Polyhydroxyalkanoates), 将污泥中的有机组分发酵产生乳酸供作生物培养基, 这些生物转化过程实现了废物的资源化^[7,8]。国内存在大量由发酵、食品加工、制糖、造纸等生产过程产生的高浓度有机废水尚未妥善处理, 可通过微生物技术先进行资源回收利用, 然后再进行废水达标处理, 即实施先资源化后无害化的耦合, 实现绿色发展成为环境工程微生物技术发展的前景方向。

1.3 生物修复

生物修复(Bioremediation)是利用土著引入的微生物和生物及其代谢过程对环境污染物或毒物进行降解消除或富集的生物学过程。针对我国土壤和地下水受石油、农药、除草剂、工业废水、重金属和废物的污染日益严重, 可根据不同条件和不同污染状况, 从高效菌种的选育、必需营养成分的补给、适用技术与处理工艺的结合等方面探索适合国情的生物修复技术。国外已报道了接种高效降解菌或遗传工程菌降解土壤中的多环芳烃(PAH)如多氯联苯及农药等。为了保持微生物的活性, 向土壤中直接充氧或注入 H_2O_2 以释放游离氧, 同时补充氮和磷营养成分以利于降解菌的繁殖。而对受重金属污染土壤的治理常利用超量积累重金属的植物并结合共生的微生物体系来实现修复, 一些学者^[9] 试图通过基因工程如通过引入金属硫蛋白或引入编码的半合成基因以及其他与重金属耐性和富集性有关的基因来增加植物对金属的耐受性, 并获得了良好的效果。

1.4 生物传感器与生物标记物

许多环境污染物的降解过程是在生物反应器中进行的, 在特定的条件下, 对特种微生物种类及其数量的监测是工程和科研人员面临的一大难题, 美国许多学者对细菌中的荧光基因(Lux gene)进行克隆, 转移到具有分解能力的特种微生物体内, 具分解能力的菌体中就有了特定的荧光标记。通过对荧光菌和荧光量的监测可以达到对专门细菌的跟踪, 并可以了解到它们与其它菌株之间在分解过程中的关系。生物学标记物被定义为生物学体系或样品的信

息指示剂, 大致分为 3 类: 暴露标记物、效应标记物和易感性生物标记物^[9]。生物标记物在环境分析毒理学中有助于了解环境诱变剂的作用机制及其与致癌、致畸作用的关系, 有利于研究、开发新的测试方法, 鉴别、评价环境因子和新合成化学品的三致作用, 预防和减少它们对人类和环境的危害。但在传染的途径、标记物与症状的解析关系和新的标记物的寻找等方面有待加强研究^[10]

2 环境生物下游技术

环境生物下游技术一般包括产物的预处理及分离纯化, 产品的成型加工和质量监控等一系列单元操作和过程中的主要技术, 是生物高技术实现产业化的关键^[1]。环境生物技术的下游技术主要集中在反应器设计、污泥培养分离以及获得生物产品等方面。

2.1 下游技术的基本描述

环境生物下游技术主要指污染治理中的生物应用技术, 包括选择适当的生物降解环境和选用优化的处理工艺。适合的生物生活环境是降解活性提高的前提条件, 包括化合物的浓度、pH 值、金属成分、盐度、溶解氧、其它化合物的协同或拮抗作用以及外加温度、压力、光、电、声波、磁场等因素的协调作用以获得更好的生物强化效果。如常规的废水生物处理工艺对含难降解有毒有机物的工业废水的降解速度和微生物增殖速度都很小, 通过优化处理工艺延长水力停留时间和增加泥龄, 提高微生物有效浓度, 增加与微生物的接触, 从而提高难降解有毒有机物的去除率, 如 PACT 工艺、SBR 法、生物三相流化床等技术即具有这样的特征。

2.2 基于工艺的下游技术

在活性污泥法基础上延伸和演变的废水生物处理技术已发展为多变和更加高效的技术, 其目标是实现基质去除能力最大化又可使污泥产量最小化以及降低能耗。各种工艺技术如 UASB、SBR 法、生物流化床等可分别适用于不同成分或不同浓度有机废水的处理, 实现如获得生物能(甲烷)、去除 BOD_5 成分、脱氮、除磷等不同的目标。重点研究生物转化特性、传质特性、污泥分离特性, 如新型结构的生物三相流化床就是将优势菌种、功能性生物填料及传质强化反应器进行有效耦合的技术, 应用于产业废水处理中表现出明显的实效^[11]。厌氧发酵产生甲烷、生

物质发酵产生氢气、中高温好氧发酵产生肥料、垃圾浆化后培养单细胞蛋白等成为垃圾处理前景技术。生物处理工程技术一般都是敞开的体系,需要考虑体系的共生、协同、捕食等关系,通过操作条件的控制实现微生物的高效与优化。

2.3 基于物理场作用下的下游技术

微生物生长受各种物理条件如温度、压力、电场、光场、磁场、声场等的影响。酶是生物体内具有催化作用的蛋白质,外界物理因子对生物体中酶的合成起诱导作用。酶活性的变化是一种调节机制,它直接影响一个代谢过程的关键酶,酶活性的提高对催化中心发生正的影响,也就是活化作用。废水处理工程实践中发现,把厌氧系统的温度维持在 35~42 °C 可以把厌氧的效率提高 20%~45%,因此可以利用太阳能、热泵技术或锅炉废热来控制生物系统的温度,使温度环境不但有利于微生物的高效生长,而且维持温度对寒冷地区水处理系统克服极端低温的气候条件也极为重要。沈持衡等^[12]尝试用次声频率和磁场对黑曲霉孢子进行处理,结果表明外加的次声频率和低频磁场能使黑曲霉增加柠檬酸产率,同时还增加菌丝的活性和体重。梁运章等^[13]在水处理系统中引入微交变电场,发现微交变电场能提高废水微生物处理的效率,而且适用于水产养殖、农业面源污染防治等方面。因此,在生物处理系统中,根据微生物的特点人为地引入物理场可以改善微生物的生长环境并提高处理效率。

3 上、下游技术的结合与应用

3.1 生物强化技术在废水处理中的应用

3.1.1 直接投加优势降解菌

制药废水是典型的有毒/难降解有机废水。Saravanance 等^[14]在厌氧条件下通过生物强化来处理制药厂废水中的头孢力新和反渗透药物。在传统的操作模式中每隔 2 d 加 30 g 优势菌种实现生物强化作用,COD 去除率最大值保持在 88.5%。张仲燕等^[15]对投加优势菌和自然驯化污泥 2 种方法进行了比较,经过优势菌种挂膜处理的高浓度废水,COD 去除率可达 90%以上,而相同条件下的活性污泥法只有 50%左右。直接投加优势降解菌的生物强化技术在印染废水、造纸废水和焦化废水等难处理废水中也有成功的应用,如曾丽璇等^[16]在水解池内投入具有

较好脱色效果的分属于假单胞菌属、气单胞菌属、红螺菌属的优势菌群来处理印染废水,脱色率稳定在 90%以上。

3.1.2 投加生物共代谢基质及辅助营养物质

微生物以甲烷、丙烷、甲苯、酚、氨和二氯苯氧基乙酸等为原始底物的降解过程中产生了特殊的氧化酶可以改变一些难降解有机污染物的结构并最终使之降解,实现了生物共代谢作用。微生物以其他底物为碳源,形成可以改变目标污染物结构的氧化酶,需要 Fe^{3+} 或 Mg^{2+} 来传递电子,在废水中加入这些离子可以促进污染物的降解速率。Gregory 等^[17]用 Fe^0 和甲烷菌处理高度氯化的脂肪族碳氢化合物,发现四氯化碳和氯仿的降解速度得到提高,而在含乙酸、乳酸盐的甲烷菌培养基和 Fe^0 的混合体系中, Fe^0 作为唯一的外来电子供体,对四氯化碳、四氯乙烯(PCE)和三氯乙烷(TCA)除氯的效果有明显的影响,发现四氯化碳和 TCA 的除氯效果显著提高,而 PCE 的脱氯程度几乎不变。说明甲烷培养基的加入抑制了生物本征反应而提高了共代谢作用。因此,通过共代谢作用加快毒性有机物的生物降解是一个重要的研究方向。

3.1.3 固定化生物强化技术

Patureau^[18]用埋植于褐藻酸盐球中的好氧脱氮菌在 SBR 反应器中进行生物强化去除氮的实验,发现埋植于褐藻酸盐球中的好氧脱氮菌提高了好氧脱氮过程和菌种存活时间。Guiot^[19]以甲烷菌强化驯化,研究了 UASB 反应器中酚、邻甲酚、对甲酚的降解效果,游离的细菌细胞和颗粒物自然接触,并包埋在褐藻酸盐球中,酚的降解速率至少是原来的 2 倍,其效率提高的原因归功于含酚化合物降解菌在颗粒物上的固定化。

赵兴利^[20]采用 PVA 硼酸包埋固定法,在 A/O 生物脱氮系统中包埋经驯化过的硝化污泥,制成固定化硝化细菌颗粒,结果表明固定化硝化菌的呼吸性能提高 40 倍,当颗粒填充率为 4%时,氨氮去除率可达 99%以上。卞华松等^[21]采用 PVA799 冷冻改良法固定化优势菌群来处理含甲醛和苯酚废水,冷冻改良法固定的微生物对浓度为 475 mg/L 的甲醛有 95%的去除率,对浓度为 565 mg/L 的苯酚有 94%以上的去除率,平均污染物去除率均比游离优势菌群高 10%~50%,而且固定化菌体具有良好的 pH 值环境适应性。除了用海藻酸盐和 PVA 作为细胞载体进行固

定化之外,还有用其他细胞载体的报道。梁沈平^[23]以凹凸棒粘土颗粒为载体,混合固定化7株高效脱色菌,组成固定化生物反应柱,该反应柱对各种染料废水具有良好的脱色作用,在染料为唯一碳源时,对60 mg/L混合染料废水6 h能脱色91%。

3.2 生物修复技术的应用

藻类净化重金属废水的能力主要表现在对重金属具有很强的富集能力。褐藻(*S. natans*)对Au的吸收量达400 mg/g,在一定条件下绿藻(*U. lactuca* L.)对Cu、Pb、La、Cd、Hg等重金属离子的去除率达80%~90%,马尾藻(*Sargassum horneri*)、鼠尾藻(*S. thunbergii*)对重金属的吸附虽然不及绿海藻,但仍具有较好的去除能力,对Cu、Zn、Pb、Hg等重金属的去除率都在70%以上^[23]。通过藻类植物的转基因技术^[24],把MT基因(Metalloprotein)转移到蓝藻上,可提高蓝藻对Cd的结合去除能力。这种转基因技术主要是利用毒性金属离子与半胱氨酸的巯基结合,转变为无害的蛋白结合形式,从而使植物机体对金属离子表现出抗性。以植物为主体的重金属整治技术,能切断有毒有害物质进入人体和家畜的食物链,避免了二次污染,是一种理想的环境修复方法,如香蒲(*Typha orientalis* Presl.)对重金属有明显的吸收作用,是一种净化含锌、镉等重金属废水的优良植物,它们对铅、锌和镉的去除能力分别为90%和84%,对铜、铁、铝也有不同程度去除,香蒲净化塘系统对我国韶关凡口铅锌矿废水的铅、锌、铜、镉的去除率分别达93.98%、97.02%、96.87%、96.39%,净化后的废水中重金属含量达到国家排放标准限值^[25]。何翊^[26]综述了植物在重金属污染土壤修复中的应用,根据吸收过程的不同把修复过程分为植物稳定(phytostabilization)、植物挥发(phytovolatilization)、植物提取(phytoextraction)3个过程,强盗木本植物不与食物链相连,且对土壤中镉、汞有较强的吸收积累作用,吸入重金属的植物可作为工业及建筑用材,因此在土壤修复研究中具有明显的优势。

4 结语

基于微生物的特点发展起来的各种专门技术或高级技术,可以实现废物资源化和无害化的综合协调,促进生态环境持续的良性发展。我国在环境生物方面的研究和发展虽然取得了显著的成果,但其应

用方面明显落后于发达国家。未来的主攻方向是:基于有机污染物降解机理及微生物代谢机理为目标,从分子水平上研究功能基因在微生物体内的表达;实现上游研究成果与下游工程技术的协调发展,研究开发高效型的生物反应器及其优化控制,并提高生物传感器技术水平;技术微型化即流程密集化、设备微型化与生产过程重组;构建多功能的废水(废物)生物处理反应器,实现生物反应器的结构功能化并提高智能化水平。

5 参考文献

- [1] 孙彦编. 生物分离工程. 北京:化学工业出版社,1998
- [2] 韦朝海,吴锦华,慎义勇,等. 优势菌种与三重环流三相流化床耦合处理油制气厂废水. 环境科学学报,2002,2(2):171~176
- [3] G M Brazil. Continous degradation of trichlorethylene by Xanthobacter SP. Strain Py2 during growth on propene. Appl Environ Microb, 1995, 61(5):1946~1952
- [4] 李湛江,韦朝海. 硝基苯降解菌生长特性及其降解活性. 环境科学,1999,20(5):20~24
- [5] ES & T Editorial Board Trends and Challenges: the new environmental landscape. Environmental Science and Technology, 1996.
- [6] C K Ma, H Chua, K Hong, et al. Optimal production of polyhydroxyalkanoates in activated sludge biomass. Applied Biochemistry and Biotechnology, 2000, 84(6):981~989
- [7] R Grommen, W Verstraete. Environmental biotechnology: the ongoing quest. Journal of Biotechnology, 2002, (98):113~123
- [8] A M Baker, S P McGrath, Roger D Reeves, et al. Metal hyperaccumulator plants. USA, 2000. 85~107
- [9] 秦涛,徐晓白. 环境致癌物风险评价和生物标记物研究. 化学进展,1997,9(1):22~35
- [10] A Paul, Schulte. Opportunities for the development and use of biomarkers. Toxicology letters, 1995, (77):25~29
- [11] 任源,韦朝海,吴超飞,等. 新型生物流化床组合工艺处理工业有机废水的工程应用分析. 环境工程,2002,20(2):7~9,13
- [12] 沈持衡,赖素聪. 次声和磁场对黑曲霉、生物酶和水的作用. 声学学报,1995,20(5):362~367
- [13] 梁运章,白亚乡. 环境生物物理学. 物理,1999,28(1):39~43
- [14] R Saravanane. Treatment of anti-osmotic drug based pharmaceutical effluent in an upflow anaerobic fluidized bed system. Water Management, 2001, 21:563~568
- [15] 张仲燕,杨明风. 优势菌株生物膜处理卡那霉素废水. 上海环境科学,1997,16(8):34~41
- [16] 曾丽璇,罗国维. 优势菌处理印染废水工艺及脱色机理

- 研究. 环境科学进展, 1999, 7(2): 92~96
- [17] Gregory, B Kelvin. Bioaugmentation of Fe^0 for the remediation of chlorinated aliphatic hydrocarbons. Environ Eng Sci, 2000, 17(3): 169~181
- [18] D Patureau. Combined phosphated and nitrogen removal in a sequencing batch reactor using the aerobic denitrifier microorganism *aerodenitrificans*. Water Research, 2001, 35(1): 189~197
- [19] S R Guiot. Immobilization strategies for bioaugmentation of anaerobic reactor treating phenolic compounds. Water Science & Technology, 2000, 41(12): 5~6
- [20] 赵兴利. 固定化硝化细菌去除废水中氨氮工艺的研究. 环境科学, 1999, 20(1): 39~42
- [21] 卞华松, 张仲燕. 冷冻固定化优势菌群处理含甲醛苯酚废水. 环境科学, 1998, 19(2): 39~42
- [22] 梁沈平, 王菊思, 姜兆春. 固定化微生物柱对染料废水的脱色试验. 环境科学, 1998, 19(5): 10~14
- [23] 莫健伟. 海藻去除水中双偶氮染料机理及重金属离子研究. 中国环境科学, 1997, 17(3): 241~243
- [24] 范昌发. 植物整治研究现状. 环境科学进展, 1998, 7(5): 15~18
- [25] 叶志鸿, 陈桂珠. 宽叶香蒲净化塘系统净化铅锌矿废水效应研究. 应用生态学报, 1992, 13(2): 190~194
- [26] 何翊, 吴海. 生物修复技术在重金属污染治理中的应用. 化学通报, 2005, (1): 36~42

Upstream and Downstream Environmental Microbial Techniques

Wu Haizhen Liang Shizhong Wu Jinhua Wei Chaohai

Abstract The important role and potential market of environmental biotechnology in future pollution control are summarized according to contamination development and the demand of environmental protection industry. Subsequently, the development of upstream environmental microbial technology is analyzed in detail, including bioaugmentation, the decomposed mechanism of toxic organics, the resource recovery of waste, bioremediation, the application of biological genetic engineering technology, biosensor and biological label. Moreover, the importance of the collaboration of upstream technology and downstream technology is discussed in terms of several representative technologies and engineering cases. And the investigative trends on environmental microbial technology, which need to be reinforced, are therefore presented according to the practical situation in China.

Key words environmental biotechnology wastewater treatment waste recovery

(上接第 10 页)

4 结论

1) 使用“HCR/气浮/SBR”工艺处理制浆造纸废水, 处理效果稳定, 出水水质达到排放标准。

2) HCR 系统的处理效果稳定, 但当温度超过 38℃就容易发生污泥膨胀, 采取相应措施可以得到控制。

3) SBR 工艺对 COD 去除率在 70%左右, BOD_5

去除率在 97%左右, 具有启动快、运行稳定等优点。在较高负荷下运行能有效抑制丝状菌生长。

5 参考文献

- [1] 沈耀良, 王宝贞. 废水生物处理新技术理论与应用. 北京: 中国环境科学出版社, 1999
- 鸣谢: 本文在完成过程中得到高级工程师冯铭杰、工程师蔡卫的指导, 在此深表感谢!

Treatment of Pulp&Paper Wastewater with the Process of HCR/Floatation/SBR

Zhang Yajing

Abstract The pulp wastewater was treated with the process of HCR, and the paper wastewater was treated with the process of floatation. After pretreatment, the wastewater was mixed and further bio-chemically treated in the SBR reactor. The effluence was found to meet the wastewater discharge criterion. A few measures were used in the system to control sludge bulking during bio-chemical treatment.

Key words pulp & paper wastewater HCR air floatation SBR sludge bulking

废水脱氮新技术研究进展

李振强 陈建中

(昆明理工大学环境科学与工程学院, 昆明 650093)

摘 要 论述了氮对水体的影响,介绍了国内外在废水脱氮领域的一些研究进展,重点介绍了 SHARON 工艺、ANAMMOX 工艺和生物添加剂等生物脱氮技术,光催化氧化、湿式氧化和催化湿式氧化等高级氧化技术,以及人工湿地系统 3 大类方法在废水脱氮中的应用,并对它们的应用前景作了展望。

关键词 废水脱氮 生物法 高级氧化 人工湿地

含氮废水的超标排放是造成水体污染的主要原因之一,其对水体带来的危害主要表现在:①造成水体的富营养化现象^[1]。对一些静止型水体如湖泊和水库,当其含有过量氮时会导致蓝藻和蓝绿藻的过度繁殖,发生水华现象;氮排入近海则会发生赤潮。大量藻类同时死亡时会耗去水中的氧,从而引起鱼类的大量死亡。②还原态氮排入水体会因硝化作用而耗去水体中大量氧,引起水体溶解氧不足,造成水体黑臭。一个氨态氮氧化成硝态氮需耗去 4 个氧。按重量比,耗氧重量为氨态氮重量的 4.57 倍^[2]。传统的废水脱氮方法如物理化学法有折点加氯法、化学沉淀法、离子交换法、吹脱法、液膜法等;生化法有藻类养殖、生物硝化和反硝化等。虽然以上很多方法都能有效地去除水中的氮,但都存在着一些不足,只有几种方法能够真正用于废水的脱氮处理,很难在有效性、经济性、可行性方面同时达到要求,运用于工程实践。因此,国内外近年来又开发了许多新技术,取得了良好的效果。

1 生物脱氮新技术

在生物脱氮方面,国内外都做了大量的研究和试验,新开发出了许多关于生物脱氮的工艺,焦点主要集中在开发一些能耗和化学药剂耗用量低、流程简单、基建及运行费用低和脱氮效率高的工艺上。

1.1 硝化 - 反硝化新工艺

硝化 - 反硝化工艺是生物脱氮的主要工艺,其中有 2 种新方法是目前研究的重点^[3-5]。一是短程硝

化 - 反硝化,即将氮化合物通过亚硝酸盐路径,从而从废水中去除氮。该方法将氨氮氧化成亚硝酸盐为止,通过选择抑制性物质或限制硝酸盐菌的活性,使亚硝酸盐有一定的积累,然后对其进行反硝化,此时,需氧量和所需电子供体量将分别减少 25% 和 40%。对亚硝酸盐进行反硝化,其速率要比对硝酸盐进行反硝化速率高 1.5~2 倍^[6](见图 1)。

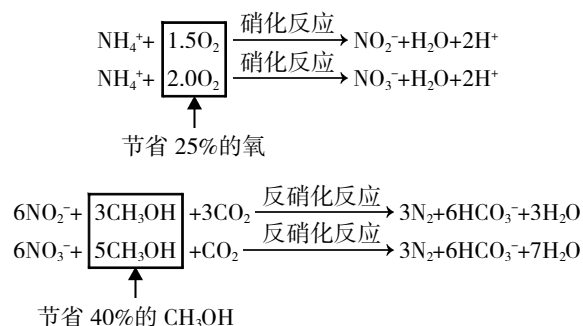


图 1 硝化 - 反硝化计量关系

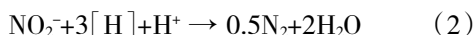
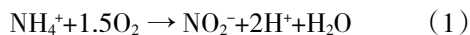
二是同步硝化和反硝化。研究发现,在供氧受限制或缺少有机碳源的厌氧条件下可发生此种现象。在纯硝化基质^[7]、厌氧污泥混合基质^[8-10]以及生物膜系统^[11,12]中已经证实该现象存在,这时氨和亚硝酸盐分别充当电子供体和电子受体,致使曝气能耗和有机碳源需求量大大减少。

基于以上 2 种思路,近年来国际上开发出了许多新工艺,受人瞩目的主要有以下几种。

1.1.1 SHARON 工艺

根据短程硝化和反硝化的原理,1997 年荷兰

戴尔夫特理工大学 Helling 等开发了一种新型工艺——SHARON(短程硝化-反硝化)工艺^[13,14]。其反应式如下:

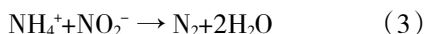


该工艺的主要特点是,控制硝化过程停止在亚硝酸盐阶段上,以便节省电能和电子供体(有机碳源)。SHARON 工艺使用无需污泥停留(以恒化器方式运行,其 $\text{SRT}=\text{HRT}$)的单个 CSTR 反应器来实现,在较短的 HRT(即 SRT)和 30~40 °C 的条件下,可有效地通过种群筛选产生大量的亚硝酸盐氧化菌,并使硝化过程稳定地控制在亚硝化阶段,以 NO_2^- 为硝化终产物。据报道,荷兰某水厂用此工艺处理高氨氮废水,反应在 30~35 °C 内进行,可以积累 HNO_2 ,并且投入运行。这对温度较高的高氨氮废水生物脱氮处理有重要的实用意义。

SHARON 工艺适用于含高浓度氨氮(>500 mg/L)废水的处理工艺,尤其适用于具有脱氮要求的预处理或旁路处理,如污泥消化池上清液的处理。具有好氧停留时间短、微生物活性高、 K_s 值高、系统无生物体(污泥)停留,只需要单个反应器等优点。

1.1.2 厌氧氨氧化

厌氧氨氧化(ANAMMOX)指的是在厌氧条件下氨氮-亚硝酸氮作为电子受体直接被氧化成氮气的过程,其反应式如下:



该工艺^[8-10,13,14]中发生的反硝化反应不需外加碳源,ANAMMOX 细菌的低生长速率和产率,使其特别适宜在温度高于 20 °C 和在自营养系统中运行,在 1 000 mg/L 的氨氮或硝态氮的条件下不会受到抑制,但是在 100 mg/L 的亚硝态氮条件下,厌氧氨氧化过程即受到限制。不过可以通过添加痕量厌氧氨氧化中间产物(联氨或羟氨)来克服,但此方法在应用中受到菌种产量少,污泥驯化时间长等不利因素的制约。

该工艺多用于处理工业废水,也可用于处理污泥消化池上清液等废液。厌氧氨氧化提供了一种新的脱氮思路,与传统脱氮相比,可大大降低能源和化学药剂的消耗,而且污泥产量少。在荷兰的一些应用证明,该工艺处理系统会大大降低对环境的影响,而且还能明显降低基建和运行费用。

此外,还有一些其它新工艺如 OLAND(氧限制

自养硝化-反硝化)工艺^[13],好氧除氨工艺^[15,16]等,都在不同情况下提高了传统硝化-反硝化工艺的效率,在废水脱氮方面取得了很大的成功。

1.2 生物添加剂

虽然在硝化菌生理学领域已经获得了大量的信息,但是在有效地控制硝化产物及其处理方面进步不大。而最近报道了能够用于强化硝化过程的化合物或产物。Vansever 等^[17]证明,通过加入一种生物添加剂,即使在低温条件下,硝化过程仍可以大为强化。Vansever 等还证明,当硝化菌在用还原性硫化物抑制的情况下,通过使其与含 Cu 的表面或离子交换树脂接触便于有效地去除毒素。后一种添加剂在硝化不好的情况下能够快速地进行干预。这一硝化过程存在的主要问题是,在严重抑制后,要恢复硝化的正常活性需几周的时间。针对这一问题,可使用一些能够大大减少负影响的强化消化菌种群增长的产品。如能研制出一些费用低廉的此类生物添加剂,将会极大地促进生物脱氮技术的发展。

2 高级氧化脱氮技术

以自由羟基($\cdot\text{OH}$)作为主要氧化剂的高级氧化工艺是近年来迅速发展的一种新技术,它能加速反应过程,提高处理效率和出水水质,在废水处理领域内显示出了强大的生命力。

2.1 光催化氧化

光催化氧化法是目前流行的一种从废水中除去污染物的高级氧化法(AOP)^[18]。AOP 非均相反应主要是利用诸如 TiO_2 及其复合半导体作催化剂,同时结合一定能量的光辐射,使光敏半导体在光的照射下激发产生电子-空穴对,吸附在半导体上的溶解氧、水分子等与电子-空穴作用,产生氧化性极强的 $\cdot\text{OH}$ 自由基,通过与污染物之间的羟基加合、取代、电子转移等使污染物全部或部分矿化,最终达到降解污染物的目的。徐锐等^[19]用光催化氧化法对氨氮废水进行了研究试验,结果表明在用锐钛型 TiO_2 作催化剂,用硅酸钠作粘结剂时,当硅酸钠质量百分比为 6.5%及热处理温度为 300 °C 时,催化剂的活性最大,处理效果最好。原废水氨氮浓度为 100 mg/L 时,经过光催化氧化,氨氮去除率达到了 70%。试验还证明光催化氧化处理氨氮废水过程中,其影响因素主要为光强、曝气量、pH 值、催化剂用量、反应温度等。

光催化氧化作为一种清洁生产工艺用于废水处理,在实现污染物降解的同时,对周围环境不产生新的影响。如果能研制出高效的反应器、催化剂及聚光系统,那么光催化氧化就可运用于实际生产。而且其流程简单,易于操作;可以利用原有的生化处理池,减少了基建投资;同时在阳光充足、辐射光强度较高时又可充分利用太阳光源,减少运行费用,在今后的工业化应用中前景光明。

2.2 湿式氧化和催化湿式氧化

作为高级氧化技术中应用较多的2种方法,湿式氧化(WO)和催化湿式氧化(CWO)通常用于不可生物降解的废水处理。但研究证明,其在废水脱氮中也有很大的优势。钟理等^[20]进行了臭氧湿式氧化氨氮废水的研究,表明废水中的氨氮可以被有效地降解。杜鸿章、杨绮、杨春光等深入地研究了焦化废水催化湿式氧化净化技术,并与传统工艺进行比较,指出了催化湿式氧化工艺在处理焦化废水中其技术、经济指标、环境效率上的优势,并研制出了适合处理焦化厂蒸氨、脱酚前浓焦化污水的高氧化活性及稳定性的催化剂,对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除率达到95%^[21-23]。

3 人工湿地处理系统

在湿地中氮主要通过水生植物吸收、微生物的硝化和反硝化以及氮的挥发等途径被去除。研究表明,废水中的无机氮可作为植物生长过程中不可缺少的物质而直接被植物摄取,并合成植物蛋白质等有机氮,通过植物的吸收可使之从废水和湿地系统中去除。但这一部分仅占总氮量的8%~16%,不是主要的脱氮过程。在人工湿地系统中,植物根茎下层形成有利于微生物实现硝化作用的好氧微区,同时在远离根系周围的厌氧区,枯枝、浮屑及底质层中可利用的碳源又提供了反硝化条件,所以人工湿地的脱氮主要是靠微生物的硝化、反硝化来实现的^[24]。一般情况下,种植的湿地植物密度都很大,它们的根系也很密集,几乎布满了整个底质层,因此好氧区、缺氧区和厌氧区几乎存在于湿地的任何部分,这是一般的除氮工艺所不可能实现的条件。

在国外,人工湿地脱氮技术发展迅速。F A Comin等^[25]于1993年将人工湿地系统用于解决西班牙东北部Ebro河三角洲的农业径流的氮污染问题,试验中湿地的入水为当地玉米地的灌溉水,总氮负荷达

270 $\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$,溶解性无机氮负荷达105 $\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$,溶解性有机氮负荷达27 $\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$,经人工湿地处理后总氮的去除率达84%~98%。分析表明,植物吸收、植物浮屑的积累和降解以及基质中的氮循环是湿地中氮保留和降解的主要因素,根据一阶柱塞流动力学模型可得总氮去除率常数为0.075 m/d 。G Sun等^[26]将潮汐流的概念引入人工湿地的运行之中,该湿地系统栽种的水生植物以芦苇为主,所处理的农业废水的氨氮平均浓度为329.5 mg/L 。在人工湿地运行中,每隔一定周期向湿地注水、排水,当废水排入湿地中时空气被迫从床体基质中排出,而当水排出时空气又进入床体基质中,这样利用有节奏的气、水运动就在湿地床体内部不断形成好氧、厌氧环境,有利于硝化、反硝化作用的发生,结果表明氨氮去除率可达93.1%。

人工湿地系统作为一种建造及运行费用低、处理效果好的工艺,有着和传统污水处理工艺不同的独特构造,它尤其适用于含高氮废水的处理,值得大力推广。

4 结语

以上3类方法对含氮废水的脱氮处理效果很好,但仍需进一步研究,使其工艺操作简便、处理性能稳定高效、运行费用低廉。对生物脱氮新技术来说,关键是在大幅度提高生物脱氮效率的同时,完善工艺方法、降低条件要求,使之能真正应用于实际生产。对高级氧化技术来说,如能降低反应成本,则在实际应用中前景光明。人工湿地技术经济有效,可在有地理条件的地区大力推广。

5 参考文献

- [1] 王宝贞,王琳. 水污染治理新技术. 北京:科学出版社,2004. 11
- [2] 徐亚同. 废水中氮磷的处理. 上海:华东师范大学出版社,1996. 7
- [3] Cecen F, Gonenc I E. Nitrogen removal characteristics of nitrification and denitrification filters. *Wat Sci Tech*, 1994, 29 (7): 409~416
- [4] Cecen F, Orak E. Nitrification of fertilizer wastewaters in a biofilm reactor. *J Chem Technol Biotechnol*, 1996, 65: 229~238
- [5] Mann A, Mendoza-Espinosa L, Stehenson T. A comparison of floating and sunken media biological aerated filters for nitrification. *J Chem Technol Biotechnol*, 1998, 72: 273~279
- [6] Abeling U, Seyfried C F. Anaerobic-aerobic treatment of high

- strength ammonium wastewater nitrogen removal using nitrite. Wat Sci Tech, 1992, 26(5): 1007~1015
- [7] Schmidt I, Bock E. Anaerobic ammonia oxidation with nitrogen dioxide by *Nitrosomonas eutropha*. Arch Microbiol, 1997, 167: 106~111
- [8] Van de Graaf A A, Mulder A. Anaerobic oxidation of ammonium is a biologically mediated process. Appl Environ Microbiol, 1995, 61: 1246~1251
- [9] Mulder A, Van de Graaf A A. Anaerobic ammonia oxidation discovered in denitrifying fluidized bed reactor. FEMS Microbiol Ecol, 1995, 16: 177~184
- [10] Jetten M, Strous M. The anaerobic oxidation of ammonium. FEMS Microbiol Rev, 1999, 22: 421~437
- [11] Helmer C, Kunst S. Simultaneous nitrification/denitrification in an aerobic biofilm system. Wat Sci Tech, 1998, 37(7): 183~187
- [12] Hippo A, Risenwinkel K H, Baumgarten G, et al. Aerobic deammonification: a new experience in the treatment of wastewater. Wat Sci Tech, 1997, 35(7): 111~120
- [13] Verstraete W, Philips S. Nitrification-denitrification processes and technologies in new contexts. Environmental Pollution, 1998, 102: 717~726
- [14] Mulder J W, Van Kempen R. N-removal by SHARON. Water Quality International (WQI), 1997, March/April: 30~31
- [15] Kokuhata E, Shmohashi M. Simultaneously occurring nitrification and denitrification under oxygen gradient by polyelectrolyte complex-coimmobilized *Nitrosomonas europaea* and *Paracoccus denitrificans* cells. Biotechnol Bioeng, 1988, 31: 382~384
- [16] Sheng Kun C, Chin Kun J. Nitrification and denitrification of high strength ammonium and nitrite wastewater with biofilm reactors. Wat Sci Tech. 1991, 23: 1417~1425
- [17] Vansever S, Bossier P, Vanderhasselt A, et al. Improvement of activated sludge performance by the addition of Mutriflok 50S. Wat Res, 1997, 31: 366~371
- [18] 孙振世, 陈英旭. 非均相光催化氧化研究进展. 环境开发, 1999, 14(1): 3~5
- [19] 徐锐, 尹卫平. 光催化氧化法处理氨氮废水的研究. 郑州工程学院学报, 2003, 24(3): 84~87
- [20] 钟理. 氨氮废水降解技术进展. 化工科技, 2002, 10(2): 59
- [21] 杨琦, 钱易. 湿式氧化法处理香料废水. 给水排水, 1998(24): 35~37
- [22] 杨春光. 对完善国内氨水湿式氧化法脱硫的建议. 煤化工, 1997, 17(9): 58~62
- [23] 杜鸿章. 焦化污水湿式氧化净化技术. 工业水处理, 1996, 16(6): 11~13
- [24] 吴晓磊. 人工湿地废水处理机理. 环境科学, 1995, 16(3): 83~86
- [25] Comin F A, Romero J A, Astorga V, et al. Nitrogen removal and cycling in restored wetlands used as filters of nutrients for agricultural run off. Wat Sci Tech, 1997, 35(5): 255~261
- [26] Sun G, Gray K R, Biddlestone A J, et al. Treatment of agricultural wastewater in a combined tidal flow-down-flow reed bed system. Wat Sci Tech, 1999, 40(3): 139~146

Recent Developments in the Denitrification Technologies for Wastewater Treatment

Li Zhenqiang Chen Jianzhong

Abstract The effects of nitrogen on the water body are discussed in this paper. The main developments in denitrification techniques for wastewater treatment are summarized, with the emphasis on the applications of bio-denitrification techniques (including SHARON process, ANAMMOX process, and bioadditive process), advanced oxidation (including photolytic oxidation, CWO, and WO), and constructed wetland system in the field of wastewater treatment. The future development in the application of these techniques is prospected.

Key words wastewater denitrification biological process advanced oxidation process constructed wetland

本刊加入《中国知识资源总库》的声明

本刊经新闻出版署核准已成为《中国知识资源总库》全文网络出版期刊,从 1994 年以来的全部期刊将全文录入《中国知识资源总库》。凡是在本刊 1994 年第 1 期~2005 年第 2 期

刊登了文章的作者如不同意文章被收录,请在 2005 年 12 月底以前向本刊声明,本刊将做适当处理,否则视为同意。本刊所付稿酬包含作者著作权使用费报酬,不再另付。

浅谈 SBR 污水处理技术的进展

钟玉鸣

(广东工业大学环境科学与工程学院, 广州 510055)

摘 要 综述了 SBR 法曝气、脱氮除磷的研究进展,归纳了经典及新型 SBR 工艺的特点,SBR 法的发展前途。

关键词 SBR 法 曝气 脱氮除磷

SBR——序批间歇式活性污泥法(sequencing batch reactor),早在 1914 年已开发并投入使用^[1],Arderm 和 Lockett 发明活性污泥法之时,采用的就是这种污水处理系统。但由于当时的自动监控技术不成熟,间歇活性污泥法无法推广应用。近年来,随着工业和自动化控制技术的发展,特别是污水处理厂自动化管理要求的提高,使 SBR 法成为应用广泛的污水处理技术。我国在 20 世纪 80 年代以来开始对 SBR 工艺进行研究^[2]。1985 年,上海市政设计院为上海吴淞肉联厂设计投产了第一座 SBR 污水处理站,设计处理水量 2 400 t/d。1989 年湖南省湘潭大学完成了应用 SBR 工艺处理啤酒废水的中试研究^[3]。我国自 90 年代中期开始,国家建设部部属市政设计研究院和上海、北京、天津等市政设计研究院,开始了 SBR 工艺技术的研究和应用。

1 工艺流程及其特点

间歇式活性污泥法的主要反应器——曝气池的运行操作由进水期、反应期、沉淀期、排水排泥期和闲置期 5 个工序组成^[4]。

1.1 工艺流程

进水期:在进水前,反应池中残存着高浓度的活性污泥混合液。当污水注入时,反应池有调节作用。其间进行曝气,使污泥得到再生,恢复活性。曝气是一个重要的控制手段,可针对不同性质的污水进行调节。

反应期:是 SBR 工艺最主要的一道工序。当污水注入达到预定容积后,可开始反应操作,充氧曝气,以去除 BOD、硝化、磷的吸收等。

沉淀期:功能与传统活性污泥处理工艺一样,以澄

清出水、浓缩污泥。SBR 的反应池本身就作为沉淀池,使污泥在相对静止的状态下沉降。沉淀期所需时间根据污水的性质和不同处理要求确定,一般为 1~2 h。

排水排泥期:污泥与水分离,经过沉淀后的上清液作为处理出水排放,沉淀的污泥作为种泥留在反应池内,起到回流污泥的作用。一般而言,保留的污泥量为反应池容积的 50%左右。

闲置期:上清液排放后,反应器处于停滞状态,等待下一个操作周期。在此期间,应轻微或间断的曝气,避免污泥的腐化。经过闲置的活性污泥处于内源代谢阶段,当进入下个运行周期的流入工序时,活性污泥就可以发挥较强的吸附能力增强去除作用。闲置期的长短应根据污水的性质和处理要求而定。

1.2 SBR 的特点

SBR 的优点归纳如表 1^[5]。

表 1 SBR 工艺的优点

优 点	机 理
沉淀性能好	理想沉淀理论
有机物去除效率高	理想推流状态
提高难降解废水的处理效率	生态环境和微生物多样性
抑制丝状菌膨胀	选择性准则
可以除磷脱氮,不需要新增反应器	生态环境多样性
不需二沉池和污泥回流,工艺较简单	结构本身特点

缺点:

1) 需处理水量较大时,对于单一 SBR 反应池要较大的容积;

2) 对于多个 SBR 反应池,其进水和排水的阀门自动切换频繁;

- 3) 设备的闲置率较高;
- 4) 污水提升耗能较大;
- 5) 对自动化控制有一定的要求。

2 SBR 法技术的研究进展

2.1 关于脱氮除磷的研究

SBR 法的优点是可根据不同的处理要求,通过各种控制手段,灵活的运行。这为进行脱氮除磷提供了有利的条件。SBR 法不仅容易实现好氧、缺氧、厌氧状态交替运行,还可以在好氧条件下,增大曝气量、延长反应时间和污泥龄,强化硝化反应与除磷过程;也可以在缺氧条件下投加原污水,或提高污泥浓度等方法提供碳源作为电子供体,使反硝化过程更快完成。

2.1.1 脱氮理论的研究

传统的脱氮理论认为,硝化与反硝化反应不可以同时发生,硝化反应在好氧的条件下进行,而反硝化反应在缺氧条件下完成。然而,近几年来,国内外有不少试验和报道证实 SBR 系统中存在同步硝化反硝化现象 (Simultaneous Nitrification and Denitrification, 简称 SND)。

李锋等^[6]认为反应器内进行同时硝化 / 反硝化的必要条件是好氧和缺氧环境同时存在,他们引用的数据证明,在 SBR 反应器,控制其反应池中的 DO 在 0.5~1 mg/L,在反应器中形成厌氧(缺氧)和好氧并存的环境,可以实现同时硝化 / 反硝化的过程。其原因可能是反应池内自然呈现 DO 的分布不均,在同一时间内可能会出现好氧、缺氧、厌氧 3 种并存状况,在一定的 DO 控制条件下,为同步硝化反硝化提供可能。

李丛娜等^[7]在控制 SBR 反应器保持良好的好氧状态(DO > 8 mg/L),MLSS(活性污泥浓度)较低的情况下,进行了研究,发现在每一工作周期的前期,硝化反应的进行使氨氮比较彻底地转化为硝酸盐氮,氨氮浓度逐渐降低同时总氮浓度也逐渐降低。并由此得出结论:在这一阶段既发生了好氧硝化也发生了好氧反硝化(即同步硝化反硝化),从而导致了比较可观的总氮去除率,并推断活性污泥絮体中同时存在着异养硝化菌与好氧反硝化菌。这正是我们以前的研究中忽视的地方:简单理解脱氮的机理。反硝化可能不一定只在缺氧条件下完成。

其意义在于:令科研人员了解到应深入研究 SBR 的反应池内的生物相的必要性,以及它们之间的关系。为提高 SBR 法在实际应用中的效率,打下新的理论基础。

2.2.2 脱氮除磷相互关系的研究

SBR 法除磷的原理与脱氮的相似,要求反应池有好氧、缺氧、厌氧的状态。一般具体操作见图 1。

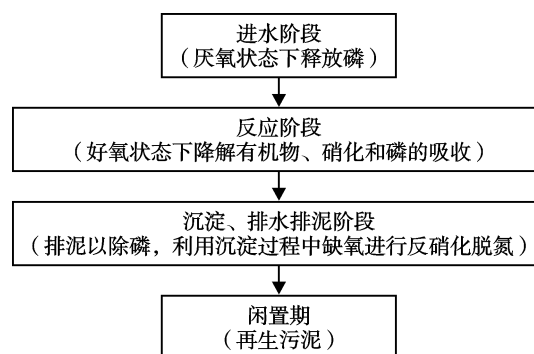


图 1 SBR 法除磷操作流程

为了提高除磷效果,可以在 SBR 法中增加一个混凝沉淀池。一般在除磷时还可同时考虑脱氮与处理 BOD 的因素。

张可方等^[8]用 SBR 工艺对广州的城市污水进行了生物脱氮除磷试验研究。结果表明:城市污水在碳、氮、磷比例不理想的情况下,去除有机物又能脱氮除磷的效果较好。当总停留时间控制在 4.5~5.5 h、污泥负荷(以 BOD₅ 计)为 0.14~0.26 kg/(kg·d)时,出水 BOD₅ 浓度为 5.12~13.62 mg/L,去除率达 85%~93%;出水 COD 浓度为 10.7~32.2 mg/L,去除率达 82%~88%;出水 NH₃-N 浓度为 2.83~9.23 mg/L,去除率达 53%~87%;出水 TP 浓度为 0.1~0.45 mg/L,理论去除率至少达 85%。

在实际工作中,SBR 法处理城市污水经常出现脱氮与除磷效果不佳的情况,这主要是因为活性污泥中菌种的多样性而造成的。当不同的菌群占优势时,表现的规律有很大的区别。其中有:硝酸盐氮对除磷的影响;可脱氮聚磷菌(DPAO₃)对系统脱氮除磷的影响;亚硝酸盐氮的影响等因素需要进一步研究。

而若要同时满足高效脱氮除磷的要求,就需要平衡影响工艺有效运行、相互制约的各种因素,其中污泥龄是主要的制约因素。如在 SBR 处理工艺中能

选择一个最佳泥龄,同时控制好其它环节,则脱氮除磷就会取得较好的效果。

实际上硝化菌、反硝化菌与聚磷菌所适应的条件并不一致,所以很可能会导致互相的影响,例如聚磷菌与非聚磷菌竞争,硝化菌与非硝化菌的竞争的情形经常出现。

在聚磷菌与非聚磷菌竞争方面,由于一些非聚磷菌也能够厌氧吸收有机物而不用同时水解聚磷,从而形成了对聚磷菌的竞争反应,但对引发竞争的原因,却没有一致解释。可能是由于某种底物而造成不同菌群的底物竞争。Liu 等^[9]认为,如果用葡萄糖作为外碳源,较容易发生聚糖菌与聚磷菌的竞争。

2.2 实际工程上脱氮除磷应用

2.2.1 两段 SBR 法处理有机物和氨氮工业废水

彭永臻等^[10]认为可以采用两段 SBR 法处理有机物和氨氮含量较高的化工废水。第 1 段反应池(SBR1)的反应过程处于好氧状态,主要去除大部分有机物。第 2 段反应池(SBR2)先处于好氧,去除剩余有机物和硝化反应,并且控制硝化反应进程至亚硝酸型硝化结束,然后缺氧反硝化,反硝化以原水作为碳源。

1) 采用两段 SBR 法处理有机物和氮含量较高的工业废水,可以使 2 类具有不同作用的微生物群体存在于不同的反应器内,并在各自最佳的环境条件下生存,可有效地提高处理效率。

2) 在 SBR1 去除大部分 COD 的基础上,SBR2 可以进一步去除剩余的少部分 COD,使出水的 COD 浓度更低。

3) SBR1 去除大部分 COD,防止高有机负荷对 SBR2 内硝化反应的冲击,是 C/N 不再硝化反应的制约因素。同时,SBR2 内较低的 COD 浓度有利于硝化菌的生长,增加污泥中硝化菌的比例,提高硝化反应速率,减少总反应时间,节省运行费用。

4) 控制 SBR2 内的硝化反应进程至亚硝酸型硝化反应结束,节约能耗。而且反硝化投加原废水作为碳源,提高硝化反应速率并节省另投碳源的费用,降低处理成本。

其意义在于: SBR 法与其它污水处理方法灵活的配合,以达到提高 COD、BOD₅、脱氮除磷等的处理效果。

2.2.2 强化 SBR 工艺脱氮除磷效果

因为 SBR 工艺大多以基本运行方式进行设计

和运行控制,当要求同时进行有机物、氮和磷的去除时,基本的运行方式虽在有机物的去除方面可达到较为满意的处理效果,但由于脱氮和除磷所需的环境条件不同及脱氮和除磷过程中所需基质的不同及产物间彼此的相互影响,往往使 SBR 工艺难以达到有效和理想的脱氮除磷效果。主要表现在以下几个方面:

1) 对脱氮除磷处理要求而言,SBR 工艺的基本运行方式虽充分考虑了进水基质浓度及有毒有害物质对处理效果的影响而采取了灵活的进水方式,如非限量曝气等,提高了工艺对冲击负荷的适应性,但由于这种考虑与脱氮或除磷所需的环境条件不同,所以在实际运行中往往削弱脱氮或除磷的效果。

2) 虽在 SBR 的整个运行过程中有厌氧(或缺氧)与好氧环境的交替,使沉淀、排水及排泥阶段的污泥可处于良好的厌氧或缺氧状态,但因此时反应器中的有机底物已所剩无几,因而无论是对于反硝化还是聚磷菌的磷释放,都不具备足够的或易为聚磷菌所利用的有机底物。

沈耀良等^[11]认为:在考虑脱氮的 SBR 工艺时,在曝气和沉淀阶段之间增加一个停曝搅拌阶段,可强化反硝化作用;考虑除磷的 SBR 工艺时,除要求以限量曝气的方式运行外,还可改变沉淀、排水和排泥的运行程序和操作方式,以防止磷的提前释放;同样,在同时脱氮除磷的 SBR 工艺中,须结合前述两者的运行要求进行运行方式的合理设计和控制;合理的排水和排泥量的控制,对保证处理效果有重要的影响。

3 SBR 工艺改进

SBR 法是一种不断发展的新型技术,其操作方法尚不够完善,运作管理经验还欠成熟^[12],还需要不断地探索。从另一个方面来说,SBR 法有着相对广阔的前景。SBR 法近年来有很多不同的改进工艺,如:ICEAS(间歇循环延时曝气活性污泥法)、CASS(循环式活性污泥法)、UNITANK(廊道交替池)等。在工艺改进上可见表 2。

由表 2 可见新型 SBR 中的传统 SBR 优点在一定程度上被弱化,同时吸收了传统活性污泥的优点,出现了连续进水、连续出水和带回流污泥的 SBR 反应器以及 UNITANK 新型综合性工艺。

表 2 传统 SBR 法与其他改进工艺特点比较

特 点	传统 SBR	ICEAS	CASS	UNITANK
沉淀性能好,处于理想沉淀状态	是	不	不	不
抑制污泥膨胀(选择性准则)	强	弱(设选择池改善)	弱(设预反应段改善)	弱
处理难降解废水效率高(生态多样性)	强	弱	弱(设预反应段改善)	非常弱
除磷脱氮性能(厌氧、缺氧和好氧等多种状态)	除 N、P	除 N	除 N、P	—
理想推流状态,有机物去除率高	是	不	不	不
不需二沉池和污泥回流,工艺简单	是	是	仅需回流	是
连续进水	不	是	是	是
连续出水	不	不	不	是

注：UNITANK 的布置比较紧凑,但是流程比其他的 SBR 要复杂。

3.1 ICEAS 工艺

ICEAS 工艺其基本单元是 2 个矩形池为 1 组的反应器。每个池子分为预反应区和主反应区 2 部分,预反应区处于缺氧状态,主反应区是曝气反应的主体。在主反应区内,按照曝气、闲置、沉淀、滗水的程序周期性的运行。

ICEAS 工艺有以下特点:

1) 沉淀特性不同。经典的 SBR 为理想沉淀,而 ICEAS 由于连续进水的缘故,沉淀会受到扰动,破坏了理想沉淀的条件。为了减少进水带来的扰动,一般将池子设计成长方形,使出水近似于平流沉淀池。

2) 污泥膨胀的控制。由于连续进水,ICEAS 失去了经典 SBR 的理想推流的优点和降低了对难降解物质去除率,不能控制污泥膨胀的发生。

3) 因连续进水而应用于较大型污水处理厂。

3.2 CASS 工艺

CASS 工艺由 ICEAS 工艺发展而来。通常 CASS 分为 3 个反应区:生物选择器、缺氧区、好氧区。整个工艺为 1 个间歇反应器,在此反应器中进行交替的曝气-停止曝气的循环,并将生物反应过程及泥水分离过程在一个池子中完成。

CASS 工艺与 ICEAS 工艺相类似,但是通过设置选择器、预反应区和污泥回流等措施可以起一定程度控制污泥膨胀、增大有机物的去除率和除磷脱氮的作用,同时通过多个反应器的组合创造了静止沉淀的条件。

还有一些其他近年来改进的 SBR 工艺,如 MS-BR(改良式序列间歇反应器)、DAT-IAT(连续进水、连续-间歇曝气工艺)、IDEA(间歇排水延时曝气法)、膜法 SBR 等等,都有新的应用前景。

4 结语

在整体发展上,SBR 法有向大型化、特殊化、自动化、复合化等方面发展的趋势。大型化:从近年来澳大利亚等发达国家应用 SBR 处理城市污水的工程上看,使用 SBR 法处理大量、连续流形式在工程上是可行的。特殊化是指深入广泛应用在各种工业废水的局部治理,特别是难降解的废水如造纸废水等。自动化指的是利用现代自动控制技术提高 SBR 法的自动化管理与运营水平,进而减低运行费用与提高效能。

而在技术方面应深入研究 SBR 法的以下方面:

- 1) 反应器各操作周期中活性污泥中微生物活性和种群分布,以及微生物的代谢理论;
- 2) 生物脱氮、除磷的微生物机理的进一步深入研究;
- 3) SBR 操作参数的确定;
- 4) SBR 与其它处理工艺的联合运用处理含高浓度有毒有害物质工业废水。

总之,随着对 SBR 工艺研究的深入进行和应用经验积累,其应用前景将更加广阔。

5 参考文献

[1] 蔡卫权,吴芳云,陈进富. SBR 工艺运行控制战略研究进展,环境科学动态,2001,(1):16~20

[2] 李海,孙瑞征,陈振选. 城市污水处理技术及工程实例. 北京:化学工业出版社,2002

[3] 彭永臻. SBR 污水生物处理技术. 见:沈耀良,王宝贞. 废水生物处理新技术理论与应用. 北京:中国环境科学出版社,1999. 80~81

[4] 国家环境保护总局科技标准司编著. 城市污水处理及污染防治技术指南. 北京:中国环境科学出版社,2001

同时去除柴油机排气中颗粒物和 NO_x 的催化剂技术

杨 力^{1,2} 付名利¹ 刘艳丽¹ 叶代启¹ 梁 红^{3,4}

(¹ 华南理工大学环境科学与工程学院, 广州 510640; ² 广东交通集团检测中心, 广州 510420;

³ 华南理工大学化工与能源学院, 广州 510640; ⁴ 广州大学轻化工程系, 广州 510091)

摘 要 文章介绍了同时去除柴油机排气中颗粒物和氮氧化物催化剂技术。这种技术的雏形是分阶段催化净化,即在排气管道中串连净化颗粒物的氧化催化剂 DOC 和还原氮氧化物且同时净化颗粒物的还原催化剂 DRC。钙钛矿型化合物及其复合氧化物由于其特殊的结构和优异的催化性能,已成为现阶段研究的热点;同时,催化剂的抗硫中毒能力也成为目前关注的重点。最后提出今后研究的主要目标是降低 PM 的燃烧温度的同时并减少 NO_x 的生成,并强调催化剂的抗硫中毒能力的提高。

关键词 柴油机排气 颗粒物 氮氧化物 同时去除

尽管柴油发动机具有极好的经济性和动力性,但柴油机排气污染仍不能忽视,排气中的有害成分主要是颗粒物(PM)、氮氧化物(NO_x)、碳氢化合物(HC)和一氧化碳(CO)。由于 HC 和 CO 浓度相对较低,在含氧气氛中易氧化,故柴油机排气控制的重点是 PM 和 NO_x ,其中 PM 中的石墨化固体组分 GSF 最难处理,其平均分子式可以表示为 $\text{C}_8\text{H}^{[1]}$ 。PM 后处理技术中实用化的是采用过滤器过滤其中的颗粒状物质及再生。Yoshida 采用铜基催化剂同时去除 PM 和 NO_x ,首先提出了采用催化法同时去除 PM 和 NO_x 的理念。

实用化或测试阶段)。DOC 主要是氧化除去排气中的 CO、HC 和 PM 中的轻组分(SOF)。然后利用另一类催化剂,即 DRC,它可在 400 °C 以下,将 NO 氧化成 NO_2 ,而 NO_2 对 PM 有较强的氧化性,能将碳烟的燃烧温度从 600 °C 降低至 200 °C 左右。国内柴油车净化技术仍处于起步阶段,对于非道路用柴油车的 PM 净化在 20 世纪 60~70 年代已有有效的方法。

目前使用较多的是整体蜂窝状陶瓷微粒捕集器^[3](见图 1),将陶瓷载体上涂覆 $\gamma\text{-Al}_2\text{O}_3$,加上活性组分。也有使用壁流式蜂窝陶瓷做载体^[4](见图 2)。

1 催化剂的技术起源和研究现状

1.1 技术起源

发动机的改进等机内净化技术在降低 PM 和 NO_x 方面存在此消彼长的矛盾,即降低 NO_x 排放会导致 PM 排放增加,反之亦然^[2]。PM 和 NO_x 的独立去除方法也相应存在某些待解决的问题。迄今为止,柴油机排气中的 NO_x 和 PM 的净化仍然是难题,国际上继续在摸索既经济又高效的净化措施。

PM 和 NO_x 的同时去除起源于分阶段催化净化的思路。在反应管道中串连 2 种催化器 DOCC 和 DPF,分别装载氧化催化剂(DOC,用于氧化颗粒物)和还原催化剂(DRC,用于还原氮氧化物同时净化颗粒物)。即首先利用当今国际上较为成熟的并已商品化的柴油车排气净化产品 DOC(其他技术产品还在

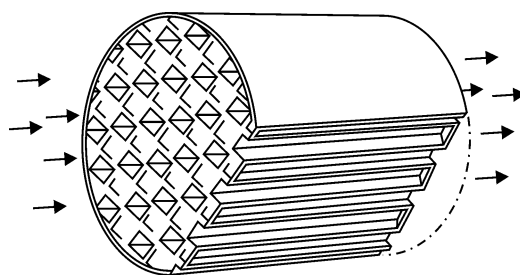


图 1 整体蜂窝状陶瓷微粒捕集器

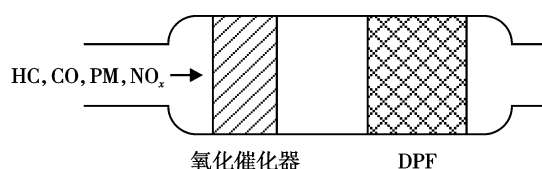


图 2 连续再生式 DPF 结构

1.2 催化剂研究现状

催化技术的核心就是催化剂,现阶段研究的热点集中在钙钛矿型化合物及其复合氧化物上。

1.2.1 钙钛矿型化合物性质及特点

钙钛矿型化合物的化学式为 ABO_3 , 周期表中绝大部分元素都能组成稳定的钙钛矿结构。在通常情况下, A 位是半径较大的碱金属、碱土金属和稀土金属离子, 处于 12 个氧原子组成的 14 面体的中央。B 位是半径比较小的过渡金属离子, 处于 6 个氧离子组成的 8 面体中央^[5-6] (见图 3)。

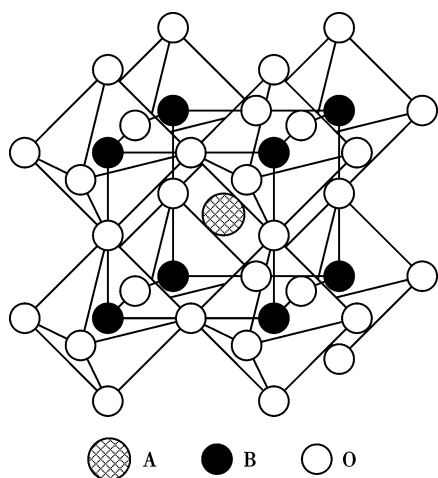


图 3 钙钛矿型化合物 ABO_3 的结构

一般认为, A 位离子主要通过控制活性组分 B 的原子价态和分散状态而起稳定结构的作用, 而 ABO_3 型化合物的催化活性主要由 B 位离子决定。

由于钙钛矿型氧化物的催化活性强烈地依赖于 B 位阳离子的性质, 在设计或改进钙钛矿型催化剂时 B 位阳离子的选择至关重要。通常选择的 B 位阳离子是 Co、Mn 和 Fe, 这是由于它们对氧化反应十分有效。

由 La 和过渡金属组成的钙钛矿型复合氧化物, 对 Co 氧化的催化活性与 B 元素简单氧化物的催化活性顺序是一致的。由多种 B 位元素组成的钙钛矿型氧化物, 在许多情况下会产生协同效应, 但其催化活性与 B 位元素简单氧化物之间并不存在加和关系。尽管钙钛矿型氧化物暂时还不能满足汽车催化剂实际应用的要求, 但是大量实验已经证明, 钙钛矿型复合氧化物比各组分元素简单氧化物的催化活性要高。

当 B 位离子被不同价态的离子取代时, 就会引起晶格空位或使 B 位的其他离子变价^[7-8]。

Mn 基钙钛矿和 Co 基钙钛矿被认为是钙钛矿中氧化性较强的 2 种类型。

A 位取代通常为: La、K、Cs、Sr、Ce、Ba。

B 位取代通常为: Co、Mn、Fe、Cu、Mg、Cr、V。

取代后表示为 $A_{1-x}A'_xB_{1-y}B'_yO_3$ 。催化活性因 x 或 y 值变化而变化。

钙钛矿型复合氧化物的化学特性可以概括为:

- 1) 几乎所有的稳定元素都可以进入 ABO_3 晶格, 形成钙钛矿结构;
- 2) 处于 A 位和 B 位的阳离子都可以被部分取代;
- 3) 化合价和晶格空位可以在较大的范围内变化和控制;
- 4) 对缺陷氧和过量氧能够起到稳定作用, 因而稳定了不寻常价态离子;
- 5) 少量贵金属的加入可以提高催化活性。

1.2.2 国内研究现状

钙钛矿型复合氧化物有稳定的结构和良好的高温性能, 其中 $LaMnO_3$ 系列的钙钛矿材料具有很好的催化活性^[9]。以 Sr 部分取代 $LaMnO_3$ 中的 La, Sr 容易进入钙钛矿晶格, 能降低钙钛矿形成温度, 减小颗粒度, 增大其比表面。刘光辉等^[10-11] 采用钙钛矿型和尖晶石型的复合金属氧化物催化剂, 利用程序升温反应对同时去除柴油机中 NO 和干碳烟进行了一系列的研究。此外, 贵金属和钙钛矿型化合物结合起来可以对贵金属起到很好的稳定作用, 可以防止贵金属高温烧结或高温蒸发, 防止贵金属与载体反应。加入少量的贵金属同样可以提高钙钛矿型催化剂的活性。目前国内外已见到有 Pd, Au, Ag, Rh 部分取代 ABO_3 中的不同组分, 其取代后催化效果不一, 国外已经有相关的研究, 而国内还少见有关此类类的研究报道。

1.2.3 国外研究现状

Teraoka 采用不同的金属阳离子 (Li, K, Cs, Sr) 部分取代钙钛矿型 (ABO_3) 中 A 位元素时发现, 加入适量钾后制得的催化剂 ($La_{1-x}K_xMnO_3$), 可以显著促进碳烟的氧化及提高 NO_x 的去除率, 当 x 在 0.2 到 0.25 之间时, 该催化剂具有最佳的催化活性和 NO_x 的还原选择性, 但是被转化的 NO 中有约 30% 转化成了 N₂O^[12-14]。

Seong-SooHong^[15] 采用 Co 基钙钛矿 ($LaCoO_3$),

加入 Cs 制得 $\text{La}_{1-x}\text{Cs}_x\text{CoO}_3$ 催化剂,对同时去除 PM 和 NO_x 进行了研究,发现随着 x 的增大,可以明显降低 PM 的起燃温度及提高催化剂活性,当 $x > 0.2$ 时其催化活性基本保持不变;在 320°C 左右时, CO_2 的生成率及 NO 的转化率均达到峰值;同时指出 LaBO_3 ($\text{B}=\text{Co}, \text{Mn}, \text{Fe}$) 中 B 位元素的变化对 PM 的起燃温度有轻度的影响,且按 $\text{Co} > \text{Mn} > \text{Fe}$ 顺序依次降低,但对于 NO 的转化则几乎没有影响。

1.2.4 催化剂的抗硫中毒能力

在柴油车氧化催化剂对于抑制排气中硫酸盐颗粒物排放上已经取得的进展主要体现在对催化剂活性组分(如贵金属类型和贵金属的负载量)、载体涂层的成分组成以及相应的制备工艺等方面进行的抑制硫酸盐形成的优化研究^[16-17]。

通常负载铂族金属(一般使用 Pt 或 Pd)作为高活性的氧化催化剂活性组分,用来控制 HC、CO 和 SOF,但易于形成硫酸盐而增加排气中颗粒物的含量,这种情况尤其在 300°C 以上更容易发生。要获得良好的颗粒物排放控制,还须催化剂在氧化 HC、CO 和 SOF 的同时尽量减少 SO_2 的氧化。Pt 和 Pd 对柴油机尾气中的 SO_2 的氧化能力是不同的。Pt 对 SO_2 氧化活性相当高。与 Pt 相比,Pd 对 SO_2 的氧化能力要弱,所以负载 Pd 的催化剂具有更低的硫酸盐形成能力。

适当减少贵金属负载量,降低催化剂的氧化活性,可以达到去除 SOF、CO 和 HC 而又不增加颗粒物中硫酸盐量的目的。通过控制 Pt 的粒径可以限制 Pt 氧化活性,从而抑制硫酸盐的形成。Pt 粒径在一定程度上可由焙烧温度控制,在催化剂制备过程中当焙烧温度上升到 800°C ,Pt 粒径会增大到 20 nm 左右。当 Pt 颗粒尺寸在 20 nm 以上,催化剂的氧化活性基本保持不变,硫酸盐的生成量几乎不增加。

助剂如钒、锡、稀土元素可抑制 SO_2 氧化。在催化剂载体涂层上添加某些贱金属或贱金属氧化物,可以对贵金属组分进行一定程度的毒化,从而在减弱和抑制贵金属活性组分对 SO_2 转化的同时最大程度维持催化剂对 CO、HC 和 SOF 的活性。

此外,应用抗硫酸盐的载体涂层材料也可提高催化剂的抗硫中毒能力,一般是在 Al_2O_3 涂层中掺入耐硫酸盐材料或选用替代 Al_2O_3 的耐硫酸盐涂层材料。

2 发展趋势

以后的发展趋势是同时去除 PM 和 NO_x 的催化

技术,集“PM 的捕集”、“PM 的催化氧化燃烧”和“ NO_x 的催化还原”3 功能于一体,并已受到国内外的普遍关注,该技术的核心是开发出同时去除 PM 和 NO_x 的催化剂,即在同一床层上实现 4 效净化。研究表明^[14],在相同的温度范围内,PM 的氧化反应和 NO_x 的还原反应可以同时进行,在催化剂的作用下,NO 和 O_2 的共同存在促进了 PM 的催化燃烧,因此同时去除柴油机排气 PM 和 NO_x 是可行的。催化剂除了以上介绍的钙钛矿型复合氧化物催化剂之外,还有金属氧化物型催化剂、尖晶石型复合氧化物催化剂。今后研究的主要目标是改善催化剂与 PM 的接触性能,降低 PM 的燃烧温度,同时减少 NO_x 的生成,提高催化剂的选择性;以及需要提高催化剂的抗硫中毒能力。

3 参考文献

- [1] B Dernaika, D Uner. A simplified approach to determine the activation energies of uncatalyzed and catalyzed combustion of soot. *Applied Catalysis B: Environmental*, 2003, 40(3): 219~229
- [2] 朱天乐,王建昕,傅立新,等. 柴油机排气后处理技术. 车用发动机, 2002, (6): 1~5
- [3] 王建昕,傅立新,黎维彬. 汽车排气污染治理及催化转化器. 北京: 化学工业出版社, 2000. 298
- [4] 龚金科,赖天贵,刘孟祥,等. 柴油机微粒捕集器过滤材料与再生方法分析与研究. *内燃机*, 2004, (3): 1~4
- [5] ShangGuang W F, Teraoka Y, Kagawa S. Simultaneous catalytic removal of NO_x and diesel soot particulates over ternary AB_2O_4 spinel-type oxides. *Applied Catalysis B: Environmental*, 1996, 8(2): 217~227
- [6] Teraoka Y, Nakano K, ShangGuang WF, et al. Promotion effect of potassium on the catalytic property of CuFe_2O_4 for the simultaneous removal of NO_x and diesel soot particulate. *Applied Catalysis B: Environmental*, 1998, 16(2): 149~154
- [7] 冯长根,张江山,王亚军. 钙钛矿型复合氧化物用于汽车尾气催化净化的研究进展(二). *安全与环境学报*, 2004, 4(4): 56~59
- [8] 冯长根,张江山,王亚军. 钙钛矿型复合氧化物用于汽车尾气催化净化的研究进展(一). *安全与环境学报*, 2004, 4(3): 81~84
- [9] 翁端,丁红梅,吴晓东,等. LaMnO_3 稀土纳米材料及催化性能. *物理化学学报*, 2001, 17(3): 248~251
- [10] 刘光辉,黄震,上官文峰,等. 同时催化去除柴油机微粒和 NO_x 的试验研究(1). *内燃机学报*, 2003, 21(1): 40~44
- [11] 刘光辉,黄震,上官文峰,等. 同时催化去除柴油机微粒和

- NO_x 的试验研究(2). 内燃机学报, 2003, 21(2): 111~114
- [12] Teraoka Y, Nakano K, Kagawa S, et al. Simultaneous removal of nitrogen oxides and diesel soot particulates catalyzed by perovskite-type oxides. Applied Catalysis B: Environmental, 1995, (5): 181~185
- [13] Teraoka Y, Nakano K, ShangGuang WF, et al. Simultaneous Catalytic removal of nitrogen oxide and diesel soot particulate over perovskite relate oxides. Catalysis Today, 1996, 27(1-2): 107~113
- [14] Teraoka Y, Nakano K, Kagawa S. Synthesis of La-K-Mn-O perovskite-type oxides and their catalytic property for simultaneous removal of NO_x and diesel soot particulates. Catalysis Today. 2001, 34(1): 73~78
- [15] Seong-Soo Hong, Gun-Dae Lee. Simultaneous removal of NO and carbon particulates over lanthanoid perovskite-type catalysts. Catalysis Today, 2000, 63(2-4): 397~404
- [16] 康守方, 於俊杰, 郝郑平, 等. 柴油车氧化催化剂在抑制硫酸盐颗粒物形成方面的研究进展. 环境污染治理技术与设备, 2003, 4(12): 1~5
- [17] 康守方, 於俊杰, 胡春, 等. 铂整体式催化剂上柴油车排放 NO 的去除. 中国稀土学报, 2003, 21: 55~58

Catalyst Technology for Simultaneous Removal of Particulate Matter and Nitric Oxides in the Exhaust-gas from Diesel Engine

Yang Li Fu Mingli Liu Yanli Ye Daiqi Liang Hong

Abstract The research on catalyst technology for simultaneous removal of particulate matter and nitric oxides exhausted from diesel engine was reviewed. The concept of simultaneous removal was drawn from the two-step catalyst chamber, i.e., diesel oxidation catalyst (DOC, for PM combustion) combined with diesel reduction catalyst (DRC, for NO_x reduction and PM removal). ABO₃ and the relative compounds have been a subject of interest for their special structure and excellent catalytic performance. The resistance to sulfide poisoning has been the concentrated topic on the catalysts at present. In the future work on catalysts, extra attention will be paid to the inhibition of nitrous oxides production and lower temperature for the PM combustion, as well as to the resistance potential against sulfide poisoning.

Key words diesel engine emission particulate matter nitric oxides simultaneous removal

(上接第 23 页)

- [5] 王凯军, 宋英豪. SBR 工艺的发展类型及其应用特性. 中国给水排水, 2002, 18(7): 23~26
- [6] 李锋, 朱南文, 李树平, 等. 有氧条件同时硝化 / 反硝化的反应动力学模式. 中国给水排水, 1999, 15(6): 58~60
- [7] 李丛娜, 吕锡武, 稻森悠平. 同步硝化反硝化脱氮研究, 给水排水, 2001, 27(1): 22~24
- [8] 张可方, 张朝升, 方茜, 等. SBR 法处理城市污水的脱氮除磷功效. 中国给水排水, 2001, (11): 17~20
- [9] Liu W T, Mino T, Nakamura K, et al. Role of glycogen in acetate uptake and polyhydroxyalkanoate synthesis in anaero-bic-aerobic activated sludge with a minimized polyphosphate content. J Ferment Bioeng, 1994, 77(5): 535~539
- [10] 彭永臻, 曾薇. 两段 SBR 法高效去除油及脱氮的研究. 土木工程学会水工业分会排水委员会第四届第一次年会, 天津, 2001
- [11] 沈耀良, 赵丹. 强化 SBR 工艺脱氮除磷效果的若干对策. 中国给水排水, 2000, 16(7): 23~25
- [12] 曾薇, 彭永臻, 王淑莹, 等. 两段 SBR 法去除有机物及短程硝化反硝化. 环境科学, 2002, 23(2): 51~54

Development of the SBR Process for Wastewater Treatment

Zhong Yuming

Abstract The sequencing batch reactors for aeration, and the removal of nitrogen and phosphorus were reviewed. The performances of classic and modern sequencing batch reactors were summarized, and the development of SBR process in the future was discussed.

Key words SBR aeration nitrogen and phosphorus removal

脉冲袋式除尘器在立窑烟气治理中的应用

张文斌¹ 曾详诚²

(¹广州市环境保护技术设备公司, 广州 510030; ²广州市详顺环保设备工程有限公司, 广州 510250)

摘 要 文章比较了用于水泥立窑烟气治理的几种除尘装置, 凸现了脉冲袋式除尘器的优点。介绍了长袋低压脉冲袋式除尘技术在水泥厂立窑烟气治理中的应用及治理效果, 同时对脉冲袋式除尘器在立窑烟气治理中的应用归纳了几点体会。

关键词 立窑烟气治理 脉冲袋式除尘器 应用

立窑水泥生产在我国已是夕阳行业, 但在广东仍有不少的水泥立窑。利用脉冲袋式除尘器在立窑烟气治理中应用, 尽量减少立窑在关、停之前对环境的污染。

1 增城某水泥厂立窑简介

立窑烟气的特性与煅烧方法和操作密切相关, 具有温度高、湿度高、细粉尘多、有害气体多、温湿度波动大等特点, 历来对立窑烟气治理的难度比较大。增城某水泥厂 1 台 $\varnothing 3\text{ m} \times 10\text{ m}$ 立窑, 选用 CDY-1.2 型长袋低压脉冲袋式除尘器, 经过 2 a 来的运行, 设备运转正常, 各项性能指标达到了设计的要求。

该厂立窑采用的煅烧方式以浅暗火为主, 但有时会因供料系统出现故障或其它原因, 会短时被迫进行明火操作, 因此烟气温度波动很大。我们对立窑烟气进行连续测定, 取得的数据如下:

窑型规格: $\varnothing 3\text{ m} \times 10\text{ m}$

平均产量: 11~12 t/h

烟气量: 48 000 m^3/h

最低烟气温度: 45 $^{\circ}\text{C}$

最高烟气温度: 400 $^{\circ}\text{C}$

粉尘浓度: 5 180~10 800 mg/m^3

烟气最高含湿量: 18.5%

矿化剂: 萤石

烟气主要成分: 粉尘、 SO_2 、 CO 、 CO_2

2 常用除尘器的应用分析

从工业实践经验来看, 目前可用于立窑烟气粉

尘的净化设备主要有如下几种: 静电除尘器、反吹风玻纤袋式除尘器和脉冲袋式除尘器。下面就对上述 3 种除尘设备的应用进行分析。

2.1 静电除尘器

静电除尘器是一种利用强电场, 使固体和液体悬浮粒子与气体分离的净化装置。由于电场力直接作用于粉尘颗粒, 与其它机械收尘设备相比, 电除尘器具有动力小、收尘效率高、运行阻力低和适用范围广等特点^[1]。但静电除尘器一次投资大, 维护管理要求严格, 低温结露时易受腐蚀。静电除尘器除尘效率可达 98% 以上, 但其除尘效率与粉尘特性有一定要求, 比电阻一般在 $10^4 \sim 10^{11} \Omega \cdot \text{cm}$, 如超出此范围, 则其除尘效率将大大降低。静电除尘器的经济排放标准为 100 mg/m^3 , 低于此值就很不经济, 因为静电除尘器的大小(收尘极板的面积)除了与流量有关外, 还与除尘效率有关, 而且除尘效率对所处理的粉尘的特性即比电阻和气体中的水分和三氧化硫很敏感, 如有变化, 常引起很大的波动。

2.2 袋式除尘器

2.2.1 反吹风玻纤袋式除尘器

该类除尘器于 20 世纪 90 年代初应用较普遍, 除尘效率亦较高, 但由于玻纤滤料不抗折, 因而使用寿命短, 运行费用高。除尘器过滤风速一般要求低于 0.5 m/min , 这样就造成单台除尘器过滤面积大, 占地面积大。反吹风清灰强度小, 清灰时, 反吹气流与粉尘下落的方向相反, 易造成二次扬尘清灰不彻底。除尘器的排风、反吹均用蝶阀控制, 控制点多, 故障率

高。反吹风玻纤袋式除尘器一般采用上进气,由于含尘气体由上部进入,不少粉尘沉积在上花板上,增加了设备的载重量。设备重心偏上,致使设备的钢耗量增加。花板上部的积灰,也恶化了除尘器的检修环境,不利于操作人员的身心健康。采用上部进风,不正常窑况时,烟气中夹带的大量火星直接冲刷滤袋,容易造成滤袋烧毁。

2.2.2 脉冲袋式除尘器

长袋低压脉冲袋式除尘器是我国 20 世纪 80 年代末在引进外国技术基础上研制开发成功的,此类除尘器在冶金、电力行业应用较广泛,因其性能优良,很快就被推广到其他领域。我公司 1996 年将其

成功地用于立窑烟气除尘,取得了良好的效果。在水泥厂立窑烟气治理,脉冲袋式除尘技术 10 多年来取得了很大的进步。我公司集 20 多年专业设计生产袋式除尘器积累的经验,开发出 CDY 型长袋低压脉冲袋式除尘器,具有技术先进、性能可靠等特点,此类除尘器已在广州新华水泥厂、广州建材一厂、封开千层峰水泥有限公司等立窑烟气治理中应用成功。

3 脉冲袋式除尘系统的设计选型

3.1 除尘系统工艺流程

除尘系统的工艺流程见图 1:

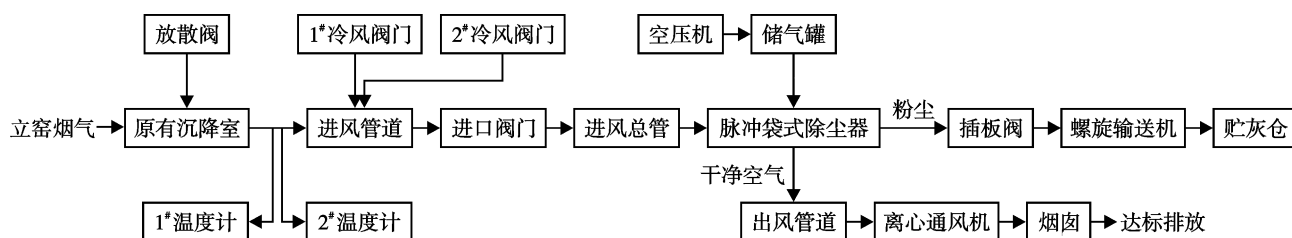


图 1 除尘系统工艺流程

3.2 除尘系统工艺流程说明

1) 除尘系统管道上装有 1 个气动直排阀门、1 个气动进气总管阀门,2 个气动混风阀门,如图 1 所示。

2) 只要温控出现 1 次故障就可能造成大批滤料烧毁的事故,因此温控采用双保险形式,完全独立的 2 路温控系统。温控系统控制方式如下:当温度 $> 220^{\circ}\text{C}$ 时,开启 1# 冷风阀门;当温度 $> 240^{\circ}\text{C}$ 时,再开启 2# 冷风阀门。当温度 $< 230^{\circ}\text{C}$ 时,关闭 2# 冷风阀门;当温度 $< 210^{\circ}\text{C}$ 时,再关闭 1# 冷风阀门。当温度 $> 260^{\circ}\text{C}$ 时,关闭除尘器进风总管进气阀门,开启沉降室放散阀门,使烟气排空,以保证收尘系统的安全运行。当温度 $< 250^{\circ}\text{C}$ 时,开启除尘器进风总管进气阀门,关闭沉降室放散阀门。

当烟气温度 $< 60^{\circ}\text{C}$ 或 $> 240^{\circ}\text{C}$ 时,系统报警,及时提醒窑炉操作工控制窑面温度,尽量避免高温和低温的现象出现。在实际使用过程中,如果操作适当,温度 $> 260^{\circ}\text{C}$ 的高温情况几乎不出现,避免了因烟气直排而造成对环境的影响。在偶尔出现低温时,滤袋会因结露而板结成块,但在强力脉冲气流冲击下会迅速成片崩离滤袋,这点是其它清灰形式的袋式除尘器难于做到的。

3) 设置报警装置,当温度 $> 240^{\circ}\text{C}$ 或 $< 60^{\circ}\text{C}$ 时,系统报警。由于混风阀、放散阀、进口阀都采用气动蝶阀,气压必须在 0.4 MPa 左右才能正常动作,所以气压 $< 0.3\text{ MPa}$ 时,系统报警。另外喷吹压力 $< 0.15\text{ MPa}$ 和设备阻力 $> 1600\text{ Pa}$ 时系统也报警。

3.3 脉冲袋式除尘器选型

根据增城某水泥厂提供的参数及要求,结合我公司的产品性能,采用我公司设计生产的 CDY 型长袋低压脉冲袋式除尘器。其工艺参数如下:

设备型号:CDY-1.2

最大处理风量: $65\,000\text{ m}^3/\text{h}$

正常烟气工作温度: $40\sim 400^{\circ}\text{C}$

入口浓度: $5\sim 12\text{ g}/\text{m}^3$

过滤面积: 950 m^2

最大过滤风速: $1.14\text{ m}/\text{min}$

滤袋材质:玻璃纤维针刺毡滤料

滤袋尺寸: $\varnothing 120\text{ mm} \times 6\,000\text{ mm}$

滤袋数量:420 条

脉冲阀数量:24 个(3"淹没式)

喷吹压力: $0.20\sim 0.35\text{ MPa}$

阀冲阀膜片使用寿命:20 万次

滤袋使用寿命:2~4 a

要求排放浓度: $\leq 100 \text{ mg/m}^3$

漏风率: $\leq 3\%$

运行阻力: $\leq 1500 \text{ Pa}$

壳体设计压力:+5 000~-5 000 Pa

3.4 长袋低压脉冲袋式除尘器介绍

长袋低压脉冲袋式除尘器主要由上箱体、中下箱体、卸灰装置、喷吹装置和控制系统等几部分组成。含尘烟气进入中箱体下部,在挡风板形成的预分离室内,大颗粒粉尘因惯性作用落入灰斗。烟气沿挡风板向上到达滤袋,粉尘被阻留在滤袋外面,干净烟气进入袋内,并经袋口和上箱体由排风口排出。当滤袋表面的粉尘不断增加,导致设备阻力上升到设定值时,微压差控制器有信号输出,控制系统便发出信号,使喷吹系统工作。此时压缩空气从气包顺序经脉冲阀和喷吹管上的喷嘴向滤袋内喷射。在滤袋膨胀产生的加速度和反向气流的作用下,附于袋外的粉尘脱离滤袋落入灰斗,粉尘由卸灰阀排出。喷吹1次的持续时间为0.04~0.12 s,喷吹结束后,滤袋立即恢复过滤状态。本系统选用的除尘器具有如下特点:

1) 为节省投资,除尘器本体(上箱体、中、下箱体)采用钢筋混凝土结构,花板、喷吹装置、顶板及检修门采用钢结构。除尘器本体各与钢构件接口部分预埋8 mm钢板,以保证各连接部件严密不漏气。

2) 在除尘器设计时选择了较为适中的过滤速度(正常生产时为 0.88 m/min ,按烟气量计为 $50\,000 \text{ m}^3/\text{h}$),以确保除尘器在较低的阻力下运行。

3) 本设计所选用的玻璃纤维针刺毡滤料,经表面处理,具有耐高温和耐化学腐蚀、憎水性强、粉尘剥离性好、滤袋寿命长等特点,可在 230°C 温度下连续使用达2 a。玻璃纤维针刺毡是1种结构合理、性能优良的新型高温过滤材料,它以100%的玻璃纤维为原料针刺成毡。

4) 高效、低耗的喷吹装置。脉冲阀采用双纽曲线和双膜片结构,脉冲阀阻力低,启闭快和清灰能力大。

5) 更换和安装滤袋方便,维修工作量小。滤袋靠缝在袋口的弹性涨圈嵌在花板上,换袋时在花板以上的净气箱进行,减轻了换袋时操作人员的劳动强度。

6) 先进的控制技术。控制柜具有在线清灰、离线清灰、定时清灰、定压差清灰4种方式,还有压力、温度监测系统。由于立窑烟气温度变化大,我们还通

过电脑控制柜,根据烟气温度变化情况,自动调节各阀门启闭,确保除尘器安全稳定运行。

4 治理效果

1) 本除尘系统自2003年5月投入使用以来,于2003年6月委托当地环境监测站对脉冲袋式除尘系统净化效果进行监测,监测结果为:烟气入口含尘浓度 $8\,216 \text{ mg/m}^3$,烟气排放浓度 43 mg/m^3 ,除尘效率99.5%,治理效果优于地方标准和行业标准。

2) 滤料材质采用玻璃纤维针刺毡滤料,除尘器阻力基本稳定在 1500 Pa 左右,至今仍正常使用。

3) 立窑强化通风,大大改善了窑面环境。

4) 建设单位安全环保科于2004年1月和10月2次对除尘系统进行效果监测,监测烟气排放浓度分别为 56 mg/m^3 、 62 mg/m^3 。

本工程于2003年6月通过环保验收,经过2年来的使用,系统设备均运行正常,各项技术参数均达到设计要求。

5 除尘系统经济分析

1) 回收粉尘的经济效益

回收粉尘按 400 kg/h 计,回收粉尘量为 $2\,880 \text{ t/a}$,价值按 100 元/t 计,则回收粉尘经济收益A为 $288\,000 \text{ 元/a}$ 。

2) 除尘系统的运行费用

除尘系统运行能耗如表2所示,按 $0.60 \text{ 元/(kW}\cdot\text{h)}$ 计,除尘系统的运行费用B为 $311\,040 \text{ 元/a}$ 。

表2 脉冲袋式除尘系统运行能耗表 kW

设备名称	数值	备注
锅炉引风机电机	55	额定功率为75
螺旋输送机电机	4	间歇使用
空压机电机	11	间歇使用
照明与通风设备	2	
合计	72	

3) 增产经济效益

增产按 0.4 t/h 熟料计算,则可增产熟料为 $2\,880 \text{ t/a}$ 。 $2\,880 \text{ t}$ 熟料可折算成 $3\,512 \text{ t}$ 425#R型普硅水泥,按销售利润为 12 元/t 计,经济效益C为 $42\,144 \text{ 元/a}$ 。

4) 除尘系统设备维修费用

按每2 a更换1套滤袋计算,1套滤袋价格10万元,即滤袋维修费用增加5万元/a。加上机械维修费用

按增加 2 万元/a 计,则系统维修费用增加 $D=7$ 万元/a。

5) 减少的排污费用

增加袋式除尘系统可少交排污费 $E=58\,000$ 元/a。

全年袋式除尘系统经济效益为(不含设备折旧费) $X=A+C+E-B-D=7104$ 元/a。

6 立窑烟气治理的几点体会

立窑烟气的治理广泛采用长袋低压脉冲袋式除尘器,人们积累了丰富的经验,对此,提出以下几点体会:

1) 必须严格按照规程操作设备,应加强日常的维护,发现问题及时处理。必须要有严格的生产工艺管理,否则会出现高温或低温的现象,会严重影响除尘系统的正常使用。

2) 过滤风速不能选择过高,脉冲袋式除尘器对于立窑烟气最大过滤速度应小于 1.2 m/min 。过高的过滤速度会使一次性投资降低,但使运行阻力加大,设备故障增多,滤袋寿命缩短。

3) 选择高质量的关键部件,如滤袋、脉冲阀等,这些是直接影响除尘器性能和运转率的重要要素。注意滤袋尤其是袋口的加工质量,确保袋口的弹性胀圈使滤袋嵌入花板孔内。

4) 必须注意除尘设备的设计、制作和安装质量。设计进风均流和灰斗导流装置,保证各室气流分配均匀和卸灰畅通。注意脉冲喷吹系统的各部件、各检修门、输灰装置、滤袋与花板的配合、滤袋框架(光洁度和垂直度等)的设计及加工质量,否则会影响设备的长期良好运行。同时也要注意气动阀门的制造安装质量,确保启闭灵活,否则会直接导致烧毁滤袋。

5) 由于立窑烟气湿度大、易结露,因此除尘器的防腐保温措施很重要,特别是进口管道。除尘器的防腐必须采用能耐高温的防腐涂料。

7 参考文献

- [1] 刑东海,陈国玮.立窑水泥厂工艺设计手册.北京:中国建筑工业出版社,1992

Applications of Impulse Bag Dedustor in Purifying Fumes and Dust from Furnaces

Zhang Wenbin Zeng Xiangcheng

Abstract In contract to several dedustors used in vertical concrete furnace, impulse bag dedustors have noticeable advantages. The application and performance of the low-pressure impulse dedustors with long-bag in the treatment of fumes and dust from Concrete Manu-facture have been discussed, and several points of conclusions have been summarized.

Key words purification of fumes and dust in vertical furnace impulse bag dedustor application

经新闻出版署核准本刊已成为《中国知识资源总库》网络出版期刊

为适应我国信息化建设,实现科技期刊编辑、出版和发行工作的电子化,推进科技信息交流的网络化进程,扩大本刊及作者知识信息交流渠道,我刊经新闻出版署核准已成为《中国知识资源总库》全文网络出版期刊,从 1994 年至今的全部期刊将全文录入《中国知识资源总库》,凡向本刊投稿并录用的稿件,将一律由编辑部统一录入《中国知识资源总库》,进入因特网提供信息服务。作者著作权使用费与本刊稿酬一

次性付给,如作者不同意文章被收录,请向本刊声明,本刊将做适当处理,否则视为同意。

《中国知识资源总库》是迄今全球最大的中文知识信息全文资源库,是具有完备知识体系和规范知识管理功能的数字化研究、学习和知识挖掘系统。本刊全文内容按照统一格式制作,读者可登录 www.cnki.net 上网查询浏览版刊内容。

人工神经网络改进 BP 算法优化水质监测点

梁伟臻

(广州市城市排水监测站, 广州 510010)

摘 要 运用人工神经网络理论对城市河涌水质监测布点进行优选, 基于前馈多层 BP 型神经网络的改进算法, 用广州市河涌水质分类标准和实测水质数据对神经网络模型进行训练和检验, 结果表明, 该方法具有客观、可靠、实用、容错性高的优点, 是一种科学、新型的水质监测点优选方法。

关键词 人工神经网络 BP 算法 优化选择 水质监测点

水质监测点优选是环境监测科学的重要分支, 它主要研究能否用较少的测点客观反映区域范围水环境质量问题。常用的水质监测点优化方法是主观判断法, 其根据布点原则和规范, 结合实际情况进行主观判断进行优化, 该方法方便简洁, 但存在主观性和任意性影响大的缺点。模糊聚类分析法^[1]是建立在模糊数学和聚类理论上的一种优化方法, 有严谨的理论支持和结果明确的优点, 但在聚类模糊等价矩阵时, 比较难选择最佳的阈值来截割模糊聚类矩阵, 而且计算相对复杂。人工神经网络法是一种新型的监测点优化方法, 人工神经网络法的自学习性、不确定性和非线性特点非常适合水质监测点优化这种非线性系统的数学建模, 建模编程后能够快速准确地得出优化结果。

1 BP 神经网络原理基础简述

人工神经网络(Artificial Neural Network)是由相互间部分或完全联系的神经元组成的系统。本文采用能用于分类和连续函数逼近的基于误差反传原理的前馈多层神经网络(Feed-Forward Network)。在前馈网络中, 神经元按层排列, 由输入层、输出层和隐含层组成。神经元的评价过程有一个明确的顺序, 即网络输入层接收输入信号, 将它们传播给所有的层, 然后通过输出层将信号返还给环境。文献[2]详细论述了其原理。前馈网络中的 BP 算法简称反向传播算法(Back-Propagation Algorithm), 是一种有导师的学习方法。它利用均方误差和梯度下降法来实现对

网络连接权值的修正。对网络权值修正的目标是使网络实际输出与规定输出之间的均方误差(MSE)减小。对于 1 个处理单元的情况, 如果网络有 K 个训练样本 $\{E^k\}$, 对应的正确输出为 $\{C^k\}$, 网络的权为 W , 则用 ε 表示的 MSE 为:

$$\varepsilon = \frac{1}{k} \sum_{k=1}^k (WE_k - C_k)^2 \quad (1)$$

把它看成是权的系数 $\varepsilon(W)$, 则它的梯度 $\nabla \varepsilon(W)$ 表示权有一微小变化时, 均方误差的最大增长方向; 其负值 $-\nabla \varepsilon(W)$ 则表示了均方误差的最大减小方向。因此, 我们按照下式来修改权值:

$$W^* = W - \rho \nabla \varepsilon(W) \quad (2)$$

式中, $0 < \rho < 1$, 它规定了修改的步幅。因此, 使用梯度下降法, 首先就要设置权值 W 的初始值, 然后连续计算均方误差相对于权的梯度, 并按式(1)逐步修改权值, 使其趋于收敛。上面算法的收敛速度较慢且结果的准确性不高, 为了解决这一问题, 在调整权值时引入了 1 个动量系数 α ($0 < \alpha < 1$, 一般取 0.9), 该系数既提高了收敛速度又增加算法的稳定性。

典型的 BP 网络结构如图 1 所示, 设该网络有 n 个输入单元, m 个隐含单元和 1 个输出单元。其中, w_{ij} 为从输入单元 i 到隐含单元 j 的权值, v_j 为从隐含单元 j 到输出单元的权值, $\hat{y}$ 为输出值, $y - \hat{y}$ 表示输出值与真实值之间的误差。

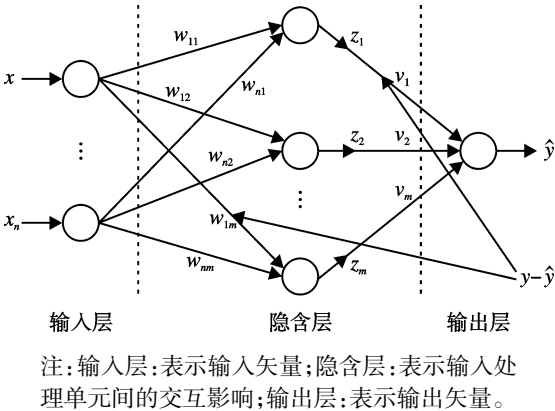


图 1 BP 神经网络结构

2 人工神经网络在优化水质监测点中的应用

2.1 BP 神经网络结构设计及算法选择

2.1.1 神经网络结构设计

为确保训练后人工神经网络模型的泛化能力和预测能力,在满足精度要求的前提下尽可能使用紧凑的网络结构。本文采用含 1 个隐含层的 3 层拓扑结构,包括输入层、1 个隐含层和输出层。其中隐含层采用 Sigmoid 型传递函数,输出层采用 Purelin 型传递函数。理论已经证明,上述结构的神经网络当隐含层神经元数目足够多时,可以以任意精度逼近任何一个具有有限间断点的非线性函数^[3]。

水质状况分类评价是个非线性关系较为复杂的问题,经过试算发现,隐含层中的神经元数一般在 5 个左右时网络收敛较好。同时为加快收敛,需将学习样本和输出目标进行归一化处理,使各样本各元素值和输出目标均在 [0, 1] 之间。

2.1.2 神经网络的算法选择

因为标准的 BP 算法通常具有收敛速度慢、易陷于局部最小值等缺点(参见 Mathworks 公司出版的神经网络工具箱用户手册第 4 版),所以选用适合进行水质分类的改进 BP 算法。选择的算法应该具有良好的推广能力,一个“过度训练”的神经网络可能会对训练样本集达到较高的匹配效果,但对于新输入样本矢量却可能会产生与目标矢量差别较大的输出,即网络不具有或具有较差的推广能力。

经过实际运算比较,发现使用基于 TrainBR 函数的改进 BP 算法比较适合。TrainBR 函数算法是一种数值优化算法,是依据 Levenberg-Marquardt 优化理论对网络权值和阈值进行调整,并运用贝叶斯正

则化方法^[4]提高了网络的推广能力,具有计算快速、不会出现“过度训练”的情况的优点。

2.2 BP 神经网络的训练

由于城市中心区多数的河涌已成为排污渠道,水质污染程度较为严重,一般都超过《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002)的 V 类标准。为更清晰的根据水质污染的程度对监测点进行优选,本文根据河涌水质实际情况,参照《污水综合排放标准》(GB 8978-1996)、《广州市污水排放标准》(DB 4437-90)、《污水排入城市下水道水质标准》(CJ 3082-1999)和《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002)制定表 1。

表 1 城市纳污河涌水质分级标准及训练结果

水质项目	I	II	III	IV	V
COD/mg·L ⁻¹	25	80	110	150	500
BOD ₅ /mg·L ⁻¹	10	30	50	100	300
SS/mg·L ⁻¹	20	70	100	150	400
NH ₃ -N/mg·L ⁻¹	5	10	15	25	35
期望输出值	0.2	0.4	0.6	0.8	1.0
网络训练后输出值	0.197 3	0.419 6	0.578 3	0.803 3	1.001 3

注:网络训练后输出值误差矢量的均方误差 MSE 为 1.7523×10^{-4} ,符合网络设计的要求。

以表 1 的 5 个分级标准作为神经网络的 5 个学习样本放入所设计的神经网络进行训练和学习。其中输入层(矢量) x 为 5 个分级标准,输出层(矢量) y 为归一化的级别 {0.2, 0.4, 0.6, 0.8, 1.0} (即分别用 1, 2, 3, 4, 5 除以 5)。计算时使用 TrainBR 函数,具体计算步骤参见文献[2]。经过计算机编程运算,可输出网络训练后的输出值(见表 1)和训练误差变化曲线(见图 2)。

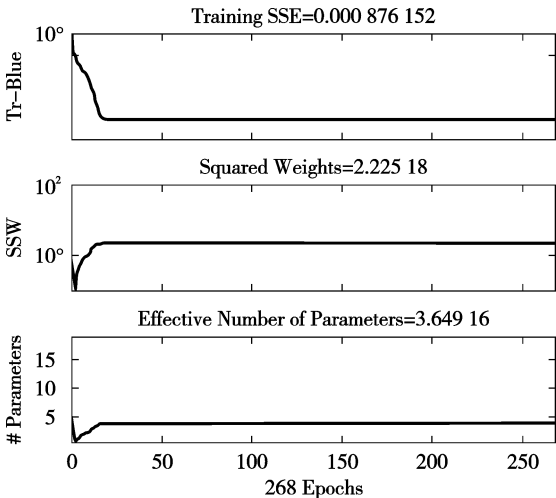


图 2 基于 Trainbr 函数训练的误差变化曲线

由图 2 可见,当训练迭代到 268 Epochs(第 268 步)时,SSE(Sum Squared Errors,总方程误差)和 SSW(Sum Squared Weights,总方程权重)均已经为恒定值,有效网络的参数个数(Effective Number of Parameters)为 3.649 16,说明网络训练收敛。

另外,对网络输出矢量 x 和目标矢量 y 进行线性回归分析,得到线性拟合曲线的斜率为 0.996,截距系数为 0.002 47,相关系数为 0.999,说明输出和目标矢量之间的相关性良好。

2.3 人工神经网络根据水质对监测点优化

本文以对广州市某涌原有的 7 个监测点进行优化为例。先整理出 1997~2000 年 4 a 的水质数据(见表 2),并将各水质数据作为输入样本输入已经训练好的 BP 网络,然后得到一维数组的输出,水体分类等级以最接近最大值为输出等级为原则。

表 2 广州市某涌 1997~2000 年各监测点水质实测值及网络输出结果

序号	监测点	COD mg/L	BOD ₅ mg/L	SS mg/L	NH ₃ -N mg/L	神经网络 输出结果	水质监测 点分级
1	淘金路	117	57.7	322	22.3	0.800 4	V
2	华乐路	173	81.6	207	19.5	0.754 8	VI
3	旧管理局	204	92.9	148	19.8	0.752 8	VI
4	第 17 中学	132	68.1	76	20.6	0.688 1	VI
5	越秀桥	136	48.5	68	19.1	0.644 9	VI
6	三角市	111	57.6	146	20.0	0.694 2	VI
7	大沙头	134	40.2	176	21.3	0.722 5	VI

注:以上水质实测值是 1997~2000 年的平均值。

3 分析与讨论

1) 从网络的输出结果(表 2)可见,监测点 2 与 3 的值相当接近,只相差 0.03%,可以优化其中一个点。监测点 4 和 6 的值也相当接近,相差 0.09%,也可优化其中一个点。根据该流域实际情况分析,监测点 2 与 3 之间比较靠近,而且附近没有支流,且点 3 更有代表意义,因此决定删除监测点 2。而监测点 4 和 6 虽然计算结果接近,但这 2 个点按照《地表水和污水监测技术规范》(HJ/T 91-2002)的要求均具有保留价值,决定不予以优化。优化的结果与现实情况相符,比较合理。

2) 聚类法与神经网络的结果比较。采用层次聚类法中的 Q 型聚类对 7 个监测点进行聚类,其中样本距离测量的方法采用欧氏平均距离法,小类与样本数据、小类与小类之间的亲疏程度的测量方法使用类间平均连锁法。分析结果见图 3。

聚类的类别 编号	监测点名称						
	7:监测点 7	5:监测点 5	6:监测点 6	4:监测点 4	3:监测点 3	2:监测点 2	1:监测点 1
1	×	×	×	×	×	×	×
2	×	×	×	×	×	×	×
3	×	×	×	×	×	×	×
4	×	×	×	×	×	×	×
5	×	×	×	×	×	×	×
6	×	×	×	×	×	×	×

图 3 监测点聚类冰状图

从聚类的结果可见,监测点 4 与 6 先聚为一类,监测点 2 与 3 再聚为一类,其次是 4,5,6 可聚为一类,由此类推。从聚类结果与神经网络的计算值可见,二者对监测点的优化结果是相当吻合。

3) 神经网络法在优化过程中不必清晰变量之间的具体关系,只需根据实际问题设计网络拓扑结构,并对学习样本进行训练后得出网络,该网络应用于水质监测点优选能方便、快捷的得出输出结果。神经网络的自学习、自适应、容错及抗干扰能力使优选结果更具有客观性和合理性,是一种新型、科学的水质监测点优选方法。

4 参考文献

[1] 梁伟臻,叶锦润,杨静. 模糊聚类分析法优化城市河涌水质监测点. 环境监测管理与技术,2002,(3):6~7
[2] 楼顺天,施阳. 基于 MATLAB 的系统分析与设计——神经网络. 西安:西安电子科技大学出版社,1999. 12~56
[3] 张立明. 人工神经网络的模型及其应用. 上海:复旦大学出版社,1993. 23~36
[4] Fausett L. Fundamentals of neural networks architectures algorithms and applications. New york:Prentice Hall,1993. 261~262

有机材料工艺雕刻废气毒害成分分析

王玉亮¹ 张璇¹ 余汉豪¹ 尹平河²

(¹广州市越秀区环境保护局, 广州 510170; ²暨南大学生命科学技术学院, 广州 510632)

摘 要 应用冷冻预浓缩-气相色谱质谱法对有机材料工艺雕刻废气中的挥发性毒害有机物进行了定性和定量分析。

关键词 工艺雕刻 废气 毒害有机物 有机材料

随着城市商业日益繁荣, 工艺雕刻行业应用有机材料制造灯箱、广告招牌等十分流行。有机材料工艺雕刻包括板材裁割、机械(或激光)雕刻和成型(磨边、胶粘)等加工过程, 使用裁板机、雕刻机、刻字机和砂轮机等加工机械, 常见的有机材料包括有机玻璃、双色板和人造革等。在有机材料工艺雕刻过程中产生大量工艺废气, 其中含有挥发性毒害有机化合物, 污染环境空气, 影响居民健康, 因此有必要加强有机材料工艺雕刻废气中毒害有机污染物的监测工作。直接气相色谱法仅可检测浓度较高的挥发性有机污染物, 而应用固体吸附-解吸-气相色谱法或冷冻(冷阱)预浓缩-气相色谱质谱法^[1]则可对工艺雕刻废气中的有机污染物进行较全面的检测。本文应用冷冻预浓缩-气相色谱质谱法, 对有机玻璃、双色板和人造革等常见有机材料工艺雕刻废气中的挥发性毒害有机污染物进行定性和定量分析, 以期工艺雕刻废气污染监测和环保管理提供科学依据。

1 实验部分

1.1 仪器

气相色谱仪(Agilent, 6890N GC), 质谱仪(Agilent, 5973 MSD), 色谱柱(HP-1.60 m × 0.32 mm × 1.0 μm)。升温程序: 40 ℃, 保持 2 min; 6 ℃/min 升温至 230 ℃, 保持 5 min。检测器温度 280 ℃, 离子源温度 230 ℃,

四极杆温度 150 ℃, 检测器电压 1 800 v, EI 为 35 ev, 质量范围为 46~350 amu。He 载气, 流速 1.2 mL/s。

真空采样罐(2 L, 内表面硅烷化处理, 美国进口), 浓缩系统(Entech Instruments, model 7100)。

1.2 样品采集

在工艺雕刻排放废气场所, 采用真空采样罐采集废气样品^[2], 采样流量为 100 mL/min, 采样 20 min。

1.3 样品分析

已采集样品的采样罐带回实验室后, 抽取一定量的样品气体进行冷阱(液氮)预浓缩(3 次冷阱浓缩), 然后热解进样到 GC-MS 系统进行样品分析^[3]。选取溴氯甲烷、4-溴氟苯、氘代氯苯和 1,4-二氟苯作为内标物, 采用内标法对待测物进行定量分析。

2 结果与讨论

本文工作分别对有机玻璃、双色板和人造革等 3 种有机材料的工艺雕刻废气进行了挥发性有机污染物监测^[4]。

2.1 有机玻璃

工艺雕刻用有机玻璃分为有保护薄膜和无保护薄膜 2 种材料。废气检测结果表明, 在 2 种有机玻璃的工艺雕刻废气中均含有较高浓度的挥发性有机物, 检出的主要化合物及其浓度列于表 1。

表 1 有机玻璃工艺雕刻废气的分析结果

mg/m³

材 料	有机物浓度							
	甲基丙烯酸甲酯	丙烯酸甲酯	苯	甲苯	氯仿	二氯甲烷	1,3-丁二烯	丙烯腈
有保护膜有机玻璃	481	66.4	14.6	162	79.0	28.8	6.51	1.59
无保护膜有机玻璃	1 620	226	226	194	82.2	45.2	2.65	0.683

表1结果表明,无保护膜有机玻璃的工艺雕刻废气所含挥发性有机物浓度普遍要比有保护薄膜有机玻璃的废气高。除表1所列化合物外,有保护膜有机玻璃的工艺雕刻废气还含有1-硫甲基丙烯酸甲酯、2,5-二甲基-2-烯己二酸二甲酯和2-烯甲基-5-己二酸二甲酯等挥发性有机物,而无保护膜有机玻璃的工艺雕刻废气则还含有四氯乙烯、1,1-二甲氧基-2-氯乙烷等挥发性有机物。

2.2 双色板

双色板的工艺雕刻废气具有令人恶心的辛辣气味,挥发性有机物的分析结果列于表2。

表2 双色板工艺雕刻废气的分析结果 mg/m³

有机物成分	浓度	有机物成分	浓度
苯乙烯	3 170	3-丁烯基苯	77.2
2-丙烯腈	474	1,2,3,4-四甲基苯	436
苯	128	1,3-丁二烯	468
甲苯	173	2-4-乙烯基环己烯	434
α -甲基苯乙烯	150	茚	105

2.3 人造革

人造革在雕花过程中会产生难闻的工艺废气,并伴有大量的黑烟。废气有机成分的分析结果见表3。

表3 人造革工艺雕刻废气的分析结果 mg/m³

有机物成分	浓度	有机物成分	浓度
苯	222	茚	180
甲苯	232	苯乙烯	23.7

3 结论与建议

本文的监测结果表明,工艺雕刻所用有机材料不同,工艺废气的挥发性有机物组成是不一样的,但常见的有机材料在工艺雕刻过程中产生的工艺废气均含有多种毒害有机物,而且浓度较高。有机玻璃、双色板和人造革等3种有机材料的工艺雕刻废气均

含有苯和甲苯。另外,双色板和人造革的工艺雕刻废气都含有较高浓度的苯乙烯和茚,有机玻璃的工艺雕刻废气含有较高浓度的甲基丙烯酸甲酯、丙烯酸甲酯和氯代烃,双色板的工艺雕刻废气则含有较高浓度的丙烯腈、四甲基苯、丁二烯、乙烯基环己烯和甲基苯乙烯。检出的这些毒害有机物长期接触均会毒害人群的身体健康^[4],甚至会引起“三致”(致癌、致畸和致突变)毒害作用,应引起有关主管部门的高度关注,并制定有效的管理措施。

目前广东省地方标准《大气污染物排放限值》(DB 44/27-2001)包含苯系物和丙烯腈等有机物,但有机材料工艺雕刻废气中检出的许多其他毒害有机物尚未列为控制污染物,而有机材料工艺雕刻废气所含毒害有机物种类较多,浓度较高,毒害性较强,有必要适当拓宽大气污染物排放标准的有机物控制项目。比如,甲基丙烯酸甲酯是有机玻璃工艺雕刻废气中的特征污染物,毒性大、浓度较高,建议把甲基丙烯酸甲酯作为有机材料工艺雕刻排放废气的优先污染物进行监控。

鉴于无保护膜有机玻璃的工艺废气所含毒害有机物浓度普遍比有保护薄膜有机玻璃的废气高,建议工艺雕刻行业限制使用无保护膜有机玻璃材料。政府相关部门要对有机材料工艺雕刻企业的选址和废气治理加强管理,切实保护居民和从业人员的身体健康。

4 参考文献

- [1] 吴建伟,张莘民. 气相色谱/质谱(GC/MS)联用在我国环境监测中的应用. 中国环境监测,1999,15(4):53~60
- [2] 奚旦立,孙裕生,刘秀英. 环境监测. 北京:高等教育出版社,2001
- [3] 顾海东,冯忆. 设施验收中甲基丙烯酸甲酯的采集和气相色谱测定. 环境污染与防治,1999,21(2):45~46
- [4] 江泉观,纪云晶,常元勋. 环境化学毒物防治手册. 北京:化学工业出版社,2004

Analysis of the Toxic VOCs in the Exhaust Gas from the Crafts Carving on Organic Materials

Wang Yuliang Zhang Xuan Yu Hanhao Yin Pinghe

Abstract The toxic volatile organic compounds(VOCs) in the exhaust gas from crafts carving on organic materials have been qualitatively and quantitatively analyzed with pre-concentration-GC/MS.

Key words crafts carving exhaust gas toxic VOCs organic materials

BOT 模式在湘江水体污染治理中的应用研究

邓仁健 任伯帆

(长沙理工大学河海工程学院, 长沙 410076)

摘要 分析了湘江水体污染存在的问题;讨论了 BOT 模式在城市污水处理行业的优点;认为该模式是一种长期、稳定的投资模式,论证了湘江流域采用该模式的可行性,并提出了相关应完善的配套政策;最后得出采用 BOT 模式来在湘江沿岸城市修建污水处理厂是解决湘江水体污染问题有效的途径之一。

关键词 水体污染治理 污水处理厂 BOT 模式 湘江

1 湘江水体污染现状及治理存在的问题

1.1 湘江水体污染现状

湘江是湖南的母亲河,衡阳、株洲、湘潭、长沙、岳阳等湘江沿岸城市的居民日常生活用水直接来自湘江。但湘江水体污染极为严重,据《关于治理湘江流域的通知》所载,长沙市湘江饮用水源超标污染指标为氨氮和总大肠菌群;株洲市为氨氮和挥发性酚;湘潭市为氨氮、总大肠菌群和总汞。近年来,郴州、衡阳、株洲、湘潭、长沙、岳阳等城市的生活污水排放量成倍增加,沿江城市有近 7 亿 t/a 生活污水直排湘江;此外,一些高浓度工业废水也排放到湘江。长沙水利枢纽建成以后,湘江水域株洲至长沙段的水位将有较大的提高,蓄水防洪能力会有很大的改善,而湘江该段的水流流速却明显的不如建成前,水体的自然净化能力将会有很大的降低,进一步加重湘江水体污染,以至湘江某些江段的饮用水水源不能完全满足地面水Ⅲ类水质标准^[1]。湘江的水体污染已经严重地影响到湘江流域沿岸人们的生活及工农业发展。

1.2 治理存在的问题

通过对湘江水体污染现状和目前治理情况的分析,湘江水体污染治理主要存在以下几个方面的问题:

1) 由于湘江沿岸城市化的不断发展,城市人口不断地增加,人们生活水平不断地提高,因此城市生活污水排放量明显增加。而湘江流域内污水处理设

施很少,8 个城市中仅有 6 座污水处理厂在运行,实际处理量约 30.5 万 t/d,处理量约占生活污水排放总量的 15%,远达不到要求的 50%,未来几年内直接排放的生活污水对湘江的影响将超过工业废水的影响,因此城市污水处理厂的建设势在必行。

2) 湘江沿岸城市污水处理厂对项目的可行性研究不全面,风险管理与评价不合理。有些污水处理厂项目立项多年,却迟迟的不能施工;有些项目完成后却不能投入运行,如株洲有 1 座污水处理厂投资上亿元,建成几年后都没有运行,出现这种现象的原因主要是在项目的可行性研究上没有考虑管理运行费用及建设污水处理厂的风险性,政府部门只注重污水处理厂的建设,而忽视了污水处理厂的管理和运行。造成了城市污水处理资金使用效率低下,因而一方面需要大规模投资兴建新的污水处理厂,而另一方面污水处理厂运行普遍不足,两者都是缺少资金。

3) 湘江沿岸城市污水处理以政府行政事业化管理为主,缺乏有效的监督管理机制,缺乏有效的投入产出和成本效益核算机制,从而造成污水处理成本高,投资浪费大,并没有体现谁投资谁收益的原则,污水处理厂只是相当于政府部门的附属企业,根本不能适应污水处理产业的市场化发展趋势。

4) 湘江沿岸城市对待污水处理厂的问题依然停留在老观念上,也就是说重技术(工程)方法而忽视非技术(管理)方法,导致一些污水处理项目的投资效益差与不可持续性,主要表现在污水处理厂普

遍不能按设计负荷运行。

5) 湘江沿岸城市污水处理缺乏必要的价格调控,价格偏离价值太大,导致了污水处理企业发展后劲不足。现在的收费偏低,据有关人士预测污水处理收费要达到 0.6~0.65 元/t, 污水处理才能真正得到资金保证。因而,非政府资本进入城市污水处理市场的投资利润不能得到保证。

2 BOT 模式在污水处理行业的优点

2.1 BOT 模式的简介

BOT 模式是一种建设权与运营权相结合的方式,根据世界银行《1994 年发展报告》的定义,所谓 BOT(build-operate-transfer)即兴建-经营-移交,或者是 BOOT 模式即建设-拥有-运营-转让^[2],它是一种私营机构参与基础设施的建设和运营的方式,也是一种新型的民营资本进行基础设施建设项目融资方式^[3]。具体做法是经营公司对项目的设计、咨询、信贷和施工实行一揽子总承包,且在项目竣工后,在特许权规定的期限内进行经营,向用户收取费用,以回收投资、偿还债务。赚取利润,达到特许权限期后,经营公司将项目无偿交给政府部门。近年来,以 BOT 模式进行我国城市污水处理工程项目融资,正逐步为我国政府国内外投资者所关注^[2]。

2.2 BOT 模式在污水处理行业的优点

2.2.1 城市污水处理项目新型的融资手段

1) BOT 项目融资是指通过项目的资产、收益作抵押来融资。其项目导向、有限追索、风险分担、信用结构多元化的特征,使项目融资的信用结构灵活多样,债务承受能力高,风险分担合理且较低,也使项目融资易获得较高的融资比例和较长的贷款周期。由于这些特点,BOT 模式非常适用于一次性投资大、回收周期长、投资回报稳定风险小的城市污水处理工程项目。

2) BOT 项目融资是现阶段城市污水处理的重要融资方式之一。治理湘江水体污染,保护湘江水质,必须提高湘江沿岸城市的生活污水及工业废水的处理水平。但首先要解决建设污水处理厂的资金来源问题。BOT 融资模式可以利用资本的杠杆效应,充分发挥政府有限资本的导向性作用。我们以政府资本在项目融资中占总资本 20% 为例(原来是 100%),这样,20 元的政府资本就直接拉动 80 元的社会资

本为城市污水处理服务,对社会资本拉动作用是十分明显的。

3) BOT 模式是推动城市污水处理产业融资体制改革的有效形式。BOT 项目融资使得大量中小社会资金进入技术密集型和资金相对密集型的城市污水处理领域成为可能,是鼓励和支持社会资本和产业资本或国外资本向城市污水处理市场转移的重要方式。从而推动城市污水处理领域投、融资体制改革,培育城市污水处理领域的投资主体,增强投资城市污水处理领域的资本实力,促进城市污水处理产业走上良性发展的道路。

2.2.2 BOT 模式是实现城市污水处理产业化、市场化、专业化的有效方式

1) BOT 模式改善并明晰了城市污水处理厂的产权结构,明确了政府(特许经营权授予方)、项目发起人、项目公司和运营公司之间的职责,形成城市污水处理产业协调运转、有效制衡的经营管理机制。

2) BOT 模式促进了政府在环境保护方面的职能转变,有利于改善相关行政主管部门的执法力度和思想观念,有利于加强污水处理企业的自律行为。

3) BOT 模式促使了城市污水处理企业进行技术革新和采用科学管理,降低污水处理成本,实现城市污水处理产业良性发展。由于项目公司要以运营收入来偿还借款,实现盈利,因此,作为项目运作主体的项目公司有追求以最低成本来运营城市污水处理设施的动力。项目公司通过采用先进工艺技术,利用高新技术改造污水处理设施、实行科学管理等手段提高生产效率,降低运营成本,从而实现政府、企业双赢的局面。

3 BOT 模式在湘江水体污染治理的可行性分析

3.1 湘江水体治理必然的要求

湘江水体污染的主要是由湘江沿岸城市的生活污水直接排放到湘江引起的。按照有关部门的规划,到 2010 年湘江流域沿岸城市将要建成近 20 座污水处理厂,如每座污水处理厂按上亿元的建设费计,需近 20 多亿元,这还不包括与污水处理厂相配套的城市污水管网建设费和污水处理厂建成后的运行管理费。修建这些污水处理厂资金问题是首要问题,当这些污水处理厂建成后还存在相互竞争、管理运营等

问题。采用 BOT 模式,政府不仅可以用将来的按政策征收的污水处理费来发挥现实的环境效益,变以前的一次集中支付为分期支付,可以进一步减轻财政压力,可以使因财政原因而搁置的污水处理项目迅速的得到建设和运营,有效地加快了基础设施建设步伐,满足全社会对公共工程和基础设施的需求,可以从国际、国内乃至民间多渠道融资,投资基础设施建设的资本在短时间内能够迅速放大;而且通过引入市场竞争机制、项目管理水平、技术水平都会有较明显的提高。BOT 模式吸引民间资本和外资投资城市污水处理设施,已经成为湘江流域城市污水处理设施建设和运行的重要选择之一,也是湘江水体治理的必然要求。

3.2 经验上的可行性

BOT 方式在我国有些地区已有所尝试,大连傅家庄污水处理厂由大连东达环境工程公司投资并运营,目前运营状况良好;北京桑德环保产业集团已用 BOT 方式启动了北京肖家河、通州区 2 个大型市政污水处理项目^[2];BOT 模式在湖南水处理也有先例:如湖南省长大集团投资建设长沙市第八自来水厂。因此,采用 BOT 模式在湘江流域修建城市污水处理厂在经验上是可行的。

3.3 政策上的可行性

根据湖南省实施可持续发展战略,坚持对湘江污染防治和生态保护并重的方针,治理湘江水体污染问题有效可行的方法之一是在湘江沿岸城市增修适量的污水处理厂,同时保证现有的污水处理厂按满负荷运行。为达到这一目标,湖南省政府对以 BOT 模式投资修建城市污水处理厂项目给予一定的政策扶持。根据国家环保总局的文件,城市供水价格将包括污水处理费,污水处理费的征收标准将优先调整到满足城市污水处理厂建设和运营的需要上,在长沙市 2004 年 5 月将排污费增收到 0.4 元/t,而且还要继续上涨。现阶段湖南经济持续发展,政策也十分的稳健,这些保证了 BOT 模式在湘江污水处理行业是可行的。

4 湘江水体污染治理应完善的相关配套政策

1) 尽快转化城市污水处理的性质,加快从“公共福利业”向“公共服务业”转变的速度。在过去,湘江沿岸城市污水处理一直被当作是半城市公共福利

业,虽然有收费,但相当的低,不足以保证污水处理的成本,更不用说初期的投资了。随着市场经济的不断深化,污水处理行业要尽快实现向“公共服务业”的转变。只有形成公共服务的合理价格机制,才能推动本行业的不断发展。

2) 加快相关行政部门的思想观念转变。在湘江沿岸的城市中,污水处理厂项目都是看成该城市的形象工程或者是由上级环保部门压力下而立项的,而不是本着为社会化服务的原则立项的。在这种思想作用下,行政部门只对污水处理厂的建设负责,对建成后的污水处理厂运行及管理很少关心。只有相关的行政部门牢固地树立污水处理为社会化服务的原则,才能使 BOT 模式在湘江流域污水处理行业较为顺利地推行。

3) 加强湘江城市污水处理的某些薄弱环节领域的建设,实现城市污水处理行业的协调发展。BOT 方式建设城市污水处理设施是湘江水体污染治理解决方案之一,政府部门应该完善一些配套设施。如:完善城市排水管网的规划和建设、建设好污水处理厂与周边路网的连通;由于湘江流域是个严重缺电的区域,政府部门必须保证污水处理厂建设时及管理运行时的用电需求,这样才能保证污水处理厂正常的建设和运营。

4) 加强有关 BOT 模式的法律法规制定。我国目前关于 BOT 模式的法律文件仅有 2 个^[4]。只有在法律的保证下,才能更好地明确政府、投资者等各方面的责任。BOT 模式在环境治理中还是新生事物,其与我国现行环境法制的冲突将是不可避免的,只有制定相应法律法规才能使它们相互协调。

5) 污水处理厂项目建设后,政府部门应该监督污水处理厂的管理运行。由于污水处理厂建设后,在一定的经营年限后无偿的转让给政府,同时污水处理设备会存在一定的老化。如果政府部门不参与监督管理,投资者对污水处理设备不加以保护和维修,到了转让时,留给政府的只是一个“烂摊子”。

6) 环保部门应该对 BOT 模式污水处理厂进行监督,做到公正执法。政府部门给 BOT 融资模式建设的污水处理厂很大的优惠,但往往缺少对它们有效的监督,如:污水处理费用每年照收,但处理后的污水可能不达标,会使湘江水环境继续恶化。环境保护部门只有对它们进行监督,做到公正执法,这样湘江水污染治理才有保证。

5 结论

由上述可知,资金短缺、管理经验落后和科技含量低是阻碍湘江流域污水处理行业发展的绊脚石,也是解决湘江水体污染问题的瓶颈。BOT 融资模式能够使国外资本和国内民营资本、先进的管理经验及科学技术进入城市污水处理产业。若 BOT 模式在湘江流域城市污水处理行业中很好应用,上述问题便可得到有效的解决,湘江水体污染就可以得到较快解决,这样湘江生态带生态环境将得到明显的改观,湘江沿岸城市中的人们日常生活和工业用水可以得到有效保证,从而有利于促进该流域的经济稳定持续发展。既然资金等问题是政府部门不能完全

解决的,而湘江的治理是刻不容缓,因此,在湘江沿岸城市采用 BOT 模式来修建城市污水处理厂是解决湘江水体污染治理问题理想可行的方法之一。

6 参考文献

- [1] 朱党生,王超,程晓兵.水资源保护规划理论及技术.北京:中国水利水电出版社,2001
- [2] 杨菊兰,杜秀芹,缪应祺.污水处理设施市场化运作模式的研究.污染防治技术,2003,(3):19~20
- [3] 周锋,吴浩汀.以 BOT 模式投资中国城市污水处理设施的研究.工业水处理,2003,(12):53~56
- [4] 钱水苗,徐迪.环境污染治理项目的 BOT 模式及其法律规制.环境保护,2003,(6):11~14

Research on Water Pollution Control in Xiang River Catchment by BOT

Deng Renjian Ren Bozhi

Abstract The problems of water pollution in Xiang river have been analyzed, and the advantages of BOT for urban sewage treatment have been discussed. As a long-term and stable investing way, the BOT operation is feasible for sewage treatment and is one of the effective ways to solve the water pollution in Xiang river catchment area. The supporting policies for BOT have been discussed.

Key words water pollution control sewage treatment plants BOT Xiang river

++++
(上接第 3 页)

Study on the Limited Factors Begetting Eutrophication of Drinking Water Body in the West Guangzhou Tide Reach

Luo Jiahai Mo Zhucheng Yang Danjing Zhang Jinhong Liao Qingqiang

Abstract With the urban districts expanding, the water quality of water supply source in Guangzhou has become worse, and eutrophication appeared in partial tide water body. It is very important to control water pollution and protect the drinking water source. In order to control water source pollution, experiments were done with the locale water samples spiked with N and P, attempting to find out the limited factors that influence the eutrophication in water body.

Key words tide reach water source eutrophication factor

++++
(上接第 34 页)

Optimization of Sampling Sites for City Stream's Water Quality Monitoring by Using Back-Propagation Neural Network

Liang Weizhen

Abstract The artificial neural network theory was used to optimize the sampling sites for city stream's water quality monitoring. Based on the new-style back-propagation algorithm neural network, a model has been established for the optimization of water quality monitoring sites. The results shown that the new-style model was objective, reliable, practicable, and fault-tolerant.

Key words ANN BP algorithm optimization water monitoring sites

利用沉水植物治理水体富营养化

种云霄

(华南农业大学资源环境学院, 广州 510642)

摘 要 文章论述了沉水植物的生态功能,着重介绍了富营养化水体沉水植被恢复的基础理论、限制因子、先锋物种选择研究的进展。指出针对华南地区水体富营养化生境和沉水植物特点进行相关理论和技术研究的必要性。

关键词 富营养化 沉水植被 水环境

近年来, 水体富营养化已成为世界范围内普遍存在的环境问题。从 20 世纪 30 年代首次发现富营养化现象到现在, 全世界已有 30%~40% 的湖泊和水库受到不同程度富营养化的影响^[1]。虽然通过截留外源、清除内源污染等强化措施可不同程度地降低水体的营养水平, 但很难使水体脱离富营养化状态, 如杭州的西湖和南京的玄武湖均采取过环湖截污, 疏浚底泥和换水的处理, 仍然稳定地维持富营养化状态, 因此控制水体的富营养化, 只是控制污染源还远远不够, 还需要采取进一步的恢复措施。近年来, 研究人员通过对浅水水体生态系统的深入研究后发现, 水体中沉水植被的存在可有效地抑制藻类爆发, 控制富营养化, 维持良好的水环境质量^[2], 如在西湖部分保留有沉水植被的湖区, 尽管氮、磷的浓度远远高于富营养化的临界水平, 水体依然保持清澈透明^[3]。

1 沉水植被控制富营养化的功能

沉水植物指根扎于底质中, 茎叶飘浮生长在水气界面以下的高等水生植物(大型水生植物)类群, 这个类群可在浅水水体中大量繁育形成水下植被, 即沉水植被。沉水植被在水体中可以发挥强大的环境生态功能^[2,4]。

1.1 吸收固定水中的氮、磷等营养物质

沉水植物既可以通过根吸收底质中的氮、磷营养也可通过茎叶利用水中的营养物质, 并且它们生活史较长, 多为 1~2 a 生, 死亡后这些营养才会被逐渐释放出来, 因此当水体中沉水植被发育良好时, 就会有大量的营养物质被长时间地固定在其体内, 这

样就减缓了营养物质在水中的循环速度。

1.2 抑制藻类生长

作为水体的初级生产者, 沉水植物和藻类之间在营养物质、光照等方面存在竞争排斥, 因此若水体具有发育良好的沉水植被就可强烈地抑制藻类的生长。首先是沉水植物通过竞争生长资源, 即大量固定水中的氮、磷营养, 使藻类生长受到抑制。再就是一些沉水植物种类可分泌针对藻类的生化他感物质杀死藻类或抑制其生长。而且, 沉水植被为大型浮游动物提供庞大的栖息表面积, 从而抚育出高密度的浮游动物群落, 大量捕食浮游藻类, 也间接地控制藻类的群体数量。

1.3 凝集颗粒物澄清水质

沉水植被密集的枝叶与水有着庞大的接触面积, 能够吸附沉降水中的悬浮颗粒物质, 一些种类还可以分泌助凝物质, 促进水中小的颗粒絮凝沉降。除此之外, 沉水植物好氧的根基环境也可以起到固持底泥, 减少或抑制底泥中氮、磷等污染物质溶解释放的功能。

1.4 提高水生生态系统的生物多样性

沉水植被的良好发育可以为其他水生生物提供多样化的生境, 如周从生物的生活基质, 鱼类等水生动物的栖息、避难和产卵场所等。

2 富营养化水体沉水植被恢复研究进展

2.1 浅水富营养化湖泊沉水植被恢复的理论基础——多态理论

上世纪 90 年代, 湖泊生态学家在对富营养化湖

泊的修复研究中发现,浅水湖泊在富营养化状态时可表现为2种状态,浮游植物占优势的浑浊状态和沉水植物占优势的清澈状态^[5],在我国通常称为藻型浊水状态和草型清水状态。多态理论认为,在浅水湖泊发育的贫营养阶段,作为湖泊初级生产者的高等水生植物和藻类生长均受到营养缺乏的制约不能充分发育。随着营养物质的输入与积累,就有可能分化出两条演变途径:一条是沉水植物的不断发展抑制了藻类,形成的沉水植被可以增强湖泊的污染自净能力,污染物质可以通过沉积、生物转化、生物产品收获等途径离开水体,湖水可保持清澈状态且营养水平上升比较缓慢,这种状态称为“大型水生植物占优势的清水状态”,即“草型清水状态”;另一条途径是浮游藻类的不断增长抑制了沉水植物,沉积物的再悬浮作用比较强烈,增加了湖水的混浊度,营养盐的生物输出和沉积输出减少,湖水营养水平上升比较迅速,这种状态称为“浮游藻类占优势的浊水状态”,即“藻型浊水状态”。在受到人为干扰较小的情况下,湖泊往往可自然发育成“草型清水状态”,但是在强烈的人为干扰下,湖泊的“草型清水状态”就往往会被“藻型浊水状态”所取代,如在我国上世纪60~70年代,长江中下游许多浅水湖泊均具有发育良好的沉水植被,而由于大量接纳污水以及过度放养草鱼等,武汉东湖、江苏太湖的一些湖区沉水植被逐渐消失,湖水呈现绿色混浊的藻型富营养化状态^[6,7]。据颜素珠等^[8]记载,上世纪70~80年代华南地区珠三角河网地带的一些缓流水体中也曾经大面积分布着沉水植物群落,但随着水污染的加剧这些沉水植物在90年代开始逐渐消失。

基于浅水水体的多态理论,研究人员认为可以通过工程和管理措施消除破坏沉水植被的因素,在“藻型浊水状态”的基础上人工协助重建沉水植被,恢复浅水湖泊的“草型清水状态”^[4]。

2.2 沉水植被恢复的限制因子研究

高的外源污染负荷和过量的牧食性动物是导致湖泊沉水植被消失的主要因素^[9]。但研究发现,这2个因素被消除后,富营养化的湖泊中沉水植被仍然很难自然恢复,主要原因在于长期的藻型富营养化状态使得湖泊的光照和底质条件已不适宜沉水植物的生长^[4,10]。

沉水植物生于水气界面以下,水下光照达到其

光补偿强度,光合作用的产氧量和呼吸作用的好氧量才能平衡,而只有高于补偿强度,光合作用才会超过呼吸作用,植物体才能不断生长与繁殖。而光在水中的强度随水深增加而呈指数衰减,在富营养化水体中藻类的大量繁殖又使得光的穿透深度降低,能够达到水底的光强已非常低,致使沉水植物对光照的需求不能满足。已有研究表明,水底光照强度不足入射光的1%时,沉水植物就不能定植生长,光照强度小于5%,一些种类营养繁殖体的萌发会受阻^[4]。

底质是沉水植物根系的固着点,也是沉水植物生长所需营养的主要来源。底质的物理性质往往会影响沉水植物的生长。泥质、淤泥质最有利于沉水植物扎根生长和繁殖。在富营养化的湖泊中,底质中积累的大量有机物质使得表层沉积物密度和稳定度减小,底质呈半流体状态,不利于沉水植物着生,即使可以着生,长期的厌氧条件使底质具强还原性,在夏季温度较高时会释放出氨等有害物质,使沉水植物的根受到毒害,导致死亡。如在我国太湖五里湖的沉水植被恢复研究中,在春季已成功定植的物种到夏季高温天气下纷纷出现烂根死亡现象^[11]。

因此沉水植被的恢复需要采取适当的措施提高湖底光照强度和改善底质条件。

2.3 沉水植被恢复中先锋物种的选择

在对光照、底质等生境条件的改造中,除了采取一定的工程措施外,还需采取一些生态措施,即有选择地人工引进耐受性较高、适应湖泊水质现状的种类作为先锋物种以加快沉水植被的恢复。随着先锋物种群落的形成,水体的生境条件可以进一步改善,如通过抑制藻类生长提高水体透明度,通过根际区域释放大氧使底泥氧化程度增加等,水体环境也逐渐地适宜于脆弱敏感的种类生长,沉水植物多样性得以逐渐增加,群落实现自然演替,最后达到与湖泊环境相适应的平衡状态。

由于植物种类生长分布的地域性,处于不同区域的富营养化水体沉水植被恢复时所选先锋物种往往不同。如在我国太湖五里湖的沉水植被恢复研究中发现,耐寒的伊乐藻、黑藻和金鱼藻是适宜的先锋物种,而对于武汉东湖沉水植被恢复研究则认为苦草、狐尾藻和大茨藻是先锋种的首选。在欧洲丹麦富营养化湖泊通常是将伊乐藻和眼子菜属的种类作为先锋物种,而荷兰湖泊则多选择金鱼藻属种类。湖泊

生态学家认为先锋物种的选择应遵循以下的原则^[12]:

① 适应性原则,即所选物种应对水体流域的气候水文条件有较好的适应能力;② 本土性原则,应优先考虑区域内原有物种,尽量避免引入外来物种,以减少可能存在的不可控因素;③ 强的竞争能力和净化能力原则,所选物种应对藻类具有较强的竞争能力以及对氮、磷等营养物有较强的去除能力;④ 可操作性原则,所选物种繁殖能力较强,易栽培管理。

2.4 国内外富营养化水体沉水植被恢复研究与应用的现状

基于浅水湖泊富营养化的多态理论,自上世纪 90 年代初,国内外的许多研究人员就开始进行沉水植被恢复的研究。经过大量的研究和实践,国外许多小型的浅水富营养化湖泊中已经成功地恢复沉水植被,湖水水质也得到极大的改善,如欧洲的荷兰、丹麦等国的一些湖泊^[13,14]。我国许多地区在“八五”期间开始研究富营养化水体沉水植被的恢复与重建技术,在严重富营养化的武汉东湖、江苏太湖、云南滇池等已经进行过较多的研究与示范,目前在一些示范研究的湖区沉水植被恢复已取得了初步的成效^[4,9]。并且,在 2004 年 5 月国家环保总局发布的《湖库富营养化防治技术政策》中将恢复或重建水生植被作为湖泊良性生态恢复的推荐技术措施。

目前华南地区,对水体富营养化的机制与修复已进行了多方面的研究与实践,2003 年 1 月专门组织召开首届华南水体富营养化机制与防治研讨会。但众多的关于本区域水体富营养化的研究中,有关重建沉水植被控制富营养化的研究报道还比较少。本地区地处亚热带,与其他区域相比,常年温度偏高,阳光辐射较强,降水丰沛。这样的气候水文条件下,首先是富营养化水体的生境特点与其他区域有较大差别,如水温、光照等,再就是沉水植物种类组成及生长特性也与其他地区不同,如南方眼子菜、异叶石龙尾等耐热性种类的分布^[15],因此在其他区域适用的沉水植被恢

复技术可能并不完全适用于本区域,针对本区域富营养化水体生境及沉水植物生长的特点,进行相关的恢复理论和恢复技术的研究是十分必要的。

3 参考文献

- [1] 苏玲. 水体富营养化. 世界环境, 1994, 2: 23~26
- [2] 邱东茹, 吴振斌. 富营养化浅水湖泊沉水植被衰退与恢复. 湖泊科学, 1997, 9(1): 82~88
- [3] 吴洁, 虞左明. 西湖浮游植物的演替及富营养化治理措施的生态效应. 中国环境科学, 2001, 21(6): 540~544
- [4] 金相灿. 湖泊富营养化控制和管理技术. 北京: 化学工业出版社, 2001. 121
- [5] R Antonio, G S Angelo, C Gianmaria. Nutrient and chlorophyll a temporal patterns in eutrophic mountain ponds with contrasting macrophyte coverage. Hydrobiologia, 2003, 506: 657~663
- [6] Scheffer M, H S Hosper, M-L Meijer, et al. Alternative equilibria in shallow lakes. Trends Ecol Enviro, 1993, 8: 275~279
- [7] 金相灿. 中国湖泊环境. 北京: 海洋出版社, 1995
- [8] 颜素珠, 陈秀夫, 范允平, 等. 广东河网地带的水生植被. 暨南理医学报, 1988, 3: 74~78
- [9] Korner S, Dugdale T. Is roach herbivory preventing recolonization of submerged macrophytes in shallow lakes?. Hydrobiologia, 2003, 506: 497~501
- [10] Van den Berg M S, Joosse W, Coops H. A statistical model predicting the occurrence and dynamics of submerged macrophytes in shallow lakes in the Netherlands. Hydrobiologia, 2003, 506: 611~623
- [11] 李文朝. 浅型富营养化湖泊的生态恢复——五里湖水生植被重建实验. 湖泊科学, 1996, 8(增刊): 1~10
- [12] 王朝晖, 陈菊芳, 杞桑, 等. 肇庆星湖浮游植物状况及其富营养化评价. 武汉植物研究, 2000, 18(5): 405~411
- [13] Gulati S D, Van Donk E. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state of the art review. Hydrobiologia, 2002, 478: 73~106
- [14] Lauridsen T L, Jensen J P, Jeppesen E, et al. Response of submerged macrophytes in Danish lakes to nutrient loading reductions and biomanipulation. Hydrobiologia, 2003, 506: 641~649
- [15] 颜素珠. 中国水生高等植物图说. 北京: 科学出版社, 1983

Treatment of the Eutrophication of Water Body with Sinking Plants

Zhong Yunxiao

Abstract The ecological functions of sinking plants, the research on basic theory, and limited factors and pioneer species for the recovery of sinking plants in eutrophicated water body have been reviewed. It is necessary to study the eutrophication of water body and the specialties of sinking plants in southern China, both in theory and techniques.

Key words eutrophication sinking plants water environment

潮州市环境教育实践与发展思考

陈珊子

(潮州市环境保护监测站, 广东 潮州 521000)

摘 要 环境教育是提高全民族思想道德素质和科学文化素质(包括环境意识在内)的基本手段之一。文章介绍了潮州市在中、小学和幼儿园的环境教育实践,对如何促进环境教育全面发展提出了自己的看法。

关键词 环境教育 实践 全面发展

环境保护是我国一项长期的基本国策。环境教育是环境保护工作的重要组成部分,发挥着先导、基础和推进作用。潮州市历来重视环境教育工作,并取得了较为显著的成绩。在新形势下如何推动潮州市环境教育工作的全面发展,为树立和落实科学发展观、实施可持续发展战略打下基础,文章结合潮州市的实际,提出几点粗浅的看法。

1 潮州市环境教育实践经验

自 1980 年以来,一直在全市大部分中、小学校 and 幼儿园中开展环境教育。近几年通过学习贯彻《全国环境宣传教育行动纲要》(1996 年~2010 年)^[1](下称《行动纲要》),环境教育已作为学生素质教育的重要组成部分,培养了学生热爱大自然、热爱家园、热爱校园的情感和意识,提高了学生的思想品德和科学文化素质。1989 年,潮州市环境教育领导小组被联合国环境规划署确认,并被选为环境教育全球 500 佳之一;潮州市多所中、小学和幼儿园先后被省或市评为“绿色学校”或“绿色幼儿园”。潮州市取得的环境教育经验,主要有:

1.1 建立环境教育组织体系

全面高效的环境教育组织体系是实施环境教育的基础,环境教育组织体系包括机构、制度和管理等方面。

1.1.1 成立多层次的领导机构

潮州市从 1980 年就成立了以副市长为组长的市一级环境教育领导小组,形成了由市教育局、市环保局和市环境科学学会紧密配合的领导机构,负责

指导全市的环境教育工作。作为环境教育的主体,全市多数中学、小学和幼儿园也都成立了以校长(园长)为组长,涵盖各类学校各个管理层面的基层环境教育领导小组。这样一种领导架构,有助于调动环保工作者、学校教师和学生参与环境教育的积极性,把学校和社会扭成一股绳,形成环境教育的普及网。在此基础上,1998 年市委宣传部、市教育局和市环保局联合成立“潮州市创建绿色学校、绿色幼儿园”领导小组和办公室,号召和指导各类学校争创省、市绿色学校(幼儿园),促进环境教育的普及和健康发展。

1.1.2 形成制度,管理到位

潮州市从一开始,环境教育就形成制度化,从管理上加以强化。市教育局、市环保局和市环境科学学会密切配合、分工合作。

市教育局把环境教育列入正常的教育、教学计划中,适时抓好阶段性环境教育工作总结和推广先进经验,并把学校环境建设、绿化美化、环境教育列为文明校园的评选条件,这些措施和要求,有力地促进学校和教师们重视环保工作,积极开展环境教育。

市环保局和市环境科学学会负责为学校培训骨干、传递信息、提供参考资料、组织召开学术交流会,研讨、解决环境教育中出现的问题,为环境教育的顺利开展起保证作用。

1.2 创新环境教育理论和实践体系

潮州市在创新环境教育理论和实践体系的过程中,逐步总结出一套行之有效的经验,赋予了环境教育新的活力和发展空间。

1.2.1 在学科教学中采用“渗透法”

学科教学是对学生实施教育的主渠道,而环境教育具有跨学科、综合性强的特点。各校在市教育局教研室的指导下,把涉及环境教育的内容从备课、上课到课外作业都整体考虑和系统研究,力求做到不生搬硬套,不牵强附会,不加重学生负担,在教学中有机渗透环境知识。饶平师范附小和湘桥区北关小学做得较为出色。前者以现行的教材为本,把教材中涉及环保内容的知识选编成纲目,要求教师选准结合点,在课堂上自然渗透;教师每人每学期撰写 1 节较有质量的环保课教案;定期组织环境教育观摩课,通过听评课,促进交流,提高环境教育课的水平;在本校课程中,每班每月上 1 节环保课。后者要求教师们适时、适量、适度进行渗透教育,依据教育改革的基本思路和新课程标准的要求,重点在语文、自然、社会、科学等学科中渗透环境教育。

1.2.2 在课外活动中采用“结合法”

学校课外活动有游戏、讲故事、出版黑板报、参观访问、夏令营、办讲座、考察、举办展览会、环境知识竞赛、征文比赛和组织课外兴趣小组等,因其活动形式多样、生动活泼,是学校进行环境教育的又一重要形式。市教育局要求各类学校结合各自的实际,或利用第二课堂,或组建环保兴趣小组,开展大气污染调查、水污染调查、生态调查等环境教育系列活动,有效地提高学生的环境意识。

潮州市环保局和教育局每年都联合举行中、小学环保征文比赛,用以激发学生关心环境、保护环境的热情。每次活动都有许多同学参加,写出为数不少的好文章。例如,《大自然的警告》和《我们只有一个地球》,反映出环境问题的严峻;《让春风再绿江南岸》和《实行环境保护创造绿色家园》,写出了同学们保护环境、创造绿色家园的心声;《校园植物多样性的调查报告》,写出了同学们对人与自然、社会与自然的重要关系的认识。潮州市金山中学有多篇论文被推荐参加全国《人与环境》观测报告通讯赛,获一等奖 1 篇,二等奖 3 篇。

1.2.3 在社会实践中采用“参与法”

新课程体系将综合实践活动设置为必修课程,内容包括研究性学习、社区服务和社会实践。它的开设为环境教育开辟了新的天地。在研究性学习中,不少学生在教师的指导下,选择了与环境有关的研究小专题。如饶平二中张静娥同学的《饶平水污染原因及保护建议》,市金山中学陈景泓等同学的《废电

池——不容忽视的污染物》等,这些小专题的研究,一方面增强了学生探究和创新意识,发展了综合运用知识的能力,另一方面让学生了解到潮州市环境保护的现状,学到一些环保知识,提高了环保意识及参与环境保护的能力。其中有的研究成果由于具有普遍意义,被选编进了《广东省普通高级中学研究性学习方法指导》一书。枫二小学定期组织学生到枫二新村部分社区参加护绿爱卫劳动,调查社区生活污染情况,提出整改建议,引起村干部的重视。下津小学开展“走进水的世界”实践活动,让学生开展社会调查,了解各家各户用水情况,进行“我为净水、节水献妙计”活动,提高学生对水资源重要性的认识,懂得了节约用水、保护水资源的意义。市金山中学组织学生结合社会实践活动,开展“人口增长与土地资源”、“人口与粮食”和“人口与教育”等社会调查,让学生接触社会现实,提高环境保护意识,激发了同学们自觉参与环境保护的愿望,增强了教育效果。

1.2.4 结合环境教育实践撰写论文、编写教材、教案

广大教师通过编写环境教育教材、教案,撰写环境教育论文,大力推进环境教育。潮州市绵德小学的陈树泉老师,在为《社会》第六册第 12 课备课时,精心设计了《绿色王国——日本》的教案。通过让学生了解日本怎样爱树植树,怎样通过不使用一次性筷子这样的“小事”来保护森林资源,来赢得“绿色王国”的美誉,使学生懂得,保护环境,珍惜资源,要从我做起,从身边的小事做起。潮州市绵德中学的陈森民老师撰写了《怎样在高中地理课堂教学中加强环境教育》的论文,阐述了通过突出人地关系的教学,帮助学生树立科学的人生观、资源观和环境观等途径,达到把学生逐渐培养成负责任的、具有较高环境素质的新一代合格公民的目的。该论文在 2002 年潮州市中学地理教师优秀论文评比中获一等奖。另一方面,重视环境教育教法研究,不少教师充分利用多媒体等现代教学手段,大大提高环境教育的直观性和实效性。

1.3 创建绿色学校,推动环境教育向前发展

根据《行动纲要》和省有关的文件精神,潮州市创建绿色学校、绿色幼儿园领导小组下发了《关于开展创建“绿色学校、绿色幼儿园”活动的通知》,先后组织金山中学等 20 多个单位、学校 30 多名领导及骨干教师参加省举办的创建绿色学校(幼儿园)培训

班,组织各县区有关领导和各校校长到在“创绿”活动中取得突出成绩的市绵德小学、绵德幼儿园和绵德中学参观学习,有效地推动各县区“创绿”活动开展。从1999年广东省开始表彰第一批绿色学校(幼儿园)以来,已先后有6所中学、4所小学、2所幼儿园通过了省绿色学校(幼儿园)的验收,获得省绿色学校(幼儿园)的称号;有6所中学、8所小学、3所幼儿园被评选为市级绿色学校。

2 潮州市环境教育全面发展思考

虽然潮州市环境教育在过去20多年来取得了较为显著的成绩,但主要还是局限于中小学环境教育方面,距离《行动纲要》和《2001年~2005年全国环境宣传教育工作纲要》^[2](下称《工作纲要》)的要求,在不少方面还有较大差距。如何推动潮州市环境教育工作的全面发展,值得认真思考。

2.1 环境教育存在的问题

潮州市在中、小学的环境教育方面虽然取得一定的成绩,但面向全社会其他层面的环境教育却明显不足,存在诸多问题。

2.1.1 认识上有误区

《行动纲要》指出,环境教育是面向全社会的教育,其对象和形式包括:以社会各阶层为对象的社会教育,以大、中、小学生和幼儿为对象的基础教育,以培养环保专门人材为目的的专业教育和以提高职工素质为目的的成人教育等4个方面。而社会上大多片面地认为,环境教育应该是教育部门的事,是针对学生这个特殊受体的,忽视了向社会各阶层、各机关单位、各行业、各社区的推进。

2.1.2 行政组织结构不完善

要有效地对全市的环境教育工作进行统一领导、指挥、协调,除成立全市环境教育领导小组及其办公室外,还应成立专门的环保宣教机构来具体负责全市环境教育工作的策划、实施,各县也应有相应的组织架构。但对潮州市来说,目前市、县2级环保宣教机构还是空白。

2.1.3 社会教育和成人教育发展缓慢

潮州市在实施环境教育的过程中,主要着重于基础教育层面,以社会各阶层为对象的社会教育层面和以提高职工素质为目的的成人教育层面则发展缓慢。

2.1.4 基地建设投入不足

目前,潮州市经省批准授牌的仅有市金山中学环境教育基地1处,这对于拥有250万人口的地级市来说,要加快环境教育发展步伐,基地建设投入明显不足。

2.2 促进环境教育全面发展的建议

各级宣传、教育、环保部门要认真贯彻实施《行动纲要》和《工作纲要》,努力开创潮州市环境宣传教育工作的新局面。

2.2.1 加大宣传力度

市环保、教育、宣传等部门要密切配合,通过报刊、电视、广播和网络等媒体,加大对《行动纲要》和《工作纲要》的宣传力度,提高全社会特别是各级领导对搞好全民环境教育重要性的认识,从而促进环境教育的全面发展。

2.2.2 健全行政组织机构

要随着各级各部门领导干部的变动,适时调整补充各级环境教育领导小组及其办公室的人员,保障其能正常履行统一领导、指挥、协调的职能。市、县2级要加紧筹划设立环境宣教机构,配备专职人员具体负责环境教育的策划、实施工作,各级组织人事部门要给予大力支持。要巩固以市教育部门为主导、市环保部门积极配合、各级教育部门和环保部门共同参与的学校环境教育体制。

2.2.3 加快环境教育中社会和成人教育发展步伐

由于对以社会各阶层为对象的社会教育层面和以提高职工素质为目的的成人教育层面实施环境教育的基础较为薄弱,涉及面也较广,有必要统筹制订全面规划、分步实施、逐步推进。着重抓好以下几个方面:

在对各级领导干部的环境教育和培训方面,要充分利用现有的各级党校和干部培训中心这个网络,在各类培训计划中,设立若干关于环境教育的课程,特别要把普及环境科学知识和法律知识、树立和落实科学发展观、实施可持续发展战略、提高环境与发展综合决策能力的内容纳入其中。

在对企业职工进行岗位培训方面,要结合各类企业的实际进行,特别是要进行有关环保法律法规、可持续发展战略、清洁生产、ISO 14000系列环境管理体系以及环境伦理等方面内容的培训教育,使节约资源、降低消耗、减少污染、增加效益成为员工的自觉行动。

各级宣传部门、教育部门要通过举办讲座等多种形式,对本系统在职干部进行环境知识和环境政策法规的培训教育,逐步增强各级宣传教育部门干部的环境意识和参与环境宣传教育的自觉性。

在对各级环保部门在职干部培训方面,要能随时适应形势变化需要的干部培训运行机制,逐步实现在职干部培训的规范化、制度化,以提高他们的依法行政能力。

在对广大农民的环境教育方面,要积极持久地开展“环境宣传教育下乡”活动。要充分利用广播、电视等多种农民喜闻乐见的形式,动员广大农民自觉地参与环境保护。

2.2.4 培训师资队伍

市环保、教育部门要充分利用上级部门的各种培训机会和考察机会,培训一批学科带头人,用以带动、培养一支能分别适应各级各类环境教育主体的教师队伍。

2.2.5 增加基地建设投入

要加强环境教育基地建设,进一步提高基地建

设的水平和质量,除政府应增加基地建设投入外,具体应出台一些鼓励政策,吸引各类投资主体参与环境教育基地的建设。

2.2.6 巩固提高基础教育水平

虽然潮州市在中小学环境教育方面取得了较好的成绩,但大多还是局限于市区和县城区的学校,全市中、小学环境教育普及率大约只有 40%,这与创建国家环保模范城市中、小学环境教育普及率必须达到 80% 仍存在较大差距。因此要不断总结经验,并把它推广到全市各中、小学校、幼儿园,进一步提高基础教育水平。

3 参考文献

- [1] 国家环保局,中共中央宣传部,国家教育委员会. 全国环境宣传教育行动纲要. 2004-02-17
- [2] 中共中央宣传部,国家环保局,国家教育委员会. 2001 年~2005 年全国环境宣传教育工作纲要. 2004-01-12

On the Practice and Development of Environmental Education in Chaozhou

Chen Shanzi

Abstract Environmental education is one of the basic approaches to improve the ideological and moral levels, and the scientific and cultural levels (including environmental awareness) of the citizen. In this paper, the practice of environmental education for the children at schools and nurseries in Chaozhou was introduced, and the courses for the overall development of environmental education have been discussed.

Key words Environmental education practice overall development

张广宁指出河涌整治要人文结合

7 月 19 日,张广宁市长冒着酷暑检查了海珠区小洲村内河涌的截污和景观改造工作,并对黄埔涌和赤岗涌经过整治后展现的清澈河水和两岸优美绿化环境给予了充分肯定。他指出,河涌整治不但要截污,还要和景观建设同步进行,才能更好地体现综合整治的效果。市有关部门及各区(县级市)主要负责人参加了检查。

检查结束后,张广宁在市污水治理公司主持召开现场会,研究和部署我市河涌综合整治工作。在听取有关单位和各区(县级市)的汇报后,张广宁要求尽快成立市水系建设指

挥部及其办公室,负责统一领导全市河涌综合整治工作,并就下一步工作提出四点要求:一要统一思想,进一步提高对河涌综合整治重要性的认识;二要抓住重点,全力推进河涌治理工作,继续加快推进污水处理系统建设,提高生活污水处理率,到 2006 年老城区达到 100%,到 2009 年,全市要达到 100%;三要综合整治,系统配套,将河涌治理与两岸环境整治紧密结合起来,建设“山水之都”;四要统筹领导,严密组织,加强综合治理工作的协调配合。(市创模办)

摘自《广州环保网》2005-08-29

《广州环境科学》征稿启事

《广州环境科学》创刊于1985年,是由广州市环境科学学会主办的环境保护综合性科技刊物,为广大从事环保工作的专家、学者、科技人员、管理干部及大专院校师生,提供发表论文进行学术交流的窗口。

1 本刊欢迎下列来稿

1) 有关环境自然科学、环境社会科学、环境科学技术等方面的论文、研究报告、资料介绍等。

2) 有关国内外环境科学的发展动态、综述、专论等。

2 本刊主要栏目

专论、综述、水环境及污染防治、大气环境及污染防治、噪声及污染防治、固体废物及处理、环境监测与分析、环境管理与监理、环境与可持续发展、环境经济、环境生态、环境医学、环境法规、环境教育、环境伦理学、环境评价、环境信息与计算机技术、动态与信息简讯等。

3 稿件要求和注意事项

1) 论点明确、数据可靠、层次清楚、文字准确简练。全文一般不超过6000字(包括图、表、参考文献所占篇幅),并有中英文摘要(200字以内)和关键词(3~8个)。

2) 来稿可用打印或手抄方式。打印稿用A4纸、5号字体,附软盘(word格式);手抄件用单面稿纸横列书写,字迹工整、标点清楚。

3) 来稿只附最必要的图表和照片。插图务求线条光洁,照片务必清晰,表格使用三线表(栏头取消斜线,省略竖分隔线)。图、表置于文内有关段落处。

4) 来稿条理分明,编号层次采用以下系统:1、2、3、……;1.1、1.2、1.3、……;1.1.1、1.1.2、1.1.3、……;1)、2)、3)、……。

5) 文中计量单位一律采用中华人民共和国法定计量单位,量和单位的使用执行GB 3100-93《国际单位制及其应用》的规定。

6) 参考文献必须源自公开出版物。文献按文中出现的先后次序排列,在文内相应处用上角标注明。根据国家标准(GB 7714)的规定,其著录格式如下:

① 专著:

著者.(人名1,人名2,人名3,等.如果是3位以内作者,作者的名字全部书写,人名之间用“,”分隔,最后一位的名字后不用“,”而用圆点号;4位以上的书写前3位的名字,人名之间用“,”分隔,最后加“等.”以下同)书名.版本.出版地:出版者,出版年.起止页次

② 专著中析出的文献:

作者.题名.见(In):原文献责任者.书名.版本.出版地:出版者,出版年.在原文献中的位置

③ 论文中析出的文献:

作者.题名.见(In):编者.文集名.出版地:出版者,出版年.在原文献中的位置

④ 期刊中析出的文献:

作者.题名.刊名,出版年,卷号(期号):起止页次

⑤ 报纸中析出的文献:

作者.题名.报纸名,年-月-日(版次)

⑥ 专利文献:

专利申请者.专利题名.专利国别,专利文献种类,专利号.出版日期

⑦ 技术标准:

起草责任者.标准代号 标准顺序号-发布年 标准名称.出版地:出版者,出版年(也可略去起草责任者、出版地、出版者、出版年)

⑧ 学位论文:

作者.题名:[学位论文].保存地:保存者,年份

⑨ 会议论文:

作者.题名.会议名称,会址,会议年份

⑩ 互联网上析出的文献:

作者.题名.网址.年-月-日

7) 文中要分清容易混淆的外文字母(如a,α;B,β;C,c;K,k;S,s;P,p;O,o;V,v等),注意标明字母符号的正斜体、大小写、上下标。量符号用斜体,其中矩阵、矢量符号用黑斜体,计量单位用正体。

4 稿件处理

1) 编辑部在收到稿件4个月内给予答复,恕不退稿。4个月内未收到录用通知,作者可自行处理。来稿文责自负。编辑部有权对稿件作必要的修改,必要时退请作者修改,作者若不允许本刊对文稿作文字及内容上的修改,请在来稿时声明。请勿一稿两投。

2) 为适应我国信息化建设,扩大本刊及作者知识信息交流渠道,本刊已被有关文献检索刊物和光盘出版等网络出版机构收录,作者著作权使用费与本刊稿酬一次性付给,并赠送当期刊物(第一作者2本,其他作者各1本)。如作者不同意文章被网络机构收录,请在来稿时向本刊声明,本刊将做适当处理,否则视为同意。

5 稿件投寄

欢迎全国各地从事环境保护工作的专家、学者、科技人员、管理人员和大专院校师生赐稿。来稿请注明作者真实姓名、通讯地址、电话、邮编、电子邮箱地址。来稿请寄:广州市吉祥路95号《广州环境科学》编辑部(邮编:510030),或发E-mail至我编辑部电子邮箱:cgzaes@pub.guangzhou.gd.cn。

电话:(020)83355374

传真:(020)83358372

CONTENTS

Study on the Limited Factors Begetting Eutrophication of Drinking Water Body in the West Guangzhou Tide Reach	<i>Luo Jiahai, Mo Zhucheng, Yang Danjing, et al</i> (1)
Research on the Technologies of In-situ Water Pollution Control	<i>Wei Chaohai, Li Yaowei, Gu Guobang</i> (4)
Treatment of Pulp & Paper Wastewater with the Process of HCR/Floatation/SBR	<i>Zhang Yajing</i> (8)
Upstream and Downstream Environmental Microbial Techniques	<i>Wu Haizhen, Liang Shizhong, Wu Jinhua, et al</i> (11)
Recent Developments in the Denitrification Technologies for Wastewater Treatment	<i>Li Zhenqiang, Chen Jianzhong</i> (16)
Development of the SBR Process for Wastewater Treatment	<i>Zhong Yuming</i> (20)
Catalyst Technology for Simultaneous Removal of Particulate Matter and Nitric Oxides in the Exhaust-gas from Diesel Engine	<i>Yang Li, Fu Mingli, Liu Yanli, et al</i> (24)
Applications of Impulse Bag Deduster in Purifying Fumes and Dust from Furnaces	<i>Zhang Wenbin, Zeng Xiangcheng</i> (28)
Optimization of Sampling Sites for City Stream's Water Quality Monitoring by Using Back-Propagation Neural Network	<i>Liang Weizhen</i> (32)
Analysis of the Toxic VOCs in the Exhaust Gas from the Crafts Carving on Organic Materials	<i>Wang Yuliang, Zhang Xuan, Yu Hanhao, et al</i> (35)
Research on Water Pollution Control in Xiang River Catchment by BOT	<i>Deng Renjian, Ren Bozhi</i> (37)
Treatment of the Eutrophication of Water Body with Sinking Plants	<i>Zhong Yunxiao</i> (41)
On the Practice and Development of Environmental Education in Chaozhou	<i>Chen Shanzi</i> (44)