

GUANGZHOU ENVIRONMENTAL SCIENCES

Vol.22 No.1

广州环境科学

第二十二卷 第一期



广州市环境科学学会 主办

1

2007

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

《广州环境科学》编委会

(按姓氏笔画排序)

主 任 傅家谟

副 主 任 甘海章 赖光赐

委 员 王作新 刘攸弘 齐雨藻

朱锡海 陈成章 汪晋三

李萍萍 余国扬 吴政奇

吴乾钊 骆世明 姚继业

黄兆源 曾凡棠 彭绍盛

主 编 甘海章

栏目编辑 王仁宇 王良焱 尹伊伟

刘攸弘 李战隆 施性清

黄卓尔

责任编辑 熊晓琪 林焕章

主管单位 广州市环境保护局

主办单位 广州市环境科学学会

编辑出版 《广州环境科学》编辑部

地 址 广州市府前路2号

府前大厦B座8楼

邮政编码 510030

电 话 (020)83355374

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

印 刷 华南理工大学印刷厂

广东省连续性内部资料出版物

登记证粤内登字A第10070号

内部资料·免费交流

目 次

综述

碳基催化剂低温选择性催化还原氮氧化物的研究进展

.....黄 荣, 黄碧纯, 叶代启(1)

农田氮素流失对水环境污染及防治研究进展

.....宁建凤, 邹献中, 杨少海, 等(5)

水环境及污染防治

废水处理仿真基准模型 BSM1 简介

.....刘大伟, 沈文浩(11)

广州中水回用现状分析及发展对策探讨

.....伍志跃(16)

大气环境及污染防治

汽车尾气三效催化剂简介

.....谭镜明(20)

环境生态

淹水条件下种植水稻对氮元素渗漏的影响

.....史春霞, 张 雪, 马其柏, 等(22)

广州市花都区 2004 年生态足迹和生态承载力计算分析

.....琚 鸿(25)

环境评价

利用 ADMS-Urban 模型测算顺德区 SO₂ 环境容量

.....陶 俊, 谢文彰, 杨多兴, 等(28)

贵阳市生态城市人居环境评价

.....董玮琳, 陈 亮, 陈东辉(32)

广州入海河口沉积物重金属污染及潜在生态风险初步评价

.....张 勇, 刘树函(37)

珠江口海域丰水期的表观耗氧量

.....江志华(40)

环境法规

构建我国生态补偿法律机制若干问题探讨

.....冷朝阳, 易 琨, 张树兴(44)

动态与信息简讯

广东 5 年内有望初步识别珠三角灰霾成因改善空气质量.....(48)

封面摄影

珠水聚潮育穗城

林晓东

碳基催化剂低温选择性催化还原氮氧化物的研究进展

黄 荣¹ 黄碧纯² 叶代启²

(¹ 华南农业大学环境科学与工程系, 广州 510462; ² 华南理工大学环境科学与工程学院, 广州 510641)

摘 要 氨选择性催化还原(SCR)技术广泛应用于固定源氮氧化物污染控制,该技术的核心是催化剂。目前,研制具有低温活性的催化剂是国内外该领域的热点。文章综述了活性炭、活性炭纤维、碳成型物为载体的催化剂,以氨为还原剂,低温选择性催化还原锅炉烟气氮氧化物(NO_x)的研究现状,并对该技术的发展做了展望,特别提出了碳的另一同素异性体碳纳米管在低温选择催化还原 NO_x 上的应用前景。

关键词 低温选择性催化还原 活性炭 活性炭纤维 碳成型物 碳纳米管

氮氧化物是主要的大气污染物之一,也是形成光化学烟雾的主要前驱物,控制和治理氮氧化物的污染一直是国际环保领域的研究热点。对于火电厂、工业锅炉等固定源排放的氮氧化物的净化,最具有实际应用价值的方法是 SCR 技术,SCR 技术的研究集中在催化剂的开发上。目前普遍使用的商用催化剂的工作温度范围为 300~400 °C,在温度低于 200 °C 时,则不具备良好的催化活性;而另一方面,对于现有的火电厂和工业锅炉而言,烟气在经过除尘和脱硫装置后,其温度下降到 150 °C 左右,如果仍选用目前的商用催化剂来还原脱除烟气中的氮氧化物,则需将烟气重新加热至反应温度,这将造成极大的能耗,并使得 SCR 工艺成本高昂,因而,低温 SCR 技术的研究开发已倍受关注,成为烟气氮氧化物脱除的重要发展方向。

1 活性炭为载体的催化剂及其 SCR 性能

活性炭(AC)孔隙发达,比表面积大,吸附能力强,是常用的催化剂载体,在 SCR 技术中可以保证低温催化性能。国内最早是刘守军等提出了 CuO/AC 催化剂,该催化剂不仅可以用来脱除烟道气中的二氧化硫,还具有一定的低温催化脱氮性能,活性评价结果表明:CuO/AC 30 °C 时 NO 转化率为 70%,90 °C 降至最低,为 30%,而后,随温度的升高, NO 转化率显著提高,150 °C 时增至 73%,180 °C 时 NO 转化率超过 90%^[1]。因此活性炭负载 CuO 所制

备的催化剂在工业燃煤烟气适宜的脱氮温度窗口具有高的催化活性。

另外,由于 AC 是一个复杂的载体,表面含有丰富的含氧、氮等官能团,对其进行不同的处理,可改变表面官能团的种类和数量,进而影响其与活性组分的相互作用。刘守军还进一步研究了对活性炭进行预处理对催化性能的影响,活性炭载体经硫酸处理制备的 CuO/AC,比硝酸处理制备的 CuO/AC 对 NO 转化率低,未处理 AC 制备的 CuO/AC 催化活性介于前二者之间。J Pasel 等也对比研究了活性炭负载过渡金属氧化物 Fe_2O_3 、 Cr_2O_3 、CuO 的低温催化还原 NO_x 性能。对活性炭进行预氧化处理,负载不同质量的活性组分后进行性能评价。3 种都表现出很高的催化脱氮性能,尤其是 $\text{Fe}_2\text{O}_3/\text{AC}$,负载量为 10% 时,在 140~340 °C 范围内,对 NO 的转化达 100%。并详细考察他们对 N_2 的选择性, $\text{Fe}_2\text{O}_3/\text{AC}$ 对 N_2 选择性几乎达到 100%,而 $\text{Cr}_2\text{O}_3/\text{AC}$ 对 N_2 的选择性较差,CuO/AC 对 N_2 的选择性介于 $\text{Cr}_2\text{O}_3/\text{AC}$ 和 $\text{Fe}_2\text{O}_3/\text{AC}$ 之间^[2]。Gregorio Marban 等研究了 Mn_3O_4 负载在活性炭上制备的催化剂,该催化剂在低温 125 °C 下就表现出较好的 SCR 性能,同时也考查了还原气 NH_3 在 SCR 中的作用^[3]。

虽然 CuO/AC、 $\text{Fe}_2\text{O}_3/\text{AC}$ 、 $\text{Cr}_2\text{O}_3/\text{AC}$ 已经表现出很好的低温 SCR 性能,但会受到 SO_2 中毒,所以黄张根、Z P Zhu 等^{[45][52][5]} 进一步研究活性炭为载体的 $\text{V}_2\text{O}_5/\text{AC}$ 催化剂,对活性炭载体预处理、焙烧温度、

SO₂、H₂O 的影响等都做了详细的研究。结果表明 400~600 °C 焙烧,浓硝酸预氧化,负载量为 1%V₂O₅ 的催化剂脱氮性能最好,250 °C 对 NO 的转化率为 73%,加入 SO₂ 后其可以达到 93%。

综合目前为止研究的活性炭为载体的低温 SCR 催化剂,可以看出,Fe 催化剂的脱氮性能最好,而抗 SO₂ 中毒的催化剂是 V 催化剂,黄张根等研究表明,SO₂ 催化反应有促进作用是因为有 SO₂ 时,氧化后催化剂上形成了 SO₄²⁻,催化剂表面形成更多的酸性位,有利于 NH₃ 的吸附^{[4][50]}。值得注意的是 Z P Zhu 等认为,低温 SO₂ 存在情况下,硫酸铵盐在催化剂表面和 NO 反应,避免了硫酸铵盐的沉积,从而避免硫酸铵盐堵塞催化剂孔道,这也是 SO₂ 对催化活性产生有促进作用的原因所在^[6-7]。在 SO₂ 存在时,对催化性能有影响的是硫酸铵盐与 NO 的反应而不是其分解,低温下硫酸铵盐在 V₂O₅/AC 上比在 V₂O₅/TiO₂ 上更易分解,活性炭对硫酸铵盐的分解起到了促进作用,所以 SO₂ 对一定量的钒负载量的催化剂没有毒害作用,只是当钒含量过大时,由于钒是 SO₂ 的强催化剂导致过量硫酸铵盐生成,硫酸铵盐与 NO 的反应分解和其生成不能达到平衡,才会导致催化剂中毒^[8-9]。

2 活性炭纤维为载体的催化剂及其 SCR 性能

活性炭纤维(ACF)和活性炭相比,不仅具有高的比表面积和外表面积,而且独特的微孔结构直接分布于固体表面,使吸附质分子不需穿过大孔、中孔而直接到达微孔的吸附部位,缩短了吸附行程,吸附速率很快,大量微孔得到充分利用,效率较高,是一种良好的吸附剂^[10]。同时,它还是一种很好的催化剂,在低温下可以把 NO 氧化成 NO₂,在有水的情况下转变成硝酸;另外,它还具有还原能力,可以直接将 NO_x 还原为 N₂^[11]。

中山大学陆耘等人初步研究了以 ACF 为载体,以 NH₃ 作还原剂对 NO 反应的催化效果,分别研究了以 Cu(NO₃)₂、Ni((NO₃)₂ 和 Cu(NO₃)₂-Co(NO₃)₂ 复合物为前驱体的铜系催化剂、镍系催化剂和铜钴系催化剂,模拟工业烟气,考察其脱氮效率。实验结果表明:CuO/ACF 在 150 °C 时 NO 转化率可以达到 70%^[12];NiO/ACF,低温下的催化效果没有铜系催化剂好,200 °C 时 NO 转化率只有 30%,且温度升高催化活性迅速增大^[13];对于 CuO-CoO/ACF 复合催化剂,2 组分存在协同效应,和单组分催化剂相比,具有较

高的催化活性,NO 转化率 250 °C 左右可高达 94%,而且具有更宽的反应温度窗口^[14]。

Gregorio Marban 等以 ACF 为载体,以 Ni(NO₃)₂、Cr(NO₃)₂、Fe(NO₃)₂、NH₄VO₃、Mn(C₂H₃O₂)₂ 为活性组分前驱体制备催化剂,并催化剂用浓硝酸处理,基于相同的金属含量进行催化剂性能比较,表明:活性顺序为 Fe > Mn > V > Cr > Ni,同时他们也研究了 SO₂、H₂O 对催化性能的影响,结果表明:受 SO₂ 中毒的顺序为:Mn > Fe > Cr,V 催化剂几乎不中毒,H₂O 的加入对 5 种催化剂的催化性能都有抑制作用^[15]。

不同的 ACF 低温 SCR 的性能也不同,J Muniz 等研究了 PAN-ACF(聚丙烯酰胺基 ACF)、沥青基 ACF、酚醛基 ACF 的低温 SCR 性能以及不同的预处理对 3 种 ACF 的性能影响,PAN-ACF 较沥青基 ACF 和酚醛基 ACF 具有较好的脱氮性能,沥青基 ACF、酚醛基 ACF 的脱氮性能受不同预处理的影响不大,而 PAN-ACF 在不同的预处理条件下表现出较大差异:氨处理和氨-空气处理的 PAN-ACF 比未处理 ACF 的含氮量和表面碱度都增加,对 NO 的转化率也有所提高,先硝酸氧化再氨活化的 PAN-ACF 较未处理的 ACF 比表面积大大减小,但是对 NO 的转化率提高最大,说明氧化处理后 ACF 表面带有更多的含氧官能团,而更多含氧官能团可以吸附更多 NH₃,提高了脱氮性能,同时也说明 ACF 脱氮性能更多的取决于 ACF 的表面化学性质而不是表面积^[16]。

3 炭成型物整体式催化剂及其 SCR 性能

活性炭通常呈粉末状或颗粒状。受外观形态的限制,在一些特殊的气相吸附领域的应用受到限制。活性炭纤维成型性能好、使用方便,能弥补这方面的不足。但由于它的原料价格较高、制造工序复杂、成本高,因此缺少实用价值,难于普及^[17]。为了开发成型性能好、使用方便并且价格便宜的活性炭新材料,国外在活性炭成型物方面进行了不少研究,日本尤其活跃。在目前所研究开发的一些活性炭成型物的制造方法中,通常是把活性炭或其它含碳材料,与胶粘剂、纤维质基材或其它材料进行混合成型,而后进行炭化处理,最后得到布状、毡状、波纹板状、蜂巢状或多孔陶瓷状等外观形态多种多样的活性炭成型物^[18]。

鉴于此,Spain 的 Gregorio Mabarn、Teresa Valde、E.Garcia-Bordeje 等着手研究低温 SCR,提出了一种全新的催化剂制备方法,该方法不是直接采用活性

炭或者活性炭纤维,而是采样活性炭成型物的方法,制成碳的蜂窝状陶瓷或堇青石整体式载体,制备好的载体用含活性组分前驱体的溶液浸渍,负载上金属氧化物。

E Garcia-Bordeje 等首先研究的是 $\text{MnO}_x/\text{碳}$ - 蜂窝状陶瓷整体式催化剂,载体的制备方法是:先将蜂窝陶瓷浸泡在酚醛清漆树脂中,快速旋转搅拌去除多余的树脂,然后使得在空气中凝固,再在 N_2 保护下高温炭化,根据所需要的含碳量可以重复以上步骤,接下来,经过活化、浓硝酸氧化处理后即得催化剂载体^[19]。制备好的载体再经过 Na^+ 交换处理、乙酸锰溶液浸渍、去离子水洗、干燥、焙烧等过程制得催化剂,该催化剂在空速 $4\,000\text{ h}^{-1}$, $150\text{ }^\circ\text{C}$ 时 NH_3 选择催化还原 NO 的转化率是 $60\%\sim 70\%$,温度升高转化率增大,但是选择性有所降低,对载体进行氧化, Na^+ 交换等处理可以提高催化活性,使得 NO 转化率 $150\text{ }^\circ\text{C}$ 达到 73% ^[20]。

考虑到 $\text{MnO}_x/\text{碳}$ - 陶瓷蜂窝状整体式催化剂易受 SO_2 中毒, E Garcia-Bordeje 等又采用相似的方法制备 $\text{V}_2\text{O}_5/\text{碳}$ - 堇青石整体式催化剂,不同的是碳的前驱体改用 2 种高分子混合物,一种高分子受热分解不留下残余物,另一种高分子高温下分解可以形成带有特殊孔隙的碳,具体采用的高分子分别为聚氧乙烯乙二醇(PEG)和呋喃树脂^[21]。试验结果表明钒催化剂比锰催化剂表现出更高的催化活性,同时一定负载量的钒催化剂也抗 SO_2 中毒^[22],该催化剂的单位原子钒催化转化 NO 的频率(TOF)比同样负载量的 $\text{V}_2\text{O}_5/\text{TiO}_2$ 低,但是 $\text{V}_2\text{O}_5/\text{碳}$ - 堇青石的 TOF 几乎不受钒负载量的影响,且和 $\text{V}_2\text{O}_5/\text{TiO}_2$ 相比具有以下优点:低温下前者不受 SO_2 中毒;比表面积较大,使得单位质量的载体负载活性组分的量更多,是具有发展前景的低温 SCR 催化剂^[23]。和 Z P Zhu 等研究的结果一致,水同样对催化活性起抑制作用。

4 小结

对 3 种不同载体的催化剂 SCR 性能,比较如表 1、表 2。其中: P_{NO} 为 NO 分压, P_{O_2} 为 O_2 分压, K_c 是单位质量的催化剂对 NO 的反应速率常数。 K_c 越大表明转化率越大。

可以看出,活性组分为锰和钒时,碳成型物都表现出比活性炭和活性炭纤维更好的催化活性,这是由于碳成型物采用了特殊的载体制备方法,使得活

表 1 3 种碳载体的钒催化剂比较

T °C	P_{NO} Pa	P_{O_2} Pa	$K_c \times 10^9$ $\text{mol}/(\text{g} \cdot \text{s} \cdot \text{Pa})$	前驱体	催化剂 载体	数据来源
150	51	15 000	5.6	NH_4VO_3	AC	[4]
125	51	3 000	7.2	NH_4VO_3	碳成形物	[21]
150	71	3 000	8.3	NH_4VO_3	ACF	[15]
150	71	3 000	9.1	NH_4VO_3	碳成形物	[21]
150	51	3 000	10.4	NH_4VO_3	碳成形物	[21]
150	21	3 000	15.7	NH_4VO_3	碳成形物	[21]

表 2 3 种碳载体的锰催化剂比较

T °C	P_{NO} Pa	P_{O_2} Pa	$K_c \times 10^9$ $\text{mol}/(\text{g} \cdot \text{s} \cdot \text{Pa})$	前驱体	催化剂 载体	数据来源
150	71	3 000	9	$\text{Mn}(\text{CH}_3\text{CO}_2)_2$	ACF	[5]
150	71	3 000	16.2	$\text{Mn}(\text{CH}_3\text{CO}_2)_2$	碳成形物	[21]
127	51	2 000	17	$\text{Mn}(\text{NO}_3)_2$	AC	[23]
150	51	3 000	20.9	$\text{Mn}(\text{CH}_3\text{CO}_2)_2$	碳成形物	[21]
175	71	3 000	34.8	$\text{Mn}(\text{CH}_3\text{CO}_2)_2$	碳成形物	[21]

性组分在碳表面分布更好。另外,3 种钒催化剂都抗 SO_2 中毒, SO_2 不仅没有使催化剂中毒,相反是对整个催化反应有促进作用, Z P Zhu 等提出可能的机理是在钒表面 SO_2 被 O_2 氧化为 SO_3 , 形成的 SO_3 转移到载体碳表面形成硫酸物种, 该硫酸物种充当新的酸性位,大大提高了对 NH_3 的吸附。

H_2O 的存在对所有催化性能有抑制作用, 因为 H_2O 和 NH_3 在 Lewis 酸位上存在竞争吸附, 导致还原剂 NH_3 的吸附受到限制,从而在一定程度上影响 SCR 催化剂的活性。在 SO_2 共存情况下, H_2O 的存在导致硫酸铵盐在催化剂表面的过量沉积, 造成催化剂孔道堵塞,比表面积减小,催化剂失活。

5 低温 SCR 技术展望

目前工业使用的烟气脱氮 SCR 技术虽然成熟,脱硝效率高,但其投资和运行费用亦很高,成为限制 SCR 发展应用的主要原因。处于研究阶段的低温 SCR 技术将会使该技术整体成本降低,可以从 SCR 催化剂活性组分和载体 2 方面进一步研究:

1) 对于活性组分:目前大多是 V_2O_5 , 稀土元素电子结构中 5 d 轨道是空的, 提供了良好的电子转移轨道,可作为“催化作用”的电子转移站。决定了稀土元素及其化合物具有较高的催化活性,所以今后活性组分可以向稀土元素进一步深入研究。

2) 对于催化剂载体:目前低温载体集中在含碳

载体,以碳形式存在的载体还要从表面改性,良好的比表面和孔结构等方面进一步研究。

结合上述 2 方面,在优化催化剂 SCR 性能同时,要进一步研究解决水抑制 SCR 反应催化性能的问题。

对碳来讲,非常值得关注的是纳米级的碳同素异形体:碳纳米管。碳纳米管具有独特的结构和奇特的物理化学特性,具有潜在的应用前景。碳纳米管特别是单壁碳纳米管,构成它的碳原子基本都处在表面位置,是同时具有表面和裏面的物质,具有较大的比表面积和很强的吸附特性,加上其独特的电子结构和孔腔结构,可直接用于催化剂载体^[24-25],一些研究表明在 3 种载体(γ - Al_2O_3 , 活性炭,碳纳米管)上负载同样的活性组分时以碳纳米管为载体制的催化剂表现出的活性远高于其它 2 种载体,且有更好的热稳定性^[26]。另外,碳纳米管具有疏水性, H_2O 的存在对其可能没有抑制作用。所以,有必要对碳纳米管低温催化还原氮氧化物进行试验研究。

6 参考文献

- [1] Z P Zhu, Z Y Liu, S J Liu. NO reduction with NH_3 over activated carbon supported copper oxide catalysts at low temperature[J]. Applied Catalysis B Environmental, 2000, 26: 25–35.
- [2] J Paset, P Kabner, B Montanari. Transition metal oxides supported on carbons as low temperature catalysts for the selective catalytic reduction (SCR) of NO with NH_3 [J]. Applied Catalysis B Environmental, 1998, 18: 199–213.
- [3] Gregorio Marban, Teresa Valdes, Antonio B Fuertes. Mechanism of low-temperature selective reduction of NO with NH_3 over carbon-supported Mn_3O_4 : role of surface NH_3 species: SCR mechanism[J]. Journal of Catalysis, 2004, 226: 138–155.
- [4] 黄张根, 朱珍平, 刘振宇, 等. $\text{V}_2\text{O}_5/\text{AC}$ 催化剂对氨还原 NO 的研究[J]. 环境化学, 2002, 21(5): 448–453.
- [5] Z P Zhu, Z Y Liu, S J Liu. A novel carbon-supported vanadium oxide catalysis for NO reduction with NH_3 at low temperatures[J]. Applied Catalysis B, 1999, 23: 229–233.
- [6] Z G Huang, Z P Zhu, Z Y Liu. Formation and reaction of ammonia sulfate salts on $\text{V}_2\text{O}_5/\text{AC}$ catalysis during selective catalytic reduction oxide by ammonia[J]. Journal of Catalysis, 2003, 214: 213–219.
- [7] Z P Zhu, Z Y Liu, H X Niu. Promotion effect of SO_2 on the activated carbon supported Vanadia catalyst for NO reduction by NH_3 at low temperatures[J]. Journal of Catalysis, 1998, 87: 245–248.
- [8] Z P Zhu, Z Y Liu, H X Niu. Mechanism of SO_2 promotion for NO reduction with NH_3 over activated carbon-supported Vanadium oxide catalyst[J]. Journal of Catalysis, 2001, 197: 6–16.
- [9] Z P Zhu, H X Niu, Z Y Liu. Decomposition and reactivity of NH_4HSO_4 on the $\text{V}_2\text{O}_5/\text{AC}$ catalysis used for NO reduction with ammonia[J]. Journal of Catalysis, 2000, 195: 268–278.
- [10] 贺福, 王茂章. 碳纤维及其复合材料[M]. 北京: 科学出版社, 1995: 113–149.
- [11] 张鹏宇, 杨巧云, 许绿丝, 等. 活性炭纤维低温吸附氧化 NO 的试验研究[J]. 电力环境保护, 2004, 20(2): 25–28.
- [12] 陆耘, 陈移山, 符若云. 活性炭纤维为载体的催化剂对 NO 的催化还原作用一、铜系催化剂[J]. 离子交换与吸附, 1994, 10(1): 24–32.
- [13] 陆耘, 陈移山, 符若云. 活性炭纤维为载体的催化剂对 NO 的催化还原作用二、镍系催化剂[J]. 离子交换与吸附, 1994, 10(1): 41–48.
- [14] 陆耘, 陈移山, 符若云. 活性炭纤维为载体的催化剂对 NO 的催化还原作用三、铜-钴系催化剂[J]. 离子交换与吸附, 1994, 10(2): 119–126.
- [15] Gregorio Mabarn, Raquel Autuna, Antonio B Fuertes. Low temperature SCR of NO_x with NH_3 over activated carbon fiber composites-supported metal oxides[J]. Applied Catalysis B, 2003, 41: 323–338.
- [16] J Muniz, G Maban, A B Fuertes. Low temperature selective catalytic reduction of NO over modified activated carbon fibers[J]. Applied Catalysis B, 2000, 27: 27–36.
- [17] 高尚愚, 左宋林, 周建斌. 几种活性炭的常规性质及孔隙性质的研究[J]. 林产化学与工业, 1999, 19(1): 17–22.
- [18] Denisa Hulicova, Asao Oya. The polymer blend technique as a method for designing fine carbon materials[J]. Carbon, 2003, 41: 1443–1450.
- [19] E Garcia-Bordeje, F Kapteijn, J A Moulijn. Preparation and characterization aspect of carbon-coated monoliths[J]. Catalysis Today, 2001, 69: 357–363.
- [20] Teresa Valdes-Solis, Gregorio Marban, Antonio B Fuertes. Low-temperature SCR of NH_3 over carbon-ceramic cellular monolith-supported manganese oxides[J]. Catalysis Today, 2001, 69: 259–264.
- [21] E Garcia-Bordeje, F Kapteijn, J A Moulijn. Preparation and characterisation of carbon-coated monoliths for catalyst[J]. Carbon, 2002, 40: 1079–1088.
- [22] Teresa Valdes-Solis, Gregorio Marban, Antonio B Fuertes. Low temperature SCR of NO_x with NH_3 over carbon-ceramic supported catalysts[J]. Applied Catalysis, 2003, 46: 261–271.
- [23] E Garcia-Bordeje, M J Lazaro, R Moliner, et al. Sotres. Structure of Vanadium oxide supported on mesoporous carbon-coated monoliths and relationship with its catalytic performance in the SCR of NO at low temperature[J]. Journal of

农田氮素流失对水环境污染及防治研究进展*

宁建凤 邹献中 杨少海 黄庆 魏 岚

(广东农业科学院土壤肥料研究所, 广州 510640)

摘 要 氮是造成水体富营养化的主要元素之一,农田氮素流失是水环境氮污染的主要来源。文章从农田氮素对水环境污染途径、氮污染控制模型、污染控制措施等方面对当前国内外水环境氮污染防治进行概述。综合国内外农田氮流失污染防治措施的成功经验提出:加强农田养分管理,利用平衡施肥技术,推广施用控释、缓释肥料,改进施肥方式,从污染源头控制和减少氮素流失;同时,充分利用生态工程技术,建立人工湿地、植被过滤带、多水塘系统,改变或切断氮污染物的传播途径是控制农田氮素对水环境污染的有效措施。

关键词 水体污染 氮素 生态工程

我国水资源人均占有量仅为世界人均占有量的 1/4, 水体污染加剧了水资源短缺。诸多研究表明, 面源污染已成为全球范围内水环境污染的第一因素, 其中以农业面源污染最为普遍。氮是植物生长发育的必需营养元素之一, 但是化学氮肥的不合理施用导致氮素通过各种途径损失于环境中, 尤其是农田氮素流失引起的面源污染, 对水环境造成了严重影响。丹麦 270 条河流 94% 的氮负荷由面源污染引起^[1]; 在荷兰, 来自农田的氮负荷占水环境污染总量的 60%^[2]; 在英、法等国氮素流失已成为水体污染的主要成因^[3,5,7]。在我国, 根据对我国 25 个湖泊水环境现状的调查, 水体全氮均超过了富营养化指标, 氮、磷富营养化逐渐成为我国水污染的核心问题^[4]。国外关于氮素面源污染的研究始于 20 世纪 60 年代, 主要针对氮污染的发生、影响因子及负荷量模拟与模型的研究, 历史较长。近年来, 趋向于控制方法和管理政策的研究, 主要涉及滨岸流域管理、农田养分管理、化肥农药管理等, 在试验研究的基础上, 发展环境友好型农业生产技术代替原有技术, 在各主要水域和水源保护区研究和制定限定性农业生产技术标准, 取得了一定的成效^[5]。我国对于面源污染的研究始于 20 世纪 80 年代, 与国外发达国家相比, 研究范围较窄, 目前虽然在养分管理措施上取得了显著进展, 但仍没有一个特别有效的解决方案。本文基于水环境农田氮素面源污

染的日趋严重性和污染防治的紧迫性, 结合国内外相关研究, 从农田氮素流失途径、氮污染控制模型研究及防治措施等方面作一概述, 以期在水环境氮素污染与防治的深入研究提供借鉴。

1 农田氮素对水环境主要污染途径

淋溶损失和地表径流是农田氮素污染水体的 2 种基本途径, 在一些国家和地区, 氮主要通过淋溶作用对水体造成污染^[6]。

1.1 氮素地表径流作用

土壤氮随天然降水和不当的灌溉形成的地表径流进入地表水体, 造成土壤氮养分损失和水环境污染。地表径流引起的氮素损失主要分为 2 种, 即土壤全氮和土壤可溶性氮的损失。研究表明, 美国因地表径流损失的农田氮素为 450 万 t/a, 其中 57% 的湖泊氮污染是由径流流失引起的; 前苏联因地表径流造成的土壤全氮损失达 300 万 t/a, 溶解氮损失达 46 万 t/a^[7]; 在我国, 上海市 1991 年仅西部松江、金山、青浦地区农田径流中的溶解性养分流失就有 9 800 t, 占全年化肥施用量的 15%^[8]。氮肥的施用方法、肥料品种、坡度、降雨强度、覆盖度、土壤条件等都是影响农田氮素径流输出的关键因素。研究表明, 施肥量提高、农田坡度增加、翻耕深度增大都会加剧土壤氮素流失, 而在相同氮素投

注: * 基金项目: 广东省水利科技重点攻关计划(2005-03)
收稿日期: 2006-11-17, 修改稿收到日期: 2006-12-01

入的条件下,与常规氮肥相比施用包膜控释氮肥可以降低 20%~30%的氮素流失量^{[9][40, [10]]}; 张兴昌等^[11]

的研究表明(见表 1),植被覆盖度有效地减少土壤侵蚀和全氮的流失,却能增加土壤矿质氮的流失。

表 1 不同植被覆盖度对氮素流失的影响

t/km

植被覆盖度 /%	径流量 /m ³ ·km ²	径流矿质氮流失			泥沙有机质和全氮流失		
		NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	NH ₄ ⁺ +NO ₃ ⁻	侵蚀量	有机质	TN
60	40 715	0.087 08	0.085 50	0.150 9	642.8	15.67	0.81
40	45 666	0.044 31	0.074 05	0.118 4	883.4	24.02	1.18
20	46 315	0.025 16	0.063 95	0.089 1	1 520.0	44.68	1.98
0	50 145	0.013 71	0.056 23	0.069 9	7 449.0	164.87	7.52

1.2 氮素淋溶作用

氮素的淋溶损失是指土壤中的氮随水向下移动至根系活动层以下,从而不能被作物根系吸收所造成的氮素损失。淋溶作用是一种累进的过程,在当季未被淋溶的氮以后可继续下移而损失,已淋溶的氮在此后的旱季中又可随水分的向上移动而重新进入根系活动层供作物吸收利用^[12]。硝态氮的淋溶作用是地表水体氮污染的基本途径之一^[13]。研究表明,农田中不论所施氮肥形态如何,向下淋失的氮化合物均以硝态氮(NO₃⁻-N)为主。据报道,在最佳管理措施和适宜的氮肥施用量条件下,玉米灌溉后 NO₃⁻-N 淋溶量约为41%,鸭茅约为 27.9%,小麦淋失范围在 32% ± 28%之间^[14];Legg 等认为,发生硝态氮淋失须具备 2 个先决条件:土壤中 NO₃⁻-N 含量高和有足够下渗的水将 NO₃⁻-N 淋失到根区以下,特别是当大量硝态氮肥或铵态氮肥施于作物生长早期或当作物根系处于非常活跃期,以及当降雨量大或作物被过量灌溉时,淋溶流失尤其大^[15]。氮淋失量与种植制度、肥料种类、施肥量、施肥方法、灌水量及土壤质地密切相关,其中耕作和施肥是导致硝态氮产生污染的 2 个重要因素^[16-17]。由表 2^{[9][40]}中可以看出,土壤氮淋溶量与施肥量呈近似直线的正相关($r=0.984\ 7, y=16.222+0.136x$),即每增施 1 kg 氮素,氮的淋溶量增加 0.136 kg。另外,土壤 pH 值影响氮的淋溶损失。Sarah 等的研究表明^[18],降低土壤 pH 值能明显降低农田和草地土壤水中 NO₃⁻-N 浓度,原因是在低 pH 值环境下,氮的硝化作用被抑制,从而促进了土壤中 NH₄⁺-N 的累积,减少了 NO₃⁻-N 淋溶损失。在某种程度上,农田硝态氮的淋溶损失无法避免,试验表明,即使在没有氮肥施用的情况下,通过淋溶损失的氮大约为 10 kg/(a·hm²)^[19]。

表 2 不同土壤和施肥量对氮素淋溶和径流流失的影响

土 壤	施氮量 kg/hm ²	氮淋溶 总 量 kg/hm ²	肥料氮 淋溶量 %	氮 径 流 流失总量 kg/hm ²	肥料氮径 流流失量 %
砂壤土	80	23.1	16.3	110.2	28.3
	160	43.2	18.1	135.7	49.3
	450	76.5	30.2	312.5	64.7
壤 土	80	24.3	4.3	93.2	33.3
	160	16.8	5.6	145.0	44.4
	450	42.6	21.0	361.0	68.4

2 氮污染控制模型研究

当前,对氮素流失进行量化研究最为有效和直接的方法是建立模型,进行时间和空间序列上的模拟。我国从 20 世纪 80 年代逐渐开展了氮素流失模型的研究,王季震等^[20]研究了一维饱和-非饱和土壤中氮素(NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N)迁移转化的数值模拟,包括氮素径流损失模型、氮素淋失模型、氮素气态损失模型和氮素平衡模型等;在模型应用研究方面,张思聪等^[21]在长期田间试验的基础上,应用 LEACHM 数学模型,对灌溉施肥条件下氮素在土壤中的迁移转化,尤其是对根区以下硝态氮的渗漏损失及其影响因素进行了分析研究。冯绍元^[22]采用二维饱和-非饱和土壤氮素转化运移模型进行了旱作大田排水条件下化肥流失计算,由于需要较小的时间步长,应用于长时间氮素流失计算,将耗费大量机时,尚有一定困难。而国外在对土壤氮素迁移、转化及淋失模型方面的研究较系统和深入,如 ANIMO,DAISY,SUNDIAL,CANDY,DNDC,RZWQM 等模型均能较全面地描述氮素各转化形态,可分析对大气、水体的影响^[23]。其中,SOIL-N 是关于土壤氮

素养分的一个机理性模拟模型,计算随时间变化从根带流入排水管道或地下水中的氮素淋溶量^[24];RZWQM 模型的特点是能模拟不同农业管理措施及其对水质和作物产量的影响,模型详细地模拟了硝酸盐的淋失过程^[25]。在草原氮素管理措施中,一种新型的农业生态系统氮流失风险预测机制($I_{N\text{ losses}}$)被应用于氮流失对于大气和水体污染风险评价^[26]。 $I_{N\text{ losses}}$ 的数值取决于 4 个子指标,即 I_{NH_3} 、 $I_{\text{N}_2\text{O}}$ 、 I_{NO} 和 $I_{\text{NO}_3^-}$ 测定值的最小值,同时提供了 NH_3 、 N_2O 和 NO 对大气及 NO_3^- 对水体产生污染的风险情况。综上所述,氮素流失模型的构建和发展使农田系统氮的循环转化研究更加深入,但是由于这些模型在实际应用过程中存在模型参数求算过程的不确定性、测定资料的不确定性以及过程间相互作用的不确定性等问题^[27],使得模型的应用有一定的局限性。

3 农田氮素污染防治措施

水环境农田氮素面源污染的防治应从流域角度探讨流域开发与水环境质量的关系,首先是发展生态农业技术,追踪污染物来源,加强农田养分管理,从污染源头控制和减少氮素流失;同时,又要注重生态农业战略措施的实施,在污染治理的控制技术上充分利用生态工程措施,改变或切断氮污染物的传播途径,建立可持续发展的农田生态体系。

3.1 农田养分管理

平衡施肥、养分控施技术的运用、施肥种类的多样化以及施肥方式的科学化是农田养分管理计划的关键环节^[28],也是发达国家控制农田面源污染的主要技术之一。

3.1.1 平衡施肥

平衡施肥,即有机肥与无机肥平衡施用;氮、磷、钾素平衡施用;大量元素与中微量元素平衡施用。根据历年土壤质量、肥料运筹试验及作物需肥特性,在施用有机肥的基础上,调整不合理的施肥结构,建立平衡配套施肥模式,提高肥料利用率;控制和减少氮肥总量,增加磷、钾肥用量,协调氮、磷、钾施用比例,同时配施硅、锌、硼等中微量元素肥料;针对当前有机肥用量偏少的施肥现状,增加有机肥的投入,使有机肥与无机肥搭配施用,减少化肥施用量,降低养分流失的风险性。谢红梅等^[29]的研究表明,合理施用有机肥猪粪对土体 NO_3^- -N 淋失有一定固持作用,

阻碍了 NO_3^- -N 向下迁移。

3.1.2 控释、缓释肥料施用

肥料的控释或缓释技术是在平衡施肥的静态平衡基础上使养分平衡由静态扩展到动态、由横向扩展到纵向,使养分平衡的实施更完全。控释肥具有养分有效供应期长、利用率高等突出特点,生产上使用控释肥能明显减少施肥次数、降低肥料用量,减轻养分流失对环境的污染^[30]。徐培智等^[31]的研究表明,施用水稻缓释、控释肥显著降低氮、磷肥料的养分施用量,与常规分次施肥比较,早晚造平均减少氮素用量 26.5%、磷素 19.3%,表明水稻缓释、控释肥不但显著减少肥料资源的浪费,而且减少了肥料养分流失造成的污染;徐明岗等^[32]研究发现施用不同控释氮肥,稻田表层土和表面水的氨氮含量极显著地低于常规氮肥(尿素)。目前,国外的控释肥料大多用于农作物、蔬菜及草坪^[358],而我国的研究处于起步阶段,还有很大的发展潜力。

3.1.3 改进施肥方式

根据作物种类、需肥特性,结合当地土壤肥力特点,选择测土配方施肥、叶面施肥、分次施肥、定点施肥等施肥方式,将常规肥与生物肥相结合,可有效地提高化肥利用率。据有关学者在苏南太湖流域研究发现,分次施肥能促进水稻对土壤氮素的吸收,当施肥量相同时,水稻对氮的利用率随施用次数增加而提高^[33]。

3.2 养分迁移途径的生态控制

植被过滤带、人工湿地、多水塘等生态工程是近年来发展起来的被认为是控制面源污染的有效措施,在国内外广泛应用^{[34,36,38],[35]521,[37]229}。

3.2.1 植被过滤带

植被过滤带,亦称缓冲带,它指利用永久性植被拦截污染物或有害物质的条带状、受保护的陆地^[39]。缓冲带可以通过一系列的物理、生物及生物化学过程实现对氮素的截留转化。地表径流中的氮素主要通过物理过程的沉积和渗透实现截留;渗透到深层土壤中的氮素可以通过一系列过程,如植物的吸收、微生物的固定、反硝化作用以及土壤吸附等实现截留转化,其中,反硝化是去除地表水中养分的最关键过程^[40]。Pinay 等^[41]证实了在夏、秋季,反硝化作用和植物吸收能共同移去地表水中的硝态氮,而在冬季和春季,地表水中的硝态氮主要是通过反硝化作用去

除掉。Hefting 等^{[35][524]}研究发现,当地表水流经滨岸缓冲区后,地表水硝态氮含量降低了 95%。

3.2.2 人工湿地系统

由漂浮植物池、沉水植物池、挺水植物池以及草滤带组成的人工湿地,是 1 个独特的土壤-植物-微生物系统,是农田与水体之间的 1 个过渡带,对氮、磷、有机物等具有较好的吸收、吸附以及物理沉降作用,可以有效地控制农田径流污染。在湿地生态系统中,水生植物的好氧环境使 NH_4^+ 在根系区域可发生硝化反应转变为 NO_3^- -N。湿地对 NO_3^- -N 有很高的净化效果,这种净化主要发生在湿地边缘 10~20 m 的范围内,靠反硝化作用、植物吸收和下渗作用去除。靠植物去除氮必须及时收获快速生长的水生植物,才能阻止氮在系统中的循环;而反硝化作用是湿地生态系统永久性地消除氮的唯一自然过程,也是去除 NO_3^- -N 的一条主要途径,湿地中的最高反硝化率可达 $0.28\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ ^[42]。刘文祥^[43]的研究表明,人工湿地工程对农业面源污染物中总氮去除率达 60%;利用香蒲、灯心草人工湿地净化城镇污水,出水水质总体上达到国家Ⅱ、Ⅲ类地表水标准:灯心草湿地对人工污水中凯氏氮、总磷、化学耗氧量去除率为 82.7%~99.7%;正常条件下,香蒲湿地夏季对凯氏氮、氨氮的去除率在 96%以上^[44]。表 3^[45]说明了人

表 3 人工湿地中的氮去除机理

机理		备注
物理	沉积	固体物质的重力沉淀,通常对湿地中氮去除的影响很小
	挥发	氨气从湿地挥发,pH 值是影响湿地中氨氮挥发的重要因素
化学	吸附	氨氮吸附通常是快速可逆的,并非湿地中氮去除的长期显著途径
生物	微生物作用	氨化和硝化/反硝化去氮量通常较显著
	植物吸收	适宜条件下植物摄取的氮量较显著

工湿地系统去除氮的几种主要过程。

3.2.3 多水塘系统

多水塘系统利用农田-沟渠-水塘独特的景观结构改变养分的运移形态以及运移途径,使养分在农业生态系统中循环利用,减少面源污染物的输出。利用多水塘系统控制农业面源污染的主要方法是修建暴雨滞留池^[46]。这些水塘的特点是:不断地与河流进行水分、养分的交换;使流速降低,悬浮物得

到沉降;增加水流与生物膜的接触时间等。表 4^[47]中,水塘对于雨水和总氮、总磷的截留率平均高于 90%。水塘对雨水和农田地表径流氮、磷营养盐的截留,使水和营养盐能在陆地生态系统中多次循环利用,为农业面源污染控制提供了一个有效的措施。瑞典从 1987~1994 年开展了大规模的面源氮污染控制研究,发现水塘的除氮效果很好;在我国南方大部分农业区域,过去就存在着许多水塘用来拦截雨水灌溉农田^{[37][230]}。

表 4 水塘对雨水和农田营养盐的截留率 %

降雨量/mm	雨水	总氮	总磷
78.3	97.5	99.9	99.5
114	78.8	97.4	97.4
30	85.0	96.9	96.0
35	82.1	97.8	91.7
24	100.0	100.0	100.0
28	100.0	100.0	100.0
平均	51.55	90.57	98.67
		97.43	

4 结语

农田氮素面源污染是一个复杂而缓慢的过程,由于其具有随机性、广泛性、滞后性、模糊性、潜伏性等特点,使其在研究和控制方面存在一定难度。目前,虽然从污染物产生源头和污染途径进行控制取得了一定的效果,但水环境面源污染形势依然严峻,主要问题如下:首先,我国当前在包括氮素在内的农业面源污染控制研究方面存在诸多问题,如科技基础性工作严重不足,缺乏适合我国农村和农民条件的农田施肥技术、在污染源头控制行动计划的资金投入方面不足以及相应的监督和奖惩机制不健全等^[48];其次,国内外氮素面源污染模型中研究型的多、应用型的少,经验型的多、机理型的少;再次,人工湿地系统在蓄存面源污染物的同时,本身的生态效益也在降低,人工沉积塘在暴雨过程中截污效果的下降也说明人们利用湿地等自然景观截污时带有一定的黑匣子效应,缺乏对它们截污机理的深刻认识和设计标准的明确规定^[49]。

基于农田面源污染控制存在的主要问题,在控制源头污染的同时,利用生物杂交、生物遗传技术培养高产、抗病、固氮作物,提高氮肥利用率,降低氮肥投入,从而减少农业生态系统的养分流失对水环境

的污染;加强氮污染控制模型的实际应用研究,提高农田氮素面源污染风险预测及分析能力;加强氮污染物迁移转化机理研究,针对人工湿地、植被过滤带以及多水塘等生态工程的污染物截留机理等尤待进行深入探讨。

5 参考文献

- [1] Kronvang B, Grsboll P, Larsen S E, et al. Diffuse nutrient losses in denmark[J]. *Water Science and Technology*, 1996, 33(4/5): 81-88.
- [2] Boers P C M. Nutrient emissions from agriculture in the netherlands, causes and remedies[J]. *Water Science and Technology*, 1996, 33(4/5): 183-189.
- [3] 金洁, 杨京平. 从水环境角度探析农田氮素流失及控制对策[J]. *应用生态学报*, 2005, 16(3): 579-582.
- [4] 张维理, 武淑霞, 冀宏杰, 等. 中国农业面源污染形势估计及控制对策 I: 21 世纪初期中国农业面源污染的形势估计[J]. *中国农业科学*, 2004, 37(7): 1008-1017.
- [5] 张维理, 冀宏杰, Kolbe H, 等. 中国农业面源污染形式估计及控制对策 II: 欧美国家农业面源污染状况及控制[J]. *中国农业科学*, 2004, 37(7): 1018-1025.
- [6] Louise Barton, Timothy D Colmer. Irrigation and fertiliser strategies for minimizing nitrogen leaching from turfgrass[J]. *Agricultural Water Management*, 2006, 80: 160-175.
- [7] 冯绍元, 郑耀泉. 农田氮素的转化与损失及其对水环境的影响[J]. *农业环境保护*, 1996, 15(6): 277-279.
- [8] 陈克亮. 川中丘陵小流域农田生态系统非点源氮污染研究[D]. 重庆: 西南农业大学, 2003: 20.
- [9] 孙彭立, 王慧君. 氮素化肥的环境污染[J]. *环境污染与防治*, 1995, 17(1): 38-41.
- [10] 付伟章. 氮肥施用对农田氮素径流输出的影响及其机理[D]. 泰安: 山东农业大学, 2005: 79-80.
- [11] 张兴昌, 刘国彬, 付会芳. 不同植被覆盖度对流域氮素径流流失的影响[J]. *环境科学*, 2000, 21(6): 16-19.
- [12] 仓恒瑾, 许炼峰, 李志安, 等. 农田氮流失与农业非点源污染[J]. *热带地理*, 2004, 24(4): 332-336.
- [13] Anning Zhu, Jiabao Zhang, Bingzi Zhao, et al. Water balance and nitrate leaching losses under intensive crop production with Ochric Aquic Cambosols in North China Plain[J]. *Environment International*, 2005, 31: 904-912.
- [14] Zhao-Zhong Feng, Xiao-Ke Wang, Zong-Wei Feng. Soil N and salinity leaching after the autumn irrigation and its impact on groundwater in Hetao Irrigation District, China[J]. *Agricultural Water Management*, 2005, 71: 131-143.
- [15] Jalali M, Rowell D L. The role of calcite and gypsum in the leaching of potassium in a sandy soil[J]. *Expl Agric*, 2003, 39: 379-394.
- [16] Mohsen Jalali. Nitrates leaching from agricultural land in Hamadan, western Iran[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2005, 110: 210-218.
- [17] Valentina Krysanova, Uwe Haberlandt. Assessment of nitrogen leaching from arable land in large river basins; Part I. Simulation experiments using a process-based model[J]. *Ecological Model*, 2002, 150: 255-275.
- [18] Sarah J Kemmitt, David Wright, David L Jones. Soil acidification used as a management strategy to reduce nitrate losses from agricultural land[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2005, 37: 867-875.
- [19] Goulding K. Nitrate leaching from arable and horticultural land[J]. *Soil Use Manage*, 2000, 16: 145-151.
- [20] 王季震, 刘培斌, 陆建红. SPAC 系统中氮平衡及其模拟模型[J]. *天津大学学报*, 2002, 35(5): 665-668.
- [21] 张思聪, 吕贤弼, 黄永刚. 灌溉施肥条件下氮素在土壤中迁移转化的研究[J]. *水利水电技术*, 1999, 30(5): 6-8.
- [22] 冯绍元. 排水条件下饱和土壤中氮肥转化与运移模拟[J]. *水利学报*, 1995, 221(6): 29-33.
- [23] 黄志珍. 农田土壤氮素平衡动态模拟模型研制与 SISNDB 信息系统开发[D]. 杭州: 浙江大学, 2005: 14.
- [24] Johnsson H, Bergstrom L, Jamsson P E, et al. Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil[J]. *Agric Ecosyst Environ*, 1987, 18: 333-356.
- [25] Ahuja L R, Rojas K W, Hanson J D, et al. Root zone water quality model: modelling management effects on water quality and crop production[M]. LLC, Highlands Ranch, CO: Water Resources Publication, 2000: 372.
- [26] Frank Pervanchon, Christian Bockstaller, Bernard Amiaud, et al. A novel indicator of environmental risks due to nitrogen management on grasslands[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2005, 105: 1-16.
- [27] 唐国勇, 黄道友, 童成立. 土壤氮素循环模型及其模拟研究进展[J]. *应用生态学报*, 2005, 16(11): 2208-2212.
- [28] 刘毅华, 杨仁斌, 郭正元, 等. 农业非点源污染的控制[G]// 农业面源污染与综合防治——全国农业面源污染与综合防治学术研讨会论文集. 北京: 中国农学通报期社, 2004: 27-29.
- [29] 谢红梅, 朱波, 朱钟麟. 无机与有机肥配施下紫色土铵态氮/硝态氮时空变异研究——夏玉米季[J]. *中国生态农业学报*, 2006, 14(2): 103-106.
- [30] 唐拴虎, 徐培智, 张发宝, 等. 一次性全层施用控释肥对水稻根系形态发育及抗倒伏能力的影响[J]. *植物营养与肥料学报*, 2006, 12(1): 63-69.

- [31] 徐培智,郑惠典,张育灿,等. 水稻缓释控释肥的增产效应与环保效应[J]. 生态环境,2004,13(2):227-229.
- [32] 徐明岗,孙小凤,邹长明,等. 稻田控释氮肥的施用效果与合理施用技术[J]. 植物营养与肥料学报,2005,11(4):487-493.
- [33] 全为民,严力蛟. 农业面源污染对水体富营养化的影响及其防治措施[J]. 生态学报,2002,22(3):291-299.
- [34] Fiener P, Auerswald K. Measurement and modeling of concentrated runoff in grassed waterways[J]. Journal of Hydrology,2005,301:198-215.
- [35] Hefting M M, Jeroen J M, Klein D. Nitrogen removal in buffer strips along a low land stream in the Netherlands: a pilot study[J]. Environ Pollut, 1998, 102:521-526.
- [36] Zhiwen Song, Zhaopei Zheng, Jie Li, et al. Seasonal and annual performance of a full-scale constructed wetland system for sewage treatment in China[J]. Ecological Engineering, 2006, 26:272-282.
- [37] 尹澄清,毛战波. 用生态工程技术控制农村非点源水污染[J]. 应用生态学报,2002,13(2):229-232.
- [38] Hefting M, Beltman B, Karssen D, et al. Water quality dynamics and hydrology in nitrate loaded riparian zones in the Netherlands[J]. Environmental Pollution, 2006, 139:143-156.
- [39] Natural resources conservation service USDA. Buffer strips: common sense conservation[M]. Washington, D C: Island Press, 1998.
- [40] Lowrance R R, Todd R L, Asmussen E. Nutrient cycling in an agricultural watershed phreatic movement[J]. Journal of Environmental Quality, 1984, 13(1):22-27.
- [41] Pinay G, Roques L, Fabre A. Spatial and temporal detritification in a riparian forest[J]. Journal of Applied Ecology, 1993, 30(1):581-591.
- [42] 姜翠玲,崔广柏. 湿地对农业非点源污染的去除效应[J]. 农业环境保护,2002,21(5):471-473,476.
- [43] 刘文祥. 人工湿地在农业面源污染控制中的应用研究[J]. 环境科学研究,1997,10(4):15-19.
- [44] 成水平,况琪军,夏宜坤. 香蒲、灯心草人工湿地的研究——I. 净化污水的效果[J]. 湖泊科学,1997,9(4):351-357.
- [45] 卢少勇,金相灿,余刚. 人工湿地的氮去除机理[J]. 生态学报,2006,26(8):2670-2677.
- [46] 孙璞. 农村水塘对地块氮、磷流失的截留作用[J]. 水资源保护,1998,(1):1-4,12.
- [47] 张庆忠,陈欣,沈善敏. 农田土壤硝酸盐积累与淋失研究进展[J]. 应用生态学报,2002,13(2):233-238.
- [48] 张维理,徐爱国,冀宏杰,等. 中国农业面源污染形势估计及控制对策Ⅲ:中国农业面源污染控制中存在问题分析[J]. 中国农业科学,2004,37(7):1026-1033.
- [49] 杨爱玲,朱颜明. 地表水环境非点源污染研究[J]. 环境科学进展,1999,7(5):60-65.

Progress in the Research on Water Pollution from Farmland Nitrogen Loss and its Control

Ning Jianfeng Zou Xianzhong Yang Shaohai Huang Qing Wei Lan

Abstract Nitrogen is the major factor leading to the water eutrophication, and the nitrogen lost from farmland is the main pollutant source. In this paper, the progress in research on nitrogen pollution of water environment is discussed, including the pathway of farmland nitrogen lost to water environment, control measures and models. The successful measures for the control of nitrogen pollution are summarized. Strengthening nutrition management of farmland and ecological engineering techniques are the effective measures for the control of water nitrogen pollution from the farmland source, and the measures have the important significance in establishing the sustainable ecosystem. In farmland nutrition management, the key measures of balanced fertilization, application of slow/controlled released fertilizer, improvement of fertilization should be adopted. On the other hand, the measures of vegetative filter strips, constructed wetland and multi-pond system are effective on the control of nitrogen transportation from farmland to water environment.

Key words water pollution nitrogen ecological engineering

废水处理仿真基准模型 BSM1 简介*

刘大伟 沈文浩

(华南理工大学制浆造纸工程国家重点实验室, 广州 510640)

摘 要 文章比较详细地介绍了欧盟科学技术合作组织所研究的项目中,一个关于水处理的仿真基准模型(BSM1)。该模型建立在活性污泥法处理废水的基础之上,所选择的建模对象是一种简单常见的生物反应器和二次沉淀池组成的活性污泥水处理系统,致力于 C、N 的去除。应用该模型可以很方便地进行水处理控制方案之间的效果比较,对于世界各地的水处理研究机构之间的沟通有很大的帮助。文章结尾部分还对该模型存在的缺陷和今后的发展方向做了分析。

关键词 废水处理 模拟仿真 基准 活性污泥

COST 是“欧盟科学技术合作组织”的简称,其英文全称是“European Co-operation in the field of Scientific and Technical Research”。在“COST 624”研究项目中,包含了水处理管理系统中废水收集、处理和排放等的每一个环节,不仅致力于整个系统的最优化,还包括了新的可持续发展的废水管理战略。在 COST 624 之后的 COST 682 和 2005 年最新的 COST 636 都是 COST 624 的继承和发展,在 COST 682 的研究中,建立了可供世界各国的水处理研究机构所采用的“仿真基准模型”(Benchmark Simulation Model 1,简称 BSM1),该模型主要致力于 C、N 的去除。

1 BSM1 简介

废水处理是一个复杂的非线性系统,其间要发生各种物理和生化反应,流量和负荷都会有巨大的扰动。然而废水处理厂的这种系统必须连续运行,而且还面临着越来越严格的各种约束。针对这些问题,有各种各样的控制方案发表,但是对于这些方案的评估和比较,不管是从实际实施的角度还是仿真模拟的角度来看,都非常困难,主要有以下 3 个原因:①流入的废水成分的易变性;②物理和生化反应复杂,反应的时间长短不一(有的只要几 min,有的需要几 d);③缺乏进行评估的统一标准,如:排放标准和处理费用评价标准等。另外,由于缺乏必要的数据也可能导致试验结果不可完全一致,都使得各种方案的比较无法进行。而且,就算这种比较可以

做,对于这些方法到底适合在哪些地方用,或者这些方法好到什么程度等,仍然很难下结论。

仿真技术给这种方案之间的比较提供了一个划算的方法,但是,要进行各种方案之间的仿真比较,一个标准化的协议是非常必要的。每一种控制方案必须要在同样的条件下进行仿真,以保证公平的比较。计算机仿真结果的可信性,要建立在试验或者是有全面的数据支持基础之上。BSM1 所用的过程模型是已被认可的活性污泥一号模型(ASM1)^[1]和双指数沉淀速度模型^[2]。因此仿真的价值及可信度大大提高。

2 BSM1 所用设备和过程模型

2.1 设备布局

该基准所选的设备布局是一种相对简单,但是已经被普遍使用的布局,如图 1。由 1 个生物反应器(5 999 m³)和 1 个二次沉淀池(6 000 m³)组成。生物反应器包括 5 个混合完全的小单元,其中前 2 个部分(每部分 1 000 m³)是非曝气的,其最大质量传递系数 K_{La} 为 10/h,后 3 个部分(每个部分 1 333 m³)是曝气的,第 3、4 单元默认的 K_{La} 为 10/h,第 5 单元默认的 K_{La} 为 3.5/h。二次沉淀池高 4 m,分为等高的 10 层,期间不发生化学反应。经过生物反应器处理的水,一部分从 2.2 m 高(第 6 层)的地方进入沉淀池,另一部分则通过管道,回流到第 1 个生物处理单元,进行循环处理,这部分的循环水量为 55 338 m³/d。进入沉淀

注: * 基金资助:制浆造纸工程国家重点实验室开放基金项目(200526);教育部留学回国人员科研启动基金项目(2006)
收稿日期: 2006-09-08, 修改稿收到日期: 2006-10-23

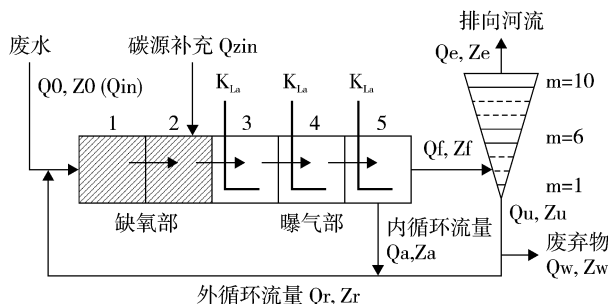


图1 COST 仿真基准设备布局示意

池的水,经过处理以后,达到排放标准的那部分水由上部排出,另一部分也回流到第1个生物处理单元进行循环处理,此部分的循环水量为 $18\,446\text{ m}^3/\text{d}$ 。在二沉池的底部,用泵将废弃物以 $385\text{ m}^3/\text{d}$ 的速度抽出。这套设备设计的日平均处理量为 $20\,000\text{ m}^3$ 含可降解 COD 为 $300\text{ g}/\text{m}^3$ 的废水^[3-14]。

2.2 过程仿真模型

为了提高仿真结果的可接受性,选择已被国际上认可的2个处理过程的数学模型来进行模拟。IAWQ 的活性污泥模型(ASM1)被用来模拟生物过程,Takács 的双指数沉淀速度模型用来描述沉淀池的运作情况。

ASM1 考虑了13种水质组份,并将其分为溶解性组份和颗粒性组份2大类。溶解性组份包括惰性有机碳(S_I)、快速可生物降解有机碳(S_S)、溶解氧(S_O)、硝态氮(S_{NO})、氨氮(S_{NH})、可生物降解有机氮(S_{ND})和碱度(S_{ALK});颗粒性组份包括惰性有机碳(X_I)、慢速降解有机碳(X_S)、异养菌($X_{B,H}$)、自养菌($X_{B,A}$)、微生物衰减产物(X_P)和可生物降解有机氮(X_{ND})。以上水质组份中,碱度(S_{ALK})采用摩尔 HCO_3^- (mmol/L) 计量;有机碳(S_I 、 S_S 、 X_I 、 X_S)、微生物($X_{B,H}$ 、 $X_{B,A}$)、微生物衰减产物(X_P)和溶解氧(S_O)采用 COD(mg/L) 计量;所有氮组份(S_{NO} 、 S_{NH} 、 S_{ND} 、 X_{ND})采用 N(mg/L) 计量。采用 COD 计量是 ASM1 的一大特色。应该指出的是,自从 ASM1 模型首次被介绍出来之后,得到了几次成功的修正和改进。现在已经有几种活性污泥的模型了,如 ASM2、ASM2d 和最近的 ASM3。与 ASM1 有所不同的是 ASM1 之后的模型更受到大家的喜爱。虽然 ASM1 有一定的缺陷,但因其通用性和实际所得到的很多优点,完全可以掩盖其不足。

Takács 的双指数沉淀速度模型是基于颗粒速度的观点,适用于有阻滞和絮凝的沉淀条件。不像标

准的 Vesilind 模型,只适用于有阻滞的沉淀条件。

3 源废水数据资料

在评估某个控制方案的时候,用于测试其性能的干扰数据是非常重要的。由于活性污泥多方面的自然属性,往往使得某种控制方案只能适应一种干扰,而不能适应其他的干扰。因此,为了达到无偏评价的目的,规定一系列的扰动就显得非常重要了,而且每种控制方案都要接受这些扰动的测试。只有这样才能做到公平的比较。到目前为止,在 BSM1 中共设定了3种扰动,每种都能代表不同的天气情况。扰动文件由14 d的采样数据组成,采样间隔是15 min。这些数据都由真实操作得到。每个文件里的数据由以下顺序列出: t (时间); S_S ; $X_{B,H}$; X_S ; X_I ; S_{NH} ; S_I ; S_{ND} ; X_{ND} ; Q (流量)。入水中 $X_{B,A}$ 、 X_P 、 S_{NO} 和 X_P 假定为零。最后一个组分 S_{ALK} ,在整个14 d的过程中都认为是 $7\text{ mmol}/\text{L}$ 。以晴朗气候为例,其数据通过 GNU (Linux 操作系统自带的一种绘图工具) 绘图,可得图2~图4^[4]。总的来说,这些文件描述的是每天的进水流量和 COD 的变化情况,每周的变化趋势也考虑在内了,周末的数据往往会更小,如图2、图3的第6、7 d和第13、14 d,数据明显变小。这和正常的市政处理厂的运作情况是一致的。

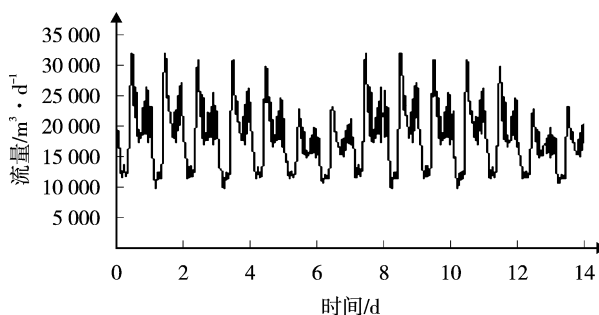


图2 流量情况

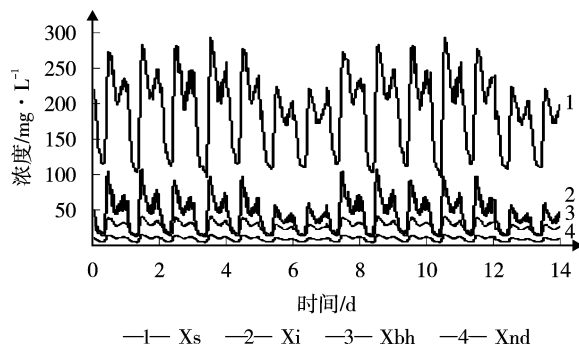


图3 各组份浓度情况

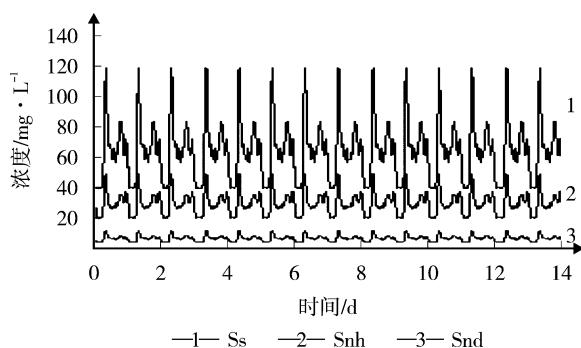


图 4 各组份浓度情况

晴朗气候数据文件里描述的是正常情况下每天的流量和 COD 载荷的正常变化情况,它们的峰值因数(最大值和平均值之间的比值)分别是1.74 和 2.34。暴风雨天气的文件是在干燥天气文件的基础上改动后得到的,加入了 2 个暴雨事件。第 1 个暴雨事件持续的时间短,但是来得非常剧烈,像是颗粒物质冲刷下水道一样。这些颗粒的悬浮情况,通过入口处的可生物降解的悬浮固体量的显著提高反映出来。第 2 个暴雨来临的时候,认为下水道已被之前的颗粒物质冲刷干净了,因此,这期间的 COD 负荷只有适度的提高。在连绵细雨天气的数据文件里,入水流量没有达到暴雨文件中的流量水平,但是流量增加所持续的时间就长得多。与暴雨天气不同的是,这期间的 COD 负荷并没有提高。

4 仿真步骤

COST 仿真基准里面规定的仿真步骤分为 2 个阶段。首先是稳态仿真,然后是用上面提到的 3 个数据文件进行动态仿真。

4.1 稳态仿真

仿真的第 1 步是以流量和成分恒定的入水来进行系统的稳态仿真。这里所说的稳定状态是指用软件自己的稳态解算器,或者是以恒定的入水条件仿真 100 d 后得到的状态。所有的动态仿真都要在稳态仿真之后进行,以保证起点的一致。

4.2 动态仿真

动态仿真的实行根据仿真器的不同会各有差异,其必要的步骤如下:

1) 从稳态仿真后的结果开始,用晴朗气候的入口数据文件作为动态输入,对系统进行 14 d 的仿真,并保存由此得到的每一个过程中状态变量的值。

这些值能反映出起点对于每一个入水扰动所做出的相应反应。

2) 分别用上面提到的 3 个入水数据文件继续各自仿真 14 d。

也就是说,对于每个处于稳定状态的系统而言,都要进行 3 个 28 d 的仿真:干燥 - 干燥,干燥 - 暴雨,干燥 - 连绵雨。

以上得出的仿真结果用来检验这个系统的动态表现。在 28 d 的仿真期间,最后 7 d 所产生的数据是重要的考察对象。对于每一个要考察的变量,每隔 15 min 记录 1 次数据。

5 性能评定指标

通过以上对仿真所用的入水数据、扰动数据和仿真步骤的说明,保证了动态仿真所得的结果都是在同样的条件下产生的。性能指标可以帮助进行过程评价,比较动态反应,特别是可以对不同控制方案的控制结果进行比较。如出水质量、能源消耗和污泥产量等。

系统性能评定包括 2 类,第 1 类是关于工艺过程的性能评定,第 2 类是关于控制系统的性能评定。

5.1 工艺过程评定

这类的评定将控制方案在工艺上的表现效果量化后进行比较,可以进一步分为 3 个子部分:

5.1.1 出水质量指标

出水质量指标(EQ)在每个地区都有明确的法律规定,未有达到标准不可将废水排放出去,否则将被罚款。

5.1.2 越限报告

各被控变量的限制条件如表 1^[92],越限时要报告 2 个数据:越限次数和越限持续时间的百分比。

表 1 被控变量的限制条件		mg/L
出水质量指标		上线值
TN		18
COD		100
S_{NH}		4
TSS		30
BOD_5		10

5.1.3 运行费用

工厂运行费用要通过最后 7 d 仿真中的污泥量(kg/d)、泵浦能(kW·h/d)和曝气能(kW·h/d)来考察。

其中污泥量包括污泥处理量和污泥总产量 2 个方面。这些指标的计算也是对仿真最后 1 周内的数据进行积分而得到的。

5.2 控制系统评定

这一类的评定就将控制方案所产生的效果量化后进行比较,由 2 部分组成:被控变量(CV)的表现和操作变量(MV)的表现。所用的控制器都为 PI 控制器。以下公式的单位根据不同的变量单位而定。

5.2.1 被控变量的表现指标

被控变量的表现情况由以下指标来评定:

1) 绝对误差积分 IAE:

$$IAE = \int_{t_0}^{t_{nd}} |e_j| dt \quad (1)$$

式中 e_j 代表不同被控变量的设定值与实际测量值之间的误差,计算公式如式(2):

$$e_j = Z_{j, setpoint} - Z_{j, observed} \quad (2)$$

2) 平方差积分 ISE:

$$ISE = \int_{t_0}^{t_{nd}} e_j^2 dt \quad (3)$$

3) 最大偏差 Dev^{error} :

$$Dev^{max} = \max\{|e_j|\} \quad (4)$$

4) 变量误差的方差 $Var(e)$:

$$Var(e) = \overline{e_j^2} - (\overline{e_j})^2 \quad (5)$$

式中:

$$\overline{e_j^2} = \frac{\int_{t_0}^{t_{nd}} e_j^2 dt}{T} \quad (6)$$

5.2.2 操作变量的表现指标

操作变量有 7 个,分别是内循环、外循环、碳补充、废污泥排出的流量和生物反应器中 3 个曝气单元的质量传递系数,其表现情况由以下指标来评定:

1) 极差 Dev^{MV} :

$$\max(Dev^{MV}) = u_{j, \max} - u_{j, \min} \quad (7)$$

式中 u_j 是 MV 的值, j 表示不同的 MV。

2) 最大偏差 $Dev^{\Delta u}$:

$$\max(Dev^{\Delta u_j}) = \max(\Delta u_j) \quad (8)$$

式中 Δu_j 表示一个时间间隔 dt 内,相邻两次操作的偏差,计算公式如式(9):

$$\Delta u_j = |u_j(t+dt) - u_j(t)| \quad (9)$$

3) MV 变化值的方差 $Var(\Delta u)$:

$$Var(\Delta u_j) = \overline{\Delta u_j^2} - (\overline{\Delta u_j})^2 \quad (10)$$

式中:

$$\overline{\Delta u_j} = \frac{\int_{t_0}^{t_{nd}} \Delta u_j dt}{T} \quad \overline{\Delta u_j^2} = \frac{\int_{t_0}^{t_{nd}} \Delta u_j^2 dt}{T} \quad (11)$$

尽管这些性能指标会因地域的不同而有所差异,但是可以在进一步的分析中结合当地的标准来考察。比如,在某个地方,出水质量情况是最为重要的,那就可以相应的提高 EQ 的权重;而在另外一个地方,工厂运行管理费用是最主要的目标,那也要对指标进行相应的调整。

6 缺陷与展望

到目前为止,也就是 5 年之内,全世界已经有 100 多篇基于 BSM1 应用的文章发表了^{[5][30]}。可执行软件包也免费地发布到各个国家,而且基本的基准也被应用为几个主要的商业废水处理软件(WEST, SIMBA, GPS-X)的内置特征。因此,对于这种工具和方法的需求是显而易见的。

6.1 缺陷及改进状况

目前的 BSM1 还有缺陷:局限于单污泥连续流动的活性污泥过程。这是一个很明显的缺陷,尽管这个处理过程在废水处理厂里应用得很普遍。从操作费用上看,通常污泥的处理费用比废水的处理费用要高,这也是一个不得不考虑的问题。另外,仅仅把目光盯在活性污泥过程可能会导致亚乐观主义。针对这些问题,很多学者都做了大量研究,发展了仿真基准,使其包含更多的处理过程:初级沉淀池、污泥增稠、污泥脱水、均流和厌氧硝化过程。结合这些新增的设备和处理过程,可以在工厂级范围进行控制方案的开发和评价。用于描述厌氧硝化的数学模型是 ADM1^[6]。应用于 ASM1 和 ADM1 模型之间状态变量的动态结合参数的也被提议出来了^[7]。将来,其他一些被广泛应用的处理过程也要被加入到 BSM1 中,如磷的生物去除过程、生物膜工艺等^{[5][30]}。

要进行更加真实的仿真就要求对模型工况描述得更加细致。如入水中毒性物质的存在情况和产生的影响;温度对生物反应速率的影响和丝状细菌对沉降性能的改变等。有学者已经开始了对传感器进行更加细致描述的研究,期望能更加真实的模拟现实环境,以至于将来在所选的控制方案中,可以方便的对所需测量仪器的功能进行定义^[8]。被提议的传感器模型可分为 6 类,模型中包括响应时间、噪声、漂

移和校正等。目前基准中所用的调节器都是假设为理想型的,在以上所述都能达成的基础上,要达到更进一步的真实仿真,下一步的工作就是要将各种调节器的响应在有延迟和其它限制的情况下模拟出来。那样在将来的基准中,可能就会加入随机的探测器、调节器或数据传输设备的故障等。

6.2 未来发展趋势

随着 COST 仿真基准中用到的处理过程增加,其评定标准也要有相应的扩展,但是让各种控制方案比较起来尽量简单这个基本思想是不会变的,几种可能的扩展方案已经在讨论研究之中了。Vanrolleghem 等于 2002 年提出了一个关于系统运行成本的性能指标^[9],虽然还没有作为 BSM1 中一个正式的部分,但是费用评估往往是不可忽略的。在现实的废水处理厂中,特别是在涉及到新方案的采纳时,费用问题通常是最重要的考虑因素。

总之,为了使 COST 仿真基准的适用范围更广,仿真过程能更加准确地反映真实情况,将来的发展重点应该在以下几个方面:

1) 加入更多的处理过程。目前的仿真基准只包括 C、N 的去除,这显然是不够的,加入更多的处理过程是必然的发展趋势。

2) 更加准确和细致的数学模型。不仅要在各个处理过程的数学模型上继续努力,对于整个控制系统采用的控制算法也要投入更多的精力,将先进的控制技术应用到废水处理中来。

3) 考虑更多的现实问题。很多现实问题,如处理成本,水质条件等,要考虑得更加详尽。

4) 使各方案之间的比较尽量简单。将来的 COST 仿真基准模型,必然是一个独立的、免费的软件工具。世界各地的使用者可以方便地从互联网上下载,

然后可以将自己的方案进行仿真模拟,把得到的仿真结果与数据库中的其他方案的效果进行比较,也可以将结果上传到互联网上的数据库,方便其他学者进行比较研究。

7 参考文献

- [1] M Henze, C G Jr, W Gujer, et al. Activated sludge model No1[R] //IAWQ. IAWQ Scientific and Technical Report No1. London: IAWQ, 1986.
- [2] I Takács, G Patry, D Nolasco. A dynamic model of the clarification thickening process[J]. Water Research, 1991, 25(10): 1263-1271.
- [3] J Copp. The COST simulation benchmark: description and simulator manual[M]. Luxembourg: Official Publications of the European Community, 2001.
- [4] M N Pons. Benchmark1 [EB/OL]. [2007-10-15].
- [5] M N Pons, U Jeppsson. The COST benchmark simulation model—current state and future perspective[J]. Control Engineering Practice, 2004, 12: 299-304.
- [6] D J Batstone, J Keller, I Angelidaki, et al. Anaerobic Digestion Model No1[R] //IWA. IWA Scientific and Technical Reports No13. London, UK: IWA Publishing, 2002.
- [7] J B Copp, U Jeppsson, C Rosen. Towards an ASM1-ADM1 state variable interface for plant-wide wastewater treatment modeling[C] //Proceeding of the WEETEC 2003. Los Angeles, USA: [s. n.], 2003.
- [8] L Rieger, J Alex, S Winkler, et al. Process in sensor technology—process in process control. Part I: Sensor property investigation and classification[J]. Water Science and Technology, 2003, 47(2): 103-112.
- [9] P Vanrolleghem, S Gillot. Robustness and economic measures as control benchmark perform criteria[J]. Water Science and Technology, 2002, 45(4/5): 117-126.

Introduction of the Benchmark Simulation Model-1 for Wastewater Treatment

Liu Dawei Shen Wenhao

Abstract The benchmark simulation model of wastewater treatment (BSM1), one of the COST actions, is introduced. The BSM1 is based on the active sludge models, and the chosen layout is aimed at C/N removal and largely used in full-scale plants. It is composed of a biological reactor and a clarifier. With BSM1, the numerous control strategies can be evaluated through realistic/dynamic computer simulation, and their effects can be compared. The BSM1 is a kind of useful tool for all the wastewater treatment research communities in the world. The defects and the development of BSM1 are discussed.

Key words wastewater treatment simulation benchmark activated sludge

广州中水回用现状分析及发展对策探讨

伍志跃

(广州市市政污水处理总厂, 广州 510655)

摘 要 对目前广州市供水及污水再生利用的现状进行分析,指出发展中水回用的必要性及可能性,并针对中水发展缓慢的原因,提出了相应的发展建议。

关键词 中水回用 现状 对策 广州市

随着我国经济的飞速发展,缺水问题日益突出。水资源短缺和水污染严重已经成为制约城市可持续发展的双刃剑。目前我国超过 400 个城市缺水,预计 2030 年缺水量将达到 450 亿 m^3 ,由于缺水每年影响工业产值 2000 多亿元^[1],水资源匮乏已经成为制约社会发展的重要因素之一。同时,由于水污染控制的相对滞后,使得受污染的水体逐年增加,更加剧了水资源的短缺。由于珠江三角洲水网密布,年平均拥有 3 300 亿 m^3 水资源,“缺水”这个词似乎永远与广州无关。但是,实际上广州市水资源人均占有量只有 1 375 m^3 ,仅为全国人均值的 56%,世界人均值的 15%,且随着城市经济的发展水环境污染加剧、经济社会发展带来的日益增长的生产、生活用水需求,广州水资源的供求矛盾日趋紧张,是制约广州市进一步实现经济和社会可持续发展的重要因素。

1 广州市供水方面存在的问题

目前,广州市自来水公司共 8 家水厂,供水能力为日供 422.5 万 m^3 ,最高日供水量达 432.6 万 m^3 ,供水范围 460 km^2 ,城市的供水能力基本能够满足用水量的要求,但也存在一些亟待解决的问题。

1.1 用水量增加,各水厂超负荷运行

近几年广州市的用水量不断增长,而水厂的实际生产能力仅维持在原有的水平,白鹤洞水厂已经在 2005 年初停产了,所以在每年的高峰供水日,各水厂都要超负荷运行,2004 年年底投入大量资金建设了日供 80 万 m^3 的南洲水厂才基本解决了广州市目前的供水保障问题,但最大日供量仍有超负荷现

象出现(见表 1)。

表 1 广州市自来水公司 2000~2005 年供水情况* 万 m^3/d

年份	综合生产能力	最大日供量	超负荷	备 注
2000	343.5	375.28	31.78	
2001	348.5	380.42	31.92	
2002	348.5	374.92	26.42	
2003	348.5	387.39	38.89	
2004	348.5	393.6	45.1	
2005(至 2 月)	428.5	—		增加了 80 万 m^3/d 的南洲水厂
2005(2 月后)	422.5	432.6	10.1	白鹤洞 6 万 m^3/d 水厂停产

注: * 资料来源《2005 年广州市市政园林建设年鉴》

1.2 水体污染严重,取水难度加大

白鹤洞水厂由于水源污染严重,2005 年初已经停止供应自来水了。江村水厂、石门水厂及西村水厂占广州市供水能力约 70%,这 3 家厂均在流溪河、珠江西航道取水,取水口就在石井河与珠江的交汇处,石井河流域紧靠广州市的老城区,城市人口的剧增、经济的快速发展以及工业进程的加快直接导致生活污染以及工业污染日益严重。同时由于石井河为潮汐性河段,且旱季径流量较小,支涌污水直接排入石井河,每天不规则的两涨两退导致石井河排入珠江西航道的污水不仅影响珠江水质,也影响到饮用水水源地的水质。石井河的污染严重影响了取水口的水质,为了保证水质,不得不迁移取水口,取水口越来越远,取水费用越来越高。

1.3 咸潮的影响

近年广东地区遭受了罕见的持续干旱,进而引起咸潮的入侵,广州的水源地流溪河已经达到了1963年的特枯的水平。咸潮的入侵严重影响了广州市供水以及临海较近的番禺东南部农业灌溉用水。2005年11月份取水点位于东江北干流新塘段的新塘和西洲2水厂由于氯化物超标,曾一度停产。咸潮导致取水困难,水厂无法正常运行,供水能力下降,生产生活用水难于保证。

2 污水再生利用的必要性与可能性

2.1 社会发展的必要选择

国内外的实践经验表明,在长距离引水、海水淡化、雨水利用等解决水资源短缺问题的各种可能的途径中,再生水资源的利用由于具有保证率高、成本低、距离用户较近等优势,成为城市提高水资源综合利用率、缓解水资源短缺矛盾、减轻水体污染,促进水资源良性循环的有效途径之一。城市污水经过深度处理后的再生水(简称中水),可替代优质水,用于农业灌溉、工业生产、城市景观、市政绿化、生活杂用、地下水回灌和补充地表水等方面,应用先进的膜技术,甚至可生产达到饮用水标准。由于中水的水源是城市排放的各种污水,极易采集,加之它的加工技术简单,成本要远远低于自来水,在一些发达国家,厕所冲洗、园林和农田灌溉、道路保洁、洗车、城市喷泉、冷却设备补充用水等污水再生技术都得到了应用推广。

广州市的经济发展速度很快,现在充裕的供水能力很可能在几年内就不能满足要求了。因此广州市也应借鉴国内外一些城市的经验,从污水回用的角度探求解决水危机的途径。从这个角度讲,逐步建设污水回用工程对于保障供水,促进经济发展有十分积极的作用,具有十分重要的社会价值。

2.2 较高的经济价值和社会环境价值

城市污水二级处理后所含主要污染指标为悬浮物及粪大肠杆菌,一般可以通过过滤、消毒等深度措施进行处理^[2],广州几家污水厂回用水的成本为0.5元/m³左右,而目前自来水的价格为1.32元/m³,显而易见,污水回用占有很大的经济优势。

除了有利于提高城市水资源的综合经济效益,

城市污水再生利用还可以产生显著的社会环境效益。以广州市为例,如果大量的中水得到广泛的应用,就能较好地解决到枯水期以流溪河和珠江西航道为水源的江村、石门、西村3间水厂取水量不足、水源超标现象的发生。

珠江是广州市的母亲河,广东省珠江综合整治的总目标是:一年初具成效,三年不黑不臭,八年河水变清。大量经过城市污水处理厂处理后的尾水直接排入了珠江,不仅造成了资源上的浪费,而且对珠江的水环境容量仍有很大的影响,因此,开展污水回用工程,将城市污水厂尾水进行深度处理后,用于绿化、河涌景观等方面的用水,既提高了水资源的利用效率,又减轻了珠江污染,是治污的新思路,是长期需要发展的环保工程,是“河水变清”的重要措施之一。

2.3 目前广州市中水发展的现状

为了实现珠江治理目标,广州市近年来加大了城市生活污水的治理力度,2002年开始广州市已经全面铺开了污水治理工程的建设工作,到2005年,已建成猎德、沥滘、大坦沙、西朗4家污水处理厂及厂外收集系统,铺设污水管道约500 km,污水处理能力达到139万t/d。

目前广州市4大污水处理厂的中水水质达到《城市杂用水的标准》(GB/T 18920-2002)的要求,但利用率较低,污水再生利用能力只有10 000 m³/d,主要应用厂内绿化、清洁、景观及生产等方面,每年可节约大概500万元的运行经费,表2列举了目前各污水处理厂中水生产情况。

表2 广州各大污水处理厂中水生产情况

厂名	日处理污水 万 m ³	日生产中水 m ³	中水利用率 %
大坦沙污水处理厂	55	4 440	0.8
猎德污水处理厂	44	2 880	0.8
沥滘污水处理厂	20	3 600 (正在建设)	1

为提倡污水再生利用,减少污染物排放,目前各厂均铺设了中水回用的管道通到厂外,每天免费提供300~500 m³中水给环卫部门,用于清洗路面和城市绿化,在节约水资源的同时,还美化了环境,扩大了污水资源的再生利用范围,实现循环经济的理念。如果广州市污水回用率平均达到20%,那么将增加供水量达27.8万m³/d,可以部分解决目前供

水存在的问题。

根据广州市“十一五”计划纲要的要求,到2010年,我市将完善现有排水设施,逐步实施分流排水体制,完善上述4大污水处理系统,推进大沙地和白云区北部4个污水处理系统建设;加快南沙、萝岗、番禺、花都、增城、从化等生活污水处理厂及管网和万人以上镇污水处理厂建设,城市污水处理率要达到95%。我们可以粗略算一下,城市供水量的80%变为城市污水排入管网中,收集起来再生处理后70%可以回用,二者计算可达到城市供水量的50%以上。这些再生水返回到城市水质要求相对较低的用户上,替换出等量自来水,相应增加了城市50%的供水量。

所以广州市发展污水回用、实现污水资源化具有其重要性和紧迫性。

3 污水资源化利用发展缓慢的原因

3.1 污水处理率低,管网不配套,污水再生利用缺乏必要的条件

近年来,虽然广州市污水处理设施建设速度加快,但设施建设仍然滞后于城市发展的需要,特别是中水供水管网建设速度缓慢,直接导致中水供应范围有限,难以在全市推广使用,难以发挥投资效益。

3.2 管理体制和运营机制还不适应市场经济发展

目前我市污水处理行业的投资主体是由多种渠道(或多个部门)承担,但大部分污水处理厂,包括厂区、泵站、主管网等设施建成后,多年来都没有办理资产划拨,而且原来的许多资产又成为新融资渠道的抵押物,换言之,融资者抵押物也不能为投资者所控制和支配,同时污水厂的政府行业监管权、资产所有权以及特许经营的运营管理权的相互关系仍没有理清,事业、企业以及合资合作等模式共存,形成了产权不清、政事不分、事企不分、机制不顺等矛盾,这些都严重影响了污水处理及再生利用的发展。

3.3 水价形成机制不合理,污水再生利用缺乏必要的市场环境

目前,水价调整仍以补偿供水运营成本、减少财政补贴为目的,没有体现水作为稀缺资源的价值。水价形成没有充分起到对水资源供需关系的调控作用,污水收费制度和投资偿还机制没有完全建立起

来,城市供水水价、污水处理及再生利用收费之间尚未形成合理的比价关系,也就未能形成有效的污水再生利用激励机制。污水处理收费标准不高,收费率低,还不足以补偿污水设施的投资和运营成本,更谈不上落实污水再生利用设施的建设和运营资金。与此同时,污水处理的企业化市场化程度还比较低,制度不完善,不利于吸引社会资本和推进产业化市场化的发展。

3.4 人们对水资源的忧患意识淡薄,对污水再生利用的认识不足

广大市民对中水缺乏认识和了解,很多市民根本不知道中水为何物,更谈不上进一步利用了,同时有些领导和居民对中水认识存在误区,认为中水是从污水厂出来的水,从心理上难以接受。污水再生利用缺乏足够的鼓励和扶持政策,没有充分重视节水问题。

4 污水再生利用的发展建议

各级政府及领导历来十分重视治污工作,多次做出重要批示和指示。温家宝总理在给建设部的批示中强调,污水处理和回用,不仅是城市环境建设的基础性工程,而且是水资源综合利用和节水的重要措施。广州市政府一直强调污水治理及中水回用的重要性,已经将水资源再生利用、发展循环经济写进了“十一五”计划纲要内,所以我们必须从具体实际出发,借鉴国内外经验,把污水处理和回用作为城市建设的重点,立足当前,着眼长远;统筹规划,分步实行。

4.1 充分发挥政府引导和市场调节的作用

要充分考虑城市污水再生利用工作的特点,既靠市场推动,也要加强政府引导和管理的职能。推进城市污水处理和再生利用产业化,实现污水处理和再生利用设施建设和运营管理的良性循环,就要充分发挥水价杠杆对水的需求调节、水资源配置和节水、污水再生方面的作用。

要积极探索符合社会主义市场经济规律的多元化的投融资方式和代建制的运营管理模式,鼓励并引导各类社会资金和境外资金参与城市污水处理和再生利用设施的建设,通过政策引导、法律约束,促进污水处理及资源化的市场化运作,把行业利润的形成推向市场,形成市场化运行机制。

4.2 研究制定污水回用的技术规范和政策

2002 年以来,国家陆续颁发了《城市污水再生利用分类标准》、《城市污水再生利用城市杂水水质标准》、《城市污水再生利用景观环境用水水质标准》、《污水再生利用工程设计规范》、《建筑中水设计规范》等技术法规,规范了污水再生利用设计工作,也为城市污水再生利用工程设计提供了依据。污水回用目标不同,深度处理的要求就不同,当务之急应该根据广州市的实际情况,完善各类用途中水的水质标准体系,制定相关的安全技术标准,确保城市污水再生利用的实施。

要研究制订有关政策措施,充分利用行政的和经济的手段,引导用水单位积极利用再生水资源,扩大中水的应用范围,特别是市政、绿化、环卫和工业用水等方面要率先推荐使用中水。再生水资源利用的法规体系,要对再生水资源利用设施的运行监督、违反管理条例的处罚措施等内容做出规定。

4.3 通过改革建立合理的价格形成机制

根据建设部关于加强城镇污水处理厂运行监管的意见(城建[2004]153 号),推进污水再生利用,要加大水价改革力度,建立符合社会主义市场经济要求的水价形成机制,尽快完善污水处理收费制度。目前广州市中水的成本较低,而自来水的价格将是中水价格的几倍。通过强调水的商品属性和资源属性,拉大自来水与中水的价格差,增强用户利用中水的积极性,使中水运用到民居厕所冲洗水等日用水领域。

4.4 提高技术及设备能力

今后城市污水再生利用的技术发展应着重于已有技术的集成化、产业化和工程化,需要对已有技术不断改进和更新,加强新工艺、新流程、新技术和设备产品的研究、开发和推广应用,目前广州市几大污水处理厂中水处理工艺较为单一,设备简单,如大坦沙污水处理厂一、二、三期均采用纤维球过滤罐,猎德污水处理厂采用石英砂过滤罐方式,均存在处理量小,成本较高的情况,仅满足厂内使用需要,下一步应着重对混凝沉淀、过滤和消毒的工艺流程和设备材料进行应用研究,特别是滤池形式、滤料性能和消毒设备效能进行对比研究,并加大对膜过滤和光催化消毒等新技术进行试验分析,扩大回用水的生

产规模,逐步推向社会。

4.5 搞好试点工程,建立多种供水方式

组织实施污水深度处理后回用的示范工程,争取尽快取得经验,普及推广。污水处理厂出水经过中水系统处理后除了供给厂内使用外,还应逐步实现区域性中水回用,由于近期污水再生利用的用户主要考虑是广州市现有污水处理厂为中心周边急需环境用水户或再生水用水大户,如环卫道路浇洒、公园绿化、河涌景观补水。因此,建议尽可能在不破路的情况下铺设一些主要干管(各污水处理厂再生水厂至用水用户点),主要采用枝状管网型,且在路线上要选择覆盖范围尽可能大,沿线设多点取水口供洒水车取水。随着回用水供水需要,近期铺设城市各污水处理厂再生水的各自独立的线型或枝状型管网将向周边延伸连接起来,逐步形成大型的环状管网再生水输送系统,除用水大户外,还用于市政用水如灌溉、道路绿化、草坪、清洗车辆,冲厕等其他用水标准较低的地方。由于中水回用面临的最大问题是管道的铺设,特别是在需要重新挖掘路面的人口密集地区实施难度较大,建议市政府结合今后直饮水管网的规划进行同步设计和铺设,有条件的要全部铺设双管线,也可利用原有旧自来水管用作中水管使用,同时要对人民群众进行科学的意识引导。

5 展望未来

以上的分析表明,在广州市开展污水再生利用工程,使一些对水质要求不高的用水采用回用水,降低社会成本,提高环境效益势在必行。广州“十一五”计划已经把中水列入未来城市总体发展规划中,进一步体现发展循环经济、建立节水型城市的先进理念,这对实现经济的可持续发展将大有裨益。因此,我们必须大力发展污水再生利用,积极推进节水型社会建设,以水资源的可持续利用保障经济社会的可持续发展,这也是政府、污水厂以及广大市民共同的任务。

6 参考文献

- [1] 石淑清,姜智凯,翟海霞.我国城市污水回用现状及前景[J].环境技术,2002,(2):33-37.
- [2] 伍志跃.大坦沙污水处理厂中水回用试验研究[J].广州环境科学,2004,19(2):4-7.

(下转第 43 页)

汽车尾气三效催化剂简介

谭镜明

(广州珠江化工集团有限公司研究所, 广州 510385)

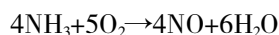
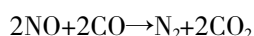
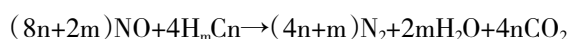
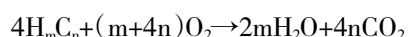
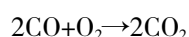
摘 要 文章综合了相关资料,比较详细介绍了汽车尾气三效催化剂的载体、涂层、活性组分和主要助剂,并指出三效催化剂研究、应用的发展趋势。

关键词 汽车尾气 三元催化转化器 三效催化剂 稀土金属 纳米材料

汽车排放尾气污染物是约 100 多种成分的混合物,主要有一氧化碳(CO)、碳氢化合物(HC)、氮氧化物(NO_x)、硫氧化物(SO_x)、微细颗粒物(Pb 化合物、炭黑、油雾等)、二氧化碳(CO₂)、甲醛(HCHO)、丙烯醛(CH₂CHCHO)等^{[1]B5}。全球汽车每年排放 20 亿 t CO、4 亿 t HC、2 亿 t NO_x^[2],因此汽车尾气净化催化剂作为控制汽车污染的主要手段之一而受普遍重视^[3]。

1 三效催化剂

三效催化剂(Three-Way Catalyst, TWC)是汽车尾气三元催化转化器里使用的催化剂,它具有高活性、高选择性、高热稳定性、良好物理性能^[4],能同时净化尾气的 CO、HC 和 NO_x 等有害物,因此在当今汽车尾气催化剂市场上有绝对优势,其反应机理^{[1]B6} 如下:



2 三效催化剂组成

三效催化剂主要由载体、涂层、活性组分和助剂 4 部分组成。

2.1 载体

载体主要是用来承载催化活性组分的材料,其作用是提供有效表面和合适孔结构;使催化剂获得一定机械强度;提高催化剂热稳定性;与活性组分作用而形成新的化合物;节省活性组分用量,这对贵

金属催化剂尤为重要。

目前车用催化转化器的催化剂载体基本上是整体式的。整体式载体由许多薄壁平行小通道构成,其气流阻力小、几何表面积大、无磨损、耐高温、催化转化率高^[5]。最常用的材料为整体蜂窝状堇青石陶瓷(2MgO·2Al₂O₃·5SiO₂)。

2.2 涂层

涂层附着于载体表面,提供大比表面来附着贵金属或其他催化成分的良好催化环境^[6]。涂层材料通常采用 γ-Al₂O₃, 因其有很强吸附能力和大比表面,但高于 1 000 °C 时不稳定,会相变成比表面很小(< 10 m²/g)的 α-Al₂O₃,从而使催化剂活性下降。为了防止 γ-Al₂O₃ 高温劣化,通常加入 Ce、La、Ba、Sr、Zr 等稀土或碱土元素氧化物作为助剂。

2.3 活性组分

按活性组分来分,三效催化剂可分为贵金属催化剂和非贵金属催化剂 2 类。

2.3.1 贵金属催化剂

随着对 CO、HC 和 NO_x 排放的控制,贵金属铂(Pt)、铑(Rh)、钯(Pd)因其对 CO、HC、NO_x 的转化有很好活性和选择性、较低起燃温度,因而在国外被广泛用作三效催化剂^[7],但贵金属价格很高且 Pt、Rh 资源缺乏^[8-9],从而增加了汽车成本^[10]。

20 世纪 90 年代初,利用 Pt、Rh 和 Pd 间的积极协调作用而研制出新一代 Pt-Ph-Pd 三效催化剂,使催化剂性能有明显改善。经典三效催化剂 Pt-Rh/CeO₂·γ-Al₂O₃ 在氧化 CO 和 CH 的同时还将 NO_x 还

原除去^[11]。

Pd 比 Pt、Rh 有更丰富资源且价格较低、良好的低温活性及催化氧化活性、抗高温烧结性,有利于降低成本、提高催化剂寿命,并在某些性能上超过 Pt、Rh,因此全 Pd 催化剂成为三效催化剂发展的一个重要方向^[12]。

2.3.2 非贵金属催化剂

以非贵金属化合物取代或部分取代催化剂中的贵金属,以降低催化剂的昂贵成本。

非贵金属氧化物添加物中常见的是稀土氧化物^[13]。不同稀土氧化物的添加剂和添加量对催化剂的作用不同,大多数稀土氧化物都能提高贵金属催化活性,具有助催化作用^[14]。稀土复合氧化物催化剂 La-Co/ γ -Al₂O₃ 有优良的 CO 氧化性能并有一定的 NO 还原活性。

纳米稀土三效催化剂是结合纳米材料高表面活性与稀土催化助剂的特点,将稀土催化剂制成纳米材料的新型高效汽车尾气净化催化剂,催化活性较高^[15-16],能提高催化剂低温效果,延长催化剂寿命,更能有效净化汽车尾气^[17]。

为了降低成本及部分替代贵金属,近年来开发出钙钛矿(ABO₃)型三效催化剂以处理汽车尾气^[18],原因是其有多种优秀物理化学性质与催化性能且催化组分可变,能通过选择合适替代物来控制金属离子价态,从而增强反应活性^[19-21]。LaCoO₃ 和 LaMnO₃ 对 CO 和 HC 的氧化催化活性与 Pt 相当^[22]。La_{0.8}K_{0.2}Mn_{0.9}O_{0.1}O₃ 催化剂在过量(CO+H₂)气氛中对 NO 还原活性很高并生成较多 NH₃,有较好的初始三效性能,但高温老化导致活性下降。

2.4 主要助剂(添加剂)

助剂是自身无催化作用或活性较低的添加物,其加入催化剂中可提高催化剂性能。

2.4.1 铈

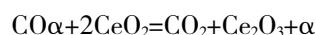
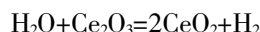
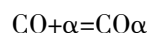
铈(Ce)是汽车尾气催化材料中最主要的助剂之一,主要作用:

1) 有强储放氧能力。利用 Ce 的强储放氧功能可大幅提高催化剂催化性能。

CeO₂ 是应用最广泛的稀土氧化物添加剂,作用:① 稳定活性氧化铝涂层;② 对贵金属有助催化作用,提高贵金属表面分散度;③ 促进水汽转移反应(H₂O+CO=CO₂+H₂)、促进 NO 还原,水蒸汽存在下

提高 NO 转化率;④ 其强储放氧能力使其能提高催化剂活性;⑤ 提高催化剂抗中毒能力;⑥ 提高催化剂载体机械强度,具有稳定晶型结构和阻止体积收缩的双重作用。

CO 在添加剂 CeO₂ 表面上的吸附存在以下反应机理^[36](α 表示活性中心):



2) 提高贵金属催化剂热稳定性。

3) 延缓 γ -Al₂O₃ 向 α -Al₂O₃ 的高温相变,增强 Al₂O₃ 的热稳定性。

4) 与贵金属相互作用以改善三效催化剂性能。加入 Ce 有利于 Pt 吸附氧能力、降低起燃温度。

2.4.2 镧

镧(La)也是常用的汽车尾气催化助剂,主要以 La₂O₃ 形式存在。La₂O₃ 是最早用于改善 Pd 催化剂性能的稀土金属氧化物,其在 Pd 催化剂中的作用:① 提高 Pd 催化剂的还原活性和选择性;② 促进 CO、HC 与水蒸汽反应;③ 增加 NO_x 的化学吸附量;④ 在 HC 存在下,加入 La 的 Pd 催化剂的催化活性更高,证实 La 减弱 HC 的吸附、提高 NO_x 的吸附、促进 NO_x 还原的作用。

3 应用与展望

三效催化剂是最有效控制汽车排放污染物的措施之一。在国外,三效催化剂的发展趋势是提高催化剂对 NO_x 的选择还原性和开发相对便宜的全 Pd 三效催化剂,稀土元素只作为贵金属的改性添加剂。我国稀土资源丰富,且稀土催化剂的研究已处于世界前列,因此着眼于开发不添加或少添加贵金属的稀土催化剂是主要发展方向。催化活性高于普通三效催化剂的纳米稀土三效催化剂将是成本低、催化效果好的新型催化剂并成为今后研发热点。

4 参考文献

- [1] 朱保伟,陈宏德,田群. 汽车尾气催化剂的发展[J]. 中国环保产业,2003,(7):35-38.
- [2] 郑华德,谭砂砾,尹衍升,等. 机动车尾气净化用纳米稀土催化剂展望[J]. 现代技术陶瓷,2003,(1):19-22.
- [3] 郭建军,罗来涛,李松军. 汽车尾气催化剂的研究进展[J]. 江西化工,2001,(2):3-7.

(下转第 31 页)

淹水条件下种植水稻对氮元素渗漏的影响

史春霞 张 雪 马其柏 盛海君 封 克 钱晓晴

(扬州大学环境科学与工程学院, 江苏 扬州 225009)

摘 要 为了探明淹水植稻条件下氮元素在土层中的垂直移动、渗漏情况, 设置了模拟土柱培养试验。试验以淹水种植水稻为处理, 以淹水不种水稻为对照, 探讨植稻对模拟土柱(40 cm 埋深处)渗漏水硝态氮、铵态氮的淋出数量的影响。结果表明: 硝态氮与铵态氮相比, 硝态氮极易流失; 在试验整个过程中, 淹作种植水稻硝态氮总流失量流失远大于不种水稻, 铵态氮则与之相反; 从绝对数量看, 种植水稻与不种植水稻氮的渗漏都以硝态氮为主。

关键词 淹水 水稻 氮 渗漏

一般认为, 淹水条件下土壤中氮元素的渗漏量明显高于旱地土壤。水体氮含量的不断增加会引发水体的富营养化, 而来自农业投入的氮的流失, 又往往成为内陆水体富营养化的重要诱导因素^[1-3]。因此, 水田大量施用氮肥对地下水可能存在较大的威胁。但迄今为止, 对土壤淹水条件种植水稻是否会减轻土壤氮元素的渗漏研究不多。本试验拟通过模拟土柱培养的方法探讨淹水条件下种植水稻对氮元素的迁移、渗漏的影响, 为生产上采取相应措施防止氮元素的渗漏损失提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 材料

试验培养用土壤为采自江苏省里下河地区农科所的夜潮土, 土壤经过晒干过筛后备用。

模拟土柱采用的塑料桶(上口 37 cm × 28.5 cm、底 34 cm × 26 cm、高 47 cm), 在桶的侧面近底处均安装水龙头(内径为 1.5 cm), 水龙头紧贴桶内壁处包扎玻璃纤维的尼龙网包, 防止其往外放水时被土壤淤塞。供试水稻品种为连嘉梗水稻, 由扬州大学农学院朱庆森教授提供。所施肥料为化学试剂硫酸铵、过磷酸钙和尿素。硫酸铵、过磷酸钙在移栽前分别以 0.635、0.676 g/kg 的用量施入, 尿素在培养期间, 8 月 16 日(第 25 d)以 0.113 g/kg 的用量施入。灌溉用水为扬州大学江阳路南校区普通自来

水, 其部分理化指标见表 1。

表 1 灌溉用水的部分理化指标

项目	硝态氮	铵态氮	无机磷	全磷
浓度	0.668	0.109	—	0.041

1.2 试验方法

1.2.1 前期准备

将风干破碎过筛后的土壤装入塑料桶中, 将硫酸铵、过磷酸钙肥料一次性作为基肥与上部 20 cm 土壤混合, 土柱内土壤高度为 40 cm。于 2005 年 7 月 12 日加水平衡后, 7 月 19 日移栽水稻, 每桶种植 3 穴, 每穴 5 苗; 以不种水稻为对照; 2 种处理各设 3 桶, 取平均值。土表水层水位保持高于土面 5 cm, 并记录每天加水量。

1.2.2 水样的采集

从 7 月 23 日起至 8 月 6 日止, 连续 15 d 于下午 3 时从 6 只桶中通过水龙头分别收集渗漏水样各 1 L (相当于渗漏量为 10 mm/d); 8 月 6 日之后, 3 d 收集 1 次, 直至 9 月 19 日结束, 共 59 d, 在这期间, 不种植水稻处理每桶共加入灌溉水 41.2 L, 种水稻处理共加入 50 L, 从土柱中收集渗漏水样各 29 L。

1.2.3 水样的测定

对采集的水样, 及时测定其中的 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N。 NO_3^- -N 的测定采用紫外分光光度计法, NH_4^+ -N 的测定采用靛酚蓝比色法^[4]。

2 结果与分析

2.1 模拟实验渗液中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 动态变化

培养期间土壤渗液中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量的动态变化见图 1 和图 2。从图 1、图 2 可以看出, 种植水稻处理和不种水稻对照, 铵态氮的渗漏量都大致呈递减趋势。培养初期的 15 d 内渗漏较多。第 27~33 d 渗液中铵态氮浓度有一升高过程, 这主要是因为是在第 25 d 施了 1 次尿素。第 33 d 以后趋于平稳。在培养期间, 种植水稻处理的土柱中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的总流出量为 47.1 mg, 而不种水稻对照土柱中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的总流出量为 51.3 mg。

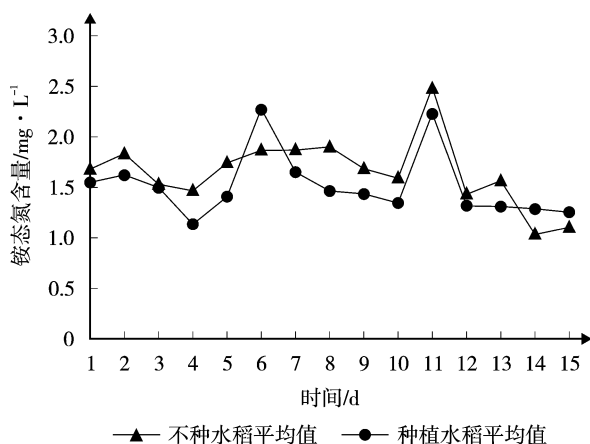


图 1 培养期间 1~15 d 土壤渗液中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量的动态变化

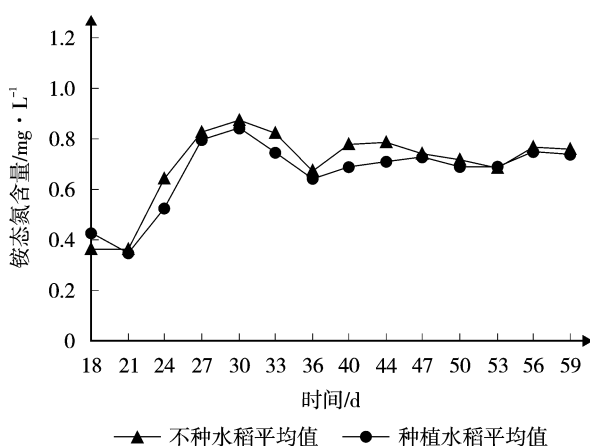


图 2 培养期间 18~59 d 土壤渗液中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量的动态变化

2.2 土壤渗液中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的动态变化

培养期间土壤渗液中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量的动态变

化见图 3 和图 4。从图 3、图 4 可以看出, 种稻处理土壤渗液和不种水稻对照土壤渗液硝态氮的渗漏量大致呈急剧递减趋势。在培养初期的 18 d 内, 渗液中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度急剧下降, 从 1 196.86 降至 12.413 mg/L, 18 d 以后 (见图 4) 虽然也下降, 但降低的幅度明显减少, 第 30 d 后趋于平稳。这表明硝态

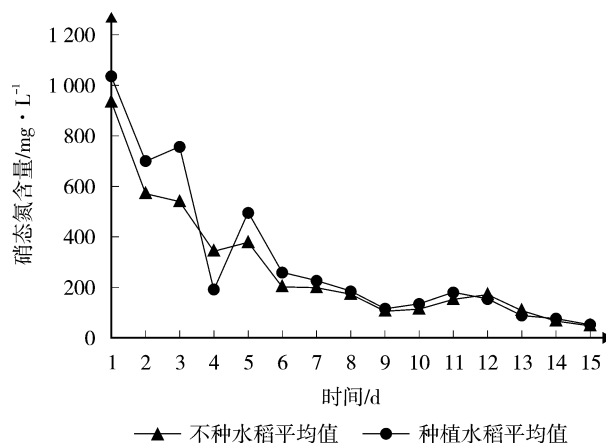


图 3 培养期间 1~15 d 土壤渗液中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量的动态变化

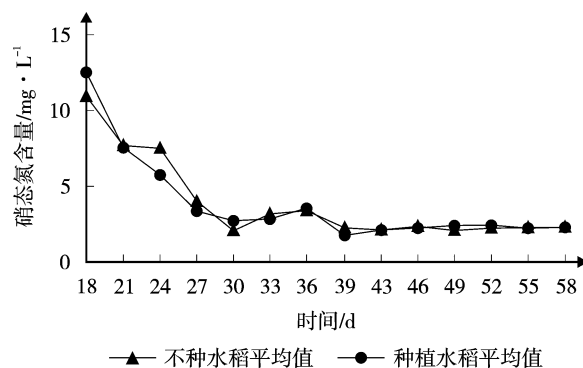


图 4 培养期间 18~59 d 土壤渗液中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量的动态变化

氮在土壤中一经形成, 移动速度较快, 这与实际的研究是一致的。试验期间, 种植水稻的土柱中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 总流出量为 5 517.1 mg, 不种水稻的对照土柱中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 总流出量为 4 912.6 mg, 其趋势与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 正好相反。

研究表明, 水稻根系能分泌氧气, 这些氧气能被硝化微生物所利用, 从而将铵态氮氧化成硝态氮^[5]。Revsbech 等^[6]运用微型氧气感应器对稻田根际进行监测发现, 水稻移栽 3 周后根系周围氧气浓度可达到气中氧气饱和度的 20%, 而这些氧气能够满足

根际好氧微生物的生活需要。Kirk^[7] 试验结果也表明距根际越近,根系分泌的 O_2 浓度越高,硝化作用也越强。因此,造成这种现象的原因可能是水稻根系向根际环境中泌氧,硝化微生物则藉此将铵态氮氧化成硝态氮。

2.3 土壤渗漏液 NH_4^+-N 与 NO_3^--N 总累积量的比较

土壤渗漏液 NH_4^+-N 与 NO_3^--N 总积累量比较见表 2。从表 2 中可以看出,淹水条件下土壤氮的流失基本上以硝态氮为主。种植水稻处理土壤渗漏液的总流失氮(硝态氮、铵态氮)量占施氮肥总量的 20.11%,流失 NO_3^--N 占 19.86%, NH_4^+-N 仅占 0.17%。不种植水稻则分别为 17.95%,17.68%,0.18%。可见,淹水条件下土壤中仍能大量发生硝化作用,使土壤铵态氮转变成硝态氮,进而造成氮肥的巨大损失。由于模拟土柱条件远不同于田间实际情况,因此对田间可能发生的氮素渗漏状况还应做进一步的试验。

表 2 土壤渗漏液 NH_4^+-N 与 NO_3^--N 总累积量的比较 mg

测定项目	种植水稻	不种植水稻
铵态氮	47.1	51.3
硝态氮	5 517.1	4 912.0

3 结论

1) 淹作植稻与不植稻相比,氮的流失均以硝态氮为主,且流失量的递减变化趋势十分显著,种植水稻更能促进硝态氮的流失。

2) 铵态氮与硝态氮相比,不易随水渗漏流失,土壤对其具有较强的吸附力。淹作种植水稻条件下

其渗漏量小于淹作不种水稻情况,这与硝态氮的规律正好相反。

3) 本试验在 59 d 的过程中,淹作种植水稻处理中的硝态氮有 55.2% 的样次超过污染标准(10 mg/L)^[8],因此水田在种植水稻情况下,大量施用氮肥对地下水可能存在较大的威胁。在实际大田中,情况可能有所不同,本试验数据结果可给大田生产提供参考。

4 参考文献

- [1] Sharpley A N, Paul J A Withers. The nvironmentally-sound management of agricultural phosphorus[J]. Fertilizer Research, 1994, 39: 133-136.
- [2] Parry R. Agriculture phosphorus and water quality: AU S environmental protection agency perspective[J]. Environ Qual, 1998, 27: 258-261.
- [3] 王道涵, 梁成华. 农业磷素流失途径及控制方法研究进展[J]. 土壤与环境, 2002, 11(2): 183-188.
- [4] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000: 129-133.
- [5] 李振高, 俞慎, 潘映华, 等. 水稻根际硝化-反硝化作用生态因子的水平空间变异[J]. 土壤学报, 1999, 36(1): 111-116.
- [6] Revsbech N P, Pedersen O, Reichardt W, et al. Microsensor analysis of oxygen and pH in the rice rhizosphere under field and laboratory conditions[J]. Biology and Fertility of Soils, 1999, 24(4): 379-385.
- [7] Kirk G J D. Plant-mediated processes to acquir enutrients: Nitrogen uptake by rice plants[J]. Plant and Soil, 2001, 232: 129-134.
- [8] 王德建, 林静慧, 孙瑞娟, 等. 太湖地区稻麦高产的氮肥适宜用量及其对地下水的影响 [J]. 土壤学报, 2005, (3): 427-432.

The Effects of Waterlogged Rice on the Leakage of Nitrogen

Shi Chunxia Zhang Xue Ma Qibo Sheng Haijun Feng Ke Qian Xiaoqing

Abstract The leakage of nitrogen under waterlogged rice condition was compared with that under normal condition. The results showed that, more NO_3^--N was lost under rice-planting condition than that without planting rice, while a reverse result was obtained for NH_3^--N . However, the nitrogen lost from the soil was mainly in the form of NO_3^--N both under rice-planting and no-rice-planting conditions.

Key words waterlogged rice nitrogen leakage

广州市花都区 2004 年生态足迹和生态承载力计算分析

琚 鸿

(广州市环境监测中心站, 广州 510030)

摘 要 以广州市花都区国民统计资料(2004 年)和相关统计资料为依据,对花都区生态足迹和生态承载力进行了计算和分析,结果表明广州市花都区人均生态足迹为 2.43 hm²/人,人均生态承载力为 0.31 hm²/人,人均生态赤字为 2.12 hm²/人,属于人均水平亏缺较高的区域。

关键词 生态足迹 生态承载力 花都区

生态足迹是由加拿大生态经济学家 William 和 Wackernagel 于 20 世纪 90 年代提出的一种度量可持续发展程度的方法,它基于土地面积的指标,包括生态足迹和生态承载力 2 部分。本文对广州市花都区 2004 年的生态足迹和生态承载力进行了计算和分析,旨在为该地区制定可持续发展规划提供依据。

1 生态足迹与生态承载力的概念

生态足迹主要用于计算在一定人口与经济规模条件下,维持资源消费和废物消纳所必须的生物生产面积;生态承载力则是一个区域所能提供给人类的生物生产性土地面积的总和^[1-3]。将一个国家或地区的生态足迹和生态承载力进行比较,可判断该国家或地区的发展是否处于生态承载力范围之内,是否具有安全性。若生态足迹小于生态承载力,则出现生态盈余,表明人类对自然生态系统的压力处于本地区所提供的生态承载力范围内,生态系统是安全的;反之就会出现生态赤字,表明该地区的人们对本地区的自然生态系统所提供的产品和服务的需求超过了其供给。

2 计算模型

2.1 生态足迹的计算模型

William 和 Wackernagel 提出的生态足迹分析法是基于以下 2 条假设:① 人类消费的大多数资源和产生的废弃物可以计算;② 这些资源和废弃物可以换算成生产这些资源和同化这些废弃物所需要的生

产性土地面积。因此,任何已知人口的生态足迹可通过公式(1)进行计算^{[4]93}。

$$ef = \sum_{i=1}^n (r_j c_i / p_i) \quad (1)$$

式中: ef ——人均生态足迹, hm²/人;

p_i ——第 i 项消费项目的年平均生产力, kg/hm²;

c_i ——第 i 种商品的人均消费量, kg/人;

r_j ——第 i 种商品对应的第 j 类土地的均衡因子;

j ——能源用地、耕地、草地、林地、建筑用地和水域 6 种类型。

在生态足迹计算中,各种物质消费、能源消费等均按换算比例折算成相应的土地面积,主要考虑能源用地、耕地、草地、林地、建筑用地和水域 6 种类型。

2.2 生态承载力的计算模型

在计算生态承载力时,因不同国家或地区的资源禀赋不同,不仅单位面积不同类型的土地生物生产能力差异很大,且单位面积同类型的土地生产力也有很大差异。因此,在不同国家或地区,同类生物生产土地的实际面积是无法直接进行对比的,需对不同类型的面积进行调整。这可以通过引进一个产量因子来实现,即某个国家或地区某类型土地平均生产力与世界同类土地平均生产力的比率。将现有的耕地、草地、林地、建筑用地、水域等物理空间的面积乘以相应的均衡因子和产量因子,就可以得到世界平均生态承载力,其计算公式^{[4]94}为:

$$BC=N\cdot \sum a_jr_jy_j$$
 (2)

式中:BC——区域总生态承载力, hm²;
N——人口数量, 人;
 a_j ——人均生物生产面积, hm²/人;
 r_j ——均衡因子;
 y_j ——产量因子;
 j ——能源用地、耕地、草地、林地、建筑用地和水域 6 种类型。

均衡因子和产量因子采用威廉·利斯等的计算结果^{[5]88}, 见表 1。

表 1 各类土地类型的均衡因子和产量因子

土地利用类型	均衡因子	产量因子
耕地	2.82	1.66
林地(园地)	1.14	0.91
水域	0.22	1.00
草地	0.54	0.19
建筑用地	2.82	1.66
能源用地(CO ₂ 吸收用地)	1.14	0

3 广州市花都区 2004 年生态足迹和承载力计算

3.1 广州市花都区 2004 年生态足迹

人类的生产、生活消费由 2 部分组成:生物资源消费(主要包括农产品和木材)和能源消费。因而生态足迹计算相应地也由这 2 部分消费组成。

3.1.1 人均生物资源消费生态足迹

根据花都区统计局编制的《花都区国民经济统计资料(2004 年度)》,花都区 2004 年人口数为 628 417 人,生物资源消费中的农产品分为粮食、蔬菜、猪肉、家禽、牛奶、水产品等共计 11 种,根据公式(1)其计算得到花都区 2004 年生物资源消费生态足迹,见表 2。

3.1.2 人均能源消费生态足迹

能源消费的生态足迹是指能源生产及能源消费后吸收其所产生 CO₂ 所需的生态空间。花都区能源消费主要为发电厂燃油和居民使用液化石油气。

花都区有广州华辉电力有限公司、广州华都电力有限公司、广州华光电力有限公司、广州巴江电力有限公司等 4 家重油发电厂,年发电量 52 262 万 kW·h。

根据花都区国民经济统计资料,2004 年花都区使用液化石油气人口为 56 万。世界人均液化石油气用量

表 2 花都区 2004 年生物资源消费生态足迹

食物	产量 t	全球平均 生产力 kg/hm ²	人均生态 足迹 hm ² /人	土地利用 类型
粮食	91 925	2 744	0.15	耕地
蔬菜	356 020	18 000	0.09	耕地
猪肉	14 900	74	0.17	草地
牛羊肉	80	53	0.001	草地
兔肉	152	53	0.01	耕地
禽蛋	3 671	400	0.04	耕地
禽肉	20 324	74	1.23	耕地
水产品	53 700	29	0.65	水域
水果	33 818	9 429	0.01	林地
牛奶	4 537	502	0.01	草地
花生	3 376	16 130	0.001	耕地
合计			2.363 5	

为 30 kg,发达国家一般为 40~50 kg,花都区按人均液化石油气用量 40 kg 计,液化石油气用量为 22 400 t。

以电力和液化石油气计算得到花都区 2004 年能源消费生态足迹 0.07 hm²/人,见表 3。

表 3 花都区 2004 年能源消费生态足迹

类型	消耗量 t	折算 系数 GJ/t	全球平均 能源足迹 GJ/hm ²	人均生态 足迹 hm ² /人	土地利用 类型
电力	522 62*	11.84 ^[6]	1000	0.05	建筑用地
液化石油气	22 400	43.12 ^{[5]89}	71	0.02	能源用地
合计				0.07	

注: * 单位为万 kW·h。

由以上计算得出:2004 年花都区人均生态足迹为人均生物资源生态足迹和人均能源消费生态足迹之和,即 2.43 hm²/人。

3.2 广州市花都区 2004 年生态承载力

根据花都区统计局编制的《花都区国民经济统计资料(2004 年度)》,得到各类土地类型的土地面积和人口数,根据公式(2)计算得到花都区 2004 年生态承载力。根据世界环境与发展委员会的报告,出于谨慎考虑,在生态承载力计算时应扣除 12%的生物多样性保护面积,计算得到广州市花都区可供使用的人均生态承载力为 0.31 hm²/人,结果见表 4。

4 广州市花都区生态足迹与生态承载力分析

通过以上计算得到,花都区人均生态足迹为 2.43 hm²/人,生态承载力为 0.31 hm²/人,生态赤字

表 4 花都区 2004 年生态承载力

土地类型	均衡因子	产量因子	人均土地面积 hm ² /人	人均生态承载力 hm ² /人
耕地	2.82	1.66	0.037 0	0.17
林地(园地)	1.14	0.91	0.079 3	0.08
水域	0.22	1.00	0.015 1	0.003
草地	0.54	0.19	0.000 3	0.000 03
建筑用地	2.82	1.66	0.019 2	0.09
CO ₂ 吸收用地	1.14	0	0	0
合计				0.34

2.12 hm²/人,生态足迹是生态承载力的 7.8 倍,属于人均水平亏缺较高的区域。

比较花都区各类土地类型的需求与供给得到,花都区耕地生态赤字最大,这表明花都区在快速的工业化和城市化进程中,耕地资源占用量大,耕地已成为目前最稀缺的资源之一,人地矛盾尖锐;其次水域的人均生态赤字仅次于耕地,达 0.65 hm²/人;仅建筑用地供给大于需求。各类用地的人均生态赤字见表 5。

表 5 花都区 2004 年度各类土地需求与供给比较表 hm²/人

土地类型	需求	供给	人均生态赤字
	人均生态足迹	人均生态承载力	
CO ₂ 吸收用地	0.02	0	0.02
耕地	1.52	0.17	1.35
林地	0.18	0.08	0.10
水域	0.65	0.003	0.65
草地	0.01	0.00003	0.01
建筑用地	0.05	0.09	0.04
		0.34	
合计	2.43	(可供使用的人均生态承载力 0.31)	2.12

与广州市相比,花都区生态足迹比广州市小,生态承载力相当;而与全国平均水平比较花都区生态足迹为全国平均生态足迹的 1.6 倍,生态承载力约为全国平均的 1/3,见表 6^[7]。

表 6 花都区与广州市及全国、全球平均的生态足迹和生态承载力的比较

指标	花都区	广州市	全国平均	全球平均
生态足迹	2.43	3.2	1.5	2.9
生态承载力	0.31	0.3	0.9	2.2
生态赤字	2.12	2.9	0.6	0.7

因此,花都区要作为广州市北部生态屏障,达到“升南优北”的生态空间优化目的,应降低其对资源的消耗,减少生态足迹。

5 参考文献

[1] 尹璇,倪晋仁,毛小琴.生态足迹研究述评[J].中国人口资源与环境,2004,14(5):45-50.
[2] 龙爱华,张志强,苏志勇.生态足迹研究评介及国际研究前沿[J].地球科学进展,2004,19(6):973-979.
[3] 王书华,毛汉英,王忠静.生态足迹研究的国内外近期进展[J].自然资源学报,2002,17(6):776-780.
[4] 陆颖,何大明,柳江.云南省 15 年生态足迹与承载力分析[J].中国人口资源与环境,2006,16(3):93-97.
[5] 夏敏峰,胡月明,胡曰利,等.佛山市可持续发展状况的生态足迹分析[J].企业技术开发,2006,25(4):88-89.
[6] 胡新艳,牛宝俊,刘一明.广东省的生态足迹与可持续发展研究[J].上海环境科学,2003,22(12):927.
[7] 张芳,徐伟锋,李光明,等.上海市 2003 年生态足迹与生态承载力分析[J].同济大学学报:自然科学版,2006,34(1):80-84.

On the Ecological Footprint and Ecological Capacity of
Huadu District in Guangzhou

Ju Hong

Abstract The ecological footprint and ecological capacity of Huadu district in Guangzhou have been calculated and analyzed by using the statistical data and relevant materials for the year 2004. The results show that the ecological footprint and ecological capacity of Huadu district are 2.43 and 0.31 hm² per capita, respectively, giving a ecological deficit of 2.12 hm² per capita.

Key words ecological footprint ecological capacity huadu district

利用 ADMS-Urban 模型测算顺德区 SO₂ 环境容量

陶 俊¹ 谢文彰¹ 杨多兴² 王雪梅³

(¹ 国家环境保护总局华南环境科学研究所, 广州 510655; ² 国家环境保护总局环境工程评估中心, 北京 100012;

³ 中山大学环境科学与工程学院, 广州 510275)

摘 要 通过建立顺德区 2004 年的大气污染源排放清单、收集气象资料及大气自动监测站的 SO₂ 日均浓度数据, 利用 ADMS-Urban 模型模拟了 2004 年 1~12 月期间 12 个大气自动监测站的 SO₂ 日均浓度, 并与监测值进行了相关性分析。验证结果表明, 模拟值与监测值相关性较好(相关性系数 $r=0.68$), 并通过相关性显著检验。利用修正后的 ADMS-Urban 模型和环境容量方程计算了顺德区 SO₂ 实际环境容量, 计算值为 5.1 万 t/a。

关键词 ADMS-Urban 模型 SO₂ 环境容量 相关性分析

佛山市顺德区地处广东省珠江三角洲的经济走廊腹地。随着顺德区经济持续高速增长, 大气环境问题日显突出。2004 年环境监测数据表明, 顺德区大气环境现状距国家环境保护模范城市的要求(即 SO₂ 日均浓度达到国家环境空气二级标准(GB 3095-1996)的天数全年达到 85% 以上), 还存在一定的差距。因此有必要测算当地大气环境容量, 并提出对现有大气污染源控制和削减措施。根据顺德区的大气污染源的排放情况的调查, SO₂ 的排放源主要来自工业煤燃烧, 来源较单一。而 NO₂ 和 PM₁₀ 来源相对比较复杂, NO₂ 主要来自汽车尾气和工业源排放, PM₁₀ 来源更加复杂如道路扬尘、工业燃煤尘、建筑尘等等。本研究选取 SO₂ 作为测算对象, 主要是考虑到 SO₂ 是顺德区主要大气污染物之一, 且 SO₂ 的排放源及源强较易统计, 可以保证模拟结果的准确性。

1 ADMS-Urban 大气扩散模型系统简介

本次研究利用 ADMS-Urban 大气扩散模型系统。该模型使用了大气边界层的最新理论, 大气边界层用边界层高度 h 与 Monin-Obukhov 长度 L_{MO} 表征, Monin-Obukhov 长度是一种由摩擦力速度和地表热通量决定的长度尺度^[1], 可以利用常规气象要素的参数化方法来定义边界层结构^[2], 因而能更好地描述大气扩散过程, 使得污染物浓度计算结果更准确可靠^[3]。

Monin-Obukhov 长度 L_{MO} 计算公式见式(1)^[4]:

$$L_{MO} = \frac{-u_*^3}{kgF_{\theta_0}/(\rho C_p T_0)} \quad (1)$$

式中: u_* ——表面摩擦速度;

k ——Von Karman 常数;

g ——重力加速度;

F_{θ_0} ——表面热通量;

ρ, C_p ——空气密度与定压比热;

T_0 ——地表温度。

在不稳定条件下, Monin-Obukhov 长度是负值。其中, 对流湍流比机械湍流更重要。在稳定条件下, Monin-Obukhov 长度是正值, 垂向湍流的运动受到稳定层阶的严重削弱^[5]。

ADMS 模型耦合了大气边界层研究的最新进展, 彻底抛弃传统的离散的 Pasquill-Turner 稳定度分类法及 Pasquill-Grifford 扩散参数体系^[6]; 在对流条件下, 扩散模式在烟流的垂直分布上采用非高斯型的算法(PDF), 具有以下特点: ① 气象模块均基于常规气象资料; ② 彻底抛弃 Pasquill-Grifford 扩散参数体系, 采用连续的稳定度分类方法, 只要根据边界层高度与 Monin-Obukhov 长度, 将其分成不稳定、中性和稳定; ③ 在对流条件下, 垂直浓度均采用非高斯分布函数。通常采用概率分布函数 PDF, 如双高斯叠加等。这种分布, 在理论上符合对流边界层由上升热泡和下降热泡组成的湍流特征; ④ 可以广泛使用于平原、城市、丘陵等不同类型的下垫

层,具有计算下洗功能。

传统的高斯模型假定空气污染在空间上遵循高斯分布。考虑地面和混合层顶均为不可穿透平面。按照 Pasquill 稳定度分类方法将大气边界层的稳定度用 A-G 表示。各稳定度对应的扩散参数是应用 Pasquill 和 Griford 根据 Prairie Grass 现场实验数据绘制的曲线确定^[7]。因此,传统模式采用离散的稳定度分类和离散的扩散参数体系,具有如下特点:①浓度计算在水平方向和垂直方向上都采用高斯分布假设;②湍流分类和扩散参数采用离散化的经验分类方法。③不稳定条件下,对于中等有效高度的排放源,其地面浓度预测值和实测值之比,明显偏低;④未能反映浮力烟羽抬升到混合层顶部附近的实际扩散过程,致使高浮力烟羽的地面浓度预测值误差较大。

因此,本研究利用 ADMS-Urban 模型测算顺德区要达到环境质量目标的 SO₂ 的最大环境容量,给出各工业污染源的削减量及经济可行的削减方案。通过容量的合理分配和污染源的科学布局来保证顺德区大气环境达到国家环境保护模范城市的要求,同时希望能为当地政府大气污染防治和改善大气环境决策提供科学依据。

2 数据的收集

2.1 大气污染源数据

本研究调查了顺德区大良街道、容桂街道、伦教街道、勒流镇、北滘镇、陈村镇、乐从镇、龙江镇、杏坛镇和均安镇等 10 个镇(街道)的 94 家主要工业污染源 SO₂ 的排放源强(占全顺德区工业 SO₂ 排放量的 90%以上)、地理坐标、烟囱高度、烟囱排放口内径、烟气量、烟气温度、烟气流速等参数。

2.2 气象数据

收集了顺德区气象站 2004 年的气象数据,包括 02:00、08:00、14:00、20:00 等 4 个时段的风速、风向、云量等参数。

2.3 大气环境质量数据

收集了 2004 年顺德区 10 镇 12 个大气自动监测站的 SO₂ 日均浓度数据及各大气自动监测站的地理位置。

3 计算范围、控制点位及控制目标

3.1 计算范围

本研究的计算范围为南起均安镇、北到陈村镇,西起龙江镇、东至顺德城区大良街道,南北长约 38 km、东西宽 21 km,总面积约为 806 km²。

3.2 控制点位

将梁銑琚夫人幼儿园、大良新松小学、佛山市委党校、勒流镇环保办公室、陈村镇旧圩居委会、容桂街道办事处、北滘镇城区小学、龙江镇干休所、伦教区中心小学、乐从镇环保监测分站、均安镇法庭、杏坛镇中学等 12 个大气自动监测站作为首选控制点位,同时将顺德区 806 km² 划分成 1 089 个网格,网格中心点也作为控制点。

3.3 控制目标

使各控制点位 SO₂ 质量浓度达到相应的国家环境空气质量一级和二级标准作为控制目标,同时使得 SO₂ 日均浓度达到国家环境空气质量二级标准的天数达到 85%以上。

4 计算结果与讨论

4.1 模型的验证

根据顺德区 2004 年污染源调查数据,将排气筒高度在 30 m 以上的排放源视为点源,30 m 以下的排放源视为面源(平均源高约为 26 m),用 ADMS-Urban 模型计算了冬季(1 和 12 月)12 个大气自动监测点位 SO₂ 每 d 的日均浓度,并与各大气自动监测点位的监测值(共 744 组数据)进行相关性分析和显著性检验。SO₂ 的模拟值与监测值的线性回归方程见式(2)。

$$C_{\text{模拟值}} = 1.36C_{\text{监测值}} - 21.5 (\mu\text{g}/\text{m}^3) \quad (2)$$

模拟值与监测值相关性较好(相关性系数 $r=0.68$),通过了相关性显著检验。因此本模型适用于顺德区 SO₂ 环境容量的测算。

4.2 环境容量方程

假设研究地区共有 N 个污染源, M 个控制点, N 个污染源某种污染物最大基础允许排放量可以使得 M 个控制点达到这种污染物控制标准浓度,则该地区 N 个污染源这种污染物最大基础允许排放量

为该地区的某种污染物的环境容量^[8],见式(3)。

$$\sum_{i=1}^n F_{ij} Q_i \leq C_{js} \quad (3)$$

式中: Q_i ——第*i*个污染源的排放率;

F_{ij} ——第*i*个污染源对第*j*个控制点的浓度传递函数;

C_{js} ——第*j*个控制点的控制标准浓度。

4.3 SO₂ 环境容量测算

在现有污染源布局的情况下,在保证率为85%的天气条件下,一类功能区的各控制点SO₂日均浓度均小于50 μg/m³(国家一级标准),二类功能区内的各控制点SO₂日均浓度均小于150 μg/m³(国家二级标准)。但2004年现状监测资料与模拟值有一定的偏差,实际监测显示乐从环境监测分站监测点SO₂日均值浓度达标率80.4%达不到85%的要求,可能是乐从镇当地的低矮源(污染源调查未能统计的源)或外源对该点SO₂浓度贡献较大的缘故。

用2004年气象数据和污染源数据输入ADMS-Urban模型,计算得到顺德区各控制点的SO₂年日均浓度,只有二类功能区的2个控制点超标,该控制点年日均值浓度分别为128和71 μg/m³。本研究采用重点削减方案^[9],只要华顺电厂、西达电厂2个污染源削减到40%,全顺电厂、顺德糖厂削减到80%,则超标的控制点的SO₂年均值浓度则可以达到60 μg/m³(国家二级标准)。利用上述容量方程,计算得到顺德区SO₂允许排放量(实际环境容量计算值)为5.1万t/a,考虑到来自周边南海、佛山、江门、番禺等地跨界污染,顺德区SO₂实际环境容量应比5.1万t/a略小。

通过对顺德区大气污染源调查和SO₂浓度的模拟,发现顺德区大部分污染源分布在顺德区东部地区(大良街道-容桂街道-伦教街道一带),且SO₂较高浓度场也分布在这一带,而现状监测资料显示西北部乐从镇SO₂污染相对较重,加之西南部均安镇有一类环境空气功能区,因此研究认为中部杏坛镇、勒流镇地区SO₂环境容量较大,可作为未来工业发展重点地区。

5 结论与建议

1) 实施削减方案后,在2004年的工业布局及气象

条件下,顺德区SO₂实际环境容量计算值为5.1万t/a。

2) 顺德区中部杏坛镇、勒流镇地区SO₂环境容量较大,可作为未来工业发展的重点地区。

3) 本规划以SO₂为环境容量测算对象,是由于SO₂主要来自于工业点源,比较容易模拟,而未对NO₂和PM₁₀的实际环境容量进行测算,是由于NO_x和PM₁₀来源比较复杂,加上污染源调查不是很全面。

4) 本规划采用ADMS-Urban模型进行容量测算时,由于所需参数较多且各类参数选取对计算结果有一定的影响,因此只作为参考结果。

6 参考文献

- [1] Carruthers D J, Air quality management using ADMS-Urban[C]// Proceedings of seventh international conference on atmospheric sciences and applications to air quality (ASAAQ). Taiwan: [s. n.], 2000.
- [2] Carruthers D J, Edmunds H A, Bennett M, et al. Validation of the ADMS dispersion model and assessment of its performance relative to R-91 and ISC using archived LIDAR data[J]. International Journal of Environment and Pollution, 1997, 8(3/6): 264-278.
- [3] 杨多兴. ADMS-Urban 大气扩散模型理论[J]. 环境影响评价动态, 2005, 4(6): 15-17.
- [4] Robins A G, Carruthers D J, McHugh C A. The ADMS building Effects module[J]. International Journal of Environment and Pollution, 1997, 8(3/6): 708-717.
- [5] McHugh C A, Carruthers D J, Edmunds H A. ADMS-Urban: an air quality management system for traffic, domestic and industrial pollution[J]. International Journal of Environment and Pollution, 1997, 8(3/6): 666-675.
- [6] McHugh C A, Carruthers D J, Edmunds H A. ADMS and ADMS-Urban workshop on operational short-range atmospheric dispersion models for environmental impact assessment in europe[J]. International Journal of Environment and Pollution, 1997, 8(3/6): 378-387.
- [7] Carruthers D J, Edmunds H A, Bennett M, et al. Study commissioned by her majesty's inspectorate of pollution[M]. London: DoE, 1995.
- [8] 国家环境保护总局. 城市大气污染物总量控制方法手册[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1991.
- [9] 国家环境保护总局. 城市大气污染物总量控制典型范例[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1993.

Calculation of Environmental Capability of Sulfur Dioxide in Shunde District by Using ADMS-Urban Model

Tao Jun Xie Wenzhang Yang Duoxing Wang Xuemei

Abstract With the emission lists of atmospheric pollution sources, meteorological data, and daily average concentrations of sulfur dioxide, the daily average concentrations of sulfur dioxide in twelve air monitoring sites in Shunde during January and December in 2004 were simulated by using ADMS-Urban model. The correlation between the simulative data and monitoring data was analyzed, and the results showed that the correlation between the simulative data and monitoring data is good (the correlation coefficient is 0.68, and significant test was passed). The environmental capability of sulfur dioxide in Shunde was calculated by using the modified ADMS-Urban model and environmental capability equations, and it is 51 000 tons per annum.

Key words ADMS-Urban model sulfur dioxide environmental capability correlation analysis

(上接第 21 页)

- [4] 郭清华. 我国汽车尾气污染现状及净化催化剂的研究[J]. 新疆环境保护, 1999, 21(2): 39-42.
- [5] 王军, 沈美庆, 秦永宁, 等. 整体式催化剂的物化性能研究[J]. 化学工业与工程, 2000, 17(6): 326-329.
- [6] 沈迪新, 陈宏德, 田群. 我国汽车尾气污染、污染控制与对策[J]. 环境科学进展, 1997, 5(6): 23-33.
- [7] 李英实, 陈宏德. 负载型汽车尾气催化剂简介[J]. 环境科学进展, 1999, 7(3): 52-61.
- [8] Cooper B J. Challenges in emission control catalysis for the next decade[J]. Platinum Metals Rev, 1994, 38(3): 101.
- [9] 黎维彬, 林纓, 张雨, 等. 含铂汽车尾气三效催化剂的研究[J]. 宁夏大学学报: 自然科学版, 2001, 22(2): 199-200.
- [10] 章青, 贺小昆, 黄荣光, 等. 汽车尾气净化 Pd 催化剂的研究现状、进展及展望[J]. 贵金属, 2006, 27(1): 69-74.
- [11] Taylor K C. Nitric oxide catalysis in automotive exhaust systems[J]. Catal Rev-Sci Eng, 1993, 35(4): 457-481.
- [12] 闫冬霞, 田群, 陈宏德. 全钯汽车尾气催化剂[J]. 中国环保产业, 2002, (10): 28-30.
- [13] 林河成. 稀土在治理汽车尾气中的应用及发展[J]. 世界有色金属, 2000, (2): 40-41.
- [14] 吴晓东, 丁红梅, 翁端. 汽车尾气催化剂对稀土作用的要求[J]. 稀土信息, 1999, (11): 7-9.
- [15] 王亚军, 冯长根, 王丽琼, 等. 稀土在汽车尾气净化中的应用[J]. 工业催化, 2000, 8(5): 3-7.
- [16] 李青. 汽车尾气净化催化剂的结构及特性[J]. 环境保护, 1998, (4): 19-22.
- [17] 蔡明昌, 王慧, 税安泽, 等. 稀土在汽车尾气净化催化剂中的应用现状[J]. 稀有金属快报, 2006, 25(3): 13-17.
- [18] 俞守耕. 钙钛矿型氧化物在净化汽车尾气催化剂中的应用[J]. 贵金属, 2001, 22(2): 61-66.
- [19] Voorhoeve R J H. Rare earth oxide of manganese & cobalt rival platinum for the treatment of CO in auto exhaust[J]. Science, 1972, 177: 353.
- [20] Voorhoeve R J H. Rare earth manganites: catalysts with low ammonia yield in the reduction of NO_x[J]. Science, 1973, 180: 62.
- [21] 李英实, 陈宏德, 田群. 稀土复合氧化物加少量贵金属的汽车尾气催化剂的初步研究[J]. 环境化学, 1999, 18(3): 193-197.
- [22] 盐川二郎. 稀土的最新应用技术[M]. 翟羽伸, 喻忠厚, 译. 北京: 化学工业出版社, 1993.

Three-Way Catalysts for the Treatment of Automobile Exhaust Gases

Tan Jingming

Abstract The catalysts for the treatment of automobile exhaust gases were introduced in detail on supporter, coating, active components and main additives. The research, application and development of Three-Way Catalyst (TWC) were also discussed.

Key words automobile exhaust gases three-way catalysis purifier three-way catalyst (TWC) rare earth metals nano-materials

贵阳市生态城市人居环境评价

董玮琳¹ 陈亮¹ 陈东辉²

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

摘 要 城市人居环境的可持续发展已经成为人类社会进程中的突出问题。贵阳市作为全国首个循环经济型生态示范城市,在改善城市人居环境方面取得一些进展,文章通过建立城市人居环境可持续发展指标体系并运用层次分析法,对贵阳市在循环经济生态城市建设过程中的人居环境发展现状进行评价。

关键词 城市人居环境 循环经济型 层次分析法

2002 年 3 月,贵阳市政府提出了“循环经济生态城市”的建设发展目标,并于同年 5 月,被国家环保总局确认为全国首个循环经济生态示范城市^[1]。循环经济型生态城市作为城市可持续发展的理想模式,是城市生态化发展的结果,是经济高效、社会和谐、生态良性循环的人类居住区形式。其具体表现为经济运行高效良好、基础设施配备齐全、城市布局科学合理、人居环境优美舒适、生态循环健康协调、支撑体系健全有力、居民生态意识和文化素质良好,以适应城市的可持续发展。3 年来,贵阳市的生态城市建设不断提升,人居环境得以改善,正向着和谐社会发展模式前进。

1 贵阳市可持续发展人居环境评价体系构建与计算

人居环境^[2]是一个广义的概念,它是包括城市、集镇和村庄及维护人类活动所需物质和非物质结构的有机结合体,即它不仅指人类居住和活动的有形空间,还包括贯穿于其中的人口、资源、环境、社会政策和经济发展等各个方面。人居环境的改善是生态城市建设中的重要环节,在以往强调经济增长为主的传统城市发展模式中,人居环境一直面临着沉重的压力;而在以循环经济为核心的生态城市可持续发展模式中,人居环境不断得以改善,为城市社会的健康有序发展提供了有利的保障,促进经济增长和社会进步。

1.1 城市可持续发展人居环境评价体系的建立原则

城市可持续发展人居环境评价体系是评价描述

城市人居环境是否可持续发展的可度量参数的集合,是综合评价城市人居环境发展阶段、发展程度和发展质量的重要依据,其构建不仅应遵循客观性、科学性、完整性、有效性等普遍原则,还应该满足以人为本、层次性、区域性、可操作性、稳定性与动态性等原则^[3],并且充分体现人类可持续发展的战略思想。

1.2 贵阳市可持续发展人居环境评价体系的总体框架

城市可持续发展人居环境评价体系是 1 个 3 层次的评价指标结构,目标层为人居环境可持续发展指数(HSSDI),一级指标有 3 项,由聚居条件、聚居建设和可持续性构成,其下分别再以二级、三级指标逐层分解,共 24 个指标因子,用以评价城市人居环境可持续发展程度(指标体系框架的构造参考 2004 年《贵阳市统计年鉴》,见图 1)。

1.3 贵阳市可持续发展人居环境评价体系指标权重

本文采用层次分析法(AHP)将贵阳市城市可持续发展人居环境评价体系分解为基本构成因素,并按照因素间的相互支配和隶属关系分成不同的层次,依次分为目标层、准则层和指标层等,通过构造两两比较的判断矩阵,对每一层次的指标因素进行比较,从而对贵阳市生态城市人居环境进行评价。比较结果以 T·Lsatty 的 1~9 标度法表示(见表 1^{[4][8]})。

1.3.1 各级指标判断矩阵的构建

根据贵阳市循环经济生态示范城市的实际情况,综合人居环境可持续发展指数(HSSDI)框架

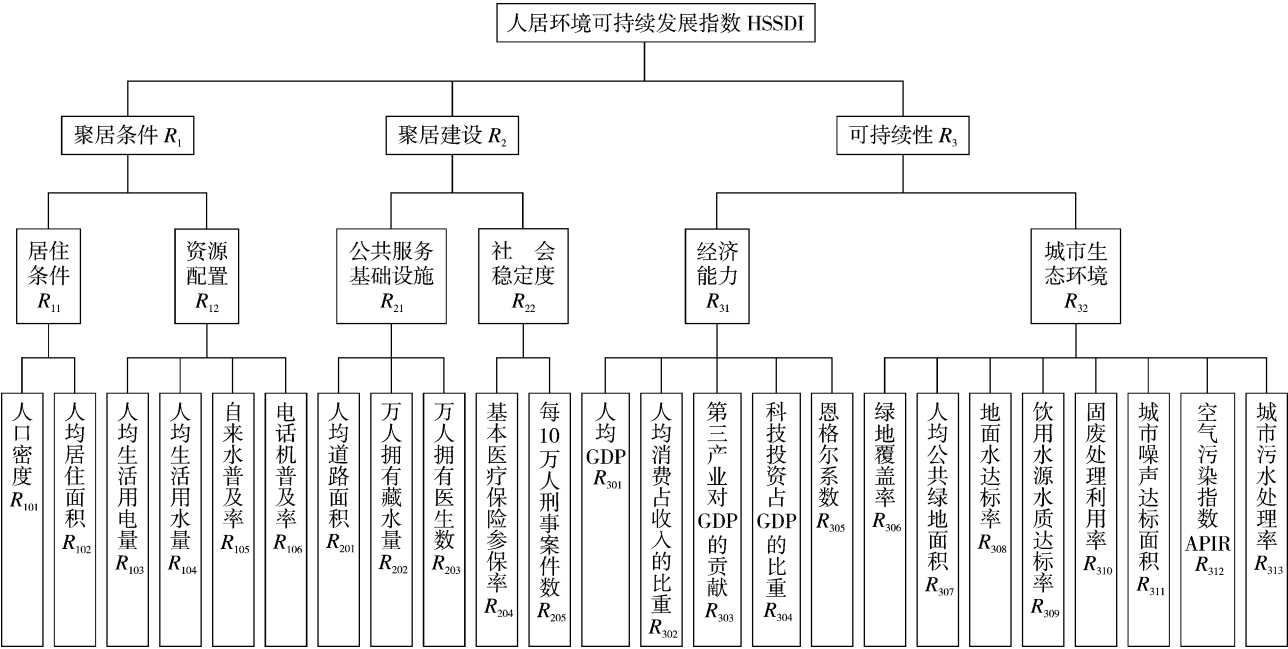


图 1 城市人居环境可持续发展评价指标体系

表 1 T·Lsatty 的 1~9 标度法

标值	含 义
1	表示 2 个指标相比,具有同样重要性
3	表示 2 个指标相比,1 个指标比另 1 指标稍微重要
5	表示 2 个指标相比,1 个指标比另 1 指标明显重要
7	表示 2 个指标相比,1 个指标比另 1 指标强烈重要
9	表示 2 个指标相比,1 个指标比另 1 指标极端重要
2、4、6、8	上述相邻判断的中值,需要这种时采用

(见图 1),确定其各项指标的相对权重,并通过一致性检验,验证权重赋值是可接受的。

聚居条件(R_1)、聚居建设(R_2)和可持续性(R_3)所辖二级指标权重的判断矩阵和特征向量分别见式(1)、式(2)和式(3);一级指标 R_1 、 R_2 、 R_3 权重的判断矩阵和特征向量见式(4)。

R_{11}

R_{12}

经正交化处理
所得权重值

居住条件 R_{11}

资源配置 R_{12}

$\begin{pmatrix} 1 & 1/3 \\ 3 & 1 \end{pmatrix}$

$\begin{pmatrix} 0.25 \\ 0.75 \end{pmatrix}$

R_{21}

R_{22}

经正交化处理
所得权重值

公共服务基础设施 R_{21}

社会安定度 R_{22}

$\begin{pmatrix} 1 & 1/3 \\ 3 & 1 \end{pmatrix}$

$\begin{pmatrix} 0.25 \\ 0.75 \end{pmatrix}$

R_{31}

R_{32}

经正交化处理
所得权重值

经济能力 R_{31}

城市生态环境 R_{32}

$\begin{pmatrix} 1 & 1/5 \\ 5 & 1 \end{pmatrix}$

$\begin{pmatrix} 0.167 \\ 0.833 \end{pmatrix}$

R_1

R_2

R_3

经正交化处理
所得权重值

聚居条件 R_1

聚居建设 R_2

可持续性 R_3

$\begin{pmatrix} 1 & 1/3 & 1/5 \\ 3 & 1 & 1/2 \\ 5 & 2 & 1 \end{pmatrix}$

$\begin{pmatrix} 0.109 \\ 0.321 \\ 0.570 \end{pmatrix}$

1.3.2 判断矩阵的权重一致性检验

一致性指标(C.I.):

$C.I.=(\lambda_{\max}-n)/(n-1)$

(5)

式中: λ_{\max} 为判断矩阵的最大特征根, n 为 n 个评价因子。

一致性比率(C.R.):

$C.R.=C.I./R.I.$

(6)

式中: $R.I$ 为平均随即一致性指标, $R.I$ 由 Sacty 给出,随矩阵阶数增加而增大,详见表 2。若 $C.R.<0.1$,则所赋权重通过一致性检验,否则要调整判断矩阵元素取值。

表 2 平均随即一致性指标 R.I.

阶数	1	2	3	4	5	6	7	8	9
R.I.	0	0	0.58	0.9	1.12	1.24	1.32	1.41	1.45

通过式(5)和式(6)计算,可得一级指标权重的 C.I.和 C.R.

$C.I.=(\lambda_{\max}-n)/(n-1)=(3.00\ 37-3)/(3-1)=0.001\ 8$

(7)

$C.R.=C.I./R.I.=0.001\ 8/0.58=0.003\ 1<0.1$

(8)

说明所赋权重是可接受的。

1.4 贵阳市可持续发展人居环境评价体系计算

1.4.1 三级指标数值的计算

三级指标数值(Q_i)是城市可持续发展人居环境评价体系的基础,应现将其标准化处理,其计算公式见式(9)。

$$Q_i = \begin{cases} 1 - \frac{S_i - C_i}{S_i - \text{Min}} & \text{当指标数值越大越好时} \\ 1 - \frac{C_i - S_i}{\text{Max} - S_i} & \text{当指标数值越小越好时} \end{cases} \quad (9)$$

式中: S_i ——为某三级指标的标准值;
 C_i ——根据评价城市选取的某三级指标的现状值;
Max——所选相关城市指标中最大值乘以 1.05;
Min——所选相关城市指标中最小值除以 1.05。

1.4.2 二级指标数值的计算

二级指标数值(V_i)是根据其所属三级指标数值的算术平均值计算而得,其计算公式见式(10)。

$$V_i = \left(\sum_{i=1}^m Q_i \right) / m \quad (10)$$

式中: Q_i ——某三级指标指数值;
 m ——该二级指标所属三级指标的项数。

1.4.3 一级指标数值的计算

一级指标数值(U_i)是根据其所属各二级指标数值乘以各自的权重后进行加和,计算公式见式(11)。

$$U_i = \sum_{i=1}^n V_i W_i \quad (11)$$

式中: V_i ——某二级指标的数值;
 W_i ——某二级指标的权重;
 n ——该一级指标所属二级指标的项数。

1.4.4 城市人居环境可持续发展综合指数的计算

HSSDI 是将各一级指标数值乘以各自的权重,再进行一次加和,计算公式见式(12)。

$$\text{HSSDI} = \sum_{i=1}^n U_i W_i \quad (12)$$

式中: U_i ——某一级指标数值;
 W_i ——某一级指标的权重;
 n ——一级指标的项数。

根据调查资料,按上述公式即可计算得出各级指标评价结果,再进一步对综合指数进行分级,以确定城市人居环境可持续发展的程度,表 4 是贵阳市城市人居环境可持续发展体系评价指标计算表。参照国内外的各种综合指数的分组方法,设计了一个 5 级分级标准,并给出相应的分级评语,见表 3^{[4][18],[5]}。

表 3 城市人居环境可持续发展综合指标数值分级

分 级	HSSDI	评 语
第 I 级	大于 0.75	可持续发展程度很高
第 II 级	0.5~0.75	可持续发展程度较高
第 III 级	0.35~0.50	可持续发展程度一般
第 IV 级	0.25~0.35	可持续发展程度较低
第 V 级	小于 0.20	可持续发展程度很差

表 4 贵阳市城市人居环境可持续发展体系评价计算

一级指标	二级指标	三级指标	现状值	标准值 ^[6-7]	现状值 标准化	二级指 标权重	二级指 标数值	一级指 标权重	一级指 标数值	综合指 标数值
聚居条件 R_1	居住条件 R_{11}	人口密度 / 人·km ⁻²	436.71	3 500	0.008	0.25	0.544	0.109	0.360	0.534
		人均住房面积 /m ²	16.15	16	1.079					
	资源配置 R_{12}	人均生活用电量 /kW·h·d ⁻¹	0.67	8	0.015	0.75	0.299			
		人均生活用水量 /L·d ⁻¹	86.72	455	0.045					
		自来水普及率 /%	98.5	100	0.821					
		电话普及率 / 部·(100 人) ⁻¹	63.4	95	0.315					
聚居建设 R_2	公共服务基础设施 R_{21}	人均道路面积 /km ² ·人 ⁻¹	2.97	28	0.066	0.25	0.050			
		万人拥有藏书量 / 册·万人 ⁻¹	9 178	34 000	0.032					
	社会安定度 R_{22}	万人拥有医生数	42.9	80	0.052	0.75	0.924			
		基本医疗保险参保率 /%	71.64	100	0.476					
		每 10 万人刑事案件数	87.21	100	1.373					

续表 4

一级指标	二级指标	三级指标	现状值	标准值 ^[6-7]	现状值 标准化	二级指 标权重	二级指 标数值	一级指 标权重	一级指 标数值	综合指 标数值
可持续性 R_3	经济能力 R_{31}	人均 GDP	12 683	50 000	0.083					
		人均消费占收入比例	0.77	0.75	0.790					
		第三产业对 GDP 的贡献率 /%	40.26	70	0.061	0.17	0.234			
		科技投入占 GDP 的比重 /%	0.23	2.5	0.005					
		恩格尔系数	39.8	12	0.067					
可持续性 R_3	城市生态环境 R_{32}	绿地覆盖率 /%	38.2	50	0.134					
		人均公共绿地面积 /m ²	8.65	20	0.035			0.57	0.471	0.534
		地面水质达标率 /%	94.4	100	0.445					
		饮用水源水质达标率 /%	97.7	100	0.669					
		固废处理利用率 /%	45.51	100	0.078	0.83	0.526			
		城市噪声达标面积 /km ²	67	60	2.675					
		空气污染指数 API	69	50	0.154					
		城市污水处理率 /%	17.21	100	0.021					

2 贵阳市可持续发展人居环境现状评价

由表 3、表 4 可知,2004 年贵阳市城市人居环境可持续发展程度较高,属于第Ⅱ级。可见贵阳市在全市开展的“循环经济生态城市”建设带动下正逐渐向着经济高效、社会和谐、生态良性循环的可持续人类居住区形式转变。

从聚居条件指标来看,贵阳市人均住房面积和自来水普及率等指标因子值接近或超过标准值。但是用电、用水等资源配置需提高。当地人口密度较低,这是由于当地城市化进程比较慢,城市人口相对较少,据统计资料显示,贵阳市 2004 年平均人口 349.78 万人,其中农业人口 184.71 万人,占全市人口的 52.81%。可见城市化是提高人居环境可持续发展的必要手段。

从聚居建设指标来看,贵阳市的社会稳定度较好,其所辖的三级指标因子接近或超过标准值。社会服务基础设施建设欠缺,万人拥有医生数和万人拥有藏书量都很低,这 2 个因子指标都与贵阳市人口质量(身体素质和智力素质)存在一定关系,是提升城市可持续发展程度的潜力之处。

从可持续发展角度来看,贵阳市的人居环境可持续发展较强,其地面水质达标率和饮用水源水质达标率接近标准值,而近年地面水质达标率和饮用水源水质达标率存在逐年下降的趋势,这与城市生活污水处理率低下存在相当关系。

3 贵阳市人居环境可持续发展对策和措施

贵阳市的人居环境建设在循环经济生态城市发展模式下已取得相当进展,但尚处于较高发展水平的初级阶段。贵阳市现阶段的人口密度较低,在一定程度上制约了城市的发展,适度增长人口,会加快城市化进程,城市居住条件和资源配置得到改善,农村逐渐向城市变迁,第一产业比重也随之向第三产业倾斜,科技投入增加,社会经济能力得以提高。但是城市化所带来的人口增长也会对城市生态环境以及社会稳定度产生影响,如若不采取相应的措施,可能会导致诸如人均公共绿地面积、万人拥有医生数等指标因子值的减少和每 10 万人刑事案件数、空气污染指数等指标因子值的增加,从而造成 HSSDI 发生较大变化。

由灰色 GM(1,1)模型^[9]预测得出,2010 年贵阳市人口将达到 381.30 万,这将加大对贵阳市人居环境承载力的负荷。本文在 1、2 章对贵阳市生态城市人居环境评价的基础上,针对其发展所存在的问题,就贵阳市人居环境可持续发展的建设提出以下发展对策和改善措施:

3.1 改善人居聚居条件

由前 2 章的评价分析可知,目前贵阳市人均住房面积和自来水普及率等指标因子值接近或超过标准值,但在人口增长的压力下,会出现指标值的下

降。因此,必须在总量上相应提高。而用电、用水等资源配置对于现阶段人口数而言,已经存在明显供应不足,需进一步完善城市用电、用水等设施的建设并合理配置,大力发展清洁能源,以改善城市居民的生活水平。

3.2 加强人居聚居建设

尽管现阶段贵阳市的社会稳定度较好,但是不断增长的人口给社会治安带来压力,会出现刑事案件数、交通事故的增长。因此必须采取相应稳定措施,改善社会福利,如进一步提高基本养老保险和医疗保险的参保率;加强社会服务基础设施建设,如在医生人数和图书馆藏书量上加大资金投入建设,有效改善个别地区“就医难、床位少、文化教育落后”的局面,切实提升贵阳市整个城市的人口质量。

3.3 完善城市可持续发展

贵阳市由于地处西部,工业化进程相对滞后,自然环境未受到较大破坏,其地面水质达标率和饮用水源水质达标率较高,但是城市污水处理率偏低,由近年地面水质达标率和饮用水源水质达标率来看,这2项指标都存在逐年下降的趋势,如果在人口压力不断加强的情况下,仍不采取相应措施,就会造成一定区域内地面水和饮用水源进一步恶化,降低城市居住环境质量。因此,建议在贵阳市内建立多个一定规模的城市污水处理站或设施,提高污水处理率,满足人口增长所带来的污水处理量的增加,从而进一步改善城市人居环境,提升生态环境的可持续性。

同时,在一定环境承载力范围内,加强城市经济发展,完善城市产业结构,提高科技投入比重,

以技术带动产业,发展城市清洁生产,寻求绿色经济增长点。

4 结语

贵阳市近年来以循环经济型生态城市作为城市可持续发展的理想模式,其人居环境状况逐年得以改善,2004年人居环境可持续发展水平已属于较高的初级阶段。若贵阳市始终能以“循环经济”为准则,从城市经济效益、社会效益和生态效益相协调出发,将“以人为本”的理念融入到生态城市建设的过程中,不断改善聚居条件、完善聚居建设以及增强城市可持续性,必将能够克服人口增长这一城市化进程中的主要问题。

5 参考文献

- [1] 黄光宇,陈勇.生态城市理论与规划设计方法[M].北京:科学出版社,2002:58-59.
- [2] 刘颂,刘滨谊.城市人居环境可持续发展评价指标体系研究[J].城市规划月刊,1999,(5):35-37.
- [3] 王静.天津市生态城市建设模式探讨[D].天津:天津师范大学,2001.
- [4] 刘渝琳.我国可持续发展指标体系的设计和评价方法探索[J].生态经济,1999,16(6):17-20.
- [5] 曾珍香,顾培亮.可持续发展的系统分析与评价[M].北京:科学出版社,2000.
- [6] 周学红.可持续发展的城市人居环境探析[J].西南科技大学学报:哲学社会科学版,2005,22(1):33-35.
- [7] 张坤民.中国城乡环境可持续发展指标体系研究手册——以三明市、烟台市为案例[M].北京:中国环境科学出版社,1999.
- [8] 周瑞平.GM(1,1)模型灰色预测法预测城市人口规模[J].内蒙古师范大学学报,2005,34(1):81-82.

On the Human Habitat in Guiyang(Chinese Ecological City)

Dong Weilin Chen Liang Chen Donghui

Abstract The sustainability of human habitat in city has been an important concern with the development of human society. As the first ecological city in China, Guiyang has made a great work to improve the habitat for citizen. The human habitat during development of recycling economy in Guiyang has been evaluated by using human habitat sustainability index and multianalysis.

Key words human habitat in city recycling economy multianalysis

广州入海河口沉积物重金属污染及潜在生态风险初步评价

张 勇 刘树函

(广州海洋资源环境监测中心, 广州 510235)

摘 要 采用单因子指数法和 Hakanson 潜在生态危害指数法对广州入海河口沉积物中重金属进行评价。结果表明:广州入海河口的综合污染程度由重到轻的排列顺序为黄埔港 > 莲花山 > 小虎 > 蕉门 > 洪奇沥; 潜在生态风险由高到低的排列顺序和污染程度顺序一致, 黄埔港具有较高潜在生态风险。

关键词 广州入海河口 沉积物 重金属 潜在生态风险

沉积物是重金属存在比较稳定的场所, 水环境中重金属绝大部分经过物理化学作用富集在沉积物表层。沉积物中重金属元素的含量可以间接反映海域的污染程度, 这对海洋环境保护有着重要的意义。这些年来, 各种有毒有害的工业废水大量排入珠江, 对广州海域造成了一定的污染。本文采用瑞典学者 Hakanson^[1] 提出的潜在生态危害指数法对广州入海河口沉积物重金属进行潜在生态危害程度的评价, 为今后广州海域的利用和管理及海洋环境的可持续发展提供科学依据。

1 采样和分析方法

1.1 样品采集

2006 年 4 月在广州入海河口布设 5 个监测站位, 采样站位如图 1 所示。样品的采集、固定、贮存及运输, 按照 GB 17378.3-1998 相关规定执行^[2]。

1.2 样品分析

1.2.1 试剂

浓 HNO_3 (优级纯); 浓 HCl (优级纯)。

1.2.2 试样制备、消解

所采样品挑出砾石后在 $105\text{ }^{\circ}\text{C}$ 条件下烘干, 用玛瑙研钵研碎, 通过孔径为 $97\text{ }\mu\text{m}$ 尼龙筛, 制成试样。样品均采用意大利 Milestone 公司生产的 Ethos TC 微波消解仪消解。Hg 用 $\text{V}(\text{HNO}_3):\text{V}(\text{HCl})=3:1$, As 用 $\text{V}(\text{HNO}_3):\text{V}(\text{HCl})=1:1$ 消解液; Cu、Pb、Cd 和 Zn 用 HNO_3 消解液。分析方法和仪器见表 1。

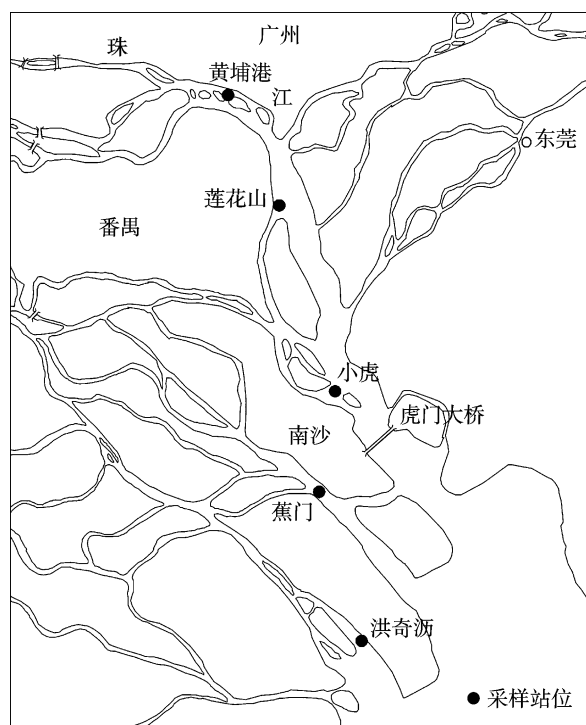


图 1 广州入海河口沉积物采样站位

表 1 沉积物重金属分析方法

项目	分析方法	分析仪器型号
Hg As	原子荧光光度法	小天鹅 AFS-930 原子荧光光度计
Cu Pb Cd Zn	原子吸收分光光度法	日立 Z-5000 原子吸收分光光度计

2 结果与讨论

2.1 各监测站位沉积物污染现状分析

采用单因子指数法对广州入海河口沉积物污染要素进行分析和评价,单个污染物污染指数的计算公式为:

$$C_f^i = \frac{C^i}{C_n^i} \quad (1)$$

式中: C_f^i ——单一重金属污染物的污染指数;

C^i ——沉积物中污染物的实测浓度, mg/kg;

C_n^i ——全球工业化前沉积物中重金属的最高背景值浓度, mg/kg。

全球工业化前沉积物中重金属的最高背景值浓度^[3]: Hg、As、Cu、Pb、Cd 和 Zn 分别取 0.25、15、50、70、1、175 mg/kg。

Hakanson 用 C_f^i 值来表征沉积物中单个污染物的污染程度, $C_f^i < 1$ 时为低污染; $1 \leq C_f^i < 3$ 时为中污染; $3 \leq C_f^i < 6$ 时为较高污染; $C_f^i \geq 6$ 时为很高污染。

多种污染物的综合效应通过综合指数 C_d 来表征:

$$C_d = \sum_{i=1}^6 C_f^i \quad (2)$$

表2 广州入海河口沉积物重金属污染单因子污染指数及综合污染指数

站位	单因子污染指数						综合污染指数
	Hg	As	Cu	Pb	Cd	Zn	
黄埔港	5.64	0.20	10.73	7.55	0.33	2.28	26.7
莲花山	1.94	0.10	4.16	3.77	0.54	1.57	12.1
小虎	0.86	0.42	2.46	2.77	0.23	1.41	8.2
蕉门	0.72	0.43	2.92	1.98	0.12	1.21	7.4
洪奇沥	0.50	0.26	1.02	1.66	0.02	0.91	4.4

本次污染要素少于 Hakanson 提出生态风险指数时的 8 项,以 C_d 表征的综合污染程度为: $C_d < 5$ 时为低污染; $5 \leq C_d < 10$ 时为中污染; $10 \leq C_d < 20$ 时为较高污染; $C_d \geq 20$ 时为很高污染。

利用单因子污染指数和综合污染指数对广州入海河口重金属污染进行计算,见表 2。

从表 2 可以看出,广州入海河口沉积物 As 和 Cd 的污染指数均小于 1,为低污染;黄埔港和莲花山的 Hg 分别为较高污染和中污染,其余监测站位为低污染;黄埔港和莲花山的 Cu、Pb 分别为很高污

染和较高污染,其余监测站位为中污染;洪奇沥的 Zn 为低污染,其余监测站位为中污染。从综合污染指数来看:洪奇沥处于低污染水平,小虎和蕉门处于中污染水平,莲花山处于较高污染水平,黄埔港处于很高污染水平。

2.2 沉积物重金属潜在生态风险

采用 Hakanson 潜在生态危害指数法,对广州入海河口沉积物中重金属的危害进行评价。该指数法不仅反映了某一特定环境中的每种污染物的影响,而且也反映了多种污染物的综合影响,并且用定量的方法划分出潜在生态危害的程度^[4]。为了定量表达水域中单个污染物的潜在生态风险,定义潜在风险参数为:

$$E_r^i = T_r^i \cdot C_f^i \quad (3)$$

式中: E_r^i ——潜在生态风险参数;

T_r^i ——单个污染物毒性响应参数, Hg、As、Cu、Pb、Cd 和 Zn 的毒性响应参数分别为 40、10、5、5、30、1。

不同的 E_r^i 值范围所对应的潜在生态风险为: $E_r^i < 40$ 时为低潜在生态风险; $40 \leq E_r^i < 80$ 时为中潜在生态风险; $80 \leq E_r^i < 160$ 时为较高潜在生态风险; $160 \leq E_r^i < 320$ 时为高潜在生态风险; $E_r^i \geq 320$ 时为很高潜在生态风险。

潜在生态风险指数 RI 定义为潜在生态风险参数之和,即:

$$RI = \sum_{i=1}^6 E_r^i \quad (4)$$

$RI < 150$ 时水域具有低潜在生态风险; $150 \leq RI < 300$ 时水域具有中潜在生态风险; $300 \leq RI < 600$ 时水域具有较高潜在生态风险; $RI \geq 600$ 时水域具有很高潜在生态风险。广州入海河口潜在生态风险评价结果见表 3。

表3 广州入海口潜在生态风险评价结果

站位	潜在风险参数						潜在生态风险指数
	Hg	As	Cu	Pb	Cd	Zn	
黄埔港	225.60	2.01	53.64	37.74	9.90	2.28	331.17
莲花山	77.44	1.03	20.82	18.83	16.20	1.57	135.90
小虎	34.24	4.23	12.32	13.87	6.90	1.41	72.97
蕉门	28.96	4.32	14.58	9.89	3.60	1.21	62.55
洪奇沥	20.16	2.57	5.10	8.29	0.60	0.91	37.64

从表 3 可以看出,广州入海口沉积物 As、Pb、Cd

和 Zn 潜在风险参数均小于 40, 为低潜在生态风险; 黄埔港和莲花山的 Hg 分别为高潜在生态风险和中潜在生态风险, 其余监测站位为低潜在生态风险; 黄埔港的 Cu 为中潜在生态风险, 其余监测站位为低潜在生态风险。从潜在生态风险指数看, 黄埔港具有较高潜在生态风险, 其余海域具有低潜在生态风险。

3 结论

通过分析广州入海河口 5 个监测站位沉积物中 Hg、As、Cu、Pb、Cd 和 Zn 的污染指数、综合污染指数以及潜在生态风险指数, 得出如下结论。

1) 广州入海河口的综合污染程度由重到轻的排列顺序为黄埔港 > 莲花山 > 小虎 > 蕉门 > 洪奇沥, 整个广州入海河口 As 和 Cd 污染程度较低, 黄埔港 Pb 和 Cu 污染程度很高, 莲花山 Pb 和 Cu 及黄

埔港 Hg 污染程度较高。

2) 广州入海河口潜在生态风险由高到低的排列顺序和污染程度顺序一致, 黄埔港具有较高潜在生态风险, 其余入海河口具有低潜在生态风险。

4 参考文献

- [1] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach[J]. Water Res, 1980, 14(8): 975-1001.
- [2] 国家质量技术监督局. GB 17378.3-1998 海洋监测规范[S]. 北京: 中国标准出版社, 1999.
- [3] 刘成, 王兆印, 何耘, 等. 环渤海湾河口潜在生态风险评价[J]. 环境科学研究, 2002, 15(2): 33-37.
- [4] 赵泌娜, 徐启新, 杨凯. 潜在生态危害指数法在典型污染行业土壤污染评价中的应用[J]. 华东师范大学学报: 自然科学版, 2005(1): 111-116.

The Heavy Metal Pollution of Coastal Sediment in Guangzhou and its Potential Ecological Risk

Zhang Yong Liu Shuhan

Abstract Based on the concentration data of heavy metals in the coastal sediment from Guangzhou, the pollution of heavy metals and its potential ecological risk were analyzed and assessed by using the index number techniques of single factor and Hakanson ecological risk. The results show that the order of pollution was Huangpugang > Lianhuashan > Xiaohu > Jiaomen > Hongqili, and that the order of potential ecological risk was the same as the order of pollution, while the potential ecological risk of Huangpugang sediment was rather high.

Key words Guangzhou coastal area sediment heavy metal potential ecological risk

(上接第 4 页)

Catalysis, 2004, 223: 395-403.

- [24] 陈庆龄. 纳米催化技术的应用进展[J]. 现代化工, 2004, 24(7): 21.

- [25] Philippe Serp, Massimiliano Corrias, Philippe Kalck. Carbon

nanotubes and nanofibers in catalysis[J]. Applied Catalysis A, 2003, 253: 337-358.

- [26] 王敏伟, 李凤仪, 彭年才. 碳纳米管 - 新型的催化剂载体[J]. 新型碳材料, 2002, 17(3): 75.

Research Progress in Selective Catalytic Reduction (SCR) of NO_x by Carbon Supported Materials at Low Temperatures

Huang Rong Huang Bichun Ye Daiqi

Abstract Selective catalytic reduction (SCR) of NO_x with NH₃ is widely used in stationary source pollution control, and the key of SCR process is the catalyst. At present the development of catalysts with good activity at low temperatures becomes the hot point in this field. The SCR activity of carbon supported catalysts (active carbon, active carbon fiber and carbon-coated monolith) at low temperatures is summarized. The progress of SCR research in the future is discussed, and the carbon nanotubes (CNTs) are suggested as promising support materials for the SCR catalysts.

Key words low temperature selective catalytic reduction (SCR) active carbon (AC) active carbon fiber (ACF) carbon-coated monolith carbon nanotubes (CNTs)

珠江口海域丰水期的表观耗氧量

江志华

(国家海洋局南海环境监测中心, 广州 510300)

摘 要 对珠江口海域 2004~2005 年丰水期的 3 次调查资料(水温、盐度、溶解氧、pH 值、叶绿素 a、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮、氨氮、活性磷酸盐和活性硅酸盐)研究表明,珠江口海域表观耗氧量(AOU)变化范围比较大,AOU 的平均值为 112 $\mu\text{mol/L}$,总体上处于氧亏损状态,北部区域的 AOU 较大,底层高于表层,表层海水的 AOU 没有明显的季节和年际变化,但底层海水的季节和年际变化明显。表层及 2005 年 4 月底层海水的 AOU 与海水 pH 值、盐度和营养盐含量的相关性较好。

关键词 珠江口 表观耗氧量 海水

海水中溶解氧是海洋调查的基本要素之一,也是物理海洋学、海洋化学、生物海洋学等学科研究的最重要的基本参数之一^[1]。从我国近几十年的近海调查可知,从总体上看,海水中溶解氧的分布和变化,主要受水温的控制,季节变化明显^[2]。对于近岸浅水区海域,水温季节变化明显,同时受人为活动影响较大,溶解氧时空变化明显^[3]。珠江口是溶解氧比较缺乏的海域,长期以来,国内一些学者对珠江口做过一些研究^[4-7],并对影响该海域海水中溶解氧含量的因素做过一些探讨。表观耗氧量(Apparent Oxygen Utilization, 记为 AOU)是海水在特定条件下溶解氧的饱和含量与实测值的差值^{[8,287,19]43}。研究 AOU 对于海洋中的水团混合、海洋生物地球化学及海洋生物生产力等研究,都有重要意义。本文通过多次调查,探讨了珠江口海域丰水期的 AOU 分布变化特征及其与温度、盐度、营养盐等因素的相关关系。

1 采样与分析方法

2004 年 7 月和 2005 年 4 月、7 月对珠江口水域进行 3 个航次的调查,共布设 19 个站位,采样站位如图 1 所示,各站位具体位置见表 1。各站位均采表、底层水样,其中表层样品为距离海洋表面 0.5 m 处的水样,底层样品采集距离海底 2.0 m 处水样。海水中的溶解氧用 Winkler 碘量法测定,其具体分析步骤及盐度、硝酸盐、亚硝酸盐、氨氮、磷酸盐、硅酸盐的分析方法参照《海洋调查规范》^[10]

和《海洋监测规范》^[11]。

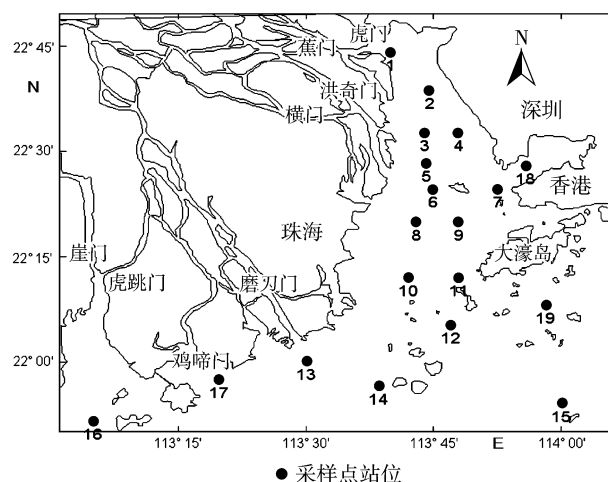


图 1 采样站位

表 1 采样站位位置

站号	东经	北纬	站号	东经	北纬
1	113° 40.00'	22° 43.99'	11	113° 48.02'	22° 11.93'
2	113° 44.55'	22° 38.50'	12	113° 47.00'	22° 05.14'
3	113° 43.97'	22° 32.53'	13	113° 30.01'	21° 59.99'
4	113° 47.99'	22° 32.50'	14	113° 38.52'	21° 56.50'
5	113° 44.19'	22° 28.19'	15	114° 00.00'	21° 53.99'
6	113° 45.01'	22° 24.49'	16	113° 04.90'	21° 51.56'
7	113° 52.60'	22° 24.47'	17	113° 19.71'	21° 57.45'
8	113° 43.01'	22° 19.78'	18	113° 55.80'	22° 27.80'
9	113° 47.99'	22° 19.77'	19	113° 58.19'	22° 07.96'
10	113° 42.02'	22° 11.93'			

AOU 的计算公式为^{[8][287,49]43}:

$$AOU=DO'-DO \tag{1}$$

式中:DO'为现场海水温度和盐度条件下的溶解氧饱和含量,μmol/L;DO 为现场实测值,μmol/L。

2 结果与讨论

2.1 表观耗氧量的分布变化特征

各航次的 AOU、水温及盐度统计结果见表 2。表层海水的 AOU 变化范围比较大,平均值在 3 个航次中均比较接近,没有明显的季节和年际变化。表层海水靠近海气界面,海水中溶解氧含量可以通过海中

水气交换进行调节,因而没有出现大的季节变化。底层海水的 AOU 变化范围也比较大,有明显的季节和年际变化,7 月要高于 4 月。4 月正值水温回升季节,浮游植物繁殖比较快,产生比较多的氧,能够提高底层海水的复氧速率,补充底层消耗的溶解氧。另外,7 月份海水温度较高,有机物的分解较快,消耗较多的溶解氧,也是造成底层 AOU 较高的重要原因。7 月份 AOU 出现较大的负值,表明这些站点溶解氧饱和含量明显低于实测值,出现溶解氧过饱和现象。造成溶解氧过饱和的原因主要是光合作用产生较多的氧,使海水中氧的补给速率超过了消耗速率。

表 2 珠江口表观耗氧量、水温、盐度比较

站号	层次	2004 年 7 月			2005 年 4 月			2005 年 7 月		
		水温 /℃	盐度	AOU/μmol·L ⁻¹	水温 /℃	盐度	AOU/μmol·L ⁻¹	水温 /℃	盐度	AOU/μmol·L ⁻¹
1	表层	27.76	< 2	166	21.88	4.098	396	32.12	< 2	264
	底层	26.68	< 2	195	21.58	6.038	350	31.12	< 2	347
2	表层	26.94	< 2	224	21.28	8.178	213	31.83	4.239	184
	底层	26.98	3.486	214	21.30	8.023	212	30.32	4.269	237
3	表层	26.81	< 2	116	21.58	17.534	159	29.70	15.568	93
	底层	26.79	< 2	143	21.42	17.693	167	27.88	18.151	186
4	表层	27.32	< 2	205	21.38	10.306	181	29.12	13.119	196
	底层	27.29	< 2	228	21.40	12.130	181	27.98	16.194	247
5	表层	27.42	< 2	162	21.92	19.201	66.4	29.16	7.799	117
	底层	26.31	7.991	155	21.05	23.421	79.2	28.50	8.801	186
6	表层	26.89	< 2	122	—	—	—	29.50	11.860	96.0
	底层	26.89	17.169	120	—	—	—	27.98	15.426	169
7	表层	28.30	3.489	156	22.10	21.859	62.3	28.17	18.605	210
	底层	27.38	20.117	108	20.88	27.957	64.8	27.65	23.106	213
8	表层	27.48	< 2	100	21.08	26.254	73.6	29.48	11.638	77.2
	底层	27.28	13.196	197	20.50	26.831	83.6	27.36	15.648	231
9	表层	27.09	< 2	119	21.24	26.995	49.5	27.98	14.204	177
	底层	27.40	26.553	126	20.84	27.033	52.5	24.24	28.577	241
10	表层	28.71	4.559	87.0	20.65	28.737	38.6	28.36	13.633	111
	底层	27.70	12.977	138	20.10	31.348	42.5	27.48	19.518	109
11	表层	27.72	5.701	94.7	21.88	24.737	51.8	28.96	19.926	39.7
	底层	26.54	28.529	42.2	21.68	24.950	54.2	24.10	30.732	234
12	表层	28.21	15.696	-50.5	20.78	30.570	42.7	30.12	22.224	-99.1
	底层	26.10	31.091	336	19.90	32.648	50.7	22.90	32.108	266
13	表层	28.60	< 2	73.9	20.79	30.023	-5.14	28.69	8.577	12.6
	底层	28.02	13.077	135	19.00	31.457	32.8	27.14	22.369	3.54
14	表层	28.20	23.136	-90.8	21.42	24.054	-1.09	27.79	24.459	-12.2
	底层	28.08	33.767	30.2	19.54	28.408	107	25.23	33.699	230
15	表层	28.60	32.163	42.0	20.70	33.164	-25.8	30.26	30.927	-15.8
	底层	22.98	34.139	249	19.38	33.843	85.8	21.78	34.424	151
16	表层	28.99	4.173	45.9	21.69	34.692	28.9	26.62	30.712	-151
	底层	27.54	26.863	258	20.92	34.693	52.6	23.62	28.791	220

续表 2

站号	层次	2004 年 7 月			2005 年 4 月			2005 年 7 月		
		水温 /℃	盐度	AOU/ $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$	水温 /℃	盐度	AOU/ $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$	水温 /℃	盐度	AOU/ $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$
17	表层	29.25	< 2	38.3	21.28	25.592	20.5	28.69	18.268	-173
	底层	28.40	25.004	-22.6	19.90	27.844	74.3	29.09	23.854	-34.1
18	表层	28.20	5.249	-41.1	21.88	18.311	4.73	28.86	12.247	196
	底层	28.29	12.817	105	19.54	25.592	85.9	28.50	14.613	228
19	表层	28.24	26.270	-237	23.50	24.793	82.6	28.80	26.190	-67.7
	底层	25.63	32.951	248	—	—	—	23.44	33.130	266
表层	最小值	26.81	< 2	-237	20.65	4.098	-25.8	26.62	< 2	-173
	最大值	29.25	32.163	224	23.5	34.692	396	32.12	30.927	264
	平均值	27.93	12.219	70.2	21.50	22.728	79.9	29.17	16.103	66.1
	最小值	22.98	< 2	-22.5	19.00	6.038	32.8	21.78	< 2	-34.1
底层	最大值	28.40	34.139	336	21.68	34.693	350	31.12	34.424	347
	平均值	26.96	21.233	158	20.53	24.700	104	26.65	22.412	196

注：“—”表示没有该处数据；盐度计的测量范围为 2~42，对于盐度低于 2 的水样，均以“< 2”表示，且不参加平均值计算。

3 次调查，底层 AOU 平均值均高于表层。受光照的限制，底层海水中光合作用产生的氧比较少，底层海水主要是通过扩散和海水混合来补充溶解氧。表层海水水温较高而盐度较低，使得底层海水的密度高于表层，海水的垂直交换比较困难，阻碍了溶解氧向底层迁移。海水盐度也有明显的季节和年际变化，这主要是受河流水量丰枯的影响。3 次调查 AOU 平均值为 $112 \mu\text{mol/L}$ ，处于溶解氧亏损状态。

2005 年 4 月的表、底层 AOU 分布特征比较接近，该次调查表、底层海水盐度和水温比较接近，海水垂直混合作用比较强烈，有利于溶解氧在垂直方向上的迁移，从而使表、底层溶解氧差异比较小。各次调查，珠江口北部区域 AOU 比较高，溶解氧亏损比较普遍。珠江八大口门中的虎门、蕉门、洪奇门和横门均注入珠江口北部，而该区域处于珠江口北部，

由珠江输入的大量耗氧污染物质不易迁移、扩散到外海，容易集聚在口门外海域，这些物质的氧化分解消耗了大量的溶解氧，造成溶解氧的大量消耗。

2.2 AOU 与其它理化因素的相关性

河口环境变化比较快，影响海水中溶解氧消耗的因素比较多。将 3 个航次的 AOU 分表、底层分别与各次调查的水温、盐度、pH 值、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、DIN（无机氮）、 $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 和叶绿素 a 进行线性回归，线性相关系数见表 3。表层及 2005 年 4 月份底层海水的 AOU 与盐度、pH 值呈较好的负相关，与营养盐（氮、磷、硅）含量呈较好的正相关，说明在海水 pH 值和盐度较低的区域海水的 AOU 较大，而在营养盐含量较高的海域海水的 AOU 较低。底层海水与各因子的相关性较差。

表 3 珠江口表观耗氧量与各因子的线性相关矩阵($n=19$)

时间	层次	水温	盐度	pH	$\text{PO}_4\text{-P}$	$\text{NO}_2\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NH}_3\text{-N}$	DIN	$\text{SiO}_3\text{-Si}$	叶绿素 a
2004.07	表层	-0.48	-0.73	-0.84	0.36	0.41	0.83	0.32	0.82	0.69	-0.63
2004.07	底层	-0.54	-0.04	-0.24	0.02	0.08	0.08	0.01	-0.08	-0.11	-0.19
2005.04	表层	0.26	-0.84	-0.93	0.58	0.89	0.83	0.75	0.90	0.46	0.21
2005.04	底层	0.54	-0.90	-0.88	0.54	0.87	0.80	0.67	0.83	0.64	-0.14
2005.07	表层	0.39	-0.71	-0.92	0.86	0.83	0.55	0.73	0.72	0.74	-
2005.07	底层	-0.09	-0.15	-0.54	0.10	0.30	0.14	0.20	0.18	0.35	-

注：“-”表示负相关。

河口为咸淡水混合区，盐度较低的海域受河水影响较大。3 次调查表层海水中 DIN 和 $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 含量均与盐度呈线性负相关，线性关系较好，相关系数分

别为 0.69 和 0.71，这说明盐度低的区域 DIN 和 $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 含量较高。从定性角度来看，线性相关分析结果表明河流冲淡水对珠江口海域海水的 AOU 有

一定程度的影响。由珠江携带的耗氧有机污染物(有机碳)会直接造成珠江口水体中溶解氧的消耗,这还有待于进一步研究。

3 结论

对珠江口海域丰水期(2004年7月、2005年4月和2005年7月)3次调查的表观耗氧量(AOU)进行研究,得到以下结论:

1) 海水的 AOU 变化范围比较大,表层海水的 AOU 平均值在 3 个航次中均比较接近,没有明显的季节和年际变化;底层海水的 AOU 平均值在 3 个航次中均比表层要高,并且有明显的季节和年际变化,7月要高于4月。

2) 丰水期的珠江口海水总体处于氧亏损状态,北部海区的 AOU 比较大,氧亏损程度较重。

3) 表层及 2005 年 4 月底层海水的 AOU 与海水 pH 值、盐度呈线性负相关,与营养盐(氮、磷、硅)含量呈线性正相关,线性相关性较好。

4 参考文献

[1] 冯士筌,李凤歧,李少菁,等. 海洋科学导论[M]. 北京:高等

教育出版社,1999:434-482.

[2] 韩舞鹰,容荣贵,黄西能,等. 海水化学要素调查手册[M]. 北京:海洋出版社,1986:58-66.

[3] Tim Boyer, M E Conkribht, Sydney Levitus. Seasonal variability of dissolved oxygen, percent oxygen saturation, and apparent oxygen utilization in the Atlantic and Pacific Oceans[J]. Deep-Sea Research I, 1999, 46: 1593-1613.

[4] 丘耀文,王肇鼎. 珠江口伶仃洋水域溶解氧特征. 热带海洋, 1994, 13(2): 99-102.

[5] 彭云辉,陈玲娣,陈浩如. 珠江口水域溶解氧与营养盐的关系[J]. 热带海洋, 1994, 13(1): 96-100.

[6] 彭云辉,陈玲娣,陈浩如. 珠江口水域磷酸盐与溶解氧的相互关系[J]. 海洋通报, 1991, 10(6): 25-29.

[7] 罗家海. 珠江广州河段局部水体溶解氧低的主要原因分析[J]. 环境科学研究, 2002, 15(2): 7-11.

[8] 陈水土,阮五崎. 台湾海峡海域表观耗氧量之研究[J]. 海洋与湖沼, 1996, 27(3): 287-295.

[9] 庄万金. 台湾海峡西部海域春季表观耗氧量的垂直分布及其最小值[J]. 台湾海峡, 1992, 11(1): 42-48.

[10] 国家质量技术监督局. GB 12763.1-91 海洋调查规范[S]. 北京:中国标准出版社, 1991.

[11] 国家质量技术监督局. GB 17378-1998 海洋监测规范[S]. 北京:中国标准出版社, 1999.

Study on the Apparent Oxygen Utilization in the Zhujiang River Estuary Area During Flood Season

Jiang Zhihua

Abstract The oceanographic surveying data (temperature, salinity, dissolved oxygen, pH, chlorophyll a and nutrients of $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{SiO}_3\text{-Si}$ were measured at site) obtained for Zhujiang River estuary in the flood seasons of 2004 and 2005 showed that, the apparent oxygen utilization (AOU) in the surface water was relatively low over the whole estuary, but changed in the bottom water. The mean value of AOU is $112 \mu\text{mol/L}$. The north area of this estuary has a high value of AOU. The AOU of the bottom water shows a significant seasonal and annual variation. The pH, salinity and nutrients in the surface water and bottom water (in April, 2005) were directly related with the AOU.

Key words Zhujiang river estuary apparent oxygen utilization (AOU) seawater

(上接第 19 页)

Analysis on the Actualities and Countermeasures for Sewage Reuse in Guangzhou

Wu Zhijian

Abstract The actuality of sewage reuse in Guangzhou is analyzed. It is necessary and possible to improve sewage reuse in Guangzhou, and suggestions on the development of sewage reuse for the city are made.

Key words sewage reuse actualities countermeasures Guangzhou

构建我国生态补偿法律机制若干问题探讨

冷朝阳 易 琨 张树兴

(昆明理工大学法学院, 昆明 650224)

摘 要 随着经济的快速发展,我国的生态破坏也到了令人触目惊心的程度,为了有效恢复和保护我国的生态环境,社会各界为之献计献策,其中讨论得较多的是如何构建我国生态补偿法律机制,文章就构建我国生态补偿法律机制须注意的几个主要问题进行探讨,以期为我国生态环境的恢复和保护效微薄之劳。

关键词 生态补偿机制 生态补偿法律机制 生态破坏

1 生态补偿法律机制的内涵

生态补偿理论研究起于 20 世纪 80 年代后期。然而,生态补偿的定义至今尚未明确。国内有的学者认为,狭义的生态补偿,是指对由人类的社会经济活动给生态系统和自然资源造成的破坏及对环境造成的污染的补偿、恢复、综合治理等一系列活动的总称。广义的生态补偿还应包括对因环境保护而丧失发展机会的区域内的居民资金、技术、实物上的补偿、政策上的优惠,以及为增进环境保护意识,提高环境水平而进行的教育科研费用的支出。

生态补偿机制是社会经济不断发展与自然资源及环境容量有限之间矛盾运动的必然产物。建立生态补偿法律机制,有利于改善因经济发展而引起的生态环境破坏,有利于减缓生态环境破坏对经济良性发展的冲击,有利于促进和谐社会与节约型社会构建进程中对各区际间利益的整合,它必将成为推进我国社会、经济可持续发展的内在要求和实现机制。

2 在我国构建生态补偿法律机制的紧迫性

改革开放以来,我国经济发展所取得的成就有目共睹,然而,我国在发展经济的同时,环境污染和资源破坏也到了令人触目惊心的地步。因为,发展经济就势必会带来资源消耗和环境污染等问题^[1]。尤其在我国西部大开发过程中,我国将面临更为严峻的环境资源形势,生态破坏问题日益突显。其主要表现在:① 森林资源总量不足。我国的森林覆盖率只

有世界水平的 61.25%,人均森林面积和蓄积量只有世界平均水平的 1/4 和 1/6。② 土地荒漠化和沙化状况严重,土地荒漠化被称为“地球的癌症”,而我国正是世界上土地荒漠化和沙化比较严重的国家之一。③ 水土流失状况十分严峻。目前我国每年沙化土地达到 3 460 km²,相当每年流失掉 1 个中等县的土地面积^[2]。④ 生物多样性持续减少,这将严重影响生态系统的结构、功能和效益。⑤ 湿地面积大幅退化和减少。湿地作为“地球之肾”,它的退化和减少将对陆地生态系统多种独特生态功能产生严重影响。⑥ 草原退化情况严重。“三化”(退化、沙化、碱化)草地面积高达 1.35 亿 hm²。⑦ 耕地减少仍在持续。大量的毁林开荒、毁草开荒、围湖造田,进一步加剧了生态危机。⑧ 水污染普遍。目前全国江河湖泊普遍受到不同程度的污染,事故频发已造成巨大损失。此外,还有大气污染、酸雨等对植物生态、动物生态、生物与非生物间能量流和物质流相互作用的动态关系带来的不利影响等。

我国日趋严峻的生态破坏既有“天灾”,更主要的是“人祸”。“环境问题的实质是经济发展与环境保护的不协调”^[3]。尤其是我国西部,是我国“资源与能源的战略基地”。然而,长期以来,这些地区向发达地区输出资源,承担生态破坏的成本,却没有得到相应补偿,导致地区生态不断恶化。这不仅严重地影响了西部自身的发展,而且对全国在 21 世纪的发展也构成了新的威胁。今春我国北方的强沙尘天气更为我国加快保护生态环境敲响了警钟。2006 年 4 月 29 日

《华夏时报》报道:在对近 40 a 来中国 681 个气象站气象实测资料综合分析后,中国科学家发现,青藏高原已成为新的风沙策源地。此前,中国 4 大沙尘暴源区分别为:甘肃河西走廊及内蒙古阿拉善盟;新疆塔克拉玛干沙漠周边地区;内蒙古阴山北坡及浑善达克沙地毗邻地区;蒙陕宁长城沿线。青藏高原总面积 250 万 km²,约占中国陆地面积的 1/4^[4]。生态破坏与大沙尘暴源区形成一种恶性循环。成都理工大学商学院程夏教授在 2005 年“APEC 循环经济与西部大开发”会议发言中指出:“人类对生态资源的耗费构成的生态成本必须得到补偿,唯此社会才能保持可持续发展,反之,将进一步减少生态资源并使环境进一步恶化”。国家环保总局副局长潘岳也说过,中国生态环境最恶化的地区是贫穷的西部地区,这些地区向发达地区输出资源,承担生态破坏的成本,却没有得到相应补偿,导致贫穷和污染交加的恶性循环。同时,我国西部地处大江、大河的发源地,为保护中、下游地区和城市的经济发展及生活饮用水而扼制自己的发展,如果不对他们进行有效的生态补偿,对其则是极大的不公平。如不对他们进行补偿,他们的生活就难以为继,他们就会为着生存而无法顾及生态保护了,进而也会危及中、下游地区及城市的生产和生活。因此,在我国构建生态补偿法律机制迫在眉睫。

3 我国构建生态补偿法律机制的若干实例

在 2006 年全国两会期间,根据两会代表和委员提出的意见和建议,国务院对《政府工作报告》进行了反复推敲和认真修改,共修改 17 处,其中比较重要的 1 处是增加了“抓紧建立生态补偿机制”。其实,早在几年前,我国的一些地方就在尝试构建生态补偿法律机制,并且如星火燎原之势在区域之间、流域之间展开。如浙江省东阳市和义乌市之间实行的水购买协议,江西省兴国县实施的生态建设基金都体现了地方生态补偿的理念。而在国家层面上实行生态补偿,也已经开始于天然林资源保护工程、退耕还林工程、国家生态公益林补偿工程和退牧还草工程。无论是国家层面还是地区自发形成的一些生态补偿模式,具有很好的实践基础和强大的生命力,可以为制定国家生态补偿政策提供实践经验和示范作用。这无疑使得被很多人认为“任重道远”的生态补偿机制在现实中有了一一个例证,大力推进了这

个机制进入国家建设和生态安全层面的立法进程。同时,对于那些在无奈中坚守着贫穷的人们由看到了希望变成现实的曙光。然而,由于我国构建生态补偿法律机制还处于研究的初始阶段,在研究时难免广泛而不着边际,在此,笔者认为以下几个问题是学者们在研究时应引起重视的。

4 在我国构建生态补偿法律机制的原则问题探讨

4.1 构建生态补偿法律机制应坚持公平原则

公平,是法律的基本价值选择,环境利益与责任的公平原则是环境法的基本原则之一,生态补偿法律机制同样应该贯彻公平原则。生态环境是公共物品,是全人类共同的财富,不论是谁均没有权利只享有生态环境带来的福利而对他人造成损失和伤害不负担责任。生态环境破坏、环境污染、资源枯竭所造成的生活质量问题正成为新的社会不公平。人们的环境权是平等的,发展权也是平等的。任何侵害生态环境的行为由于侵害了其他主体的环境权、发展权,则令其对因自己的行为而给环境或他人造成的损害承担赔偿责任也是应该的。

4.2 构建生态补偿法律机制应坚持生态效益为主兼顾经济效益的原则

生态补偿以承认资源同时具有生态效益和经济效益为理论前提,以实现资源的生态效益和经济效益的妥协、协调、和谐发展而努力方向。可以说,生态效益补偿法律机制就是以解决资源的生态价值和经济价值所存在的冲突为己任的。长期以来,人们对于自然资源的开发利用更多关注的是经济效用,很少甚至根本不考虑生态效益。但是,自然资源的稀缺性决定了其生态价值和经济价值会发生冲突,生态补偿法律机制启动的原因就是由于片面强调经济发展而忽视资源的生态效益而造成生态环境恶化的后果,因此生态补偿法律机制中应该突显资源的生态价值,生态补偿法律机制的设定目的就是要恢复资源的生态功能。

4.3 构建生态补偿法律机制应坚持可持续发展原则

可持续发展作为一种发展观,是针对传统的“不可持续发展”提出的,是对“高消耗、高投入、高污染”的传统经济模式的一种变革。现阶段,我国政府提出

的建设“生产发展、生活富裕、生态良好”的和谐社会的理论,在很大程度上,是对可持续发展认识的系统和深化。构建生态补偿法律机制,正是实现人口、经济、社会和谐发展这一目标的重要途径和有效形式,具有重大的现实意义。

4.4 构建生态补偿法律机制应坚持政府补偿与市场补偿相结合原则

市场失灵是政府参与补偿的原因,因为市场自身所具有的市场主体的理性有限性、资源的公共性、污染的负外部性等困境,决定了政府参与的必要性;反之亦然,政府补偿自身所特有的巨大的管理成本、低效率性、产权界定的不规范性等问题,也决定了市场参与的必要性。政府补偿是指政府通过非市场途径对生态环境系统进行补偿,市场补偿则是指市场交易主体在政府制定的各类生态环境标准、法律法规的范围内,利用经济手段,通过市场行为改善生态环境的活动的总称。市场的参与能够有效地调和政府补偿的刚性,发挥经济主体自身的积极性、主动性,最终实现补偿的高效性。

5 在我国构建生态补偿法律机制还应注意以下几个问题

构建我国生态补偿法律机制需要把生态补偿的基本制度法定化,使之具有普遍适应性和法律强制性;要明确谁来补偿、怎样补偿、补偿多少等一系列问题。在构建我国生态补偿法律机制中需要处理好以下几个问题:

5.1 合理界定补偿主体

1) 国家。由于环境问题的社会性和环境保护的公益性,国家作为生态补偿的主体已形成共识。对生态破坏进行补偿和恢复是国家执行其职能的表现。

2) 自然资源使用人或生态受益人(包括法人和非法人组织)。根据“污染者付费、利用者补偿、开发者保护、破坏者恢复”的环境法基本原则,自然资源使用人或生态受益人(包括法人和非法人组织)成为生态补偿的主体也无可厚非,但应对这里的自然人、使用人或受益人进行区分,即根据他们对资源使用的目的是营利还是谋生把他们分为营利性使用人或受益人和谋生性使用人或受益人2种。对于谋生性使用人或受益人,他们为了生存,使用了资源,从生态中受益了,根据“法律面前人人平等”的

基本原则,他们理应成为生态补偿的主体,但他们的温饱都难以解决,如果再让他们对生态破坏进行补偿,无疑在剥夺他们的生存权利,将会为了法律形式上的公平而对他们产生极大的实质上的不公。因此,为了维护法律的尊严和保证法律成为良法,在构建生态补偿法律机制过程中应合理界定补偿主体中的使用人或受益人,应由营利性使用人或受益人成为生态补偿的主体。只有这样才能充分体现出法律的公正。

5.2 避免补偿方式单一

对于生态补偿方式,谈论得比较多的是金钱补偿,即由下游地区对上游地区、开发地区对保护地区、受益地区对受损地区、城市对乡村给付一定的金钱以恢复和保护被破坏的生态环境。采用金钱补偿固有其优越性,但笔者认为仅采用金钱补偿不一定能达到恢复和保护被破坏的生态环境的最佳效果,因为生态保护地区大多在河流上游和偏远的农村,尤其在我国的中西部地区,这些地区为了生态的良好,为了中、下游地区及城市的经济能持续发展及这些地区的人民生活健康,势必要扼制自己的发展,这就会在劳动力本已过剩的农村造成更多的新剩余劳动力,他们面对贫穷的生活而又不能劳作,难免心理不平衡,为了他人的富裕而要他们安守清贫,觉得社会对其不公,进而报复社会,跟政府对着干,重操旧业,这极不利于生态环境的恢复和保护。在此,笔者认为,对于生态补偿,除了采用金钱补偿外,还可考虑采用安排劳动力就业这一补偿方式,即在经济发达地区和城市适当安排保护地区的剩余劳动力就业,这样可以大大改善保护地区农民的生活水平和提高他们的生活质量,从而更能调动他们保护生态环境的积极性。

5.3 科学确定补偿标准

补偿标准是关系生态补偿效果的核心问题,补偿得太多,不利于经济的发展;补偿得太少,难以调动保护地区农民的生态保护积极性,从而不利于生态环境的恢复和保护。关于补偿标准,讨论得比较多的是按资源的经济价值进行补偿,比如砍伐1棵树,就按该树所能产生的经济效益进行补偿,从草原上挖掘中药材,就按该药材的经济价值进行补偿等。在此,笔者认为应按“倒算法”对资源的生态价值进行补偿,即按市场成本来估算资源的生态价

值。如,砍伐 1 棵树,可按种植同样的 1 棵树所需要的成本来确定其生态补偿价值,从草原上挖掘中药材,可按种植同样的中药材所需要的成本进行补偿等。只有科学确定生态补偿标准,让保护地区的农民在生态保护过程中真正得到实惠,才能调动他们保护生态环境的积极性,从而有利于我国经济的持续健康发展,也有利于我国生态补偿法律机制的有效实施。

5.4 实行政府调节与市场调节相结合的补偿制度

由于我国行政主导的传统,加上环境保护的公益性,对于环境保护在大多数人看来是政府的事,对于生态补偿理所当然要由政府来调节。政府调节生态补偿有其优越性,如具有高效性,能对生态补偿从整体上进行宏观调控;但其不足之处也是明显的,如它不能最有效地对资源进行配置,不能充分发挥主体间的积极性等。而市场调节可弥补政府调节的不足,能最有效地配置资源,但因其微观性,难以从宏观上对生态补偿进行调控,特别是在补偿价值上,由于补偿主体与受偿主体经济地位上的悬殊,难以作到公平补偿,使农民为保护生态环境,付出的多而得到的少,这样就会严重挫伤农民保护生态环境的积极性,这就离不开政府的调控。因此,对于生态补偿,要充分发挥政府调节和市场调节的优势,把政府调节与市场调节有机结合起来,使我国的生态补偿法律机制在保护我国生态环境方面收到最佳效果。

5.5 建立生态补偿财政保障制

由于国家对环境保护肩负着不可推卸的责任,理应为生态环境的恢复和保护付费。即除营利性的自然资源使用人或生态受益人所负责任之外的一切费用都要由国家来承担,包括谋生性自然资源使用人或生态受益人所应承担的那一部分费用,因为维护公民的生存权和发展权是国家的基本职责。这就需要国家为生态补偿承担大量的财力和物力。近年来,各级财政部门多渠道筹集资金,重点保障农业生态建设和环境保护等公共服务领域的支出。增加农业投入,支持大江大河治理等基础设施建设,支持重点生态工程建设。仅 1998~2001 年,中央财政投入在天然林保护,退耕还林(草)、京津风沙源治理 3 大重点生态工程的资金就达 417.1 亿元。但在我国现在的国情下,由国家承担主要的生态补偿费是比较

困难的,因此可利用国债资金来达到增加生态补偿资金的目的,充分利用资本市场的融资手段,鼓励私人投资到环保产业,吸引外资投入到环保产业等。同时,对国家用于生态补偿的财政资金要严把制度关,做到专款专用,对滥用生态补偿财政资金者应严格追究其法律责任。

5.6 完善生态补偿税费制度

在构建我国生态补偿法律机制时,应改革我国现行的资源税费制度,建立环境税费制度。

征收生态税费是将生态环境保护的行为推向市场,利用市场交易模式实现节约资源、保护生态环境的价值的有效方式。

1) 环境费。我国自 1978 年开始提出排污收费制度,并在 1979 年颁布的《中华人民共和国环境保护法(试行)》中予以确认,经过近 30 a 的发展,排污费制度已经成为一项比较成熟、行之有效的环境管理制度。但是,由于种种原因,我国的环境费并不包含生态补偿费的性质,而主要用于当地环保设施建设与部门建设。因此,应将在环境费的征收和使用中增加生态补偿的项目,作为生态补偿资金来源之一。

2) 环境税。环境税作为影响市场的信号,建立生态经济的有效手段,对一国国内产品价格和相关产业的国际竞争力具有重大影响。在许多经济发达国家,已经历了从零散的、个别的环境税的开征到提出全面的环境税制的过程。瑞典、丹麦、荷兰和德国等国已经成功将收入税向危害环境税转移,税种设置包括碳排放、垃圾填埋、硫排放、能源销售等,并有取代资源费的趋势。我国目前尚未建立环境税制,但从国外的实践来看,环境税种类较多,涉及污染税、自然资源税、环境消费税等多个方面,并且一般对环境友好,有利于生态环境恢复的生产、生活方式采取税收上的鼓励措施。

6 参考文献

- [1] 金瑞林. 环境与资源保护法学[M]. 北京:高等教育出版社, 2003: 16.
- [2] 郑北鹰. 生态建设:走向文明发展的必由之路[N]. 光明日报, 2003-02-24(B1).
- [3] 魏淑芬. 环境法概论[M]. 上海:上海人民出版社, 2002: 3.
- [4] 宋常青. 青藏高原已成为新沙尘源区[N/OL]. 华夏时报, 2006-04-29(2)[2006-09-20].

On the Legal Mechanisms of Ecological Compensation in China

Leng Zhaoyang Yi Kun Zhang Shuxing

Abstract With the rapid development of Chinese economy, the ecological destruction in China has been to a shocking extent. In order to effectively restore and protect the ecological environment, more and more brain-trusts make discusses on legal mechanism of ecological compensation. The major issues on the establishment and improvement of legal mechanism for ecological compensation are discussed.

Key words ecological compensation legal mechanism ecological destruction

广东 5 年内有望初步识别珠三角灰霾成因改善空气质量

全国两会进程过半,记者从科技部获悉,广东已经拿下了“十一五”国家 863 计划设立的“重点城市群大气复合污染综合防治技术与集成示范”重大项目。正在北京参加十届全国人大五次会议的广东省环保局局长李清代表,昨日(3 月 11 日)向记者证实了这一消息。

李清透露,该重大项目是国内第一个针对大气复合污染、与地方决策和管理密切结合的国家项目,是迄今为止国内最大的大气污染控制技术研发项目。该项目将集中全国大气环境科学界的优势团队,项目成果也将直接为改善珠江三角洲区域空气质量和有效提升珠江三角洲的综合竞争力服务。

宗旨

解密大气复合污染构成

我国城市群区域大气复合污染呈现显著恶化和蔓延趋势,珠三角污染也从早前的煤烟型转变为复合型,其复杂程度在世界上也鲜有先例,因大气复合污染造成的大范围灰霾和具有强烈刺激性的光化学烟雾可能成为影响投资环境、危害人体健康的严重环境问题,引起了国际国内的关注。这就要求职能部门能够识别复合污染来源,以便“对症下药”,针对性地治理大气污染。

然而,现行的空气质量指标(二氧化硫、二氧化氮和可吸入颗粒物)不足以全面反映大气复合污染的状况和危害,建立以复合污染物(包括传统的污染物,及大气臭氧和细粒子等)为对象的多污染联合控制目标,以及相应的近期和中远期目标是珠江三角洲地区的现实需求。

李清透露,该项目将在 5 年内完成,将珠三角污染源清单掌握在手。届时,一个布局合理、功能齐全、技术先进、管理有效的区域大气复合污染立体监测网络将在珠三角地区率先形成。

李清说“更重要的是,自主技术创新体系也将初步形成,并可以培养一批具有国际影响的中青年学科带头人和一支高水平的科技队伍”。

影响

完成后可达到国际水平

“这是 863 计划中唯一一个关于大气科研的项目,完成

后相当于达到国际科研水平。”李清说,广东能够从诸多竞争者手上夺下这个项目,主要还是得益于目前我省已经建立起珠三角大气监测网络。

据介绍,该项目的总体目标是:以珠江三角洲区域大气复合污染综合调控的技术需求为主线,研究和开发大气复合污染监测的关键技术、标准和规范,建立动态源清单技术,构建区域性立体监测网络和预警系统,开发与复合污染控制有关的关键污染源控制技术和设备,建立大气复合污染综合防治的区域调控机制和运行体系,通过制定长期战略和阶段性动态控制目标,在今后 10~15 年的经济增长过程中防止空气污染给人体健康和环境带来的危害。

李清告诉记者,区域城市群联控大气污染将成趋势。而根据大气复合污染的发生、发展和影响的范围,确定实施协调统一的区域联合控制战略、区域管理机制和相应的管理体系,研究和建立这一体系的科学和技术问题,将是促进我国未来城市 and 城市群持续发展的关键措施之一。

因此,珠三角如能完成大气复合污染综合防治技术的科研攻关,将对我国城市群大气复合污染控制进程提供成功范例。

资金

投入 3 亿全用于珠三角

根据科研项目规划,国家计划投入 1.5 亿元,支持大气复合污染综合防治中关键技术及综合示范工程的技术研究。

另外,按国家 863 计划管理规定,重大项目要求示范区落实 1:1 的配套经费。也就是说,广东地方政府及企业也要拿出 1.5 亿元作为配套资金。如此一来,该重大科研项目的总投入便可达到 3 亿元。“这在大气综合研究中已经算是比较大的投入了。”

李清介绍,配套经费主要用于示范工程的设备及相关硬件软件的建设,包括:珠江三角洲空气质量监测预警网络和区域空气质量管理决策指挥辅助平台的建设,区域科学中心和管理委员会的建设,以及为建立上述系统所需要的技术研发。硬件建设完成后将全部在珠江三角洲投入使用。

摘自《南方日报》网络版 2007-03-12

CONTENTS

Research Progress in Selective Catalytic Reduction (SCR) of NO _x by Carbon Supported Materials at Low Temperatures.....	<i>Huang Rong, Huang Bichun, Ye Daiqi</i> (1)
Progress in the Research on Water Pollution from Farmland Nitrogen Loss and its Control	<i>Ning Jianfeng, Zou Xianzhong, Yang Shaohai, et al</i> (5)
Introduction of the Benchmark Simulation Model-1 for Wastewater Treatment	<i>Liu Dawei, Shen Wenhao</i> (11)
Analysis on the Actualities and Countermeasures for Sewage Reuse in Guangzhou	<i>Wu Zhijian</i> (16)
Three-Way Catalysts for the Treatment of Automobile Exhaust Gases	<i>Tan Jingming</i> (20)
The Effects of Waterlogged Rice on the Leakage of Nitrogen	<i>Shi Chunxia, Zhang Xue, Ma Qibo, et al</i> (22)
On the Ecological Footprint and Ecological Capacity of Huadu District in Guangzhou	<i>Ju Hong</i> (25)
Calculation of Environmental Capability of Sulfur Dioxide in Shunde District by Using ADMS-Urban Model	<i>Tao Jun, Xie Wenzhang, Yang Duoxing, et al</i> (28)
On the Human Habitat in Guiyang(Chinese Ecological City)	<i>Dong Weilin, Chen Liang, Chen Donghui</i> (32)
The Heavy Metal Pollution of Coastal Sediment in Guangzhou and its Potential Ecological Risk	<i>Zhang Yong, Liu Shuhan</i> (37)
Study on the Apparent Oxygen Utilization in the Zhujiang River Estuary Area During Flood Season	<i>Jiang Zhihua</i> (40)
On the Legal Mechanisms of Ecological Compensation in China	<i>Leng Zhaoyang, Yi Kun, Zhang Shuxing</i> (44)