

环境科学导刊(双月刊)  
HUANJING KEXUE DAOKAN

第37卷 第4期 总第181期  
2018年8月25日出版

目次

· 环境保护与管理 ·

- 西双版纳石灰山热带季雨林内植物水分利用效率比较 ..... 李鹏菊, 刘文杰 (1)  
首尔市大气污染治理经验及借鉴 ..... 颜敏 (6)  
气溶胶对东亚副热带季风区季风爆发前温度的影响 ..... 杨芝慧, 邱飞 (10)  
常州市 2014 - 2016 年空气质量管理水平评估与分析 ..... 刘智强, 杨竟宪, 周游, 孙凯, 丁洪泽 (16)

· 水环境保护 ·

- 洱海水环境历史变化规律探讨 ..... 郭宏龙 (22)  
抚仙湖表层水温与气温关系研究 ..... 张月霞, 王慧梅, 张睿 (26)  
秋季湿地植物收割对氮、磷污染物去除能力影响浅析——以罗时江湿地为例 ..... 苏云华, 杨桐 (30)

· 大气污染防治 ·

- 三峡库区腹地秋末冬初大气干湿沉降化学组成特征  
..... 王玉荧, 张六一, 杨复沫, 高敏, 黄怡民, 龙娟 (34)  
深圳东部臭氧污染特征及影响因素 ..... 谢芳, 李萍, 朱珠 (40)  
广州城区低空逆温及其对空气质量影响分析 ..... 邱晓暖, 陈瑜, 冯彪, 刘文彬 (50)

· 污染防治 ·

- 原位还原稳定化 - 高压旋喷注射技术修复铬污染场地中试研究  
..... 邵乐, 刘晓月, 史学峰, 刘卫国, 李顺峰 (54)  
A/O - O 法处理焦化废水的运行温度控制措施 ..... 王元超, 骆学艳 (58)  
微气泡絮凝加压气浮工艺去除星云湖蓝藻效果研究 ..... 蒋为, 李杰 (61)

· 环境评价 ·

- 水质预测模型研究进展 ..... 王健, 向峰, 邱飞, 王华, 刘慧 (63)  
于桥水库流域生态安全评估研究 ..... 江文渊, 张征云, 张彦敏, 陈启华 (68)  
张家港河北段水质存在的问题及对策研究 ..... 周静, 刘松华 (73)  
基于 GIS 的增城生态环境敏感性分析 ..... 谢泳龙, 罗俊杰 (76)

· 环境监测 ·

- 固体吸附热脱附 - 气相色谱质谱法测定大气中 34 种挥发性有机物 ..... 周勇明, 蒋凯 (81)  
水泥厂窑尾氟化物测定方法研究 ..... 陈涛, 黄慧坤, 段云松, 杨智 (85)  
现行生活垃圾焚烧污染控制标准与废气监测过程中存在问题及改进建议  
..... 杨善党, 尚昀, 曾新宇, 刘宏浩, 邓聪 (90)

《环境科学导刊》发行数字期刊的声明 ..... (39)

《环境科学导刊》征稿简则 ..... (60)

封面图片: 长江第一湾 ..... 和经权 摄

期刊基本参数: CN53 - 1205/X \* 1982 \* b \* A4 \* 96 \* zh \* P \* ¥15.0 \* 2000 \* 20 \* 2018 - 08

# ENVIRONMENTAL SCIENCE SURVEY

( Bimonthly ) Vol. 37 No. 4 2018

---

## Contents

Water Use Efficiencies Comparison among Three Dominant Trees in a Limestone Tropical Seasonal Moist Rainforest in Xishuangbanna, Yunnan .....	<i>LI Pengju etc.</i> ( 1 )
Experience and Enlightenment of Air Pollution Control in Seoul City .....	<i>YAN Min</i> ( 6 )
The Effect of Aerosol on the Temperature before the Monsoon in the Subtropical Monsoon Zone in East Asia .....	<i>YANG Zhihui etc.</i> ( 10 )
Study on Assessment and Analysis of Ambient Air Quality Management Level in 2014 – 2016 in Changzhou City .....	<i>LIU Zhiqiang etc.</i> ( 16 )
Discussion of Water Environmental Changes in Erhai Lake .....	<i>GUO Honglong</i> ( 22 )
Study on the Relationship between Surface Temperature and Air Temperature of Fuxian Lake .....	<i>ZHANG Yuexia etc.</i> ( 26 )
Analysis of the Removal Effects of Nitrogen and Phosphorus on Reaping Wetland Plants in Autumn by Loushijiang Wetland as an Example .....	<i>SUYunhua etc.</i> ( 30 )
Characteristics of Chemical Composition in Wet and Dry Deposition in Late Autumn and Early Winter in the Hinterland of the Three Gorges Reservoir Region .....	<i>WANG Yuying etc.</i> ( 34 )
Ozone Pollution Characteristics and Influence Factors in Eastern Shenzhen .....	<i>XIE Fang etc.</i> ( 40 )
Temperature Inversion in Guangzhou Urban Area and Its Influence on Air Quality .....	<i>QIU Xiaonuan etc.</i> ( 50 )
Remediation of Chromic – contaminated Site by in Situ Reduction and Stabilization – high Pressure Jet Injection Technology at Pilot – scale Studies .....	<i>SHAO Le etc.</i> ( 54 )
Operation Temperature Control Measures of Coking Wastewater Treatment by A/O – O Process .....	<i>WANG Yuanchao etc.</i> ( 58 )
Effect of the Air Floatation with Micro – bubbles Generation and Flocculation and Pressure on Removing Cyanobacteria in Xingyun Lake .....	<i>JIANG Wei etc.</i> ( 61 )
Research Progress of Water Quality Prediction Model .....	<i>WANG Jian etc.</i> ( 63 )
Ecological Security Assessment of the Yuqiao Reservoir Watershed .....	<i>JIANGWenyuan etc.</i> ( 68 )
Study on the Existing Problems and Countermeasures of Water Quality in Northern Section of Zhangjiagang River .....	<i>ZHOU Jing etc.</i> ( 73 )
GIS – based Ecological Environment Sensitivity Analysis in Zengcheng .....	<i>XIE Yonglong etc.</i> ( 76 )
Determination of 34 Volatile Organic Compounds in Atmosphere by Solid Adsorption Thermal Desorption Gas Chromatography – Mass Spectrometry .....	<i>ZHOU Yongming etc.</i> ( 81 )
Research on the Determination Method of Fluorine Compound of Kiln Emission .....	<i>CHEN Tao etc.</i> ( 85 )
Problems and Improvements of Waste Gas Monitoring in Pollution Control Standard on Current Municipal Solid Waste Incineration .....	<i>YANG Shandang etc.</i> ( 90 )

# 西双版纳石灰山热带季雨林内 植物水分利用效率比较

李鹏菊<sup>1</sup>, 刘文杰<sup>2</sup>

(1. 云南省环境工程评估中心, 云南 昆明 650032;

2. 中国科学院西双版纳热带植物园, 云南 昆明 650223)

**摘要:**以西双版纳石灰山热带季雨林内清香木、潺槁木姜子、闭花木为研究对象, 分析其水分利用效率, 结果显示林下土壤体积含水量及土壤水势在干热季节达到最低点, 分别为 12.4%、-0.055 Mpa。雾凉季, 潺槁木姜子的  $\delta^{13}\text{C}$  显著低于闭花木、清香木的  $\delta^{13}\text{C}$  值 ( $P=0.019$ ;  $P=0.004$ ,  $P<0.05$ ), 闭花木和清香木的  $\delta^{13}\text{C}$  之间没有显著差别 ( $P=0.314$ ,  $P>0.05$ ), 说明清香木及闭花木的水分利用效率优于潺槁木姜子, 而清香木及闭花木对水分的利用效率却没有显著差异。利用稳定性同位素分析方法, 分析林内收集的雾水、地下水、土壤水、木质部水分及雨水的稳定性同位素分布情况, 得出雾凉季清香木、潺槁木姜子、闭花木的水分来源主要为地下水和土壤水, 说明在恶劣条件下, 植物有稳定而持久的水分来源。

**关键词:** 热带季雨林; 土壤水势; 稳定性同位素; 碳同位素判别; 石灰山; 西双版纳

**中图分类号:** X171.1 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 04-0001-05

## 0 引言

目前, 已有研究利用测定稳定性氢氧同位素技术确定不同生态系统中植物水分利用方式<sup>[1-5]</sup>, 但是热带雨林生态系统中植物的水分利用方式还少有研究。多数地区气候分为干湿两季, 干季时, 降雨量极少, 浅层土壤含水量急剧下降, 严重影响林内植物生长现状, 此现象常见于季风气候区及热带稀树草原的热带雨林<sup>[6]</sup>。因此, 植物的生长明显受干季和湿季交替的影响。在受水分胁迫的恶劣环境中, 植物的生长和生存通常依赖特有的水分利用方式和来源。通过稳定性同位素<sup>2</sup>H、<sup>18</sup>O、<sup>13</sup>C 技术研究发现有些地区雾水是一项重要的水分输入<sup>[8, 12]</sup>, 如 Dawson (1998) 对加利福尼亚北海岸红杉林 (*Sequoia sempervirens*) 中不同水分来源, 如土壤水、雨水及地下水等的稳定性同位素分析, 有 34% 的水分来源为雾水<sup>[7]</sup>。

西双版纳石灰山热带季雨林是热带雨林边缘植被类型<sup>[8]</sup>, 林内为岩石喀斯特地貌, 植物攀援生长其上。每年分为雨季和干季, 其中雨季为 5—10 月, 干季为 11 月—次年 4 月, 干季降雨量不足全年的 13%<sup>[9]</sup>。该区域为静风区, 森林覆盖

率越高的地方出现辐射雾的频率越高。关于此种特殊环境下植物水分利用策略的研究未见报道。因此, 选取西双版纳石灰山热带季雨林内有代表性的两个地点, 定期测定土壤水势及土壤体积含水量等指标参数, 并以优势物种潺槁木姜子 (*Litsea glutinosa*)、闭花木 (*Cleistanthus saichikii*)、清香木 (*Pistacia weinmannifolia*) 为实验对象, 定期采集植物叶片, 同时收集林内不同水分 (包括地下水、土壤水、雾水、木质部水分和雨水) 进行稳定性<sup>13</sup>C、<sup>2</sup>H、<sup>18</sup>O 同位素分析。研究预期结果: ①土壤水分的年分布情况; ②三种植物水分利用效率比较; ③利用稳定性 C、H、O 同位素测定确定植物主要水分来源。

## 1 材料与方法

### 1.1 样地自然环境和群落特征

实验地点设置于勐腊县勐仑镇石灰山季雨林内选取的两个有代表性的地点。季雨林群落高度 35~40 m, 乔木层可分为三个层次: 上层优势种为多花白头树 (*Garuga floribunda*)、四数木 (*Tetrameles nudiflora*) 等; 中层常见的有油朴 (*Celtis wightii*)、闭花木 (*C. saichikii*)、轮叶戟 (*Lasiococca comberi* var. *pseudoverticillata*)、潺槁木姜子 (*L. glutinosa*) 等; 下层树种主要有清香木 (*P. weinmannifolia*) 等<sup>[10]</sup>。

## 1.2 研究方法

### 1.2.1 土壤水势的测定

选取树间坡上的林间空隙安装土壤水势张力计(埋设之前浸泡2h,确保气体全部排出)。陶土探头埋设深度分别为20cm、40cm、50cm、60cm、75cm。测定时,上午8:30注水,翌日8:30读数,4月一次年5月每月测定1次。

土壤水势的计算依据以下公式:

$$\Psi = \frac{-[12.6(h + \Delta h) - H]}{10.2 \times 10^{-3}} \quad (1)$$

式中:  $\Psi$ —土壤水势(MPa);  $h$ —水银柱上升高度(cm);  $\Delta h$ —水银槽中水银面高度变化(cm);  $H$ —陶土管中间与水银槽中水银面之间的距离(cm)。本实验取  $\Delta h = 0$ 。

### 1.2.2 土壤体积含水量的测定

选取林内坡上间隙安装时间阈反射仪(Time-Domain Reflectometry, TDR), TDR波导线(6050X1, TRASE-2100, USA)埋设深度为10cm、30cm、50cm、65cm、80cm、75cm、120cm。4月一次年5月,每月测定1次。

### 1.2.3 林内地下水、土壤水的采集

将土壤水分提取器的多个探头按不同深度埋在10cm、20cm、40cm、60cm、80cm、100cm、110cm的土壤内,定期提取土壤水样。土样低温保存于4℃保温箱内,采用低温真空蒸馏法<sup>[6,7]</sup>提取,连续采样3个月。由地下水位测井内提取地下水,每月采集1次,连续采样3个月。

### 1.2.4 植物样品的采集

在林内选取3种优势树种:闭花木、潺槁木姜子和清香木作为样品实验采集对象,用枝剪采摘实验树种小枝样品5段(每段10cm左右),样品低温保存,同样采用低温真空蒸馏法提取出植物样品内的水分。采样时间选择在上午8:00—9:00,每月采集1次。采集时间为10月一次年2月。

### 1.2.5 植物叶片的采集及 $\delta^{13}\text{C}$ 的测定

在山顶采集闭花木和清香木叶片,在坡脚处采集潺槁木姜子叶片。所取不同植物叶片于75℃烘箱内烘干后,进行研磨并通过40目筛筛取(用于 $\delta^{13}\text{C}$ 的测定)。采集日期为12月一次年2月,采样时间12:00—15:00,每月采集1次。 $\delta^{13}\text{C}$ 的值可用下式表示,相对标准是PDB(Pee Dee Belemnite):

$$\delta^{13}\text{C} = [(R_{\text{sample}}/R_{\text{standard}}) - 1] \times 1000 \quad (2)$$

式中:  $R_{\text{sample}}$  是样品中碳元素的重轻同位素丰度之比( $^{13}\text{C}_p/^{12}\text{C}_p$ ),  $R_{\text{standard}}$  是国际通用标准物的重轻同位素丰度之比( $^{13}\text{C}_s/^{12}\text{C}_s$ ),  $^{13}\text{C}$  标准物

为PDB。

$\delta^{13}\text{C}$  能有效地反映植物的水分利用效率 Farquhar 等(1982)<sup>[11]</sup>:

$$\delta^{13}\text{C}_p = \delta^{13}\text{C}_a - a - (b - a) \times C_i/C_a \quad (3)$$

$$\Delta = \frac{(\delta^{13}\text{C}_a - \delta^{13}\text{C}_p)}{(1 + \delta^{13}\text{C}_p)} \quad (4)$$

式中:  $\delta^{13}\text{C}_p$ —植物组织  $\text{CO}_2$  的碳同位素比率;  $\delta^{13}\text{C}_a$ —大气  $\text{CO}_2$  的碳同位素比率;  $a$ 、 $b$ — $\text{CO}_2$  扩散和羧化过程中的同位素分馏;  $C_i$  和  $C_a$ —细胞间及大气的  $\text{CO}_2$  浓度;  $\Delta$ —稳定性同位素判别,它与  $C_i$  和  $C_a$  有关,其中  $\delta^{13}\text{C}_a = -8\%$ <sup>[12]</sup>。通过以下公式可以看出:

$$A = g \times (C_a - C_i) / 1.6 \quad (5)$$

$$E = g \times \Delta W \quad (6)$$

$$WUE = A/E = (C_a - C_i) / 1.6\Delta W \quad (7)$$

式中:  $A$ —光合速率;  $E$ —蒸腾速率;  $g$ —气孔传导率;  $\Delta W$ —叶内外水气压之差。

可以看出,  $\delta^{13}\text{C}$  的值可以揭示植物的长期水分利用效率:

$$WUE = \frac{C_a [1 - (\delta^{13}\text{C}_a - \delta^{13}\text{C}_p) / a (b - a)]}{1.6\Delta W} \quad (8)$$

采样期间共收集雾水样品4个,土壤水样品17个,木质部水样品9个,地下水样品2个,雨水样品3个,植物叶片样品12个。提取的不同来源的水分样品的同位素测定在中国科学院兰州分院测试中心完成。

## 2 结果

### 2.1 土壤水势的季节变化

从图1a中可以看出,在11月一次年4月,即干季时期,土壤水势与土壤深度呈负相关,最小值  $- (0.055 \pm 0.0030)$  MPa 出现于75cm深度处,此时土壤十分干燥,含水量极少;反之,雨季时期土壤含水量高,土壤水势出现最低值,为  $- (0.022 \pm 0.014)$  MPa (图1b)。

### 2.2 土壤体积含水量的深度及季节变化

图2为不同深度土壤体积含水量的季节变化。由图中可以看出,30cm以上土壤中水分含量比深层土壤高。雨季土壤体积含水量显然较干季高,最高可达31.1%,随着深度的增加土壤体积含水量降低。雾凉季和干热季表层土壤体积含水量随深度增加而逐渐减小。在干季,夜晚滴落雾水量较大,因此会出现表层土壤体积含水量较高的情况,使得表层土壤较湿润。在干季,降水量少,林内十分干燥,土壤体积含水量可达12.4%,为一年最低值。

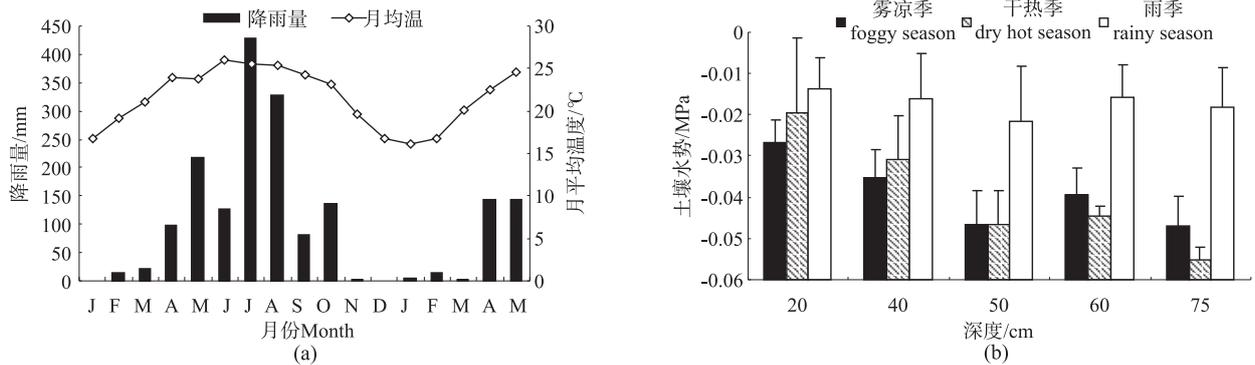


图1 西双版纳热带季雨林内月平均降水量、月均温(a)以及林内不同深度土壤水势的季节变化(b)

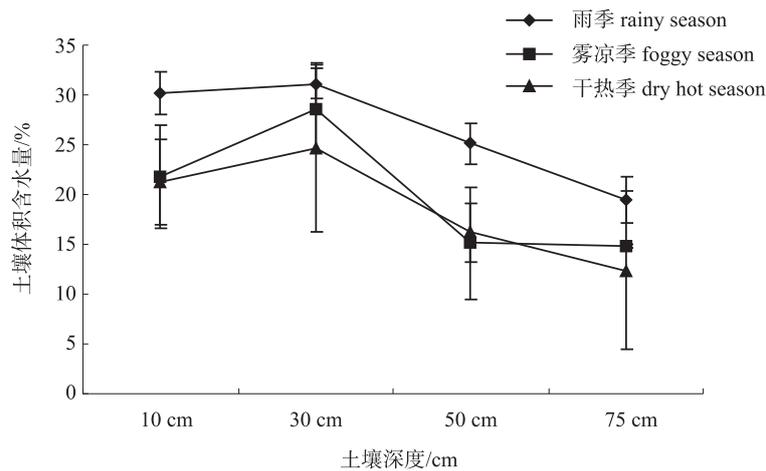


图2 石灰山热带季雨林内土壤体积含水量随深度的变化

### 2.3 三种优势物种的 $\delta^{13}\text{C}$ 比较

图3为潺槁木姜子、闭花木及清香木的  $\delta^{13}\text{C}$  比较。11月一次年3月收集三种植物的叶片并进行稳定性碳同位素分析，潺槁木姜子、闭花木、清香木的  $\delta^{13}\text{C}$  值分别是  $(-31.2 \pm 1.39)\text{‰}$ 、 $(-28.7 \pm 1.08)\text{‰}$ 、 $(-27.8 \pm 0.80)\text{‰}$ 。通过单因素方差分析比较得出，闭花木、清香木和潺槁木姜子的  $\delta^{13}\text{C}$  值存在显著差异 ( $P = 0.004$ ,  $P < 0.05$ ;  $P =$

$0.019$ )，闭花木和清香木之间没有显著差异 ( $P = 0.314$ ,  $P > 0.05$ )。因  $\delta^{13}\text{C}$  值与土壤水分含量呈负相关，与植物水分利用效率 (WUE) 呈正相关，闭花木与清香木因为所处位置的土壤水分含量更低，所以才具有更高的水分利用效率，而潺槁木姜子所处位置本身具有更高的土壤水分含量，因此其水分利用效率相对较低。

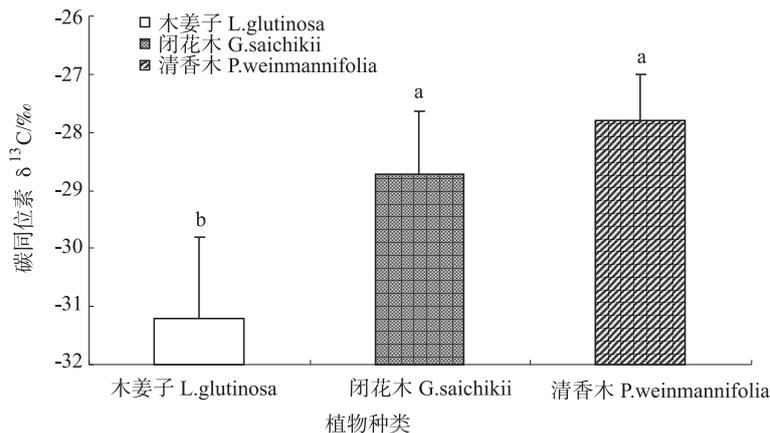


图3 石灰山热带季雨林内潺槁木姜子、闭花木、清香木三种优势植物的  $\delta^{13}\text{C}$  比较

### 2.4 三种优势物种植物叶片的碳同位素判别 ( $\Delta$ )

采样期间12月份几乎没有降水(降水为0.1 mm), 潺槁木姜子和清香木  $\Delta$  分别在12月份达到最高值, 分别是  $-0.76\text{‰}$ 、 $-0.72\text{‰}$ , 而闭花木在次年1月达到最高值  $-0.74\text{‰}$ , 在次年1月及2月有

少量降水(分别是4.5 mm、13.2 mm), 潺槁木姜子和清香木  $\Delta$  有所降低, 闭花木  $\Delta$  先增加后降低。由图4中可以看出, 清香木和闭花木的  $\Delta$  较潺槁木姜子高, 通过单因素方差分析得出, 此两种植物的  $\Delta$  有显著差异 ( $P=0.025$ ,  $P<0.05$ )。

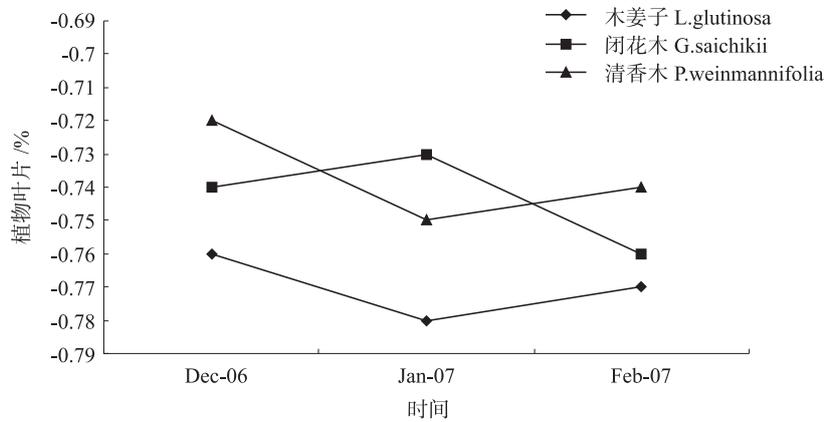


图4 石灰山热带季雨林内三种优势植物潺槁木姜子、闭花木、清香木的碳同位素判别的时间变化

### 2.5 三种优势物种水源分析

图5是潺槁木姜子、闭花木、清香木  $\delta^{18}\text{O}$  随时间变化及雨水、雾水、地下水、土壤水散点图。在雾凉季(11月一次年2月), 三种植物的  $\delta^{18}\text{O}$  值变化范围是  $-12.1\text{‰}$  ~  $-8.4\text{‰}$ , 且在雾凉季末

期达到最高。由图中各水分  $\delta^{18}\text{O}$  散点分布可看出, 地下水和土壤水的  $\delta^{18}\text{O}$  散点分布接近三种植物的  $\delta^{18}\text{O}$ , 其中各层土壤水  $\delta^{18}\text{O}$  加权平均值为  $-10.15\text{‰}$  ~  $-5.98\text{‰}$ , 地下水  $\delta^{18}\text{O}$  值为  $-7.9\text{‰}$  ~  $-7.6\text{‰}$ 。

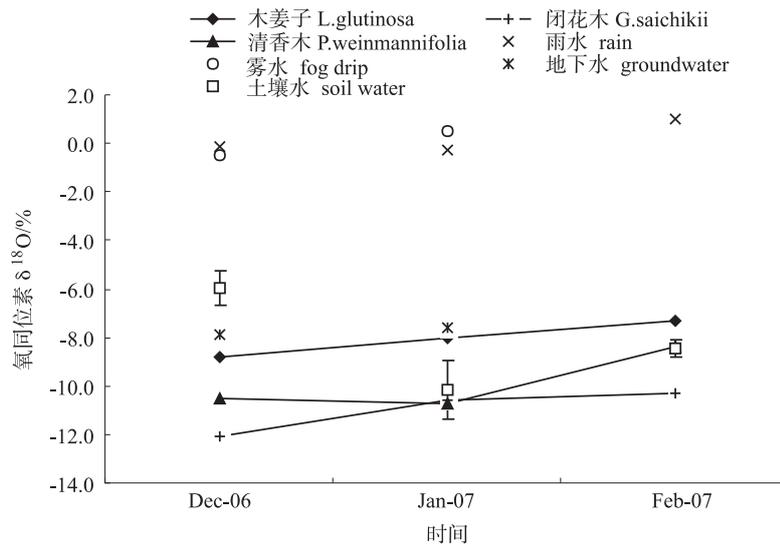


图5 石灰山热带季雨林内潺槁木姜子、闭花木、清香木以及雨水、雾水、地下水、土壤水的  $\delta^{18}\text{O}$  时间变化 (土壤水  $\delta^{18}\text{O}$  为深度20 cm、40 cm、60 cm、80 cm、100 cm、110 cm的加权平均)

### 3 讨论

西双版纳石灰山热带季雨林生境十分特殊, 林内岩石林立, 土壤层浅薄, 且干季(11月一次年4月)降雨量非常少, 因此此时土壤中的水分含量非常少。由图1可以看出, 随着深度的增加, 林内土壤水势逐渐降低, 在干热季(2—4月)降至最

低  $-0.055$  Mpa。全年内干季时土壤十分干燥, 土壤深度越深含水量越少, 在75 cm深度处土壤体积含水量达到全年最低值12.4% (图2)。西双版纳石灰山季雨林内80%以上有岩石覆盖, 且岩石表面存在大量空隙和缝隙, 有少量土壤存在于这些小空隙和缝隙内, 这部分土壤对于储存滴落的雾水以

及少量降雨起到一定的作用。因此在干季,石灰山热带季雨林内植物依然长势良好,受水分影响较小。

在水分亏缺的雾凉季及干热季,林内植物由于所在位置和种间差异水分利用效率也不尽相同。稳定性碳同位素与叶片胞间  $\text{CO}_2$  和大气  $\text{CO}_2$  浓度比值 ( $C_i/C_a$ ) 有一定关系<sup>[11]</sup>,稳定性碳同位素判别是由叶片稳定性碳同位素 ( $\delta^{13}\text{C}_p$ ) 与大气中稳定性碳同位素 ( $\delta^{13}\text{C}_a$ ) 得出,因此,稳定性碳同位素判别与  $C_i/C_a$  相关。如果已知叶片对大气的蒸汽压亏损 (VPD),叶片稳定性碳同位素就可以揭示植物的水分利用效率 (WUE) (即  $A/E$ )。在少雨干旱的环境状况下,由于蒸腾比较强烈气孔运动加剧使得  $C_i/C_a$  减小,故植物的  $\delta^{13}\text{C}$  会增大,Ehleringer 和 Cooper (1998) 实验得出  $\delta^{13}\text{C}$  值与土壤中水分含量有明显的负相关<sup>[13]</sup>。也有一些研究结果表明,植物叶片  $\delta^{13}\text{C}$  值随着降雨量的增加而显著降低<sup>[14-15]</sup>,这些充分说明植物叶片  $\delta^{13}\text{C}$  与植物水分利用之间的密切关系。在雾凉季取样期间(12月一次年2月),几乎没有降雨,降水量也仅有 17.8 mm,林内相当干燥,土壤中含水量很低,植物生长受土壤中水分含量状况影响较大。此时,处在山顶和坡下的植物的水分利用效率有明显的差别(图3和图4)。闭花木、清香木的  $\delta^{13}\text{C}$  值比潺槁木姜子高,并存在显著差异(图3),说明闭花木、清香木的水分利用效率比潺槁木姜子高,图4也说明同样问题,这是不同植物适应不同生境的结果。在西双版纳石灰山热带季雨林内,可能正是由于树种间水分利用效率的差异导致林内三种优势植物的分布地点有所不同。

长期适应独特的环境使林内植物形成了自身特有的水分利用策略。雾凉季时,林内清香木、闭花木、潺槁木姜子有一致的水分来源,主要水分来源是土壤水和地下水(图5),由于三种植物生长的具体生境存在差异,因此具体的水分利用效率种间也存在差别。

#### 4 小结

由于西双版纳石灰山热带季雨林生境特殊,在几乎无雨的干季土壤体积含水量和土壤水势较雨季均有所降低,但是土壤水势依然维持在较高水平。林内优势物种闭花木和清香木具有较高的水分利用效率,而优势物种潺槁木姜子水分利用效率较低。

稳定性同位素测定表明三种优势物种植物在干季的主要水分来源是土壤水和地下水,这能够给植物提供稳定而持久的水分供应。

#### 参考文献:

- [1] Feild TS, Dawson TE. Water sources by *Didymopanax pittieri* at different life stage in a tropical cloud forest [J]. *Ecology*, 1998, 79 (4): 1448 - 1452.
- [2] Williams DG, Ehleringer JR. Intra - and interspecific variation for summer precipitation use in Pinyon - Juniper woodland [J]. *Ecological Monographs*, 2000, 70 (4): 517 - 537.
- [3] Bonal D, Atger C, Barigah TS, et al. Water acquisition patterns of two wet tropical canopy tree species of French Guiana as inferred from H218O extraction profiles [J]. *Annals of Forest Sciences*, 2000 (57): 717 - 724.
- [5] McCole AA, Stern LA. Seasonal water use patterns of *Juniperus ashei* on the Edwards Plateau, Texas, based on stable isotope in water [J]. *Journal of Hydrology*, 2007 (342): 238 - 248.
- [6] Stratton LC, Goldstein G, Meinzer FC. Temporal and spatial partitioning of water resources among eight woody species in a Hawaiian dry forest [J]. *Oecologia*, 2000 (124): 309 - 317.
- [7] Dawson TE. Fog in the California redwood forest: ecosystem inputs and use by plants [J]. *Oecologia*, 1998 (117): 476 - 485.
- [8] Zhu H. On the classification of forest vegetation in Xishuangbanna, Southern Yunnan [J]. *Acta Botanica Yunnanica*, 2007, 29 (4): 377 - 387.
- [9] Zhang K - Y. An analysis on the characteristics and forming factors of climates in the south part of Yunnan [J]. *Acta Meteorologica Sinica*, 1963, 33 (2): 210 - 230.
- [10] Wang H, Zhu H, Li B - G. Vegetation on limestone in Xishuangbanna Southwest China [J]. *Guihaia*, 1997, 13 (2): 101 - 117.
- [11] Farquhar GD, O'Leary MH, Berry JA. On the relationship between carbon isotope discrimination and intercellular carbon dioxide concentration in leaves [J]. *Australian Journal of Plant Physiology*, 1982 (9): 121 - 37.
- [12] Ehleringer JR, Phillips SL, Schuster WSF, et al. Differential utilization of summer rains by desert plants [J]. *Oecologia*, 1991 (88): 430 - 434.
- [13] Ehleringer JR, Cooper TA. Correlations between carbon isotope ratio and microhabit in desert plants [J]. *Oecologia*, 1998 (76): 562 - 566.
- [14] Stewart G R, Turnbull M H, Schmidt S, et al.  $^{13}\text{C}$  natural abundance in plant communities along a rainfall gradient: a biological integrator of water availability [J]. *Australian Journal of Plant Physiology*, 1995 (22): 51 - 55.
- [15] Korol RL, Kirschbaum MUF, Farquhar GD, et al. Effects of water status and soil fertility on the C - isotope signature in *Pinus radiata* [J]. *Tree Physiology*, 1999 (19): 551 - 562.

# 首尔市大气污染治理经验及借鉴

颜 敏

(深圳市环境科学研究院, 广东 深圳 518001)

**摘 要:** 首尔市在快速城市化进程中积极应对大气污染, 通过实施以清洁能源推广使用、交通领域的低排放政策、控制道路扬尘污染、加强工业企业排放管理等为核心的大气污染控制措施, 大气环境质量提升取得显著成效, 细颗粒物 ( $PM_{2.5}$ ) 年均浓度从2000年的  $46 \mu\text{g}/\text{m}^3$  下降至2015年的  $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 这对于我国当前以  $PM_{2.5}$  治理为重点的大气污染防治工作具有重要借鉴意义。参考首尔市大气治理经验, 我国城市在大气污染治理过程中应科学分析污染形势, 有针对性地开展污染治理才能有效提升大气质量; 应重视臭氧污染, 加强臭氧污染控制研究; 应强化科技支撑, 加强监测监管能力建设。

**关键词:** 大气污染治理; 经验借鉴; 首尔

**中图分类号:** X32 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 04-0006-04

首尔市在过去 50 年间经历了快速城市化进程, 人口不断密集, 截止 2015 年, 共有 1002.2 万人, 人口密度约为  $16560 \text{人}/\text{km}^2$ , 汽车数量以年均 10% 以上的速度增长, 2015 年机动车保有量高达 306 万辆<sup>[1]</sup>, 首尔市一度陷入大气污染的困境之中。经过 30 余年的大气污染治理, 首尔市环境空气质量显著改善,  $SO_2$  浓度从 1969 年高达  $1100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  降至 2015 年的  $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $PM_{2.5}$  浓度从 2000 年的  $46 \mu\text{g}/\text{m}^3$  降至 2015 年的  $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ <sup>[1]</sup>。我国大型城市的发展与首尔市类似, 伴随着城市化过程带来的人口增加、工业化及机动车增长使许多城市正在面临严峻的大气污染, 环境监测统计结果显示, 2015 年北京、上海、广州、深圳等大型城市的年均  $PM_{2.5}$  浓度分别为  $80.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $53 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $39 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ <sup>[2-5]</sup>, 与首尔市仍有较大差距。根据国务院《国发[2013] 37 号大气污染防治行动计划》<sup>[6]</sup>, 控制  $PM_{2.5}$  污染是我国当前大气污染防治的首要任务, 因此分析总结首尔市大气污染治理经验对我国各大城市应对当前大气环境污染具有重要借鉴意义。

## 1 首尔市环境空气质量变化

首尔市大气污染防治工作从 20 世纪 80 年代启动, 1990 韩国政府的《大气环境保全法》<sup>[7]</sup> 首次系统全面地对大气环境保护提出要求。2000 年之后首尔市大气治理工作大幅度推进, 有效削减了大气污染源排放。

自 1995 年以来的 20 年间, 首尔市环境空气质量总体呈改善趋势, 尤其以  $SO_2$  和 PM 改善最为显著, 2015 年  $SO_2$ 、 $PM_{10}$ 、 $PM_{2.5}$  浓度较这期间的最高年均浓度分别下降了 71%、42% 和 50%。 $NO_2$  浓度在波动中下降, 但  $O_3$  浓度反而呈现上升趋势, 2015 年  $O_3$  年均浓度较 1995 年升高了 70%, 表明首尔市在  $PM_{2.5}$  得到控制后,  $O_3$  污染问题越来越突出。这与我国当前所存在的  $O_3$  污染日益严峻的形势非常相似, 例如珠三角地区自 2015 年起,  $O_3$  已取代  $PM_{2.5}$  成为首要污染物<sup>[8]</sup>。

## 2 首尔市主要大气污染治理措施

首尔市大气污染控制成效显著,  $PM_{2.5}$  年均浓度已经达到欧盟空气质量标准 (也是世界卫生组织《空气质量准则》过渡期第二阶段目标值)。分析首尔市的大气污染治理措施, 主要以清洁能源的推广使用、交通领域的低排放政策、控制道路扬尘污染、加强工业企业排放管理等为核心内容。

### 2.1 推广使用清洁能源

为了降低固定源燃料燃烧的污染, 首尔主要实施了降低燃料含硫量、推广供应燃气、地区统一供暖、增加可再生能源生产等措施。首尔市从 1981 年起大幅缩减了燃料用油的硫含量标准, 逐步将柴油含硫率从 1.0% 降低至 0.1%; 1988 年起实施了特定规模锅炉 LNG 的义务使用, 强制使用 LNG 的锅炉逐步从 2 蒸吨以上加严至 1994 年的 0.2 蒸吨以上; 1999 年起禁止使用固体燃料; 同时积极发展太阳能发电、小水电发电、环境基础设施产生的生物燃气的综合使用发电等: 不断扩大清洁能源的使用。

收稿日期: 2017-12-04

基金项目: 深圳市环境科技计划项目 (2017)。

作者简介: 颜敏 (1983-), 女, 海南人, 高级工程师, 硕士, 主要研究方向为大气环境规划与管理。

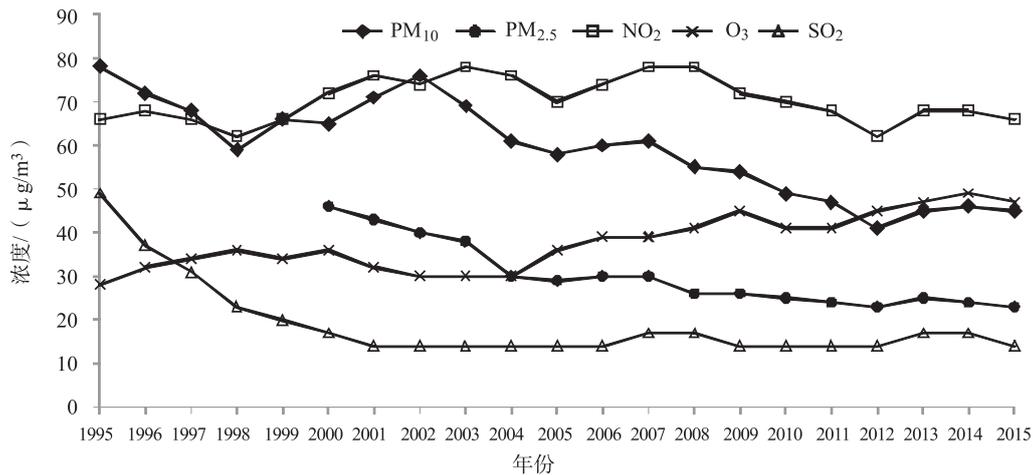


图1 首尔市1995—2015年环境空气质量变化

## 2.2 大力加强机动车污染控制

首尔市面积 605.19 km<sup>2</sup>，拥有机动车 306 万辆，车辆密度非常高。从相关研究得到，首尔市机动车排放的大气污染物占所有污染源排放总量的 50%，其中一氧化碳、氮氧化物和细颗粒物所占比重分别为 79.1%、44.8% 和 42.7%<sup>[1]</sup>，因此机动车排放成为影响首尔市大气环境质量的首要污染源。为此，首尔市以治理柴油车和推广清洁能源车为重点开展了机动车污染控制。

### (1) 废旧柴油车低公害项目

针对柴油车污染，首尔市 2005 年起开展了“废旧柴油车低公害项目”，主要对象为 2005 年 12 月 31 日之前生产的 2.5t 以上柴油车辆，并以公交车和公务车为重点。措施包括柴油车改造为 LPG 车（液化石油气）、安装颗粒物减排装置、提前报废老旧车等。截止 2015 年底，已完成安装颗粒物捕集器（DPF）的车辆达到 15 万辆，改造 LPG 引擎的车辆达 6.8 万辆，提前报废的车辆达 7 万辆。同时，为减少 NO<sub>x</sub> 的排放，首尔市实施了“氮氧化物减排示范项目”，包括更换 LPG 出租车的三元催化器，更换老旧建设机械的发动机，以及在大型货车上安装 PM-NO<sub>x</sub> 减排系统（该系统在货车排气管前端安装 DPF，降低细颗粒物的排放，后端投放脱硝装置（氨水），进而除去氮氧化物）。

### (2) 清洁能源汽车推广

首尔市推广使用的清洁能源汽车主要包括 CNG 车（压缩天然气）和纯电动车。截止 2015 年首尔市已普及 10629 辆 CNG 车，市区公交车全部替换为 CNG 公交车，并在逐步将居民区小巴士、清扫车、校车、旅游巴士等替换为 CNG 汽车。2009 年开始普及纯电动车，截止 2015 年底，首尔已推广使用 1794 辆纯电动车。为推动清洁能源汽

车的使用，政府在市内配套建设了加气站和充电站，基本满足了天然气车辆和电动车的需求。此外，首尔也在推广使用混合动力车。

### (3) 加强交通管理

在降低机动车单车污染物排放的同时，通过加强交通管理限制高污染车辆使用、提高道路运行效率等是控制机动车污染的重要途径。首尔市降低机动车排放的主要交通管理措施包括划定机动车低排区，首都圈（包括首尔市、仁川市、京畿道）2011 年起实施“高排放车辆运行限制区域”，对未按要求履行“废旧柴油车低公害项目”的柴油车限制行驶。设立公交车专用车道，为提高公交车的运行速度，首尔市总共设置运营 12 个轴向共计 119.3 km 的中央专用车道和 40 区段共计 90.9 km 的街路边公交专用车道，其中中央公交专用车辆与一般车辆完全得到分离，较少受到一般车道上的停滞影响，从而减少汽车在怠速及低速行进中的高排放状态。限制机动车空转，首尔市 2002 年修订了《大气环境保全法》，增加对机动车空转的限制，逐步从特定区域限制机动车空转扩大到全首尔市。实行环保驾驶，通过安装环保驾驶装置，在车辆急出发、急加速、急停车等情况下，为司机提示错误的驾驶习惯来引导经济驾驶，从而实现节约燃料，形成预防大气污染的习惯。

### 2.3 开展道路颗粒物实时监测提高洗扫效率

根据韩国国立环境科学院的研究，首尔扬尘排放的 PM<sub>10</sub> 和 PM<sub>2.5</sub> 是颗粒物的第一大排放源，分别占全市 PM<sub>10</sub> 和 PM<sub>2.5</sub> 排放总量的 80.52% 和 43.03%，因此，首尔市非常重视扬尘污染控制。而在各类扬尘源中，道路扬尘贡献了 75%，是首要控制对象<sup>[1]</sup>。首尔市建立了清扫车辆信息管理系统，道路洗扫车上搭载 GPS、GIS 设备，管理系统实时掌握道路洗扫车的清扫实际情况及路线，通

过高效监管及适时向道路洗扫要求地区安排作业车辆等,提高道路洗扫的作业效率。为了应对在冬季因结冰等原因无法进行洗扫的情况,首尔市政府采用了高效道路粉尘清扫车,该清扫车的 $PM_{10}$ 、 $PM_{2.5}$ 集尘效率高达98%。此外,为了检测道路洗扫效果,首尔市的道路扬尘检测车通过搭载颗粒物检测设备和GPS,可以实时监测道路的 $PM_{10}$ 浓度,并实现数据联网和车辆定位,对于 $PM_{10}$ 浓度超出要求的路段实时显示并发送报告,通过管理部门安排清扫车辆对污染路段及时清扫。

#### 2.4 加强工业污染源管理

为了加强工业污染源的管理,首尔市制定了排放许可总量配额制度,对 $NO_x$ 和 $SO_2$ 实施总量控制<sup>[9]</sup>。该制度与我国主要污染物总量控制制度类似,但具体操作层面上有所差别。在实施总量控制分配方法时,将排放企业过去5年的平均排放量设定为初期年度配额,将安装最优控制设施(BACT: Best Available Control Technology)情况下的排放标准定为最终年度配额,中期年度配额则以初期年度与最终年度的线性比例削减为原则,考虑排放企业的污染物削减计划,以5年为单位进行分配。若排放企业的实际排放量少于分配排放总量,则可通过排放权交易制,将剩余配额售于超过配额的排放企业。交易价格根据企业之间的协议而定,价格依据供需原则自由决定,并由首都圈大环境厅来统一管理。此外,企业不仅可以转移排放许可总量,还可以累积至次年使用。

此外,值得一提的是首尔市对工业锅炉推广使用低氮燃烧器,促进中小生产企业及公共住宅锅炉的氮氧化物减排,使用低氧化氮炉可削减60%的氮氧化物。2008—2015年,共完成了3323台锅炉(约占锅炉总数的20%)替换为低氧化氮炉。

### 3 首尔市大气质量提升的其他措施

#### 3.1 合理规划城市布局降低污染排放影响

除了针对污染源采取控制措施,首尔市还通过合理的城市规划降低工业排放对大气环境的影响,包括外迁污染企业,限制新增工厂等。首尔市大部分的高污染企业已经搬到市郊外,目前剩下的企业大部分为小型企业。为抑制首都圈(首尔市、仁川市、京畿道)人口过度集中,政府实施了“工厂总量制度”、“超密度分摊额制度”,将首都圈划分为超密遏制区域、增长管理区域和自然保护区三个区域,分别制定不同的人口集中设施和大规模开发项目的管制标准,每年设置工厂新建面积总量,从而限制工厂的新建和扩建总面积。例如,要求首都圈产业园区开发面积不得超过全国的20%,

超密遏制地区只能进行替代指定,自然保护区不受货物总量的限制。在该制度的影响下,首都圈的工厂用地集中度在不断下降。由于工厂是重要的大气污染物排放来源,该政策也间接对控制大气污染排放产生有益影响。

#### 3.2 全面提高大气污染监测分析能力

为确保有效的大气污染控制政策与手段,首尔市设立了全市范围的大气污染监测网来确保准确收集基础资料,包括25个城市空气监测站(为掌握远距离传输污染物情况,其中设置了3个城市边界监测站)、6个城市背景监测站、14个路边监测站、10个酸沉降监测站、5个重金属监测站、8个光化学污染物监测站等。密集的监测网络为实时掌握空气污染状况,获取空气质量改善方案所需基础数据提供了重要的技术支撑。值得一提的是由于臭氧污染是首尔市当前大气污染的主要问题,为此建设了光化学污染物监测网,通过每隔一小时对56个或34个项目进行测定,对生成臭氧重要前体物——VOCs(挥发性有机物)进行监测,并利用所得数据制定有效的臭氧污染解决方案。

### 4 首尔市大气污染治理经验的借鉴

#### 4.1 有的放矢,有效提升大气环境质量

首尔市大气污染治理取得显著成效与治理目标明确、准确密切相关。根据污染源排放清单成果识别出机动车、扬尘等是大气污染物排放的重点污染源,因此首尔市加大力度开展了机动车污染控制和道路扬尘监管。机动车中更进一步着重治理柴油车,早在2005年就实施了柴油车专项控制措施,大幅度推进了加装颗粒物捕集器(DPF)、柴油车清洁能源改造等项目。我国大气污染治理工作在国务院2013年发布《大气污染防治行动计划》<sup>[6]</sup>后得到大幅推进,2015年前后各大城市相继开展污染源排放清单及 $PM_{2.5}$ 来源解析等工作,为各地科学开展大气污染防治提供了重要指导。以深圳市为例, $PM_{2.5}$ 源解析结果<sup>[10]</sup>显示机动车、工业源、扬尘源、船舶等是对 $PM_{2.5}$ 贡献最大的四类源,为此深圳市的大气质量提升应重点围绕这四个领域开展。近几年来深圳市大气污染防治也取得显著成效,2016年 $PM_{2.5}$ 浓度降至 $27\mu g/m^3$ ,在我国人口超千万的特大型城市中位列第一。总而言之,科学分析污染形势,针对性地开展污染治理才能有效提升大气质量。未来随着大气治理工作的深入,污染形势会发生变化,应加强对污染排放的跟踪评估,相应调整污染控制对策,才能真正做到有的放矢,行之有效。

#### 4.2 提前谋划,加强臭氧污染控制研究

首尔市空气质量虽然总体改善, $PM_{2.5}$ 浓度大幅

降低,然而 O<sub>3</sub> 污染问题却十分严峻,2005 年以来 O<sub>3</sub> 浓度呈现不断升高趋势,因此,如何控制 O<sub>3</sub> 污染成为首尔市面临的重要环境问题。近年来,我国在以 PM<sub>2.5</sub> 污染控制为核心的大气污染治理思路下,PM<sub>2.5</sub> 浓度下降趋势明显,但 O<sub>3</sub> 污染问题却不断凸显,我国正在经历以 PM<sub>2.5</sub> 和 O<sub>3</sub> 污染为主的复合型大气污染阶段,大气污染治理面临极大挑战。O<sub>3</sub> 作为光化学烟雾的特征性污染物,同时也是大气环境中重要的氧化剂,开展 O<sub>3</sub> 污染研究一直是大气复合污染研究的重点。其实,O<sub>3</sub> 污染控制是一项世界性难题,自 20 世纪 50 年代发生美国洛杉矶光化学烟雾(即高浓度臭氧)事件以来,欧美等发达国家前后经历了长达数十年的艰苦治理,但仍然没有完全解决 O<sub>3</sub> 污染问题。因此,我国在大力改善大气质量同时,应加强对 O<sub>3</sub> 污染的研究,通过科学研究实现臭氧污染有效控制将不仅是改善当地大气环境质量,保障居民身体健康的重要举措,更能为我国乃至世界城市 O<sub>3</sub> 污染控制提供重要借鉴。

#### 4.3 强化科技支撑,加强监测监管能力建设

实时掌握空气污染状况,及时应对空气质量恶化,合理制定空气质量改善方案需要大量的基础数据,包括现状监测数据、预报预测数据、污染源监控数据等。首尔市建立了完善的空气质量监测网络,且站点密度较高,以城市监测站为例,605 km<sup>2</sup> 的范围内共有 22 个城市监测站(除去边界站)、14 个路边监测站。相对而言,我国城市的监测站密度远低于此。深圳市 1992 km<sup>2</sup> 的范围内仅建立了 20 个城市站、3 个路边监测站,未来应进一步加大各类大气监测站点建设,包括利用传感器监测设备等加密对环境质量的监控。首尔市还建立了以臭氧污染控制为

核心的光化学污染物监测网,相对而言,我国城市尚未建设以识别臭氧污染光化学过程为主要监测目标的臭氧前体物组分及中间物种连续观测站点。由于臭氧污染形势日益严峻,未来应加快挥发性有机物在线监测站建设,形成光化学污染物监测网。首尔市清扫车辆信息管理系统和道路扬尘污染监测车也值得借鉴。由于扬尘是城市大气中颗粒物排放的重要来源,建设科学系统的道路洗扫、现场管理、实时监测系统是提高道路扬尘污染控制效率的重要途径。

#### 参考文献:

- [1] 首尔大气改善政策 [R]. 2016
- [2] 北京市环境保护局. 2015 北京市环境状况公报 [EB/OL]. [http://www.bjepb.gov.cn/2015zt\\_jsxl/index.html](http://www.bjepb.gov.cn/2015zt_jsxl/index.html).
- [3] 上海市环境保护局. 2015 上海市环境状况公报 [EB/OL]. <http://www.sepb.gov.cn/fa/cms/shhj/shhj2143/shhj2144/2016/03/92097.htm>.
- [4] 广州市环境保护局. 2015 广州市环境质量状况公报 [EB/OL]. <http://www.gzepb.gov.cn/zwgk/hjgb/201602/P020160202404668126915.pdf>.
- [5] 深圳市人居环境委员会. 2015 年度深圳市环境状况公报 [EB/OL]. [http://www.szhec.gov.cn/xxgk/tjsj/ndhjzkgb/201603/t20160318\\_3540031.htm](http://www.szhec.gov.cn/xxgk/tjsj/ndhjzkgb/201603/t20160318_3540031.htm).
- [6] 中央人民政府. 国务院关于印发大气污染防治行动计划的通知(国发[2013]37号) [EB/OL]. [http://www.gov.cn/zwgk/2013-09/12/content\\_2486773.htm](http://www.gov.cn/zwgk/2013-09/12/content_2486773.htm).
- [7] 朴成敦,刘国军,龙凤,等. 韩国的大气污染现状及管理政策 [J]. 环境科学与技术, 2013, 33 (6): 382-385.
- [8] 广东省环境保护厅. 2015 年广东省环境状况公报 [EB/OL]. [http://www.gdep.gov.cn/hjce/gb/2015ngdhjgb/201606/t20160608\\_211863.html](http://www.gdep.gov.cn/hjce/gb/2015ngdhjgb/201606/t20160608_211863.html).
- [9] 朴英爱,张帆. 韩国首都圈大气污染治理对策及对我国的启示 [J]. 环境保护, 2015 (24): 70-72.
- [10] 北京大学深圳研究生院. 深圳市大气 PM<sub>2.5</sub> 来源解析研究报告 [R]. 2015.

## Experience and Enlightenment of Air Pollution Control in Seoul City

YAN Min

(Shenzhen Academy of Environmental Science, Shenzhen Guangdong 518001, China)

**Abstract:** In the process of rapid urbanization, air quality in Seoul City was significantly improved, and annual concentration of PM<sub>2.5</sub> dropped from 46 μg/m<sup>3</sup> in 2000 to 23 μg/m<sup>3</sup> in 2015. Seoul City continually promoted air pollution control measures, such as implementing low-emission policies in the transport sector, promoting the use of clean energy, controlling dust pollution on roads and strengthening emission control of factories, which had important reference value for air pollution prevention in China nowadays. Learn from the experience of air pollution control in Seoul, The pollution situation needed to be scientifically examined, and the ozone pollution control should be paid more attention to. The support of technology and the capability of supervision needed to be strengthened.

**Key words:** air pollution control; experience reference; Seoul City

# 气溶胶对东亚副热带季风区季风爆发前温度的影响

杨芝慧<sup>1</sup>, 邱飞<sup>2</sup>

(1. 新疆卓凯新环境科技有限公司, 新疆 塔城 833300;

2. 云南省环境监测中心站, 云南 昆明 650034)

**摘要:** 气溶胶与季风有着紧密的联系, 为研究气溶胶对东亚副热带季风区季风爆发前温度的影响, 选取位于中国东部的东亚副热带季风区为研究对象, 经纬度范围大约为 20N~45N, 108E~125E, 对季风爆发前气溶胶季节变化以及气溶胶的直接效应对大气及地表温度的影响进行研究。结果表明不同区域的气溶胶对温度的影响程度不同, 但总体而言, 气溶胶对地表温度有黯化效应, 对对流层低层温度的影响, 还需与气溶胶种类结合起来分析。

**关键词:** 气溶胶; 东亚副热带; 季风气候; 季节变化; 大气及地表温度; 影响

**中图分类号:** X16 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 04-0010-06

## 0 引言

工业化、城市化给我们生活带来便利的同时也带来一系列的环境问题<sup>[1-3]</sup>。人类活动使我国正逐渐成为气溶胶排放的高值区<sup>[4-5]</sup>, 气溶胶可以改变大气及地表能量平衡及影响云微物理过程, 并进而对气候系统产生重要影响。大气气溶胶可以散射和吸收太阳短波辐射以及地球长波辐射, 影响地气系统的辐射平衡(直接效应), 与此同时, 它们还可以作为凝结核影响云的辐射特性以及作为反应表面影响大量化学反应的速度(间接效应), 大气气溶胶在大气辐射和气候变化的研究中占有重要地位<sup>[6-8]</sup>。

过去十多年间, 已经有一些关于气溶胶与季风相互作用的研究, 早期的研究主要关注散射气溶胶, 如硫酸盐气溶胶<sup>[9-12]</sup>。这类气溶胶为非吸收性气溶胶, 主要通过散射太阳辐射, 导致到达地表的太阳短波辐射降低、地表温度减小。越来越多的硫酸盐气溶胶散射的结果是在大气顶部造成了负的辐射强迫, 造成“太阳黯化”。夏季, 硫酸盐气溶胶的存在削弱了海陆温度梯度。因为季风是海陆热力差异造成的, 当这种差异被削弱时, 季风环流也会被削弱。另一类以黑炭为主的气溶胶称为吸收性气溶胶, 这类气溶胶直接吸收太阳辐射, 对大气有加热作用, 但是, 同样可以减少到达地表的太阳辐射, 使地表

温度降低。K-M Lau 等<sup>[13]</sup>用 EHP 假设(The “Elevated Heat Pump” Hypothesis)很好地阐述了印度半岛的气溶胶如何通过影响温度进而对稳定度及季风环流造成一定影响。使用 TOMS 的气溶胶指数(AI)作为气溶胶数据, TOMS AI 特别适合检测吸收性气溶胶的存在。大量的季风降水可以清除气溶胶。他们还气溶胶偏多年与偏少年的降水、风场、温度进行了回归分析, 发现对流层顶有个增暖的区域, 伴随着一个大规模的反气旋。R. Gautam 等<sup>[14]</sup>用 MODIS AOD, 通过对对流层温度分析揭示了喜马拉雅-恒河地区普遍变暖的特征, 从而增强了海陆热力梯度。Bollasina M 等<sup>[15]</sup>通过对无趋势 AOD 时间序列与无趋势地表温度进行线性倾向估计, 发现除了印度半岛东部, 大部分地区线性趋势为正, 表明大量的气溶胶使得地表温度升高了, 经分析, 大量气溶胶导致云量和降水减少, 向下短波辐射(SW)增加, 从而使得地表温度升高, 它们之间的联系为垂直运动, 非绝热加热, 在此, 气溶胶的间接、半间接效应已远远抵消了吸收性气溶胶的直接效应所带来的“黯化”效应。已有相关研究表明, 印度半岛、南亚等地区的气溶胶的直接辐射效应对季风爆发、季风强度会产生一定影响。

我国处于东亚副热带季风区, 东亚季风系统与我国环境和气候有着密切关系, 而气溶胶与亚洲季风系统间的相互作用一直具有很大的未知性, 了解气溶胶与东亚季风之间的相互联系对我国环境和气候具有重大的科学意义。本研究使用长达 50 年的

收稿日期: 2018-01-11

作者简介: 杨芝慧(1989-), 女, 新疆伊犁人, 大学本科, 研究方向为环境监测。

通信作者: 邱飞。

气溶胶数据,地域上主要关注了东亚副热带季风区,时间上讨论季风爆发前、气溶胶的积累阶段,在前人的基础上,运用回归分析、相关性分析等统计学方法,对东亚副热带季风区的气溶胶排放量与温度进行分析,期望找出两者联系,为研究东亚季风提供相应的基础支撑。

## 1 资料与方法

### 1.1 研究区域的选取

亚洲季风系统分为东亚季风和南亚季风(或

印度季风),它们之间既独立又有联系。丁一汇等<sup>[16]</sup>将亚-太季风分为三个子系统,分别为:印度夏季风(ISM),西北太平洋夏季风(WNPSW),东亚夏季风(EASM)。东亚夏季风区覆盖了中国东部、朝鲜半岛、日本及周边海域(图1)。研究区域为大陆上的副热带季风区,即中国东部,如图1所示,大概经纬度范围为:108E~125E,20N~45N。

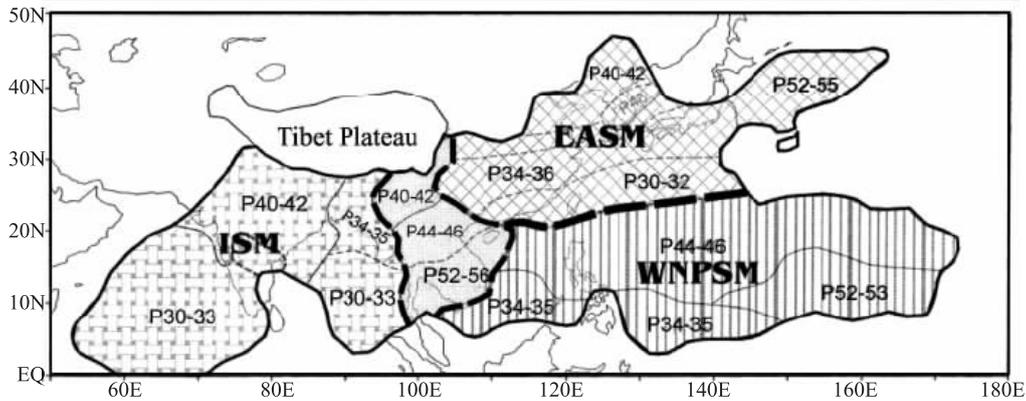


图1 亚-太季风三个子区间

### 1.2 资料说明

本文所用的资料:①气溶胶:能见度反演中国地区气溶胶光学厚度(AOD)的逐日站点数据,时间长度为1960—2009年。②地面温度(1.5 M):中国地面气候资料日值数据集,来源于各省、市、自治区气候资料处理部门上报的《地面气象记录月报表》的信息化逐日站点资料。时间长度为1960—2009年。③850 hPa、700 hPa温度:欧洲中心(ECMWF)的逐日再分析资料,分辨率为 $0.75 \times 0.75$ ,时间长度为1979—2009年。④850 hPa、700 hPa比湿:欧洲中心(ECMWF)的逐日再分析资料,分辨率为 $0.75 \times 0.75$ ,时间长度为1979—2009年。

### 1.3 方法介绍

#### (1) Pearson 相关系数

Pearson 相关系数是描述两个随机变量线性相关的统计量,一般简称为相关系数或点相关系数,用  $r$  来表示。它也作为两个总提的相关系数  $\rho$  的估计。

#### (2) 质量加权平均计算

用湿空气状态方程  $p = \rho R_0 dT (1 + 0.608q)$  计算空气密度,以此作为求空气温度平均值的权重。 $P$  为气压值 hPa,  $q$  为相应气压层的比湿,  $R_0 = 287.05 \text{ J}/(\text{kg} \cdot \text{K})$ ,  $T$  是相应气压层的温度,单位为 K。

#### (3) 合成分析

将某一物理量大于平均值与一倍标准差之和或

是该物理量标准化序列大于 1 的年份定义为偏多年;小于平均值与一倍标准差之差或是该物理量标准化序列小于 1 的年份定义为偏少年,分别将偏多年与偏少年的另一物理量求平均、做差,得到偏多年与偏少年的差值场。

## 2 结果与分析

### 2.1 气溶胶的季节变化

气溶胶光学厚度(AOD)是介质的消光系数在垂直方向上的积分,用于描述气溶胶对光的消减作用,气溶胶含量越多,气溶胶光学厚度 AOD 越大。图 2 是东亚副热带季风区 1960—2009 年共 50 年的平均 AOD 区域平均的逐候季节变化图,如图所示,在 30 候以前, AOD 呈上升趋势,逐渐下降至 42 候后开始上升,在 60 候以后又有下降趋势。图 3 是东亚副热带季风区 1960—2009 年共 50 年的平均 AOD 在 2—5 月的纬度-时间(候)剖面图,取东经 108E~125E 的平均值,横轴是时间,单位为候,纵轴是纬度。从该图亦可看出, AOD 在 2—5 月期间一致呈增长趋势,特别是在 33N 左右, AOD 的数值大于其它地区,且增长变化明显,到 24 候以后,该纬度 AOD 增长达到最大值, AOD 的数值在 0.42 以上,并且气溶胶存在北抬的变化趋势,可能与夏季风低层以经向北气流为主有关,气溶胶在偏南气流的带动下北抬了。

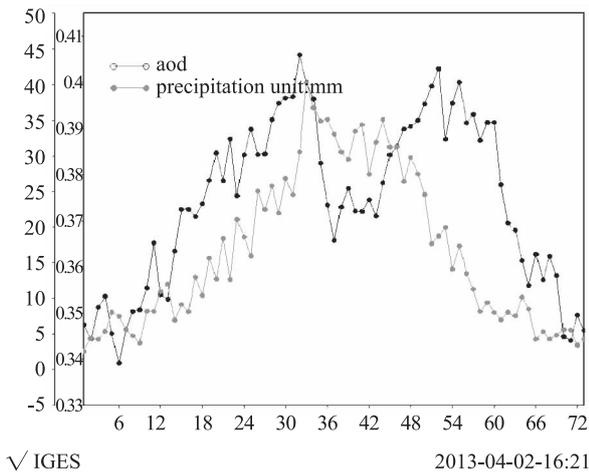


图2 东亚副热带季风区AOD区域平均的季节变化

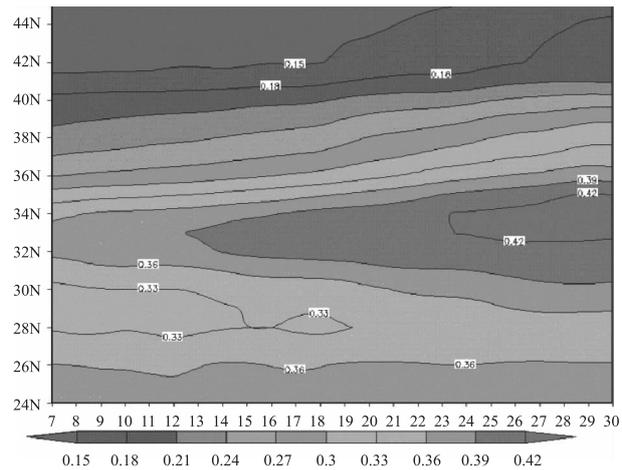


图3 AOD季风爆发前纬度-时间(候)剖面图

图4是东亚副热带季风区1960—2009年共50年的平均AOD逐候变化率在2—5月的纬度-时间(候)剖面图,取东经108E~125E的平均值,横轴是时间,单位为候,纵轴是纬度,时间差分采用中心差。可以看出,AOD在2月到季风爆发以前,变化率一致为正,说明气溶胶是逐候增长的,且在

33N~40N附近的气溶胶增长变化最为显著,表明在季风爆发以前,气溶胶都是在不断地积累的,因此,季风爆发前是气溶胶的积累期。18~25候的增长率最大,即3月底—4月底增长率最大,达到0.006/候,到了5月底,即南海季风爆发,气溶胶的增长率就由正转负,说明气溶胶的含量开始减少了。

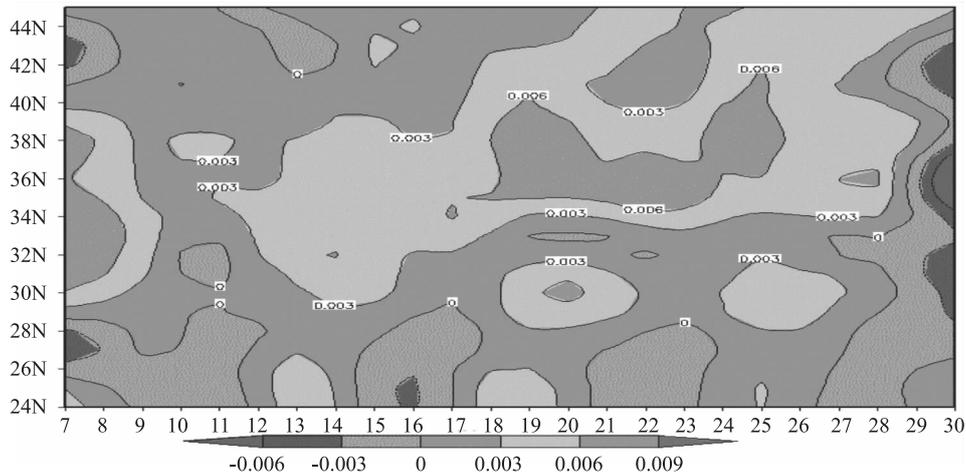


图4 季风爆发前AOD逐候变化率纬度-时间剖面图(108E~125E取平均)

### 2.2 气溶胶对地表温度的影响

选取AOD标准差 $dev > 0.05$ ,平均值 $> 0.35$ 的站点为特征站,这些站点相比于其它站点气溶胶含量多、变率大,具有一定代表性。将研究区域分为两块,分别为我国华南地区和黄淮地区。

图5和图6分别表示华南和黄淮特征站点AOD距平值的年际变化。图中三角形趋势线表示原始数据,圆点趋势线表示消除线性趋势之后的AOD距平值。分别将两图中特征站的AOD距平的时间序列与周围其它站点的无趋势AOD时间序列求Pearson相关系数,分别得到空间相关的分布特征如图7和图8。图中的等值线所圈区域分

别为通过95%和90%的自由度为 $n-2$ 的 $t$ 检验的区域,即特征站点的影响范围。最终,分别将华南特征站与黄淮特征站的无趋势AOD时间序列与无趋势温度的时间序列做回归分析,得到回归系数的分布特征,如图9和图10。其中图9等值线所圈区域分别为通过95%和90%的分子自由度为1,分母自由度为 $n-2$ 的 $F$ 检验的区域。通过检验的区域中温度与AOD的线性趋势为负,说明华南地区随着气溶胶增长,地表温度降低。原因可能是该地区气溶胶减少了原本应该到达地表的太阳辐射,使地表温度降低。而图10中等值线所圈区域仅为通过90%的分子自由度为1,分母

自由度为  $n - 2$  的  $F$  检验的区域。虽然与华南相似，通过检验的区域中温度与 AOD 的线性趋势为负，表明该地地表温度随着气溶胶增长而降低，气溶胶对到达地表的辐射同样有削弱作用。但是，黄淮地区气溶胶对地表温度的影响不如华南显著。可能由于黄淮地区的污染物排放种类与华

南地区存在差异，黄淮地区的温室气体含量与华南地区的温室气体相比较多，由于温室气体所造成的辐射强迫为正，会导致地表温度升高，因此，温室气体的辐射强迫可能与气溶胶的辐射强迫在一定程度上相互抵消，使得黄淮地区气溶胶对地表温度的影响不明显。

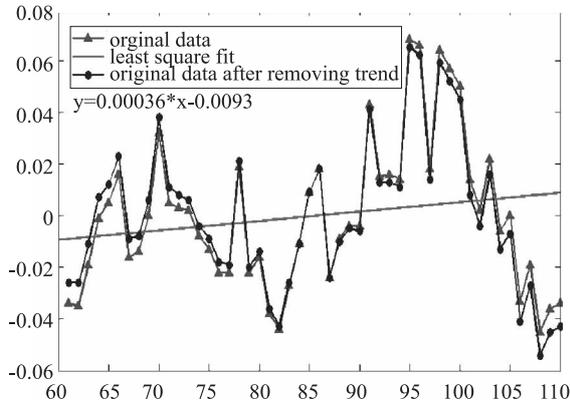


图5 华南特征站点AOD距平值的年际变化图

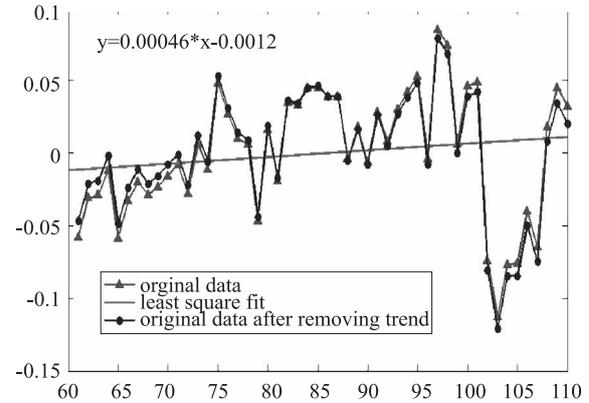


图6 黄淮特征站点AOD距平值的年际变化图

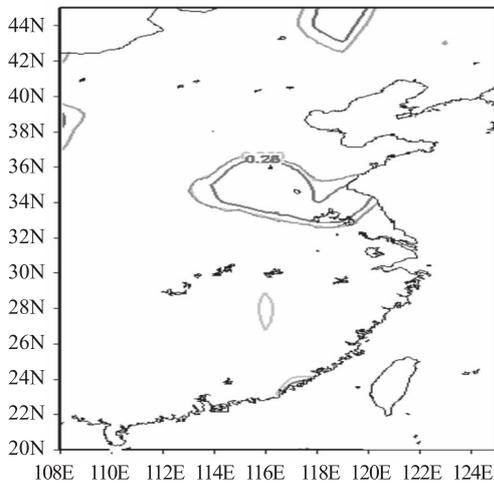


图7 华南特征站点无趋势AOD时间序列的空间相关

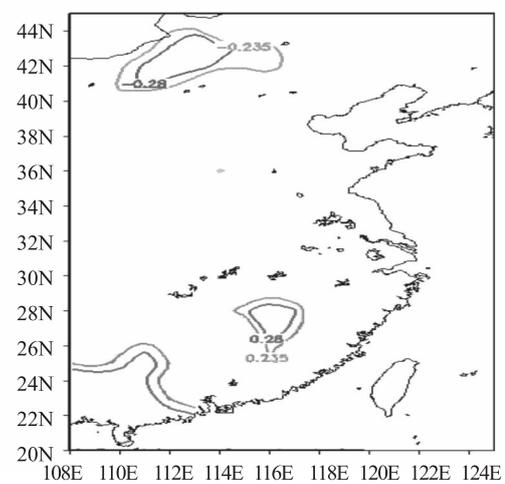


图8 黄淮地区无趋势AOD时间序列的空间相关

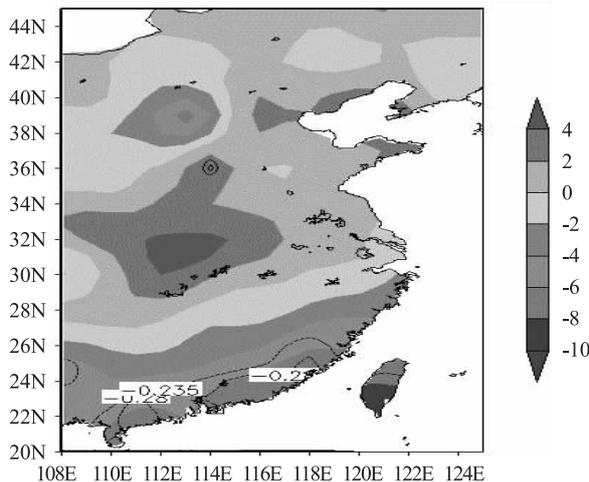


图9 华南无趋势温度与无趋势AOD时间序列分析的回归系数分布图

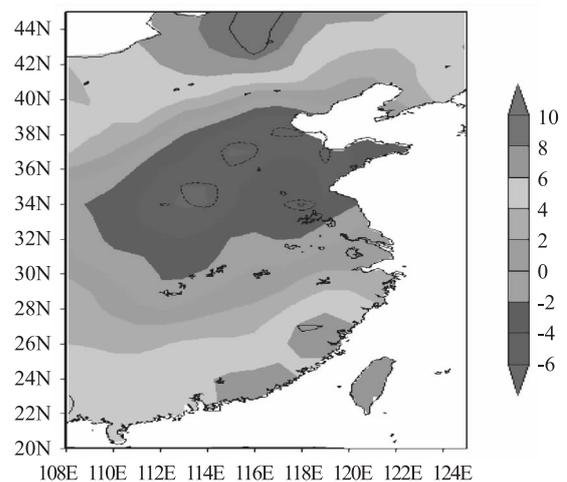


图10 黄淮无趋势温度与无趋势AOD时间序列分析的回归系数分布图

### 2.3 气溶胶对流层低层温度的影响

采用 AOD 偏多年与 AOD 偏少年温度的合成分析, 对流层低层的温度为 850 hPa 和 700 hPa 的质量加权平均温度, 即用湿空气状态方程计算 850 hPa 和 700 hPa 的空气密度, 以此作为求质量平均的权重。图 11 是华南地区无趋势气溶胶的标准化序列, 选取标准化 AOD > 1 的年份为偏多年, 标准化 AOD < -1 的年份为偏少年, 得到偏多年有: 1996、1997、1999、2000、2001、2008、2009, 偏少年有: 1980、2001、2002、2003、2004、2006。图 13 是华南特征站 AOD 偏多年与偏少年的 850 hPa 和 700 hPa 质量加权平均温度差值场 (无趋势), 等值线所圈区域为通过 98% 的差值 *t* 检验的区域, 华南地区气溶胶偏多年与偏少年的 850 hPa

和 700 hPa 质量加权平均温度差为负, 气溶胶偏多年与偏少年相比, 对流层低层的温度是偏低的。说明该地区的气溶胶类型以冷却效应为主, 这类气溶胶主要是散射太阳辐射, 减少大气对太阳辐射的吸收量, 从而使温度减小。对黄淮特征站进行分析表明, 等值线所画区域仅为通过 70% 的差值 *t* 检验的区域, 表明黄淮特征站 AOD 偏多年与偏少年的 850 hPa 和 700 hPa 加权平均温度差异不明显。分析原因可能是黄淮地区气溶胶与华南地区气溶胶类型不同, 或是黄淮地区温室气体排放较多, 使得非吸收性气溶胶的冷却作用与温室气体和吸收性气溶胶的加热作用可能相抵消, 使气溶胶对温度的影响不明显。其次黄淮地区海拔较低, 人类活动对 850 hPa 和 700 hPa 温度的影响较小。

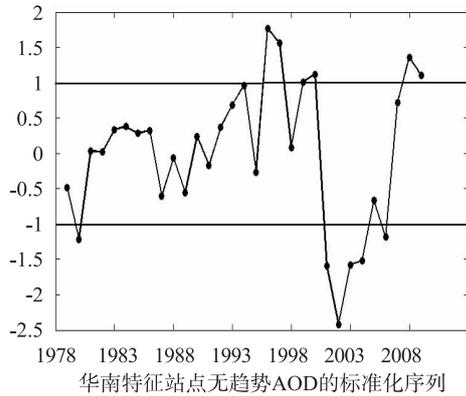


图11 华南特征站无趋势AOD的标准化序列

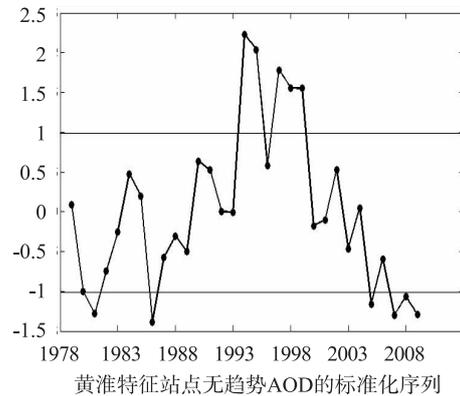


图12 黄淮特征站无趋势AOD的标准化序列

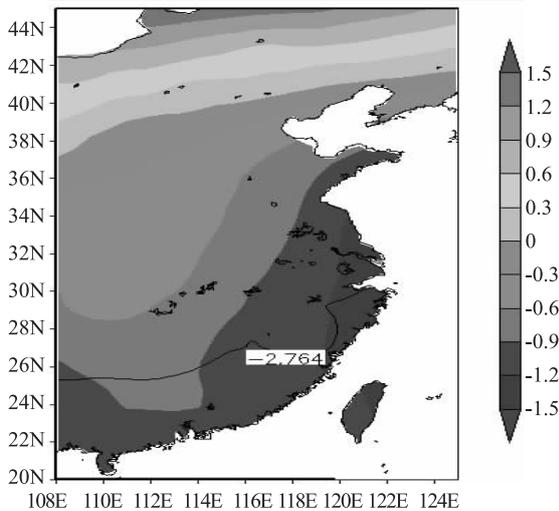


图13 华南特征站AOD偏多年与偏少年的850hPa和700hPa质量加权平均温度差(无趋势)区域通过98%的差值*t*检验

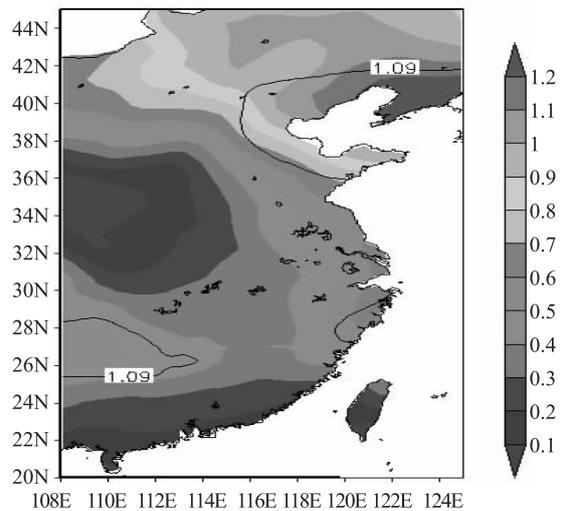


图14 黄淮特征站AOD偏多年与偏少年的850hPa和700hPa质量加权平均温度差(无趋势)区域通过98%的差值*t*检验

### 3 结论

(1) 气溶胶季风爆发前为积累期, 逐候变化率一致为正, 4月初到5月初达到最大(0.006/

候), 5月积累达到最大值(AOD > 0.42)。

(2) 对地表温度而言, 无论是吸收性气溶胶对大气的加热作用, 还是非吸收性气溶胶的散射作

用,都是减少地表对太阳辐射的吸收量,因此,气溶胶的辐射强迫能够减小地表温度。在华南,气溶胶对地表温度的影响较明显,而在黄淮地区的影响相对不显著。

(3) 对对流层低层温度而言,气溶胶既有冷却作用又有加热作用,华南地区气溶胶可能以散射太阳辐射为主,黄淮地区气溶胶吸收与散射作用相当,使得气溶胶对温度的影响不明显。

#### 参考文献:

- [1] 吴兑. 近十年中国灰霾天气研究综述 [J]. 环境科学学报, 2012, 32 (2): 257-269.
- [2] Liu M, Huang Y, Ma Z, et al. Spatial and temporal trends in the mortality burden of air pollution in China: 2004-2012 [J]. Environment international, 2017 (98): 75-81.
- [3] 罗玮, 王伯光, 刘舒乐, 等. 广州大气挥发性有机物的臭氧生成潜势及来源研究 [J]. 环境科学与技术, 2011, 34 (5): 80-86.
- [4] Huang R J, Zhang Y, Bozzetti C, et al. High secondary aerosol contribution to particulate pollution during haze events in China [J]. Nature, 2014, 514 (7521): 218.
- [5] 吴兑. 灰霾天气的形成与演化 [J]. 环境科学与技术, 2011, 34 (3): 157-161.
- [6] 吴润, 蒋维楣, 刘红年, 等. 硫酸盐气溶胶直接和间接辐射气候效应的模拟研究 [J]. 环境科学学报, 2002, 22 (2): 131-134.
- [7] 廖礼, 漏嗣佳, 符瑜, 等. 中国东部气溶胶在天气尺度上的辐射强迫和对地面气温的影响 [J]. 大气科学, 2015, 39 (1): 68-82.
- [8] 刘凤辉, 李金义, 张影, 等. 气溶胶间接气候效应研究进展 [J]. 河北农业科学, 2008, 12 (10): 167-172.
- [9] Guo L, Highwood E J, Shaffrey L C, et al. The effect of regional changes in anthropogenic aerosols on rainfall of the East Asian Summer Monsoon [J]. Atmospheric Chemistry & Physics, 2013, 13 (3): 1521-1534.
- [10] Gu Y, Liou K N, Xue Y, et al. Climatic effects of different aerosol types in China simulated by the UCLA general circulation model [J]. Journal of Geophysical Research Atmospheres, 2006, 111 (D15): 4134-4134.
- [11] Patil S D, Preethi B, Bansod S D, et al. On the association between pre-monsoon aerosol and all-India summer monsoon rainfall [J]. Journal of Atmospheric and Solar-terrestrial Physics, 2013, 102 (3): 1-7.
- [12] 吴润, 罗燕, 王卫国. 东亚地区人为硫酸盐气溶胶辐射气候效应不同模拟方法的对比 [J]. 云南大学学报(自然科学版), 2005, 27 (4): 323-331.
- [13] Lau K M, Kim K M. Observational relationships between aerosol and Asian monsoon rainfall, and circulation [J]. Geophysical Research Letters, 2006, 33 (21): 320-337.
- [14] Gautam R, Hsu N C, Lau K M, et al. Enhanced pre-monsoon warming over the Himalayan-Gangetic region from 1979 to 2007 [J]. Geophysical Research Letters, 2009, 36 (7): 251-254.
- [15] Bollasina M, Nigam S, Lau K M. Absorbing Aerosols and Summer Monsoon Evolution over South Asia: An Observational Portrayal [J]. Journal of Climate, 2008, 21 (13): 3221-3239.
- [16] Yihui D, Chan J C L. The East Asian summer monsoon: an overview [J]. Meteorology and Atmospheric Physics, 2005, 89 (1): 117-142.

## The Effect of Aerosol on the Temperature before the Monsoon in the Subtropical Monsoon Zone in East Asia

YANG Zhi-hui<sup>1</sup>, QIU Fei<sup>2</sup>

(1. Xinjiang Zhuokaixin Environmental Technology Ltd., Tacheng Xinjiang 833300, China)

**Abstract:** Aerosol and monsoon are closely linked. The eastern Asian subtropical monsoon region in the eastern part of China was selected to conduct the study of the effects of aerosol on temperature before the monsoon onset. The scope of the target area was longitude and latitude about 20N~45N and 108E~125E. The results showed that the aerosol in different areas had various influence on temperature. But in general, the aerosol demonstrated the darkening effects on the earth's surface temperature. The impact on the temperature in the lower troposphere still needed to be combined with the type analysis of aerosol.

**Key words:** aerosol; subtropical zone of eastern Asian; monsoon climate; seasonal change; temperature of atmosphere and surface; effect

# 常州市 2014—2016 年空气质量管理水平评估与分析

刘智强<sup>1</sup>, 杨竟宪<sup>1</sup>, 周游<sup>1</sup>, 孙凯<sup>1</sup>, 丁洪泽<sup>2</sup>

(1. 江苏常环环境科技有限公司, 常州市环境科学研究院, 江苏 常州, 213022;

2 常州市环境保护局, 江苏 常州, 213022)

**摘要:** 利用清洁空气创新中心开发的清洁空气质量管理指标体系\_V2.0, 从空气质量情况、治理困难程度和空气质量综合管理 3 个维度, 定性、定量相结合综合评价 2014—2016 年大气十条实施关键年份常州市空气质量管理水平及空气质量变化状况。评估结果显示: 2014 年以来常州市在区域合作、科研能力、人员配置、信息公开等能力建设方面取得较大的进展, 在区域合作机制、规划编制、财政投入以及回顾评估机制等方面仍有提升空间。清洁空气质量管理指标体系能帮助城市构建并完善基于清洁空气管理核心要素的管理体系, 从而实现长效运行、持续改进的目的。

**关键词:** 清洁空气; 质量管理; 指标体系; 评估; 常州

**中图分类号:** X321 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 04-0016-06

## 0 引言

常州市政府一直致力于改善环境空气质量, 自“十一五”以来 SO<sub>2</sub> 等污染物减排取得了显著进展。但高速增长的经济总量、不尽合理的能源消费结构、超常规爆发的机动车保有量及不断加速的城市化进程抵消甚至严重透支了已取得的大气环境污染控制成果。一些污染物 (如 NO<sub>x</sub>、VOC<sub>s</sub>) 的单位国内生产总值的排放强度显著下降, 但排放总量逐渐上升, 常州市大气污染日益呈现由煤烟型污染、机动车尾气污染及其他污染相叠加的重度复合污染态势。2013 年以来持续爆发的灰霾污染事件, 暴露出常州市的大气环境质量水平难以满足普通市民对良好生态环境的期盼, 全市的大气环境管理框架与重点需要进行调整与优化。

常州市是长三角经济板块的重要组成部分, 近年来经济增速在江苏省乃至长三角片区处于第一阵列。作为能源基金会环境空气质量项目第一批试点城市, 常州市利用清洁空气创新中心开发的清洁空气质量管理指标体系\_V2.0, 从空气质量情况、治理困难程度和空气质量综合管理 3 个维度, 定性、定量相结合综合评价分析了 2014—2016 年大气十条实施关键年份常州市空气质量管理水平及

空气质量变化状况。评价结果对常州市环境空气质量管理能力建设和决策有一定的参考价值, 管理部门可通过有效的政策制定和实施, 推动全市环境空气质量全面提升, 进而助力区域大气环境质量全面改善。

## 1 评估指标体系简介

清洁空气管理指标体系设置了空气质量分析、治理困难程度、空气质量综合管理 3 个一级指标。“空气质量分析”体系设置了主要污染物年均浓度、主要污染物年均浓度变化情况、主要污染物超标情况、空气质量达标比例和重污染警报发布次数/重污染天气天数 5 个二级指标, 定性分析区域整体空气质量状况, 不做评分 (表 1)。“治理困难程度”体系设置了气象地理条件、产业结构、能源消费、机动车排放 4 个二级指标, 从不同角度反应省市空气污染治理的困难程度 (表 2)。治理困难程度下的各项指标数据为分析指标, 不做打分评价。“空气质量综合管理”体系设置了管理构架、科研规划与应急、人员与资金、监测监察与信息公开等 4 个二级指标, 12 个三级指标, 三级指标分解为 80 个具体分项 (表 3)。以总分 120 分定量的形式来反应地方政府部门的空气质量管理工作。本文将依据上述指标体系评估常州市 2014—2016 年空气质量综合管理水平, 并介绍在实践中如何参考其相应指标建议改进完善管理体系。

收稿日期: 2017-02-26

作者简介: 刘智强 (1986-), 男, 山东菏泽人, 2011 年毕业于河海大学环境科学与工程专业, 硕士研究生, 工程师, 主要从事大气污染防治、环境政策、环境规划与管理等方面的研究。

表 1 空气质量分析指标体系

一级指标	二级指标	备注
空气质量分析	主要污染物年均浓度	定量分析
	主要污染物年均浓度变化情况	
	主要污染物超标情况	
	空气质量达标比例	
	重污染警报发布次数/重污染天气天数	

表 2 治理困难程度

一级指标	二级指标	三级指标	备注
治理困难程度	气象地理条件	污染承载能力指数	定量分析
	产业结构	第二、三产业比例、重点污染行业 GDP 占比	
	能源消费	煤炭所占一次能源比例、单位面积煤炭消耗量万元 GDP 能耗	
	机动车排放	每百人机动车保有量、车用汽油/柴油中平均硫含量	

表 3 空气质量综合管理

一级指标	二级指标	三级指标
空气质量 综合管理	管理架构	地方政府的领导机制
		空气质量管理的跨部门合作机制 区域合作机制
	科研规划与应急	坚实的科研基础
		空气质量规划 重污染天气应急机制
	人员与资金	充足的从事空气质量管理人员 政府在空气质量上的财政投入
监测监察与信息公开	监测网络和数据的传输 监察管理执行情况 空气管理信息的公开程度 回顾和评估	

## 2 常州市空气质量综合管理评价结果（2014—2016 年）

### 2.1 空气质量分析

常州市 2014—2016 年的特征污染物排放情况如表 4 所示。分析标准采用《GB3095—2012 环境空气质量标准》中二级标准和《HJ633—2012 环境空气质量指数（AQI）技术规定》。

从总体上看，常州市的空气质量保持了良好

的变化趋势，市区空气质量 AQI 达标率（ $AQI \leq 100$ ）由 64.11% 上升至 67.21%，重污染天气天数由 11d 下降至 5d。从特征污染物看， $PM_{2.5}$  和  $PM_{10}$  的浓度分别下降了 20.9% 和 13.5%，治理效果明显。但是在以  $PM_{2.5}$  为特征污染物的空气污染尚未完全解决的情况下，VOCs 和  $NO_x$  引起的臭氧污染却日益明显，后续常州市的治理任务日趋繁杂。

表 4 常州市空气质量监测数据（2014—2016）

二级指标	主要污染物的年平均浓度/（ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）						AQI 达标率/%	重污染天气天数/d
	$PM_{2.5}$	$PM_{10}$	$SO_2$	$NO_2$	$O_3^{[1]}$	$CO^{[2]}$		
2014 年	67	104	36	40	171	1700	64.11	11
2015 年	59	102	30	45	165	1800	67.31	18
2016 年	53	90	22	42	175	1600	67.21	5

注：1： $O_3$  日最大 8 h 均值第 90 百分位数浓度；2： $CO$  日均值第 95 百分位数浓度。

## 2.2 治理困难程度

常州市2014—2016年空气污染治理困难程度各指标值情况如表5所示。常州市地貌类型属高沙平原，境内地形复杂，山丘平圩兼具，与同区域的其他城市相比自净能力较差。

依据统计，2014—2016年常州市的产业结构和能

源消费都在不断调整，2015年常州市的服务行业占比首次超过了第二产业，并持续向“三二一”转变，2016年，10t以下的燃煤小锅炉基本淘汰，煤炭占一次能源的比重明显下降。但是，现在的常州市正处于工业化中后期，产业结构以重工业为主，加之现在不断上升的机动车数量，治理困难程度不可小觑。

表5 常州市空气污染治理困难程度 (2014—2016)

类别	二级指标	2014	2015	2016
气象地理条件	大气污染自净能力指数	较弱	较弱	较弱
	第二、三产业比例	1.02	0.96	0.91
产业结构	重污染行业的工业产值占比/%	37.2	37.0	37.4
	能源消费	煤炭所占一次能源比例/%	59	60.7
能源消费	每百人私人汽车保有量	15.5	17.47	20.01
	机动车排放	车用汽油/柴油中平均硫含量	10 mg/kg (苏五汽油) 和 50 mg/kg (国IV柴油)	10 mg/kg (苏五汽油) 和 10 mg/kg (国V柴油)

## 2.3 空气质量综合管理

### 2.3.1 管理构架

2014—2016年，常州市空气质量管理构架的得分情况如表6所示，常州市在领导机制和跨部门

合作机制方面的建设较为完善。依据2014年的评估，常州市在区域合作机制上存在较大的空缺，自2015年起，常州市针对区域联防联控开展了大量的工作。

表6 常州市空气质量管理构架评价 (2014—2016)

三级指标	指标评分说明	2014	2015	2016
地方政府领导机制 (10分)	由地方政府发布空气质量改善计划/行动计划3分；承诺了明确的空气质量改善目标3分；针对空气质量达标做出了明确承诺2分；省市领导在公开场合对公众做出了明确的空气质量改善承诺，包括线上媒体1分；在地方政府常务会议中有至少有3次针对大气问题的专题讨论会1分	8	8	7.5
空气质量管理跨部门合作机制 (10分)	有跨部门合作领导小组并且由市长或其指派的代表作为小组领导1分；领导小组成员是否包括了与空气质量改善相关的主要部门1分；领导小组有明确的职责和工作机制2分；成立落实具体工作的管理办公室2分；明确各部门的参与机制和职责2分；明确信息共享和联络的机制1分；在省市大气污染防治考核办法中体现此项工作的职责要求1分	9	9	9
区域合作机制 (10分)	有区域合作机制的规定1分；设置了区域合作的人员和预算2分；建立了信息共享机制2分；明确了工作计划和参与人员1分；要求所辖行政区建立大气污染防治合作机制1分；制定紧急情况下的合作机制1分；制定了联合执法机制1分；区域空气质量管理资金机制1分	1	5.5	5.5
合计		18	22.5	22

地方政府领导机制。常州市每年均会发布当年的空气质量改善计划，市领导也会向公众做出改善空气质量的承诺，同时，常州市政府常务会议每年均会多次针对大气问题组织专题讨论。但常州市与空气质量达标（即达到国家空气质量二级标准）仍有一定的差距，且尚未做出明确的达标承诺。

跨部门合作机制。常州市是最早开展空气质量

管理跨部门合作方面工作的地级市之一，合作机制相对完善。常州市针对大气污染防治工作建立了联席会议制度，参会人员包括与空气质量改善相关部门的负责人或其代理人，并任命常州市副市长为总召集人。该制度建立了各部门交流联络和信息共享的平台，有利于大气污染防治的跨部门合作以及联合治污工作的开展。

区域合作机制。2014 年《长三角区域落实大气污染防治行动计划实施细则》已出台，常州市属于长三角地区，至 2017 年，常州市已经有了明确的工作计划、工作小组及信息共享协作原则，同时，针对区域性大面积的空气污染状况建立了相应的合作机制与联合执法机制，但在区域合作人员与

预算等方面尚未完善。

### 2.3.2 科研规划与应急

2014—2016 年，常州市空气质量管理中科研与应急指标的得分情况如表 7 所示。总体而言，常州市的科研规划与应急指标得分逐年上升，空气质量管理工作中的技术力量、规划编制及应急机制日趋完善。

表 7 常州市空气质量科研与应急评价 (2014—2016)

三级指标	指标评分说明	2014	2015	2016
坚实的科研基础 (10 分)	污染源清单: 是否制定了市级清单信息采集的规程/管理办法 1 分; 编制了空气污染源清单 1 分; 清单包括了主要的工业点源、移动源、主要的面源 3 分; 清单定期更新的机制 1 分; 源解析: 是否已完成了源解析的工作 2 分; 监测数据分析: 是否应用监测数据开展系统的数据分析 2 分	7	9	9.5
空气质量管理规划 (10 分)	发布空气质量改善规划 1 分; 规划的编制运用了污染源排放清单 1 分; 规划的编制运用了空气质量模型对未来的空气质量变化进行预测 1 分; 规划中的空气治理措施进行了成本效益分析 3 分; 是否开展了措施的温室气体减排的协同效益评估, 并依此对措施进行了优选 1 分; 措施的实施明确了相关的责任部门和实施期限 1 分; 规划中明确了落实措施所需的资金和资源 1 分; 明确了规划的评估和考核方法 1 分	4	4	7.5
重污染天气应急机制 (10 分)	发布了重污染天气应急机制文件 1 分; 有 48 小时空气质量的预测预报机制 2 分; 设定响应的启动紧急预案的条件 1 分; 警报发布方式和内容有明确规定 1 分; 企业的污染天气减排计划 1 分; 在重污染天气下对医院应对措施的要求 1 分; 在重污染天气下对学校、养老院等主要敏感群体聚集场所应对措施的要求 1 分; 对应急响应执行情况进行评估总结并对外发布 2 分	8	10	10
合计		19	23	27

坚实的科研基础。常州市已于 2012 年开始了源清单的编制, 并建立了两年一个周期的动态更新机制。2013 年起每月由市环境监测中心对监测数据开展系统分析, 并于年底进行数据汇总分析。2015 年, PM<sub>2.5</sub>来源解析工作完成, 至 2016 年, 源清单的编制已采用了固定的源分类方式和信息采集格式进行数据采集, 污染源清单申报管理系统的研究也已经开始。

空气质量管理规划。常州市每年均会发布大气污染防治计划, 落实当年的治理目标及重点工程。2014—2015 年, 常州市制定计划的过程中仅运用了污染源排放清单, 执行过程缺乏科学性和有效性。2016 年起, 常州市与外部科研院所合作利用 WRF + CMAQ 模拟规划政策措施的目标可达性, 同时对各项治理措施进行了成本估算, 明确了落实重点工程所需要的资金与资源, 指标分数相应提升。但是, 成本效益的分析有待深入, 措施的协同

减排效果有待纳入考虑, 尤其应开展温室气体减排的协同效应评估。

重污染天气应急机制。2014 年, 常州市政府办公室印发了《常州市重污染天气应急预案》, 形成了较为完善的重污染天气应急机制, 文件包括了市级应急响应启动条件、警报发布方式和内容、对学校等敏感群体的建议措施等内容。同年年底, 常州市的监测预警系统已建成并正常运行, 2015 年起常州市全年开展 48 h 的预测, 形成了更为科学、系统的重污染天气应急机制。

### 2.3.3 人员与资金

2014—2016 年, 常州市空气质量管理中人员与资金指标的得分情况如表 8 所示。结合 2014 年评估结果, 常州市在 2015—2016 年结合环保机构改革不断优化调整, 常州市针对空气质量管理的岗位结构和人员配置逐年完善, 同时, 政府在空气质量上保证了较为稳定的财政投入。

表8 常州市空气质量人员与资金评价 (2014—2016)

三级指标	指标评分说明	2014	2015	2016
充足的从事空气质量管理的专人员 (20分)	设置了所列职能的专人员: 移动源控制1分; 固定源控制1分; 空气质量规划和科研1分; 监测和实验室分析1分; 污染源监管和执法1分; 成立了专门的大气管理机构6分; 能力建设: 有提高所辖地区环保部门空气质量管理的培训系统2分; 建立了大气专业人才培养的规划和考评机制2分; 12306的人员培训2分; 有针对企业的培训系统2分; 排污设施监管: 监察人员超过6人/100污染源1分	12	15	16
政府在空气质量管理上的财政投入 (10分)	财政环保投入占比是否达到3%3分; 大气投入是否达到环保投入的10%/30%2分; 固定、持续性大气环保投入2分; 大气财政投入的增长率是否高于环保总财政支出的增长率3分	7	7	7
合计		19	22	23

人员投入。2014年的评估结果: 常州市环保部门欠缺系统化的培训, 包括部门的管理培训、专业人才的培训、企业的培训。据此, 2015年起, 常州市强化了企业的培训, 重点企业布置了专人员管理大气污染物排放问题。2016年常州市机动车排污监管中心成立, 参与制订并实施全市机动车污染防治工作计划。同年, 常州市环保局与常州市环科院等科研单位独立或联合定期举办相关业务培训, 提高了各辖市区环保部门空气质量管理水平。

财政投入。根据统计, 2014年之前, 大气防

治的资金投入占环保投资的比例为10%~30%, 自2014年起, 这一比例达到30%以上。较为充足的资金投入为常州市大气污染防治管理、科研和人员投入方面提供了有效支持。

#### 2.3.4 监测监察与信息公开

2014—2016年, 常州市空气质量管理中监测监察与信息公开指标的得分情况如表9所示。常州市拥有完善成熟的监测网络和数据传输体系, 依据相关指标, 常州市不断优化监察管理, 提高空气管理信息公开程度。

表9 常州市空气质量监测监察与信息公开评价 (2014—2016)

三级指标	指标评分说明	2014	2015	2016
监测网络和数据传输 (10分)	空气质量监测有效数据的比例2分; 空气质量监测QAQC1分; 数据异常的反馈机制1分; 非常规空气污染物监测1分; 重点污染源在线监测QAQC系统4分; 机动车检测线抽测率1分	10	10	10
监察管理执行情况 (5分)	实施按日计罚制度1分; 通过区域限批机制推动执行1分; 环保部门定期开展未通知监督性监察1分; 建立机动车排污监管平台1分; 有环保法庭1分	3	4	5
空气管理信息的公开程度 (10分)	公开空气质量相关规划和年度的工作方案1分; 在网上公开实时监测数据且可追溯历史数据1分; 公开年度工作方案执行效果的评估报告1分; 有通过新的社交媒体增加信息公开和互动1分; 公开环境监管和执法信息1分; 政府建立平台支持企业环境信息公开3分; 大气法规标准和规划的制定过程中都邀请公众参与提供意见1分; 对公众建议进行分析和反馈1分	7.5	8.5	8.5
回顾和评估 (5分)	定期进行规划评估及规划调整1分; 年度执行方案制定和评估1分; 对管理框架与机制的内部评估1分; 对主要政策措施进行效果评估2分	2	3	3
合计		22.5	25.5	26.5

监测网络和数据传输。常州市监测网络的建设工作较为完善, 设有专人员对监测站数据进行监管, 并建立了相对完善的空气质量监测QAQC制度和数据异常反馈机制, 数据监测质量较高。常州市根据国家要求, 有相应制度保障监测数据质量, 针对重点污染源在线监测QAQC系统相对完善, 机动车检测线也定期

进行抽测。2014—2016年, 常州市空气质量年评价数据各项指标超过340个有效日平均浓度。

监察管理执行情况。2014年, 常州市具备环保巡回法庭和机动车排污监管平台, 同时, 每年均开展“生态文明在行动”督查工作, 全市空气质量监察管理执行情况良好。2015年起, 新环保法

的实施按日计罚制度全面落地,常州市成为江苏省检查机关提起公益诉讼的试点地区之一,环境执法力度大大加强。

空气管理信息的公开程度。2014年常州市空气管理信息的公开程度较好,常州市大气自动监测站点的数据可进行实施查询,具备了月环境质量公报制度和生态常州互动平台,相关的环境监管和执法信息在环保局网站上也可公开查询。依据评估标准及建议,2015年起常州市的近期空气质量历史数据可在网上查询,2016年,在十三五规划编制过程中征求了公众及相关专家意见。

回顾与评估。回顾的内容包括了根据执行情况对规划评估,对年度工作方案的后评估以及对主要政策措施的执行效果评估,并且根据评估结果,如有需要,做相应的调整和修订。2014年常州市已有了明确的年度方案评估机制和政策措施评估机制,依据评估指标,2015年起,常州市对规划进行了定期评估,并在评估的基础上进行调整。

### 3 结论与讨论

(1)“国十条”出台后常州市空气质量管理架构日益完善,管理水平逐年提升。清洁空气质量管理指标体系为常州市的大气环境管理提供了明确的优化指导方向,尤其是在区域合作、科研能力、人员配置、信息公开等能力建设方面,常州市在2014年的得分并不十分理想,自2015、2016年有针对性地进行了强化建设、巩固提升后,相关管理

能力已逐步建立健全。

(2)清洁空气质量管理指标体系为常州市的环境管理提供了城市间横向比较的方法。常州市位于长三角区域,区域内不同城市的自净能力相似,空气污染情况相似,依据空气质量综合管理指标体系中每个评分点,在自身纵向比较、优化、强化的同时,常州市还可以对比自身与其他城市之间的差距,借鉴管理水平较高城市的优势,促进本市大气环境质量改善促进大气区域联防联控。

(3)清洁空气质量管理指标体系促进了城市空气质量的优化。空气质量管理评估的核心是帮助城市构建并完善基于清洁空气管理核心要素的管理体系,从而实现长效运行、持续改进的目的。目前常州市的综合管理能力仍有提升的空间,尤其在区域合作机制、规划编制、财政投入以及回顾评估机制等方面。另一方面,常州市还可根据本市大气环境管理的具体情况进行完善,推进指标体系的更新,从而进一步完善评价指标体系。

#### 参考文献:

- [1] 环境空气质量标准:GB3095-2012[S].
- [2] 常州市环境保护局.常州市大气PM<sub>2.5</sub>源解析研究[Z].2015.
- [3] 江苏省人民政府.江苏省生态红线区域保护规划[Z].2013.
- [4] 薛文博,吴舜泽,杨金田,雷宇,万军.城市环境总体规划中大气环境红线内涵及划定技术[J].环境与可持续发展,2014,39(1):14-16.
- [5] 环境空气质量功能区划分原则与技术方法:HJ14-1996[S].

## Study on Assessment and Analysis of Ambient Air Quality Management Level in 2014 - 2016 in Changzhou City

LIU Zhi-qiang<sup>1</sup>, YANG Jing-xian<sup>1</sup>, ZHOU You<sup>1</sup>, SUN Kai<sup>1</sup>, DING Hong-ze<sup>2</sup>  
(1. Jangsu Changhuan Environmental Technology Co., Ltd., Changzhou Institute of Environmental Science, Changzhou Jiangsu 213022, China)

**Abstract:** Based on the clean air management index system V2.0 developed by the innovation center in Clean Air Alliance of China, the management level and changes of air quality in Changzhou from 2014 to 2016 were qualitatively and quantitatively evaluated in three dimensions of air quality, level of challenges and integrated air quality management. The results showed that Changzhou has made great progress in regional coordination, scientific research ability, personnel allocation, information disclosure review and evaluation since 2014. There was still room for improvement of regional coordination mechanism, plan compilation, fiscal input, and review and evaluation mechanism. With the clean air quality management index system, cities could build and improve the management system based on the core elements of clean air management, so as to achieve long-term operation and continuous improvement purposes.

**Key words:** clean air; quality management; index system; evaluation; Changzhou

# 洱海水环境历史变化规律探讨

郭宏龙

(云南湖柏环保科技有限公司, 云南 昆明 650228)

**摘要:**洱海营养状态一直保持在中营养程度, 有逐渐过渡到初级富营养湖泊的趋势, 总氮和有机物的迅速增加是洱海富营养化的主要原因。总氮含量以每年 0.01 mg/L 的速度迅速增长; 高锰酸盐指数以每年 0.02 mg/L 的速度增长; 总磷含量虽然变化不大, 年平均浓度约 0.02 mg/L, 但仍为富营养化的限制指标。如果总磷含量开始增加, 在总氮和有机物含量高值背景下, 富营养化将随总磷含量的增大迅速上升, 水质恶化不可挽回。

**关键词:**总氮; 总磷; 高锰酸盐指数; 富营养化; 变化趋势; 洱海

**中图分类号:** X52 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 04-0022-04

洱海属云南省九大高原湖泊之一, 水质符合国家地表水Ⅲ类标准, 属我国水质良好湖泊之一。但是, 洱海流域作为云南省“坝区经济”发展的典型地域, 经济发展带来的生态环境压力日渐加深。湖泊水质逐年恶化, 蓝藻水华大面积暴发, 湖泊营养状态逐步转向初级富营养。本研究针对洱海水质长时间序列变化特征, 从主要污染物指标历史变化特征入手, 探讨洱海水质变化原因及趋势, 为洱海水生态环境的治理提供理论基础。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区域

洱海位于中国云南省大理白族自治州, 经纬度

为 100°05'E, 25°36'N。洱海湖面面积约 250 km<sup>2</sup>, 平均湖深为 10.5 m, 最深处为 20.7 m<sup>[1]</sup>。气候属高海拔低纬度季风气候<sup>[2]</sup>, 年平均气温 16℃左右。多年平均降水量 1048 mm, 降水集中在雨季(6—10月), 旱季较少<sup>[3-4]</sup>。

### 1.2 样点设置

2015年1—12月, 云南省环境科学研究院于洱海水面采集表层水样, 采样频率为每月1次。采样站位共计12个, 覆盖全湖。采样站位的经纬度见表1。

表1 洱海表层水样采样站位

站位	经度	纬度	站位	经度	纬度
1	100°09.390'	25°50.711'	7	100°14.165'	25°36.520'
2	100°11.169'	25°50.677'	8	100°14.507'	25°36.636'
3	100°12.830'	25°50.910'	9	100°07.194'	25°54.756'
4	100°13.662'	25°42.358'	10	100°09.095'	25°54.882'
5	100°15.044'	25°42.461'	11	100°11.391'	25°54.660'
6	100°13.488'	25°37.670'	12	100°11.387'	25°54.749'

### 1.3 分析方法

污染物指标测定采用化学分析法。富营养化指数的测定采用湖泊(水库)富营养化状况评价方法<sup>[5]</sup>。数据分析使用 ORIGIN 软件。

## 2 结果与分析

### 2.1 水质现状

2015年洱海水质达到地表水Ⅲ类水质标准。

依据《云南省大理白族自治州洱海管理条例(2004年修订)》, 洱海水质执行国家地表水环境质量Ⅱ类标准。因此, 洱海水体水质功能不达标, 总氮、总磷、高锰酸盐指数是主要超标指标。

2015年洱海水体中总氮年平均浓度为 0.51 mg/L, 达到地表水Ⅲ类水质标准; 11月至次年3月总氮浓度较低, 平均约 0.48 mg/L; 4月开始升高, 7、8月升至最高, 达 0.56 mg/L。总磷 2015年平均浓度为 0.021 mg/L, 达到地表水Ⅱ类标准; 3月最低, 为

0.015 mg/L; 4月开始升高, 7月升至最高, 达0.029 mg/L。高锰酸盐指数2015年平均浓度为3.08 mg/L, 达到地表水II类标准; 4月最低, 为2.9 mg/L; 5月开始升高, 9月升至最高, 达3.45 mg/L。

2015年洱海富营养指数为39.08, 属中营养程度; 3月富营养指数最低, 为33.6; 4月开始升高, 11月升至最高, 达43.2, 属中营养程度。

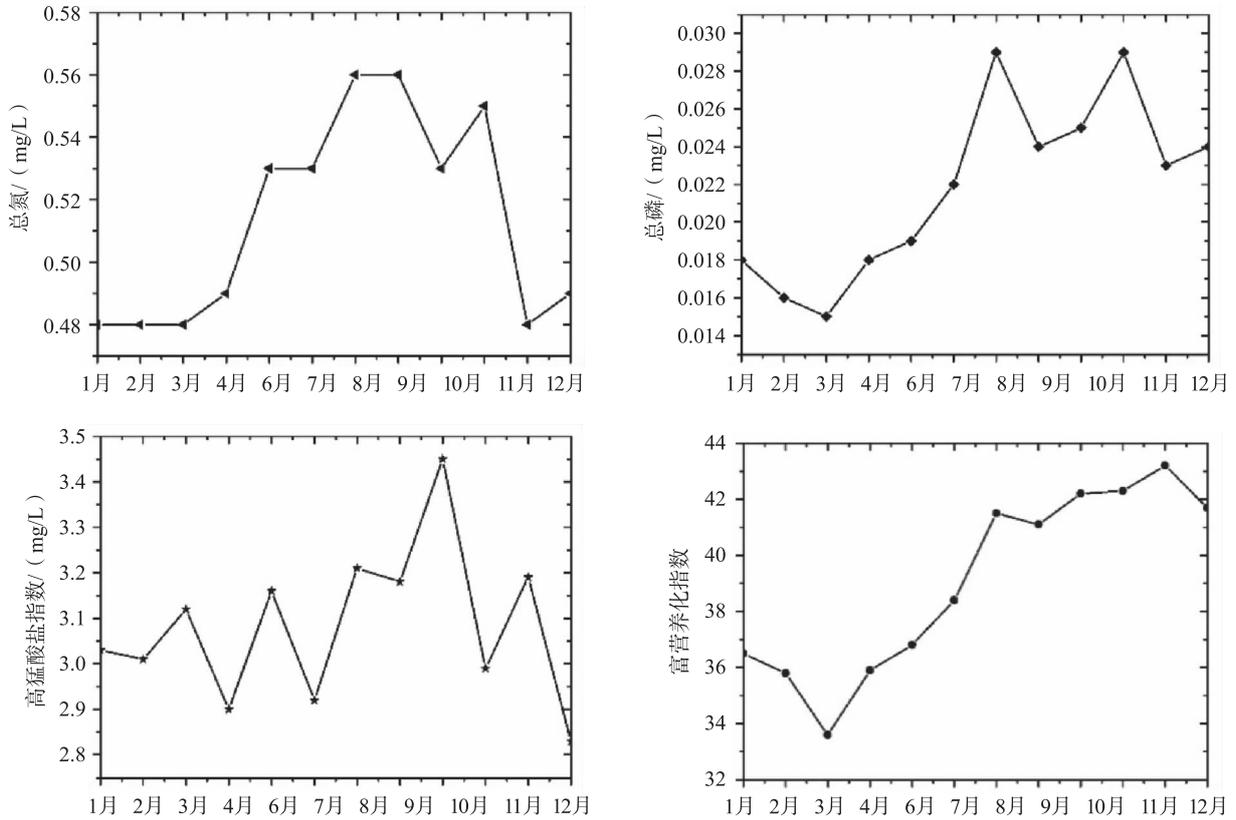


图1 洱海2015年月平均水质变化图

2.2 历史变化

洱海水质逐年下降, 湖泊营养化程度多年来一直保持在中营养水平, 但近年来有中营养逐渐过渡到初级富营养的趋势。洱海水质的变化总体分为三个历史阶段, 即: 1992—2004年, 洱海水质优良; 2002—2011年水质剧烈恶化; 2011年后水质恶化趋势有所减缓, 进入相对稳定期。

1992—2004年, 洱海水质良好, 污染物浓度较低。2002—2011年, 总氮、总磷指标值升高较快, 高锰酸盐指数也迅速升高; 第三阶段, 总氮波动性较大, 总体处于III类, 总磷从2003年后缓慢下降, 2011年后, 总氮、总磷和高锰酸盐指数等污染物浓度有所下降, 特别是总磷由III类水质标准迅速下降至II类标准。

(1) TN 指标变化趋势

1992—2015年期间, 洱海水体总氮呈较快增加趋势。90年代初期—2001年, TN缓慢上升但总体处于II类水质; 2002—2013年, 2003年TN值

明显上升, 超过II类, 2003年之后不同年份TN值虽有上下波动变化, 但总体达到III类水质标准。

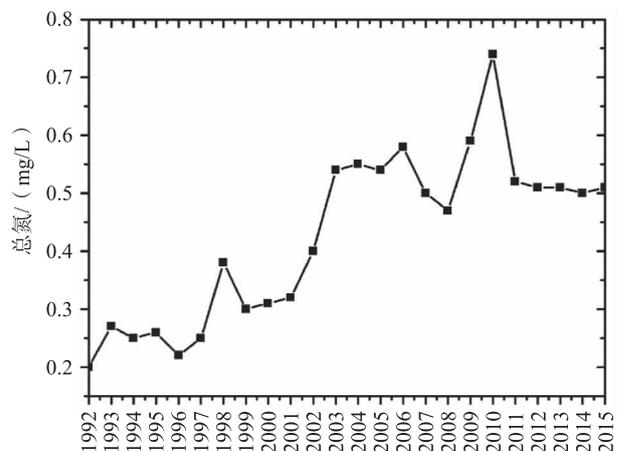


图2 1992—2015年洱海总氮变化趋势

(2) TP 指标变化趋势

1992—2015年, 洱海水体总磷含量呈持续增加趋势。与TN变化相似, TP的变化总体也分为三个阶段。90年代初期—2000年, TP值较快上升但

总体处于 II 类水平；2000—2007 年，TP 值升高使总体处于 III 类水质水平；2008 年至今，TP 值增长趋势放缓，呈波动性稳定状态。

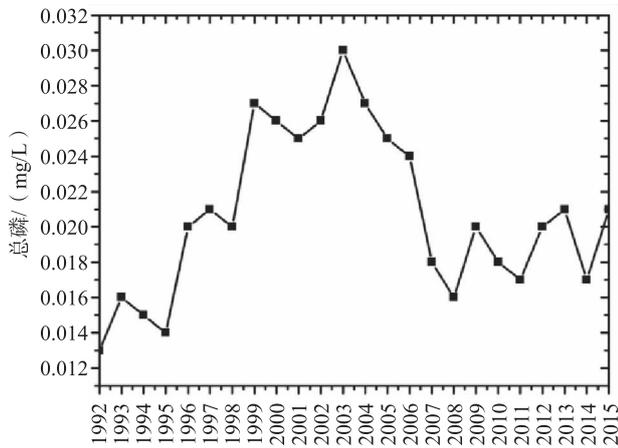


图3 1992—2015年洱海总磷变化趋势

### (3) 高锰酸盐指数变化趋势

1992—2015 年，洱海水体高锰酸盐指数也呈现持续增加趋势。1992—2002 年，高锰酸盐指数处于 I 或 II 类水质水平；2003 年高锰酸盐指数迅速升高，并在后来 5 年均维持高值水平，平均约 3.46mg/L；2011 年以后，高锰酸盐指数浓度减少，其变化趋势相对稳定。

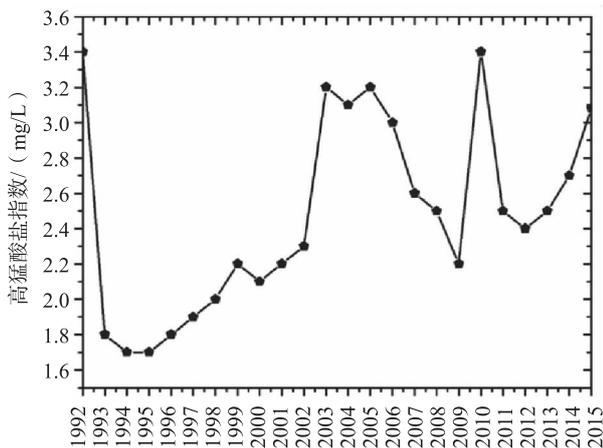


图4 1992—2015年洱海高锰酸盐指数变化趋势

### (4) 洱海富营养化趋势分析

1992—2015 年，湖泊营养化程度多年来一直保持在中营养水平，但近年来有中营养逐渐过渡到初级富营养的趋势。洱海水体营养状态变化趋势与水质变化趋势类似。1992—2002 年，洱海营养状态指数在 30 ~ 40 变化，属中营养状态。2002—2010 年期间，洱海营养状态指数迅速升高。2003 年和 2004 年，洱海水质污染严重，洱海营养状态指数急剧增加至 50，达到初级富营养状态。由于

政府采取多项措施治理洱海水质，2004 年之后洱海水质恶化得到控制，但营养状态指数仍高达 45，接近初级富营养状态。2011 年至今，洱海营养状态指数下降至 40，呈稳定并减缓的趋势，洱海富营养化趋势放缓。

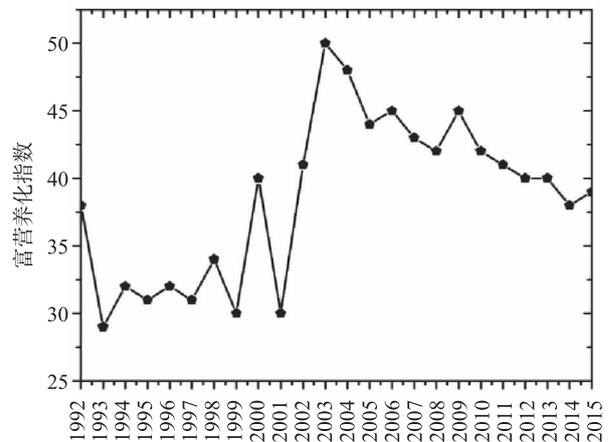


图5 1992—2015年洱海富营养化指数变化趋势

洱海营养化程度多年来一直保持在中营养水平，总体呈缓慢上升的趋势，总氮和有机物的迅速增加是洱海富营养化的主要原因。总氮含量以每年 0.01 mg/L 的速度迅速增长，高锰酸盐指数以每年 0.02 mg/L 的速度增长，未来 10a 总氮和高锰酸盐指数指标可能会恶化至 IV 类水质标准。总磷含量虽然变化不大，多年平均浓度约为 0.02 mg/L，但仍为富营养化的限制指标。如果总磷含量开始增加，在总氮和有机物含量高值背景下，富营养化将随总磷含量的增大迅速上升，水质恶化不可挽回。因此，减缓总氮和有机物的输入是洱海水环境保护的关键。

20 世纪 90 年代以前，洱海水质良好。90 年代以后，洱海工业和旅游服务业迅速发展，“坝区经济”发展带来的生态环境压力日渐加深，洱海水质迅速恶化，主要污染方式以工业废水和生活污水排放为主，总氮和高锰酸盐指数成为洱海的主要污染指标。2000 年后，洱海持续暴发大面积蓝藻水华，社会各界开始关注洱海水环境状况。2004 年，大理市政府开始实施洱海水污染治理“六大工程”，工业废水和生活污水大部分被截流，总氮和有机物污染降低。经过多年的洱海水生态环境治理，洱海水质恶化趋势得到控制，水质有所好转。特别是 2011 年后，洱海水质稳中有降；2015 年洱海有 8 个月以上达到 II 类水质标准，洱海富营养化趋势速度放缓。

### 3 结论

洱海水质逐年下降，湖泊营养化程度多年来一

直保持在中营养水平,但近年来有中营养逐渐过渡到初级富营养的趋势。洱海水质的变化总体分为三个历史阶段,即:1992—2004年,洱海水质优良;2002—2011年水质剧烈恶化;2011年后水质恶化趋势有所减缓,进入相对稳定期。

总氮和有机物的迅速增加是洱海富营养化的主要原因。总氮含量以每年0.01 mg/L的速度迅速增长;高锰酸盐指数以每年0.02 mg/L的速度增长;总磷含量虽然变化不大,平均含量约为0.02 mg/L,但仍为富营养化的限制指标。如果总磷含量开始增加,在总氮和有机物含量高值背景下,富营养化将随总磷含量的增大迅速上升,水质恶化不可挽

回。因此,减缓总氮和有机物的输入是洱海水环境保护的关键。

参考文献:

- [1] 颜昌宙,金相灿,赵景柱,等. 云南洱海的生态保护及可持续利用对策 [J]. 环境科学, 2005, 26 (5): 38-42.
- [2] 郑国强,于兴修,江南,等. 洱海水质的演变过程及趋势 [J]. 东北林业大学学报, 2004, 32 (1): 99-102.
- [3] 李兆林,岑华. 洱海流域环境现状分析 [J]. 云南地理环境研究, 2002, 14 (1): 54-60.
- [4] 王云飞,潘红玺,吴庆龙,等. 人类活动对洱海的影响及对策分析 [J]. 湖泊科学, 1999, 11 (2): 123-128.
- [5] 王明翠,刘雪芹,张建辉. 湖泊富营养化评价方法及分级标准 [J]. 中国环境监测, 2002, 18 (5): 47-49.

## Discussion of Water Environmental Changes in Erhai Lake

GUO Hong-long

(Yunnan Institute of Environmental Science, Kunming Yunnan 650228, China)

**Abstract:** Erhai Lake has maintained mesotrophic for several years. However, there was a gradual trend that the water nutrient level was raising from mesotrophic to eutrophic, which was caused by the increasing contents of TN and organics. It was shown in the research that TN and Imn have been increasing 0.01 mg/L and 0.02 mg/L per year respectively, whereas, the concentration of TP was relatively stable in 0.02mg/L. The eutrophication of Erhai Lake would be aggravated if the content of TP kept increasing in the situations of high contents of TN and Imn.

**Key words:** TN, TP, Imn, eutropuication; trend; Erhai Lake

# 抚仙湖表层水温与气温关系研究

张月霞<sup>1</sup>, 王慧梅<sup>1</sup>, 张睿<sup>2</sup>

(1. 云南省环境科学研究院, 云南 昆明 650034; 2. 云南农业大学, 云南 昆明 650201)

**摘要:**分析了抚仙湖水温时空变化、湖体表面水温随空气温度的变化关系, 揭示了其基本变化规律: 抚仙湖水温随月气温变化而变化; 大水体对周围气温有明显调节效果, 且气温和水温关系密切; 用实测的水温值与经验公式计算值进行比较, 验证了经验公式的合理性。

**关键词:** 水温; 气温; 关系; 经验公式; 抚仙湖

**中图分类号:** X52 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 04-0026-04

我国目前公开发表的有关江、河、海水等地表水的水温监测数据较少, 国内对于湖泊河流水温主要采用数值计算法和经验公式进行计算和预测<sup>[1]</sup>。针对流域面积和水量均较大的湖泊而言, 大水体对湖区气候起一定调节作用, 而气温又制约着水体水温的变化<sup>[2]</sup>。近年来, 国外大多数学者将水温的主要影响因素归结为气温, 以水温与气温之间关系作为主要研究对象。Mohseni 和 Stefan 使用线形函数较好地描述了气温在 0~20℃变化时水温和气温的关系<sup>[3]</sup>。针对具体的湖泊, 可以根据实测资料建立水温与气温回归方程来求水温, 依据计算结果对研究区域的水温监测数据进行有效的补充。

## 1 研究背景

抚仙湖位于云南省中部, 昆明市东南约 60 km, 北纬 24°21'28"~24°38'00", 东经 102°49'12"~102°57'26"。跨澄江、江川、华宁三县<sup>[4]</sup>。抚仙湖属于南盘江流域西江水系, 流域面积 674.69 km<sup>2</sup>, 水域面积约为 216.6 km<sup>2</sup>, 湖长约 31.4 km, 湖最宽处 11.8 km, 湖岸线总长 100.8 km, 最大水深 158.9 m, 平均水深 95.2 m, 相应湖体水量约 206.2 亿 m<sup>3</sup>, 占云南省九大高原湖泊总蓄水量的 72.8%, 是我国最大的深水型淡水湖泊。

据海口站 1960—1980 年观测的抚仙湖东部近岸处水温资料, 3—8 月为增温期, 9 月—次年 2 月为降温期。最高月平均水温出现在 8 月 (22.4℃), 最低在 2 月 (12.1℃), 多年平均水温 17.3℃。历年最高水温 24.3℃ (1966 年 8 月 19 日), 最低 6.1℃ (1976 年 3 月 3 日)。绝对变幅 18.2

℃, 历史平均变幅 13℃, 远小于中国东部平原地区浅水湖泊的水温年变幅。这一方面是因为抚仙湖地处中亚热带半湿润季风气候区, 气温的年变化较小; 另一方面是因为抚仙湖属于深水湖泊, 调节温度的能力比浅水湖泊大得多<sup>[1]</sup>。

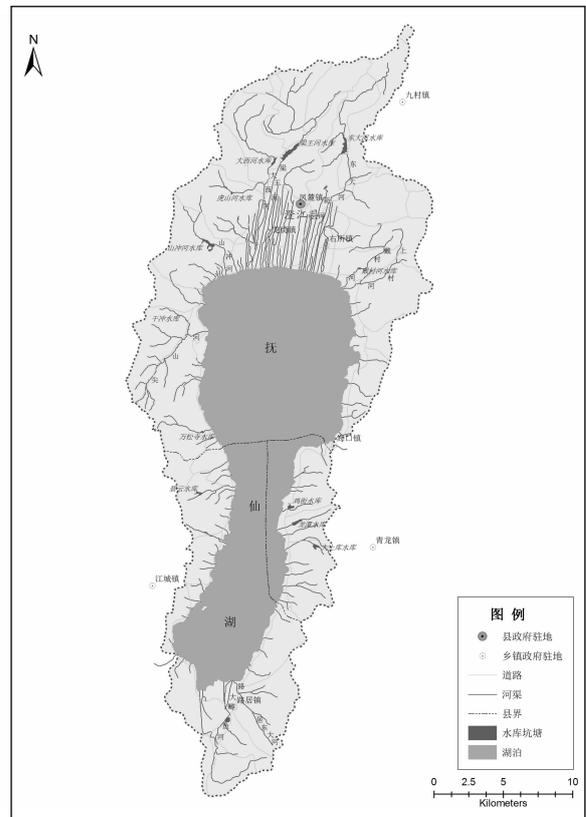


图1 抚仙湖流域水系图

## 2 抚仙湖表层水温经验公式及验证资料

### 2.1 抚仙湖表层水温及气温资料

本研究选用 2014 年 7 月—2015 年 6 月抚仙湖湖体 15 个监测点的水温监测值的月平均值做为抚仙湖表层水温资料, 记录玉溪市海口站 2014 年 7

收稿日期: 2017-11-03

作者简介: 张月霞 (1984-), 女, 湖北孝感人, 工程师, 硕士, 从事水环境保护研究工作。

月—2015年6月的日气温数据,取气温月平均值为抚仙湖表层气温资料。研究区域及监测点分布情

况见图2,各监测点水温指标12个月监测值月均值与气温月均值见表1。

表1 2014年7月—2015年6月抚仙湖全湖月平均水温与海口站同期气温比较 (°C)

项目	月份												平均
	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	
T <sub>水</sub>	23.5	23.8	22.8	20.9	19.0	16.0	14.0	12.4	14.3	17.1	18.6	20.8	18.6
T <sub>气</sub>	21.8	21.1	20.8	17.2	14.4	9.8	10.1	12.9	18.1	18.2	21.9	22.7	17.4

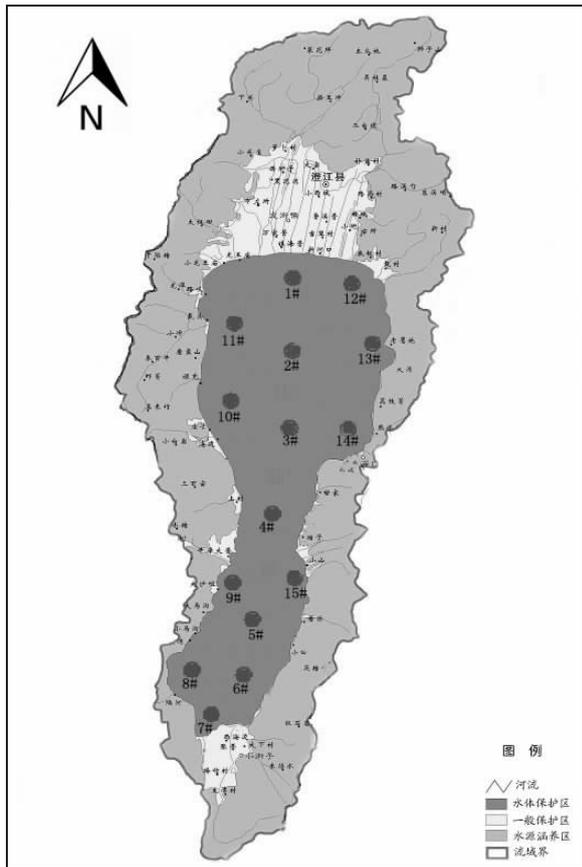


图2 研究区域及监测点位分布图

2.2 抚仙湖表层水温月变化

据抚仙湖2014年7月—2015年6月全湖的水温数据,3—8月为增温期,9月—次年2月为降温期。最高月平均水温出现在8月(23.8°C),最低在2月(12.4°C)。抚仙湖属中亚热带半湿润季风

气候区的深水湖泊,调节水温的能力比浅水湖大得多,湖体表层水温月变化较浅水湖小。

2.3 抚仙湖表层水温和气温关系

2.3.1 经验公式的选取

根据中国科学院南京地理与湖泊研究所编制的《抚仙湖》,抚仙湖表层水温年变化与气温相应,但由于水的热量较空气大,故水温月平均、最高、最低值出现时间均滞后于气温1个月。一年中,除了3—5月气温高于水温外,其余月份都是水温高于气温。两者的关系,据海口站月平均水温与澄江站同期月平均气温过程资料(表2),为一半椭圆形的绳套形曲线(图4)。抚仙湖2014年7月—2015年6月的表层水温观测值也验证了这一点(图5)。

以月平均气温 T<sub>气i</sub> 为横坐标(其中 i 为月份序号),滞后一个月的月平均水温 y = T<sub>水i+1</sub> 为纵坐标,点绘即成指数曲线形式,如图6。

设 x = T<sub>气i</sub> 为横坐标, y = T<sub>水i+1</sub> 为纵坐标,点绘在单对数纸上,则近似于一条直线(图7),其表达式为 ln y = a + bx, 即:

$$\ln T_{水i+1} = a + bT_{气i} \quad (1)$$

经计算得回归方程的相关系数为 r = 0.982。可见,两者关系相当密切。回归系数 b = 0.049, 常数项 a = 2.056。(1)式也可改写为:

$$T_{水i+1} = e^{a+bT_{气i}} \quad (2)$$

抚仙湖2014年7月—2015年6月的月平均气温与滞后一月的月平均水温关系也很好验证了《抚仙湖》中湖海口站月平均水温与同期澄江站气温关系。

表2 1960—1980 抚仙湖海口站月平均水温与澄江站同期气温比较 (°C)

项目	月份												平均
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
T <sub>水</sub>	12.5	12.1	13.0	15.0	17.9	20.4	21.8	22.4	21.6	19.5	16.9	14.1	17.3
T <sub>气</sub>	8.3	10.2	14.1	17.8	19.9	20.2	20.5	19.9	18.5	16.0	12.2	9.1	15.6

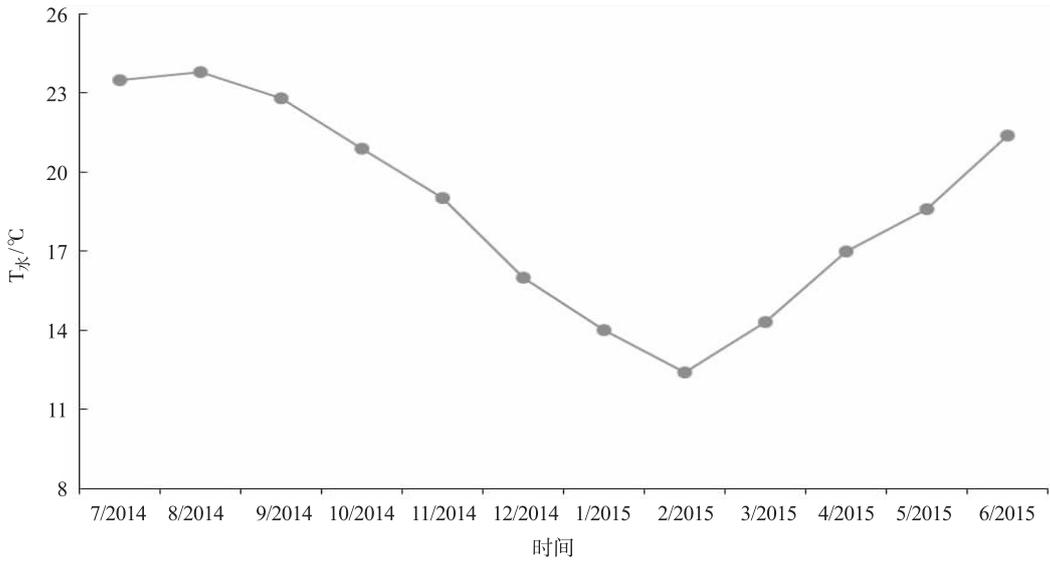


图3 2014年7月—2015年6月抚仙湖月水温

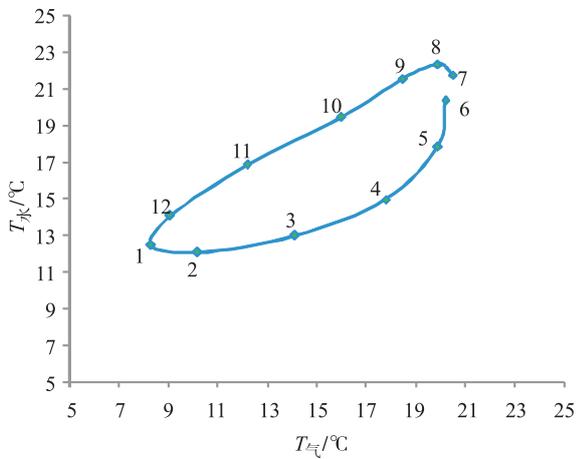


图4 1960—1980年抚仙湖海口站月平均水温与同期澄江站气温关系

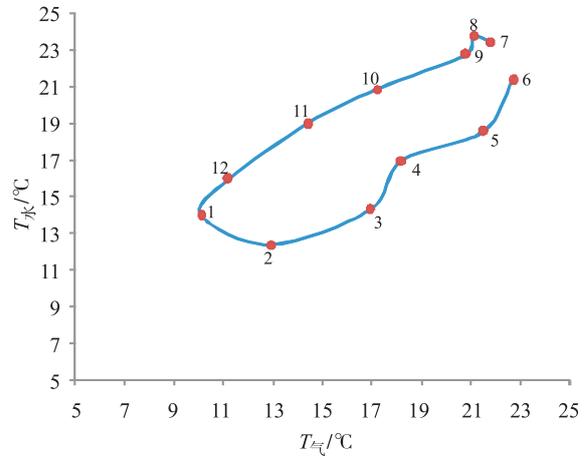


图5 2014年7月—2015年6月抚仙湖月水温观测值与同期澄江站气温关系

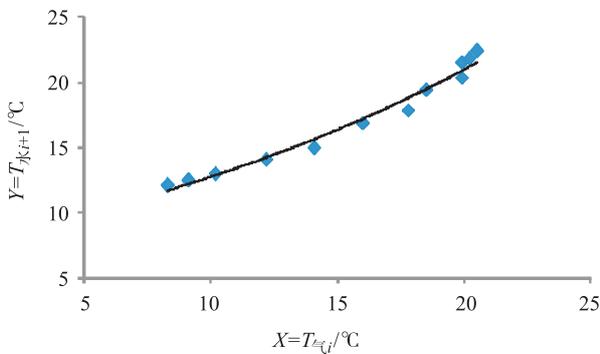


图6 2014年7月—2015年6月抚仙湖月平均气温 $T_{气i}$ 与月平均水温 $T_{水i+1}$ 关系

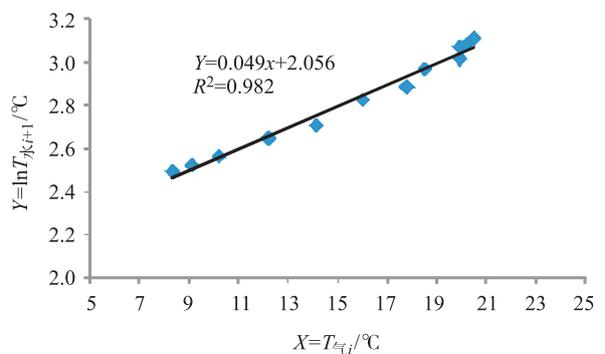


图7 2014年7月—2015年6月抚仙湖月平均气温 $T_{气i}$ 与滞后一月的月平均水温对数 $\ln T_{水i+1}$ 关系

### 2.3.2 拟合结果分析

用抚仙湖2015年7月—2016年6月的实测水温值和海口站实时月平均气温对公式(2)进行验

证和比较分析(图8),并计算其相对误差(以百分数表示),计算结果见表3。

表3 抚仙湖表层水温观测值与计算值比较

水温	月份+1											
	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7
观测值 $T_{水i+1}/^{\circ}\text{C}$	22.1	21.2	21.5	18.6	17.3	14.4	13.2	13.0	17.0	19.5	17.5	23.0
计算值 $T_{水i+1}/^{\circ}\text{C}$	21.3	21.0	21.0	17.9	16.7	13.9	13.6	12.8	17.0	20.3	16.9	22.1
相对误差/%	3.71	1.00	2.38	3.94	3.53	3.21	-3.19	1.31	0.28	-4.23	3.38	4.01

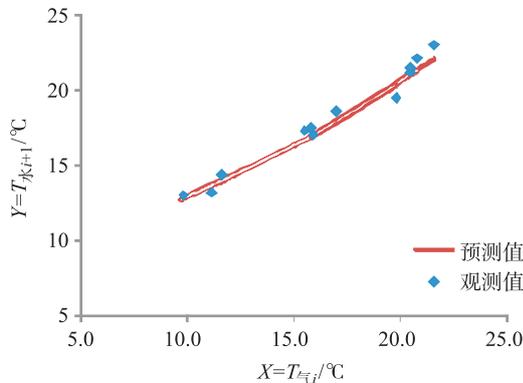


图8 2015年7月—2016年6月抚仙湖月表层水温观测值与计算值比较

基于抚仙湖的实测数据，本文运用相关分析和误差分析方法对抚仙湖水温与气温关系进行分析，从表3可以看出，抚仙湖月表层水温观测值与计算值比较存在误差，最大相对误差为-4.22%，发生在2016年5月。2015年7月—

2016年6月抚仙湖月表层水温观测值与计算值的相对误差在±5.0%以内，两组数据线性相关性很好。

水温、气温及其相应关系是流域生态与环境水文过程的重要影响因素<sup>[5]</sup>。该经验公式较好地对比抚仙湖的水温与气温的关系进行了验证。

参考文献：

[1] 孙大明, 田慧峰, 张欢, 等. 长江上游水温监测及水温和气温关系研究 [J]. 建筑节能, 2010, 38 (12): 74-77.  
 [2] O. Mohseni, H. G. Stefan. Stream temperature/air temperature relationship: a physical interpretation [J]. Journal of Hydrology, 1999 (218): 128-141.  
 [3] 徐火生, 欧阳幸福. 鄱阳湖的水温 [J]. 海洋与湖沼, 1989, 20 (4): 343-353.  
 [4] 中国科学院南京地理与湖泊研究所. 抚仙湖 [M]. 北京: 海洋出版社, 1990.  
 [5] 董林垚, 陈建耀, 付丛生, 等. 珠海小规模溪流水温与气温关系研究 [J]. 水文, 2011, 31 (1): 81-87.

## Study on the Relationship between Surface Temperature and Air Temperature of Fuxian Lake

ZHANG Yue-xia<sup>1</sup>, WANG Hui-mei<sup>1</sup>, ZHANG Rui<sup>2</sup>

(1. Yunnan Institute of Environmental Science, Kunming Yunnan 650034, China)

**Abstract:** The spatial and temporal changes of surface water temperature of Fuxian Lake and the relationships between the surface water temperature and air temperature were analyzed. The water body has obvious effects on the surrounding temperature. And the water temperature is closely correlated to the water temperature. The rationality of empirical formula was verified by comparing the measured temperature with the calculated value of the empirical formula.

**Key words:** surface water temperature; air temperature; relationship; empirical formula; Fuxian Lake

# 秋季湿地植物收割对氮、磷污染物去除能力影响浅析——以罗时江湿地为例

苏云华, 杨 桐

(大理市洱海保护管理局, 云南 大理 671000)

**摘 要:**以洱海流域典型湿地——罗时江湿地为例, 调查分析湿地内主要湿地植物物种, 测定主要湿地植物秋季地上可收割部分生物量、植株含水率及氮磷含量, 计算单位面积湿地植物氮、磷同化量。再依据各种湿地植物面积, 初步估算开展秋季湿地植物收割可移除的氮、磷数量。

**关键词:**湿地植物; 植物收割; 氮、磷污染物; 去除效果

**中图分类号:** X52    **文献标志码:** A    **文章编号:** 1673-9655 (2018) 04-0030-04

洱海流域湿地数量众多、类型多样, 是洱海生态系统重要的组成部分, 对洱海生态系统健康发挥着净化水质、提供鱼类栖息场所、抑制藻类发生发展等不可替代的作用。大理州委、州政府历来重视流域湿地保护建设工作, 先后恢复建立洱海西岸 58 km 湖滨带湿地、海西海前置库湿地、罗时江湿地、草海湿地、洱海月湿地、龙龕湿地、才村湿地、邓北桥湿地、玉白菜湿地、东湖湿地等 1333.33 hm<sup>2</sup> (2 万余亩) 湿地, 为近年来洱海水质改善和生态系统恢复发挥了积极作用。

对洱海流域湿地进行调查发现, 洱海流域湿地主要为近自然表流湿地, 潜流湿地面积较少; 表流湿地、生态沟渠、生态塘库等非潜流湿地对氮、磷污染物的去除主要途径为湿地植物同化吸收同化作用; 现场调查发现洱海流域湿地内生长芦苇、茭草、水葱、香蒲、凤眼莲、梭鱼草、美人蕉、风车草、莲等湿地植物, 在洱海流域地区气候条件下不是常绿植物, 冬季湿地植物地上部分会衰亡枯死。水生植物衰亡易引起二次污染, 研究表明, 植物衰亡凋落后的腐烂分解, 经过一系列复杂的物理、化学和生物作用过程, 将有机质转换为无机质, 向水体释放有机物和营养盐, 对水生生态系统产生负效应<sup>[1]</sup>, 污染入湖河流及洱海。因此在秋冬季节开展湿地植物收割, 将湿地植物残体移出, 具有重要的意义。本文以罗时江湿地为例, 调查分析常见湿地植物可收割部分生物量、含水率及氮、磷含

量, 从而计算秋季收割移出的氮、磷污染物质, 为流域湿地秋冬季节开展湿地植物收割提供技术依据。

## 1 材料与分析方法

### 1.1 湿地植株生物量测量方法

用塑料管拼接成边长为 0.5 m、面积为 0.25 m<sup>2</sup> 的方框, 野外测量时选择具有代表性的植物样方, 打开方框确定面积, 模拟常见湿地植物收割的方法, 将方框内植株全部收割称重。

### 1.2 植物含水率测定

在收割样方的植物中选择植株发育正常、大小合适、具有代表性的植物 2~3 株, 用自来水洗净, 除去表面水分后称重, 记录湿重; 将经称重后的植株, 用剪刀剪成长 1~2 cm 的小块后放入 1000 mL 的烧杯中, 在烧杯内贴上标签, 然后将其放入 80 ℃ 的烘箱中烘干 48 h, 然后将其称量并记录。

$$\text{植物含水率} = (\text{湿重} - \text{干重}) / \text{湿重} \times 100\%$$

### 1.3 植株氮、磷含量测定

将经过烘干的小块植株, 用植物粉碎机粉碎, 过 0.125 mm 筛。在称样测定之前, 将植物粉末再次烘干。充分混合后, 准确称量 0.500 g 样品置于 100 mL 的凯氏烧瓶底部, 加入浓硫酸 8 mL, 混匀浸润放置过夜。在电炉上将其慢慢加热至开始冒白烟, 逐滴加入 10 余滴 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, 再加热微沸几分钟, 放冷, 继续滴加 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 数滴, 反复多次, 直至消煮液完全清亮。继续微沸 20 min, 以除尽剩余 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, 冷却后加入无氨水 10 mL; 调节 pH 至中性后, 移入 500 mL 容量瓶中, 定容。

从容量瓶中取消溶液, 采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法 (HJ636-2012) 测定氮含量, 用

钼酸铵分光光度法测定磷含量。

## 2 结果与分析

### 2.1 罗时江湿地简介及主要湿地植物种类

罗时江河口湿地位于罗时江入湖口，大丽公路以上的洱海消落带，属近自然生态复合湿地，用于净化罗时江入湖河流水质，降低罗时江对洱海水质及生态环境的威胁。罗时江湿地占地面积 48.467 hm<sup>2</sup> (727 亩)，其中植物种植面积 44.467 hm<sup>2</sup> (667 亩)。湿地布局由上游到下游依次为：前置库、洲滩湿地、河流沼泽湿地、湖泊湿地<sup>[2]</sup>。查阅大理州环境质量公报，2016 年罗时江莲河村断面水质为 V 类，超标严重的前三项为粪大肠菌群、总氮、总磷<sup>[3]</sup>。湿地分布面积较大的有芦苇

(*Phragmites australis*)、茭草 (*Zizania caduciflora*)、莲 (*Nelumbo nucifera Gaertn.*)、睡莲 (*Nymphaea tetragona Georgi*)、纸莎草 (*Cyperus papyrus L.*)、香蒲 (*Typha orientalis*)、凤眼莲 (*Eichhornia crassipes*)、梭鱼草 (*Pontederia cordata L.*) 等 8 种湿地植物。因此本文选择上述 8 种湿地植物进行研究分析。

### 2.2 湿地植物地上部分生物量测定

选择罗时江湿地内芦苇、茭草、莲、睡莲、纸莎草、香蒲、凤眼莲、梭鱼草等 8 种植物典型生长区，每种湿地植物用 3~5 个植物样方，于 2016 年 10 月下旬测定植物地上部分植物生物量。测量结果见表 1。

表 1 罗时江湿地主要湿地植物生物量统计表

植物种类	测定植物样方个数/个	植物可收割生物量/(kg/m <sup>2</sup> )		备注
		测量值范围	平均值	
芦苇	5	8.7~15.2	12.2	
茭草	5	7.2~13.8	10.6	
莲	4	3.6~6.4	4.7	主要收割叶片
睡莲	3	4.2~6.9	5.3	主要收割叶片
纸莎草	4	5.3~12.2	8.1	
香蒲	4	5.3~11.0	7.5	
凤眼莲	4	7.8~25.6	16.4	凤眼莲为整株，包括水下部分
梭鱼草	3	4.9~14.3	9.6	

依据调查结果，同一种湿地植物在不同湿地底质、水域水质情况下收割到的生物量差别较大。一般而言底质淤泥越厚、水域水质越差植物生物量相对越大。就不同湿地植物种类而言，可收割生物量凤眼莲平均值最大达 16.4 kg/m<sup>2</sup>，最小为莲平均值仅为 4.7 kg/m<sup>2</sup>，各种植物可收割生物量由高到底依次为凤眼莲 > 芦苇 > 茭草 > 纸莎草 > 香蒲 > 梭鱼草 > 睡莲 > 莲。

### 2.3 植株含水率测定

选择不同大小、不同生长区域的湿地植物带回实验室，测量含水率测量结果见表 2。

不同湿地植物含水率差异较大，其中凤眼莲含水率最高达 92.77%，芦苇含水率最低为 64.67%。各种植株由高到低依次为凤眼莲 > 睡莲 > 莲 > 纸莎草 > 梭鱼草 > 香蒲 > 茭草 > 芦苇。

### 2.4 植物氮、磷含量测定

将经过烘干的小块植株，用植物粉碎机粉碎。取适量经粉碎后植物样品，用 H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> - H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 消煮

制备成溶液，氮含量用过硫酸钾氧化吸光光度法测定，磷含量用钼酸铵分光光度法测定，测定结果见表 3。

表 2 罗时江湿地主要湿地植物含水率

植物种类	湿重/g	干重/g	含水率/%
芦苇	686.68	242.59	64.67
茭草	622.65	185.97	70.13
莲	639.27	126.08	80.28
睡莲	778.94	125.67	83.87
纸莎草	666.47	146.14	78.07
香蒲	702.68	168.55	76.01
凤眼莲	806.62	58.33	92.77
梭鱼草	692.87	159.36	77.00

不同湿地植物植株氮、磷含量差异总体不大，植株氮含量最高为凤眼莲 1.87%，最低为芦苇 0.87%，各种植株氮含量由高到低依次为凤眼莲 > 睡莲 > 莲 > 纸莎草 > 香蒲 > 茭草 > 梭鱼草 > 芦苇。

植株磷含量最高为纸莎草 0.34%，最低为梭鱼草 0.13%，各种植株磷含量由高到低依次为纸莎草 > 莲 = 香蒲 > 睡莲 > 凤眼莲 > 茭草 > 芦苇 > 梭鱼草。

表3 罗时江湿地主要湿地植物氮、磷含量（干重）测量统计表

植物种类	取样量/g	测定样品氮含量/mg	测定样品磷含量/mg	植株氮含量/%	植株磷含量/%
芦苇	0.5	4.37	0.82	0.87	0.16
茭草	0.5	5.35	1.09	1.07	0.22
莲	0.5	6.97	1.47	1.39	0.29
睡莲	0.5	7.07	1.41	1.41	0.28
纸莎草	0.5	6.41	1.72	1.28	0.34
香蒲	0.5	6.30	1.45	1.26	0.29
凤眼莲	0.5	9.37	1.33	1.87	0.27
梭鱼草	0.5	4.59	0.67	0.92	0.13

### 2.5 收割单位面积湿地植物氮、磷污染物移除量分析

依据各种湿地植物地上部分平均生物量、含水率、氮磷含量，通过以下公式计算出各种湿地植物单位面积移除氮、磷污染物量。详见表4。

湿地植物氮、磷污染物移除量 = 地上部分生物量 × (1 - 含水率) × 氮磷含量。

各种湿地植物可收割部分含氮、磷污染物差异较大，其中移除氮能力最强的是芦苇，高达 37.50 g/m<sup>2</sup>，移除氮能力最差的是睡莲，仅为 12.05 g/m<sup>2</sup>。各种常见湿地植物移除氮能力由高到底依次为芦苇 > 茭草 > 纸莎草 > 香蒲 > 凤眼莲 > 梭鱼草 > 莲 > 睡莲。

移除磷能力最强的是茭草，高达 6.97 g/m<sup>2</sup>，移除磷能力最差的是睡莲，仅为 2.39 g/m<sup>2</sup>。各种常见湿地植物移除磷能力由高到底依次为茭草 > 芦苇 > 纸莎草 > 香蒲 > 凤眼莲 > 梭鱼草 > 莲 >

睡莲。

表4 罗时江湿地主要湿地植物单位面积

可收割移除氮、磷量 (g/m<sup>2</sup>)

植物种类	单位面积可收割移除氮	单位面积可收割移除磷
芦苇	37.50	6.90
茭草	33.88	6.97
莲	12.88	2.69
睡莲	12.05	2.39
纸莎草	22.74	6.04
香蒲	22.67	5.22
凤眼莲	22.17	3.20
梭鱼草	20.31	2.87

### 2.6 植物收割可移除氮、磷量分析

依据现场调查情况初步估算各种常见湿地植物种植面积（见表5），通过单位面积可收割部分氮、磷量乘以各种湿地植物单位，即可计算收割各种湿地植物氮磷移除量。

表5 秋冬季收割罗时江湿地主要湿地植物可移除氮、磷量

植物种类	湿地植物生长面积/亩	氮移除量/ (t/a)	磷移除量/ (t/a)
芦苇	91000	3.41	0.63
茭草	149000	5.05	1.04
莲	75800	0.98	0.20
睡莲	60000	0.72	0.14
纸莎草	22000	0.50	0.13
香蒲	17000	0.39	0.09
凤眼莲	13000	0.29	0.04
梭鱼草	8000	0.16	0.02
合计	435800	11.50	2.30

注：①各种湿地植物分布边界不明显，甚至某些区域混合生长，难以准确计算各种植物分布，上述各种湿地分布面积仅为估算面积；②表5湿地面积仅为主要湿地植物面积，其他湿地植物面积未统计。

罗时江湿地收割湿地植物可移除氮 11.50 t/a、磷 2.3 t/a。各种湿地植物中芦苇、茭草因分布面积较大，氮、磷移除量较大，而梭鱼草、凤眼莲等因分布面积较小而氮、磷移除量相对较小。

### 3 结论与讨论

#### 3.1 结论

罗时江占地面积 48.467 hm<sup>2</sup> (727 亩)，其中植物种植面积 44.467 hm<sup>2</sup> (667 亩)，每年收割芦苇、茭草、莲、睡莲等 8 种主要湿地植物可移除氮 11.50 t/a、磷 2.3 t/a。洱海流域已建立河口湿地、湖滨湿地等湿地 1333.33 hm<sup>2</sup> (2 万余亩)，若都开展植物收割，粗略估算每年可移除氮 316.37 t/a、磷 63.27 t/a，移除氮、磷污染物效果较为明显，能有效减少洱海入湖污染负荷。从湿地削减入湖污染负荷角度讲，应积极开展湿地植物秋季收割工作。

#### 3.2 讨论

(1) 上述研究仅分析秋季植物收割对氮、磷的移除效果，湿地对氮、磷净化能力还包括湿地沉淀、湿地建设初期底质吸收作用。因此上述秋季湿地植物收割移除氮、磷量不等于湿地氮、磷去除量。

(2) 湿地植物收割量及程度应根据具体湿地

植物生长情况确定，实际管理中为保证下一年湿地植物的正常生长，可能仅收割部分湿地植物。

(3) 应对收割的湿地植物进行综合处理，积极引进、研发湿地植物回收利用技术，避免随意堆放于自然环境中，导致植株腐烂后随雨季地表径流再次进入水体，造成二次污染。

(4) 上述分析得出单位面积湿地植物的去污能力，湿地建设过程中应多选择污染物去除能力强的湿地植物物种。但湿地植物物种过度单一，不利于生物多样性保护、不利于湿地生态系统稳定，同时睡莲、莲等植物污染去除能力较小但美学景观效果较好。湿地植物选择中应综合考虑物种的去污能力、景观效果、管理简便程度等因素，合理配置湿地植物。

#### 参考文献：

- [1] 戚美侠, 王红萍, 陈杰. 冬、春季芦苇 (*Phragmites australis*) 和狭叶香蒲 (*Typha angustifolia*) 的腐解过程及其对水质的影响 [J]. 湖泊科学, 2011, 29 (2): 420-429.
- [2] 吕兴菊, 窦嘉顺, 杨四坤, 等. 洱海流域湿地生态系统建设案例分析——以罗时江河口湿地为例 [C] // 湖泊湿地与绿色发展——第五届中国湖泊论坛论文集. 2015: 163-167.
- [3] 大理白族自治州环境保护局. 大理州 (2016 年) 环境质量报告书 [R].

## Analysis of the Removal Effects of Nitrogen and Phosphorus on Reaping Wetland Plants in Autumn by Loushijiang Wetland as an Example

SU Yun-hua, YANG Tong

(Erhai Lake Conservation and Management Bureau, Dali Yunnan 671000, China)

**Abstract:** Taking Luoshijiang wetland, a typical swamp of Erhai Lake basin, as an example, the major wetland plant species were investigated and analyzed. The dominate wetland plants' biomass of harvest parts, water content, nitrogen content and phosphorus content in autumn were measured. The assimilation amounts of nitrogen and phosphorus of wetland plants per unit area were calculated based on these parameters. Finally, the overall quantities of removable nitrogen and phosphorus by conducting the autumn wetland plants harvest were preliminary estimated.

**Key words:** reap plants; plant harvest; nitrogen and phosphorus; removal effect

# 三峡库区腹地秋末冬初大气干湿 沉降化学组成特征

王玉荧<sup>1,3</sup>, 张六一<sup>1,2</sup>, 杨复沫<sup>1,2</sup>, 高敏<sup>1,2</sup>, 黄怡民<sup>1</sup>, 龙娟<sup>1</sup>

- (1. 重庆三峡学院三峡库区水环境演变与污染防治重点实验室, 重庆 404100;
2. 中国科学院重庆绿色智能技术研究院水库与水环境重点实验室, 重庆 401122;
3. 四川农业大学环境学院, 四川 成都 611130)

**摘要:** 为了解三峡库区腹地秋末冬初大气干湿沉降化学组成特点, 采集了万州(城区)和高阳(郊区)两个监测点2015年10—12月的降水和降尘样品, 测定了样品的pH、电导率和主要水溶性离子组分( $K^+$ 、 $Na^+$ 、 $Ca^{2+}$ 、 $Mg^{2+}$ 、 $F^-$ 、 $Cl^-$ 、 $NO_3^-$ 、 $SO_4^{2-}$ )。结果表明: 万州和高阳湿沉降pH的加权均值为5.79和5.73, 平均电导率为45.67  $\mu S/cm$ 和25.11  $\mu S/cm$ , 湿沉降酸化程度较弱。湿沉降中 $SO_4^{2-}$ 为主要阴离子,  $Ca^{2+}$ 和 $NH_4^+$ 为主要的阳离子, 万州和高阳的平均浓度为229.01  $\mu eq/L$ 和104.49  $\mu eq/L$ 。万州和高阳的 $[SO_4^{2-}]/[NO_3^-]$ 值分别为6.28和2.61, 说明万州和高阳主要为硫酸型污染。由于各个月份降雨量不同, 离子组分在时空上存在着不同, 总体表现为12月>11月>10月, 总体的污染程度是万州城区>高阳郊区。

**关键词:** 酸雨; 干湿沉降; 组成特征; 三峡库区

**中图分类号:** X51 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 04-0034-06

## 0 引言

我国在工业化和城市化进程中,  $SO_2$ 、 $NO_x$ 、颗粒物等大气污染物大量排放进入大气, 这些污染物最终会通过干湿沉降重新返回地面, 从而造成地表环境的负面生态效应。比如过量的硫、氮沉降会引起土壤和水体酸化、水体富营养化、生物多样性减少等<sup>[1]</sup>。被称为“空中死神”的酸雨正是由于空气中 $SO_2$ 和 $NO_x$ 等酸性前体物所致, 鉴于酸雨的巨大危害, 我国学者们从不同时空尺度开展了降水化学特征研究, 从这些研究中发现: 我国酸雨范围正在扩大; 但随着 $SO_2$ 的减排, 酸雨强度有所降低; 酸雨类型正从“硫酸型”转变为“硫酸硝酸混合型”<sup>[2,3]</sup>。干沉降是大气颗粒物和气态污染物从大气中去除的另一种途径, 这一过程也对陆地和水体生态系统产生很大影响, 特别是在干旱少雨的地区, 干沉降对污染物的去除甚至超过湿沉降。因此, 干湿沉降化学特征是反映当地大气污染水平的重要因子。

三峡水库建成以来, 其生态环境问题受到学者们广泛关注和研究, 但这些研究主要针对库区水质和生态恢复, 有关三峡库区大气环境的研究还较少。本文在三峡库区腹地收集了两个采样点一个季度(10—12月)的降水和降尘样品, 分析了主要水溶性离子组分的含量特征, 初步解析了其来源, 以期三峡库区大气沉降提供基础数据, 为大气沉降对生态环境的影响提供理论支持。

## 1 采样及分析方法

### 1.1 采样点位置

本研究选取万州(城区, 简称为WZ)和高阳(郊区, 简称为GY)两个采样点。其中城区采样点设在万州重庆三峡学院S教楼顶大气环境观测站, 距离地面27 m, 周围没有遮挡物, 距离市中心约2 km, 周围主要是居民区和文化区, 距离采样点东边约200 m有一条城市主干道, 本采样点代表典型的城区环境。郊区采样点设在云阳县高阳镇郊一农户楼顶, 采样点四周开阔, 周围环境以旱地为主, 无化工厂等污染源, 属于典型郊区环境。

### 1.2 采样及分析

本次采样所用设备为长沙湘蓝APS-3A型降水降尘自动采样器, 该仪器在没有发生降水时湿沉

收稿日期: 2017-12-11

基金项目: 重庆市教委科技项目(KJ1501001; KJ1501006); 重庆市万州区科委项目(wzstc-042017105); 重庆三峡学院大学生创新性实验计划项目(2016037)。

通信作者: 张六一。

降盖子关闭,此时采集干沉降样品,发生降水时干沉降盖子自动关闭,并自动收集湿沉降样品。湿沉降以天(9:00-翌日9:00)为单位收集,一天中如有多次降雨则合并在一起算做一个样品。干沉降样品采用集尘缸湿法收集,该法在收集样品时集尘缸内保持5cm液面高度的蒸馏水以防风的扰动,干沉降每半个月采样1次,采样时用蒸馏水提取降尘中可溶性元素,获得降尘提取液样品。样品带回实验室后先取10 mL样品测其pH(上海雷磁pHS-3C型)和电导率值(美国哈希sensION5型),然后经0.45 μm的有机微孔滤膜过滤,再放在4℃冰箱内保存以备后续阴阳离子分析。本次研究共收集到降水样品34个(其中2个样品雨量太少无法满足测试而舍去),降尘提取液样品6个。

阴离子(F<sup>-</sup>、Cl<sup>-</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>)按国标法(GB13580.5-92)采用离子色谱测定,阳离子(K<sup>+</sup>、Na<sup>+</sup>、Ca<sup>2+</sup>、Mg<sup>2+</sup>)按国标法(GB13580.12-92和GB13580.13-92)采用火焰原子吸收分光光度法测定(岛津AA7000),NH<sub>4</sub><sup>+</sup>采用次氯酸钠-水杨酸光度法测定(GB13580.11-92)。

### 1.3 数据处理

#### 1.3.1 离子当量浓度的计算

$$Q = \frac{c \cdot |a|}{M}$$

式中:Q—离子当量浓度单位(μeq/L);c—离子浓度单位(mg/L);a—原子化合价;M—所测离子的分子量。

#### 1.3.2 降雨量的加权平均离子浓度值

$$\bar{C} = \frac{\sum_{i=1}^n C_i \times P_i}{\sum P_i}$$

式中: $\bar{C}$ —降雨量的加权平均离子浓度(μeq/L);C<sub>i</sub>—第i次降水的浓度值(μeq/L);P<sub>i</sub>—第i次降水的降雨量(mm);n—样品个数。

### 1.4 质量控制

电导率的大小受到样品中离子总浓度影响,如图1所示,干湿沉降样品的电导率和离子总浓度呈显著正相关,两者相关系数(R<sup>2</sup>)为0.97。另外,

本研究阴离子(F<sup>-</sup>、Cl<sup>-</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>)浓度总和与阳离子(K<sup>+</sup>、Na<sup>+</sup>、Ca<sup>2+</sup>、Mg<sup>2+</sup>、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)浓度总和之比为1.08,在允许范围(1±0.25)内<sup>[4]</sup>。由此可见本试验所测定的离子浓度值基本上反映了样品的真实状况。

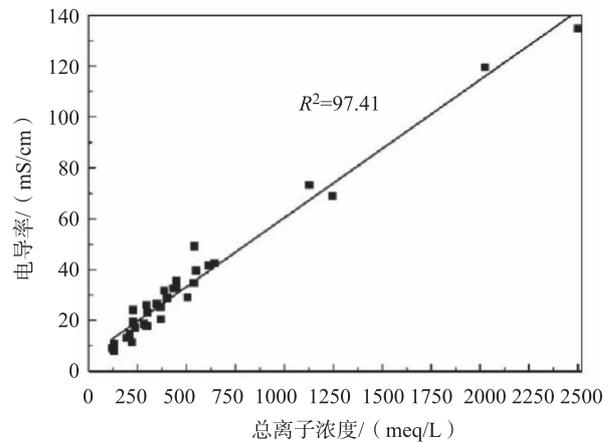


图1 离子总浓度与电导率的关系

## 2 湿沉降特征

### 2.1 pH值与电导率

表1列出了万州和高阳10—12月的降雨量、pH值和电导率(EC)情况。两地3个月降雨总量分别为140.2 mm和131.6 mm,两个监测点12月降水量均为最少。图2反映了万州和高阳降水pH的月变化,10月和11月pH为万州大于高阳,12月则相反。通过数据统计发现,pH极差高阳(2.11)大于万州(1.64),高阳的两个pH低值出现在12月23日(pH=4.24)和12月24日(pH=4.92),而万州最低pH出现在11月4日(pH=5.1),说明高阳大气中酸性物质存在较大波动,同时高阳12月出现的两个低值直接导致其12月的pH要显著低于万州城区。在研究观测期内,两地平均pH值均在5.60以上,说明三峡库区腹地整体没有受到酸雨的危害,但是万州的酸雨频率比高阳显著偏高,这与城区人为大气污染物排放增加有关。此外,万州电导率也比高阳高,分别为45.67 μS/cm和25.11 μS/cm,说明城区降水中离子强度较大。

表1 2个监测点10—12月降雨量、pH、EC变化情况

采样点	降雨量/mm		pH值		酸雨频率/%	电导率/(μS/cm)	
	范围	总降雨量	范围	平均值		范围	平均值
万州	0.30~46.8	140.2	5.10~6.74	5.79	37.50	13.01~134.90	45.67
高阳	0.10~45.4	131.61	4.24~6.35	5.73	21.43	8.00~49.20	25.11

表2 两个监测点降水离子浓度比较

地区	研究时间段	离子浓度/( $\mu\text{eq/L}$ )									
		$\text{F}^-$	$\text{Cl}^-$	$\text{NO}_3^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{K}^+$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{Na}^+$	$\text{NH}_4^+$	$\text{SO}_4^{2-}/\text{NO}_3^-$
万州	2015年10-12月	2.53	15.14	36.47	229.01	65.27	11.03	11.84	11.20	143.89	6.28
高阳	2015年10-12月	0.82	6.76	39.96	104.49	62.66	5.41	10.98	10.42	68.71	2.61

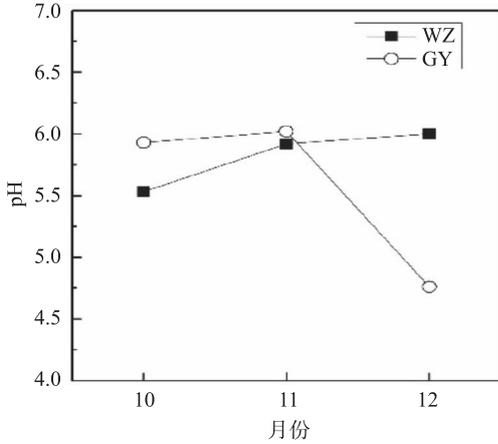


图2 10—12月pH值变化情况

2.2 离子组成

万州和高阳两个监测点降水的主要水溶性离子浓度如表2所示, 万州离子浓度均值高低顺序为:  $\text{SO}_4^{2-} > \text{NH}_4^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{NO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{F}^-$ , 万州降水平均离子总浓度为  $526.38 \mu\text{eq/L}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  和  $\text{NH}_4^+$  分别是降水中浓度最高的阴、阳离子, 分别占阴离子和阳离子总量的 80.88% 和 59.16%, 且两种离子浓度范围分别为:  $37.50 \sim 1201.23 \mu\text{eq/L}$  和  $25.52 \sim 673.46 \mu\text{eq/L}$ ,

此外  $\text{Ca}^{2+}$  在阳离子中也占有一部分比例, 达到了 26.83%。高阳平均离子浓度大小顺序为:  $\text{SO}_4^{2-} > \text{NH}_4^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{NO}_3^- > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Cl}^- > \text{K}^+ > \text{F}^-$ 。高阳降水平均离子总浓度为  $309.91 \mu\text{eq/L}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  是最主要的阴离子, 占阴离子总量的 68.87%, 浓度波动范围为:  $30.90 \sim 215.16 \mu\text{eq/L}$ ,  $\text{NH}_4^+$  和  $\text{Ca}^{2+}$  是主要的阳离子, 分别占阳离子总量的 43.44% 和 39.61%。从表3可以得出, 相比于万州, 除  $\text{NO}_3^-$  离子略高于万州外, 其它离子均是万州大于高阳各离子平均浓度。

$[\text{SO}_4^{2-}] / [\text{NO}_3^-]$  可用来评估  $\text{SO}_4^{2-}$  和  $\text{NO}_3^-$  对酸雨的相对贡献, 万州和高阳  $[\text{SO}_4^{2-}] / [\text{NO}_3^-]$  的值分别为 6.28 和 2.61 (表2), 表明三峡库区腹地主要是硫酸型酸雨。通过与一些国内城市比较发现, 万州城区降水中  $[\text{SO}_4^{2-}] / [\text{NO}_3^-]$  要高于北京 (3.0)<sup>[3]</sup>、深圳<sup>[5]</sup> (3.4)、成都<sup>[6]</sup> (1.4)、广州<sup>[7]</sup> (3.9) 等发达城市, 但低于贵阳<sup>[8]</sup> 等典型燃煤城市。而郊区观测点高阳的  $[\text{SO}_4^{2-}] / [\text{NO}_3^-]$  值为 2.61, 比城区小了 1 倍多, 说明城区  $\text{SO}_2$  的排放比郊区大, 城区周边的工厂可能是大气中  $\text{SO}_2$  的主要来源。

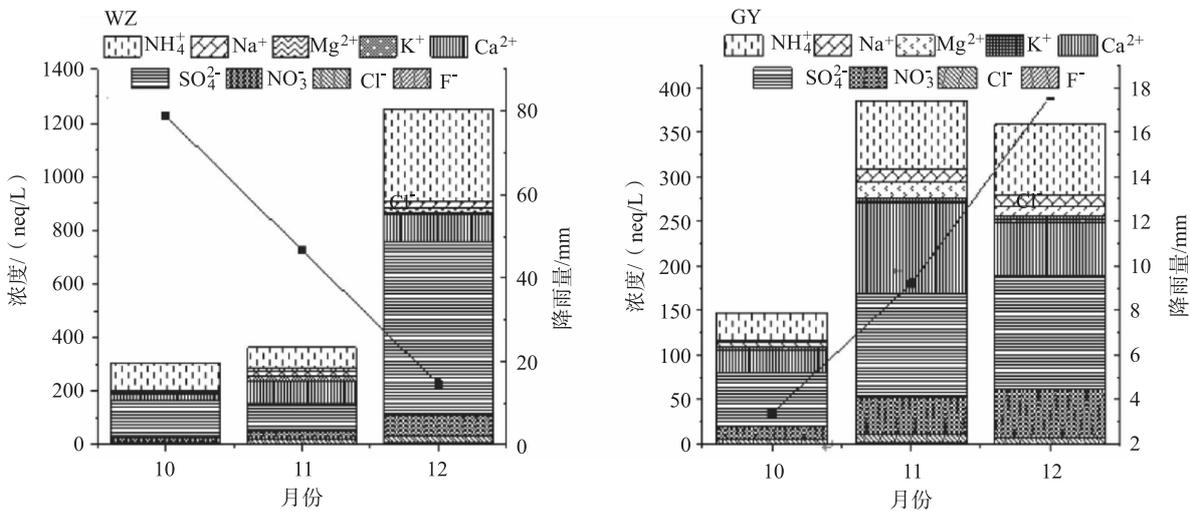


图3 万州和高阳主要水溶性离子的月变化图

图3列出了万州和高阳的离子浓度月变化，两个观测点降水离子浓度月变化呈现较大波动，但主要人为源离子  $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{NH}_4^+$  和  $\text{NO}_3^-$  在城区和郊区都在12月出现最大值，表明冬季人为活动对大气环境影响更加显著，另外12月较少的降雨量也对污染物浓度起到一定的放大作用。

### 2.3 来源分析

由表3和表4可知，在万州和高阳两个监测点中， $\text{SO}_4^{2-}$  与  $\text{NO}_3^-$  的相关系数都为 0.90 ( $p < 0.01$ )，而两者的化学性质相似，由此可知  $\text{SO}_4^{2-}$  与  $\text{NO}_3^-$  具有相同的排放源，可能来自于化石燃料燃烧；两个监测点的  $\text{Mg}^{2+}$  与  $\text{Ca}^{2+}$  的相关性很高，

说明该离子主要来自于地表土壤扬尘；而  $\text{SO}_4^{2-}$  和  $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_3^-$  和  $\text{NH}_4^+$  等酸根离子和碱性阴离子的相关系数均偏高，由此可知，万州城区和高阳郊区两个监测点的酸根离子和碱性阴离子都是以  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 、 $\text{NH}_4\text{NO}_3$  等化合物的形式存在，而这些化合物的存在对三峡库区雨水酸强度起到了很好的控制作用；而在高阳郊区中， $\text{K}^+$  和  $\text{NH}_4^+$  的相关系数达到了 0.868 ( $p < 0.01$ )，这与郊区地带桔梗等生物质燃烧或农村铵肥的使用有关。从万州城区和高阳郊区离子相关系数看，两地大多离子来源相似，但受到地域条件（城区与郊区）影响，少量离子来源不一。

表3 万州降雨中各离子的相关性分析

	$\text{K}^+$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Na}^+$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{NH}_4^+$	$\text{F}^-$	$\text{Cl}^-$	$\text{NO}_3^-$	$\text{SO}_4^{2-}$
$\text{K}^+$	1	0.019	0.244	0.002	0.059	0.095	0.702 **	0.013	0.064
$\text{Ca}^{2+}$		1	0.642 **	0.954 **	0.620 **	0.727 **	0.427 *	0.783 **	0.621 **
$\text{Na}^+$			1	0.547 **	0.639 **	0.722 **	0.707 **	0.751 **	0.603 **
$\text{Mg}^{2+}$				1	0.431 *	0.558 **	0.32	0.626 **	0.427 *
$\text{NH}_4^+$					1	0.813 **	0.479 *	0.913 **	0.987 **
$\text{F}^-$						1	0.603 **	0.872 **	0.796 **
$\text{Cl}^-$							1	0.578 **	0.452 *
$\text{NO}_3^-$								1	0.898 **
$\text{SO}_4^{2-}$									1

表4 高阳降雨中各离子的相关性分析

	$\text{K}^+$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Na}^+$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{NH}_4^+$	$\text{F}^-$	$\text{Cl}^-$	$\text{NO}_3^-$	$\text{SO}_4^{2-}$
$\text{K}^+$	1	0.621 *	0.642 *	0.559 *	0.868 **	0.738 **	0.622 *	0.843 **	0.857 **
$\text{Ca}^{2+}$		1	0.856 **	0.948 **	0.541	0.689 **	0.802 **	0.522	0.572 *
$\text{Na}^+$			1	0.829 **	0.429	0.556 *	0.751 **	0.517	0.498
$\text{Mg}^{2+}$				1	0.462	0.620 *	0.799 **	0.423	0.515
$\text{NH}_4^+$					1	0.739 **	0.383	0.848 **	0.949 **
$\text{F}^-$						1	0.477	0.837 **	0.846 **
$\text{Cl}^-$							1	0.371	0.344
$\text{NO}_3^-$								1	0.898 **
$\text{SO}_4^{2-}$									1

注: \*\*  $p < 0.01$ , \*  $p < 0.05$ , 上同。

### 2.4 干沉降特征分析

2015年10—12月，在万州和高阳各采集干沉降样品6个。从表5可以看出，万州监测点所测得的干沉降平均离子浓度顺序由高到低的顺序为：

$\text{Ca}^{2+} > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{K}^+ > \text{NH}_4^+ > \text{Na}^+ > \text{NO}_3^- > \text{Mg}^{2+} > \text{F}^-$ ，其中万州监测点干沉降测得的平均离子浓度最高的阳离子和阴离子分别是  $\text{Ca}^{2+}$  和  $\text{SO}_4^{2-}$ ，分别占阳离子总浓度和阴离子总浓度的

48.96%和48.61%。高阳监测点测得的干沉降平均离子浓度顺序由高到低的顺序为： $\text{SO}_4^{2-} > \text{Ca}^{2+} > \text{NH}_4^+ > \text{NO}_3^- > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Cl}^- > \text{K}^+ > \text{F}^-$ ， $\text{SO}_4^{2-}$ 和 $\text{Ca}^{2+}$ 是含量最高的阴阳离子，分别占阴离

子和阳离子总量的75%和51.62%。两个监测点中 $\text{SO}_4^{2-}$ 和 $\text{Ca}^{2+}$ 均是含量最高的阴阳离子，说明在万州和高阳两个监测点，在秋末冬初时间段使用燃煤燃烧是造成硫酸型污染的主要原因。

表5 干沉降测量数据表

采样点	样品数	pH值		电导率/ ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )		离子浓度/ ( $\mu\text{eq}/\text{L}$ )								
		范围	平均值	范围	平均值	$\text{F}^-$	$\text{Cl}^-$	$\text{NO}_3^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{K}^+$	$\text{Na}^+$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{NH}_4^+$
万州	6	4.95~6.68	5.92	9.11~61.50	23.48	0.60	50.52	9.40	57.26	27.26	11.26	69.89	8.80	25.52
高阳	6	5.25~6.76	6.03	10.46~25.70	18.05	1.05	8.94	18.11	84.30	6.08	16.18	71.26	9.14	35.39

### 2.5 干湿沉降的比较

万州监测点数据湿沉降的pH波动范围在5.10~6.74，平均值达到5.79，而干沉降数据的pH值范围在4.95~6.68，平均值为5.92，干沉降数据中pH起伏更大，并且有数据pH值远小于5.60；湿沉降中电导率最大值为134.90  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ，干沉降中的电导率最大值为61.50  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ，湿沉降的数值超过干沉降数值的两倍；湿沉降中离子浓度最高的阴阳离子分别为 $\text{SO}_4^{2-}$ 和 $\text{NH}_4^+$ ，干沉降中离子浓度最高的为 $\text{SO}_4^{2-}$ 和 $\text{Ca}^{2+}$ ，由此可见万州监测点测得的数据能够真实反映万州的降水情况和污染情况。高阳监测点数据湿沉降的pH波动范围在4.24~6.35，平均值达到5.73，干沉降数据的pH值范围在5.25~6.76，平均值为6.03，湿沉降数据波动范围更大，并且有数据pH值为4.24；湿沉降中电导率最大值为49.20  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ，干沉降中的电导率最大值为25.70  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ，湿沉降的数值为干沉降的两倍，说明万州城区污染比高阳郊区更严重。湿沉降中离子浓度最高的阴阳离子分别为 $\text{SO}_4^{2-}$ 和 $\text{NH}_4^+$ ，干沉降中离子浓度最高的为 $\text{SO}_4^{2-}$ 和 $\text{Ca}^{2+}$ ，与万州监测点相同，均为硫酸型污染。

### 3 结论

通过2015年秋末冬初干湿沉降化学特征研究，发现三峡库区腹地酸雨频率较小，城区和郊区分别为37.5%和21.43%，且平均pH都高于5.6。 $\text{SO}_4^{2-}$ 和 $\text{NH}_4^+$ 是含量最丰富的阴离子和阳离子，含量百分比均在40%以上，万州城区 $\text{SO}_4^{2-}$ 浓度已达到了80.88%，总体程度上城区离子浓度大于郊区

浓度，降雨对大气污染物具有很好的冲刷作用。 $\text{SO}_4^{2-}$ 和 $\text{NO}_3^-$ 的相关系数较大，两者具有相同的污染源。控制化石燃料的燃烧能够有效地减小污染程度。

#### 参考文献:

- [1] Duan, L., Yu, Q., Zhang, Q., et al. Acid deposition in Asia: Emissions, deposition, and ecosystem effects [J]. Atmospheric Environment, 2016 (146): 55-69.
- [2] Pu W, Quan W, Ma Z, et al. Long-term trend of chemical composition of atmospheric precipitation at a regional background station in Northern China [J]. Science of the Total Environment, 2016 (580): 1340-1350.
- [3] Yang, F., Tan J., Shi, Z. B., et al. Five-year record of atmospheric precipitation chemistry in urban Beijing, China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2012, 12 (4): 2025-2035.
- [4] Keene W C, Pszenny A P, Galloway J N, et al. Seasalt corrections and interpretation of constituent ratios in marine precipitation [J]. Geogr. Res., 1986, 91 (D6): 6647-6658.
- [5] Huang, Y. L., Wang, Y. L., Zhang, L. P. Long-term trend of chemical composition of wet atmospheric precipitation during 1986-2006 at Shenzhen City, China [J]. Atmos. Environ, 2008, 42 (16): 3740-3750.
- [6] Wang H, Han G. Chemical composition of rainwater and anthropogenic influences in Chengdu, Southwest China [J]. Atmospheric Research, 2011, 99 (2): 190-196.
- [7] Huang, D. Y., Xu, Y. G., Peng P. A., Zhang, H. H., and Lan. J. B. Chemical composition and seasonal variation of acid deposition in Guangzhou, South China: Comparison with precipitation in other major Chinese cities [J]. Environ. Pollut. 2009, 157 (1): 35-41.
- [8] Xiao, H. W., Xiao, H. Y., Long, A. M., et al. Chemical composition and source apportionment of rainwater at Guiyang, SW China [J]. Atmos. Chem., 2013, 70 (3): 269-281.

## Characteristics of Chemical Composition in Wet and Dry Deposition in Late Autumn and Early Winter in the Hinterland of the Three Gorges Reservoir Region

WANG Yu - ying<sup>1,3</sup>, ZHANG Liu - yi<sup>1,2</sup>, YANG Fu - mo<sup>1,2</sup>, GAO Min<sup>1,2</sup>, HUANG Yi - min<sup>1</sup>, LONG Juan<sup>1</sup>

(1. Key Laboratory of Water Environment Evolution and Pollution Control in Three Gorges Reservoir, Chongqing Three Gorges University, Chongqing 404100, China)

**Abstract:** In order to understand the chemical compositions of wet and dry deposition in the hinterland of the Three Gorges Reservoir Area (TGRA), precipitations and dustfall were collected in Wanzhou (urban) and Gaoyang (suburban) between October to December, and pH, conductivity and major water - soluble ions of sample components ( $K^+$ ,  $Na^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $F^-$ ,  $NO_3^-$ ,  $Cl^-$ , and  $SO_4^{2-}$ ) were determined. The results showed that the average pH values of wet deposition were 5.79 and 5.73 in Wanzhou and Gaoyang, and the average conductivities were  $45.67 \mu S \cdot cm^{-1}$  and  $25.11 \mu S \cdot cm^{-1}$ , indicating the good air quality in the hinterland of TGRA.  $SO_4^{2-}$  was the major anion in wet deposition with the average concentrations were  $229.01 \mu eq \cdot L^{-1}$  and  $104.49 \mu eq \cdot L^{-1}$ , respectively, and the main cations were  $Ca^{2+}$  and  $NH_4^+$ . The high  $[SO_4^{2-}] / [NO_3^-]$  values were 6.28 and 2.61 in Wanzhou and Gaoyang, which indicated that the rain acidity in this region was governed by  $SO_4^{2-}$ . There existed great spatial - temporal variations in water - soluble ions because of the different rainfall in each month. Overall, the temporal variation trend was December > November > October, and the pollution level in urban area was greater than the suburban area.

**Key words:** acid rain; dry and wet deposition; composition characteristic; the three Gorges reservoir region

## 《环境科学导刊》发行数字期刊的声明

《环境科学导刊》，投稿及联系邮箱：hjkxdk@163.com；电话（传真）：0871 - 64142389；国内统一刊号：CN53 - 1205/X；国际标准刊号：ISSN1673 - 9655。

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

《环境科学导刊》编辑部

# 深圳东部臭氧污染特征及影响因素

谢芳<sup>1</sup>, 李萍<sup>2</sup>, 朱珠<sup>2</sup>

(1. 大鹏新区生态环境保护监测站, 广东 深圳 518120;

2. 深港产学研环保工程技术股份有限公司, 广东 深圳 518055)

**摘要:**为控制大鹏新区 O<sub>3</sub> 污染, 分析了新区 (葵涌、南澳、杨梅坑监测站点) O<sub>3</sub> 浓度变化及 NO<sub>2</sub>、气象条件对其影响。研究发现, 2016 年新区 O<sub>3</sub> 浓度为 69 μg/m<sup>3</sup>, 其中葵涌 O<sub>3</sub> 浓度同比涨幅高于南澳。葵涌、南澳 O<sub>3</sub> 与 NO<sub>2</sub> 浓度成反比, 表明两站点较低浓度的 NO<sub>2</sub> 往往伴随着较高浓度的 O<sub>3</sub>。葵涌臭氧周末效应显著, 休息日浓度 (53.63 μg/m<sup>3</sup>) 高于工作日 (52.92 μg/m<sup>3</sup>)。新区夏季 O<sub>3</sub> 浓度处于全年较低水平, 但 O<sub>3</sub> 污染高发于夏半年 (7—10 月)。新区 O<sub>3</sub> 超标的关键气象因子为温度 ≥20 °C、相对湿度 ≤40%、无降水及受偏南风控制。新区应首要针对葵涌站点, 严控 O<sub>3</sub> 高发时段 (15:00 前后) 以及休息日臭氧前体物排放。

**关键词:** 臭氧污染; 气象条件; 氮氧化物; 区域传输; 深圳

**中图分类号:** X51 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 04-0040-10

## 0 前言

颗粒物污染即 PM<sub>2.5</sub>、PM<sub>10</sub> 污染, 是我国突出的环境空气质量问题。随着我国大力采取措施防控颗粒物浓度, 未来相当长时期内近地面臭氧将成为继颗粒物后, 影响我国环境空气质量的又一关键因素。目前, 我国对臭氧污染的关注和对臭氧前体物的治理仍处于起步阶段, 对臭氧形成的原因及应对策略研究是系统预防和治理的必要环节<sup>[1-2]</sup>。

近地面臭氧污染与本外地污染源<sup>[3]</sup>有关, 也与气象条件和太阳辐射密切相关<sup>[4]</sup>。段晓瞳等人<sup>[5]</sup>考虑了经纬度变化对中国近地面臭氧浓度的影响, 结果表明纬度变化对近地面臭氧浓度影响明显, 这归因于太阳辐射的变化, 表现为随着纬度的升高, 臭氧的单峰结构越来越明显。段玉森等<sup>[6]</sup>对比了沈阳、北京、天津、青岛、上海、重庆、珠三角地区臭氧污染时空分布特征, 指出南方城市臭氧浓度普遍高于北方, 且超标时段跨度长。多位学者<sup>[7-10]</sup>的研究均表明中国的中部、南部臭氧污染频发, 尤以沿海城市臭氧污染最为突出。

2016 年, 深圳市年均 PM<sub>2.5</sub> 浓度为 27 μg/m<sup>3</sup>, 长期处于国内重点城市最低水平, 但臭氧连续两年超过 PM<sub>2.5</sub> 成为大气首要污染物。同年, 深圳市大

鹏新区 PM<sub>2.5</sub> 浓度按浓度从低到高排名, 在全市各区中排名第二, 但臭氧浓度在全市各区中排名末位。从以上数据可以看出, 在空气环境质量明显提升的大好形势下, 大鹏新区臭氧污染日趋严重。为了解该区域臭氧污染情况, 本研究根据深圳市大鹏新区 2013—2016 年大气环境监测站的 O<sub>3</sub>、NO<sub>2</sub> 监测数据及气象数据, 分析 O<sub>3</sub>、NO<sub>2</sub> 的变化特征, 并讨论 NO<sub>2</sub>、气象条件对 O<sub>3</sub> 浓度的影响。

## 1 区域概况与数据来源

### 1.1 研究区域概况

大鹏新区位于深圳东南部, 东临大亚湾, 与惠州接壤, 西抱大鹏湾, 遥望香港新界, 辖区面积 607 km<sup>2</sup>。目前新区设有 2 个环境空气监测站点: 葵涌站点 (114°24'37"E, 22°38'03"N)、南澳监测站点 (114°24'37"E, 22°38'03"N)。深圳市生态监测中心站 (114°24'37"E, 22°38'03"N) 位于大鹏新区杨梅坑。

### 1.2 数据来源

本研究使用 2013—2016 年深圳市葵涌、南澳国控空气监测站点及深圳市生态监测中心站 (杨梅坑站点) 的 NO<sub>2</sub>、O<sub>3</sub> 逐小时浓度值进行研究区域 NO<sub>2</sub>、O<sub>3</sub> 浓度年均变化、季节变化、日变化、周末效应分析。根据大鹏气象局提供的 2015 年逐小时气象数据 (温度、相对湿度、风向风速、降雨量), 分别选择大鹏气象站点、南澳气象站点气象数据作为葵涌、南澳监测站气象信息, 分析气象因素对研究区域 O<sub>3</sub> 污染的影响。

收稿日期: 2018-01-09

作者简介: 谢芳 (1973-), 女, 高级工程师, 本科, 从事大气环境监测、污染防治工作。

通信作者: 李萍 (1991-), 女, 工程师, 硕士, 从事大气污染防治、生态规划等工作。

根据深圳市气象局资料, 深圳市最新三十年(1981—2010年)累计平均入冬、入春、入夏、入秋日期分别为: 1月13日、2月6日、4月21日、11月3日。因此, 在讨论新区大气污染物季节变化时, 本研究将2—4月、5—10月、11—12月、1月划分为春、夏、秋、冬季。本研究将各站点污染物监测数据分为三类, 即工作日、休息日、节假日。为避免节假日出行对大气环境质量分析的干扰, 仅将工作日、休息日数据作为周末效应分析的原始数据。根据《GB3095-2012环境空气质量标准》, 本研究将 $O_3$ 逐小时浓度高于 $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 认定为超标次

数, 而超标次数与总次数的比值即为 $O_3$ 超标率。

## 2 结果与讨论

### 2.1 时间变化

如图1所示, 全区、葵涌子站 $O_3$ 浓度逐年上升, 其中2014—2015年上升幅度最大, 分别达28%、65%。南澳子站2013—2016年 $O_3$ 浓度先降后增, 但整体变化幅度不大。可见, 新区 $O_3$ 浓度污染与葵涌子站 $O_3$ 浓度上升相关性较大。本研究将着重从葵涌子站与其他空气环境质量监测站点监测数据对比的角度, 分析新区 $O_3$ 浓度影响因素。

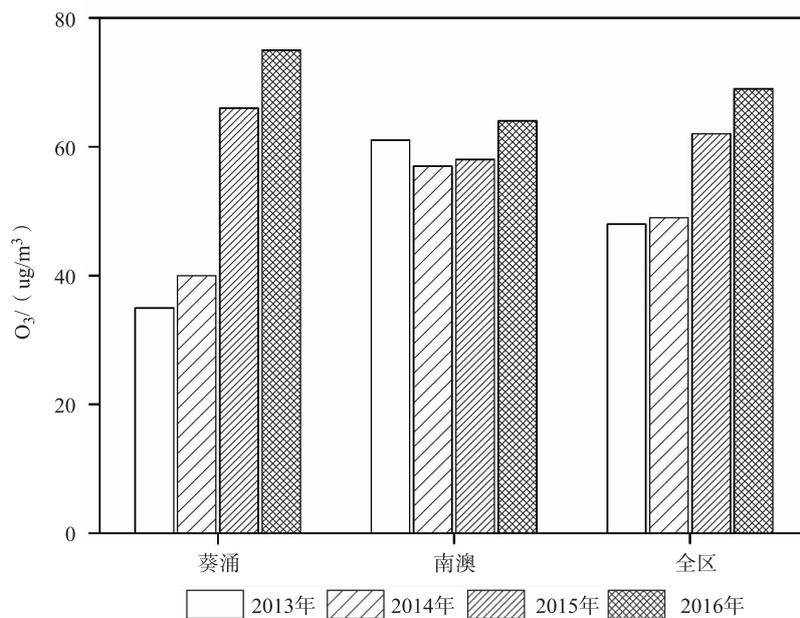


图1 研究区域 $O_3$ 年均浓度变化

图2为新区空气环境监测站点 $O_3$ 、 $\text{NO}_2$ 浓度的月变化与季节变化特征。葵涌站点 $O_3$ 浓度9月、10月、11月浓度较高, 均高于 $64 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 最低浓度出现在6月, 仅为 $37.32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ;  $\text{NO}_2$ 浓度12月、1月较高, 均高于 $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 最低浓度出现在2月, 仅为 $19.02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。南澳站点 $O_3$ 、 $\text{NO}_2$ 浓度月变化呈双峰分布, 其中 $O_3$ 浓度最高, 为 $85.80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。杨梅坑站点 $O_3$ 、 $\text{NO}_2$ 浓度月变化均呈单峰分布, 其中 $O_3$ 浓度9月最高, 为 $149.16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。可见, 新区10月 $O_3$ 浓度水平整体较高。王媛林等<sup>[11]</sup>同样指出10月是珠三角 $O_3$ 、 $\text{PM}_{2.5}$ 污染高发时期。

葵涌、南澳、杨梅坑站点 $O_3$ 浓度峰值分别出现在秋季( $63.42 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )、冬季( $76.09 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )、冬季( $131.69 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), 而谷值分别出现在春季( $47.72 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )、夏季( $52.08 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )、秋季( $84.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )。可见, 新区夏季 $O_3$ 浓度不高, 与

沈阳、北京、上海等地不一致<sup>[12-14]</sup>。通常而言, 臭氧污染往往在风和日丽、天空晴朗时发生, 给人“空气清新”的错觉<sup>[15-16]</sup>。但这一“错觉”不能完全归因于晴天强烈的日照或者强紫外线。从近地面 $O_3$ 的生成机制来看, 其是 $\text{NO}_x$ 、 $\text{VOC}_s$ 在太阳辐射下通过一系列光化学反应形成的二次污染物<sup>[17-20]</sup>。因此, 近地面 $O_3$ 的生成除了需要太阳辐射, 还需臭氧前体物( $\text{NO}_x$ 、 $\text{VOC}_s$ )。图2显示, 葵涌站点 $\text{NO}_2$ 季节间变化趋势与 $O_3$ 相反。南澳站点春季 $\text{NO}_2$ 浓度高于秋冬季, 但春季 $O_3$ 低于秋冬季。与葵涌、南澳不同, 杨梅坑 $\text{NO}_2$ 、 $O_3$ 浓度变化一致。表1对比了各站点不同季节 $O_3$ 、 $\text{NO}_2$ 之间相关性。葵涌、南澳站点 $O_3$ 与 $\text{NO}_2$ 各季节均呈反比, 除秋季外, 杨梅坑 $O_3$ 与 $\text{NO}_2$ 成正比。以上特征均表明, 葵涌、南澳站点较低浓度的 $\text{NO}_2$ 往往伴随着较高浓度的 $O_3$ 。

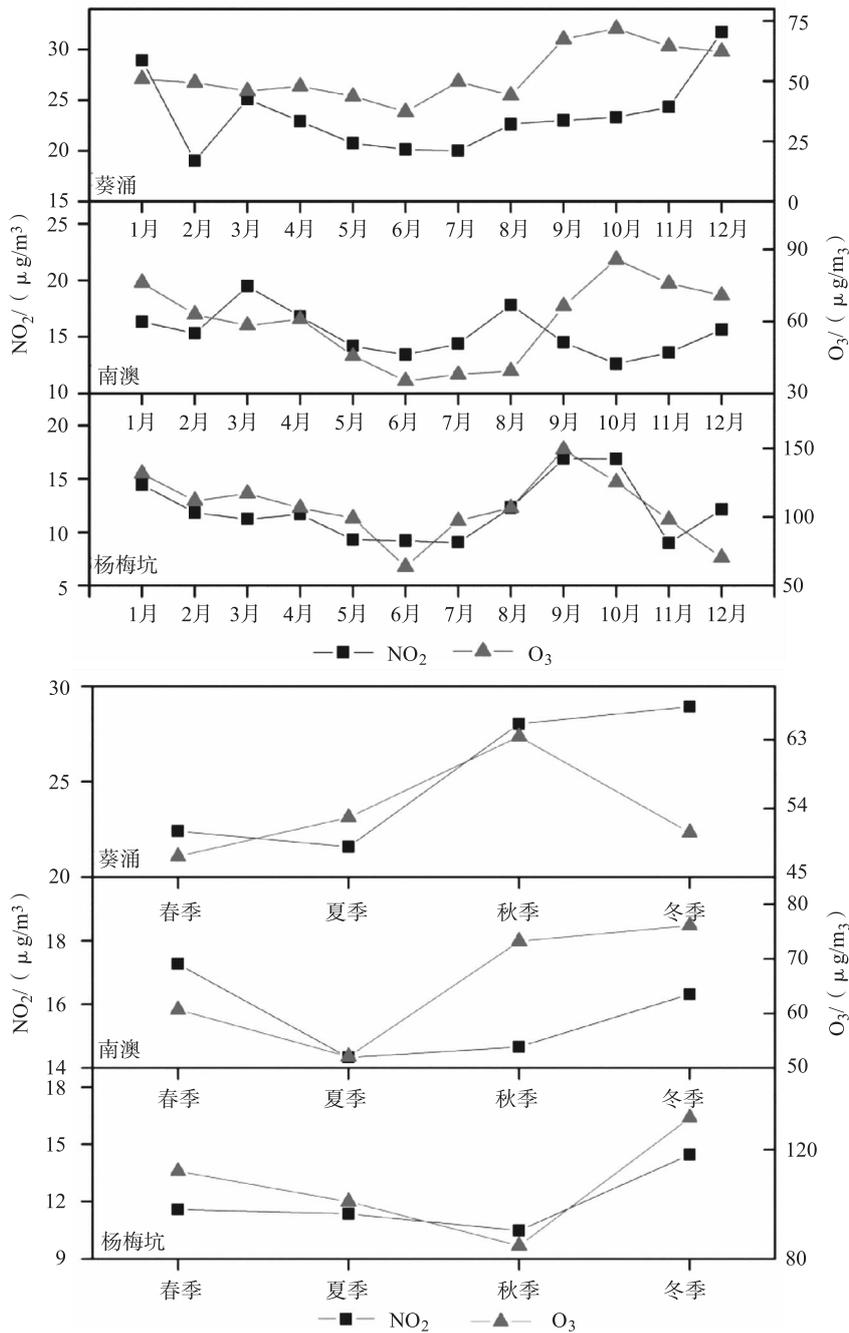


图2 O<sub>3</sub>、NO<sub>2</sub>的月变化与季节变化

表1 各站点不同季节 NO<sub>2</sub>、O<sub>3</sub> 之间相关性

季节	蔡涌	南澳	杨梅坑
全年	-0.095	-0.168	0.143
春季	-0.090	-0.260	0.114
夏季	-0.049	-0.121	0.134
秋季	-0.277	-0.244	-0.405
冬季	-0.219	-0.229	0.385

如图3所示, 蔡涌站点 O<sub>3</sub> 浓度呈明显的单峰变化的日变化特征。O<sub>3</sub> 浓度自早上 8:00 开始上升, 于下午 15:00 左右达到峰值, 表现为白天浓度

高于夜间, 这可能与辐射的强烈程度及光化学反应的发生有关<sup>[21]</sup>。不同季节蔡涌站点 O<sub>3</sub> 的日变化特征中首个峰值出现的时间分别为: 15:00 (春季)、14:00 (夏季)、15:00 (秋季)、16:00 (冬季)。对于 NO<sub>2</sub>, 蔡涌站点 NO<sub>2</sub> 浓度呈现双峰分布的日变化特征。不同季节 NO<sub>2</sub> 的日变化特征中首个峰值出现时间表现出与交通强度有关的特征, 分别是: 09:00 (春季)、08:00 (夏季)、08:00 (秋季)、08:00 (冬季), 但均不晚于南澳、杨梅坑 NO<sub>2</sub> 首个峰值出现时间 (南澳夏季除外)。随后由于辐射的加强, NO<sub>2</sub> 发生光解生成氧原子, 进而反

应生成 O<sub>3</sub>，再加上边界层内湍流混合加强而使得大气中 NO<sub>2</sub> 浓度逐渐降低并达到谷值。不同季节葵涌站点 NO<sub>2</sub> 该谷值出现时间分别是：13:00（春季）、14:00（夏季）、14:00（秋季）、14:00（冬季），均不晚于 O<sub>3</sub> 单峰值出现时间，这可能与光化学反应有关。葵涌站点 NO<sub>2</sub> 的第 2 个峰值出现

时间在 21:00—22:00，均晚于南澳、葵涌站点（杨梅坑秋季除外）。另外，葵涌、南澳彼此之间大气污染物浓度变化动向一致，而杨梅坑与葵涌、南澳变化动向不一致。杨梅坑点可作为自然背景点，说明葵涌、南澳点污染物受人为活动影响较大。

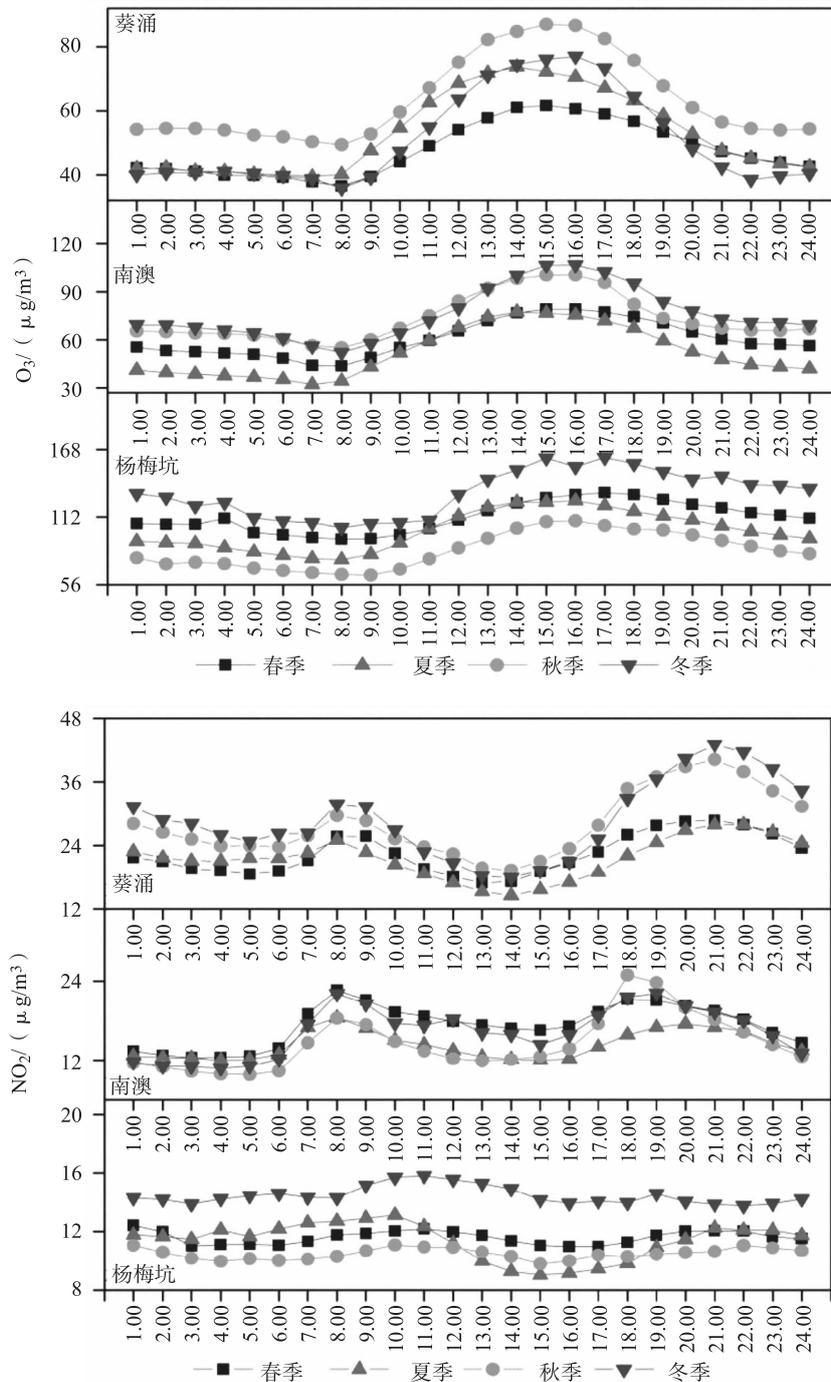


图3 O<sub>3</sub>、NO<sub>2</sub>的日变化

2.2 周末效应

“臭氧周末效应”指的是休息日臭氧前体物

(如 NO<sub>x</sub>、VOC<sub>s</sub>) 等浓度较工作日低，但 O<sub>3</sub> 浓度高于工作日的现象<sup>[14, 22]</sup>。葵涌站点 O<sub>3</sub> 休息日浓度

为 53.63  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，高于工作日浓度 (52.92  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )。南澳、杨梅坑站点  $\text{O}_3$  休息日浓度同样高于工作日。葵涌  $\text{NO}_2$  休息日浓度 (23.69  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) 低于工作日浓度 (23.85  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )，而南澳、杨梅坑  $\text{NO}_2$  休息日浓度均高于工作日浓度。可见相比南澳、杨梅坑，葵涌站点周末效应较显著。

各站点周末与工作日  $\text{O}_3$ 、 $\text{NO}_2$  逐小时浓度的偏差值如表 2 所示。葵涌站点  $\text{O}_3$ 、 $\text{NO}_2$  周末效应与时段密切相关。其中  $\text{O}_3$  的“周末效应”表现在 10:00—24:00  $\text{O}_3$  浓度高于工作日，而  $\text{NO}_2$  在 8:00—24:00 休息日浓度低于工作日。杨梅坑站点周末  $\text{O}_3$ 、 $\text{NO}_2$  小时浓度均高于工作日。南澳站点  $\text{O}_3$  的“周末效应”所在时段较为分散。以上

特征同样说明，葵涌、南澳站点  $\text{O}_3$  污染受人为活动影响大。葵涌站点工作日与周末  $\text{NO}_2$  浓度的首个峰值出现时间一致，为 8:00，但工作日与周末  $\text{O}_3$  浓度的单峰值浓度出现时间不一致，分别为 14:00、15:00。在  $\text{O}_3$  日变化阶段中，清晨，即  $\text{O}_3$  积累阶段（一般 0:00—6:00）， $\text{NO}_2$  浓度维持较低水平，6:00 后浓度迅速上升。葵涌站点清晨  $\text{NO}_2$  迅速上升的时间点休息日 (4:00) 早于工作日 (5:00)，使得  $\text{O}_3$  生成持续时间更长，故而造成休息日  $\text{O}_3$  峰值出现时间延后。南澳、杨梅坑站点积累阶段  $\text{NO}_2$  谷值、 $\text{NO}_2$  浓度首个峰值、 $\text{O}_3$  浓度单峰值工作日与周末出现时间均一致。

表 2 各站点周末与工作日  $\text{O}_3$ 、 $\text{NO}_2$  浓度的相对偏差

(%)

当地时间	葵涌		南澳		杨梅坑	
	$\text{O}_3$	$\text{NO}_2$	$\text{O}_3$	$\text{NO}_2$	$\text{O}_3$	$\text{NO}_2$
1:00	-3.68	8.03	0.27	4.07	2.91	12.23
2:00	-2.13	6.88	0.18	7.15	2.67	15.98
3:00	-0.55	5.10	-1.68	10.20	4.21	11.97
4:00	-0.67	3.83	0.27	6.77	7.94	12.45
5:00	-1.33	5.82	0.38	11.85	4.33	21.45
6:00	-2.11	6.72	-0.56	7.38	4.00	22.52
7:00	-0.27	2.69	1.93	0.22	4.59	17.93
8:00	-0.38	-0.34	1.61	-3.49	6.67	13.36
9:00	-0.16	-2.90	0.054	-0.51	6.71	10.78
10:00	2.62	-0.46	1.35	-0.59	8.21	9.46
11:00	1.06	0.84	2.01	-0.97	7.97	5.06
12:00	2.28	-4.71	2.49	-0.55	4.38	7.22
13:00	2.67	-6.35	1.87	2.29	4.41	8.80
14:00	1.83	-7.24	1.32	2.03	2.28	3.50
15:00	2.10	-5.83	1.77	2.59	4.16	1.69
16:00	2.03	-4.84	2.00	1.44	3.41	0.61
17:00	3.09	-2.88	3.55	-6.18	3.40	2.00
18:00	3.70	-5.86	4.51	-8.33	3.13	8.23
19:00	3.21	-1.33	3.48	3.05	3.69	9.89
20:00	2.39	-2.03	2.08	2.56	2.76	8.64
21:00	1.19	-3.41	0.32	2.88	3.22	4.22
22:00	3.08	-3.20	-0.89	2.45	3.90	9.83
23:00	1.73	-3.39	-0.86	1.12	4.49	9.92
0:00	1.53	-1.44	-0.15	-1.10	3.57	12.60

### 2.3 气象条件分析

#### 2.3.1 相关性分析

基于 2015 年各站点逐小时的气象数据与  $\text{O}_3$  逐小时浓度，分析辖区  $\text{O}_3$  浓度与气象条件的关系。如表 3 所示，葵涌子站  $\text{O}_3$  与相对湿度呈反比，与风速、气温成正比，其中各季节均与相对湿度相关程

度最大。南澳站点  $\text{O}_3$  与风速、气温、相对湿度成反比，春季、夏季、冬季  $\text{O}_3$  均与相对湿度相关程度最大，呈反比，秋季与气温的相关程度最大，呈正比。杨梅坑站点与气温、相对湿度成反比，与风速成正比，而春季、夏季与相对湿度相关程度最大，呈反比，秋季、冬季  $\text{O}_3$  与气温相关程度最大，呈正比。

表3 各站点 O<sub>3</sub> 与气象条件的相关性

站点	气象条件	全年	春季	夏季	秋季	冬季
葵涌	风速	0.282	0.293	0.297	0.164	0.297
	气温	0.047	0.096	0.091	0.290	0.493
	相对湿度	-0.519	-0.556	-0.587	-0.342	-0.530
南澳	风速	-0.129	-0.007	-0.157	0.161	0.208
	气温	-0.058	-0.004	0.002	0.393	0.386
	相对湿度	-0.505	-0.683	-0.492	-0.328	-0.485
杨梅坑	风速	0.094	0.249	0.076	0.368	0.140
	气温	-0.138	0.011	-0.037	0.405	0.400
	相对湿度	-0.373	-0.607	-0.280	-0.221	-0.369

2.3.2 超标时段典型气象条件分析

2015年葵涌、南澳站点 O<sub>3</sub> 小时浓度超标集中于1月、4月、7—11月，而杨梅坑站点集中于1—11月。可见，新区夏半年（7—10月）O<sub>3</sub> 污染较为严重。基于2015年各站点超标时段 O<sub>3</sub> 小时浓度和气象数据，统计分析了各季节超标时段不同气象条件所对应的 O<sub>3</sub> 平均浓度和超标率。

(1) 温度

各站点各季节超标时段不同温度区间所对应的 O<sub>3</sub> 平均浓度和超标率，如图4所示。葵涌：当温度高于20℃时，葵涌站点开始出现 O<sub>3</sub> 超标现象。当温度在20~30℃时，各季节均会出现 O<sub>3</sub> 超标现象，其中冬季 O<sub>3</sub> 超标率最高，为13.79%，即出

现 O<sub>3</sub> 超标现象概率较高。虽然葵涌站点 O<sub>3</sub> 夏季平均浓度较低，但超标时段 O<sub>3</sub> 浓度高于其他季节超标时段 O<sub>3</sub> 浓度，为179.56 μg/m<sup>3</sup>。南澳：当温度高于10℃时，南澳站点开始出现 O<sub>3</sub> 超标现象。温度不小于30℃时，夏季 O<sub>3</sub> 超标率较高，为4.69%，且超标时段 O<sub>3</sub> 浓度高于其他季节，为192.09 μg/m<sup>3</sup>。其次温度在20~30℃时，秋季、冬季 O<sub>3</sub> 超标率较高。杨梅坑：与南澳类似，温度高于10℃时开始出现 O<sub>3</sub> 超标现象。随着温度的升高，春季、夏季杨梅坑站点 O<sub>3</sub> 超标率逐步增加，且超标时段 O<sub>3</sub> 平均浓度也同步增大，其中春季 O<sub>3</sub> 超标现象概率较高。

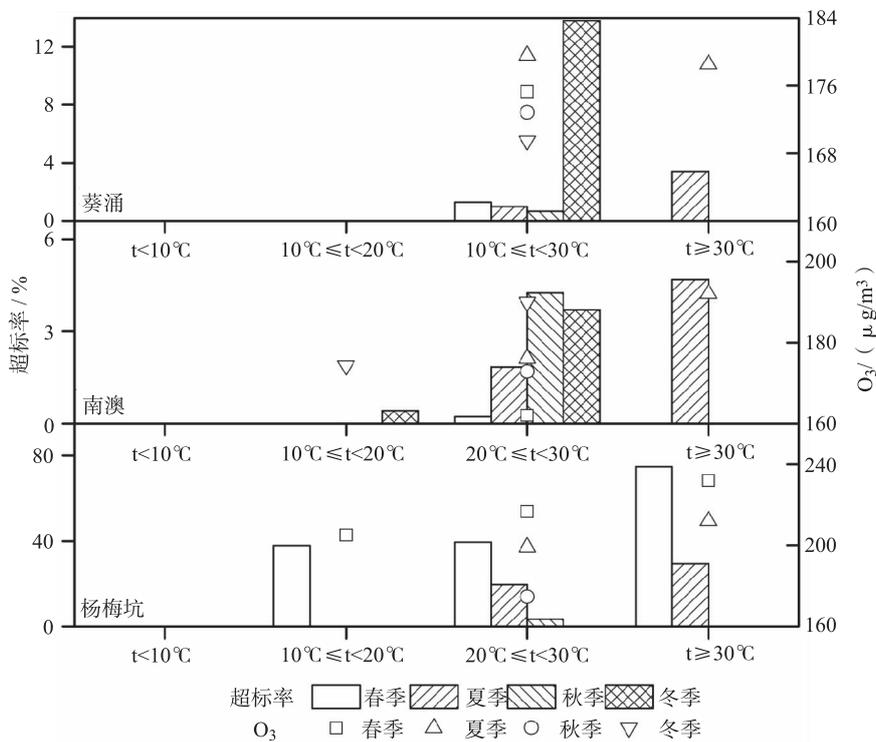


图4 各季节超标时段不同温度区间O<sub>3</sub>浓度及超标率分布

(2) 相对湿度

如图5所示,相对湿度较低时,各站点O<sub>3</sub>超标率较高。当相对湿度为40%~60%时,各站点四季均易出现O<sub>3</sub>超标。葵涌:葵涌站点夏季O<sub>3</sub>超标率较高,尤其当相对湿度低于40%,为20.00%。但除春季外,其他季节超标时段O<sub>3</sub>平均浓度随相对湿度的增加而增加。南澳:与葵涌类似,南澳站点夏季O<sub>3</sub>超标率较高,尤其当相对湿度低于40%时,超标率为100%,表明该范围是南澳站点夏季O<sub>3</sub>超标的关键相对湿度范围。杨梅坑:

春季O<sub>3</sub>浓度表现与相对湿度相关性密切,即不论相对湿度为多少,超标率均在12.00%以上。当相对湿度高于40%时,夏季、秋季O<sub>3</sub>开始出现超标现象,但超标率随着相对湿度的增加而降低。相比其他季节,秋季O<sub>3</sub>超标率最低,不高于3.20%。当相对湿度高于80%,冬季不发生O<sub>3</sub>污染事件,而相对湿度低于80%,冬季O<sub>3</sub>超标率及超标时段O<sub>3</sub>平均浓度随着相对湿度的降低而明显升高,尤其相对湿度低于40%时,超标率为100%,此时O<sub>3</sub>平均浓度为228.96 μg/m<sup>3</sup>。

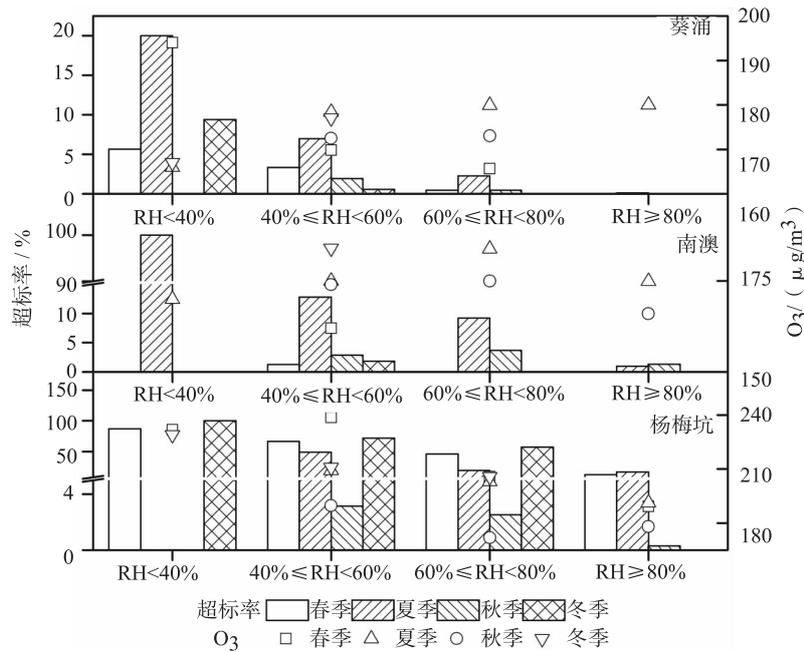


图5 各季节超标时段不同相对湿度区间O<sub>3</sub>浓度及超标率分布

(3) 风速风向

风场对污染物局地输送、扩散及区域输送等具有重要影响。风速大小不仅影响局地污染物的输送、扩散,而且反映污染物的输送效率或清除效率<sup>[22-24]</sup>。而不同的风向表明污染源输送的不同来向<sup>[22-24]</sup>。图6表示的是各季节超标时段不同风速区间O<sub>3</sub>浓度及超标率。葵涌站点春季、冬季风速越大,O<sub>3</sub>浓度也越大,其中春季风速为4~5 m/s时,超标率最高,O<sub>3</sub>平均浓度高达187.5 μg/m<sup>3</sup>。葵涌夏季、秋季风速越大,O<sub>3</sub>浓度越减少,可能与风速越大越有利于污染物的扩散有关<sup>[22-24]</sup>。南澳站点夏季超标率随着风速的增大而减小,但O<sub>3</sub>平均浓度先降后增。秋季O<sub>3</sub>超标率、平均浓度随着风速的增加变化趋势一致,表现为先降后增。相较葵涌、南澳,杨梅坑站点在较大的风速区间内存在O<sub>3</sub>超标现象,尤其春季

风速高于4 m/s时,超标率高于90%,O<sub>3</sub>平均浓度高于190 μg/m<sup>3</sup>。

图7表示的是各站点不同季节O<sub>3</sub>浓度超标时间段对应的风向分布。葵涌站点春季在西南风控制下,夏季在东风、东南偏东风、西南风控制下,秋季在东风控制下,冬季在东北偏北风控制下,O<sub>3</sub>浓度易超标。而南澳、杨梅坑站点各季节O<sub>3</sub>浓度超标现象多集中在偏南风控制下。

(4) 降雨量

由于缺少杨梅坑降雨量数据,本研究仅对葵涌、南澳站点各季节降雨量进行分析。如图8所示,在新区各季节均有降水的事实前提下,两站点四季O<sub>3</sub>超标时降雨量几乎为0,可见新区O<sub>3</sub>超标多发生于无降水天气。葵涌、南澳站点降雨量夏季最多,分别达到1294.7 mm、1095.4 mm。由图2可知,新区夏季O<sub>3</sub>浓度水平不是全年最高,而处

于全年较低水平，可能是因为阴雨天气光照不足，从而减缓了 O<sub>3</sub> 的生成效率<sup>[25]</sup>。

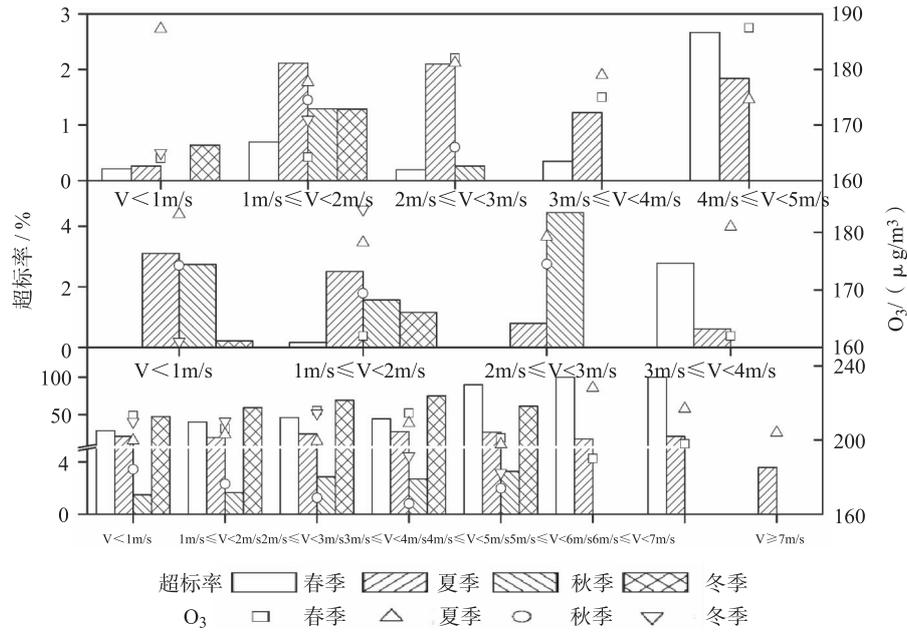


图6 各季节超标时段不同风速区间O<sub>3</sub>浓度及超标率分布

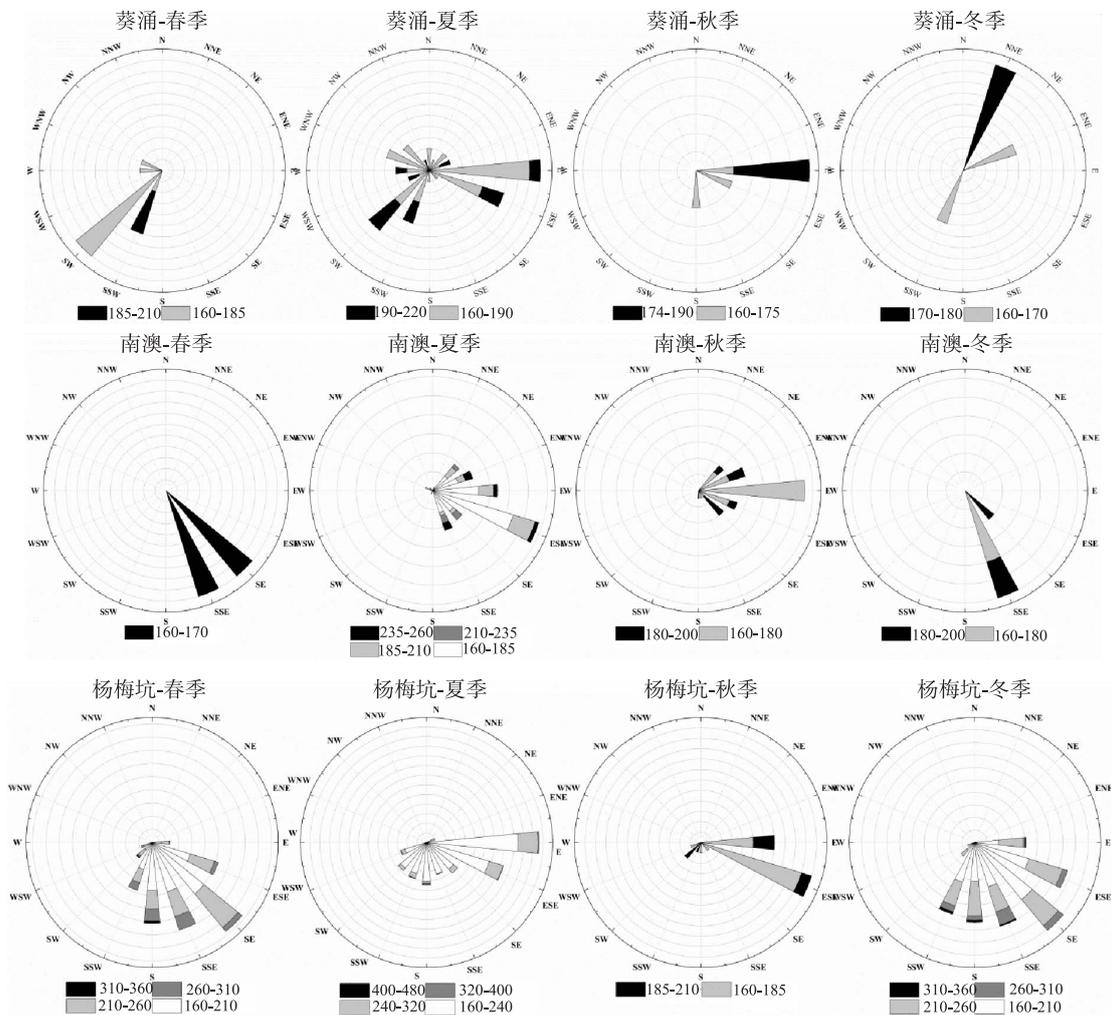


图7 各季节超标时段风向及对应O<sub>3</sub>浓度分布

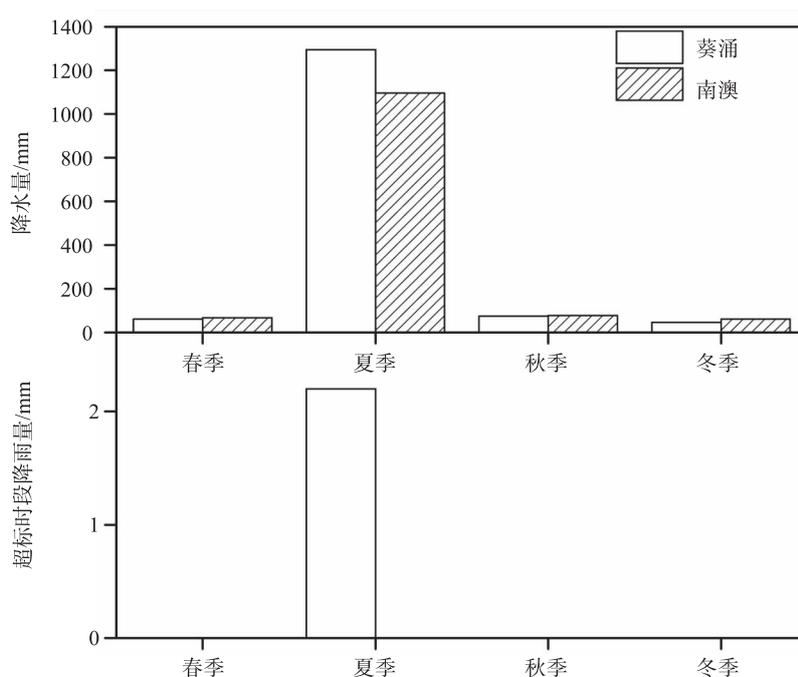


图8 各季节及超标时段降雨量分布

### 3 结论

(1) 近年来, 大鹏新区臭氧浓度逐渐上升, 高于深圳市其他行政区, 其中蔡涌站点臭氧增长幅度较为明显。新区臭氧浓度秋、冬季较高, 夏季浓度不高, 表现与太阳辐射强弱不一致的现象, 但存在夏半年(7—10月)臭氧浓度超标高发现象, 可能与气象条件、太阳辐射、前体物排放等多因素共同作用有关。

(2) 研究区域内较低浓度的  $\text{NO}_2$  往往伴随着较高浓度的  $\text{O}_3$ , 尤其是人类活动较为密集的监测站点周边  $\text{NO}_2$ 、臭氧浓度污染特征受人为活动影响较大, 存在较明显的臭氧周末效应。同时, 在高温低湿的气象条件下, 研究区域易出现臭氧超标现象。

(3) 为有效防治臭氧污染, 政府管理者应重点以蔡涌站点为对象, 制定臭氧污染防治措施。基于臭氧日变化特征, 应采取措施严控臭氧浓度峰值时间段(如 15:00 前后)挥发性有机物相关源、机动车排放源的排放。在晴朗干燥无风天气条件下, 应采取人工降水、污染源减排等措施有效防治臭氧浓度升高。

#### 参考文献:

[1] 廖志恒, 孙家仁, 范绍佳, 等. 2006—2012年珠三角地区空气污染变化特征及影响因素 [J]. 中国环境科学, 2015 (2): 329—336.

[2] Xue, L., Wang, T., Louie, P. K. K., Luk, et al. Increasing external effects negate local efforts to control ozone air pollution: a

case study of Hong Kong and implications for other Chinese cities [J]. Environ. Sci. Technol, 2014 (48): 10769—10775.

[3] 潘月云, 陈多宏, 叶斯琪, 等. 广东省大气污染典型案例特征及其影响因素分析 [J]. 安全与环境工程, 2017 (2): 58—66.

[4] 张浩月, 王雪松, 陆克定, 等. 珠江三角洲秋季典型气象条件对  $\text{O}_3$  和  $\text{PM}_{10}$  污染的影响 [J]. 北京大学学报(自然科学版), 2014 (3): 565—576.

[5] 段晓瞳, 曹念文, 王潇, 张玉欣, 梁静舒, 杨思鹏, 宋秀瑜. 2015年中国近地面臭氧浓度特征分析 [J/OL]. 环境科学, 2017 (2017-07-12). <http://kns.cnki.net/kcms/detail/11.1895.X.20170712.1303.010.html>. DOI: 10.13227/j.hjkx.201703045.

[6] 段玉森, 张懿华, 王东方, 等. 我国部分城市臭氧污染时空分布特征分析 [J]. 环境监测管理与技术, 2011 (S1): 34—39.

[7] 姚青, 韩素芹, 蔡子颖, 等. 2012年夏季天津城区 BTEX 污染特征与臭氧潜势分析 [J]. 中国环境科学, 2013, 33 (5): 793—798.

[8] 易睿, 王亚林, 张殷俊, 等. 长江三角洲地区城市臭氧污染特征与影响因素分析 [J]. 环境科学学报, 2015, 35 (8): 2370—2377.

[9] 邓雪娇, 周秀骥, 吴兑, 等. 珠江三角洲大气气溶胶对地面臭氧变化的影响 [J]. 中国科学: 地球科学, 2011, 41 (1): 93—102.

[10] Zhang Y N, Xiang Y R, Chan L Y, et al. Procuring the regional urbanization and industrialization effect on ozone pollution in Pearl River Delta of Guangdong, China [J]. Atmospheric Environment, 2011, 45 (28): 4898—4906.

[11] 王媛林, 王哲, 陈学舜, 等. 珠三角秋季典型气象条件对空气污染过程的影响分析 [J]. 环境科学学报. DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2017.0096.

[12] 王闯, 王帅, 杨碧波, 等. 气象条件对沈阳市环境空气臭氧

- 浓度影响研究 [J]. 中国环境监测, 2015, (3): 32-37.
- [13] Wang Z. S., Li Y. T., Chen T., et al. Ground-level ozone in urban Beijing over 1-year period: Temporal variations and relationship to atmospheric oxidation [J]. Atmospheric Research, 2015 (164-165): 110-117.
- [14] Rodrigo, J. S., Raúl G. E. M. S., Manuel A. L. G. Ozone weekend effect in Santiago, Chile [J]. Environmental Pollution, 2012 (162): 72-79.
- [15] 张远航, 李金凤. 臭氧污染的危害、成因与防治 [J]. 紫光阁, 2014 (12): 72, 77.
- [16] 唐孝炎. 奥运运动员的“天敌”——臭氧和细颗粒物 [J]. 环境, 2008 (7): 26-27.
- [17] Wang, T., Wong, H. L. A., Tang, J., et al. On the origin of surface ozone and reactive nitrogen observed at a remote mountain site in the northeastern Qinghai-Tibetan Plateau, western China [J]. Journal of geophysical research, 2006 (111): D08303.
- [18] Monks, P. S., Archibald, A. T., Colette, A., et al. Tropospheric ozone and its precursors from the urban to the global scale from air quality to short-lived climate forcer [J]. Atmos. Chem. Phys, 2015 (15): 8889-8973.
- [19] Wang, T., Nie, W., Gao, J., et al. Air quality during the 2008 Beijing Olympics: secondary pollutants and regional impact [J]. Atmos. Chem. Phys, 2010 (10): 7603-7615.
- [20] 罗超, 丁国安, 李兴生, 等. 中美大气化学联合考察实验结果的初步分析与比较 [J]. 气象学报, 1998, 56 (4): 467-457.
- [21] Saini, R., Taneja, A., Singh, P. Surface ozone scenario and air quality in the north-central part of India [J/OL]. Journal of Environmental Sciences, : https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.02.008.
- [22] 雷瑜, 张小玲, 唐宜西, 等. 北京城区 PM<sub>2.5</sub> 及主要污染气体“周末效应”和“假日效应”研究 [J]. 环境科学学报, 2015 (5): 1520-1528.
- [23] Tao Wang, Likun Xue, Peter Brimblecombe, et al. Ozone pollution in China: A review of concentrations, meteorological influences, chemical precursors, and effects [J]. Science of the Total Environment, 2017 (575): 1582-1596.
- [24] 宋从波, 李瑞芄, 何建军, 等. 河北廊坊市区大气中 NO、NO<sub>2</sub> 和 O<sub>3</sub> 污染特征研究 [J]. 中国环境科学, 2016 (10): 2903-2912.
- [25] 张涛, 陶俊, 张展毅, 等. 2008 年广州夏季臭氧浓度分布特征及其与能见度的相关性研究 [J]. 广州环境科学, 2011 (3): 4-7.

## Ozone Pollution Characteristics and Influence Factors in Eastern Shenzhen

XIE Fang<sup>1</sup>, LI Ping<sup>2</sup>, ZHU Zhu<sup>2</sup>

(1. Environmental Monitoring Station of Dapeng District, Shenzhen Guangdong 518120, China)

**Abstract:** For the perspective of controlling the ozone pollution, ozone concentration variation of three air monitoring sites (Kui-chong (KC), Nan-ao (NA), and Yangmeikeng (YMK)) in Dapeng New District, Shenzhen were tested. The impacts of ozone precursor (NO<sub>2</sub>) and meteorological conditions on ozone condition were also analyzed. The results showed that ozone concentration of Dapeng was 69 μg/m<sup>3</sup> in 2016, while the amount of ozone concentration increase in KC was higher than it in NA. The concentration of ozone in KC and NA were negatively related with NO<sub>2</sub> in every season, indicating that lower concentration of NO<sub>2</sub> often accompanied by higher ozone concentration in the two monitoring sites. KY had a distinct ozone weekend effect, of which the ozone concentration (53.63 μg/m<sup>3</sup>) in off day was higher than that (52.92 μg/m<sup>3</sup>) in working day. The ozone concentration in summer was lowest all the year round, but ozone pollution occurred very often from July to October. Based upon the meteorological analysis in the ozone pollution period, the critical meteorological factors affecting ozone pollution were temperature higher than 20°C, relative humidity lower than 40%, no precipitation and dominated by southerly wind. In a word, it is critical to control the ozone pollution in KC by strictly limiting the ozone precursors at around 15:00 in a day or weekend.

**Key words:** ozone pollution; meteorological factors; nitrogen oxide; regional transport; Shenzhen

# 广州城区低空逆温及其对空气质量影响分析

邱晓暖, 陈 瑜, 冯 彪, 刘文彬  
(广州市环境监测中心站, 广东 广州 510030)

**摘 要:** 研究了广州城区的低空逆温特征, 并分析其对空气质量的影响, 发现广州城区全年均有低空逆温出现, 低空逆温平均时长为 4.4 h, 干季低空逆温出现天数和平均时长均高湿季约 50%, 干季低空逆温使温度垂直递减率更小。低空逆温呈现一强一弱的双峰型日变化特征, 干季双峰型更为明显, 峰值主要集中在午后前后和清晨, 湿季低空逆温出现高峰的时间早于干季, 且出现的频次更为集中在夜间。干季出现逆温时对大气扩散条件影响更大, 污染物浓度更容易累积。广州市 AQI 超标时有超过 50% 的天数同时出现了低空逆温, 其中干季 NO<sub>2</sub> 和 PM<sub>2.5</sub> 浓度变化对低空逆温更为敏感, 干季出现低空逆温时, NO<sub>2</sub> 和 PM<sub>2.5</sub> 浓度显著上升。

**关键词:** 低空逆温; 贴地逆温; 日变化; 空气质量; 广州城区

**中图分类号:** X51 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 04-0050-04

环境空气质量, 主要受污染源和气象条件的影响<sup>[1-3]</sup>, 短期污染源不变的情况下, 气象要素的变化与污染物浓度变化关系密切<sup>[4-7]</sup>, 逆温层结也是其中一个重要的因素<sup>[8-12]</sup>。本文利用位于广州城区的广州塔四层不同高度监测数据研究广州城区低空逆温特征, 并分析其对空气质量的影响。

## 1 资料与方法

图 1 为选取点位的分布图, 选取位于广州城区的广州塔地面、广州塔 118 m、广州塔 168 m 和广州塔 488 m 4 个高度点位 2015 年整点小时气温数据, 计算其气温差值, 研究广州城区低空逆温时空变化, 自然日出现一个时次的逆温记为一个逆温时, 该天记为一个逆温天, 统计的低空逆温包括贴地逆温和低空悬浮逆温; 选取广州市环境空气国控监测网络的 10 个国控点 2015 年整点小时数据计算广州市环境空气质量指数 (AQI) 和空气质量主要超标污染物 O<sub>3</sub>、PM<sub>2.5</sub>、NO<sub>2</sub> 浓度值, 以广州市汛期 (包括前汛期和后汛期) 4—9 月作为湿季, 非汛期 10—3 月作为干季, 分析广州城区低空逆温与空气质量的关系。

## 2 结果分析

图 2 为广州城区各月逆温比例。表 1 为广州城区低空逆温全年及干湿季出现天数。

由图 2、表 1 可见, 广州城区全年均可能出现低空逆温, 全年约 1/3 天数出现低空逆温, 各月低空逆温比例季节性分布明显, 干季低空逆温出现天数比湿季高 50%。低空逆温中贴地逆温占比较高, 贴地逆温干季出现概率高于湿季, 低空悬浮逆温干季出现概率相近。全年出现低空逆温时, 有约 1/6 的逆温天中出现了贴地逆温和低空悬浮逆温, 湿季两种逆温出现的概率均高于干季。

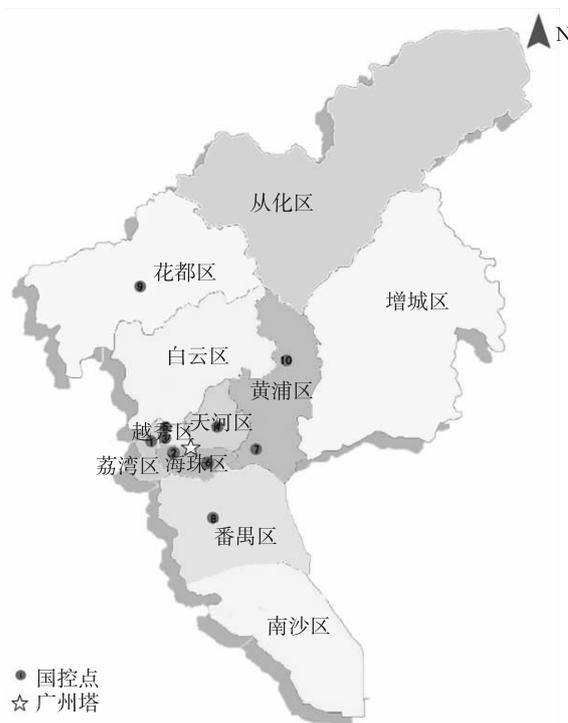


图1 广州市环境空气监测网部分点位图

收稿日期: 2018-02-08

基金项目: 广州市科技计划项目 (201604020006)。

作者简介: 邱晓暖 (1985-), 女, 工程师, 硕士, 主要从事空气质量测报工作。

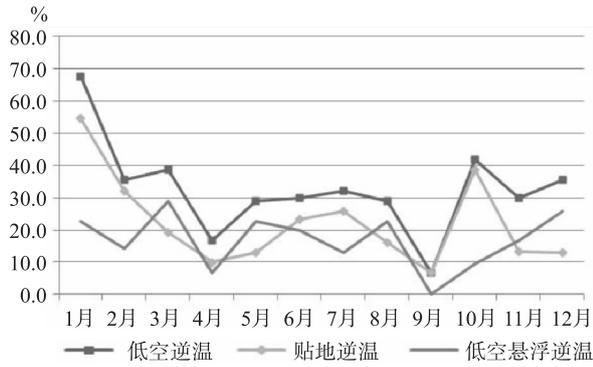


图2 广州城区各月逆温比例

表1 广州城区低空逆温天统计 (天数) (d)

	低空逆温	贴地逆温	低空悬浮逆温	两种逆温均出现
全年	120	81	62	23
干季	76	52	36	12
湿季	44	29	26	11

表2为广州城区低空逆温全年及干湿季出现的平均时长。

表2 广州城区低空逆温平均时长 (h)

	低空逆温	贴地逆温	低空悬浮逆温
全年	4.4	4.0	3.2
干季	5.1	4.8	3.7
湿季	3.3	2.7	2.5

由表2可见，广州城区全年出现低空逆温的平均时长为4.4 h，干季平均低空逆温时长高于湿季，干季比湿季高约50%。贴地逆温平均时长高于低空悬浮逆温，干季两者差异高于湿季。出现逆温天时，随着日出后太阳辐射增强，边界层抬高，贴地逆温转变为低空悬浮逆温，所以低空逆温天的逆温平均时长高于贴地逆温、低空悬浮逆温平均时长。

表3为广州塔各高度出现贴地逆温的情况。

表3 广州塔贴地逆温高度统计

	118 m	168 m	488 m
全年	22	43	16
干季	15	28	9
湿季	7	15	7

由表3可见，广州城区地面至168 m高度监测到贴地逆温的情况最多，占全年贴地逆温天的80%，干季出现的概率高于湿季，干湿季均有超过50%的贴地逆温厚度至少达到168 m，即广州城区出现贴地低空逆温时，逆温厚度超过50%在168~488 m。全年有20%的贴地逆温厚度至少达到了488 m，干季出现天数高于湿季。

图3为广州城区干湿季出现低空逆温和不出现

低空逆温时广州塔的温度廓线。

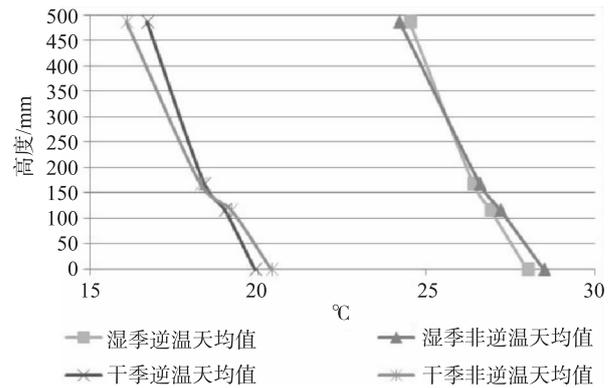


图3 广州塔温度廓线

由图3可见，低空逆温使地面平均气温降低，干湿季平均降低幅度均为0.5℃，同时低空逆温使488 m高度平均气温升高，干季平均升高0.6℃，湿季则为0.3℃。干季逆温层结对于广州城区低空的气温变化影响强于湿季。受逆温的影响，广州城区低空温度垂直递减率变小，垂直扩散变差，干季变化情况更为明显。

干季低空逆温出现概率更高，时间更长，使低空温度垂直递减率更小，对大气扩散条件影响更大，污染物浓度更容易累积。

图4和图5分别给出干季、湿季广州城区低空逆温在各时次出现的次数。

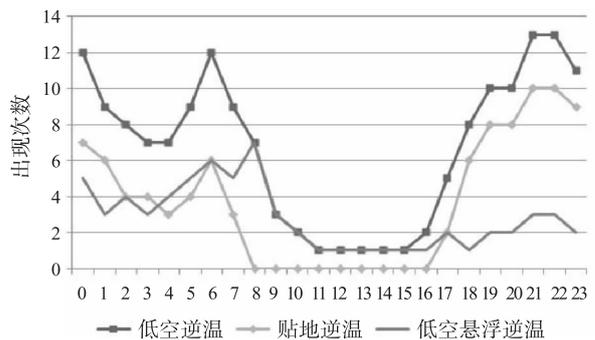


图4 干季广州城区逆温各时次出现次数

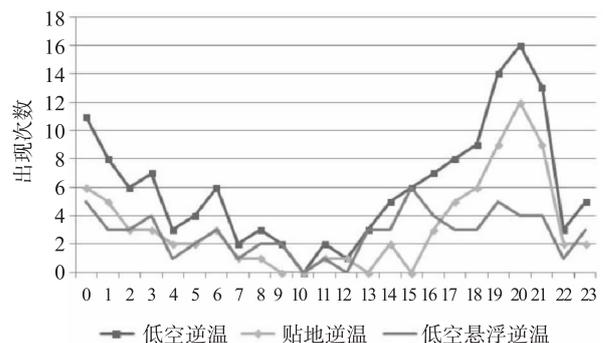


图5 湿季广州城区逆温各时次出现次数

由图4、图5可见，低空逆温出现的次数具有明显的日变化特征，但干湿季各时次出现次数存在差异。干季低空逆温主要出现在傍晚至清晨，夜间21—22时出现低空逆温的情况最多，其次为0时和6时。贴地逆温在午夜和清晨出现概率最高，低空悬浮逆温早上8时出现概率最高，0—8时出现低空悬浮逆温的概率高于其余时间。白天时段很少出现贴地逆温，偶尔出现低空悬浮逆温。

湿季低空逆温主要出现在夜间，19—21时出现低空逆温的情况最多，出现时间早于干季，湿季

0时出现低空逆温的次数也较多，白天时段偶尔出现贴地逆温。贴地逆温在夜间出现概率最高，低空悬浮逆温午后15时出现概率最高，与干季的情况明显不同，0—3时和13—21时出现低空悬浮逆温的概率高于其余时次。

低空逆温呈现一强一弱的双峰型日变化特征，干季双峰型更为明显，主要集中在午后前后和清晨，湿季低空逆温出现高峰的时间早于干季，且出现的频次更集中在夜间。

表4为逆温和非逆温情况下 $O_3-8h$ 、 $NO_2$ 、 $PM_{2.5}$ 的平均浓度及两者的差异。

表4 逆温和非逆温情况主要超标污染物的平均浓度及其差异

	低空逆温			非逆温			差异/%		
	$NO_2$	$O_3-8h$	$PM_{2.5}$	$NO_2$	$O_3-8h$	$PM_{2.5}$	$NO_2$	$O_3-8h$	$PM_{2.5}$
干季	65.3	65.7	57.1	45.5	52.8	37.4	43	24	53
湿季	44.4	98.1	32.6	39.3	102.1	32.2	13	-4	1

由表4可见，干季广州城区出现低空逆温时各污染物浓度明显高于非逆温天，其中 $PM_{2.5}$ 浓度上升幅度最大，超过50%， $O_3-8h$ 浓度上升幅度最小，亦达到了24%。湿季广州城区出现低空逆温时各污染物浓度变化情况明显异于干季， $NO_2$ 浓度有小幅上升， $PM_{2.5}$ 浓度略有上升，幅度很小，而 $O_3-8h$ 浓度则有负的增长，湿季 $O_3-8h$ 逆温天比非逆温天浓度低了4%。本文推测广州地区湿季逆温时的温湿条件利于 $NO_2$ 生成， $O_3$ 被消耗，所以湿季逆温时 $O_3-8h$ 浓度反而降低。

图6为广州市环境空气指数(AQI)、主要超标污染物 $O_3$ 的最大8h均值平均值( $O_3-8h$ )及 $NO_2$ 、 $PM_{2.5}$ 日均值超标时出现低空逆温的概率。

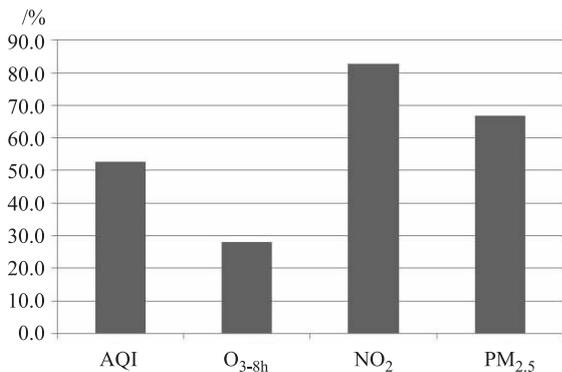


图6 广州市环境空气超标时出现低空逆温的概率

从图6可见，广州市AQI超标时有超过50%的天数同时出现了低空逆温，其中 $NO_2$ 和 $PM_{2.5}$ 浓度变化对低空逆温更为敏感， $NO_2$ 超标时出现低空

逆温的概率最高，超过80%， $PM_{2.5}$ 亦较高，超过60%， $O_3-8h$ 超标时出现低空逆温的概率最低，不足30%。

### 3 结论

(1) 广州城区全年均有低空逆温出现，全年约1/3天数出现低空逆温，低空逆温平均时长为4.4h，贴地逆温出现频率高于低空悬浮逆温，出现贴地低空逆温时，逆温厚度超过50%在168~488m。

(2) 干季低空逆温出现天数和平均时长均高湿季约50%，干季低空逆温使温度垂直递减率更小。

(3) 低空逆温呈现一强一弱的双峰型日变化特征，干季双峰型更为明显，主要集中在午后前后和清晨，湿季低空逆温出现高峰的时间早于干季，且出现的频次更为集中在夜间。

(4) 干季出现逆温时对大气扩散条件影响更大，污染物浓度更容易累积。广州市AQI超标时有超过50%的天数同时出现了低空逆温，其中干季 $NO_2$ 和 $PM_{2.5}$ 浓度变化对低空逆温更为敏感，干季出现低空逆温时， $NO_2$ 和 $PM_{2.5}$ 浓度显著上升。

#### 参考文献:

[1] 廖志恒, 孙家仁, 范绍佳, 吴兑, 任明忠, 周健. 2006~2012年珠三角地区空气污染变化特征及影响因素[J]. 中国环境科学, 2015, 35(2): 329-336.

[2] 陈永林, 谢炳庚, 杨勇. 全国主要城市群空气质量空间分布及影响因素分析[J]. 干旱区资源与环境, 2015, 29(11): 99-103.

- [3] 李小飞, 张明军, 王圣杰, 赵爱芳, 马潜. 中国空气污染指数变化特征及影响因素分析 [J]. 环境科学, 2012, 33 (6): 1936 - 1943.
- [4] 周兆媛, 张时煌, 高庆先, 李文杰, 赵凌美, 冯永恒, 徐明洁, 施蕾蕾. 京津冀地区气象要素对空气质量的影响及未来变化趋势分析 [J]. 资源科学, 2014, 36 (1): 191 - 199.
- [5] 邱黎, 曹洁, 王静, 刘焕彬. 济南市空气质量状况与气象条件关系分析 [J]. 中国环境监测, 2014, 30 (1): 53 - 59.
- [6] 祁栋林, 张加昆, 李晓东, 魏鸿业, 王力, 马明亮, 孔维强, 肖宏斌, 张娟. 2001—2011 年西宁市空气质量特征及其与气象条件的关系 [J]. 气象与环境学报, 2014, 30 (2): 51 - 59.
- [7] 陈敏, 马雷鸣, 魏海萍, 施红, 马井会, 周广强, 顾松强, 张国琏. 气象条件对上海世博会期间空气质量影响 [J]. 应用气象学报, 2013, 24 (2): 140 - 150.
- [8] 夏敏洁, 周文君, 裴海瑛, 戴竹君. 基于 L 波段雷达探空资料的南京低空逆温特征 [J]. 大气科学学报, 2017, 40 (4): 562 - 569.
- [9] 何永晴, 赵玉成, 冯蜀青. 西宁市逆温特征及其与空气污染物浓度的相关分析 [J]. 冰川冻土, 2014, 36 (3): 608 - 613.
- [10] 齐冰, 刘寿东, 杜荣光, 毛则剑, 王成刚. 杭州地区气候环境要素对霾天气影响特征分析 [J]. 气象, 2012, 38 (10): 1225 - 1231.
- [11] 杜荣光, 齐冰, 郭惠惠, 邵碧嘉. 杭州市大气逆温特征及对空气污染物浓度的影响 [J]. 气象与环境学报, 2011, 27 (4): 49 - 53.
- [12] 周颖, 靳小兵, 曾涛. 成都市冬季逆温对大气污染的影响分析 [J]. 四川气象, 2006 (2): 22 - 23.

## Temperature Inversion in Guangzhou Urban Area and Its Influence on Air Quality

QIU Xiao - nuan, CHEN Yu, FENG Biao, LIU Wen - bin

(Guangzhou Environmental Monitoring Center, Guangzhou Guangdong 510030, China)

**Abstract:** In this paper, the characteristics of temperature inversion at low altitude in Guangzhou city were studied and the impact on air quality was analyzed. The results showed that there were temperature inversions at low altitude throughout the year in Guangzhou, and the average length of time was 4.4 hours. There were 50% more in wet season than in dry season in terms of temperature inversion days and its average length of time. When the dry season inversion appears, the vertical temperature decrease rate was smaller. The inversion at low altitude presented a variation pattern with a strong and a weak bimodal. The bimodal pattern of dry season was more obvious, the peak value mainly concentrated around midnight and early morning, the peak time of temperature inversion in wet season was earlier than that in dry season, and the frequency was more concentrated at night. Inversion of dry season appeared to have a greater impact on atmospheric diffusion conditions. When the AQI exceeded the standard in Guangzhou, more than 50% of the days had the low - altitude inverse temperature at the same time. The changes of  $\text{NO}_2$  and  $\text{PM}_{2.5}$  concentrations in the dry season were more sensitive to the low - altitude inverse temperature. When the low - altitude inversion occurred in the dry season, the concentrations of  $\text{NO}_2$  and  $\text{PM}_{2.5}$  significantly increased.

**Key words:** low - altitude temperature inversion; ground temperature inversion; daily change; air quality; urban area in Guangzhou

# 原位还原稳定化—高压旋喷注射技术修复 铬污染场地中试研究

邵乐, 刘晓月, 史学峰, 刘卫国, 李顺峰

(航天凯天环保科技股份有限公司, 湖南长沙 410000)

**摘要:**根据场地土壤条件(如pH、渗透性、地下水位等)、污染程度和前期小试效果,选用高压旋喷注射技术,将硫化物和矿物质组成的还原型药剂注入污染土壤中,还原 $\text{Cr}^{6+}$ 为 $\text{Cr}^{3+}$ ,从而降低土壤中 $\text{Cr}^{6+}$ 含量和毒性。中试结果表明,在注射压力为10 MPa,影响半径为0.5 m,提升速率为10 cm/min,药剂投加比为3%时,修复后的土壤 $\text{Cr}^{6+}$ 含量 $<0.5$  mg/kg,低于修复目标值0.75 mg/kg,达标率为100%。另外,六价铬和总铬的浸出毒性均低于《GB8978-1996 污水综合排放标准》中的第一类污染物最高允许排放浓度,达到了预期的修复目标值,且药剂的加入不会对土壤pH造成较大影响。原位还原稳定化—高压旋喷注射修复技术成功应用于某铬盐厂中试,修复效果明显,适应于类似污染场地的浅层土壤修复。

**关键词:**原位还原稳定化; 高压旋喷注射; 铬污染; 土壤修复; 中试

**中图分类号:** X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 04-0054-04

## 0 引言

铬在土壤中主要以Cr(Ⅲ)和Cr(Ⅵ)的形式存在<sup>[1]</sup>,铬的毒性主要来自Cr(Ⅵ),通常认为Cr(Ⅵ)比Cr(Ⅲ)的毒性要强100倍<sup>[2]</sup>,且在土壤和水体中的迁移性强。因此,铬污染土壤修复常采用还原稳定化法将Cr(Ⅵ)还原为毒性和迁移性较低的Cr(Ⅲ),从而实现土壤解毒的目的,常见的还原剂有零价铁<sup>[3]</sup>、亚铁<sup>[4]</sup>、还原性硫系化合物<sup>[5]</sup>、有机质<sup>[6]</sup>等。但常规的还原剂将铬的形态转变后,在环境条件发生一定程度的改变后,易出现反弹,即Cr(Ⅲ)又被氧化成Cr(Ⅵ),关键是要找到有效且长期稳定有效的药剂。

目前,关于还原法修复铬污染土壤的研究主要集中在还原剂的筛选、影响因素、修复效果长效性等方面<sup>[7-12]</sup>,且基本停留在实验室阶段。黄莹等<sup>[13]</sup>采用硫酸亚铁、多硫化钙、糖蜜和DARA-MEND-M四种药剂在某铬污染场地进行了还原稳定化法修复铬污染土壤的中试研究。王兴润等<sup>[14]</sup>在西部高原地区典型铬盐厂遗留污染场地研究开发了日处理20方土的两级逆流异位洗涤+药剂稳定化示范工程,处理后的土壤六价铬降至100

mg/kg以下。尹贞等<sup>[15]</sup>采取化学还原解毒与稳定化联合技术对山西某铬渣堆存场地污染土壤进行现场修复,结果表明该技术可以降低污染土壤中总铬和六价铬的浸出浓度,稳定效果好且能在工程中高效应用。但这些应用研究采取的都是异位修复的方法,关于还原稳定化法修复铬污染场地的原位修复研究,罕见报道。原位修复由于其对土壤扰动少、二次污染少、施工成本低等优点越来越成为场地修复的主流。

通过前期的场地调查、小试研究,本研究以某关停铬盐厂污染场地为对象,开展原位还原稳定化—高压旋喷注射技术修复铬污染场地的中试应用研究,即对污染土壤修复区域实施旋喷注射还原稳定化药剂,使六价铬还原为低毒性三价铬并稳定地存在于土壤中,不会被再次氧化或浸出,从而降低其毒性和环境风险。经过大量的实验室验证和对比后,选择了源自美国且针对中国重金属污染场地特点而专门设计的新型产品—矿物复配稳定化剂作为本中试修复药剂。

## 1 材料与方法

### 1.1 供试材料

#### 1.1.1 中试场地概况

该铬污染场地位于某省会城市二环线以内,紧临该省最大的河流,且处于该市重点文物保护单位范围之内,处于河床上的环境特殊敏感地区,

收稿日期: 2017-12-26

作者简介: 邵乐(1984-),女,湖南岳阳人,硕士,工程师。

附近还有一所小学和一所幼儿园。该厂由于重度污染,于2003年12月被取缔关停,2010年11月完成42万t遗留铬渣解毒处理;之后陆续完成了厂房拆除、厂区场地平整、地下水污染防治止水帷幕等工作;现处于铬污染土壤修复前期准备阶段。

选取该铬盐厂污染区域内 $20\text{ m}^2$  ( $4\text{ m} \times 5\text{ m}$ )的地块进行现场中试,通过采样调查分析,该中试场地总铬含量最大为 $45800\text{ mg/kg}$ ,平均值为 $6952.7\text{ mg/kg}$ ;六价铬含量最大为 $8340\text{ mg/kg}$ ,平均值为 $457.3\text{ mg/kg}$ ;总铬浸出浓度平均值 $12.6\text{ mg/L}$ ,Cr(VI)浸出浓度平均值 $5.1\text{ mg/L}$ ;污染主要集中在 $0\sim 6\text{ m}$ 的浅层土壤中。因此,本中试试验修复深度为 $0\sim 6\text{ m}$ 。

### 1.1.2 高压旋喷注射修复设备

XP-30B旋喷钻机(30 kW),XPB-90E高压注浆泵(90 kW),DSR-50AZ空压机(37 kW)。

### 1.1.3 修复药剂

本次中试采用的修复药剂为北京宜为凯姆公司提供的矿物复配稳定化剂。该药剂由还原性硫化物和矿物质按一定比例配置而成,药剂与污染物的反应结合了化学还原、络合、吸附等作用,其机理依赖于铬与多种含铁、硫矿物质形成极难溶、稳定的沉淀。现场有2个拌浆桶交替使用,提高药剂配置的速率,药剂拌匀后形成的均质悬浊液,现场尽快注入修复区,以尽量减少在空气中暴露的时间。药剂添加比例根据小试结果确定为土壤质量的3%。

### 1.2 试验方法

在厂址污染场地中划出 $20\text{ m}^2$  ( $4\text{ m} \times 5\text{ m}$ )的修复区域并做好标识,设置8个注射点位,每个点位注射区影响面积约为 $6\text{ m}^2$  ( $4\text{ m} \times 1.5\text{ m}$ ),8个注射点位间隔注射,以保证药剂最大限度地停留在目标修复区域,并有充分时间释放压力。注射深度为地下 $1\sim 6\text{ m}$ ,注射压力为 $10\text{ Mpa}$ 以上,注射时由下往上提升时进行旋喷注射,应控制提升速度均匀(约 $10\text{ cm/min}$ ),提升至地下 $1\text{ m}$ 深度注射完成时,不急于将桩机拔出,停留约 $20\text{ min}$ 释放压力,使药剂保留在目标修复区域中,与重金属发生反应,尽量避免药剂涌出。每个点位注射作业完成后需要进行密封,防止其他点位注射时压力过大而返浆。注射作业在 $1\sim 2\text{ d}$ 内完成,之后养护 $7\text{ d}$ ,取样送检。注射点位设计示意图如图1所示。

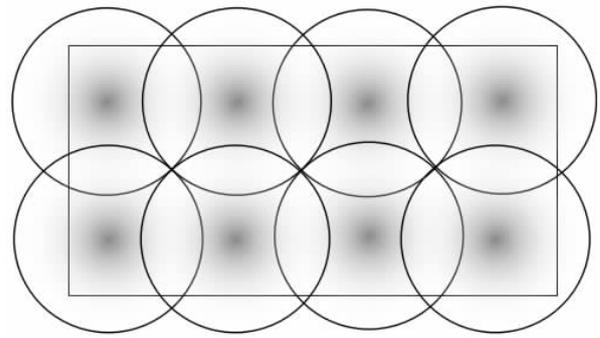


图1 原位还原稳定化修复注射点位示意图

### 1.3 土壤样品采集与分析测定

取样点设置在距离注射点位水平距离 $50\text{ cm}$ 处,深度 $3\sim 6\text{ m}$ 。添加还原稳定化药剂前采集3个土壤样品,添加还原稳定化药剂后养护 $7\text{ d}$ 采集3个土壤样品。将采集的土壤样品送至第三方检测单位进行土壤pH、六价铬总量和相关指标浸出毒性的测定。土壤中六价铬总量采用USEPA Method 3060A碱消解法<sup>[16]</sup>和USEPA7196A比色法<sup>[17]</sup>进行测定。土壤pH值采用玻璃电极法<sup>[18]</sup>测定。修复后土壤浸出毒性采用《HJ557-2010固体废物浸出毒性浸出方法 水平振荡法》<sup>[19]</sup>进行浸出,浸出液中六价铬浓度采用《GB7467-87水质六价铬的测定 二苯碳酰二肼分光光度法》<sup>[20]</sup>测定,浸出液中总铬、砷、镉、汞、铅浓度采用USEPA6020A电感耦合等离子体质谱法<sup>[21]</sup>测定。数据采用EXCEL软件进行相关数据的统计分析。

## 2 结果与分析

### 2.1 原位还原稳定化—高压旋喷注射对污染土壤pH的影响

添加还原稳定化药剂前后污染土壤的pH值如表1所示。投加还原稳定化药剂修复后土壤pH值变化不明显,略有下降,表明该药剂的加入不会对土壤pH造成较大影响。

表1 添加药剂后对污染土壤pH值的影响

项目	处理前	处理后
样品1	11.2	10.8
样品2	11	10.7
样品3	10.5	10.3

### 2.2 原位还原稳定化—高压旋喷注射对污染土壤六价铬的影响

旋喷注射药剂前后污染土壤的六价铬如表2所

示。结果显示，Cr (VI) 含量均稳定在 <0.5 mg/kg 的水平，均低于本项目风险评估报告中敏感用地方式下 Cr (VI) 的修复目标值 0.75 mg/kg，达标率为 100%。同时采集原位稳定化处理后的 1 组样品做浸出毒性分析，检测结果见表 3。

表 2 旋喷注射药剂前后土壤中 Cr (VI) 变化分析

项目	处理前	处理后
样品 1	1060	<0.5
样品 2	1300	<0.5
样品 3	1540	<0.5

表 3 原位还原稳定化 - 旋喷注射修复浸出毒性分析

项目	pH	六价铬/ (mg/L)	砷/ (μg/L)	镉/ (μg/L)	铬/ (μg/L)	铅/ (μg/L)	汞/ (μg/L)
第 7d	10.8	<0.004	<5	1.3	8	<1	<1
《GB8978 - 1996 污水综合排放标准》	-	0.5	500	100	1500	1000	50

经原位还原稳定化 - 旋喷注射修复后，各重金属元素的浸出毒性分析数据均远低于《GB8978 - 1996 污水综合排放标准》中的第一类污染物最高允许排放浓度，达到了预期的修复目标值，说明该矿物复配药剂的还原稳定化效果良好。

### 2.3 修复效果稳定性跟踪

为研究修复效果的长期稳定性，中试完成 3 个月后随机挑选 2 个修复后土壤样品再次送检，检测结果见表 4。

表 4 修复效果稳定性跟踪分析

项目	pH	六价铬/ (mg/kg)	六价铬/ (mg/L)	砷/ (μg/L)	镉/ (μg/L)	铬/ (μg/L)	铅/ (μg/L)	汞/ (μg/L)
样品 1	11.1	<0.5	<0.004	5	0.5	221	<1	0.2
样品 2	9.6	<0.5	<0.004	8	0.5	165	<1	0.2

从检测结果可以看出，修复完成三个月后土壤中六价铬含量均 <0.5 mg/kg，且各重金属元素的浸出毒性分析数据均远低于《GB8978 - 1996 污水综合排放标准》中的第一类污染物最高允许排放浓度，修复效果的长期稳定性较好，可满足风险评估报告的修复要求。

## 3 结论与建议

### 3.1 结论

(1) 实验结果显示，原位旋喷注射技术对此类药剂的还原稳定化实施是可行的，能够将药剂和土壤进行混匀。在全场实施过程中，旋喷钻头能够顺利钻至目标深度，是一种可靠的施工路线。

(2) 实验结果验证了 3% 的药剂投加比，施工时注射压力 10 MPa，影响半径 0.5 m，提升速率 10 cm/min 等工艺参数的有效性。修复后取样检测结果表明，Cr (VI) 含量均稳定在 0.5 mg/kg 以下水平，满足风险评估报告确定的修复目标要求。各元素的浸出毒性分析数据均远低于《GB8978 - 1996 污水综合排放标准》中的第一类污染物最高允许排放浓度，稳定化效果较好。

(3) 跟踪监测结果表明，该药剂修复效果有一定的长期稳定性，需要更长时间的持续监测数据

来验证药剂的长期稳定性效果。

### 3.2 建议

(1) 根据场地用地规划，属于开挖范围内的表层污染较严重的土壤可以直接清理运往危废处置中心，也可以采用原位淋洗结合异位稳定化的修复方式。

(2) 对于较深层的污染土壤，开挖难度大，而且一旦开挖对湘江堤岸可能造成一定的安全隐患，同时也会带来一些环境问题，建议采用原位淋洗结合原位还原稳定化的修复方式。

(3) 厂区内建筑垃圾采取异位清洗。

(4) 土壤修复的同时应考虑地下水的同步修复，可结合场地已有的止水帷幕和污水处理站，通过抽水井将受污染的地下水抽提出，通过厂内的污水处理站处理达标后原位注入饱和地下水层。

#### 参考文献:

- [1] Kantar C, Cetin Z, Demiray H. In situ stabilization of chromium (VI) in polluted soils using organic ligands: the role of galacturonic, glucuronic and alginic acids [J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, 159 (2-3): 287-293.
- [2] Jeyasingh J, Philip L. Bioremediation of Chromium Contaminated Soil: optimization of operating parameters under laboratory conditions [J]. Journal of Hazardous Materials, 2005 (B118): 113-120.

- [3] 凡小梅, 倪海晨, 曹广霞, 等. 纳米零价铁的制备及对铬污染土壤的修复研究 [J]. 科技展望, 2017, 27 (16): 65-66.
- [4] 陈森, 卜现亭, 毕爱民. 硫酸亚铁修复六价铬污染土壤实验研究 [J]. 安徽农学通报, 2013, 19 (3): 77-78.
- [5] 梁金利, 蔡焕兴, 段雪梅, 等. 还原法修复六价铬污染土壤的研究 [J]. 环境科学与管理, 2013, 38 (3): 80-83.
- [6] 王海峰, 赵保卫, 徐谨, 等. 重金属污染土壤修复技术及其研究进展 [J]. 环境科学与管理, 2009, 34 (11): 15-20.
- [7] 李培中, 吕晓健, 王海见, 等. 某电镀厂六价铬污染土壤还原稳定化试剂筛选与过程监测 [J]. 环境科学, 2017, 38 (1): 368-373.
- [8] 李玲, 唐晓声, 李海健. 六价铬污染土壤还原稳定修复 [J]. 广东化工, 2016, 43 (3): 95-96.
- [9] 吴见珣, 杨远强, 和丽萍, 等. 六价铬污染场地还原修复及其稳定性研究 [J]. 环境科学导刊, 2017, 36 (2): 91-95.
- [10] 张文, 杨勇, 马泉智, 等. 铬污染土壤还原—固化稳定化过程研究 [J]. 环境工程, 2014, 32 (s1): 1028-1030.
- [11] 郑家传, 张建荣, 刘希雯, 等. 污染场地六价铬的还原和微生物稳定化研究 [J]. 环境科学, 2014, 35 (10): 3882-3887.
- [12] 王旌, 罗启仕, 张长波, 等. 铬污染土壤的稳定化处理及其长期稳定性研究 [J]. 环境科学, 2013, 34 (10): 4036-4041.
- [13] 黄莹, 徐泽民, 李书鹏, 等. 还原稳定化法修复六价铬污染土壤的中试研究 [J]. 环境工程学报, 2015, 9 (2): 951-958.
- [14] 王兴润, 颜湘华, 王琪. 典型铬污染场地修复治理示范工程案例研究 [C] // 第三部分: 污染场地修复技术研究. 污染场地修复产业国际论坛暨重庆市环境科学学会学术年会, 2011: 423-435.
- [15] 尹贞, 张均超, 廖书林, 等. 铬污染场地修复技术研究及应用 [J]. 环境工程, 2015, 33 (1): 159-162.
- [16] US EPA. Method 3060A Alkaline Digestion for Hexavalent Chromium [S]. Washington DC: United States Environment Protection Agency, 1996.
- [17] US EPA. Method 7196A Chromium, Hexavalent (Colorimetric) [S]. Washington DC: United States Environment Protection Agency, 1992.
- [18] 鲍士旦. 土壤农化分析 (3版) [M]. 北京: 中国农业出版社, 2000: 27-28.
- [19] 中华人民共和国环境保护部. 固体废物浸出毒性浸出方法 水平振荡法: HJ557-2010 [S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2010.
- [20] 中华人民共和国环境保护部. 水质 六价铬的测定 二苯碳酰二肼分光光度法: GB7467-1987 [S]. 北京: 中国环境科学出版社, 1987.
- [21] US EPA. Method 6020A Inductively Coupled Plasma - Mass Spectrometry [S]. Washington DC: United States Environment Protection Agency, 2007.

## Remediation of Chromic - contaminated Site by in Situ Reduction and Stabilization - high Pressure Jet Injection Technology at Pilot - scale Studies

SHAO Le, LIU Xia - yue, SHI Xue - feng, LIU Wei - guo, LI Shun - feng  
(Aerospace Kaitian Environmental Technology Co., Ltd., Changsha Hunan 410000, China)

**Abstract:** According to the soil conditions (such as pH, permeability, groundwater level, etc.), and the degree of pollution and the experimental results in laboratory, high pressure jet injection technology was selected to inject the remediation agent consisting of sulphides and minerals into contaminated soil to reduce hexavalent chromium to trivalent chromium. The content and toxicity of hexavalent chromium in soil were decreased. The results of the pilot test showed that when the injection pressure was 10MPa, the radius of influence was 0.5m, the lifting rate was 10cm/min and the remediation agent addition was 3%, the content of hexavalent chromium in the soil was reduced to less than 0.5mg/kg, which was lower than the remediation goal value of 0.75mg/kg. The rate of reaching the standard was 100%. In addition, the leaching toxicity of hexavalent chromium and total chromium was lower than the upper limit for emission concentration of the first type of pollutants in the integrated sewage discharge standard (GB8978-1996). It has achieved the expected value of the remediation goal. And the addition of the remediation agent didn't have a great influence on the soil pH value. In situ reduction and stabilization - high pressure jet injection technology was successfully applied in a chromate plant and the effect of remediation was obvious. This technology is adapted to remediate the shallow soil of similar contaminated sites.

**Key words:** in situ reduction and stabilization; high pressure jet injection; chromium; soil remediation; pilot

# A/O-O 法处理焦化废水的运行温度控制措施

王元超<sup>1</sup>, 骆学艳<sup>2</sup>

(1. 曲靖市新源车用燃气有限公司, 云南 曲靖 655000; 2. 云南大为制焦有限公司, 云南 曲靖 655336)

**摘要:**好氧活性污泥法对处理难降解的有机物效果明显, 使用传统的好氧活性污泥 A/O-O 法处理焦化废水, 将运行温度控制在 25~30℃ 内, 可使污泥处于最佳活性。同时严格控制进水污染物浓度、水力停留时间、系统 pH 值、预处理、营养物添加、污泥指数、氧的供给等参数, 生化处理运行稳定性能进一步提高, 污染物去除率可大大提高。

**关键词:**焦化废水; A/O-O 法; 温度; 活性

**中图分类号:** X703 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 04-0058-03

好氧活性污泥法对处理难降解的有机物效果明显, 被广泛应用于煤焦化化工行业中, 据统计, 目前国内约有 50% 的焦化厂使用传统的好氧活性污泥法处理废水<sup>[1]</sup>。影响好氧活性污泥法处理焦化废水处理效果的因素很多, 不但与进水污染物浓度、水力停留时间、系统 pH 值、预处理效果有关, 还跟污泥的活性与运行温度密切相关, 控制好运行温度对生化处理的运行稳定性具有重要意义。

## 1 焦化废水的来源

焦化废水是在原煤经高温干馏、煤气净化和焦化产品精制过程中产生的废水, 其主要来源有: 一是剩余氨水, 它是在原煤高温干馏及煤气冷却净化中产生出来的废水, 其水量占焦化废水总量的 50% 以上, 是焦化废水的主要来源; 二是在焦化产

品精制过程中及其它场合产生的废水。焦化废水中含有大量难降解有机污染物, 其成分复杂, 含有多种有机污染物, 除酚类外, 还含有较高浓度的氨氮和许多稠环芳烃和杂环化合物及氰等有毒有害物质<sup>[2]</sup>, 废水超标排放对环境影响非常恶劣。

## 2 A/O-O 活性污泥法工艺流程

焦化废水 A/O-O 活性污泥法处理工艺分为预处理系统和生化处理系统, 预处理系统包含隔油沉淀池、调节池、加药混合反应池、气浮机。隔油沉淀池主要进行废水重油沉淀分离, 调节池对进水的污染物浓度进行调节, 加药混合反应池主要去除污水中的 S<sup>2-</sup> 和部分 CN<sup>-</sup>, 气浮机主要去除污水中的浮油及悬浮物。生化处理系统由厌氧池、好氧池串联组成, 作为污水中的酚、氰、苯、氨氮等有毒有害物质去除系统。其工艺流程如图 1。

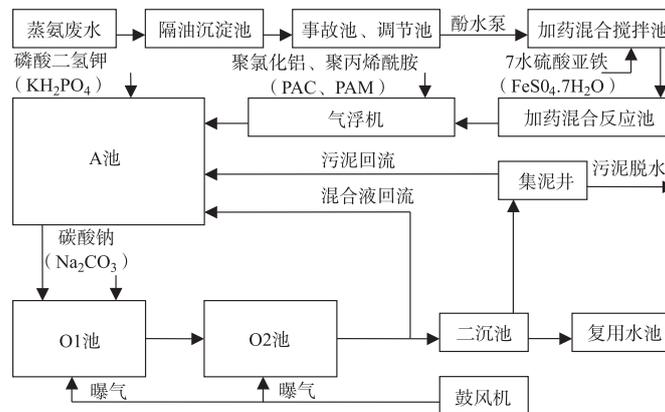


图1 A/O-O活性污泥法工艺流程图

## 3 运行中水温控制存在的问题

云南某焦化公司污水处理采用 A/O-O 活性污

泥法,厂内所有污水均全部回收至机械化氨水澄清槽,剩余氨水经过蒸氨处理,蒸氨废水在蒸氨单元处设置废水换热器,将蒸氨废水冷却到40℃后送至污水处理站处理。蒸氨单元距污水处理站有800 m距离,采用架空管线进行废水输送。由于剩余氨水中含有少量的轻质焦油,采用过滤的方法进行处理。悬浮在剩余氨水中的轻质焦油当前的处理技术仅能去除95%左右,还有少量会进入蒸氨系统。为有效降低剩余氨水中的氨含量,蒸氨塔顶温度均控制在102~105℃内,轻质焦油通过高温蒸馏形成沥青,冷却后容易粘附在换热器列管上,影响换热效果,甚至堵塞换热器,导致夏天进入污水处理站的蒸氨废水高达80~90℃,冬天只有40~50℃。O池采用鼓风机进行曝气,夏天鼓风机出口温度高达105℃,冬天鼓风机出口温度为80℃左右。生化处理系统自投运以来,夏天水温可高达40℃,冬天水温远低于20℃,生化处理系统温度受环境温度的影响变化较大。

温度是细菌能否旺盛繁殖的重要因素,一般水温在30℃其活性最佳。生化处理的细菌属于中温细菌,细菌体内的原生质和酶多由蛋白质组成。温度过高,蛋白质就会凝固,酶的作用受到破坏,导致活性污泥大量死亡;温度过低,虽不会导致活性污泥很快死亡,但会使细菌停止繁殖<sup>[3]</sup>。温度的频繁波动,会对活性污泥的粒度、密度、表面电荷

及微生物的组成产生影响,从而导致活性污泥的沉降性能和脱水性能产生差异,使污泥活性变差<sup>[4]</sup>。导致生化处理出水指标氨氮、COD一直不达标,严重制约生化处理系统的稳定运行。

#### 4 水温控制优化措施及运行效果

针对运行过程中的水温控制存在的问题,污水处理站对生化处理系统温度控制进行改进,将蒸氨单元的废水换热器取消,将蒸氨废水直接送入隔油沉淀池除油进入调节池。利用原有的酚水泵在气浮机前增加换热器,同时引入循环水和低压蒸汽,夏天作为冷却器,将蒸氨废水温度控制在45℃左右;冬天作为加热器,将蒸氨废水温度提高到80℃左右。同时在鼓风机出口增设换热器,夏天将鼓风机出口温度降低到45℃左右,冬天停用。经过改进,生化处理系统的温度均能控制在25~30℃,使污泥处于最佳活性温度范围内。

通过对生化处理系统运行温度进行优化控制,避免了温度的大幅变化,改进后的生化处理系统运行稳定。同时对进水污染物浓度、水力停留时间、系统pH值、预处理、营养物添加、污泥指数、氧的供给严格控制,废水中COD、氨氮的去除率大大提高,出水水质达到自2015年1月1日起执行的水污染物排放限值中的间接排放标准《GB13456-2012钢铁工业水污染物排放标准》。

表1 进水污染物浓度统计表

(mg/L)

项目	最大值	最小值	平均值	分析次数	违反次数	合格率/%
pH	10.13	8.82	9.56	93	91	2.15
COD <sub>Cr</sub>	5039.00	2479.30	3560.21	93	88	5.38
NH <sub>3</sub> -N	478.35	44.19	216.73	93	60	35.48
CN <sup>-</sup>	32.30	0.14	2.03	93	1	98.92
挥发酚	794.90	96.40	590.71	93	20	78.49

表2 出水污染物浓度统计表

(mg/L)

项目	最大值	最小值	平均值	分析次数	违反次数	合格率/%
pH	8.08	7.10	7.83	93	0	100.00
COD <sub>Cr</sub>	149.80	72.43	127.69	93	0	100.00
NH <sub>3</sub> -N	0.00	0.00	0.00	93	0	100.00
CN <sup>-</sup>	0.00	0.00	0.00	93	0	100.00
挥发酚	0.24	0.00	0.17	93	0	100.00

#### 5 结论

将生化处理系统的运行温度控制在25~30℃内,污泥处于最佳活性状态,同时严格控制进水污染物浓度、水力停留时间、系统pH值、预处理、营养物添加、污泥指数、氧的供给等参数,生化处理运行稳定性能进一步提高,污染物去除率可大大

提高。

#### 参考文献:

- [1] 杨平,王彬. 生物法处理焦化废水评述[J]. 化工环保, 2001, 21(3): 144-149.
- [2] 杨宗鑫,王兵,胥锋,林孟雄,奉明. 活性污泥法对焦化废水的处理[J]. 环境科技, 2008, 21(2): 22-26.
- [3] 王翠萍. 活性污泥法处理污水的原理及影响因素[J]. 山西

建筑, 2002, 28 (8): 98-99.

影响 [J]. 中国给水排水, 2003 19 (9): 5-7.

[4] 吴成强, 杨金翠, 杨敏, 吕文洲. 运行温度对活性污泥特性的

## Operation Temperature Control Measures of Coking Wastewater Treatment by A/O - O Process

WANG Yuan - chao<sup>1</sup>, LUO Xue - yan<sup>2</sup>

(1. Qujing Xinyuan Vehicle Gas Co., Ltd., Qujing Yunnan 655000, China)

**Abstract:** Aerobic activated sludge for the treatment of refractory organic matter has obvious effect. Coking wastewater was treated by aerobic activated sludge of A/O - O process through controlling the temperature between 25 and 30 degree, which has made the sludge in the best active state. At the same time, strictly controlling the influent pollutant concentration, hydraulic retention time, pH value, pretreatment, addition of nutrients, sludge index, oxygen supply and other parameters would further improve the running stability of biochemical treatment, the removal rate of pollutants could be greatly improved.

**Key words:** coking wastewater; A/O - O method; temperature; activity

## 《环境科学导刊》征稿简则

《环境科学导刊》，投稿及联系邮箱：[hjkxdk@163.com](mailto:hjkxdk@163.com)；电话（传真）：0871 - 64142389；国内统一刊号：CN53 - 1205/X；国际标准刊号：ISSN1673 - 9655。

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

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

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

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

《环境科学导刊》编辑部

# 微气泡絮凝加压气浮工艺去除星云湖蓝藻效果研究

蒋 为, 李 杰

(云南省环境科学研究院, 中国昆明高原湖泊国际研究中心, 云南 昆明 650034)

**摘 要:** 采用微气泡絮凝加压气浮工艺装置对星云湖蓝藻去除效果进行了试验。试验结果表明, 该工艺能够有效去除水中藻类, 平均去除率为 91.74%, 对 TN 与 TP 也有较好的去除效果, 平均去除率分别为 39.20% 与 60.54%。

**关键词:** 微气泡絮凝; 加压; 气浮; 蓝藻; TN; TP; 星云湖

**中图分类号:** X52 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 04-0061-02

星云湖是云南省九大高原湖泊之一, 湖泊积水主要依靠降雨补给, 湖水循环更新十分缓慢<sup>[1]</sup>。2016 年湖体水质综合评价为劣 V 类, 营养状态指数居高不下, 污染程度为重度污染。除常规营养盐污染以外, 还呈现出藻型污染的特征, 常年存在蓝藻污染问题, 是云南省湖泊生态环境治理的重点区域。

目前, 国内外清除湖面蓝藻的技术有直接回收蓝藻与絮凝处理后回收蓝藻等。由于藻类絮凝后絮核轻飘, 而且粘附气泡的性能良好, 十分有利于气浮, 因此利用微小气泡与絮体结合使絮体上浮而达

到固液分离的气浮工艺, 对藻类有较好的处理效果<sup>[2]</sup>。

本文采用微气泡絮凝加压气浮工艺, 主要从叶绿素 a、TN 以及 TP 指标的变化情况, 利用该气浮设备, 对星云湖蓝藻去除进行试验, 考察和分析该工艺去除蓝藻的效果。

## 1 材料和方法

### 1.1 原水水质

原水取自云南省玉溪市江川区江城镇西河村的星云湖近岸水域, 水质情况见表 1。

表 1 试验阶段原水水质

pH 值	水温/°C	叶绿素 a/ (μg/L)	TN/ (mg/L)	TP/ (mg/L)
8.48 ~ 8.85	21.7 ~ 27.8	8.18 ~ 31.44	1.85 ~ 2.79	0.47 ~ 2.06

### 1.2 工艺装置

本套装置气浮设备综合了过饱和溶气与涡流溶气 2 种气浮方式, 可在低压 (0.2 MPa 以下) 下持续供给 40% 的微小气泡, 能生成两种不同直径大小的气泡, 对应不同类型的絮凝物, 促使絮凝水实现固液分离。

本套装置絮凝混合与浮上分离停留时间均为 3 min。工艺使用两种絮凝剂, 为聚合硫酸铁和聚丙烯酰胺, 投加量分别为 1.35 ppm 和 2.59 ppm。

### 1.3 试验方法

启动装置处理试验原水, 待运行稳定后, 分别采集原水与出水进行检测, 每周采样 1~2 次, 检测指

标分别为 TN、TP 和叶绿素 a, 试验时间为 3 个月。

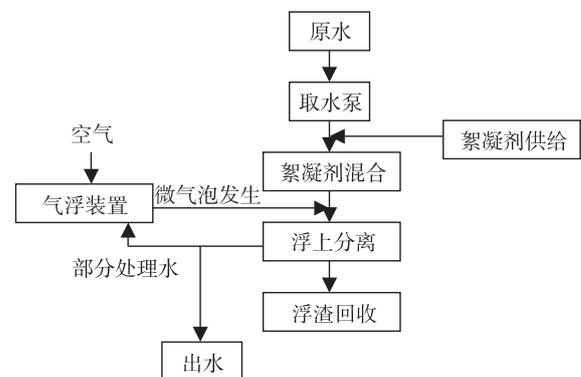


图 1 工艺流程示意图

### 1.4 分析方法

总氮 (TN) 采用过硫酸钾氧化-紫外分光光

度法，总磷（TP）采用钼酸铵分光光度法，叶绿素 a 采用分光光度法（《水和废水监测分析方法》第四版）。

## 2 结果与讨论

### 2.1 对叶绿素 a 的去除效果

装置运行期间，进出水叶绿素 a 浓度变化与去除率如图 2 所示。进水叶绿素 a 浓度为 29.54 ~ 52.50  $\mu\text{g/L}$ ，平均为 37.08  $\mu\text{g/L}$ 。出水叶绿素 a 浓度为 1.35 ~ 4.57  $\mu\text{g/L}$ ，平均为 3.04  $\mu\text{g/L}$ 。对叶绿素 a 的去除率为 89.28% ~ 97.01%，平均为 91.74%。

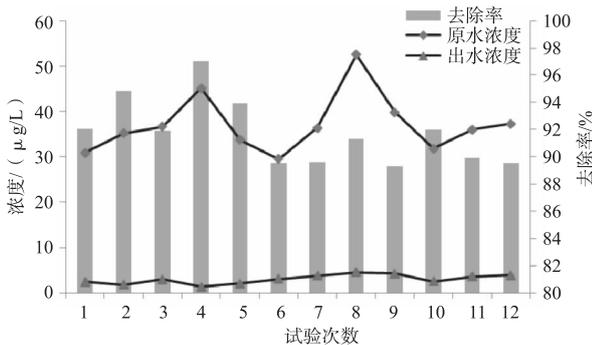


图2 叶绿素a去除效果

### 2.2 对 TN 的去除效果

装置运行期间，进出水 TN 浓度变化与去除率如图 3 所示。进水 TN 浓度为 1.85 ~ 2.79  $\text{mg/L}$ ，平均为 2.33  $\text{mg/L}$ 。出水 TN 浓度为 1.02 ~ 1.70  $\text{mg/L}$ ，平均为 1.41  $\text{mg/L}$ 。对 TN 的去除率为 28.65% ~ 51.66%，平均为 39.20%。

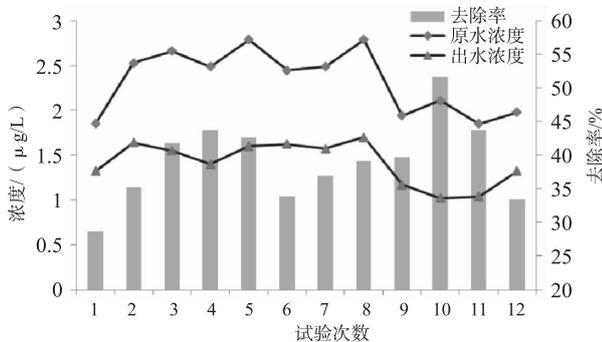


图3 TN去除效果

### 2.3 对 TP 的去除效果

装置运行期间，进出水 TP 浓度变化与去除率如图 4 所示。进水 TP 浓度为 0.27 ~ 0.42  $\text{mg/L}$ ，平均为 0.34  $\text{mg/L}$ 。出水 TP 浓度为 0.10 ~ 0.17  $\text{mg/L}$ ，平均为 0.13  $\text{mg/L}$ 。对 TP 的去除率为 48.15% ~ 71.43%，平均为 60.54%。

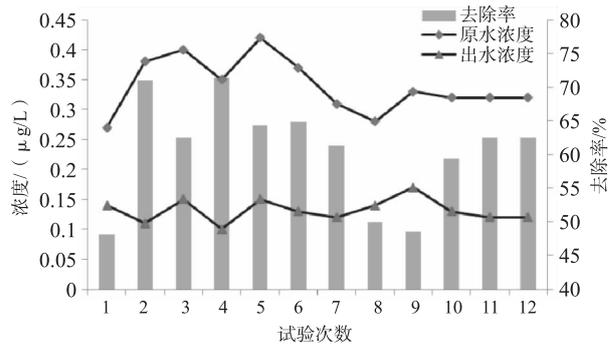


图4 TP去除效果

### 2.4 去除效果讨论

(1) 本套装置可有效去除水中藻类，对叶绿素 a 的平均去除率为 91.74%。其主要原因分析为藻类在气浮中形成的絮体大而松散，不易下沉，这类絮体粘附微气泡后易于上浮到水的表面形成浮渣，可采用刮渣设备将其刮除<sup>[3-4]</sup>。

(2) 本套装置对 TN 与 TP 的去除效果较好，平均去除率分别为 39.20% 与 60.54%。絮凝气浮工艺对污染物的去除机理主要是微气泡-絮体颗粒的碰撞-粘附作用、微气泡-絮凝体的共聚作用及泡絮体-微气泡-胶体颗粒之间的网捕、包卷和架桥作用<sup>[5]</sup>，其原理主要为物理作用。如需进一步提高对水体氮磷的去除效率，需配合其他脱氮除磷工艺深度处理。

## 3 结论

采用微气泡絮凝加压气浮工艺去除星云湖蓝藻试验结果表明，该工艺能有效去除水中藻类，平均去除率为 91.74%，对 TN 与 TP 也有较好的去除效果，平均去除率分别为 39.20% 与 60.54%。

试验研究表明微气泡絮凝加压气浮工艺对星云湖蓝藻的去除效果较为显著，在星云湖实施该清除工程，可有效减轻星云湖水域蓝藻水华暴发强度，改善区域景观效果及水环境质量。

#### 参考文献:

- [1] 冯梅. 星云湖水水质评价及富营养化成因分析 [J]. 云南环境科学, 2005, 24 (S1): 96-99.
- [2] 胡澄澄, 高乃云, 楚文海. 沉淀与气浮工艺单元处理太湖原水效果比较 [J]. 给水排水, 2010, 36 (2): 13-17.
- [3] 刘强, 赵苔馨, 赵昌爽, 等. “气浮-多面球-膜”集成工艺处理微污染湖泊水 [J]. 环境工程, 2015 (1): 11-14.
- [4] 王福龙. “生物接触氧化+气浮”和“生物滤池+沉淀”微污染源水预处理中试研究 [D]. 上海: 同济大学, 2006.
- [5] 彭怡, 王琳. 气浮法在高含藻原水处理的研究和应用 [J]. 天津化工, 2007, 21 (3): 59-61.

(下转第 80 页)

# 水质预测模型研究进展

王健, 向峰, 邱飞, 王华, 刘慧

(云南省环境监测中心站, 云南昆明 650034)

**摘要:** 根据水质预测模型理论基础的不同, 重点介绍了水质模拟模型、神经网络模型、回归分析模型以及灰色理论模型, 分别对模型的优缺点及适用性进行了分析。针对水质预测模型研究现状, 提出了模型发展所需要解决的问题和未来的发展趋势。

**关键词:** 水质预测模型; 神经网络模型; 回归分析模型; 灰色理论模型; 综述

**中图分类号:** X824 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 04-0063-05

## 0 引言

水作为生命之源, 对人类生存发展极为重要。随着经济的高速发展以及城市化进程的加快, 水环境污染问题日益严重, 认识水环境污染存在的问题及发展趋势, 对水污染防治具有重要意义。水质预测模型可依据水质监测的历史数据, 建立多元监测数据与水质参数变化之间相应的映射关系, 实现对监测因子或水质状况在未来一段时间内变化趋势的预测。近年来, 建立可靠的水质预报预警模型已成为水环境科学领域的研究热点之一。水环境资源管理需求不断扩大, 提高了对可靠、高效、准确水质预测技术的需求<sup>[1]</sup>。目前, 国内研究者集中于改善水质预测模型的适用性和可靠性, 引入了多种新技术, 如模糊数学、随机数学、3S 技术以及人工神经网络等, 促使水质预测模型得到完善, 提高了其应用范围<sup>[2]</sup>。

常见的水质预测模型有多种形式, 可按照不同的方法进行划分。通常, 按照预测空间的维数可分为一维、二维和三维水质预测模型; 按照模型预测污染物的范围, 可分为单因子预测模型和综合水质预测模型; 按照模型理论基础的不同, 可分为水质模拟模型预测法、混沌理论预测法、数理统计预测法、灰色系统理论预测法和神经网络模型预测法等。每一种预测模型都有其各自的优缺点, 适用于不同的水质污染因子和水环境区域。如何选择可靠性强、预测精度高的水质模型分析和评价区域水环境质量, 不仅是研究的热点, 更成为了难点。本文结合国内水质预测模型的研究发展历程, 探讨了近

年来主要水质预测模型的优缺点及适用性。根据我国的水环境特征, 提出了建立模型所需解决的问题和未来模型研究的发展趋势, 旨在为我国水质预报预警工作的开展提供理论依据。

## 1 水质模拟模型

水质模拟模型以水质模拟原理为理论基础, 属于目前应用最为广泛的水质预测模型之一。Streeter-Phelps (S-P) 模型被视为最早的水质模型, 属于一维稳态氧平衡模型, 迄今得到了广泛的应用<sup>[3]</sup>。随后, 欧美国家又开发了多种水质模型, 如 QUAL、WASP、MIKE、EFDC、SWAT 等。我国在水质模拟模型方面的研究起步相对较晚, 但在引进国外先进水质模拟模型及自身开发的基础上也取得了一定的成果。陈友超等人<sup>[4]</sup>对在 S-P 预测模型中引入污染源现状源强和预测断面现状监测浓度, 将预测结果与现状监测联系起来, 使得预测结果更贴近实际。李军等<sup>[5]</sup>对 WASP 富营养化模型核心算法的重新编程, 实现了该模型在 GIS 中的完全集成, 并设计了 LH-OAT 程序对参数进行全局参数敏感性分析, 提高了 WASP 富营养化模型模拟性能和应用范围。Zhang Y<sup>[6]</sup>根据国内流域水力工程的实际情况, 对 SWAT 模型的水库调控模块和水质模块进行改进, 改进后的模型尤其适用于水库水质的模拟, 可实现对淮河流域 39 个站点水量及水质的模拟。表 1 列出了一些国内典型水质模拟模型研究。尽管国外已开发的水质模型应用较为成熟, 适用于河流、湖泊(水库)、河口等多种水环境、多种污染物的模拟, 但其往往要求较为丰富的数据资料, 且精度难以掌握, 故其在我国的运用受到了很大限制。而国内已建立的模型虽能较好地模拟水质要素的基本分布规律, 但这些模型往往以小

收稿日期: 2017-11-23

作者简介: 王健 (1979-), 男, 汉族, 云南昆明人, 学士, 高级工程师, 主要从事环境质量管理与管理工作。

范围为研究区域，缺乏建模所需资料，不具有全面性、通用性以及推广性。

表 1 典型水质模拟模型研究

研究者	类型	模型特点	模拟污染物
袁玥等 <sup>[7]</sup>	二维动态水质模型	借助 MIKE21 水力水质模型，对污水处理厂在正常排污和非正常排污事故中的污染物在水环境中的过程变化进行了时空上的量化预测。对风速、水温变化等因素进行了概化处理，忽略了浓度在垂直方向的变化。	COD、NH <sub>3</sub> -N
李兴等 <sup>[8]</sup>	环境流体动力学模型	以 EFDC 的水动力模块作为 CE-QUAL-ICM 富营养化模型的输入文件，建立了耦合富营养化模型。模型不仅考虑了风速、蒸发对于模型的影响，也加入了挺水植物密度、高度、直径等指标，使模拟结果更接近于实际。	TP、TN、Chl-a、COD
朱磊等 <sup>[9]</sup>	水文水质联合模型	流域水文非点源 AnnAGNPS 模型和水库水质 CE-QUAL-W2 模型联合建的水文水质联合模型，该模型不仅可对某水库的垂向和纵向水质进行预测，还可应对洪水期和非洪水期的非点源污染区别对待。	TP、TN
尤宾等 <sup>[10]</sup>	一维稳态模型	采取测流跟踪监测得到好氧系数 K <sub>1</sub> 以及衰减系数 K <sub>c</sub> 、K <sub>N</sub> ，在一定程度上降低了误差；但模型本身仅考虑了降解、平流项，不适用于水力条件复杂多变、排污范围大的水体。	DO、BOD、NH <sub>3</sub> -N、COD
王祥三等 <sup>[11]</sup>	二维随机水质预测模型	结合一维随机水质降解模型和二维迁移扩散模型，同时考虑水质参数 K <sub>1</sub> 、K <sub>2</sub> 、K <sub>3</sub> 和河道横向扩散系数 D <sub>y</sub> 影响，适用于条件较复杂和排污范围大的水体。	BOD、COD
刘中锋等 <sup>[12]</sup>	大型水库三维水质模型	在大型水库三维水质预测模型中的污染物输移方程中采用了考虑温度分层影响的原项表达式。由于模型未考虑风力作用、季节变化等引起垂直混合作用的变化，导致 DO 模拟误差较大。	DO、COD、TP、TN

## 2 人工神经网络模型

1943 年，McCulloch 和 Pitts 提出了人工神经网络 (ANN) 的思想，人工神经网络具有学习、自组织、自适应能力和容错能力，已被广泛应用于预测估算、自动控制及系统故障等领域<sup>[13-14]</sup>。水环境受物理、化学、生物学、气象学以及水力学等诸多因素的影响，具有较强的非线性特征，用现有的基于数学表达式的水质预测模型无法综合考虑这些因素的影响。而人工神经网络对于不确定、非线性问题具有很好的适用性，已成为水质预测普遍采用的一种方法。

反向传播 (back propagation, BP) 神经网络作为人工神经网络的典型代表，在预测非线性问题方面具有明显优势，已被有效地应用于水质趋势预警预报系统。但传统 BP 神经网络存在收敛速度慢、结构过于复杂、隐含层节点的选取缺乏有效手段等问题，故国内研究者集中从样本数据预处理、学习算法改进以及模型结构调整等方面对 BP 神经网络进行优化。研究表明，遗传算法优化后的神经网络模型的预测精度略高于归一化处理后的神经网络模型，但前者的计算效率远低于后者<sup>[15]</sup>。一般情况下，遗传算法优化 BP 神经网络时会将权值、阈值和隐层神经元剥离，直接影响了模型的学习效率

和收敛性。综合考虑到 BP 神经网络的输入参数和遗传操作等对算法性能的影响，提出了一种基于改进遗传算法 (improved genetic algorithm, IGA) 优化 BP 网络的水质预测方法，并成功运用到水质状态预测中<sup>[16]</sup>。结果表明，该预测方法训练的 BP 神经网络收敛速度快，且其样本逼近精度高、泛化能力强。BP 神经网络的优化算法很多，其中 LM (Levenberg - Marquardt) 优化算法尤其适用于数据庞大的复杂问题，该算法不仅明显缩短了 BP 神经网络模型的学习时间，还提高了其预测精度<sup>[17-18]</sup>。一般来说，若 BP 神经网络的结构过于复杂，不仅需要估算更多的参数，还会降低模型的预测精度。同时，神经网络隐含层节点数的选择对模型的输出结果也有很大影响，其数值的确定基本上还依赖于经验，仍没有一套成熟的理论方法<sup>[19]</sup>。

尽管 BP 神经网络在水质预测等领域得到了广泛应用，但其仍存在局部极小、隐层节点难选取、推广能力差等诸多问题<sup>[20-21]</sup>。近些年，径向基 (RBF) 神经网络凭借其构成简单、训练速度快、能够以任意精度全局逼近任意函数的优越性，在各种水体环境的预测研究方面得到了广泛应用<sup>[22]</sup>。研究证明，RBF 神经网络的训练速度和训练误差明显优于 BP 神经网络<sup>[23]</sup>。杨平等尝试用改进的数

量化理论 I 与 RBF 神经网络模型结合的方法实现了对地下水质的模拟与预测,为水质预测研究提供了新的发展方向<sup>[24]</sup>。与 BP 神经网络一样,RBF 神经网络算法也存在一些不足之处,故在解决实际水质预测问题的过程中仍需要从网络结构、输入参数、学习算法等方面对其进行优化处理。

### 3 回归分析模型

回归分析法以统计回归概念为基础,它不仅可以提供变量间相互关系的数学表达式,还可以对表达式进行分析,判断其有效性。由于水环境状况通常是多种影响因素相互作用的结果,当难以推断影响因素的主次关系时,便可采用回归分析法建立相应的水质预测模型。我国研究者早期对采用传统多元回归分析法建立湖泊以及地下水水质预测模型作了尝试,并证明了该方法的可行性。但这些基于传统回归分析的水质预测模型并没有对自变量的选择进行优化,这样不仅增加了计算工作量,还降低了回归效果。为此,研究者们建立了逐步多元回归模型,即通过对自变量的有效筛选,剔除回归方程中对预测结果不显著的自变量,大大提高了模型的计算效率<sup>[25]</sup>。此后,又针对线性回归统计模型的稳定性和精确性做了进一步研究。王丽平等采用因子分析法,用较少相互独立的因子变量代替原来变量(水质数据)的大部分信息,提高了多元回归分析的统计稳定性,达到了用多种水体理化指标预测叶绿素 a 浓度的目的<sup>[26]</sup>。

近年来,随着对支持向量机(SVM)的深入研究,支持向量机回归(SVR)方法已成功地应用于时间序列的预测研究、非线性建模与预测优化控制等方面。研究证明,在样本数据较少的情况下,SVR 的预测能力比 BP 神经网络、RBF 神经网络和线性回归要强,但 SVR 在拟合数据的极值时效果不佳<sup>[27]</sup>。徐龙琴等人根据样本重要性的差异,给各个样本的惩罚系数赋予不同权值,克服了标准 SVR 和最小二乘支持向量回归机(LSSVR)因不同样本均采用相同权重造成预测精度低的问题,并采用粒子群优化对加权支持向量回归机参数的组合进行自适应优化,明显提高了模型的收敛速度、预测精度、泛化能力以及鲁棒性<sup>[28-29]</sup>。

与神经网络预测模型以及传统回归预测模型相比,SVM 预测模型的性能有所提高。但 SVM 预测模型中,核函数需要满足 Mercer 条件,支持向量的个数会随着训练样本的增加呈线性增加,只能给出确定性的预测结果,无法估算预测的不确定性。

而实际应用中的概率式预测能够提供更为重要的信息,有助于确定水质预测的可信度。为此,研究者们提出了一种基于关联向量机(RVM)的水质预测模型。RVM 的核函数不必满足 Mercer 条件,解的稀疏远高于 SVM,具有关联量数少、预测时间短、泛化能力强等优点,能较好地应用于水质预测。此外,RVM 还能给出预测结果的可信程度,为实际应用中的概率预测提供重要信息<sup>[30-31]</sup>。因而,RVM 回归模型的应用为水质预测提供了一种新的解决思路。

### 4 灰色理论模型

不确定性理论和非线性系统理论的发展为水质预测方法的更新提供了新的理论依据。其中灰色系统理论法因建模过程简单、简洁易求解,应用较为广泛。灰色模型以微分方程为基础,描述事物发展的连续过程,符合水质的渐变规律。该模型的建立过程事实上是对水质环境的辨识过程,即运用已知的水质数据去揭示系统的动态特征。

通常,水质指标监测的原始数据不能满足灰色 GM(1,1)水质预测模型对离散光滑数据序列的要求,故往往需要选用适当方法对原始数据进行预处理、累加以及序列检查,使其生成建立模型所需的数据序列。当原始数据波动性较大、规律性较弱时,传统 GM(1,1)模型预测所得结果与实际结果误差偏大,拟合精度较低。当预测序列与原始序列关联度过小或相对误差超过 10%,则需要建立残差 GM(1,1)模型,并将其加到原模型以提高预测精度,减小预测误差。王开章<sup>[32]</sup>等人针对残差模型的修正提出了应注意的问题,即建立残差模型一般只用部分残差、修正后模型的精度与建模所采用残差个数有关、一般注重修正原点附近的数。钟文武等人在对灰色 GM(1,1)模型进行残差修正的基础上,引入 Markov 理论对拟合残差进行状态划分,实现了对滇池观音山断面水质指标的预测<sup>[33]</sup>。结果分析表明,针对不同的水质指标应该结合模型精度检验结果选择适当修正次数,并非模型修正次数越多,其预测精度越高。由于污染物的浓度变化并非随着年份单调递增或者递减,故 GM(1,1)模型及其修正模型并不一定适合水污染物的预测。针对以上情况,研究者通过将最新数据替代系统中陈旧的数据,建立了新陈代谢的 GM(1,1)模型,提高了模型预测精度和可靠性<sup>[34]</sup>。此外,GM(1,1)模型还有一个重要作用就是预测系统中下一个或几个异常值出现的时刻。凭借这个

功能, 可实现对河流污染提前防备, 减少损失。

总的来说, 灰色理论预测模型主要运用于数据较少、趋势性强、波动不大的短期水质预测。在水质预测过程中, 该模型尤其适用于结构信息和关系信息不明确的水环境系统, 如地下水水质变化预测。但对于受工业、生活污水及农田施肥影响较大的水环境, 水质指标变幅较大, 灰色理论预测模型虽能体现水质变化的趋势成分, 但对随机成分反映不够, 预测精度较低。

## 5 结论与展望

### 5.1 模型选用原则

为避免对水质预测模型选择的盲目性, 提高模型预测的准确性, 降低模型自身的不确定性, 建议在模型的选择时遵循以下几个原则: ①预测结果: 确保预测值的唯一性以及可验证性; ②分析结果: 充分利用历史监测数据, 淡化“绝对值”, 重视“相对值”、“变化值”以及“概率值”; ③验证模型: 除“时间”序列验证以外, 还应强化“空间”点位趋势验证; ④评价模型: 注重对预测值变化趋势的分析, 合理评价模型预测精确度; ⑤对比模型: 对比分析多种模型的预测结果, 确定最佳预测模型。

### 5.2 模型建立存在的问题

国内研究者采取了不同原理和方法来对水质预测模型进行研究, 各有其优缺点。目前我国水质预测模型的研究现状主要存在以下问题: ①已建立的水质预测模型多数存在空间维数低、概化参数多、描述对象单一、预测范围窄、预测误差大等问题, 缺乏推广性, 很难满足我国目前对水环境管理的需求; ②根据我国水质预测研究现状, 自主研发流域水质预测模型的能力较为薄弱; ③国外模型普遍上存在对输入参数要求较高的问题, 尤其对流域状况、水质现状、气象数据等要求苛刻, 而国内大多数水体缺乏长期监测数据, 且存在监测频率低、监测指标不全面等问题, 难以满足模型对关键参数的要求; ④水文、水质参数的不确定性是影响模型最主要的因素, 但短期内无法全面掌握各流域的水环境特征。而气象参数是通过历史气象数据对未来大气物理过程进行模拟, 其模拟值与实际情况存在差异, 导致水质模型模拟结果与真实值存在误差; ⑤国内一些官方数据不向社会公开, 导致同一模型基于不同数据来源得到的预测结果之间不具有可比性; ⑥模拟流域和较大水体的各种水动力和水质特征时, 不同流域模型和水体水质模型连接也是当

下研究的难点和热点。

### 5.3 未来发展趋势

水环境条件错综复杂, 水质预测模型多种多样, 其中大多数模型都仅针对特定的研究对象, 维度低且对随机成分较高的水体预测能力不佳。尽管对于多维度、多支流河段的动态模式已有初步探索, 但在综合考虑各种因素方面尚存不足。随着技术的发展, 卫星遥感、无人机携带近感光学元件等先进的手段开始运用于水质污染物的测量, GIS技术的成熟使得地理空间数据和卫星数据为基础的模型可有效地反演污染物的时空变化, 最优加权组合预测法(如回归移动平均模型与人工神经网络、混沌理论与RBF神经网络、灰色理论与神经网络的联合模型等)也越来越多地应用于水质预测, 增加了预测结果的可靠性和稳定性, 减小了单个预测的风险。近年来, 第三方软件开发的集成模型使水质污染物传输扩散仿真与数值模拟更加精确, 其强大的建模和数值模拟能力在未来的水质预测领域拥有广阔前景。

#### 参考文献:

- [1] Nguyen H D, Che D L, Pham V T, et al. Application of a Neural Network Technique for Prediction of the Water Quality Index in the Dong Nai River, Vietnam [J]. *Journal of Environmental Science and Engineering B*, 2016 (7): 363-370.
- [2] GH Song, YH Zhang. Research Progress and Development Trend of Water Quality Models [J]. *Equipment Environmental Engineering*, 2008.
- [3] Fan C, Wang W S, Liu F R, et al. Sensitivity Analysis and Water Quality Modeling of a Tidal River Using a Modified Streeter-Phelps Equation with HEC-RAS-Calculated Hydraulic Characteristics [J]. *Environmental Modeling & Assessment*, 2012, 17 (6): 639-651.
- [4] 陈友超. 河流水质预测模型的应用研究 [J]. *中国环境监测*, 2002, 18 (5): 54-57.
- [5] 李军, 张明华. WASP富营养化水质模型在GIS中的完全集成研究 [J]. *长江流域资源与环境*, 2012 (S1): 93-98.
- [6] Zhang Y, Xia J, Shao Q, et al. Water quantity and quality simulation by improved SWAT in highly regulated Huai River Basin of China [J]. *Stochastic Environmental Research & Risk Assessment*, 2013, 27 (1): 11-27.
- [7] 袁玥, 师懿, 程胜高. 基于二维动态水质模型的长江蕲春段水污染扩散分析 [J]. *安全与环境学报*, 2016, 16 (1): 212-216.
- [8] 李兴, 史洪森, 张树礼, 等. 基于环境流体动力学模型的浅水草藻型湖泊水质数值模拟 [J]. *生态学报*, 2013, 33 (13): 3987-3994.
- [9] 朱磊, 李怀恩, 李家科, 等. 水文水质模型联合应用于水库水质预测研究 [J]. *中国环境科学*, 2012, 32 (3): 571-576.
- [10] 尤宾, 胡兰群, 张武云. 淮河干流河南段水质预测模型试验

- 研究 [J]. 中国环境监测, 2013, 29 (3).
- [11] 王祥三, 陈小江. 二维随机水质预测模型及其应用 [J]. 武汉大学学报 (工学版), 2001, 34 (5): 16-20.
- [12] 刘中峰, 李然, 陈明千, 等. 大型水库三维水质模型研究 [J]. 水利水电科技进展, 2010, 30 (2): 5-9.
- [13] Dixit G, Roy D, Uppal N. Predicting India Volatility Index: An Application of Artificial Neural Network [J]. Rethinking International Development, 2013, 70 (4): 22-30.
- [14] Ying Z, Nan J, Cui F Y, et al. Water quality forecast through application of BP neural network at Yuqiao reservoir [J]. 浙江大学学报 (a 卷英文版), 2007, 8 (9): 1482-1487.
- [15] 曹栋华, 陈佳袁, 刘益志, 等. 优化神经网络模型在水质预测中的运用 [J]. 三峡大学学报 (自然科学版), 2016, 38 (4): 12-16.
- [16] 张旭东, 高茂庭. 基于 IGA-BP 网络的水质预测方法 [J]. 环境工程学报, 2016, 10 (3): 1566-1571.
- [17] 王晓萍, 孙继洋, 金鑫. 基于 BP 神经网络的钱塘江水质指标的预测 [J]. 浙江大学学报 (工学版), 2007, 41 (2): 361-364.
- [18] 袁宏林, 龚令, 张琼华, 等. 基于 BP 神经网络的皂河水质预测方法 [J]. 安全与环境学报, 2013, 13 (2): 106-110.
- [19] 张青, 王学雷, 张婷, 等. 基于 BP 神经网络的洪湖水质指标预测研究 [J]. 湿地科学, 2016, 14 (2): 212-218.
- [20] Yesilnacar M I, Sahinkaya E, Naz M, et al. Neural network prediction of nitrate in groundwater of Harran Plain, Turkey [J]. Environmental Geology, 2008, 56 (1): 19-25.
- [21] Maier H R, Dandy G C. The Use of Artificial Neural Networks for the Prediction of Water Quality Parameters [J]. Water Resources Research, 1996, 32 (32): 1013-1022.
- [22] Bouamar M, Ladjal M. A comparative study of RBF neural network and SVM classification techniques performed on real data for drinking water quality [C] // International Multi-Conference on Systems, Signals and Devices, 2008. IEEE Ssd. IEEE, 2008: 1-5.
- [23] 陈默, 李书博, 王硕. 几种人工神经网络法的水质预测比较 [J]. 甘肃水利水电技术, 2011, 47 (3): 1-2.
- [24] 杨平, 王新民, 路来君. 基于改进的数量化理论和 RBF 神经网络组合方法的地下水水质预测 [J]. 地学前沿, 2016, 23 (3): 151-155.
- [25] 李栋臣. 逐步回归分析在地下水水质预测中的应用 [J]. 河南理工大学学报 (自然科学版), 1992 (4): 11-18.
- [26] 王丽平, 郑丙辉. 大宁河叶绿素 a 的因子分值-多元线性回归预测模型研究 [J]. 长江流域资源与环境, 2011, 20 (9): 1120-1124.
- [27] 武国正, 徐宗学, 李畅游. 支持向量回归机在水质预测中的应用与验证 [J]. 中国农村水利水电, 2012 (1): 25-29.
- [28] 徐龙琴, 刘双印. 基于 APSO-WLSSVR 的水质预测模型 [J]. 山东大学学报 (工学版), 2012, 42 (5): 80-86.
- [29] 徐龙琴, 刘双印. 基于 PSO-WSVR 的短期水质预测模型研究 [J]. 郑州大学学报 (工学版), 2013, 34 (3): 112-116.
- [30] 许玉格, 曹涛, 罗飞. 基于相关向量机的污水处理出水水质预测模型 [J]. 华南理工大学学报 (自然科学版), 2014, 42 (5): 103-108.
- [31] 笄英云, 汪晓东, 赵永刚, 等. 基于关联向量机回归的水质预测模型 [J]. 环境科学学报, 2015, 35 (11): 3730-3735.
- [32] 王开章, 刘福胜, 孙鸣. 灰色模型在大武水源地水质预测中的应用 [J]. 山东农业大学学报 (自然科学版), 2002, 33 (1): 66-71.
- [33] 钟文武, 李光华, 罗永新, 等. Markov 灰色残差 GM (1, 1) 模型在滇池观音山断面水质预测中的应用研究 [J]. 环境科学与管理, 2016, 41 (11): 80-84.
- [34] 冉延平, 何万生, 雷旭晖, 等. 应用灰色 GM (1, 1) 模型及其改进模型预测渭河天水段水质 [J]. 水资源与水工程学报, 2011, 22 (5): 88-91.

## Research Progress of Water Quality Prediction Model

WANG Jian, XIANG Feng, QIU Fei, WANG Hua, LIU Hui

(Yunnan Environmental monitoring center, Kunming Yunnan 650034, China)

**Abstract:** Water environment is a complex system, and its water quality condition is influenced by a variety of factors together with significant spatial and temporal variability. The water quality prediction model as one important tool provides support for water environment quality assessment, pollution control strategy and decision-making. According to the theoretical basis of water quality prediction model, water quality simulation models, neural network models, regression analysis models and gray theoretical models were introduced. The advantages, disadvantages, and application scope of each model were also analyzed respectively. In view of the current situation of water quality prediction model, the problems and future development trend of models were put forward.

**Key words:** water quality prediction model; artificial neural network model; regression analysis model; gray theoretical model; summary

# 于桥水库流域生态安全评估研究

江文渊<sup>1,2</sup>, 张征云<sup>2</sup>, 张彦敏<sup>1,2</sup>, 陈启华<sup>1,2</sup>

(1. 天津环科环境规划科技发展有限公司, 天津 300191; 2. 天津市环境保护科学研究院, 天津 300191)

**摘要:**为摸清于桥水库流域生态安全状况, 制定有针对性的于桥水库水源保护措施, 保护好天津市民的饮用水源, 构建了于桥水库流域生态安全评估体系, 对天津境内于桥水库流域范围进行了生态安全评估。评估结果显示: 于桥水库流域生态安全综合评估得分为 80 分, 生态安全状态为安全。各方案层得分分别为: 社会经济影响 87.7 分, 水生态健康 75.2 分, 生态服务功能 87.2 分, 调控管理 68.2 分。针对评估中发现问题提出了相应的建议。

**关键词:**生态安全; 评估; 于桥水库; 天津

**中图分类号:** X824 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 04-0068-05

## 0 前言

引滦工程是为缓解京津唐供水矛盾而兴建的我国第一个大型跨流域调水工程, 该工程北起河北省迁西县大黑汀水库坝下引滦分水闸, 南至天津市红桥区西河水厂, 途经河北省的迁西县、遵化市和天津市的蓟州区、宝坻区、武清区、北辰区等区, 全长 234 km (其中河北省境内 70 km)。输水工程主要包括引滦分水闸、输水隧洞、黎河、于桥水库、州河 (后改为输水暗渠)、输水明渠、尔王庄水库、暗渠和潮白河、尔王庄、大张庄 3 座加压泵站等。其中于桥水库位于蓟州区, 是引滦输水的调蓄水库, 蓄水高程为 21.16 m。引滦工程从 1983 年建成输水以来, 极大缓解了天津城市居民的用水困难问题, 也成为了天津市经济发展的最重要水源。

于桥水库流域汇水面积为 2060 km<sup>2</sup>, 其中, 绝大部分面积位于河北省境内, 天津市境内流域面积约 424 km<sup>2</sup>, 包括 10 个乡镇, 13 万余人。近年来, 于桥水库整体水质为Ⅲ类, 基本满足饮用水源水质要求。近几年, 随着引滦上游地区经济社会快速发展, 污染物排放量增加, 引滦水污染问题日趋突出<sup>[1]</sup>, 远超出于桥水库的自净能力, 加上水库周边面源污染影响, 导致水库生态系统受到威胁, 水质类别下降。为摸清于桥水库流域生态安全状况, 制定有针对性的于桥水库水源保护措施, 保护好天津市民的“大水缸”, 本文构建了于桥水库流域生态安全评估体系, 对天津境内于桥水库流域范围进行了生态安全评估, 并针对评估

结果提出了相应的对策建议。

## 1 于桥水库流域生态安全评估

### 1.1 评估指标体系建立

参考环保部《湖泊生态安全调查与评估技术指南 (试行)》, 结合流域现状及数据可获得性, 构建于桥水库流域生态安全评估指标体系。该指标体系由目标层、方案层、因素层、指标层共同构成, 包含 1 个目标层、4 个方案层、18 个因素层和 38 个指标层。构建的评估指标体系见表 1。

### 1.2 参照标准确定

按照指南要求并结合本流域实际, 本次于桥水库生态安全调查评估的参照标准主要参考 1980 年代湖泊综合调查数据、已有的国家标准、以往研究经验值、国内具有良好特色的流域现状值、相关规划数值等, 对于无法获取参考值的指标, 在指标体系中进行调整或删除。各指标参考标准及设定依据见表 1。

### 1.3 数据的预处理和标准化

根据 Weber - Fishna 定律, 当环境与生态质量指标成等比变化时, 环境与生态效应成等差变化。根据该定律, 对评估体系中各指标的原始数值进行标准化处理<sup>[2]</sup>:

$$a) \text{ 正向型指标: } r_{ij} = x_{ij}/S_{ij}$$

$$b) \text{ 负向型指标: } r_{ij} = S_{ij}/x_{ij}$$

式中:  $x_{ij}$ — $i$  指标在采样点  $j$  的实测值;  $s_{ij}$ —指标因子的参考标准;  $r_{ij}$ —评估指标的标准值, 其取值满足  $0 \leq r_{ij} \leq 1$ , 且  $>1$  的取值为 1。

对于不符合 Weber - Fishna 定律的指标, 借鉴该定律从质量 - 效应变化分析确定转换方法。对于有阈值指标, 在阈值内以阈值为标准值进行转换,

收稿日期: 2017-12-07

作者简介: 江文渊 (1986-), 女, 湖北武汉人, 工程师, 硕士, 主要研究方向为生态环境调查与评估。

阈值之外作 0 处理<sup>[3]</sup>。

1.4 权重确定

采用专家打分法对于桥水库流域生态安全评估指标体系目标层、因素层、指标层进行打分，每个

层次每项指标满分均为 10 分，分数越高表示越重要，通过对专家咨询结果进行整理后得到判断矩阵，计算各层次各指标的权重。目标层、因素层、指标层权重见表 1。

表 1 于桥水库流域生态安全评估指标权重及评分

目标层得分	方案层(A层)	权重	方案层评分	因素层(B层)	权重	因素层评分	指标层(C层)	权重	指标层评分		
80	社会经济影响	0.25	87.7	人口	0.1	63.2	人口密度	0.5	58.2		
							人口增长率	0.5	68.2		
				经济	0.1	82.4	人均 GDP	1	82.4		
							社会	0.3	100.0	人类活动强度指数	1
				流域污染负荷	0.3	94.2	单位面积污染源 TN 负荷	0.3	80.6		
							单位面积污染源 TP 负荷	0.7	100.0		
				入湖河流	0.2	74.6	主要入湖河流 COD 浓度	0.35	100.0		
							主要入湖河流 TN 浓度	0.2	18.2		
							主要入湖河流 TP 浓度	0.35	74.1		
							单位入湖河流水量	0.1	100.0		
							溶解氧	0.16	100.0		
							透明度	0.16	100.0		
				水质	0.4	84.3	氨氮	0.16	100.0		
							总磷	0.18	38.5		
	总氮	0.18	81.3								
	高锰酸盐指数	0.16	91.9								
	叶绿素 a	0.2	38.7								
	综合营养指数	0.8	53.0								
	富营养化	0.15	50.2	总氮	0.1	31.6					
				总磷	0.1	100.0					
				有机质	0.1	27.5					
				重金属风险指数	0.7	86.7					
	沉积物	0.25	76.6	浮游植物多样性指数	0.35	73.3					
				浮游动物多样性指数	0.35	91.7					
				底栖动物多样性指数	0.1	21.6					
				沉-浮-漂-挺水植物覆盖度	0.2	69.8					
	水生生物多样性	0.2	73.9	集中饮用水水质达标率	1	75.0					
				水源涵养功能	0.2	86.6					
林草覆盖率				1	86.6						
栖息地功能				0.2	97.0						
湿地面积占总面积的比例				1	97.0						
湖(库)滨自然岸线率				1	77.4						
生态服务功能	0.25	87.2	自然保护区级别	0.5	100.0						
			珍稀物种生境代表性	0.5	100.0						
			资金投入	0.3	100.0						
			环保投入指数	1	100.0						
调控管理	0.25	68.2	工业企业废水排放稳定达标率	0.4	75.0						
			城镇生活污水集中处理率	0.3	0.0						
			农村生活污水处理率	0.3	0.0						
			监管能力	0.2	85.0						
长效管理机制	0.2	60.0	监管能力指数	1	85.0						
									长效管理机制构建	1	60.0

### 1.5 生态安全指数计算

#### 1.5.1 方案层评估

方案层评估包括社会经济影响评估 (A1)、水生态健康评估 (A2)、生态服务功能评估 (A3) 和调控管理评估 (A4) 四个方面。方案层评估采用分级评分、逐级加权的方法, 具体包括以下几个步骤:

##### (1) 计算指标层分值

依据各评估指标原始数值和相应的标准值, 运用标准化处理公式计算得到评估指标的标准值 ( $r_{ij}$ ), 指标原始值以 2015—2016 年调查数据为基础。

##### (2) 计算指标层对方案层权重

根据下列公式计算指标层对方案层的权重:

$$W(CA)_i = W_i \times W(BA)_i$$

式中:  $W(CA)_i$ —C 层指标因子相对于方案层 A 的权重系数;  $W_i$  为 C 层第  $i$  个指标因子相对于因素层 B 的权重系数;  $W(BA)_i$  为因素层 B 相对于方案层 A 的权重系数。

##### (3) 计算方案层得分

各指标的标准化值和指标权重确定后, 依据下式, 计算各方案层得分:

$$A_k = \sum_{j=1}^m W(CA)_i \times r_{ij} \times 100$$

式中:  $A_k$ —第  $k$  个方案层得分值计算结果;  $r_{ij}$ —评估指标的标准化值;  $W(CA)_i$ —C 层指标因子相对于方案层 A 的权重系数。

由此计算得出, 方案层得分分别为: 社会经济影响 87.7 分、水生态健康 75.2 分、生态服务功能 87.2 分和调控管理 68.2 分。由此可见, 流域社会经济影响状态处于安全水平, 水生态健康、生态服务功能、调控管理方面状态属于较安全水平。

#### 1.5.2 目标层评估

目标层评估即生态安全综合评估, 采用加权求和法计算生态安全指数 (ESI), 其结果是 1 个 1~100 之间的数值:

$$ESI = \sum_{k=1}^4 A_k \times W_k$$

式中:  $ESI$ —生态安全指数;  $A_k$ —第  $k$  个方案层的得分值;  $W_k$ —第  $k$  个方案层对目标层的权重系数。

由此计算得出: 于桥水库流域生态安全综合评估得分为 80 分, 生态安全状态为安全。

### 1.6 生态安全分级标准

参考全国重点湖泊水库生态安全评估的分级标准, 本次于桥水库流域生态安全评估的生态安全指数由高至低分为安全、较安全、一般安全、欠安

全、很不安全, 生态安全指数分级标准见表 2。

表 2 生态安全指数等级划分标准

分级	生态安全指数 (ESI)	安全状态
I	$80 \leq ESI \leq 100$	安全
II	$60 \leq ESI < 80$	较安全
III	$40 \leq ESI < 60$	一般安全
IV	$20 \leq ESI < 40$	欠安全
V	$ESI < 20$	很不安全

### 1.7 生态安全成因诊断

由方案层得分制作方案层得分对比图 (图 1) 可知, 在各方案层中社会经济影响得分最高, 说明流域在人口、经济、社会发展、流域污染负荷、入湖河流污染控制等方面取得了一定成绩; 生态服务功能位列第二, 说明流域生态服务功能发挥较充分, 但还有提升空间; 水生态健康、调控管理得分位列第三、第四, 尚需重点进行提升。

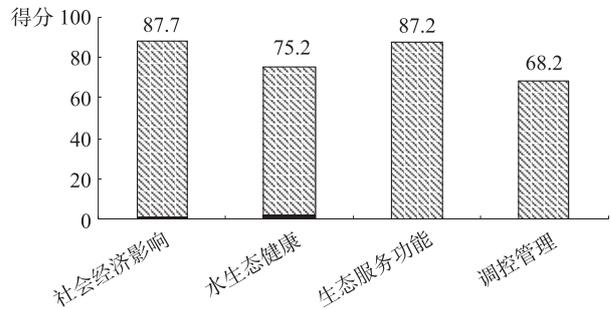


图 1 方案层得分对比

由因素层得分制作因素层得分对比图 (图 2) 可知, 在因素层中, 经济、社会、水质、水源涵养功能、栖息地功能、人文景观功能、资金投入、监管能力这几项因素得分均在 80 分以上, 是因素层中最安全的指标; 得分位于 60~80 分的因素有: 人口、入湖河流、沉积物、水生生物多样性、饮用水服务功能、拦截净化功能、长效机制, 这些因素处于较安全状态, 尚有提升空间; 得分低于 60 分的因素为富营养化、污染治理两项因素, 是今后流域生态管理应着重加强的部分。

## 2 对策建议

(1) 以京津冀协同发展为契机, 构建跨省引滦水源保护长效机制

京津冀协同发展是重大国家战略, 三省市应充分发挥比较优势, 立足现代产业分工要求进行优势互补, 争取并以此为契机, 将引滦水源保护纳入京津冀协同发展战略规划之中, 建立津冀高层互访机制, 增进两省市对共同保护引滦水源地的共识, 使

引滦水源保护工作机制化、常态化<sup>[4]</sup>。

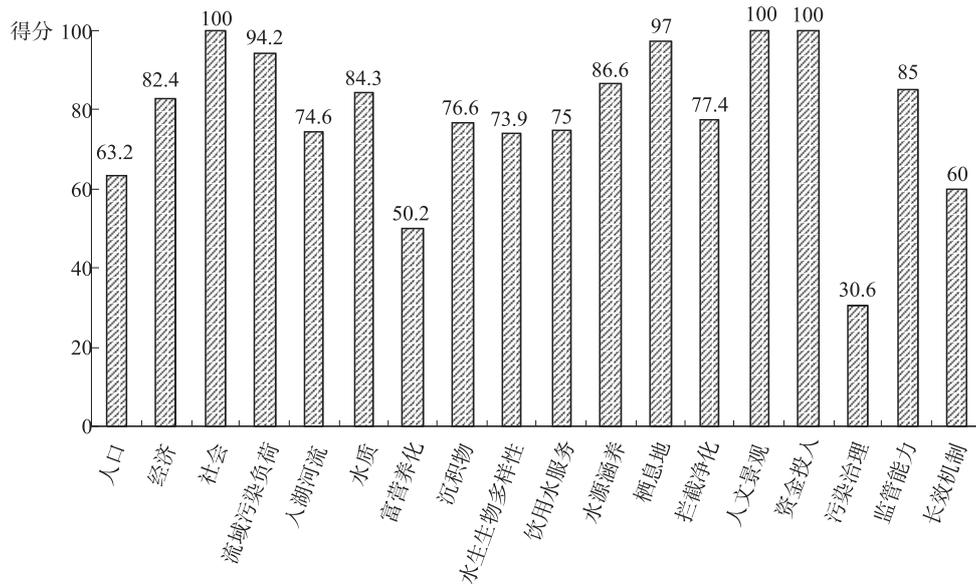


图2 因素层得分对比

(2) 推动潘家口水库、大黑汀水库及黎河输水河道饮用水水源保护区划定工作

根据《全国重要江河湖泊水功能区区划》和《关于公布全国重要饮用水水源地名录的通知》，潘家口水库与大黑汀水库被列为全国第一批重点水源地。截至目前，潘家口水库、大黑汀水库尚未划定饮用水水源保护区，并成为当地淡水养殖基地和旅游景点，黎河流域工业废水及生活污水排放的污染物也通过引滦输水汇入于桥水库。因此，应推动潘家口、大黑汀水库及黎河输水河道饮用水水源保护区划定工作，以通过法定形式控制引滦源头及沿线的污染物排放活动。只有控制住污染，才能实现清水入河、清水入库。

(3) 开展引滦输水沿线流域综合治理

对于引滦水源的保护，既要保证引水源头水质，又要保障输水沿线水质安全<sup>[5]</sup>，两者缺一不可。为了保障天津市饮用水安全，应在输水沿线实施流域综合治理措施。对危及输水安全的河道加以全面治理；积极争取国家部委资金，在输水沿线黎河下游开展湿地生态系统建设，对面源污染采取治污截污工程，结合沿河巡视道路、两岸绿化带和隔离网的建设，对河道实施封闭式管理，恢复生态空间，开展生态功能修复，最终实现清水入河、入库。

(4) 实施水库周边乡镇面源污染治理工程

加强生活污水治理。加快流域内各镇城镇污水处理厂及配套管网建设，在镇区实现城镇生活污水集中治理。对于城镇周边的村庄，考虑建设污水收

集管网，将生活污水纳入附近城镇污水处理厂集中处理；推进农村生活污水治理，推进蓟县北部山区农村生活污水治理项目，并以此为基础，进一步扩大流域农村生活污水分散源治理。

严格畜禽养殖粪便治理。结合国家相关最新要求，如“禁养区划定”等，合理布局区域内畜禽养殖发展政策，控制畜禽养殖污染集聚，引导养殖废弃物的妥善处置和合理利用。落实区域内规模化场（小区）的配套污染治理设施，建议采取粪污固液分离、固体粪污用于制造有机肥、废液经处理后还田利用的模式。在流域内视养殖场分布情况建设区域性有机肥厂或处理（处置）设施。同时，新建、改建、扩建规模化畜禽养殖场（小区）要实施雨污分流、粪便污水资源化利用<sup>[6-8]</sup>。在散养密集区实行畜禽粪便污水分户收集，运至处理设施进行集中处理和再利用。

推进种植业面源治理。在流域内实施测土配方施肥，有效减少库周种植业的化肥和农药使用量，增加有机肥施用量。大力提倡农作物秸秆还田等秸秆资源化利用方式。推行农业节水灌溉，推广滴灌、喷灌等节水新工艺。同时，改造蔬菜等耗水作物的灌溉设施，提高水资源利用率。

(5) 因地制宜开展水库底质生态修复

项目组对水库底质采样监测结果显示：水库底质重金属风险等级处于中级；底质中铜、锌、铬、汞均有一个采样频次超过《土壤环境质量标准》I类标准；镍4个采样频次超过I类标准；水库底质营养

盐和有机质含量偏高,特别是总氮和有机质含量。

应结合水库特点,因地制宜地开展底质生态修复,采用种植大型水生植物、鱼类增殖放流、人工湿地、生态疏浚等各种技术,对水库底质污染物进行转化和去除,减少水库内源污染对于桥水库水质的不利影响。

**参考文献:**

[1] 刘战友,刘哲,孙甲岚.天津市永青渠引江应急调水工作实践与启示[J].海河水利,2017(增刊):53-55.  
[2] 杜响轩,姜霞,王雯雯,等.环境治理工程对蠡湖水生态系统健康的影响评估[J].环境工程技术学报,2014,4(3):192-198.

[3] 赵明月,王文杰,王维,等.基于土地利用的水府庙水库流域生态安全评价[J].环境工程技术学报,2015,5(1):38-45.  
[4] 郝宝华.于桥水库生态环境保护方案效益评估研究[D].天津:河北工业大学,2014.  
[5] 郑彦.上游渔业养殖对下游饮用水水源水体氮磷负荷影响研究[D].上海:东华理工大学,2015.  
[6] 周梅.昭通市水污染现状与治理措施探讨[J].低碳世界,2017(1):14-15.  
[7] 袁华光,袁朝晖,蒋志军,等.零陵生猪养殖环境治理的探讨[J].中国畜牧兽医文摘,2017,33(6):80-80.  
[8] 郑勇,刘建国,刘鑫,等.内蒙古自治区畜禽养殖污染特征及问题分析[J].环境与发展,2017,29(5):50-51.

## Ecological Security Assessment of the Yuqiao Reservoir Watershed

JIANG Wen-yuan<sup>1,2</sup>, ZHANG Zheng-yun<sup>2</sup>, Zhang Yan-min<sup>1,2</sup>, CHEN Qi-hua<sup>1,2</sup>

(1. Tianjin Huanke Environmental Planning Technology Co. Ltd., Tianjin 300191, China)

**Abstract:** In order to examine the ecological security status of the Yuqiao Reservoir watershed, and formulate concrete protective measures for Yuqiao Reservoir, which is the drinking water source of Tianjin citizens, the ecological security assessment system of the Yuqiao Reservoir watershed was built to evaluate the ecological security status of the watershed. The results showed that ecological security assessment score for the watershed was 80, which is in the safe level. The scores of each scheme were as follows: 87.7 of social economic impact, 75.2 of water ecological health, 87.2 of ecological service function and 68.2 of regulation management. Finally, the corresponding measures were proposed in terms of the problems found in the assessment.

**Key words:** ecological security; assessment; Yuqiao Reservoir; Tianjin

# 张家港河北段水质存在的问题及对策研究

周 静, 刘松华

(苏州市环境科学研究所, 江苏 苏州 215004)

**摘 要:**通过资料收集和现场监测的方式对张家港河北段及主要支流水质现状进行分析评价, 计算了污染物的入河量, 找出了研究范围内存在的主要问题, 并提出了相应的对策措施。

**关键词:** 张家港河; 水质; 存在问题; 对策措施

**中图分类号:** X824 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 04-0073-03

城市的社会经济系统依赖于城市河流所提供的各种功能, 例如受纳功能、生态功能、景观与美化功能等, 因此, 健康的城市水环境是城市可持续发展的重要保障<sup>[1]</sup>。张家港河北起长江, 自西北向东南经张家港市、江阴市入常熟市望虞河, 是入望虞河的主要河流之一。张家港河在张家港境内全长 16.6 km, 主要分为两段, 北段从长江口闸至袁家桥 (与江阴交界断面), 长 7.8 km; 南段从凤凰镇周家码头至程墩村电镀三厂 (与常熟交界断面), 长 8.8 km。本次研究范围为张家港河北段两岸 3 km, 研究对象为张家港河北段及其 9 条主要支流, 包括巫山港、侯家港、南横套、香山河、石头港、南横泾、钱昌河、南横港和东横河。

## 1 研究范围内水质现状

以往数据显示, 2013—2015 年张家港河上各监测断面高锰酸盐指数和总磷指标年均值均达到 IV 类标准, 氨氮有不同程度的超标现象, 年均值基本都达不到 IV 类标准。为了进一步掌握范围内的水质情况, 课题组在 2016 年 8 月 22—23 日, 对张家港河北段及其主要支流进行了现状监测, 共布设 18 个断面, 13 个断面布设在支流上, 见图 1。监测项目为氨氮、总磷、高锰酸盐指数。

根据各断面相应水质功能区划, 监测数据显示, 张家港干流断面没有超标现象。支流邱家港 (W1)、侯家港 (W4)、南横泾 (W9)、石头港 (W8) 和钱昌河 (W10) 氨氮污染严重, 超标倍数在 1.92 ~ 6.24。石头港 (W8) 和钱昌河 (W10) 总磷超标, 超标倍数分别为 2.3 和 1.55。

支流各因子浓度分析见图 2。

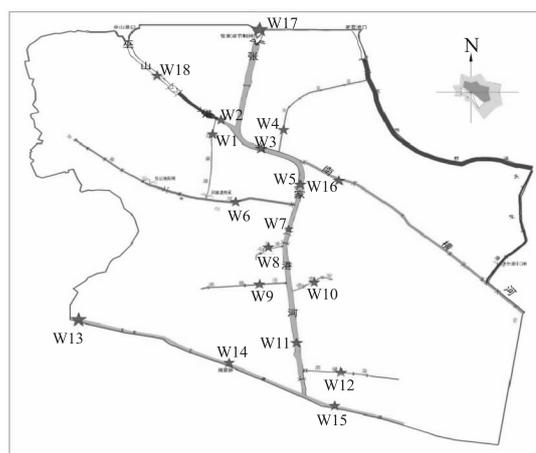


图1 研究范围及监测点位分布图

本次监测时属丰水期, 又正值环保督查检查, 部分企业停业整顿, 偷排漏排超标排放情况得到严格控制, 水质数据较以往例行监测数据有所好转。

## 2 存在的问题

城市河流污染主要来源于生活污水、工业废水、农业废水<sup>[2]</sup>及雨水<sup>[3]</sup>4 个方面。经计算, 研究范围内居民生活污染源对氨氮的入河量贡献最大 (69.6%), 其次为企业生活污染 (25.9%), 工业、养殖业对氨氮贡献量较小。

### 2.1 农村生活污水处理率亟待提高

研究范围内氨氮的首要来源为生活污染, 农村生活污水处理率普遍低下, 污水管网建设不完善, 集中处理率低, 分散设施后期运行维护存在问题。

### 2.2 交汇河流带入污染物

交汇河道两岸主要为居民集聚区, 生活污水大多未经处理直排入河流, 两岸水土保持较差, 河流流动性差, 水质常年为 V 类甚至劣 V 类水。根据现场监测结果, 邱家港、侯家港、南横泾、石头港

收稿日期: 2017-11-20

作者简介: 周静 (1984-), 女, 江苏省苏州市人, 工程师, 硕士研究生, 主要从事环境保护相关研究工作。

和钱昌河氨氮污染严重。沿河村庄生活垃圾收运、处置管理混乱。部分交汇河流设有闸站形成河流滞流带，导致河流汇入张家港河时受阻，随着引排水期的变化，污水聚集后又大量下泄至张家港河，引起张家港河水质恶化。

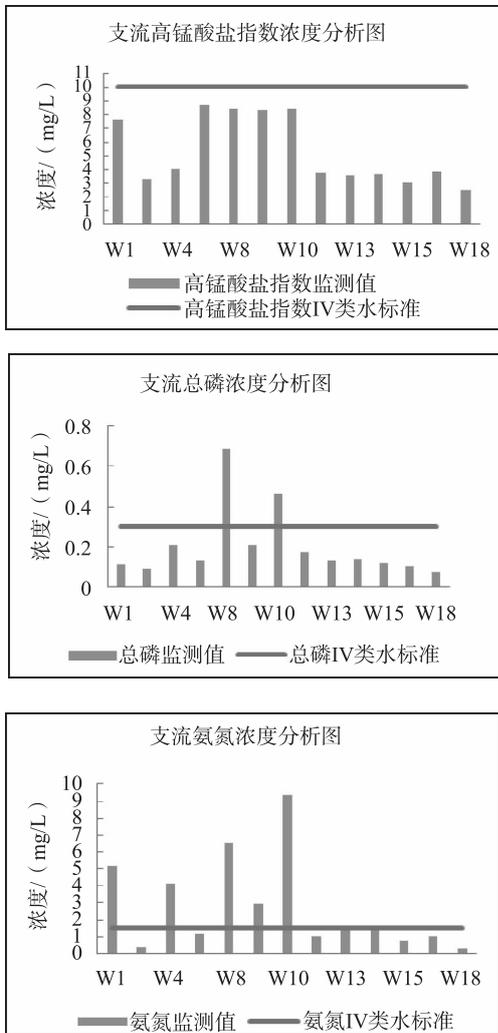


图2 张家港河北段支流各因子浓度分析图

### 2.3 工业企业污染治理仍需加强

研究范围内重点工业企业产生的工业废水均经自建污水设施处理后直接排入张家港河或其交汇河流，工业污水集中处理率不高。此外，范围内一般工业企业（几乎没有生产废水产生）的企业生活污水全部直排，特别是南沙片区的柏林村、东山村、港西村分布了大量的工业企业，对张家港河水质有直接影响。

### 2.4 环境监管力度仍需加大

本次调查过程中发现，重点工业企业供水量数据和排水量数据不对称，污染物排放总量不对等，且存在有高浓度超标废水偷排现象，虽不是常态，

但对断面水质有很大冲击，一般企业存在底数不清问题，没有建立规范的一厂一档。

### 2.5 水环境容量有限

在本课题组实地调研中发现，张家港河河流落差小，流量、流向受到闸站控制，在闸站非引排水期间，该河流流速缓慢，常处于滞流状态，稀释扩散能力差、环境容量严重不足。

由于建筑闸坝等水利工程以及沿岸污染源大量排放污染物，打破了原有河流自然生态系统的平衡。受自然和人为双重影响，张家港河水流状态改变，水量有所减小，河流生态功能不断退化，河流自净能力降低。

### 2.6 农业面源控制有待加强

研究范围内的耕地主要集中在后塍片区。大量化肥通过地表径流、地下渗流等形式进入河道。区域内规模化畜禽养殖 20 个，主要集中在南沙和后塍，畜禽养殖场粪便、废水等无综合利用或者无害化处理设施或设施闲置的现象较普遍，高浓度废水直接排入张家港河及其支流。

### 2.7 船舶污染不容忽视

张家港河为六级航道，停靠及航行的船舶数量较多，本次调查发现部分通航船舶缺少油水分离装置、垃圾收集装置，船员生活垃圾和生活污水存在直接倾倒河道现象，含油废水、船舱冲洗水的随意排放污染周围水环境。

### 2.8 水环境管理体制机制不完善

张家港河是典型的跨市域河流，张家港河的整治是区域性河道环境管理问题，而目前张家港河流经的张家港、江阴分别进行治理，编制规划和整治方案以行政边界为限，不能准确反映河流跨界流通的上下游水质关系，造成整治的局限性。

## 3 建议措施

### 3.1 生活源整治

生活污染源是区域首要污染源，港区、南沙、后塍应加快污水处理厂配套管网建设，提高污水管网覆盖率，进一步扩大纳污范围，实施农村生活污水治理工程。对于靠近镇区、居住较集中且满足城镇污水收集管网接入要求的农户，优先考虑纳入污水处理厂收集处理系统，如南沙片区；对不宜实施居民生活污水集中处理的农户，建设分散式生活污水处理工程，分散式生活污水处理设施的出水水质按《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级 B 标准进行设计。并且要加强管网运行的长效管理，防止管道渗漏。

### 3.2 农业源整治

整治范围内农业源氨氮排放量主要来自种植业、畜禽养殖业和水产养殖业，其中种植业占比最大。

种植业：目前常用的氮磷拦截、生态沟建设等项目，建设完成后不能进行持续性维护，导致实施效果受限。所以种植业污染还需从种植技术和管理技术方面进一步加强，对不合理施肥、施药及漫灌现象需加大整治力度，减少化肥施用量及流入入河量，适量施用有机肥料、生态复合肥等，改善地力，提高肥料利用效率。

畜禽养殖业：划定禁养区、限养区范围。关闭禁养区内所有规模化畜禽养殖场，限养区内禁止新建、扩建规模畜禽养殖场，区域内养殖总量不得增加。对不符合要求的畜禽养殖场进行整改，依据相关规定建造沼气池、沼液集中池、雨污分流等设施，提高畜禽养殖废弃物资源化综合利用率。

水产养殖：加强对水产养殖的监督管理，依法严格控制水产养殖规模和范围，清除占道的围网养殖。优化养殖模式，实现生态混养，提高饲料利用率，减少饲料残渣和粪便等有机质。

### 3.3 工业源整治

推进工业企业废水集中处理，提高污水集中处理率。区域内工业废水集中处理率较低，随着区域集中污水处理设施和管网建设的完善，须进一步加快区域内直排企业接管工作。对接管企业要严格执行污水处理厂的接管标准，所有接管企业排放的污水必须达到集中式污水处理厂的接管要求，避免形成冲击负荷，影响污水处理厂尾水达标的稳定性。工业企业内的生活污水尽快接入污水管网。强化监督检查，加大执法力度，对出现偷排、漏排、超标排放等违法违规行为的企业该处罚的处罚，该关闭

的关闭。

### 3.4 河网疏浚整治

河道生态清淤能有效降低河道内源污染负荷，确保流域内河道畅通，恢复和提高张家港及其河网的引排能力，增强水体复氧能力和自净能力。制定相关河道清淤实施计划，并建设生态岸坡。河道清淤过程中，联合有关部门加强对岸边排污口的核查，对非法排污口坚决取缔。清除沿河生活垃圾堆放点，避免垃圾入河，规范农村生活垃圾的收集转运。

### 3.5 船舶水运污染治理

建设船舶污染物岸上接收和处理处置设施。加强船舶污染治理，所有船舶须配备生活污水和生活垃圾的收集和贮存装置，并确保设施正常使用。在张家港河两岸所有码头建设船舶生活污水、生活垃圾收集点，回收来的船舶垃圾交专门的清卫公司每天运送到处理站进行处理。

强化监督检查。规范船舶垃圾、含油废水送交管理行为，定期对港口、码头等船舶作业区内防污设施及使用情况进行检查。加强船舶污染监管，每年开展专项检查和现场巡航。提高应急处置能力，完善应急设备库，加强人员演练，充实设施设备。建立、健全交通、公安、水利、环保等部门联动机制，强化船舶污染事故应急处置，形成长效管理机制。

#### 参考文献：

- [1] 宋钊. 城市河流水污染治理及修复技术 [J]. 工业用水与废水, 2013, 44 (4): 6-8.
- [2] 严展悦, 葛建保. 河流水污染控制技术探究——以城市河流为例 [J]. 资源环境与节能减灾, 2010 (2): 125-126.
- [3] 汪诚文, 郭天鹏. 雨水污染控制在美国的发展、实践及对中国的启示 [J]. 环境污染与防治, 2011, 33 (10): 86-89.

## Study on the Existing Problems and Countermeasures of Water Quality in Northern Section of Zhangjiagang River

ZHOU Jing, LIU Song-hua

(Suzhou Environmental Science Research Institute, Suzhou Jiangsu 215004, China)

**Abstract:** Through data collection and field monitoring, the water quality of Zhangjiagang River and its main tributaries were analyzed and evaluated, the total amounts of pollutants entering the river were calculated, the existing problems were pointed out and some corresponding countermeasures were put forward.

**Key words:** Zhangjiagang River; water quality; problems; countermeasures

# 基于 GIS 的增城生态环境敏感性分析

谢泳龙, 罗俊杰

(增城市城市规划设计室, 广东 广州 510006)

**摘要:**根据增城生态本底环境, 选取研究区水土流失、地质灾害、自然保护区与森林公园、河流湖泊和土地利用等敏感性因子, 基于 GIS 空间分析技术, 将单因子的敏感性依次分为高、中、低和不敏感性 4 个等级, 并根据其敏感度赋予相应等级值, 然后运用多因子叠加最大值法, 对增城生态环境敏感性定量分析。结果表明: 增城生态环境敏感性总体适中, 高敏感区、中敏感区、低敏感区和非敏感区的比重分别为区域面积的 13.45%、23.32%、25.65% 和 37.58%。

**关键词:**生态环境; 敏感性分析; 影响因子; GIS; 增城

**中图分类号:** X826 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 04-0076-05

随着我国社会经济的高速发展, 城市建设用地不断外延扩张, 人类活动对生态环境的影响也越来越深刻, 综合分析区域生态敏感性, 是合理评价人与自然和谐发展的综合性指标, 是区域生态环境规划、管理和保护的基础<sup>[1]</sup>。生态敏感性是指在不损失或不降低环境质量的情况下, 内在和外在因素综合作用引起环境变化的响应的强弱程度, 即生态敏感性是生态因子对外界压力或变化的适应能力<sup>[2]</sup>。为了协调开发与保护自然资源的关系, 实现自然资源的永续利用和可持续发展, 在选择城镇建设用地发展方向和进行土地利用之前, 首先应做好区域生态规划, 对规划区域的生态敏感性进行研究, 避免破坏城市生态廊道与自然本底, 营造生态良好、环境优美的区域生态环境<sup>[3]</sup>。

## 1 研究区概况

增城位于广州市东部, 处于 113°32' ~ 114°0'E、23°5' ~ 23°37'N, 总面积 1614.8 km<sup>2</sup>, 占整个广州市域面积的 1/5, 2016 年末常住人口为 114.53 万人。增城拥有完善的轨道交通, 一个小时可到达白云和宝安两大国际机场。增城区区位优势明显, 毗邻港澳地区, 地处珠三角东岸经济带“黄金走廊”, 同时是穗莞深科技走廊的重要连接区。2015 年 5 月, 随着广州市增城“撤市设区”的挂牌成立, “现代化中等规模生态之城”成为了增城新的城市定位, 代

表着增城未来的发展方向。增城新的城市定位把生态放在了更加突出的位置, 建设宜居宜业、绿色发展、幸福之城是增城城市发展的重要目标。

增城位于珠江流域东江下游, 地势较为低平, 高山不多, 各山脉之间隔着较多山坳, 成为天然交通通道, 根据地形可分为北部低山谷地、中部丘陵河谷平原、南部珠江三角洲平原。增城拥有林地面积 66117 hm<sup>2</sup>, 占总用地的 40.94%, 主要分布在北部派潭、小楼、正果三镇, 以及中新镇和朱村街道北部。增城拥有众多森林公园, 包括太子森林公园、高滩森林公园、南香山森林公园等 17 个, 生态公益林面积 36305 hm<sup>2</sup>, 占林地面积的 54.91%, 派潭镇、正果镇山区是增城重要的育林基地。

## 2 数据来源与处理

研究所用数据主要包括遥感和规划两大类 (表 1)。研究所运用的这两类数据来自于国土规划和林业等部门, 由于数据类型不同, 规划数据需要先进行格式转换, 利用 ArcGIS 软件对其进行重新配准、投影变换和矢量化等处理<sup>[4]</sup>, 统一为 Gauss-Kruger 投影下 Xi'an 80 的 Shapefile 数据格式, 并统一比例尺; 遥感数据则统一使用 2016 年数据, 进行土地利用现状解译、生态要素识别。

## 3 研究路径

### 3.1 影响因子的选取

水土流失是地形、降雨、植被覆盖和人为因素共同作用的结果, 增城地貌类型丰富, 地势北高南低, 水能资源丰富, 雨量充沛, 多年平均降雨量超过 2000 mm, 易造成洪涝灾害和水土流失; 增城 4—9 月为雨季, 其降雨量占年降雨量的 85%, 汛期多

收稿日期: 2018-01-10

作者简介: 谢泳龙 (1991-), 男 (汉族), 江西瑞金人, 规划工程师, 硕士, 研究方向为 GIS 应用、区域与城市规划。

通信作者: 罗俊杰 (1978-), 男 (汉族), 江西宜春人, 中级工程师, 注册城市规划师, 硕士, 研究方向为城市规划与城市设计。

大雨、暴雨、特大暴雨，易造成洪涝灾害，诱发滑坡、泥石流、崩塌等地质灾害，受此影响增城仍分布有地质灾害隐患点 75 处。增城的地貌环境决定了在内外力的作用下，产生的地质灾害对生态环境具有很高的敏感性；自然保护区与森林公园是重要的生态涵养区，其范围内的自然环境和自然资源具有游憩、疗养、避暑、文化娱乐和科学研究的功能，是生态敏感的地区之一；同时，增城拥有国家水产

资源保护区、珍稀水生动植物保护区以及众多省级和市级森林公园，在广州占有很重要的生态地位；水体能够很好地反映生态敏感性，增城河流湖泊密布，流域面积超过 500 km<sup>2</sup> 的河流有东江、增江、西福河等，超过 50 hm<sup>2</sup> 的水库有联安水库、增塘水库、白洞水库、百花林水库等；另外，增城土地利用类型主要有耕地、林地、园地、水体和其他建设用地等，不同的土地利用方式对生态环境也有不同的影响。

表 1 生态敏感性分析所用数据

影响因子	因子评价所用数据资料	数据获得来源/途径
水土流失	坡度	DEM 地形图
	植被覆盖 (NDVI)	遥感解译
	土地利用	土地利用现状图
地质灾害	地质灾害分布与易发区图	增城区地质灾害防治规划图
自然保护区与森林公园	森林公园分布	增城城市总体规划、各镇街总规、增城生态红线划定规划
河流湖泊	自然保护区分布	增城区自然保护区图
土地利用	河流湖泊分布	土地利用现状图
	土地利用类型分布	土地利用现状图

表 2 生态因子类别及等级体系

生态因子	权重值	分级	等级值	生态敏感度
水土流失因子	0.31	坡度 ≤ 8	3	非
		8 < 坡度 ≤ 15	5	低
		15 < 坡度 ≤ 25	7	中
		坡度 > 25	9	高
地质灾害因子	0.23	高易发区	9	高
		中易发区	7	中
		低易发区	5	低
		不易发区	3	非
自然保护区与森林公园因子	0.14	自然保护区、森林公园范围内	9	高
		缓冲距离 500 m	7	中
		缓冲距离 1000 m	5	低
		缓冲距离 1800 m	3	非
河流湖泊因子	0.2	增江、东江、50 hm <sup>2</sup> 以上水库	9	高
		派潭河、西福河、50 hm <sup>2</sup> 以下水库	7	中
		主要河流湖泊 200 m 缓冲范围	5	中低
		细、支流 50 m 缓冲距离	3	低
土地利用因子	0.12	高程 < 15m	3	非
		高程 < 30 m	5	低
		30 m ≤ 高程 < 50 m	7	中
		高程 ≥ 50 m	9	高

综合以上分析，选取水土流失、地质灾害、自然保护区与森林公园、河流湖泊和土地利用 5 个影响因子研究增城生态敏感程度。

### 3.2 因子敏感性等级划分

生态敏感性高的区域，生态系统很容易受损，是生态环境保护的重点地区，也是人为活动受限的

地区，生态敏感性分析的重要内容是进行生态敏感性分级。根据各因子作用于生态敏感度的不同，对其分别赋予不同的等级值（非、低、中和高）。为了便于在 GIS 空间分析中迅速获取计算结果，描述性的等级信息需转换成生态敏感性指数并建立等级评价体系<sup>[5,6,8]</sup>（表 2），较高的等级指数值表示该

因子对生态敏感性具有较高的影响程度，确定增城生态因子类别及等级体系。

#### 4 结果分析

##### 4.1 单因子分析

由于数据源不一致，需对各生态评价因子的

原始信息进行数量化和标准化处理。在 GIS 空间分析的支持下，将水土流失、地质灾害、自然保护区与森林公园、河流湖泊、土地利用分别赋予相应的等级指数值，进行生态敏感性单因子分析（图 1）。

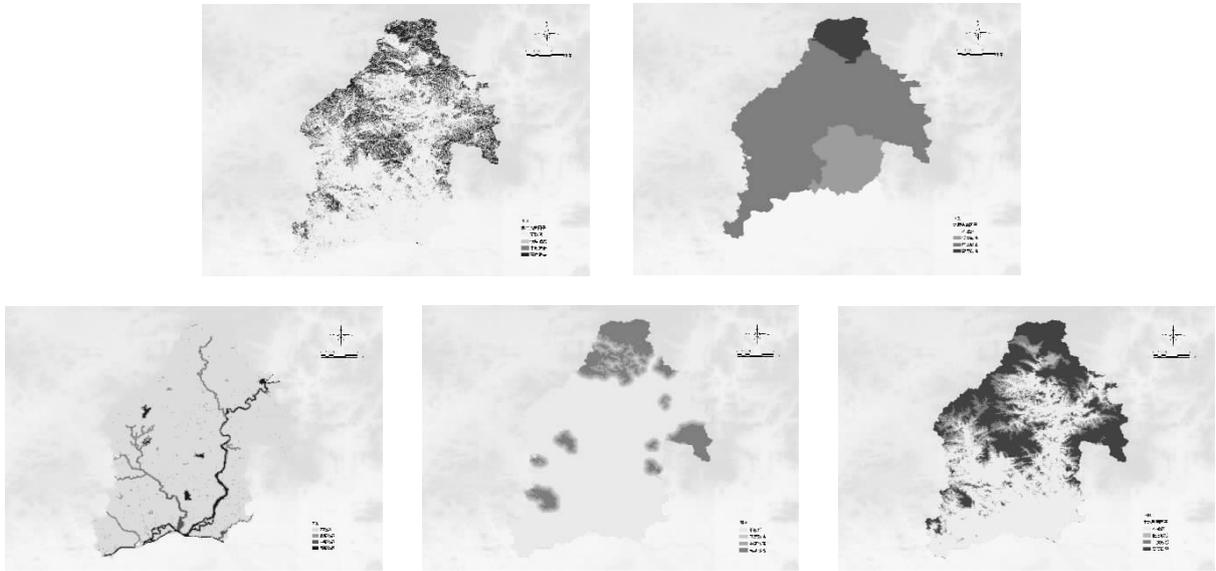


图1 生态敏感性单因子分析图

##### 4.2 综合分析

选取以上 5 种影响因子，运用层次分析（AHP）法建立判断矩阵，并进行一致性检验<sup>[8]</sup>，

确定水土流失、地质灾害、自然保护区与森林公园、河流湖泊及土地利用影响因子的权重分别为 0.31、0.23、0.14、0.2 和 0.12（表 3）。

表3 影响因子赋值表

影响因子	水土流失	地质灾害	自然保护区与森林公园	河流湖泊	土地利用
权重值	0.31	0.23	0.14	0.2	0.12

由于 5 个因子中有 4 个为生态敏感性限制性影响因子，因此研究选用因子叠加求取最大值，同时运用 GIS 空间分析方法，综合评价增城区生态敏感性。将各个单因子的权重值在 ArcGIS 中进行叠加处理，即  $[\text{水土流失}] \times 0.31 + [\text{地质灾害}] \times 0.23 + [\text{自然保护区与森林公园}] \times 0.14 + [\text{河流湖泊}] \times 0.2 + [\text{土地利用}] \times 0.12$ ，运用叠加最大值法，并参照广东省综合生态敏感性评价标准对综合生态敏感性图进行重新分类，并按生态敏感性指数大小得出敏感等级的分值：高度敏感 3.8、中度敏感 2.6、低度敏感 2.05、不敏感 1.5，最后得出增城生态环境敏感性综合分析图（图 2）。

根据生态环境敏感性综合分析结果，高度敏感区域与中度敏感区域主要位于水源保护、水土流失

易发地区，地质灾害易高发区以及自然保护区、森林公园、风景名胜区所在地区，总面积为 593.90 km<sup>2</sup>，占增城总面积的 36.77%（表 4）；低度敏感区主要分布在中高度敏感区外围一定范围内，包括各条主干河流和水库，面积共 414.26 km<sup>2</sup>，占总面积的 25.65%；不敏感区广泛分布在中南部地势低平、建设用地集中分布区，面积有 606.84 km<sup>2</sup>，占总面积的 37.58%。

表4 生态敏感性评价表

生态敏感性评价分区	面积/km <sup>2</sup>	占总面积的百分比/%
不敏感	606.84	37.58%
低度敏感	414.26	25.65%
中度敏感	376.69	23.32%
高度敏感	217.21	13.45%

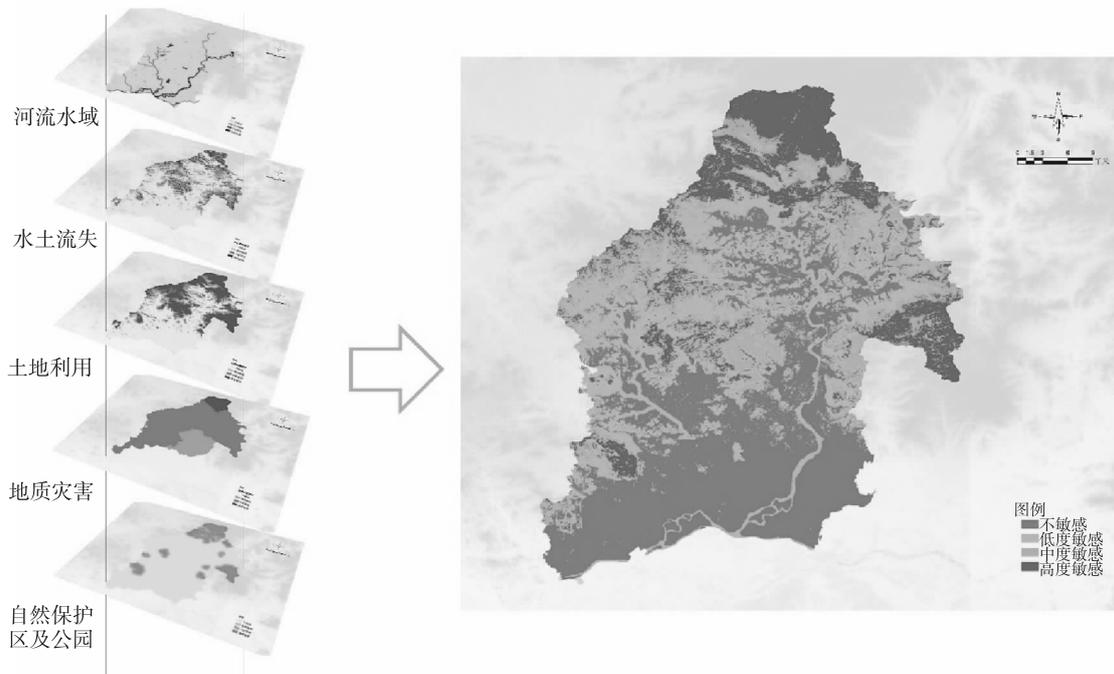


图2 生态敏感性分析过程和结果图

### 5 结论

高度敏感区是开发建设活动严格控制区，一旦被破坏，不仅影响开发建设活动，还可能破坏区域生态系统，此类区域属自然生态重点保护地段；中度敏感区的生态环境较为脆弱，对外界的干扰虽具有一定的抵抗能力，但也很容易遭受人为干扰，对生态系统造成扰动，此类区域应作为控制发展区或过渡区，宜于在科学指导下进行适度的开发利用；低度敏感区与不敏感区，此类区域生态敏感性较低，系统稳定性较好，外部的干扰对生态环境的影响不大，可作为适宜开发区，进行强度较大的开发利用。因此，增城可作为较大强度开发利用的面积为 606.84 km<sup>2</sup>，占研究区面积的 37.58%；可进行适度开发利用的面积为 414.26 km<sup>2</sup>，占 25.65%；而作为重点保护区的面积为 593.90 km<sup>2</sup>，占 36.77%。

本研究中采用 GIS 空间分析技术将单生态敏感性因子通过空间矢量叠置方法取最大值确定增城综合生态敏感性，操作方法简单、运算高效。影响生态敏感性的因子很多，在进行生态敏感性分析时，

应根据研究区环境特征选择主要的影响因子。本文根据增城的环境本底特征选择了 5 个因子对其生态敏感性进行分析，划分了增城高度、中度、低度和不敏感地区，以期为增城的城市开发建设和环境保护规划提供依据。

#### 参考文献：

- [1] 鲁敏, 孔亚菲. 生态敏感性评价研究进展 [J]. 山东建筑大学学报, 2014, 29 (4): 347-352.
- [2] 杨志峰, 徐俏, 何孟常, 毛显强, 鱼京善. 城市生态敏感性分析 [J]. 中国环境科学, 2002 (4): 73-77.
- [3] 刘哲, 马俊杰. 生态城市建设理论与实践研究综述 [J]. 环境科学与管理, 2013, 38 (2): 159-164.
- [4] 曹建军, 刘永娟. GIS 支持下上海城市生态敏感性分析 [J]. 应用生态学报, 2010, 21 (7): 1805-1812.
- [5] 单勇兵, 李志江, 马晓冬. 基于 GIS 的徐州生态敏感性分析 [J]. 水土保持研究, 2011, 18 (4): 244-247.
- [6] 尹海伟, 徐建刚, 陈昌勇, 孔繁花. 基于 GIS 的吴江东部地区生态敏感性分析 [J]. 地理科学, 2006 (1): 64-69.
- [7] 贺秋华, 张丹, 陈朝猛, 王劲松. GIS 支持下的黔中地区生态环境敏感性评估 [J]. 生态学杂志, 2007 (3): 413-417.
- [8] 闵婕. 基于 GIS 技术与 AHP 研究生态环境敏感度分区 [J]. 重庆师范大学学报 (自然科学版), 2006 (4): 76-80.



# 固体吸附热脱附-气相色谱质谱法测定 大气中 34 种挥发性有机物

周勇明, 蒋 凯

(上海化学品公共安全工程技术研究中心, 上海化工研究院有限公司, 上海 200062)

**摘 要:** 建立了固体吸附热脱附-气相色谱质谱法测定大气中的 1, 1, 2-三氯-1, 2, 2-三氟乙烷、1, 1-二氯乙烯、氯丙烯、二氯甲烷、1, 1-二氯乙烷、顺式-1, 2-二氯乙烯、三氯甲烷、1, 1, 1-三氯乙烷、四氯化碳、苯、1, 2-二氯乙烷、三氯乙烯、1, 2-二氯丙烷、反式-1, 3-二氯丙烯、甲苯、顺式-1, 3-二氯丙烯、1, 1, 2-三氯乙烷、四氯乙烯、1, 2-二溴乙烷、氯苯、乙苯、1, 1, 1, 2-四氯乙烷、间, 对-二甲苯、邻-二甲苯、苯乙烯、4-乙基甲苯、1, 3, 5-三甲基苯、1, 2, 4-三甲基苯、1, 3-二氯苯、1, 4-二氯苯、苜基氯、1, 2-二氯苯、1, 2, 4-三氯苯、六氯丁二烯的分析方法, 与采样罐法相比, 该法更为简单快捷。在 2.5~50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  内线性在 0.993~0.999, 加标回收率在 85.8%~119.2%, 且准确度高, 相对标准偏差在 2.1%~6.9%, 方法检出限在 0.03~2.52  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

**关键词:** 固体吸附热脱附; 气相色谱-质谱联用法; 挥发性有机物

**中图分类号:** X83 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 04-0081-04

挥发性有机物 (VOCs), 指常压下沸点在 50~260  $^{\circ}\text{C}$  以下, 常温下饱和蒸气压  $>133.32$  Pa 的有机化合物。挥发性有机物对人体的呼吸道和眼睛有刺激性作用, 可使皮肤过敏, 使人乏力、头痛等, 不少 VOCs 还具有致癌特性。它也是形成细颗粒物  $\text{PM}_{2.5}$ 、臭氧等二次污染物的重要前体物, 进而导致光化学烟雾、霾等大气污染。

VOCs 的来源十分广泛, 主要来源于工业燃料燃烧、汽车尾气、煤和天然气的燃烧、涂装、印刷、工业清洗、油漆等室内装饰过程。

目前, 测定挥发性有机物的方法主要有固体吸附-热脱附气相色谱-质谱法和采样罐采样气相色谱-质谱法。固体吸附热脱附法, 主要是通过 Tenax 吸附管富集空气中的 VOCs, 再通过热脱附仪加热脱附, 进而使用仪器分析。而采样罐采样法, 则是通过处于真空状态下的采样罐对空气直接采样, 再分析检测。

采样罐采样法对预处理、携带和运输相比于吸附管采样, 十分的繁琐、笨重、不方便。故本方法研究主要针对 Tenax 管的热脱附方法展开讨论。

## 1 实验部分

### 1.1 仪器、材料及试剂

Agilent 7890B-5977B 气相色谱质谱联用仪 (美国安捷伦公司); 崂应 3072 型智能双路烟气采样器 (青岛崂山应用技术研究); TC-20 老化仪 (英国 Markes 国际公司); TD100-xr 热脱附仪 (英国 Markes 国际公司); 微量进样器 (美国安捷伦公司, 10  $\mu\text{L}$ ); Tenax 吸附管 (英国 Markes 国际公司), 标准曲线吸附管制备装置 (英国 Markes 国际公司)。

34 种挥发性有机物混合标准溶液 (2000  $\text{mg}/\text{L}$ , 纯度均  $>99\%$ , O2si smart solutions, 美国); 甲醇 (CNW Technologies, 德国)。

### 1.2 Tenax 吸附管的老化和储存

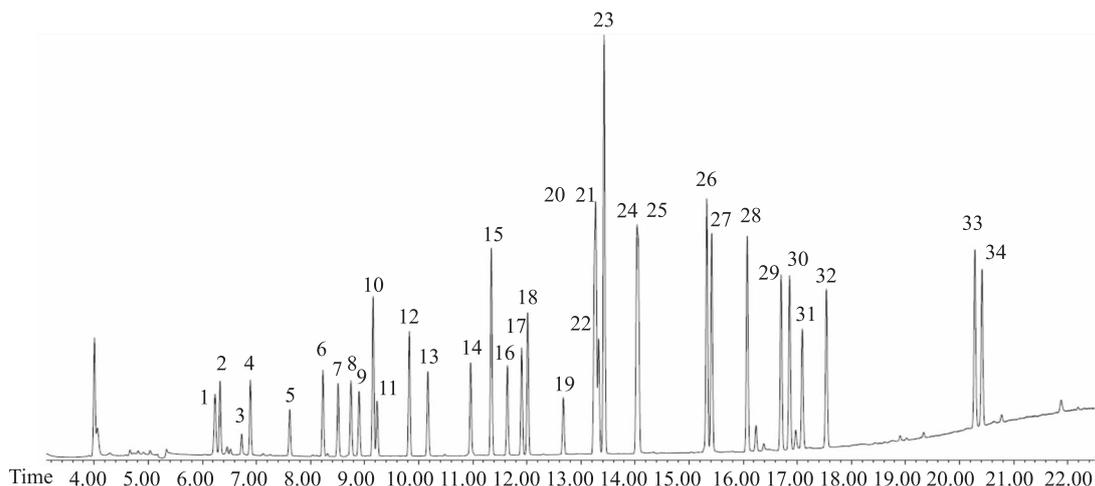
本方法采样的 Tenax 吸附管, 填料类型为 carbopack C、carbopack B、carboxen 1000, 初次使用的新吸附管需进行活化, 活化条件如下: 先 100  $^{\circ}\text{C}$  加热 1 h, 再 200  $^{\circ}\text{C}$  加热 1 h, 再 300  $^{\circ}\text{C}$  加热 1 h, 再 380  $^{\circ}\text{C}$  加热 4 h, 高纯氮气流速 50~100  $\text{mL}/\text{min}$ 。以后每次使用需要进行老化, 老化条件为在上述各个温度均老化 15 min 即可, 高纯氮气流速 50~100  $\text{mL}/\text{min}$ 。

老化后和采样后均需用管帽密封, 在 4  $^{\circ}\text{C}$  条件下避光干燥储存, 可储存 7 d。

收稿日期: 2017-12-09

基金项目: 十三五国家重点研发计划课题 (2016YFC0801304)。

作者简介: 周勇明 (1968-), 男, 硕士, 高级工程师, 从事环境监测分析、危险化学品分类鉴定工作。



1. 1,1,2-三氯-1,2,2-三氟乙烷; 2. 1,1-二氯乙烯; 3. 氯丙烯; 4. 二氯甲烷; 5. 1,1-二氯乙烷; 6. 顺式-1,2-二氯乙烯; 7. 三氯甲烷; 8. 1,1,1-三氯乙烷; 9. 四氯化碳; 10. 苯; 11. 1,2-二氯乙烷; 12. 三氯乙烯; 13. 1,2-二氯丙烷; 14. 反式-1,3-二氯乙烯; 15. 甲苯; 16. 顺式-1,3-二氯丙烷; 17. 1,1,2-三氯乙烷; 18. 四氯乙烯; 19. 1,2-二溴乙烷; 20. 氯苯; 21. 乙苯; 22. 1,1,1,2-四氯乙烷; 23. 间,对-二甲苯; 24. 邻-二甲苯; 25. 苯乙烯; 26. 4-乙基甲苯; 27. 1,3,5-三甲基苯; 28. 1,2,4-三甲基苯; 29. 1,3-二氯苯; 30. 1,4-二氯苯; 31. 苯基氯; 32. 1,2-二氯苯; 33. 1,2,4-三氯苯; 34. 六氯丁二烯

图1 34种挥发性有机物的色谱图

表1 标准曲线结果及加标回收率

( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

化合物名称	定量离子	定性离子	线性范围	相关系数 r	检出限	加标浓度	平均测量量	回收率/%	RSD/%
1, 1, 2-三氯-1, 2, 2-三氟乙烷	151	101, 103	2.5~50	0.993	0.50	25	21.4	85.8	6.0
1, 1-二氯乙烯	61	96, 63	2.5~50	0.996	0.60	25	22.6	90.4	3.8
氯丙烯	41	39, 76	2.5~50	0.999	2.52	25	24.4	97.5	4.7
二氯甲烷	49	84, 86	2.5~50	0.999	0.24	25	23.9	95.6	3.2
1, 1-二氯乙烷	63	65	2.5~50	0.999	0.55	25	24.1	96.3	6.8
顺式-1, 2-二氯乙烯	61	96, 98	2.5~50	0.999	0.88	25	24.5	98.0	2.8
三氯甲烷	83	85, 47	2.5~50	0.998	0.43	25	25.4	101.8	2.1
1, 1, 1-三氯乙烷	97	99, 61	2.5~50	0.999	0.41	25	23.2	92.9	2.5
四氯化碳	117	119	2.5~50	0.999	0.69	25	23.6	94.3	3.4
苯	78	77, 50	2.5~50	0.999	0.05	25	24.4	97.4	3.9
1, 2-二氯乙烷	62	64	2.5~50	0.998	0.49	25	24.8	99.3	4.4
三氯乙烯	130	132, 95	2.5~50	0.999	0.13	25	24.4	97.7	3.3
1, 2-二氯丙烷	63	41, 62	2.5~50	0.999	1.23	25	24.8	99.1	3.4
反式-1, 3-二氯丙烷	75	39, 77	2.5~50	0.998	0.24	25	24.8	99.2	3.4
甲苯	91	92	2.5~50	0.998	0.08	25	24.5	98.2	3.6
顺式-1, 3-二氯丙烷	75	39, 77	2.5~50	0.998	0.17	25	25.0	99.9	3.3
1, 1, 2-三氯乙烷	97	83, 61	2.5~50	0.998	0.20	25	25.4	101.7	3.3
四氯乙烯	166	164, 131	2.5~50	0.999	0.03	25	24.4	97.5	4.0
1, 2-二溴乙烷	107	109	2.5~50	0.997	0.33	25	22.8	91.2	3.3
氯苯	112	77, 114	2.5~50	0.998	0.08	25	24.7	98.6	3.8
乙苯	91	106	2.5~50	0.998	0.17	25	25.0	99.9	3.6
1, 1, 1, 2-四氯乙烷	131	117	2.5~50	0.998	0.65	25	25.2	100.7	3.3
间, 对-二甲苯	91	106	2.5~50	0.997	0.11	50	50.5	100.9	3.6
邻-二甲苯	91	106	2.5~50	0.998	0.11	25	25.3	101.2	3.5
苯乙烯	104	78, 103	2.5~50	0.997	0.21	25	26.3	105.3	3.6
4-乙基甲苯	105	120	2.5~50	0.997	0.09	25	25.3	101.1	3.4
1, 3, 5-三甲基苯	105	120	2.5~50	0.998	0.13	25	25.2	101.0	3.4
1, 2, 4-三甲基苯	105	120	2.5~50	0.998	0.13	25	25.3	101.4	3.6
1, 3-二氯苯	146	148, 111	2.5~50	0.998	0.28	25	25.1	100.4	3.9
1, 4-二氯苯	146	148, 111	2.5~50	0.998	0.27	25	25.0	100.2	4.2
苯基氯	91	126	2.5~50	0.998	0.20	25	29.8	119.2	6.9
1, 2-二氯苯	146	148, 111	2.5~50	0.999	0.29	25	24.6	98.3	3.7
1, 2, 4-三氯苯	180	182, 184	2.5~50	0.999	0.15	25	24.3	97.2	3.8
六氯丁二烯	225	227, 223	2.5~50	0.999	0.20	25	23.8	95.2	2.8

### 1.3 采样条件

以0.2 L/min的流量采集10 min, 采样完立即用管帽密封吸附管两端开口。

### 1.4 热脱附仪条件

传输线温度200 ℃; 预吹扫时间1 min; 吸附管脱附温度300 ℃; 吸附管脱附时间10 min; 冷阱吹扫时间1 min; 冷阱最低温度-20 ℃; 冷阱最高温度300 ℃; 冷阱脱附时间3 min; 脱附分流比例20:1。

### 1.5 GC-MS 仪器条件

色谱柱: TG-624, 60 m × 250 μm × 1.4 μm; 载气: 氦气; 柱箱升温程序: 40 ℃, 10 ℃/min 升温至170 ℃, 5 ℃/min 升温至185 ℃, 10 ℃/min

升温至230 ℃, 保持2 min。柱流量: 1.2 mL/min; 进样口温度: 200 ℃; 不分流。

检测器: 质谱(EI源)。离子源温度: 230 ℃, 四级杆温度: 150 ℃, 扫描范围: 35~270; 传输线温度230 ℃。

## 2 实验结果与讨论

### 2.1 色谱分离结果

采用上述方法进行色谱分析, 图1是34种挥发性有机物的气质TIC总谱图。可见34种VOCs均可完全分离, 其中氯苯和乙苯, 邻-二甲苯和苯乙烯可通过表1所示的定量离子和定性离子进行区分。

表2 实际测定结果

(μg/m<sup>3</sup>)

化合物名称	测量点 I	测量点 II	测量点 III
1, 1, 2-三氯-1, 2, 2-三氟乙烷	ND	ND	ND
1, 1-二氯乙烯	ND	ND	ND
氯丙烯	4.6	1.6	3.9
二氯甲烷	ND	ND	ND
1, 1-二氯乙烷	0.8	0.9	0.8
顺式-1, 2-二氯乙烯	ND	ND	ND
三氯甲烷	ND	ND	ND
1, 1, 1-三氯乙烷	ND	ND	ND
四氯化碳	ND	ND	ND
苯	ND	ND	ND
1, 2-二氯乙烷	ND	ND	ND
三氯乙烯	ND	ND	ND
1, 2-二氯丙烷	ND	ND	ND
反式-1, 3-二氯丙烯	ND	ND	ND
甲苯	ND	ND	ND
顺式-1, 3-二氯丙烯	ND	ND	ND
1, 1, 2-三氯乙烷	ND	ND	ND
四氯乙烯	ND	ND	ND
1, 2-二溴乙烷	ND	ND	ND
氯苯	ND	ND	ND
乙苯	ND	ND	ND
1, 1, 1, 2-四氯乙烷	ND	ND	ND
间, 对-二甲苯	ND	ND	ND
邻-二甲苯	ND	ND	ND
苯乙烯	ND	ND	ND
4-乙基甲苯	ND	ND	ND
1, 3, 5-三甲基苯	ND	ND	ND
1, 2, 4-三甲基苯	ND	ND	ND
1, 3-二氯苯	ND	ND	ND
1, 4-二氯苯	ND	ND	ND
苜基氯	ND	ND	ND
1, 2-二氯苯	ND	ND	ND
1, 2, 4-三氯苯	ND	ND	ND
六氯丁二烯	ND	ND	ND

注: ND 表示未检出, 或低于最小检出限。

### 2.2 标准曲线和方法检出限

将34种挥发性有机物混合标准溶液逐级稀释成5 mg/L、10 mg/L、25 mg/L、50 mg/L、100 mg/L系列标准溶液, 使用微量进样器吸取

1 μL上述浓度系列溶液, 打入装于标准曲线吸附管制备装置的Tenax吸附管中, 用高纯氮气通气5 min, 分别制得含5 ng、10 ng、25 ng、50 ng、100 ng, 即2.5 μg/m<sup>3</sup>、5 μg/m<sup>3</sup>、12.5 μg/m<sup>3</sup>、

25  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  溶液 (以 2 L 采样体积计)。如表 1 所示, 在 2.5 ~ 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 34 种挥发性有机物的线性在 0.993 ~ 0.999。对标准曲线的最低浓度点进行 7 次平行测定, 计算标准偏差, 以下式计算检出限:

$$MDL = S \times t(n-1, 0.99)$$

式中:  $S$  为平行测定的标准偏差,  $t(n-1, 0.99)$  为置信度为 99%、自由度为  $n-1$  时的  $t$  值, 在此  $t(6, 0.99) = 3.143$ ,  $n$  为重复分析样品的次数。

### 2.3 方法的精密度、准确度

对浓度为 25  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  的空白加标样品做 5 次平行测定, 测定结果见表 1。加标回收率在 85.8% ~ 119.2%, 相对标准偏差在 2.1% ~ 6.9%, 可见本方法具备良好的精密度和准确度。

### 2.4 实际样品测定

对上海某工厂的实际空气进行分析, 34 种 VOCs 除氯丙烯和 1, 1-二氯乙烷外均未检出, 详细结果见表 2。

### 3 结论

本文使用固体吸附热脱附气相色谱质谱法能够完全分离这 34 种挥发性有机物, 对于沸点较低的难分离的小分子 VOCs, 如 1, 1-二氯乙烯、氯丙烯、二氯甲烷等, 也能够做到完全地分离。具有较好的方法精密度和准确度, 操作方便快捷, 实际应用效果好等优点, 适用于复杂大气环境下的 VOCs 的检测。

#### 参考文献:

- [1] 李国媛. 吹扫捕集-气相色谱/质谱法测定水中 27 种挥发性有机物 [J]. 环境科学导刊, 2012, 31 (3): 88-90.
- [2] 沈咏洁, 徐建平, 夏琴, 等. 固体吸附热脱附气相色谱质谱法测定半导体行业废气中的 VOCs [J]. 中国环境监测, 2009, 25 (4): 42-45.
- [3] 陆豪, 吴祖良, 高翔. 吸附法净化挥发性有机物的研究进展 [J]. 环境工程, 2013, 31 (3): 93-97.
- [4] 王跃思, 孙扬, 徐新. 大气中痕量挥发性有机物分析方法研究 [J]. 环境科学, 2005, 26 (4): 18-23.
- [5] 张广宏, 赵福真, 季生福. 挥发性有机物催化燃烧消除的研究进展 [J]. 化工进展, 2007, 26 (5): 624-631.

## Determination of 34 Volatile Organic Compounds in Atmosphere by Solid Adsorption Thermal Desorption Gas Chromatography – Mass Spectrometry

ZHOU Yong-ming, JIANG Kai

(Testing Center, Shanghai Research Institute of Chemical Industry CO., LTD., Shanghai 200062, China)

**Abstract:** This study developed a method combining with solid adsorption thermal desorption gas chromatography – mass spectrometry for determination of 1, 1, 2-trichloro-1, 2, 2-trifluoromethane, 1, 1-dichloroethene, allyl chloride, methylene chloride, 1, 1-dichloroethane, cis-1, 2-dichloroethene, trichloromethane, 1, 1, 1-trichloroethane, carbon tetrachloride, benzene, 1, 2-dichloroethane, trichloroethylene, 1, 2-dichloropropane, trans-1, 3-dichloropropene, toluene, cis-1, 3-dichloropropene, 1, 1, 2-trichloroethane, tetrachloroethylene, 1, 2-dibromoethane, chlorobenzene, ethylbenzene, 1, 1, 1, 2-tetrachloroethane, m, p-xylene, o-xylene, styrene, 4-ethyltoluene, 1, 3, 5-trimethylbenzene, 1, 2, 4-trimethylbenzene, 1, 3-dichlorobenzene, 1, 4-dichlorobenzene, benzyl chloride, 1, 2-dichlorobenzene, 1, 2, 4-trichlorobenzene, hexachlorobutadiene in atmosphere. Compared with tank sampling method, this method was simpler and faster. It showed a good linearity in a concentration range of 2.5 ~ 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  with the correlation coefficient of 0.993 ~ 0.999. The recovery rate was in 85.8% ~ 119.2%, with high accuracy, and the RSD was 2.1% ~ 6.9%. The detection limit was within 0.03 ~ 2.52  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

**Key words:** solid adsorption thermal desorption; gas chromatography – mass spectrometry; volatile organic compounds

# 水泥厂窑尾氟化物测定方法研究

陈涛, 黄慧坤, 段云松, 杨智  
(大理州环境监测站, 云南大理 671000)

**摘要:** 采用《HJ/T67-2001 大气固定污染源氟化物的测定离子选择电极法》, 分别测定了3个水泥厂窑尾的气态氟化物和尘氟浓度, 实验结果显示气态氟化物浓度与氟化物浓度差别较小, 通过采用总体均值的  $t$  检验方法, 发现水泥厂窑尾气态氟浓度与氟化物浓度无显著性差异, 因此在水泥厂窑尾氟化物的监测过程中, 可直接测定气态氟的浓度表示氟化物的浓度, 从而可以简化水泥厂窑尾测定氟化物的过程。

**关键词:** 水泥厂; 窑尾监测; 气态氟; 氟化物; 方法研究

**中图分类号:** X831 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 04-0085-05

氟化物是水泥行业的特征污染物<sup>[1]</sup>。目前水泥厂生产工艺主要为新型干法回转窑, 熟料在回转窑煅烧过程中, 要加入煤渣作为回转窑煅烧的燃料, 熟料在回转窑中经过若干物理化学反应, 生成了含氟的化合物。有资料显示<sup>[2]</sup>, 在回转窑中90%~95%的氟化物存在于煤渣中, 其他剩余的氟化物以氟化钙的尘粒形式稳定地存在于回转窑煅烧过程中, 即水泥生产线中氟化物主要在回转窑<sup>[3]</sup>中生成, 窑尾为水泥厂排放氟化物的主要污染源。江西省对8~12岁儿童氟斑牙病患的研究情况表明<sup>[4]</sup>, 病区村儿童氟斑牙检出率高达34.12%。氟化物对人体健康有严重的危害, 是环境保护管理部门针对水泥厂重点监控的污染源, 研究窑尾氟化物(以气态氟以下简称气氟和尘氟的总和)的监测方法有重要的意义。目前美国环保署水泥厂氟化物的测定方法采用颁布的SPADNS 钼湖比色法<sup>[5]</sup>和氟离子选择电极法; 欧洲测定水泥窑氟化物主要采用离子色谱法<sup>[6]</sup>。我国固定污染源氟化物的监测方法<sup>[7]</sup>目前有氟试剂分光光度法、离子色谱法<sup>[8]</sup>、氟离子选择电极法。氟离子选择电极法采用了电化学原理, 是测定固定污染源废气氟化物行之有效的方法, 《GB/T 4915-2013 水泥工业大气污染物排放标准》中明确提出采用离子选择电极法对氟化物进行测定。本文对3个水泥厂窑尾气态氟化物浓度测定情况进行了比较总结, 期望能简化水泥厂窑尾氟化物的测定过程。

## 1 材料与方法

### 1.1 实验方法原理

根据固定污染源废气测定氟化物的方法<sup>[9]</sup>, 水泥厂窑尾废气中的氟化物是气态氟和尘氟的总和。针对水泥行业气态氟化物主要为 HF 和 SiF<sub>4</sub>, 气态氟化物使用 NaOH 溶液作为吸收液; 尘氟指溶于 HCl 溶液的与颗粒物共存的氟化物, 尘氟在水泥窑中主要为固态颗粒 CaF<sub>2</sub>, 使用滤筒捕集尘氟, 用 HCl 溶液浸溶后制备成试样。气态氟化物和尘氟样品用 HCl 溶液调节 pH 至 5.5, 加入 TISAB 溶液, 再加水定容, 然后进入测定程序。采集的试样通过氟离子选择电极测定得到电极电位, 其与溶液中氟离子活度的对数成线性关系。根据样品的电极电位计算出氟离子含量, 再根据采样标况体积, 得到采样点气氟和尘氟浓度。根据计算得到的每个水泥厂气态氟化物和氟化物的浓度, 采用总体均值  $t$  检验<sup>[10]</sup>的方法进行比较, 得到水泥厂气态氟化物和氟化物的相关关系。

### 1.2 主要材料准备

氟化物标准溶液 (GSB07-1266-2000) 储备液 1 支 (500 mg/L), 氟化物 (GSB07-1194-2000) 201740 已知样 1 支, HCl (1.18 g/mL), NaOH (优级纯), 玻璃纤维滤筒 12 个, 7102 型复合氟离子选择电极 1 只, 磁离子搅拌器 1 个。pXJ-1C + 离子活度剂、智能双烟路烟气采样器 1 台, 自动烟尘/气测试仪 1 台、烟气预处理采样枪 1 只、50 mL 多孔玻板吸收瓶 15 只、剪刀 1 把。

### 1.3 试验方法

#### 1.3.1 样品采集

2016年11月16、20、21日对某3个水泥厂的

收稿日期: 2017-12-11

作者简介: 陈涛 (1984-), 男, 硕士研究生, 主要研究方向: 大气污染源监测研究。

窑尾1#、2#、3#废气中气氟和尘氟进行了采集。在采样前确保了水泥生产线的正常生产,3个水泥厂的生产规模以及工艺、运行工况见表1。在采样过程中采用烟气预处理采样枪及智能双烟路烟气采样器采集窑尾中气氟,A路和B路分别串联2个50 mL多孔玻板吸收瓶,按照固定污染源废气氟化物的试验方法<sup>[11]</sup>,多孔玻板吸收瓶装填0.3 mol/L

的NaOH吸收液50 mL,按照0.8 L/min的流量采集20 min,采集完成后将串联的2只多孔玻板吸收瓶中的吸收液汇集,形成100 mL的吸收液气氟样品,然后用聚乙烯塑料瓶保存。尘氟采用自动烟尘/气测试仪,用填装了玻璃纤维滤筒的烟气预处理采样枪,按照等速采样的方法,每个水泥厂采集2个样品。

表1 水泥厂规模、生产工艺以及运行工况

序号	生产规模/(t/d)	生产工艺	回转窑规格号/m	废气治理设施	运行负荷/%
1#	1250	新型干法窑外分解生产工艺	Φ3.3×50	SNCR+气箱脉冲大布袋收尘器	100
2#	2000	新型干法回转窑水泥生产线	Φ4.0×58		100
3#	4000	新型干法回转窑水泥生产线	Φ4.5×64		100

### 1.3.2 样品测定

在测定前需要对电极进行活化,然后用蒸馏水清洗氟离子选择电极至350 mV以上,按照大气固定污染源氟化物的测定方法,绘制校准曲线,取得回归方程 $E = -59.787x + 357.76$ ,该曲线相关性系数满足 $r > 0.999$ 。再按照样品测定步骤分别测定各个样品,每个水泥厂分别测定1个尘氟空白样品和1个气氟空白样品,得到相应各个样品的电极电位,测定结果分别扣除相应的空白值。

## 2 结果与分析

### 2.1 气氟和尘氟实验结果

根据测定的各个样品的电极电位,代入以上曲线,得到各个样品的含量,再根据采样标况体积测得实际窑尾气态氟化物和尘氟的浓度。由于上报的数据需要折算,根据水泥行业排放标准<sup>[12]</sup>,根据实际含氧量,计算得到基准含氧量浓度,经过折算后气氟和尘氟的结果<sup>[13]</sup>见表2。由表2可知每个水泥厂测定的尘氟和气态氟化物浓度相差2个数量级,3个水泥厂的窑尾尘氟的含量非常小。

表2 3个水泥厂气氟和尘氟的浓度

水泥厂编号	平行样	空白电极电位/mV	不同种类氟化物电极点位/mV		100mL样品含量/μg		标况采样体积/L		实际氧含量/%		基准含氧量/(mg/Nm <sup>3</sup> )	
			气F	尘F	气F	尘F	气F	尘F	气F	尘F	气F	尘F
1#	1		296.0	314.3	37.589	6.840	11.7	144.7	15.3	15.3	6.20	0.09
	2	气氟: 302.9	289.9	314.9	51.874	6.230	11.9	142.4	15.2	15.9	8.26	0.09
	3		290.1	314.2	51.351	6.940	11.2	143.5	15.3	15.5	8.85	0.10
	4	尘氟: 322.0	292.3	314.7	45.850	6.430	11.4	144.6	15.3	15.8	7.76	0.09
	5		294.4	314.6	41.017	6.540	11.5	142.8	15.2	15.6	6.76	0.09
		平均值										7.57
2#	1		308.7	310.8	17.666	10.765	11.1	352.5	13.2	13.2	2.24	0.04
	2	气F: 303.5	308.6	317.4	17.793	3.918	11.0	357.2	13.3	13.3	2.31	0.02
	3		308.5	311.2	17.921	10.299	10.8	352.8	13.3	13.2	2.37	0.04
	4	尘F: 322.1	308.2	312.4	18.309	8.942	11.0	353.4	13.3	13.2	2.38	0.04
	5		308.5	316.8	17.921	4.471	11.3	356.2	13.2	13.3	2.24	0.02
		平均值										2.31
3#	1		309.9	310.3	16.172	10.458	10.7	271.3	12.8	13.0	2.03	0.05
	2	气F: 303.5	310.6	313.1	15.332	7.371	10.8	268.8	13.3	13.3	2.03	0.04
	3		310.8	310.3	15.096	10.458	10.6	269.2	13.1	13.1	1.98	0.05
	4	尘F: 322.1	310.1	314.1	15.929	6.346	10.8	270.3	13.3	13.3	2.11	0.03
	5		310.2	310.2	15.809	10.574	10.7	271.1	13.2	13.2	2.08	0.06
		平均值										2.05

### 2.2 气氟和氟化物实验结果比较

根据测定结果，得到3个水泥厂窑尾气态氟化物和尘氟的浓度，每个水泥厂气氟和尘氟样品分别测定了5个平行样，根据氟化物的定义，氟化物为气态氟化物和尘氟之和，根据以上的测定计算结果，

分别计算各个水泥厂的气氟和氟化物的浓度平均值，可比较各个水泥厂的气态氟化物和氟化物的浓度，发现气氟和氟化物的浓度值较为接近，而氟化物的浓度值在排放控制水平内<sup>[14]</sup>。3个水泥厂窑尾的气氟浓度平均值和氟化物浓度平均值的柱状图见图1。

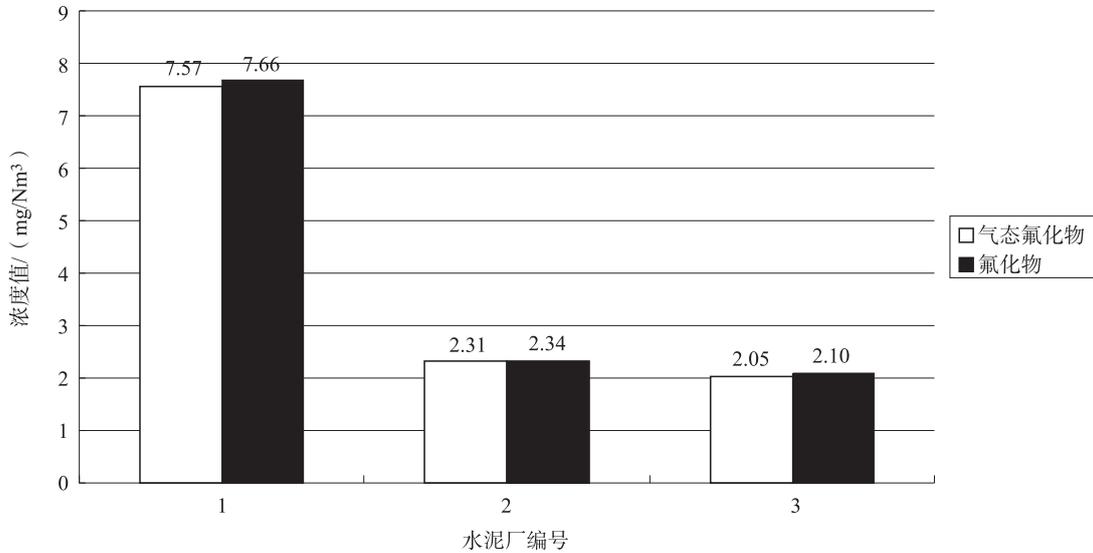
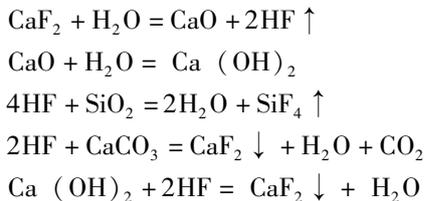


图1 水泥厂气态氟化物和氟化物浓度的柱状比较图

### 2.3 窑尾尘氟排放量分析

回转窑煅烧的熟料主要为：石灰石、铁矿石、黏土、燃煤。熟料要经过若干物理化学反应过程<sup>[15]</sup>，具体为干燥、预热、碳酸盐分解、放热反应、烧成、冷却，主要是在燃煤煅烧的条件下，承担MgCO<sub>3</sub>及CaCO<sub>3</sub>分解任务，燃烧温度在600~900℃。在回转窑煅烧原料过程中，煤渣中的氟化物会与水泥熟料中的产物发生反应，同时由于氟元素化学性质活泼，氟化物反应后主要产生HF和SiF<sub>4</sub>，其主要的反应机理如下：



按新型干法水泥窑每吨水泥产生0.15kg氟化物计算<sup>[16]</sup>，各个水泥厂的固态氟化物产生量如表3所示。氟化物主要为CaF<sub>2</sub>，按照化学反应式，

0.15kg的CaF<sub>2</sub>会产生0.077kg的HF气体，即燃料中的氟化物可转化为HF<sup>[17]</sup>。回转窑煅烧过程中虽然大部分氟化物和CaO、Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>形成氟铝酸钙固溶于熟料中，但仍有少部分在高温下会产生一种或多种挥发性含氟无机化合物排放到大气<sup>[18]</sup>。因此当回转窑内反应达到平衡时，回转窑内的氟化物主要以固态氟化物CaF<sub>2</sub>的形式存在。目前由于节能减排的要求，上述3个水泥厂的窑尾均采用“SNCR+气箱脉冲大布袋收尘器”的处理工艺，3个水泥厂的除尘效率均在99%以上，因此大部分固态氟化物CaF<sub>2</sub>被气箱脉冲大布袋收尘器过滤，经过收集后固态氟化物主要存在于产品中。根据表3可知固态氟化物CaF<sub>2</sub>排放量很小，而气态氟化物则通过窑尾逸散出回转窑，因此窑尾烟气排放口气态氟化物比尘氟多。表2表明每个水泥厂采集的气氟、尘氟各100mL样品中气态氟化物比尘氟含量多。

表3 3个水泥厂窑尾固态氟化物经过处理后每天排放量

水泥厂编号	固态氟化物产生量/(kg/d)	窑尾所采用的处理工艺	除尘效率/%	排放量/(kg/d)
1#	187.5	气箱脉冲大布袋收尘器	99.0	1.875
2#	300.0	气箱脉冲大布袋收尘器	99.0	3.000
3#	600.0	气箱脉冲大布袋收尘器	99.9	0.600

表4 气态氟化物和氟化物浓度的相关性显著性检验表

水泥厂编号	气氟 $x_i$	氟化物 $u_0$	样本均值 $\bar{x}$	氟化物均值 $\bar{u}_0$	自由度 $f$	样本标准偏差 $S$	$ t $	$t_{0.05}(4)$	结论
1#	6.20	6.29	7.57	7.66	4	1.080	0.6004	2.776	无显著性差异
	8.26	8.35							
	8.85	8.95							
	7.76	7.85							
	6.76	7.85							
2#	2.24	2.28	2.31	2.34	4	0.068	0.9868	2.776	无显著性差异
	2.31	2.33							
	2.37	2.41							
	2.38	2.42							
	2.24	2.26							
3#	2.03	2.08	2.05	2.10	4	0.0503	2.2360	2.776	无显著性差异
	2.03	2.07							
	1.98	2.03							
	2.11	2.14							
	2.08	2.14							

### 3 讨论

根据以上气氟和氟化物的测定结果，可按照均值的  $t$  检验法进行验证，检验各个水泥厂窑尾气氟浓度和氟化物的浓度是否具有显著性差异。设定测定的气态氟化物的值为样本，对于同样的水泥厂，相同水泥厂窑尾的气氟浓度测定值总体大致遵从正态分布  $N(u, \sigma^2)$ ，平行样  $x_1$  和平行样  $x_2$  来自样本的一组测量值，其样本均值为  $\bar{x}$ ，样本方差为  $s^2$ ， $u_0$  为一已知常数，表示窑尾氟化物浓度的真实值，按照样本均值  $\bar{x}$  与真实值  $u_0$  相等的双侧统计检验方法<sup>[10]</sup>，取  $\alpha = 0.05$ ，经过查表  $t_{0.05}(4) = 2.776$ ，经过计算得表4结果。由表4可知， $|t| < t_{0.05}(4)$ ，则不拒绝  $H_0$ ，因此  $\bar{x}$  与  $\bar{u}_0$  无显著性差异， $u$  可以用  $x_i$  代替，即：

$$C_{\text{总}} = C_{\text{气}} = (W - B) \times \frac{V_1}{V_a} \times \frac{1}{V_{nd}}$$

式中： $W$  表示测定时所取样品溶液中氟含量， $\mu\text{g}$ ； $B$  表示空白溶液中氟含量， $\mu\text{g}$ ； $V_1$  表示样品溶液总体积， $\text{mL}$ ； $V_a$  表示测定时所取样品溶液体积， $\text{mL}$ ； $V_{nd}$  表示标准状态下采样体积， $\text{L}$ 。

### 4 结论

(1) 水泥厂回转窑内氟化物经过气箱脉冲大布袋收尘器收集处理后，在窑尾中主要以气态氟化物的形式存在，一般来说窑尾排放口中尘氟浓度较小，而气态氟化物浓度较大。

(2) 在水泥厂窑尾监测过程中，按照固定污染源测定氟化物的方法，要分别采集气态氟化物和尘氟样品，采样过程复杂。通过总体均值  $t$  验证和回转窑内氟化物的反应机理表明测定的气态氟化物

浓度可作为氟化物浓度，从而有望简化水泥行业窑尾氟化物的测定方法。

#### 参考文献：

- [1] 刘祥凯. 水泥行业主要气态污染物 ( $\text{SO}_2$ 、 $\text{NO}_x$  和氟化物) 排放特征研究 [J]. 环境与可持续发展, 2016, 41 (4): 239-240.
- [2] Thefreencyclopedia. Cementkiln [EB/OL]. [https://en.wikipedia.org/wiki/Cement\\_kiln](https://en.wikipedia.org/wiki/Cement_kiln).
- [3] 李尚才. 水泥厂的氟化物污染 [J]. 新世纪水泥导报, 2000 (4): 30-31.
- [4] 李志宏, 刘玮, 熊小玲, 等. 江西省燃煤污染型氟中毒病区氟化物来源调查分析 [J]. 中华疾病控制杂志, 2013, 17 (9): 800-802.
- [5] USEPA Method 13A. 7782-41-4. Determination of total fluoride emissions from stationary sources (SPADNS zirconium lake method) [S].
- [6] Juana. C, Araceli G, Ferman M, Ignacio M, Rafael F. Organic and inorganic pollutants from cement kiln stack feeding alternative fuel [J]. JournalofHazardousMaterials, 2008 (158): 585-592.
- [7] 国家环境保护总局, 空气和废气监测分析方法编委会. 空气和废气监测分析方法 (第4版增补版) [M]. 北京: 中国环境科学出版社: 453-459.
- [8] 韩张雄, 董抒浩, 段旭, 等. 环境监测中氟化物的检测方法综述 [J]. 当代化工, 2017, 46 (1): 184-186.
- [9] 大气固定污染源氟化物的测定 离子选择电极法: HJ/T67-2001 [S].
- [10] 中国环境监测总站. 环境水质监测质量保证手册 [M]. 北京: 化学工业出版社, 1984: 264-266.
- [11] 王丽华, 田颖. 固定污染源废气中氟化物监测的探讨 [J]. 中国环境监测, 2011, 27 (1): 30-31.
- [12] 环境保护部, 国家质量监督检验检疫总局. 水泥工业大气污染物排放标准: GB4915-2013 [S].
- [13] 黄颖媛, 唐方云. 水泥厂烟气中氟化物监测质量控制方法的

- 探讨 [J]. 环境科技, 2009, 22 (Z2): 39.
- [14] 任春, 江梅, 邹兰, 等. 水泥工业大气污染物排放控制水平确立研究 [J]. 环境科学, 2014, 35 (9): 3636.
- [15] 陈全德, 兰明章. 新型干法水泥技术原理与应用讲座: 建材发展导航 [R]. 北京: 北京工业大学, 2005: 23-23.
- [16] 王永红, 薛志钢, 柴发合, 等. 我国水泥工业大气污染物排放量估算 [J]. 环境科学研究, 2008, 21 (2): 208-212.
- [17] 刘建忠, 齐庆杰, 周俊虎, 曹欣玉, 岑可法. 煤中氟化物在燃烧产物中的分布特征 [J]. 环境科学, 2003, 24 (4): 127-130.
- [18] 彭毅, 孙欣林. 水泥厂主要有害气体及其防治 [J]. 水泥工程, 2008 (5): 6-10.

## Research on the Determination Method of Fluorine Compound of Kiln Emission

CHEN Tao, HUANG Hui - kun, DUAN Yun - song, YANG Zhi  
(Environmental Monitoring Station of Dali, Dali Yunnan 671000 , China)

**Abstract:** The concentrations of gaseous fluoride and particulate fluoride of kiln emission from three cement plants were tested separately by the method of stationary source emission - determination of fluoride - Ion selective electrode. The trial results were checked by t test of mean comparison. The test showed that their concentrations were little differences. There were no significant differences between the two groups. Therefore the concentration of gaseous fluorides could substitute that of fluorine compound in the process of monitoring kiln emission. It simplified the processes of fluorine compound determination.

**Key words:** cement plant; kiln emission monitoring; gaseous fluoride; fluorine compound; fluoride electrode; t test of mean comparison

(上接第 5 页)

## Water Use Efficiencies Comparison among Three Dominant Trees in a Limestone Tropical Seasonal Moist Rainforest in Xishuangbanna, Yunnan

LI Peng - ju<sup>1</sup>, LIU Wen - jie<sup>2</sup>  
(1. Yunnan Assessment Center of Environmental Engineering, Kunming Yunnan 650032 , China)

**Abstract:** The water use efficiency of three dominant trees (*Litsea glutinosa*, *Cleistanthus saichikii* and *Pistacia weinmannifolia*) in limestone tropical seasonal moist rainforest in Xishuangbanna, Yunnan, China was compared. The results indicated that the soil water potential and soil volumetric water content reached the minimum (-0.055 Mpa and 12.4% respectively) in dry hot season (February to April).  $\delta^{13}\text{C}$  was used as an indicator of water use efficiency (WUE). In foggy season (November to February), the value of  $\delta^{13}\text{C}$  of *L. glutinosa* was significantly lower than *C. saichikii* and *P. weinmannifolia* ( $P=0.19$ ;  $P=0.004$ ,  $P<0.05$ ), while there was no significant difference between *C. saichikii* and *P. weinmannifolia* ( $P=0.314$ ,  $P<0.05$ ). The intercepted fog drip by canopy, rainwater, soil water, groundwater, stem xylem water and plants leaves were collected. The stable oxygen isotope composition ( $\delta^{18}\text{O}$ ) and  $\delta^{13}\text{C}$  of plants leaves were measured using an isotope ratio mass spectrometer during December and February. The results showed that the water sources of three dominant trees were soil water and ground water. Limestone tropical seasonal moist rainforest was very vulnerable vegetation and further research should be conducted to conserve the unique forest type.

**Key words:** limestone tropical seasonal moist rainforest; soil water potential; stable isotope; carbon isotope discrimination; Xishuangbanna

# 现行生活垃圾焚烧污染控制标准与废气监测过程中存在问题及改进建议

杨善党, 尚 昫, 曾新宇, 刘宏浩, 邓 聪  
(云南省环境监测中心站, 云南 昆明 650034)

**摘要:**在首次按照《GB18485-2014 生活垃圾焚烧污染控制标准》中的监控项目对云南省新建生活垃圾焚烧厂开展废气监测工作的过程中,发现此标准存在未提及臭气监测项目、有机类污染物控制项目少等问题,建议增加此类监测项目。根据多年监测经验,对垃圾焚烧厂废气监测过程中采样分析方法、质量控制和保障提出建议。

**关键词:**生活垃圾; 焚烧; 废气监测; 问题与建议; 质量控制

**中图分类号:** X830 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9655 (2018) 04-0090-05

城市生活垃圾又称为城市固体废弃物,是指城市居民日常生活中产生或与城市生活有关的活动中产生的固体废弃物。主要包括居民生活垃圾、商业垃圾和清扫垃圾,还包括人畜粪便、厨房废弃物污水处理的污泥、垃圾收集处理的残渣与粉尘等固体物质。

随着经济的发展,人口不断增多、城市化进程的加快,人民生活水平不断提高,城市生活垃圾数量急剧增加并且产生周期不断缩短。目前我国城市垃圾年产量已达 1.6 亿 t 以上,人均垃圾年产生量为 450~500kg,且仍以每年 8%~10% 的速度增长。此外,城市生活垃圾存量约有 60 多亿 t。我国城市面临着垃圾处理的巨大压力。

垃圾焚烧是目前处理固体废弃物的有效途径之一,比垃圾填埋更无害化、减量化、资源化,是国际广泛认可的处理方式。但垃圾焚烧在处理过程中会释放出多种有害物质,其中二噁英是国际公认的致癌物质,毒性是氰化钾的 100 倍,砒霜的 900 倍。对垃圾焚烧次生污染的控制极其重要。

## 1 《GB18485-2014 生活垃圾焚烧污染控制标准》中建议修改的项目

在垃圾焚烧被广泛应用于生活垃圾处理的同时,其潜在的二次污染问题受到越来越多的关注,近年来,由此引发的“邻避运动”屡屡发生,垃圾焚烧项目陷入“一闹就停”的尴尬境地。现行《生活垃圾焚烧污染控制标准》中列入了颗粒物、二氧化硫、氮氧化物、氯化氢等 8 类污染物,但现有监测项目不能准

确全面地反映垃圾焚烧过程对环境产生的影响。

有机污染物会影响人体健康和动、植物的正常生长,干扰或破坏生态平衡。不少有机污染物是致畸、致突变、致癌物质。有些有机污染物能在环境中发生化学反应,转化成为害处更大的二次污染物。有些有机污染物在环境和生物体内能积累起来,还能通过食物链富集。因此既要注意高浓度的有机污染物的危害性,还要注意低浓度的有机污染物对人体健康和生态系统的长期影响。在对呈贡垃圾焚烧厂竣工验收之前,笔者对《GB18485-2014 生活垃圾焚烧污染控制标准》进行研读,发现其中有机类污染物控制项目较少,难以全面反映垃圾焚烧污染。

垃圾中含有大量的有机垃圾,如废塑料、废橡胶等,燃烧后会产生不同种类的有机污染物,包含挥发性有机污染物、芳烃类化合物(二噁英包含其中)、醛酮类化合物等。标准中针对二噁英给出了控制范围,笔者认为应增加控制有机污染物的种类。表 1 中列举了 3 大类有机污染物的危害性。

挥发性有机污染物在垃圾焚烧厂产生的环节很多,在以往的常规监测中,采样通常只装一种吸附剂的吸收管,针对垃圾焚烧建议填充多种吸附剂作为吸收管。在采样与分析过程中要特别注意防止污染。在控制标准中应该增加其分析方法,建议采用气相色谱-质谱法。标准中污染物限值的取值时间建议为“测定均值”。

芳烃类化合物主要是指苯、甲苯、乙苯、邻-二甲苯、间-二甲苯、对-二甲苯,在垃圾焚烧过程中易产生,在标准中应该列入控制范围。分析方法应采用常规的活性炭吸附二硫化碳解吸气相色谱法。标

准中污染物限值的取值时间建议为“测定均值”。

表1 有机物的种类与危害

有机污染物种类	危害
挥发性有机污染物	气体和其它感觉效应（如刺激作用）、粘膜刺激和其它系统毒性导致的病变、基因毒性和致癌性
芳烃类化合物	吸入尘粒中，吸入肺部的比率较高，经呼吸道吸入肺部，进入肺泡甚至血液，导致肺癌和心血管疾病
醛酮类化合物	如甲醛，最新研究表明甲醛已经成为第一类致癌物质。甲醛会引起人类的鼻咽癌、鼻腔癌和鼻窦癌，并可引发白血病

醛酮类羰基化合物是大气中的主要污染物之一，它在大气化学中扮演着重要的角色。这类污染物不仅是一级污染物，更重要的是二级污染物，是光化学烟雾的主要成份，在标准中也应该列入控制

范围。分析方法应采用常规的高效液相色谱法、分光光度法、气象色谱法。标准中污染物限值的取值时间建议为“测定均值”或“小时均值”。表2对3种污染物的分析与限值的取值时间作出了说明。

表2 3种污染物分析方法与限值的取值时间建议

有机污染物种类	分析方法	限值的取值时间
挥发性有机污染物	气相色谱-质谱法	“测定均值”
芳烃类化合物	活性炭吸附二硫化碳解吸气相色谱法	“测定均值”
醛酮类化合物	高效液相色谱法、分光光度法、气象色谱法。	“测定均值”或“小时均值”

## 2 关于臭气监测的建议

垃圾一般是通过封闭式垃圾车运进垃圾焚烧厂，倾倒入垃圾坑，包括垃圾坑在内的整个垃圾焚烧厂是负压的，抽取场内空气作为焚烧进风。由于负压将场内空气与臭气一并抽进焚烧炉，虽降低了臭气的扩散，但要做到完全没有臭味比较困难。目前对垃圾焚烧臭气的控制方法主要有：生活垃圾贮存设施密闭；贮存设施应微负压运行，避免恶臭扩散；恶臭空气通入焚烧炉中进行氧化除臭；焚烧炉停运期间，恶臭气体通过除臭设施处理后再排放，定期对贮存设施喷洒药剂消毒；贮存能力要保证检修停运期间也不造成环境污染。

针对垃圾焚烧臭气的控制标准建议采用《恶臭污染物排放标准》的相关标准值。分析方法建议用空气质量恶臭的测定三点比较式臭袋法。基于垃圾焚烧烟囱排放高度都 > 60m，采用对应的60000为垃圾焚烧控制的标准值。

## 3 垃圾焚烧厂废气监测过程中存在的问题及建议

### 3.1 采样仪器

烟尘与重金属项目：武汉天虹微电脑烟尘平行采样仪 TH-880F。

氯化氢与汞项目：武汉天虹智能烟气采样分析仪 TH-600B。

NO<sub>2</sub>、SO<sub>2</sub>、CO 项目：便携式红外烟气分析仪 PG-300。

### 3.2 采样方法

固定污染源排气中颗粒物测定与气态污染物采

样方法 GB/T 16157-1996；《空气和废气监测分析方法》（第四版），国家环境保护总局（2003年）。

### 3.3 垃圾焚烧采样组分

垃圾焚烧烟气污染物以气态或固态形式存在，一般分为五类：酸性气态污染物、不完全燃烧的产物、颗粒污染物和重金属污染物、有机污染物。

焚烧烟气中的酸性气体主要由 SO<sub>x</sub>、NO<sub>x</sub>、HCl 组成，均来源于相应垃圾组分的燃烧。SO<sub>x</sub> 由含硫化合物焚烧时氧化所致，大部分为 SO<sub>2</sub>。NO<sub>x</sub> 包括 NO、NO<sub>2</sub>、N<sub>2</sub>O<sub>3</sub> 等，主要由垃圾中含氮化合物分解转换或由空气中的氮在燃烧过程中高温氧化生成。HCl 来源于垃圾中的有机氯化物和无机氯化物：含氯有机物如 PVC 塑料、橡胶、皮革等高温燃烧时分解生成 HCl；大量的无机氯化物 NaCl、MgCl<sub>2</sub> 等与其它物质反应也会产生 HCl，如： $H_2O + 2NaCl + SO_2 + 0.5O_2 \rightarrow Na_2SO_4 + 2HCl$ ，这是垃圾焚烧炉烟气中 HCl 的主要来源。焚烧产生的酸性气体除污染环境外，还会对焚烧炉膛及其配套的热能回收锅炉造成过热器高温腐蚀和尾部受热面的低温腐蚀。在监测过程中 SO<sub>x</sub> 因水分影响监测结果，建议用带有烟气前处理设备的烟气分析仪监测。按标准中规范性引用文件《HJ629 固定污染源废气 二氧化硫的测定 非分散红外吸收法》可使用日本 HORIBA 便携式气体分析仪 PG-300 系列仪器。

有机化合物主要是垃圾中的氯、碳水化合物等

在特殊温度场和特殊触媒作用下反应生成的微量有机化合物，如多环芳烃（PAHs）、多氯联苯（PCBs）、甲醛、二噁英（PCDD）、呋喃（PCDF）。在监测过程中使用武汉天虹智能烟气采样仪 TH-600B 系列。

垃圾焚烧烟气中的金属化合物一般由垃圾中所含的金属氧化物和盐类组成。这些金属来源于垃圾中的油漆、电池、灯管、化学溶剂、废油、油墨等，其中含有汞、镉、铅等微量有害元素。在焚烧过程中，挥发态的重金属及其化合物随着烟气离开焚烧区域后将经历冷凝过程，形成直径很小的颗粒，这些富集了有毒金属的细小颗粒会被排放到大气中，亦会一直停留在灰烬及其它残余物内。垃圾

焚烧排放粉尘中所含的重金属主要存在于可吸入颗粒物中，这些粉尘可溶于水和酸中。在监测过程中采用武汉天虹微电脑烟尘油烟平行采样仪 TH-880 系列采样。

烟尘主要是烟气中夹带的不可燃物质及燃烧产物。垃圾中可燃组分因燃烧不完全会形成黑烟，黑烟中含有大量的碳粒子，对人体危害大的重金属主要集中于  $<3 \mu\text{m}$  的颗粒物中。垃圾焚烧烟气水分很大，长时间采样滤筒容易破损，按标准中规范性引用文件《GB/T 16157 固定污染源排气中颗粒物测定与气态污染物采样方法》使用武汉天虹智能烟气采样仪 TH-880 系列。

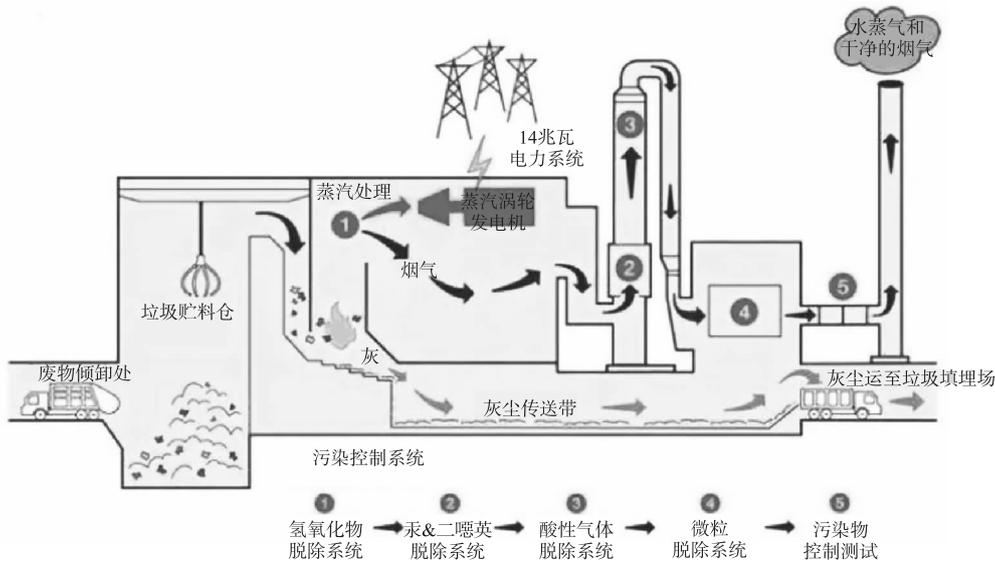


图1 垃圾焚烧污染物控制系统

表3 垃圾焚烧产生的组分与影响因素

垃圾焚烧产生的组分	影响监测因素	建议采样仪器
酸性气体 $\text{SO}_x$ 、 $\text{NO}_x$	水分、一氧化碳	日本 HORIBA 便携式气体分析仪 PG-300 系列
有机化合物	温度场和触媒作用	武汉天虹智能烟气采样仪 TH-600B 系列
金属化合物与烟尘	水分、工况	武汉天虹智能烟气采样仪 TH-880 系列

### 3.4 采样过程存在的问题及建议

按照《GB18485-2014 生活垃圾焚烧污染控制标准》中的监测要求，对颗粒物要进行 24 h 连续采样。由于连续采样时间过长，采样泵容易损坏，出现死机、泵停止工作等状况。在本研究的一次验收采样过程中，共有 7 台武汉天虹微电脑烟尘平行采样仪（TH-880F）损坏，其中 4 台泵损坏、3 台主板死机。建议采用分周期采样，用小时均值作为控制标准，以减少连续采样时间。其次垃圾焚烧都按国家要求安装了在线监测系统，可校准在线

系统，参考在线系统的 24 h 均值作为验收数据。

标准中要求的小时均值为以等时间间隔采集 4 个样品测试值的算术平均值，在此次验收中，采用 12 min 为单次采样时间，用等速的采样方式采样。垃圾焚烧经过处理后的烟气含湿量比较高，烟尘采样过程烟气采样量较大，致使更换硅胶比较频繁，基本上每采集 2 个样品就要更换 1 次。1 个断面最少要采集 96 个样品，硅胶用量比较大。

### 3.5 安全问题及建议

24 h 采样由 3 组采样人员完成，每组负责 8 h

的样品采集。垃圾焚烧厂监测点一般比较高，基本上都在 10 m 以上。目前大部分垃圾焚烧采用旋转梯，少部分采用直梯。夜间采样存在很大安全隐患，灯光照明不足容易绊倒。

垃圾焚烧烟气虽经过脱硫除臭等处理，但是仍然存在臭气，长时间采样工作人员大都会感到恶心、头晕。

夜间采样时应与厂家协调安装照明装置，监测平台应按国家要求作安全防护处理，监测前应安排人员进行勘察。监测过程中监测人员应佩戴口罩。在监测平台应放置医药急救箱。

### 3.6 样品管理问题及建议

氯化氢样品数量在整个项目中最多，其原因是在标准中要求测定 24 h 均值。氯化氢是一个比较敏感的项目，容易受到污染，对保存、分析有较高的要求。垃圾焚烧厂在工艺中会产生颗粒态氯化物和氯气，这两种物质对氯化氢的测定都有

干扰，在采样时要去除干扰以保证测定结果的准确性。

建议取消 24 h 均值的测定，采用小时均值作为控制依据，并且采集 2 ~ 3 个周期的样品。为了减少样品污染，建议采集时专人负责专项项目，在采集氯化氢时要带手套，防止自身手汗带来的污染。采集后按要求保存样品。

### 3.7 监测工况问题及建议

垃圾焚烧是一个极其特殊的行业，其主要目的是处理垃圾。在以往的监测过程中，厂家对监测工况不了解，囤积的垃圾很难达到监测要求的工况，导致采集的样品缺乏代表性。

监测人员应在验收监测前 7 d 与厂家联系，问其生产状况是否正常，并要求囤积垃圾，以保障验收过程中工况满足监测条件。如果厂家有条件，可以对垃圾进行大致分类，实行分类燃烧。表 4 对存在的问题与建议给出了说明。

表 4 监测时存在的问题与建议

项目	问题	建议
仪器与材料问题	采样时间过长，采样泵容易损坏，经常死机，材料耗费大。	取消颗粒物 24 h 均值的采样，进行分周期（2 ~ 3 个）采样，每周期取 3 h 均值的样品。
安全问题	监测平台高，夜间光线暗。臭气浓度高。长时间采样工作人员大都会感到恶心，头晕。	与厂家协调安装照明厅，佩戴口罩，放置医药急救箱。严格检查监测平台安全隐患。
样品问题	夜晚采样，氯化氢等敏感项目容易污染，并且样品数量大。	取消氯化氢 24 h 均值采样，进行分周期（2 ~ 3 个）采样，每周期取 3 h 均值的样品。防止颗粒态氯化物和氯气的干扰。
监测工况问题	厂家对监测工况不了解，囤积的垃圾很难达到监测要求的工况	监测人员提前联系厂家，要求囤积垃圾以保障验收监测过程中工况。

## 4. 监测过程中的质量控制与保障

环境监测采样过程的质量是保证监测结果数据

质量的源头，包含了布点 - 采样 - 样品贮存 - 样品运输过程环节。

表 5 监测质量目标

监测环节	主要控制因素	主要影响的目标
布点系统	1. 监测目标 2. 监测点位，点数	代表性 可比性 完整性
采样系统	1. 采样次数或采样频率 2. 采样仪器技术，方法	准确性 代表性 可比性 完整性
运贮系统	1. 样品的运输 2. 样品保存	准确度

(1) 垃圾焚烧厂验收与监测时样品数量多，应该设置一个现场质量监督员，监督整个采样过程。

(2) 垃圾焚烧厂监测是一个复杂的过程，监测人员应具备使用先进技术和传统经验技术的能力，通过对现场实况进行记录，并对采样情况进行描绘，将其与报告记录一同进行存档，以供参照。

(3) 垃圾焚烧厂氯化氢项目中样品数量较多，

采样管必须使用与被测气体不发生反应和吸附的材质，一般应选用不锈钢或聚四氟乙烯材料作为采样管。所使用的玻璃吸收瓶的总体要求是玻璃磨砂口密封不透气，鼓泡均匀，阻力一定。在运输过程中必须严防污染。

(4) 生产工况是否满足监测要求，关系到监测数据的准确性、代表性和本次监测的有效性。工

况核查是竣工验收现场监测质量保证的前提条件。在监测过程中应设置一个专员对工况进行监督，如有问题立即通知监测人员停止采样。

(5) 采样仪器设备的适用范围、量程、灵敏度、稳定性等指标应满足国家标准规定中的仪器要求。

(6) 垃圾焚烧监测影响因素较多，实施监测前，应详细了解本次监测所要达到的目标，在确定目标后再建立相应的监测任务。完整的监测任务包括任务来源、联系人、主要内容、完成时间、负责人、监测目标说明等内容，以确保监测工作的有序开展。

参考文献:

[1] 恶臭污染物排放标准: GB14554 - 93 [S].

[2] 环境空气质量手工监测技术规范: HJ/T 194 - 2005 [S].

[3] 国家环境保护总局. 空气和废气监测分析方法 (第四版) [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.

[4] 昆明市环境监测中心监测数据年鉴 [Z]. 2009 - 2014 .

[5] 环境空气质量标准: GB 3095 - 1996 [S].

[6] 固定污染源排气中颗粒物测定与气态污染物采样方法: GB/T 16157 - 1996 [S].

[7] 环境空气和废气 氯化氢的测定 离子色谱法: HJ549 - 2016 [S].

[8] 固定污染源废气 二氧化硫的测定 非分散红外吸收法: HJ629 [S].

[9] 固定污染源排气中颗粒物测定与气态污染物采样方法: GB/T 16157 [S].

[10] 罗四海. 论加强环境监测采样过程中的质量控制 [J]. 资源节约与环保, 2015 (12): 113.

[10] 王允. 做好环境监测现场采样过程质量控制工作的建议 [J]. 北方环境, 2013 (7): 161 - 162.

## Problems and Improvements of Waste Gas Monitoring in Pollution Control Standard on Current Municipal Solid Waste Incineration

YANG Shan - dang, SHANG Yun, ZENG Xin - yu, LIU Hong - hao, DENG Cong  
(Yunnan Environmental Monitoring Center, Kunming Yunnan 650034, China)

**Abstract:** Based on “Standard for pollution control on the municipal solid waste incineration” (GB 18485 - 2014), the gas emission of Yunnan provincial new municipal solid waste incineration plant was monitored for the first time. It was found that there was no odor determination and less organic pollutants control in the standard. Therefore, adding these relative indices was suggested. Additionally, the sampling method, quality control and guarantee measures were pointed out according to long - term monitoring experiences.

**Key words:** municipal solid waste; incineration; waste gas monitoring; problems and suggestions; quality control