

大气污染物干沉降速度和通量的计算方法比较——以南京仙林地区为例

赵雄飞, 王体健, 黄满堂, 杨帆, 杨丹丹, 金龙山

(南京大学 大气科学学院, 南京 210023)

摘要: **目的** 基于不同方法对大气污染物干沉降速度和通量的估计存在差异, 开展比较研究。**方法** 2016年9月至2017年9月, 在南京大学仙林校区, 基于75 m观测塔, 对大气中常见的六种污染物二氧化硫(SO₂)、一氧化碳(CO)、二氧化氮(NO₂)、臭氧(O₃)、一氧化碳(CO)、细颗粒物(PM_{2.5})的浓度和气象要素进行连续观测。利用三层阻力模型计算大气污染物的干沉降速度, 利用浓度法和梯度法计算干沉降通量, 并对两种方法进行比较。**结果** SO₂、NO、NO₂、O₃、CO、PM_{2.5}的平均干沉降速度分别是0.270、0.019、0.089、0.449、0.038、0.147 cm/s。干沉降速度具有明显的日变化特征, 一般情况下, 白天大于夜间, 在午后出现最大值。整个观测期间, 采用浓度法计算得到的SO₂、NO、NO₂、O₃、CO、PM_{2.5}干沉降通量分别为0.034、0.008、0.037、0.263、0.354、0.049 μg/(m²·s), 采用梯度法得到的干沉降通量分别为0.04、0.00193、0.035、0.278、0.192、0.063 μg/(m²·s)。**结论** 对于NO、O₃、PM_{2.5}, 浓度法和梯度法计算的干沉降通量具有较好的一致性。梯度法估计干沉降通量时很大程度上依赖于大气污染物浓度梯度测量的准确性, 浓度法估计干沉降通量则更多依赖于干沉降速度计算的准确性。

关键词: 干沉降通量; 干沉降速度; 浓度法; 梯度法

DOI: 10.7643/issn.1672-9242.2019.06.020

中图分类号: X511 **文献标识码:** A

文章编号: 1672-9242(2019)06-0129-09

Comparison of Methods for Dry Deposition Velocity and Flux Estimation of Atmospheric Pollutants—A Case Study in Xianlin District, Nanjing

ZHAO Xiong-fei, WANG Ti-jian, HUANG Man-tang, YANG-Fan, YANG Dan-dan, JIN Long-shan
(School of Atmospheric Sciences, Nanjing University, Nanjing 210023, China)

ABSTRACT: Objective To compare the difference of dry deposition velocity and flux of atmospheric pollutants estimated with different methods. **Methods** Based on the 75 m observation tower, six pollutants concentration in the atmosphere, such as sulfur dioxide (SO₂), nitrogen monoxide (NO), nitrogen dioxide (NO₂), ozone (O₃), carbon monoxide (CO), and fine particulate matter (PM_{2.5}) and meteorological elements were observed at the Xianlin Campus of Nanjing University during 13 months (September 2016 to September 2017). The dry deposition velocities of atmospheric pollutants were calculated by the three-layer resistance model and the dry deposition fluxes were calculated by the inferential method and the gradient method; and then the two methods were compared. **Results** The average dry deposition velocities of SO₂, NO, NO₂, O₃, CO and PM_{2.5} were 0.270, 0.019, 0.089, 0.449, 0.038 and 0.147 cm/s respectively. The dry deposition velocity had obvious daily variation characteristics. Gener-

收稿日期: 2018-12-08; 修订日期: 2019-03-11

基金项目: 国家重大科技研发项目(2017YFC0210106, 2016YFC0203303); 国家自然科学基金项目(41575145, 91544230)

作者简介: 赵雄飞(1994—), 男, 河北邢台人, 硕士研究生, 主要研究方向为大气污染物干沉降及生态响应。

通讯作者: 王体健(1968—), 男, 江苏泰州人, 教授, 主要研究方向为大气环境。

ally, the variation in the daytime was greater than that in the nighttime, and the maximum value appeared in the afternoon. During the whole observation period, the dry deposition fluxes of SO_2 , NO , NO_2 , O_3 , CO and $\text{PM}_{2.5}$ calculated by the inferential method were 0.034 0.008, 0.037, 0.263, 0.354, 0.049 $\mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$ respectively, and the dry deposition fluxes obtained by the gradient method were 0.04, 0.00193, 0.035, 0.278, 0.192, 63 $\mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$ respectively. **Conclusions** For NO , O_3 , $\text{PM}_{2.5}$, the dry deposition flux calculated by inferential method and gradient method has good consistency. Estimation of the dry deposition flux by the gradient method largely depends on the accuracy of the concentration gradient measurement. Estimation of the dry deposition by the concentration method more depends on the calculation accuracy of the dry deposition rate.

KEY WORDS: dry deposition flux; dry deposition velocity; inferential method; gradient method

物质在大气和下垫面之间的交换过程中, 大气沉降过程扮演着非常重要的角色。大气沉降过程主要分为干沉降与湿沉降过程。干沉降是大气中污染物清除的主要过程之一, 直接影响空气中污染物的浓度和空气质量状况的时空分布^[1]。大气污染物的干沉降通量已经在世界范围内得到了广泛的研究, 污染物沉降过程不仅与酸雨污染有着密不可分的联系, 同时也对下垫面的生态环境产生极大的影响。目前, 发达国家的大气污染物沉降观测继续朝着网络化、系统化方向不断发展, 并开发和应用了适用于不同空间尺度和时间精度需要的污染物排放、传输、沉降模型^[2-7], 利用数值模型模拟不同生态系统的污染物沉降总量和沉降负荷, 进而为相应的污染物减量策略的制定提供科学依据。

影响干沉降过程的因素主要分为气象要素和污染物本身在大气中的浓度水平。其中影响干沉降过程的主要气象因素有空气动力学特征量(摩擦速度、下垫面粗糙度长等)、流场分布、大气稳定度、风、温度、湿度的平均场和湍流场结构参数、逆温层高度等^[22]。影响干沉降过程的因素还有污染物自身性质。对于气体而言, 主要是化学活泼程度、溶解度、与沉降表面处于平衡状态时的分压强等主要因素; 对于颗粒物污染物而言, 则主要是粒子直径、密度、形状、状态、表面性质、化学成分等主要因素。总体而言, 无论是对于气体还是颗粒物, 污染物本身在大气中的浓度是决定其干沉降通量的最主要因素。对于不同的下垫面情况, 也存在有不同的干沉降过程, 例如

对于下垫面中含有植被的干沉降过程, 植物结构(如叶子空间密度、叶面面积与形状、叶子多孔性、叶孔阻力、叶子表面形状等)、植被生长状况、植被表皮叶质渗出等情况、植被的软硬以及其所含污染物的本底情况也是影响干沉降通量的主要因素^[8-15]。

大气污染物干沉降通量测量方法主要有涡动相关法^[16-17]、梯度法^[18-20]以及浓度法^[21]。大气干沉降过程的效率受气候背景条件、边界层湍流状况、下垫面植被类型等多种因素的影响^[21]。文中以江苏省南京市仙林地区为例, 结合铁塔观测数据与数值模拟来研究大气中污染物的干沉降过程。主要研究内容包括采用三层阻力模型来计算不同种类污染物的干沉降速度, 进而计算其干沉降通量, 同时利用气象资料计算大气垂直湍流扩散系数, 结合污染物浓度梯度进而计算其干沉降通量。将两种方法计算所得的干沉降通量结果进行比较, 并分析不同方法的优劣。

1 研究区域与方法

1.1 观测点情况

观测地点位于江苏省南京市东北方向的南京大学仙林校区地球系统区域过程综合观测试验基地 75 m 气象塔处(东经 118°, 北纬 32°)。气象塔位于海拔 60 m 的小山上, 下垫面具有城郊混合特征, 其正下方为平坦、裸露的标准气象观测场, 山坡种植有多种树木, 山顶种有草本植物。



图1 观测点位置以及观测装置

1.2 气象参数观测方法

利用中国华云集团生产的 CAWS-600 国家级气象自动观测站同时进行风速及地表温度数据的测量。CAWS-600 系统采用的集采核芯具有很好的稳定性，数据具有高精度、高可靠性和高准确性。连续收集风速以及地表温度的同时，在气象观测塔上的 25、50、75 m 三层分别安装传感器连续收集实时的温湿度等数据。

1.3 污染物浓度观测方法

在气象塔 25、50、75 m 三层高度各放置了一台 MAS-100 小型空气站，对大气中六种污染物 SO₂、NO、NO₂、O₃、CO、PM_{2.5} 的浓度进行连续监测，并将收集到的浓度数据同时上传到远程数据平台。MAS-100 型小型空气站由深圳创龙清研科技有限公司制造，该型仪器可实时收集多种大气污染物和环境参数，实现高时空分辨率的数据采集，并通过 4G 信号远程传输，实现云端数据库储存或与智能手机连接。采用高灵敏度电化学传感器和颗粒物传感器，利用电化学反应分辨气体成分，结合嵌入式技术和网络通讯技术，可以连续监测大气中空气污染物浓度和温湿度等参数。

1.4 干沉降通量计算

1.4.1 浓度法

利用污染物浓度观测和数学模型相结合的办法进行干沉降通量的计算，即采用三层阻力模型计算气体与气溶胶粒子的干沉降速率，与观测到污染物的浓度分别相乘，即可得到相对应的干沉降通量。对 2016 年 9 月 1 日到 2017 年 9 月 1 日之间采集到的数据进行计算，得到一年时间范围内的干沉降速度，从而计算干沉降通量。

对于气体和颗粒物而言，其干沉降通量的计算方法均为：

$$F = c \cdot v_d \quad (1)$$

式中： F 为气体或颗粒物的干沉降通量， $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ ； C 为 50 m 高度处的污染物浓度， $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ； v_d 代表其干沉降速度， cm/s 。

使用浓度法进行干沉降通量计算时，其重点是干沉降速度的计算。干沉降速度的不同主要与当地下垫面环境以及气象条件有关。对于气体污染物和颗粒物污染物而言，干沉降速度的计算是不同的，计算方法分别为：

$$\text{气体 } v_d = \frac{1}{R_a + R_b + R_c} \quad (2)$$

$$\text{颗粒物 } v_d = \frac{1}{R_a + R_b + R_a R_b v_g} + v_g \quad (3)$$

式中： R_a 、 R_b 、 R_c 分别为空气动力学阻力、片流层阻力、近地面阻力。 R_a 是因为大气湍流运动所引起

的污染物从大气中输送至地表附近过程中所受到的阻力，根据近地层中污染物的质量输送以及类似热量输送的假设， R_a 可以表示为：

$$R_a = \frac{\ln(z/z_0)\Psi_c}{ku^*} \quad (4)$$

式中： z 为计算干沉降速度时所选取的参考高度， m ； u^* 是摩擦系数， m/s ； z_0 为下垫面的粗糙度长， m ； k 为常数，通常根据不同地形所对应的地形特征经验获得，取值为 0.4； Ψ_c 为与质量通量有关的无量纲稳定度修正参数。 Ψ_c 通常表示为：

$$\Psi_c = \begin{cases} \ln(1+Y^2)^2 & \frac{z}{L} < 0 \\ -5z/L & \frac{z}{L} > 0 \end{cases} \quad (5)$$

式中： $Y = \left(1 - \frac{16z}{L}\right)^{\frac{1}{4}}$ ， L 为莫宁-奥布霍夫长度。

1.4.2 梯度法

按照湍流扩散的梯度输送理论来处理大气污染物的垂直散布问题，是以垂直湍流扩散系数及其时空变化来表征扩散能力的。即表示垂直湍流所引起的物质输送的速率，取决于该物质分布的不均匀程度（即污染物梯度的大小）以及当前气象环境流场下所具备的扩散能力。

在常通量层假设条件下，根据湍流输送理论，污染物输送通量^[12]可以表示为：

$$F = -K \frac{\partial c}{\partial z} \quad (6)$$

式中： K 为垂直湍流扩散系数， m^2/s 。本次试验中， ∂c 分别选取 75 m 与 25 m 的浓度数据进行计算， ∂z 为两层采样器之间的高度差 50 m。

在中性大气中， K 可以通过风速廓线直接求得，但在实际大气中，该条件则很难被满足。因此常使用无量纲的稳定度函数 Ψ_m 来进行矫正^[22]：

$$K = \frac{\kappa u^* z}{\Psi_m(z/L)} \quad (7)$$

式中： κ 为冯卡门常数，取值范围一般为 0.35~0.41，在文中取值为 0.4； u^* 为摩擦速度， m/s ； z 为测量浓度污染物所对应的高度， m ； L 为莫宁-奥布霍夫长度，可以利用 10 m 处的湍流资料直接获得。

对于湍流扩散系数，在大气最低的 50~100 m 层内，可用布辛格等人^[23]提出的公式：

$$\begin{cases} \Psi_m\left(\frac{z}{L}\right) = 0.74 \left(1 - \frac{9z}{L}\right)^{\frac{1}{2}} & \text{不稳定条件} \\ \Psi_m\left(\frac{z}{L}\right) = 0.74 + \frac{4.7z}{L} & \text{稳定条件} \\ \Psi_m\left(\frac{z}{L}\right) = 0.74 & \text{中性条件} \end{cases} \quad (8)$$

2 结果与分析

2.1 污染物浓度变化

2016年9月到2017年9月南京仙林地区观测点铁塔50 m处小型空气站监测到的气体浓度的时间序列如图2所示。

计算表明,观测期间,南京仙林地区大气中SO₂、NO、NO₂和O₃的平均浓度分别为(12.9±5.2)、

(39.7±20.3)、(46.4±17.7)、(67.2±34.3) μg/m³, CO和PM_{2.5}的平均浓度分别为(0.93±0.3) mg/m³和(33.61±23.5) μg/m³。在全年污染物浓度变化中,SO₂在3—6月份出现浓度高值;NO浓度波动不大,与其他城市变化趋势相似^[24];NO₂浓度在冬春季节较高,其余时间较低;O₃浓度则呈现明显的夏秋高于冬春的特点;CO浓度在夏秋季节比较高,其余时间较低;PM_{2.5}浓度则在2016年12月和2017年1、2、3、4、7月出现了较高的峰值。

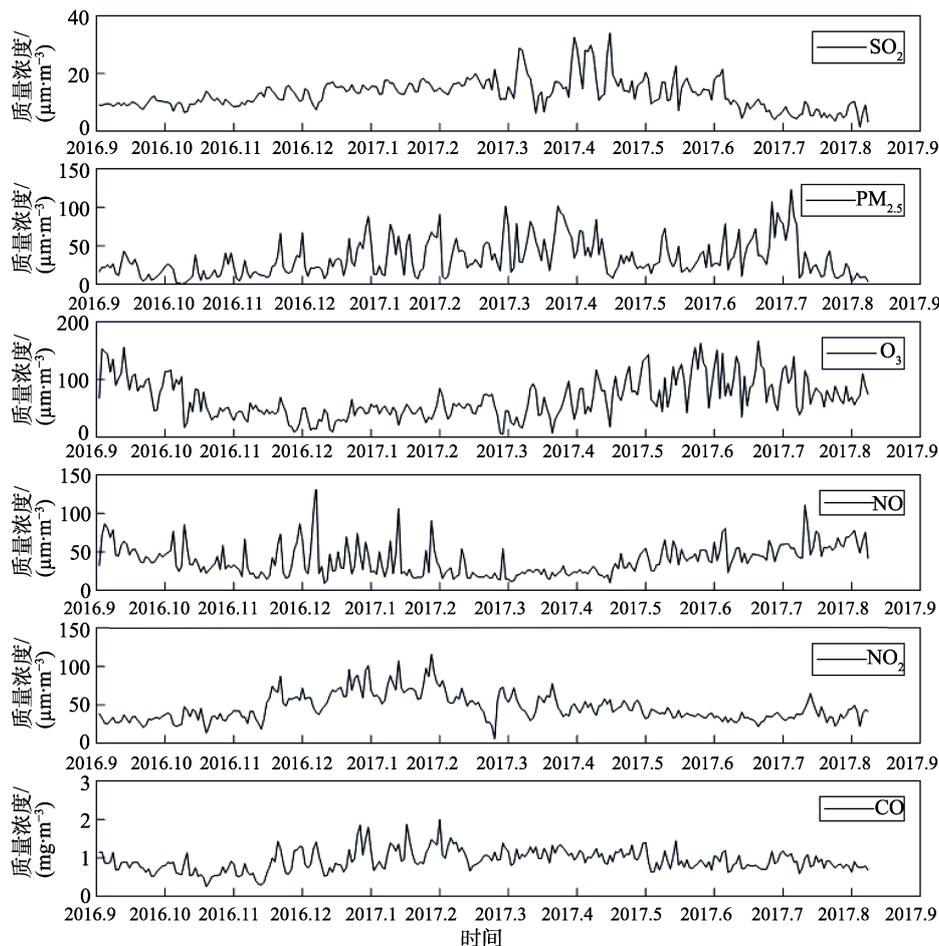


图2 仙林地区大气污染物浓度变化

2.2 污染物的干沉降速率

采用三层阻力模型方法,计算得到六种大气污染物SO₂、NO、NO₂、O₃、CO、PM_{2.5}的干沉降速率分别是0.27、0.019、0.089、0.449、0.038、0.147 cm/s。

由图3可知,仙林地区所处的类城郊下垫面区域,除NO之外,其他五个物种的干沉降速度都有明显的日变化,即白天大于夜间。可能原因在于大气稳定性和表面阻力的日变化,夜间由于没有太阳辐射作用,在地面辐射冷却作用下,近地面气温逐渐降低,出现逆温层,大气呈现出稳定状态,导致大气垂直扩散过程较难进行,使得干沉降速度在夜间呈现较低的态势。相反,白天强烈的太阳辐射会使得近地面迅速升温,导致近地面空气的温度迅速增加,形成了气温

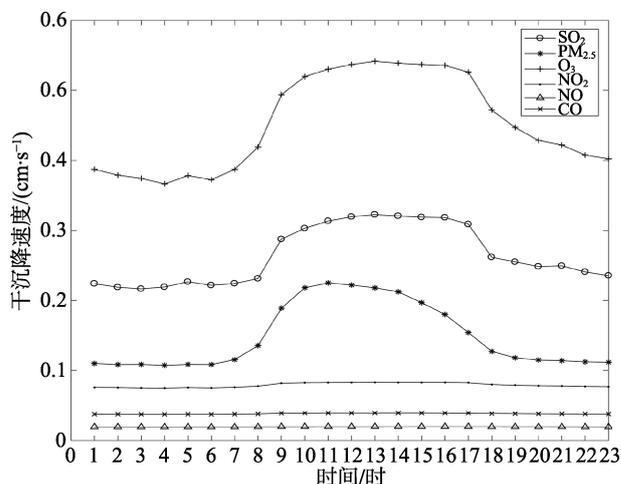


图3 南京仙林地区大气污染物干沉降速度的日变化

随高度增加而增加的状况。在太阳辐射的作用下, 大气由夜间的稳定状态逐渐转向为不稳定状态, 大气湍流活动逐渐增强, 湍流层阻力较小, 使得污染物的干沉降速度出现明显的增加^[25]。由图 3 可见, 在上午 8—9 时, 以 O_3 、 SO_2 、 $PM_{2.5}$ 为代表的污染物, 干沉降速度开始增长, 在中午到下午的时间段达到全天中最大值。

对于气体和颗粒物而言, 影响其干沉降速度的因素是不同的。对于气体而言, 其干沉降速度不仅与下垫面特征以及气象要素有关, 同时太阳辐射也会改变植被气孔开闭状况以及植被表面温度和相对湿度, 所以粘附层阻力和表面阻力在很大程度上会决定污染物的干沉降速度日变化特征。对于颗粒物来说, 粘附层阻力和颗粒物自身的重力沉降在其沉降过程中占有主导地位^[26]。

不同季节六种大气污染物的干沉降速度见表 1。从污染物干沉降速度的季节变化上来看, SO_2 干沉降速度具有明显的冬春季较大、夏秋季较小的变化特征。这是由于大气越稳定, 湍流运动越弱, 湍流通量也就越小, 而平均风速在近地面常通量层中的垂直切变却比不稳定时强得多, 所以 SO_2 干沉降速度与一年四季中的大气稳定度有着对应的关系。在大气稳定时, SO_2 的干沉降速度小, 在大气处于不稳定状态时, 干沉降速度大。NO 由于其亨利系数非常小, 其表面阻力非常大, 干沉降速度接近于 0, 几乎没有季节变化。对于 NO_2 而言, 其表面阻力非常大, 在污染物干沉降过程中占主导地位, 决定着沉降速度的大小和量级。表面阻力的季节变化也影响着 NO 的干沉降速度的季节变化, 呈现出春冬较低, 夏季较高的变化趋势。 O_3 和 SO_2 一样, 表面阻力与湍流层阻力和粘附层阻力相当, O_3 干沉降速度的季节变化是气象要素和近地面综合作用的结果。 O_3 的干沉降速度呈现出夏季较大、冬季较小的变化趋势。CO 的表面阻力非常大,

干沉降速度比较低, 季节变化不明显。 $PM_{2.5}$ 的干沉降速度在春秋两季呈现出一个双峰的变化趋势, 这是由于颗粒物干沉降速度主要受气象要素的变化而产生的结果。

2.3 干沉降通量计算结果

结合以上 2016 年 9 月到 2017 年 9 月时间段内的 NO 、 NO_2 、 SO_2 、 O_3 、 CO 、 $PM_{2.5}$ 的浓度, 以及分别对应的小时干沉降速度, 计算得到浓度法干沉降通量。六种污染物干沉降通量平均值分别为 SO_2 $0.034 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 、 NO $0.008 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 、 NO_2 $0.037 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 、 O_3 $0.263 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 、 CO $0.354 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 、 $PM_{2.5}$ $0.049 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 。

为保证干沉降结果的有效性, 对观测到的数据进行了筛选和质量控制, 以剔除地面排放大于沉降的情况。其主要方法为对污染物浓度在 75 m 以及 25 m 的浓度作差, 所有 75 m 小于 25 m 浓度的数据均被剔除。

利用地面的气象观测数据计算垂直湍流扩散系数, 结合浓度梯度, 从而求得干沉降通量。对于本次铁塔观测的六种污染物来说, 其垂直湍流扩散系数与污染物种类无关, 均由气象条件所决定。六种污染物梯度法干沉降通量分别为: SO_2 $0.04 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 、 NO $0.00193 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 、 NO_2 $0.035 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 、 O_3 $0.278 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 、 CO $0.192 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 、 $PM_{2.5}$ $0.063 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 。

将文中结果与文献报道结果相比, 三峡库区 2015 年采用浓度法计算得到的 NO_2 干沉降通量为 $0.010 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$, 实验中计算所得的 NO_2 干沉降通量为 $0.035 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 。由于本实验位于东部地区, 相对于三峡库区 NO_2 浓度为 $(11.7 \pm 3.9) \mu\text{g}/\text{m}^3$, 南京地区的 NO_2 年均浓度为 $(46.4 \pm 17.7) \mu\text{g}/\text{m}^3$, 所以相对应的 NO_2 的沉降通量也较大^[27]。环渤海地区 2012 年采用浓度法计算的 SO_2 干沉降通量为 $0.05 \sim 0.25 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 。与文中的 SO_2 干沉降通量 $0.034 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 相比, 文中 SO_2 干沉降通量较小, 其原因可能在于近年来中国地区的 SO_2 减排措施导致其浓度下降, 从而导致干沉降通量的下降^[28]。对于梯度法计算得到的干沉降通量, 南京江北地区农田下垫面在农作物生长旺盛期间的 O_3 干沉降通量均值为 $0.35 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$, 与文中 O_3 全年干沉降通量 $0.278 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 具有较好的一致性^[29]。

2.4 两种方法的比较

通过浓度法和梯度法计算的干沉降通量平均后的月均变化趋势如图 4 所示, 利用两种方法计算得到的六种污染物 SO_2 、 NO 、 NO_2 、 O_3 、 CO 、 $PM_{2.5}$ 的平均干沉降通量分别为 0.037, 0.005, 0.036, 0.271, 0.273, $0.056 \mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 。通过浓度法和梯度法计算的六种大气污染物的干沉降通量结果见表 2, 可以看出, NO 和 CO 的干沉降通量计算结果的偏差相对较大。

表 1 南京仙林地区下垫面上干沉降速度月均值

	cm/s					
	SO_2	NO	NO_2	O_3	CO	$PM_{2.5}$
1 月	0.491	0.019	0.077	0.427	0.038	0.158
2 月	0.504	0.019	0.078	0.437	0.038	0.175
3 月	0.160	0.019	0.078	0.437	0.038	0.171
4 月	0.167	0.020	0.080	0.470	0.038	0.145
5 月	0.170	0.020	0.081	0.482	0.039	0.143
6 月	0.167	0.020	0.080	0.458	0.039	0.129
7 月	0.172	0.020	0.081	0.496	0.039	0.139
8 月	0.168	0.020	0.080	0.460	0.039	0.121
9 月	0.168	0.020	0.080	0.470	0.039	0.131
10 月	0.166	0.020	0.080	0.464	0.038	0.150
11 月	0.158	0.019	0.077	0.425	0.038	0.152
12 月	0.483	0.019	0.077	0.420	0.038	0.153

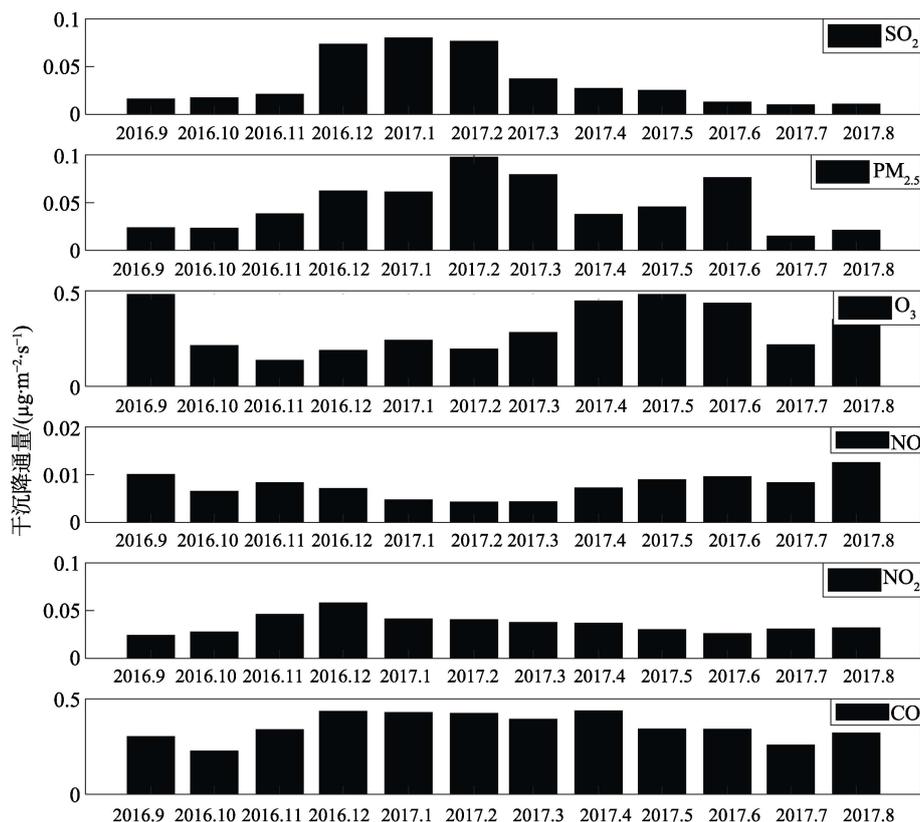


图4 仙林地区大气污染物月均干沉降通量分布

表2 南京仙林地区大气污染物干沉降通量

μg/(m²·s)

干沉降通量	SO ₂	NO	NO ₂	O ₃	CO	PM _{2.5}
浓度法	0.034	0.008	0.037	0.263	0.354	0.049
梯度法	0.041	0.002	0.035	0.278	0.192	0.063
绝对偏差	-0.007	0.006	0.002	-0.015	0.162	-0.014
相对偏差/%	-20.58	75.00	5.41	-5.70	45.76	-27.59

进一步选取两种方法计算结果均有效的时次进行对比分析,以六种大气污染物的浓度法干沉降通量为横轴,梯度法干沉降通量为纵轴,对NO、NO₂、SO₂、O₃、CO、PM_{2.5}六种大气污染物进行两种方法计算结果相关性分析,结果如图5所示。计算得到六种污染物的浓度法干沉降通量-梯度法干沉降通量的相关系数分别为0.438、0.020、0.015、0.225、0.101、0.392。

文中分别采用浓度法与梯度法对大气中六种污染物SO₂、NO、NO₂、O₃、CO、PM_{2.5}的干沉降通量进行了计算,对于两种方法的结果进行对比,其偏差可能来源于以下几个方面。

1) 由于对六种污染物的浓度是采用高灵敏传感器测量得到的,相对传统的点式测量仪器,传感器本身存在一定的测量误差。

2) 利用浓度法计算干沉降通量时,由于铁塔观测点的下垫面具有城郊混合的特征,在计算干沉降速度时,近地面阻力的参数化存在一定的误差。

3) 利用梯度法计算干沉降通量时,一方面由于传感器测量污染物浓度本身存在一定的误差,另一方面由于铁塔上只有三层观测高度,两层之间高度差最大只有50m,相对较小的浓度梯度使得计算的干沉降通量存在一定的误差。

3 结论

笔者在南京仙林地区进行了为期1年的大气污染物的干沉降观测,利用三层阻力模型计算干沉降速度,结合浓度法和梯度法估算大气中常见的六种污染物SO₂、NO、NO₂、O₃、CO、PM_{2.5}的干沉降通量,得到如下主要结论。

1) 在南京仙林地区城郊结合下垫面,大气污染物干沉降速度分别为:CO 0.038 cm/s、SO₂ 0.27 cm/s、NO 0.019 cm/s、NO₂ 0.089 cm/s、O₃ 0.449 cm/s、PM_{2.5} 0.147 cm/s。干沉降速度具有明显的日变化特征,一般情况下白天大于夜间,在午后出现最大值。

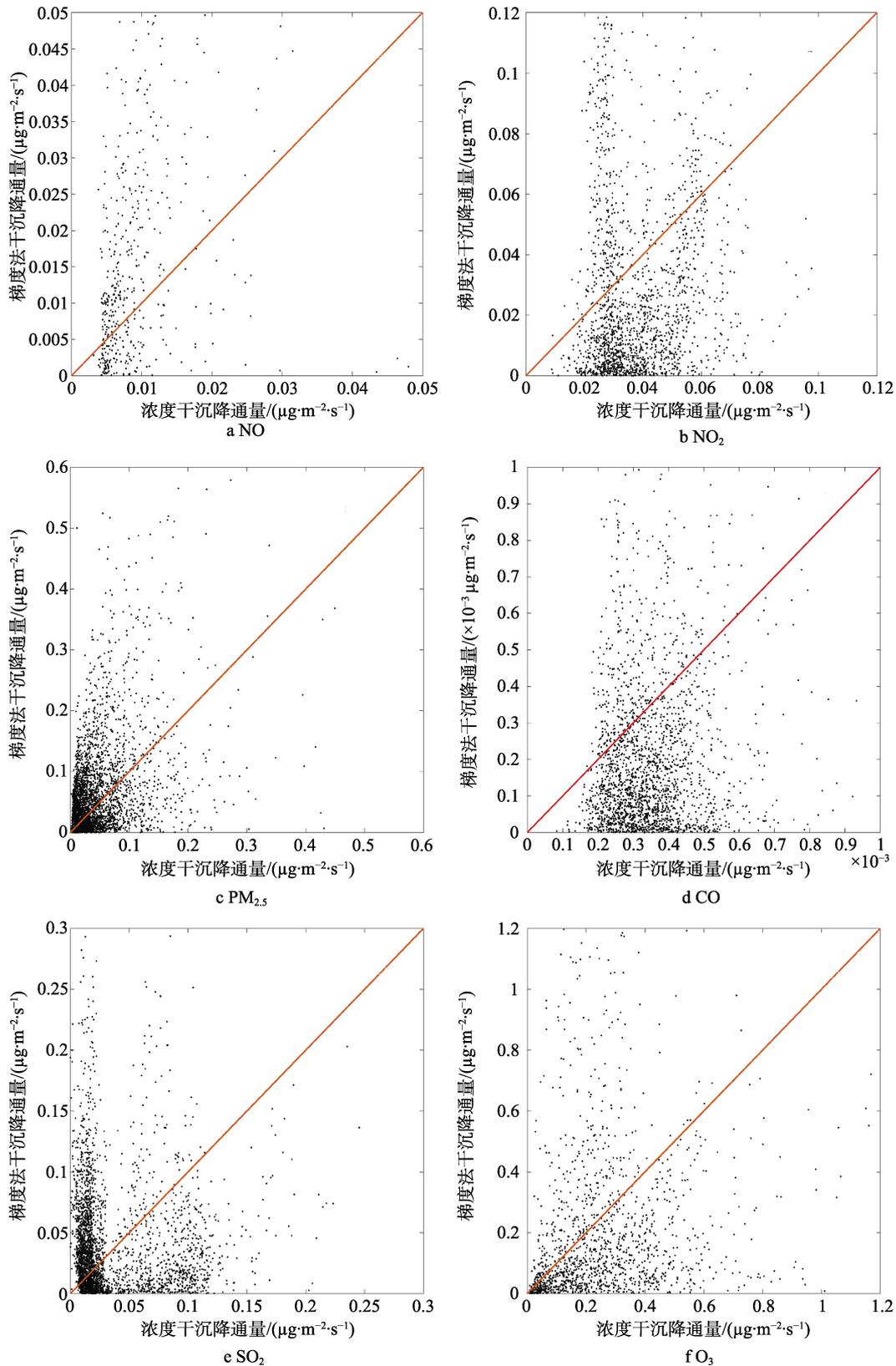


图 5 浓度法、梯度法沉降通量对比

2) 利用浓度法和梯度法计算得到六种污染物 SO_2 、 NO 、 NO_2 、 O_3 、 CO 、 $\text{PM}_{2.5}$ 的平均干沉降通量分别为 0.037、0.005、0.036、0.271、0.273、0.056 $\mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$ 。两种方法对 NO 和 CO 干沉降通量计算结

果的偏差相对较大。

3) 综合浓度法和梯度法对于干沉降通量的计算结果，发现对于 NO 、 O_3 和 $\text{PM}_{2.5}$ ，两者的相关性比较好，其相关系数分别为 0.438、0.225、0.392；对于

NO₂、SO₂、CO，两者的相关性比较差，相关系数分别为0.020、0.015、0.101。在进行干沉降通量计算的时候，应该根据实际仪器设备的情况对不同方法进行合理的选择。

参考文献：

- [1] 苏航, 王自发, 朱彬, 等. 北京奥运会前后静稳天气条件下SO₂和NO₂干沉降模拟[J]. 气候与环境研究, 2010, 15(5): 636-642.
- [2] APSIMON H M, BARKER B M, KAYIN S. Modelling Studies of the Atmospheric Release and Transport of Ammonia in Anticyclonic Episodes[J]. Atmospheric Environment, 1994, 28(4): 665-678.
- [3] SAKURAI T, FUJITA S I, HAYAMI H, et al. A Case Study of High Ammonia Concentration in the Nighttime by Means of Modeling Analysis in the Kanto Region of Japan[J]. Atmospheric Environment, 2003, 37(31): 4461-4465.
- [4] DORE A J, THEOBALD M R, KRYZA M, et al. Modelling the Deposition of Reduced Nitrogen at Different Scales in the United Kingdom[C]// Proceeding of the 29th NATO/CCMS International Technical Meeting on Air Pollution Modeling and Its Application. Aveiro, Portugal, 2007.
- [5] HELLSTEN S, DRAGOSITS U, PLACE C J, et al. Modelling the Spatial Distribution of Ammonia Emissions in the UK[J]. Environmental Pollution, 2008, 154(3): 370-379.
- [6] WALKER J, SPENCE P, KIMBROUGH S, et al. Inferential Model Estimates of Ammonia Dry Deposition in the Vicinity of a Swine Production Facility[J]. Atmospheric Environment, 2008, 42(14): 3407-3418.
- [7] KRYZA M, DORE A J, BÅÅ M, et al. Modelling Deposition and Air Concentration of Reduced Nitrogen in Poland and Sensitivity to Variability in Annual Meteorology[J]. Journal of Environmental Management, 2011, 92(4): 1225-1236.
- [8] WESELY M L, COOK D R, HART R L, et al. Speer Measurements and Parametrization of Article Sulfur Deposition over Grass[J] J Geophys Res, 1985, 90:2131-2143
- [9] GIORGI F. A Particle Dry-deposition Parameterization Scheme for Use in Tracer Transport Models[J]. Journal of Geophysical Research Atmospheres, 1986, 91(D9): 9794-9806.
- [10] PADRO J, DEN HARTOG G, NEUMANN H H. An Investigation of the ADOM Dry Deposition Module Using Summertime O₃ Measurements Above a Deciduous Forest[J]. Atmospheric Environment Part A General Topics, 1991, 25(8): 1689-1704.
- [11] ERISMAN J W, VAN PUL A, WYERS P. Parametrization of Surface Resistance for the Quantification of Atmospheric Deposition of Acidifying Pollutants and Ozone[J]. Atmospheric Environment, 1994, 28(16): 2595-2607.
- [12] PADRO J. Summary of Ozone Dry Deposition Velocity Measurements and Model Estimates over Vineyard, Cotton, Grass and Deciduous Forest in Summer[J]. Atmospheric Environment, 1996, 30(13):2360-2369.
- [13] WESELY M L, DOSKEY P V, SHANNON J D. Deposition Parameterizations for the Industrial Source Complex (ISC3) Model[R]. Illinois: Environmental Research Division, Argonne National Laboratory 9700 South Cass Avenue Argonne, 2002.
- [14] ZHANG L, BROOK J R, VET R. A Revised Parameterization for Gaseous Dry Deposition in Air-quality Models[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2003, 3(6): 2067-2082.
- [15] KOR P, KHARRAT R. Modeling of Asphaltene Particle Deposition from Turbulent oil Flow in Tubing: Model Validation and a Parametric Study[J]. Petroleum, 2016, 2(4): 393-398.
- [16] PILEGAARD K, HUMMELSHØJ P, JENSEN N O. Fluxes of Ozone and Nitrogen Dioxide Measured by Eddy Correlation over a Harvested Wheat Field[J]. Atmospheric Environment, 1998, 32(7): 1167-1177.
- [17] GEROSA G, VITALE M, FINCO A, et al. Ozone Uptake by an Evergreen Mediterranean Forest (Quercus Ilex) in Italy. Part I: Micrometeorological Flux Measurements and Flux Partitioning[J]. Atmospheric Environment, 2005, 39(18): 3255-3266.
- [18] HORVATH L, WEIDINGER T, NAGY Z. Estimation of Dry Deposition Velocities of Nitric Oxide, Sulfur Dioxide, and Ozone by the Gradient Method Above Short Vegetation during the Tract Campaign[J]. Atmos Environ, 1998, 32(7): 1317-1322.
- [19] MIKKELSEN T N, RO-POULSEN H, PILEGAARD K, et al. Ozone Uptake by an Evergreen Forest Canopy: Temporal Variation and Possible Mechanisms[J]. Environmental Pollution, 2000, 109(3): 423-429.
- [20] SORIMACHI A, SAKAMOTO K, ISHIHARA H, et al. Measurements of Sulfur Dioxide and Ozone Dry Deposition over Short Vegetation in Northern China—A Preliminary Study[J]. Atmospheric Environment, 2003, 37(22): 3157-3166.
- [21] WESELY M L, HICKS B B. A Review of the Current Status of Knowledge on Dry Deposition[J]. Atmospheric Environment, 2000, 34(12): 2261-2282.
- [22] 潘小乐, 王自发, 王喜全, 等. 秋季在北京城郊草地垫面上的一次臭氧干沉降观测试验[J]. 大气科学, 2010, 34(1): 120-130.
- [23] BUSINGER J A, WYNGAARD J C, IZUMI Y, et al.

- Flux-Profile Relationships in the Atmospheric Surface Layer[J]. *Journal of Atmospheric Sciences*, 1971, 28(28): 181-189.
- [24] 张丽芹. 大理市空气质量现状及对策[J]. *环境科学导刊*, 2016, 35(5): 60-64.
- [25] 李硕, 吴荣军. 冬麦田臭氧干沉降过程的观测[J]. *应用生态学报*, 2016, 27(6): 1811-1819.
- [26] 张艳, 王体健, 胡正义, 等. 典型大气污染物在不同下垫面上干沉积速率的动态变化及空间分布[J]. *气候与环境研究*, 2004, 9(4): 591-604.
- [27] 王欢博, 石光明, 田密, 等. 三峡库区大气活性氮组成及干沉降通量[J]. *中国环境科学*, 2018(1): 44-50.
- [28] 苏航, 银燕, 朱彬, 等. 中国环渤海地区 SO₂ 和 NO₂ 干沉降数值模拟及影响因子分析[J]. *中国环境科学*, 2012, 32(11): 1921-1932.
- [29] 黄积庆, 郑有飞, 徐静馨, 等. 南京秋季裸地臭氧干沉降通量观测及土壤阻力模拟[J]. *应用生态学报*, 2016, 27(10): 3196-3204.