

## 九龙江流域大气氮干沉降

陈能汪<sup>1</sup>, 洪华生<sup>1,\*</sup>, 肖 健<sup>2</sup>, 张珞平<sup>1</sup>, 王吉苹<sup>1</sup>

(1. 近海海洋环境科学国家重点实验室, 厦门大学环境科学研究中心, 厦门 361005; 2. 漳州市环境监测站, 漳州 363000)

**摘要:**对九龙江流域 10 个站位的大气氮干沉降量进行为期 1a 的连续观测。利用专用降尘缸湿法收集大气沉降氮, 在获取各月氮组分浓度和相应水样体积后, 求得各月氮沉降速率, 再将各月数值相加得到全年的大气氮干沉降量。结果表明, 九龙江流域大气氮干沉降表现出一定的时空差异性, 总氮沉降量为 3.41~7.63 kg N/(hm<sup>2</sup>·a), 铵氮为 1.02~3.00 kg N/(hm<sup>2</sup>·a), 硝氮为 0.76~1.76 kg N/(hm<sup>2</sup>·a)。干沉降中氮的 3 种主要形态铵氮、硝氮与有机氮分别占总沉降量的 31%、24% 和 45%。中游漳州地区的大气氮干沉降总量较大。上游龙岩地区与中游漳州地区具有较高的铵氮沉降量, 硝态氮在上下游间无明显变化, 而有机氮沉降量在中下游地区较高。在时间尺度上, 大气氮干沉降呈现出夏秋两季比春冬两季略高的总体趋势, 季节性差异显著 ( $p < 0.05$ )。大气氮干沉降时空差异主要与氮排放量和气象条件有关。

**关键词:**氮; 大气干沉降; 九龙江流域

文章编号: 1000-0933(2006)08-2602-06 中图分类号: S718 文献标识码: A

## Dry deposition of atmospheric nitrogen to Jiulong River watershed in southeast China

CHEN Neng-Wang<sup>1</sup>, HONG Hua-Sheng<sup>1,\*</sup>, XIAO Jian<sup>2</sup>, ZHANG Luo-Ping<sup>1</sup>, WANG Ji-Ping<sup>1</sup> (1. State Key Laboratory of Marine Environmental Science, Environmental Science Research Center, Xiamen University, Xiamen 361005, China; 2. Zhangzhou Environmental Monitoring Station, Zhangzhou 363000, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(8): 2602~2607.

**Abstract:** In this study, bulk samplers that use a water surface to collect dry deposition were used in ten sites throughout the Jiulong River watershed, an agriculture-dominated watershed located in southeastern China with a drainage area of  $1.41 \times 10^4$  km<sup>2</sup>. Bulk samples were collected monthly. On the day after collection, aliquots of water samples containing dry depositions were taken to the laboratory where different nitrogen species were measured followed by filtration through 0.45 μm Nucleopore membranes. Based on the sum of monthly data, the annual dry atmospheric deposition flux of nitrogen species was quantified. Annual mean atmospheric deposition of dissolved total nitrogen, ammonium nitrogen, and nitrate nitrogen to the Jiulong River watershed in 2004 ranged 3.41–7.63, 1.02–3.00, 0.76–1.76 kg N/(hm<sup>2</sup>·a), respectively. Average atmospheric deposition flux of nitrogen species are 1.52 kg N/(hm<sup>2</sup>·a) for ammonium nitrogen and 1.16 kg N/(hm<sup>2</sup>·a) for nitrate nitrogen. Dissolved organic nitrogen, defined as the difference between dissolved total nitrogen and the sum of ammonium and nitrate nitrogen, was calculated as 1.02–3.45 kg N/(hm<sup>2</sup>·a) with a mean of 2.19 kg N/(hm<sup>2</sup>·a). The dry deposition of ammonium nitrogen, nitrate nitrogen and organic nitrogen formed 31%, 24% and 45% of the total flux for the whole watershed, respectively. In dry deposition the spatial pattern of nitrogen species was ostensibly linked to local pollution sources. For example,

基金项目: 福建省“十五”重大科技资助项目(2002H009)

收稿日期: 2005-06-30; 修订日期: 2005-11-24

作者简介: 陈能汪(1976~), 男, 福建德化人, 博士生, 主要从事流域环境管理研究。E-mail: tommy@xmu.edu.cn

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: hshong@xmu.edu.cn

致谢: 感谢龙岩市环境监测站、漳州市环境监测站在采样上的支持与协助, 感谢杨德敏、曾悦、徐玉裕、李大朋、黄一山在实验分析上的帮助; 特别感谢澳大利亚 David Klumpp 博士对英文摘要的润色

**Foundation item:** The project was supported by Department of Science and Technology of Fujian Province (No. 2002H009)

**Received date:** 2005-06-30; **Accepted date:** 2005-11-24

**Biography:** CHEN Neng-Wang, Ph.D. candidate, mainly engaged in watershed environmental management. E-mail: tommy@xmu.edu.cn

higher dry deposition flux of ammonium nitrogen was found in the up-stream and mid-stream region due to the intensive agricultural activities there with higher ammonia volatilization. The dry atmospheric nitrogen deposition in summer and autumn has a greater flux than that in spring and winter at most investigated sites. The spatio-temporal variation of atmospheric nitrogen deposition indicated that higher ammonia volatilization from fertilizer application in the growing season, and livestock productions during summer together provide the larger nitrogen source. Atmospheric deposition is delivered by wet, dry and cloud deposition processes, and these processes are controlled by a wide range of landscape features, including canopy type and structure, topographic exposure, elevation and slope orientation. As a result, there can be a very high degree of spatial variability within a watershed, so further research is needed on both dry and wet deposition of atmospheric nitrogen with more representative sites in order to achieve a comprehensive understanding of nitrogen cycling and nitrogen balance at the watershed level.

**Key words:** atmospheric nitrogen; dry deposition; Jiulong River watershed

人类活动排放大量的含氮化合物,大气氮沉降量全球性增加,造成陆地生态系统氮过饱和与河口、近海等水域氮富集,引起区域生态系统氮循环失衡,同时引发温室效应、臭氧层破坏等全球环境问题<sup>[1]</sup>。大气氮沉降途径有三:一是随雨雪下降,即“湿沉降”;二是云雾等“隐性沉降”;三是吸附在气溶胶及大气颗粒物后下降,即“干沉降”<sup>[2]</sup>。大气氮的干沉降包括颗粒态(气溶胶态) $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_3^-$  和气态  $\text{NH}_3$ 、 $\text{HNO}_3$ 、 $\text{NO}_x$  等。大气氮的干沉降量大致与湿沉降相等,甚至比湿沉降量大<sup>[3]</sup>。作为全球变化的重要现象与氮循环的主要环节,大气氮沉降的研究意义重大。目前,大气氮沉降的研究主要集中于欧美地区<sup>[4,5]</sup>,我国在这方面仅有少量分散的观测,且主要集中在雨水氮含量的测定<sup>[6-9]</sup>,大气氮干沉降鲜见报道。本文通过 2004 年对九龙江流域内 10 个站位的大气氮干沉降量的初步观测,探讨该流域大气氮沉降的时空分布特征。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

九龙江为福建省第二大江,主要流经龙岩的新罗区、漳平市与漳州的 6 县市区,在厦门入海,流域面积约  $1.41 \times 10^4 \text{ km}^2$ 。九龙江流域( $\text{N}24^\circ12' \sim 25^\circ44'$ ,  $\text{E}116^\circ50' \sim 118^\circ02'$ )属南亚热带季风气候,多年平均气温  $19.9 \sim 21.1^\circ\text{C}$  左右,多年平均降水量  $1400 \sim 1800 \text{ mm}$ , 4~9 月份约占全年降水量的 75%。流域地处闽东南特色农业带,经济作物占主要比例的农业结构决定了其化肥施用量较高,流域 8 个主要县区平均施氮肥  $208 \sim 858 \text{ kg N}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ,肥料品种以碳铵、尿素等氮肥为主。近年来生猪养殖业迅猛发展,大量畜禽粪污未经处理随意排放。化肥施用与畜禽粪便引起的氨挥发成为大气氮的重要来源。

### 1.2 监测方案

在九龙江流域上中下游布置代表性大气氮干沉降站位 10 个(图 1)。样点的设置综合考虑了空间分布、区域类型及采样便利等条件。借鉴 Balestrini 等人采用的样品收集方法<sup>[10]</sup>,参照国家大气环境监测规范,用玻璃集尘缸(内径 15 cm)湿法收集大气氮干沉降样品,同时用另一相同型号集尘缸湿法收集降尘,以测定同期降尘量,降尘量的测定采样重量法进行(GB/T 15265-94)。集尘缸放置相对地面高度为 1.2 m 以上,且周边无大树、高大房屋影响。缸内保持 5 cm 液面高度的蒸馏水,遇降雨封盖,雨停揭盖继续收集。夏季往缸内加入 2 mol/L 的硫酸铜溶液 1ml,以防止细菌、藻类生长。监测历时 1a(2004 年 1 月 1 日至 12 年 31 日),月底采样。采样时首先将缸内水样经  $0.45 \mu\text{m}$  有机微孔滤膜过滤,记录水样体积后冰冻,1 个月内完成组分测定。根据国家环保总局编制的《水和废水监测分析方法(第四版)》测定铵态氮、硝态氮、总氮浓度,其中总氮(DTN)采用过硫酸钾氧化-紫外分光光度法,铵态氮( $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ )采用纳氏比色法,硝态氮( $\text{NO}_3^- \text{-N}$ )采用紫外分光光度法。无机氮( $\text{DIN}$ ) =  $\text{NH}_4^+ \text{-N} + \text{NO}_3^- \text{-N}$ ,有机氮( $\text{DON}$ ) =  $\text{DTN} - \text{DIN}$ 。

在获取组分浓度和相应水样体积后,求得各月份的沉降量,再将各月份相加即可得到全年的大气氮干沉降量。本文所测得的大气氮干沉降量包括了“隐性沉降”。数据统计分析利用 SPSS 11.0 软件进行,置信水平均设为 95%。

## 2 结果与讨论

### 2.1 大气氮干沉降空间分布特征

九龙江流域 10 个站点大气氮干沉降量监测结果汇总于表 1。大气氮干沉降量在流域空间上表现出一定的差异性。总氮干沉降量  $3.41 \sim 7.63 \text{ kg N}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ , 铵氮  $1.02 \sim 3.00 \text{ kg N}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ , 硝氮  $0.76 \sim 1.76 \text{ kg N}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 。全流域平均总氮干沉降量为  $(4.87 \pm 1.21) \text{ kg N}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ , 上游龙岩地区平均  $(3.89 \pm 0.59) \text{ kg N}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ , 中游漳州地区平均  $(5.64 \pm 1.16) \text{ kg N}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ , 下游仅有厦门大学 1 个站点 XDD, 其总氮干沉降量为  $4.99 \text{ kg N}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 。不同形态氮的大气干沉降量极值在空间位置上有所差异, 总氮与铵氮最高值出现在中游的 DXD 站点, 总氮和有机氮的最低值出现在上游的 LSD 站点。下游站点 XDD 站位的铵氮在所有站点中较低, 但硝氮却最高。所有站位的有机氮干沉降量均较大, 其最低值  $1.02 \text{ kg N}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$  出现在上游的 LSD 站点, 最高值  $3.45 \text{ kg N}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$  出现在中游 DXD 站点。

与世界其他地区的大气氮干沉降量相比(表 2), 九龙江流域的大气氮干沉降量处于较高水平, 全流域平均总氮沉降量是欧洲北海湾的 2.8 倍, 而无机氮沉降量是其 1.6 倍。尽管不同的测定方案与实验方法对数据的可比性会有一些影响, 但本研究结果足以说明我国南方地区的大气氮干沉降量相当可观, 由此引起的生态环境效应问题不容忽视。

### 2.2 大气氮干沉降季节性变化

按春(3~5 月份)、夏(6~8 月份)、秋(9~11 月份)、冬(12~翌年 2 月份)进行大气氮干沉降量分组统计。对所有站点数据单因素 ANOVA 方差分析表明, 月均大气氮干沉降量存在季节性差异 ( $F = 2.892, p = 0.038$ )。图 2 分别显示流域上中下游地区大气氮干沉降的季节性变化, 总体情况是夏秋两季的干沉降量较春冬两季大, 上游龙岩地区尤为明显。受季风气候影响, 九龙江流域夏秋期间降雨量较大, 若按无雨天数折算, 则大气氮干沉降量的季节性差异将更加突出。造成夏秋两季大气氮干沉降量较高的主要原因可能与这两个季节处于作物生长期, 化肥施用强度较大, 且气温较高加速畜禽粪便氨挥发有关。在这个期间, 大量的氨排放进入大气, 随后在短距离内又沉降到地面。与上中游不同的是, 下游站点所有形态氮的月均干沉降量按大小均为: 秋 > 春 > 冬 > 夏。造成夏季沉降量较低的原因可能是处于海边的厦门地区受东南主导风向影响, 大气氮主要来自于氮含量较低的海面。

不同形态氮的季节性变化情况不尽相同(图 2)。相比而言, 硝氮沉降量相对稳定, 铵氮与有机氮波动较大, 上游与中游地区的冬季氮沉降量最低。中游漳州地区铵氮沉降量比上游龙岩地区略高, 且季节性波动较大。下游地区厦门大学站位的铵氮沉降量也是夏秋两季较高。

图 2 还显示, 大气氮月均干沉降量标准偏差均较大, 尤其是中游的漳州地区, 表明其沉降量波动较大。影响大气沉降的因素很多, 除大气氮排放量大小与气温、气压、风速等气象条件外, 站点周边环境条件如地表覆盖、冠层高度、高程、坡向等也是影响大气氮沉降量波动的原因<sup>[17]</sup>。

### 2.3 大气氮干沉降化学形态特征

从全流域平均值来看, 干沉降中氮的 3 种主要形态铵氮、硝氮与有机氮分别占总沉降量的 31%、24% 和 45%(表 1)。铵氮所占比例从高到低依次为: 上游龙岩地区(33%) ≈ 中游漳州地区(32%) > 下游厦门地区(20%), 这与龙岩、漳州两地市农业发达, 化肥施用与畜禽养殖引起的氨挥发量较大有关。研究表明, 大气

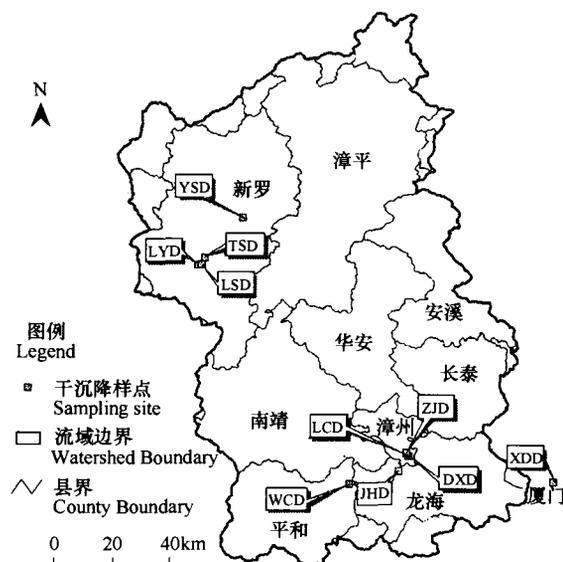


图 1 九龙江流域大气氮干沉降样点分布  
Fig. 1 Study area and sampling sites

$\text{NH}_3$  主要来源于自然界土壤、畜禽养殖、化肥施用与生物量燃烧<sup>[18]</sup>。九龙江流域经济作物占主要比例,化肥施用量较高;近年来迅猛发展的畜禽养殖业产生大量畜禽粪污未经处理随意排放,由此引起的高  $\text{NH}_3$  挥发是大气氨态氮干沉降的重要来源。研究表明,大气  $\text{NO}_x$  的自然源是大气闪电和生物固定,人为源包括化石燃烧与汽车尾气排放<sup>[19]</sup>。下游站位厦门大学处于工业相对发达的经济特区,干沉降中硝氮占总氮的比例高达 35%,而上游与中游地区的硝氮所占比例均较低,分别为 26% 与 21%。有机氮沉降量在全流域所有站位中均较大,占总沉降量的 30%~51%。上、中、下游平均都在 40% 以上,如此高比例的有机氮沉降量值得引起注意。目前,大气有机氮来源尚不清楚,可能来源于海水水汽、植物花粉和人为排放的无机氮与有机质的结合物<sup>[18, 20]</sup>,煤烟和其他燃烧过程产生的含碳气溶胶中也含有有机氮<sup>[21]</sup>。

表 1 2004 年九龙江流域大气干沉降量 ( $\text{kg N}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ )

序号 # No.	站位代码 Site code	站位类型 Site type	总氮 Total N	铵态氮 Ammonium N	占总氮 Percent (%)	硝态氮 Nitrate N	占总氮 Percent (%)	有机氮 Organic N	占总氮 Percent (%)
1	LYD	城区 Urban	3.56	1.20	34	0.85	24	1.51	42
2	LSD	城区 Urban	3.41	1.33	39	1.07	31	1.02	30
3	TSD	郊区 Suburban	3.86	1.22	32	0.76	20	1.88	49
4	YSD	乡村 Rural	4.73	1.32	28	1.36	29	2.06	43
上游平均 ± 标准差 Average ± SD for sites 1-4			3.89 ± 0.59	1.27 ± 0.07	33 ± 5	1.01 ± 0.27	26 ± 5	1.62 ± 0.46	42 ± 8
5	ZJD	城区 Urban	5.27	1.84	35	1.08	20	2.36	45
6	DXD	城区 Urban	7.63	3.00	39	1.17	15	3.45	45
7	LCD	城区 Urban	4.66	1.68	36	0.90	19	2.09	45
8	JHD	郊区 Suburban	5.51	1.74	32	0.94	17	2.83	51
9	WCD	乡村 Rural	5.11	0.88	17	1.76	34	2.47	48
中游平均 ± 标准差 Average ± SD for sites 5-9			5.64 ± 1.16	1.83 ± 0.76	32 ± 9	1.17 ± 0.35	21 ± 8	2.64 ± 0.52	47 ± 3
10	XDD	城区 Urban	4.99	1.02	20	1.76	35	2.22	44
流域平均 ± 标准差 Average ± SD for all sites			4.87 ± 1.21	1.52 ± 0.61	31 ± 8	1.16 ± 0.36	24 ± 7	2.19 ± 0.67	45 ± 6

SD: standard deviation

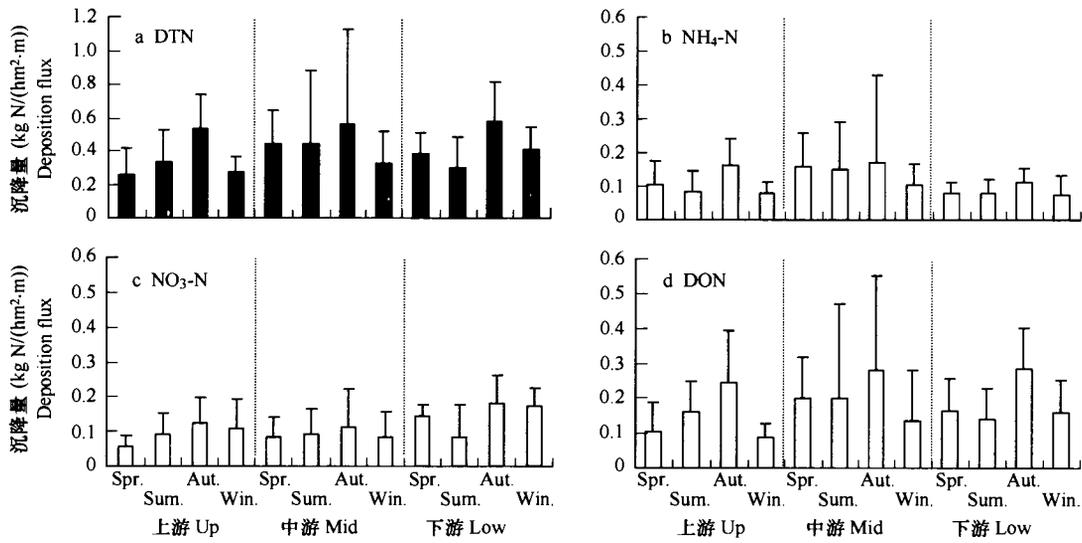
表 2 世界各地大气氮干沉降对比 ( $\text{kg N}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ )

国家/地区 Country/Region	铵态氮 Ammonium N	硝态氮 Nitrate N	无机氮 Inorganic N	总氮 Total N	数据源 Data source
九龙江流域 Jiulong River watershed, China	1.02 ~ 3.0	0.76 ~ 1.76		3.41 ~ 7.63	本研究 This study
瑞典针叶林 Sweden coniferous forest	2.23	2.73	4.96		[11]
美国科罗拉多高山冻原 Colorado, USA	0.32	0.24	0.56		[12]
美国切萨皮克湾流域 Chesapeake Bay Watershed	3.0 ~ 4.8		3.04		[13]
美国特拉华 Inland 湾 Delaware Inland Bay					[14]
欧洲北海湾 North Sea	0.88	0.86	1.74	1.70	[15]
西班牙东海岸 East coast of Spain			1.8 ~ 3.5	3.86 ~ 9.78	[16]

图 3 表明了流域上中下游地区在不同季节大气干沉降中不同形态氮组成的变化情况。上游与下游地区铵态氮所在比例春夏秋冬呈递减趋势,硝态氮则相反。下游地区夏秋两季的硝态氮比例高于春冬两季,而铵态氮则在冬季占有较高比例,这可能是由于下游地区的厦门及周边沿海城市工业较发达、汽车尾气排放量大,从而造成  $\text{NO}_x$  排放量相对较大。

#### 2.4 大气氮干沉降影响因素分析

不同形态氮排放后沉降前在大气中具有不同的迁移距离。 $\text{NH}_3$  与  $\text{NH}_4^+$  等水溶性氮主要在对流层进行扩散,其移动距离取决于风速和沉降速度。 $\text{NH}_3$  的迁移距离较小,一般  $< 100 \text{ km}$ <sup>[22]</sup>。研究表明,50% 的  $\text{NH}_3$  在 50 km 内重新沉降到地面<sup>[23]</sup>。 $\text{NO}_x$  在大气中可迁移 600 ~ 800 km 甚至更远<sup>[24]</sup>。由此可见,大气铵态氮的沉降



Spr: 春 spring; Sum: 夏 summer; Aut: 秋 autumn; Win: 冬 winter

图2 大气氮干沉降量季节性变化

Fig. 2 Season-based monthly mean dry deposition flux of atmospheric nitrogen

a. 总氮 Dissolved total nitrogen; b. 铵态氮 Ammonium nitrogen; c. 硝态氮 Nitrate nitrogen; d. 有机氮 Dissolved organic nitrogen

量受本地氨的排放影响较大。九龙江流域漳州、龙岩两地市农业发达,氨排放量较大,这可能是大气铵态氮干沉降量较大的主要原因。夏秋两季比春冬两季的铵氮沉降量较大,这与夏秋作物生长季节施肥量较高,加上气温较高导致畜禽养殖粪便氨挥发量较大有关。

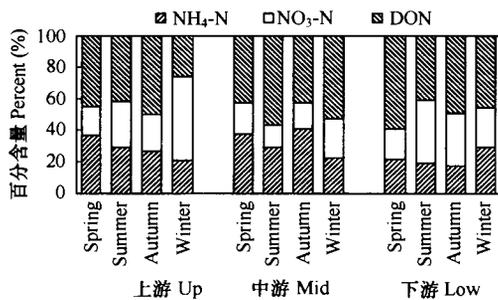


图3 大气干沉降中不同形态氮组成季节性对比

Fig. 3 Compositional ratio of atmospheric nitrogen in dry deposition

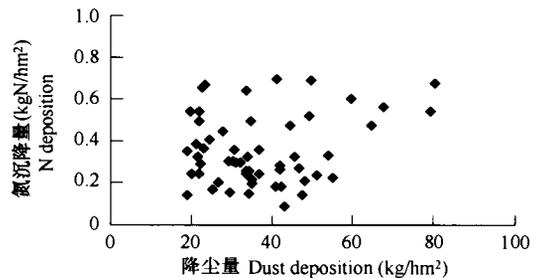


图4 大气氮沉降量与降尘量的关系

Fig. 4 Relationship between dry deposition flux of atmospheric nitrogen and dust

按城区与非城区(郊区与乡村)站位类型进行分组统计,其总氮年沉降量平均值分别为 4.92 kg N/(hm<sup>2</sup>·a) 与 4.80 kg N/(hm<sup>2</sup>·a),方差检验表明站位类型对沉降量无显著影响( $p > 0.05$ )。再将逐月大气氮干沉降量与降尘量进行回归分析,大气氮干沉降量与降尘量无显著相关性( $p > 0.05$ ),但图 4 表明,大气氮干沉降量总体上随降尘量的增加而增加。导致降尘量对大气氮干沉降的影响无统计学意义的原因可能有二,一是统计样本数偏少,统计结论不一定能反映真实情况;二是本研究采用湿法采集的大气氮干沉降,除吸附在气溶胶及大气颗粒物后下降部分,还包括一部分水气交换,同时还可能存在飞禽粪尿的污染现象。

影响大气氮干沉降量的因素很多。大气氮沉降是一个受大气物理、化学、生物、生态等综合影响的过程。但综合以上分析认为,大气氮干沉降主要与氮排放量大小和气象条件有关。受经费及条件限制,本文仅选择福建省龙岩、漳州和厦门 3 地市城区及周边农村地区的有限站位进行监测,站位代表性不甚理想,在探讨大气氮干沉降空间分布特征时受到一定限制,对于造成大气氮干沉降时空差异的影响因素尚缺乏可靠的定量描述。但仍可为流域氮污染控制提供宝贵的基础数据,并为进一步深入开展大气氮沉降及其生态环境效应研究奠定基础。

### 3 结论

九龙江流域大气氮干沉降表现出一定的时空差异性。总氮沉降量为  $3.41 \sim 7.63 \text{ kg N}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ , 铵氮为  $1.02 \sim 3.00 \text{ kg N}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ , 硝氮为  $0.76 \sim 1.76 \text{ kg N}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 。干沉降中氮的 3 种主要形态铵氮、硝氮与有机氮分别占总沉降量的 31%、24% 和 45%。中游漳州地区的大气氮干沉降总量较大。上游龙岩地区与中游漳州地区具有较高的铵氮沉降量, 硝态氮在上下游间无明显变化, 而有机氮沉降量在中下游地区较高。在时间尺度上, 大气氮干沉降呈现出夏秋两季比春冬两季高的总体趋势, 季节性差异显著 ( $p < 0.05$ )。尽管大气氮干沉降受大气物理、化学、生物、生态等过程的综合影响, 但造成大气氮干沉降时空差异主要与氮排放量和气象条件有关。

### References:

- [ 1 ] Vitousek P M, Aber J D, Howarth R W, *et al.* Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*, 1997, 7(3): 737 ~ 750.
- [ 2 ] Sirois A, Barrie L A. An estimate of the importance of dry deposition as a pathway of acidic substances from the atmosphere to the biosphere in eastern Canada. *Tellus*, 1988, 40B: 59 ~ 80.
- [ 3 ] Tarnay L, Gertler A W, Blank R R, *et al.* Preliminary measurements of summer nitric acid and ammonia concentrations in the Lake Tahoe Basin air-shed: implications for dry deposition of atmospheric nitrogen. *Environmental Pollution*, 2001, 113(2): 145 ~ 153.
- [ 4 ] Wright R F, Rasmussen L. Introduction to the NITREX and EXMAN projects. *Forest Ecology and Management*, 1998, 101(1-3): 1 ~ 7.
- [ 5 ] US EPA. Clean Air Status and Trends Network (CASTNet) Deposition Summary Report (1987 - 1995; EPA/600/R-98/027). US Environmental Protection Agency, National Exposure Research Laboratory, Research Triangle Park, NC, 1998.
- [ 6 ] Li S Q, Li S X. Nitrogen added to ecosystems by wet deposition in Guanzhong area in Shanxi. *Agro-environmental Protection*, 1999, 18(3): 97 ~ 101.
- [ 7 ] Wang X Z, Zhu J G, Gao R, *et al.* Dynamics and ecological significance of nitrogen wet deposition in Taihu Lake region: Taking Changshu agro-ecological experiment station as an example. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2004, 15(9): 1616 ~ 1620.
- [ 8 ] Zhou C Y, Yan J H. The influences of regional atmospheric precipitation characteristics and its element inputs on existence and development of Dinghushan forest ecosystems. *Ecologica Sinica*, 2001, 21(12): 2002 ~ 2012.
- [ 9 ] Fan H B, Su B Q, Lin D X, *et al.* Biogeochemical cycle within ecosystem of Chinese fir plantations II. dynamics of nitrogen deposition. *Chinese Journal of Applied & Environmental Biology*, 2000, 6(2): 133 ~ 137.
- [ 10 ] Balestrini R, Galli L, Tartari G. Wet and dry atmospheric deposition at prealpine and alpine sites in northern Italy. *Atmospheric Environment*, 2000, 34(9): 1455 ~ 1470.
- [ 11 ] Ferm M, Hultberg H. Dry deposition and internal circulation of nitrogen, sulphur and base cations to a coniferous forest. *Atmospheric Environment*, 1999, 33(27): 4421 ~ 4430.
- [ 12 ] Rattray G, Sievering H. Dry deposition of ammonia, nitric acid, ammonium, and nitrate to alpine tundra at Niwot Ridge, Colorado. *Atmospheric Environment*, 2001, 35(6): 1105 ~ 1109.
- [ 13 ] Sheeder S A, Lynch J A, Grimm J. Modeling atmospheric nitrogen deposition and transport in the Chesapeake Bay watershed. *Journal of Environmental Quality*, 2002, 31(4): 1194 ~ 1206.
- [ 14 ] Scudlark J R, Jennings J A, Roadman M J, *et al.* Atmospheric nitrogen inputs to the Delaware Inland Bays: the role of ammonia. *Environmental Pollution*, 2005, 135(3): 433 ~ 443.
- [ 15 ] Hertel O, Skj th C A, Frohn L M, *et al.* Assessment of the atmospheric nitrogen and sulphur inputs into the North Sea using a Lagrangian model. *Physics and Chemistry of the Earth*, 2002, 27(35): 1507 ~ 1515.
- [ 16 ] Sanz M J, Carratal  A, Gimeno C, *et al.* Atmospheric nitrogen deposition on the east coast of Spain: relevance of dry deposition in semi-arid Mediterranean regions. *Environmental Pollution*, 2002, 118(2): 259 ~ 272.
- [ 17 ] Lovett G M, Bowser J J, Edgerton E S. Atmospheric deposition to watersheds in complex terrain. *Hydrological Processes*, 1997, 11(7): 645 ~ 654.
- [ 18 ] Prospero J M, Barrett K, Church T, *et al.* Atmospheric deposition of nutrients to the North Atlantic Basin. *Biogeochemistry*, 1996, 35(1): 27 ~ 73.
- [ 19 ] Kinzig A P, Socolow R H. Human impacts on the nitrogen cycle. *Physics Today*, 1994, 47(11): 24 ~ 31.
- [ 20 ] Neff J C, Holland E A, Dentener F J, *et al.* The origin, composition and rates of organic nitrogen deposition: A missing piece of the nitrogen cycle? *Biogeochemistry*, 2002, 57(1): 99 ~ 136.
- [ 21 ] Cornell S E, Jickells T D, Cape J N, *et al.* Organic nitrogen deposition on land and coastal environments: a review of methods and data. *Atmospheric Environment*, 2003, 37(16): 2173 ~ 2191.
- [ 22 ] Aneja V P, Roelle P A, Murray G C, *et al.* Atmospheric nitrogen compounds II. emissions, transport, transformation, deposition and assessment. *Atmospheric Environment*, 2001, 35(11): 1903 ~ 1911.
- [ 23 ] Ferm M. Atmospheric ammonia and ammonium transport in Europe and critical loads: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1998, 51(1): 5 ~ 17.
- [ 24 ] Dennis R L. Using the Regional Acid Deposition Model to determine the nitrogen deposition airshed of the Chesapeake Bay Watershed. In: Baker J L ed. Atmospheric deposition of contaminants to the great lakes and coastal waters. Pensacola, FL: Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 1997. 393 ~ 413.

### 参考文献:

- [ 6 ] 李世清, 李生秀. 陕西关中湿沉降输入农田生态系统中的氮素. *农业环境保护*, 1999, 18(3): 7 ~ 101.
- [ 7 ] 王小治, 朱建国, 高人, 等. 太湖地区氮素湿沉降动态及生态学意义: 以常熟生态站为例. *应用生态学报*, 2004, 15(9): 1616 ~ 1620.
- [ 8 ] 周国逸, 闰俊华. 鼎湖山区域大气降水特征和物质元素输入对森林生态系统存在和发育的影响. *生态学报*, 2001, 21(12): 2002 ~ 2012.
- [ 9 ] 樊后保, 苏兵强, 林德喜, 等. 杉木人工林生态系统的生物地球化学循环 II. 氮素沉降动态. *应用与环境生物学报*, 2000, 6(2): 133 ~ 137.