

陕西关中地区大气氮湿沉降通量的动态变化

梁婷¹, 同延安^{1*}, 刘学军², 乔丽³

(1.西北农林科技大学资源环境学院, 陕西 杨凌 712100; 2.中国农业大学, 北京 100094; 3.西安市大气探测中心, 西安 710100)

摘要: 为了对陕西关中地区大气氮沉降量进行估算, 2009年11月至2010年10月对西安和杨凌两地进行了为期一年的湿沉降观测。结果表明: 监测期内, 西安、杨凌两地区年降雨量分别为620.5、532.3 mm, 西安 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 和 $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 平均值分别为3.058、2.356 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 杨凌 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 和 $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 平均值分别为3.990、2.709 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 季节变化上, 西安监测点 $\rho(\text{TIN})$ (总无机氮)和杨凌监测点 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 呈现春、冬季高于夏、秋季的趋势, 而杨凌监测点 $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 则呈秋、冬季略高于春、夏季的趋势。西安、杨凌 TIN 沉降通量分别为24.791、28.894 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 且均以 NH_4^+-N 为主导, 分别占 TIN 的67.3%和56.3%。氮素沉降量与降雨量之间呈现正相关趋势, 随着降雨量的增加, NH_4^+-N 、 NO_3^--N 和 TIN 的沉降通量均明显增加。湿沉降输入农田的无机氮占施肥投入的比重相当大, 在施肥中应予以考虑。

关键词: 大气氮沉降; 湿沉降; 关中地区

中图分类号: X131.1 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2014)12-2389-06 doi:10.11654/jaes.2014.12.016

Dynamics of Atmospheric Nitrogen Wet Deposition Fluxes in Guanzhong Area, Shaanxi

LIANG Ting¹, TONG Yan-an^{1*}, LIU Xue-jun², QIAO Li³

(1.College of Resources and Environmental Sciences, Northwest A&F University, Yangling 712100, China; 2.China Agricultural University, Beijing 100094, China; 3.Atmospheric Detection Center of Xi'an, Xi'an 710100, China)

Abstract: Atmospheric nitrogen(N) deposition has long term impacts on the terrestrial and water ecosystems. In order to estimate the atmospheric N deposition fluxes in Guanzhong Area of Shaanxi Province, we monitored N wet deposition in Xi'an and Yangling from November 2009 to October 2010. During the monitoring period, the annual rainfall of Xi'an and Yangling was 620.5 and 532.3 mm, respectively. The mean values of $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ and $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ were respectively 3.058 and 2.356 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ in Xi'an, and 3.990 and 2.709 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ in Yangling. The $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ and $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ in Xi'an and $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ in Yangling were higher in spring and winter than in summer and autumn, whereas $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ in Yangling in autumn and winter was slightly higher than that in spring and summer. The fluxes of total inorganic nitrogen (TIN) deposition in Xi'an and Yangling were up to 24.791 and 28.894 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, mainly in form of NH_4^+-N that accounted for 67.3% and 56.3% of the TIN in two sites. The amount of nitrogen wet deposition was positively correlated with rainfall. The present results indicate that wet N deposition contributes to the field inorganic N inputs, which should be taken into consideration when applying fertilizers.

Keywords: atmospheric nitrogen deposition; wet deposition; Guanzhong area

进入20世纪以来,随着化学氮肥的生产和使用、矿物燃料燃烧、以及畜牧业的迅猛发展,人类活动向大气中排放的活性氮化合物逐年递增,氮素循环的改变引起大气氮沉降大幅增加^[1],进而严重影响陆地及水生生态系统的生产力和稳定性^[2],因此成为各国科

学家和公众广泛关注的议题。研究表明,人类生产活动产生的活性氮量已由1860年的 $1.5\times 10^7\text{t}\cdot\text{a}^{-1}$ 增加到20世纪90年代中期的 $1.65\times 10^8\text{t}\cdot\text{a}^{-1}$,约为全球氮素临界负荷($1.0\times 10^8\text{t}\cdot\text{a}^{-1}$)的1.6倍^[3-4],升高了10倍^[3-4]。亚洲(中国、印度)、西欧、北美已成为世界三大氮素沉降集中区,预计到2050年人为活性氮排放量将达到 $2.0\times 10^8\text{t}\cdot\text{a}^{-1}$ ^[5]。目前,有关农田生态系统氮沉降的研究报道多见于华北平原。Shen等^[6]对华北平原的干沉降监测表明,华北平原年均氮干沉降可达55 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。Liu等^[7]监测北京农田生态系统氮沉降时发现,降

收稿日期: 2014-07-22

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(40675006)

作者简介: 梁婷(1986—),女,博士生,主要研究方向为施肥与环境。

E-mail: liangting420@163.com

*通信作者: 同延安 E-mail: tongyanan@nwsuaf.edu.cn

水中氮沉降年均输入量为 $30.6 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 其中雨水中铵态氮的浓度约为 $4.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 硝态氮浓度为 $2.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 表明铵态氮是农田系统氮沉降的主要形式。

有研究表明, 2006年陕西黄土区降水降尘输入到农田土壤中的氮素量为 $12.7 \sim 20.6 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ^[9]; 陕北典型农区大气氮素沉降量为 $16.95 \sim 22.17 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[9]。陕西省位于东部湿润与西部干旱的交界处, 水土流失严重, 沙尘暴经常发生, 生态环境较为脆弱, 因而陕西省大气氮沉降的观测研究对于丰富我国大气氮沉降研究现状、合理利用资源、提高环境质量和改善生态环境都具有非常重要的意义。本研究在关中地区设西安和杨凌两个采样点, 采集两地的降水样品。分析并确定农业生态区降水中不同形态的氮素浓度及沉降量、年际内随时间的动态变化, 探究人类活动对大气氮素沉降的影响, 以及氮沉降对农业生态系统的影响和对施肥的指导意义, 为研究陕西省氮沉降对其他生态系统的影响提供数据支持。

1 材料与方法

1.1 观测地点和时段

观测地点选在陕西关中地区的杨凌和西安。杨凌观测站位于国家黄土肥力与肥料效益监测基地 ($34^{\circ}17'51''\text{N}$, $108^{\circ}0'47''\text{E}$), 该地区气候类型属于暖温带半湿润大陆性季风气候, 年平均温度 12.9°C , 平均海拔 520 m , 年降雨量 632 mm , 主要集中在 7、8、9 月份。西安观测站位于西安泾河工业园区泾河气象观测站 ($34^{\circ}26'36''\text{N}$, $108^{\circ}58'12''\text{E}$), 该地区气候类型属于暖温带半湿润大陆性季风气候, 年平均温度 13.3°C , 平均海拔 400 m , 年降雨量 575 mm , 主要集中在 7、8、9 月份。

观测时段均为 2009 年 11 月至 2010 年 10 月。

1.2 样品采集与分析

利用武汉天虹智能仪表厂生产的 APS-2A 型降水降尘自动采样器定位采集雨水样品。该仪器为微电脑控制, 运行可靠, 能保证所采水样的真实性。该仪器对降水的灵敏度为 $0.2 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$ 雨量, 有降雨发生时自动打开, 降雨停止 10 min 后自动关闭, 样品收集不受降尘和飘尘的影响。湿沉降收集桶直径为 300 mm 。湿沉降样品于每次发生降水的次日 8:00—9:00 收集, 采集时将雨水摇匀, 测量总体积后取 50 mL 样品, 于 4°C 保存待测。

采用 AA3 型流动分析仪测定样品中 NH_4^+-N 浓度 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 和 NO_3^--N 浓度 $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$, 总无机氮

(TIN) 浓度 $\rho(\text{TIN})$ 为 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 和 $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 之和。

1.3 数据处理

沉降通量可表示为: $F_N = P_i \times \rho(\text{TIN}) / 100$

式中: F_N 表示湿沉降氮素通量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; P_i 表示降水量, mm 。本研究只考虑无机氮沉降。

一年四季采用气象法划分: 春(3—5月)、夏(6—8月)、秋(9—11月)、冬(12—2月)。

采用 Excel 2007 软件处理数据, Sigmaplot 软件制图。

2 结果与讨论

2.1 大气氮湿沉降质量浓度的月动态变化

监测期内西安、杨凌监测点雨水中 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 和 $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 的月动态变化如表 1 所示。研究区降雨中 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 和 $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 各月间的差异较大。西安监测点 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 和 $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 分别为 $1.366 \sim 8.545$ 、 $0.912 \sim 5.378 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均值分别为 3.058 、 $2.356 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 杨凌监测点 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 和 $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 分别为 $0.744 \sim 12.812$ 、 $1.202 \sim 4.542 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均值分别为 3.990 、 $2.709 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。两监测点各月之间的浓度变化差异很大。两监测点的 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 平均值分别为 1.539 和 1.359 , 总体上讲, NH_4^+-N 沉降比例大于 NO_3^--N 。

该结果与张颖等^[10]2003—2004 年在华北平原的研究结果 [$\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 和 $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 分别为 3.76 、 $1.85 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$] 接近, 相当于我国 20 世纪 90 年代降水中氮素组成平均浓度的 3~5 倍^[11]; 同欧洲、北美和日本等国家相比, $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 和 $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 分别相当于其 5~8 倍和 3~4 倍^[12-15]。崔键等^[16]2007—2008 年在中国科学院红壤生态实验站(江西鹰潭)农田区内研究发现降雨中月均 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 和 $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 分别为 2.26 、 $0.95 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 而王体健等^[17]2004—2005 年在同地点观测到降雨中平均 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 和 $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 分别为 0.73 、 $0.26 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 均低于本研究结果。这表明受降雨量、气候条件等环境因素以及人为活动的影响, 不同地区(点)、时间背景下, 氮沉降是有差异的。李世清等^[18]1994 年对杨凌本地大气湿沉降带入氮素的研究结果表明, 年平均 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 和 $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 分别为 3.50 、 $1.37 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 均值为 2.54 。与其相比, 本研究中杨凌地区氮浓度均偏高, 但 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 较低, 可能与经济的发展及产业结构的调整有关。 NH_4^+-N 的前体是大气中的 NH_3 , 主要来源于氮肥施用及畜禽养殖; NO_3^--N 的前体是大气中的 NO_x , 主要来源于工业活动及汽车尾气的排放^[19]。西安和杨凌地处渭河谷地农业生态区, 是

陕西省农业最为发达的地区^[20],化肥投入量大,同时工业废气和汽车尾气排放多,从而带来较高浓度的氮沉降。

2.2 大气氮湿沉降质量浓度的季动态变化

西安监测点 $\rho(\text{TN})$ 和杨凌监测点 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 呈现出春、冬季高于夏、秋季的趋势,而杨凌监测点 $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 则呈秋、冬季略高于春、夏季的趋势(表2),各形态氮浓度存在明显的季节变化。监测期内,西安、杨凌两地区年降雨量分别为620.5、532.3 mm,峰值出现在夏季(372.4、279.9 mm),谷值在冬季(18.7、8.7 mm)。西安监测点 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 表现为冬季>春季>夏季>秋季,峰值为 $5.782 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 表现为春季>冬季>秋季>夏季,峰值为 $4.390 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。杨凌监测点 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 表现为冬季>春季>秋季>夏季,峰值为 $7.296 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 表现为秋季>冬季>春季>夏季,峰值为 $3.236 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。这与降雨量的季节特征相反,在降雨量大的季节,氮浓度较小;在降雨量小的月份,氮浓度较大。

孙志高等^[21]在三江平原湿地的研究中发现各形

态氮浓度均存在明显的季节变化,春季最高,秋、冬季次之,夏季最低。与此相似,邓君俊等^[22]对南京郊区雨水进行观测,结果显示南京降水中含氮离子浓度有明显的季节变化,夏季浓度较低,冬季浓度较大。一般来说,降雨频次越小,氮在空气中的积聚时间越长,可沉降的氮越多,而较大和较频繁的降水对空气中的氮素有一定的稀释作用。姜秀玲等^[23]对大连地区湿沉降的研究发现, $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 和 $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 与降水量有较好的负相关性,并且 $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 受降雨量影响较大。通常, $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 在春季出现较大值是由于气象条件差异影响大气中 NO_x 转换成 NO_3^- 的速率所致^[24]。本研究中,西安、杨凌两地区春季较高的氮浓度主要与此期间的农业施肥(小麦追肥)以及相对较多的降雨有关;夏季温度高,加速了氨的挥发,但较为集中和频繁的降水(西安、杨凌两地夏季降雨量分别占全年的70%和45%)对氮浓度有一定的稀释作用;尽管秋季是关中地区冬小麦种植时节,也是农田土壤施肥最多的时期,氮浓度的变化与相对较多的降雨(西安、杨凌两地

表1 监测期内(2009.11—2010.10)西安、杨凌月降雨量(mm)及雨水中氮的质量浓度($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
Table 1 Monthly rainfall(mm) and mass concentration($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) of nitrogen in precipitation in Xi'an and Yangling during study period(2009.11—2010.10)

年.月 Year.month	西安监测点 Xi'an				杨凌监测点 Yangling			
	降雨量 Precipitation	$\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$	$\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$	$\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$	降雨量 Precipitation	$\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$	$\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$	$\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$
2009.11	34.3	2.097	1.650	1.271	26.2	1.846	1.601	1.153
2009.12	7.8	3.147	1.904	1.653	1.9	9.077	4.371	2.077
2010.01	0	—	—	—	0	—	—	—
2010.02	10.9	8.545	3.517	2.430	6.8	12.812	4.524	2.832
2010.03	16.9	3.621	5.378	0.673	58.7	3.188	2.556	1.247
2010.04	11.6	6.195	3.247	1.908	40.4	2.308	1.866	1.237
2010.05	20.9	1.424	4.468	0.319	62.4	6.066	3.320	1.827
2010.06	26.5	2.758	0.912	3.024	33.2	0.744	3.752	0.198
2010.07	196.6	3.492	2.142	1.630	72.5	2.883	1.922	1.500
2010.08	149.3	2.057	1.085	1.895	174.2	0.949	1.202	0.789
2010.09	31.7	1.366	0.932	1.465	118.3	2.548	3.033	0.840
2010.10	25.8	1.997	3.031	0.659	25.9	5.456	4.357	1.252
平均值	44.4	3.058	2.356	1.539	51.7	3.990	2.709	1.359

表2 监测期内西安、杨凌季降雨量(mm)及雨水中氮的质量浓度($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)的季节变化
Table 2 Seasonal rainfall and nitrogen concentrations in precipitation in Xi'an and Yangling during study period

季节 Season	西安监测点 Xi'an			杨凌监测点 Yangling		
	降雨量 Precipitation	$\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$	$\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$	降雨量 Precipitation	$\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$	$\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$
春	49.4	3.166	4.390	161.5	4.598	2.847
夏	372.4	2.773	1.536	279.9	1.559	1.867
秋	91.8	1.759	1.811	170.4	3.400	3.236
冬	18.7	5.782	2.554	8.7	7.296	2.965

秋季降雨量分别占全年的 17% 和 27%) 的冲刷作用有关; 而冬季较高的氮浓度主要与取暖所用化石燃料、生物质燃料的燃烧以及较少的降雨有关。

2.3 大气湿沉降氮素的通量

2.3.1 降雨量及氮沉降通量

西安、杨凌两地 2009 年 11 月至 2010 年 10 月的降雨量及氮沉降通量见表 3。监测期内, 西安地区年总降雨量为 532.3 mm, TIN 沉降通量为 24.791 kg·hm⁻², 其中 NH₄⁺-N 沉降通量为 16.694 kg·hm⁻², 占 TIN 的 67.3%, NO₃⁻-N 沉降通量为 8.097 kg·hm⁻², 占 TIN 的 32.7%; 杨凌地区年总降雨量为 620.5 mm, TIN 沉降通量为 28.894 kg·hm⁻², 其中 NH₄⁺-N 沉降通量为 16.265 kg·hm⁻², 占 TIN 的 56.3%, NO₃⁻-N 沉降通量为 12.628 kg·hm⁻², 占 TIN 的 43.7%。两地区湿沉降中都以 NH₄⁺-N 为主导。只考虑 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 无机氮沉降, 西安、杨凌地区 TIN 沉降量已接近和超过了生态系统氮沉降饱和度的临界点 25 kg·hm⁻²·a⁻¹, 如果再考虑有机氮沉降量, 氮素沉降量更大。

表 3 监测期内西安、杨凌年降雨量(mm)及大气氮素湿沉降通量(kg·hm⁻²)

Table 3 Yearly rainfall and atmospheric nitrogen wet deposition fluxes in Xi'an and Yangling during study period

地点 Sites	降雨量 Precipitation	沉降通量 Deposition fluxes				总无机氮 TIN
		NH ₄ ⁺ -N	NH ₄ ⁺ -N/TIN	NO ₃ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N/TIN	
西安	532.3	16.694	0.673	8.097	0.327	24.791
杨凌	635.1	16.265	0.563	12.628	0.437	28.894

江苏省常熟生态站湿沉降 TN 年均输入量为 27.0 kg·hm⁻², 湿沉降中以 NH₄⁺-N 为主, 占 47.6%, 其次是 NO₃⁻-N, 占 35.1%, 有机氮占 17.4%^[25]。张颖等^[10]研究表明北京地区大气氮素湿沉降的年沉降量为 32.5 kg·hm⁻², 山东惠民和河北曲周两地为 23.6 kg·hm⁻²。大连地区 2005、2006 年两年氮湿沉降量平均值为 22.16 kg·hm⁻²·a⁻¹^[23]。本研究氮沉降量与这些研究结果相近。上海地区 1998—2003 年氮素湿沉降通量平均值为 58.1 kg·hm⁻²·a⁻¹^[26], 远高于本研究结果, 可能与华东地区人口密集、工业与交通发达有密切关系。李世清等^[18]1991—1994 年对杨凌本地、乾县和澄城三地的湿沉降研究得出, 三地湿沉降年输入农田系统的氮素为 6.3~26.6 kg·hm⁻²·a⁻¹, 其中以 NH₄⁺-N 为主, 占 66.3%~88.5%。王志辉等^[8]在陕西省黄土区的研究结果表明, 杨凌本地 2006 年大气氮素湿沉降通

量为 19.1 kg·hm⁻², 氮素形态以 NH₄⁺-N 为主, 而洛川地区 2006 年 6 月至 2007 年 5 月的氮素湿沉降通量为 11.4 kg·hm⁻², 以 NO₃⁻-N 为主。魏样等^[20]对陕西省不同生态区大气氮沉降量进行估算, 得到西安、杨凌两地 2008 年湿沉降输入的 TIN 总量分别为 13.06、13.38 kg·hm⁻², 其中以 NH₄⁺-N 为主导, 占 62% 和 64%, NO₃⁻-N 占 38% 和 36%。与其研究结果相比, 西安、杨凌地区的大气氮素湿沉降量有所增加, 并且 NO₃⁻-N 的比例不断上升, 说明人类活动和环境污染显著影响降雨中的氮沉降。大气中的 NO₃⁻-N 主要来自石油和生物体的燃烧及雷击过程^[27], 可进行远距离迁移, 达几千公里以上^[28]。近年来, 在工业化程度不断提高的过程中, 矿物燃料大量使用, 使得排放到大气中的 NO_x 不断增加, 进而导致大气氮素湿沉降的强度及影响范围持续增加^[29]。

本研究监测期内, 西安、杨凌两地降水中的无机氮沉降量为 24.791、28.894 kg·hm⁻², 相当于施入 53.1、61.9 kg·hm⁻² 的尿素, 相当于当地农民习惯肥料氮投入(480~520 kg·hm⁻²) 的 5~6%。可见, 湿沉降输入农田的无机氮占施肥投入的比重相当大, 可在农田生态系统起到补给氮供应和补偿氮损失的作用^[25]。降水中的无机氮均为速效态氮, 容易被作物吸收利用, 因此, 在施肥特别是推荐施肥时, 应考虑由降水带入农田的氮素。

2.3.2 大气氮素湿沉降通量的月动态变化

监测期内, 西安、杨凌大气氮素湿沉降通量的月动态变化如图 1 所示。西安、杨凌两地降雨和大气氮素湿沉降主要集中在 6—9 月, 此段时期降雨量分别为 404.1、398.2 mm, 占全年降雨量的 76% 和 63%, 同时期氮素湿沉降总量分别为 18.749、11.779 kg·hm⁻², 占全年氮沉降的 76% 和 41%。氮素沉降量与降雨量之间呈现正相关趋势, 随着降雨量的增加, TIN 和 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 的沉降通量都有明显增加。西安、杨凌两地 2009 年 12 月至 2010 年 1 月降雨很少或无降雨, 氮素湿沉降很少, 3 月之后随着降雨的逐渐增多, 氮素沉降有所增加, 特别是进入夏、秋季, 较大降雨量带来氮素湿沉降量的成倍增加。西安地区 2010 年夏季 7 月份降雨量高达 196.6 mm, TIN 达到了 14.483 kg·hm⁻² 的峰值。进入冬季之后, 空气干燥, 降雨减少, 湿沉降也迅速减少。

有研究表明, 氮素的湿沉降量主要取决于每一时间段的施肥量与降雨量的多少, 施肥量大且存在一定降雨的时间段内氮素湿沉降量较大^[30]。6 月份是当地

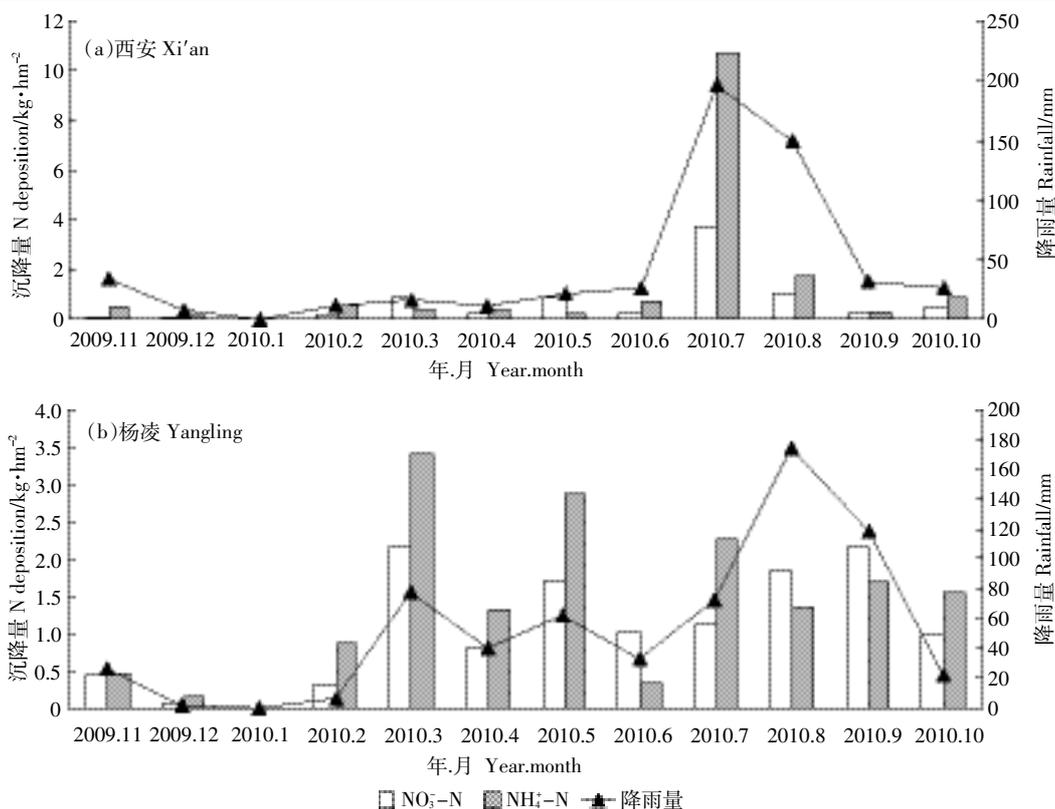


图1 监测期内西安(a)、杨凌(b)大气氮素湿沉降月通量

Figure 1 Monthly fluxes for atmospheric nitrogen wet deposition in Xi'an(a) and Yangling(b) during study period

冬小麦收获、夏玉米播种季节,也是播种施用基肥和早玉米追肥时期,7—8月正值晚玉米追肥时期,10月份是冬小麦播种时期,均会有大量基肥施用。这几个月施肥量相对较大,温度较高,加速了氨的挥发,此阶段降雨量亦相对较多,因而氮素沉降量特别是 NH_4^+-N 的沉降量较大。杨凌地区3—5月 NH_4^+-N 的沉降量较高,主要是由于杨凌近年来设施农业快速发展,温室大棚的建设占了很大比例,各种蔬菜瓜果的种植需要适时施肥,因此对大气氮沉降有一定的影响。

3 结论

(1)西安、杨凌监测点 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 平均值分别为 3.058 、 $3.990 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 平均值分别为 2.356 、 $2.709 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, NH_4/NO_3 平均值分别为 1.539 和 1.359 ,各月间的浓度变化差异很大。总体上, NH_4^+-N 沉降比例大于 NO_3^--N 。

(2)西安监测点 $\rho(\text{TIN})$ 和杨凌监测点 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 呈现出春、冬季高于夏、秋季的趋势,而杨凌监测点 $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 则呈秋、冬季略高于春、夏季的趋势。这与降雨量的季节特征相反,在降雨量大的季节,氮浓度较小;在降雨量小的季节,氮浓度较大。

(3)西安、杨凌地区年总降雨量分别为 532.3 、 620.5 mm , TIN 沉降通量为 24.791 、 $28.894 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,两地区湿沉降中均以 NH_4^+-N 为主导。

(4)氮素沉降量与降雨量呈现正相关趋势。西安、杨凌两地在降雨集中的6—9月氮素湿沉降量分别达 18.749 、 $11.779 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,占全年氮沉降的 76% 和 41% 。

参考文献:

- [1] Vitousek P M, Aber J D, Howarth R W, et al. Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences[J]. *Ecological Applications*, 1997, 7(3): 737–750.
- [2] Van B N. Nitrogen cycle: Natural organic tendency[J]. *Nature*, 2002, 415(6870): 381–382.
- [3] Galloway J N, Cowling E B. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change[J]. *AMBIO*, 2002, 31(2): 64–71.
- [4] Kaiser J. Environmental policy. The other global pollutant: Nitrogen proves tough to curb[J]. *Science*, 2001, 294(5545): 1268–1269.
- [5] Galloway J N, Townsend A R, Erisman J W, et al. Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions[J]. *Science*, 2008, 320(5878): 889–892.
- [6] Shen J L, Tang A H, Liu X J, et al. High concentrations and dry deposition of reactive nitrogen species at two sites in the North China Plain[J].

- Environmental Pollution*, 2009, 157: 3106–3113.
- [7] Liu X J, Ju X T, Zhang Y, et al. Nitrogen deposition in agroecosystems in Beijing area[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2006, 113(1–4): 370–377.
- [8] 王志辉. 黄土区大气沉降及其化学成分监测[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2008: 22–28.
WANG Zhi-hui. Monitoring of atmospheric deposition and its chemical components in the Loess area[D]. Yangling: Northwest A&F University, 2008: 22–28.
- [9] 魏 样, 同延安, 段 敏, 等. 陕北典型农区大气干湿氮沉降季节变化[J]. *应用生态学报*, 2010, 21(1): 255–259.
WEI Yang, TONG Yan-an, DUAN Min, et al. Atmospheric dry and wet nitrogen deposition in typical agricultural areas of North Shaanxi[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2010, 21(1): 255–259.
- [10] 张 颖, 刘学军, 张福锁, 等. 华北平原大气氮素沉降的时空变异[J]. *生态学报*, 2006, 26(6): 1633–1639.
ZHANG Ying, LIU Xue-jun, ZHANG Fu-suo, et al. Spatial and temporal variation of atmospheric nitrogen deposition in North China Plain[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(6): 1633–1639.
- [11] Wang W X, Wang T. On the origin and the trend of acid precipitation in China[J]. *Water, Air and Soil Pollution*, 1995, 85(4): 2295–2300.
- [12] Hara H, Kitamura M, Mori A, et al. Precipitation chemistry in Japan 1989–1993[J]. *Water, Air and Soil Pollution*, 1995, 85(4): 2307–2312.
- [13] Whitall D R, Paerl H W. Spatiotemporal variability of wet atmospheric nitrogen deposition to the Neuse River estuary, North Carolina[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2001, 30(5): 1508–1515.
- [14] Fahey T J, Williams C J, Rooney-Varga J N, et al. Nitrogen deposition in and around an intensive agricultural district in central New York[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1999, 28(5): 1585–1600.
- [15] The MOLAR water chemistry group. The MOLAR project: Atmospheric deposition and lake water chemistry[J]. *Journal of Limnology*, 1999, 58: 88–106.
- [16] 崔 键, 周 静, 杨 浩. 农田生态系统大气氮、硫湿沉降通量的观测研究[J]. *生态环境学报*, 2009, 18(6): 2243–2248.
CUI Jian, ZHOU Jing, YANG Hao. Observations of the input for atmospheric wet-deposition of nitrogen and sulfur into Agro-ecosystem[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2009, 18(6): 2243–2248.
- [17] 王体健, 刘 倩, 赵 恒, 等. 江西红壤地区农田生态系统大气氮沉降通量的研究[J]. *土壤学报*, 2008, 45(2): 280–287.
WANG Ti-jian, LIU Qian, ZHAO Heng, et al. Atmospheric nitrogen deposition in agroecosystem in red soil region of Jiangxi Province[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2008, 45(2): 280–287.
- [18] 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[J]. *农业环境保护*, 1999, 18(3): 97–101.
LI Shi-qing, LI Sheng-xiu. Nitrogen added to ecosystems by wet deposition in Guanzhong area in Shaanxi[J]. *Agro-environmental Protection*, 1999, 18(3): 97–101.
- [19] 宋玉芝, 秦伯强, 杨龙元, 等. 大气湿沉降向太湖水生生态系统输送氮的初步估算[J]. *湖泊科学*, 2005, 17(3): 226–230.
SONG Yu-zhi, QIN Bo-qiang, YANG Long-yun, et al. Primary estimation of atmospheric wet deposition of nitrogen to aquatic ecosystem of Lake Taihu[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2005, 17(3): 226–230.
- [20] 魏 样, 同延安, 乔 丽, 等. 陕西省不同生态区大气氮沉降量的初步估算[J]. *农业环境科学学报*, 2010, 29(4): 795–800.
WEI Yang, TONG Yan-an, QIAO Li, et al. Primary estimate of the atmospheric nitrogen deposition in different ecological regions of Shaanxi Province[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(4): 795–800.
- [21] 孙志高, 刘景双, 王金达. 三江平原典型湿地系统湿沉降中氮浓度及沉降量初步研究[J]. *农业系统科学与综合研究*, 2007, 23(1): 114–123.
SUN Zhi-gao, LIU Jing-shuang, WANG Jin-da. Study on nitrogen concentration and deposition amount in wet deposition in typical wetland ecosystem of Sanjiang Plain[J]. *System Sciences and Comprehensive Studies in Agriculture*, 2007, 23(1): 114–123.
- [22] 邓君俊, 王体健, 李 树, 等. 南京郊区大气氮化物浓度和氮沉降通量的研究[J]. *气象科学*, 2009, 29(1): 25–30.
DENG Jun-jun, WANG Ti-jian, LI Shu, et al. Study on atmospheric nitrogen oxidant and deposition flux in suburban of Nanjing[J]. *Scientia Meteorologica Sinica*, 2009, 29(1): 25–30.
- [23] 姜秀玲, 史 锟. 大连地区湿沉降氮量浅析[J]. *城市环境与城市生态*, 2007, 20(6): 25–35.
JIANG Xiu-ling, SHI Kun. An initial study on wet deposition of nitrogen in Dalian[J]. *Urban Environment & Urban Ecology*, 2007, 20(6): 25–35.
- [24] Huebert B J, Wang M X, Lu W X. Atmospheric nitrate, sulfate, ammonium and calcium concentrations in China[J]. *Tellus*, 1988, 40B(4): 260–269.
- [25] 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[J]. *应用生态学报*, 2004, 15(9): 1616–1620.
WANG Xiao-zhi, ZHU Jian-guo, GAO Ren, et al. Dynamics and ecological significance of nitrogen wet deposition in Taihu Lake region: Taking Changshu agro-ecological experiment station as an example[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2004, 15(9): 1616–1620.
- [26] 张修峰. 上海地区大气氮湿沉降及其对湿地水环境的影响[J]. *应用生态学报*, 2006, 17(6): 1099–1102.
ZHANG Xiu-feng. Atmospheric nitrogen wet deposition and its effects on wet land water environment of Shanghai area[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2006, 17(6): 1099–1102.
- [27] Seinfeld J H, Pandis S N. Atmospheric chemistry and physics[M]. New York: Wiley, 1998: 1326.
- [28] Aneja V P, Roelle P A, Murray G M. Atmospheric nitrogen compounds: Emissions, transport, transformation, deposition and assessment[J]. *Atmospheric Environment*, 2001, 35(11): 1903–1911.
- [29] Galloway J N. Acid deposition perspectives in time and space[J]. *Water, Air and Soil Pollution*, 1995, 85(1): 15–24.
- [30] 苏成国, 尹 斌, 朱兆良, 等. 稻田氮肥的氨挥发损失与稻季大气氮的湿沉降[J]. *应用生态学报*, 2003, 14(11): 1884–1888.
SU Guo-cheng, YIN Bin, ZHU Zhao-liang, et al. Ammonia volatilization loss of nitrogen fertilizer from rice field and wet deposition of atmospheric nitrogen in rice growing season[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(11): 1884–1888.