

饶玉良,曹春,张晓雪,等.内蒙古荒漠草原土壤氮挥发对外源氮输入的响应[J].中国沙漠,2024,44(6):178-186.

内蒙古荒漠草原土壤氮挥发 对外源氮输入的响应

饶玉良¹,曹春¹,张晓雪²,鲁畅³,岳平²

(1.西北师范大学 地理与环境科学学院 甘肃省绿洲资源环境与可持续发展重点实验室,甘肃 兰州 730070; 2.中国科学院西北生态环境资源研究院 乌拉特荒漠草原研究站/甘肃省寒区旱区逆境生理与生态重点实验室,甘肃 兰州 730000; 3.河套学院 化学与环境工程系,内蒙古 巴彦淖尔 015000)

摘要: 氨(NH₃)挥发是干旱区土壤氮素损失的重要途径。内蒙古荒漠草原对气候变化十分敏感,关于土壤氮挥发如何响应氮沉降的认识仍十分有限。本研究以内蒙古荒漠草原为对象,采用通气法原位动态观测手段,研究在不同氮沉降背景下土壤氮挥发特征及其关键驱动因子,为荒漠草原区退化植被恢复和土壤氮素管理提供关键的科学支撑。结果表明:土壤氮挥发速率随着氮素输入量的增加呈现显著增加的趋势,但在氮输入后前20天氮挥发呈现指数下降的趋势,之后趋于平缓。氮输入后前20天氮素在低氮输入(0.5~3 g·m⁻²·a⁻¹)下以NH₃形式损失量最少,仅为33%~39%,而在中高氮输入水平(6~48 g·m⁻²·a⁻¹)损失量较高,为55%~75%。土壤氮挥发速率与土壤铵态氮含量、硝态氮含量和土壤湿度显著正相关($P<0.001$),而与土壤pH值显著负相关($P<0.01$)。氮输入量和土壤湿度是影响土壤氮挥发最重要的因素,且氮输入后主要通过改变土壤铵态氮含量和pH值,进而间接调控土壤氮挥发过程。内蒙古荒漠草原土壤氮挥发对氮输入的响应十分敏感,且低量的氮输入比高量的氮输入更有利于土壤氮素的保持,这为进一步深入研究氮沉降升高背景下荒漠草原氮循环过程提供了科学支撑。

关键词: 荒漠草原; 氮挥发; 氮沉降; 损失率; 结构方程模型

文章编号: 1000-694X(2024)06-178-09

DOI: 10.7522/j.issn.1000-694X.2024.00071

中图分类号: S153

文献标志码: A

0 引言

氮沉降指大气中的活性氮化合物(包括有机氮和无机氮)以干湿沉降的形式沉积到水体和陆地的过程^[1]。近年来,由于人类活动频繁增加、化石燃料和肥料的不断消耗,向大气环境排放的活性氮累积量迅速上升,导致陆地生态系统的氮沉降量急剧增加^[2-4]。据估计,19世纪中期全球每年约有34 Tg的活性氮以NO_x和NH₃的形式排放到自然环境中,并沉积到地球表面;20世纪90年代每年氮沉降量增加到100 Tg;预计到21世纪中叶将达到200 Tg^[5]。大气氨(NH₃)是碱性气体,在陆地生态系统氮循环中扮演着重要角色,严重影响着生态系统群落结构和功能的稳定性^[6-7]。与此同时,挥发到大气中的

氨气将通过降水清除和大气沉降等方式输送到水体和陆地环境中,并对自然生态系统氮素循环产生影响,如引发土壤酸化^[8]、水体富营养化^[9]、生物多样性减少^[10]、温室气体排放量增加^[9]等。此外,氨作为大气中唯一的无机碱性气体,易与空气中的二氧化硫(SO₂)和NO_x反应生产二次颗粒物(如硫酸铵和硝酸铵),增加环境中PM_{2.5}的浓度,诱使雾霾的形成^[11]。

目前土壤氮挥发的相关研究已在农业领域得到了广泛证实^[12-13],施用氮肥后NH₃-N的损失量已得到充分表征^[4,14]。土壤氨气挥发是一个非常复杂的过程,该过程受底物浓度(铵态氮含量)^[4,15]、气候条件(温度、降水、风速)^[16]、土壤性质(pH、土壤湿度、土壤温度、阳离子交换能力)^[17]等多因素的综合

收稿日期:2024-05-13; 改回日期:2024-08-28

资助项目:中国科学院青年创新促进会会员专项经费项目(2022437);内蒙古阴山北麓草原生态水文国家野外科学观测研究站开放基金重点项目(YSS202102)

作者简介:饶玉良(1999—),男,福建三明人,硕士研究生,主要从事土壤氮循环相关研究。E-mail: 18859879660@163.com

通信作者:岳平(E-mail: yueping375@163.com)

影响。这些因素主要通过调控土壤中铵态氮的含量和土壤团聚体对 $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ 的吸附性能^[18],从而对土壤氮气的排放产生影响。温带欧亚草原是世界上最重要的草原生态系统,其土壤主要呈碱性,因此在该地区施用氮肥或氮沉降可能会显著促进土壤氮素循环并增加氨气排放。近几十年,中国科学家实现对长江三角洲^[19]、珠江三角洲^[20]和华北平原^[21]的一系列相关研究,以量化氮沉降对草原生态系统的影响^[22-23]。

以往对土壤氮挥发的研究多聚焦于农田、森林生态系统,对草原生态系统土壤氮挥发的研究较少。中国草原面积辽阔、分布广泛,并且草原在维持生态系统群落结构和功能的稳定性中扮演着重要角色^[6-7],因此有必要在草原生态系统中开展相关研究。草原生态系统作为可再生的自然资源,为人类生存提供大量的畜产品,并且在土壤保持、气候调节和涵养水源等方面发挥重要作用^[24]。中国草原生态环境正面临严重退化^[25],草原健康发展受到极大的阻碍。荒漠草原是内蒙古中西部区域主要的草原类型,氮素是该地区荒漠草原生态系统主要的限制因子^[26]。在这一背景下,荒漠草原生态系统作为草原生态系统的重要组成部分,其对大气氮沉降的响应尤为敏感^[27]。综上,明确大气氮沉降对荒漠草原土壤氮挥发的影响,对全面了解荒漠草原生态系统对外源氮输入的响应具有重要意义。因此,本研究在内蒙古典型区域乌拉特荒漠草原实施了氮输入试验,主要探讨不同氮输入水平对荒漠草原氮挥发的影响,研究氮输入后氮素向环境中的损失通量,进一步分析影响荒漠草原土壤氮挥发的关键因素,为更好地管理荒漠草原生态系统及氮素去向提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

试验地点位于内蒙古自治区巴彦淖尔市乌拉特后旗中国科学院乌拉特荒漠草原研究站(41°25'N, 106°58'E)。乌拉特后旗地处内蒙古自治区西北部,海拔1 675 m,地貌以砾石戈壁和沙质戈壁为主,植被类型以草本(沙生针茅、碱韭、骆驼蓬)和灌木(红砂)为主。乌拉特后旗气候类型为高原大陆性季风气候,年平均气温6.8℃,平均风速5 m·s⁻¹,气候干燥,冬春季寒冷风沙多,夏季干旱雨少,日照

强烈,蒸发量大,年降水量111.3 mm,降水集中于7—8月,土壤类型为灰棕漠土和棕钙土,土壤养分含量低。

1.2 试验设计

荒漠草原是草原向荒漠过渡的旱生草原生态系统,整个系统中既有草本又有灌木。2018年选择一个具有较好或一定代表性的草本群落实施氮输入试验。试验区组为随机设计,小区面积为8 m×8 m,设置8个氮输入水平,依次为0、0.5、1、3、6、12、24、48 g·m⁻²·a⁻¹,分别以 N_0 (CK)、 $\text{N}_{0.5}$ (偏远地区氮沉降量)^[28]、 N_1 (草地生态系统最有益氮沉降量)^[29]、 N_3 (全国平均氮沉降量)^[9]、 N_6 (2050年全国平均氮沉降量)^[2]、 N_{12} (高氮沉降量,污染区)^[2]、 N_{24} (高氮沉降量,污染区)^[2]、 N_{48} (高氮沉降量,污染区)^[2]表示,每个处理进行6次重复试验。施肥时间为每年6月中下旬和7月中下旬分2次施入。具体是将尿素(含氮45%)溶解在相当于0.5 mm降水(0.5 mm降水对荒漠植被的生长和恢复几乎无影响)的水溶液中^[30],用喷雾器均匀地喷洒在样地上。试验采用通气法测定土壤氮挥发速率,并计算累积氮挥发量。在试验小区内随机选取一点布设一个PVC硬质塑料管(内径15 cm、高10 cm),取15 mL事先配置好的磷酸甘油溶液(保证在48 h内能持续有效地吸收土壤排放的氨气)均匀倒入厚度为2 cm、直径为16 cm的海绵上,待海绵充分吸收甘油后将其放置于硬质塑料管中吸收土壤排放的氨气;且在吸收甘油的海绵上方放置一块新的海绵,防止下方海绵吸收大气中的氨。

1.3 氮挥发的测定及计算公式

土壤氮挥发试验于2023年7月20日16:15开始,在小区内的不同位置放入48个捕获装置,在试验结束后的第2、4、9、14、19、25、31天内,需要分别收集装置内的海绵。每次取出海绵后,应立即将其迅速装入塑料袋中密封,同时更换成已吸收过磷酸甘油的新海绵。铵态氮的测定采用2 mol·L⁻¹ KCl浸提-靛酚蓝比色法。

通气法氨气挥发计算公式如下^[31]:

$$\text{NH}_3 - \text{N} = \frac{M}{A \times D} \times 10^{-2}$$

式中: M 为海绵吸收的氨气($\text{NH}_3 - \text{N}$)质量,mg; A 为收集装置的横截面积,m²; D 为单次海绵吸收时间,d。

1.4 土壤样品采集与测定

试验期间,在每个小区内分别采集0~10 cm的表层鲜土(试验期间分别采集了7次土壤样品),去除土壤样品中的细根和石块,以确保采集的土壤样品具有代表性,并用于土壤理化性质(土壤湿度、电导率、pH、铵态氮和硝态氮)的测定。土壤湿度采用烘干法进行测定:称取10 g左右鲜土于容器中,置于105 °C烘箱中烘干24 h,计算其土壤湿度;土壤pH和电导率采用1:5的土水比制备悬浮液,采用酸度计(MP512型精密pH计,成都)进行测定;土壤铵态氮和硝态氮采用KCl溶液浸提,振荡过滤后使用流动分析仪(AutoAnalyzer III, Bran+Luebbe GmbH, 德国)测定。

1.5 数据处理

采用Excel 2019软件计算原始数据的平均值和标准误;利用SPSS Statistics 26进行单因素方差分析(ANOVA),以探究不同处理组之间的差异是否具有统计学显著性,分析过程中显著性水平设置为0.05,以确保分析结果的可靠性;利用SPSS软件的

Amos Graphics(22.0)插件构建土壤湿度、施肥量、土壤pH、铵态氮含量和氨挥发速率的结构方程模型(SEM),明确不同变量之间的关系,并评估各个变量对研究结果的影响程度;运用OriginPro 2021软件进行数据可视化和作图,并进行相关分析,相关分析可以进一步探究不同变量之间的拟合关系,并提供更深入的数据解读和分析。

2 结果与分析

2.1 氮输入对荒漠草原土壤理化性质的影响

在土壤氨挥发观测期内,研究区主要发生了2次较大的降水事件(12 mm和4 mm),其余的降水事件均小于2 mm(图1)。氮输入并没有显著影响荒漠草原土壤湿度($P>0.05$)。此外,土壤铵态氮含量、硝态氮含量和电导率随着氮输入量的增加而呈现增加的趋势(表1),低量的氮输入($N_0\sim N_3$)并没有显著改变土壤铵态氮、硝态氮含量、pH值和电导率($P>0.05$);而中高量氮输入下($N_6\sim N_{48}$)显著增加了土壤铵态氮含量、硝态氮含量,且显著降低了土壤pH值,而仅在 N_{48} 处理显著增加了土壤的电导率($P<0.05$)。

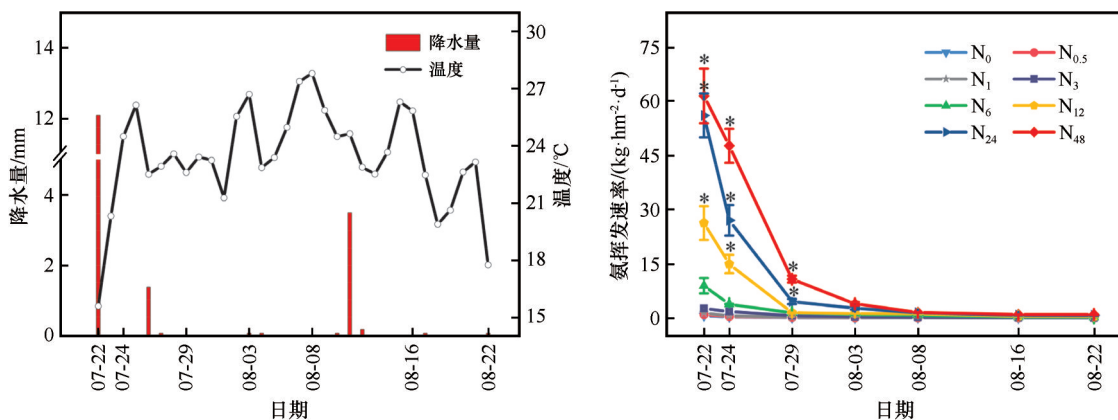


图1 2023年氮输入后区域降水量和温度及氨挥发速率

Fig.1 Regional rainfall and temperature and ammonia volatilization rate after nitrogen input in 2023

2.2 氮输入对荒漠草原土壤氨挥发速率的影响

氮输入后氨挥发速率随时间增加呈现显著下降趋势,特别是在试验观测期内,氨挥发速率均在氮输入后前2天达到最快,尤其在高氮处理下较为显著,其中 N_{48} 的氨气挥发速率是 N_0 速率的104倍(图1);在中高氮输入下($N_6\sim N_{48}$),施肥后的2~9 d内氨气挥发速率为直线下降趋势;在接下来的10天内氨气挥发速率下降较为缓慢(N_{48} 除外),试验后的25

天氨气挥发基本稳定。而在低氮输入下($N_0\sim N_3$),施肥后10天左右的氨气挥发速率有一定程度的降低,15天之后氨气挥发速率处于平稳状态,但仍有少量的氨气产生。

2.3 氮输入下荒漠草原土壤氨挥发累积量和损失率

氮肥输入后,前20天氨气损失量随着氮输入量的增加呈指数型上升。在20天氨气损失量中, $N_0\sim N_{48}$ 处理下的氨气挥发量为2.06~284.96 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$

表 1 不同氮输入水平下表层土壤(0~10 cm)理化性质

Table 1 Physico-chemical properties of top soil (0–10 cm) under different levels of nitrogen inputs

氮添加量 /(g·m ⁻² ·a ⁻¹)	土壤性质				
	铵态氮/(mg·kg ⁻¹)	硝态氮/(mg·kg ⁻¹)	电导率/(μS·cm ⁻¹)	pH	土壤湿度/%
0	5.89±0.43 ^a	3.26±0.33 ^a	96.68±5.90 ^a	9.11±0.03 ^a	2.55±0.004 ^a
0.5	5.57±0.55 ^a	4.49±0.55 ^a	95.87±9.36 ^a	9.09±0.03 ^a	2.74±0.003 ^a
1	6.19±0.26 ^a	6.67±1.21 ^a	116.65±17.78 ^a	9.05±0.04 ^{ab}	2.90±0.004 ^a
3	6.24±0.21 ^a	12.85±2.20 ^{ab}	118.78±10.89 ^a	9.11±0.03 ^a	2.69±0.001 ^a
6	6.35±0.76 ^a	21.23±1.04 ^b	118.02±6.79 ^a	8.98±0.03 ^a	3.07±0.004 ^a
12	13.07±0.73 ^b	22.02±2.88 ^b	113.30±3.00 ^a	8.99±0.03 ^{bc}	3.20±0.005 ^a
24	12.83±2.56 ^b	31.58±4.63 ^c	132.10±2.67 ^a	8.94±0.03 ^c	3.24±0.002 ^a
48	26.01±4.29 ^c	51.72±6.93 ^d	173.33±20.66 ^b	8.93±0.03 ^c	3.51±0.006 ^a

注：同列不同字母表示差异显著(P<0.05)。

(图 2),且不同氮输入下均出现不同程度氮肥损失,随着氮输入量的增加,氨气损失率呈现为先升高后降低,低氮输入下(N_{0.5}~N₃)氨损失量较低,仅为 33%~39%,而中高氮输入下(N₆~N₄₈)损失量高达 55%~75%。这表明,在荒漠草原氮素的损失主要发生在

氮输入后前 20 天内。进一步分析发现,随着氮输入量的增加,氮输入后前 20 天氨气挥发量在 N₃ 和 N₆ 处理间有显著差异性(图 2A),有明显拐点出现;这表明与低氮输入(N₀~N₃)相比,中高氮输入(N₆~N₄₈)显著促进了土壤氨气的挥发。

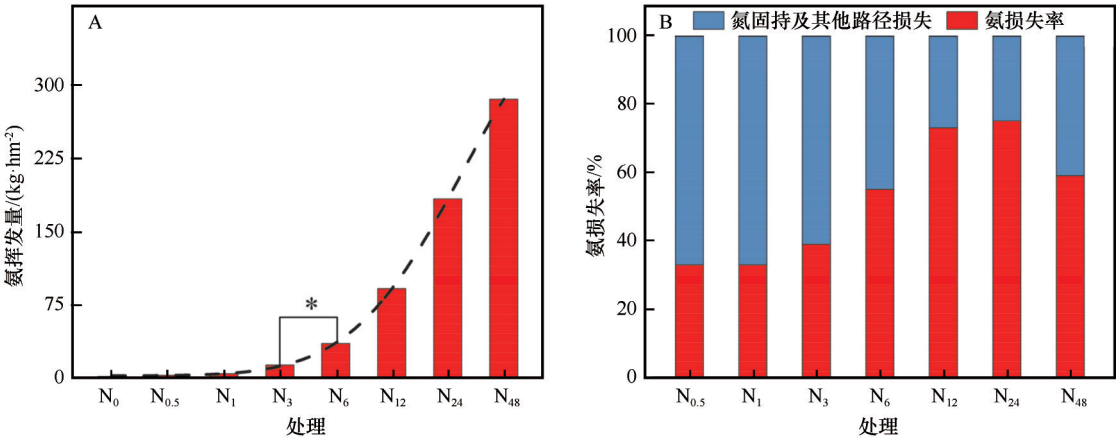


图 2 2023 年氮输入后 20 天氨挥发量(A)和氨损失率(B)

Fig.2 Ammonia volatilisation (A) and ammonia loss rate (B) 20 days after nitrogen input in 2023

2.4 氮输入下荒漠草原土壤氨挥发影响因素

土壤氨挥发速率受底物浓度和环境因子的深刻影响。氨挥发速率与土壤铵态氮含量、硝态氮含量和土壤湿度呈显著的正相关关系(P<0.001,图 3),与土壤 pH 值显著负相关(P<0.01)。构建土壤氨挥发速率、氮输入量、土壤湿度、铵态氮含量和土壤 pH 之间的结构方程模型,发现土壤氨挥发速率主要受氮素输入量的影响(P<0.001),其主要通过改变土壤中铵态氮含量和 pH 值(P<0.01),从而间接调控土壤氨气挥发速率;并且土壤湿度也是控制氨挥发速率

的直接因素(图 4)。氮输入量、土壤湿度、pH 和铵态氮含量共同解释了氨气挥发变化的 52%。

3 讨论

3.1 荒漠草原土壤氨挥发速率和累积排放量对氮输入水平的响应

土壤氨挥发速率与土壤铵态氮含量密切相关^[4,32]。赋存于土壤氮库中的铵态氮容易以氨挥发的形式扩散到大气环境中,该过程受氮肥在土壤环境中迁移转化的影响,且氮输入量显著影响土壤氨

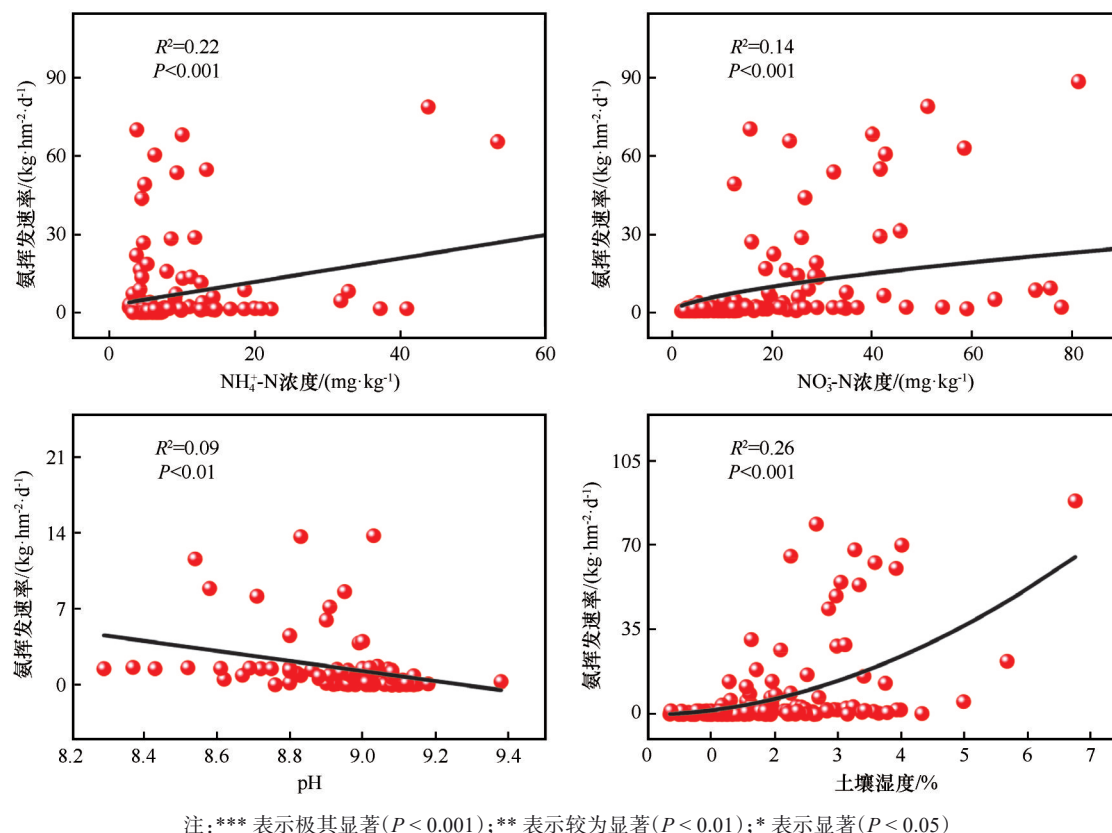


图3 氨挥发速率与土壤理化性质的相关性拟合

Fig.3 Fitting of correlation between ammonia volatilization rate and soil physicochemical properties

气累积排放量(图2)。本研究中,不论在何种氮输入水平下,氨挥发速率对氮输入的响应非常迅速且短暂,且随着氮输入量的持续增加,土壤表层铵态氮含量显著上升。我们的结果证实了以往的研究,即随着氮输入量和土壤铵态氮含量的增加,土壤氨挥发速率和损失量急剧上升^[4,33-34]。此外,氮输入后的2天内氨挥发极快,尤其在高氮处理下($N_{12} \sim N_{48}$)最为突出,主要因为氮输入后土壤中铵态氮含量快速上升, $NH_4^+-NH_3$ 平衡向产生氨气的路径移动,进而加快了氨气的生成^[35];且氨气损失量主要发生在氮输入后的前20天(图2)。有学者在对智利南部火山草地和爱尔兰6种土壤类型研究中发现,施用尿素后土壤氨挥发速率峰值主要发生在施肥后的2~3天,且土壤氨排放持续时间短暂^[36-37]。然而,本研究仅开展了为期33天的连续观测试验,由于氮输入后初期采样频率较低,特别是在氮输入后的一周内取样次数仅有2次,这可能未能精确捕捉到氨挥发的峰值时刻。因此,未来的研究应增加氮输入后一周内的取样频率,以便更为准确地认识氮输入后荒漠草原氨挥发的规律。

本研究中,随着氮输入量的增加,土壤中硝态

氮含量上升和pH值下降均促进了土壤氨气排放(图3),且在高氮处理下($N_{12} \sim N_{48}$)二者变化较为显著(表1)。这是由于外源尿素氮进入表层土壤后,在脲酶的作用下氮肥易发生水解,土壤溶液中铵态氮的浓度快速增加^[38];由于硝化过程底物浓度丰富,铵根易转化为硝酸根;且铵根转化为硝酸根的同时会释放出氢离子;此外碱性土壤中的氢氧根离子也会与铵根结合,从而降低土壤碱性并加快了氨气的排放^[39]。本研究结果显示,氮输入后前20天氨气挥发量在 N_3 和 N_6 处理间有着显著差异,两处理组间有明显拐点;且低氮输入下($N_{0.5} \sim N_3$)前20天氨气损失率为33%~39%,而中高氮输入下($N_6 \sim N_{48}$)损失率为55%~75%。Zhu等^[40]在对中国南方地区13个数据点的氮肥利用效率统计分析中发现,氮素利用效率随氮输入量的增加而降低。本研究进一步表明,该规律在荒漠草原依然适用,因此在荒漠草原实施低氮输入更有利于该区域土壤对氮素的固持。

3.2 荒漠草原土壤氨气排放关键调控机理

土壤pH值超过7.0时,土壤中的 $NH_4^+-NH_3$ 平衡

将发生转变,铵态氮会以氨气的形式从土壤中逃逸^[41-42]。土壤pH值大于7.2时,产生的氨气会大幅度增加^[43];当pH值达到7.6时,此时的氨挥发潜力仍然较大^[43]。由于本研究区的土壤呈碱性,因而有利于土壤氨气的排放^[44]。土壤湿度、温度和风速等也积极调控土壤氨气挥发速率^[17]。因此,控制土壤 $\text{NH}_4^+-\text{NH}_3$ 平衡的因素对土壤氨气的排放起主导作用。我们的研究表明,表层土壤中的铵态氮含量与氨挥发速率显著正相关(图3),这与以往的研究结果一致^[4,45-47];且土壤硝态氮含量与氨挥发速率也表现为积极正向效应^[46],这是因为研究区土壤碱性较高($\text{pH}>7.6$,表1),铵根转化为硝酸根时释放出的氢离子能够适量降低土壤pH值,因此有利于土壤氨气的排放。据报道,土壤pH值与氨挥发速率表现为明显负相关^[45-46],这与本研究结果一致。

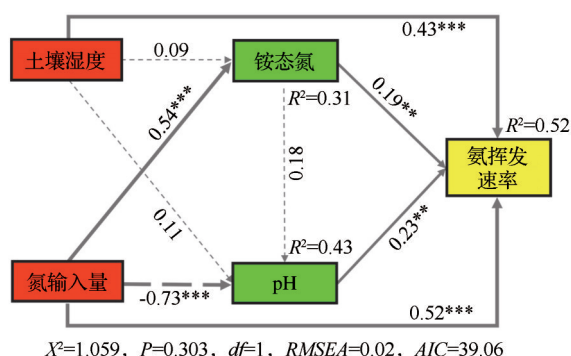
土壤中铵态氮的补充对土壤氨挥发速率有着重要影响。结构方程模型的结果也很好验证了这一结论,即外源的氮输入是土壤铵的重要来源,并且氮输入后直接影响土壤氨气挥发速率(图4)。研究发现,土壤湿度与氨挥发速率有显著的正相关关系^[47](图4),结构方程模型的结果也表明,土壤湿度是控制土壤氨挥发速率的直接因素。以往有研究发现,随着土壤湿度的上升,土壤中氨气的损失呈下降趋势^[44,48-49]。这可能是因为土壤中的水分上升到一定程度时,土壤中的铵态氮易与水分一同进入深层土壤,从而阻碍了氨气的排放^[47];当土壤湿度较高时,易形成局部的厌氧环境进而加快反硝化

过程的发生^[50],由于硝态氮含量的减少会促进硝化过程的发生,从而使土壤中的铵态氮含量下降,减缓了土壤氨气的排放;此外,当环境中发生较高的降水量时,容易引发氮素淋失,并且加快植被和微生物对养分的吸收利用^[51]。然而,本研究区位于干旱荒漠区,年降水量稀少、土壤含水率极低、植被稀疏,当荒漠区有适量降雨时,土壤微生物活性大幅提高,有助于土壤氨气的排放^[52]。与此同时,在对氨挥发速率和土壤湿度的分析中,并未发现拟合的曲线有明显拐点;因此在后期的研究中,进一步探究荒漠区土壤湿度对氨挥发速率的阈值/拐点具有重要意义。总的来说,我们的研究发现,在西北荒漠区,氮素和土壤湿度是控制土壤“ $\text{NH}_4^+-\text{NH}_3$ ”平衡的两大重要因素。荒漠草原既有草本群落又有灌丛群落,而本研究仅关注了草本群落氨挥发对氮输入的响应,这在观测结果上带来一定的局限性;因此,在今后的研究中,也应考虑灌丛群落氨挥发对氮输入的响应,这更有助于氮输入后对荒漠草原氨挥发的影响及其驱动机制和模式,为荒漠草原氮素管理提供科学支撑。

4 结论

大气氮沉降升高深刻影响着生态系统的结构与功能,这也不可避免地显著改变了位于中国北方生态安全屏障核心区的内蒙古荒漠草原土壤氨挥发。研究表明,土壤氨挥发速率随着氮输入量的增加呈显著增加的趋势,且这种促进效应主要发生在氮输入后的前20天,这主要归因于氮输入后显著增加了土壤铵态氮含量。更重要的是低量的氮素输入($0.5\sim 3\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)比高量的氮输入($6\sim 48\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)更有利于土壤对氮素的固持,这是因为高量的氮输入不仅显著提高了土壤铵态氮含量,且显著改变了土壤pH,进而极大地促进了土壤氨挥发速率,加剧了氮素损失。此外,土壤湿度和土壤硝态氮也显著影响着土壤氨挥发速率。综上表明,大气氮沉降显著影响内蒙古荒漠草原土壤氨挥发,且低量的氮沉降更有利于土壤氮素的保持。但仍需指出的是本研究模拟的氮沉降量显著高于内蒙古荒漠草原氮沉降的背景值,因此,低量的氮输入研究结果可能更具有指导意义。

致谢:感谢兰州城市学院环境工程专业的刘斌艳、包爱梅、康国花和陈玲玲在试验过程中给予的帮助



注:通过SEM拟合氨气挥发速率、土壤湿度、铵态氮含量、pH、氮输入量之间的关系;箭头处的数值是标准化系数;实线代表正向影响,虚线代表无影响或负向影响;模型的拟合优度统计数据显示在模型下方。***表示极其显著($P<0.001$);**表示显著($P<0.01$)

图4 氨挥发速率结构方程模型(SEM)

Fig.4 Structural equation modeling (SEM) of ammonia volatilization rates

和支持!

参考文献:

- [1] Galloway J N, Aber J D, Erismann J W, et al. The nitrogen cascade[J]. *BioScience*, 2003, 53(4): 341–356.
- [2] Galloway J N, Townsend A R, Erismann J W, et al. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions[J]. *Science*, 2008, 320(5878): 889–892.
- [3] Xian C F, Zhang X L, Zhang J J, et al. Recent patterns of anthropogenic reactive nitrogen emissions with urbanization in China: dynamics, major problems, and potential solutions[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 656: 1071–1081.
- [4] Zhang Y H, Han X, He N P, et al. Increase in ammonia volatilization from soil in response to N deposition in Inner Mongolia grasslands[J]. *Atmospheric Environment*, 2014, 84: 156–162.
- [5] Galloway J N, Dentener F J, Capone D G, et al. Nitrogen cycles: past, present, and future[J]. *Biogeochemistry*, 2004, 70(2): 153–226.
- [6] Krupa S V. Effects of atmospheric ammonia (NH_3) on terrestrial vegetation: a review[J]. *Environmental Pollution*, 2003, 124(2): 179–221.
- [7] Sanhueza E. The role of the atmosphere in nitrogen cycling[J]. *Plant & Soil*, 1982, 67(1): 61–71.
- [8] 肖辉林. 大气氮沉降对森林土壤酸化的影响[J]. *林业科学*, 2001(4): 111–116.
- [9] Liu X J, Zhang Y, Han W X, et al. Enhanced nitrogen deposition over China[J]. *Nature*, 2013, 494(7438): 459–462.
- [10] Stevens J C, Dise B N, Mountford O J, et al. Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands[J]. *Science*, 2004, 303(5665): 1876–1879.
- [11] Pan Y P, Tian S L, Zhao Y H, et al. Identifying ammonia hotspots in China using a national observation network[J]. *Environmental Science Technology*, 2018, 52(7): 3926–3934.
- [12] Cooter E J, Bash J O, Walker J T, et al. Estimation of NH_3 bi-directional flux from managed agricultural soils[J]. *Atmospheric Environment*, 2010, 44(17): 2107–2115.
- [13] Sha Z P, Liu H J, Wang J X, et al. Improved soil-crop system management aids in NH_3 emission mitigation in China[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 289: 117844.
- [14] Mariano E, Ana C R D, Bortolotto-Santos R, et al. Ammonia losses following surface application of enhanced-efficiency nitrogen fertilizers and urea[J]. *Atmospheric Environment*, 2019, 203: 242–251.
- [15] Deng X Z, Xu T T, Xue L X, et al. Effects of warming and fertilization on paddy N_2O emissions and ammonia volatilization[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2023, 347: 108361.
- [16] Nyameasem J K, Zutz M, Kluss C, et al. Impact of cattle slurry application methods on ammonia losses and grassland nitrogen use efficiency[J]. *Environmental Pollution*, 2022, 315: 120302.
- [17] Sutton M A, Erismann J W, Dentener F, et al. Ammonia in the environment: from ancient times to the present[J]. *Environmental Pollution*, 2008, 156(3): 583–604.
- [18] 王一字, 王圣森, 戴九兰. 生物炭对盐碱土壤氨挥发的影响[J]. *环境科学*, 2019, 40(8): 3738–3745.
- [19] Yang R, Hayashi K, Zhu B, et al. Atmospheric NH_3 and NO_2 concentration and nitrogen deposition in an agricultural catchment of eastern China[J]. *Science of the Total Environment*, 2010, 408(20): 4624–4632.
- [20] Wang X M, Wu Z Y, Shao M, et al. Atmospheric nitrogen deposition to forest and estuary environments in the Pearl River Delta region, southern China[J]. *Tellus: Series B, Chemical and Physical Meteorology*, 2013, 65(1): 1–13.
- [21] 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(11): 3106–3113.
- [22] Liu X J, Duan L, Mo J M, et al. Nitrogen deposition and its ecological impact in China: an overview[J]. *Environmental Pollution*, 2011, 159(10): 2251–2264.
- [23] Zhao Z Z, Dong S K, Jiang X M, et al. Effects of warming and nitrogen deposition on CH_4 , CO_2 and N_2O emissions in alpine grassland ecosystems of the Qinghai-Tibetan Plateau[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 592: 565–572.
- [24] Deng Y H, Li X Y, Ding M K, et al. Characteristics of water retention, nutrient storage, and biomass production across alpine grassland soils in the Qilian Mountains[J]. *Geoderma Regional*, 2023, 35: e00721.
- [25] Wang Y X, Liu H, Zhao W Z, et al. Early warning signals of grassland ecosystem degradation: a case study from the northeast Qinghai-Tibetan Plateau[J]. *Catena*, 2024, 239: 107970.
- [26] Lebauer D S, Treseder K K. Nitrogen limitation of net primary productivity in terrestrial ecosystems is globally distributed[J]. *Ecology*, 2008, 89(2): 371–379.
- [27] Du Z Y, Zhang X W, Liu S X, et al. Nitrogen and water addition alters species diversity and interspecific relationship in a desert grassland[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 908: 168386.
- [28] 岳平, 宋韦, 李凯辉, 等. 天山中部巴音布鲁克高寒草原大气无机氮沉降[J]. *应用生态学报*, 2014, 25(6): 1592–1598.
- [29] Yu J N, Xu R, Qu S B, et al. Plant nitrogen retention in alpine grasslands of the Tibetan Plateau under multi-level nitrogen addition[J]. *Science Report*, 2023, 13: 877.
- [30] 吴玉. 准噶尔盆地南缘荒漠植物对小降雨事件的生理响应[D]. 北京: 中国科学院大学, 2014.
- [31] 王朝辉, 刘学军, 巨晓棠, 等. 田间土壤氨挥发的原位测定: 通气法[J]. *植物营养与肥料学报*, 2002(2): 205–209.
- [32] 张亚欣, 范志平, 闫加亮, 等. 氮添加对沙质草地氨挥发及硝态氮淋溶的影响[J]. *生态学杂志*, 2011, 30(9): 1969–1974.
- [33] Vanderweerden T J, Jarvis S C. Ammonia emission factors for N fertilizers applied to two contrasting grassland soils[J]. *Environmental Pollution*, 1997, 95(2): 205–211.

- [34] Rochette P, Angers D A, Chantigny M H, et al. NH_3 volatilization, soil concentration and soil pH following subsurface banding of urea at increasing rates[J]. Canadian Journal of Soil Science, 2013, 93(2): 261–268.
- [35] Vaio N, Cabrera M L, Kissel D E, et al. Ammonia volatilization from urea-based fertilizers applied to tall fescue pastures in Georgia, USA [J]. Soil Science Society of America Journal, 2008, 72(6): 1665–1671.
- [36] Salazar F, Martínez-Lagos J, Alfaro M, et al. Ammonia emission from a permanent grassland on volcanic soil after the treatment with dairy slurry and urea[J]. Atmospheric Environment, 2014, 95: 591–597.
- [37] Burchill W, Lanigan G J, Forrestal P J, et al. A field-based comparison of ammonia emissions from six Irish soil types following urea fertiliser application[J]. Irish Journal of Agricultural and Food Research, 2016, 55(2): 152–158.
- [38] 于正国, 袁亮, 赵秉强, 等. 腐植酸与尿素结合工艺对尿素在潮土中转化的影响[J]. 中国土壤与肥料, 2022(1): 206–212.
- [39] Wang X, Xu S J, Wu S H, et al. Effect of *Trichoderma viride* biofertilizer on ammonia volatilization from an alkaline soil in Northern China [J]. Journal of Environmental Sciences, 2018, 66: 199–207.
- [40] Zhu X J, Ros G H, Xu M G, et al. Long-term impacts of mineral and organic fertilizer inputs on nitrogen use efficiency for different cropping systems and site conditions in southern China [J]. European Journal of Agronomy, 2023, 146: 126797.
- [41] Hafner S D, Meisinger J J, Mulbry W, et al. A pH-based method for measuring gaseous ammonia. [J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2012, 92(2): 195–205.
- [42] Asman W A H, Sutton M A, Schjorring J K. Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition [J]. New Phytologist, 1998, 139(1): 27–48.
- [43] Mills H A, Barker A V, Maynard D N. Ammonia volatilization from soils[J]. Agronomy Journal, 1974, 41(6): 1080–1084.
- [44] Zhang Y H, He N P, Zhang G M, et al. Ammonia emissions from soil under sheep grazing in inner mongolian grasslands of China[J]. Journal of Arid Land, 2013, 5(2): 155–165.
- [45] Ma Y X, Xie W P, Yao R J, et al. Biochar and hydrochar application influence soil ammonia volatilization and the dissolved organic matter in salt-affected soils[J]. Science of the Total Environment, 2024, 926: 171845.
- [46] Adegoke T O, Ku H H. Temperature response of ammonia emission from sandy loam soil amended with manure compost and urea [J]. Environmental Technology Innovation, 2023, 31: 103226.
- [47] Wan X J, Wu W, Liao Y C. Mitigating ammonia volatilization and increasing nitrogen use efficiency through appropriate nitrogen management under supplemental irrigation and rain-fed condition in winter wheat[J]. Agricultural Water Management, 2021, 255: 107050.
- [48] 赵晓洁, 张雄伟, 薛江博, 等. 短期氮添加对山西右玉黄土高原盐渍化草地氨挥发的影响[J]. 草地学报, 2022, 30(4): 992–999.
- [49] Liu G D, Li Y C, Alva A K. Moisture quotients for ammonia volatilization from four soils in potato production regions [J]. Water, Air, and Soil Pollution, 2007, 183(1): 115–127.
- [50] Li W B, Wu J B, Bai E, et al. Response of terrestrial carbon dynamics to snow cover change: a meta-analysis of experimental manipulation (II) [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2016, 103: 388–393.
- [51] 赵仪, 孙盛楠, 严学兵. 2010–2020年草地土壤氮循环研究现状与发展趋势[J]. 草业科学, 2021, 38(8): 1498–1512.
- [52] Yang S, Xu Z W, Wang R Z, et al. Variations in soil microbial community composition and enzymatic activities in response to increased N deposition and precipitation in Inner Mongolian grassland[J]. Applied Soil Ecology, 2017, 119: 275–285.

Response of soil ammonia volatilization to exogenous nitrogen input in Inner Mongolian desert grasslands

Rao Yuliang¹, Cao Chun¹, Zhang Xiaoxue², Lu Chang³, Yue Ping²

(1. Key Laboratory of Oasis Resource Environment and Sustainable Development of Gansu Province, School of Geography and Environmental Science, Northwest Normal University, Lanzhou 730070, China; 2. Ulat Desert Grassland Research Station / Key Laboratory of Adverse Physiology and Ecology in Cold and Arid Regions of Gansu Province, Northwest Institute of Eco-Environment Resources, Chinese Academy of Sciences, Lanzhou 730000, China; 3. Department of Chemical and Environmental Engineering, Hetao College, Bayannur 015000, Inner Mongolia, China)

Abstract: Ammonia (NH_3) volatilization is one of the important pathways of soil nitrogen loss in arid zones. However, the understanding of how soil ammonia volatilization responds to nitrogen deposition in the desert grasslands of Inner Mongolia, which is very sensitive and vulnerable to climate change, is still very limited. Therefore, this study takes Inner Mongolia desert grassland as the research object, and adopts the in situ dynamic observation means of the ventilation method to study the characteristics of soil ammonia volatilization and its key driving factors under different nitrogen deposition backgrounds, so as to provide key scientific support for the restoration of degraded vegetation and soil nitrogen management in the desert grassland area. The results of this study showed that soil ammonia volatilization rate showed a significant increase with increasing nitrogen input, but ammonia volatilization showed an exponential decrease in the first 20 days after nitrogen input, and then leveled off. It was also found that nitrogen loss in the form of NH_3 in the first 20 days after nitrogen input was lowest at low nitrogen inputs ($0.5\text{--}3\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$) at 33–39 percent, and higher at medium to high nitrogen input levels ($6\text{--}48\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$) at 55–75 percent. Further analysis showed that soil ammonia volatilization rate was significantly and positively correlated with soil ammonium nitrogen content, nitrate nitrogen content and soil moisture ($P<0.001$), while it was significantly and negatively correlated with soil pH ($P<0.01$). The results of structural equation modeling showed that N input and soil moisture were the most important factors affecting soil ammonia volatilization, and that N input mainly regulated the soil ammonia volatilization process by changing soil ammonium nitrogen content and pH, which in turn indirectly regulated the process of soil ammonia volatilization. In conclusion, the response of soil ammonia volatilization in Inner Mongolia desert grassland to nitrogen input is very sensitive, and the low amount of nitrogen input is more favorable to soil nitrogen retention than the high amount of nitrogen input, which provides scientific support for further in-depth study of nitrogen cycling in desert grassland under the background of elevated nitrogen deposition.

Key words: desert grassland; ammonia volatilization; nitrogen deposition; loss rate; structural equation modeling