农业资源与环境学报 中文核心期刊 中国科技核心期刊
JOURNAL OF AGRICULTURAL RESOURCES AND ENVIRONMENT
欢迎投稿 http://www.aed.org.cn

生物质炭对华北平原4种典型土壤冬小麦生育前期氨挥发的影响

张水清， 张博， 岳克， 孙赟， 张秀玲， 林杉， 黄绍敏

引用本文:
张水清, 张博, 岳克, 等. 生物质炭对华北平原4种典型土壤冬小麦生育前期氨挥发的影响[J]. 农业资源与环境学报, 2021, 38(1): 127-134.

在线阅读 View online: https://doi.org/10.13254/j.jare.2020.0005

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

生物质炭对砖红壤性质与养分及硝化作用的影响
张垚, 索龙, 潘凤娥, 胡俊鹏, 苗运彩, 朱柏菁, 沈群力, 何秋香
农业资源与环境学报. 2016, 33(1): 55-59 https://doi.org/10.13254/j.jare.2015.0165

施用生物质炭5年后夏玉米土壤呼吸研究
马雯琪, 蒋靖佰伦, 李典鹏, 唐光木, 徐万里, 贾宏涛
农业资源与环境学报. 2021, 38(1): 111-118 https://doi.org/10.13254/j.jare.2020.0044

养殖肥水施用对土壤氨挥发的影响及响应因素
付莉, 王贵云, 杜会英, 张克强
农业资源与环境学报. 2020, 37(6): 931-938 https://doi.org/10.13254/j.jare.2019.0585

华北平原不同施氮量与施肥模式对作物产量与氮肥利用率的影响
蔡媛媛, 王瑞琪, 王丽丽, 刘惠芬, 杨殿林, 谭炳昌
农业资源与环境学报. 2020, 37(4): 503-510 https://doi.org/10.13254/j.jare.2018.0254

生物质炭对土壤硝态氮淋洗的影响
沈晨, 颜鹏, 魏吉鹏, 张兰, 张丽平, 李鑫, 韩文炎
农业资源与环境学报. 2018, 35(4): 292-300 https://doi.org/10.13254/j.jare.2017.0320

关注微信公众号，获得更多资讯信息

张水清, 张博, 岳克, 等. 生物质炭对华北平原4种典型土壤冬小麦生育前期氨挥发的影响[J]. 农业资源与环境学报, 2021, 38(1): 127-134.

ZHANG Shui-qing, ZHANG Bo, YUE Ke, et al. Effects of biochar on NH_3 volatilization from four typical soils during early growth stage of winter wheat in the North China Plain[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2021, 38(1): 127-134.

开放科学OSID

生物质炭对华北平原4种典型土壤冬小麦生育前期氨挥发的影响

张水清[1], 张博[1,2], 岳克[1], 孙赟[2], 张秀玲[2], 林杉[2], 黄绍敏[1]

(1.河南省农业科学院植物营养与资源环境研究所, 郑州 450002; 2.华中农业大学资源与环境学院, 武汉 430070)

摘　要:为了探明生物质炭对华北平原土壤氨挥发的影响,以该区域4种典型土壤(水稻土、砂姜黑土、褐土、潮土)为研究对象进行微区试验,设置了对照(CK)、单施化肥(NPK)、单施生物质炭(BC)、化肥配施生物质炭(BC+NPK)4个处理,于冬小麦生育前期观测土壤氨挥发损失,分析土壤矿质氮含量、土壤pH和温度对土壤氨挥发的影响。结果表明,4种土壤单施化肥处理氨挥发累积损失分别为2.70、3.14、2.90、4.00 kg N·hm^{-2},占施氮量的比例(氨挥发损失率)为3.3%、3.8%、3.5%、4.9%。与单施化肥相比,化肥配施生物质炭可以降低砂姜黑土(15.3%)和潮土(14.8%)的氨挥发损失,但增加了水稻土(3.0%)和褐土(6.9%)氨挥发。添加生物质炭显著提升土壤pH值和土壤温度,相关性分析表明,土壤pH值是决定生物质炭对土壤氨挥发增减的关键因素。综上所述,在华北平原砂姜黑土和潮土施用生物质炭可以有效降低小麦生育前期土壤氨挥发。

关键词:氨挥发;生物质炭;化肥;华北平原

中图分类号:S512.11;S153　　**文献标志码**:A　　**文章编号**:2095-6819(2021)01-0127-08　　**doi**: 10.13254/j.jare.2020.0005

Effects of biochar on NH_3 volatilization from four typical soils during early growth stage of winter wheat in the North China Plain

ZHANG Shui-qing[1], ZHANG Bo[1,2], YUE Ke[1], SUN Yun[2], ZHANG Xiu-ling[2], LIN Shan[2], HUANG Shao-min[1]

(1.Institute of Plant Nutrition and Environmental Resources Science, Henan Academy of Agricultural Sciences, Zhengzhou 450002, China; 2.College of Resources and Environment, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China)

Abstract: In order to investigate the effects of biochar on NH_3 volatilization in the North China Plain, four typical soils (paddy soil, lime concretion black soil, cinnamon soil, and fluvo-aquic soil) were adopted for field micro-plot trials in the study area. There were four treatments: Control (CK), fertilizer (NPK), biochar (BC), and fertilizer with biochar (NPK+BC). NH_3 volatilization loss was observed during the early growth stage of winter wheat, and the effects of soil mineral nitrogen content, soil pH value, and temperature on soil ammonia volatilization were analyzed. The results showed that the cumulative ammonia volatilization from NPK treatment of the four soils was 2.70, 3.14, 2.90, and 4.00 kg N·hm^{-2}, and accounts for 3.3%, 3.8%, 3.5%, and 4.9% of nitrogen application. Cumulative ammonia volatilization was reduced when biochar was applied together with chemical fertilizer in lime concretion black soil (15.3%) and fluvo-aquic soil (14.8%) compared with NPK, but increased in paddy soil (3.0%) and cinnamon soil (6.9%). The addition of biochar significantly increased soil pH and soil temperature. Correlation analysis showed that the key factor related to changes in soil ammonia volatilization from biochar was the soil pH value. In conclusion, the application of biochar on lime concretion black soil and fluvo-aquic soil in the North China Plain can effectively reduce soil ammonia volatilization during the early growth stage of winter wheat.

Keywords: NH_3 volatilization; biochar; fertilizer; North China Plain

收稿日期:2020-01-02　　**录用日期**:2020-03-14

作者简介:张水清(1982—),男,河南南阳人,副研究员,主要从事土壤培肥与温室气体方面研究。E-mail:zsq510@163.com

张博与张水清同等贡献

基金项目:国家重点研发计划项目(2017YFD0301103);河南省农业科学院优秀青年基金项目(2020YQ13)

Project supported: The National Key Research and Development Program of China (2017YFD0301103); Science-Technology Foundation for Outstanding Young Scientists of Henan Academy of Agricultural Sciences (2020YQ13)

生物质炭主要指生物质材料在缺氧或绝氧条件下，经高温热解炭化后生成的含碳丰富的固体有机物质[1]，因其在土壤固碳减排方面具有出色表现而受到广泛关注[2]。大量研究结果表明，生物质炭独特的理化性质在土壤改良中发挥着关键作用，如生物质炭具有较大的比表面积和大量孔隙，能增加土壤通气性[3]，生物质炭pH值和阳离子交换量较高，能显著改良酸化土壤[4]，同时其较强的吸附矿质氮能力在提升土壤肥效方面也具有突出效果，这对控制土壤氨挥发也具有潜在作用[5-6]。

氨挥发是氮肥气态损失的主要途径之一，可占当季农田施氮量的1%~47%[7]。由于受土壤类型、气候及农业管理措施等因素的影响，不同农田氨挥发的差异较大[8]。有研究表明，在华北平原小麦-玉米轮作体系中，小麦季氨挥发损失量约占小麦季施氮总量的17.8%[9]。农田过高的氨挥发损失不仅会降低作物氮肥利用率，还会导致大气污染和农业面源污染[10]。有研究表明，生物质炭由于其特有的官能团结构，对土壤中的矿质氮有较强的吸附能力，从而有效减少土壤中氮肥的挥发损失[11]。董玉兵等[12]研究也认为，施用一定量的生物质炭显著降低了水稻土氨挥发总量，与对照相比，氨挥发累积量减少了36.6%。Mandal等[13]在林地土壤中的研究也得到了相似的结果。但也有研究者发现施用生物质炭会显著提高土壤pH，进而促进土壤氨挥发[14-15]。例如，赵进等[16]通过长期定位试验发现，在石灰性潮土中施用生物质炭显著促进了潮土氨挥发损失，增幅达到102%。聂新星等[17]研究表明施用生物质炭会降低土壤容重，增强土壤通气性，也会促进氨挥发。这些研究表明，土壤类型不同是造成生物质炭对土壤氨挥发影响存在差异的主要原因。华北平原是我国第二大平原，土壤类型多样，其中水稻土、砂姜黑土、褐土和潮土为4种典型的土壤类型，占整个华北平原耕地面积50%以上。有关华北平原氨挥发研究主要集中于水肥管理模式的优化改良方面[18-19]，而生物质炭对土壤氨挥发影响的研究较少，该地区土壤条件是否适合添加生物质炭以减少氨挥发尚不清楚。为此，本研究开展野外微区试验，探究生物质炭对华北平原4种典型土壤氨挥发的影响，明确生物质炭对这4种土壤氨挥发的影响规律，以期为减少该地区农业源氨排放提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况及试验材料

试验点位于国家土壤质量新乡观测实验站（35°00′28.43″N，113°41′47.66″E），位于黄河北岸新乡市平原新区河南现代农业研究开发基地内，该地区属于北温带大陆性季风气候，全年平均气温15.6 ℃，平均降雨量542.15 mm，无霜期209 d，全年日照时间约1 869.7 h。

本试验选取华北平原4种典型土壤，分别为水稻土、砂姜黑土、褐土、潮土。土壤基本理化性质见表1。供试生物质炭由河南三利新能源公司生产，生物质炭由花生壳在500 ℃高温厌氧条件下热解4 h制得，有机碳含量647.16 g·kg^{-1}，碳氮比为42.52，pH为9.16。

1.2 试验设计

本试验为田间微区试验，水稻土、砂姜黑土、褐土及潮土4种土壤分别从河南省信阳市潢川县、河南省驻马店市西平县、河南省禹州市及河南省新乡市平原新区采集至试验基地内。试验小区面积为1 m^2，上层土壤为新采集的不同类型土壤，厚度为35 cm，下层为原有土壤（砂质潮土），各小区之间用1 m深水泥板隔开，采用随机区组排列。试验设置4个处理：不施肥（CK）、单施化肥（NPK）、施用生物质炭（BC）、化肥配施生物质炭（BC+NPK），每个处理3次重复，共48个小区。每个小区生物质炭施用量为22.5 t·hm^{-2}，施肥

表1 试验土壤基本理化性质

Table 1 Physicochemical properties of the experimental soil

土壤类型 Soil type	pH	全氮 TN/(g·kg^{-1})	容重 Bulk density/(g·cm^{-3})	有机碳 SOC/(g·kg^{-1})	有效磷 Available P/(mg·kg^{-1})	速效钾 Available K/(mg·kg^{-1})	机械组成 Composition/%		
							砂粒 Sand	粉粒 Silt	黏粒 Clay
水稻土 Paddy soil	5.82	0.71	1.40	13.55	4.86	144.41	1.7	64.2	34.1
砂姜黑土 Lime concretion black soil	6.64	1.42	1.13	18.87	38.94	131.10	21.6	40.3	38.1
褐土 Cinnamon soil	7.12	0.51	1.31	12.36	9.03	104.48	20.7	53.8	25.5
潮土 Fluvo-aquic soil	8.14	0.44	1.18	10.69	4.41	91.16	51.2	29.2	19.6

前均匀混入土壤。化肥分别为尿素、过磷酸钙和氯化钾，施用量分别为纯N 82.5 kg·hm^{-2}、P_2O_5 82.5 kg·hm^{-2}、K_2O 82.5 kg·hm^{-2}。

2017年10月16日播种小麦，播种量约为150 kg·hm^{-2}，行距23 cm，当日对土壤进行翻耕施入化肥，深度为5 cm。

1.3 测定方法

土壤氨挥发测定采用海绵通气法[20]。氨挥发收集装置为有机玻璃材质，内径为15 cm，高度为30 cm。试验前将收集装置插入土壤中，深度为5 cm。用厚度为2 cm、直径为15 cm的海绵均匀地浸以15 mL磷酸甘油并置于距管底15 cm处，用来吸收土壤挥发的氨。另用3 cm厚海绵均匀浸以30 mL磷酸甘油，置于与管顶部齐平处，用来隔绝空气中的氨。为防止降雨等对测定结果的影响，在装置顶部支起一个半径大于收集装置的顶盖。每个取样日上午9:00开始收集海绵，将下层海绵装入自封袋中密封，同时换上刚浸好磷酸甘油的海绵，上层的海绵视其干湿情况3~7 d更换一次。样品取完后，将装置更换位置重新放置，开始下一次田间吸收。收集的海绵带回实验室，用50 mL 1 mol·L^{-1}的KCl溶液反复按压，保证海绵充分浸润，静置30 min后，收集海绵内溶液并过滤，采用德国Seal Analytical AA3流动分析仪测定滤液中的铵态氮含量。

氨挥发测定于施肥后第1、3、5、9、13、18、25、35、43、56、72、93 d进行，氨挥发采样的同时记录土温，并采集土壤表层（0~20 cm）样品，测定矿质氮含量和pH值。

土壤矿质氮用1 mol·L^{-1}的KCl溶液浸提过滤（水土质量比5∶1），用德国Seal Analytical AA3流动分析仪测定。土壤pH值采用2.5∶1水土质量比，电位计法测定。土壤机械组成、容重、全氮、有效磷、速效钾采用实验室常规方法测定。

气象资料由试验地气象设备（Watchdog，美国）收集所得，试验期间气象信息如图1所示。

1.4 数据计算与统计分析

氨挥发速率按公式（1）计算：

$$F=C/(S\times D)\times 10^{-2} \quad (1)$$

式中：F为土壤氨挥发速率，kg N·hm^{-2}·d^{-1}；C为海绵中铵态氮（NH_4^+-N）含量，mg；S为收集装置横截面积，m^2；D为装置收集天数，d。氨挥发累积量（kg N·hm^{-2}）由每次采样氨挥发速率和收集天数乘积之和计算获得。

氨挥发损失率为氨挥发累积量与施氮量的比值乘以100%。

土壤孔隙含水率按公式（2）计算：

$$WFPS=W_g\times BD/(1-BD/2.65) \quad (2)$$

式中：WFPS为土壤孔隙含水率，%；W_g为土壤质量含水率，%；BD为土壤容重，g·cm^{-3}；2.65为土壤密度，g·cm^{-3}。

采用Excel 2010处理数据，SPSS 22进行单因素方差分析（ANOVA）、多重比较和相关性分析，显著性水平设置α=0.05，Origin 9.0进行绘图。

2 结果与分析

2.1 土壤氨挥发

2.1.1 土壤氨挥发速率变化

4种土壤氨挥发速率变化趋势如图2所示，其中

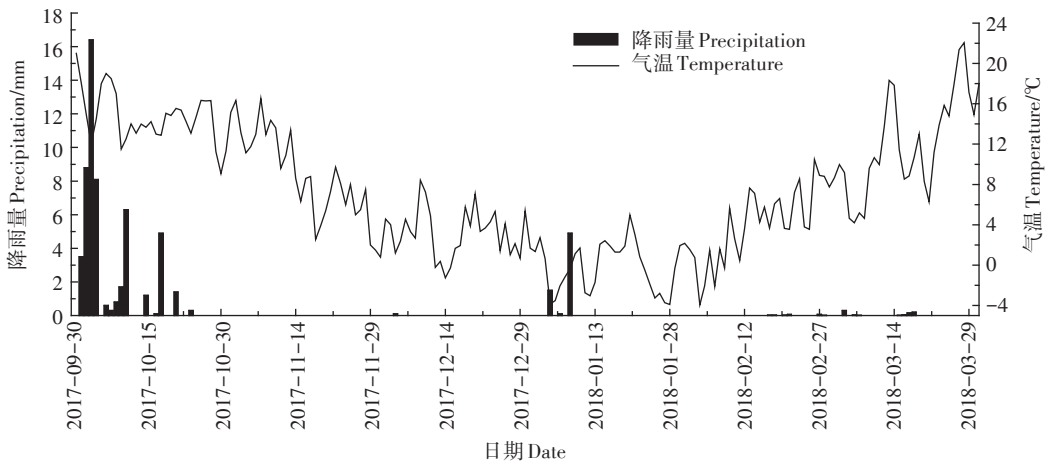

图1 试验期间气温和降雨量的日变化情况

Figure 1 Diurnal variation of temperature and precipitation during the experimental period

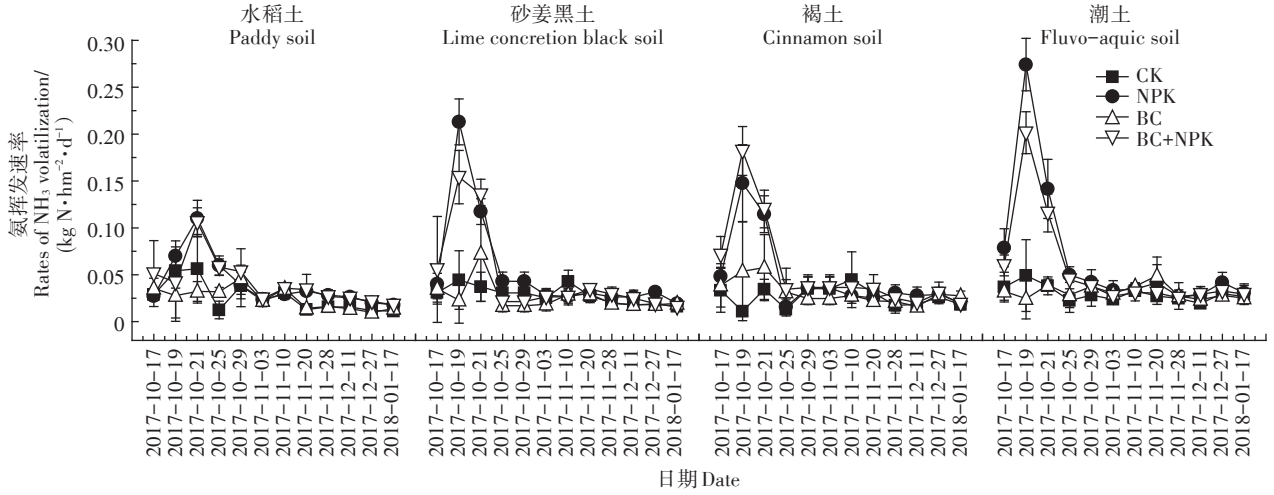

图2 施肥后土壤氨挥发速率动态变化

Figure 2 Temporal variation of ammonia volatilization flux after fertilization

NPK与BC+NPK处理，氨挥发速率随施肥后时间的延长均出现一个峰值，水稻土在第5 d达到峰值，其他土壤均在第3 d达到峰值，潮土NPK处理的挥发峰值最大，为0.27 kg N·hm^{-2}·d^{-1}，水稻土BC+NPK处理挥发峰值最小，为0.11 kg N·hm^{-2}·d^{-1}，4种土壤NPK处理氨挥发速率峰值表现为潮土>砂姜黑土>褐土>水稻土，而BC+NPK处理表现为潮土>褐土>砂姜黑土>水稻土，均为潮土最高，水稻土最低。到达峰值后氨挥发速率开始逐渐降低，水稻土在第18 d降低至平稳状态，而其他土壤均在第9 d趋于平稳。4种土壤的CK和BC处理氨挥发速率均无较大变化，基本维持在0.01~0.05 kg N·hm^{-2}·d^{-1}之间。

比较NPK与BC+NPK处理可以看出，4种土壤中除了褐土以外，其他土壤添加生物质炭均降低了氨挥发速率峰值，但只在潮土中达到显著水平（P<0.05），其他土壤均不显著。

2.1.2 土壤氨挥发累积量比较

如表2所示，4种土壤CK和BC处理中，水稻土氨挥发累积量均最低，分别为1.66 kg N·hm^{-2}和1.73 kg N·hm^{-2}，均显著低于其他3种土壤；潮土氨挥发累积量最高，分别为2.53 kg N·hm^{-2}和2.83 kg N·hm^{-2}。NPK和BC+NPK处理仍表现为潮土氨挥发累积量最高，分别达到了4.00 kg N·hm^{-2}和3.41 kg N·hm^{-2}；NPK处理在水稻土中最低，为2.70 kg N·hm^{-2}；BC+NPK处理在砂姜黑土中最低，为2.66 kg N·hm^{-2}。从氨挥发损失率来看，潮土损失率最高，NPK和BC+NPK处理损失率分别为4.9%和4.1%，其他土壤损失率在3.2%~3.8%之间。

表2 土壤氨挥发累积量和损失率

Table 2 Cumulative ammonia volatilization (CAV) and loss rate from soil

土壤类型 Soil type	处理 Treatments	氨挥发累积量 CAV/(kg N·hm^{-2})	氨挥发损失率 Loss rate/%
水稻土 Paddy soil	CK	1.66±0.05Bb	
	NPK	2.70±0.33Ca	3.3
	BC	1.73±0.06Cb	
	BC+NPK	2.78±0.39Ba	3.4
砂姜黑土 Lime concretion black soil	CK	2.18±0.20Ac	
	NPK	3.14±0.19Ba	3.8
	BC	2.04±0.16Bc	
	BC+NPK	2.66±0.18Bb	3.2
褐土 Cinnamon soil	CK	2.29±0.19Ac	
	NPK	2.90±0.25BCab	3.5
	BC	2.45±0.35Ab	
	BC+NPK	3.10±0.21ABa	3.8
潮土 Fluvo-aquic soil	CK	2.53±0.35Ac	
	NPK	4.00±0.06Aa	4.9
	BC	2.83±0.12Ac	
	BC+NPK	3.41±0.12Ab	4.1

注：数字后不同大写字母表示同一处理不同土壤之间差异显著（P<0.05）；数字后不同小写字母表示同一土壤不同处理之间差异显著（P<0.05）。下同。

Note: Values followed by different capital letters are significantly different among soils for the same treatment (P<0.05); Values followed by different lowercase letters are significantly different among treatments for the same soil (P<0.05). The same below.

比较4种土壤CK与NPK处理可以发现，施肥均显著增加了4种土壤氨挥发累积量，增幅为26.6%~62.7%，同样在BC与BC+NPK处理中，BC+NPK处理

也显著增加了土壤氨挥发累积量,增幅为20.5%~60.7%,且均表现为水稻土中增幅最高。对比NPK与BC+NPK处理发现,添加生物质炭会显著降低了砂姜黑土和潮土氨挥发,降幅分别为15.3%和14.8%。单施生物质炭显著促进了褐土氨挥发,而对其他土壤作用不显著。多因素方差分析结果表明,土壤类型对氨挥发具有极显著的影响(P<0.001),生物质炭和化肥的交互作用对土壤氨挥发影响显著(P<0.05),但生物质炭单独作用效果不明显,且其他交互作用均不显著。

2.2 土壤理化性质

2.2.1 土壤矿质氮含量变化

与氨挥发速率变化趋势相似,4种土壤NPK和BC+NPK处理在施肥后矿质氮含量均有明显升高(图3),除了水稻土施肥后在第9 d达到峰值外,其他土壤均在第5 d达到峰值,之后土壤矿质氮含量逐渐下降并趋于稳定。4种土壤的NPK和BC+NPK处理在峰值处矿质氮含量都表现为褐土最小,分别为27.01 mg·kg^{-1}和23.17 mg·kg^{-1},而砂姜黑土最高,分别为38.25 mg·kg^{-1}和31.13 mg·kg^{-1}。

此外,从图3可以明显看出4种土壤中BC+NPK处理矿质氮含量均低于NPK,表明添加生物质炭可以有效降低土壤中矿质氮含量,水稻土、砂姜黑土、褐土、潮土分别降低了19.4%、21.2%、14.2%、23.9%,潮土中降幅最大,降低了8.97 mg·kg^{-1}。而4种土壤CK和BC处理土壤矿质氮含量变化较小,在5.00~14.10 mg·kg^{-1}之间,平均含量分别为7.74 mg·kg^{-1}和8.08 mg·kg^{-1},处于较低水平。

2.2.2 土壤pH的变化

本试验pH值变化情况如表3所示。分别对4种土壤的BC与CK处理进行对比发现,添加生物质炭均能显著提升土壤pH,水稻土、砂姜黑土、褐土、潮土分别提升了0.73、0.81、0.44、0.25个单位,潮土受生物质炭影响最弱,而水稻土和砂姜黑土受其影响较大。在NPK和BC+NPK中也表现出同样的变化规律,水稻土、砂姜黑土、褐土、潮土分别提升了0.84、0.70、0.46、0.25个单位,均达到显著水平。另外值得注意的是,

表3 土壤pH值变化情况

Table 3 The changes in soil pH value

土壤类型 Soil type	处理 Treatments	变化范围 Range	平均值 Mean
水稻土 Paddy soil	CK	6.21~6.50	6.38±0.10b
	NPK	6.04~6.29	6.18±0.09c
	BC	6.93~7.36	7.11±0.14a
	BC+NPK	6.77~7.32	7.02±0.19a
砂姜黑土 Lime concretion black soil	CK	6.25~6.86	6.45±0.25b
	NPK	6.17~6.94	6.42±0.31b
	BC	6.97~7.53	7.26±0.23a
	BC+NPK	6.88~7.40	7.12±0.19a
褐土 Cinnamon soil	CK	7.13~7.17	7.08±0.06b
	NPK	6.86~7.13	6.95±0.14c
	BC	7.49~7.64	7.52±0.09a
	BC+NPK	7.35~7.58	7.41±0.10a
潮土 Fluvo-aquic soil	CK	8.13~8.21	8.16±0.03c
	NPK	7.93~8.27	8.03±0.12d
	BC	8.37~8.50	8.41±0.05a
	BC+NPK	8.10~8.40	8.28±0.12b

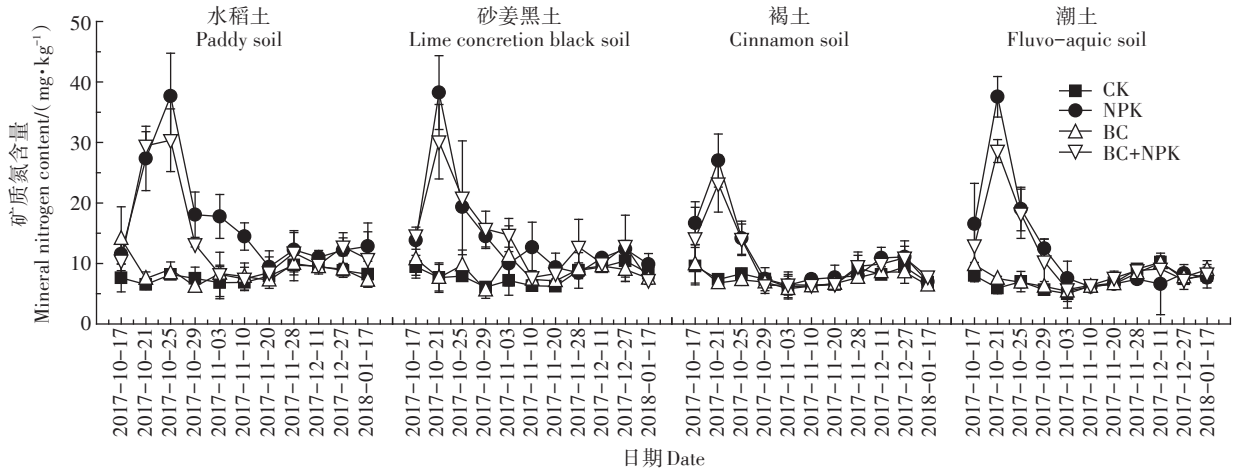

图3 施肥后土壤矿质氮含量动态变化

Figure 3 Temporal variation of soil mineral nitrogen content after fertilization

施用化肥降低了4种土壤pH值，水稻土、砂姜黑土、褐土、潮土分别降低了0.20、0.03、0.13、0.13个单位，除砂姜黑土以外的3种土壤均达到显著水平，这表明施用化肥是导致土壤酸化的重要因素之一。而比较BC+NPK和CK处理可以看出，pH有显著提升，生物质炭在改善土壤酸化方面具有良好的应用效果。

2.2.3 土壤温度的变化

试验期间土壤温度随气温而变化，初期土壤温度较高，在15 ℃左右，约20 d之后开始下降，在12月底最低，约为0 ℃（图1）。添加生物质炭对土壤温度的影响较大（表4），4种土壤添加生物质炭日均土温分别提升0.29、0.20、0.43、0.30 ℃，对水稻土、褐土和潮土的影响达到显著水平。

2.3 氨挥发与土壤理化性质的关系

相关性分析（表5）表明，4种土壤氨挥发速率与土壤矿质氮含量、土壤温度均呈显著正相关，且矿质氮的相关系数更大，表明土壤矿质氮含量与氨挥发速率的联系更加紧密。同一土壤氨挥发速率与土壤pH相关性不显著，主要是因为土壤pH变化较小。但对于不同土壤而言，pH是造成氨挥发总量差异的主要因素。4种供试土壤相同处理的氨挥发累积量与土壤pH回归分析结果（图4）表明，4个处理氨挥发累积量与pH均呈显著正相关。

表4 生物质炭处理的土壤日均温度（℃）

Table 4 Daily soil temperature with or without biochar（℃）

土壤类型 Soil type	有生物质炭 With biochar	无生物质炭 No biochar
水稻土 Paddy soil	7.24±0.01*	6.95±0.01
砂姜黑土 Lime concretion black soil	7.63±0.02	7.43±0.08
褐土 Cinnamon soil	7.57±0.06*	7.14±0.01
潮土 Fluvo-aquic soil	7.65±0.05*	7.35±0.03

注：*表示温度差异达5%显著水平。

Note: *indicate significantly different of soil temperature with or without biochar at 5% level.

表5 土壤氨挥发速率与土壤理化性质的相关性（r）

Table 5 Correlation between soil ammonia volatilization rate and soil properties（r）

土壤类型 Soil type	矿质氮 Mineral nitrogen	pH	温度 Temperature
水稻土 Paddy soil	0.668**	—	0.552**
砂姜黑土 Lime concretion black soil	0.753**	—	0.378**
褐土 Cinnamon soil	0.757**	—	0.366*
潮土 Fluvo-aquic soil	0.899**	—	0.314*

注：**表示极显著相关（$P<0.01$）；*表示显著相关（$P<0.05$）；—表示相关性不显著。

Note: **indicate extremely significant correlation（$P<0.01$）; *indicate significant correlation; —indicate no significant correlation（$P<0.05$）.

3 讨论

施肥是影响土壤氨挥发的重要因素，尿素等化学氮肥在进入土壤后，在脲酶的作用下会迅速水解，使土壤矿质氮含量升高，加速土壤氨挥发损失[21]。研究表明，土壤大量氨挥发损失发生在施肥后1周内，之后迅速下降，一般在施肥后20 d左右降至自然水平[22]。本研究中，土壤矿质氮含量和氨挥发速率分别在施肥后5~9 d和3~5 d内达到峰值，氨挥发速率在9~18 d后趋于平稳。潮土是4种土壤中氨挥发损失率最高的土壤，损失率达4.9%，而水稻土最低，损失率为3.3%，这与4种土壤自身理化性质差异密切相关。已有研究表明，土壤pH、有机质含量以及土壤机械组成等因素都会影响土壤氨挥发速率，其中土壤pH是调控NH_4^+与NH_3转化反应体系的主导因子，是影响农田土壤氨挥发的重要因素[23]，pH过高会促进土壤中NH_4^+向NH_3的转化；而有机质和黏粒含量高的土壤则可以有效吸附土壤溶液中的NH_4^+，降低土壤铵态氮含量，从而减少土壤氨挥发排放[24-25]。本试验中，与其他3种土壤相比，潮土有机质与黏粒含量最低，pH最高（pH=8.14），导致潮土氨挥发损失最为严重；相反，水稻土pH最低（pH=5.82），有机质与黏粒含量相对较高，土壤氨挥发损失最低。

生物质炭可以通过改变土壤理化性质影响土壤氨挥发。本研究中，生物质炭在4种土壤中的影响各不相同，生物质炭在水稻土、褐土、潮土中都表现出促进土壤氨挥发的作用，而在砂姜黑土中减少了氨挥

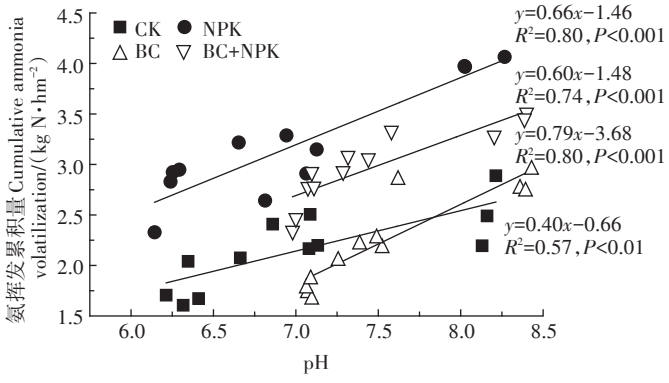

图4 土壤pH与氨挥发累积量的线性回归分析

Figure 4 Linear regression analysis of soil pH and ammonia volatilization

发。不施肥处理限制了土壤矿质氮含量，所以环境因素是影响氨挥发的关键，添加生物质炭显著促进了水稻土、褐土、潮土的日均土温（表4），同时土壤温度与土壤氨挥发呈显著正相关（表5），导致氨挥发增强。倪康等[26]通过潮土长期定位试验发现，基肥期的氨挥发速率与气温也有显著的正相关关系。Zhang等[27]在华北平原监测研究了5年生物质炭对小麦玉米轮作土壤温度的影响发现，生物质炭可以减少日均和季节尺度的土壤温度变化，缓和土壤极端温度，调节能力在（±0.4~±0.8）℃之间，都与本研究结果一致。BC+NPK与NPK处理相比较，生物质炭显著降低了砂姜黑土和潮土中氨挥发累积量（表2）。施肥处理中，矿质氮含量较高，是影响氨挥发的主要因素。本研究发现，生物质炭均可以降低4种土壤矿质氮含量，其中砂姜黑土和潮土降幅超过20%，有效抑制了土壤氨挥发。矿质氮含量降低，主要与生物质炭的吸附作用有关，生物质炭具有丰富的孔隙和巨大的比表面积，以及表面多种官能团和阳离子交换位点，在土壤中对NH_3和NH_4^+都表现出极强的吸附性能[28-29]，对减少土壤氨挥发损失具有直接影响。Mandal等[13]研究也证明，生物质炭能提升土壤吸附固持NH_3的能力，这是减少土壤氨挥发的主要原因，最高可以减少土壤氨挥发累积量达70.56%。而在水稻土和褐土中，生物质炭对土壤氨挥发损失的促进效果不显著，可能是生物质炭对pH的影响强于其吸附作用所致。生物质炭虽然也降低了这两种土壤中矿质氮含量，但降幅仅为19.4%和14.2%，同时生物质炭使两者pH提升，且均高于砂姜黑土和潮土（图3和表3）。Feng等[30]在水稻土中关于生物质炭对土壤氨挥发的研究同样也认为，pH值的提升是生物质炭增加土壤氨挥发的主导因素，其强于土壤矿质氮吸附作用的影响，与本研究结果一致。

4　结论

（1）华北平原不同类型土壤在小麦季生育前期的氨挥发损失存在差异，pH越高的土壤施肥后氨挥发损失越严重。

（2）生物质炭对华北平原4种典型土壤的影响不同，在砂姜黑土和潮土中显著抑制了施肥后土壤的氨挥发损失，而对水稻土和褐土氨挥发损失的影响不显著，这主要与土壤自身的理化性质以及生物质炭的作用有关。

（3）在华北平原砂姜黑土和潮土中生物质炭与化肥配施是一种有效减缓土壤氨挥发的施肥方式。

参考文献：

[1] Sohi S P, Krull E, Lopez-Capel E, et al. A review of biochar and its use and function in soil[J]. *Advances in Agronomy*, 2010, 105(1): 47-82.

[2] Woolf D, Amonette J E, Street-Perrott F A, et al. Sustainable biochar to mitigate global climate change[J]. *Nature Communications*, 2010, 1(5): 1-9.

[3] 袁金华, 徐仁扣. 生物质炭的性质及其对土壤环境功能影响的研究进展[J]. 生态环境学报, 2011, 20(4): 779-785. YUAN Jin-hua, XU Ren-kou. Progress of the research on the properties of biochars and their influence on soil environmental functions[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2011, 20(4): 779-785.

[4] 徐仁扣. 土壤酸化及其调控研究进展[J]. 土壤, 2015, 47(2): 238-244. XU Ren-kou. Research progresses in soil acidification and its control[J]. *Soils*, 2015, 47(2): 238-244.

[5] Uchimiya M, Chang S C, Klasson K T. Screening biochars for heavy metal retention in soil: Role of oxygen functional groups[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 190(3): 432-441.

[6] Kookana, Rai S. The role of biochar in modifying the environmental fate, bioavailability, and efficacy of pesticides in soils: A review[J]. *Australian Journal of Soil Research*, 2010, 48(7): 627-637.

[7] Hayashi K, Nishimura S, Yagi K. Ammonia volatilization from a paddy field following applications of urea: Rice plants are both an absorber and an emitter for atmospheric ammonia[J]. *The Science of the Total Environment*, 2008, 390(2/3): 485- 494.

[8] 王文林, 刘波, 韩睿明, 等. 农业源氨排放影响因素研究进展[J]. 生态与农村环境学报, 2016(6): 870-878. WANG Wen-lin, LIU Bo, HAN Rui-ming, et al. Review of researches on factors affecting emission of ammonia from agriculture[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2016(6): 870-878.

[9] 裴宏伟, 沈彦俊, 刘昌明. 华北平原典型农田氮素与水分循环[J]. 应用生态学报, 2015, 26(1): 283-296. PEI Hong-wei, SHEN Yan-jun, LIU Chang-ming. Nitrogen and water cycling of typical cropland in the North China Plain[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2015, 26(1): 283-296.

[10] Zhu Z L, Chen D L. Nitrogen fertilizer use in China: Contributions to food production, impacts on the environment and best management strategies[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2002, 63(2/3): 117-127.

[11] Taghizadeh-Toosi A, Clough T J, Sherlock R R, et al. A wood based low-temperature biochar captures NH_3-N generated from ruminant urine-N, retaining its bioavailability[J]. *Plant and Soil*, 2012, 353(2): 73-84.

[12] 董玉兵, 吴震, 李博, 等. 追施生物炭对稻麦轮作中麦季氨挥发和氮肥利用率的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2017, 23(5): 1258-1267. DONG Yu-bing, WU Zhen, LI Bo, et al. Effects of biochar re-application on ammonia volatilization and nitrogen use efficiency during wheat season in a rice-wheat annual rotation system[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2017, 23(5): 1258-1267.

[13] Mandal S, Thangarajan R, Bolan N S, et al. Biochar-induced concomitant decrease in ammonia volatilization and increase in nitrogen use efficiency by wheat[J]. *Chemosphere*, 2016, 142:120-127.

[14] 杨帆, 李飞跃, 赵玲, 等. 生物炭对土壤氨氮转化的影响研究[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(5):1016-1020. YANG Fan, LI Fei-yue, ZHAO Ling, et al. Influence of biochar on the transformation of ammonia nitrogen in soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(5):1016-1020.

[15] Chen C R, Phillips I R, Condron L M, et al. Impacts of green-waste biochar on ammonia volatilisation from bauxite processing residue sand[J]. *Plant and Soil*, 2013, 367:301-312.

[16] 赵进, 赵旭, 王慎强, 等. 长期秸秆黑炭施加对石灰性潮土肥力、固碳及氨挥发的影响[J]. 应用生态学报, 2018, 29(1):176-184. ZHAO Jin, ZHAO Xu, WANG Shen-qiang, et al. Effects of successive incorporation of rice straw biochar into an alkaline soil on soil fertility, carbon sequestration and ammonia volatilization[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2018, 29(1):176-184.

[17] 聂新星, 李志国, 张润花, 等. 生物炭及其与化肥配施对灰潮土土壤理化性质、微生物数量和冬小麦产量的影响[J]. 中国农学通报, 2015, 32(9):27-32. NIE Xin-xing, LI Zhi-guo, ZHANG Run-hua, et al. Effects of biochar and its combined application with chemical fertilizers on physical and chemical properties and microbial quantity of fluvo-aquic soil and winter wheat yield[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2015, 32(9):27-32.

[18] 王磊, 董树亭, 刘鹏, 等. 水氮互作对冬小麦田氨挥发损失和产量的影响[J]. 应用生态学报, 2018, 29(6):1919-1927. WANG Lei, DONG Shu-ting, LIU Peng, et al. The interactive effects of water and nitrogen addition on ammonia volatilization loss and yield of winter wheat[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2018, 29(6):1919-1927.

[19] 苏芳, 丁新泉, 高志岭, 等. 华北平原冬小麦-夏玉米轮作体系氮肥的氨挥发[J]. 中国环境科学, 2007, 27(3):409-413. SU Fang, DING Xin-quan, GAO Zhi-ling, et al. Ammonia volatilization from nitrogen fertilization of winter wheat-summer maize rotation system in the North China Plain[J]. *China Environmental Science*, 2007, 27(3):409-413.

[20] 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, 8(2):205-209. WANG Zhao-hui, LIU Xue-jun, JU Xiao-tang, et al. Field *in situ* determination of ammonia volatilization from soil:Venting method[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2002, 8(2):205-209.

[21] Diekmann K H, Datta S K D, Ottow J C G. Nitrogen uptake and recovery from urea and green manure in lowland rice measured by ^{15}N and non-isotope techniques[J]. *Plant and Soil*, 1993, 148(1):91-99.

[22] Gu L, Liu T, Wang J, et al. Lysimeter study of nitrogen losses and nitrogen use efficiency of northern Chinese wheat[J]. *Field Crops Research*, 2016, 188:82-95.

[23] Bolan N S, Saggar S, Luo J, et al. Gaseous emissions of nitrogen from grazed pastures:Processes, measurements and modelling, environmental implications, and mitigation[J]. *Advances in Agronomy*, 2004, 84:37-120.

[24] Reynolds C M, Wolf D C. Influence of urease activity and soil properties on ammonia volatilization from urea[J]. *Soil Science*, 1987, 143(6):418-425.

[25] Fan X H, Li Y C, Alva A K. Effects of temperature and soil type on ammonia volatilization from slow-release nitrogen fertilizers[J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2011, 42(10):1111-1122.

[26] 倪康, 丁维新, 蔡祖聪. 有机无机肥长期定位试验土壤小麦季氨挥发损失及其影响因素研究[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(12):2614-2622. NI Kang, DING Wei-xin, CAI Zu-cong. Ammonia volatilization from soil as affected by long-term application of organic manure and chemical fertilizers during wheat growing season[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(12):2614-2622.

[27] Zhang Q Z, Wang Y D, WU Y F, et al. Effects of biochar amendment on soil thermal conductivity, reflectance, and temperature[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2013, 77(5):1478-1487.

[28] Taghizadeh-Toosi A, Clough T J, Sherlock R R, et al. Biochar adsorbed ammonia is bioavailable[J]. *Plant and Soil*, 2012, 350(1):57-69.

[29] Spokas, K A, Novak, J M, Venterea R T, et al. Biochar's role as an alternative N fertilizer:Ammonia capture[J]. *Plant and Soil*, 2012, 350:35-42.

[30] Feng Y F, Sun H J, Xue L H, et al. Biochar applied at an appropriate rate can avoid increasing NH_3 volatilization dramatically in rice paddy soil[J]. *Chemosphere*, 2017, 168:1277-1284.