

罗天相,谢芳芳. 秸秆及植物残体还田对土壤 N_2O 排放的影响综述[J]. 江苏农业科学,2019,47(18):1-5.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2019.18.001

秸秆及植物残体还田对土壤 N_2O 排放的影响综述

罗天相, 谢芳芳

(宜春学院生命科学与资源环境学院,江西宜春 336000)

摘要:秸秆还田是常见的农业管理措施,有固氮和增加温室气体排放量的作用。 N_2O 是一种重要的温室气体,秸秆的碳氮比与土壤 N_2O 排放量密切相关。秸秆半量还田与秸秆全量还田均可能促进 N_2O 排放,增排效应与施氮水平相关,也与秸秆还田时间密切相关。翻耕还田减少了 N_2O 的排放量,同时抑制土壤中 CH_4 的排放,有利于农田 N_2O 减排。土壤 N_2O 排放受秸秆残体、土壤理化性质和栽培方式的交互影响。施用秸秆时配施硝化抑制剂,能有效减缓硝化作用,降低 N_2O 释放量。秸秆还田后加入蚯蚓,可促使 N_2O 排放量的增加。秸秆还田对温室气体排放过程影响复杂,不能单用减排概括。

关键词:秸秆;植物残体; N_2O 排放;还田;研究进展

中图分类号: S154.1 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2019)18-0001-05

气候变化及温室气体排放是全球关注的热点,2017 年 3 种主要温室气体 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 在大气中的含量达到 80 万年来的最高水平。造成全球气候变暖的首要因素是人类生产与活动所导致的温室气体排放^[1]。 N_2O 对全球变暖有明显作用,百年尺度全球变暖潜势是 CO_2 的 298 倍^[2],对大气温室效应的贡献率达到 5%,仅次于 CO_2 及 CH_4 。

农业生产活动是温室气体的主要排放源,农田生态系统具有数量庞大的碳储库,碳储量达 1.7×10^{14} kg,占全球陆地碳储量的 10% 以上^[3],大气中 20% 的 CO_2 、70% 的 CH_4 和 90% 的 N_2O 来源于农业生产活动及其相关过程^[4]。秸秆是一种可再生有机资源,秸秆还田处理能够有效减少焚烧秸秆所造成的温室气体排放及环境污染,此外,还能促进土壤有机质含量及土壤肥力的增加,改善土质,促进作物增产。我国南稻北麦的种植体系使得作物秸秆数量巨大,种类繁多,年秸秆产生量约 6×10^8 t^[5]。虽然秸秆还田有重要的生态意义,能够有效遏制焚烧所引起的温室效应,但秸秆还田对 N_2O 排放的影响仍存争议。秸秆还田可能导致土壤 N_2O 排放量的增加^[6]或无显著影响^[7],秸秆堆制还田后,甚至可抑制土壤 N_2O 的排放。秸秆的不同施用方法对土壤 N_2O 的排放影响亦有差异,直接覆盖土壤表层对 N_2O 排放有促进作用;而均匀混施有可能减少 N_2O 的排放量^[8]。众多研究结果表明,作物秸秆还田对 N_2O 排放的作用过程复杂,不能单用减排概括。因此,本文综述近年来相关科研文献,评价秸秆施用对土壤 N_2O 排放的影响及可能原理,明确秸秆施用在土壤 N_2O 减排中的作用。

1 不同碳氮比秸秆及植物残体对 N_2O 排放的影响

秸秆、植物残体种类与土壤 N_2O 的排放密切相关。荟萃 (Meta) 分析表明,茎秆碳氮比 (C/N) 对 N_2O 排放量的加权平均效应值大于 0,即植物体 C/N 与 N_2O 排放量相关^[9],易被分解的 C 影响了 N_2O 排放^[10]。

田间试验发现,在不施化肥情况下,加入秸秆残体处理的 N_2O 排放量显著增加,且添加 C/N 最小的菜饼处理组 N_2O 排放的增加量最大^[11],伍玉鹏等田间试验结果^[12]与此结论基本一致,在 C/N 最大的甘蔗渣处理中, N_2O 排放量与对照相比甚至降低了 3%,这可能是由于 C/N 为 118.7 的甘蔗渣 N 含量过低,导致 N 相对不足,加剧了硝化细菌与非自养微生物之间对 NH_4^+ 的竞争,进而使 N_2O 排放量降低^[13]。Shan 等^[14]与王丽媛等试验结果^[11]一致,秸秆 C/N 与 N_2O 排放的效应值呈负相关关系。

秸秆还田适量时,土壤氮素的氨化和氨氧化均能影响 N_2O 排放^[15]。土壤微生物对不同 C/N 秸秆残体的分解速率不一致,碳氮比为 (25~30)/1 时更适宜微生物分解有机质,而高 C/N 残体因碳源过高、氮源相对不足而影响植物体分解速率^[16],加强微生物对土壤矿质氮的固定,因而使氮基质减少^[17],并可能减少 *nosZ* 型反硝化细菌多样性,降低 N_2O 、 $\text{N}_2\text{O} + \text{N}_2$ 产物比^[18],最终使 N_2O 排放量减少。当施加秸秆的 C/N 不高于 (25~30)/1 时,微生物活性较强,加快秸秆腐化过程,且微生物对有效氮固定减弱,使得土壤含有的氮基质增多^[19],进而促进微生物的硝化、反硝化作用^[20],使 N_2O 排放量增加^[11]。

2 秸秆的不同田间施用量及还田年限对 N_2O 排放的影响

秸秆全量还田与半量还田是农田常见管理措施,但是秸秆的不同田间施用量对 N_2O 排放的影响目前仍未达成统一观点。在玉米栽培期间, N_2O 排放量在不同时期有较大差异,施用基肥后,秸秆全量还田对 N_2O 排放量的促进作用明显低

收稿日期:2018-06-13

基金项目:国家自然科学基金(编号:31460150);宜春学院地方发展中心研究项目(编号:2015DF031)。

作者简介:罗天相(1973—),男,江西南昌人,博士,教授,主要从事土壤生态学与环境生态学研究。E-mail:ltxl@139.com。

于半量还田,与只施氮肥的对照组相比,秸秆还田增加了土壤 N_2O 排放量,但与对照差异不显著;在玉米田间试验期, N_2O 排放量表现为半量秸秆还田 > 对照组 > 全量秸秆还田,在一定程度上,秸秆全量还田抑制了土壤 N_2O 脉冲排放(短期的瞬间排放)^[21]。而利用麦秆还田的试验研究则表明,与对照处理(不加麦秆)相比,麦秆半量还田与全量还田均对农田 N_2O 排放有促进效应,麦秆全量还田对农田 N_2O 排放的增排效应较半量还田高^[22]。

当施氮量(以 N 计算)为 0 ~ 240 kg/hm² 时,土壤 N_2O 的排放量随农田施氮量的增加而增加;但随着施氮量的进一步增加,达到 241 ~ 300 kg/hm² 时,农田 N_2O 的排放量可能随施氮量增加而减少^[9]。秸秆的田间施加量达到 400 kg/hm² 的高施氮水平时,秸秆还田抑制反硝化作用,减少 N_2O 排放量^[23]。施氮量达到 600 kg/hm² 的高施氮水平时,秸秆还田后玉米、小麦整个生长季的 N_2O 排放通量降至最低水平^[24]。

考虑到还田年限,有研究者认为,土壤氨氧化细菌(*amoA*)和反硝化细菌(*nirS*)群落组成与秸秆还田时间存在显著相关性^[25],持续多年的秸秆还田会促进 N_2O 排放^[26]。在稻麦轮作体系中,秸秆不同还田年限的影响试验却表明,1 年还田秸秆和 5 年还田秸秆显著抑制了 N_2O 的排放,多年的秸秆持续还田仍能有效减少 N_2O 的排放量,但是长期秸秆还田对降低温室效应的作用可能减弱^[27]。

3 不同秸秆还田方式对 N_2O 排放的影响

在农田管理中,秸秆残体可以通过直接或间接的方式进行还田处理。直接还田分为留高茬还田、机械粉碎翻耕还田(类似于混施)和覆盖还田(类似于表施)。集中沟埋还田、表面覆盖还田、旋耕还田和秸秆不还田对 N_2O 排放影响的试验表明,短期还田时,与不还田处理相比,不论何种秸秆施用方式均促进 N_2O 的排放,表现为秸秆表面覆盖还田 > 旋耕还田 > 沟埋还田^[28]。Ma 等通过田间试验研究秸秆焚烧后还田、翻耕还田、覆盖还田 3 种还田方式对 N_2O 排放的影响,结果表明,不同施用方式对于 N_2O 排放的影响有显著差异^[29]。翻耕还田(混施)减少了 N_2O 约 3% ~ 18% 的排放量,同时抑制了土壤 CH_4 的排放,但覆盖还田(表施)可能显著增加土壤中 N_2O 的排放量^[30],所以秸秆翻耕还田(混施)的施用方式或许更有助于农田 N_2O 减排。而在通气性良好的土壤中,翻耕还田对 N_2O 的排放亦具有增强作用^[30]。尽管翻耕还田可能降低了土壤 N_2O 的排放量,但是其 CH_4 排放量可能较覆盖还田方式高^[31],判断全球变暖潜势时,需要考虑各温室气体的综合效力。

考虑到不同施用方式的差异性,当秸秆以带状覆盖的方式还田(表施)时,未遮盖的土壤与空气接触,利于硝化反应的发生,抑制反硝化作用将 N_2O 还原为 N_2 ^[32]。此外,在不同的还田方式处理中,微生物对植物残体的分解速率有差异^[33]。植物残体混施还田与表施还田相比,表施时植物残体集中分布于土壤表面,而混施时植物残体则均匀分布于土壤中,氧气对混施还田的限制性较弱,因此混施可能会降低 N_2O 排放量。

关于还田方式差异对 N_2O 排放效应的研究国内外学者尚未有一致定论,且秸秆还田田间试验受天气影响较大,目前关于此方面研究尚不足。

4 不同种植体系对 N_2O 排放的影响

作物的种植制度对 N_2O 排放具有一定的影响,稻麦轮作试验表明,秸秆还田在水稻生长期可能显著减少 N_2O 排放,在麦季则可能增加 N_2O 排放量^[34]。在水旱轮作的种植体系中,施加秸秆使水稻季的 N_2O 排放量显著降低了 12%,但 CH_4 排放量增加;而在双季水稻的种植制度下,与不还田的对照处理相比,秸秆还田显著增加了土壤 N_2O 的排放量,达到对照处理的 2.1 ~ 2.9 倍^[35]。一般认为,稻麦轮作耕作制度下,施加的水稻、小麦茎秆 C/N 较高,农田土壤微生物易固定无机氮,进而影响土壤反硝化过程,减少农田 N_2O 的排放量^[36]。但该结论在双季稻田不适用,有待进一步进行研究^[35]。

研究数据表明,添加秸秆会促进单作或间作农业生态系统土壤氮的动态转化,减少 N_2O 的排放量^[37]。与单作配施植物残体的种植方式相比,在玉米大豆的间作体系中无论添加玉米残体还是大豆残体, N_2O 的排放量均显著减少;在单作体系中植物残体来源单一,复杂的相互作用使土壤微生物群落活性增加,改变土壤氮素的动态;间作栽培时,混合不同秸秆残体处理作为一种农业生态系统管理做法,或许有助于减少 N_2O 的排放量^[38]。间作是一种可持续的土地管理方式,然而,还需要进一步的研究,以更好地了解来自混合或单一秸秆残体处理的土壤中氮组分之间的相互作用效应,这有助于理解秸秆添加(或清除)对温室气体特别是 N_2O 排放量影响的差异性^[37]。

5 不同的土壤环境条件下施加秸秆对 N_2O 排放的影响

土壤环境条件复杂,其理化性质对微生物生理活动的影响及制约性大,不同环境对 N_2O 排放的影响有所差异。施加秸秆后,土壤 N_2O 排放受秸秆残体与土壤不同形态 C、N 及土壤含水量等多种土壤理化性质的交互影响。

5.1 土壤类型对 N_2O 排放的影响

基于 Meta 分析,研究不同区域及土壤类型下植物残体还田对 N_2O 排放的影响,结果表明,在华中及华北地区施加植物残体能显著增加 N_2O 排放量,但在华东地区土壤 N_2O 的排放量则有所减少^[9]。土壤 pH 值接近中性时,能显著增加 N_2O 排放量,偏酸性或碱性时,均对 N_2O 的排放有抑制效应。土壤黏粒含量小于 15% 时(如沙土、壤土),施加植物残体会抑制 N_2O 排放,土壤黏粒含量为 15% ~ 25% 时(如黏壤土),施加植物残体则对 N_2O 排放有促进作用。土壤酸碱度越小,土壤的有机物分解速率越慢^[39],主要是由于土壤碱性越强,铁氨氧化速率越快^[40],使得铵态氮含量减少,进而可能导致 N_2O 排放减少。

参与氮素相关反应的微生物更适宜在非酸性环境中生存^[41]。土壤酸碱度通过改变微生物的反应活性来影响微生物主导的硝化、反硝化过程,使土壤 N_2O 的排放量发生变化。施加秸秆于强酸性土壤中,也许能抑制微生物的硝化、反硝化

过程,使 N_2O 排放量降低^[42]。土壤 pH 值可改变微生物反硝化酶 Nos 的活性,进而影响 N_2O 排放;当 pH 值 > 7 时,反硝化酶 Nos 活性增强;当 pH 值 < 7 时,反硝化酶 Nos 活性随酸性增强而减弱,而其他反硝化酶的活性变强,从而产生更多的 N_2O ^[43]。

5.2 土壤含水量对 N_2O 排放的影响

在作物秸秆覆盖还田时, N_2O 排放量受土壤孔隙水含量(WFPS)的影响^[44]。研究表明,WFPS 为 35% ~ 60% 时,硝化作用是农田土壤 N_2O 排放的主要来源,而在土壤 WFPS 为 70% 时,农田 N_2O 排放量几乎均来源于反硝化作用^[45]。当土壤完全淹水时,反硝化作用的产物以 N_2 为主,会降低土壤 N_2O 的排放量^[45]。水淹环境中的土壤 N_2O 排放量极少,而干湿轮换环境的土壤 N_2O 排放量有所增加^[46]。

在旱地施加植物残体往往能起到保水保温作用,并在土壤表层形成局部厌氧微环境,加强反硝化作用,刺激 N_2O 排放^[9,30]。土壤含水量与施加秸秆的交互作用有时并不明显^[34],但在湿润的气候环境中,不同的土壤性质与秸秆覆盖则具有相关性,会导致土壤 N_2O 排放出现不同变化^[47]。植物残体还田为土壤微生物供应了大量的碳、氮基质,对 N_2O 排放可能存在增强或减弱作用^[46]。土壤含水量和植物残体还田对 N_2O 排放影响的田间试验表明, N_2O 排放量与土壤的含水量呈显著正相关关系。当农田处于长期淹水环境时,植物残体还田对土壤 N_2O 排放量的影响不显著,但在淹水条件解除后, N_2O 的排放量则显著增加^[30]。

6 配合施用硝化抑制剂对 N_2O 排放的影响

在耕作土壤中,施用秸秆或矿物氮肥时配施硝化抑制剂,能有效减缓硝化作用,降低 N_2O 排放量^[48]。3,4-二甲基吡唑磷酸盐(DMPP)是一种较常用的硝化抑制剂,在耕作前喷施可以减少秸秆残体分解过程中 N_2O 的排放量,同时又不影响土壤肥力^[33]。Kong 等通过一个微系统的培养试验发现,喷施 DMPP 在施加植物残体(三叶草)的土壤处理中,可以显著减少土壤 N_2O 的排放量,且 DMPP 对非目标土壤微生物或功能基因无不良影响^[33]。DMPP 对反硝化酶活性无抑制作用^[49],对 N_2O 的减排效应很可能是因为抑制了土壤氨氧化过程,减缓了 NH_4^+ 向 NO_3^- 的转化,为土壤剖面中微生物吸收和固定 NH_4^+ 提供了机会^[33]。0.5 ~ 1.5 kg/hm² 的硝化抑制剂低施用量有助于 N_2O 的减排^[50]。DMPP 水溶性低,降解速度慢,可降低 NO_3^- 浸出量和 N_2O 排放量^[51]。

考虑植物残体在田间不同的施加方式,喷施 DMPP 能显著降低残体表施处理的 N_2O 累积排放量,但残体混施时,DMPP 的减排作用则并不显著^[33]。与表施植物残体集中于土壤某个层级不同,混施植物残体在土壤基质中的分布更均匀,有助于减少反硝化过程中氧气的限制性(局部厌氧环境促进土壤反硝化作用并导致 N_2O 排放量增加),因此与犁耕(表施)不同,旋耕(混施)可减少土壤 N_2O 排放量,但是不同施用方式对 N_2O 排放的影响也需考虑到天气情况^[33]。

与单独使用 DMPP 相比,DMPP 与化肥或粪肥一起使用对 N_2O 排放的影响更显著,可减少约 40% 的 N_2O 排放量^[52]。然而,土壤中的植物残体与氮肥结合也许会促进 N_2O 排

放^[53]。土壤矿质氮含量高时,可溶性有机碳增加会刺激反硝化作用,从而增加 N_2O 的排放量^[54]。

有关肥料对农田 N_2O 排放量的影响尚无统一观点,相比于有机肥料(如动植物残体),施加氮肥可能更能增加土壤 N_2O 的排放量^[55],但也有试验得出不同结论^[56]。Menendez 等研究得出,在矿物氮肥施用后添加 DMPP 能显著降低农田 N_2O 排放量,但硝化抑制剂的效果在很大程度上取决于环境条件^[57]。

7 蚯蚓与秸秆残体的相互作用对 N_2O 排放的影响

蚯蚓被认为是移动的 N_2O 排放源,蚯蚓的活动与 N_2O 排放密切相关^[58]。蚯蚓的生理活动能改良土质,改善土壤孔隙度及其保水能力。蚯蚓参与了秸秆残体的分解与土壤的碳氮循环,间接影响 N_2O 的排放^[59]。蚯蚓通过取食活动、排泄蚓粪等促进植物残体的矿化,在土壤生态系统中,蚯蚓会影响土壤硝化与反硝化菌的可利用基质,间接促进 N_2O 排放^[33]。罗天相等研究也表明,不论秸秆表施处理还是混施处理,加入蚯蚓后,均可能促使 N_2O 排放量的增加,其中表施植物残体时,接种蚯蚓在整个实验周期内均显著促进了 N_2O 的排放,但在混施植物残体时,接种蚯蚓在实验后期对 N_2O 的排放无明显促进作用;接种蚯蚓后土壤铵态氮含量变化不大,硝态氮含量显著增加,尤其是残体表施并接种蚯蚓时^[60],而 N_2O 的排放量与土壤硝态氮含量有关。

蚯蚓在田间的自然种群密度较高,耕作层中蚯蚓的种群密度可达 272 条/m²^[61],蚯蚓的生物量约为 68.04 g/m²,而草地生态系统可达 161 g/m²^[62]。蚯蚓身体的含水率约为 84%,蚯蚓干组织中含氮量约为 11%。每平米田间蚯蚓死亡后约可以贡献 0.7 g 氮^[33],在培养试验中,尽管蚯蚓生物体的氮含量远低于田间氮肥施用量或植物残体氮源输入量,但也是一个不容忽视的氮源。

蚯蚓生活型的差异使不同蚯蚓取食和生活习性有较大不同,蚯蚓取食、分解土壤中的秸秆残体,整个分解过程受土壤性状和蚓种的相互影响。接种蚯蚓并配施秸秆后,其复杂的相互作用及内在的排放机理仍不明确^[63]。

8 小结与展望

秸秆还田作为全球普遍使用的田间有机管理措施,对温室气体特别是 N_2O 排放量影响值得关注^[64-65]。 N_2O 的排放会受到各种独立或相互作用的生物、物理因素影响,作物残体组成和质量、轮作顺序、残体碳氮比、植物残体还田量均会对土壤氮素的动态变化产生影响,这是因为植物残体的生化组成对氮素可利用性、硝化与反硝化作用具有影响^[66],从而对 N_2O 的排放。硝化和反硝化反应是产生 N_2O 的重要途径,受多种因子影响,如土壤性质、土壤环境、施肥及土壤微生物数量和活性等,由于土壤生态系统的复杂性,传统的大田试验和培养试验很难深入研究土壤生物地球化学过程,准确理解土壤 C、N 代谢过程。未来可以通过现代分子生物学手段及同位素示踪技术,利用 Meta 分析,明确秸秆施用后,土壤硝化与反硝化过程中的关键功能菌代谢过程,进而彻底了解秸秆及植物残体施用在农田土壤 N_2O 减排中的作用。

参考文献:

- [1] 成 臣, 杨秀霞, 汪建军, 等. 秸秆还田条件下灌溉方式对双季稻产量及农田温室气体排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(1): 186–195.
- [2] Stocker T F, Qin D, Plattner G K. Climate change 2013: the physical science basis[M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2013.
- [3] 张国盛, 黄高宝. 农田土壤有机碳固定潜力研究进展[J]. 生态学报, 2005, 25(2): 351–357.
- [4] 姜 勇, 庄秋丽, 梁文举. 农田生态系统土壤有机碳库及其影响因子[J]. 生态学杂志, 2007, 26(2): 278–285.
- [5] 安成立, 杜 建, 岳秀琴, 等. 作物秸秆高效综合利用途径探析[J]. 中国资源综合利用, 2004(1): 25–27.
- [6] 邹国元, 张福锁, 陈新平, 等. 秸秆还田对旱地土壤反硝化的影响[J]. 中国农业科技导报, 2001, 3(6): 47–50.
- [7] Jarecki M K, Parkin T B, Chan A S, et al. Cover crop effects on nitrous oxide emission from a manure – treated Mollisol [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2009, 134(1/2): 29–35.
- [8] 马二登, 马 静, 徐 华, 等. 稻秆还田方式对麦田 N_2O 排放的影响[J]. 土壤, 2007, 39(6): 870–873.
- [9] 张 冉, 赵 鑫, 濮 超, 等. 中国农田秸秆还田土壤 N_2O 排放及其影响因素的 Meta 分析[J]. 农业工程学报, 2015, 31(22): 1–6.
- [10] Wu Y, Lin S, Liu T, et al. Effect of crop residue returns on N_2O emissions from red soil in China[J]. Soil Use and Management, 2016, 32(1): 80–88.
- [11] 王丽媛, 孙洁梅, 徐 荣. 植物残体施用对土壤排放 N_2O 的影响[J]. 新疆农业大学学报, 2006, 29(3): 26–30.
- [12] 伍玉鹏, 刘 田, 彭其安, 等. 氮肥配施下不同 C/N 作物残渣还田对红壤温室气体排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(10): 2053–2062.
- [13] Chen H H, Li X C, Hu F, et al. Soil nitrous oxide emissions following crop residue addition: a meta – analysis [J]. Global Change Biology, 2013, 19(10): 2956–2964.
- [14] Shan J, Yan X Y. Effects of crop residue returning on nitrous oxide emissions in agricultural soils[J]. Atmospheric Environment, 2013, 71: 170–175.
- [15] 肖嫩群, 张杨珠, 谭周进, 等. 稻草还田翻耕对水稻土微生物及酶的影响研究[J]. 世界科技研究与发展, 2008, 30(2): 192–194.
- [16] 申源源, 陈 宏. 秸秆还田对土壤改良的研究进展[J]. 中国农学通报, 2009, 25(19): 291–294.
- [17] Jensen E S. Nitrogen immobilization and mineralization during initial decomposition of ^{15}N – labelled pea and barley residues[J]. Biology and Fertility of Soils, 1997, 24(1): 39–44.
- [18] 宋 贺, 王敬国, 陈 清, 等. 设施菜田不同碳氮管理对反硝化菌结构和功能的影响[J]. 微生物学通报, 2014, 41(11): 2283–2292.
- [19] Heal O W, Anderson J M, Swift M J. Plant litter quality and decomposition: an historical overview[M]// Cadisch G, Giller K E. Driven by nature: plant litter quality and decomposition. Wallingford: CAB International, 1997: 3–30.
- [20] Baggs E M, Stevenson M, Pihlatie M, et al. Nitrous oxide emissions following application of residues and fertiliser under zero and conventional tillage[J]. Plant and Soil, 2003, 254(2): 361–370.
- [21] 杨 弘, 何红波, 张 威, 等. 秸秆还田对农田棕壤氧化亚氮排放动态的影响[J]. 土壤通报, 2016, 47(3): 660–665.
- [22] 蒙世协, 刘春岩, 郑循华, 等. 小麦秸秆还田量对晋南地区裸地土壤 – 大气间甲烷、二氧化碳、氧化亚氮和一氧化氮交换的影响[J]. 气候与环境研究, 2012, 17(4): 504–514.
- [23] 王改玲, 郝明德, 陈德立. 秸秆还田对灌溉玉米田土壤反硝化及 N_2O 排放的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2006, 12(6): 840–844.
- [24] 潘志勇, 吴文良, 刘光栋, 等. 不同秸秆还田模式与氮肥施用量对土壤 N_2O 排放的影响[J]. 土壤肥料, 2004(5): 6–8.
- [25] 王沛澍, 徐 焱, 宋亚娜. 转基因水稻秸秆还田对土壤硝化反硝化微生物群落的影响[J]. 中国生态农业学报, 2018, 26(1): 1–8.
- [26] Shang Q Y, Yang X X, Gao C M, et al. Net annual global warming potential and greenhouse gas intensity in Chinese double rice – cropping systems: a 3 – year field measurement in long – term fertilizer experiments [J]. Global Change Biology, 2011, 17(6): 2196–2210.
- [27] 张翰林, 吕卫光, 郑宪清, 等. 不同秸秆还田年限对稻麦轮作系统温室气体排放的影响[J]. 中国生态农业学报, 2015, 23(3): 302–308.
- [28] 王保君, 胡乃娟, 顾泽海, 等. 稻秆还田方式对稻麦轮作农田 CH_4 和 N_2O 排放的影响[J]. 南京农业大学学报 2017, 40(3): 367–375.
- [29] Ma E D, Zhang G B, Ma J, et al. Effects of rice straw returning methods on N_2O emission during wheat – growing season [J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2010, 88(3): 463–469.
- [30] 吴小红, 王 卫, 侯海军, 等. 稻草还田方式对不同水分类型稻田土壤 N_2O 排放的影响[J]. 生态环境学报, 2017, 26(9): 1501–1505.
- [31] 马 静, 徐 华, 蔡祖聪, 等. 秸秆条带状覆盖对稻田 CH_4 和 N_2O 排放的影响[J]. 土壤学报, 2010, 47(1): 84–89.
- [32] Firestone M K, Firestone R B, Tiedje J M. Nitrous oxide from Soil denitrification: factors controlling its biological production [J]. Science, 1980, 208(4445): 749–751.
- [33] Kong X, Duan Y, Schramm A, et al. Mitigating N_2O emissions from clover residues by 3, 4 – dimethylpyrazole phosphate (DMPP) without adverse effects on the earthworm *Lumbricus terrestris* [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2017, 104: 95–107.
- [34] Wang J Y, Jia J X, Xiong Z Q, et al. Water regime – nitrogen fertilizer – straw incorporation interaction: field study on nitrous oxide emissions from a rice agroecosystem in Nanjing, China [J]. Agriculture Ecosystems and Environment, 2011, 141(3/4): 437–446.
- [35] 石生伟. 减少稻田 CH_4 和 N_2O 排放措施的研究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2010.
- [36] Ma J, Li X L, Xu H, et al. Effects of nitrogen fertiliser and wheat straw application on CH_4 and N_2O emissions from a paddy rice field [J]. Australian Journal of Soil Research, 2007, 45(5): 359–367.
- [37] Bichel A, Oelbermann M, Echarte L. Impact of residue addition on soil nitrogen dynamics in intercrop and sole crop agroecosystems[J]. Geoderma, 2017, 304: 12–18.
- [38] Redin M, Recous S, Aita C, et al. How the chemical composition and heterogeneity of crop residue mixtures decomposing at the soil surface affects C and N mineralization[J]. Soil Biology and Biochemistry,

- 2014,78(1):65–75.
- [39] Persson T, Lundkvist H, Wirén A, et al. Effects of acidification and liming on carbon and nitrogen mineralization and soil organisms in mor humus[J]. *Water Air and Soil Pollution*, 1989, 45(1/2):77–96.
- [40] Yang W H, Weber K A, Silver W L. Nitrogen loss from soil through anaerobic ammonium oxidation coupled to iron reduction[J]. *Nature Geoscience*, 2012, 5(8):538–541.
- [41] Stevens R J, Laughlin R J, Malone J P. Soil pH affects the processes reducing nitrate to nitrous oxide and di-nitrogen[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1998, 30(8/9):1119–1126.
- [42] Liu B B, Morkved P T, Frostegard A, et al. Denitrification gene pools, transcription and kinetics of NO , N_2O and N_2 production as affected by soil pH[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2010, 72(3):407–417.
- [43] Richardson D, Felgate H, Watmough N, et al. Mitigating release of the potent greenhouse gas N_2O from the nitrogen cycle – could enzymic regulation hold the key? [J]. *Trends in Biotechnology*, 2009, 27(7):388–397.
- [44] Kallenbach C M, Rolston D E, Horwath W R. Cover cropping affects soil N_2O and CO_2 emissions differently depending on type of irrigation[J]. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 2010, 137(3/4):251–260.
- [45] Case S D, McNamara N P, Reay D S, et al. The effect of biochar addition on N_2O and CO_2 emissions from a sandy loam soil – the role of soil aeration[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, 51(3):125–134.
- [46] Zou J W, Huang Y, Jiang J Y. A 3 – year field measurement of methane and nitrous oxide emissions from rice paddies in China: effects of water regime, crop residue, and fertilizer application[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, 19(2):1–9.
- [47] 李英臣, 侯翠翠, 李 勇, 等. 免耕和秸秆覆盖对农田土壤温室气体排放的影响[J]. *生态环境学报*, 2014, 23(6):1076–1083.
- [48] Wolt J D. A meta – evaluation of nitrpyrin agronomic and environmental effectiveness with emphasis on corn production in the Midwestern USA[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2004, 69(1):23–41.
- [49] Müller C, Stevens R J, Laughlin R J, et al. The nitrification inhibitor DMPP had no effect on denitrifying enzyme activity[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34(11):1825–1827.
- [50] Rashti R M, Wang W J, Chen C R, et al. Assessment of N_2O emissions from a fertilised vegetable cropping soil under different plant residue management strategies using ^{15}N tracing techniques [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 598:479–487.
- [51] Menendez S, Merino P, Pinto M, et al. 3, 4 – Dimethylpyrazol phosphate effect on nitrous oxide, nitric oxide, ammonia, and carbon dioxide emissions from grasslands [J]. *Journal of Environmental Quality*, 2006, 35(4):973–981.
- [52] Gilsanz C, Báez D, Misselbrook T H, et al. Development of emission factors and efficiency of two nitrification inhibitors, DCD and DMPP [J]. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 2016, 216:1–8.
- [53] Gentile R, Vanlauwe B, Chivenge P, et al. Interactive effects from combining fertilizer and organic residue inputs on nitrogen transformations[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2008, 40(9):2375–2384.
- [54] Lan Z M, Chen C R, Rashti M R, et al. Stoichiometric ratio of dissolved organic carbon to nitrate regulates nitrous oxide emission from the biochar – amended soils [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 576:559–571.
- [55] 熊正琴, 邢光熹, 鹤田治雄, 等. 豆科绿肥和化肥氮对双季稻田田氧化亚氮排放贡献的研究[J]. *土壤学报*, 2003, 40(45):704–710.
- [56] 曾江海, 王智平, 张玉铭, 等. 小麦—玉米轮作期土壤排放 N_2O 通量及总量估算[J]. *环境科学*, 1995, 16(1):32–35, 67.
- [57] Menéndez S, Barrena I, Setien I, et al. Efficiency of nitrification inhibitor DMPP to reduce nitrous oxide emissions under different temperature and moisture conditions [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, 53:82–89.
- [58] Lubbers I M, Brussaard L, Otten W, et al. Earthworm – induced N mineralization in fertilized grassland increases both N_2O emission and crop – N uptake[J]. *European Journal of Soil Science*, 2011, 62(1):152–161.
- [59] 韩兴国, 王智平. 土壤生物多样性与微量气体 (CO_2 、 CH_4 、 N_2O) 代谢[J]. *生物多样性*, 2003, 11(4):322–332.
- [60] 罗天相, 胡 锋, 李辉信. 施加秸秆和蚯蚓活动对麦田 N_2O 排放的影响[J]. *生态学报*, 2013, 33(23):7545–7552.
- [61] 张 宁, 廖 燕, 孙福来, 等. 不同土地利用方式下的蚯蚓种群特征及其与土壤生物肥力的关系[J]. *土壤学报*, 2012, 49(2):364–372.
- [62] Holmstrup M, Lamande M, Torp S, et al. Associations between soil texture, soil water characteristics and earthworm populations in grassland[J]. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B – Soil and Plant Science*, 2011, 61(7):583–592.
- [63] Rizhiya E, Bertora C, Van Vliet P C, et al. Earthworm activity as a determinant for N_2O emission from crop residue [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39(8):2058–2069.
- [64] 靳红梅, 沈明星, 王海侯, 等. 秸秆还田模式对稻麦两熟农田麦季 CH_4 和 N_2O 排放特征的影响[J]. *江苏农业学报*, 2017, 33(2):333–339.
- [65] 孙小祥, 常志州, 靳红梅, 等. 太湖地区不同秸秆还田方式对作物产量与经济效益的影响[J]. *江苏农业学报*, 2017, 33(1):94–99.
- [66] Gregorich E, Janzen H H, Helgason B L, et al. Nitrogenous gas emissions from soils and greenhouse gas effects [J]. *Advances in Agronomy*, 2015, 132:39–74.