第 50 卷 第 5 期
2013 年 9 月

土 壤 学 报
ACTA PEDOLOGICA SINICA

Vol. 50, No. 5
Sep., 2013

DOI:10.11766/trxb201301130028

冻融对土壤氮素转化和 N_2O 排放的影响研究进展*

蔡延江[1†] 王小丹[1] 丁维新[2] 鄢 燕[1] 鲁旭阳[1] 杜子银[1]

(1 山地表生过程与生态调控重点实验室(中国科学院水利部成都山地灾害与环境研究所),成都 610041)

(2 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所),南京 210008)

摘 要 在中、高纬度及高海拔地区,土壤冻融现象常有发生。冻融作用通过影响土壤理化性质和生物学性状进而影响土壤氮素转化过程及 N_2O 的产生和释放,但迄今关于冻融对土壤氮素转化过程影响的研究结果还不尽一致,正效应或负效应均存在,土壤冻融期间 N_2O 排放对全年 N_2O 排放总量的贡献程度也存在着较大差异。本文重点论述了土壤冻结或冻融循环过程对土壤氮矿化、固持、硝化和反硝化等主要氮素转化过程的影响机制,同时分析了可引起冻融期间 N_2O 排放强度变化的四种可能机理(禁锢-释放、环境-底物诱导、N_2O 还原酶抑制和化学反硝化增强)。指出在全球变暖背景下研究土壤冻融格局改变影响土壤氮素转化过程及 N_2O 排放的必要性,并简要提出了若干理论问题及研究方向。

关键词 冻结-融化过程;土壤;氮素转化;氧化亚氮;气候变化

中图分类号 S154.1; X142 **文献标识码** A

氮是植物生长的必需元素,土壤中的氮包括有机氮和无机氮两大类,前者占了 95% 以上,部分可溶性有机氮可被植物直接吸收,但在大多数情况下,有机氮只有被转化为无机氮后才能被植物有效利用。植物根系和土壤微生物往往会竞争利用土壤有效氮,当微生物具有较强竞争能力时则不利于植物生长,此外,部分氮素还可通过淋失或以气体形态损失而降低土壤氮库贮量,因此,土壤氮素通常被认为是最易耗竭和限制植物生长的营养元素之一[1]。植物残留物、肥料施用以及大气氮沉降等是土壤氮素的主要来源,有机氮和无机氮在土壤介质中的相互转化作用即为土壤氮素转化过程(主要包括氮矿化、固持、硝化和反硝化等)(图 1)。该过程不仅与氮素可利用性密切相关,还显著影响 N_2O 产生和排放。N_2O 是一种重要的温室气体,此外,其还可以破坏平流层中的臭氧层,使到达地球表面的紫外线辐射量增加,从而危害人体健康。研究表明,由土壤氮素转化过程产生并释放的 N_2O 约占生物圈排放到大气中 N_2O 总量的 53%[2]。关于土壤氮素转化过程及 N_2O 产生和排放机理的研究一直是关注的焦点,在全球气候变暖大背景下,这一问题更是成为当前研究的热点。

土壤冻融循环是指由于季节或昼夜气温变化使得土壤温度在 0℃ 上下波动而出现的反复冻结-解冻过程,这一现象普遍存在于中、高纬度及高海拔地区[3]。冻融作用可通过改变土壤水热情况而影响土壤理化和生物学性状,进而影响到土壤氮素转化过程和 N_2O 排放,但是,目前有关冻融作用对其影响的研究结果还存在着较大的不一致性(表 1 和表 2)。研究发现,北半球有大约 1/3 的土地每年都要经历至少三个月的冰雪覆盖期,然而,季节性雪被覆盖厚度在 1973 至 1998 年间已降低了 7%,这一变化与北半球温度的改变息息相关,两者的相关系数达到了 -0.67[4],表明气温升高会导致雪被覆盖厚度减小。雪被有着较高的绝热能力,且当雪被厚度在 30 ~ 40 cm 或者更大时能有效避免土壤被冻结[5]。全球变暖日渐加剧将导致季节性雪被的分布面积逐步减小,从而势必会影响到中、高纬度或高海拔区域的土壤温度动态,由此而引发的冻融格局(冻结强度、冻结持续时间、冻融循环次数等)改变如何影响土壤氮素转化过程也已逐渐成为研究的焦点问题[6]。理解和阐明冻融作用对土壤氮

* 国家自然科学基金项目(41201235)、中国科学院西部行动计划项目(KZCX2-XB3-08)资助

† 通讯作者,E-mail:yanjiangcai@163.com

作者简介:蔡延江(1983—),男,江苏泗阳人,博士,助理研究员,主要从事土壤碳氮循环研究

收稿日期:2013-01-13;收到修改稿日期:2013-05-23

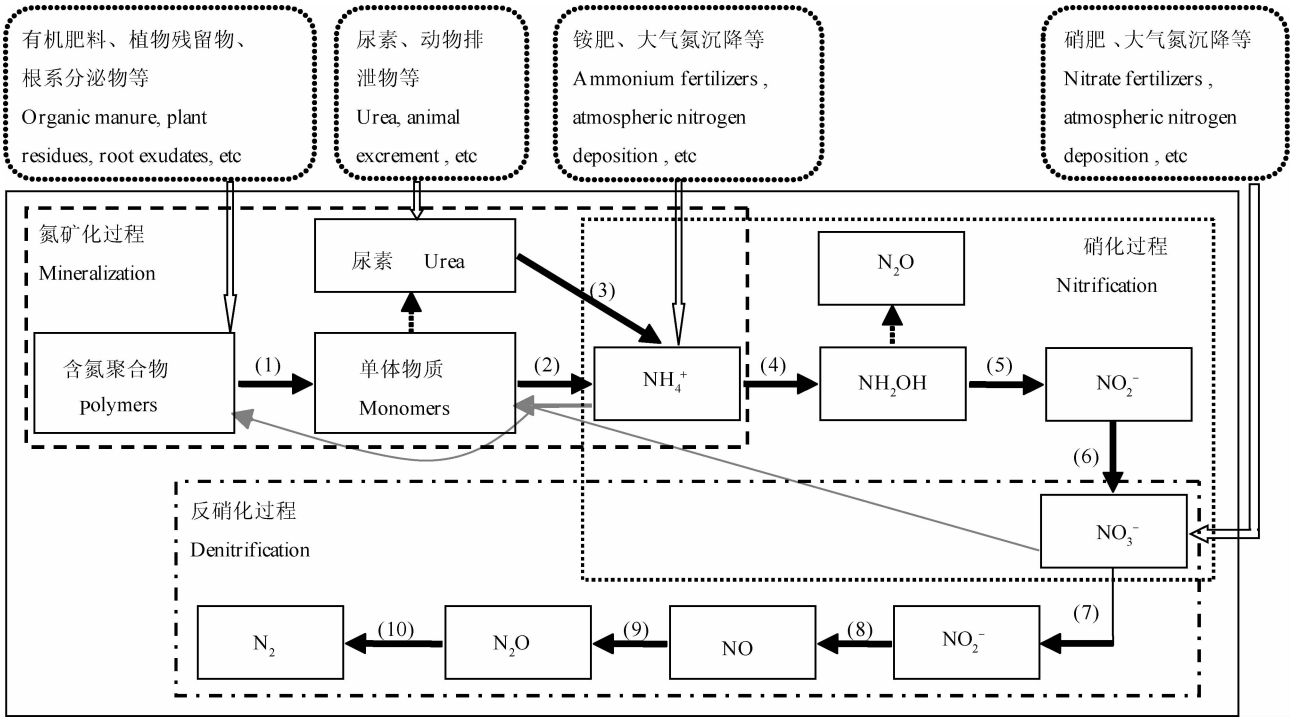

图 1　土壤主要氮素转化过程及相关酶[7, 9-11]

Fig. 1　Major soil nitrogen transformation processes and related enzymes

素转化和 N_2O 排放的影响及其可能的作用机制,有助于深入探讨冻融前后土壤氮素的变化特征及其对植物生长的影响,对于如何调控施肥、提高氮肥利用率,减少土壤 N_2O 排放以及促进土壤生态系统可持续发展具有重要意义。

1　冻融对氮矿化和固持过程的影响

氮矿化过程是缓效态氮转化为有效态氮的起始过程,这对于土壤氮素迁移转化乃至整个生态系统的氮循环均十分重要。过去传统观念认为土壤 NH_4^+ – N 的产生过程是氮素生物地球化学循环的限制性环节,然而,Schimel 和 Bennett 新近研究指出[7],单体物质的产生过程才是土壤氮矿化和生态系统氮循环的限制性步骤,因为含氮聚合物(蛋白质、几丁质和肽聚糖等)通过解聚作用生成的生物可利用单体物质(氨基酸、氨基糖和核酸等)是后续氮素转化过程的基础。传统意义上的氮矿化仅是指氨化过程,但一般情况下将有机态氮转变成 NH_4^+ – N 和 NO_3^- – N 的过程(囊括了氨化和硝化两个过程)均统称为氮矿化过程,即净氮矿化过程。与氮矿化过程截然相反,氮固持过程是指微生物对土壤无机氮的同化过程(图 1 中灰色线所涉及的过程)。通常通过测定一定时间内土壤无机氮的变化量来估算净氮矿化量(速率),这一指标能较好地反映出土壤有效氮的状态[8],因此,在以往关于冻融作用对土壤养分特征影响的研究方面往往较多关注于净氮矿化过程(表 1)。

1.1　土壤性质变化与氮矿化、固持作用的关系

大多数微生物(包括细菌、真菌和放线菌等)均可驱动有机氮进行矿化,土壤冻结通常会直接导致微生物活性下降或死亡,从而影响该过程的进行。然而,有研究发现,四次冻融循环后仍有 60% ~ 94% 的微生物可存活下来,同时还指出土壤理化性状是决定土壤微生物存活程度的关键控制因素[12]。此外,土壤微生物群落改变也会影响氮矿化过程,Larsen 等[13]发现,多次冻融循环可促使微生物群落结构从 C/N 比较高的真菌群落转变为 C/N 比较低的细菌群落,降低土壤微生物量 C/N 比,这一变化增强了微生物对无机氮的固持能力,从而可以在一定程度上减弱氮淋溶损失的风险。然而,其他研究者则指出,冻融作用并不能显著降低微生物量 C/N 比,甚至在有些时候还出现增加的现象,但土壤长期冻结则会导致微生物量 C/N 比明显增大,微生物群落结构也会往以真菌为主的方向转变而不利于微生物对无机氮的固持[14]。冻结土壤中未冻水的

存在是养分传递和微生物活动的前提，在持续几天保持土壤温度为 -5℃ 的情况下，Stahli 和 Stadler[15] 发现土壤中有大约 8% ~20% 的水未被冻结。此外，冷冻作用下土壤中的未冻水含量会随着土壤黏粒含量的增加而有所增加，当黏质土壤温度低于 -10℃ 时仍有大量的未冻水存在[16]。因此，在 0℃ 以下时，细粒土壤的微生物活性通常要高于粗粒土壤[15, 17]。在对加拿大魁北克黏性土壤和壤质土壤的培养实验中，Clark 等[17] 发现，在冰点以下温度时，黏性土壤的净氮矿化和硝化速率是壤质土壤的 3.2 倍 ~4.8 倍，但是冰冻对氮固持作用的影响结果却与之相反。然而，目前关于同一气候区域不同质地土壤氮矿化特征对冻融作用响应规律的研究还相对较少，此外，在未来研究中还有待进一步明确土壤冻融过程中未冻水含量改变与土壤氮矿化速率变化之间的关系。

表 1 冻融对土壤氮素转化过程的影响

Table 1 Effects of freeze-thaw on soil nitrogen transformation processes

研究方法 Study method	冻结(冻融)特征 Soil freezing(freeze-thaw) characteristics	冻融作用对氮素转化过程的影响 Effect of freeze-thaw on soil nitrogen transformations compared to control			
		矿化 Mineralization	固持 Immobilization	硝化 Nitrification	反硝化 Denitrification
雪被去除 Snow removed	轻度 Mild/4 m[5]	+		O	
	轻度 Mild/4 m[5]	+		O	
	轻度 Mild/3 m[23]	O		O	O
	轻度 Mild/3 m[24]	O		O	
越冬期采样 Sampling in winter	中轻度 Mild or moderate /5 m[8]	+		—	
	轻度 Mild/1 m[21]	—	+	—	
	重度 Severe/1 m[21]	+	—	+	
	轻度 Mild/1 d/1[6]	O		O	+
	重度 Severe/10 d/1[6]	+		O	+
	中轻度 Mild or moderate/133 d[17]	—	—	—	
室内模拟 Laboratory simulation	轻度 Mild/1 d/1 ~2[19]	—		—	
	轻度 Mild/1 d/3 ~10[19]	+		+	
	重度 Severe/1 d/1 ~10[19]	+		+	
	轻度 Mild/10 d/1 ~3[22]	—		—	
	中度 Moderate /10 d/1 ~3[22]	—		—	
	重度 Severe/10 d/1 ~3[22]	—		—	
	重度 Severe/1 d/1[25]				+
	轻度 Mild/89 d[26]	—		—	—
	重度 Severe/1 d/1[27]				+
	重度 Severe/7 d/1[28]	+		+/—	

注：+ 代表促进作用；— 代表抑制作用；O 代表无影响。冻结(冻融)特征一列中依次列出的是冻结强度(依据冻结时的温度进行分类，-5 ~0℃ 为轻度，-10 ~ -5℃ 为中度、< -10℃ 为重度)、冻结持续时间(月、天分别以 m 和 d 表示)和冻融循环次数 Note: Symbols of "+", "—" and "O" denotes stimulative effect, inhibitory effect and no effect. In the column of soil freezing (freeze-thaw) characteristics, freezing intensity is set to have 3 levels i.e. mild (-5 ~0℃), moderate (-10 ~ -5℃) and severe (< -10℃); for duration of freezing, m and d stands for month and day, respectively and the number of freeze-thaw cycles

1.2 冻融过程对氮矿化、固持作用的影响

Yanai 等[12] 研究指出，冻融作用显著增强了几丁质的降解能力，增加幅度可达 6%。然而，关于冻融作用对含氮聚合物降解过程影响的研究还比较少，现今的大多数研究仅关注于无机氮的改变量，中间过程如何变化迄今还不甚清楚，因此，开展冻融对含氮聚合物降解过程影响效应的研究有利于进一步深入理解土壤氮素转化机理。研究表明，当土壤温度低于 10℃ 时，土壤氨化速率通常要大于硝化速率[18]，理论上认为越冬期土壤更易积累 NH_4^+ -N。因而有研究者指出，当冻融促进氮矿化时，增加的主要是 NH_4^+ -N，而 NO_3^- -N 的变化幅度则较

小[6, 19]。但是这一变化规律在冻融过程的不同时期可能有所不同,Müller 等[20]在德国草地土壤上研究发现,与解冻期相比,冻结期土壤无机氮的变化幅度较小,冻结期和解冻初期(≤ 0℃)NH_4^+ - N 和 NO_3^- - N 浓度略微增加,前者增幅较大,但解冻后期(> 0℃)NH_4^+ - N 浓度有所下降,与之相反,NO_3^- - N 浓度则大幅增加,解冻初期氮的总矿化和净硝化速率分别为 31.2 和 0.1 mg kg^{-1} d^{-1},而在解冻后期则分别为 3.8 和 11.4 mg kg^{-1} d^{-1}。需要特别指出的是,如果越冬期内土壤无机氮被植物根系吸收利用或被微生物所固持抑或原本被晶格固定的 NH_4^+ 进行释放时,冻融对净氮矿化速率的影响结果则会出现较大的不确定性。

土壤冻结强度、冻结持续时间以及冻融循环次数等对土壤氮矿化作用均有着较大影响。周旺明等[19]发现,重度冻结较轻度冻结土壤产生的氮矿化累积量更高。Neilson 等[6]和 Zhang 等[21]也获得了相似的结果,可能的原因是轻度冻结情况下微生物仍保持着较高的活性,使得一部分氮素以气态损失或被微生物所固持,以至于出现冻融对氮矿化速率无影响甚至降低的现象,但重度冻结则通常会致使更多养分释放而促进幸存微生物进行氮矿化作用。此外,重度冻结情况下微生物的死亡程度以及解冻后微生物的存活数量和活性也是决定氮矿化特征的关键因素,当微生物死亡程度较大且活性较低时,氮矿化速率反而会随着冻结温度的降低而降低[22]。在雪被去除和越冬期原位采样实验中,研究发现,冻结持续较长时(4 - 5 个月)可使得氮矿化速率显著增加,较短时(3 个月)则无明显影响,但是,在室内模拟实验中却并未得出一致的结论(表 1),这可能与土壤样品及实验方法的差异性有关。轻度冻结条件下进行 1 ~ 2 次冻融循环时,土壤氮矿化速率均有所降低,但当冻融循环次数大于 2 次则会使得氮矿化速率明显增大[19]。Hentschel 等[22]也发现,氮矿化速率也会随着冻融循环次数的增多而有所增加。再者,考虑到冻融循环过程中有机氮含量会逐渐降低,故而氮矿化速率在一定冻融循环次数后会呈现出下降趋势。综上分析,冻融作用较为复杂地影响着土壤的氮矿化和固持过程。在研究冻融对氮矿化作用的影响时,不仅要从解聚过程、氨化过程和硝化过程等本身生物学过程考虑,还应对植物根系吸收、细根和微生物死亡后细胞裂解以及土壤结构破坏后的养分释放等相关因素进行综合分析。

2　冻融对硝化和反硝化过程的影响

硝化作用是指硝化微生物将 NH_4^+ 转化为 NO_2^- 或 NO_3^- 的过程。反硝化作用则是指在厌氧条件下,反硝化微生物将 NO_3^- 或 NO_2^- 还原转化为气态 NO、N_2O 和 N_2 的过程,这两个过程是土壤 NO_2^- 和 NO_3^- 产生和消耗的重要步骤,对调节土壤生态系统活性氮库和维持大气中氮素平衡具有重要意义[11]。

2.1　冻融过程对硝化作用的影响

根据所需碳源的不同,硝化微生物可分为自养型和异养型两种,但因为异养硝化过程还存在着较多的未知性以及测定方法的局限性,现今关于冻融作用对其影响的研究还鲜有报道。研究发现,土壤亚硝酸盐氧化菌的数量在冻融循环后会降低 44%[29]。氨氧化作用是硝化过程的限速步骤,故而氨氧化过程通常较亚硝酸盐氧化过程更受关注[11]。氨氧化细菌(AOB)和氨氧化古菌(AOA)是两种重要的自养氨氧化菌,氨单加氧酶基因(*amoA*)则常被用作分子标记来反映环境中氨氧化微生物的种类、数量和活性[11]。一般而言,硝化微生物群落对环境变化较为敏感,但土壤冻结并不总是对此类微生物产生致命伤害[30]。当土壤冻结温度低于 - 20℃时,土壤微生物的变化将微乎其微,与 - 20℃相比,土壤硝化菌的数量在温度降至 - 80℃后并未显著减少,尤其是在氮饱和土壤中[28]。土壤硝化菌有着明显的季节变化特征,在我国四川阿坝地区,Wang 等[31]发现越冬期的 AOA 和 AOB 仍保持着较高的活性,且 AOA 的数量始终大于 AOB 的数量,这一方面说明硝化微生物在冬季对土壤氮循环过程仍具有较大的贡献,另一方面则说明低温恶劣环境下 AOA 较 AOB 有着更高的适应性[32]。虽然有研究指出,AOA/AOB 比值会随着土壤碳氮有效性的降低而增大[33],但是在冻融作用未显著影响土壤碳氮含量的低氮土壤中,Su 等[34]却发现,与未冻结土壤相比,冻融作用能提升土壤 AOA/AOB 比值。此外,硝化微生物的死亡状况与土壤 pH 及其变化幅度也密切相关,在不同 pH 的土壤中,冻融过程对硝化潜力会产生显著抑制或无影响的效应[30]。

冻融格局改变对土壤硝化速率的影响结果与其对氮矿化速率的影响结果有较大的相似性(表 1)。土壤净硝化速率通常是根据冻融前后 NO_3^- - N 的差值来计算的,其计算结果会因 NO_3^- - N 被消耗程度的不同而呈现出较大差异。在此需要指出的

是,土壤冻融过程中所增加的 NO_3^- -N 不仅与土壤硝化作用的增强有关,与植物根系吸收 NO_3^- -N 能力的下降也有所关联[5]。此外,Groffman 等[22]还指出,轻度冻结后土壤 NO_3^- -N 浓度的增加主要是由于土壤结构破坏所引起的,并非是对土壤氮矿化和硝化的直接促进作用所致。冬季土壤冻结可导致硝化和反硝化菌的种群多样性降低,解冻后则会快速增加,但需要特别指出的是,反硝化菌对低温的适应性要高于硝化菌[18]。土壤解冻后反硝化作用通常能在短时间内大幅增大,而硝化作用增强则在解冻较长时间后才能出现,因此,冻融过程对硝化作用的促进效应可能会被反硝化作用的增强效应所掩盖。有研究指出,即使在冻融循环显著促进土壤硝化作用的情形下,土壤 NO_3^- -N 含量也不一定会增加,这可能与植物根系吸收以及反硝化对 NO_3^- -N 的消耗有关,从而呈现出冻融作用对净硝化速率无影响或降低的现象[6]。由此可知,仅仅根据土壤 NO_3^- -N 改变量计算得出的净硝化速率并不一定能真实反映土壤硝化作用的变化。^{15}N 同位素示踪技术可在一定程度上定量测定冻结或冻融作用下土壤硝化速率的变化[17, 20],然而,由于该方法的昂贵性及实验操作要求的精确性,广泛应用起来还存在一定的难度。再者,如何明确冻融过程中 NO_3^- -N 变化与硝化过程、根系吸收、土壤物理释放等诸多作用的关系还需要作进一步的研究。

2.2 冻融过程对反硝化作用的影响

季节变化能显著影响土壤反硝化微生物的活性,Jacinthe 等[35]研究指出,冻融过程中反硝化酶活性的降低是由于反硝化微生物数量减少所致,而并非是底物限制的原因,且频繁的耕作会导致越冬期表层土壤反硝化酶活性更大幅度的降低。在挪威云杉土壤中,Mergel 等[36]研究则发现,秋、冬及早春季节的反硝化细菌数量最高,但在夏季却处于较低的水平,作者认为这与冻融循环过程的促进作用有关。上述现象表明冻融作用下反硝化菌数量变化和反硝化酶活性改变之间可能存在着不一致性,两者的关系还有待进一步明确。冻融循环能显著增强反硝化细菌(*Alcaligenes* sp.)亚硝酸还原酶活性[37]。然而,在温度波动较大的情况下(-70 ~ 60℃),冻融循环增加了硝酸还原酶活性,但却降低了亚硝酸还原酶活性,硝酸还原酶对极端低温环境的适应性显著高于亚硝酸还原酶[38]。土壤冻结(-20℃)后,解冻初期的土壤亚硝酸盐还原酶基因(*nirK* 和 *nirS*)拷贝数显著降低,但在解冻后期与未冻结土壤间无明显差异[34]。总体而言,冻融作用可以增强土壤反硝化能力(表 1),在对加拿大黏性土壤的研究中,van Bochove 等[25]发现,冻融土壤的反硝化速率高出未冻结土壤 32%,作者指出这可能与冻融过程中小型土壤动物和微生物死亡或土壤团聚体结构破坏而引起的有机碳大量释放有关。此外,通过对湿筛法分级后的土壤团聚体反硝化活性进行测定,van Bochove 等[25]还发现,冻融循环显著增强了大团聚体(0.25 ~ 5 mm)的反硝化活性,其中粒径较小部分(0.25 ~ 2 mm)的活性更高,且冻融后的增幅更大,这可能与较小团聚体的含水量较高有关。Seech 和 Beauchamp[39]也指出,干筛法分级后的小团聚体较大团聚体具有更高的反硝化活性。由此可知,尽管两种团聚体分级方法有些差异,但是反硝化规律上却保持着较好的一致性,从而证实了不同粒级团聚体反硝化活性的差异主要与各粒级团聚体的内在特性有关,而与分级方法不同造成的差异性关联不大。研究指出,冻融作用通常会降低团聚体稳定性而导致其破碎,且冰冻对大团聚体稳定性的破坏程度大于微团聚体[3],此外,有研究者发现,土壤微团聚体稳定性会随着冻融次数的增加呈现出先增强后减弱的现象,在冻融作用发生之前保持适宜的土壤含水量则可在一定程度上增加土壤微团聚体的稳定性[40]。土壤团聚体的破碎程度将在很大程度上影响着土壤养分的释放以及氮素转化过程,今后还应深入研究冻融作用下不同粒级团聚体稳定性的变化及其对反硝化作用的贡献程度。

3 冻融对 N_2O 排放的影响

土壤是 N_2O 的重要排放源,硝化和反硝化作用通常被认为是土壤 N_2O 产生的主要过程。前人研究指出,土壤在冻结情况下仍可产生 N_2O,但与解冻期相比,冻结期和冻结-解冻过渡期的土壤 N_2O 释放量显著较低[41]。一般而言,冻融作用可促进土壤 N_2O 大量排放,越冬期土壤 N_2O 排放占全年 N_2O 排放总量的比例也较高,然而,由于种植植物、管理措施和土壤理化性质等因素的差异以及越冬期的长短不一,贡献率在较大范围内(0 ~ 89%)变动(表 2)。

3.1 冻融期 N_2O 产生排放机理

越冬期土壤 N_2O 大量排放是由多种因素共同作用所致,现今可以解释这一现象的可能机理主要有禁锢-释放、环境-底物诱导、N_2O 还原酶抑制和化

表 2　冻融期间 N_2O 排放的年贡献量及其可能机理

Table 2　Contributions to annual N_2O emissions during freeze-thaw period and possible mechanisms

质地 Texture	有机碳($g\ kg^{-1}$) Organic carbon	pH	种植植物 Plant	贡献值(%) Contribution	可能机理 Possible mechanism
黏土 Clay	29.0	6.5	饲草 Forage grass	52	(2)[48]
			大麦 Barley	52	(2)[48]
粉砂质黏土 Silty clay	18.8	6.1	大麦/向日葵 Barley/ sunflower	36	(2)+(3)[49]
壤质黏土 Loamy clay	31.1	7.2§	玉米 Maize	20~63	(2)[50]
			大豆 Soybean	17~41	(2)[50]
粉砂质黏壤土 Silty clay loam	13.1	5.9	大麦/小麦 Barley/wheat	11	(2)+(3)[49]
	15.0	6.3	大麦/小麦 Barley/wheat	27	(2)+(3)[49]
	14.8	6.1	土豆 Potato	40~58	(2)[51]
			小麦 Wheat	42~53	(2)[51]
			玉米 Maize	52~54	(2)[51]
黏壤土 Clay loam	74.0	4.0	挪威云杉 Norway spruce	84	(1)+(3)[52]
砂质黏壤土 Sandy clay loam	57.8	5.2	裸地 Bare soil	76	(2)[42]
	20.0#	7.0#	饲草 Forage grass	0~81	(2)[53]
粉砂质壤土 Silty loam	28.9	5.3	饲草 Forage grass	23	(2)[54]
	4.80	6.5	玉米/休闲 Maize/fallow	11	(2)[54]
	27.0	7.6	玉米/大豆/小麦 Maize/soybean/wheat	60	(2)[55]
壤土 Loam	36.8	5.5	裸地 Bare soil	85	(2)[42]
砂质壤土 Sandy loam	41.6	7.3	饲草 Forage grass	13	(2)[54]
	10.5	6.2	大麦/向日葵 Barley/ sunflower	46	(2)+(3)[49]
	16.3~28.7	2.9~3.2	挪威云杉 Norway spruce	24~73	(1)+(2)[46]
壤质砂土 Loamy sand	20.5	5.9	饲草 Forage grass	7	(2)[54]
	21.4	5.4	甜菜/休闲 Sugar beets/ fallow	76	(2)[54]
	24.0	6.0	饲草 Forage grass	35	(2)[48]
			大麦 Barley	89	(2)[48]

注:理化性质是基于表层土壤(0~30 cm)样品测定所得,pH 为 H_2O 浸提测定,其中§为 $CaCl_2$ 浸提测定,#为近似值。冻融期间 N_2O 大量排放的可能机理主要有:(1)禁锢-释放机理;(2)环境-底物诱导机理和(3)N_2O 还原酶抑制机理等　Note: Soil physical and chemical properties were obtained through analysis of soil samples collected from the surface (0~30 cm) soil layer and soil pH through water extraction, except for the data with § (extracted in $Cacl_2$ solutions) and # (approximate value). Potential mechanisms of large volumes of N_2O emission during freeze-thaw periods are (1) N_2O trapped in and below the frozen soil layer and released from thawed soil; (2) N_2O induced by circumstance and substrates; and (3) N_2O inhibited by N_2O reductase, etc

学反硝化增强等四种。(1)禁锢-释放机理:冻融循环虽能显著降低近地表层土壤的反硝化酶活性,但对深层土壤无明显影响[35]。故而在冻结情况下,反硝化过程仍可在深层土壤中进行,致使大量 N_2O 产生[35]。研究表明,土壤 N_2O 浓度会随着 10 cm 土层处 O_2 浓度的降低而增大,因此,在土壤冻结过程中无法测定土壤水分含量时,土壤 O_2 含量也可以被作为一个指示性指标来预测冻融过程中 N_2O 的产生情况[42]。当地表被雪被覆盖或当土壤温度接近抑或低于 0℃ 时,地气交换将会停止[26],这说明冻结层下产生的气体无法及时释放出来。因此,深层土壤中产生的 N_2O 会在冻土层下大量累积,且这一现象主要发生于冻结期和冻结-解冻过渡期,而解冻期内由土壤硝化和反硝化作用产生的 N_2O 对整个冻融期间 N_2O 释放总量的贡献程度较小[41],当土壤地表冻结层消散后,累积的 N_2O 将会在扩散性增加的情况下大量释放。(2)环境-底物诱导机理:土壤冻结通过破坏团聚体稳定性导致其破碎以及致使部分细根或微生物死亡而出现细胞裂解,释放出大量碳、氮等营养物质[3],从而增加土壤微生物活性和增强土壤碳、氮矿化能力,土壤氧气消耗量和无机氮产生量也会有所增大,再者,解冻还会增加土壤含水量,这些因素的叠加将会促使更多厌氧微域的形成,增强土壤反硝化能力,进而提升 N_2O 的

产生潜力,在霜冻敏感植物存在的情况下,由于因冻融而释放的有机碳的增多,这一现象则更为明显[43]。Müller 等[20]也指出,冻融期间 N_2O 排放量增加与 NO_3^- 有效性大幅增大后反硝化能力的增强密切相关。此外,在低的氧气浓度下,某些硝化细菌进行的反硝化作用也可产生一定的量的 N_2O。(3)N_2O 还原酶抑制机理:虽然冻融作用下的硝化过程仍可进行,但是由硝化作用产生的 N_2O 量却较少,Mürkved 等[43]发现,冻融期释放的 N_2O 仅有 -0.7% ~4.35% 来自于这一过程,这说明绝大多数的 N_2O 来源于反硝化过程。低温环境下,N_2O 产生酶较 N_2O 还原酶有更强的适应性[11,44]。N_2O 还原酶在冰点附近及以下温度时具有较低的活性,使得较少的 N_2O 被进一步还原为 N_2,从而导致解冻后土壤排放的 $N_2O/(N_2+N_2O)$ 比值较高[43-44]。(4)化学反硝化增强机理:冻融过程中 NO_2^- -N 含量会有所增加,并会因此促进化学反硝化的进行,从而使得较多的 N_2O 产生[45-46]。然而,通过比较冻融期间 γ 射线灭菌土壤和未灭菌土壤的 N_2O 排放量,Röver 等[47]发现,微生物过程产生的 N_2O 是其主要来源,而化学反硝化的贡献量则很小。迄今运用这一机理解释冻融期土壤 N_2O 大量排放现象的研究仍在少数,故而这一机理未列于表 2 中。

从表 2 可以看出,冻融期 N_2O 大量排放可能由一个或多个机理共同作用导致的,非生物过程并非是 N_2O 产生的主要过程,环境-底物诱导机理是大多数研究者所认同的。此外,还有研究者认为,解冻期大量释放的 N_2O 主要是由表层土壤新近产生的,而非来自于那些被禁锢于冻结层下早先在未冻土壤中产生的 N_2O[56]。冻融作用对某一区域的全年 N_2O 排放是否有重要影响还需要从土壤冻结程度及其持续时间方面综合考虑,因为这两者是影响冻融期 N_2O 排放强度的主要因素。通过对德国森林土壤 N_2O 排放长达 15 年的动态监测,Luo 等[57]仅在其中的 5 年发现冻融循环能显著影响全年的 N_2O 排放,这可能与这几年年均土壤温度较低以及冻结期持续时间(3 ~4 周)较长有关。此外,不同质地土壤在冻融循环作用下可能具有不同的 N_2O 排放特征,这与土壤养分释放、未冻水含量以及微生物特征等方面的差异性有关。在种植饲草的不同质地土壤上,Goossens 等[54]发现,冻融期间 N_2O 排放的贡献率大小顺序为粉砂质壤土 > 砂质壤土 > 壤质砂土,土壤黏粒含量从高到低排列,但从表 2 中却并未发现一致的结果,这可能与种植植物、土壤理化性质以及气候条件等多种因素相关,只有在同一区域才能更好地呈现出较强的规律性(表 2)。此外,农田或草场的管理措施也会明显影响冻融期间 N_2O 排放的贡献率,在我国内蒙古典型草原上,Wolf 等[53]发现,随着放牧强度的降低,贡献率则会从 0 增加至 81%。

3.2 不同产生过程对冻融期 N_2O 排放的贡献

NO/N_2O 排放量的比值可以用来判断潜在的主导微生物过程,一般而言,比值大于 1 表示 N_2O 和 NO 主要由硝化作用产生,相反则主要由反硝化作用产生。冻结期的 NO/N_2O 比值总是小于 1,说明在土壤冻结情况下反硝化是 N_2O 产生的一个重要来源[41]。此外,Ludwig 等[58]还发现,在解冻初期土壤所释放的 N_2O 有 83% 是由反硝化作用产生的,但随着解冻时间的延续,反硝化的贡献程度将会有所降低。通过低浓度乙炔抑制法对冻融作用下德国和瑞典的草地和农田土壤反硝化作用研究发现,反硝化过程产生的 N_2O 对整个冻融期 N_2O 排放量的贡献值在德国草地土壤上仅为 38%,而在其他三种土则发现绝大多数的 N_2O 来源于反硝化过程(90% ~121%)[59]。贡献值超过 100% 可能是因为乙炔抑制法研究的局限性所致,Wrage 等[60]通过对 *Nitrosomonas europaea* 和 *Nitrosospira briensis* 两种氨氧化菌的研究发现,低浓度乙炔添加虽能有效抑制 NO_2^- 的产生,但却仅能抑制 N. *europaea* 产生 N_2O,而对 N. *briensis* 产生 N_2O 的过程无明显影响。此外,低浓度乙炔还无法有效抑制异养硝化过程,使得异养硝化过程产生的 N_2O 也被归并为反硝化过程,从而可能导致反硝化过程产生的 N_2O 被高估。由于土壤 N_2O 产生机理的复杂性,迄今还不可能完全将不同产生过程一一量化,在土壤冻结情况下研究不同产生过程对 N_2O 排放的贡献只能是相对定量的结果,目前,硝化抑制剂法、乙炔抑制法、气体抑制法以及 N^{15} 同位素示踪法是常用的四种技术手段,但由于不同方法的局限性,其测定结果间存在着较大的差异,因此,如何更为有效地评估 N_2O 不同产生过程对冻融期间 N_2O 排放的贡献还具有很大挑战性。

4 结语与展望

作为作用于土壤的非生物应力,冻融作用可通过改变土壤水热情况而影响土壤的理化性质和生物学性状,进而影响到氮矿化、固持、硝化和反硝化

等关键氮素转化过程。然而,迄今关于冻融作用如何影响氮素转化过程的定量化研究仍较少[58]。^{15}N 同位素示踪法、乙炔抑制法和硝化抑制剂法等可作为定量研究的重要手段,但是由于方法的局限性通常并不能同时测定四个关键氮素转化过程的速率。仅通过测定土壤无机氮(或 NO_3^- - N)的改变量来估算净氮矿化速率(或净硝化速率)并不一定能够真实反映冻融作用下土壤氮矿化(或硝化)作用的动态变化特征,弄清不同形态氮素的主要来源,对于阐述冻融作用下土壤氮素转化机理将十分必要。硝化和反硝化作用是土壤 N_2O 产生的主要过程,非生物过程产生的 N_2O 量较少,越冬期土壤会释放大量的 N_2O,这一现象可主要通过禁锢-释放、环境-底物诱导和 N_2O 还原酶抑制等三个机理来解释,是一种或多种机理共同作用所致,然而,不同机理之间既有相互联系之处,也有相互矛盾的地方,内在机制还存在较大的不确定性。此外,还有几个问题需要进一步明确,冻结层下禁锢的 N_2O 是何时产生,累积的 N_2O 被进一步还原为 N_2 的量有多大?冻结或解冻过程中 N_2O 的产生量有多大?硝化和反硝化作用对冻结或解冻期 N_2O 排放的贡献程度如何?

一般情况下,越冬期土壤不人工施加任何肥料,但在冬季牧场中,放牧牲畜的粪尿排泄物则是一个重要的外加氮源,由于尿斑和粪斑内的氮素含量通常较高,使其成为氮素转化的重要场所[61],蛋白酶、酰胺酶和脲酶等相关酶的活性在底物诱导效应和土壤冻融过程的综合作用下的变化特征还不得而知,在此情境下,研究冻融作用如何影响牲畜粪便和尿液的降解特征将十分必要。此外,全球大多数多年冻土在全球变暖日渐加剧的环境下面临着变暖或融化的危险,这一变化将会通过影响土壤的温度动态而使得冻融格局发生改变,再者,地表雪被融化还会对土壤水分、pH 以及土壤氧化还原电位等土壤环境因子产生较大影响[4],土壤氮素转化特征及 N_2O 的产生和排放机制也可能有所不同,还有待进一步研究加以证实。通过对蒙古高原中部草地土壤冻融过程的研究,刘帅等[62]发现,冻结过程可以在一定程度上保持土壤水分,从而有利于春季草地植物的生长。周旺明等[19]还指出,冻融作用可促进土壤中有效氮的累积,为春季植物生长提供足够的氮素。虽然土壤氮库和植物氮库之间的迁移转化有着较为复杂的联系,但现今关于冻融作用如何影响植物生理生态过程和植物氮库的研究还较少。以往的研究往往较多关于冻融过程对土壤活性氮动态变化的影响,且室内模拟实验多于野外原位观测研究,研究地点多位于中、高纬度地区,对高海拔地区的研究还相对不足。青藏高原是世界上海拔最高的高原,但由于该区域的气温日较差较大,土壤日冻融循环现象较为常见,Yang 等[63]研究发现,藏北高原地区存在日冻融循环过程的天数长达 6 个月左右,这一现象如何影响高寒草地土壤的氮素转化过程和植物氮库还需在未来研究中重点加以关注。综上分析,今后应重点针对冻融扰动区进行野外原位观测研究,探明其与室内恒定条件下得出的土壤氮素转化和 N_2O 排放特征有何异同;揭示冻融作用下植物地上和地下部分的生长动态,明确其对土壤氮库的影响效应;进一步研究高海拔、高寒地区土壤氮素转化和 N_2O 排放过程对冻融作用的响应特征,为深入理解土壤氮素转化机理以及解决日益严峻的全球生态和环境问题提供理论基础。

参 考 文 献

[1] 陈伏生,曾德慧,何兴元. 森林土壤氮素的转化与循环. 生态学杂志, 2004, 23(5): 126—133. Chen F S, Zeng D H, He X Y. Soil nitrogen transformation and cycling in forest ecosystem (In Chinese). Chinese Journal of Ecology, 2004, 23(5): 126—133

[2] Denman K L, Brasseur G, Chidthaisong A, et al. Couplings between changes in the climate system and biogeochemistry. // Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2007: 501—568

[3] 王连峰,蔡延江,解宏图. 冻融作用下土壤物理和微生物性状变化与氧化亚氮排放的关系. 应用生态学报, 2007, 18(10): 2361—2367. Wang L F, Cai Y J, Xie H T. Relationships of soil physical and microbial properties with nitrous oxide emission under effects of freezing-thawing cycles (In Chinese). Chinese Journal of Applied Ecology, 2007, 18(10): 2361—2367

[4] Edwards A C, Scalenghe R, Freppaz M. Changes in the seasonal snow cover of alpine regions and its effect on soil processes: A review. Quatern Int, 2007, 162: 172—181

[5] Freppaz M, Celi L, Marchelli M, et al. Snow removal and its influence on temperature and N dynamics in alpine soils (Vallee d' Aoste, northwest Italy). J Plant Nutr Soil Sci, 2008, 71(5): 672—680

[6] Neilson C B, Groffman P M, Hamburg S P, et al. Freezing effects on carbon and nitrogen cycling in northern hardwood forest soils. Soil Sci Soc Am J, 2001, 65(6): 1723—1730

[7] Schimel J P, Bennett J. Nitrogen mineralization: Challenges of a changing paradigm. Ecology, 2004, 85(3): 591—602

[8] Christopher S F, Shibata H, Ozawa M, et al. The effect of soil freezing on N cycling: Comparison of two headwater subcatchments with different vegetation and snowpack conditions in the northern Hokkaido Island of Japan. Biogeochemistry, 2008, 88(1): 15—30

[9] Jackson L E, Burger M, Cavagnaro T R. Roots nitrogen transformations, and ecosystem services. Annu Rev Plant Biol, 2008, 59: 341—363

[10] Geisseler D, Horwath W R, Joergensen R G, et al. Pathways of nitrogen utilization by soil microorganisms: A review. Soil Biol Biochem, 2010, 42(12): 2058—2067

[11] 蔡延江,丁维新,项剑. 土壤 N_2O 和 NO 产生机制研究进展. 土壤, 2012, 44(5): 712—718. Cai Y J, Ding W X, Xiang J. Mechanisms of nitrous oxide and nitric oxide production in soils: A review. Soils, 2012, 44(5): 712—718

[12] Yanai Y, Toyota K, Okazaki M. Effects of successive soil freeze-thaw cycles on soil microbial biomass and organic matter decomposition potential of soils. Soil Sci Plant Nutr, 2004, 50(6): 821—829

[13] Larsen K S, Jonasson S, Michelsen A. Repeated freeze-thaw cycles and their effects on biological processes in two arctic ecosystem types. Appl Soil Ecol, 2002, 21(3): 187—195

[14] Sjursen H S, Michelsen A, Holmstrup M. Effects of freeze-thaw cycles on microarthropods and nutrient availability in a sub-Arctic soil. Appl Soil Ecol, 2005, 28(1): 79—93

[15] Stahli M, Stadler D. Measurement of water and solute dynamics in freezing soil columns with time domain reflectometry. J Hydrol, 1997, 195(1/4): 352—369

[16] Konrad J M, Duquennoi C. A model for water transport and ice lensing in freezing soils. Water Resour Res, 1993, 29(9): 3109—3124

[17] Clark K, Chantigny M H, Angers D A, et al. Nitrogen transformations in cold and frozen agricultural soils following organic amendments. Soil Biol Biochem, 2009, 41(2): 348—356

[18] Smith J, Wagner-Riddle C, Dunfield K. Season and management related changes in the diversity of nitrifying and denitrifying bacteria over winter and spring. Appl Soil Ecol, 2010, 44(2): 138—146

[19] 周旺明, 秦胜金, 刘景双, 等. 沼泽湿地土壤氮矿化对温度变化及冻融的响应. 农业环境科学学报, 2011, 30(4): 806—811. Zhou W M, Qin S J, Liu J S, et al. Effects of temperature and freeze-thaw on soil nitrogen mineralization in typical Calamagrostis Angustifolia wetlands in Sanjiang Plain (In Chinese). Journal of Agro-Environment Science, 2011, 30(4): 806—811

[20] Müller C, Martin M, Stevens R J, et al. Processes leading to N_2O emissions in grassland soil during freezing and thawing. Soil Biol Biochem, 2002, 34(9): 1325—1331

[21] Zhang X, Bai W, Gilliam F S, et al. Effects of in situ freezing on soil net nitrogen mineralization and net nitrification in fertilized grassland of northern China. Grass Forage Sci, 2011, 66(3): 391—401

[22] Hentschel K, Borken W, Matzner E. Repeated freeze-thaw events affect leaching losses of nitrogen and dissolved organic matter in a forest soil. J Plant Nutr Soil Sci, 2008, 171(5): 699—706

[23] Groffman P M, Driscoll C T, Fahey T J, et al. Effects of mild winter freezing on soil nitrogen and carbon dynamics in a northern hardwood forest. Biogeochemistry, 2001, 56(2): 191—213

[24] Hentschel K, Borken W, Zuber T, et al. Effects of soil frost on nitrogen net mineralization, soil solution chemistry and seepage losses in a temperate forest soil. Global Change Biol, 2009, 15(4): 825—836

[25] van Bochove E, Prevost D, Pelletier F. Effects of freeze-thaw and soil structure on nitrous oxide produced in a clay soil. Soil Sci Soc Am J, 2000, 64(5): 1638—1643

[26] Öquist M G, Nilsson M, Sörensson F, et al. Nitrous oxide production in a forest soil at low temperatures-processes and environmental controls. FEMS Microbiol Ecol, 2004, 49(3): 371—378

[27] Sharma S, Szele Z, Schilling R, et al. Influence of freeze-thaw stress on the structure and function of microbial communities and denitrifying populations in soil. Appl Environ Microbiol, 2006, 72(3): 2148—2154

[28] Gilliam F S, Cook A, Lyter S. Effects of experimental freezing on soil nitrogen dynamics in soils from a net nitrification gradient in a nitrogen-saturated hardwood forest ecosystem. Can J Forest Res, 2010, 40(3): 436—444

[29] Yanai Y, Toyota K. Effects of soil freeze-thaw cycles on microbial biomass and organic matter decomposition, nitrification and denitrification potential of soils//Hatano R, Guggenberger G. Symptom ofenvironmental change in Siberian permafrost region. Sapporo: Hokkaido University Press, 2006: 177—191

[30] Yanai Y, Toyota K, Okazaki M. Effects of successive soil freeze-thaw cycles on nitrification potential of soils. Soil Sci Plant Nutr, 2004, 50(6): 831—837

[31] Wang A, Wu F Z, Yang W Q, et al. Abundance and composition dynamics of soil ammonia-oxidizing archaea in an alpine fir forest on the eastern Tibetan Plateau of China. Can J Microbiol, 2012, 58(5): 572—580

[32] Cavicchioli R. Cold-adapted archaea. Nat Rev Microbiol, 2006, 4(5): 331—343

[33] Leininger S, Urich T, Schloter M, et al. Archaea predominate among ammonia-oxidizing prokaryotes in soils. Nature, 2006, 442(7104): 806—809

[34] Su M X, Kleineidam K, Schloter M. Influence of different litter quality on the abundance of genes involved in nitrification and denitrification after freezing and thawing of an arable soil. Biol Fert Soils, 2010, 46(5): 537—541

[35] Jacinthe P A, Dick W A, Owens L B. Overwinter soil denitrification activity and mineral nitrogen pools as affected by management practices. Biol Fert Soils, 2002, 36(1): 1—9

[36] Mergel A, Kloos K, Bothe H. Seasonal fluctuations in the population of denitrifying and N_2-fixing bacteria in an acid soil of a Norway spruce forest. Plant Soil, 2001, 230(1): 145—160

[37] Masuko M, Iwasaki H, Sakurai T, et al. Effects of freezing on

purified nitrite reductase from a denitrifier, *Alcaligenes sp*. NCIB 11015. J Biochem, 1985, 98(5): 1285—1291

[38] Arias-Negrete S, Jiménez-Romero L A, Solís-Martínez M O, et al. Indirect determination of nitric oxide production by reduction of nitrate with a freeze-thawing-resistant nitrate reductase from*Escherichia coli* MC1061. Anal Biochem, 2004, 328(1): 14—21

[39] Seech A G, Beauchamp E G. Denitrification in soil aggregates of different sizes. Soil Sci Soc Am J, 1988, 52(6): 1616—1621

[40] 王展, 张玉龙, 虞娜, 等. 冻融作用对土壤微团聚体特征及分形维数的影响. 土壤学报, 2013, 50(1): 83—88. Wang Z, Zhang Y L, Yu N, et al. Effects of freezing-thawing on characteristics and fractal dimension of soil microaggregates(In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2013, 50(1): 83—88

[41] Katayanagi N, Hatano R. N_2O emissions during the freezing and thawing periods from six fields in a livestock farm, southern Hokkaido, Japan. Soil Sci Plant Nutr, 2012, 58(2): 261—271

[42] Yanai Y, Hirota T, Iwata Y, et al. Accumulation of nitrous oxide and depletion of oxygen in seasonally frozen soils in northern Japan-Snow cover manipulation experiments. Soil Biol Biochem, 2011, 43(9): 1779—1786

[43] Mørkved P T, Dörsch P, Henriksen T M, et al. N_2O emissions and product ratios of nitrification and denitrification as affected by freezing and thawing. Soil Biol Biochem, 2006, 38(12): 3411—3420

[44] Holtan-Hartwig L, Dörsch P, Bakken L R. Low temperature control of soil denitrifying communities: Kinetics of N_2O production and reduction. Soil Biol Biochem, 2002, 34(11): 1797—1806

[45] Christianson C B, Cho C M. Chemical denitrification of nitrite in frozen soils. Soil Sci Soc Am J, 1983, 47(1): 38—42

[46] Wu X, Bruggemann N, Gasche R, et al. Environmental controls over soil-atmosphere exchange of N_2O, NO, and CO_2 in a temperate Norway spruce forest. Global Biogeochem Cy, 2010, 24: GB2012, doi:10.1029/2009GB003616

[47] Röver M, Heinemeyer O, Kaiser E A. Microbial induced nitrous oxide emissions from an arable soil during winter. Soil Biol Biochem, 1998, 30(4): 1859—1865

[48] Syvasalo E, Regina K, Pihlatie M. Emissions of nitrous oxide from boreal agricultural clay and loamy sand soils. Nutr Cycl Agroecosys, 2004, 69(2): 155—165

[49] Flessa H, Dörsch P, Beese F. Seasonal variation of N_2O and CH_4 fluxes in differently managed arable soils in southern Germany. J Geophys Res-Atmos, 1995, 100(D11): 23115—23124

[50] Johnson J M F, Archer D, Barbour N. Greenhouse gas emission from contrasting management scenarios in the northern Corn Belt. Soil Sci Soc Am J, 2010, 74(2): 396—406

[51] Ruser R, Flessa H, Schilling R, et al. Effect of crop-specific field management and N fertilization on N_2O emissions from a fine-loamy soil. Nutr Cycl Agroecosys, 2001, 59(2): 177—191

[52] Goldberg S D, Borken W, Gebauer G. N_2O emission in a Norway spruce forest due to soil frost: Concentration and isotope profiles shed a new light on an old story. Biogeochemistry, 2010, 97(1): 21—30

[53] Wolf B, Zheng X H, Brueggemann N, et al. Grazing-induced reduction of natural nitrous oxide release from continental steppe. Nature, 2010, 464(7290): 881—884

[54] Goossens A, De Visscher A, Boeckx P, et al. Two-year field study on the emission of N_2O from coarse and middle-textured Belgian soils with different land use. Nutr Cycl Agroecosys, 2001, 60(1/3): 23—34

[55] Wagner-Riddle C, Furon A, McLaughlin N L, et al. Intensive measurement of nitrous oxide emissions from a corn-soybean-wheat rotation under two contrasting management systems over 5 years. Global Change Biol, 2007, 13(8): 1722—1736

[56] Wagner-Riddle C, Hu Q C, van Bochove E, et al. Linking nitrous oxide flux during spring thaw to nitrate denitrification in the soil profile. Soil Sci Soc Am J, 2008, 72(4): 908—916

[57] Luo G J, Bruggemann N, Wolf B, et al. Decadal variability of soil CO_2, NO, N_2O, and CH_4 fluxes at the Hoglwald Forest, Germany. Biogeosciences, 2012, 9(5): 1741—1763

[58] Ludwig B, Wolf I, Teepe R. Contribution of nitrification and denitrification to the emission of N_2O in a freeze-thaw event in an agricultural soil. J Plant Nutr Soil Sci, 2004, 67(6): 678—684

[59] Priemé A, Christensen S. Natural perturbations, drying-wetting and freezing-thawing cycles, and the emission of nitrous oxide, carbon dioxide and methane from farmed organic soils. Soil Biol Biochem, 2001, 33(15): 2083—2091

[60] Wrage N, Velthof G L, Oenema O. Acetylene and oxygen as inhibitors of nitrous oxide production in*Nitrosomonas europaea* and *Nitrosospira briensis*: A cautionary tale. FEMS Microbiol Ecol, 2004, 47(1): 13—18

[61] van der Weerden T J, Luo J, de Klein C A M, et al. Disaggregating nitrous oxide emission factors for ruminant urine and dung deposited onto pastoral soils. Agr Ecosyst Environ, 2011, 141:426—436

[62] 刘帅, 于贵瑞, 浅沼顺, 等. 蒙古高原中部草地土壤冻融过程及土壤含水量分布. 土壤学报, 2009, 46(1): 46—51. Liu S, Yu G R, Jun A, et al. The thawing-freezing processes and soil moisture distribution of the steppe in central Mongolian Plateau(In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2009, 46(1): 46—51

[63] Yang M X, Yao T D, Gou X H, et al. Diurnal freeze/thaw cycles of the ground surface on the Tibetan Plateau. Chinese Sci Bull, 2007, 52: 136—139

EFFECTS OF FREEZE-THAW ON SOIL NITROGEN TRANSFORMATION AND N_2O EMISSION: A REVIEW

Cai Yanjiang[1†] Wang Xiaodan[1] Ding Weixin[2] Yan Yan[1] Lu Xuyang[1] Du Ziyin[1]

(1 *Key Laboratory of Mountain Surface Processes and Ecological Regulation, Institute of Mountain Hazards and Environment, Chinese Academy of Sciences, Chengdu* 610041, *China*)

(2 *State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing* 210008, *China*)

Abstract As a natural phenomenon, soil freeze-thaw processes often occur in the regions of mid-and high latitudes and high altitude. Freeze-thaw can alter the soil physicochemical and biological properties, which thereby results in changes in soil nitrogen transformation and N_2O production and hence emission. Up to now, the impacts of freeze-thaw processes on soil nitrogen transformation found in previous studies remain inconsistent and large discrepancies have been found in the data on the contributions of N_2O losses during freeze-thaw period to annual emissions. In addition, this review also addresses the effects of freezing or a freeze-thaw cycle on major soil nitrogen transformation processes, including mineralization, immobilization, nitrification and denitrification, and possible explanations are discussed. Meanwhile, four potential mechanisms relating to N_2O emission intensity during the freeze-thaw period, such as N_2O trapped in and below the frozen layer and released from thawed soil, N_2O induced by circumstance and substrates, N_2O inhibited by N_2O reductase and N_2O enhanced by chemodenitrification, are systematically analyzed. The implications of global warming for soil freeze-thaw patterns are addressed, as well as the need to investigate alteration of soil nitrogen transformation and N_2O emission as affected by these circumstances. At last, some theoretical problems and perspectives of the study are brought forward.

Key words Freeze-thaw process; Soil; Nitrogen transformation; Nitrous oxide; Climate change

(责任编辑:檀满枝)