

# 氮磷添加对内蒙古温带典型草原净氮矿化的影响

罗亲普<sup>1</sup> 龚吉蕊<sup>1\*</sup> 徐 沙<sup>1</sup> 宝音陶格涛<sup>2</sup> 王忆慧<sup>1</sup> 翟占伟<sup>1</sup> 潘 琰<sup>1</sup>  
刘 敏<sup>1</sup> 杨丽丽<sup>1</sup>

<sup>1</sup>北京师范大学地表过程与资源生态国家重点实验室, 北京师范大学资源学院, 北京 100875; <sup>2</sup>内蒙古大学生命科学学院, 呼和浩特 010021

**摘 要** 氮素矿化是决定土壤供氮能力的重要生态过程, 也是目前国内外土壤氮循环研究的重点。养分添加在调节土壤的氮转化方面起着重要的作用。该文以内蒙古锡林河流域温带典型草原为研究对象, 通过不同水平的氮(N)和磷(P)养分添加实验, 利用树脂芯原位培养法分析研究不同水平施氮、施磷对生长季草地土壤氮矿化的影响。结果表明: 高氮处理对草地土壤硝态氮( $\text{NO}_3^-$ -N)、铵态氮( $\text{NH}_4^+$ -N)及无机氮都有明显的影响, 其中 $25 \text{ g N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 和 $10 \text{ g N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 高氮处理显著提高了无机氮含量,  $25 \text{ g N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 高氮处理显著增加土壤的 $\text{NO}_3^-$ -N及 $\text{NH}_4^+$ -N含量。与施氮相比, 施磷处理对土壤 $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NH}_4^+$ -N及无机氮的影响较为有限, 只有 $12.5 \text{ g P}_2\text{O}_5\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 的磷处理显著促进了 $\text{NO}_3^-$ -N及无机氮含量。高氮处理对草地土壤氮素转化有明显影响, 其中 $25 \text{ g N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 高氮处理对净硝化速率、氨化速率及矿化速率都有显著的促进作用, 说明高梯度的施氮处理有利于提高土壤的供氮能力。氮是内蒙古锡林河流域草原生态系统有机氮矿化的限制因子。与施氮相比, 施磷处理对草地土壤氮转化的作用较为有限, 仅有 $12.5 \text{ g P}_2\text{O}_5\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1} + 2 \text{ g N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 处理显著促进生长季中期的净氨化速率。说明施磷对土壤氮转化的影响弱于施氮的影响。养分添加显著提高了草地的地上生物量。养分添加情景下, 土壤湿度与净矿化速率极显著相关, 表明湿度是影响该区域温带草原土壤氮矿化的主效因素。环境因子(如有机碳含量、土壤全氮及土壤C/N)与不同氮处理下的净矿化速率之间显著相关, 而土壤微生物碳、氮含量与土壤氮矿化均没有显著相关性。

**关键词** 温带草原; 氮磷添加; 氮矿化; 无机氮; 影响因子

**引用格式:** 罗亲普, 龚吉蕊, 徐沙, 宝音陶格涛, 王忆慧, 翟占伟, 潘琰, 刘敏, 杨丽丽 (2016). 氮磷添加对内蒙古温带典型草原净氮矿化的影响. 植物生态学报, 40, 480–492. doi: 10.17521/cjpe.2015.0374

## Effects of N and P additions on net nitrogen mineralization in temperate typical grasslands in Nei Mongol, China

LUO Qin-Pu<sup>1</sup>, GONG Ji-Rui<sup>1\*</sup>, XU Sha<sup>1</sup>, BAOYIN Taogetao<sup>2</sup>, WANG Yi-Hui<sup>1</sup>, ZHAI Zhan-Wei<sup>1</sup>, PAN Yan<sup>1</sup>, LIU Min<sup>1</sup>, and YANG Li-Li<sup>1</sup>

<sup>1</sup>State Key Laboratory of Earth Surface Processes and Resource Ecology, Beijing Normal University, College of Resources Science & Technology, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; and <sup>2</sup>College of Life Sciences, Inner Mongolia University, Hohhot 010021, China

### Abstract

**Aims** Nitrogen (N) mineralization is an important ecological process which determines soil N supplying ability, and it is a key research domain of soil N cycling worldwide at present. Nutrient addition can play a key role in regulating soil N transformations. The objective of the study was to evaluate the effects of different levels of N and P additions on *in situ* N mineralization during growing seasons in the temperate grasslands.

**Methods** We conducted an field N and P fertilization addition experiment in the temperate grassland in Nei Mongol in June 2014. Five levels of N ( $0\text{--}25 \text{ g N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ), five levels of P ( $0\text{--}12.5 \text{ g P}_2\text{O}_5\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ) addition treatments, and a control were set up. We measured the *in situ* net mineralization rate, ammonification rate, and nitrification rate using the resin core incubation technique once a month from July to October 2014. Aboveground biomass and some selected soil chemical and microbial properties were also measured in the study.

**Important findings** High nitrogen addition did significantly affect the contents of inorganic N. High N addition levels ( $25 \text{ g N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1} + 1 \text{ g P}_2\text{O}_5\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$  and  $10 \text{ g N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1} + 1 \text{ g P}_2\text{O}_5\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ) significantly increased soil inorganic N content, and the  $25 \text{ g N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1} + 1 \text{ g P}_2\text{O}_5\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$  treatment markedly increased soil nitrate- ( $\text{NO}_3^-$ -N) and ammonium-N ( $\text{NH}_4^+$ -N). Compared to N addition, P addition had limited effects on soil inorganic N,  $\text{NO}_3^-$ -N and  $\text{NH}_4^+$ -N. Only the  $12.5 \text{ g P}_2\text{O}_5\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1} + 2 \text{ g N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$  treatment significantly increased soil ammonium-N

收稿日期 Received: 2015-10-20 接受日期 Accepted: 2016-03-26

\* 通信作者 Author for correspondence (E-mail: jrgong@bnu.edu.cn)

and inorganic N. N addition did significantly affect microbial N transformation rates. The  $25 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1} + 1 \text{ g P}_2\text{O}_5 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  treatment significantly stimulated soil net N nitrification rate, mineralization rate and ammonification rate, suggesting that high N addition can effectively improve soil available N supply. N was a limiting factor to soil organic N mineralization in the study area. P addition had negligible effects on soil net N mineralization and nitrification rates, and only the  $12.5 \text{ g P}_2\text{O}_5 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1} + 2 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  treatment significantly enhanced ammonification rate in the middle of growing season. The results also indicated that impacts of P addition on soil N mineralization were weaker than impacts of N. Moreover, N and P addition significantly increased aboveground biomass. Under the N and P addition, soil moisture was significantly correlated with net mineralization and nitrification rate, which suggested that it was one of the dominant factors affecting N. Net N mineralization and nitrification rate under N fertilization was significantly correlated with environmental factors (soil organic C, soil C/N and soil total N). Soil N mineralization was not positively correlated with the soil microbial biomass N or C.

**Key words** temperate grassland; N and P additions; nitrogen mineralization; soil inorganic N; affecting factor

**Citation:** Luo QP, Gong JR, Xu S, Baoyin T, Wang YH, Zhai ZW, Pan Y, Liu M, Yang LL (2016). Effects of N and P additions on net nitrogen mineralization in temperate typical grasslands in Nei Mongol, China. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 40, 480–492. doi: 10.17521/cjpe.2015.0374

氮和磷是陆地生态系统限制生长的关键养分因子, 对植物的生长有十分重要的作用, 影响着生态系统的生产力和生态过程(Elser *et al.*, 2007; Vitousek *et al.*, 2010)。土壤氮矿化是土壤有机态氮在微生物作用下转化为无机态氮的过程, 是保持土壤氮可利用性的主要方式, 也是生态系统氮循环的重要环节(Abera *et al.*, 2012)。因此, 对土壤氮矿化的动力学机制的理解非常必要。微生物是土壤氮转化的主体, 由微生物驱动的氮转化过程包括生物固氮作用、硝化作用、反硝化作用和氨化作用等(Holst *et al.*, 2007; Müller *et al.*, 2007), 并受到生物与非生物因子(如土壤温度、湿度、有机质及微生物群落结构等)的影响(Zaman & Chang, 2004; Liu *et al.*, 2010)。养分添加在调节土壤的氮转化方面起着重要的作用(Zhang *et al.*, 2012)。草地养分添加是提高草地生态系统生产力的有效策略, 添加养分(如氮、磷)能增加土壤无机氮库, 同时可激发土壤有机质的分解(Köchy & Wilson, 2001; 张璐等, 2009; Wang *et al.*, 2014)。目前, 氮添加对草地土壤氮矿化影响方面的研究已取得一定进展, 其研究结果因土壤养分含量、气候类型、施氮时间尺度长短及其剂量或类型的不同而有所差异(Aggangan *et al.*, 1998; 刘碧荣等, 2015)。一般情况下, 氮添加对土壤有机氮的矿化及硝化速率具有促进作用。但是, 一些研究表明氮素添加对土壤矿化没有明显影响, 或对其具有负面作用(Emmett *et al.*, 1998; Jussy *et al.*, 2004; Wang *et al.*, 2014; Ma *et al.*, 2011)。磷是草地生态系统植物生长和重要生态过程的主要限制因子, 在养分循环

中具有一定的调控作用(Vance *et al.*, 2003)。磷添加直接影响着草地土壤无机氮的形式、浓度以及氮矿化过程, 是影响氮矿化作用的重要因子(Li *et al.*, 2010; Wang *et al.*, 2014)。尽管国内外有关氮添加与草地土壤矿化这一领域的研究较多, 但关于草地土壤净矿化作用对磷添加的响应方面的研究仍非常有限(Wang *et al.*, 2014), 其深入的机制仍不甚清楚, 这方面的研究鲜见报道。地处欧亚大陆温带干旱、半干旱区的内蒙古草原是我国北方温带草原的主体, 储存了大量的土壤碳, 在我国草地碳氮平衡中具有重要地位(朴世龙等, 2004)。20世纪60年代以来, 因农业用地增加、大陆性干旱气候因素及大规模放牧的影响, 内蒙古区域温带半干旱草原退化较严重, 并且其生态系统维持较低的土壤氮、磷养分水平(Hooper & Johnson, 1999; Cao *et al.*, 2004; 乌恩等, 2006; Zhang & Han, 2008)。近几十年来, 随着化肥的使用及大气氮沉降的增加, 草地生态系统的养分水平不断增加, 我国草地生态系统仍面临较高的氮沉降量(Lü & Tian, 2007; Yang *et al.*, 2012)。虽然近年来关于半干旱区草地土壤氮矿化对氮添加的响应方面已有一定的研究, 但仅限于室内培养条件(张璐等, 2009; Liu *et al.*, 2015)。室内培养与自然生态系统的氮矿化相比有一定局限性。而树脂芯方法通过野外原位培养, 能较好地反映土壤氮的实际氮矿化速率(Bhagal *et al.*, 1999)。基于以往研究的问题和局限性, 本研究以内蒙古温带典型草原为研究对象, 通过在生长季的野外树脂芯原位培养观测, 了解不同氮、磷添加水平对我国内蒙古温带典型草原土壤

无机氮含量的影响,探讨不同水平氮、磷添加对土壤氮净矿化、硝化及氨化速率的影响,并结合环境和生物因子,分析其与土壤氮矿化的关系,认识养分水平增加以及协同有关环境及生物因子对内蒙古温带草原土壤氮转化的影响效应。

## 1 材料和方法

### 1.1 研究区概况

该实验在中国内蒙古锡林浩特内蒙古大学毛登牧场生态实验站(116.03°–116.50° E, 44.80°–44.82° N)开展。此地气候属于温带大陆性气候,年平均气温0–1 °C,年积温1 800 °C,年降水量300–360 mm,降水多集中在6–8月,无霜期90–115天,具有光、热、水同期的特点。土壤以栗钙土为主,有少量褐色土,栗钙土层15–80 cm,土质比较肥沃。植被群落以大针茅(*Stipa grandis*)和羊草(*Leymus chinensis*)为主。

### 1.2 实验设计

氮添加试验设置6个水平处理,分别为对照(CK,未添加氮素和磷素)、N1 (0 g N·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup> + 1 g P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>)、N2 (2 g N·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup> + 1 g P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>)、N3 (5 g N·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup> + 1 g P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>)、N4 (10 g N·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup> + 1 g P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>)和N5 (25 g N·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup> + 1 g P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>),其设置依据Liu等(2013)文献。每个处理3次重复,共计18个实验小区(面积为6 m × 6 m)。氮肥为硝酸铵(NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>)。为确保不受磷限制,除对照外,各处理小区添加一定量的磷素(1 g P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>·m<sup>-2</sup>)。

磷添加设置为对照(CK,未添加氮素和磷素)、P1 (0 g P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup> + 2 g N·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>)、P2 (1 g P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup> + 2 g N·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>)、P3 (2.5 g P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup> + 2 g N·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>)、P4 (5 g P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup> + 2 g N·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>)和P5 (12.5 g P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup> + 2 g N·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>) 6个水平处理,磷肥为NaH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>。除对照外,每个小区都添加一定量的氮素(2 g N·m<sup>-2</sup>)。每个水平3个重复;共计18个小区。所有小区和处理都随机排列。相邻小区之间设置1 m的缓冲带。2014年6月一次性均匀喷施。

### 1.3 取样与处理

利用树脂芯方法(Bhogal *et al.*, 1999)对生长季的土壤净氮矿化情况进行测定。实验自2014年7月15日开始,在各小区随机选择具有代表性的样点,齐地面剪去地上植被后,用PVC管(内径8 cm,高12 cm)取4管0–10 cm土层的土,装入1个自封袋内混

匀,用于测定NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N和NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N的初始值。垂直安装PVC管,然后将管取出,去除底部2 cm的土壤后,依次放入滤纸、阴离子交换树脂袋、滤纸、石膏垫,最后将PVC管埋入原处进行野外定位培养。试验于2014年7月15日埋入第1批培养管,以后每隔30天取回上次埋入的培养管,再置新管,直至2014年10月15日结束。土壤样品采集后,立即低温保存,用于测定无机氮(矿质氮)的浓度。

### 1.4 测定方法

NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N含量利用传统的浸提-靛酚兰比色法(郑必昭, 2013)测定, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N含量采用紫外分光光度法(郑必昭, 2013)测定,阴离子交换树脂所吸附淋溶的NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N采用双波段分光光度法(郑必昭, 2013)测定。根据培养前后土壤无机氮含量之差,分别计算土壤氮素的净硝化速率、净氨化速率和净氮矿化速率等指标(Liu *et al.*, 2010),具体公式如下。

$$R_M = (N_{AA} + N_{AN} + N_E) - (N_{BA} + N_{BN}) / T \quad (1)$$

$$R_A = (N_{AA} - N_{BA}) / T \quad (2)$$

$$R_N = (N_{AN} + N_E - N_{BN}) / T \quad (3)$$

式中,  $N_{BA}$ 为培养前的NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N量;  $N_{BN}$ 为培养前的NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N含量;  $N_E$ 为淋溶硝氮含量;  $N_{AA}$ 为培养后的NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N量;  $N_{AN}$ 为培养后的NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N含量;  $R_M$ 为净矿化速率;  $R_A$ 为净氨化速率;  $R_N$ 为净硝化速率;  $T$ 为培养时间。

### 1.5 环境及生物因子的测定

利用土壤温度和土壤水分传感器在每一个培养时期测定15 cm深度的土壤温度和湿度。2014年8月中旬,在每个小区内按Z字形选取5个采样点,去除采样点地表的植被,用内径5 cm的土钻分3层(0–10、10–20和20–30 cm)取土壤样品,每一采样点的不同层次样品混匀后装入塑料封袋中,将5袋土样带回实验室。一部分用于土壤理化性质的测定,另一部分置于–20 °C冰箱保存,用于土壤微生物生物量测定。土壤有机质测定采用重铬酸钾氧化-外加热法(Nelson & Sommers, 1996);土壤全碳、全氮利用基于元素分析仪(Vario MAX CN, Elementar, Hanau, Germany)的杜马斯催化燃烧法(Chatterjee *et al.*, 2009)测定。土壤微生物量碳和氮利用氯仿熏蒸浸提法(Vance *et al.*, 1987)进行测定。

### 1.6 生物量的测定

2014年8月中旬,在植物生长高峰期,在不同水平氮、磷添加处理下的每块样地中选择3个1 m ×

1 m的样方进行群落生物量调查, 齐地面剪取样方地上部分, 带回实验室在70 °C下烘干至恒质量。

## 1.7 统计分析

运用SPSS 13.0软件对数据进行分析, 利用一般线性模型对整个试验期间各氮或磷添加处理的土壤 $\text{NO}_3^-$ -N和 $\text{NH}_4^+$ -N含量、无机氮含量、净硝化和氨化速率以及净矿化速率进行重复测量方差分析; 并对每个月各施氮、磷水平处理的各指标进行单因素方差分析(one-way ANOVA), 采用最小显著差数法(least significant difference, *LSD*)进行多重比较。统计显著水平均为 $\alpha = 0.05$ 。利用Pearson相关分析了解草地净硝化速率、净氨化速率和净矿化速率与影响因子的相关关系。

## 2 结果

### 2.1 氮添加对土壤无机氮的影响

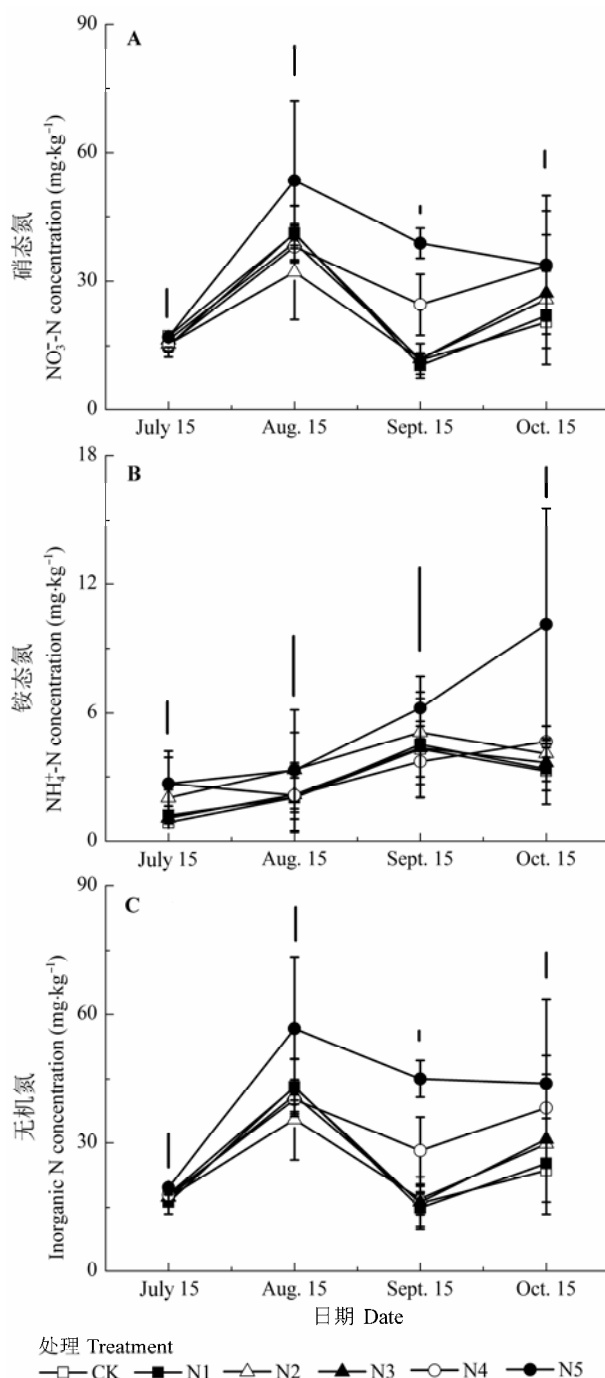
在整个试验期间, 6种不同施氮处理之间的土壤 $\text{NO}_3^-$ -N含量存在显著差异( $p < 0.05$ )。相比于CK, N5处理显著增加了 $\text{NO}_3^-$ -N浓度( $p < 0.05$ )。各施氮处理的 $\text{NO}_3^-$ -N含量存在相似的季节内变化(图1A), 从7月至8月缓慢上升, 并在8月达到最大值, 而9月和7月较小。不同氮处理下的 $\text{NO}_3^-$ -N含量的变化范围为10.40–53.45  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

在整个试验期间, 不同施氮处理之间的 $\text{NH}_4^+$ -N含量呈现边缘显著差异( $p = 0.083$ )。相比于CK, 处理N5显著增加了 $\text{NH}_4^+$ -N含量( $p < 0.05$ )。各施氮处理的 $\text{NH}_4^+$ -N存在相似的季节内变化, 其含量随着培养期间的延长而逐渐增加(图1B)。在整个实验时期, 与CK相比, N1、N2、N3、N4及N5的 $\text{NH}_4^+$ -N含量分别提高了6.1%、38.34%、7.40%、25.46%及113%。不同氮处理下 $\text{NH}_4^+$ -N含量的变化范围为0.90–6.24  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。经过氮添加及原位培养后, 施氮处理和对照的 $\text{NO}_3^-$ -N含量都大于 $\text{NH}_4^+$ -N, 仍是土壤无机氮的主要存在形式。

在整个生长季, 不同施氮处理之间的无机氮含量存在显著差异( $p < 0.05$ ), 与CK相比, N4和N5显著增加了土壤的无机氮含量( $p < 0.05$ )。各施氮处理的无机氮存在相似的季节内变化(图1C), 其含量在8月达到最高峰。

### 2.2 磷添加对土壤无机氮的影响

在整个试验时期, 不同施磷处理之间的 $\text{NO}_3^-$ -N含量差异边缘显著( $p = 0.061$ ); 相比于CK, P5 (12.5



**图1** 不同氮处理下的土壤 $\text{NO}_3^-$ -N (A)、 $\text{NH}_4^+$ -N (B)及无机氮含量(C)的时间变化(平均值 $\pm$ 标准偏差,  $n = 3$ )。竖线表示不同氮处理间的差异显著性( $p < 0.05$ )。CK, 对照, 未添加氮素和磷素。N1、N2、N3、N4、N5分别添加氮素0、2、5、10、25  $\text{g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , 添加磷素1  $\text{g P}_2\text{O}_5 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。

**Fig. 1** Temporal variations of soil  $\text{NO}_3^-$ -N (A),  $\text{NH}_4^+$ -N (B) and soil inorganic N concentration (C) under different N treatments (mean  $\pm$  SD,  $n = 3$ ). The vertical line denotes the least significant difference among different N treatments ( $p < 0.05$ ). CK, control, without nitrogen and phosphorus. N1, N2, N3, N4, N5 add nitrogen 0, 2, 5, 10, 25  $\text{g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , respectively. Other than in the control, 1  $\text{g P}_2\text{O}_5 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  is added to each treatment.

g  $P_2O_5 \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$ )处理显著增加了 $NO_3^-$ -N浓度( $p < 0.05$ )。不同施磷处理的 $NO_3^-$ -N含量存在相似的季节内变化模式,从7月至8月逐渐上升,并在8月达到最大值,而9月份为最小值(图2A)。不同施磷处理下 $NO_3^-$ -N含量的变化范围是7.70–47.60  $mg \cdot kg^{-1}$ 。在整个生长季节, $NH_4^+$ -N含量在不同磷处理之间未呈现显著差异,磷添加并未显著影响 $NH_4^+$ -N浓度( $p > 0.05$ )。在整个实验期间,P5处理的平均 $NH_4^+$ -N含量最大,略高于CK,二者的比例为1.27。不同磷处理的 $NH_4^+$ -N存在一定的季节内波动,但处理间变化格局并不相似(图2B);总体上,各处理 $NH_4^+$ -N都随着实验时间的延长而逐渐增加,而10月份的 $NH_4^+$ -N略有变小,其变化范围为0.77–6.85  $mg \cdot kg^{-1}$ 。此外,在整个培养期间,5种施磷处理下的平均土壤无机氮含量均高于CK,其中P5处理的无机氮含量为CK的1.25倍( $p < 0.05$ )。

### 2.3 氮添加对土壤氮素转化的影响

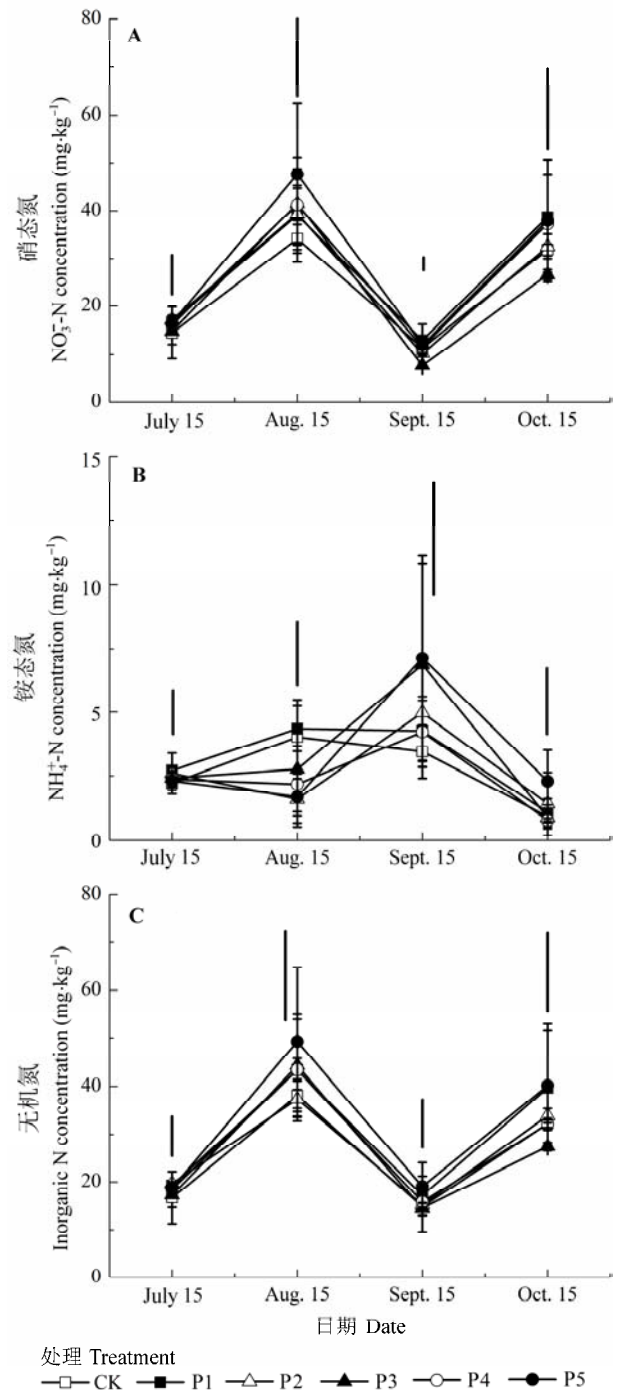
在整个试验期间,处理N1、N2、N3及N4并未显著影响净硝化速率,但处理N5显著增加了净硝化速率( $p < 0.05$ )。不同施氮处理的净硝化速率动态变化如图3A所示。实验初期(7月至8月)各氮处理的净硝化速率最高,实验中期(8月至9月)的净硝化速率出现负值,而至实验末期(9月至10月)时的净硝化速率有所回升。各施氮处理下净硝化速率的变化范围为–0.67–1.22  $mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$ 。

在整个生长季节,净氨化速率在不同氮处理之间存在显著的差异( $p < 0.05$ )。相比于CK, N5处理显著增加了净氨化速率( $p < 0.05$ )。施氮处理下的净氨化速率存在明显的季节内变异格局(图3B),8月至9月达到高峰。N5和CK处理的平均净氨化速率为0.083和0.026  $mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$ 。

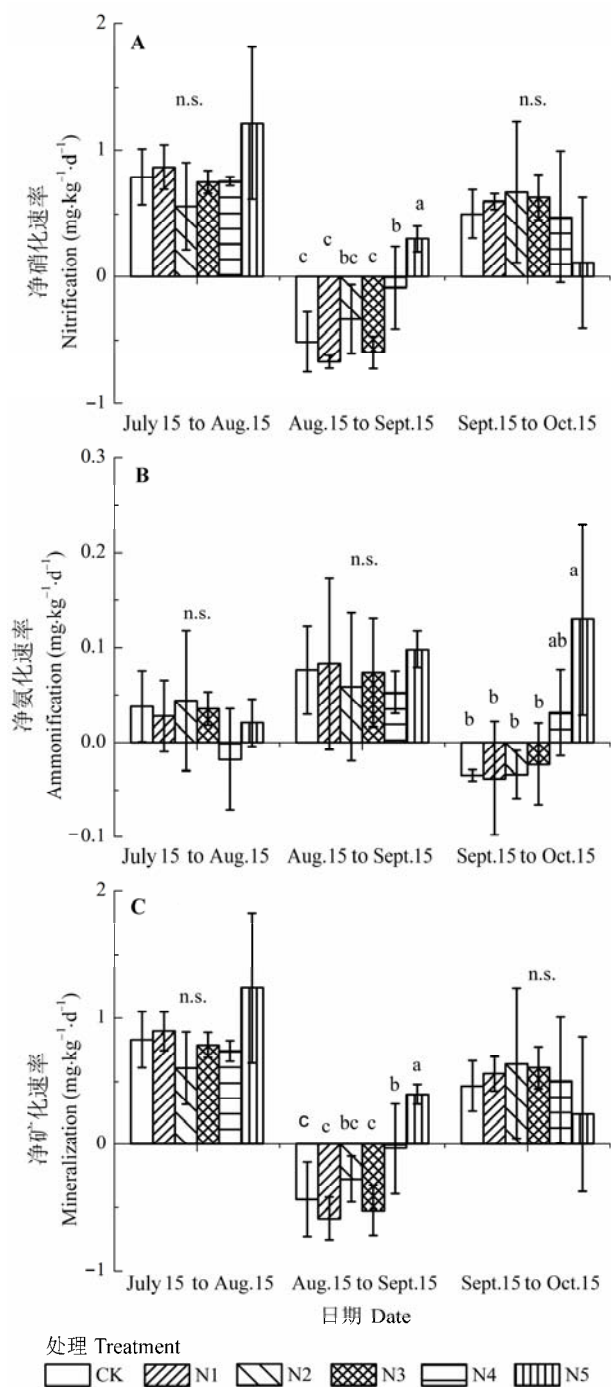
在整个培养时期内,净矿化速率在不同氮处理之间存在边缘显著差异( $p = 0.08$ )。相比于CK,处理N5显著增加了净矿化速率( $p < 0.05$ )。氮处理下净矿化速率的动态变化如图3C所示,并与硝化速率的变化相似。不同施氮处理下的净矿化速率变化范围为–0.58–1.24  $mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$ 。

### 2.4 磷添加对土壤氮素转化的影响

在整个试验期间,净硝化速率在不同磷处理之间未达到显著水平。方差分析表明,相比于CK,其他5种施磷处理并未显著提高净硝化速率。不同磷处理下的净硝化速率均表现出季节内变化波动,并且



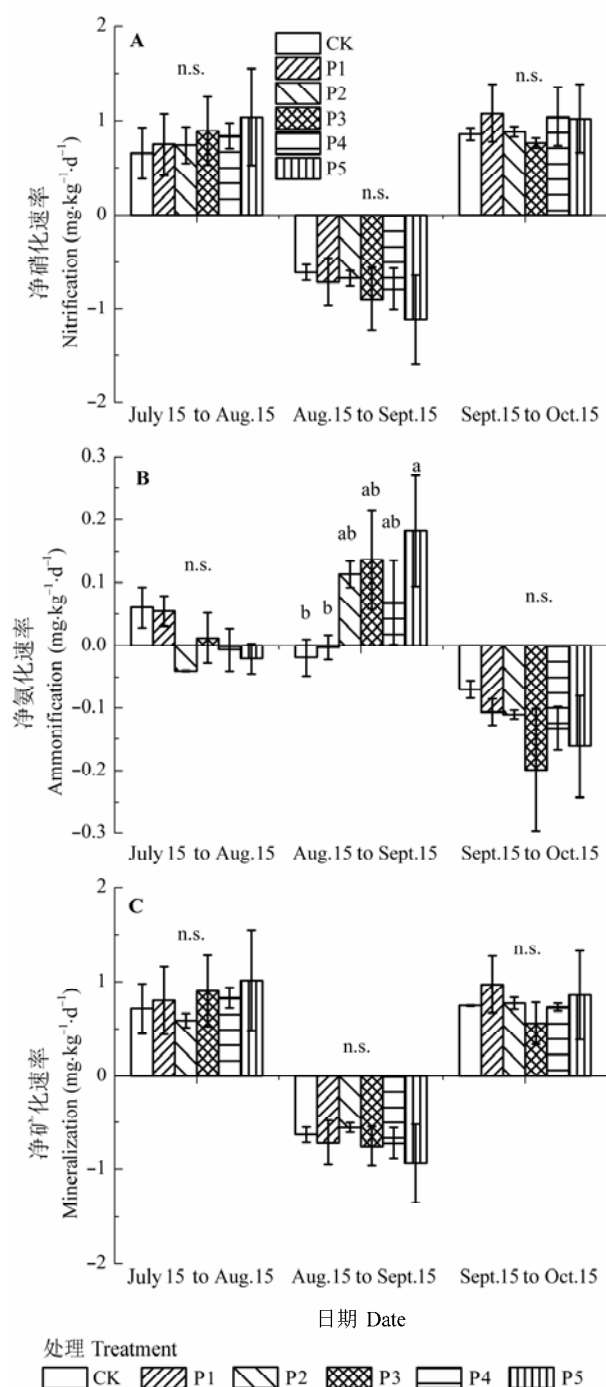
**图2** 不同磷处理下的土壤 $NO_3^-$ -N (A)、 $NH_4^+$ -N (B)及无机氮含量(C)的时间变化(平均值 $\pm$ 标准偏差,  $n = 3$ )。竖线表示不同磷处理间的差异显著性( $p < 0.05$ )。CK, 对照, 未添加氮素和磷素。P1、P2、P3、P4、P5分别添加磷素0、1、2.5、5、12.5 g  $P_2O_5 \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$ , 添加氮素2 g  $N \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$ 。  
**Fig. 2** Temporal variations of soil  $NO_3^-$ -N (A),  $NH_4^+$ -N (B) and soil inorganic N concentration (C) under different P treatments (mean  $\pm$  SD,  $n = 3$ ). The vertical line denotes the least significant difference among different P treatments ( $p < 0.05$ ). CK, control, without nitrogen and phosphorus. P1, P2, P3, P4, P5 add phosphorus 0, 1, 2.5, 5, 12.5 g  $P_2O_5 \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$ , respectively. Other than in the control, 2 g  $N \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$  is added to each treatment.



**图3** 不同氮处理下,不同时间段的净硝化速率(A)、氨化速率(B)及矿化速率(C) (平均值 $\pm$ 标准偏差,  $n=3$ )。不同字母代表差异显著( $p < 0.05$ )。n.s.表示处理间差异不显著。处理同图1。

**Fig. 3** Soil net N nitrification (A), ammonification rates (B) and mineralization rates (C) in different periods under different N treatments (mean  $\pm$  SD,  $n=3$ ). Different lowercase letters represent significant differences at  $p < 0.05$ . Non-significant differences are indicated by n.s. Treatment see Fig. 1.

各处理的变化趋势基本一致(图4A); 其中, 8月至9月的净硝化速率出现负值。各施磷处理下净硝化速



**图4** 不同磷处理下,不同时间段的净硝化速率(A)、氨化速率(B)及净矿化速率(C) (平均值 $\pm$ 标准偏差,  $n=3$ )。同一培养时期比较,不同字母代表差异显著( $p < 0.05$ )。n.s.表示处理间差异不显著。处理同图2。

**Fig. 4** Soil net N nitrification (A), ammonification rates (B) and mineralization rates (C) in different periods under different P treatments (mean  $\pm$  SD,  $n=3$ ). Different lowercase letters represent significant differences at  $p < 0.05$ . Non-significant differences are indicated by n.s. Treatment see Fig. 2.

率的变化范围是 $-1.12-1.08 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 。

在整个培养期间, 6种施磷处理的净氨化速率不



存在显著差异。但在8月至9月, P5处理的净氨化速率显著高于CK ( $p < 0.05$ )。由图4B还可看出, 不同磷处理下的净氨化速率存在明显的季节内变化模式, 生长季中期(8月15日至9月15日)达到最高峰, 而进入生长季末期(9月15日至10月15日)后降低。

在整个生长季节, 净矿化速率在不同施磷处理之间并未达到显著水平。不同施磷处理的净氮矿化速率的动态变化如图4C所示, 其中8月至9月的净氮矿化速率出现负值(表示培养后的值低于初始值), 并为整个实验期间的最低值。

2.5 地上生物量

氮添加显著提高了草地的地上生物量( $p < 0.05$ )(图5A), 其中以N4最为明显。地上生物量在不同磷处理间存在显著差异( $p < 0.05$ ), 与对照相比, P4、P3及P2显著提高了地上生物量( $p < 0.05$ )(图5B)。

2.6 环境及生物因子与土壤氮转化的关系

氮添加条件下土壤净矿化速率随土壤湿度的增加而升高, 净氮矿化速率和硝化速率与土壤湿度均极显著正相关( $p < 0.001$ )(表1)。而土壤温度与净氮矿化及硝化速率间的相关性不显著, 与氨化速率

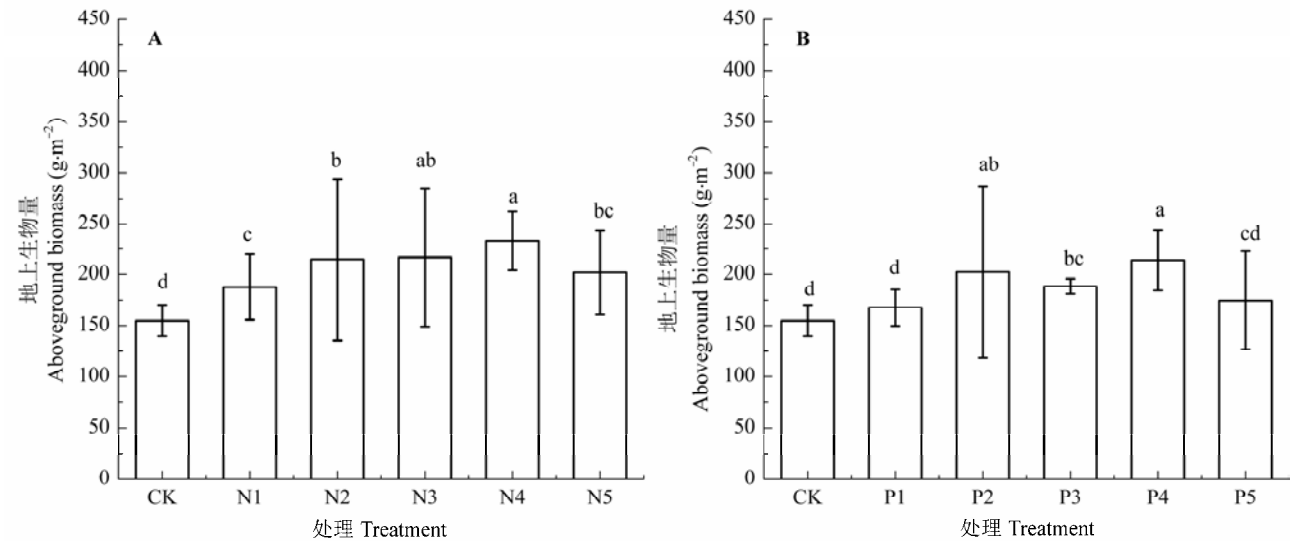


图5 2014年8月份不同氮(A)、磷处理(B)下的地上生物量(平均值±标准偏差,  $n = 3$ )。不同字母分别表示处理间差异显著( $p < 0.05$ )。CK, 对照, 未添加氮素和磷素。N1、N2、N3、N4、N5分别添加氮素0、2、5、10、25  $\text{g N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ , 添加磷素1  $\text{g P}_2\text{O}_5\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。P1、P2、P3、P4、P5分别添加磷素0、1、2.5、5、12.5  $\text{g P}_2\text{O}_5\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ , 添加氮素2  $\text{g N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。

Fig. 5 The aboveground biomass under different N (A) and P addition treatments (B) in August of 2014 (mean  $\pm$  SD,  $n = 3$ ). Different lowercase letters represent significant differences at  $p < 0.05$ . CK, control, without nitrogen and phosphorus. N1, N2, N3, N4, N5 add nitrogen 0, 2, 5, 10, 25  $\text{g N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ , respectively. P1, P2, P3, P4, P5 add phosphorus 0, 1, 2.5, 5, 12.5  $\text{g P}_2\text{O}_5\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ , respectively. Other than in the control, 1  $\text{g P}_2\text{O}_5\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$  is added to each treatment in the N addition experiment, and 2  $\text{g N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$  is added to each treatment in the P addition experiment.

表1 不同氮处理下的净矿化、硝化及氨化速率与环境及生物因子之间的相关性

Table 1 Correlation between environmental/biological factors and net N mineralization, nitrification, and ammonification rates under different N addition treatments

环境及生物因子 Environment/biological factor	净矿化速率 Mineralization ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ )	净硝化速率 Nitrification ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ )	净氨化速率 Ammonification ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ )
土壤湿度 Soil moisture (V/V)	0.825***	0.813***	0.323
土壤温度 Soil temperature ( $^{\circ}\text{C}$ )	0.142	0.114	0.245*
土壤有机碳 Soil organic C ( $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	0.887*	0.879*	0.418
土壤全氮 Soil total N (%)	0.848*	0.830*	0.612
土壤碳氮比 Soil C:N ratio	0.849*	0.858*	0.014
微生物碳 Microbial biomass C ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	0.422	0.410	0.396
微生物氮 Microbial biomass N ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	0.298	0.266	0.791

\*, \*\*, \*\*\*分别表示在 $p < 0.05, 0.01, 0.001$ 水平显著相关。

\*, \*\*, \*\*\* indicate significant correlation at  $p < 0.05, 0.01$  and  $0.001$ , respectively.

表2 不同磷处理下的净矿化、硝化及氨化速率与环境及生物因子之间的相关性

Table 2 Correlation between environmental/biological factors and net N mineralization, nitrification, and ammonification rates under various P addition treatments

环境及生物因子 Environment/biological factor	矿化速率 Mineralization (mg·kg <sup>-1</sup> ·d <sup>-1</sup> )	硝化速率 Nitrification (mg·kg <sup>-1</sup> ·d <sup>-1</sup> )	氨化速率 Ammonification (mg·kg <sup>-1</sup> ·d <sup>-1</sup> )
土壤湿度 Soil moisture (V/V)	0.730***	0.673**	0.10
土壤温度 Soil temperature (°C)	0.246	0.326	0.725**
土壤有机碳 Soil organic C (g·kg <sup>-1</sup> )	0.527	0.626	0.601
土壤全氮 Soil total N (%)	0.372	0.544	0.662
土壤碳氮比 Soil C:N ratio	0.573	0.292	0.251
微生物碳 Microbial biomass C (mg·kg <sup>-1</sup> )	0.269	0.308	0.280
微生物氮 Microbial biomass N (mg·kg <sup>-1</sup> )	0.391	0.511	0.556

\*, \*\*, \*\*\*分别表示在 $p < 0.05$ ,  $0.01$ ,  $0.001$ 水平显著相关。\*, \*\*, \*\*\* indicate significant correlation at  $p < 0.05$ ,  $0.01$  and  $0.001$ , respectively.

之间的正相关性明显( $p < 0.05$ )。土壤有机碳、土壤全氮与净矿化及硝化速率显著正相关, 土壤碳氮比(C/N)与净矿化、硝化速率存在显著负相关关系( $p < 0.05$ ), 而土壤微生物碳氮与土壤氮转化过程均未呈现显著的相关关系。

磷添加情境下的土壤净矿化速率随土壤湿度的增加而增加, 净氮矿化速率和硝化速率与土壤湿度均极显著正相关( $p < 0.01$ )(表2)。而土壤温度与净氮矿化及硝化速率间的相关性不显著, 与氨化速率之间的正相关性明显( $p < 0.01$ )。土壤有机碳、土壤全氮、土壤碳氮比(C/N)、土壤微生物碳氮与净矿化、氨化及硝化速率之间均未呈显著的相关关系。

### 3 讨论

#### 3.1 氮、磷添加对土壤无机氮的影响

土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 是无机氮的主要存在形式, 也是植物从土壤中吸收氮素的主要形态。研究草地土壤无机氮动态及其影响因素对于了解草原生产力、氮素循环与转化具有重要的意义(Zhang *et al.*, 2012; Liu *et al.*, 2015)。草地土壤无机氮含量取决于无机氮素的输入(如氮添加和土壤净氮矿化)和植物吸收和利用之间的平衡(Zhang *et al.*, 2012; 刘碧荣等, 2015; Liu *et al.*, 2015)。在本研究中, 随着氮添加浓度的增加, 土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量有所增加, 其中高氮处理N5显著增加了土壤的无机氮浓度。这主要是因为施肥提高了土壤有效氮水平, 同时对土壤氮素矿化作用、硝化作用也有一定的正面影响, 进而提高了土壤无机氮及铵态氮、硝态氮的含量(包翔等, 2015; Wang *et al.*, 2015)。此外, 氮添加处理显著增加了草地的生物量, 其中高氮处理的效果较为

明显, 反映了氮是限制内蒙古锡林河流域植物生长的决定因子(Zhang *et al.*, 2012)。受氮限制的草地生态系统能够很好地固定外源氮, 并且有能力吸收利用足够的外源氮, 从而提高了生态系统的生产力和生物量(Liu *et al.*, 2015)。在高氮添加情景下, 通过植物生长吸收利用的矿质氮含量并不能掩盖高氮输入对土壤无机氮的显著影响。

磷处理P5对 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 及无机氮含量都表现出显著的促进作用, 高剂量的磷输入引起草地土壤无机氮及其组分含量的显著增加。目前, 关于草地土壤矿质氮对磷添加的响应方面的研究较少(Wang *et al.*, 2014), 有关的机理还未形成一致的结论。在黄土高原典型草原的结果显示, 磷添加在一定程度上降低了草地土壤无机氮库(Wang *et al.*, 2014), 本研究结果与之有所差异。土壤异养微生物活性在调控土壤无机氮含量中起决定性的作用(White & Reddy, 2000; Pandey & Begum, 2010)。高磷输入可能提高了草地土壤异养微生物(如参与硝化反应的异养硝化细菌)的活性, 并由此增加了净氮矿化速率, 进而提高了土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 及矿质氮的含量。此外, 高磷输入也可能减弱了土壤微生物对无机氮的固持作用, 从而增加了无机氮的浓度(White & Reddy, 2000; Chapin *et al.*, 2002), 但其深入的机制仍需要进一步的研究。

#### 3.2 氮、磷添加对土壤氮转化的影响

氮素添加显著改变了土壤的累积氮矿化量, 并对土壤氨化、硝化及矿化速率具有明显的促进作用(Loiseau & Soussana, 2000; Li *et al.*, 2006; Vourlitis & Zorba, 2007; Wang *et al.*, 2015)。高氮处理N5明显促进了草地的净硝化、净氨化及净矿化速率。Gundersen等(1998)提出在氮限制的生态系统中, 氮



输入对净矿化作用具有促进效应。本研究的生物量结果表明,氮是本研究区草原生态系统主要的限制元素。氮肥输入后通过增加土壤养分、土壤易矿化的有机氮水平以及土壤微生物活性及生物量,进而直接影响了土壤氮矿化过程(Aggangan *et al.*, 1998; Delin & Linden, 2002; Kadono *et al.*, 2008)。本研究中,低氮处理对草地土壤氮素净矿化速率的促进作用并不显著。本实验在6月中旬添加氮素,而布置PVC培养管是在7月中旬以后(并且埋入深度仅有12 cm),由此可推测:土壤表层 $\text{NO}_3^-$ -N会随夏季降雨淋溶而向下层迁移,并造成矿质氮含量的下降,这可能是导致低氮添加对矿质氮含量和氮转化过程没有显著影响的一个原因(任艳林, 2012)。氮矿化过程受多种生物因子和非生物因素的影响,并以土壤有机质、温度及土壤水分有效性等最为重要(Chapin *et al.*, 2002; Zaman & Chang, 2004; Liu *et al.*, 2010; Ma *et al.*, 2011)。氮添加情景下的净矿化、硝化速率与土壤有机碳和土壤全氮之间呈显著的正相关关系,表明了土壤有机碳及全氮的增加对草地土壤矿化及硝化作用都具有明显的促进效应(Hacin *et al.*, 2001; Wang *et al.*, 2008; Zhang *et al.*, 2008)。土壤中较高的有机碳和全氮含量提高了微生物的活性,进而促进了氮素矿化速率(Berendse, 1990; Kitayama, 1996; Sanchez *et al.*, 1997)。净矿化及硝化速率与土壤C/N之间呈显著的负相关关系,进一步反映了氮添加会降低温带典型草原土壤的C/N,引起碳的有效性减少及微生物对N需求的下降,从而促进了土壤净氮矿化速率(Hart *et al.*, 1994; Vourlitis & Zorba, 2007; Ma *et al.*, 2011)。土壤微生物量氮、碳与净矿化和硝化速率之间并不存在显著的相关性,以往的研究也得出类似的结果(Holems & Zak, 1994; Hossain *et al.*, 1995; Bengtsson *et al.*, 2003; 傅民杰等, 2009),说明土壤微生物碳氮量对草地土壤氮矿化的影响十分有限(Puri & Ashman, 1998)。这可能是因为土壤氮矿化作用受到土壤微生物量及微生物活性的共同影响,并且微生物活性比微生物生物量更能促进氮素的矿化(Hassink *et al.*, 1993)。本试验并未涉及微生物活性的测定,微生物活性在氮矿化过程中的功能及作用仍需做进一步分析,建议今后在研究土壤微生物对土壤有机氮矿化过程时应充分考虑其活性的效应。

磷是草地生态系统植物生长和重要生态过程的

主要限制因子,在养分循环中具有一定的调控作用(Vance *et al.*, 2003; Dodd *et al.*, 2014; Wang *et al.*, 2014)。内蒙古天然草地土壤处于低磷或缺磷状态,尤其是在退化区域(乌恩等, 2006)。近年的实验证实,半干旱沙质草地土壤氮矿化及硝化作用并不受外源磷添加的影响(Li *et al.*, 2010)。已有的研究显示,森林生态系统中的土壤净硝化速率因其土壤有效磷的不同而有所差异(Pastor *et al.*, 1984)。Aggangan等(1998)的研究显示,施磷并不对种植园土壤的净矿化速率产生影响。本研究中,磷输入显著提高了草地的地上生物量,表明该草地生态系统受磷的明显限制。磷添加的土壤净硝化速率及矿化速率与对照相比并没有显著提高,但高磷处理(P5)显著增加了净矿化速率,反映了施磷处理对草地土壤净矿化速率的影响更为显著。此结果进一步说明,磷添加对土壤氮素转化作用的影响弱于氮添加的影响。尽管较高梯度的磷处理能够显著增加 $\text{NO}_3^-$ -N和无机氮浓度,但净矿化及硝化速率对施磷量的增加未有显著响应,高磷输入未显著促进土壤微生物氮转化的关键过程。这主要是因为土壤微生物吸收和固定了大量新形成的 $\text{NO}_3^-$ -N,限制了净硝化速率的提高(Sahrawat *et al.*, 1985; Minick *et al.*, 2011)。微生物固持土壤矿质氮的比例取决于土壤微生物体氮的周转以及随后的微生物体氮的稳定性(Fisk & Fahey, 2001; Miltner *et al.*, 2009)。另外一方面可能是因为所施加磷的剂量及短期的磷处理时间对草地氮素净矿化量并不具有显著的促进作用。因此,本研究的磷浓度添加处理和短期的处理时间还不能完全反映磷添加对土壤氮矿化的整体影响。若要进一步验证草地生态系统土壤氮素转化关键过程对磷输入增加的响应,还需要进行长期的、高剂量磷素的野外定位观测,以进一步揭示草地土壤氮素净矿化量特征及其影响机理。磷添加能够改变土壤的生物、非生物特性以及有机质质量,进而对土壤氮循环过程产生显著影响(Wang *et al.*, 2014)。但本结果显示,不同施磷处理下的草地土壤有机碳、全氮、碳氮比及微生物生物量与净氮矿化速率间均不存在显著相关性。因此,这些环境及生物因子并不能很好地预测本地磷添加情景下的草地土壤氮素矿化格局,其具体原因有待更深入的研究。

### 3.3 土壤氮转化的季节动态

氮磷添加情景下的净矿化速率呈明显的季节内

动态变化格局。土壤氮矿化的动态变化受多种因素的影响, 其中土壤水分和温度的季节变化可以直接促进或抑制氮素转化(Pandey *et al.*, 2007; Liu *et al.*, 2010)。在生长季中期(8–9月), 草地土壤的净矿化速率仍出现负值, 说明土壤无机氮向有机氮转化, 系统净消耗无机氮。这可能与在此期间土壤净矿化和硝化作用与生物固持的相对强弱有关(孙志高和刘景双, 2007; Liu *et al.*, 2010)。值得注意的是, 在培养末期(9–10月), 低氮处理可以促进氮矿化作用, 而高氮处理(N5)下的净氮矿化速率小于低氮处理和对照, 反而在一定程度上抑制了土壤氮矿化, Aggangan等(1998)和张璐等(2009)也得出类似的结果, 表明土壤净氮矿化速率并不与氮输入量增加正相关, 当氮输入量达到一定水平后, 氮矿化速率会下降(Aber & Magill, 2004)。另外, 每一个培养时期的表层土壤(0–12 cm)中的初始无机氮及其组分的含量都存在差异, 其中第三次培养时期(9月15日–10月15日)的表层土壤无机氮含量初始值较高, 土壤中较高的矿质氮初始值限制了土壤氮矿化, 对氮矿化过程具有负面影响(Sierra, 1992; Aggangan *et al.*, 1998)。在整个培养过程中, 草地的净矿化速率最大值出现在7–8月, 这主要与土壤水分状况有关。在这一时期, 土壤湿度几乎是最高, 再加上适宜的温度, 较好的水热条件, 使得微生物活性与生长较强, 并促进了土壤氮矿化作用(Zhang *et al.*, 2012; 邹亚丽等, 2014)。养分添加情境下的土壤净矿化速率和硝化速率与土壤湿度呈显著正相关关系, 但土壤温度对氮矿化及硝化速率等土壤氮循环关键过程并无显著影响。因此, 在植物生长季内, 温度不是制约草地土壤氮转化的主要影响因子。本试验区域处在半干旱气候带, 土壤水分长期维持较低的水平, 特别是干旱年土壤含水量更低。以往的研究显示, 土壤含水量在低于15%时对土壤净氮矿化起限制作用(Dalias *et al.*, 2002); 土壤温度在5–35 °C时, 土壤净矿化速率随着温度的增加而增加(Wang *et al.*, 2006)。本实验中, 土壤含水量在整个生长季培养期内多小于15%, 而土壤温度在5–24 °C之间波动。因此, 尽管生长季内土壤温度条件适宜土壤有机质的矿化, 但由于较低土壤水分的限制作用, 降低了本应随温度增加的土壤净矿化量, 使得土壤水分对土壤氮矿化作用的影响更为显著, 成为影响净氮矿化速率变化的主要制约因子(董云社等, 2005; Liu *et*

*al.*, 2015)。

在氮磷养分添加情境下, 内蒙古锡林河流域温带典型草原生长季土壤氮矿化过程以硝化作用为主, 说明了 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 向 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 转变, 以满足植物生长利用需求,  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 是形成草地地上植被生物量的有效氮素, 这与邹亚丽等(2014)和Zhang等(2012)的结论类同, 但与Holub和Záhora (2008)的研究结果有一定差异, 其结果显示微生物氮转化形成的土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量大约为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量的3倍, 这与本试验的结果区别很大。

## 4 结论

高氮处理对内蒙古温带草原土壤氮素转化有明显影响, 其中高氮处理(N5和N4)显著增加了土壤中的无机氮库, 并且处理N5显著增强净硝化、氨化及矿化速率, 促进了土壤微生物氮转化, 表明氮是该草原生态系统有机氮矿化的限制因子。添加高剂量的氮素( $25 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )有利于增加草地植被生产力, 增强有机氮的矿化能力, 有利于该区域草地的可持续性利用。与施氮相比, 施磷处理对草地土壤氮转化过程的影响十分有限, 说明内蒙古锡林河流域草地土壤有机氮的矿化可能不受磷的限制。本研究添加的磷浓度和短期的磷处理时间还不能完全反映磷的添加对土壤氮矿化的整体影响。若要进一步验证草地生态系统土壤氮素转化关键过程对磷输入增加的响应, 还需要进行长期的、高剂量磷素的野外定位观测, 以揭示草地土壤氮素净矿化量特征及其影响机理。另外, 草地土壤氮矿化以硝化作用为主,  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 是形成生物量的有效氮素。养分添加情景下, 土壤湿度是影响该区域温带草原土壤净氮矿化和硝化速率的主效因素。土壤微生物碳氮量并不能解释养分添加情景下的土壤氮矿化的变化。但非生物因子(如有机碳含量、土壤全氮及土壤C/N)能够较好地解释不同氮处理下温带草原净矿化及硝化速率的变化, 这些环境因子的变化在调控草地生态系统功能中具有重要的作用。此研究成果有助于更为准确地评估未来养分水平变化情境对温带草原生态系统服务功能和氮生物地球化学循环过程的影响。

**基金项目** 国家自然科学基金(41571048)和国家重点基础研究发展规划(973计划)(2014CB138803)。

**致谢** 感谢内蒙古大学毛登生态实验站给予本研究野外工作上的支持。

doi: 10.17521/cjpe.2015.0374

## 参考文献

- Aber JD, Magill AH (2004). Chronic nitrogen additions at the Harvard Forest (USA): The first 15 years of a nitrogen saturation experiment. *Forest Ecology and Management*, 196, 1–5.
- Abera G, Wolde-meskel E, Bakken LR (2012). Carbon and nitrogen mineralization dynamics in different soils of the tropics amended with legume residues and contrasting soil moisture contents. *Biology and Fertility of Soils*, 48, 51–66.
- Aggangan RT, O'connell AM, Mcgrath JF, Dell B (1998). Fertilizer and previous land use effects on C and N mineralization in soils from *Eucalyptus globulus* plantations. *Soil Biology & Biochemistry*, 30, 1791–1798.
- Bao X, Bao XX, Liu XC (2015). Effects of nitrogen deposition on soil nitrogen mineralization of *Betula platyphylla* forest in Daxing'an Mountains. *Journal of Northeast Forestry University*, 43(7), 78–83. (in Chinese with English abstract) [包翔, 包秀霞, 刘星岑 (2015). 施氮量对大兴安岭白桦次生林土壤氮矿化的影响. 东北林业大学学报, 43(7), 78–83.]
- Bengtsson G, Bengtson P, Mansson KF (2003). Gross nitrogen mineralization-, immobilization-, and nitrification rates as a function of soil C/N ratio and microbial activity. *Soil Biology & Biochemistry*, 35, 143–154.
- Berendse F (1990). Organic matter accumulation and nitrogen mineralization during secondary succession in heathland ecosystems. *Journal of Ecology*, 78, 413–427.
- Bhagal A, Hatch DJ, Shepherd MA, Jarvis SC (1999). Comparison of methodologies for field measurement of net nitrogen mineralization in arable soils. *Plant and Soil*, 207, 15–28.
- Cao G, Tang Y, Mo W, Wang Y, Li Y, Zhao X (2004). Grazing intensity alters soil respiration in an alpine meadow on the Tibetan Plateau. *Soil Biology & Biochemistry*, 36, 237–243.
- Chapin FS, Matson PA, Mooney HA (2002). *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer-Verlag, New York.
- Chatterjee A, Lal R, Wielopolski L, Martinc MZ, Ebinger MH (2009). Evaluation of different soil carbon determination methods. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 28, 164–178.
- Dalias P, Anderson JM, Bottner P, Coûteaux M (2002). Temperature responses of net nitrogen mineralization and nitrification in conifer forest soils incubated under standard laboratory conditions. *Soil Biology & Biochemistry*, 34, 691–701.
- Delin S, Linder B (2002). Relations between net nitrogen mineralization and soil characteristics within an arable field. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B: Soil and Plant Science*, 52, 78–85.
- Dodd RJ, McDowell RW, Condon LM (2014). Manipulation of fertiliser regimes in phosphorus enriched soils can reduce phosphorus loss to leachate through an increase in pasture and microbial biomass production. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 185, 65–76.
- Dong YS, Qi YC, Liu JY, Geng YB, Domroes M, Yang XH, Liu LX (2005). Variation characteristics of soil respiration fluxes in four types of grassland communities under different precipitation intensity. *Chinese Science Bulletin*, 50, 583–591. (in Chinese) [董云社, 齐玉春, 刘纪远, 耿元波, Domroes M, 杨小红, 刘立新 (2005). 不同降水强度4种草地群落土壤呼吸通量变化特征. 科学通报, 50, 473–480.]
- Elser JJ, Bracken MES, Cleland EE, Gruner DS, Harpole WS, Hillebrand H, Ngai JT, Seabloom EW, Shurin JB, Smith JE (2007). Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 10, 1135–1142.
- Emmett BA, Boxman D, Bredemeier M, Gundersen P, Kjønaas OJ, Moldan F, Schleppi P, Tietema A, Wright RF (1998). Predicting the effects of atmospheric nitrogen deposition in conifer stands: Evidence from NITREX ecosystem-scale experiments. *Ecosystems*, 1, 352–360.
- Fisk MC, Fahey TJ (2001). Microbial biomass and nitrogen cycling responses to fertilization and litter removal in young northern hardwood forests. *Biogeochemistry*, 53, 201–223.
- Fu MJ, Wang CK, Wang Y, Liu S (2009). Temporal and spatial patterns of soil nitrogen mineralization and nitrification in four temperate forests. *Acta Ecologica Sinica*, 29, 3747–3758. (in Chinese with English abstract) [傅民杰, 王传宽, 王颖, 刘实 (2009). 四种温带森林土壤氮矿化与硝化时空格局. 生态学报, 29, 3746–3758.]
- Gundersen P, Emmett BA, Kjønaas OJ, Koopmans CJ, Tietema A (1998). Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests: A synthesis of NITREX data. *Forest Ecology and Management*, 101, 37–55.
- Hacin J, Cop J, Mahne I (2001). Nitrogen mineralization in marsh meadows in relation to soil organic matter content and watertable level. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 164, 503–509.
- Hart SC, Stark JM, Davidson EA, Firestone MK (1994). Nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification. In: Weaver RW, Angle S, Bottonley P, Bezdicek D, Smith S, Tabatabai A, Wollum A eds. *Methods of Soil Analysis. Part 2. Microbiological and Biochemical Properties*. Soil Science Society of America, Madison, USA. 985–1018.
- Hassink J, Bouwman LA, Zwark KB, Brussaard L (1993). Relationship between habit able pore space, soil biota and mineralization rates in grassland soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 25, 47–55.
- Holems WE, Zak DR (1994). Soil microbial biomass dynamic sonnet nitrogen mineralization in northern hardwood ecosystem. *Soil Science Society of America Journal*, 58,

- 238–243.
- Holst J, Liu CY, Brüggemann N, Butterbach-Bahl K, Zheng XH, Wang YS, Han SH, Yao ZS, Jin Y, Han XG (2007). Microbial N turnover and N-oxide ( $\text{N}_2\text{O}/\text{NO}/\text{NO}_2$ ) fluxes in semi-arid grassland of Inner Mongolia. *Ecosystems*, 10, 623–634.
- Holub P, Záhora J (2008). Effects of nitrogen addition on nitrogen mineralization and nutrient content of expanding *Calamagrostis epigejos* in the Podyjí National Park, Czech Republic. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171, 795–803.
- Hooper DU, Johnson L (1999). Nitrogen limitation in dryland ecosystems: Responses to geographical and temporal variation in precipitation. *Biogeochemistry*, 46, 247–293.
- Hossain AK, Raison RJ, Khanna PK (1995). Effect of fertilize application and fire regime on soil mineralization in an Australia sub alpine eucalypt forest. *Biology and Fertility of Soils*, 19, 246–252.
- Jussy JH, Colin-Belgrand M, Dambrine E, Ranger J, Zeller B, Bienaime S (2004). N deposition, N transformation and N leaching in acid forest soils. *Biogeochemistry*, 9, 241–262.
- Kadono A, Funakawa S, Kosaki T (2008). Factors controlling mineralization of soil organic matter in the Eurasian steppe. *Soil Biology & Biochemistry*, 40, 947–955.
- Kitayama K (1996). Soil nitrogen dynamics along a gradient of long-term soil development in a Hawaiian wet montane rain forest. *Plant and Soil*, 183, 253–262.
- Köchy M, Wilson SD (2001). Nitrogen deposition and forest expansion in the northern Great Plains. *Journal of Ecology*, 89, 807–817.
- Li LJ, Zeng DH, Yu ZY, Fan ZP, Mao R (2010). Soil microbial properties under N and P additions in a semi-arid, sandy grassland. *Biology and Fertility of Soils*, 46, 653–658.
- Li X, Meixner T, Sickman JO, Miller AE, Schimel JP, Melack JM (2006). Decadal-scale dynamics of water, carbon and nitrogen in a California chaparral ecosystem: DAYCENT modeling results. *Biogeochemistry*, 77, 217–245.
- Liu BR, Wang CH, Zhang LH, Dong KH (2015). Effect of nitrogen addition and mowing on soil nitrogen mineralization in abandoned grasslands in Inner Mongolia. *Acta Ecologica Sinica*, 35, 6335–6343. (in Chinese with English abstract) [刘碧荣, 王常慧, 张丽华, 董宽虎 (2015). 氮素添加和刈割对内蒙古弃耕草地土壤氮矿化的影响. 生态学报, 35, 6335–6343.]
- Liu X, Zhang Y, Han W, Tang A, Shen J, Cui Z, Vitousek P, Erisman J, Goulding K, Christie P, Fangmeier A, Zhang F (2013). Enhanced nitrogen deposition over China. *Nature*, 494, 459–462.
- Liu XR, Dong YS, Ren JQ, Li SG (2010). Drivers of soil net nitrogen mineralization in the temperate grasslands in Inner Mongolia, China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 87, 59–69.
- Liu XR, Ren JQ, Li SG, Zhang QW (2015). Effects of simulated nitrogen deposition on soil net nitrogen mineralization in the meadow steppe of Inner Mongolia, China. *PLoS ONE*, 10(7), e0134039. doi:10.1371/journal.pone.0134039.
- Loiseau P, Soussana JF (2000). Effects of elevated  $\text{CO}_2$  temperature and N fertilization on fluxes in a grassland ecosystem. *Global Change Biology*, 6, 953–965.
- Lü C, Tian H (2007). Spatial and temporal patterns of nitrogen deposition in China: Synthesis of observational data. *Journal of Geophysical Research–Atmospheres*, 112, D22S05. doi:10.1029/2006JD007990.
- Ma LN, Lu XT, Liu Y, Guo JX, Zhang NY, Yang JQ, Wang RZ (2011). The effects of warming and nitrogen addition on soil nitrogen cycling in a temperate grassland, north-eastern China. *PLoS ONE*, 6(11), e27645. doi:10.1371/journal.pone.0027645.
- Miltner A, Kindler R, Knicker H, Richnow HH, Kästner M (2009). Fate of microbial biomass-derived amino acids in soil and their contribution to soil organic matter. *Organic Geochemistry*, 40, 978–985.
- Minick KJ, Fisk MC, Groffman PM (2011). Calcium and phosphorus interact to reduce mid-growing season net nitrogen mineralization potential in organic horizons in a northern hardwood forest. *Soil Biology & Biochemistry*, 43, 271–279.
- Müller C, Rütting T, Kattge J, Laughlin RJ, Stevens RJ (2007). Estimation of parameters in complex  $^{15}\text{N}$  tracing models by Monte Carlo sampling. *Soil Biology & Biochemistry*, 39, 715–726.
- Nelson DW, Sommers LE (1996). Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Sparks DL, Page AL, Helmke PA, Loeppert RH, Soltanpour PN, Tabatabai MA, Johnston CT, Sumer ME eds. *Methods of Soil Analysis. Part 3: Chemical Methods*. Soil Science Society of America, Madison, USA. 961–1010.
- Pandey CB, Begum M (2010). The effect of a perennial cover crop on net soil N mineralization and microbial biomass carbon in coconut plantations in the humid tropics. *Soil Use and Management*, 26, 158–166.
- Pandey CB, Rai RB, Singh L (2007). Seasonal dynamics of mineral N pools and N-mineralization in soils under homegarden trees in South Andaman, India. *Agroforestry Systems*, 71, 57–66.
- Pastor J, Aber JD, McLaugherty CA (1984). Aboveground production and N and P cycling along a nitrogen mineralization gradient on Blackhawk Island, Wisconsin. *Ecology*, 65, 256–268.
- Piao SL, Fang JY, He JS, Xiao Y (2004). Spatial distribution of grassland biomass in China. *Acta Phytocologica Sinica*, 28, 491–498. (in Chinese with English abstract) [朴世龙, 方精云, 贺金生, 肖玉 (2004). 中国草原植被生物量及其空间分布格局. 植物生态学报, 28, 491–498.]
- Puri G, Ashman MR (1998). Relationship between soil

- microbial biomass and gross N mineralization. *Soil Biology & Biochemistry*, 30, 251–256.
- Ren YL (2012). Effects of precipitation change on inorganic nitrogen and net nitrogen mineralization rate at a plantation of mongolian pine. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 48, 925–932. (in Chinese with English abstract) [任艳林 (2012). 降水变化对樟子松人工林土壤无机氮和净氮矿化速率的影响. 北京大学学报(自然科学版), 48, 925–932.]
- Sahrawat KL, Keeney DR, Adams SS (1985). Rate of aerobic nitrogen transformations in six acid climax forest soils and the effect of phosphorus and  $\text{CaCO}_3$ . *Forest Science*, 31, 680–684.
- Sanchez LF, Garcia-Miragaya J, Chacon N (1997). Nitrogen mineralization in soils under grasses and under trees in a protected *Venezuelan savanna*. *Acta Oecologica*, 18, 27–37.
- Sierra J (1992). Relationship between mineral N content and N mineralization rate in disturbed and undisturbed soil samples incubated under field and laboratory conditions. *Australian Journal of Soil Research*, 30, 477–492.
- Sun ZG, Liu JS (2007). Soil nitrogen net mineralization and nitrification in typical *Calamagrostis angustifolia* wetlands in Sanjiang Plain. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 18, 1771–1777. (in Chinese with English abstract) [孙志高, 刘景双 (2007). 三江平原典型小叶章湿地土壤氮素净矿化与硝化作用. 应用生态学报, 18, 1771–1777.]
- Vance CP, Uhde-Stone C, Allan DL (2003). Phosphorus acquisition and use: Critical adaptations by plants for securing a nonrenewable resource. *New Phytologist*, 157, 423–447.
- Vance ED, Brookes PC, Jenkinson DC (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology & Biochemistry*, 19, 703–707.
- Vitousek PM, Porder S, Houlton BZ, Chadwick OA (2010). Terrestrial phosphorus limitation: Mechanisms, implications, and nitrogen-phosphorus interactions. *Ecological Application*, 20, 5–15.
- Vourlitis GL, Zorba G (2007). Nitrogen and carbon mineralization of semi-arid shrubland soil exposed to long term atmospheric nitrogen deposition. *Biology and Fertility of Soils*, 43, 611–615.
- Wang C, Butterbach-Bahl K, He N, Wang Q, Xing X, Han X (2015). Nitrogen addition and mowing affect microbial nitrogen transformations in a  $\text{C}_4$  grassland in northern China. *European Journal of Soil Science*, 66, 485–495.
- Wang C, Zhu F, Zhao X, Dong K (2014). The effects of N and P additions on microbial N transformations and biomass on saline-alkaline grassland of Loess Plateau of Northern China. *Geoderma*, 213, 419–425.
- Wang CH, Wan SQ, Xing XR, Zhang L, Han XG (2006). Temperature and soil moisture interactively affected soil net N mineralization in temperate grassland in Northern China. *Soil Biology & Biochemistry*, 38, 1101–1110.
- Wang LX, Wang J, Huang JH (2008). Net nitrogen mineralization and nitrification in three subtropical forests of south-western China. *Dynamic Soil, Dynamic Plant*, 2, 33–40.
- White JR, Reddy KR (2000). Influence of phosphorus loading on organic nitrogen mineralization of everglades soils. *Soil Science Society of America Journal*, 64, 1525–1534.
- Wu E, Xia QM, Gao W, Xing Q (2006). The problem and its possible solution of phosphorus nutrient of natural grassland in Inner Mongolia. *Inner Mongolia Prataculture*, 18(3), 4–7. (in Chinese) [乌恩, 夏庆梅, 高娃, 邢旗 (2006). 内蒙古天然草地磷素营养问题及其解决途径. 内蒙古草业, 18(3), 4–7.]
- Yang YH, Ji CJ, Ma WH, Wang SF, Wang SP, Han WX, Mohammad A, Robinson D, Smith P (2012). Significant soil acidification across northern China's grasslands during 1980s–2000s. *Global Change Biology*, 18, 2292–2300.
- Zaman M, Chang SX (2004). Substrate type, temperature, and moisture content affect gross and net N mineralization and nitrification rates in agroforestry systems. *Biology and Fertility of Soils*, 39, 269–279.
- Zhang J, Han X (2008).  $\text{N}_2\text{O}$  emission from the semi-arid ecosystem under mineral fertilizer (urea and superphosphate) and increased precipitation in northern China. *Atmospheric Environment*, 42, 291–302.
- Zhang L, Huang JH, Bai YF, Han XG (2009). Effects of nitrogen addition on net nitrogen mineralization in *Leymus Chinensis* grassland, Inner Mongolia, China. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 33, 563–569. (in Chinese with English abstract) [张璐, 黄建辉, 白永飞, 韩兴国 (2009). 氮素添加对内蒙古羊草草原净氮矿化的影响. 植物生态学报, 33, 563–569.]
- Zhang X, Wang Q, Gilliam FS, Bai W, Han X, Li L (2012). Effect of nitrogen fertilization on net nitrogen mineralization in a grassland soil, northern China. *Grass and Forage Science*, 67, 219–230.
- Zhang XL, Wang QB, Li LH, Han XG (2008). Seasonal variations in nitrogen mineralization under three land use types in a grassland landscape. *Acta Oecologica*, 34, 322–330.
- Zheng BZ (2013). *A Technical Guide to Soil Analysis*. China Agriculture Press, Beijing. (in Chinese) [郑必昭 (2013). 土壤分析技术指南. 中国农业出版社, 北京.]
- Zou YL, Niu DC, Yang Y, Wen HY, Fu H (2014). The effects of nitrogen addition on soil nitrogen mineralization in the semi-arid typical grassland of Loess Plateau. *Acta Agrestia Sinica*, 22, 461–468. (in Chinese with English abstract) [邹亚丽, 牛得草, 杨益, 文海燕, 傅华 (2014). 氮素添加对黄土高原典型草原土壤氮矿化的影响. 草地学报, 22, 461–468.]

责任编辑: 杨元合 责任编辑: 王 葳



植物生态学报官网



微信订阅号  
期刊及学科  
相关信息发布



微信服务号  
稿件状态查询  
全文检索浏览