

DOI: 10.11766/trxb202403110102

CSTR: 32215.14. trxb202403110102

郎漫, 聂浩, 朱四喜, 李平. 草海自然保护区不同土地利用方式土壤氮初级转化速率研究[J]. 土壤学报, 2025, 62 (3): 705–715.

LANG Man, NIE Hao, ZHU Sixi, LI Ping. Study on Gross Nitrogen Transformation Rates of Soils Under Different Land Use Types in Caohai Nature Reserve[J]. Acta Pedologica Sinica, 2025, 62 (3): 705–715.

草海自然保护区不同土地利用方式土壤氮初级转化速率研究*

郎漫¹, 聂浩¹, 朱四喜², 李平^{1†}

(1. 南京信息工程大学生态与应用气象学院, 南京 210044; 2. 贵州民族大学生态环境工程学院, 贵阳 550025)

摘 要: 为明确不同土地利用方式土壤中无机氮转化的过程速率, 深入理解土地利用方式改变对土壤氮循环和生态环境的影响, 以云贵高原草海自然保护区的湿地、旱地、菜地和林地土壤为对象, 通过室内培养试验, 采用 ^{15}N 同位素成对标记技术和 FLUAZ 数值优化模型研究不同利用方式土壤氮初级转化速率的差异。结果表明, 土地利用方式对土壤氮初级转化速率具有显著影响。湿地土壤的氮初级矿化速率 ($11.95 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$, 以 N 计, 下同) 和固定速率 ($6.13 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$) 最高, 林地土壤的氮初级矿化速率最低 ($2.39 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$), 但是氮初级固定速率 ($2.09 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$) 与旱地土壤 ($2.29 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$) 和菜地土壤 ($1.52 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$) 没有显著差异。林地土壤的初级硝化速率 ($0.77 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$) 显著低于湿地土壤 ($2.68 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)、旱地土壤 ($6.33 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$) 和菜地土壤 ($5.39 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)。旱地土壤和菜地土壤的初级硝化速率与铵态氮固定速率之比以及氮初级矿化速率与初级固定速率之比均大于 1, 而湿地土壤和林地土壤的初级硝化速率与铵态氮固定速率之比均小于 1, 且林地土壤的氮初级矿化速率与初级固定速率之比接近 1。结果表明, 林地土壤相对于其他三种土壤而言, 土壤中氮素矿化和固定过程耦合更为紧密, 从而减少了硝化作用的发生及硝态氮的淋溶风险。本研究结果可为草海自然保护区土地利用方式的合理布局及生态修复工程的环境效应评价提供科学依据。

关键词: 土地利用方式; 氮初级转化速率; 矿化; 固定; 硝化

中图分类号: S153 文献标志码: A

Study on Gross Nitrogen Transformation Rates of Soils Under Different Land Use Types in Caohai Nature Reserve

LANG Man¹, NIE Hao¹, ZHU Sixi², LI Ping^{1†}

(1. School of Ecology and Applied Meteorology, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044, China; 2. School of Eco-Environmental Engineering, Guizhou Minzu University, Guiyang 550025, China)

Abstract: 【Objective】 To understand the effects of land use type change on soil N cycle and eco-environment, this study aimed to elucidate the gross N transformation rates in soils under different land use types. 【Method】 A laboratory incubation

* 中央土壤污染防治资金项目 (新集采单[2021]1468) 和国家自然科学基金项目 (41301345) 资助 Supported by the National Special Fund Project for Soil Pollution Prevention and Control (No. [2021]1468) and the National Natural Science Foundation of China (No.41301345)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: pli@nuist.edu.cn

作者简介: 郎漫 (1982—), 女, 黑龙江哈尔滨人, 副教授, 主要研究方向为土壤氮循环及其生态环境效应。E-mail: mlang@nuist.edu.cn

收稿日期: 2024-03-11; 收到修改稿日期: 2024-07-10; 网络首发日期 (www.cnki.net): 2024-09-09

experiment was conducted using a ^{15}N labeled technique and the numerical FLUAZ model to study the difference of gross N transformation rates among soils under different land use types such as wetland, dryland, vegetable land, and forest land in the Caohai nature reserve located in the Yunnan-Guizhou Plateau. 【Result】 The results showed that land use type significantly affected gross N transformation rates in the soils. Wetland soil had the highest rates of gross N mineralization ($11.95 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$) and immobilization ($6.13 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$) while the forest soil had the lowest gross N mineralization rate ($2.39 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$), but the gross N immobilization rate ($2.09 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$) was comparable to that of dryland soil and vegetable soil (2.29 and $1.52 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$, respectively). The gross nitrification rate of forest soil ($0.77 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$) was significantly lower than that of wetland soil, dryland soil, and vegetable soil (2.68 , 6.33 and $5.39 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$, respectively). The ratios of gross nitrification to NH_4^+ immobilization and gross N mineralization to the immobilization of dryland soil and vegetable soil were both >1 , whereas the ratio of gross nitrification to NH_4^+ immobilization rate was <1 in wetland soil and forest soil, and the ratio of gross N mineralization to the immobilization rate was close to 1 in forest soil. The gross N mineralization rate was significantly positively correlated with soil organic carbon (SOC), total nitrogen (TN), C/N ratio, and soil pH, and significantly negatively correlated with silt content. Also, the gross N immobilization rate and ammonium immobilization rate were significantly positively correlated with SOC, TN, water-soluble organic C (SOC_w), and soil pH, and significantly negatively correlated with silt content. The gross nitrification rate was significantly negatively correlated with SOC_w and clay content and significantly positively correlated with sand content. 【Conclusion】 The results indicate that in comparison with the wetland soil, dryland soil, and vegetable soil, the mineralization and immobilization processes in forest soil were more tightly coupled, thereby decreasing the occurrence of nitrification and subsequent NO_3^- loss to the environment. The results of this study can provide a scientific basis for the rational layout of land use and the evaluation of the environmental effects of ecological restoration projects within the Caohai Nature Reserve.

Key words: Land use type; Gross N transformation rates; Mineralization; Immobilization; Nitrification

土壤中的氮以有机氮、铵态氮和硝态氮等形态存在,不同形态氮之间可以进行相互转化。自然条件下每一种形态氮有多种输入和输出途径。通常所研究的净氮转化速率是控制其多种转化途径的初级转化速率的综合结果,不能反映土壤中每一种氮素的实际转化速率^[1-2]。通过 ^{15}N 同位素稀释和富集技术可以量化土壤中无机氮含量变化的各个转化过程的初级速率,从而深入理解土壤氮循环的发生过程^[3]。

土壤氮素转化是由微生物参与的生物转化过程,与底物种类和数量、微生物活性等因素有关,其中土地利用方式的转变导致由地上和地下部分输入到土壤中的植物残体种类和数量有很大差异,从而可能通过影响土壤的理化性质而影响到氮循环^[1, 4]。Zhang 等^[5]研究发现,林地转化为农田后导致有机碳和碳氮比显著下降,进而促进了硝化作用的发生,但是降低了硝态氮的固定速率;Lang 等^[6]也表明,草地转化为农田后土壤有机碳和水溶性有机碳含量显著降低,从而导致氮初级矿化速率和固定速率显著降低。还有研究表明^[7],稻麦轮作农田转化为集约化种植菜地

后显著增加了土壤有机碳含量, pH 显著降低,但是大量氮肥的施用却显著激发了硝化细菌的活性,使得菜地土壤的初级硝化速率较农田土壤显著增加。由此可见,土地利用方式的转变可能影响土壤供氮、保氮过程和氮素向环境的扩散,进而对生态环境产生影响。

草海国家自然保护区位于贵州省境内,地处云贵高原中部顶端的乌蒙山麓腹地,总面积 $9\,600 \text{ hm}^2$ 。该保护区是一个完整的典型高原湿地生态系统,对于当地生物多样性保护、涵养水源、应对气候变化等具有重要作用^[8]。然而,随着人口的不断增长以及对粮食和能源的大量需求,草海湿地不断被开垦转化为耕地,森林砍伐严重,导致土壤性质发生很大改变。Li 等^[9]研究发现,草海地区湿地转化为农田后土壤 pH 降低,有机碳含量显著下降,但是农田土壤的有机碳仍然高于附近人为破坏的针叶林土壤。这些理化性质上的差异势必会对土壤氮初级转化速率产生影响,然而关于草海自然保护区内不同土地利用方式土壤氮初级转化速率的研究尚未见诸报道,也就无法全面评估土地经营模式对该区域生

态环境的影响。

因此, 本研究以草海自然保护区内的湿地、旱地、菜地和林地土壤为对象, 采用 ^{15}N 同位素稀释和富集技术以及 FLUAZ 数值优化模型研究土壤有机氮初级矿化速率、无机氮固定速率和初级硝化速率, 以期明确不同土地利用方式下土壤中的氮初级转化速率特征以及土壤中氮素的产生、消耗、固持和向环境释放的机理, 为土地利用方式的合理布局, 生态修复工程的环境效应评价提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

采样地点位于贵州省草海自然保护区, 该地区地处 $26^{\circ}47'—26^{\circ}53'\text{N}$, $104^{\circ}12'—104^{\circ}18'\text{E}$, 海拔高度 2 170 m。草海湖集雨总面积为 96 km^2 , 蓄水面积为 19.8 km^2 , 属于典型的高原湿地生态系统。该区属于亚热带高原季风气候, 具有日照丰富、冬暖夏凉、冬干夏湿等特征, 7 月最热, 1 月最冷, 年平均气温 $10.5\text{ }^{\circ}\text{C}$, 年平均降水量 950.9 mm, 5—10 月降水量占全年总量的 88%^[9]。供试土壤采自草海自然保护区内四种土地利用

方式: 湿地、旱地、菜地和林地。湿地植被主要为草本植物, 如水葱 (*Schoenoplectus tabernaemontani* G. C. Gmel.)、水莎草 (*Juncellus serotenus* (Rottb.) G. C. Gmel.)、李氏禾 (*Leersia hexandra*) 等。旱地主要种植玉米, 一年一熟, 年均氮肥施用量为 $270\sim 300\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。菜地每年种植 3~4 种蔬菜, 如甘蓝 (*Brassica oleracea* L. var. *capitata* L.)、萝卜 (*Raphanus sativus* L.)、马铃薯 (*Solanum tuberosum* L.) 和芸豆 (*Phaseolus vulgaris* L.) 等, 年均氮肥施用量为 $500\sim 700\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。林地主要为针叶林, 主要树种为云南松 (*Comm. Pinus yunnanensis*)、华山松 (*Comm. Pinus armandi*) 和杉木 (*Comm. Cunninghamia lanceolata*) 等^[9], 人为砍伐破坏严重。

1.2 样品采集

于 2021 年 9 月采集土壤样品。每种土地利用方式设置 3 个采样空间重复, 空间间隔 100 m 以上, 在每个空间重复采样区域内随机选取 5 个采样点, 采集表层 (0~20 cm) 土壤, 充分混匀成一个土壤样品, 去除砂粒和植物根系后过 2 mm 筛, $4\text{ }^{\circ}\text{C}$ 储存用于培养试验, 另将一部分土样风干研磨后用于基本理化性质的测定, 土壤基本理化性质见表 1。

表 1 供试土壤基本理化性质

Table 1 Some basic physicochemical properties of the studied soils

土壤性质 Soil properties	土地利用方式 Land use type			
	湿地	旱地	菜地	林地
	Wetland	Dryland	Vegetable land	Forest land
pH (H_2O)	$5.71 \pm 0.23\text{a}$	$5.34 \pm 0.11\text{ab}$	$5.18 \pm 0.24\text{b}$	$4.64 \pm 0.27\text{c}$
最大持水量 Water holding capacity WHC/%	$8.32 \pm 0.35\text{a}$	$5.77 \pm 0.49\text{c}$	$6.33 \pm 0.29\text{bc}$	$6.77 \pm 0.15\text{b}$
有机碳 Soil organic carbon/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	$37.5 \pm 2.84\text{a}$	$30.8 \pm 1.63\text{b}$	$23.9 \pm 2.71\text{c}$	$8.33 \pm 1.12\text{d}$
全氮 Total nitrogen/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	$3.19 \pm 0.07\text{a}$	$2.43 \pm 0.40\text{b}$	$2.25 \pm 0.27\text{b}$	$1.70 \pm 0.24\text{c}$
碳氮比 C/N ratio	$11.8 \pm 0.97\text{b}$	$12.7 \pm 1.33\text{a}$	$10.6 \pm 0.62\text{b}$	$4.90 \pm 1.18\text{c}$
水溶性有机碳 Water soluble organic C/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, C)	$100 \pm 8.35\text{a}$	$62.4 \pm 2.73\text{b}$	$56.6 \pm 3.26\text{b}$	$96.9 \pm 6.68\text{a}$
水溶性有机氮 Water soluble organic N/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, N)	$10.9 \pm 0.80\text{a}$	$2.71 \pm 0.22\text{b}$	$10.9 \pm 1.00\text{a}$	$9.86 \pm 2.16\text{a}$
铵态氮 NH_4^+ / ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, N)	$26.9 \pm 2.85\text{b}$	$9.14 \pm 1.62\text{c}$	$34.3 \pm 2.93\text{a}$	$12.7 \pm 1.73\text{c}$
硝态氮 NO_3^- / ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, N)	$1.48 \pm 0.54\text{c}$	$34.9 \pm 1.55\text{b}$	$40.6 \pm 4.38\text{a}$	$0.43 \pm 0.11\text{d}$
砂粒 Sand/%	$19.9 \pm 1.09\text{b}$	$34.5 \pm 1.00\text{a}$	$32.3 \pm 1.54\text{a}$	$12.4 \pm 1.76\text{c}$
粉粒 Silt/%	$30.7 \pm 1.11\text{b}$	$38.4 \pm 1.04\text{a}$	$37.2 \pm 0.92\text{a}$	$37.3 \pm 1.90\text{a}$
黏粒 Clay/%	$49.4 \pm 2.47\text{a}$	$27.1 \pm 1.12\text{b}$	$30.5 \pm 1.20\text{b}$	$50.4 \pm 2.48\text{a}$

注: 表中数据为三次重复的平均值 \pm 标准差。同一行不同小写字母表示不同土壤间差异显著 ($P < 0.05$)。Note: Values are means \pm SDs in brackets. Different lowercase letters following the data within one row indicate significant differences among different soils at $P < 0.05$.

1.3 ^{15}N 培养试验

试验设置 2 个 ^{15}N 标记处理, 标记铵态氮 ($^{15}\text{NH}_4\text{NO}_3$) 和标记硝态氮处理 ($\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$), 每个处理 3 次重复, 标记氮的 ^{15}N 丰度为 20 atom%, ^{15}N 添加量为 $30 \mu\text{g NH}_4^+-\text{N}\cdot\text{g}^{-1}$ 或 $30 \mu\text{g NO}_3^--\text{N}\cdot\text{g}^{-1}$ 。具体培养方法如下: 每种土壤称取 30 g 新鲜土 (干基) 至 250 mL 三角瓶中, 共计 360 个 (3 个空间重复 \times 4 种土壤 \times 2 个 ^{15}N 处理 \times 3 个室内重复 \times 5 次取样时间=360)。将三角瓶分为 2 组, 一组用移液管均匀加入 2 mL $^{15}\text{NH}_4\text{NO}_3$ 溶液, 另一组加入 2 mL $\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ 溶液, 同时将水分含量调至 60%WHC。将三角瓶用透气延展膜封口, 置于 25 °C 恒温培养箱中黑暗培养 7 d, 培养过程中, 每隔 1 d 称重补水。分别在培养后的 0、1、3、5、7 d 进行随机破坏性采样, 每个 ^{15}N 标记处理 3 次重复, 向三角瓶中加入 75 mL 浓度为 $2 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 KCl 溶液于 250 r $\cdot\text{min}^{-1}$ 震荡 1 h, 然后用滤纸过滤, 滤液用于无机氮浓度及其 ^{15}N 丰度分析。过滤后的土壤烘干后用球磨机磨细测定土壤有机氮含量及其 ^{15}N 丰度。

1.4 测定项目与方法

土壤 pH (水土比 2.5 : 1) 用电位法测定; 田间持水量用漏斗法测定^[10]; NH_4^+ 和 NO_3^- 用 $2 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ KCl 溶液浸提后 (液土比 2.5 : 1) 用流动分析仪测定; 土壤有机碳用浓硫酸重铬酸钾氧化法测定; 土壤全氮用半微量开氏法测定; 土壤质地用激光粒度分析仪测定; 土壤水溶性有机碳和有机氮用水浸提 (水土比 5 : 1) 后用有机碳氮分析仪测定^[11]; 培养试验土壤无机氮浓度用氧化镁-定氮合金蒸馏法测定, 蒸馏后的溶液用硫酸酸化、烘干, 将结晶盐用锡纸粒包好用同位素质谱仪测定无机氮的 ^{15}N 丰度。培养土壤有机氮含量及其 ^{15}N 丰度用碳氮分析仪和

同位素质谱仪联合测定。

1.5 数据处理与统计分析

土壤氮初级转化速率采用 FLUAZ 模型拟合得出^[12], 该模型基于 ^{15}N 同位素稀释与富集方法, 将土壤氮库分为铵态氮、硝态氮和有机氮, 通过不同氮库之间 ^{15}N 浓度及丰度的转化, 以最小平方和为标准拟合中间过程速率, 操作简单、计算精度高。文中给出的氮初级矿化速率 (m)、氮初级固定速率 (i)、铵态氮固定速率 (i_a) 和初级硝化速率 (n) 均为培养时间内的平均速率, 用不同时间段的速率与时间加权计算得出。 n/i_a 为初级硝化速率与铵态氮固定速率之比, m/i 为氮初级矿化速率与氮初级固定速率之比。采用 Origin 软件作图, 采用 SPSS 22.0 软件进行单因素方差分析 (ANOVA), 使用 Duncan 法进行各处理间的差异显著性检验 ($P < 0.05$, 差异显著; $P < 0.01$, 差异极显著)。

2 结 果

2.1 土壤无机氮含量的动态变化

培养期间, 不同利用方式土壤中无机氮的动态变化趋势不同 (图 1)。湿地土壤的铵态氮和硝态氮含量在整个培养期间均呈缓慢增加的趋势, 且铵态氮含量在各个培养时间均显著高于其他三种土壤。旱地土壤和菜地土壤的铵态氮含量随着培养时间的延长而逐渐降低, 硝态氮含量随着培养的进行而逐渐增加, 其中菜地土壤的硝态氮含量在各取样时间均高于其他三种土壤。林地土壤的铵态氮含量在培养后的第 1 天有所下降, 随后缓慢增加, 而硝态氮含量在培养期间保持平稳, 且在四个处理中最低。

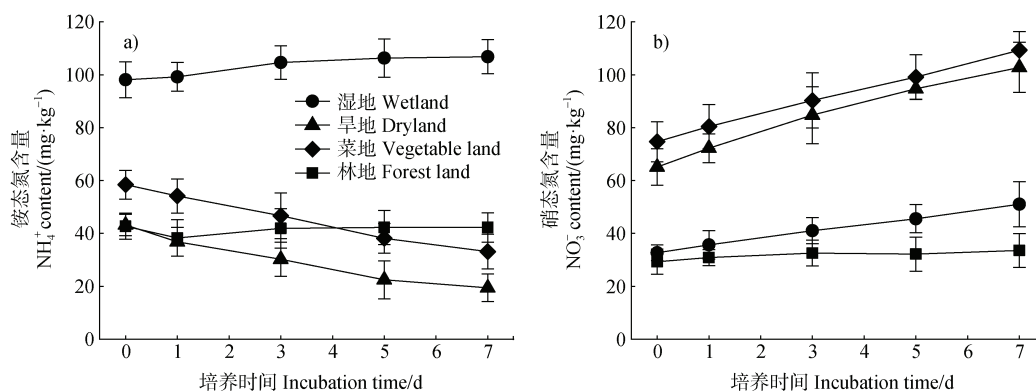


图 1 培养期间不同利用方式土壤中铵态氮 (a) 和硝态氮 (b) 含量的动态变化

Fig. 1 Dynamic changes of ammonium (a) and nitrate (b) contents in soils under different land use types during the incubation

2.2 土壤无机氮 ^{15}N 丰度的动态变化

不同利用方式土壤中无机氮的 ^{15}N 丰度如图 2 所示。向土壤中添加 ^{15}N 标记的铵态氮后, 各土壤中的铵态氮 ^{15}N 丰度均随着培养的进行而逐渐下降 (图 2a)。湿地、旱地和菜地土壤中硝态氮 ^{15}N 丰度则随着培养时间的延长而逐渐增加, 林地土壤硝态氮的 ^{15}N 丰度没有明显变化。从培养后的第 3 天开

始至培养结束, 各土壤中硝态氮 ^{15}N 丰度依次为: 旱地>菜地>湿地>林地 (图 2b)。向土壤中添加 ^{15}N 标记的硝态氮后, 湿地、旱地和菜地土壤中硝态氮的 ^{15}N 丰度均随着培养时间推进逐渐降低, 而林地土壤中硝态氮的 ^{15}N 丰度无明显变化 (图 2d)。 ^{15}N 标记硝态氮处理后, 各土壤的铵态氮 ^{15}N 丰度在整个培养期间均处于一个很低的水平且保持平稳 (图 2c)。

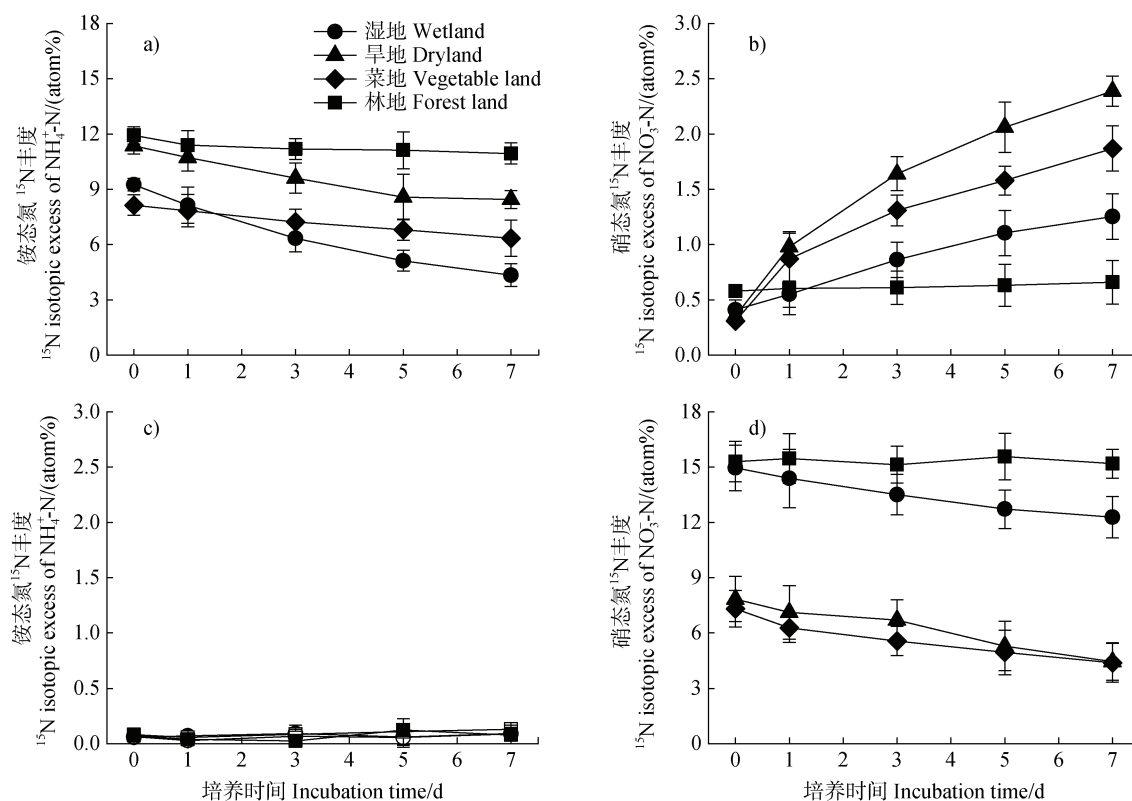


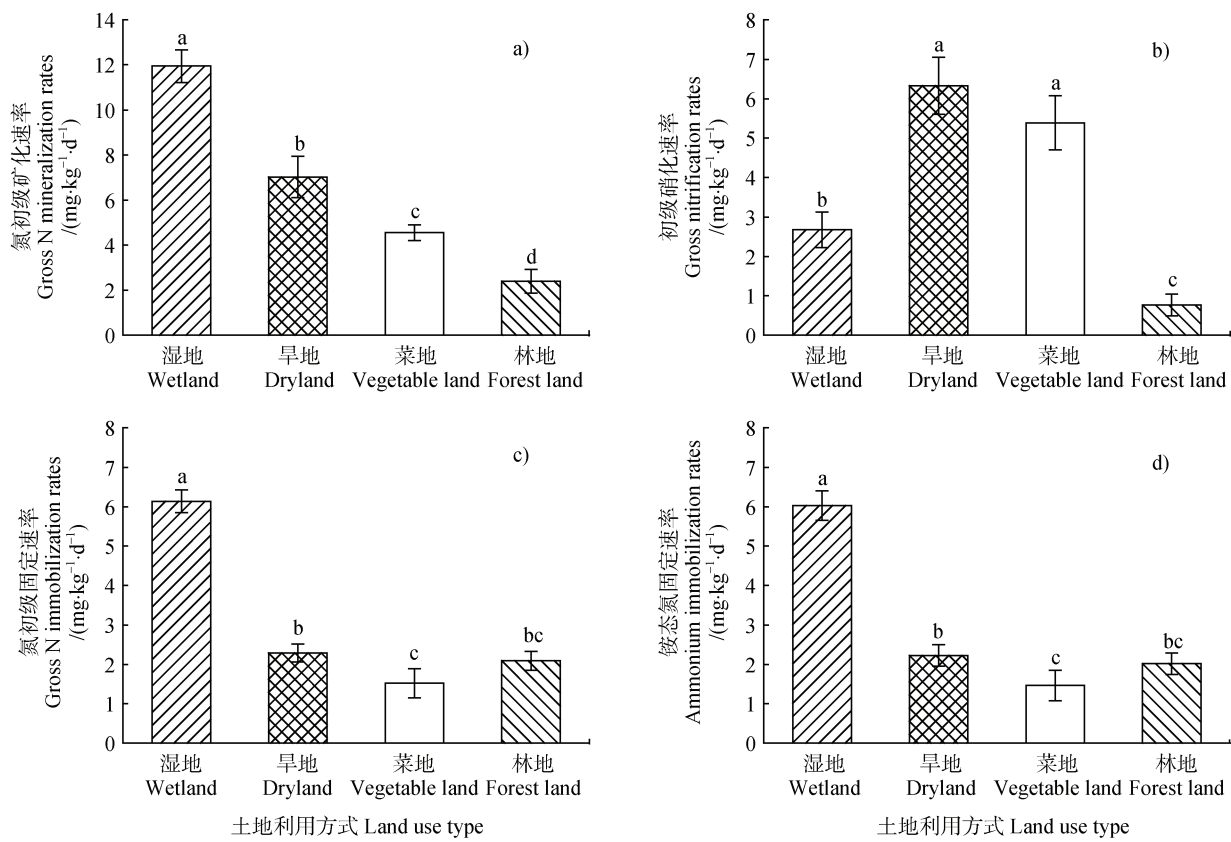
图 2 培养期间不同土地利用方式 $^{15}\text{NH}_4\text{NO}_3$ (a, b) 和 $\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ (c, d) 标记土壤中无机氮 ^{15}N 丰度的动态变化
Fig. 2 Dynamic changes of ^{15}N isotopic excess of inorganic N in $^{15}\text{NH}_4\text{NO}_3$ labeled (a, b) and $\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ labeled (c, d) soils under different land use types during the incubation

2.3 土壤氮初级转化速率

不同土地利用方式对土壤氮初级转化速率具有显著影响 (图 3)。湿地土壤的氮初级矿化速率最高 ($11.95 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$, 以 N 计), 其次为旱地土壤 ($7.02 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$) 和菜地土壤 ($4.55 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$), 林地土壤最低 ($2.39 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$), 各处理之间差异显著 (图 3a)。土壤氮初级固定速率表现为湿地 ($6.13 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$) > 旱地 ($2.29 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$) > 菜地 ($1.52 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$), 林地土壤的氮初级固定速率为 $2.09 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$, 与旱地土壤和菜地土壤没有显著差异 (图 2c)。土地利用方式对土壤中铵态氮固定速率的影响与氮初级固定速率相同 (图 2d), 铵态

氮固定速率占总无机氮固定速率的 $94.1\%\sim 99.8\%$ 。不同利用方式下旱地土壤和菜地土壤的初级硝化速率最高, 分别为 6.33 和 $5.39 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$, 两者之间没有显著差异, 湿地土壤次之 ($2.68 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$), 林地土壤的初级硝化速率 ($0.77 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$) 最低 (图 3b)。

湿地土壤和林地土壤的 n/i_a 值分别为 0.44 和 0.38 , 两者之间没有显著差异 (图 4), 旱地土壤和菜地土壤的 n/i_a 值分别为 2.84 和 3.69 , 显著高于湿地土壤和林地土壤。旱地土壤和菜地土壤的 m/i 值分别为 3.07 和 2.99 , 两者之间没有显著差异, 但是显著高于湿地土壤 (1.95), 林地土壤的 m/i 值最



注: 不同小写字母表示不同土壤间差异显著 ($P < 0.05$)。下同。Note: Different lowercase letters in each subfigure indicate significant differences among different land use types at $P < 0.05$. The same below.

图 3 培养期间不同土地利用方式土壤的平均氮初级转化速率

Fig. 3 The time-weighted average gross N transformation rates in soils under different land use types during the incubation

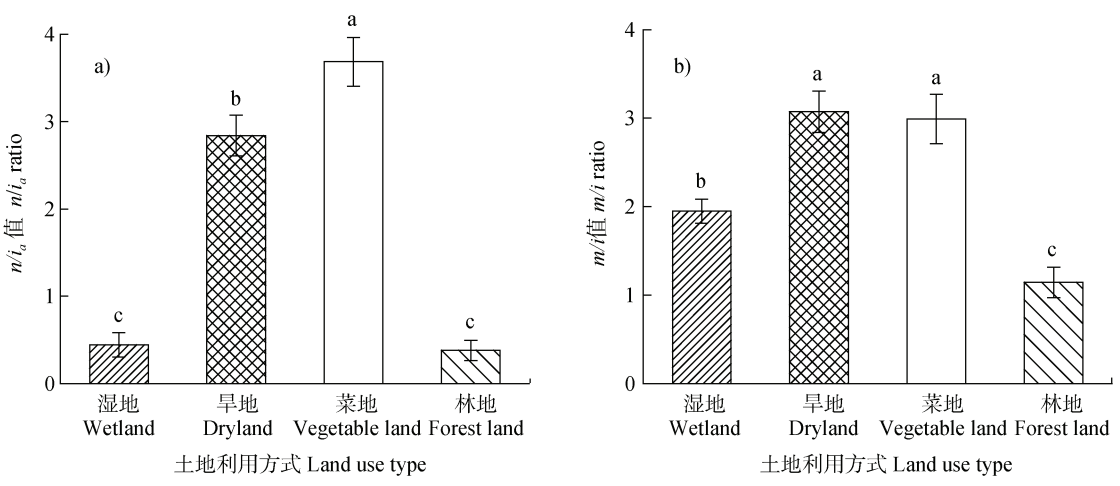


图 4 培养期间不同土地利用方式土壤初级硝化速率与铵态氮固定速率之比 (n/i_a) 以及氮初级矿化速率与氮初级固定速率之比 (m/i)

Fig. 4 Ratios between gross N transformation rates (nitrification to ammonium immobilization n/i_a , mineralization to immobilization m/i) in soils under different land use types during the incubation

表 2 土壤氮初级转化速率与土壤理化性质的相关系数

Table 2 Correlation coefficients between soil gross N transformation rates and soil physicochemical properties				
土壤性质 Soil properties	<i>m</i>	<i>n</i>	<i>i</i>	<i>i_a</i>
有机碳 Soil organic carbon	0.897**	0.505	0.641*	0.645*
全氮 Total nitrogen	0.859**	0.230	0.746**	0.744**
碳氮比 C/N ratio	0.665*	0.695*	0.309	0.318
水溶性有机碳 Water soluble organic C	0.288	-0.860**	0.654*	0.653*
水溶性有机氮 Water soluble organic N	-0.001	-0.529	0.279	0.279
pH (H ₂ O)	0.863**	0.353	0.677*	0.681*
砂粒 Sand	0.115	0.972**	-0.316	-0.309
粉粒 Silt	-0.775*	0.336	-0.888**	-0.883**
黏粒 Clay	0.126	-0.924**	0.552	0.547

注：*m*、*n*、*i* 和 *i_a* 分别表示氮初级矿化速率、初级硝化速率、氮初级固定速率和铵态氮固定速率。*、**分别表示差异显著 ($P<0.05$) 和差异极显著 ($P<0.01$)。Note: *m*, *n*, *i*, and *i_a* indicate gross N mineralization rate, gross nitrification rate, gross N immobilization rate, and ammonium immobilization rate, respectively. * and ** indicates significant ($P<0.05$) and extremely significant ($P<0.01$), respectively.

低 (1.14)。

相关分析表明 (表 2)，土壤氮初级矿化速率与 SOC、TN、C/N 和 pH 呈显著正相关性，与粉粒含量呈显著负相关性；氮初级固定速率和铵态氮固定速率与 SOC、TN、水溶性有机碳和 pH 呈显著正相关性，与粉粒含量呈显著负相关性；初级硝化速率与水溶性有机碳和黏粒含量呈显著负相关性，与砂粒含量呈显著正相关性。

3 讨 论

3.1 不同土地利用方式对有机氮初级矿化速率和固定速率的影响

草海湿地生态系统土地利用方式多样，不同利用方式下输入到土壤中的有机物质在数量和质量上有所不同，进而导致土壤理化性质的差异和土壤中氮素周转速率的显著不同^[1, 9]。研究表明，有机碳是影响土壤氮矿化和固定的主要因素^[13]，有机碳可以为微生物提供能量和底物，促进微生物的生长和繁殖，通常有机碳含量与氮初级矿化速率和固定速率呈显著正相关性^[14-16]。本研究土壤有机碳含量与氮初级矿化和初级固定速率的正相关性与前人结果一致。湿地土壤的有机碳含量最高，因此其氮初级矿化速率和初级固定速率也最高。长期开垦和种植一方面破坏了旱地土壤团聚体的结构，改变了水热条件，加速了土壤有机质的分解；另一方面作物连年

收获减少了有机物质向土壤的输入^[17-18]，最终导致土壤有机碳含量显著低于湿地土壤 (表 1)，土壤氮初级矿化速率和初级固定速率也显著降低 (图 3)。与旱地相比，菜地的集约化利用程度更高，氮肥的大量施用导致土壤酸化明显 (表 1)，因此土壤有机碳含量下降，氮初级矿化速率和初级固定速率较旱地土壤有所降低。

前人针对农林生态系统的研究发现，林地土壤的氮初级矿化速率和初级固定速率显著高于农田土壤^[6, 19]，而本研究结果表明，林地土壤的氮初级矿化速率显著低于旱地土壤和菜地土壤，这可能与林地土壤中的有机碳含量相对较低有关。林地土壤有机碳输入来源主要包括地上部植被凋落物、地下部根系分泌物和根系死亡脱落物，其中地上部植被凋落物的贡献量最大^[20]。该研究中林地受人为活动影响，破坏较为严重，过度采伐使得树木稀少，降低了通过林灌凋落物输入到土壤中的有机物质的数量，而且凋落物减少会增加地表径流和冲刷，导致土壤有机碳通过侵蚀流失而减少^[21]。其次，林地土壤树种主要为次生针叶林，因为针叶林枯枝落叶中的木质素和多酚含量较高，难以被微生物分解^[22-23]，导致土壤有机碳含量最低，相应的氮初级矿化速率也最低。

值得注意的是，虽然林地土壤的氮初级矿化速率显著低于旱地土壤和菜地土壤，但其氮初级固定速率却与旱地土壤和菜地土壤没有显著差异，这可

能与林地土壤的水溶性有机碳含量相对较高有关。研究报道^[16], 土壤中参与氮矿化过程的微生物可以利用一系列复杂的有机碳化合物, 不受底物质量的影响, 而参与氮固定过程的微生物只能利用简单的易分解有效碳。本研究中土壤氮初级矿化速率与有机碳含量呈显著正相关性, 但是与水溶性有机碳含量没有显著相关性, 而氮初级固定速率与水溶性有机碳含量呈显著正相关性(表 2), 进一步表明了易分解有效碳在氮固定过程中的重要性。然而, 尽管林地土壤的水溶性有机碳含量与湿地土壤相当, 林地土壤的氮初级固定速率仍然显著低于湿地土壤, 说明除了水溶性有机碳, 氮初级固定速率还受其他因素影响。相关分析结果表明, 氮初级固定速率还与土壤 pH 呈显著正相关性, 林地土壤中凋落物分解导致土壤酸化, 而湿地土壤经常处于水分饱和状态, 铁锰氧化物在还原过程中会消耗一部分氢离子, 导致土壤 pH 近中性^[24], 微生物更适于在中到碱性的环境条件下生长, 因此即便林地土壤的水溶性有机碳含量与湿地土壤没有显著差异, 但是由于微生物生存环境的不适导致其氮初级固定速率仍然显著低于湿地土壤。

研究发现^[25], 当土壤中同时存在铵态氮和硝态氮时, 微生物更倾向于利用土壤中的铵态氮, 对硝态氮的固定较少, 因为微生物同化硝态氮所需的能量较多。本研究结果也表明, 微生物同化的铵态氮占全部无机氮总量的 94.1%~99.8%, 印证了前人关于微生物同化的无机氮以铵态氮为主的结论。

3.2 不同土地利用方式对初级硝化速率的影响

四种土地利用方式下, 林地土壤的初级硝化速率最低, 这可能与土壤 pH 最低有关(表 2)。研究指出, pH 是众多影响硝化过程因素当中的主导因子^[26], 一定范围内 pH 越高, 硝化细菌的数量和丰度越高, 土壤初级硝化速率也越高, 当土壤 pH 小于 5 时硝化速率显著降低^[14, 27]。林地中针叶林凋落物在分解过程中产生有机酸, 导致土壤 pH 显著低于湿地、旱地和菜地, 因此初级硝化速率也最低, 这也解释了为什么林地土壤硝态氮含量显著低于其他三种土壤。本研究中虽然旱地土壤和菜地土壤的 pH 低于湿地土壤, 但是初级硝化速率却显著高于湿地土壤, 这可能是长期大量施用氮肥刺激了硝化微生物活性所致。田间和室内试验均表明, 氮肥的施用直接为

硝化过程提供了底物, 虽然降低了土壤 pH, 却能够显著增加硝化微生物的数量和活性^[28-29]。本研究发现, 土壤初级硝化速率与水溶性有机碳含量呈显著负相关性, 这是因为水溶性有机碳是影响铵态氮固定速率的主要因素, 水溶性有机碳含量越高, 对铵态氮的固定也越强, 相应地减少了硝化过程的底物, 降低了初级硝化速率^[4, 16]。此外, 硝化微生物是好气微生物, 土壤通气性能对硝化作用具有显著影响, 因此硝化速率与土壤质地密切相关^[30]。通常土壤砂粒含量越高, 黏粒含量越少, 土壤的通气性就越好, 越有利于硝化作用的发生^[31-32]。本研究中初级硝化速率与砂粒含量呈显著正相关性, 与黏粒含量呈显著负相关性, 进一步证实了土壤通气性能显著影响硝化作用的进行。林地土壤和旱地土壤分别具有最高和最低的黏粒含量, 进一步解释了为什么林地土壤初级硝化速率最低, 而旱地土壤初级硝化速率最高。

3.3 不同土地利用方式下土壤氮初级转化速率对生态环境的影响

在没有种植作物的室内培养条件下, 土壤中铵态氮主要有两个去向, 一是被土壤微生物固定, 二是发生硝化作用转化为硝态氮^[33]。研究表明, 初级硝化速率与铵态氮固定速率之比(n/i_a)可以作为判断土壤中铵态氮去向的主要指标^[34]。如果 n/i_a 值大于 1, 说明土壤中的铵态氮主要发生硝化作用转化为硝态氮, 增加了氮素的反硝化损失和淋溶风险; 如果 n/i_a 值小于 1, 说明铵态氮主要被土壤微生物固定为有机态氮, 氮素向环境扩散的可能性较小^[35]。此外, 氮初级矿化速率与初级固定速率之比(m/i)可以用来评价土壤中氮素释放和固定过程的紧密性^[15], 如果 m/i 值接近 1, 说明氮素矿化和固定耦合紧密, 不会向土壤中释放大量铵态氮。本研究中, 旱地土壤和菜地土壤的 m/i 和 n/i_a 值均显著大于 1, 说明土壤有机氮通过矿化过程释放的铵态氮大于微生物固定量, 致使硝化作用底物增多促进硝化的发生, 而相对较低的铵态氮固定速率导致铵态氮主要通过硝化作用转化为硝态氮, 增加了氮素的淋溶损失和反硝化风险。相对于旱地土壤而言, 菜地土壤的 n/i_a 值更高, 氮肥施用量更多, 氮素损失风险也更大。与之相反, 林地土壤的 n/i_a 小于 1, 而且 m/i 值接近 1, 表明林地土壤的氮素矿化和固定过程耦合紧密,

土壤中微生物对铵态氮的固定速率大于硝化速率, 降低了硝态氮的产生和向环境扩散的风险。湿地土壤的 m/i 值虽然大于 1, 但是 n/i_a 值小于 1, 表明湿地土壤具有相对较强的铵态氮固定能力和较低的硝化速率, 土壤中的无机氮主要以铵态氮为主(表 1), 氮素的淋失和反硝化气态氮排放风险较小。

本研究结果表明, 草海自然保护区的湿地开垦转化为旱地和菜地后对环境的负面影响较大, 而转化为林地对环境的负面影响较小, 这些影响需要在湿地生态系统的开发和建设过程中予以考虑。值得注意的是, 湿地土壤水分经常接近饱和状态, 而培养过程中将其水分含量调至 60%WHC 可能会改变氮素转化过程速率。前期开展的草海保护区不同水分条件下湿地和农田土壤的氮初级转化速率研究表明, 100%WHC 水分处理湿地土壤氮初级矿化速率和初级固定速率显著高于 60%WHC 水分处理^[9]。这是因为 100%WHC 水分条件下土壤水分充足, 底物运移阻力小, 而且土壤仍有较好的通气性, 此时最有利于土壤中微生物的代谢和活性的保持^[36]。因此, 本研究试验条件下可能会低估湿地土壤氮初级矿化速率和氮初级固定速率的大小, 今后应加强田间原位试验以深入研究土地利用方式的转变对土壤氮转化过程的影响。

4 结 论

不同利用方式土壤氮初级矿化速率大小依次为湿地>旱地>菜地>林地, 不同利用方式土壤氮初级固定速率大小依次为湿地>旱地>林地>菜地, 土壤有机碳含量和水溶性有机碳含量分别是影响氮初级矿化速率和固定速率的主要因素, 土壤中无机氮的固定以铵态氮为主; 不同利用方式土壤初级硝化速率大小依次为旱地和菜地>湿地>林地, 初级硝化速率与土壤质地密切相关, 同时受水溶性有机碳含量的影响; 旱地和菜地土壤的 n/i_a 值和 m/i 值均大于 1, 而湿地和林地土壤的 n/i_a 值均小于 1, 且林地土壤的 m/i 值接近 1。说明湿地开垦为农田可能增加硝态氮的产生及其向环境扩散的风险, 而湿地转化为林地对环境的负面影响较小。

参考文献 (References)

[1] Shibata M, Sangsompaisarn N, Watanabe S, et al. Gross

nitrogen transformation rates in shifting cultivation systems in northern Thailand: Controlling factors and implications for inorganic nitrogen availability[J]. Geoderma Regional, 2023, 34: e00692.

[2] He X X, Dai S Y, Meng L, et al. Effects of 18 years repeated N fertilizer applications on gross N transformation rates in a subtropical rain-fed purple soil[J]. Applied Soil Ecology, 2023, 189: 104952.

[3] Müller C, Rütting T, Kattge J, et al. Estimation of parameters in complex ^{15}N tracing models by Monte Carlo sampling[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2007, 39 (3): 715—726.

[4] Li P, Wei W, Lang M. Effects of water content on gross nitrogen transformation rates in forest land and grassland soils[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2022, 33 (1): 59—66. [李平, 魏玮, 郎漫. 水分对林地和草地土壤氮初级转化速率的影响[J]. 应用生态学报, 2022, 33 (1): 59—66.]

[5] Zhang J B, Zhu T B, Meng T Z, et al. Agricultural land use affects nitrate production and conservation in humid subtropical soils in China[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2013, 62: 107—114.

[6] Lang M, Li P, Han X Z, et al. Gross nitrogen transformations in black soil under different land uses and management systems[J]. Biology and Fertility of Soils, 2016, 52 (2): 233—241.

[7] Zhu T B, Zhang J B, Cai Z C. The contribution of nitrogen transformation processes to total N_2O emissions from soils used for intensive vegetable cultivation[J]. Plant and Soil, 2011, 343 (1): 313—327.

[8] Qiu D X, Jia E R, Zhang H, et al. Discussion on the conservation and utilization patterns of wetland resources in Lingao County based on Mountains-rivers-forests-farmlands-lakes-grasslands-sea system[J]. Wetland Science & Management, 2023, 19 (3): 77—81. [邱冬雪, 贾恩睿, 张华, 等. 基于山水林田湖草海一体化的临高县湿地保护与利用模式探讨[J]. 湿地科学与管理, 2023, 19 (3): 77—81.]

[9] Li P, Lang M, Wei W, et al. Reduction of gross N transformations to moisture changes in a wetland ecosystem: The case of marshland conversion to cropland[J]. Wetlands, 2023, 43 (2): 16.

[10] Priha O, Smolander A. Nitrogen transformations in soil under *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula pendula* at two forest sites[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1999, 31 (7): 965—977.

[11] Matiassek S J, Pellerin B A, Spencer R G M, et al. Water-soluble organic carbon release from mineral soils and sediments in an irrigated agricultural system[J]. Journal of Environmental Management, 2023, 343: 118184.

[12] Mary B, Recous S, Robin D. A model for calculating

- nitrogen fluxes in soil using ^{15}N tracing[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1998, 30 (14): 1963—1979.
- [13] Ashraf M N, Hu C, Xu X R, et al. Long-term manure application increased soil organic carbon and nitrogen mineralization through accumulation of unprotected and physically protected carbon fractions[J]. *Pedosphere*, 2023, 33 (2): 343—354.
- [14] Chi Q D, Wang J, Liu Y Q, et al. Varying interactive effects of climate, soil properties, and gross nitrogen dynamics on biomass production between the topsoil and the subsoil in natural grassland ecosystems[J]. *European Journal of Soil Biology*, 2021, 104: 103299.
- [15] Lang M, Li P, Long G Q, et al. Grazing rest versus no grazing stimulates soil inorganic N turnover in the alpine grasslands of the Qinghai-Tibet Plateau[J]. *Catena*, 2021, 204: 105382.
- [16] Lang M, Nie H, Li P. Effects of cutting methods on gross and net N transformation rates in forest soils[J]. *Forest Research*, 2023, 36 (5): 32—40. [郎漫, 聂浩, 李平. 采伐方式对森林土壤氮初级转化速率和净氮转化速率的影响[J]. *林业科学研究*, 2023, 36 (5): 32—40.]
- [17] Qi Z W, Liu C X, Li N N, et al. Effects of different tillage methods on soil organic carbon stock in maize fields in Jinzhong[J]. *Journal of Shanxi Agricultural Sciences*, 2020, 48 (2): 233—237. [祁泽伟, 刘彩霞, 李娜娜, 等. 耕作方式对晋中玉米田土壤有机碳储量的影响[J]. *山西农业科学*, 2020, 48 (2): 233—237.]
- [18] Li P, Lang M. Effect of cultivation on gross and net N transformation rates in black soil relative to duration[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2020, 57 (1): 165—173. [李平, 郎漫. 开垦年限对黑土氮初级转化速率和净转化速率的影响[J]. *土壤学报*, 2020, 57 (1): 165—173.]
- [19] Accoe F, Boeckx P, Busschaert J, et al. Gross N transformation rates and net N mineralisation rates related to the C and N contents of soil organic matter fractions in grassland soils of different age[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36 (12): 2075—2087.
- [20] Kong L Q, Liu X B, Li Y. Impacts of various tree species on spatial heterogeneity of soil dissolved organic carbon in forest ecosystems[J]. *Journal of Agriculture*, 2023, 13 (8): 46—55. [孔令迁, 刘宪斌, 李云. 不同树种对森林土壤可溶性有机碳空间异质性的影响[J]. *农学学报*, 2023, 13 (8): 46—55.]
- [21] He W Q, Chen L, Pang D B, et al. Effects of litter input change on soil physical and chemical properties in forest ecosystem[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2024, 44 (4): 1755—1763. [何文强, 陈林, 庞丹波, 等. 枯落物输入改变对森林生态系统土壤理化性质的影响[J]. *生态学报*, 2024, 44 (4): 1755—1763.]
- [22] Zhang Y, Zhang C H, Wang Q T, et al. Difference of soil carbon sequestration between rhizosphere and bulk soil in a mountain coniferous forest in southwestern China under nitrogen deposition[J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2023, 47 (9): 1234—1244. [张英, 张常洪, 汪其同, 等. 氮沉降下西南山地针叶林根际和非根际土壤固碳贡献差异[J]. *植物生态学报*, 2023, 47 (9): 1234—1244.]
- [23] Lee J, Zhou X, Seo Y O, et al. Effects of vegetation shift from needleleaf to broadleaf species on forest soil CO_2 emission[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 856: 158907.
- [24] Hu J, Zhu C B, Long Y C, et al. Interaction analysis of hydrochemical factors and dissolved heavy metals in the Karst Caohai Wetland based on PHREEQC, cooccurrence network and redundancy analyses[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 770: 145361.
- [25] Chen Z X, Elrys A S, Zhang H M, et al. How does organic amendment affect soil microbial nitrate immobilization rate?[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2022, 173: 108784.
- [26] Wang J, Lü L, Hu R G, et al. Patterns and determinants of nitrification and denitrification potentials across 24 rice paddy soils in subtropical China[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2024, 361: 108799.
- [27] Sun X, Liang B, Wang J, et al. Soil N transformation rates are not linked to fertilizer N losses in vegetable soils with high N input[J]. *Soil and Tillage Research*, 2020, 202: 104651.
- [28] Tian M J, Guo J L, Li J, et al. The effect of long-term fertilization on the abundance and composition of ammonia-oxidizing Archaea and bacteria in paddy soil profiles[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2022, 59 (1): 285—296. [田美洁, 郭俊丽, 黎娟, 等. 长期施肥对水稻土剖面氨氧化古菌和细菌丰度及组成的影响[J]. *土壤学报*, 2022, 59 (1): 285—296.]
- [29] Xu C, Zhu H S, Wang J, et al. Fertilizer N triggers native soil N-derived N_2O emissions by priming gross N mineralization[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2023, 178: 108961.
- [30] Zhang B W, Zhou M H, Zhu B, et al. Soil clay minerals: An overlooked mediator of gross N transformations in Regosolic soils of subtropical montane landscapes[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2022, 168: 108612.
- [31] Lang M, Li P, Wei W. Regularity of net nitrogen transformation rates and greenhouse gas emissions in black soil of different textures[J]. *Journal of*

- Agro-Environment Science, 2020, 39(2): 429—436. [郎漫, 李平, 魏玮. 不同质地黑土净氮转化速率和温室气体排放规律研究[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(2): 429—436.]
- [32] Lang M, Li P, Wei W. Gross nitrogen transformations and N₂O emission sources in sandy loam and silt loam soils[J]. Journal of Arid Land, 2021, 13 (5): 487—499.
- [33] Hoyle F C, Murphy D V, Fillery I R P. Temperature and stubble management influence microbial CO₂-C evolution and gross N transformation rates[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2006, 38 (1): 71—80.
- [34] Zhang Y S, Pan B B, Lam S K, et al. Predicting the ratio of nitrification to immobilization to reflect the potential risk of nitrogen loss worldwide[J]. Environmental Science & Technology, 2021, 55 (11): 7721—7730.
- [35] Stockdale E A, Hatch D J, Murphy D V, et al. Verifying the nitrification to immobilisation ratio (N/I) as a key determinant of potential nitrate loss in grassland and arable soils[J]. Agronomie, 2002, 22 (7/8): 831—838.
- [36] Zaman M, Chang S X. Substrate type, temperature, and moisture content affect gross and net N mineralization and nitrification rates in agroforestry systems[J]. Biology and Fertility of Soils, 2004, 39 (4): 269—279.

(责任编辑: 檀满枝)