中国生态农业学报(中英文)
Chinese Journal of Eco-Agriculture
中文核心期刊
中国科技核心期刊
中国精品科技期刊
百种中国杰出学术期刊
中国科学引文数据库源刊

安太堡煤矿区不同复垦年限和复垦模式土壤氮矿化及硝化特征

江山， 刘焕焕， 张菁， 王改玲

引用本文:
江山, 刘焕焕, 张菁, 等. 安太堡煤矿区不同复垦年限和复垦模式土壤氮矿化及硝化特征[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2019, 27(2): 286–295.

在线阅读 View online: https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.180552

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

黄土高原北部生长季土壤氮素矿化对植被和地形的响应

Responses of soil nitrogen mineralization during growing season to vegetation and slope position on the northern Loess Plateau of China

中国生态农业学报. 2018, 26(2): 231–241 https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.170626

基于生态风险评价的采煤矿区土地损毁与复垦过程分析

Process analysis of land destruction and reclamation in coal mining areas using ecological risk assessment

中国生态农业学报. 2017, 25(6): 795–804 https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.170113

复垦矿区土地利用类型变化对植被碳储量的影响

Impact of reclamation–driven land use change on vegetation carbon store in mining areas

中国生态农业学报. 2015(11): 1437–1444 https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.150516

栽培年限对新建日光温室番茄生长及土壤供氮能力的影响

Effect of cultivation year on tomato growth and soil nitrogen supply ability of newly built solar greenhouses

中国生态农业学报. 2016, 24(10): 1356–1363 https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.160153

三峡库区农村宅基地复垦耕地地力评价*——以重庆市涪陵区为例

Evaluation of farmland productivity after rural homestead reclamation in the Three Gorges Reservoir Area – A case study of Fuling District, Chongqing City

中国生态农业学报. 2015(3): 365–372 https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.141122

中国生态农业学报(中英文) 2019 年 2 月 第 27 卷 第 2 期
Chinese Journal of Eco-Agriculture, Feb. 2019, 27(2): 286−295

DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.180552

江山, 刘焕焕, 张菁, 王改玲. 安太堡煤矿区不同复垦年限和复垦模式土壤氮矿化及硝化特征[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2019, 27(2): 286−295

JIANG S, LIU H H, ZHANG J, WANG G L. Responses of soil nitrogen mineralization and nitrification to reclamation years and modes of coal mine[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2019, 27(2): 286−295

安太堡煤矿区不同复垦年限和复垦模式土壤氮矿化及硝化特征*

江 山, 刘焕焕, 张 菁, 王改玲**

(山西农业大学资源环境学院 太谷 030801)

摘 要: 为揭示煤矿复垦区土壤氮素内循环中的矿化及硝化特征, 探索不同复垦模式与不同复垦年限下复垦土壤的氮素转化效率, 采集山西安太堡露天煤矿中复垦 3 年、9 年、21 年苜蓿地及 3 年荞麦地表层(0~20 cm)土壤, 并以 3 年自然恢复和未复垦新排土为对照, 采用间歇淋洗好气培养法与恒温培养法研究各采样地土壤矿化与硝化过程, 利用一级反应动力学模型与 Logistic 方程对有机氮素的矿化与硝化数据进行拟合。结果表明, 3 年苜蓿地的矿化速率最高, 21 年苜蓿地的矿化速率最低, 且土壤氮素快速矿化主要在培养前 7 d, 之后逐渐平缓, 并在 28 d 趋于稳定。经一级动力学方程拟合可知, 氮矿化势(N_o)的变化范围为 89.28~124.51 mg·kg^{-1}, 21 年苜蓿地>3 年自然恢复地>3 年苜蓿地>3 年荞麦地>未复垦新排土>9 年苜蓿地; 矿化速率常数(k)的变化范围为 0.022 6~0.051 9, 3 年苜蓿地>9 年苜蓿地>未复垦新排土>3 年自然恢复地>3 年荞麦地>21 年苜蓿地。氮矿化势与土壤有机质含量显著正相关(r=0.91)。复垦区各土壤随培养时间的延长硝态氮含量大致为“S”型曲线且可分为 3 个阶段: 前期阶段(0~5 d)—上升阶段(5~14 d)—稳定阶段(14~28 d); Logistic 方程拟合结果显示: 复垦年限显著影响硝化高峰出现的时间(不同复垦年限苜蓿地最大相差 6.85 d), 21 年苜蓿地硝化过程剧烈而短促, 3 年自然恢复地的硝化过程缓慢而漫长; 耕地较草地有更大的硝化速率与更长的硝化时间。长期的种植苜蓿复垦显著提高了土壤的氮库容量, 矿化过程更为平稳。

关键词: 复垦年限; 复垦模式; 氮素转化效率; 有机氮; 矿化; 硝化; 安太堡露天煤矿

中图分类号: S151.9+3 **文献标识码:** A **文章编号:** 2096-6237(2019)02-0286-10

Responses of soil nitrogen mineralization and nitrification to reclamation years and modes of coal mine*

JIANG Shan, LIU Huanhuan, ZHANG Jing, WANG Gailing**

(Institute of Resource and Environment, Shanxi Agricultural University, Taigu 030801, China)

Abstract: Soil nitrogen mineralization and nitrification are impacted by microbial activity and soil properties. The reclaimed coal mine soil are artificially reconstructed soil with different properties from farmland soil, such as lower organic matter content, small nitrogen sink, weak microbial activity. In order to reveal the response of nitrogen mineralization and nitrification of reclaimed soils in coal reclamation areas and to explore the soil nitrogen conversion efficiencies under different reclamation patterns and for different reclamation years, a laboratory experiment with soil sampled from the reclaimed coal mine were conducted. There were six sampling soils in Antai-

* 山西省科技重大专项(20121101007)资助

** 王改玲, 主要从事土地复垦与生态重建研究。E-mail: gailingwang@qq.com
江山, 主要从事土地复垦与生态重建研究。E-mail: 647960016@qq.com

收稿日期: 2018-06-13 接受日期: 2018-09-26

* This study was funded by the Science and Technology Major Project of Shanxi Province (20121101007).

** Corresponding author, E-mail: gailingwang@qq.com

Received Jun. 13, 2018; accepted Sep. 26, 2018

bao Opencast Mine, Shanxi Province, which were unreclaimed soil (CK); naturally reclaimed soil for 3 years (NRL); alfalfa pasture soils reclaimed for 3 years (AL3), 9 years (AL9), 21 years (AL21); and buckwheat soil reclaimed for 3 years (BL3). Nitrogen mineralization and nitrification of sampled soils were measured by using Stanford aerobic incubation method and constant temperature culture. And then, the first-order reaction kinetics model and Logistic equation were used to fit the process of organic nitrogen mineralization and nitrification. The results showed that the mineralization rate was highest in alfalfa field reclaimed for 3 years (AL3), and lowest in alfalfa field reclaimed for 21 years (AL21). The mineralization of nitrogen was rapid in the first 7 days and gradually became gentle, tended to be stable in 28 days of incubation. The first-order kinetic equations suggested that nitrogen mineralization potential ranged from 89.28 to 124.51 $mg \cdot kg^{-1}$ and was in the order of AL21 > NRL > AL3 > BL3 > CK > AL9. The mineralization rate constant ranged from 0.022 6 to 0.051 9, with the order of AL3 > AL9 > CK > NRL > BL3 > AL21. There was a significantly positive correlation between nitrogen mineralization potential and soil organic matter content (r = 0.91). The soil nitrogen capacity was significantly increased in the long-term reclamation of grassland, and the mineralization process was more stable. The change of nitrate content in various soils of reclamation area during incubation was roughly following a "S" trend and was divided into three stages, which were the early stage (0–5 d), the rising stage (5–14 d) and the stable stage (14–28 d). Logistic equation fitting results showed that the reclamation years significantly affected the peaking time of nitrification (the max difference was 6.85 days among different reclamation years of alfalfa pasture). The drastic nitrification process in alfalfa pasture reclaimed for 21 years was intense and short, that of naturally restored soil for 3 years was slow and long. The arable land had a greater nitrification rate and longer nitrification time than grassland. In summary, under long term plantation of alfalfa in reclaimed coal mine soil, soil nitrogen sink increased, nitrogen mineralization became stable.

Keywords: Reclamation year; Reclamation mode; Nitrogen conversion efficiencies; Organic nitrogen; Mineralization; Nitrification; Antaibao Open-pit Coal Mine

氮素是土壤供应较少而植物需求最多、供求之间存在尖锐矛盾的营养元素。土壤作为陆地生态系统中氮素的重要存储库之一，担当着氮素转化器的功能[1]，氮素循环能够形成空气-水-土中物质和能量的复杂动力流动[2]，紧密地联系着土壤与生物。植物吸收氮素50%以上都来自于土壤[3]，在多数土层中氮素以有机态为主，不易被作物直接吸收利用，需要通过有机氮的矿化作用供给作物生长，而硝化作用是影响土壤氮素供应和损失的另一个重要过程[4]。

研究表明，土壤氮素矿化势可作为评价土壤供氮能力的指标。通过氮素矿化势可反映不同土壤氮素供应能力的相对高低，还可估算出作物生长期间土壤可矿化氮量[5]。而我国北方半干旱地区石灰性土壤的硝化作用强烈[6]，NO_3^--N 是土壤中主要矿质氮素及植物吸收的主要氮素形式。在探究氮素矿化-硝化过程中，生物培养法具有合理的理论基础。有研究指出，可以采用短期好气培养法模拟土壤中生物对有机物的矿化过程，测定土壤氮素的矿化作用[7-8]，并且通过对比得出在矿化过程中旱地土壤的好气培养效果优于淹水培养[9]；土壤氮素的硝化过程中恒温-浸提的培养方法则较为成熟与普遍[10-11]。

土壤矿化、硝化过程都是复杂的微生物反应过程，受到微生物活性和通气状况、水分、有机质、全氮、pH 等土壤理化性质的影响。目前，土壤氮素相关研究主要集中在一般农田土壤方面，如：土地利用方式、耕作、施肥和灌溉对土壤有机氮组分及矿化、硝化特性的影响[12-14]，旱地、水田不同管理方式下土壤氮素矿化、硝化过程的模拟[15-17]等。对于煤矿复垦区来说，煤炭在露天开采过程中，由于直接挖掘引起地表挖损和岩土排弃等原因，原地貌形态、地层结构已不复存在，原有土壤的层次结构及物质组成已彻底改变，形成所谓的"矿山土"[18]。人为重构的土体有机质含量低，氮库容量低，微生物活性差，影响土壤养分循环过程(特别是氮素的转化)及植被的恢复[19]，目前对复垦土壤氮素转化相关研究鲜有报道。本文以山西安太堡露天煤矿为研究区域，采集不同复垦年限(3 年、9 年、21 年)和两种复垦模式(草地与耕地)的表层土壤(0~20 cm)样品，比较分析采煤复垦区不同复垦年限、不同复垦模式土壤的矿化、硝化过程并进行定量模拟，分析土壤氮素转化效率，探讨其影响机理，为提高类似采煤复垦区土壤氮素管理水平提供依据。

1　材料与方法

1.1　供试土壤的采集

经过查阅资料和野外走访、调查，于 2017 年 9 月在山西省平朔安太堡露天煤矿复垦区(112°11′~113°30′E，39°23′~39°37′N)选择不同复垦方式和不同复垦时间的样地采集土壤，样地情况如表 1 所示。每块样地分为 3 个小区，每个小区按对角线随机取 5 点采集 0~20 cm 的表层土壤，同时利用 GPS 对样点定位，记录地理坐标和海拔高度。其中苜蓿(*Medicago sativa* Linn.)复垦地，复垦开始时人工种植紫花苜蓿，之后无施肥和其他农业管理措施。采样时，3 年和 9 年苜蓿地，苜蓿生长旺盛，杂草侵入很少；21 年苜蓿地，由于苜蓿退化，野生杂草大量侵

入。自然恢复样地为排土场形成后不再进行人工种植及其他人为干预的样地。3 年荞麦(*Fagopyrum esculentum* Moench)地，从复垦开始每年人为种植荞麦。采样地各土壤的基本理化性质如表 2 所示。

表 1 煤矿复垦区不同复垦模型和复垦年限采样地概况

Table 1 Basic information of sampling sites with different reclamation modes and for different reclamation years in the coal mine reclamation area

采样地 Sampling site	地理位置 Location	复垦模式 Reclamation mode	复垦年限 Reclamation year (a)	备注 Note
CK	39.541 7°N 112.286 4°E	—	—	新排土，没有采取复垦手段 Dumped just before sampling without reclamation
NRL	39.498 9°N 112.336 9°E	—	—	2014 年排土后，无人为复垦措施 No artificial reclamation measures after soil dumped in 2014
BL3	39.507 3°N 112.338 2°E	耕地 Arable land	3	2014 年复垦，2017 年采样时地上作物为荞麦 Reclamation in 2014 with buckwheat when soil sampling in 2017
AL3	39.505 3°N 112.339 0°E	草地 Grassland	3	2014 年复垦，种植紫花苜蓿 Planting alfalfa after reclamation in 2014
AL9	39.497 4°N 112.318 9°E	草地 Grassland	9	2008 年复垦，种植紫花苜蓿 Planting alfalfa after reclamation in 2008
AL21	39.504 9°N 112.311 7°E	草地 Grassland	21	1996 年复垦，种植紫花苜蓿 Planting alfalfa after reclamation in 1996

表 2 煤矿复垦区不同采样地土壤基本理化性状

Table 2 Basic physical and chemical properties of the tested soil of sampling sites in the coal mine reclamation area

采样地 Sampling site	pH	有机质 Organic matter ($g\cdot kg^{-1}$)	全氮 Total nitrogen ($g\cdot kg^{-1}$)	C/N	碱解氮 Alkaline nitrogen ($mg\cdot kg^{-1}$)	全磷 Total phosphorus ($g\cdot kg^{-1}$)	有效磷 Available phosphorus ($mg\cdot kg^{-1}$)	全钾 Total potassium ($g\cdot kg^{-1}$)	速效钾 Available potassium ($g\cdot kg^{-1}$)
CK	8.39	3.06	0.28	6.33	10.89	0.11	8.69	14.39	163.00
NRL	8.64	3.45	0.31	6.39	14.71	0.50	23.74	16.16	120.63
BL3	8.59	4.03	0.41	5.73	18.96	0.54	24.13	18.37	184.97
AL3	8.52	4.65	0.40	6.73	28.46	0.85	14.82	16.58	185.63
AL9	8.49	5.51	0.42	7.69	35.54	0.96	24.25	14.69	111.46
AL21	8.10	15.33	0.51	17.59	91.21	0.84	12.53	15.50	198.66

1.2 研究项目及方法

土壤有机氮矿化过程采用 Stanford 等[20]提出的间歇淋洗好气培养法：称取过 2 mm 筛的风干土壤 25.00 g，与等量石英砂混合后铺入 100 mL 注射器中扎口密封(扎口处扎一小口)、(35±1) ℃恒温培养。每个土样重复 3 次并于培养后的 0 d、5 d、7 d、14 d、21 d、28 d 分别进行淋洗(100 mL 0.01 $mol\cdot L^{-1}$ $CaCl_2$)并收集淋洗液，用流动分析仪测定淋洗液 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量。淋洗后加入 40 mL 无氮营养液(0.5 $mmol\cdot L^{-1}$ $CaHPO_4\cdot 2H_2O$、2 $mmol\cdot L^{-1}$ $MgSO_4\cdot 7H_2O$、2 $mmol\cdot L^{-1}$ $CaSO_4$ 和 2.5 $mmol\cdot L^{-1}$ K_2SO_4)继续培养以待下次淋洗。

土壤矿化氮总量($mg\cdot kg^{-1}$)=铵态氮含量+硝态氮含量 (1)

土壤氮素矿化速率($mg\cdot kg^{-1}\cdot d^{-1}$)=土壤氮素矿化量/培养天数 (2)

氮素矿化率(%)=(培养结束时氮素矿化累积量/土壤全氮量)×100 (3)

土壤硝化过程采用恒温培养法：称取过 2 mm 筛的风干土壤 10.00 g 于 100 mL 塑料瓶中，含水量调节至田间含水量的 65%。塑料瓶用保鲜膜封口，并用针在膜上扎孔以保持通气，再置于 28 ℃恒温培养箱中培养[21-22]，每隔 2 d 称质量控制土壤水分，于培养后的 0 d、5 d、7 d、14 d、21 d、28 d 取出分别测定土壤 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量。培养过程中取 6 次样，每次 3 个平行，故每个样地各称取 18 份土样，并做空白。

土壤净硝化率(%)=NO_3^--N 的净增长量/矿质态氮质量分数 (4)

根据文献资料[12-14]及预试验结果，28 d 后氮的矿化及硝化速率已基本稳定，故试验设定培养时间为 28 d。

土壤基本理化性状按常规方法测定：全钾采用氢氧化钠碱熔-火焰光度法测定；速效钾采用 NH_4OAc 浸提-火焰光度法测定；全磷采用氢氧化钠碱熔-钼锑抗比色法测定；有效磷采用 0.5 $mol\cdot L^{-1}$ $NaHCO_3$ 浸提-钼锑抗比色法测定；有机质采用重铬酸钾-外加热法测定；全氮采用半微量开氏法测定；碱解氮采用碱解扩散法测定；土壤 pH 采用酸度计测定(水土比2.5∶1)；土壤 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 用 1 $mol\cdot L^{-1}$ 的氯化钾(水土比 5∶1)震荡 1 h 后取滤液，用连续流动化学分析仪(AA3，德国)测定[23]。

1.3　数据处理

采用一级动力学方程 $N_t=N_o[1-\exp(-kt)]$拟合土壤有机氮矿化过程中矿质态氮的累积变化量[24]，其中 N_t 为培养 t 时间内累积的矿质态氮量(mg·kg^{-1}); N_o 为氮素矿化势，即理论上可以矿化为无机氮的有机氮素量的最大值; k 为氮素矿化速率常数，显示氮素矿化速度的快慢; t 为培养时间(d)。

为了能够定量描述土壤中硝态氮含量随培养时间的变化趋势，本试验引用方程 $N_{t\mathrm{NO_3}}=N_{t0}\Big/\left(1+\mathrm{e}^{a-bt}\right)$ 进行拟合[25]。式中: $N_{t\mathrm{NO_3}}$ 表示土壤中 NO_3-N 的即时浓度(mg·kg^{-1}); N_{t0} 为 NO_3^--N 增加量的渐进值; a、b 为积分常数; t 为取样时间(d)。试验数据用 SPSS 22 进行方差分析与相关性分析，运用 Origin 8.0 软件进行数据拟合与作图。

2　结果与分析

2.1　不同复垦年限与模式下土壤氮素矿化特征

2.1.1　土壤氮素矿化速率

土壤矿化作用将土壤有机态氮转化为铵态氮和硝态氮形式的有效氮，以供植物吸收利用。培养过程中各采样地氮素矿化速率的变化如图 1 所示。培养前 5 d 平均矿化速率为 2.19~3.62 mg(N)·kg^{-1}·d^{-1}，其中 3 年苜蓿地>9 年苜蓿地>3 年自然恢复地>未复垦新排土>3 年荞麦地>21 年苜蓿地; 第 7 d 除未复垦新排土矿化速率略有上升外，其余土壤的矿化速率均有所降低。之后，随着培养时间的推移，各采样地土壤的矿化速率明显降低，第 28 d 培养结束时各采样地矿化速率已降至 0.37 mg(N)·kg^{-1}·d^{-1} 左右，3 年苜蓿地>3 年自然恢复地>21 年苜蓿地>9 年苜蓿地>未复垦新排土>3 年荞麦地。试验期间，各采样地土壤的氮矿化速率大致可分为 2 个阶段: 第 1 阶段为 0~21 d，快速下降阶段，到培养的第 21 d，21 年苜蓿地、9 年苜蓿地、3 年苜蓿地、3 年自然恢复地、3 年荞麦地和未复垦新排土土壤的矿化速率分别比前 5 d 降低了 71.71%、82.31%、82.79%、81.19%、77.46% 和 77.55%。第 2 阶段为 21~28 d，缓慢下降阶段，到培养试验结束时各个土壤的矿化速率较第 21 d 平均降低 34.3%。张恒等[26]的研究也证实: 矿区复垦土壤的氮矿化速率随着培养时间的延长先快速下降后缓速降低。本试验中第 1 阶段 3 年苜蓿土壤的降速最大，21 年苜蓿地土壤矿化速率下降最慢; 而第 2 阶段中 21 年苜蓿地土壤速率降速变快。

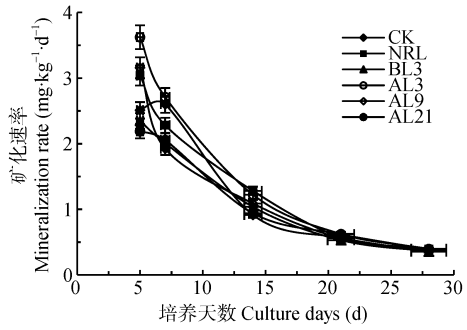

图 1　煤矿复垦区不同复垦年限与模式下土壤氮素矿化速率变化量

Fig. 1　Variations of soil nitrogen mineralization rates under different reclamation years and modes in the coal mine reclamation area

2.1.2　土壤氮素矿化模型拟合

由土壤矿化氮累积量随培养时间变化曲线(图 2)可知，各采样地土壤累积矿化量均随着培养时间的推移而逐渐增加。试验结束时 3 年苜蓿地的矿质态氮积累量最高，为 75.84 mg·kg^{-1}，其后依次为 3 年自然恢复地、9 年苜蓿地、未复垦新排土、21 年苜蓿地和 3 年荞麦地。变化趋势与秦子娴等[27]的结果一致，并有研究[28]认为在微生物不断进行氨化作用后，土壤中过高的铵态氮作为一种盐分存在，反之对微生物的生长具有抑制作用，因而在该环境下矿化累积量会达到一个稳定值。

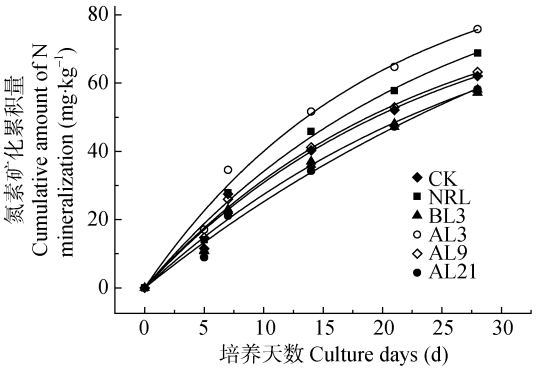

图 2　煤矿复垦区不同复垦年限与模式下土壤矿化氮累积量曲线

Fig. 2　Curves of soil mineralized nitrogen accumulation under different reclamation years and modes in the coal mine reclamation area

用一级动力学方程拟合土壤氮素矿化过程，R^2 皆在 0.97 以上，拟合效果较好。拟合后的各土壤氮素矿化参数见表 3。不同土壤氮素矿化势(N_o)的变化范围为 89.28~124.51 mg·kg^{-1}，氮素矿化速率常数(k)的变化范围为 0.022 6~0.051 9，不同样地间差异显著($P<0.05$)。21 年苜蓿地的氮素矿化势最大，3 年自然恢复地的氮素矿化势次之，其次为 3 年苜蓿地、3 年荞麦地、未复垦新排土和 9 年苜蓿地，最大值较最小值提高 39.5%。

N_o/STN(矿化势与全氮的比值)表示每克土壤中可矿化氮占全氮的百分比。其变化范围为 21.3%~32.4%，3 年自然恢复地与未复垦新排土较其余地块

的数值较大, 9 年苜蓿地数值最小。有研究表明土壤氮的矿化与有机质的含量直接相关[29], 而有机质含量较大的 9 年苜蓿地的 N_o/STN 数值却最小, 这可能与采样时种植植物与否及其状态有关; 氮素矿化率为 14.17%~22.22%, 其中对于不用复垦年限下的苜蓿来说, 随复垦年限延长, 氮素矿化率逐渐降低; 不同复垦模式下, 3 年荞麦地的值较之 3 年苜蓿地的矿化率下降 25.3%。

表 3 煤矿复垦区不同复垦年限与模式下矿区土壤氮素矿化参数

Table 3 Soil nitrogen mineralization parameters under different reclamation years and modes in the coal mine reclamation area

采样地 Sampling site	氮素矿化势(N_o) Nitrogen mineralization potential (mg·kg^{-1})	矿化速率常数(k) Mineralization rate constant	R^2	N_o/STN (%)	氮素矿化率 Nitrogen mineralization rate (%)
CK	89.43±19.45Eef	0.042 3±0.014 56Bbc	0.977 1	31.9	22.17
NRL	100.50±15.63Bb	0.041 5±0.010 14Bbc	0.988 8	32.4	22.22
BL3	94.78±19.83Dd	0.034 1±0.010 39Bd	0.987 8	23.1	14.17
AL3	98.81±13.40Cc	0.051 9±0.012 22Aa	0.984 6	24.7	18.96
AL9	89.28±9.64Ef	0.043 7±0.007 59Bb	0.993 7	21.3	15.07
AL21	124.51±15.93Aa	0.022 6±0.010 78Ce	0.986 2	24.4	14.41

N_o/STN 表示矿化势与全氮的比值; 同列不同大、小写字母表示处理间在 P<0.01 和 P<0.05 差异显著。N_o/STN is the ratio of mineralization potential to total nitrogen. Different capital and lowercase letters in the same column indicate significant differences at 0.01 and 0.05 levels.

2.2 不同复垦年限与模式下土壤氮素硝化特征

2.2.1 土壤净硝化率比较

不同复垦模式与不同复垦年限下, 各采样地土壤在培养过程中净硝化率的变化趋势如图 3。除了 9 年苜蓿地的土壤在第 28 d 净硝化率仍呈上升趋势外, 其余土壤在培养 14 d 时土壤净硝化率已基本处于稳定状态。到培养结束时, 3 年自然恢复地土壤的净硝化率最大, 为 96.53%, 3 年荞麦地次之, 接着为 9 年苜蓿地、3 年苜蓿地、未复垦新排土, 21 年苜蓿地居于末位, 最大值与最小值相差 25.24%。在培养的 5~14 d间, 土壤净硝化率的增长尤其迅速, 其中3 年荞麦地与 3 年自然恢复地的净硝化率先快速增长后缓速增长, 21 年苜蓿地、3 年苜蓿地和未复垦新排土为匀速增长, 9 年苜蓿地土壤的净硝化速率先慢速增长后快速增长; 3 年荞麦地与 3 年自然恢复地在此期间的硝化过程最为剧烈。

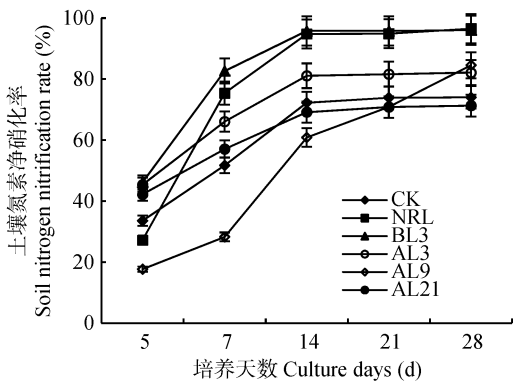

图 3 煤矿复垦区不同复垦年限与模式下土壤硝化率变化

Fig. 3 Changes of soil nitrification rates under different reclamation years and modes in the coal mine reclamation area

2.2.2 硝化作用特征函数

根据硝化培养中硝态氮的累积量模拟土壤硝化速率随时间的变化规律, 拟合后方程决定系数 R^2 为 0.907 2~0.995 3, 表明 Logistic 方程可以很好地用来对本试验所测数据进行拟合。这与张树兰等[30]、张国桢等[31]的拟合规律相似, 说明不同复垦条件下土壤硝化速率随时间的变化规律符合 Logistic 拟合生成的“S”形生长曲线。

由图 4 可知, 硝化过程中复垦区各采样地土壤硝态氮浓度的变化大致为“S”型曲线的趋势且可分为 3 个变化阶段: 第 1 阶段为 0~5 d, 硝化作用相对较弱, 属于硝化作用的前期阶段, 3 年荞麦地此阶段的特征较明显, 曲线平稳上升; 第 2 阶段为 5~14 d, 进入硝化作用加速上升阶段, 21 年苜蓿地、3 年苜蓿地和未复垦新排土直接进入此阶段, 没有硝化作用的前期准备阶段; 第 3 阶段为 14~28 d 稳定阶段, 但是各采样地土壤间存在差异, 9 年苜蓿地与 3 年自然恢复地土壤在 14 d 后仍处于第 2 阶段的加速期直至 21 d 后才趋于稳定。刘义等[32]的培养试验中与上述阶段相似: 迟缓阶段(硝化细菌数量的生长时期)、最大速率阶段和停滞阶段(土壤中铵态氮衰退引起)。硝化作用的产物 NO_3^--N 易淋失或经反硝化作用发生气态损失, 净硝化量越大, 氮损失的可能性就越大[33]。所以未复垦新排土与 21 年苜蓿地土壤可能造成较大的氮损失。

表 4 为各采样地土壤硝态氮净积累量所拟合方程式, 根据所得方程可求出不同样地土壤最大硝化速率 V_{max}($V_{max}=dN_{tNO_3}/dt$)以及其出现的时间 T_{max}($T_{max}=a/b$)。

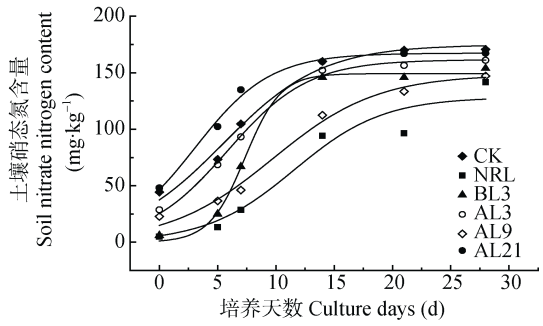

图 4　煤矿复垦区不同复垦年限与模式下土壤硝化过程硝态氮浓度拟合图

Fig. 4　Fitting diagrams of nitrate content in soil nitrification process under different reclamation years and modes in the coal mine reclamation area

对比不同采样地土壤的特征值可知, 3 年自然恢复地达到的最大硝化速率所需的时间最长, 最大硝化速率也较低, 说明此土壤的硝化过程缓慢而漫长; 3 年、9 年和 21 年不同复垦年限苜蓿地, 随着复垦年限的延长, 最大硝化速率先降低后增加, 而达到最大值所需的时间以 9 年苜蓿地最长(9.95 d), 较 21 年苜蓿地的 3.10 d 延长了 6.85 d, 表明复垦区土壤的复垦年限显著推迟了硝化高峰出现的时间; 不同样地中, 最大硝化速率 3 年荞麦地最大, 9 年苜蓿地最小, 不同复垦模式下土壤差异显著。

2.3　不同复垦年限与模式下土壤氮素矿化、硝化指标与理化性质的相关性分析

将采样地土壤基本理化性质与矿化、硝化培养过程中的各项指标进行 Pearson 相关性分析并将其可视化(图 5)。土壤氮素矿化势(N_o)与有机质、C/N 和碱解氮显著正相关(P<0.05); 矿化率与全氮量显著负相关, 与 N_o/STN 显著正相关(P<0.05); 最大硝化速率与土壤全钾量显著正相关, 而达到最大硝化速率需要的时间与速效钾显著负相关(P<0.05); 土壤净硝化率与有效磷和 pH 显著正相关。两种复垦模式(草地与耕地)在不同复垦年限下的矿化、硝化培养的各项指标与土壤理化性质存在交互影响的现象。

表 4　煤矿复垦区不同复垦年限与模式下土壤硝态氮净积累量拟合方程及特征值

Table 4　Fitting equations and eigenvalues of net accumulation of soil nitrate nitrogen under different reclamation years and modes in the coal mine reclamation area

采样地 Sampling site	拟合方程 Fitting equation	R^2	最大硝化速率出现时间 Occurrence time of maximum nitrification rate (d)	最大硝化速率 Maximum nitrification rate (mg·kg^{-1}·d^{-1})
CK	$174.6/(1+e^{1.30-0.24t})$	0.980 3	5.42Ee	10.48Dd
NRL	$128.3/(1+e^{3.05-0.26t})$	0.907 2	11.73Aa	8.34Ee
BL3	$149.2/(1+e^{4.81-0.66t})$	0.995 3	7.29Cc	24.62Aa
AL3	$161.5/(1+e^{1.68-0.29t})$	0.994 5	5.79Dd	11.71Cc
AL9	$148.2/(1+e^{2.19-0.22t})$	0.983 9	9.95Bb	8.15Ff
AL21	$167.2/(1+e^{0.96-0.31t})$	0.989 3	3.10Ff	12.96Bb

同列不同大、小写字母表示处理间在 P<0.01 和 P<0.05 差异显著。Different capital and lowercase letters in the same column indicate significant differences at 0.01 and 0.05 levels.

3　讨论

土壤氮素矿化过程实质是一个有机氮被微生物不断转化为铵态氮的过程[27]。土壤氮矿化研究表明, 21 年苜蓿地有着最大的氮素矿化势和较低的矿化率、矿化速率常数; 3 年苜蓿地则表现为土壤氮素矿化势较低, 但矿化速率常数与矿化率均高于 21 年苜蓿地, 二者的 N_o/STN 仅相差 0.3%。这可能与复垦年限引起的土壤有机质含量及分子结构差异有关[34-35]。与 21 年苜蓿地相比, 3 年苜蓿地土壤有机质、全氮含量低, 有机质分子结构简单、芳构化程度低, 有机质易矿化, 氮矿化速率较高, 但总可矿化氮量低、矿化势低。21 年苜蓿地的土壤有机质含量明显提高, 且土壤有机质芳构化程度高[34], 因此矿化势显著高于 3 年苜蓿地及其他样地, 而矿化速率明显较低。李辉信等[36]的研究也表明, 氮素的矿化和硝化作用共同受土壤 pH、有机质和有效磷含量等的影响, 与本研究结果相似。3 年自然恢复地较 3 年苜蓿和荞麦地土壤 N_o、N_o/STN 和氮素矿化率较高, 可能与植物生长对养分的吸收及微生物对氮的固定有关。一方面, 植物凋落物及根系分泌的 H^+ 和有机酸类物质会促进有机氮的矿化; 另一方面, 植物生长需要从土壤中吸收养分, 根系脱落物的 C/N 比较宽, 还可能促进微生物对无机氮的固持作用。植物生长是促进还是抑制土壤氮素的矿化主要取决于以上两种因素影响程度的相对强弱[28]。采样时正是植物葳蕤繁盛时期, 植物生长吸收了土壤中大量的矿质态, 因此 3 年自然恢复地的 N_o、N_o/STN 比相同年限的苜蓿地和荞麦地高。

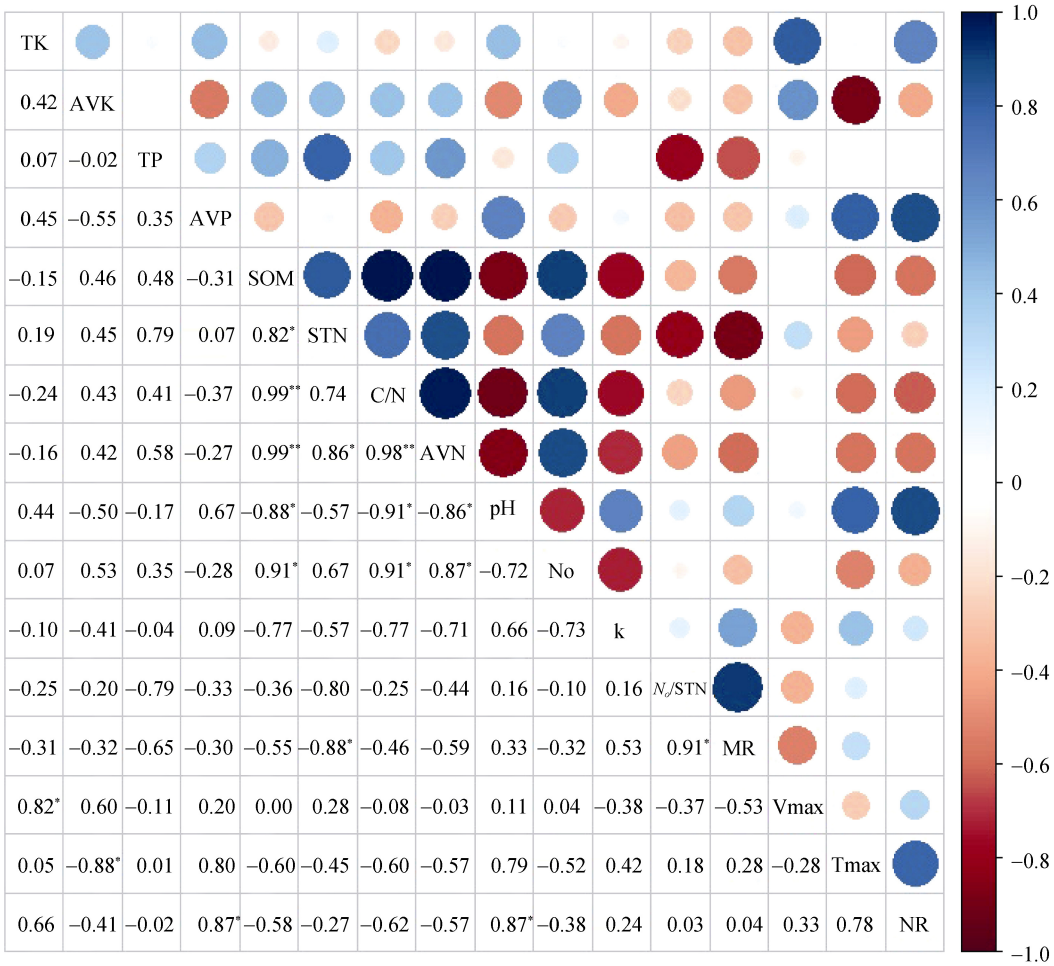

图 5 煤矿复垦区土壤理化性质与矿化、硝化指标的相关性

Fig. 5 Correlation between soil physical and chemical properties and mineralization and nitrification indicators

*表示相关性显著(P<0.05), **表示相关性极显著(P<0.01); 图中不同颜色不同大小点表示正负相关性以及相关性的程度。TK: 全钾; AVK: 速效钾; TP: 全磷; AVP: 有效磷; SOM: 有机质; STN: 全氮; C/N: 有机碳与全氮的比值; AVN: 碱解氮; pH: 酸度值; N_o: 氮素矿化势; k: 矿化速率常数; N_o/STN: 氮素矿化势与全氮的比值; MR: 矿化率; Vmax: 最大硝化速率; Tmax: 最大硝化速率需要的时间; NR: 净硝化率。* indicates a significant correlation (P < 0.05), ** indicates an extremely significant correlation (P < 0.01). Different sized and color points indicate positive and negative correlation at different relevance degrees. TK: total potassium; AVK: available potassium; TP: total phosphorus; AVP: available phosphorus; SOM: organic matter; STN: total nitrogen; C/N: organic carbon to total nitrogen ratio; AVN: available nitrogen; pH: acidity; N_o: nitrogen mineralization potential; k: mineralization rate constant; N_o/STN: nitrogen mineralization potential to total nitrogen ratio; MR: mineralization rate; Vmax: maximum nitrification rate; Tmax: maximum nitrification rate required time; NR: net nitrification rate.

不同复垦年限的苜蓿地，在硝化过程中，3 年和 21 年苜蓿地直接进入加速上升阶段，而没有硝化作用的前期准备阶段；9 年苜蓿较符合“S”型曲线的趋势，加速期也比前者长。较高浓度的 NH_4^+-N 会抑制硝化反应的进行，从而延长了硝化时间[37]，而 9 年苜蓿地处于植物生长的高峰期，土壤的理化性状也处于较稳定与合理的时期，所以硝化过程更平稳。对于两种复垦模式来说，耕地的拟合曲线更符合 Logistic 拟合生成的“S”形生长曲线，既有硝化作用的前期准备阶段，也有加速上升和后期稳定的阶段，没有出现草地中的直接进入硝化作用加速上升阶段；并且耕地较之草地有更大的硝化速率(平均提高 50.64%)与更长的硝化时间(平均延迟 3.23 d)。可能是由于复垦为耕地土壤的结构、水热条件较好，据相关研究表示[38]，由于土壤硝化细菌一般为好氧自养型细菌，其活性会受到土壤通气性影响，土壤通气性越大，越有利于硝化细菌的活动；另一方面耕地有较高的 N_o/STN 值，土壤可以释放更多的有机氮为硝化微生物利用。而硝化作用对土壤 pH 更为敏感，土壤硝化指标与有机质、C/N 不存在显著相关[11]，Sahrawat[39]的研究也表明土壤硝化强度与土壤有机质无显著相关性。

土壤氮素的矿化与固持是相反的两个过程，从植物营养角度出发，土壤中的氮素需不断矿化以保证植物的生长发育；而从提高土壤肥力和生态环境保护方面来看，有必要增加土壤对氮的固持[40]。所

以以复垦为耕地为目标的安太堡露天煤矿，可以先以草地的复垦模式来调理优化土壤结构，增加土壤对氮的固持，3~9 年为限，为后期种植作物做物质准备；然后逐渐向耕地模式转换，实现煤炭区土壤的高效、可持续复垦利用。

4　结论

1)复垦年限和复垦模式明显影响土壤氮的矿化过程。3 年苜蓿地的矿化速率最高，21 年苜蓿地的矿化速率最低，且氮素快速矿化主要在培养前 7 d，之后逐渐平缓，并在 28 d 趋于稳定。

2)一级动力学方程拟合结果表明，不同样地土壤氮矿化势(N_o)的变化范围为 89.28~124.51 mg·kg^{-1}，矿化速率常数(k)的变化范围为 0.022 6~0.051 9，长期种植苜蓿可提高供氮容量；矿化势与全氮的比值为 21.3%~32.4%，耕地的均值高于草地。

3)复垦年限和复垦模式明显影响土壤氮的硝化过程。随复垦年限的延长，不同年限苜蓿地最大硝化速率先降低后增加，达到硝化高峰的时间先增加后降低；21 年苜蓿地硝化过程剧烈而短促，3 年自然恢复地的缓慢而漫长；耕地较之草地有更大的硝化速率与更长的硝化时间。

参考文献 References

[1] 白军红，邓伟，朱颜明，等. 湿地土壤有机质和全氮含量分布特征对比研究——以向海与科尔沁自然保护区为例[J]. 地理科学, 2002, 22(2): 232–237
BAI J H, DENG W, ZHU Y M, et al. Comparative study on the distribution characteristics of soil organic matter and total nitrogen in wetlands: A case study of Xianghai and Horqin Nature Reserve[J]. Geographical Sciences, 2002, 22(2): 232–237

[2] 白军红，欧阳华，邓伟，等. 湿地氮素传输过程研究进展[J]. 生态学报, 2005, 25(2): 326–333
BAI J H, OUYANG H, DENG W, et al. A review on nitrogen transmission processes in natural wetlands[J]. Acta Ecologica Sinica, 2005, 25(2): 326–333

[3] SHAHZAD T, CHENU C, REPINÇAY C, et al. Plant clipping decelerates the mineralization of recalcitrant soil organic matter under multiple grassland species[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2012, 51: 73–80

[4] RASMUSSEN P E, DOUGLAS JR C L, COLLINS H P, et al. Long-term cropping system effects on mineralizable nitrogen in soil[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1998, 30(13): 1829–1837

[5] 李菊梅，王朝辉，李生秀. 有机质、全氮和可矿化氮在反映土壤供氮能力方面的意义[J]. 土壤学报, 2003, 40(2): 232–238
LI J M, WANG Z H, LI S X. Significance of soil organic matter, total N and mineralizable nitrogen in reflecting soil N supplying capacity[J]. Acta Pedologica Sinica, 2003, 40(2): 232–238

[6] 刘晓宏，田梅霞，郝明德. 黄土旱塬长期轮作施肥土壤剖面硝态氮的分布与积累[J]. 土壤肥料, 2001, (1): 9–12
LIU X H, TIAN M X, HAO M D. Distribution and accumulation of nitrate-N profile after long-term fertilization and rotation on Arid Loess Plateau[J]. Soils and Fertilizers, 2001, (1): 9–12

[7] 吕珊兰，杨熙仁，张耀东，等. 山西土壤氮矿化势与供氮量的预测[J]. 中国农业科学, 1996, 29(1): 21–26
LYU S L, YANG X R, ZHANG Y D, et al. Nitrogen mineralization potential and the forecast of the content of nitrogen supplied in the soils of Shanxi Province[J]. Scientia Agricultura Sinica, 1996, 29(1): 21–26

[8] SCHINNER F, ÖHLINGER R, KANDELER E, et al. Methods in Soil Biology[M]. Berlin, Heidelberg: Springer, 1996: 139–141

[9] 付会芳，李生秀. 土壤氮素矿化与土壤供氮能力——Ⅰ. 旱地土壤氮素矿化两种培养方法之比较[J]. 西北农业大学学报, 1992, 20(S1): 48–52
FU H F, LI S X. Oil nitrogen mineralization and soil N-supplying capacities Ⅰ. Comparison of two incubation methods for measuring dryland soil nitrogen mineralizations[J]. Acta University Agriculture Boreali-occidentalis, 1992, 20(S1): 48–52

[10] 邓婵娟. 长期施肥对稻田土壤氮素转化特征及酶活性的影响[D]. 武汉: 华中农业大学, 2008
DENG C J. Effect of long-term different fertilizations on nitrogen transformation and activity of enzymes in paddy soil[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2008

[11] 周吉利. 不同利用方式红壤氮素矿化、硝化和反硝化特征及参数估算[D]. 长沙: 中南林业科技大学, 2015
ZHOU J L. The characteristic and parametric estimation of soil nitrogen mineralization, nitrification and denitrification kinetic for various land uses subtropical central China[D]. Changsha: Central South University of Forestry and Technology, 2015

[12] STEVENSON F J. Cycles of Soil Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients[M]. New York: Wiley, 1986: 173–178

[13] 王媛，周建斌，杨学云. 长期不同培肥处理对土壤有机氮组分及氮素矿化特性的影响[J]. 中国农业科学, 2010, 43(6): 1173–1180
WANG Y, ZHOU J B, YANG X Y. Effects of different long-term fertilization on the fractions of organic nitrogen and nitrogen mineralization in soils[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2010, 43(6): 1173–1180

[14] 王萍萍，段英华，徐明岗，等. 不同肥力潮土硝化潜势及其影响因素[J/OL]. 土壤学报. [2018-10-01]. http://kns.cnki.net/kcms/detail/32.1119.P.20180911.1257.008.html.
WANG P P, DUAN Y H, XU M G, et al. Nitrification potential in Fluvo-aquic soils different in fertility and its influencing factors[J/OL]. Acta Pedologica Sinica. [2018-10-01]. http://kns.cnki.net/kcms/detail/32.1119.P.20180911.1257.008.html

[15] RASIAH V. Comparison of pedotransfer functions to predict

nitrogen-mineralization parameters of one- and two-pool models[J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 1995, 26(11/12): 1873–1884

[16] 鲍俊丹, 石美, 张妹婷, 等. 中国典型土壤硝化作用与土壤性质的关系[J]. 中国农业科学, 2011, 44(7): 1390–1398
BAO J D, SHI M, ZHANG M T, et al. Nitrification of main soils in China and its relationship with soil properties[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2011, 44(7): 1390–1398

[17] 彭银燕, 黄运湘, 尹力初, 等. 湖南省稻田土壤氮素肥力及氮矿化特征[J]. 中国农学通报, 2013, 29(12): 109–114
PENG Y Y, HUANG Y X, YIN L C, et al. Status of soil nitrogen and nitrogen mineralization characteristic in paddy soil of Hunan Province[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2013, 29(12): 109–114

[18] 樊文华, 白中科, 李慧峰, 等. 复垦土壤重金属污染潜在生态风险评价[J]. 农业工程学报, 2011, 27(1): 348–354
FAN W H, BAI Z K, LI H F, et al. Potential ecological risk assessment of heavy metals in reclaimed soils[J]. Transactions of the CSAE, 2011, 27(1): 348–354

[19] 刘娇, 付晓莉, 李学章, 等. 黄土高原北部生长季土壤氮素矿化对植被和地形的响应[J]. 中国生态农业学报, 2018, 26(2): 231–241
LIU J, FU X L, LI X Z, et al. Responses of soil nitrogen mineralization during growing season to vegetation and slope position on the northern Loess Plateau of China[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2018, 26(2): 231–241

[20] STANFORD G, SMITH S J. Nitrogen mineralization potentials of soils[J]. Soil Science Society of America Journal, 1972, 36(3): 465–472

[21] 佟德利, 徐仁扣. 三种氮肥对红壤硝化作用及酸化过程影响的研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2012, 18(4): 853–859
TONG D L, XU R K. Effects of urea, $(NH_4)_2SO_4$ and NH_4HCO_3 on nitrification and acidification of a red soil[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2012, 18(4): 853–859

[22] 林江辉, 李辉信, 胡锋, 等. 干土效应对土壤生物组成及矿化与硝化作用的影响[J]. 土壤学报, 2004, 41(6): 924–930
LIN J H, LI H X, HU F, et al. Effects of rewetting on soil biota structure and nitrogen mineralization, nitrification in air-dried red soil[J]. Acta Pedologica Sinica, 2004, 41(6): 924–930

[23] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 第 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000
BAO S D. Soil and Agricultural Chemistry Analysis[M]. 3rd ed. Beijing: China Agriculture Press, 2000

[24] 赵伟, 梁斌, 周建斌. 长期不同施肥处理对土壤氮素矿化特性的影响[J]. 西北农林科技大学学报: 自然科学版, 2017, 45(2): 177–181
ZHAO W, LIANG B, ZHOU J B. Effect of different long-term fertilization treatments on nitrogen mineralization characteristics in soil[J]. Journal of Northwest A&F University: Natural Science Edition, 2017, 45(2): 177–181

[25] 朱继荣, 韦绪好, 祝鹏飞, 等. 施用生物炭抑制塌陷区复垦土壤硝化作用[J]. 农业工程学报, 2015, 31(7): 264–271
ZHU J R, WEI X H, ZHU P F, et al. Biochar addition inhibiting nitrification of reclaimed soils in coal-mining subsidence area[J]. Transactions of the CSAE, 2015, 31(7): 264–271

[26] 张恒, 王晶君, 孟琳, 等. 贵州省典型植烟土壤氮素矿化研究[J]. 中国烟草科学, 2013, 34(3): 1–5
ZHANG H, WANG J J, MENG L, et al. Nitrogen mineralization of typical tobacco-growing soils in Guizhou Province[J]. Chinese Tobacco Science, 2013, 34(3): 1–5

[27] 秦子娴, 张宇亭, 周志峰, 等. 长期施肥对中性紫色水稻土氮素矿化和硝化作用的影响[J]. 中国农业科学, 2013, 46(16): 3392–3400
QIN Z X, ZHANG Y T, ZHOU Z F, et al. Characteristics of mineralization and nitrification in neutral purple paddy soil from a long-term fertilization experiment[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2013, 46(16): 3392–3400

[28] 王敬. 土壤氮转化过程对氮去向的调控作用[D]. 南京: 南京师范大学, 2017
WANG J. Mechanistic insights into the role of soil nitrogen transformation processes in regulating soil nitrogen fate[D]. Nanjing: Nanjing Normal University, 2017

[29] 邵兴芳, 徐明岗, 张文菊, 等. 长期有机培肥模式下黑土碳与氮变化及氮素矿化特征[J]. 植物营养与肥料学报, 2014, 20(2): 326–335
SHAO X F, XU M G, ZHANG W J, et al. Changes of soil carbon and nitrogen and characteristics of nitrogen mineralization under long-term manure fertilization practices in black soil[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2014, 20(2): 326–335

[30] 张树兰, 杨学云, 吕殿青, 等. 几种土壤剖面的硝化作用及其动力学特征[J]. 土壤学报, 2000, 37(3): 372–379
ZHANG S L, YANG X Y, LYU D Q, et al. Nitrification and dynamics in profiles of differently managed soil types[J]. Acta Pedologica Sinica, 2000, 37(3): 372–379

[31] 张国桢, 李世清. 三种氨态氮肥在石灰性土壤中硝化作用的模拟研究[J]. 干旱地区农业研究, 2007, 25(6): 177–182
ZHANG G Z, LI S Q. Three kinds of ammonium nitrogen fertilizer on nitrification and model analysis[J]. Agricultural Research in the Arid Areas, 2007, 25(6): 177–182

[32] 刘义, 陈劲松, 刘庆, 等. 土壤硝化和反硝化作用及影响因素研究进展[J]. 四川林业科技, 2006, 27(2): 36–41
LIU Y, CHEN J S, LIU Q, et al. Advances in studies of soil nitrification and denitrification and controlling factors[J]. Journal of Sichuan Forestry Science and Technology, 2006, 27(2): 36–41

[33] 王雪, 郭雪莲, 郑荣波, 等. 放牧对滇西北高原纳帕海沼泽化草甸湿地土壤氮转化的影响[J]. 生态学报, 2018, 38(7): 2308–2314
WANG X, GUO X L, ZHENG R B, et al. Effects of grazing on nitrogen transformation in swamp meadow wetland soils in Napahai of Northwest Yunnan[J]. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(7): 2308–2314

[34] 张菁, 江山, 王改玲. 安太堡露天矿不同复垦年限苜蓿地土壤养分和酶活性剖面特征[J]. 灌溉排水学报, 2018, 37(1): 42–48
ZHANG J, JIANG S, WANG G L. Soil profile characteristics of soil nutrients and enzyme activity after reclaiming alfafa in Antaibao Opencast Coal Mine[J]. Journal of Irrigation and

Drainage, 2018, 37(1): 42–48

[35] CHAUDHURI S, MCDONALD L M, SKOUSEN J, et al. Soil organic carbon molecular properties: Effects of time since reclamation in a mine soil chronosequence[J]. Land Degradation & Development, 2015, 26(3): 237–248

[36] 李辉信, 胡锋, 刘满强, 等. 红壤氮素的矿化和硝化作用特征[J]. 土壤, 2000, (4): 194–197
LI H X, HU F, LIU M Q, et al. Characteristics of nitrogen mineralization and nitrification in red soils[J]. Soils, 2000, (4): 194–197

[37] MALHI S S, MCGILL W B, NYBORG M. Nitrate losses in soils: Effect of temperature, moisture and substrate concentration[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1990, 22(6): 733–737

[38] CHU H Y, FUJII T, MORIMOTO S, et al. Population size and specific nitrification potential of soil ammonia-oxidizing bacteria under long-term fertilizer management[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2008, 40(7): 1960–1963

[39] SAHRAWAT K L. Nitrification in some tropical soils[J]. Plant and Soil, 1982, 65(2): 281–286

[40] 艾娜, 周建斌, 杨学云, 等. 长期施肥及撂荒对土壤氮素矿化特性及外源硝态氮转化的影响[J]. 应用生态学报, 2008, 19(9): 1937–1943
AI N, ZHOU J B, YANG X Y, et al. Effects of long-term fertilization and fallowing on soil nitrogen mineralization and exogenous NO_3^--N transformation[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2008, 19(9): 1937–1943