

不同水分模式对山东茶园土壤氮素动态的影响

于淑华^{1,2}, 张丽霞^{1,2}, 谢雪迎³, 韩晓阳^{1,2}

(1.山东农业大学园艺科学与工程学院, 山东 泰安 271018; 2.作物生物学国家重点实验室, 山东 泰安 271018; 3.齐鲁工业大学生态研究所, 应用微生物学山东省重点实验室, 济南 250000)

摘要: 以山东茶园土壤为研究对象, 采用室内好气培养法, 分析了恒定湿润和干湿交替模式下土壤氮素转化特征。结果表明: (1) 至培养结束时, 恒湿模式下 60% WHC 处理土壤净矿化量和净硝化量较高; 脲酶和亚硝酸还原酶活性较强。20% WHC 处理下土壤净矿化速率、净硝化速率严重受到抑制。(2) 干湿交替模式下复水后土壤净矿化量、净硝化量以及酶活性得到增强, 并出现“脉冲”式变化。(3) 2 种模式下氮素损失均为 N₂O 排放量大于 NH₃ 挥发量。N₂O 排放量与土壤含水量呈正比, NH₃ 挥发量与土壤含水量呈反比。干湿交替均增强土壤 N₂O 和 NH₃ 排放量。(4) 结构方程模型(SEM)揭示土壤含水量通过直接或间接作用影响土壤氮素转化($p < 0.001$), 脲酶显著影响恒湿模式下土壤氮素转化($p < 0.001$), 而亚硝酸还原酶在 2 种模式下均显著负影响氮素转化($p < 0.001$)。研究结果有助于更好地调节茶园生态系统中土壤管理及氮肥的使用。

关键词: 水分模式; 茶园土壤; 氮素转化

中图分类号: S152.7; S571.1

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2021)04-0289-10

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2021.04.040

Effects of Water Regimes on Soil Nitrogen Dynamics in Tea Garden in Shandong Province

YU Shuhua^{1,2}, ZHANG Lixia^{1,2}, XIE Xueying³, HAN Xiaoyang^{1,2}

(1. College of Horticulture Science and Engineering, Shandong Agriculture University, Taian, Shandong 271018;

2. State Key Laboratory of Crop Biology, Taian, Shandong 271018; 3. Shandong Provincial Key Laboratory of Applied Microbiology, Ecology Institute, Qilu University of Technology (Shandong Academy of Sciences), Jinan 250000)

Abstract: In this study, the characteristics of nitrogen transformation in tea garden soil of Shandong Province were analyzed by indoor aerobic culture. Soil N transformation and enzymes activities in constant wet and dry/wet cycle conditions were measured. The results showed that: (1) The net mineralization quantity and net nitrification quantity, the activities of urease and nitrite reductase were the highest in the 60% WHC treatment at the end of incubation. The net mineralization and net nitrification rates were seriously inhibited in 20% WHC treatment. (2) In dry/wet cycle treatment, net mineralization quantity, net nitrification quantity and enzymes activities increased and the change of “pulse” pattern appeared. (3) N₂O emission was greater than NH₃ volatilization in both models. N₂O emission was directly proportional to soil water content, while NH₃ volatilization was inversely proportional. Dry wet alternation enhanced N₂O and NH₃ emissions. (4) The structural equation model revealed that soil water content affected soil N transformation ($p < 0.001$); urease significantly improved soil N transformation in constant wet treatment ($p < 0.001$), while nitrate reductase inhibited N transformation ($p < 0.001$) in constant wet and dry/wet cycle models. These results might help to better regulate soil management and the use of N fertilizer in the tea garden ecosystem under different water supply conditions.

Keywords: water regime; tea garden soil; nitrogen transformation

氮素是茶树生长最重要的营养元素之一。随着土壤有效氮含量的增加, 茶树光合产物和氮化合物的

积累量增加, 茶树萌发提早, 发芽密度变大, 茶氨酸、水浸出物含量增加, 从而能有效提高茶树产量^[1-2], 改

收稿日期: 2021-03-18

资助项目: 山东省自然科学基金项目(ZR201807060561)

第一作者: 于淑华(1997—), 女, 山东淄博人, 硕士研究生, 主要从事茶树生理与生态研究。E-mail: y2534109321@163.com

通信作者: 韩晓阳(1984—), 山东泰安人, 讲师, 主要从事茶树生理与生态研究。E-mail: hxy1984623@163.com

善茶叶品质^[3-5]。山东茶区年平均降水量低于 1 000 mm,空气及土壤湿度均小于南方,在该生态系统中经常接收不同程度的降水脉冲,这些脉冲所呈现的干湿交替可不同程度地影响生长季节土壤氮素循环以及氮素损失^[6]。

土壤水分对土壤氮素矿化起关键作用,使土壤有机氮在茶树吸收前转化为有效氮,如 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 。研究^[7-9]发现,适当的土壤水分可以改善土壤矿化。在土壤水压 $-1.5 \sim 0.03$ MPa 范围内,土壤水分的增加促进土壤净矿化速率和净硝化速率的增强,土壤中无机氮含量增加。这一过程主要是由于水分影响土壤微生物的生长和繁殖,从而对土壤氮素矿化、硝化作用产生影响^[10]。但极端的土壤水分条件不利于土壤矿化。当土壤水分过低时,土壤微生物的繁殖和活性受到抑制,降低土壤矿化度^[11];而当土壤水分过高时,相对较高的反硝化作用导致大量氮以气态氮的形式释放,同样限制了矿化度^[12]。此外,干湿交替能够影响土壤有机氮素矿化和氮素损失。在半干旱生态系统中,复水后第一时期土壤氮素矿化反应大于固氮反应,土壤无机氮在短期内有波动^[13]。随着时间的推移,氮素矿化率和固定率逐渐降低,并达到平衡,即干/湿循环期间的中度干旱可以促进土壤短期矿化,而适宜的湿度更有利于土壤长期矿化。在干/湿循环下,风干土壤的再湿润可以促进土壤的氮矿化^[14]。

土壤系统中氮素损失除淋溶和地表径流外,含氮气体排放也是损失途径之一,这其中 N_2O 和 NH_3 挥发量相对较大^[15]。土壤 N_2O 排放量遵循 Ln 正态分布^[16]。随着土壤含水量的增加, N_2O 排放量也增加,直到土壤含水量达到约 75%WFPS,随后 N_2O 排放量随着土壤含水量的增加而减少。土壤含水量 > 75%WFPS 后,反硝化作用是产生 N_2O 的主要过程,并且随着土壤变得更加厌氧, N_2 的排放量变得大于 N_2O 的排放量^[17]。酸性茶园土壤常年施入大量氮肥,土壤的硝化和反硝化作用较强,同时茶园土壤相对较为湿润,从而导致 N_2O 大量排放^[18]。此外,土壤水分也显著影响土壤 NH_3 挥发。当土壤含水量较低时,加速土壤中尿素的水解,促进

$\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度迅速升高,使 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 向 NH_3 的转化量增大^[19]。当土壤含水量升高时,土壤水中溶解较多氨,土—气界面氨的浓度梯度减小,氨扩散作用减弱,挥发量降低^[20]。

山东茶区降雨量偏少,且随年份变化具有明显的季节性,降雨集中在夏季,表明氮至少在 1 年的某些时期可能限制初级生产。因此,在干湿交替环境中研究山东茶园土壤氮素转化是十分重要的。本研究采用室内培养的方式,拟分析恒定湿润和干湿交替 2 种水分模式下土壤氮素转化的动态变化,揭示不同水分模式下土壤氮素转化与土壤酶活性的相互性关系,从而阐明不同水分模式下土壤氮素转化规律,这对于茶园生产、应对恶劣天气变化、提高茶叶产量品质、采用更加科学合理方式促进茶产业更好的发展具有积极意义。

1 材料与方法

1.1 试验材料与试验设计

试验于 2020 年 4—6 月在山东农业大学茶学实验室进行。试验土壤取自于山东省果树研究所茶树种植基地($36^\circ 12' 19''\text{N}$, $117^\circ 04' 49''\text{E}$),土壤类型为砂壤土。试验取样时清除取样点表面植被,使用土钻于茶园土壤 0—20 cm 深度随机多点取样。将新鲜土样过 2 mm 筛,并通过自然晾干的方式控制土壤含水量为田间最大持水量的 20%,随后装瓶培养。土壤的基本理化性质为土壤有机质含量 12.2 g/kg, pH 5.3, 铵态氮含量 20.01 mg/kg, 硝态氮含量 15.13 mg/kg。

培养试验在人工气候室内进行。培养温度为 25 °C,相对湿度为 40%,避光暗培养。称取相当于 100 g 烘干重的土壤,放入培养瓶中。培养瓶的盖子上钻有小孔,便于瓶内外空气交换。试验共设恒湿和干湿交替 2 组,各组试验均培养 21 天(表 1)。恒湿组分别在培养后的第 1, 3, 5, 7, 14, 21 天取样,干湿组分别在培养后的第 1, 3, 5, 7, 8, 10, 12, 14, 15, 17, 19, 21 天取样。试验均采用破坏性取样,每瓶土壤作为 1 个生物学重复,重复 3 次。干湿交替试验过程中干旱处理样品放入硅胶干燥器中调节土壤含水量。培养期间每隔 1~2 天用无菌去离子水调节土壤含水量。

表 1 试验设计

| 培养试验名称 | 处理 | 含水量设置 |
|--------|-----------------|--|
| 恒湿试验 | T ₂₀ | 20% WHC |
| | T ₄₀ | 40% WHC |
| | T ₆₀ | 60% WHC |
| | T ₈₀ | 80% WHC |
| | T ₁ | 20% WHC |
| 干湿交替试验 | T ₂ | 60% WHC |
| | T ₃ | 1~7 天维持 20% WHC, 8~21 天维持 60% WHC |
| | T ₄ | 1~14 天维持 20% WHC, 15~21 天维持 60% WHC |
| | T ₅ | 1~7 天维持 20% WHC, 8~14 天维持 60% WHC, 15~21 天维持 20% WHC |

注: WHC 为田间最大持水量。

1.2 测定指标与试验方法

1.2.1 土壤矿化及硝化参数的测定与计算 称取 10 g 培养后的土样,加入 2 mol/L KCl 溶液 50 mL 对土壤进行浸提,振荡 1 h 后过滤,采用连续流动分析仪测定滤液中铵态氮及硝态氮含量^[21]。土壤矿化及硝化参数计算公式为:

$$N_{\text{nit}} = (\text{NO}_3^- - \text{N})t - (\text{NO}_3^- - \text{N})t_0 \quad (1)$$

$$N_m = (\text{NH}_4^+ - \text{N} + \text{NO}_3^- - \text{N})t - (\text{NH}_4^+ - \text{N} + \text{NO}_3^- - \text{N})t_0 \quad (2)$$

$$R_{N_{\text{nit}}} = N_{\text{nit}}/\Delta t \quad (3)$$

$$R_{N_m} = N_m/\Delta t \quad (4)$$

式中: N_{nit} 、 N_m 分别为土壤净硝化量、净氮矿化量 (mg/kg); t 、 t_0 分别为培养结束、培养开始时间。 R_{N_m} 、 $R_{N_{\text{nit}}}$ 分别为平均矿化速率、平均硝化速率 (mg/kg·d); Δt 为培养天数 (d)。

1.2.2 土壤 N_2O 气体收集与测定 取样前瓶盖换成橡胶塞,将瓶口密封好。用真空泵反复抽取瓶内气体,并通入新鲜空气,平衡瓶内与外界气体。在最后一次更换新鲜空气后,收集 20 mL 此时瓶内气体,作为瓶内初始 N_2O 浓度,随即密封培养。培养 24 h 后,采集 20 mL 气体注入真空瓶中。参考 Shang 等^[22]的方法,使用气相色谱仪 (SHIMADZU GC-2014C, Japan) 测定 N_2O 浓度。

1.2.3 土壤 NH_3 气体收集与测定 参照王峰等^[23]的方法并进行修改:收集当天将厚度为 2 cm、长度为 8 cm 的海绵均匀浸以 15 mL 的磷酸甘油溶液 (50 mL 磷酸+40 mL 丙三醇,定容至 1 L) 并置于培养瓶中,海绵高度高于土层 5 cm。每次收集时间为 24 h,收集完毕后迅速将海绵浸泡在 2 mol/L KCl 溶液中,振荡 1 h,使用连续流动分析仪测定铵态氮含量。

1.2.4 土壤酶活性测定 采用酚蓝比色法测定脲酶活性^[24]。向 2 g 土壤中添加 1 mL 甲苯。15 min 后,将 10 mL 尿素溶液 (100 g/L) 和 20 mL 柠檬酸盐缓冲液 (pH=6.7) 混合到溶液中,然后在 37 °C 下孵育 3 h,在 690 nm 处用比色法测定累积的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 。土壤反硝化酶活性 (DEA) 采用硝酸盐残留法测定^[25]。在 1.0 g 土样中加入 1 mL 葡萄糖溶液 (10 g/L) 和 10 mL 硝酸钾溶液 (10 g/L), 37 °C 孵育 48 h,测定 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度。以 NO_3^- 为底物培养 48 h 后测定 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 剩余量的方法衡量。参考 Daniel 等^[26]的方法,使用 NaNO_2 作为底物来测定亚硝酸还原酶的活性。

1.3 数据处理

使用 SPSS v16.0 软件进行统计学及差异性分析 (LSD 法),以 95% 置信区间确定统计学显著性,显著性水平为 $p < 0.05$ 。对水分和土壤酶活性进行 Pearson 相关性分析,使用 Origin 8.0 软件进行图形的绘制。结构

方程式模型分析 (structural equation modeling, SEM) 可以用来分析观测变量和潜在变量之间的因果关系。因此,本文利用结构方程模型探明水分供应对土壤氮素转化的直接影响,以及通过土壤酶活性产生的间接影响。采用 R 语言“plspm”分析软件包进行土壤偏最小二乘法路径模型构建,并计算路径模型中的路径系数和决定系数 (R^2) 的估计值,路径系数表示变量之间线性关系的强度和方向^[27]。该模型采用拟合优度指数评价,拟合优度指数 > 0.7 效果较好。

2 结果与分析

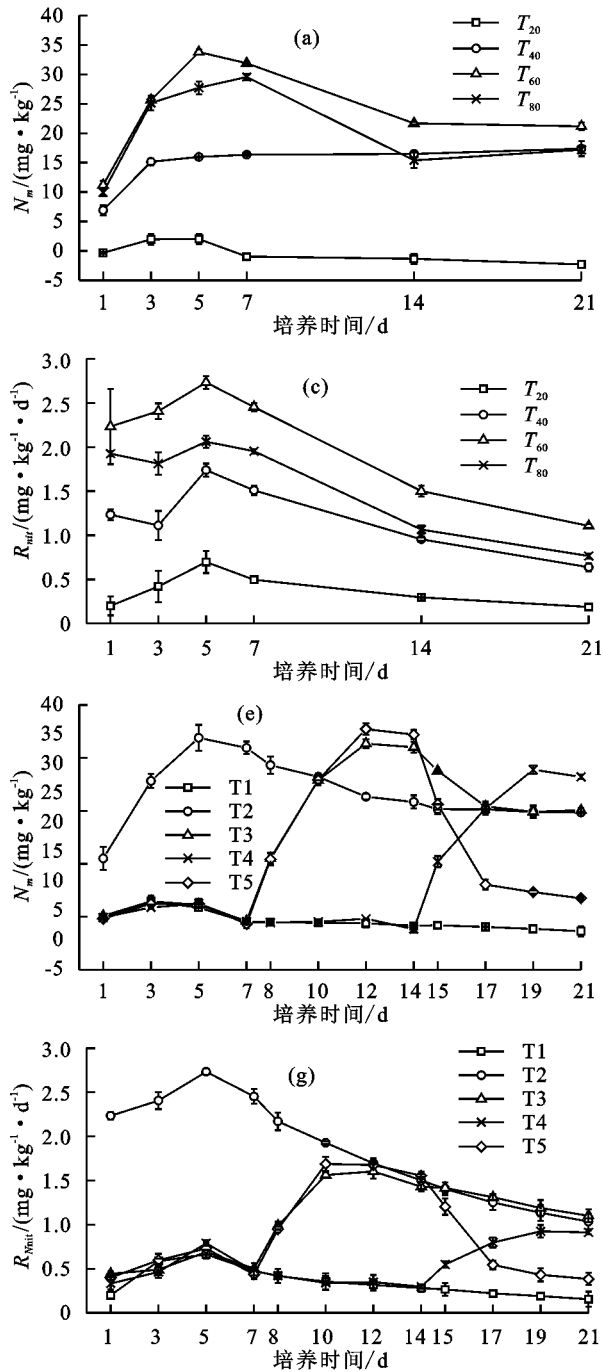
2.1 不同水分模式对土壤矿化及硝化过程的影响

土壤含水量对土壤氮素矿化的影响具有较大差异。恒湿模式中 T_{20} 除第 3~5 天 N_m 得到积累外,其他培养时间为负值。 T_{40} 在第 3 天 N_m 上升到 15.14 mg/kg,随后积累量变化平稳。 T_{60} 和 T_{80} 均呈现先升高后降低的趋势。至培养结束时, T_{60} 比 T_{40} 和 T_{80} 分别显著提高 21.90%, 23.13%, T_{40} 和 T_{80} 相差不大 (图 1a)。恒湿模式中各处理 R_{N_m} 呈现下降趋势,并在培养 7 天后基本保持不变。第 7 天时 T_{40} 、 T_{60} 、 T_{80} 的 R_{N_m} 比第 1 天分别降低 5.58, 8.67, 7.70 mg/(kg·d) (图 1d)。不同处理 N_{nit} 均呈现上升趋势,至培养结束时各处理 N_{nit} 大小为 $T_{60} > T_{80} > T_{40} > T_{20}$, T_{60} 处理 N_{nit} 为 23.23 mg/kg,显著大于其他处理 ($p < 0.05$) (图 1b)。在整个培养期内,各处理 $R_{N_{\text{nit}}}$ 均呈现先上升后下降的趋势,在培养第 5 天时达到峰值,各处理 $R_{N_{\text{nit}}}$ 大小为 $T_{60} > T_{80} > T_{40} > T_{20}$ 。 T_{60} 达到峰值时 $R_{N_{\text{nit}}}$ 分别比 T_{80} 、 T_{40} 、 T_{20} 提高 32.66%, 57.22%, 292.33%, 并且显著大于其他处理 ($p < 0.05$)。至培养结束各处理 $R_{N_{\text{nit}}}$ 均降低到最小值,处理之间的差异性与峰值时相似 (图 1c)。

干湿交替对土壤氮素矿化的影响大于恒湿处理。复水后 T_3 、 T_4 、 T_5 N_m 由负转为正值,并逐渐增大。随着培养时间的延长,复水处理 N_m 达到峰值后开始降低。复水培养至 21 天时, T_3 的 N_m 降低至 20.83 mg/kg,与 T_2 无差异。 T_5 在复水 7 天后再次干旱, N_m 急剧降低,降低幅度达 29.37 mg/kg,培养结束后 N_m 仍显著大于 T_1 (图 1e)。此外,干湿交替处理 N_m 达到峰值时均呈现出前期干旱时间越长的处理峰值越小。干湿模式中 T_3 、 T_4 、 T_5 复水后 R_{N_m} 升高 (图 1h)。 T_3 复水 10 天后 R_{N_m} 保持恒定,比复水前增加 1.34 mg/(kg·d)。 T_4 复水时间稍晚, R_{N_m} 峰值小于 T_3 和 T_5 。 T_5 在复水后土壤含水量再次降低, R_{N_m} 下降速度加快,至培养结束时与 T_1 、 T_2 差异不大。干湿交替处理中 N_{nit} 整体呈现出增加趋势。至培养结束时 T_3 比 T_2 显著增加 6.4%。 T_5 在培养 14 天

时由于土壤含水量降低导致 N_{nit} 下降, 降幅为 12.53 mg/kg(图 1f)。 $R_{N_{nit}}$ 在整个培养期总体呈现下降趋势。复水后 T3、T4、T5 均提高 $R_{N_{nit}}$, 但随着前期干

旱时间的延长, 复水后 $R_{N_{nit}}$ 最大值降低。复水后再次干旱加速了 $R_{N_{nit}}$ 的降低, T5 处理至培养结束时 $R_{N_{nit}}$ 高于 T1(图 1g)。



注: (a)、(b)、(c)、(d) 为恒湿处理; (e)、(f)、(g)、(h) 为干湿处理。

图 1 不同水分处理中的土壤净矿化量、净硝化量、矿化速率、硝化速率

2.2 不同水分模式对土壤 N_2O 排放的影响

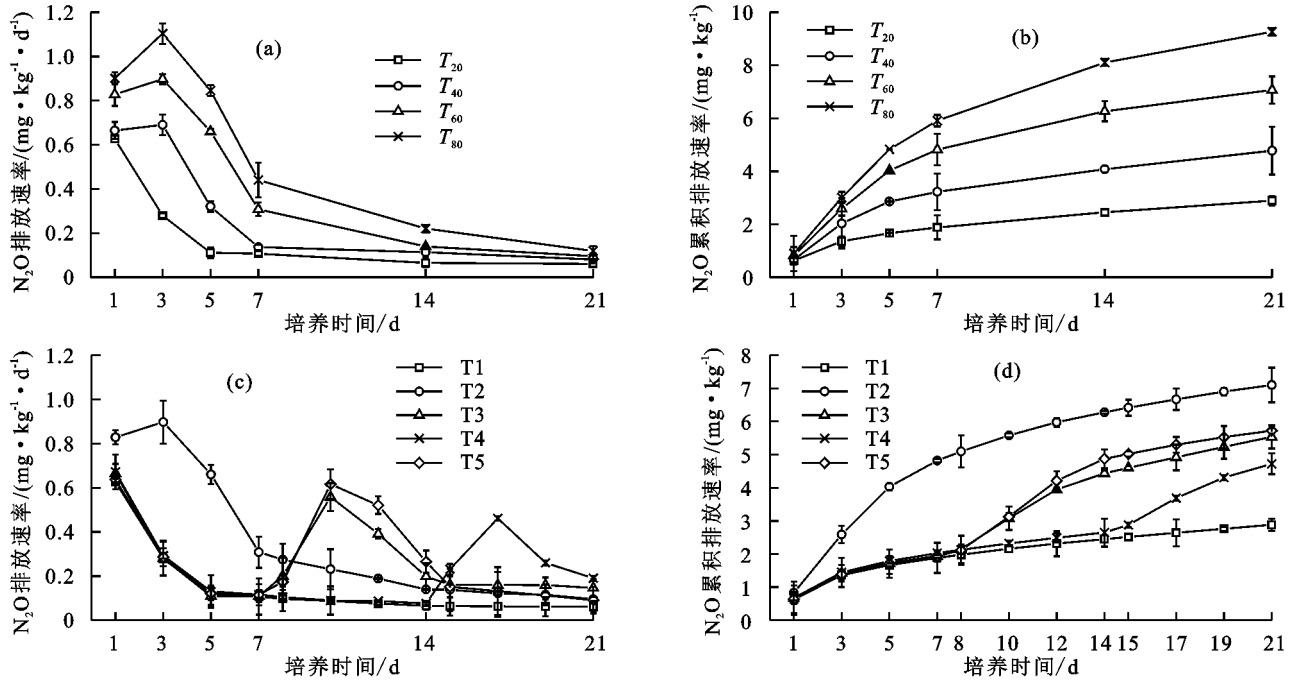
由图 2a 可知, 恒湿模式中不同含水量的土壤 N_2O 排放速率波动较大, 其范围为 0.06~1.10 mg/(kg·d)N。 T_{20} 在整个培养期内 N_2O 排放速率呈现下降趋势, 并在第 5 天后保持相对稳定。 T_{40} 、 T_{60} 、 T_{80} 在培养期 3 天后 N_2O 排放速率达到峰值, 分别是 T_{20} 的 2.47, 3.21, 3.95 倍。随后 N_2O 排放速率显著降低, 含水量越小的处理土壤 N_2O 排放速率较早地

达到低速率、稳定排放状态。总体来看, 土壤 N_2O 排放速率大小为 $T_{80} > T_{60} > T_{40} > T_{20}$ 。由图 2b 可知, 恒湿各处理土壤 N_2O 累积排放量随着培养时间的延长均呈现上升趋势, 且 N_2O 累积排放量与培养时间相关性高, 在整个培养期内土壤 N_2O 累积排放量范围在 0.63~9.27 mg/kg N。培养 21 天时 T_{80} 、 T_{60} 、 T_{40} 土壤 N_2O 累积排放量分别是 T_{20} 的 3.21, 2.45 和 1.65 倍。

由图 2c 可知, 干湿交替增强土壤 N_2O 排放速

率。T3、T4、T5 在复水后 N_2O 排放速率均呈现先上升后下降的趋势。T2、T3、T4、T5 处理 N_2O 排放速率最大值分别为 0.90、0.56、0.46、0.62 $mg/(kg \cdot d)$ N, 这表明干湿交替处理复湿的时间越延迟, N_2O 排放速率达到最大时数值越小。T5 在培养 14 天后土壤含水量再次降低, 土壤 N_2O 排放速率加速降低, 至

培养结束时 N_2O 排放速率仅高于 T1。由图 2d 可见, 干湿交替处理在复水后土壤 N_2O 累积排放量显著增多。总体来看, 土壤 N_2O 排放速率大小为 $T2 > T5 > T3 > T4 > T1$ 。方差分析表明, 土壤含水量对土壤 N_2O 排放速率和累积排放量有显著影响 ($p < 0.05$), 是影响土壤 N_2O 排放的重要因素。



注: (a)、(b) 为恒湿处理; (c)、(d) 为干湿处理。下同。

图 2 不同水分处理土壤 N_2O 排放动态变化

2.3 不同水分模式对土壤氮挥发的影响

土壤水分直接影响 NH_3 挥发。由图 3a 可知, 整个培养期内土壤 NH_3 挥发速度呈下降趋势。在培养前期 (1~7 天) T_{20} 、 T_{40} 、 T_{60} NH_3 挥发速度快速下降随后减缓, 培养 14 天后 NH_3 挥发速度保持基本恒定。在快速下降阶段, NH_3 挥发速度以 T_{20} 最大, 其次依次为 T_{40} 、 T_{60} 、 T_{80} 。在培养期内随着土壤含水量的增大, 土壤 NH_3 累积挥发量降低, T_{20} 分别是 T_{40} 、 T_{60} 、 T_{80} 的 1.30、2.27、4.28 倍 (图 3b)。

在干湿交替模式中, T_3 、 T_5 处理在第 8 天土壤湿度达到 60% WHC 后 NH_3 挥发速度比 T_1 、 T_4 加速降低。T3 在培养第 8 天后 NH_3 挥发速度变化不大。在培养 14 天后 T_5 土壤湿度复干至 20% WHC, NH_3 挥发速度上升至 0.17 $mg/(kg \cdot d)$ N, 是培养 14 天时的 8 倍, 随后开始下降。T4 在培养 14 天后复水至 60% WHC, NH_3 挥发速度下降到 T1 的 89.55% (第 15 天), 随后速度保持基本恒定。在培养期内 T_3 、 T_4 分别在处理第 8、15 天时 NH_3 累积挥发量上升趋势减缓, 而 T_5 随着干—湿—干的处理 NH_3 累积挥发量呈现减缓—增加的变化。至培养结束时, NH_3 累积挥发量大小依次为 $T_5 > T_4 > T_1 > T_3 > T_2$ 。

2.4 不同水分模式对土壤氮素损失的影响

恒湿模式中氮损失量分别为 5.21~10.88 mg/kg , 且

随着含水量的增大氮素损失量显著上升 ($p < 0.05$)。在土壤氮素损失途径中 N_2O 排放占到 55.41%~85.19%, 其变化趋势与氮素损失量相似。而土壤 NH_3 挥发所占氮损失量比例较小, 随着土壤湿度的增大比例显著下降 ($p < 0.05$)。T₂₀ 处理 NH_3 挥发/氮损失量分别是 T_{40} 、 T_{60} 、 T_{80} 的 1.70、3.82、8.93 倍 (表 2)。

在培养期内, 干湿处理中随着土壤干湿交替氮素损失量变大, T_5 比 T_4 和 T_3 分别高 15.89%、8.93%。在干湿处理中也呈现出 N_2O 排放总量/氮损失量大于 NH_3 挥发总量/氮损失量, 且表现出在干湿交替阶段中干旱时间越长, N_2O 排放总量所占氮素损失量越小, NH_3 挥发总量所占比例越大。

2.5 不同水分模式对土壤酶活性的影响

土壤水分状况的变化直接影响土壤酶活性 (表 3)。脲酶活性在 2 种模式条件下与土壤含水量均存在极显著的相关性 ($p < 0.001$), 相关系数分别为 0.79 和 0.91。反硝化酶活性在干湿交替模式下与土壤含水量存在极显著相关性 ($p < 0.01$), 而在恒湿模式下未表现出相关性 ($p > 0.05$)。亚硝酸还原酶与土壤含水量在恒湿和干湿交替模式下分别存在极显著 ($p < 0.01$) 和显著性相关 ($p < 0.05$)。

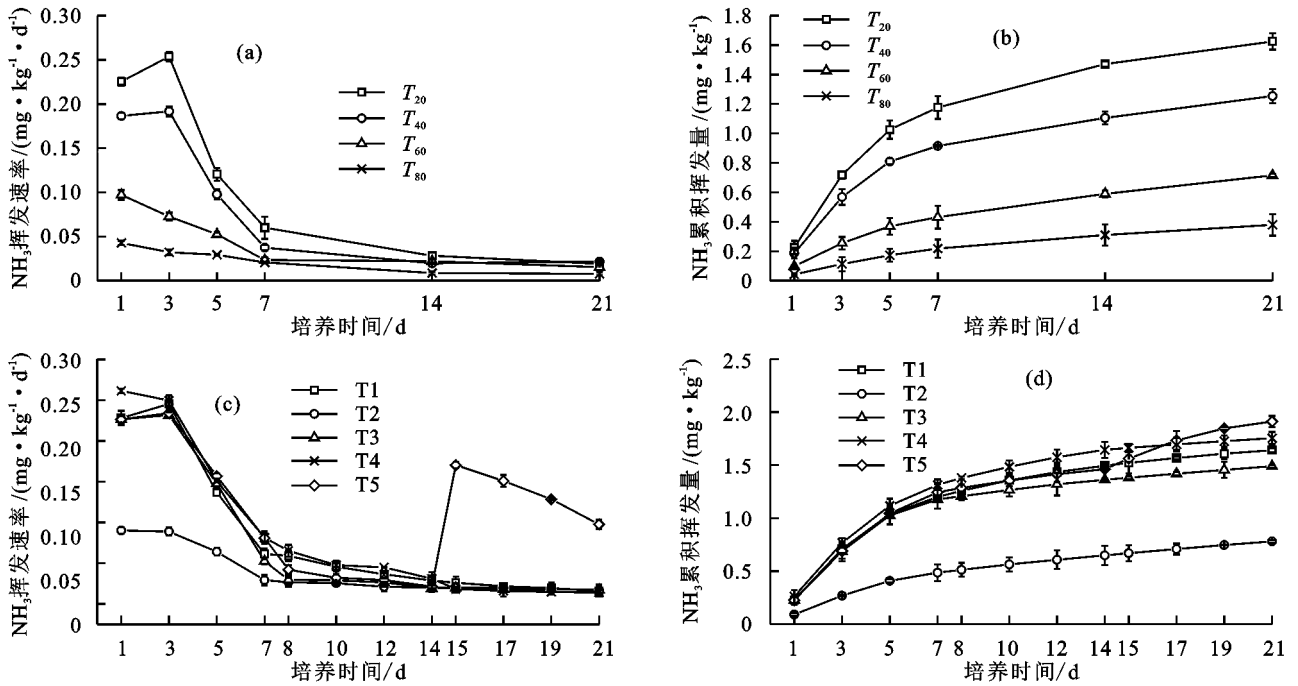
图 3 不同水分处理土壤 NH_3 挥发动态变化

表 2 不同水分处理中的土壤氮素损失

| 水分模式 | 处理 | 氮损失量/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) | N_2O 排放总量/ 氮损失量/% | NH_3 挥发总量/ 氮损失量/% |
|------|----------|---|--------------------------------------|-------------------------------|
| 恒湿 | T_{20} | $5.21 \pm 0.93\text{d}$ | $55.41 \pm 4.74\text{d}$ | $31.16 \pm 4.74\text{a}$ |
| | T_{40} | $6.86 \pm 0.84\text{c}$ | $69.58 \pm 6.18\text{c}$ | $18.28 \pm 0.75\text{b}$ |
| | T_{60} | $8.77 \pm 0.41\text{b}$ | $80.56 \pm 7.09\text{b}$ | $8.15 \pm 0.96\text{c}$ |
| | T_{80} | $10.88 \pm 1.21\text{a}$ | $85.19 \pm 3.83\text{a}$ | $3.49 \pm 0.77\text{d}$ |
| 干湿 | T1 | $5.15 \pm 0.88\text{e}$ | $55.97 \pm 6.41\text{e}$ | $31.86 \pm 1.68\text{a}$ |
| | T2 | $8.89 \pm 1.03\text{a}$ | $79.83 \pm 2.89\text{a}$ | $8.78 \pm 1.07\text{e}$ |
| | T3 | $7.85 \pm 0.34\text{c}$ | $70.50 \pm 7.15\text{b}$ | $18.99 \pm 0.94\text{d}$ |
| | T4 | $7.25 \pm 0.32\text{d}$ | $65.14 \pm 8.20\text{d}$ | $24.22 \pm 1.31\text{b}$ |
| | T5 | $8.62 \pm 0.72\text{b}$ | $66.40 \pm 1.19\text{c}$ | $22.20 \pm 1.44\text{c}$ |

注: 同列不同小写字母表示差异达 5% 显著水平。

表 3 土壤酶活与土壤水分 Pearson 分析

| 土壤酶 | 恒湿处理 | | 干湿交替处理 | |
|--------|------|----------|--------|----------|
| | 相关性 | p | 相关性 | p |
| 脲酶 | 0.79 | <0.001 | 0.91 | <0.001 |
| 反硝化酶 | 0.36 | 0.087 | 0.36 | 0.005 |
| 亚硝酸还原酶 | 0.56 | 0.004 | 0.31 | 0.014 |

在恒湿模式中, UA 随土壤含水量的增加而增加, 且各处理的变化趋势是先增大后减小。 T_{20} 的 UA 较低 ($8.57 \sim 9.21 \text{ mg}/100 \text{ g}$ 干土 $\cdot 3 \text{ h}$ $\text{NH}_4^+ - \text{N}$), 其余处理在培养第 5 天达到高峰。培养结束时, 各处理 UA 的大小为 $T_{80} > T_{60} > T_{40} > T_{20}$ (图 4a)。在反硝化酶方面, T_{20} 在培养 14 天后酶活性呈上升趋势, 达到峰值 ($6.24 \text{ mg}/\text{g}$ 干土 $\cdot 48 \text{ h}$ $\text{NO}_3^- - \text{N}$) 后随即下降。 T_{40} 和 T_{60} 在培养前期 (1~5 天) 活性降低较快, 然后略有增加, 至培养结束时 DEA 分别下降 4% 和 29%。 T_{80} 前期酶活降低时间长于 T_{40} 和 T_{60} , 至培养 14 天后才呈现反弹, 至培养结束时酶活性降

低 22% (图 4b)。在土壤亚硝酸还原酶方面, T_{80} 的 NiRA 在整个培养期呈下降趋势, 而其他处理的 NiRA 则略有上升, 但差异并不显著 (图 4c)。

在干湿模式中, T_3 、 T_4 和 T_5 处理的 UA 在复水后分别增加 63.2%, 61.2% 和 54.7%, 然后活性下降。 T_5 在复水 7 天后再次干旱, 导致 UA 迅速下降, 在第 15 天 UA 降低到 $7.67 \text{ mg}/100 \text{ g}$ 干土 $\cdot 3 \text{ h}$ $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ (图 4d)。在反硝化酶方面, 复水处理的 DEA 呈现“脉冲”型变化规律。 T_3 复水后酶活降至 $4.84 \text{ mg}/\text{g}$ 干土 $\cdot 48 \text{ h}$ $\text{NO}_3^- - \text{N}$, 然后基本保持不变。 T_5 复水后再次干旱酶活急剧下降, 随后开始出现回升 (图 4e)。在土壤亚硝酸还原酶方面, 复水后 T_3 、 T_4 和 T_5 的 NiRA 显著提高, 分别比复水前提高 67%, 50% 和 76%。 T_5 的 NiRA 在第 2 次干旱期间降至最低 ($0.11 \text{ mg}/\text{g}$ 土壤 $\cdot 24 \text{ h}$ $\text{NO}_3^- - \text{N}$) (图 4f)。

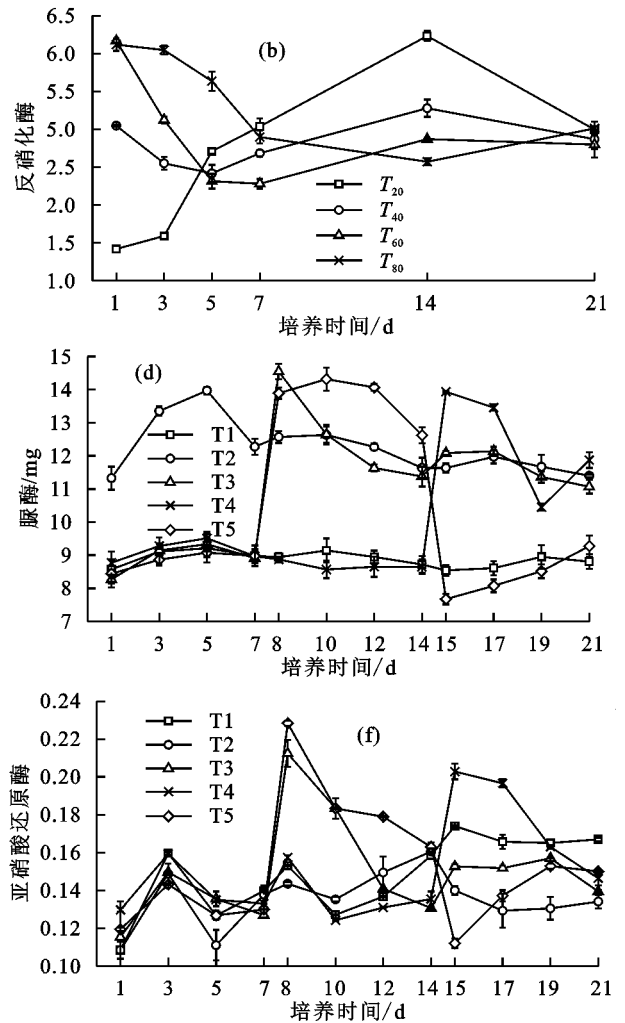
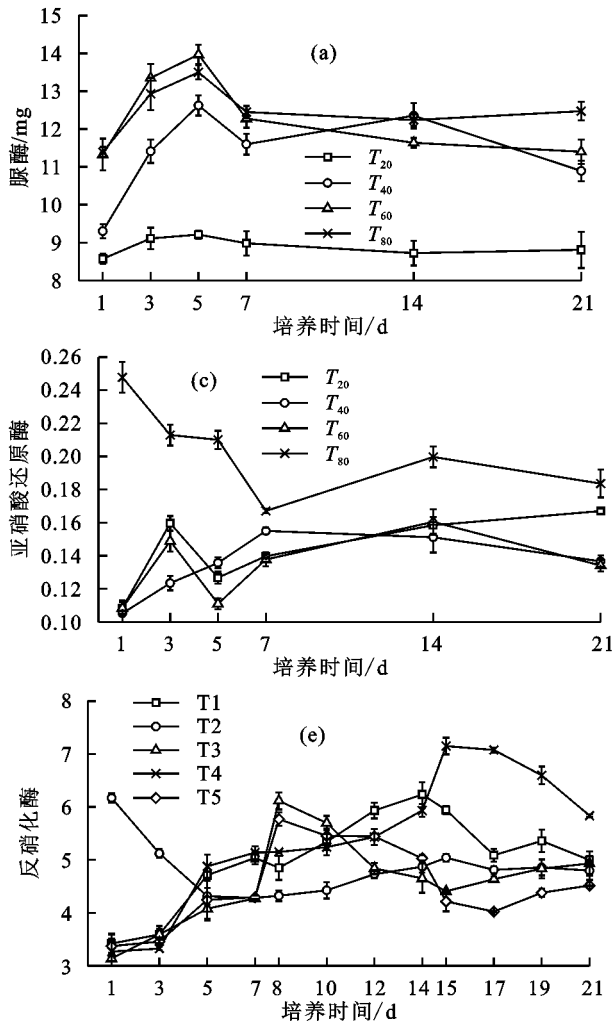
2.6 不同水分模式氮素转化相关性分析

结构方程式分析结果 (图 5) 显示, 在恒湿模式下模型解释氮素转化方差的 86%, 拟合优度指数为 0.51。土壤含水量、脲酶、硝酸还原酶对氮素转化有直接影响, 它们之间的总通径系数分别为 $0.46 (p < 0.001)$, $0.62 (p < 0.001)$, $-0.31 (p < 0.001)$ 。此外, 土壤含水量与脲酶、反硝化酶、硝酸还原酶的总通径系数分别为 0.79, 0.36, 0.56, 均达到极显著水平 ($p < 0.001$)。

在干湿交替模式下模型解释氮素转化方差的 86%, 拟合优度指数为 0.59。土壤含水量的变化直接影响氮素转化 ($p_c = 0.90, p < 0.001$)。在土壤酶方面, 土壤反硝化酶和亚硝酸还原酶对氮素转化存在显著负影响 ($p_c = -0.12, -0.17, p < 0.001$)。此外,

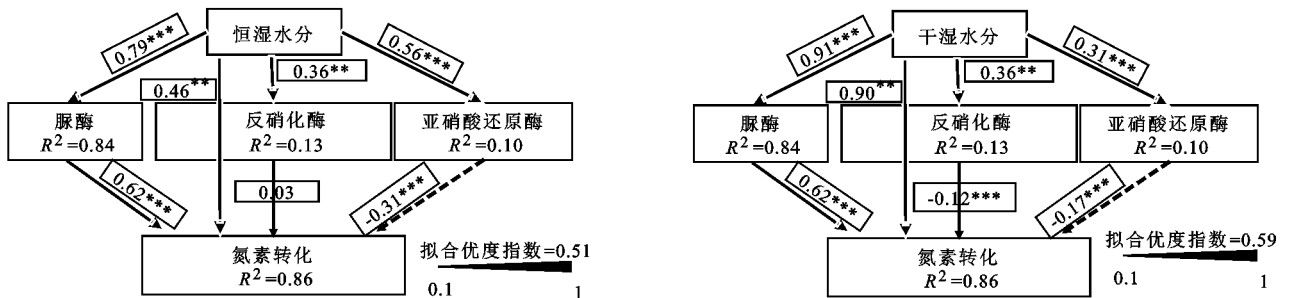
土壤的干湿交替同时显著影响 3 个土壤酶的活性。由此可知,土壤含水量一方面直接影响土壤氮素的转

化,另一方面还通过影响氮素转化酶活力来影响土壤酶活力的矢量特征,进而调节土壤氮素转化效率。



注:(a)、(b)、(c)为恒湿处理;(d)、(e)、(f)为干湿处理;脲酶单位为 $\text{mg NH}_4^+-\text{N}/(100 \text{ g 干土} \cdot 3 \text{ h})$;反硝化酶单位为 $\text{mg NO}_3^--\text{N}/(\text{g 干土} \cdot 48 \text{ h})$;亚硝酸还原酶单位为 $\text{mg NO}_3^--\text{N}/(\text{g NO}_3^--\text{N 干土} \cdot 24 \text{ h})$ 。

图 4 不同水分处理中土壤脲酶、反硝化酶及亚硝酸还原酶酶活性



注:实线为正调节;虚线为负调节;***表示 $p < 0.001$ 。

图 5 土壤水分、土壤酶、土壤氮素转化之间结构方程式分析

3 讨论

恒湿和干湿交替模式中土壤水分对氮素的转化均存在直接极显著影响 ($p < 0.001$) (图 5)。在恒湿培养初期由于营养物质充足,随着含水量的增加使得有利于矿化作用的微生物繁殖,加速有机物的分解和氮素的矿化^[28-29],从而表现出 NH_4^+-N 含量增加,净氮矿化量上升(图 1a)。培养中后期,各处理土壤

净氮矿化积累量均呈下降趋势,这可能由于在这一时期土壤中营养物质的耗尽促进微生物的死亡,有机氮向铵态氮转化的能力下降;同时在氨挥发、硝化等共同作用下导致 NH_4^+-N 含量逐渐下降,净氮矿化速率较低(图 1d)^[30-31],净氮矿化积累量减少(图 1a)。有研究^[32]显示,土壤湿度与净氮矿化之间在一定范围内呈现显著正相关关系。当土壤含水率在接近最

适田间持水量时,土壤的矿化作用能够达到最强。本试验中,60% WHC 的含水量可能是山东茶园土壤最适土壤含水量,硝化作用在培养后期可能起主要作用(图 1b),导致 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量消耗过快。而在干湿交替处理中,各处理的土壤净矿化量虽然出现“脉冲”式的增加,但整体呈现下降趋势(图 1e),土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量无法得到有效累积。至培养结束后,土壤含水量越大,干旱与复水间隔期越短,土壤净矿化积累量越大,干旱—复水—干旱处理下的土壤净矿化积累量大于持续干旱处理(图 1e)。

土壤湿度增加导致净矿化速率增强,尤其增加土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量。本研究中也出现土壤含水量高的土壤净硝化量含量大于含水量低的结果,并一直保持 60% WHC > 80% WHC > 40% WHC > 20% WHC 的趋势(图 1b)。这可能是由于土壤维持较高的含水量有利于有机质的矿化作用和硝化作用,导致 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 向 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 转化量增多,净硝化速率增强(图 1c)^[33-34]。有研究^[31,35-36]表明,土壤含水量越高,硝化作用越强,但同时也加速反硝化作用以及 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的淋溶作用,而 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的浓度变化是硝化作用、淋溶损失和反硝化作用共同作用的结果。在培养中后期这种共同作用可能导致 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的“生产”和“消耗”达到平衡,表现出在培养 7 天后 20% WHC、40% WHC、80% WHC 处理净硝化量含量变化不大。干湿交替也同时驱动土壤中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 向 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的转化,干旱复水后土壤净硝化量快速上升,更有利于 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量的积累。而在干湿交替试验中也呈现出土壤含水量越大,土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量越大的结果(图 1f)。

茶园土壤氮素以气体形式损失主要以 NH_3 、 N_2O 、 N_2 的释放与挥发,其中以 NH_3 、 N_2O 的挥发为主。土壤水分显著影响土壤 NH_3 挥发,从本试验结果来看,无论是恒湿还是干湿交替处理,土壤 NH_3 的挥发存在显著差异。当土壤含水量较低时,土壤 NH_3 的挥发机制主要取决于土—气界面 NH_3 的浓度梯度增大,土壤 NH_3 扩散作用增强,促进 NH_3 的挥发^[20]。随着土壤含水量升高时,土壤中有机氮转化速度加强,促进土壤中 NH_4^+ 浓度迅速升高,但茶园酸性的土壤环境抑制 NH_4^+ 向 NH_3 的转化^[23,37],导致 NH_3 融入水溶液中,从而降低土—气界面 NH_3 的浓度,抑制土壤 NH_3 的挥发。因此,恒湿处理表现为 $T_{80} > T_{60} > T_{40} > T_{20}$ 。

在茶园中 N_2O 排放占气体形式损失的 55.41% ~ 85.19%,而 NH_3 挥发仅占到 3.49% ~ 31.86% (表 2),可见 N_2O 排放占主导地位。水分可以通过调控土壤硝化与反硝化作用来影响土壤 N_2O 的排放。林

衣东^[38]研究发现,高产茶园具有较高的 N_2O 的排放能力。茶园土壤在培养第 1 天 N_2O 排放量达到最高,随后降低,第 7 天基本稳定。本试验 N_2O 变化趋势与之相似,除 20% WHC 处理外,其他 3 个水分处理均在第 3 天 N_2O 排放量达到最高,土壤 N_2O 排放速率大小为 $T_{80} > T_{60} > T_{40} > T_{20}$ (图 2a),这应当是激发效应影响的结果。这种激发效应可能是土壤含水量的升高增加酸性土壤中底物 NH_4^+ 的浓度, NH_4^+ 含量的增加可提高硝化作用的底物浓度,同时为微生物活动提供能量,从而提高土壤硝化作用和反硝化作用能力, N_2O 所占氮素挥发的比例增加^[39]。当激发效应在土壤水分均匀后会逐渐稳定,随着土壤氮素的减少,土壤 N_2O 排放速率呈下降趋势,因此本试验在培养第 3 天, T_{80} 、 T_{60} 、 T_{40} 土壤 N_2O 排放速率显著下降。研究显示,土壤 N_2O 排放量与土壤含水量有指数性关系,含水量越高, N_2O 排放量更大。Dobbie 等^[40] 研究发现,土壤含水量从 60% 上升到 80% 时,小麦和草地土壤 N_2O 排放分别提高 30, 12 倍。本试验中恒湿模式 80% WHC、60% WHC、40% WHC 土壤 N_2O 累积排放量分别是 20% WHC 的 3.21, 2.45, 1.65 倍(图 2b),这表明茶园土壤 N_2O 排放随着含水量的增大而增加^[38]。梁东丽等^[41] 研究表明,旱地土壤在降雨后土壤 N_2O 通量呈上升趋势,变化趋势与降雨量的趋势相同。本试验在干—湿变化过程中土壤 N_2O 产生量增大(图 2c),这可能是因为参与 N_2O 排放的硝化与反硝化微生物在干旱环境中活性较低,复水后活性开始恢复,促进硝化及反硝化作用增强^[42],从而使土壤中 N_2O 的排放量显著高于恒湿土壤。梁东丽等^[43] 也发现,在干—湿变化过程中,水分含量差异越大, N_2O 排放量差异越大。

土壤酶是评价土壤肥力的重要指标之一,通过测定土壤酶活性可以准确知道土壤氮素循环情况^[44]。本研究发现,土壤脲酶活性在恒湿和干湿交替条件下与土壤含水量存在显著的相关性($p < 0.001$) (表 3)。通过结构方程模型结果可知,在恒湿试验中脲酶对氮素转化的直接贡献率达到了 0.62 ($p < 0.001$) (图 5),显著影响氮素的转化,这可能由于恒湿的环境逐渐改变土壤中微生物的结构和功能^[45-46],使土壤中的微生物逐渐适应水分变化的压力,提高氮素利用率,促使更多的无机氮转化积累^[34,47]。土壤亚硝酸还原酶在恒湿和干湿交替条件下对氮素转化均表现出显著的负调控($p < 0.001$)。恒湿环境中土壤 O_2 浓度下降速度较快,不利于土壤亚硝酸还原酶的活跃^[7]。而在干湿交替条件下,虽然随着水分含量的增加,亚硝酸还原酶活性提高,但上升幅度较小(图 4f),2 种环境下亚硝酸还原酶催化 NO_2^- 还原为羟胺,进而还原为

NH₃ 的进程可能受到影响, 通径系数较低。

4 结论

(1) 至培养结束时恒湿模式下, 60% WHC 处理下土壤净矿化量、净硝化量较高; 脲酶和亚硝酸还原酶活性较强。20% WHC 处理下土壤净矿化速率、净硝化速率严重受到抑制。

(2) 干湿交替模式下复水后土壤净矿化量、净硝化量以及酶的活性得到增强, 并出现“脉冲”式的变化。

(3) 2 种模式下氮素损失均以 N₂O 排放量大于 NH₃ 挥发量。N₂O 排放量与土壤含水量成正比, NH₃ 挥发量则成反比。干湿交替均增强土壤 N₂O、NH₃ 排放量。

(4) 结构方程模型 (SEM) 揭示土壤含水量通过直接或间接作用影响土壤氮素转化, 脲酶显著影响恒湿模式下土壤氮素转化, 而亚硝酸还原酶在 2 种模式下均显著负影响氮素转化。

参考文献:

- [1] Liu J W, Zhang Q F, Liu M Y, et al. Metabolomic analyses reveal Distinct change of metabolites and quality of green tea during the short duration of a single spring season[J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2016, 64(16): 3302-3309.
- [2] Han W Y, Ma Li F, Shi Y Z, et al. Nitrogen release dynamics and transformation of slow release fertiliser products and their effects on tea yield and quality[J]. Journal of the Science of Food and Agriculture, 2008, 88(5): 839-846.
- [3] Ruan J Y, Gerendás J, Härdter R, et al. Effect of root zone pH and form and concentration of nitrogen on accumulation of quality-related components in green tea [J]. Journal of the Science of Food and Agriculture, 2007, 87(8): 1505-1516.
- [4] Ruan J, Haerdter R, Gerendás J. Impact of nitrogen supply on carbon/nitrogen allocation: a case study on amino acids and catechins in green tea [*Camellia sinensis* (L.) O. Kuntze] plants[J]. Plant Biology, 2010, 12(5): 724-734.
- [5] Liu M Y, Burgos A, Ma L F, et al. Lipidomics analysis unravels the effect of nitrogen fertilization on lipid metabolism in tea plant (*Camellia sinensis* L.) [J/OL]. BMC Plant Biology, 2017, 17. <https://doi.org/10.1186/s12870-017-1111-6>.
- [6] Yahdjian L, Sala O E. Size of precipitation pulses controls nitrogen transformation and losses in an arid patagonian ecosystem[J]. Ecosystems, 2010, 13: 575-585.
- [7] Stanford G, Epstein E. Nitrogen mineralization-water relations in soils [J]. Soil Science Society of American Journal, 1974, 38(1): 103-107.
- [8] Cassman K G, Munns D N. Nitrogen mineralization as affected by soil moisture, temperature, and depth [J]. Soil Science Society of American Journal, 1980, 44(6): 1233-1237.
- [9] Jennifer D K, Wayne T S. Using soil temperature and moisture to predict forest soil nitrogen mineralization [J]. Biology and Fertility of Soils, 2002, 36: 177-182.
- [10] Zhou S M, Zhang M, Zhang K K, et al. Effects of reduced nitrogen and suitable soil moisture on wheat (*Triticum aestivum* L.) rhizosphere soil microbiological biochemical properties and yield in the Huanghuai Plain China [J]. Journal of Integrative Agriculture, 2020, 19(1): 234-250.
- [11] Hueso S, García C, Hernández T. Severe drought conditions modify the microbial community structure, size and activity in amended and unamended soils [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2012, 50: 167-173.
- [12] Haddad S A, Tabatabai M A, Loynachan T E. Biochemical processes controlling soil nitrogen Mineralization under waterlogged conditions [J]. Soil Science Society of America Journal, 2013, 77(3): 809-816.
- [13] Saetre P, Stark J M. Microbial dynamics and carbon and nitrogen cycling following re-wetting of soils beneath two semi-arid plant species [J]. Oecologia, 2005, 142: 247-260.
- [14] Canarini A, Dijkstra F A. Dry-rewetting cycles regulate wheat carbon rhizodeposition, stabilization and nitrogen cycling [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2015, 81: 195-203.
- [15] McCalley C K, Sparks J P. Abiotic gas formation drives nitrogen loss from a desert ecosystem [J]. Science, 2009, 326: 837-840.
- [16] Velthof G L, van Groenigen J W, Gebauer G, et al. Temporal stability of spatial patterns of nitrous oxide fluxes from sloping grassland [J]. Journal of Environmental Quality, 2000, 29: 1397-1407.
- [17] del Prado A, Merino P, Estavillo J M, et al. N₂O and NO emissions from different N sources and under a range of soil water contents [J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2006, 74: 229-243.
- [18] 范利超, 韩文炎, 李鑫, 等. 茶园及相邻林地土壤 N₂O 排放的垂直分布特征 [J]. 应用生态学报, 2015, 26(9): 2632-2638.
- [19] 贺发云, 尹斌, 金雪霞, 等. 南京两种菜地土壤氮挥发的研究 [J]. 土壤学报, 2005, 42(2): 253-259.
- [20] 高鹏程, 张一平. 氮挥发与土壤水分散失关系的研究 [J]. 西北农林科技大学学报 (自然科学版), 2001, 29(6): 22-26.
- [21] 谢涛, 郭小强. 连续流动分析仪测定土壤中的氨氮 [J]. 科技创新导报, 2013(26): 109.
- [22] Shang F Z, Ren S M, Yang P L, et al. Effects of dif-

- ferent irrigation water types, N fertilizer types, and soil moisture contents on N₂O emissions and N fertilizer transformations in soils[J/OL]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2016, 227. <https://doi.org/10.1007/s11270-016-2920-1>.
- [23] 王峰,陈玉真,吴志丹,等.酸性茶园土壤氮挥发及其影响因素研究[J].*农业环境科学学报*,2016,35(4):808-816.
- [24] 黄娟,李祺,张健.改良靛酚蓝比色法测土壤脲酶活性[J].*土木建筑与环境工程学报*,2012,34(1):102-107.
- [25] 郑莹莹.干湿交替对土壤氮素转化及生物学特性的影响[D].上海:东华大学,2013.
- [26] Daniel R M, Curran M P. A method for the determination of nitrate reductase[J].*Journal of Biochemical and Biophysical Methods*,1981,4(2):131-132.
- [27] Sanchez G. PLS path modeling with R. Berkeley. Trowchez Editions, 2013, 383.
- [28] Zhou X Y, Chen L, Li Y, et al. Abiotic processes dominate soil organic matter mineralization: Investigating the regulatory gate hypothesis by inoculating a previously fumigated soil with increasing fresh soil inocula[J/OL].*Geoderma*, 2020, 373. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114400>.
- [29] Liu Y T, Zhao S Q, Zhu Q, et al. Image grey value analysis for estimating the effect of microorganism inoculants on straws decomposition[J].*Computers and Electronics in Agriculture*,2016,128:120-126.
- [30] Francisco S S, Urrutia O, Martin V, et al. Efficiency of urease and nitrification inhibitors in reducing ammonia volatilization from diverse nitrogen fertilizers applied to different soil types and wheat straw mulching[J].*Journal of the Science of Food and Agriculture*, 2011,91(9):1569-1575.
- [31] Marcos M S, Bertiller M B, Cisneros H S, et al. Nitrification and ammonia-oxidizing bacteria shift in response to soil moisture and plant litter quality in arid soils from the Patagonian Monte [J].*Pedobiologia*, 2016,59(1/2):1-10.
- [32] Guntiñas M E, Leirós M C, Trasar-Cepeda C, et al. Effects of moisture and temperature on net soil nitrogen mineralization: A laboratory study[J].*European Journal of Soil Biology*,2012,48:73-80.
- [33] Wang X L, Park S H, Lee B R, et al. Changes in nitrogen mineralization as affected by soil temperature and moisture [J].*Journal of the Korean Society of Grassland and Forage Science*,2018,38:196-201.
- [34] Ma L, Guo C, Xin X, et al. Effects of belowground litter addition, increased precipitation and clipping on soil carbon and nitrogen mineralization in a temperate steppe[J].*Biogeosciences*,2013,10(11):7361-7372.
- [35] De Klein C A M, Van Logtestijn R S P. Denitrification in grassland soils in the netherlands in relation to irrigation, N-application rate, soil water content and soil temperature[J].*Soil Biology and Biochemistry*,1996,28(2):231-237.
- [36] Zhu A N, Zhang J B, Zhao B Z, et al. Water balance and nitrate leaching losses under intensive crop production with Ochric Aquic Cambosols in North China Plain [J].*Environment International*,2005,31(6):904-912.
- [37] 孙志高,刘景双,于君宝,等.湿地土壤 NH₃ 挥发、N₂O 释放过程及影响因素[J].*湿地科学*,2008,6(3):429-439.
- [38] 林衣东.茶园土壤 N₂O 排放的研究[D].杭州:中国农业科学院茶叶研究所,2009.
- [39] Bowden W B. Gaseous nitrogen emissions from undisturbed terrestrial ecosystems: An assessment of their impacts on local and global nitrogen budgets[J].*Biogeochemistry*,1986,2:249-279.
- [40] Dobbie K E, Smith K A. The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N₂O emissions from an imperfectly drained gleysol[J].*European Journal of Soil Science*,2001,52(4):667-673.
- [41] 梁东丽,李生秀,吴庆强.玉米生长期黄土区土壤氧化亚氮产生和排放及其影响因子的研究[J].*西北农林科技大学学报(自然科学版)*,2007,35(2):131-137.
- [42] Davidson E A. Sources of nitric oxide and nitrous oxide following wetting of dry soil[J].*Soil Science Society of America Journal*,1992,56(1):95-102.
- [43] 梁东丽,吴庆强,李生秀,等.旱地反硝化作用和 N₂O 排放影响因子的研究[J].*西北农林科技大学学报(自然科学版)*,2007,35(12):93-98.
- [44] Liu G M, Zhang X H, Wang X P, et al. Soil enzymes as indicators of saline soil fertility under various soil amendments[J].*Agriculture, Ecosystems and Environment*,2017,237:274-279.
- [45] Zhang R, Chen L J, Niu Z R, et al. Water stress affects the frequency of *Firmicutes*, *Clostridiales* and *Lysobacter* in rhizosphere soils of greenhouse grape[J/OL].*Agricultural Water Management*, 2019, 226. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.105776>.
- [46] Bowles T M, Barrios-Masias F H, Carlisle E A, et al. Effects of arbuscular mycorrhizae on tomato yield, nutrient uptake, water relations, and soil carbon dynamics under deficit irrigation in field conditions[J].*Science of the Total Environment*,2016,566/567:1223-1234.
- [47] Werner B, Egbert M. Reappraisal of drying and wetting effects on C and N mineralization and fluxes in soils[J].*Global Change Biology*,2009,15(4):808-824.