

干湿交替对半干旱区沙地樟子松人工林土壤 C 和 N 矿化速率影响*

范志平¹ 胡亚林^{2,3**} 黎锦涛³ 曾德慧³

(¹辽宁石油化工大学生态环境研究院, 辽宁抚顺 113001; ²福建农林大学林学院, 福州 350002; ³中国科学院沈阳应用生态研究所大青沟沙地生态实验站, 沈阳 110016)

摘要 在干旱/半干旱地区,土壤干湿交替是非常普遍的自然现象。近年来,随着极端降水和极端干旱气候事件增加,干湿交替对土壤 C 和 N 循环过程影响受到广泛重视。本研究以我国北方半干旱地区科尔沁沙地樟子松人工林为对象,模拟土壤干湿交替对土壤 C 和 N 矿化速率影响及其延时效应。结果表明,土壤呼吸 CO₂ 释放速率随土壤干旱化增加不断降低,干旱土壤重新湿润后,土壤呼吸速率能够迅速恢复到初始水平。与恒湿处理相比,干湿交替变化能够降低土壤呼吸 CO₂ 释放累积量和土壤硝态氮含量;而干湿交替处理土壤呼吸 CO₂ 释放累积量、土壤硝态氮含量和净硝化速率均显著高于恒干处理。在干湿交替结束后延时期间,土壤呼吸 CO₂ 释放速率、累积释放量对干湿交替变化表现出延时效性,而土壤净硝化速率在不同处理间差异不显著。研究表明,土壤水分是影响半干旱地区沙地樟子松人工林土壤 C 和 N 循环的重要环境因子,且土壤 C 和 N 矿化速率对土壤干湿交替变化的延时效应存在差异。

关键词 半干旱地区; 干湿交替; 土壤呼吸速率; 土壤 N 矿化速率; 科尔沁沙地

中图分类号 S963 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2015)12-3360-08

Effects of drying-rewetting on soil C and N mineralization rates in Mongolian pine plantation in a semi-arid region. FAN Zhi-pin¹, HU Ya-lin^{2,3**}, LI Jin-tao³, ZENG De-hui³ (¹Institute of Eco-environmental Sciences, Liaoning Shihua University, Fushun 113001, Liaoning, China; ²College of Forestry, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002, China; ³Daqinggou Ecological Station, Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang 110016, China). *Chinese Journal of Ecology*, 2015, **34**(12): 3360-3367.

Abstract: Drying-rewetting of soil is a common phenomenon in arid and semi-arid region. In recent years, the impacts of drying-rewetting events on soil C and N cycling have been given widely attention considering the increasing occurrences of extreme precipitation and drought. In this study, we used a laboratorial incubation method to study the responses of soil C and N mineralization rates to soil drying-rewetting and the time-delay effects in a Mongolian pine (*Pinus sylvestris* var. *mongolica*) plantation in Keerqin Sandy Land, a semi-arid region in northern China. We found that the soil CO₂ release rate gradually decreased with the increasing soil drought. However, the soil respiration rate could recover to its original level when rewetting the drying soil. Soil cumulative CO₂ release and NO₃⁻-N concentration were lower in drying-rewetting treatment compared to the wet treatment (keeping continuously moist conditions), but soil cumulative CO₂ release, NO₃⁻-N concentration and net nitrification rate were higher than that in drought treatment (keeping continuously dry conditions). During the delay stage, there were time-delay effects of soil drying-rewetting events on the soil CO₂ release rate and its accumulation, but not for the soil net nitrification rate. Our results indicated that soil water was an important environmental factor controlling soil C and N cycles, and different time-delay effects of soil drying-rewetting events existed on

* 国家自然科学基金项目(41271318)资助。

** 通讯作者 E-mail: huyl@iae.ac.cn

收稿日期: 2015-06-03 接受日期: 2015-11-11

soil C and N mineralization rates in the Mongolian pine plantation in the semi-arid region.

Key words: semi-arid region; drying-rewetting event; soil respiration rate; soil N mineralization rate; Keerqing Sandy Land.

由于长期干旱、高温和不规律的降水等气候条件,干旱/半干旱地区土壤干湿交替变化频繁,是影响干旱/半干旱地区生态系统土壤有机 C 和 N 矿化速率变化的重要自然环境因子之一(Fierer *et al.*, 2002; Huxman *et al.*, 2004; Sponseller, 2007; 王义东等, 2010; 赵蓉等, 2015)。此外,全球气候变化模型预测,未来强降水和干旱等极端气候事件增多(IPCC, 2007),意味土壤干湿交替变化将更为剧烈。1958年, Birch 最早观测到降雨引发的土壤水分变化能够强烈地激发土壤呼吸现象,并称之为“Birch 效应”(Birch, 1958)。随后,大量研究进一步证明干湿交替能够导致土壤有机 C 矿化速率增加(Pulleman *et al.* 1999; 杨玉盛等, 2004; Xiang *et al.*, 2008; Schimel *et al.*, 2011)。然而,研究发现,干湿交替导致土壤有机 C 矿化速率降低或无显著变化(Magid *et al.*, 1999; Muhr *et al.*, 2010)。干湿交替频率、强度、干旱和湿润时间以及土壤质地和生态系统类型等因素能够影响土壤有机 C 和 N 矿化对干湿交替变化的响应(Fierer *et al.*, 2002; Williams *et al.*, 2009; 赵蓉等, 2015; Shi *et al.*, 2015)。

此外,以往的研究较多关注干湿交替过程中土壤 C 和 N 循环的短期响应(Pulleman *et al.*, 1999; 李晨华等, 2007; Muhr *et al.*, 2010; Schimel *et al.*, 2011)。然而,有关干湿交替干扰结束后,土壤有机 C 和 N 循环过程对干湿交替干扰的延时响应方面研究依然不足(Fierer *et al.*, 2002)。研究干湿交替变化对土壤有机 C 和 N 循环过程的延时影响,对于正确认识干湿交替对陆地生态系统结构和功能的长期影响具有重要研究意义和价值。

世界范围内分布的干旱、半干旱和亚湿润地区的面积大约为 $6.15 \times 10^9 \text{ hm}^2$, 占全球陆地面积 47%, 土壤中存贮的有机碳为 241 Pg (Lal, 2003)。科尔沁沙地位于我国北方半干旱亚湿润地区, 土壤干湿交替现象非常明显, 是该地区生态系统土壤 C 和 N 矿化过程的重要影响因素之一。然而, 目前有关我国干旱/半干旱地区, 干湿交替干扰对陆地生态系统土壤有机 C 和 N 转化过程影响及其机制方面的研究依然薄弱(李晨华等, 2007; Jin *et al.*, 2009; Wu *et al.*, 2010; 赵蓉等, 2015), 且有关干湿交替对土壤

C 和 N 循环的延时影响方面未见报道。因此, 本研究以我国科尔沁沙地樟子松人工林为研究对象, 采用室内培养方法模拟干湿交替变化对沙地樟子松人工林土壤有机 C 和 N 矿化速率影响, 并进一步分析干湿交替结束后, 相同土壤水分条件下, 沙地樟子松人工林土壤有机 C 和 N 矿化对土壤干湿交替变化的延时响应。

1 研究地区与研究方法

1.1 自然概况

研究地区位于科尔沁沙地东南缘中国科学院沈阳应用生态研究所大青沟沙地生态实验站($42^\circ 58' \text{N}$, $122^\circ 21' \text{E}$)。该地区属于半干旱亚湿润型气候, 年均降雨量 450 mm 左右, 年均蒸发量 1780 mm, 年均气温 $6.4 \text{ }^\circ\text{C}$, 最高月平均气温 $23.8 \text{ }^\circ\text{C}$, 最低月平均气温 $-12.5 \text{ }^\circ\text{C}$, 年均总辐射 $5035 \text{ MJ} \cdot \text{m}^{-2}$, $10 \text{ }^\circ\text{C}$ 以上积温 $2890 \text{ }^\circ\text{C}$, 无霜期 154 d。

试验样地为 12 年生沙地樟子松人工林, 造林前土地利用方式为多年开垦的农田。沙地樟子松胸径为 10.12 cm, 树高约 5.6 m, 林分密度为 $1333 \text{ 株} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。林下植被主要为狗尾草 (*Setaria viridis*)、猪毛蒿 (*Artemisia scoparia*)、芦苇 (*Phragmites communis*)、兴安胡枝子 (*Lespedeza davurica*) 和细叶胡枝子 (*Lespedeza hedysaroides*) 等。土壤类型为风沙土, 沙粒含量约 91%, 粉粒含量 5%, 粘粒含量 4%, 土壤 pH 约 6.7, 土壤容重约 $1.4 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$, 土壤有机 C 含量 $4.04 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 土壤全 N 含量 $0.22 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 土壤全 P 含量为 $74 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

1.2 干湿交替试验处理

2014 年 7 月份, 在 12 年生沙地樟子松人工林内随机多点采集 0~20 cm 表层土壤样品, 带回实验室进行室内干湿交替培养试验。首先, 将田间湿度土壤样品过 2 mm 土壤筛, 在 $4 \text{ }^\circ\text{C}$ 条件下保存 2 周, 减少样品采集和处理对土壤微生物活性干扰。随后, 称取 289 g 新鲜土壤样品 (相当于 280 g 干重), 放置于 1 L 广口瓶内, 将土壤样品轻压至土壤容重为 $1.4 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$, 并预培养 3 d 以减少对土壤微生物干扰。通常, 科尔沁沙地固定风沙土饱和持水量为 25%, 田间持水量为 20% 左右, 植物萎蔫含水量 3%

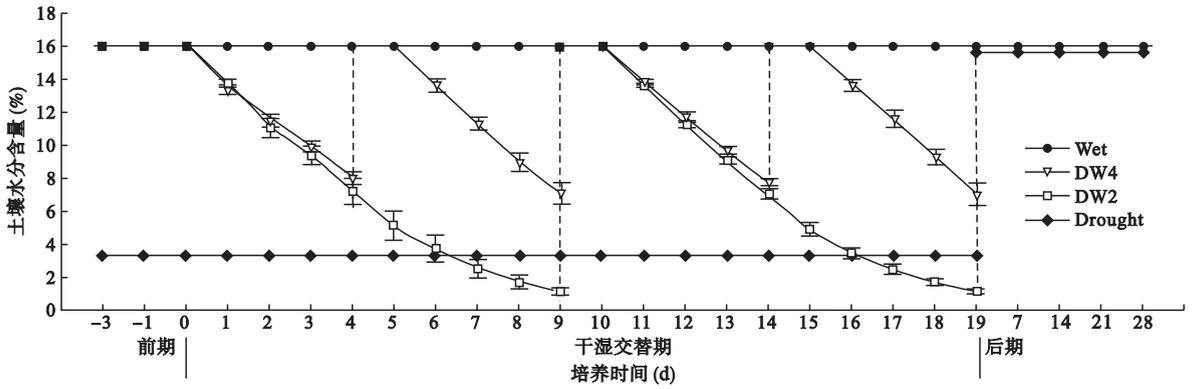


图1 培养试验期间土壤水分动态特征

Fig.1 Dynamics of soil water content during incubation

Wet, 恒湿处理; DW4, 4次干湿交替处理; DW2, 2次干湿交替处理; Drought, 恒干处理。

左右(孟琳, 2006)。因此, 本试验共设置4个处理: 恒湿处理(Wet, 土壤水分含量16%, 即80%田间持水量)、恒干处理(Drought, 土壤水分含量3.2%, 植物萎蔫含水量)、2次和4次干湿交替处理(DW2和DW4), 每个处理5次重复。试验共设置3套样品, 其中1套用于测定土壤呼吸速率动态和延时期结束时土壤样品采集, 其余2套试验样品分别用于干湿处理中期和结束期土壤样品采集。试验期间将样品在25℃条件下恒温培养。恒湿和恒干处理的广口瓶上盖置带小孔的保鲜膜, 保证空气交换, 同时减少土壤水分流失, 并每天称重保持土壤水分恒定; 干湿交替处理的广口瓶未盖置保鲜膜, 允许土壤水自然蒸发, 是土壤逐渐干旱化, DW4处理在培养第4、9、14和19天, DW2处理在培养第9和19天添加蒸馏水, 使土壤水分含量达到恒湿处理水平(土壤水分含量为16%), 并保持恒湿培养1d, 随后进行下1次干旱化处理。干湿交替过程结束后, 将4个处理土壤调至相同水分含量, 并继续恒温恒湿培养30d。图1为试验期间不同处理土壤水分含量动态特征。

1.3 土壤CO₂释放速率、土壤无机N含量和矿化速率分析

干湿交替期间, 针对4种不同处理, 每天测定1次土壤CO₂释放速率; 延时期, 分别在第7、14、21和28天测定1次土壤呼吸速率。土壤呼吸速率测定前, 将广口瓶内气体进行充分交换, 然后盖上橡胶塞, 在25℃条件下恒温培养3h, 然后采集广口瓶内气体样品, 采用气相色谱(Agilent 7890A, Agilent Technologies Inc.)测定CO₂浓度, 计算土壤CO₂释放速率。土壤CO₂释放累积量采用如下公式计算(Liu *et al.*, 2009):

$$\text{土壤 CO}_2 \text{ 累积释放量} = \sum_{i=0}^n \frac{(R_i + R_{i+1})}{2} \times T$$

式中, R_i 为每次测定土壤CO₂释放速率, T 为连续2次测定时间间隔。

在培养第9、19天和培养结束时, 采用破坏性取样方法采集土壤样品, 用于测定土壤铵态氮和硝态氮含量。首先, 称取土壤样品20g(干重), 加入50mL 2 mol·L⁻¹ KCl溶液(土:液比率1:2.5), 振荡浸提1h, 过滤, 采用连续流动注射分析仪(Bran+Luebbe, Germany)测定土壤铵态氮和硝态氮含量。然后, 根据连续2次测定土壤铵态氮和硝态氮含量差值计算9~19天和延时期(20~49天)土壤净氨化速率和净硝化速率。

1.4 数据分析

利用SPSS 19.0软件进行数据统计分析。采用单因素方差分析(one-way ANOVA)比较不同处理间土壤呼吸速率、CO₂释放累积量、氨态氮和硝态氮含量、净氨化速率和净硝化速率差异显著性。采用双因素方差分析(two-way ANOVA)比较处理和时间对土壤无机氮含量和矿化速率的交互性影响。不同处理满足方差齐次性时, 采用LSD方法进行多重比较, 当不满足方差齐次性时, 采用Tamhane方法进行多重比较。采用非线性回归拟合方法, 分析土壤CO₂释放速率与土壤水分间的相关关系。差异显著性检验水平为 $\alpha=0.05$ 。

2 结果与分析

2.1 干湿交替对土壤CO₂释放速率影响

干湿交替处理阶段, 不同处理土壤CO₂释放速率动态存在明显差异(图2a)。在第0~4天, 恒湿

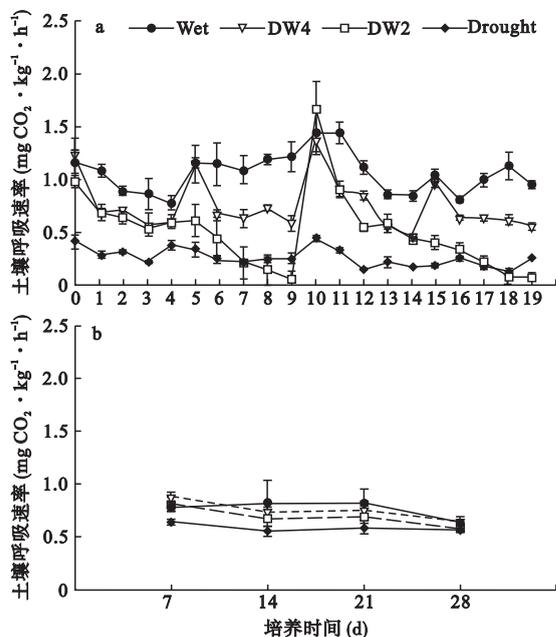


图2 不同处理间干湿交替期和延时期土壤 CO_2 释放速率动态

Fig.2 Dynamics of soil CO_2 release rate during drying-wetting and time-delay periods

图 a 和 b 分别为干湿交替期和延时期。Wet, 恒湿处理; DW4, 4 次干湿交替处理; DW2, 2 次干湿交替处理; Drought, 恒干处理。

处理土壤呼吸速率逐渐下降, 随后第 5~10 天土壤呼吸速率不断增加, 在第 10 和 11 天达到峰值, 随后再次逐渐降低; 同样, 恒干处理土壤呼吸在第 10 天出现峰值, 随后再次逐渐降低; 2 种干湿交替处理, 随着土壤干湿交替变化表现为明显的规律性特征, 其中在土壤逐渐干旱过程中土壤呼吸速率逐渐降低, 干旱土壤再次湿润后, 土壤呼吸速率迅速恢复至恒湿处理水平。

在干湿交替变化期间, 恒湿处理土壤呼吸速率均显著高于恒干处理 ($P < 0.001$), 其中恒湿处理土壤 CO_2 释放速率变化范围为 $0.78 \sim 1.45 \text{ mg CO}_2 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, 而恒干处理土壤 CO_2 释放速率变化范围为 $0.13 \sim 0.44 \text{ mg CO}_2 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 。除了第 0、5、10 和 15 天, DW4 处理土壤呼吸速率均显著低于恒湿处理; 而 DW2 处理除第 10 天, 土壤呼吸速率均显著低于恒湿处理。与恒干处理相比, DW4 处理土壤呼吸速率均显著增加; DW2 处理土壤呼吸速率, 在第 7、8、17 和 18 天时与恒干处理相比差异不显著 ($P > 0.05$), 在第 9 和 19 天时显著低于恒干处理, 其余培养时间均显著高于恒干处理 ($P < 0.05$)。

干湿交替变化结束后的延时期间, 土壤呼吸速率保持一致 (图 2b)。在延时培养阶段第 7 天, DW4 处理土壤呼吸速率显著高于恒湿处理 ($P = 0.01$), 而

第 14~28 天差异不显著 ($P > 0.05$)。与恒湿处理相比, DW2 处理土壤呼吸速率在延时培养的 28 d 内差异性均不显著。在延时培养期间, 恒湿处理和 DW4 处理土壤呼吸速率依然显著高于恒干处理 ($P < 0.05$)。在延时培养第 7 天, DW2 处理土壤呼吸速率显著高于恒干处理, 而 14~28 d 期间 DW2 和恒干处理差异均不显著。DW4 和 DW2 处理相比, 延时培养期间土壤呼吸差异均不显著。

通过对 2 种干湿交替处理 (DW2 和 DW4) 土壤呼吸 CO_2 释放速率与土壤水分含量相关分析 (图 3) 发现, 土壤呼吸速率与土壤水分含量存在极显著相关关系 ($R = 0.94, P < 0.001$)。然而, 不同土壤水分条件下, 土壤呼吸速率对土壤水分变化的敏感性存在差异。非线性回归分析发现, 当土壤水分含量小于 (或等于) 4.13% 时, 土壤呼吸速率与土壤水分含量回归方程的斜率为 0.134, 当土壤水分含量大于 4.13% 且小于 (或等于) 13.63% 时, 土壤呼吸速率与土壤水分含量回归方程的斜率为 0.03, 而当土壤水分含量大于 13.63% 时, 土壤呼吸速率与土壤水分含量回归方程的斜率为 0.212。

2.2 干湿交替对土壤 CO_2 释放累积量影响

干湿交替期间, 不同处理土壤呼吸 CO_2 释放累积量均达到显著差异 (图 4), 其中恒湿处理土壤 CO_2 释放累积量最高, 其次为 DW4 和 DW2 处理, 而恒干处理最低。进一步分析发现, DW4 处理不同循环周期土壤 CO_2 释放累积量存在差异, 其中第 4 次循环周期 CO_2 释放累积量显著低于第 3 次循环周期, 而第 1、2 和 3 次循环周期差异不显著 (图 5a)。DW2 处理, 2 次循环周期土壤 CO_2 释放累积量差异不显著 (图 5b)。延时培养期间, 土壤 CO_2 释放累积量存在显著差异, 其中恒湿处理和 DW4 处理间差异不显著, 而显著高于恒干处理和 DW2 处理 (图 4)。

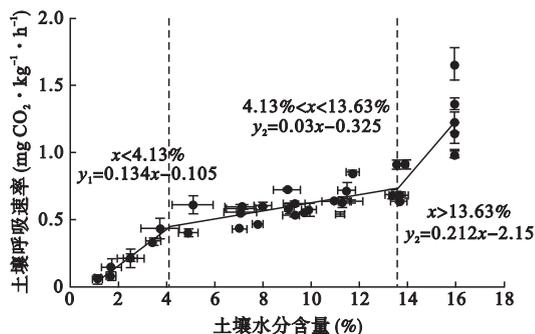


图3 土壤呼吸速率与土壤水分相关关系

Fig.3 Relationship of soil respiration rate and soil water content

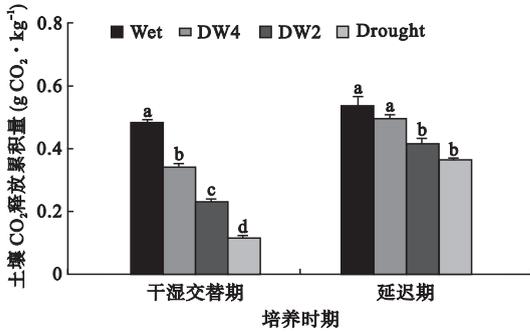


图4 干湿交替和延迟期间土壤呼吸 CO₂ 释放累积量

Fig.4 Cumulative CO₂ release during drying-rewetting and time-delay periods

Wet, 恒湿处理; DW4, 4次干湿交替处理; DW2, 2次干湿交替处理; Drought, 恒干处理。

2.3 干湿交替对土壤 N 有效性和矿化速率影响

干湿交替处理和时间对土壤铵态氮含量的交互作用不显著 ($P=0.17$), 而对土壤硝态氮含量的交互作用达到极显著水平 ($P<0.001$)。不同处理间, 土壤铵态氮含量差异不显著 ($P>0.05$) (图 6a)。然而, 在干湿交替期间第 9 天时, 恒湿和 DW4 处理土壤硝态氮含量显著高于恒干处理, DW2 处理土壤硝态氮含量与恒干处理相比差异性不显著 (图 6b)。在第 19 天时, 土壤硝态氮含量依次为恒湿处理 > DW = DW2 > 恒干处理。延迟培养结束时, 恒湿、DW4 和 DW2 处理土壤硝态氮含量均显著高于恒干处理,

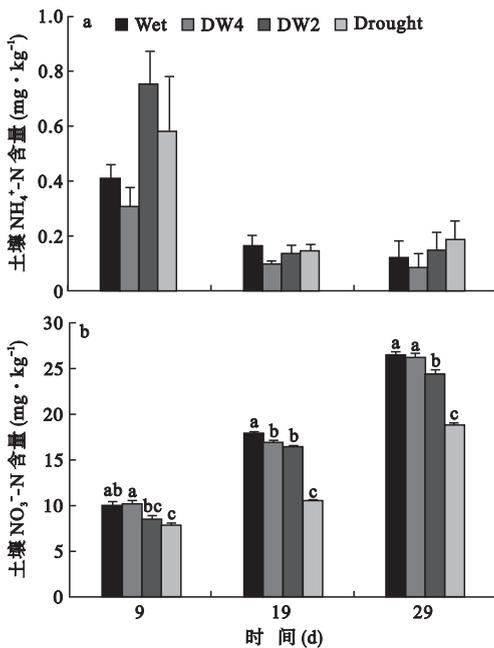


图6 不同干湿交替处理对土壤无机氮含量和矿化速率影响

Fig.6 Effects of drying-rewetting treatment on soil inorganic N concentration and N mineralization rate

Wet, 恒湿处理; DW4, 4次干湿交替处理; DW2, 2次干湿交替处理; Drought, 恒干处理。不同小写字母表示差异显著 ($P<0.05$)。

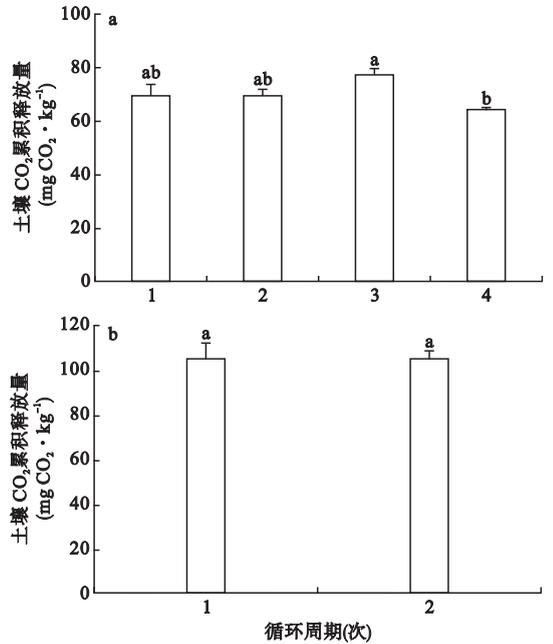
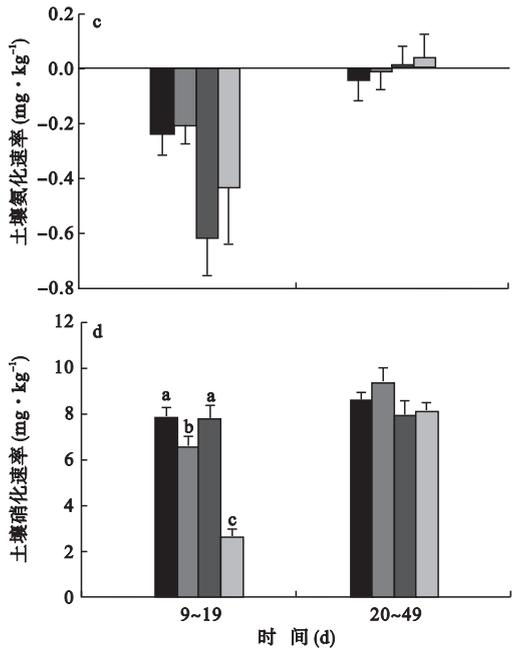


图5 干湿交替循环周期对土壤呼吸 CO₂ 释放累积量影响
Fig.5 Impacts of cycle time of drying-rewetting on soil cumulative CO₂ release

图 a 和 b 分别为 DW4 处理中 4 次干湿交替循环和 DW2 处理 2 次干湿交替循环对土壤 CO₂ 累积释放量影响。不同小写字母表示差异显著 ($P<0.05$)。

恒湿处理与 DW4 处理土壤硝态氮含量差异不显著, 而仍然显著高于 DW2 处理。

干湿交替培养期间, 土壤铵态氮和硝态氮变化



趋势不一致。随着培养时间增加,不同处理土壤铵态氮含量均显著下降($P < 0.001$) (图 6a),而土壤硝态氮含量随着培养时间增加呈现为不断增加趋势(图 6b)。

在第 9~19 天,恒湿、DW2 和 DW4 处理土壤净硝化速率均显著高于恒干处理(图 6d)。恒湿和 DW2 处理土壤净硝化速率差异不显著,且显著高于 DW4 处理。在第 20~49 天,不同处理间土壤净硝化速率差异均不显著。不同培养阶段,干湿交替处理对土壤净氮化速率影响均不显著(图 6c)。

3 讨论

水分是调控陆地生态系统结构、过程和功能(例如,植物光合作用、土壤呼吸速率以及物种多样性等)的关键环境因子之一(Weltzin *et al.*, 2003; 朱雅娟等, 2012)。在荒漠生态系统,由于降水的不连续性导致土壤常常经历长期干旱与短期湿润的水分环境,进而导致土壤呼吸速率随土壤水分含量变化表现出规律性的动态特征(赵蓉等, 2015)。本研究表明,干湿交替引起的土壤水分变化能够显著影响科尔沁沙地樟子松人工林土壤有机碳的矿化速率;随着土壤逐渐干旱化,土壤 CO_2 释放速率逐渐降低,而当干旱化土壤重新湿润后,土壤 CO_2 释放速率能够迅速增加,恢复甚至高于长期恒湿处理土壤有机碳矿化速率。此外,本研究发现,土壤水分较低时(水分含量 $< 4.13\%$),随着土壤水分降低土壤呼吸速率降低幅度相对较快;土壤水分为 $4.13\% \sim 13.63\%$ 时,土壤呼吸速率随土壤水分减少不断下降的速率相对较慢;土壤水分含量由 16% 降低至 14% 左右时,土壤呼吸速率下降的幅度最大。该研究表明,土壤呼吸速率对土壤水分变化的敏感性与土壤水分条件有关,当土壤水分极早和极湿时,土壤水分对土壤呼吸速率影响较大,而当土壤水分比较适度时,土壤呼吸速率对土壤水分变化的敏感性较弱。

目前,干湿交替对土壤呼吸速率影响机制,主要包括物理替代与阻滞效应机制、底物供应改变机制以及微生物胁迫机制等(王义东等, 2010)。干燥土壤重新湿润化后,由于土壤水分填充了土壤孔隙,导致土壤空隙中 CO_2 迅速排出,从而增加土壤呼吸(Huxman *et al.*, 2004);另一方面,干旱环境土壤遇到强降水也有可能导致土壤通透性变差,从而抑制土壤呼吸(Kurse *et al.*, 2004; 张红星等, 2008)。严格意义上,干湿交替条件下土壤呼吸速率改变的物

理替代与阻滞效应机制并未真正改变土壤有机碳的分解过程。实际上,土壤有机碳矿化速率对干湿交替变化的响应,一方面是由于干湿交替干扰能够导致土壤有机碳含量和组成改变(Cosentino *et al.*, 2006; Williams *et al.*, 2009);另一方面,干湿交替环境能够导致土壤微生物量、群落结构和微生物活性等发生变化,进而影响土壤有机碳矿化速率(Fierer *et al.*, 2002; 富宏霖等, 2009; Schimel *et al.*, 2011)。

有研究发现,干湿交替循环过程中土壤湿润化时间是决定土壤呼吸释放 CO_2 累积量的重要因素(Shi *et al.*, 2015)。这与本研究结果相一致,土壤呼吸 CO_2 释放累积量大小依次为:恒湿处理 $> \text{DW4} > \text{DW2} > \text{恒干处理}$ 。赵蓉等(2015)研究腾格里沙漠固沙植被区结皮斑块土壤呼吸对干湿交替变化响应发现,土壤呼吸速率随着干湿交替循环次数增加,土壤再湿润后产生的呼吸脉冲逐渐降低。随着干湿交替循环次数增加,土壤呼吸 CO_2 释放量降低可能主要是由于土壤中微生物利用底物逐渐降低以及土壤微生物对干湿交替环境的逐渐适应。本研究发现, DW4 处理中初始 3 次循环周期, DW2 处理中 2 次循环周期相比较土壤呼吸释放 CO_2 累积量均不显著。然而, DW4 处理在第 3 次循环周期土壤有机碳矿化量显著高于第 4 次土壤有机碳矿化累积量。

同样,干湿交替能够对土壤 N 矿化过程产生重要影响。Curtin 等(1998)研究表明,干湿交替后土壤 N 矿化降低。然而,也有研究发现,干湿交替对土壤 N 矿化影响不显著(Kruse *et al.*, 2004),其中干旱程度是决定土壤 N 矿化过程重要原因之一(Baldwin *et al.*, 2000)。干湿交替变化对土壤 N 矿化过程影响机制同样与土壤物理结构和土壤微生物改变有关(张威等, 2010)。本研究发现,干湿交替处理对土壤铵态氮含量和土壤氮化速率影响不显著。然而,随着干旱时间的增加土壤硝态氮含量降低,尤其在干湿交替处理结束时恒干处理土壤硝态氮含量显著低于恒湿和 2 种干湿交替处理。进一步分析发现,恒干处理土壤净硝化速率也显著降低。可见,随着干旱化时间增加,科尔沁沙地沙质土壤硝态氮有效性将不断降低。该研究结果与 Muhr 等(2010)相一致,发现与恒湿相比干湿交替变化导致挪威云杉林(*Picea abies*)凋落物层土壤硝态氮含量和 N 矿化速率降低,并随着干旱程度增加下降幅度不断增加。然而,在培养第 9~19 天,恒湿处理与 DW2 处理土壤净硝化速率差异不显著,且显著高于 DW4 处理。

可见,与恒湿处理相比,干湿交替变化能够降低土壤净硝化速率,而干湿交替对土壤净硝化速率影响与干湿交替强度有关。

以往研究主要关注干湿交替变化过程中土壤 C 和 N 矿化过程的响应,本研究在土壤干湿交替结束后,将不同处理的土壤调节至相同水分含量,进一步分析土壤 C 和 N 矿化过程对干湿交替变化的延时响应。研究发现,恒干处理土壤有机碳矿化速率依然低于恒湿和 DW4 处理,恒干和 DW2 处理土壤呼吸释放 CO₂ 累积量显著低于恒湿和 DW4 处理。然而,在延时期间,不同处理土壤净氨化速率和净硝化速率差异均不显著。该结果表明,干湿交替变化对科尔沁沙地樟子松人工林土壤有机 C 矿化过程具有延时效应,而对土壤 N 矿化速率无延时性影响。大量研究表明,干湿交替能够导致土壤物理结构、养分条件以及微生物群落结构等发生变化 (Baldwin *et al.*, 2000; Cosentino *et al.*, 2006), 进而能够导致土壤 C 和 N 循环过程对干湿交替变化表现出不同程度的延时响应。

4 结 论

综上所述,在干旱/半干旱地区土壤水分是调控土壤 C 和 N 矿化过程的重要环境因子。相对土壤湿润化和干湿交替变化,干旱化土壤有助于降低土壤呼吸 CO₂ 释放和土壤硝态氮含量。此外,研究表明,在不同土壤水分条件下科尔沁沙地樟子松人工林土壤有机 C 矿化速率对土壤水分变化的敏感性具有差异性。干湿交替结束后,土壤 C 和 N 矿化速率对干湿交替变化的延时性响应存在一定差异。今后应进一步加强自然条件下干旱/半干旱地区土壤 C 和 N 循环过程对干湿交替变化的长期响应及其延时效应机制方面的研究。

致 谢 感谢辽宁石油化工大学徐晓蓉在野外取样和实验室分析方面给予的帮助。

参 考 文 献

富宏霖, 王生荣, 韩士杰, 等. 2009. 土壤干湿交替对长白山阔叶红松林土壤微生物活性与区系的影响. 东北林业大学学报, **37**(7): 80-86.

李晨华, 唐立松, 李彦. 2007. 干湿处理对灰漠土土壤理化性质及微生物活性的影响. 土壤学报, **44**(2): 364-367.

孟琳. 2006. 科尔沁沙地植物沙障对环境因子改善作用研

究(硕士学位论文). 哈尔滨: 东北林业大学.

王义东, 王辉民, 马泽清, 等. 2010. 土壤呼吸对降雨响应的研究进展. 植物生态学报, **34**(5): 601-610.

杨玉盛, 陈光水, 董彬, 等. 2004. 格氏栲天然林和人工林土壤呼吸对干湿交替的响应. 生态学报, **24**(5): 953-958.

张威, 张旭东, 何宏波, 等. 2010. 干湿交替条件下土壤氮素转化及其影响研究进展. 生态学杂志, **29**(4): 783-789.

张红星, 王效科, 冯宗伟, 等. 2008. 黄土高原小麦田土壤呼吸对强降雨的响应. 生态学报, **28**(12): 6189-6196.

赵蓉, 李小军, 赵洋, 等. 2015. 固沙植被区两类结皮斑块土壤呼吸对不同频率干湿交替的响应. 生态学杂志, **34**(1): 138-144.

朱雅娟, 吴波, 卢琦. 2012. 干旱区对降水变化响应的研究进展. 林业科学研究, **25**(1): 100-106.

Baldwin DS, Mitchell AM. 2000. The effects of drying and re-flooding on the sediment and soil nutrient dynamics of lowland river floodplain systems: A synthesis. *Regulated Rivers: Research and Management*, **16**: 457-467.

Birch HF. 1958. The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability. *Plant and Soil*, **10**: 9-31.

Cosentino D, Chenu C, Bissonnais YL. 2006. Aggregate stability and microbial community dynamics under drying-wetting cycles in a silt loam soil. *Soil Biology and Biochemistry*, **38**: 2053-2062.

Curtin D, Selles F, Wang H, *et al.* 1998. Carbon dioxide emissions and transformation of soil carbon and nitrogen during wheat straw decomposition. *Soil Science Society of America Journal*, **62**: 1035-1041.

Fierer N, Schimel JP. 2002. Effects of drying-rewetting frequency on soil carbon and nitrogen transformations. *Soil Biology and Biochemistry*, **34**: 777-787.

Huxman TE, Snyder KA, Tissue D, *et al.* 2004. Precipitation pulses and carbon fluxes in semiarid and arid ecosystems. *Oecologia*, **141**: 254-268.

IPCC. 2007. IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007. Cambridge: Cambridge University Press.

Jin Z, Qi YC, Dong YS, *et al.* 2009. Seasonal patterns of soil respiration in three types of communities along grass-desert shrub transition in Inner Mongolia, China. *Advances in Atmospheric Sciences*, **26**: 503-512.

Kruse JS, Kissel DE, Cabrera ML. 2004. Effects of drying and rewetting on carbon and nitrogen mineralization in soils and incorporated residues. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **69**: 247-256.

Lal R. 2003. Carbon sequestration in dryland ecosystems. *Environmental Management*, **33**: 528-544.

Liu LL, King JS, Booker FL, *et al.* 2009. Enhanced litter input

- rather than changes in litter chemistry drive soil carbon and nitrogen cycles under elevated CO₂: A microcosm study. *Global Change Biology*, **15**: 441–453.
- Magid J, Kjærsgaard C, Gorissen A, *et al.* 1999. Drying and rewetting of a loamy sand soil did not increase the turnover of native organic matter, but retarded the decomposition of added ¹⁴C-labelled plant material. *Soil Biology and Biochemistry*, **31**: 595–602.
- Muhr J, Franke J, Borken W. 2010. Drying-rewetting events reduce C and N losses from a Norway spruce forest floor. *Soil Biology and Biochemistry*, **42**: 1303–1312.
- Pulleman M, Tietema A. 1999. Microbial C and N transformations during drying and rewetting of coniferous forest floor material. *Soil Biology and Biochemistry*, **31**: 275–285.
- Schimel JP, Wetterstedt JÅM, Holden PA, *et al.* 2011. Drying/rewetting cycles mobilize old C from deep soils from a California annual grassland. *Soil Biology and Biochemistry*, **43**: 1101–1103.
- Shi A, Yan N, Marschner P. 2015. Cumulative respiration in two drying and rewetting cycles depends on the number and distribution of moist days. *Geoderma*, **243–244**: 168–174.
- Sponseller RA. 2007. Precipitation pulses and soil CO₂ flux in a Sonoran Desert ecosystem. *Global Change Biology*, **13**: 426–436.
- Weltzin JF, Loik ME, Schwinning S, *et al.* 2003. Assessing the response of terrestrial ecosystems to potential changes in precipitation. *BioScience*, **53**: 941–952.
- Williams MA, Xia K. 2009. Characterization of the water soluble soil organic pool following the rewetting of dry soil in a drought-prone tallgrass prairie. *Soil Biology and Biochemistry*, **41**: 21–28.
- Wu X, Yao Z, Brüggemann N, *et al.* 2010. Effects of soil moisture and temperature on CO₂ and CH₄ soil-atmosphere exchange of various land use/cover types in a semi-arid grassland in Inner Mongolia, China. *Soil Biology and Biochemistry*, **42**: 773–787.
- Xiang SR, Doyle A, Holden PA, *et al.* 2008. Drying and rewetting effects on C and N mineralization and microbial activity in surface and subsurface California grassland soils. *Soil Biology and Biochemistry*, **40**: 2281–2289.
-
- 作者简介** 范志平,男,博士,教授,主要从事半干旱区森林生态系统 C 循环方面研究。E-mail: fzp@iae.ac.cn
责任编辑 魏中青
-