

DOI: 10.11766/trxb201802020080

红壤侵蚀区植被恢复对土壤呼吸及其温度敏感性的影响*

邓 翠^{1, 2} 吕茂奎^{1, 2} 曾 敏^{1, 2} 张康靖^{1, 2} 张 浩^{1, 2} 谢锦升^{1, 2†}

(1 福建师范大学地理科学学院, 福州 350007)

(2 湿润亚热带山地生态国家重点实验室培育基地, 福州 350007)

摘 要 土壤呼吸作为土壤与大气CO₂交换的重要环节, 其排放量的大小在一定程度上决定了土壤碳库的源与汇。研究红壤侵蚀区植被恢复对土壤呼吸及其温度敏感性 (Q_{10}) 值的影响, 对于理解土壤有机碳积累机制具有重要意义。本研究选取了福建省河田镇未治理地及邻近恢复13 a和31 a的马尾松人工林, 对土壤呼吸进行监测。结果表明: 未治理地土壤呼吸并无显著季节差异, 恢复13 a和恢复31 a后土壤呼吸季节差异显著; 恢复13 a和31 a土壤呼吸与 Q_{10} 显著高于未治理地, 恢复13 a和31 a土壤呼吸与 Q_{10} 未见显著差异。季节尺度上, 土壤呼吸速率与土壤水分相关性弱, 而与土壤温显著相关, 未治理地土壤温度仅能解释土壤呼吸速率的25.3%, 而恢复后土壤温度则解释了土壤呼吸速率的48.8%~66.5%; 结构方程模型表明, 对土壤呼吸和温度敏感性影响最大的分别是凋落量和土壤微生物。研究为进一步认识退化生态系统土壤碳动态机制提供依据。

关键词 植被恢复; 土壤呼吸; 土壤呼吸温度敏感性 Q_{10} ; 凋落物量

中图分类号 S153.6 **文献标识码** A

土壤呼吸是陆地生态系统碳循环的重要过程, 是土壤向大气输出碳的主要途径, 每年向大气输出83~108 Pg C^[1], 是化石燃料排放的10倍以上。随着温度不断升高, 在全球变暖的背景下, 土壤呼吸的强弱很大程度上决定了全球气候变化和碳循环变化的反馈关系, 其微小的变化都能显著改变大气CO₂浓度。土壤呼吸主要由微生物分解和根际呼吸组成, 植被变化通过改变植物数量及群落组成, 改变根系生物量及凋落物数量和质量而影响着土壤呼吸, 另一方面, 凋落物在土壤微生物的作用下形成土壤有机质而对微生物产生反馈作用, 这些过程均会对土壤呼吸造成一定程度的影响^[2-5], 同时, 植被覆盖也可通过改变土壤温度调节土壤呼吸^[3]。土壤呼吸温度敏感性 (Q_{10}) 反映了土壤呼吸随土

壤温度的变化关系, 一般情况下, 随着土壤温度持续升高, 土壤呼吸不再上升, Q_{10} 下降, 造成土壤呼吸不变或下降, 这可能是由于呼吸底物的有效性受限、加速土壤有机氮的矿化导致C/N失衡、水分限制和微生物群落结构的改变等造成的^[5-7]。

我国是全球水土流失最严重的国家之一, 水土流失总面积为484.7万km², 占国土总面积的51.1%^[8]。福建长汀县是我国南方花岗岩地区最典型的水土流失区, 存在大面积的侵蚀裸露地, 由于缺少植被覆盖导致土壤温度显著提高。从20世纪80年代起, 当地政府采取许多治理措施, 水土流失得到有效控制, 以大面积马尾松 (*Pinus massoniana*) 种植为主的植被得到不同程度的恢复, 随着地力条件的改善, 林下植被—芒萁 (*Dicranopteris*

* 国家自然科学基金项目 (31370465, U1405231) 和国家重点研发计划项目 (2016YFD060020401) 资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (Nos. 31370465, U1405231) and the National Key Research and Development Program (No. 2016YFD060020401)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: jshxie@163.com

作者简介: 邓 翠 (1992—), 女, 江西吉安人, 硕士, 主要从事侵蚀地碳氮循环研究。E-mail: 1063893443@qq.com

收稿日期: 2018-02-02; 收到修改稿日期: 2018-04-30; 优先数字出版日期 (www.cnki.net): 2018-09-11

dichotoma) 不断入侵, 成为红壤侵蚀区主要的林下水土保持植被。

前期对严重侵蚀红壤室内培养试验表明, 温度越高矿化量越高, 土壤温度 $10 \sim 20 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 的 Q_{10} 为 1.41, 然而土壤温度 $20 \sim 30 \text{ }^{\circ}\text{C}$ Q_{10} 仅为 1.06^[9], 表明严重侵蚀地土壤由于夏季高温而可能具有较低的 Q_{10} 。植被恢复后有利于调节土壤温度, 但相应的土壤呼吸的动态变化过程及其温度敏感性是如何变化的仍不清楚。因此, 本研究选取典型红壤侵蚀区福建长汀河田镇未治理地和治理后的马尾松人工林为研究对象, 通过野外土壤环境因子和土壤呼吸的定位观测, 探讨植被恢复对侵蚀地土壤呼吸的影响, 为进一步阐明红壤区侵蚀土壤的有机碳积累机制提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区福建省长汀县河田镇地处福建西南部 ($116^{\circ}18' \sim 116^{\circ}31'E$, $25^{\circ}33' \sim 25^{\circ}48'N$), 海拔 $300 \sim 500 \text{ m}$, 属中亚热带季风气候区, 雨热同期, 根据长汀县多年平均气温降雨量观测, 雨季3—8月(图1)。年均气温 $17.5 \sim 18.8 \text{ }^{\circ}\text{C}$, 年均降雨量 $1\ 737 \text{ mm}$, 年均蒸发量 $1\ 403 \text{ mm}$, 年均无霜期 260 d , 平均日照时数 $1\ 925 \text{ h}$, $\geq 10 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 积温为 $4\ 100 \sim 4\ 650 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 。土壤为花岗岩发育的红壤, 抗蚀能力低。地带性植被(常绿阔叶林)破坏殆尽, 现有植被主要以马尾松次生林和人工

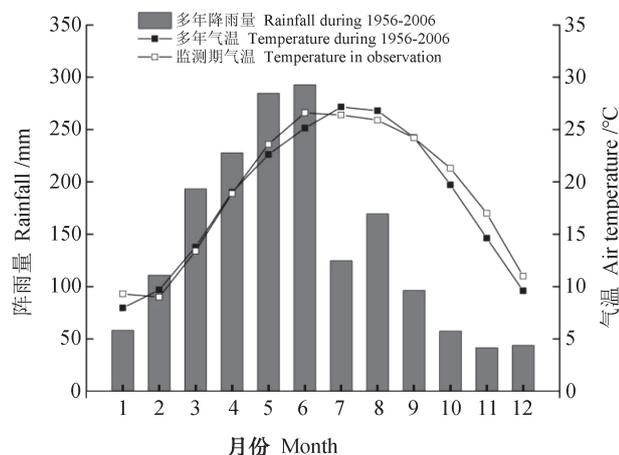


图1 月均降水量和气温分布

Fig. 1 Distributions of monthly mean rainfall and air temperature

林为主。

1.2 研究方法

利用时空代换法, 于河田镇选择3个不同恢复年限的马尾松林地组成植被恢复序列, 各个林地在治理前均为土壤A层流失殆尽, B层裸露, 本底条件基本相似。各试验地的基本情况如下:

(1) Y0, 未治理地: 来油坑, 坡度 15° 。土壤强度侵蚀, 地表浅沟发育, 立地条件极差, 乔木主要以稀疏的马尾松为主, 平均树高 2.3 m , 平均地径 4.5 cm , 植被覆盖度 15% , 林下少量芒萁零星分布, 芒萁地上生物量 $39.13 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$, 马尾松年凋落量为 $85.07 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ 。(2) Y13, 恢复 13 a : 石壁下, 坡度 8° 。从2002年开始实施植被恢复措施, 具体采用穴状整地, 在坡面马尾松之间采挖穴, 穴面宽 \times 深 \times 底宽为 $50 \text{ cm}\times 40 \text{ cm}\times 30 \text{ cm}$, 每穴施有机肥 0.25 kg , $2\ 490$ 穴 $\cdot\text{hm}^{-2}$, 每穴用类芦 (*Neyraudia reynaudiana*) 苗分兜栽植或播种宽叶雀稗 (*Paspalum wettsteinii* Hackel), 治理后任其自然生长, 现林下植被以芒萁为主, 盖度 90% , 芒萁地上生物量 $887.3 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$, 马尾松平均树高 9.5 m , 平均胸径 10.4 cm , 马尾松年凋落量为 $392.9 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ 。(3) Y31, 恢复 31 a : 水东坊, 坡度 11° 。从1984年开始实施植被恢复措施, 具体采用水平撩壕整地, 种植黑荆 (*Acacia mearnsii*), 之后通过封禁管理来减少人为干扰和破坏, 使其自然恢复, 但黑荆因几次寒流大部分死亡, 目前为马尾松纯林, 平均树高 16.1 m , 平均胸径 14.7 cm 。林下植被以芒萁为主, 伴有少量灌木, 芒萁地上生物量 $741.6 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$, 盖度 85% , 马尾松年凋落量为 $535.8 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ 。

在不同恢复年限的马尾松人工林 (Y0、Y13、Y31) 分别随机设置3块样地, 每块样地随机布设 $20 \text{ m}\times 20 \text{ m}$ 的标准样方, 每个样方分别设置8个用于测量土壤呼吸的PVC环(内径 20 cm 、高 10 cm), PVC环埋入土壤 5 cm , 测量期间PVC环位置保持不变。于2015年4月至2016年3月, 采用LI-8100开路式土壤碳通量测量系统 (LI-COR, Nebraska, USA) 测定土壤呼吸速率。于每月中旬选择晴朗的一天在 $9:00 \sim 12:00$ 测定土壤呼吸速率, 每个测定点测定时间为 2 min 。同时, 采用时域反射仪 (TDR) (Model TDR300, Spectrum Company, Aurora, USA) 测量附近 $0 \sim 12 \text{ cm}$ 的土壤体积含水量, 每个测定点周围测量3次, 取平

均值; 采用长杆电子温度探针 (SK-250WP, Sato Keir-Yoki, Kanda, Japan) 测定附近土壤 5 cm 深处的土壤温度。

在每个样地内布置 5 个 80 cm × 80 cm 凋落物框收集马尾松凋落物, 每月收集一次, 称其总重, 然后取部分凋落物样品于 65 °C 烘箱烘干, 称其干重, 根据含水量计算总凋落物生物量。2015 年 8 月, 用内径 2.5 cm 土钻在每个样地按 “S” 型随机取 10 钻, 并混匀土样, 采集完的土样保鲜, 剔除石砾、根系等杂物, 过 2 mm 筛, 用于微生物生物量碳的测定, 另一部分土样风干, 研磨过

0.149 mm 筛用于土壤有机碳、全氮和全磷的测定。土壤总有机碳和全氮含量用碳氮元素分析仪 (Elementar Vario MAX, Germany) 测定。土壤微生物生物量碳用氯仿熏蒸法浸提, 土壤全磷含量采用 HClO₄-H₂SO₄ 法提取, 用流动分析仪 (Skalar san⁺⁺, Netherlands) 测浸提液。根系生物量: 在每个样地用内径 5 cm 土钻随机取 6 钻, 放水中浸泡 1 h, 清洗干净, 并挑出大于 2 mm 细根, 于 65 °C 下烘干并称其干重, 本研究所采用的数据为 10 cm 土壤深度细根。样地表层土壤基本理化性质如下表 1。

表 1 表层土壤 (0~10 cm) 理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of the soil in the 0 ~ 10 cm soil layer

| 样地 Sample code | pH | 土壤有机碳 Soil organic carbon /(g·kg ⁻¹) | 全氮 Total N /(g·kg ⁻¹) | 全磷 Total P /(mg·kg ⁻¹) | 土壤碳氮比 Soil C/N | 微生物生物量碳 Microbial biomass carbon /(mg·kg ⁻¹) |
|-------------------|--------------|--|---|--|-------------------|--|
| Y0 | 4.60 ± 0.06a | 5.49 ± 2.61b | 0.45 ± 0.13a | 51.20 ± 5.54a | 12.51 ± 3.23b | 206.8 ± 12.53b |
| Y13 | 4.33 ± 0.04b | 11.96 ± 3.00a | 0.62 ± 0.05a | 78.40 ± 17.39a | 17.70 ± 1.20a | 571.9 ± 21.76a |
| Y31 | 4.53 ± 0.02a | 11.84 ± 1.83a | 0.67 ± 0.04a | 96.5 ± 36.75a | 15.65 ± 0.93ab | 507.5 ± 51.11a |

| 样地 Sample code | 凋落物干质量 Litter biomass /(g·m ⁻² ·a ⁻¹) | 细根生物量 Fine root biomass /(g·m ⁻²) | 砂砾 Sand/% | 粉粒 Silt/% | 黏粒 Clay/% |
|-------------------|--|---|-----------|-----------|-----------|
| Y0 | 65.3 ± 1.82b | 181.0 ± 93.20a | 43.28 | 33.85 | 22.88 |
| Y13 | 276.6 ± 62.45a | 484.5 ± 208.7a | 46.93 | 31.26 | 21.65 |
| Y31 | 391.9 ± 85.82a | 339.7 ± 132.7a | 58.03 | 19.78 | 20.99 |

注: 平均值 ± 标准差。Y0、Y13、Y31 分别表示未治理地、恢复 13 a 和恢复 31 a。不同小写字母表示不同恢复年限的差异显著 ($P < 0.05$)。Note: Means ± SD. Y0, Y13 and Y31 stands for no ecological restoration, 13 years of ecological restoration and 31 years of ecological restoration, respectively (the same below). Different lowercase letters indicate significant differences between the tracts of lands different in cultivation history ($P < 0.05$)

1.3 数据处理

土壤呼吸速率 R_s 的计算公式:

$$R_s = ae^{bT} \quad (1)$$

式中, T 表示土壤 5 cm 深处温度, a 、 b 为待定参数。

土壤呼吸的温度敏感性 (Q_{10}) 的计算公式:

$$Q_{10} = e^{10b} \quad (2)$$

式中, b 为式 (1) 计算的常量。

所有数据运用 SPSS 22.0 软件进行分析, 采用

重复测量方差 (repeated-measures ANOVA) 检验未治理地、恢复 13 a 和恢复 31 a 马尾松人工林之间土壤呼吸速率、温度和含水量月动态差异, 采用单因素方差分析 (one-way ANOVA) 比较不同恢复年限土壤理化性质、凋落物量、季节的土壤呼吸速率和温度敏感性 Q_{10} 值的差异。

利用结构方程模型 (SEM) 建立土壤温度、土壤养分、微生物及凋落物等因子与土壤呼吸及其温度敏感性之间的关系 [2, 10-11], 分析植被恢复过程中影响土壤呼吸及其温度敏感性的主要因子, 比较各因子的相对贡献。用 Amos 21.0

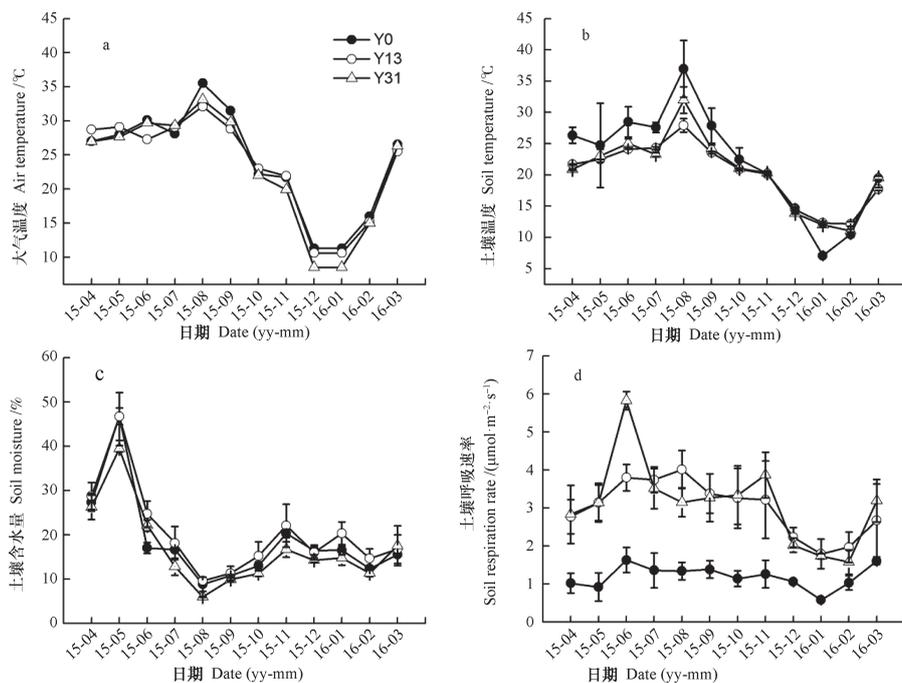
操作。

2 结 果

2.1 植被恢复对土壤温度和含水量的影响

土壤温度与大气温度具有一致的月变化规律(图2),不同季节间差异显著(图3),不同恢复年限土壤温度最高值出现在8月份,最低值出现在1~2月份(图2)。未治理地、恢复13 a和恢复31 a土壤温度变化幅度分别为7.11~36.96℃、12.17~27.92℃、

11.07~31.95℃,植被恢复后,土壤温度变化幅度减小,且年均土壤温度下降了1.68~2.04℃。春季(3—5月)、夏季(6—8月)和秋季(9—11月)中,3~10月恢复13 a和恢复31 a土壤温度低于未治理地(图3),下降幅度范围为1.44~9.05℃,冬季(12—2月)土壤温度高于未治理地,其中1、2月份达到显著水平($P<0.05$),增加幅度为0.58~5.20℃。土壤含水量最高值出现在5月份,最低值出现在8月份(图2)。重复测量方差分析显示,植被恢复并未显著改变土壤含水量($P=0.136$)。



注:图中误差线为标准差。下同Note: Error bars in the figure indicate standard deviation. The same below

图2 不同恢复年限气温(a)、土壤温度(b)、土壤含水量(c)和土壤呼吸(d)月动态

Fig. 2 Monthly dynamics of air temperature (a), soil temperature (b), soil moisture (c) and soil respiration (d) relative to restoration history

2.2 植被恢复对土壤呼吸的影响

未治理地土壤呼吸速率并未出现显著的季节变化,植被恢复后土壤呼吸速率季节差异显著(图3),土壤呼吸速率最高出现在夏季(6—8月),最低值出现在冬季(12—2月)(图2和图3)。植被恢复后年均土壤呼吸速率显著高于未治理地($P<0.05$),其中恢复13 a和31 a的马尾松林年均土壤呼吸分别是未治理地的2.52倍和2.62倍,而恢复13 a和31 a的马尾松林年均土壤呼吸速率没有显著差异(图3)。

2.3 土壤呼吸及其温度敏感性与各因子的关系

未治理地和植被恢复后土壤呼吸速率与土壤温度呈显著的指数相关(图4),而与土壤含水量不相关($P>0.05$)。未治理地土壤温度可以解释土壤呼吸速率变化的25.29%,而恢复13 a和恢复31 a土壤温度分别能解释土壤呼吸速率变化的66.53%和48.75%。在 $R=ae^{bt}$ 模型参数中,a反映了土壤的基础呼吸速率,从图4可见,恢复13 a和恢复31 a的土壤基础呼吸速率分别为 $1.030 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ 和 $1.149 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$,显著高于未治理地的(0.726

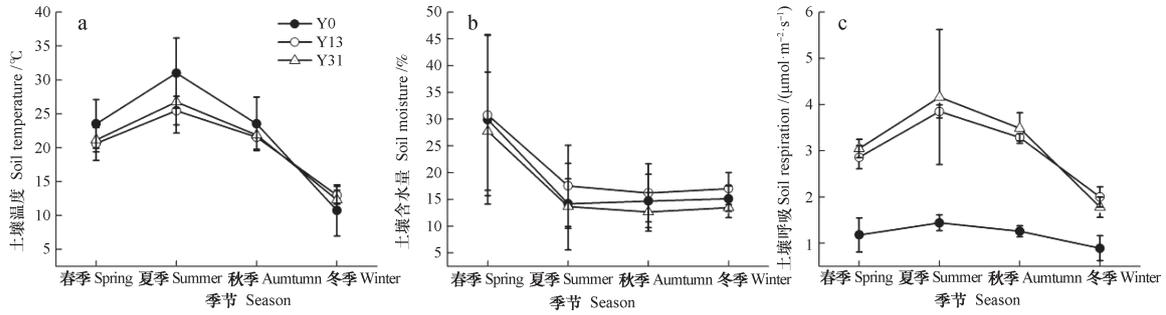


图3 不同恢复年限土壤温度 (a)、土壤含水量 (b) 和土壤呼吸 (c) 季节比较

Fig. 3 Comparison between seasons in soil temperature (a), soil moisture and (b) and soil respiration (c) relative to restoration history

$\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$)。单因素方差分析显示，植被恢复后显著增加了土壤呼吸的温度敏感性 (Q_{10}) ($P<0.05$)，未治理地 Q_{10} 为 1.27，而恢复 13 a 和恢复 31 a Q_{10} 增加至 1.66 和 1.58。

SEM模型表明，模型对土壤呼吸和 Q_{10} 分别解释了 90% 和 82%。植被恢复所改变模型中的因子，凋落物量输入对土壤呼吸的响应系数最高 (图 5)，能直接影响土壤呼吸，通过土壤碳氮

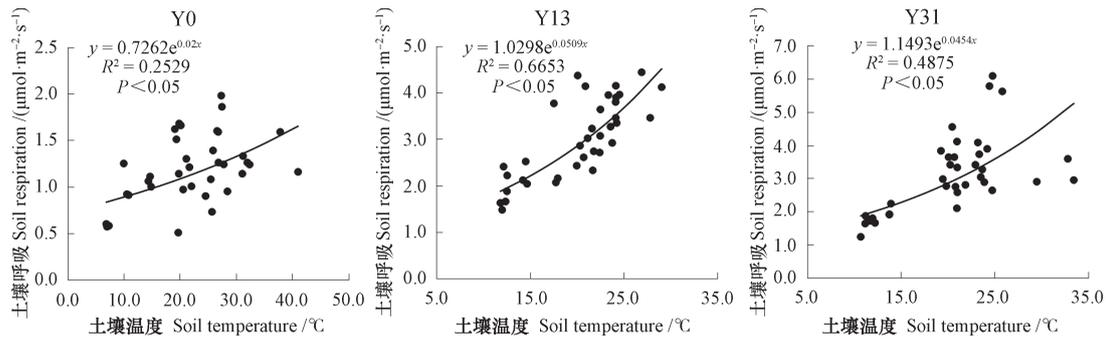
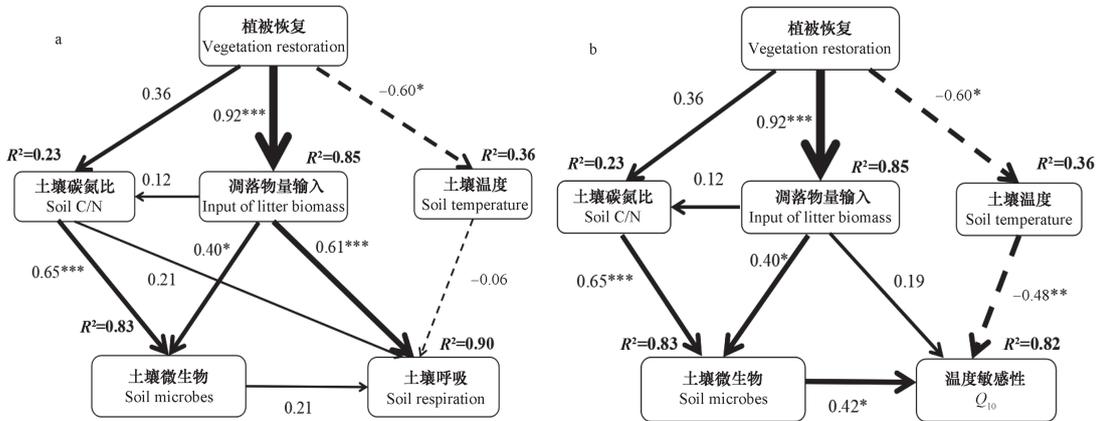


图4 不同恢复年限 5 cm 深度土壤温度与土壤呼吸的关系

Fig. 4 Relationships between soil temperature of the 5 cm soil layer and soil respiration rate relative to restoration history



注：a，土壤呼吸 ($\chi^2 = 4.145, P = 0.529, \text{RMSEA} = 0.000$)。b，土壤呼吸温度敏感性 Q_{10} ($\chi^2 = 5.883, P = 0.436, \text{RMSEA} = 0.000$)。其中，实线表示正效应，虚线表示负效应；箭头粗细表示影响强弱；箭头旁指数为权重系数； R^2 表示解释变量大小；RMSEA 近似误差均方根；*， $P<0.05$ ；**， $P<0.01$ ；***， $P<0.001$ 。Note: a, Soil respiration ($\chi^2 = 4.145, P = 0.529, \text{RMSEA} = 0.000$)。b, Soil respiration temperature sensitivity, Q_{10} ($\chi^2 = 5.883, P = 0.436, \text{RMSEA} = 0.000$). Continuous or dashed line indicates positive or negative relationships, respectively. Width of the arrow indicates strength of the effect. The digits besides the arrow are weight coefficients; R^2 stands for size of the variable and RMSEA for root mean square error of approximation; *, $P<0.05$; **, $P<0.01$; ***, $P<0.001$

图5 结构方程模型模拟各因子对土壤呼吸及其温度敏感性的影响

Fig. 5 Fitting of effects of various factors affecting soil respiration and its temperature sensitivity with the structural equation model

比、微生物间接影响土壤呼吸。土壤呼吸和 Q_{10} 与土壤温度呈负相关,凋落物量、土壤碳氮比和土壤微生物分别与土壤呼吸和 Q_{10} 呈正相关(图5),其中,土壤微生物响应最高。

3 讨论

3.1 植被恢复过程中土壤温度与土壤呼吸的关系

在亚热带地区正常年份,通常土壤呼吸与土壤温度存在较好的指数关系,与土壤含水量相关性较弱或不相关^[12-14],这与本研究结果一致。未治理地土壤温度的季节变化幅度最大,但土壤呼吸速率在不同季节间并无显著差异,导致土壤温度与土壤呼吸的模型系数 R^2 仅为0.25,低于亚热带大部分地区0.46~0.95范围^[4, 15-20],这意味着随着土壤温度升高,未治理地土壤呼吸难以增加,加剧了土壤呼吸影响因素的复杂性。而植被恢复后土壤呼吸季节差异显著,恢复13 a和恢复31 a的 R^2 分别为0.67和0.49(表2),趋近于亚热带大部分森林生态系统水平,周文嘉等^[21]也发现土壤温度解释了土壤呼吸变化的58.3%~90.2%。本研究中土壤温度与土壤呼吸的改善主要是由于植被恢复后,马尾松和芒萁盖度的增加,调节了土壤温度;另一方面,增加的生物量促进了土壤底物来源,如土壤有机碳、总氮等增加,因此,植被恢复有利于减缓未治理地逆境胁迫,增加土壤呼吸。

3.2 植被恢复对土壤呼吸的影响

土壤呼吸速率在植被恢复过程中不断增加,这与植被恢复改变了植被生物量、土壤有机碳数量和质量等有关(表1)。研究表明凋落物归还量、土壤有机碳和碳氮比分别与土壤呼吸显著相关^[2-3, 13-14],本研究中植被恢复能解释土壤呼吸90%(图5a)。凋落物量输入对土壤呼吸的影响最强,其变化作为植被恢复后生产力提高的直接体现,生态恢复促进了马尾松及林下植被数量的增加,提高了凋落物量输入。同时,模型中凋落物量输入与土壤微生物呈显著正相关,表明凋落物量的增加提高了微生物的底物来源,进而导致土壤呼吸增加。土壤碳氮比表示土壤有机碳质量的变化,能反映微生物利用的程度,本研究碳氮比与土壤呼吸正相关,未治理地碳源的匮乏限制了土壤呼吸,随着植被恢复土壤有机碳质量的提高,土壤可利用碳增加,刺激了微生物

活性。土壤温度与土壤呼吸负相关,说明土壤温度对土壤呼吸的影响存在尺度依赖性,而根系生物量并未带入模型中,这是因为恢复31 a细根生物量低于恢复13 a,造成细根生物量与土壤呼吸关系较弱,这与相关研究并不一致^[12-13]。值得注意的是,本研究中芒萁的数量在植被恢复过程中存在变化,未治理地芒萁生物量仅为 $39.13 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$,恢复13 a和31 a后芒萁的盖度和生物量显著提高,其地上生物量分别为 $887.3 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ 和 $741.6 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ 。由于芒萁地下根系、凋落量输入改变了地下碳的质量和数量,进而影响了土壤呼吸的变化,这表明本研究中植被恢复对土壤呼吸的影响机制还需考虑芒萁的作用。

恢复13 a和恢复31 a的年均土壤呼吸速率分别为 $3.00 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ 和 $3.12 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$,高于亚热带大部分人工林,但低于阔叶林^[4, 15-20]。排除系统误差,年均土壤呼吸速率的差异除了与不同林分类型、植被组成和观测频率等有关外,不同生长阶段、生产力和立地条件也影响着土壤呼吸的变化。恢复13 a和恢复31 a的土壤呼吸速率低于阔叶林可能与植物生理特征有关,阔叶林土壤呼吸速率一般较针叶林高10%左右^[2],而马尾松林在该阶段(恢复13 a和31 a)土壤呼吸速率较高与其正处于速生阶段有关(有机碳含量低)^[22-23]。恢复13 a和恢复31 a的土壤呼吸速率高于大部分地区的不同林龄阶段,但土壤有机碳、总氮和总磷供应低于大部分地区^[4, 15-20],这可能与本区域存在较大的养分胁迫有关。在养分胁迫可能会加剧微生物与植物之间的竞争,植物通过与微生物互利共生如菌根侵染与微生物从有机质中掠夺养分并释放大量胞外酶,加速土壤有机质矿化,而在可利用养分充足的情况下土壤微生物会减少木质素降解基因、酚氧化酶及过氧化物酶等难分解有机质信号的表达^[24-26],减少土壤有机碳的分解^[26]。

3.3 植被恢复对土壤呼吸温度敏感性的影响

未治理地土壤温度敏感性值(Q_{10})为1.27,而本研究区通过室内培养拟合的 Q_{10} 范围为1.06~1.41^[9],表明 Q_{10} 存在季节变化。影响未治理地土壤呼吸的因素较为复杂,这可能与夏季高温加速土壤有机质消耗有关,土壤生物产生逆境适应,使得 Q_{10} 接近1,而其他季节缓解了土壤呼吸对温度的响应,全年来看,未治理地 Q_{10} 仍低于亚热带

表2 亚热带季风气候区不同土地利用类型土壤呼吸及温度敏感性 (Q_{10}) 的比较

Table 2 Soil respiration and its temperature sensitivity (Q_{10}) in the subtropical monsoon climate zone relative to land use

| 地点 Site | 土地利用类型 Land use type | 温度决定系数 Coefficient determined by soil temperature (R^2) | 年均土壤呼吸速率 Annual soil respiration rate ($\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) | 土壤有机碳 Soil organic C ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) | 土壤全氮 Total N ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) | 土壤全磷 Total P ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) | Q_{10} | 文献 Reference |
|------------------------------|---|---|--|--|--|--|----------------------|-------------------|
| 福建长汀 Changting, Fujian | 未治理地 ^① 马尾松人工林 ^② | 0.25 0.49 ~ 0.67 | 1.19 3.00 ~ 3.12 | 5.49 11.84 ~ 11.96 | 0.45 0.62 ~ 0.67 | 0.05 0.08 ~ 0.10 | 1.29 1.58 ~ 1.66 | 本研究 This study |
| 广西桂林 Guilin, Guangxi | 马尾松人工林 ^③ 马尾松人工林 ^④ 灌木林 ^⑤ | 0.93 0.95 0.58 | 2.25 1.86 1.95 | — — 23.08 | — — 1.63 | — — 0.14 | 2.44 2.34 2.18 | [15] [4] |
| 广东鹤山 Heshan, Guangdong | 针叶混交林 ^⑥ 豆科混交林 ^⑦ 木荷、阴香 混交林 ^⑧ | 0.59 0.46 0.60 | 1.78 2.91 2.88 | 23.2 31.5 23.9 | 1.99 3.08 2.17 | 0.16 0.30 0.21 | 1.94 1.82 2.07 | |
| 江西德安 De'an, Jiangxi | 柑橘林 ^⑨ | 0.82 ~ 0.91 | 1.67 ~ 1.93 | 14.99 ~ 17.16 | — | — | 2.41 ~ 3.13 | [16] |
| 福建福安 Fu'an, Fujian | 茶园 ^⑩ | 0.68 ~ 0.89 | 1.12 ~ 1.83 | 13.47 ~ 15.07 | 1.12 ~ 1.43 | — | 1.58 ~ 1.86 | [17] |
| 江西德安 De'an, Jiangxi | 裸地 ^⑪ 果园 ^⑫ 林地 ^⑬ | 0.66 0.89 0.92 | 1.09 2.34 1.65 | 5.83 10.96 13.93 | 0.66 0.97 1.03 | 0.31 0.38 0.45 | 1.86 2.72 2.75 | [18] [19] |
| 福建三明 Sanming, Fujian | 杉木人工林 ^⑭ 米槠次生林 ^⑮ | 0.84 0.81 | 2.07 3.41 | 22.91 26.94 | 1.51 1.74 | 0.48 0.15 | 1.83 1.75 | |
| 浙江临安 Lin'an, Zhejiang | 毛竹人工林 ^⑯ | 0.85 | 2.93 | 27.8 | 2.34 | — | 2.05 | [20] |

① No ecological restoration land; ② 22 years old of *Pinus massoniana* plantation; ③ 30 years old of *Pinus massoniana* plantation; ④ *Pinus massoniana* plantation; ⑤ Shrubland established species ⑥ *Pinus massoniana* and *Cunninghamia lanceolata*; ⑦ *Acacia mangium* and *Acacia auriculiformis*; ⑧ *Schima superba* and *Cinnamomum burmannii* species; ⑨ Citrus orchard; ⑩ *Camellia sinensis* Garden; ⑪ Bare land; ⑫ Orchard; ⑬ Forest land; ⑭ *Chinese fir* plantation; ⑮ Secondary *Castanopsis carlesii* forest; ⑯ Moso bamboo plantation. “—” 表示无该项数据。以上参考文献中土壤呼吸测量方法均采用开路式土壤碳通量自动测量系统检测 (LI-8100)。“—” denote no data available. Soil respiration from reference documentation were monitored with the LI-8100

带大部分地区(表2)。植被恢复后 Q_{10} 显著增加,变化范围为1.58~1.65,接近于Zheng等^[27]整合的亚热带森林土壤(1.56~2.39)的范围。

研究表明, Q_{10} 受土壤温度、根系生物量、微生物生物量、土壤有机碳数量与质量等因素的影响^[6-7, 28-29],而土壤呼吸温度敏感性模型显示,土壤温度、凋落物、土壤微生物和碳氮比均对 Q_{10} 有重要影响(图5b),其中土壤温度与 Q_{10} 呈负相关,说明土壤温度越高, Q_{10} 越低,这与前人结果研究一致^[6-7, 9]。未治理地可能加速土壤生物对底物的消耗,造成土壤有机碳降低,而植被恢复通过降低土壤温度,同时凋落物量又增加促进了底物来源,减缓了由于底物供应不足而导致的土壤呼吸下降,这对于增加土壤微生物丰度和改变微生物群落结构具有重要意义。土壤碳氮比通过影响微生物而间接影响 Q_{10} ,这可能是由于未治理地土壤有机质、碳氮比较低影响着微生物细胞的构建。植被恢复过程中 Q_{10} 并未随着恢复年限的增加而增加,这可能与活性碳存在较大的关系,土壤活性有机碳在恢复7~11 a显著提高,而在27~30 a有所下降^[30-31]。此外,本研究区芒萁的盖度和数量并未随着恢复年限的增加而增加,这是否与芒萁覆盖下土壤微环境和土壤有机碳的变化有关还有待进一步研究。

4 结 论

植被恢复显著增加了土壤呼吸,与林地生产力提高有关;在季节尺度上,未治理地土壤呼吸无显著季节差异,土壤温度仅能解释土壤呼吸的25.3%,而植被恢复土壤呼吸的季节差异显著,土壤温度则解释了土壤呼吸速率的48.8%~66.5%,表明植被恢复对于增加 Q_{10} ,缓解不利的土壤生物环境具有重要意义。

参 考 文 献

- [1] Hursh A, Ballantyne A, Cooper L, et al. The sensitivity of soil respiration to soil temperature, moisture, and carbon supply at the global scale. *Global Change Biology*, 2017, 23 (5) : 2090—2103
- [2] Tedeschi V, Rey A, Mancam G, et al. Soil respiration in a Mediterranean oak forest at different developmental stages after coppicing. *Global Change Biology*, 2006, 12 (1) : 110—121
- [3] Raich J W, Tufekciogul A. Vegetation and soil respiration: Correlations and controls. *Biogeochemistry*, 2000, 48 (1) : 71—90
- [4] Huang W, Liu J, Han T, et al. Different plant covers change soil respiration and its sources in subtropics. *Biology & Fertility of Soils*, 2017, DOI 10. 1007/s00374-017-1186-0
- [5] Yuste J C, Ma S, Baldocchi D D. Plant-soil interactions and acclimation to temperature of microbial-mediated soil respiration may affect predictions of soil CO₂ efflux. *Biogeochemistry*, 2010, 98 (3) : 127—138
- [6] Davidson E A, Janssens I A. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, 2006, 440 (7081) : 165—173
- [7] 杨庆朋, 徐明, 刘洪升, 等. 土壤呼吸温度敏感性的影响因素和不确定性. *生态学报*, 2011, 31 (8) : 2301—2311
Yang Q P, Xu M, Liu H S, et al. Impact factors and uncertainties of the temperature sensitivity of soil respiration (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31 (8) : 2301—2311
- [8] 李智广, 曹炜, 刘秉正, 等. 中国水土流失现状与动态变化. *中国水利*, 2009 (7) : 8—11
Li Z G, Cao W, Liu B Z, et al. Current condition and dynamic changes of soil erosion in China (In Chinese). *China Water Resources*, 2009 (7) : 8—11
- [9] 邱曦, 吕茂奎, 黄锦学, 等. 不同培养温度下严重侵蚀红壤的有机碳矿化特征. *植物生态学报*, 2016, 40 (3) : 236—245
Qiu X, Lü M K, Huang J X, et al. Characteristics of soil organic carbon mineralization at different temperatures in severely eroded red soil (In Chinese). *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2016, 40 (3) : 236—245
- [10] Colman B P, Schimel J P. Drivers of microbial respiration and net N mineralization at the continental scale. *Soil Biology & Biochemistry*, 2013, 60 (6) : 65—76
- [11] Ding J, Chen L, Zhang B, et al. Linking temperature sensitivity of soil CO₂ release to substrate, environmental, and microbial properties across alpine ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles*, 2016, 30 (9) : 1310—1323
- [12] 王光军, 田大伦, 闫文德, 等. 亚热带杉木和马尾松群落土壤系统呼吸及其影响因子. *植物生态学报*,

- 2009, 33 (1): 53—62
- Wang G J, Tian D L, Yan W D, et al. Soil system respiration and its controlling factors in *Cunninghamia lanceolata* and *Pinus massoniana* communities of subtropical China (In Chinese). *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2009, 33 (1): 53—62
- [13] Sheng H, Yang Y, Yang Z, et al. The dynamic response of soil respiration to land-use changes in subtropical China. *Global Change Biology*, 2010, 16 (3): 1107—1121
- [14] 范跃新, 杨玉盛, 郭剑芬, 等. 中亚热带常绿阔叶林不同演替阶段土壤呼吸及其温度敏感性的变化. *植物生态学报*, 2014, 38 (11): 1155—1165
- Fan Y X, Yang Y S, Guo J F, et al. Changes in soil respiration and its temperature sensitivity at different successional stages of evergreen broadleaved forests in mid-subtropical China (In Chinese). *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2014, 38 (11): 1155—1165
- [15] 吴蒙. 广西桉树及其他几种林分土壤呼吸特征. 广西桂林: 广西师范大学, 2014
- Wu M. Characteristics on soil respiration of *Eucalyptus* spp. plantations and several other forests in Guangxi (In Chinese). Guilin, Guangxi: Guangxi Normal University, 2014
- [16] 左继超, 胡建民, 郑海金, 等. 水保措施对红壤坡地柑橘林土壤呼吸及其水热因子的影响. *水土保持通报*, 2016, 36 (4): 124—128
- Zuo J C, Hu J M, Zhen H J, et al. Responses of soil respiration and hydro-thermal factors to soil and water conservation measure in *Crtrus reticulata* plantations (In Chinese). *Bulletion of Soil and Water Conservation*, 2016, 36 (4): 124—128
- [17] 尤志明, 吴志丹, 江福英, 等. 南方红壤区3年生茶园土壤呼吸特征. *热带亚热带植物学报*, 2013, 21 (3): 193—202
- You Z M, Wu Z D, Jiang F Y, et al. Soil respiration characteristics of 3-year-old tea garden from red soil region in South China (In Chinese). *Journal of Tropical and Subtropical Botany*, 2013, 21 (3): 193—202
- [18] 肖胜生, 熊永, 段剑, 等. 基于组分区分的南方红壤丘陵土壤呼吸对植被类型转换的响应. *农业工程学报*, 2015, 31 (14): 123—131
- Xiao S S, Xiong Y, Duan J, et al. Responses of soil respiration to vegetation type conversion in south hilly red soil based on main components (In Chinese). *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2015, 31 (14): 123—131
- [19] 李晓杰, 刘小飞, 熊德成, 等. 中亚热带杉木人工林和米槠次生林凋落物添加与去除对土壤呼吸的影响. *植物生态学报*, 2016, 40 (5): 447—457
- Li X J, Liu X F, Xiong D C, et al. Impact of litterfall addition and exclusion on soil respiration in *Cunninghamia lanceolata* plantation and secondary *Castanopsis carlesii* forest in mid-subtropical China (In Chinese). *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2016, 40 (5): 447—457
- [20] 杨文佳, 李永夫, 姜培坤, 等. 亚热带毛竹人工林土壤呼吸组分动态变化及其影响因素. *应用生态学报*, 2015, 26 (10): 2937—2945
- Yang W J, Li Y F, Jiang P G, et al. Dynamic changes in soil respiration componnets and their regulating factors in the Moso bamboo plantation in subtropical China (In Chinese). *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2015, 26 (10): 2937—2945
- [21] 周文嘉, 石兆勇, 王妮. 中国东部亚热带森林土壤呼吸的时空格局. *植物生态学报*, 2011, 35 (7): 731—740
- Zhou W J, Shi Z Y, Wang W. Temporal and spatial patterns of soil respiration in subtropical forests of eastern China (In Chinese). *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2011, 35 (7): 731—740
- [22] Pregitzer K S, Euskirchen E S. Carbon cycling and storage in world forests: Biome patterns related to forest age. *Global Change Biology*, 2004, 10 (12): 2052—2077
- [23] Zha T, Barr A G, Black T A, et al. Carbon sequestration in boreal jack pine stands following harvesting. *Global Change Biology*, 2009, 15 (6): 1475—1487
- [24] Edwards I P, Zak D R, Kellner H, et al. Simulated atmospheric N deposition alters fungal community composition and suppresses ligninolytic gene expression in a northern hardwood forest. *PLoS ONE*, 2011, DOI: 10.1371/journal.pone.0020421
- [25] Sinsabaugh R L, Gallo M E, Lauber C, et al. Extracellular enzyme activities and soil organic matter dynamics for northern hardwood forests receiving simulated nitrogen deposition. *Biogeochemistry*, 2005, 75 (2): 201—215
- [26] Guo H, Ye C, Zhang H, et al. Long-term nitrogen & phosphorus additions reduce soil microbial respiration but increase its temperature sensitivity in a Tibetan alpine meadow. *Soil Biology & Biochemistry*, 2017, 113: 26—34
- [27] Zheng Z M, Yu G R, Fu Y L, et al. Temperature sensitivity of soil respiration is affected by prevailing climatic conditions and soil organic carbon content:

- A trans-China based case study. *Soil Biology & Biochemistry*, 2009, 41 (7): 1531—1540
- [28] 张金波, 宋长春, 杨文燕. 不同土地利用下土壤呼吸温度敏感性差异及影响因素分析. *环境科学学报*, 2005, 25 (11): 1537—1542
Zhang J B, Song C C, Yang W Y. Temperature sensitivity of soil respiration and its effecting factors in the different land use (In Chinese). *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2005, 25 (11): 1537—1542
- [29] Richard T, Conant J, Megan S, et al. Experimental warming shows that decomposition temperature sensitivity increases with soil organic matter recalcitrance. *Ecology*, 2008, 89 (9): 2384—2391
- [30] 吕茂奎, 谢锦升, 周艳翔, 等. 2014. 红壤侵蚀地马尾松人工林恢复过程中土壤非保护性有机碳的变化. *应用生态学报*, 2014, 25 (1): 37—44
Lü M K, Xie J S, Zhou Y X, et al. Dynamics of unprotected soil organic carbon with the restoration process of *Pinus massoniana* plantation in red soil erosion area (In Chinese). *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2014, 25 (1): 37—44
- [31] 邓翠, 吕茂奎, 曾敏, 等. 红壤侵蚀区植被恢复过程中土壤有机碳组分变化. *水土保持学报*, 2017, 31 (4): 178—183
Deng C, Lü M K, Zeng M, et al. Dynamics of soil organic carbon fractions with the restoration process of *Pinus massoniana* plantation in eroded red soil region (In Chinese). *Journal of Soil and Water Conservation*, 2017, 31 (4): 178—183

Impacts of Vegetation Restoration on Soil Respiration and Its Sensitivity to Temperature in Eroded Red Soil Area

DENG Cui^{1,2} LÜ Maokui^{1,2} ZENG Min^{1,2} ZHANG Kangjing^{1,2} ZHANG Hao^{1,2} XIE Jinsheng^{1,2†}

(1 School of Geographical Sciences, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China)

(2 State Key Laboratory Breeding Base of Humid Subtropical Mountain Ecology, Fuzhou 350007, China)

Abstract 【Objective】 Soil carbon pool plays an important role in the process of global change. In eroded red soil, restoration of vegetation may enhance soil carbon sequestration, which is of great significance to retardation of global change. But how it does still remains unclear. Soil respiration is an important link between the soil and the atmosphere in CO₂ exchange. To a certain extent, the flux of soil carbon emission determines whether the soil is a sink or a source of carbon in the ecosystem. It is, therefore, essential to study impacts of vegetation restoration on soil respiration and its temperature sensitivity (Q_{10}) for better understanding of the mechanism of soil carbon sequestration in severely eroded red soil.

【Method】 In this study, two *Pinus massoniana* plantations, 13 years old (Y13) and 31 years old (Y31), in Hetian Town, Fujian Province, were selected for comparison with a tract of virgin land (Y0) nearby. Soil respiration in the three tracts of land were monitored monthly with a LI-8100 (Nebraska, USA) from April 2015 to March 2016, and soil temperature (in the 0~5 cm soil layer), soil water content (in the 0~12 cm soil layer), litter biomass, soil organic carbon, total nitrogen, C/N and soil microbial biomass carbon were also determined simultaneously. Besides, a structural equation model was developed to analyze relationships of soil respiration and its temperature sensitivity with soil and its environment factors so as to identify potential driving factors affecting soil respiration and its temperature sensitivity. 【Result】 The highest peaks of soil respiration rate appeared during the period from June to August, while the valleys did from December to February, Soil respiration varied in the range of 0.89~1.44 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ in Y0, 2.00~3.85 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ in Y13 and 1.78~4.16 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ in Y31. Obviously it did not vary much seasonally in Y0 ($P>0.05$), but did in Y13 and Y31 ($P<0.05$). Soil respiration was significantly higher in Y13 and Y31 than in Y0 ($P<0.05$), but did not differ much between Y13 and Y31, and was much more sensitive to temperature

in Y13 and Y31 than in Y0 ($P < 0.05$), with Q_{10} being 1.66, 1.58 and 1.27 respectively. On a seasonal scale, no apparent relationship was observed between soil respiration rate and soil water content, but a positive one was between soil respiration and soil temperature in the surface layer (5 cm), with soil temperature explaining 25.3% of the variation of soil respiration rate in Y0, 66.5% in Y13 and 48.8% in Y31; Analysis of the affecting factors with the structure equation model demonstrate that soil respiration and its temperature sensitivity are dominantly affected by litter biomass and soil microbes. 【 Conclusion 】 All the findings in this study demonstrate that ecological restoration significantly increases soil respiration, with increased litter input and hence enhanced soil biochemical processes being the dominant factors. It is, therefore, expected that they may serve as reference for the further study on rules of the variation of soil respiration and mechanisms of the factors affecting ecological restoration in degraded ecosystems.

Key words Vegetation restoration; Soil respiration; Q_{10} ; Litter biomass

(责任编辑: 卢 萍)