

稻-麦轮作系统土壤水解酶及氧化还原酶活性对开放式空气 CO₂ 浓度增高的响应*

张玉兰^{1,2} 张丽莉^{1,2} 陈利军^{1*} 武志杰¹

(¹中国科学院沈阳应用生态研究所, 沈阳 110016; ²中国科学院研究生院, 北京 100039)

【摘要】 研究了 FACE 条件下(CO₂ 浓度增加 200 μmol·mol⁻¹)水稻、小麦不同生育期 0~10 cm 土层土壤脲酶、磷酸酶、芳基硫酸酯酶、脱氢酶活性的变化。结果表明, FACE 条件下, 土壤脲酶活性在冬小麦生育前期低于对照, 在孕穗期高于对照; 在水稻生育前期高于对照, 在成熟期低于对照。磷酸单酯酶活性在冬小麦生育期高于对照; 在水稻分蘖期高于对照, 在生育后期(拔节期、抽穗期和成熟期)低于对照。芳基硫酸酯酶活性在小麦越冬期和孕穗期低于对照, 在分蘖期和成熟期高于对照; 在水稻生育期间均高于对照。脱氢酶活性在小麦和水稻的生育前期低于对照, 在后期高于对照。

关键词 CO₂ 浓度增高 土壤水解酶 土壤氧化还原酶 酶活性

文章编号 1001-9332(2004)06-1014-05 **中图分类号** S154.2 **文献标识码** A

Response of soil hydrolase and oxidoreductase activities to free-air carbon dioxide enrichment (FACE) under rice-wheat rotation. ZHANG Yulan^{1,2}, ZHANG Lili^{1,2}, CHEN Lijun¹, WU Zhijie¹ (¹Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang 110016, China; ²Graduate School of Chinese Academic of Sciences, Beijing 100039, China). -*Chin. J. Appl. Ecol.*, 2004, 15(6): 1014~1018.

This paper studied the response of soil urease, phosphatase, arylsulphatase and dehydrogenase to 200 μmol·mol⁻¹ CO₂ elevation under rice-wheat rotation. The results showed that under CO₂ elevation, the urease activity in 0~10 cm soil layer was decreased at the early growth stages of wheat but increased at its booting stage; the activity increased at the early growth stages of rice but decreased at its ripening stage. Phosphatase activity was increased during the whole growth period of wheat; the activity increased at the tillering stage of rice but decreased at its later growth stages. Arylsulphatase activity was decreased at the over-wintering and booting stages of wheat but increased at its tillering and ripening stages. Dehydrogenase activity was decreased at the early growth stages of wheat and rice, but increased at their late growth stages.

Key words Free-air CO₂ enrichment (FACE), Soil hydrolase, Soil oxidoreductase, Enzyme activity.

1 引言

18 世纪 70 年代以来, CO₂ 浓度不断上升。据估计, 到 21 世纪中叶, 大气 CO₂ 浓度将增加到目前的 2 倍^[2,9]。大气 CO₂ 浓度增高对陆地生态系统的影响是全球变化研究中的一个热点, 其中针对地上部分如植物光合作用、生物量以及作物产量等的研究已经非常细致和广泛^[13,37]。许多研究证明, 大气 CO₂ 浓度增加直接影响植物的生长代谢^[26], 进而对微生物生长、代谢活动及其种类、数量等产生间接影响^[14,15,23,34]。二者对大气 CO₂ 浓度增高的响应, 将使在生态系统营养元素循环与周转中发挥着重要作用的土壤酶的特性产生不同程度的变化, 从而改变其调控的多个土壤生化过程。土壤酶主要来源于植物、土壤微生物及土壤动物^[33], 如植物和土壤微生物通过生理代谢向土壤分泌酶, 其死亡残体也能溶出胞内酶进入土壤。国外已有土壤酶对大气 CO₂ 增

加响应的研究^[5,11,14,19~21], 国内也开始了这方面的研究^[4]。但由于供试土壤、植物和 CO₂ 增加方式等的不同, 导致很多研究结果相互矛盾^[4,6,24,25], 如 Korner 等^[14]发现, 在热带人工生态系统的土壤中蛋白酶活性增加, 推测是由于根系分泌物增加造成的; Moorhead 等^[19]的研究证明, 在阿拉斯加北部的高浓度 CO₂ 处理(680 μmol·mol⁻¹)下发育了 3 年的生草冻原生态系统中白毛羊胡子草(*Eriophorum vaginatum*)根表及桦木(*Betula nana*)的外生菌根菌丝磷酸酶活性增加; 而 Cardon^[5]则没有发现 CO₂ 浓度升高对裂稃燕麦(*Avena barbata*)和大麦状雀麦(*Bromus hordeaceus*)根系磷酸酶活性的影响; Dhillion 等^[6]对 CO₂ 倍增处理 4 年的土壤分析表

* 中国科学院沈阳应用生态研究所知识创新领域前沿资助项目 (SLYQY0401)。

** 通讯联系人。

2003-11-03 收稿, 2004-02-04 接受。

明,土壤脱氢酶、磷酸酶活性均有增加(61%, 13%),并且脱氢酶活性增加显著;Kang 等^[12]却发现高浓度 CO₂ 条件下的磷酸酶活性下降($P = 0.059$), β -D-葡萄糖苷酶活性也减低($P = 0.21$),但均未达到显著水平.Ebersberger 等^[7]对 CO₂ 倍增处理 6 年的土壤分析研究证实,在春季土壤碱性磷酸酶和脲酶活性明显增加,在夏季蛋白酶活性增加,芳基硫酸酯酶活性没有明显变化.而 Dhillon 等^[6]报道,土壤酶在采样前期对 CO₂ 倍增没有响应,在后期受 CO₂ 倍增影响显著.Mayr^[18]则报道,CO₂ 倍增对 β -D-葡萄糖苷酶活性影响不显著,但能促进 β -D-纤维二糖水解酶,酰基 N-乙酰- β -D-葡萄糖酰胺酶的活性,降低了 L-亮氨酸-7-氨基肽酶的活性.Larson^[16]对 7 种酶进行了研究,FACE 条件下只有 N-乙酰葡萄糖酰胺酶和纤维二糖水解酶活性显著增加,磷酸酶、 α -葡萄糖酶、左旋氨基肽酶、酚氧化酶、过氧化物酶的活性没有显著变化.国内外多数研究是在自然生态系统中进行的,很少涉及人为耕作系统,且大多以与碳循环有关的土壤酶为研究对象.在众多土壤酶类中,与 N、P、S 等转化有关的水解酶类和氧化还原酶类参与了土壤中的物质和能量代谢,对土壤中各种植物养分的转化起重要作用.前人研究表明,在 CO₂ 增加时,影响土壤酶活性变化的因素众多^[1].Sparling^[28]、Ebersberger 等^[7]的研究也发现,CO₂ 浓度升高时酶活性变化可能是季节性的,和这些作物的生育盛期有关,在 CO₂ 浓度升高条件下,只在特定时期里存在或检测到土壤酶活性的差异.本研究利用我国唯一的农田 FACE 系统平台——中国科学院南京土壤研究所 FACE 平台,开展人为耕作系统稻麦轮作下土壤中参与营养元素 N、P、S 循环的水解酶类中的脲酶、磷酸单酯酶、芳基硫酸酯酶及氧化还原酶类中的脱氢酶活性变化研究,通过对 FACE 条件与自然条件下土壤酶活性变化的比较,探讨这几种酶对 CO₂ 浓度增加的响应规律及其对相关营养元素代谢的影响,为揭示土壤酶活性对大气 CO₂ 增加的响应机理提供依据.

2 材料与方法

2.1 样地设置

中国科学院南京土壤研究所稻麦轮作 FACE 系统试验平台位于江苏省无锡市安镇镇年余农场(120°27'51"E, 31°37'24"N).该区为太湖地区典型水稻土上的稻麦轮作农田,土壤类型为黄泥土^[31].

种麦试验设 3 个 FACE 处理圈,3 个同样大小的普通空

气对照圈(ambient);种稻试验设 3 个 FACE 处理圈,5 个同样大小的普通空气对照圈.电脑控制 FACE 圈内全生育期的平均 CO₂ 浓度保持比对照圈高 200 $\mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1}$,控制误差为 10%^[17].2001 年 11 月~2002 年 5 月底或 6 月初为冬小麦生长季,6 月中旬淹水、整田、水稻插秧至 10 月中下旬为水稻生长季,两茬作物之间,旱田裸露闲置.供试冬小麦品种为 *Triticum aestivum* L. cv. Ningmai-9, 供试水稻 (*Oryzasativa* L.) 品种为梗稻 99-15, 施肥方式和施肥量、田间日常管理按当地常规方式进行^[31].

在冬小麦的生长季节内取样 4 次,取样时期分别为:越冬期(1 月 12 日)、拔节期(3 月 8 日)、孕穗期(4 月 12 日)和成熟期(6 月 3 日).在水稻生育期内取样 4 次,取样时期分别为:分蘖期(7 月 13 日)、拔节期(8 月 10 日)、抽穗期(8 月 28 日)和成熟期(10 月 27 日).取样深度均为 0~10 cm.将采取的土样在塑料袋混匀后放置于冰桶中,带回实验室,将采集的样品除去植物根系、石块等,分为两部分处理:一部分土样保存在冰箱(4 °C)内,用于土壤脲酶、磷酸单酯酶、芳基硫酸酯酶活性的测定;一部分土样风干、研磨,用于土壤的化学性质和土壤脱氢酶活性的测定.

2.2 测定方法

2.2.1 土壤酶活性测定 土壤脲酶、磷酸单酯酶、芳基硫酸酯酶及脱氢酶活性测定根据 Tabatabai(1994)方法进行.土壤脲酶活性测定以尿素为底物,在 37 °C 条件下培养 5 h,残余尿素用 KCl(150 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)-乙酸苯汞(5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)溶液浸提,比色法测定;土壤磷酸单酯酶活性测定以对硝基苯磷酸二钠为底物,在 37 °C 条件下培养 1 h,加 CaCl₂ 溶液终止反应,生成的对硝基苯酚用 NaOH 溶液浸提,过滤后比色测定;土壤芳基硫酸酯酶活性测定以对硝基苯硫酸钾溶液为底物,方法同磷酸酶测定;土壤脱氢酶活性测定以 2,3,5-氯代三苯基四氮唑(TTC)溶液为底物,在 37 °C 条件下培养 24 h,生成的三苯基甲腈用甲醇淋洗后比色测定.

2.2.2 数据处理 采用 Microsoft Excel 和 SPSS 11.0 统计软件进行数据分析及差异显著性检验.

3 结果与讨论

3.1 大气 CO₂ 增加对土壤脲酶活性的影响

由图 1 可知,在正常大气 CO₂ 浓度下,小麦生长期间土壤脲酶活性逐渐减小,收割后降至最低,降为越冬期的 41%;FACE 条件下,与正常大气 CO₂ 浓度条件下的趋势不同,土壤脲酶活性先升高后减低,减低 26%.在小麦生育前期,FACE 条件下的土壤脲酶活性低于对照,越冬期减低 21%,差异达显著水平($P < 0.05$);小麦孕穗期,则高于对照条件下的脲酶活性 6%,但差异不显著;成熟期两种条件下的脲酶活性几乎相等.水稻生育期,两种条件下土壤脲酶活性变化趋势相同,先减低后增高.水稻拔节期(8 月 10 日)土壤脲酶活性达到最低,FACE 和对照

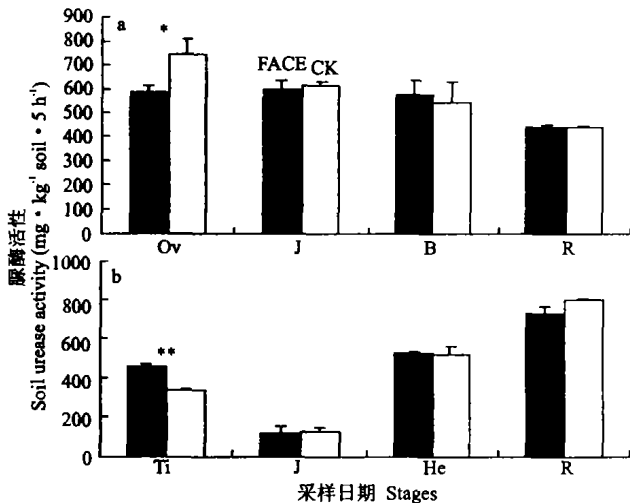


图1 CO₂增加对稻麦系统土壤脲酶活性的影响

Fig. 1 Effect of elevated CO₂ on soil urease activity.

a: 小麦系统 Wheat system; b: 水稻系统 Rice system. * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$. Ov: 越冬期 Overwintering stage; J: 拔节期 Jointing stage; B: 孕穗期 Booting stage; Ti: 分蘖期 Tillingering stage; R: 成熟期 Ripening stage; He: 抽穗期 Heading stage. 下同 The same below.

条件下分别比分蘖期低 73% 和 63%; 成熟期(10月27日)土壤脲酶活性最高, 分别比分蘖期高 63% 和 139%。在水稻生育前期(分蘖期、拔节期、孕穗期), FACE 条件下的土壤脲酶活性高于对照条件下, 在分蘖期达极显著水平($P = 0.002$, 增加 26%); 在水稻成熟期 FACE 条件下土壤脲酶活性显著低于对照($P = 0.01$, 减低 8%)。在稻、麦两系统中, 脲酶活性变化趋势不同, FACE 对其产生的影响也不同。相关样本的显著性分析表明, 在稻麦轮作的整个阶段, FACE 条件下土壤脲酶活性与正常 CO₂ 条件下相比差异不显著。

氨是植物所需 N 的来源之一, 土壤脲酶能酶促土壤中的尿素水解成 CO₂ 和氨, 是决定土壤中 N 转化的关键酶, 其主要来源是微生物和植物(包括活体分泌和死亡残体分解释放)。土壤脲酶直接参与土壤中含 N 有机化合物的转化, 其活性强度常用来表征土壤 N 供应程度。有报道证明, 土壤脲酶的来源物质——植物和微生物, 对大气 CO₂ 增加有直接的响应。植物生理活性发生变化、凋落物进入土壤的数量增加、土壤微生物活性增强等^[19, 24, 35], 都可增加由植物和微生物分泌、二者残体分解释放的土壤脲酶数量, 引起土壤脲酶活性增加。研究发现, 大气 CO₂ 增加对水稻生物量、土壤细菌数量有一定的影响^[30, 32, 33], 使水稻增产^[8]。Ross 等^[24, 25]的研究表明, 土壤酶活性在大气 CO₂ 增加后显著增加的原因是植物分泌和土壤微生物合成酶增加的共同结果。另外, 在本研究中, 水稻生育高峰期脲酶含量达最低值。这是因为土壤脲酶活性的变化不仅与作物种类及作物不同时期生长代谢有关, 而且在高 CO₂ 浓度

下, 淹水条件导致土壤微生物活性受抑制^[32], 也可导致土壤脲酶活性降低。大气 CO₂ 浓度升高时, 枯枝落叶中化学成分的变化也将影响土壤微生物生长及代谢, 进而土壤脲酶活性发生变化。

3.2 大气 CO₂ 增加对土壤磷酸单酯酶活性的影响

由图 2 可知, 在小麦生育期, 两种条件下的土壤磷酸酶活性变化趋势相同, 先升高(拔节期)后降低。在其生育盛期(拔节期)出现磷酸酶活性高峰。小麦生育期, FACE 条件下的磷酸酶活性都高于对照(依次增高 7%, 27%, 28%, 10%), 在拔节期达极显著水平($P = 0.005$)。在水稻生育期间, 两种条件下的土壤磷酸酶活性降低后升高, 在水稻生育盛期(拔节期), 磷酸酶活性最低, 在水稻抽穗期达到最高, 然后又降低。FACE 条件下水稻生育前期(分蘖期)磷酸酶活性高于对照 12%, 达到极显著水平($P = 0.009$), 在水稻生育后期(拔节期后)分别低于对照 7%、8% 和 16%, 但不显著。不同作物系统中, 磷酸酶活性变化趋势不同, FACE 影响其产生的变化也不同, 在小麦生育期对土壤磷酸酶有促进作用, 在水稻生育期使其减低(分蘖期除外)。

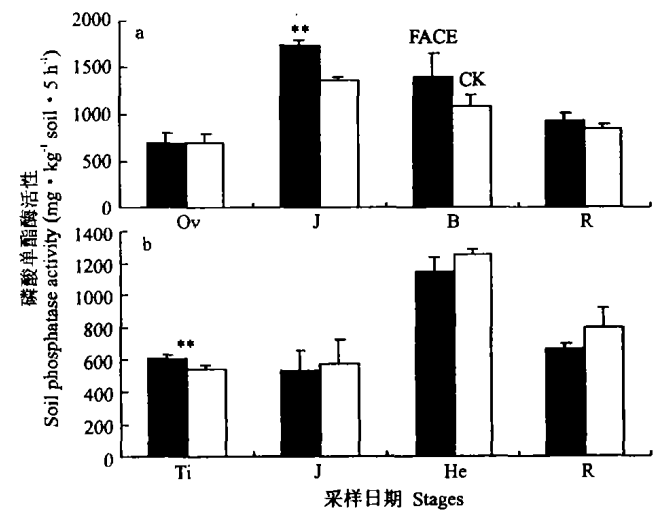


图2 CO₂增加对稻麦系统土壤磷酸酶活性影响

Fig. 2 Effect of elevated CO₂ on soil phosphatase activity.

土壤磷酸酶是一类催化土壤有机磷化合物矿化的酶, 其活性高低直接影响着土壤中有有机磷的分解转化及其生物有效性。土壤有机磷转化受多种因子制约, 磷酸酶活性可以作为评价土壤 P 转化方向与强度的指标。土壤酸性或碱性磷酸酶分别与土壤中的真菌和细菌活性有关^[36]。研究表明, 大气 CO₂ 增加时有更多的根系分泌物进入土壤, 促进真菌和细菌的营养利用, 引起土壤中真菌和细菌数量或活性的变化^[6, 22, 29]。Moorhead 等^[19]的研究证明, 高浓度 CO₂ 处理下的土壤磷酸酶活性显著增加, 因为植物

生理活性发生变化、凋落物进入土壤的数量增加、土壤微生物活性增强等^[5,16]都可增加由植物和微生物分泌、二者残体分解释放的土壤磷酸酶数量. 在高浓度 CO₂ 处理下, 土壤中酸性或碱性磷酸酶活性增加以满足自身营养需求^[6,19]. 但有研究发现高浓度 CO₂ 使磷酸酶活性显著下降^[12], 还有研究发现磷酸酶活性不受高浓度 CO₂ 的影响^[5,16]. 本试验中, FACE 条件下小麦生育期的磷酸单酯酶活性大都高于对照, 因为在高浓度 CO₂ 处理下的植物生理活性增加, 代谢增强, 根系活力也增强^[8,32,33], 成熟期后凋落物进入土壤的数量相应增加, 土壤酶活性随之增加. 在本试验中, 冬小麦生育期间出现磷酸酶活性高峰期在其生育盛期(拔节期), 与在自然条件下测定土壤酶活性的结果相一致^[3,10]. 土壤磷酸酶水平增加, 反映出 P 需求增大^[29]. FACE 条件下, 作物在生育盛期对 P 需求增大, 同时磷酸酶活性增大加速土壤中 P 的释放, 在某时期还会有植物凋落物等进入土壤导致 P 含量变化. FACE 条件下水稻生育期(除分蘖期)的磷酸酶活性大都低于对照, 可能还与淹水条件导致土壤微生物活性受抑制有关^[32].

3.3 大气 CO₂ 增加对土壤芳基硫酸酯酶活性影响

冬小麦、水稻不同生育期土壤芳基硫酸酯酶含量变化(图 3). 结果表明, 在小麦生育期, 对照条件下在前 3 个生长期升高, 在成熟期降低; FACE 条件下的芳基硫酸酯酶活性升高—降低—升高—降低. 在小麦越冬期、孕穗期, FACE 条件下的芳基硫酸酯酶活性低于对照, 孕穗期达极显著水平 ($P = 0.001$), 其它两个时期高于对照. 在水稻生育期间, 芳基硫酸酯酶活性变化趋势为升高—降低. 在水稻生育期, FACE 条件下的芳基硫酸酯酶活性均高于对照, 水稻分蘖期(7 月 13 日) ($P = 0.001$) 达极显著水平, 在成熟期(10 月 28 日) 达显著水平 ($P = 0.02$). 在小麦生育期, 土壤芳基硫酸酯酶活性变化规律性较差, 在水稻生育期呈增高趋势, 在整个生育期间两种处理差异不显著.

土壤中含有多种类型的硫酸水解酶, 能酶促有机硫酸酯类化合物水解, 转化为植物可吸收的无机态硫, 该过程在土壤 S 循环和植物的 S 营养方面具有重要意义. 其中研究最多的是芳基硫酸酯酶, 其催化反应释放的硫酸根是植物 S 营养的一个重要来源. Seegmuller 等^[27]研究表明, CO₂ 浓度升高促进菌根侵染, 进而使植株吸 S 总量增加. Ebersberger 等^[7]指出, 高浓度 CO₂ 处理对土壤芳基硫酸酯酶活性的影响不显著. 本研究结果表明, 与对照相比,

FACE 条件下小麦生育期的芳基硫酸酯酶活性变化没有规律性; 而水稻生育期的 FACE 条件下土壤芳基硫酸酯酶活性呈增长趋势, 从而加速有机硫分解释放, 以平衡 S 循环.

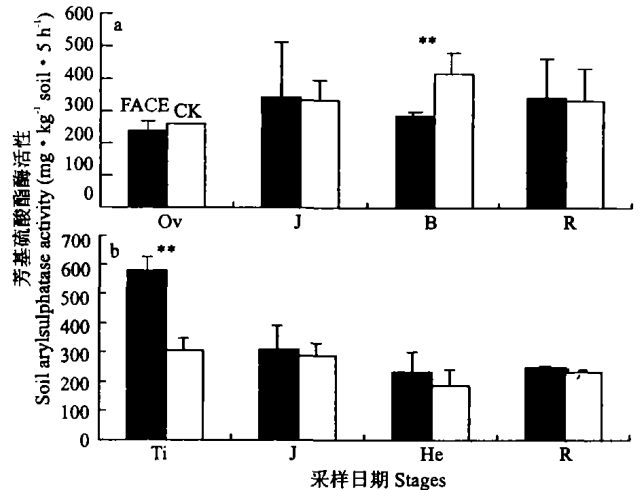


图 3 CO₂ 增加对稻麦系统土壤芳基硫酸酯酶活性的影响
Fig. 3 Effect of elevated CO₂ on soil arylsulphatase activity.

3.4 大气 CO₂ 增加对土壤脱氢酶活性的影响

在小麦生育期, 对照条件下脱氢酶活性先降低, 到成熟期又升高; FACE 条件下脱氢酶活性在孕穗期升高. FACE 条件下, 脱氢酶活性在小麦生育前期低于对照 3%, 4%, 在后两个生育期高于对照 35%, 1%, 但都没有达到显著水平(图 4). 在水稻生育期, 脱氢酶活性同小麦生育期间的变化相同, FACE 条件下, 脱氢酶活性在生育前期低于对照 6%, 5%, 后期高于对照 18% 和 28%, 在成熟期达显著水平 ($P = 0.02$).

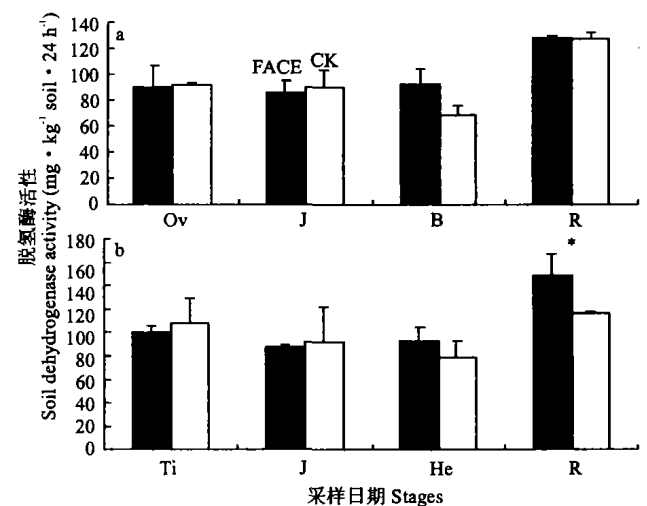


图 4 CO₂ 增加对稻麦系统土壤脱氢酶活性的影响
Fig. 4 Effect of elevated CO₂ on soil dehydrogenase activity.

脱氢酶能酶促碳水化合物和有机酸等的脱氢反应, 自基质中析出氢而进行氧化作用. 研究表明, 在高浓度 CO₂ 处理下, 脱氢酶活性增加显著^[6]. 而本试验中脱氢酶活性虽有增加但未达显著水平, 且前

期低于对照,仅在后期高于对照.脱氢酶活性增大表明细菌生物量伴随活性同时增长,脱氢酶可以作为微生物活性的可靠指标.

4 结 论

研究发现,在小麦生育期,FACE 条件对土壤脲酶活性没有显著性影响,对土壤磷酸酶活性有促进作用,FACE 对芳基硫酸酯酶的影响为降低—增高—降低—增高,在小麦生育前期 FACE 减低脱氢酶活性,但后两个生育期使其增高;在水稻生育前期 CO₂ 浓度增加对土壤脲酶(除成熟期)、芳基硫酸酯酶活性有促进作用,减低磷酸酶活性(除分蘖期),在水稻生育前期减低脱氢酶活性,而后两个生育期使其增高.表明 CO₂ 倍增对土壤中参与 N、P、S 循环的水解酶类中的脲酶、磷酸单酯酶、芳基硫酸酯酶及氧化还原酶类中的脱氢酶活性在特定时期有促进作用,但因作物种类不同或作物的生育期不同而有所差异,对各种酶的影响程度也因酶种类不同而各异.

参考文献

- Bazzaz FA. 1990. The response of natural ecosystems to the rising global CO₂ levels. *Ann Rev Ecol Syst*, 21:167~196
- Bengtsson L. 1994. Climate change, climate of the 21st century. *Agric For Meteorol*, 72:3~29
- Chen E-F(陈恩凤) ed. 1990. Chen En-feng Corpus(陈恩凤文集). Shenyang: Liaoning Science and Technology Press. 197.
- Chen L-J(陈利军), Wu Z-J(武志杰), Huang G-H(黄国宏), et al. 2002. Effect of elevated atmospheric CO₂ on soil urease and phosphatase activities. *Chin J Appl Ecol(应用生态学报)*, 13(10):1356~1357(in Chinese)
- Cordon ZG. 1996. Influence of rhizodeposition under elevated CO₂ on plant nutrition and soil organic matter. *Plant Soil*, 187:277~288
- Dhillon SS, Roy J, Abrams M. 1996. Assessing the impact of elevated CO₂ on soil microbial activity in a Mediterranean model ecosystem. *Plant Soil*, 187:333~342
- Ebersberger D, Niklaus PA, Kandeler E. 2003. Long term CO₂ enrichment stimulates N-mineralisation and enzyme activities in calcareous grassland. *Soil Biol Biochem*, 35:965~972
- Huang J-Y(黄建晔), Yang H-J(杨洪建), Dong G-C(董桂春), et al. 2002. Effect of free-air CO₂ enrichment(FACE) on yield formation in *Oryza sativa*. *Chin J Appl Ecol(应用生态学报)*, 13(10):1210~1214(in Chinese)
- IPCC. 1992. IPCC Supplement Scientific Assessment of Climate Change. Printed in Great Britain.
- Jiang Y(姜岩), Song J-T(宋俊通). 1993. Effect of plant roots on soil biology activity. *Soil(土壤)*, 25(5):263~265(in Chinese)
- Kandeler E, Tschirko D, Bardegett RD, et al. 1998. The response of soil microorganisms and roots to elevated CO₂ and temperature in a terrestrial model ecosystem. *Plant Soil*, 202:251~262
- Kang H, Freeman C, Ashendon TW. 2001. Effects of elevated CO₂ on fen peat biogeochemistry. *Sci Total Environ*, 279:45~50
- Kobayashi K, Lieffering M, Lim HY. 2001. Growth and yield of paddy rice under free-air CO₂ enrichment. In: Shiyomi M, Koizumi H, eds. Structure and Function in Agroecosystem Design and Management. Boca Raton: CRC Press. 371~395
- Korner C, Amone JA III. 1992. Responses to elevated carbon dioxide in artificial tropical ecosystems. *Science*, 257:1672~1675
- Lambers H. 1993. Rising CO₂, Secondary plant metabolism, plant-herbivore interactions and litter decomposition. *Vegetatio*, 104/105:263~271
- Larson JL, Zak DR, Sinsabaugh RL. 2002. Extracellular enzyme activity beneath temperate trees growing under elevated carbon dioxide and ozone. *Soil Sci Soc Am J*, 66:1848~1856
- Liu G(刘钢), Han Y(韩勇), Zhou J-G(朱建国), et al. 2002. Rice-wheat rotational FACE platform I. System structure and control. *Chin J Appl Ecol(应用生态学报)*, 13(10):1253~1258(in Chinese)
- Mayr C, Miller M, Insam H. 1999. Elevated CO₂ alters community-level physiological profiles and enzymes activities in alpine grassland. *J Microbiol Methods*, 36(1~2):35~43
- Moorhead DL, Linkins AE. 1997. Elevated CO₂ alters below ground exoenzyme activities in tussock tundra. *Plant Soil*, 189:321~329
- O'Neill EG. 1994. Response of soil biota to elevated atmospheric carbon dioxide. *Plant Soil*, 165:55~65
- O'Neill EG, Luxmoore RJ, Norby RJ. 1987. Increase in mycorrhizal colonization and seedling growth in *Pinus echinata* and *Quercus alba* in an enriched CO₂ atmosphere. *Can J For Res*, 17:878~883
- Rillig MC, Wright SF, Kimball BA, et al. 2001. Elevated carbon dioxide(free-air carbon dioxide enrichment, FACE) and irrigation effects on water stable aggregates in a Sorghum field: A possible role for arbuscular mycorrhizal fungi. *Global Change Biol*, 7:333~337
- Rogers HH, Runion GB. 1994. Plant responses to atmospheric CO₂ enrichment with emphasis on roots and the rhizosphere. *Environ Pollu*, 83:155~189
- Ross DT, Saggar S, Tate KR, et al. 1996. Elevated CO₂ and temperature effects on soil carbon and nitrogen cycling in ryegrass/white clover turves of an Psammaquent soil. *Plant Soil*, 182:185~198
- Ross DT, Tate KR, Feltham CW, et al. 1995. Elevated CO₂ and temperature effects on soil carbon and nitrogen cycling in ryegrass/white clover turves of an Endoaquept soil. *Plant Soil*, 176:37~49
- Schlesinger WH, Lichter J. 2001. Limited carbon storage in soil and litter of experimental forest plots under increased atmospheric CO₂. *Nature*, 411:466~469
- Seegmuller S, Schulte M, Herschbach C, et al. 1996. Interaction effects of mycorrhization and elevated atmospheric CO₂ on sulfur nutrition of young pedunculate oak(*Quercus robur* L.) trees. *Plant Cell Environ*, 19:418~426
- Sparling GR. 1992. Ration of microbial biomass carbon to soil organic matter carbon as a sensitive indicator of change in soil organic matter. *Aust J Soil Res*, 30:195~207
- Spiers GA, McGill WB. 1978. Effects of phosphorus addition and energy supply on acid phosphatase activity in soils. *Soil Biol Biochem*, 11:3~8
- Treseder KK, Allen MF. 2000. Mycorrhizal fungi have potential role in soil carbon storage under elevated CO₂ and nitrogen deposition. *New Phytol*, 147:189~200
- Xie Z-B(谢祖彬), Zhu J-G(朱建国), Zhang Y-L(张雅丽), et al. 2002. Response of rice(*Oryza sativa*) growth and its C, N, and P composition to FACE(Free air carbon dioxide enrichment) and N, P fertilization. *Chin J Appl Ecol(应用生态学报)*, 13(10):1223~1230(in Chinese)
- Xu G-Q(徐国强), Li Y(李杨), Shi Y(史奕), et al. 2002. Effect of free air-CO₂ enrichment on soil microbe in paddy field. *Chin J Appl Ecol(应用生态学报)*, 13(10):1358~1359(in Chinese)
- Xu Z-J(徐仲均), Zheng X-H(郑循华), Wang Y-S(王跃思), et al. 2002. Effects of elevated atmospheric CO₂ on CH₄ and N₂O emissions from paddy fields. *Chin J Appl Ecol(应用生态学报)*, 13(10):1245~1248(in Chinese)
- Zak DR, Pregitzer KS, Curtis PS, et al. 1993. Elevated atmospheric CO₂ and feedback between carbon and nitrogen cycles. *Plant Soil*, 151:105~117
- Zak DR, Pregitzer KS, King JS, et al. 2000. Elevated atmospheric CO₂, fine roots and the response of soil microorganisms: A review and hypothesis. *New Phytol*, 147:201~222
- Zhou L-K(周礼恺). 1988. Soil Enzymology. Beijing: Science Press. (in Chinese)
- Ziska LK, Moya TB, Wassmann R, et al. 1998. Long-term growth at elevated carbon dioxide stimulates methane emission in tropical paddy rice. *Global Change Biol*, 4(6):657~665

作者简介 张玉兰,女,1975年12月生,硕士生,主要从事土壤酶学研究. E-mail: yulanenzymes@hotmail.com