大气 CO_2 浓度升高对稻田土壤 Ca、Mg 迁移的中长期效应①

宋亭洁[1,2]，朱建国[1*]，孙会峰[3]，刘 钢[1]，唐昊冶[1]，曾 青[1]

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所)，南京 210008；2 中国科学院大学，北京 100049；
3 上海市农业科学院生态环境保护研究所，上海 201403)

摘 要：为了进一步认识稻田土壤中 Ca、Mg 元素生物地球化学循环对大气 CO_2 浓度升高的响应，本实验利用中国稻麦轮作 FACE(free air carbon-dioxide enrichment)试验平台，通过观测稻季不同生育期不同深度(30、60 和 90 cm)土壤溶液中的 Ca^{2+}、Mg^{2+} 浓度，研究大气 CO_2 浓度升高对土壤 Ca、Mg 淋移的中长时期(第 9 年)影响。研究结果表明，随着土壤深度的增加，土壤溶液中的 Ca^{2+}浓度呈降低趋势，Mg^{2+}浓度呈增加趋势；随着生育期的推进，呈现先增加后减小的趋势，并在抽穗期达到最大值。大气 CO_2 浓度升高略微降低 30、60 cm 处土壤溶液的 Ca^{2+} 浓度，增加 90 cm 处 Ca^{2+} 浓度(6.7%)。稻田不同深度土壤溶液中 Mg^{2+} 浓度对大气 CO_2 浓度升高的响应有所不同，且在 60 cm 处有较强的正响应(12.1%)。研究明确高浓度 CO_2 有加剧 Ca^{2+}、Mg^{2+} 向下淋溶损失的趋势，耕层土壤有机物料输入增多、HCO_3^- 浓度增加、pH 下降等是主要原因。大气 CO_2 浓度升高对农田生态系统土壤 Ca、Mg 元素循环的长期影响值得进一步关注。

关键词：CO_2 浓度升高；稻田土壤溶液；Ca；Mg；淋溶

中图分类号：S153.5；S151.9

由于煤炭、石油等化石燃料的大量使用和森林、植被的大面积破坏及土地利用方式的改变，自工业革命以来，大气 CO_2 浓度迅速增加，已由之前的 280 μmol/mol 上升到目前的大约 380 μmol/mol[1]，且仍在继续上升[2]。大气 CO_2 浓度升高引起的全球环境变化对稻田生态系统的影响已引起国内外学者的广泛关注。目前较多的关注集中在地上部分，比如水稻光合、蒸腾作用和水稻产量等[3]，而地下部分关于水稻根系、土壤呼吸等方面[4]，特别是对土壤养分变化的研究[5]则较少。高浓度 CO_2 促进植物光合作用，进而通过根系分泌物及植物残体间接地影响稻田养分迁移转化，进而影响土壤对作物的养分供应及植物根系对养分的吸收利用，最终影响稻田矿质元素的生物地球化学循环。

Ca 和 Mg 是土壤中最丰富的碱土金属元素，主要以碳酸盐和硅酸盐的形式存在于土壤中。Ca、Mg 是水稻必需营养元素，Ca^{2+}、Mg^{2+} 是土壤溶液中主要的阳离子，对水稻的健康生长极为重要。Ca 能提高植物抗逆性[6]，Mg 是光合作用过程中不可缺少的元素，与稻米的产量、品质紧密相关[7]。中国稻麦轮作 FACE 平台的前期研究结果表明，大气 CO_2 浓度升高，增加耕层土壤溶液中 Ca^{2+}、Mg^{2+}的浓度[5,8]，短期试验已观测到 Ca^{2+} 的淋移趋势[9]。高浓度 CO_2 加速土壤的矿化，促进土壤中养分释放，有利于植物生长。但从长期来看，CO_2 浓度升高引起的离子释放可能导致养分流失和土壤退化，对农田生态系统生产力产生负面影响，进而影响到作物产量[5]。为了明确高浓度 CO_2 对土壤 Ca^{2+}、Mg^{2+} 迁移的中长期效应，本实验利用中国稻麦轮作 FACE 平台，在实验进行的第 9 年，对不同埋深土壤溶液跟踪监测。研究结果也可为进一步认识未来气候变化条件下稻田矿质元素的地球化学行为以及农业生产中的肥料施用提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 试验地区及 FACE 平台概况

中国稻麦轮作 FACE 研究平台位于江苏省江都市小纪镇宗村良种站(119°42′0″ E，32°35′5″ N)，并在

①基金项目：科技部国际科技合作与交流项目(2010DFA22770)，国家自然科学基金国际(地区)合作与交流项目(31261140364)和国家自然科学基金项目(41271310)资助。

* 通讯作者(jgzhu@issas.ac.cn)

作者简介：宋亭洁(1988—)，女，山西孝义人，硕士研究生，主要从事生态系统物质循环与环境效应的研究。E-mail：tjsong@issas.ac.cn

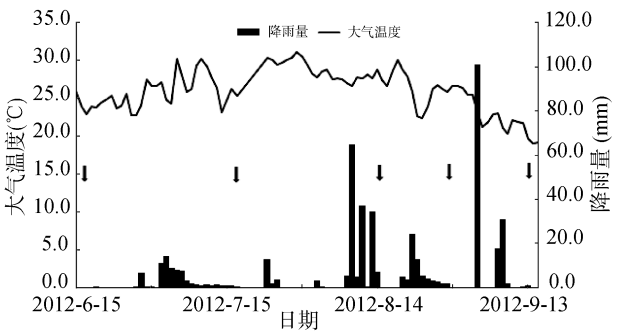
2004 年稻季开始运行。研究地区年降雨量约 1 000 mm，年均温度约 15℃，年均日照时间大于 2 000 h，年无霜期大 220 天。土壤类型为砂姜黑土，土壤质地为砂壤(2 ~ 0.02 mm 砂粒 578 g/kg，0.02 ~ 0.002 mm 粉粒 285 g/kg，< 0.002 mm 黏粒 137 g/kg)。0 ~ 15 cm 耕层土壤的基本性质为：pH(H_2O)7.2，有机碳 18.4 g/kg，全氮 1.45 g/kg，全磷 0.63 g/kg，全钾 14.02 g/kg，速效磷 10.1 mg/kg，速效钾 70.5 mg/kg，体积质量 1.16 g/cm^3，CEC 12.8 cmol/kg，交换性 Ca、Mg、K 分别为 5.2、0.96、0.12 cmol/kg。其测定按常规方法进行。

该平台共有 3 个 Ambient 圈(即对照圈，自然大气中 CO_2 浓度，约 370 μmol/mol)和 3 个 FACE 圈(比自然大气 CO_2 浓度增加 200 μmol/mol)。FACE 圈设计为正八角形，直径为 14 m，通过 FACE 圈周围的管道向圈中心喷射纯 CO_2 气体，电脑控制圈内 CO_2 浓度，使其全生育期 CO_2 平均浓度保持在比正常大气 CO_2 浓度高 200 μmol/mol，控制误差为 10%。除 FACE 圈 CO_2 浓度升高外，FACE 圈和对照圈的环境条件与自然状态完全一致。关于该平台技术系统的运行，刘钢等[10-11]等对其进行了细致阐述。

1.2 试验设计

试验于 2012 年稻季进行。2012 年稻季的气候状况如图 1 所示。供试水稻品种为杂交稻Ⅱ优 084，大田育秧。于 6 月 20 日移栽，行距 25 cm，株距 16.7 cm，24 穴/m^2，1 苗/穴。氮肥的施用量为 N 250 kg/hm^2，分基肥、分蘖肥和穗肥 3 次施用。基肥占总施氮量的 36%，分蘖肥占 24%，穗肥占 40%。磷肥(P_2O_5)和钾肥(K_2O)的施用量均为 70 kg/hm^2，做基肥一次性施入稻田。

在距地表 30、60 和 90 cm 处埋设抽滤管，每个圈内设 3 个重复。抽滤管使用注射器外管制作。在管壁上打多个小孔(直径约 2 mm)，为了阻止土壤颗粒进入管内，外部用尼龙布(300 目)缠裹 3 层后扎紧。



(图中黑色箭头表示土壤溶液样品的具体采集时间)

图 1 稻季大气温度和降雨量的季节变化

Fig. 1 Seasonal variations of air temperature and rainfall in the rice growing season

塑料管上部用橡皮塞封口，将两根硬质塑料细管的一端分别穿过橡皮塞插入塑料管，另一端均露出地表，一根用来与大气压平衡，另外一根供抽取土壤溶液。

1.3 样品采集与分析

在整个水稻季，共采集 5 次水样。水稻移栽前(6 月 17 日)采集一次，将水样过 0.45 μm 滤膜，过滤后水样用硝酸酸化至 pH < 2，放入 4℃冰箱中保存，及时测试其中 Ca^{2+}、Mg^{2+} 的浓度。移栽之后，根据水稻生长状况，分别在分蘖期(7 月 17 日)、拔节期(8 月 15 日)、抽穗期(8 月 29 日)和乳熟期(9 月 14 日)，抽取 30、60 和 90 cm 处土壤溶液。采样时避免稻田灌水或者阴雨天。采集的水样储存于塑料瓶中，尽快带回实验室，立即测定其 pH。然后将水样过 0.45 μm 滤膜，过滤后的水样分成两部分，一部分水样当天测定其中 HCO_3^- 的浓度，另一部分过滤后水样用于测定其中 Ca^{2+}、Mg^{2+}的浓度。

土壤溶液样品的 pH 用微机型 pH 计(pHS-3C，SHKY)测定。土壤溶液中的 HCO_3^- 浓度采用酸标准溶液滴定法(F-HZ-DZ-DXS-0023 地下水 碳酸根重碳酸根和氢氧根的测定)。土壤溶液中的 Ca^{2+}、Mg^{2+} 浓度采用电感耦合等离子体发射光谱仪 ICP-OES (Optima 8000，USA)测定。

1.4 数据处理

用 Microsoft Excel 2010 对数据进行处理，并用 SPSS16 软件对结果进行统计分析。

2 结果

2.1 土壤溶液的 pH

从表 1 可以看出，无论是对照处理还是 FACE 处理，随着水稻生育期的推进，各个土层的土壤溶液 pH 都表现出相同的变化趋势：先略有降低后又有所升高，在乳熟期降至最低。另外，土壤溶液的 pH 是随着土壤深度的增加而增大的，特别是在拔节期和抽穗期，高浓度 CO_2 处理下的 60 cm 和 90 cm 处土壤溶液 pH 显著高于 30 cm 处的($P < 0.05$)。

FACE 处理各个生育期不同土层中土壤溶液的 pH 基本高于对照处理，但都没达到统计上的显著性差异。从分蘖期到抽穗期，FACE 处理与对照处理的土壤溶液 pH 之间的差异逐渐增加，且在抽穗期，综合 3 个深度的数据，大气 CO_2 浓度升高显著增加土壤溶液的 pH ($P < 0.01$)。

2.2 土壤溶液中的 HCO_3^- 浓度

从表 2 可以看出，随着生育期的推进，FACE 和对照处理土壤溶液中 HCO_3^- 浓度在不同深度的变化趋势基本一致，呈缓慢的升高趋势。但 FACE 处

表 1　大气 CO_2 浓度升高对稻季不同生育期不同深度土壤溶液 pH 的影响

Table 1　Effect of elevated CO_2 on pH of soil solution at different depths in different developmental stages of the rice growing season

土壤深度 (cm)	分蘖期		拔节期		抽穗期		乳熟期	
	FACE	Ambient	FACE	Ambient	FACE	Ambient	FACE	Ambient
30	6.92 ± 0.06 a	6.92 ± 0.07 a	6.64 ± 0.05 b	6.75 ± 0.08 a	6.86 ± 0.03 b	6.69 ± 0.12 a	6.64 ± 0.06 a	6.55 ± 0.05 a
60	7.03 ± 0.03 a	6.96 ± 0.10 a	6.86 ± 0.06 a	6.82 ± 0.06 a	7.00 ± 0.05 a	6.71 ± 0.12 a	6.70 ± 0.04 a	6.58 ± 0.12 a
90	7.05 ± 0.06 a	7.01 ± 0.09 a	6.90 ± 0.05 a	6.85 ± 0.04 a	7.00 ± 0.02 a	6.76 ± 0.09 a	6.76 ± 0.03 a	6.64 ± 0.09 a

注：表中数据为平均值 ± 标准误差；同列小写字母不同表示差异在 $P < 0.05$ 水平显著；下同。

表 2　大气 CO_2 浓度升高对稻季不同生育期不同深度土壤溶液 HCO_3^- 浓度的影响(mg/L)

Table 2　Effect of elevated CO_2 on HCO_3^- concentration of soil solution at different depths in different developmental stages of the rice growing season

土壤深度 (cm)	分蘖期		拔节期		抽穗期		乳熟期	
	FACE	Ambient	FACE	Ambient	FACE	Ambient	FACE	Ambient
30	515.7 ± 36.2 a	462.1 ± 30.9 a	585.8 ± 55.4 a	545.5 ± 79.0 a	637.9 ± 39.7 a	730.4 ± 125.1 a	720.5 ± 51.6 a	683.2 ± 88.9 a
60	396.8 ± 11.6 b	407.2 ± 21.3 a	493.6 ± 37.5 a	536.5 ± 63.9 a	511.3 ± 47.1 a	587.2 ± 69.9 a	644.9 ± 53.8 a	693.2 ± 65.4 a
90	407.9 ± 13.2 b	398.4 ± 10.4 a	486.0 ± 41.9 a	520.4 ± 72.1 a	493.9 ± 54.8 a	584.1 ± 118.7 a	659.2 ± 65.2 a	692.3 ± 83.6 a

理对不同深度土壤溶液中 HCO_3^- 浓度的影响有所不同。FACE 处理 30 cm 处土壤溶液中 HCO_3^- 浓度除在抽穗期低于对照处理外(–12.7%)，其他时期均高于对照处理，增幅为 5.5% ~ 11.6%。而在 60、90 cm 处，除在分蘖期 90 cm 处略高于对照处理外(2.4%)，FACE 处理土壤溶液中 HCO_3^- 浓度全部低于对照处理，降幅分别为 2.6% ~ 12.9% 和 4.8% ~ 15.4%。此外，土壤溶液中 HCO_3^- 浓度随着深度的增加而呈下降的趋势，且在分蘖期，CO_2 浓度升高条件下 30 cm 处 HCO_3^- 浓度显著高于 60、90 cm 处($P < 0.01$)。

2.3　土壤溶液中的 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 浓度

从图 2 可以看出，随着生育期的推进，不论 FACE 处理还是对照处理，不同土层中土壤溶液的

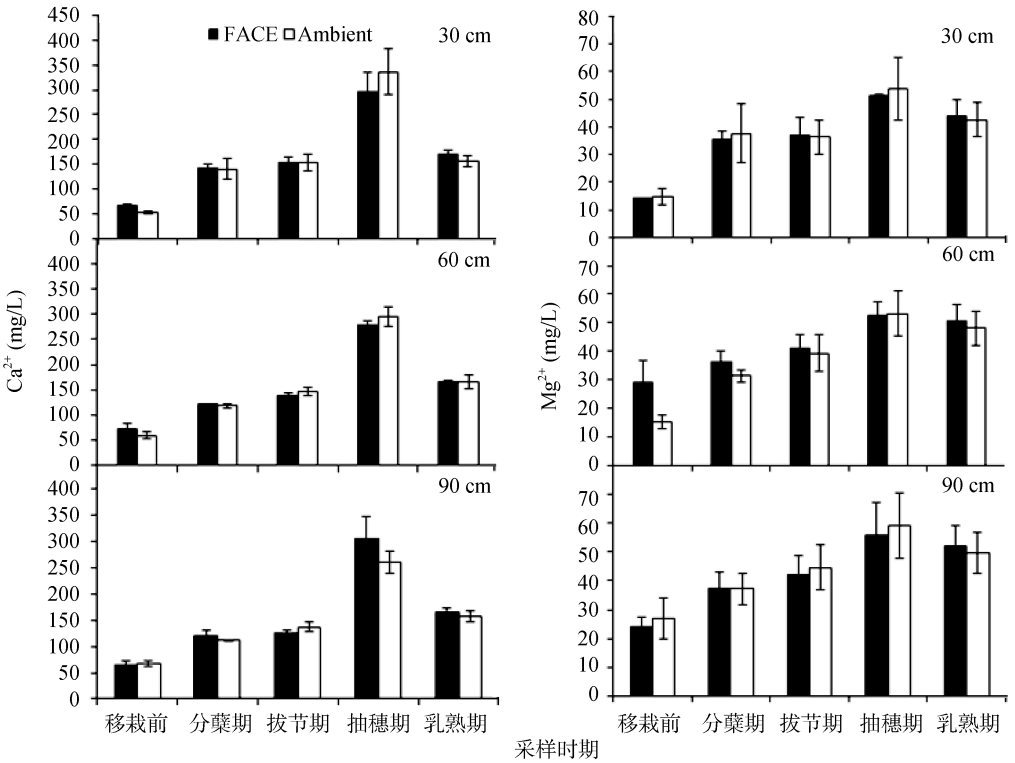


图 2　稻季不同生育期不同深度土壤溶液中 Ca^{2+}、Mg^{2+} 浓度对大气 CO_2 浓度升高的响应

Fig. 2　Effect of elevated CO_2 on Ca^{2+}、Mg^{2+}concentration in soil solution at different depths in different developmental stages of rice growing season

Ca^{2+}、Mg^{2+} 浓度呈现先上升后下降的趋势，且都在抽穗期达到最大值。整个水稻生育期中，FACE 处理和对照处理在 30、60 和 90 cm 处土壤溶液的 Ca^{2+} 浓度差异不明显。在水稻的抽穗期，FACE 处理 90 cm 处的土壤溶液 Ca^{2+} 浓度要比对照处理高 17.4%，但没有达到显著水平。相比之下，FACE 处理对 Mg^{2+} 浓度的影响未表现出明显的规律性。

随着土层深度的增加，无论 FACE 还是对照处理，土壤溶液的 Ca^{2+} 浓度呈降低趋势，而 Mg^{2+}浓度呈升高趋势(表 3)。与对照处理相比，FACE 处理降低整个生育期 30 cm 处土壤溶液中 Ca^{2+}、Mg^{2+} 浓度，降幅分别为 4.0%、5.1%，表现出相同的规律性。同样地，FACE 处理 60 cm 处 Ca^{2+} 浓度以及 90 cm 处 Mg^{2+} 浓度也都低于对照处理。相反地，FACE 处理提高整个稻季 90 cm 处 Ca^{2+} 浓度和 60 cm 处 Mg^{2+} 浓度，增加幅度为 6.7%、12.1%，但差异均未达到显著水平。与 30 cm 处相比，60 cm 和 90 cm 处 Ca^{2+}、Mg^{2+} 浓度的 FACE 效应相对有所增加。

表 3 大气 CO_2 浓度升高对整个稻季土壤溶液 Ca^{2+}、Mg^{2+} 平均浓度的影响

Table 3 Effect of elevated CO_2 on averaged Ca^{2+} and Mg^{2+} concentration in soil solution in rice growing season

处理	Ca^{2+} (mg/L)			Mg^{2+} (mg/L)		
	30 cm	60 cm	90 cm	30 cm	60 cm	90 cm
FACE	165.6 ± 5.25	155.1 ± 4.66	156.0 ± 10.12	36.3 ± 3.10	42.0 ± 5.25	42.4 ± 6.64
Ambient	172.6 ± 24.6	157.4 ± 5.98	146.3 ± 8.04	38.2 ± 10.3	37.5 ± 4.22	43.5 ± 7.76
FACE 效应	–4.0%	–1.5%	6.7%	–5.1%	12.1%	–2.7%
P 值	0.745	0.778	0.492	0.837	0.538	0.915

注：FACE 效应 = (FACE – Ambient)/Ambient×100%。

3 讨论

FACE 试验的短期观测表明，随着大气 CO_2 浓度升高年份的增加，对土壤溶液中 Ca^{2+}、Mg^{2+} 浓度 15 cm 处和 5 cm 处的比值的增幅有扩大趋势，表现出一定的累积效应[8]。前期观测结果也显示，大气 CO_2 浓度升高明显提高了耕层土壤溶液中 HCO_3^- 浓度，其不是源于近地表大气高 CO_2 浓度的直接溶解，而主要与水稻根系呼吸和分泌物等有关[12]。本试验首次对 FACE 条件下耕层以下 HCO_3^- 浓度进行了观测，这对于了解大气高浓度 CO_2 对稻田生态系统元素的地球化学行为的影响有重要意义。最终结果显示，在埋深 30 cm 处，也许是受到水稻根系的影响，FACE 条件下土壤溶液中的 HCO_3^- 浓度在多数采样时间内都呈现增大趋势。但是在较深的土层(60、90 cm)中，大气 CO_2 浓度升高则降低了土壤溶液中的 HCO_3^- 浓度。这很可能是由 FACE 条件下土壤溶液中 Ca^{2+}、Mg^{2+} 等盐基离子迁移时的陪伴阴离子的淋溶增加而引起 pH 的增大造成的 (表 1)。

本文研究结果显示，无论 FACE 还是对照处理，土壤溶液中的 Ca^{2+}、HCO_3^- 浓度均随着深度的增加而减小，变化规律一致。整个生育期中，大气 CO_2 浓度升高降低了耕层以下 30 cm 处土壤溶液中 Ca^{2+}、Mg^{2+} 浓度；增加了更深层次 90 cm 处 Ca^{2+} 浓度，增幅为 6.7%(表 3)，在抽穗期增幅达最大，为 17.4%(图 2)；同时也增加了 60 cm 处 Mg^{2+} 含量，增幅为 12.1%(表 3)。说明较长时期升高的大气 CO_2 浓度，使 Ca^{2+}、Mg^{2+} 向较深土层迁移，并在下层土壤中累积。

前期大量研究结果表明，大气 CO_2 浓度增加会促进植物的光合作用[3]，进而引起根系分泌物的增加[13]，改变了根际微环境，降低土壤 pH，进而促使 Ca^{2+}、Mg^{2+} 向水中迁移；大气 CO_2 浓度升高还会使进入土壤的碳源增多，加速土壤有机物的分解，提高了土壤微生物的活性和数量[14]，土壤的呼吸作用也逐渐增加[15]，呼吸作用放出 CO_2 导致土壤 pH 降低，从而加速土壤矿化，促使难溶性的 Ca^{2+}、Mg^{2+} 向水中迁移。这些是造成大气 CO_2 浓度升高条件下，耕层土壤溶液 Ca^{2+}、Mg^{2+} 浓度较高的原因。本实验结果证实，长期大气 CO_2 浓度升高条件下，由于耕层土壤溶液增加的 Ca^{2+}、Mg^{2+}不断向下淋溶，到耕层以下 30 cm 处继续淋溶，导致 30 cm 处土壤溶液 Ca^{2+}、Mg^{2+} 浓度低于对照处理，60 cm、90 cm 处则有升高的趋势。而对应的不同深度土壤溶液的 pH 也表现出相同的规律性。有研究发现，施用钙镁磷肥有提高土壤 pH 的作用[16]。从本实验结果可以得出，土壤溶液中 Ca^{2+}、Mg^{2+} 浓度与其 pH 表现出一定的正相关性。FACE 条件下 Ca^{2+}、Mg^{2+} 的淋溶损失对稻田生态系统 Ca、Mg 元素的供应性产生直接影响，并可能对稻米产量和品质造成影响。长期来看，将影响土壤 Ca、Mg 矿质元素生物地球化学循环。因此，在未来气候模式下，应更加注意钙镁肥合理施用以维持土壤 Ca、Mg 元素平衡。

4 结论

大气 CO_2 浓度升高降低 30、60 cm 处土壤溶液

的 Ca^{2+} 浓度，增加 90 cm 处 Ca^{2+} 浓度。稻田不同深度土壤溶液中 Mg^{2+} 浓度对大气 CO_2 浓度升高的响应有所不同，在 60 cm 处有较强的正响应。本研究明确高浓度 CO_2 有加剧 Ca^{2+}、Mg^{2+} 向下淋溶损失的趋势。

参考文献：

[1] Lowenstein TK, Demicco RV. Elevated Eocene atmospheric CO_2 and its subsequent decline[J]. Science, 2006, 313(5 795): 1 928

[2] Genthon C, Jouzel J, Barnola JM, Raynaud D, Lorius C. Vostok ice core - climatic response to CO_2 and orbital forcing changes over the last climatic cycle[J]. Nature, 1987, 329(6 138): 414–418

[3] Kimball BA, Kobayashi K, Bindi M. Response of agricultural crops to free-air CO_2 enrichment[J]. Advances in Agronomy, 2002, 77: 293–368

[4] 孙会峰, 朱建国, 谢祖彬, 刘钢, 蔺兴武. 稻田 CO_2 排放对大气 CO_2 浓度升高的响应[J]. 土壤, 2012, 44(6): 933–940

[5] Cheng L, Zhu JG, Chen GP, Zheng XH, Oh NH, Rufty TW, Richter Dd, Hu SJ. Atmospheric CO_2 enrichment facilitates cation release from soil[J]. Ecology Letters, 2010, 13(3): 284–291

[6] 邓文, 青先国, 蒲熙, 王思哲, 龚浩如. 施钙对超级杂交稻抗倒性的影响[J]. 生态学杂志, 2009, 28(4): 632–637

[7] 姜龙. 氮钾镁肥配比对水稻产量及稻米品质的影响[J]. 黑龙江农业科学, 2010(8): 65–68

[8] 王小治, 尹微琴, 孙伟, 盛海君, 封克, 朱建国. 大气 CO_2 浓度升高对稻季耕层土壤溶液中 Ca、Mg 浓度的影响[J]. 中国农业科学, 2010, 43(20): 4 221–4 228

[9] 尹微琴, 王小治, 盛海君, 许健, 封克, 朱建国. 大气 CO_2 浓度升高对稻田土壤 Ca、Mg 含量的影响[J]. 生态环境学报, 2010, 19(11): 2 546–2 550

[10] 刘钢, 韩勇, 朱建国, 冈田益己, 中村浩史, 吉本真由美. 稻麦轮作 FACE 系统平台Ⅰ. 系统结构与控制[J]. 应用生态学报, 2002, 13(10): 1 253–1 258

[11] 韩勇, 刘钢, 朱建国, 冈田益己, 吉本真由美. 稻麦轮作 FACE 系统平台Ⅱ. 系统控制和数据分析软件[J]. 应用生态学报, 2002, 13(10): 1 259–1 263

[12] 王小治, 尹微琴, 孙伟, 封克, 朱建国. 大气 CO_2 浓度升高对稻田土壤溶液中阴离子浓度的影响[J]. 生态学杂志, 2010, 29(8): 1 634–1 638

[13] Phillips RP, Finzi AC, Bernhardt ES. Enhanced root exudation induces microbial feedbacks to N cycling in a pine forest under long-term CO_2 fumigation[J]. Ecology Letters, 2011, 14(2): 187–194

[14] 苑学霞, 褚海燕, 林先贵, 尹睿, 胡君利, 朱建国. 土壤微生物生物量和呼吸强度对大气 CO_2 浓度升高的响应[J]. 植物营养与肥料学报, 2005, 11(4): 564–567

[15] Kou T, Zhu J, Xie Z, Hasegawa T, Heiduk K. Effect of elevated atmospheric CO_2 concentration on soil and root respiration in winter wheat by using a respiration partitioning chamber[J]. Plant and Soil, 2007, 299(1/2): 237–249

[16] 朱奇宏, 黄道友, 刘国胜, 朱光旭, 朱捍华, 刘胜平. 改良剂对镉污染酸性水稻土的修复效应与机理研究[J]. 中国生态农业学报, 2010, 18(4): 847–851

Medium-long Term Effects of Elevated Atmospheric CO_2 on Transposition of Ca and Mg in a Rice Paddy Field

SONG Ting-jie[1,2], ZHU Jian-guo[1*], SUN Hui-feng[3], LIU Gang[1], TANG Hao-ye[1], ZENG Qing[1]

(1 *State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture* (*Institute of Soil Science*, *Chinese Academy of Sciences*), *Nanjing* 210008, *China*; 2 *University of Chinese Academy of Sciences*, *Beijing* 100049, *China*; 3 *ECO-Environmental Protection Research Institute*, *Shanghai Academy of Agricultural Sciences*, *Shanghai* 201403, *China*)

Abstract: To further investigate the response of biogeochemical cycle of Ca and Mg to atmospheric CO_2 enrichment, a study associated with the medium-long term effects of elevated CO_2 on transposition of Ca and Mg at three soil depths (30, 60, and 90 cm) in different developmental stages was carried out on China rice-wheat rotation FACE (Free Air Carbon-dioxide Enrichment) experimental platform in the rice growing season. The results showed that with the increment in the soil depth, the Ca^{2+} concentration in soil solution showed a trend of decrease, and the Mg^{2+} concentration was increasing; whereas they increased at first and decreased then, and peaked at heading stage. Atmospheric CO_2 enrichment slightly decreased the Ca^{2+} concentration in the soil solution at 30 and 60 cm, but enhanced it at 90 cm (6.7%). It was detected that the responses of Mg^{2+} concentration in the soil solution to elevated CO_2 differed with the soil depth, and a stronger positive response was found at 60 cm (12.1%). This study indicated that elevated CO_2 tends to intensify the leaching loss of Ca^{2+} and Mg^{2+}, the increase in organic materials input and HCO_3^- concentration, and decrease in pH in the plow layer are the main causes. The long term effects of elevated CO_2 on Ca and Mg cycle in the soil under agricultural ecosystems deserve a further attention to pay.

Key words: CO_2 concentration enrichment, Soil solution in the rice paddy field, Ca, Mg, Leaching