

# 增施CO<sub>2</sub>对植物修复土壤DEHP污染的影响\*

刁晓君<sup>1,2</sup> 王曙光<sup>2\*\*</sup> 慕楠<sup>2</sup><sup>1</sup>中国环境科学研究院, 北京 100012; <sup>2</sup>北京化工大学环境科学与工程系, 北京 100029)

**摘要** 修复效率低一直是植物修复技术需要解决的关键问题之一。基于我国的CO<sub>2</sub>减排压力和CO<sub>2</sub>对植物生长的必要性,选择C3植物绿豆和C4植物玉米作为修复植物,以DEHP为目标污染物,探索增施CO<sub>2</sub>对植物修复土壤DEHP污染的影响。结果表明:DEHP对两种植物生长和根际微环境都产生了抑制性影响。增施CO<sub>2</sub>后,两种植物地上干质量显著增加,叶片SOD酶活性明显下降,根际土壤碱性磷酸酶活性增加,根际微生物群落结构改变,根际耐DEHP胁迫微生物数量增加,表明增施CO<sub>2</sub>对促进植物生长、增强植物抗DEHP胁迫能力、改善根际微环境有积极作用。增施CO<sub>2</sub>还促进了两种植物对DEHP的吸收,特别是植物地下部分。这些共同作用导致增施CO<sub>2</sub>后的两种植物根际DEHP残留浓度明显下降,土壤污染植物修复效率提高。整体上看,增施CO<sub>2</sub>对C3植物绿豆的影响明显大于C4植物玉米。可以将增施CO<sub>2</sub>作为强化植物修复过程的措施之一。

**关键词** 植物修复 DEHP 增施CO<sub>2</sub> 残留浓度

文章编号 1001-9332(2013)03-0839-08 中图分类号 X53 文献标识码 A

**Effects of enhanced CO<sub>2</sub> fertilization on phytoremediation of DEHP-polluted soil.** DIAO Xiaojun<sup>1,2</sup>, WANG Shu-guang<sup>2</sup>, MU Nan<sup>2</sup> (<sup>1</sup> Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China; <sup>2</sup> Department of Environmental Science and Engineering, Beijing University of Chemical Technology, Beijing 100029, China). -Chin. J. Appl. Ecol., 2013, 24(3): 839-846.

**Abstract:** Low efficiency of remediation is one of the key issues to be solved in phytoremediation technology. Based on the necessity of reducing CO<sub>2</sub> emission in China and the significance of CO<sub>2</sub> in plant photosynthesis, this paper studied the effects of enhanced CO<sub>2</sub> fertilization on the phytoremediation of polluted soil, selecting the C3 plant mung bean (*Vigna radiate*) and the C4 plant maize (*Zea mays*) as test plants for phytoremediation and the DEHP as the target pollutant. DEHP pollution had negative effects on the growth and rhizosphere micro-environment of the two plants. After enhanced CO<sub>2</sub> fertilization, the aboveground dry mass of the two plants and the alkaline phosphatase activity in the rhizosphere soils of the two plants increased, the COD activity in the leaves of the two plants decreased, the microbial community in the rhizosphere soils shifted, and the numbers of the microbes with DEHP-tolerance in the rhizosphere soils increased. These changes indicated that enhanced CO<sub>2</sub> fertilization could promote the plant growth and the plant tolerance to DEHP stress, and improve the rhizosphere micro-environment. Enhanced CO<sub>2</sub> fertilization also increased the DEHP uptake by the two plants, especially their underground parts. All these effects induced the residual DEHP concentration in the rhizospheres of the two plants, especially that of mung bean, decreased obviously, and the phytoremediation efficiency increased. Overall, enhanced CO<sub>2</sub> fertilization produced greater effects on C3 plant than on C4 plant. It was suggested that enhanced CO<sub>2</sub> fertilization could be a useful measure to enhance the efficiency of phytoremediation.

**Key words:** phytoremediation; DEHP; enhanced CO<sub>2</sub> fertilization; residual concentration.

植物修复技术以环境友好、成本低廉、对土壤结构破坏性小等优点日益受到大家的青睐和重视。近

年来国内外对其开展了大量研究,并取得了很大进展。植物修复对象从早期的土壤污染发展到现在的土壤、水体、大气污染<sup>[1-3]</sup>,修复方式从早期的单独植物修复发展到现在的植物-微生物<sup>[4-5]</sup>、植物-动

\* 中央高校科研业务费专项(ZZ1106)资助。

\*\* 通讯作者。E-mail: shgwang2002@yahoo.com.cn

2012-06-29 收稿,2012-12-24 接受。

物<sup>[6]</sup>、植物-化学<sup>[7-8]</sup>、植物-微生物-化学联合修复<sup>[9]</sup>等,这些探索很大程度上推动了植物修复技术的发展.但是,植物修复技术应用也面临很大挑战,如修复效率低、植物长势差等,大大影响了植物修复技术的应用前景<sup>[10]</sup>.强化污染环境中植物的生长是提高植物修复效率的前提条件之一.

CO<sub>2</sub> 是植物生长的必需原料,适当增加 CO<sub>2</sub> 浓度可提高植物光合作用,促进植物生长,改善根际环境,而这正是植物修复的基础<sup>[11]</sup>.因此,增施 CO<sub>2</sub> 可能会促进植物修复进程.近年来全球气候变暖加剧,碳减排呼声越来越高,我国作为世界上最大的 CO<sub>2</sub> 排放国,面临着巨大的碳减排压力.在 CO<sub>2</sub> 捕集材料、捕集方法日益成熟的条件下<sup>[12]</sup>,工业 CO<sub>2</sub> 的捕集越来越容易,若能将捕集到的 CO<sub>2</sub> 成功用于强化土壤污染植物修复过程,不仅可为 CO<sub>2</sub> 减排提供新的思路,而且还可为解决植物修复技术发展面临的困境提供借鉴<sup>[13]</sup>.然而,目前增施 CO<sub>2</sub> 对土壤污染植物修复影响的研究还很少.本课题组之前做了一些这方面的探索,发现增施 CO<sub>2</sub> 对 C3 植物根际氯氰菊酯消减有促进作用,而对 C4 植物影响较小<sup>[14]</sup>.但由于分析指标不全面,研究中存在一些无法解释的试验现象,如增施 CO<sub>2</sub> 后根际微生物量下降,而污染物消减反而增加.本研究针对前面探索中存在的问题,以土壤中普遍存在的酞酸酯类(PAEs)化合物——邻苯二甲酸二(2-乙基己基)酯(DEHP)为目标污染物,以 C3 植物绿豆(*Vigna radiate*)和 C4 植物玉米为修复植物,分析增施 CO<sub>2</sub> 对两类碳代谢途径不同的植物修复土壤 DEHP 污染的影响,以期为寻找植物修复的强化措施和 CO<sub>2</sub> 减排手段等提供借鉴.

PAEs 是土壤中最常见的有机污染物之一,主要来源于工业烟尘沉降、农田塑料薄膜使用、污水灌溉、城市污泥和堆肥施用等.对东莞(3.71 mg·kg<sup>-1</sup>)、济南(7.34 mg·kg<sup>-1</sup>)、广州(10.31~35.62 mg·kg<sup>-1</sup>)和深圳(13.68~27.06 mg·kg<sup>-1</sup>)、天津(0.53~2.53 mg·kg<sup>-1</sup>)<sup>[15-16]</sup>等地的调查发现,很多采样点的 PAEs 含量都达到了污染或严重污染的程度.土壤 PAEs 污染不仅抑制植物生长,导致作物品质下降或污染<sup>[17]</sup>,而且部分 PAEs 具有环境激素效应,威胁环境生物乃至人体健康<sup>[18]</sup>.因此,治理土壤 PAEs 污染迫在眉睫.这也是本研究选择 DEHP 作为目标污染物的原因.

## 1 材料与方法

### 1.1 供试土壤

试验用土取自北京郊区农田,深度为 0~

20 cm.理化性质如下:pH 值(水:土=2.5:1)8.0,有机质 21.8 g·kg<sup>-1</sup>,全氮 1.28 g·kg<sup>-1</sup>,有效磷 37.2 mg·kg<sup>-1</sup>,有效钾 123.5 mg·kg<sup>-1</sup>.风干后除去土壤中植物根系和其他干扰物,过 2 mm 筛后备用.

### 1.2 供试植物

分别选取籽粒大小接近、饱满的绿豆和玉米种子,蒸馏水清洗干净后,用 10% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 表面消毒 10 min,再用蒸馏水将 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 清洗干净,在 25 °C 条件下催芽 48 h,然后移栽至三室根箱中,每个根箱栽种 2 株植物,待植株生长稳定后间苗至 1 株.

### 1.3 试验处理

试验设 3 个因子,即 2 个 CO<sub>2</sub> 水平(380~400 μL·L<sup>-1</sup>、750~800 μL·L<sup>-1</sup>)、2 个植物种类(绿豆和玉米)、3 个 DEHP 浓度(0、20、100 mg·kg<sup>-1</sup>),采用正交试验设计(2×2×3),共 12 个处理.每处理 6 个重复,其中气室间重复 2 个,气室内重复 3 个.

DEHP 污染土壤:将称量好的 DEHP 溶解到丙酮中,用小型喷雾器将含有 DEHP 的丙酮溶液均匀喷洒在土壤中,反复混匀后,将处理好的土壤摊开 3 d,以使丙酮挥发干净.

增施 CO<sub>2</sub>:间苗后的植物在开顶式气室中开始增施 CO<sub>2</sub>,以瓶装 CO<sub>2</sub> 为气源,利用 CO<sub>2</sub> 浓度监测仪-气体质量流量计控制 CO<sub>2</sub> 浓度.每天熏气时间为 9:00—17:00.气室内温度白天控制在 25~30 °C,晚上控制在 15~20 °C,相对湿度 50%~85%,光照强度 30000 lx.持续 60 d 后收获.

### 1.4 测试方法

收获前 1 d,测定植物叶片超氧化物歧化酶(SOD)活性<sup>[19]</sup>.收获时,将植物地上部分与地下部分分开,用气相色谱法测定植物地上及地下部 DEHP 含量、根际土 DEHP 残留量<sup>[20]</sup>;同时,用磷脂脂肪酸法(PLFA)测根际微生物群落结构<sup>[21]</sup>,用改进的平板计数法测根际耐 DEHP 胁迫微生物数量,具体方法如下:

耐 DEHP 胁迫微生物数量的测定:分别配制细菌(牛肉膏蛋白胨培养基)、真菌(马丁培养基)和放线菌(改良高氏 1 号培养基)培养基,湿热高压蒸汽灭菌,等温度降至不烫手时分别按 50、100 mg·L<sup>-1</sup> 剂量加入 DEHP,然后倒制平板培养基,其他步骤同传统的微生物平板计数法<sup>[22]</sup>.

DEHP 的测定:称取 5 g 干土样(植物样 0.5 g),加入 1:1(体积比)的丙酮和正己烷混合溶剂 30 mL,静置过夜.在水温 25 °C 下超声 30 min,静置

后上清液用中速定性滤纸过滤,再向三角瓶中加入 1:1(体积比)丙酮和正己烷混合溶剂 20 mL 超声 10 min,上清液过滤,合并上清液于 250 mL 分液漏斗中,加 6% Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>溶液 100 mL,振荡 2 min,静止分层.除去水相,从上部将有机相转入梨形瓶中旋转蒸发(350 mbar,40 °C 水浴及转速 80 r·min<sup>-1</sup>)至 1~2 mL,之后加入 4 mL 正己烷混匀,同样条件下再旋转蒸至 1~2 mL.上述液经 Florisil 硅土柱(Florisil PR60/100).过柱时,先用 20 mL 正己烷预洗脱,再用 40 mL 1:3 的乙醚:正己烷洗脱液洗脱.最后把洗脱下的液体旋转蒸干,用甲醇定容至 2 mL,用气相色谱(GC-2014C, Shimadzu, 日本)测定.

### 1.5 数据处理

利用 SPSS 13.0 的 Duncan 分析方法进行差异显著性检验( $\alpha=0.05$ ).

## 2 结果与分析

### 2.1 增施 CO<sub>2</sub> 对两种植物地上部分干质量的影响

CO<sub>2</sub> 是植物光合作用的必需原料,因此 CO<sub>2</sub> 浓度升高在一定程度上可促进植物的生长,这也是 CO<sub>2</sub> 有时也被称为“气肥”的原因<sup>[23]</sup>.由于植物根系要进行其他指标测定,不能干燥处理,所以这里仅给出了植物地上部分干质量数据(图 1).

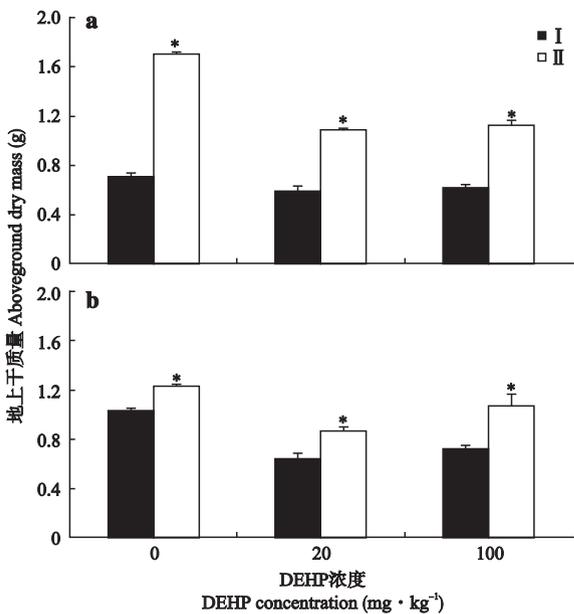


图 1 增施 CO<sub>2</sub> 对两种植物地上生物量的影响

Fig. 1 Effects of CO<sub>2</sub> fertilization on aboveground biomass of two plants.

a) 绿豆 Mung bean; b) 玉米 Maize. I: 380~400 μL·L<sup>-1</sup>; II: 750~800 μL·L<sup>-1</sup>. \* 增施 CO<sub>2</sub> 与未增施 CO<sub>2</sub> 处理差异显著 ( $P < 0.05$ ) Indicated significant differences between the treatments with and without CO<sub>2</sub> fertilization at 0.05 level. 下同 The same below.

从图 1 可以看出,DEHP 抑制了绿豆的生长,而增施 CO<sub>2</sub> 则促进了绿豆地上部的生长,0、20 和 100 mg·kg<sup>-1</sup> DEHP 下分别增加了 143%、83% 和 50%;玉米受增施 CO<sub>2</sub> 和添加 DEHP 的影响与绿豆类似,0、20 和 100 mg·kg<sup>-1</sup> DEHP 下增施 CO<sub>2</sub> 分别使玉米地上部干质量增加了 36%、26% 和 48% ( $P < 0.05$ ),但受影响幅度较绿豆小.这与本课题组之前的研究结果类似<sup>[14]</sup>,即增施 CO<sub>2</sub> 对 C3 植物生长促进作用较为显著,对 C4 植物则影响较小,甚至有抑制作用.CO<sub>2</sub> 浓度增加对 C3 植物的促进作用已得到广泛证实,如王春乙等<sup>[24]</sup>对小麦、大豆也有类似发现.增施 CO<sub>2</sub> 对 C4 植物的影响可能与高浓度 CO<sub>2</sub> 导致 C4 植物的光合作用下降有关,具体原因在文献[14]中已进行了详细的分析,在此不再赘述.

### 2.2 增施 CO<sub>2</sub> 对两种植物超氧化物歧化酶和碱性磷酸酶活性的影响

**2.2.1 超氧化物歧化酶(SOD)活性** 植物遭遇污染、干旱等逆境胁迫时,会产生大量有害物质——活性氧,从而影响植物的健康生长.SOD 酶是清除活性氧的有效组分之一,通常情况下,该酶的高表达可以减轻植物受到的环境胁迫伤害.但 SOD 酶属于诱导酶,适当的胁迫可以提高该酶活性,但过度胁迫则会降低该酶活性,所以 SOD 酶活低可能是植物受到的胁迫较小,也可能是由于受到了过度胁迫.

从图 2 可以看出,增施 CO<sub>2</sub> 明显降低了 SOD 酶的活性,0、20 和 100 mg·kg<sup>-1</sup> DEHP 下 SOD 酶活性分别比不增施 CO<sub>2</sub> 时下降 17%、91% 和 67%,说明增施 CO<sub>2</sub> 一定程度上缓解了植物受到的胁迫.在正常 CO<sub>2</sub> 浓度下,SOD 酶的活性在 DEHP 添加浓度为 20 mg·kg<sup>-1</sup> 时最高,这可能是由于 DEHP 适当胁迫诱导了 SOD 酶的活性;当 DEHP 添加浓度为 100 mg·kg<sup>-1</sup> 时,SOD 酶的活性虽比不添加 DEHP 处理时高,但低于 20 mg·kg<sup>-1</sup> 时,这可能是由于过高浓度 DEHP 伤害了植物的生长系统,导致植物 SOD 活性下降.姜蕾<sup>[25]</sup>发现,低浓度扑草净可以提高 SOD 的酶活性,高浓度扑草净则降低该酶的活性.在增施 CO<sub>2</sub> 环境中,SOD 酶活性在 20 mg·kg<sup>-1</sup> DEHP 下最低,可能是 CO<sub>2</sub> 与 DEHP 交互影响的结果.

不管是否增施 CO<sub>2</sub>,玉米 SOD 酶活性都随 DEHP 添加浓度的增加而显著增加.这一方面表明试验设计的 DEHP 浓度没有过度影响玉米的生长代谢,另一方面也表明玉米对 DEHP 胁迫的耐受能力比绿豆强.增施 CO<sub>2</sub> 后玉米 SOD 酶活性明显降低,0、20

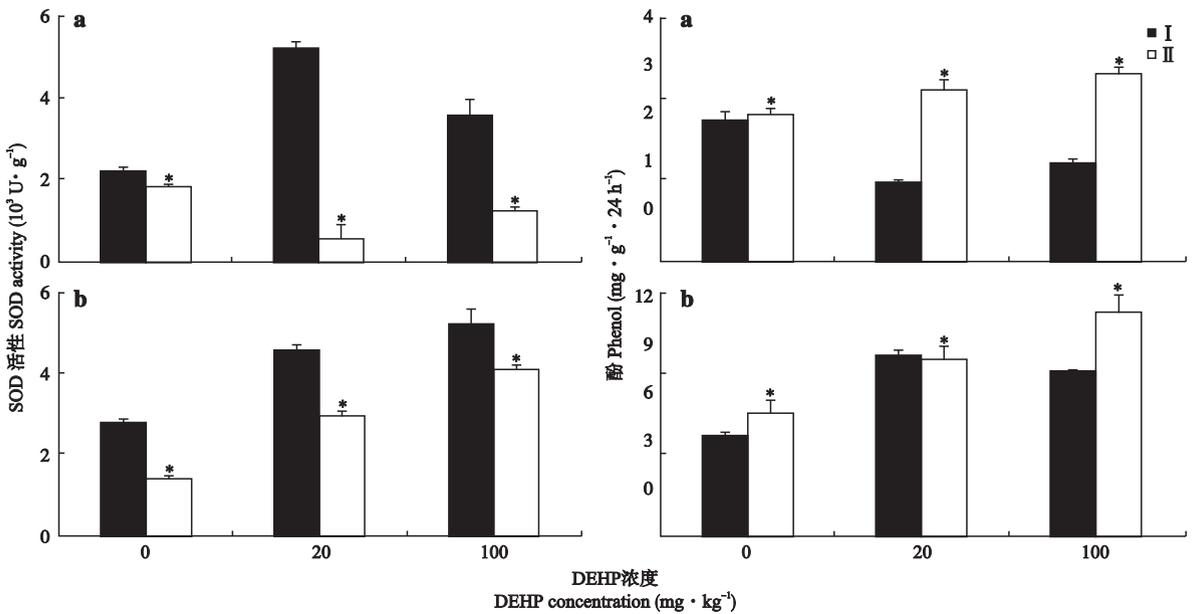


图2 增施 CO<sub>2</sub> 对两种植物 SOD 和磷酸酶活性的影响

Fig. 2 Effects of CO<sub>2</sub> fertilization on activity of SOD and soil alkaline phosphatase in two plants.

和 100 mg · kg<sup>-1</sup> DEHP 下分别下降 50%、36% 和 23%，表明增施 CO<sub>2</sub> 也降低了玉米受到的胁迫程度。

**2.2.2 土壤碱性磷酸酶活性** 增施 CO<sub>2</sub> 在直接影响植物光合作用的同时，也会通过光合产物分配变化间接影响植物根系分泌物，进而影响植物根际的微生物和酶活性。土壤磷酸酶是与土壤磷素循环有密切关系的生物酶，因此考察增施 CO<sub>2</sub> 对磷酸酶的影响具有十分重要的意义。贾夏等<sup>[26]</sup>研究表明，高浓度 CO<sub>2</sub> 使土壤磷酸酶活性显著增加。

从图 2 可以看出，在自然 CO<sub>2</sub> 浓度下，磷酸酶的活性随着 DEHP 浓度的升高呈现下降的趋势，说明 DEHP 的存在抑制了磷酸酶的活性，可能与 DEHP 抑制植物生长和生理代谢强度有关。增施 CO<sub>2</sub> 有效增加了磷酸酶的活性，其中 100 mg · kg<sup>-1</sup> DEHP 下效果最为明显，增加了 65%。由图 2b 可以看出，DEHP 对玉米根际磷酸酶活性的抑制并不十分明显，甚至有一定刺激作用。增施 CO<sub>2</sub> 对玉米的影响也没有对绿豆显著，在 DEHP 浓度为 100 mg · kg<sup>-1</sup> 时最大增加为 35%。

**2.3 增施 CO<sub>2</sub> 对两种植物根际微生物群落结构的影响**

两种植物根际土样中均检测到 7 种 C16 ~ C21 的标记性磷脂脂肪酸。由图 3 可以看出，DEHP 对绿豆根际微生物群落结构有明显影响，虽然 DEHP (0)、DEHP(100) 同在第一象限，但在 PC2 上的数值

差异显著。增施 CO<sub>2</sub> 对绿豆根际微生物群落也有明显影响，因为 DEHP(0)、CO<sub>2</sub>+DEHP(0) 分别位于第一和第三象限，DEHP(100)、CO<sub>2</sub>+DEHP(100) 分别位于第一、二象限，CO<sub>2</sub>+DEHP(20) 与 DEHP(20) 虽然均位于第四象限，但两者在 PC1 和 PC2 上的数值差异显著；图 3a<sub>II</sub> 是单体 PLFA 在主成分上的载荷值。可以看出，放线菌 PLFA 10me17:0、10me18:0 和革兰氏阴性细菌 PLFA cy17:0 与 PC1 呈正相关，表明这些微生物在 DEHP(0)、DEHP(100) 和 CO<sub>2</sub>+DEHP(20) 中比例较高；革兰氏阴性细菌 PLFA cy19:0 与 PC1 呈负相关，表明富含该 PLFA 的微生物在 CO<sub>2</sub>+DEHP(100) 比例较高；革兰氏阳性细菌 PLFA i16:0 靠近 PC1 的原点，表明其在 DEHP(20) 中比例较高；真菌 PLFA 18:1ω9、18:2ω6,9 则在 CO<sub>2</sub>+DEHP(0) 含量较高。

从图 3b<sub>I</sub> 可以看出，添加 DEHP 对根际微生物影响较大，DEHP(0)、DEHP(20)、DEHP(100) 分别在二、四、三象限。增施 CO<sub>2</sub> 对 DEHP(0)、DEHP(100) 根际微生物影响明显，但对 DEHP(20) 影响甚小，因为 DEHP(20) 与 CO<sub>2</sub>+DEHP(20) 均位于同一象限，且在 PC1 和 PC2 上的数值差异不显著，具体原因有待进一步分析。真菌 PLFA (18:1ω9)、放线菌 PLFA (10me17:0、10me18:0)、革兰氏阳性细菌 PLFA (i16:0) 与 PC1 呈正相关，表明它们在 DEHP(20)、CO<sub>2</sub>+DEHP(20) 中比例较高；革兰氏阴性细菌 PLFA cy17:0 与 PC1 呈负相关，表明其在 CO<sub>2</sub>+DEHP(100)

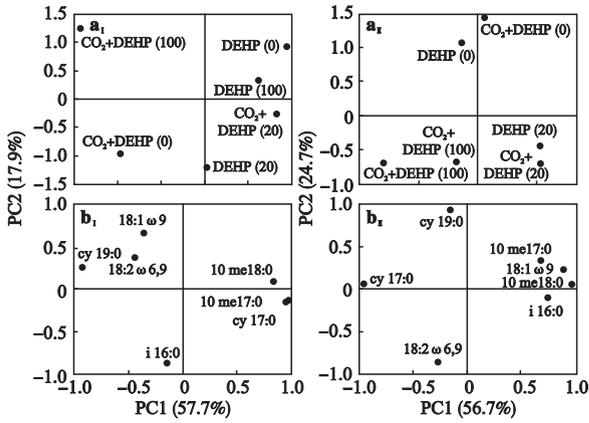


图3 增施 CO<sub>2</sub> 对两种植物根际微生物群落结构的影响

Fig. 3 Effects of CO<sub>2</sub> fertilization on microbial community structure in rhizosphere in two plants.

I: 微生物群落结构分布 Microbial community structure; II: 标记性 PLFA 载荷值 Loading values of PLFA biomarkers. 括号内数据表示添加的 DEHP 浓度 The numbers in the brackets indicated added DEHP concentration (mg · kg<sup>-1</sup>).

中比例较高; 而真菌 PLFA 18:2ω6,9 和革兰氏阴性细菌 PLFA cy17:0 靠近 PC1 原点, 表明它们在 DEHP(0) 和 DEHP(100) 中比例较高。

#### 2.4 增施 CO<sub>2</sub> 对两种植物根际耐 DEHP 胁迫微生物的影响

在之前的研究中, 发现增施 CO<sub>2</sub> 对未污染土壤中植物根际三大菌 (细菌、真菌和放线菌) 数量有促进作用, 但降低了污染土壤中植物根际三大菌的数量。然而这种根际微生物数量的下降并没有影响增施 CO<sub>2</sub> 对根际污染物消减的促进作用。推测原因是, 在增施 CO<sub>2</sub> 和污染物胁迫双重作用下, 对污染物降解作用较强但数量较小的特殊微生物数量增加, 而无污染物降解能力但数量较大的微生物数量下降, 当前者增加数量小于后者降低数量时, 即表现出根际总微生物量的下降, 但污染物残留浓度下降。本试验分别选择绿豆增施 CO<sub>2</sub>+20 mg · kg<sup>-1</sup> DEHP 处理和玉米增施 CO<sub>2</sub>+100 mg · kg<sup>-1</sup> DEHP 处理的根际样品, 测定样品中耐 DEHP 的微生物数量。

表1 增施 CO<sub>2</sub> 对根际耐 DEHP 胁迫微生物数量的影响

Table 1 Effect of CO<sub>2</sub> fertilization on microbes with DEHP-tolerance in rhizosphere (CFU · g<sup>-1</sup>)

处理 Treatment	50 mg · L <sup>-1</sup> DEHP			100 mg · L <sup>-1</sup> DEHP			
	细菌 Bacteria (×10 <sup>5</sup> )	真菌 Fungi (×10 <sup>3</sup> )	放线菌 Actinomycete (×10 <sup>5</sup> )	细菌 Bacteria (×10 <sup>5</sup> )	真菌 Fungi (×10 <sup>3</sup> )	放线菌 Actinomycete (×10 <sup>5</sup> )	
绿豆 Mung bean	-CO <sub>2</sub>	6.08	4.56	3.71	5.57	2.66	4.08
	+CO <sub>2</sub>	3.74*	6.78*	4.94*	5.75	2.41	4.82*
玉米 Maize	-CO <sub>2</sub>	1.56	4.29	4.70	1.43	6.56	4.51
	+CO <sub>2</sub>	1.67	4.80	4.96	2.95*	6.28	5.46*

\* 表示增施 CO<sub>2</sub> 与未增施 CO<sub>2</sub> 处理差异显著 (P<0.05) Significant differences between the treatments with and without CO<sub>2</sub> fertilization at 0.05 level.

从表 1 可以看出, 对绿豆来说, 增施 CO<sub>2</sub> 使耐受 50 mg · L<sup>-1</sup> DEHP 的真菌和放线菌数量显著增加, 而细菌数量显著下降; 在选择压力为 100 mg · L<sup>-1</sup> DEHP 时, 仅放线菌数量显著增加。对玉米来说, 增施 CO<sub>2</sub> 没有显著改变根际耐受 20 mg · L<sup>-1</sup> DEHP 的细菌、真菌和放线菌数量, 但使耐受 100 mg · kg<sup>-1</sup> DEHP 的细菌和放线菌数量显著增加。整体来看, 增施 CO<sub>2</sub> 确实能改变根际耐 DEHP 胁迫微生物的数量, 特别是对 C3 植物绿豆根际微生物影响更大。这可能是由于增施 CO<sub>2</sub> 对 C3 植物生长影响较大, 而 C4 植物玉米对 CO<sub>2</sub> 浓度变化响应较小。此外, 绿豆和玉米对 DEHP 污染的敏感性不同可能也是原因之一。该结果验证了前期的推断, 说明并不能简单根据根际微生物总量的变化来分析增施 CO<sub>2</sub> 对 DEHP 残留的影响。

#### 2.5 增施 CO<sub>2</sub> 对两种植物吸收 DEHP 的影响

对土壤污染修复来说, 植物对污染物的吸收也是主要途径之一。在未添加 DEHP 处理的土壤中, 植物 DEHP 浓度在仪器检测限以下, 故未在图 4 中列出。从图 4 可以看出, 在土壤添加 DEHP 的处理中, 绿豆和玉米的地上和地下部均有 DEHP 的存在, 且含量随 DEHP 浓度的升高而增加, 特别是地下部。

增施 CO<sub>2</sub> 后, 绿豆地上和地下部 DEHP 含量明显增加。20 mg · kg<sup>-1</sup> DEHP 下地上和地下部 DEHP 含量分别比未增施 CO<sub>2</sub> 增加 508% 和 221%, 100 mg · kg<sup>-1</sup> DEHP 下地上和地下部 DEHP 含量分别比未增施 CO<sub>2</sub> 增加 257% 和 88%。增施 CO<sub>2</sub> 对玉米吸收 DEHP 也有同样的影响, 20 mg · kg<sup>-1</sup> DEHP 下地上和地下部 DEHP 含量分别比未增施 CO<sub>2</sub> 增加 544% 和 89%, 100 mg · kg<sup>-1</sup> DEHP 下地上和地下部 DEHP 含量分别比未增施 CO<sub>2</sub> 增加 129% 和 50%。说明增施 CO<sub>2</sub> 增加了植物对 DEHP 的吸收。这主要是由于 CO<sub>2</sub> 浓度升高促进了植物生长, 从而增加了植物对包括污染物在内所有物质的吸收。

## 2.6 增施 CO<sub>2</sub> 对两种植物根际 DEHP 残留量的影响

根际 DEHP 的残留是植物吸收、微生物降解等过程综合作用的结果,低残留量是植物修复的主要目的.从图 5 可以看出,在增施 CO<sub>2</sub> 环境中,3 个 DEHP 浓度处理下的绿豆根际 DEHP 残留浓度分别比未增施 CO<sub>2</sub> 下降了 24%、9% 和 11%,玉米根际 DEHP 残留浓度分别下降 24%、1% 和 25%,表明增

施 CO<sub>2</sub> 可以一定程度上促进两种植物根际 DEHP 的降解,原因可能是增施 CO<sub>2</sub> 促进了植物的生长,特别是根系生物量增加、根际微环境改善、耐性微生物数量增加.Grayston 等<sup>[27]</sup>发现,CO<sub>2</sub> 浓度升高对根际的微生物群落组成产生影响,对真菌起到促进作用,使细菌代谢活性增强.有研究表明,CO<sub>2</sub> 浓度增加时,土壤中菌根和磷酸酶活性会增加,其中碱性磷酸酶活性的活性与细菌有关.

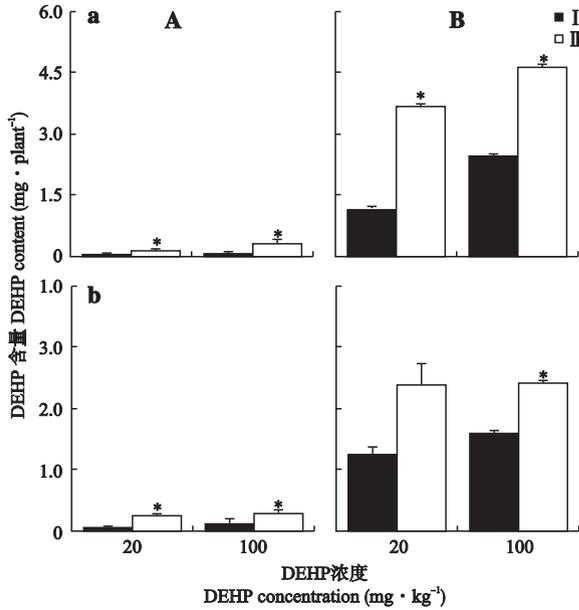


图 4 增施 CO<sub>2</sub> 对两种植物吸收 DEHP 的影响  
Fig. 4 Effects of CO<sub>2</sub> fertilization on plant uptake to DEHP.

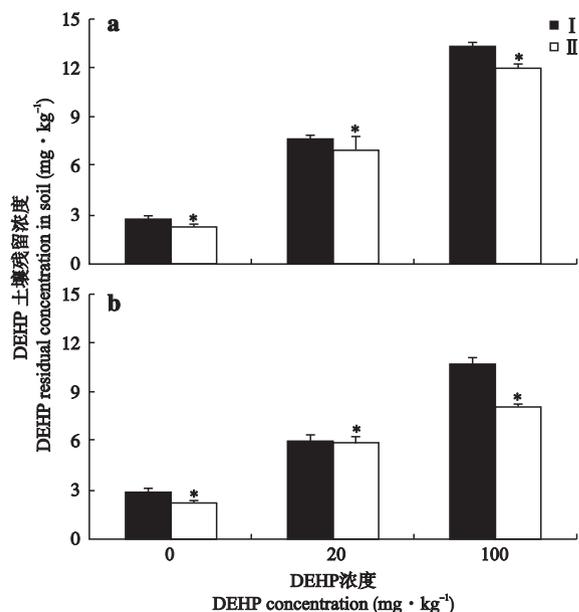


图 5 增施 CO<sub>2</sub> 对两种植物根际 DEHP 残留浓度的影响  
Fig. 5 Effects of CO<sub>2</sub> fertilization on residual DEHP concentration in rhizosphere of two plants.

## 3 讨论

本研究主要探讨了增施 CO<sub>2</sub> 对植物修复效率的影响,结果表明,前者对后者具有明显的促进作用,特别是对 C3 植物.这对 CO<sub>2</sub> 减排、土壤污染修复具有重要意义.生物固碳被认为是目前最安全、经济、有效的碳减排方式<sup>[28]</sup>,而我国又是世界上最大的 CO<sub>2</sub> 排放国,CO<sub>2</sub> 减排压力巨大,两者相结合将非常有利于我国 CO<sub>2</sub> 减排的可持续性和环境友好性.虽然本试验使用的是钢瓶装 CO<sub>2</sub>,似乎距捕集性 CO<sub>2</sub> 还很遥远.但实际上,目前国内外已在工业尾气 CO<sub>2</sub> 的分离技术、捕集材料、捕集方法等方面取得很大进展,且国外已经有 CO<sub>2</sub> 捕集、贮存的应用案例<sup>[29]</sup>.可以说,从工业尾气中获取 CO<sub>2</sub> 指日可待,因此,将工业 CO<sub>2</sub> 用于强化植物修复技术是可行和充满前景的.笔者认为,从应用角度,将捕集到的 CO<sub>2</sub> 与小型塑料棚相结合,应是增施 CO<sub>2</sub> 强化土壤污染植物修复的首选方式.

增施 CO<sub>2</sub> 对植物生长的促进作用首先得益于光合作用的增强,其次是对水分、养分利用能力的增强,这对植物修复来说具有重要意义.大的植物生物量意味着植物对养分、水分、污染物等吸收的增加,对污染物较强的稀释能力和耐受能力,以及较强的根际效应.同时,大的生物量还可促使植物合成更多的防御性化合物(defensive compound),增强植物对病虫害的抵抗能力<sup>[30-31]</sup>.所以,增施 CO<sub>2</sub> 为提高植物修复效率奠定了良好的基础.在本试验中,增施 CO<sub>2</sub> 不仅增强了两种植物对 DEHP 的耐受力(叶片 SOD 酶活性下降),而且植物对 DEHP 的吸收量也显著高于未增施 CO<sub>2</sub> 的植物,这正是上述机制综合作用的结果.然而,这种影响的具体机制还需要做更深入的分析,因为目前增施 CO<sub>2</sub> 或 CO<sub>2</sub> 浓度变化对植物与污染物相互影响的研究非常少.慕楠等<sup>[14]</sup>发现增施 CO<sub>2</sub>(750 ~ 800 μmol · mol<sup>-1</sup>)显著降低了菜豆根际氯氰菊酯的残留浓度,李平等<sup>[32]</sup>发现 CO<sub>2</sub>

浓度升高(680  $\mu\text{mol} \cdot \text{mol}^{-1}$ )增加了小麦地上和地下部对 Cu 的吸收以及地上部对 Cd 的吸收,与本研究结果有类似之处;而贾海霞等<sup>[33]</sup>的结果与本研究不一致,他们发现 CO<sub>2</sub> 浓度升高(570  $\mu\text{mol} \cdot \text{mol}^{-1}$ )降低了水稻叶片的 Cu 含量,SOD 酶活性升高.这可能与使用的植物品种、CO<sub>2</sub> 浓度、土壤营养水平等不同有关,而这些都是影响植物对 CO<sub>2</sub> 浓度升高响应的重要因素.此外,污染物性质(无机物还是有机物)不同可能也是原因之一.

大气 CO<sub>2</sub> 浓度升高对植物根际微生物的影响已开展了很多,多数研究表明,其对后者产生有益影响,虽然受温度、土壤养分、植物种类等的影响<sup>[34]</sup>.根际微生物的改变,是由于高浓度 CO<sub>2</sub> 促进了植物有机化合物的合成,改变了养分、水分、光合产物的分配,而这可能影响根际微生物量、群落结构以及微生物活性<sup>[35]</sup>.本研究中,不管是否有 DEHP 污染存在,增施 CO<sub>2</sub> 均改变了根际微生物的群落结构.当然,DEHP 污染存在时可能是两者综合作用的结果.根际抗 DEHP 胁迫使微生物量增加,应是根际 DEHP 残留浓度下降、根际微生物群落结构改变的主要原因之一,这也解释了文献[14]中的疑问.因此,增施 CO<sub>2</sub> 不是简单地改变了根际的微生物量和微生物群落结构,而是改变了与污染物环境行为有关的特殊微生物的数量.但由于这方面的探索还很浅显,本文也是文献中首次报道 CO<sub>2</sub> 浓度变化对耐压微生物数量影响的研究,无法将污染物降解与微生物变化直接联系起来.今后,将通过<sup>13</sup>C-PLFA 技术研究 DEHP 降解与功能菌的关系.

## 4 结 论

DEHP 污染物的存在抑制了植物生长,降低了根际土壤碱性磷酸酶的活性,改变了根际土壤微生物群落结构.

增施 CO<sub>2</sub> 促进了植物的生长,增强了植物抗 DEHP 胁迫的能力,改变了根际微生物群落结构,增加了根际耐 DEHP 胁迫微生物的数量,提高了根际碱性土壤磷酸酶的活性,有利于土壤 DEHP 污染植物修复的进行.

增施 CO<sub>2</sub> 促进了植物对 DEHP 的吸收量,降低了根际 DEHP 的残留浓度,提高了修复效率,可考虑将其作为强化植物修复过程的措施之一.

## 参考文献

[1] Pulford ID, Watson C. Phytoremediation of heavy metal-

- contaminated land by trees: A review. *Environment International*, 2003, **29**: 529–540
- [2] Freer-Smith PH, El-Khatib AA, Taylor G. Capture of particulate pollution by trees: A comparison of species typical of semi-arid areas (*Ficus nitida* and *Eucalyptus globulus*) with European and North American species. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2004, **155**: 173–187
- [3] Bharti S, Banerjee TK. Phytoremediation of the coalmine effluent. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2012, **81**: 36–42
- [4] Khan AG. Role of soil microbes in the rhizospheres of plants growing on trace metal contaminated soils in phytoremediation. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 2005, **18**: 355–364
- [5] Rajkumar M, Sandhya S, Prasad MNV, et al. Perspectives of plant-associated microbes in heavy metal phytoremediation. *Biotechnology Advances*, 2012, **30**: 1562–1574
- [6] Hu M (胡 淼), Chen H (陈 欢), Tian L (田 蕾), et al. Roles of earthworm in degradation of soil phenanthrene by *Pseudomonas putida*. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2008, **19**(1): 218–222 (in Chinese)
- [7] Hu Y-H (胡亚虎), Wei S-H (魏树和), Zhou Q-X (周启星), et al. Application of chelator in phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. *Journal of Agro-Environment Science* (农业环境科学学报), 2010, **29**(11): 2055–2063 (in Chinese)
- [8] Mitton FM, Gonzalez M, Peña A, et al. Effects of amendments on soil availability and phytoremediation potential of aged *p,p'*-DDT, *p,p'*-DDE and *p,p'*-DDD residues by willow plants (*Salix* sp.). *Journal of Hazardous Materials*, 2012, **203/204**: 62–68
- [9] Liu X-N (刘晓娜), Zhao Z-Q (赵中秋), Chen Z-X (陈志霞), et al. Mycorrhiza and plants joint remediation of heavy metal contaminated soil. *Environmental Science & Technology* (环境科学与技术), 2011, **34**(12): 127–133 (in Chinese)
- [10] Gerhardt KE, Huang XD, Glick BR, et al. Phytoremediation and rhizoremediation of organic soil contaminants: Potential and challenges. *Plant Science*, 2009, **176**: 20–30
- [11] Glick BR. Using soil bacteria to facilitate phytoremediation. *Biotechnology Advances*, 2010, **28**: 367–374
- [12] Kuuskra A. Review and Evaluation of the CO<sub>2</sub> Capture Project by the Technology Advisory Board: Carbon Dioxide Capture for Storage in Deep Geologic Formations-Results from the CO<sub>2</sub> Capture Project. London, Elsevier 2005
- [13] Witters N, Mendelsohn RO, Van Slycken S, et al. Phytoremediation, a sustainable remediation technology? Conclusions from a case study. I: Energy production

- and carbon dioxide abatement. *Biomass and Bioenergy*, 2012, **39**: 454–469
- [14] Mu N (慕楠), Diao X-J (刁晓君), Wang S-G (王曙光), *et al.* Effect of CO<sub>2</sub> fertilization on residual concentration of cypermethrin in rhizosphere of C3 and C4 plant. *Environmental Science* (环境科学), 2012, **33** (6): 2046–2451 (in Chinese)
- [15] Cai Q-Y (蔡全英), Li Y-H (李云辉), Zeng Q-Y (曾巧云), *et al.* The study of PAEs in soils from typical vegetable fields in areas of Guangzhou and Shenzhen, South China. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 2005, **25**(2): 283–288 (in Chinese)
- [16] Zhu Y-Y (朱媛媛), Tian J (田靖), Yyang H-B (杨洪彪), *et al.* Phthalate pollution in atmospheric particles and soils of Tianjin and their correlation. *Environmental Pollution & Control* (环境污染与防治), 2010, **32**(2): 41–45 (in Chinese)
- [17] Yin R (尹睿), Lin X-G (林先贵), Wang S-G (王曙光), *et al.* Influence of DBP/DEHP pollution in soil on vegetable quality. *Journal of Agro-Environment Science* (农业环境科学学报), 2004, **23**(1): 1–5 (in Chinese)
- [18] Zhang J (张晶), Li S-G (厉曙光), Dai J-C (戴继灿). Research advance in effect of PAEs on male reproductive system. *Chinese Journal of Andrology* (中国男科学杂志), 2008, **28**(8): 66–67 (in Chinese)
- [19] Hao Z-B (郝再彬), Cang J (苍晶), Xu Z (徐仲). *Plant Physiology Experiment*. Harbin: Harbin Institute of Technology Press, 2004 (in Chinese)
- [20] Wang SG, Lin XG, Yin R, *et al.* Effects of di-n-butyl phthalate on mycorrhizal and non-mycorrhizal cowpea plants. *Biologia Plantarum*, 2004, **47**: 637–639
- [21] Wang SG, Hou YL, Guo W. Responses of nitrogen transformation and microbial community composition to urea patch. *Pedobiologia*, 2010, **54**: 9–17
- [22] Xu G-H (许光辉), Zheng H-Y (郑洪元). *Analytical Methods Manual of Soil Microbes*. Beijing: China Agriculture Press, 1986 (in Chinese)
- [23] Jaffrin A, Bentoune N, Joan AM, *et al.* Landfill Biogas for heating greenhouses and providing carbon dioxide supplement for plant growth. *Biosystems Engineering*, 2003, **86**: 113–123
- [24] Wang C-Y (王春乙), Guo J-P (郭建平), Wang X-L (王修兰), *et al.* The experimental study of the effects of CO<sub>2</sub> concentration enrichment on physiological feature of C3 and C4 crops. *Acta Agronomica Sinica* (作物学报), 2000, **26**(6): 813–817 (in Chinese)
- [25] Jiang L (姜蕾). Effect of organic matter on environmental behaviour of prometryn. PhD Thesis. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2011 (in Chinese)
- [26] Jia X (贾夏), Zhao Y-H (赵永华), Han S-J (韩士杰). Effects of elevated CO<sub>2</sub> on soil microbes. *Chinese Journal of Ecology* (生态学杂志), 2007, **26**(3): 443–448 (in Chinese)
- [27] Grayston SJ, Campbell CD, Lutze JL, *et al.* Impact of elevated CO<sub>2</sub> on the metabolic diversity of microbial communities in N-limited grass swards. *Plant and Soil*, 1998, **203**: 289–300
- [28] Huang Y-M (黄永梅), Gong J-R (龚吉蕊), Zhang X-S (张新时). Key issues in studying biotic carbon sequestration in China. *Bulletin of National Natural Science Foundation of China* (中国科学基金), 2008, **22** (5): 268–271 (in Chinese)
- [29] Quan H (全浩), Wen X-F (温雪峰), Guo L-L (郭琳琳). Current situation and development trend of CO<sub>2</sub> capture and storage technology underground. *Coal Engineering* (煤炭工程), 1997(12): 75–79 (in Chinese)
- [30] Runion GB. Climate change and plant pathosystems: Future disease prevention starts here. *New Phytologist*, 2003, **159**: 531–538
- [31] Braga MR, Aidar MPM, Marabesi MA, *et al.* Effects of elevated CO<sub>2</sub> on the phytoalexin production of two soybean cultivars differing in the resistance to stem canker disease. *Environmental and Experimental Botany*, 2006, **58**: 85–92
- [32] Li P-Y (李平远), Lou Y-S (娄运生), Liang Y-C (梁永超), *et al.* Effects of elevated CO<sub>2</sub> on fractions and bioactivity of copper and cadmium in contaminated soil. *Acta Scientiae Circumstantiae* (环境科学学报), 2006, **26**(12): 2018–2025 (in Chinese)
- [33] Jia H-X (贾海霞), Guo H-Y (郭红岩), Yin Y (尹颖), *et al.* Response of rice to soil micro-pollution with Cu under free air CO<sub>2</sub> enrichment. *Chinese Science Bulletin* (科学通报), 2007, **52** (10): 1136–1140 (in Chinese)
- [34] Li Y (李杨), Huang G-H (黄国宏), Shi X (史奕). Effect of atmospheric CO<sub>2</sub> enrichment on soil microbes and related factor. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2003, **14** (12): 2321–2325 (in Chinese)
- [35] Hu S, Firestone MK, Chapin III FS. Soil microbial feedbacks to atmospheric CO<sub>2</sub> enrichment. *Trends in Ecology and Evolution*, 1999, **14**: 433–437

---

作者简介 刁晓君,女,1975年生,博士.主要从事湖泊沉积物及环境微生物研究,发表论文10余篇. E-mail: diaoxiaojun2000@yahoo.com.cn

责任编辑 肖红

---