

FACE 条件对伴矿景天生长及金属元素吸收的影响与机制初探^①

刘宇佳^{1,2}, 朱媛颖^{1,2}, 李柱², 周秋琴², 刘桓², 杨璠璠^{1,2}, 高婷², 周通²,
周嘉文², 朱春梧², 吴龙华^{2,3*}

(1 中国科学院大学中丹学院, 北京 100049; 2 中国科学院南京土壤研究所, 南京 211135; 3 中国科学院大学南京学院, 南京 211135)

摘要: 本研究通过短期(30 d)和长期(90 d)开放式空气 CO₂ 增高(FACE, 较对照高 200 ppm)试验, 初步探究了伴矿景天(*Sedum plumbizincicola*)在 3 种典型土壤上的生长与金属元素吸收特性。结果表明: 短期 FACE 处理显著提高了伴矿景天叶片和茎鲜物质量以及株高等生长指标, 其中常湿淋溶土上的促进效应最为显著(叶片鲜物质量提高 2.51 倍), 而潜育水耕人为土上植物生物量的增幅最小; 长期 FACE 处理下, 植物生物量增幅有所降低, 仅湿润锥形土仍维持部分显著差异。在金属元素吸收方面, 短期 FACE 处理显著促进了伴矿景天对 K、Ca、Mg 等元素的吸收, 其中常湿淋溶土中 K 和 Ca 的增幅最为突出; 而长期 FACE 处理后, 金属元素吸收增势减弱。本研究初步探究了高 CO₂ 环境下伴矿景天生长与金属元素吸收的土壤差异性及时空动态变化特征, 为重金属污染土壤的植物修复技术优化提供了理论依据。

关键词: FACE; 伴矿景天; 生物量; 金属元素吸收; 土壤类型

中图分类号: S53 **文献标志码:** A

Preliminary Study of the Effects of FACE Conditions on the Growth and Metal Element Uptake of *Sedum plumbizincicola*

LIU Yujia^{1,2}, ZHU Yuanying^{1,2}, LI Zhu², ZHOU Qiuqin², LIU Huan², YANG Liulin^{1,2}, GAO Ting², ZHOU Tong², ZHOU Jiawen², ZHU Chunwu², WU Longhua^{2,3*}

(1 Sino-Danish College, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 2 Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135, China; 3 University of Chinese Academy of Sciences, Nanjing, Nanjing 211135, China)

Abstract: This study investigated the temporal dynamics of biomass accumulation and metal uptake patterns in *Sedum plumbizincicola* grown under short-term (30-day) and long-term (90-day) Free-Air CO₂ Enrichment (FACE) conditions (+200 ppm above ambient) across three distinct soil types: Perudic Luvisols (pH 5.5), Hydragric Anthrosols (pH 6.5), and Udic Cambisols (pH 7.5). The results revealed that short-term elevated CO₂ exposure significantly enhanced various biomass parameters including leaf fresh weight, stem fresh weight, and plant height, with the most substantial promotion observed in Perudic Luvisols soil where leaf fresh weight increased by 2.51-fold, compared to more modest improvements in Hydragric Anthrosols soil. However, these growth stimulation diminished under prolonged CO₂ exposure, with only Udic Cambisols soil maintaining statistically significant differences in biomass accumulation. Regarding metal absorption dynamics, short-term CO₂ enrichment markedly improved the uptake of essential elements such as K, Ca, and Mg, particularly in Perudic Luvisols soil where K and Ca accumulation was most pronounced. However, the advantage of metal absorption was weakened after long-term high CO₂ treatment. This study preliminarily investigated the soil-dependent variations and spatiotemporal dynamics of *Sedum plumbizincicola* growth and metal element uptake under elevated CO₂ conditions, providing a theoretical basis for optimizing phytoremediation techniques in heavy metal-contaminated soils.

Key words: Free-Air CO₂ Enrichment; *Sedum plumbizincicola*; Biomass; Metal element absorption; Soil type

①基金项目: 国家自然科学基金项目(U2002210)和云南省专家工作站项目(202305AF150042)资助。

* 通信作者(lhwu@issas.ac.cn)

作者简介: 刘宇佳(2000—), 女, 四川成都人, 硕士研究生, 主要从事植物分子生物学研究。E-mail: liuyujia0823@163.com

自工业革命以来,化石燃料燃烧、工业生产和森林砍伐等人类活动导致大气中二氧化碳(CO₂)、甲烷(CH₄)、一氧化二氮(也称氧化亚氮, N₂O)等温室气体浓度显著上升。CO₂ 作为全球变暖的主要驱动因子,其浓度从工业革命前的 279 ppm 持续攀升: 1760—1960 年间增长约 50 ppm, 1960—2020 年增速翻倍, 累计增加 100~417 ppm(<https://climate.nasa.gov>)^[1]。最新监测显示, 2024 年 4 月全球平均 CO₂ 浓度已达 427 ppm(美国国家海洋和大气管理局, NOAA, 2024), 而联合国政府间气候变化专门委员会(Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC)预测 21 世纪末全球地表温度升高幅度将达 2.0~3.7 ℃。这种变化将导致极端气候事件频发, 对生态系统和农业生产构成严峻挑战^[2]。

植物对大气 CO₂ 浓度及温度升高的响应至关重要, 直接影响农业可持续性与全球生态稳定。植物响应气候变化的定量研究始于 20 世纪 80 年代, 开放式空气 CO₂ 浓度增高系统(Free Air Carbon-dioxide Enrichment, FACE)的建立突破了传统气室的微气候干扰局限^[3]。从美国布鲁克海文国家实验室(Brookhaven National Laboratory)FACE 平台到中国首个稻-麦轮作 FACE 试验系统(无锡, 2001 年), 该技术已揭示一些 C3/C4 作物在 CO₂ 升高下的光合适应机制与产量增益规律^[4-5]。大气 CO₂ 浓度升高可提升叶片光合效率及水分利用效率, 增加植物生物量及土壤有机质含量。研究表明, C3 植物在 CO₂ 浓度升高条件下光合速率提升, 生物量增幅约 33%; 与 C3 植物类似, CAM(景天酸代谢)植物在 CO₂ 富集下生物量增幅 35%; C4 植物的 FACE 响应相对较弱, 生物量增幅仅 10% 左右^[6]。植物生长加速伴随出现“养分稀释”效应, CO₂ 浓度升高使 C3 植物组织 N 含量普遍下降, Ca、K、Zn、Fe 等 25 种关键矿质元素平均浓度降低 8%^[7-8]。大气 CO₂ 浓度升高正重塑全球植物生长与养分循环的基本模式。然而, CAM 植物, 尤其是 Cd/Zn 超积累植物伴矿景天(*Sedum plumbizincicola*)在大气

CO₂ 浓度升高下的生长与矿质元素吸收机制的研究尚未有报道。有研究表明, 东南景天(*Sedum alfredii*)在 FACE 条件下净光合速率与 Cd/Zn 富集量同步提升^[9]。但 CO₂ 浓度升高可能通过营养元素“稀释效应”, 引发复杂的生长和生理权衡^[10]。植物如何在碳增益和养分限制间实现资源最优分配, 其不同土壤中的动态响应如何, 这严重制约着 CAM 植物修复技术在应对气候变化时的精准调控。

伴矿景天作为景天科兼性 CAM 植物, 具有独特的环境适应性。目前, FACE 条件对伴矿景天的生长和养分元素吸收的影响研究尚未见报道。因此, 本研究以常湿淋溶土(pH 5.5)、潜育水耕人为土(pH 6.5)、湿润锥形土(pH 7.5)3 种土壤为对象, 结合短期与长期 FACE 处理, 初步开展 FACE 条件对不同土壤上伴矿景天生长及营养元素吸收的影响研究, 旨在阐明土壤类型与 CO₂ 处理的交互效应, 为应对全球气候变化下的低碳型植物修复技术研发, 以及生态安全与农业可持续发展提供理论依据和技术支撑。

1 材料与方法

1.1 田间试验与样品采集

试验于 2024 年 8—11 月在江苏省南京市江宁区淳化街道“土壤碳中和与气候变化适应研究”平台进行。该区属亚热带季风气候, 年平均降水量 1 073 mm, 年极端最低气温 -13.3 ℃, 年极端最高气温 40.4 ℃, 平均无霜期为 224 d。供试植物为伴矿景天, 幼苗来自广东省韶关市仁化县董塘镇。本研究选取 3 类污染土壤: ①常湿淋溶土(Perudic Luvisols, 酸性土壤, pH 5.5), 采集于贵州省贵阳市乌当区水田镇安多下寨, 简称“WD”; ②潜育水耕人为土(Hydragric Anthrosols, 弱酸性土壤, pH 6.5), 取自广东省韶关市仁化县董塘镇, 简称“RH”; ③湿润锥形土(Udic Cambisols, 弱碱性土壤, pH 7.5), 采自贵州省黔南布依族苗族自治州罗甸县罗沙乡翁定村, 简称“LD”。供试土壤基本理化性质如表 1 所示。

表 1 供试土壤基本理化性质
Table 1 Basic physicochemical properties of the tested soil

土壤编号	K(g/kg)	Ca(g/kg)	Fe(g/kg)	Mn(g/kg)	Zn(g/kg)	Cu(mg/kg)	有机质(g/kg)
LD	15.4	8.40	51.0	3.18	0.28	49.2	26.8
RH	11.2	2.09	29.3	0.25	0.47	19.7	28.2
WD	3.68	1.13	36.9	1.61	0.08	36.2	31.6

盆栽试验设置两个 CO₂ 浓度处理: 正常大气条件(CK, 425 ppm)与 FACE 处理(FACE, 625 ppm)。

伴矿景天幼苗移栽后分别进行 30 d(短期)与 90 d(长期)FACE 处理, 每组处理重复 3 次。采用长 15 cm、

宽 15 cm、高 15 cm 的塑料盆，每盆装入相当于烘干重 2.5 kg 的土壤。

短期试验时间为 2024 年 8—9 月，伴矿景天在 FACE 处理 30 d 后收获；长期试验时间为 2024 年 9—11 月，伴矿景天在处理 90 d 后收获。伴矿景天采收后，用去离子水多次冲洗地上部，冲洗干净后将叶片与茎分开并擦干，用精度为 0.001 g 的分析天平称量鲜物质量；之后将叶片与茎置于信封中放入烘箱，105 ℃杀青 30 min，然后 75 ℃ 烘干至恒重；记录生物量后，粉碎磨细，用于测定叶片和茎中重金属含量。

1.2 样品测定

1.2.1 生物量的测定 用精度为 0.01 cm 的游标卡尺对伴矿景天鲜样进行植株高度和茎粗的测量，烘干后称量植株叶片和茎的干物质量。

1.2.2 样品消解与测定 称取植物粉碎烘干后的样品 0.50 g 放入洗净并烘干的聚四氟乙烯消化罐中，然后在消化罐中加入 8 mL 硝酸(HNO₃)和过氧化氢(H₂O₂)的混合溶液(体积比为 3 : 1，即 HNO₃ 为 6 mL，H₂O₂ 为 2 mL)，之后将消化罐置于 105 ℃烘箱中消化 6 h 后，取出消化罐并放在温度为 180 ℃的电热板上进行赶酸操作，使酸蒸发至罐内溶液的剩余体积为 1 mL 左右；将剩余溶液转移至 15 mL 离心管中，用纯水反复多次冲洗消化罐内壁并转移到离心管中，定容到 13 mL；将定容后的溶液经 0.22 μm 微孔滤膜过滤至 10 mL 离心管中，利用电感耦合等离子体发射光谱仪(ICP-OES，Avio 200，Perkin Elmer，美国)测定溶液中 K、Ca、Mg、Fe、Mn、Zn 和 Cu 浓度。

1.3 数据统计与分析

数据采用 Excel 2021 软件进行处理，用 SPSS 27.0 软件进行独立样本 t 检验，并采用 Graphpad Pism9.5 进行图形绘制。

伴矿景天植株各器官(叶片、茎)的金属元素吸收量通过以下公式计算获得：金属元素吸收量(mg/plant)=金属元素含量(mg/g DW)×器官生物量(DW，g/plant)。

2 结果与分析

2.1 短期 FACE 处理对伴矿景天生物量的影响

短期 FACE 处理(30 d，CO₂ 浓度 625 ppm)下，伴矿景天在潜育水耕人为土(RH)、常湿淋溶土(WD)和湿润锥形土(LD)3 种土壤上的生长指标均呈上升趋势(表 2)。RH 土壤，FACE 处理组与 CK 组间伴矿景天叶和茎鲜物质量、株高、茎粗及干物质积累量(叶和茎干物质量)均无显著差异。而对于 WD 土壤，与 CK 组比较，FACE 处理下株高、茎粗、叶鲜物质量、茎鲜物质量和叶干物质量分别显著提高 38.2%、39.4%、250.7%、54.0% 和 177.8%，但茎干物质量没有显著差异。LD 土壤，FACE 处理组植物茎鲜物质量、叶干物质量和茎干物质量均极显著高于 CK 组($P<0.01$)，分别较 CK 提高 93.6%、164.3% 和 100%；叶鲜物质量和株高较 CK 组显著增加($P<0.05$)；茎粗差异不显著。综上，短期 FACE 处理对伴矿景天生物量的促进效果具有土壤类型差异性，在常湿淋溶土(WD，酸性土壤)和湿润锥形土(LD，弱碱性土壤)上，FACE 处理对伴矿景天生长的促进作用较强；在潜育水耕人为土(RH，弱酸性土壤)上对植物生长的促进作用最弱，其内在机制有待深入探究。

表 2 短期 FACE 处理对伴矿景天生物量的影响
Table 2 Effects of short-term FACE treatment on biomass of *Sedum plumbizincicola*

土壤	处理	株高(cm)	茎粗(mm)	叶鲜物质量(g)	茎鲜物质量(g)	叶干物质量(g)	茎干物质量(g)
RH	CK	21.6±2.8	5.18±0.55	14.4±2.5	4.41±0.29	0.84±0.08	0.37±0.02
	FACE	24.8±0.8	5.66±0.51	20.6±5.6	5.06±0.61	1.12±0.34	0.38±0.05
WD	CK	16.5±1.7	4.04±0.53	8.04±2.65	3.22±0.23	0.54±0.12	0.30±0.08
	FACE	22.8±0.6**	5.63±0.30*	28.2±3.4***	4.96±0.25***	1.50±0.43*	0.42±0.04
LD	CK	15.3±2.3	4.93±0.85	15.4±6.3	3.27±0.46	0.56±0.10	0.26±0.05
	FACE	23.7±2.4*	6.43±0.57	30.8±3.4*	6.31±1.02**	1.48±0.22**	0.52±0.05**

注：*、**、***分别表示同一土壤类型 FACE 处理与 CK 间差异达 $P<0.05$ 、 $P<0.01$ 和 $P<0.001$ 显著水平(独立样本 t 检验)，下同。

2.2 长期 FACE 处理对伴矿景天生物量的影响

长期 FACE 处理(90 d)下，各土壤伴矿景天的生长指标(茎、叶鲜物质量，株高，茎粗及干物质积累)仍普遍高于 CK 组(表 3)，但增幅较短期处理有所降低。RH

和 WD 土壤上，FACE 处理所有指标与 CK 组均无显著差异。LD 土壤上，株高、茎鲜物质量及茎干物质量均极显著高于 CK($P<0.01$)，分别较 CK 提高 63.5%、118.6% 和 154.5%。结合短期试验结果表明，FACE 处

表 3 长期 FACE 处理对伴矿景天生物量的影响
Table 3 Effects of long-term FACE treatment on biomass of *Sedum plumbizincicola*

土壤	处理	株高(cm)	茎粗(mm)	叶鲜物质量(g)	茎鲜物质量(g)	叶干物质量(g)	茎干物质量(g)
RH	CK	26.1±0.7	6.30±0.87	41.0±6.6	6.70±0.96	2.05±0.33	0.89±0.09
	FACE	25.6±2.0	6.51±0.34	45.6±12.7	7.38±0.17	2.28±0.63	0.96±0.08
WD	CK	21.0±5.3	6.12±1.25	35.2±20.8	4.51±1.21	1.46±0.71	0.63±0.25
	FACE	24.1±2.8	6.57±0.59	63.7±28.0	7.13±1.45	3.18±1.40	0.88±0.21
LD	CK	14.8±2.4	6.19±0.43	16.4±7.2	3.88±1.28	0.82±0.36	0.44±0.16
	FACE	24.2±1.4**	7.10±0.30	47.9±20.3	8.48±0.72**	2.39±1.02	1.12±0.11**

理对伴矿景天早期生长的促进效应更明显,长期处理仅在弱碱性土壤(LD)上能维持部分指标的显著提升。

2.3 短期 FACE 处理对伴矿景天金属元素吸收的影响

为探究短期 FACE 处理对伴矿景天金属元素吸收的影响,测定了不同土壤(RH、LD、WD)上生长的伴矿景天地上部 K、Ca、Mg、Fe、Mn、Zn、Cu 元素含量(表 4),并计算地上部金属元素吸收量(图 1)。结果表明,在 3 种土壤上,FACE 处理下植株叶片的

K、Fe 和 Cu 元素含量均高于 CK(表 4)。其中, RH、WD 土壤中,FACE 处理 K 元素含量分别是 CK 处理的 1.54 倍和 1.24 倍;而 Mn 和 Zn 元素含量均低于 CK,其中,WD 土壤中 Mn 元素含量显著降低 54.6%, RH 和 LD 土壤中 Zn 元素含量分别显著降低 18.9% 和 55.1%。另外,FACE 处理下,伴矿景天叶片 Mg 元素含量在 RH 和 WD 土壤中降低,在 LD 土壤中升高;Ca 元素含量则在 LD 和 WD 土壤中降低, RH 土壤中升高;但差异均不显著。

表 4 短期 FACE 处理对伴矿景天茎叶金属元素含量的影响
Table 4 Effects of short-term FACE treatment on metal element concentrations in stems and leaves of *Sedum plumbizincicola*

器官	土壤	处理	K(g/kg)	Ca(g/kg)	Mg(g/kg)	Fe(g/kg)	Mn(g/kg)	Zn(g/kg)	Cu(mg/kg)
叶	RH	CK	12.3±0.9	34.2±3.0	3.37±0.65	0.330±0.160	0.437±0.090	17.50±1.90**	3.23±0.69
		FACE	19.0±2.1***	35.7±2.5	3.16±0.34	0.332±0.102	0.426±0.088	14.20±1.20	4.09±1.09
	WD	CK	11.5±1.0	45.2±10.5	4.42±0.40	0.329±0.142	0.676±0.260*	3.24±0.40	2.84±2.14
		FACE	14.3±1.0**	39.0±2.6	4.20±0.34	0.480±0.272	0.307±0.211	3.18±0.96	3.11±1.62
	LD	CK	10.9±2.0	52.2±14.1	2.70±0.39	0.216±0.065	0.035±0.016	2.85±0.99*	1.68±0.23
		FACE	13.6±2.0	48.3±11.8	3.07±0.43	0.368±0.183	0.029±0.012	1.28±0.13	1.83±0.43
茎	RH	CK	26.6±2.5	22.7±0.7	0.32±0.05	0.054±0.013	0.324±0.047	23.40±1.00	3.61±0.47
		FACE	31.2±3.7*	26.5±2.8*	3.06±0.29***	0.112±0.031**	0.384±0.052	23.10±3.50	3.18±0.56
	WD	CK	20.3±2.2	29.0±1.8	3.27±0.33	0.081±0.036	1.010±0.100***	11.80±1.60	2.53±0.50
		FACE	27.4±1.4***	34.7±3.2**	3.79±0.86	0.153±0.032*	0.421±0.139	11.00±1.70	2.84±0.50
	LD	CK	22.0±1.6	43.5±2.5	3.25±0.64	0.062±0.013	0.034±0.012	5.61±2.69	1.74±0.39
		FACE	26.1±2.1**	45.6±4.7	3.25±0.16	0.125±0.044*	0.033±0.007	4.20±1.30	2.54±0.94

对于植株的茎秆部分,3 种土壤中 FACE 处理 K、Ca、Mg 和 Fe 元素含量均高于 CK(表 4)。其中, RH 土壤中,FACE 处理 K、Ca、Mg、Fe 元素含量分别是 CK 的 1.17 倍、1.17 倍、9.56 倍和 2.07 倍;WD 土壤中, K、Ca、Fe 元素含量分别是 CK 的 1.35 倍、1.20 倍和 1.89 倍;LD 土壤中, K 元素含量比 CK 高 0.19 倍, Fe 元素含量较 CK 提高 1.02 倍。对于 Mn

元素,在 WD 土壤中,FACE 处理比 CK 显著降低 58.3%($P<0.001$)。在 3 种土壤中,与 CK 相比,FACE 处理的 Zn、Cu 元素含量差异均不显著。

3 种土壤上,短期 FACE 处理对元素吸收量也有显著影响(图 1)。WD 土壤中,伴矿景天叶和茎的 K、Ca、Mg、Fe、Zn、Cu 吸收量分别较 CK 显著提高 4.74 倍、2.41 倍、2.62 倍、1.39 倍、2.26 倍、1.93

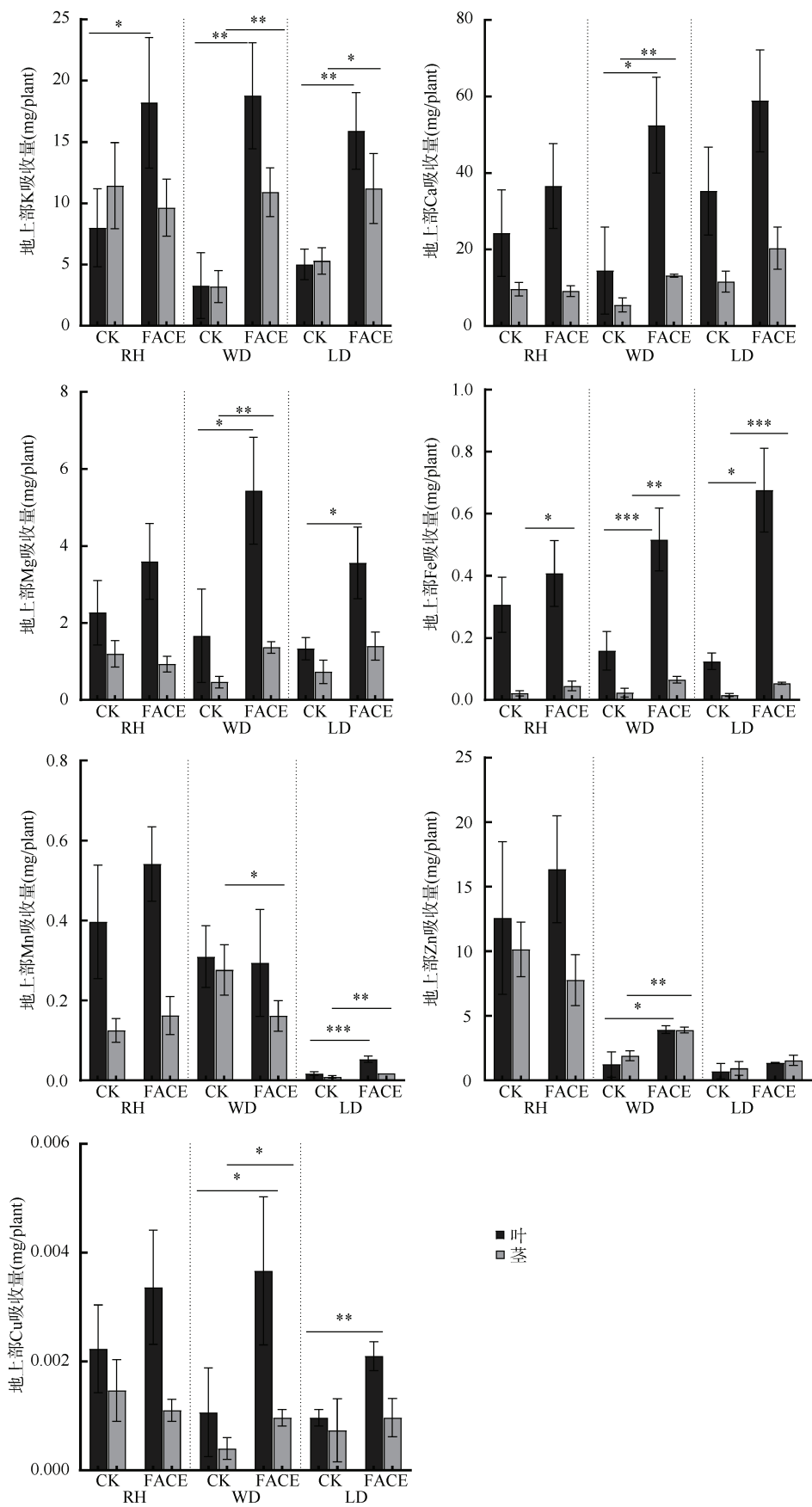


图 1 短期 FACE 处理对伴矿景天金属元素吸收量的影响

Fig. 1 Effects of short-term FACE treatment on metal element absorption amount in stems and leaves of *Sedum plumbizincicola*

倍, 2.27 倍、1.81 倍、2.18 倍、1.04 倍、2.44 倍、1.42 倍; 而茎秆 Mn 的吸收量则较 CK 显著降低了 41.56%。RH 土壤中, 仅叶片 K 吸收量较 CK 提高 1.28 倍以及茎秆 Fe 吸收量较 CK 提高 1.11 倍($P<0.05$), 其余重金属元素吸收量差异均不显著。LD 土壤中, 叶片和茎的 K、Fe、Mn 和 Cu 吸收量分别较 CK 提高 2.18 倍、1.11 倍、4.43 倍、2.38 倍、2.04 倍、1.01 倍和 1.17 倍、0.32 倍。以上结果表明: 在 3 种土壤上, 短期 FACE 处理(30 d)显著促进了伴矿景天对多种金属元素的吸收; 其中, K、Ca、Mg 和 Fe 元素的增幅最为突出。

2.4 长期 FACE 处理对伴矿景天养分吸收的影响
为阐明长期高 CO₂ 环境对伴矿景天金属元素吸

收的影响, 本研究测定了长期 FACE 条件(625 ppm, 持续 90 d)下 3 种典型污染土壤上植株地上部 K、Ca、Mg、Fe、Mn、Zn、Cu 等元素含量(表 5), 并基于元素含量与干物质量的乘积计算器官特异性吸收量(图 2)。

相较于短期处理(30 d), 长期 FACE 处理(90 d)对金属元素吸收的促进作用显著减弱。长期 FACE 处理下, 在 RH 土壤中, 茎秆中 Zn 含量较 CK 降低 92.5%($P<0.001$)。在 WD 土壤中, 茎秆 Mg 含量提高 11.7%, 但是叶中 Zn 和 Cu 含量分别较 CK 降低 46.8% 和 62.4%。在 LD 土壤中, 茎秆 Mn 含量提高 114.4%, 但叶片 Mg 含量较 CK 降低了 51.0%(表 5)。

表 5 长期 FACE 处理对伴矿景天茎叶金属元素含量的影响
Table 5 Effects of long-term FACE treatment on metal element concentrations in stems and leaves of *Sedum plumbizincicola*

器官	土壤	处理	K (g/kg)	Ca (g/kg)	Mg (g/kg)	Fe (g/kg)	Mn (g/kg)	Zn (g/kg)	Cu (mg/kg)
叶	RH	CK	10.5±0.1	18.8±0.8	1.60±0.09	0.173±0.045	0.101±0.020	11.70±2.00	0.93±0.14
		FACE	10.2±1.4	17.5±1.6	1.35±0.14	0.165±0.023	0.146±0.046	10.20±1.30	1.06±0.28
	WD	CK	8.1±1.7	28.9±8.4	2.83±1.94	0.470±0.325	0.131±0.050	3.14±0.51***	3.14±0.98**
		FACE	10.6±0.6	26.7±1.1	1.93±0.03	0.157±0.040	0.139±0.015	1.67±0.27	1.18±0.72
	LD	CK	8.7±0.3	42.3±12.5	3.12±0.18***	0.256±0.077	0.024±0.010	1.18±0.43	1.04±0.09
		FACE	9.6±1.0	34.5±2.7	1.53±0.11	0.218±0.148	0.030±0.006	0.85±0.31	0.81±0.22
茎	RH	CK	12.3±1.2	16.9±0.9	2.36±0.04	0.082±0.060	0.210±0.032	20.60±1.50***	1.63±0.14
		FACE	11.3±0.9	15.2±2.4	2.08±0.20	0.099±0.032	0.189±0.046	1.54±1.39	1.88±0.25
	WD	CK	9.0±0.9	19.5±4.4	2.05±0.05	0.199±0.119	0.211±0.126	3.39±0.50	1.47±0.28
		FACE	11.8±1.7	22.3±1.8	2.29±0.08*	0.121±0.015	0.248±0.065	3.76±0.81	1.70±0.10
	LD	CK	12.8±3.0	25.5±5.0	2.39±0.49	0.128±0.057	0.153±0.046	1.40±0.86	1.48±0.23
		FACE	9.0±4.2	29.9±6.6	1.92±0.38	0.132±0.014	0.328±0.110*	1.35±0.26	1.21±0.28

3 种土壤中, 仍是 WD 土壤 FACE 处理对伴矿景天金属元素吸收的促进效果更显著(图 2), 相比 CK, FACE 处理伴矿景天茎的 K、Ca、Mg、Fe、Mn、Zn、Cu 吸收量分别提高 1.53 倍、1.32 倍、1.50 倍、9.81 倍、13.83 倍、12.42 倍和 12.62 倍。RH 土壤中, 茎秆的 Fe、Mn、Zn 和 Cu 元素的吸收量均极显著高于 CK($P<0.001$), 分别提高 19.02 倍、5.08 倍、4.18 倍和 5.21 倍; 叶片仅有 Mn 的吸收量比 CK 显著提高 2.01 倍($P<0.05$); K、Ca、Mg 的吸收量与 CK 处理差异不显著。在 LD 土壤中, FACE 处理各元素的吸收量均高于 CK, 茎秆 Ca、Mg、Fe、Mn 和 Cu 的吸收量分别较 CK 显著提高 1.74 倍、0.97 倍、0.76 倍、1.39 倍和 0.68 倍($P<0.05$); 叶片 Mn 的吸收量极显著高于 CK, 提高 2.54 倍($P<0.01$)。以上结果表明, 相

对短期高 CO₂ 处理, 长期高 CO₂ 环境降低了伴矿景天对金属元素的吸收优势, 但其吸收效率受土壤理化性质的影响。

3 讨论

3.1 FACE 处理对伴矿景天生物量及金属元素吸收的影响

本试验结果显示, 短期 FACE 处理对伴矿景天生物量的提升效果更显著, 长期处理下生物量提升幅度降低, 仅 LD 土壤(弱碱性)维持部分显著差异, 这与 Purcell 等^[11]的研究结果相似, 可能是植物逐渐适应高 CO₂ 浓度的结果。CO₂ 作为植物光合作用的底物, 其浓度的增减会对植物光合作用产生直接影响^[12]。大气 CO₂ 浓度的增加, 促使叶片光合作用加强、水

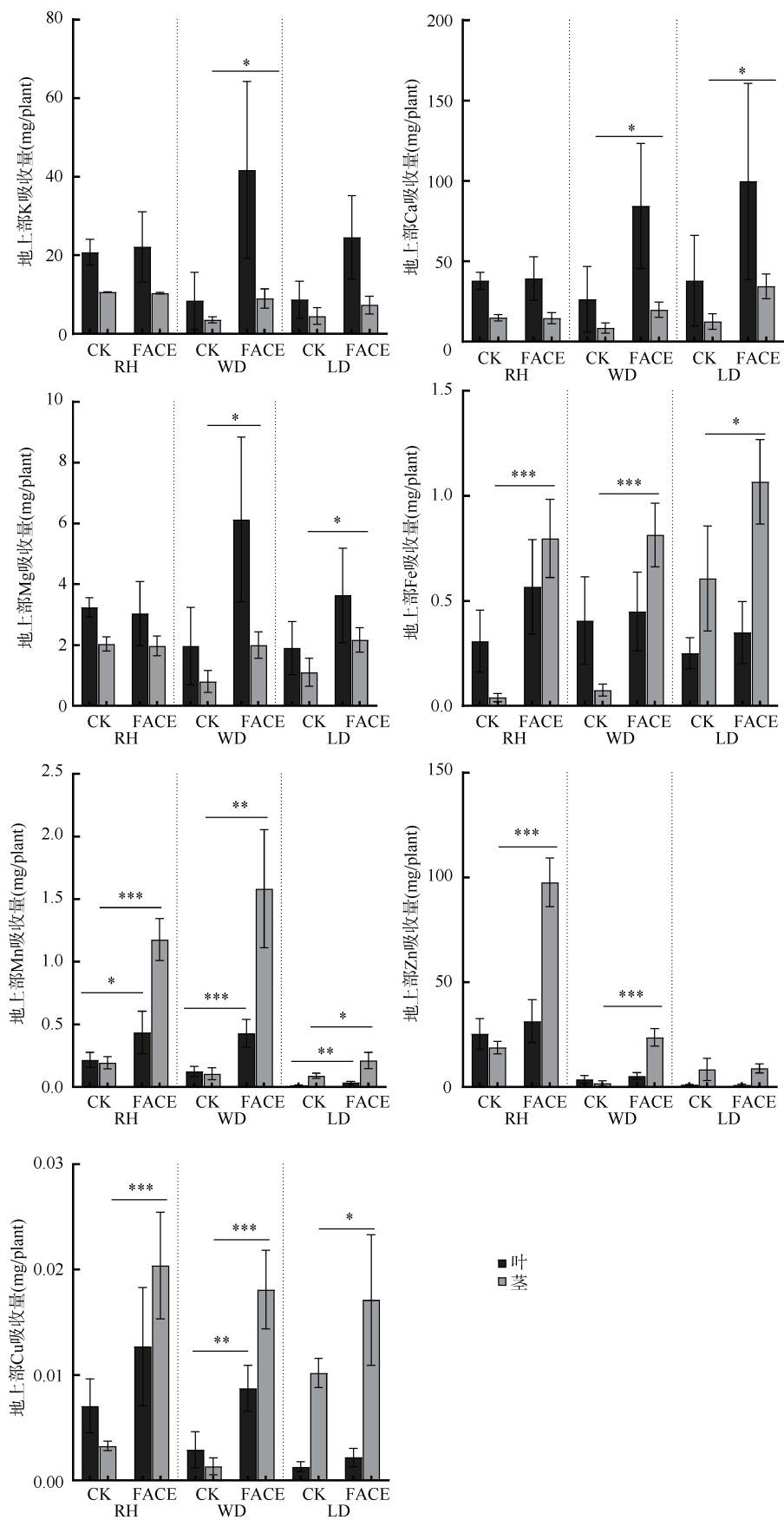


图 2 长期 FACE 处理对伴矿景天金属元素吸收量的影响

Fig. 2 Effects of long-term FACE treatment on metal element absorption amount in stems and leaves of *Sedum plumbizincicola*

分利用效率提高,并增加了植物生长、植被生物量及土壤有机质积累的潜力,从而将更多碳从大气转移到陆地生态系统,减缓气候变化^[13]。例如,CO₂浓度升高提高了CAM植物东南景天的净光合速率^[9, 14]。虽然高浓度CO₂最初会促进植物的光合作用,但随着植物对CO₂浓度增加逐渐产生光合适应的现象,这种促进作用会逐步消失,这可能是由于1,5-二磷酸核酮糖羧化酶的羧化速度降低所致^[6]。此外,长期处于高浓度CO₂环境中的CAM植物的气孔导度逐渐降低,限制CO₂的吸收,从而导致碳同化效率的增长逐渐趋于平缓^[11]。同样,高浓度CO₂下CAM植物碳同化产物的积累可能会超过其自身代谢和生长的需求,植物收到反馈信号后,抑制光合作用相关基因的表达,以降低碳同化效率^[11]。

在金属元素吸收方面,本研究中短期FACE处理显著增加了伴矿景天对K、Ca、Mg等元素的吸收量,这可能是因为短期高浓度CO₂处理通过增强蒸腾作用促进了这些金属元素的运输;长期FACE处理下元素的吸收优势减弱,且金属元素的器官积累模式发生改变,这可能与长期处理下土壤养分耗竭程度较高、气孔导度降低限制吸收效率,以及碳获取与营养元素吸收不平衡产生的稀释效应有关。大气CO₂浓度升高不仅影响植物的生物量,而且影响植物组织的化学组成,对植物矿质元素的吸收、利用和分配产生显著影响,导致植物中矿质元素含量的显著变化^[15-16]。除C、H、O外,其他大量及微量元素的变化趋势与生物量的增加往往呈相反趋势。研究表明,植物中N、P、K 3种主要营养元素的含量在FACE处理下分别下降了7%~15%、1%~7.5%和10%左右^[15, 17-18]。FACE处理下大多数作物的营养水平也降低,特别是Zn和Fe元素,非豆科作物种子中的N和蛋白质含量降低^[19-20]。这是CO₂浓度升高导致植物碳获取增加与土壤中元素吸收不匹配,产生稀释效应的结果^[21]。此外,当植物暴露于高CO₂时,气孔导度显著降低导致蒸腾作用随之降低,因此根系吸收并运输到地上部分的矿质元素受到限制,导致作物籽粒中营养物质(如蛋白质、Fe、Zn)含量普遍较低^[16, 22]。植物可能通过根系形态变化或生理活动调节来部分补偿营养元素吸收的不足。如高CO₂浓度下Ca、Mg在黄瓜植株内浓度降低,此时Ca、Mg转运蛋白的表达上调^[23];而Mn、Cu的器官重分配(茎>叶)则可能与长期CO₂诱导的木质部运输调控有关。

3.2 土壤类型对FACE处理效应的影响

本研究表明,伴矿景天对高CO₂环境的生长响

应具有显著的土壤差异性。短期处理(30 d)下,常湿淋溶土(WD, pH 5.5)与湿润锥形土(LD, pH 7.5)植株生物量显著提升($P<0.05$),而潜育水耕人为土(RH, pH 6.5)的FACE促进效应不显著;长期处理下,常湿淋溶土与潜育水耕人为土的生物量增益均消失,仅湿润锥形土还保持着一定的显著差异。伴矿景天生长的这种动态差异与土壤pH调控的矿质元素有效性及微生物代谢功能密切相关。具体而言:酸性土壤中,磷酸盐易与Fe、Al形成难溶沉淀(如AlPO₄、FePO₄),导致有效磷供给不足,K⁺因淋溶加剧而匮乏,同时高浓度Al³⁺、Mn²⁺的根系毒性进一步削弱CO₂施肥效应^[24];碱性土壤中,Fe、Zn因羟基化或碳酸盐结合(如Fe(OH)₃、ZnCO₃)有效性下降,且土壤反硝化作用导致氮素损失增加,制约植株对高CO₂环境的生长响应^[25, 26];而中性土壤因N、P、K等离子处于最佳溶解态范围,Ca、Mg通过稳定细胞膜系统促进碳-养分协同积累,从而维持长期CO₂增益。此外,土壤pH通过塑造微生物功能间接影响植物响应,如酸性土壤中真菌介导的凋落物分解受抑,导致氮矿化速率降低^[27];而弱碱性土壤中氨氧化菌活性虽较高,但反硝化导致的氮流失仍限制养分平衡^[28]。综上,长期高CO₂环境下,弱碱性土壤(LD)通过矿质元素有效性与微生物功能的协同调控,成为伴矿景天适应性生长的最适生境,使其保持稳定的CO₂增益效应;而酸性(WD)或弱酸性(RH)土壤中,可能因元素有效性失衡与代谢抑制共同削弱了CO₂的生理增益效应。

4 结论

本研究揭示了土壤理化性质(尤其是pH)在高CO₂环境与伴矿景天修复功能耦合系统中的核心调控作用。短期CO₂升高(30 d)通过增强碳同化作用显著促进伴矿景天生生物量与金属吸收,但其增益效应呈现显著的土壤差异性:酸性土壤因P、K有效性受限及Al、Mn毒害作用导致响应微弱,而弱碱性土壤因Ca、Mg的稳定效应使生物量提升最显著。长期暴露(90 d)下,CO₂施肥效应普遍衰减,但诱导了金属器官分配的重编程策略,茎对Mn、Cu积累增加,这种适应性调整部分补偿了吸收总量优势的丧失,同时凸显了弱碱性土壤在维持碳-养分协同中的独特优势。未来植物修复技术的优化需重点关注长期CO₂暴露下重金属转运相关蛋白的时空表达调控,以及土壤微生物介导的碳氮循环与金属生物有效性的互作机制,以提升植物修复技术的可持续性。

参考文献:

- [1] Ainsworth E A, Lemonnier P, Wedow J M. The influence of rising tropospheric carbon dioxide and ozone on plant productivity[J]. *Plant Biology*, 2020, 22(S1): 5–11.
- [2] IPCC. Global warming of 1.5 °C: An IPCC special report[R]. Cambridge University Press, 2018, 1: 1–100.
- [3] Allen L H. Free-air CO₂ enrichment field experiments: An historical overview[J]. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 1992, 11(2): 121.
- [4] Lewin K F, Hendrey G R, Kolber Z. Brookhaven national laboratory free-air carbon dioxide enrichment facility[J]. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 1992, 11(2/3): 135–141.
- [5] 胡君利, 褚海燕, 林先贵, 等. 大气 CO₂ 浓度增高对农田土壤硝化活性的影响[J]. *生态环境*, 2005, 14(3): 329–332.
- [6] Drennan P M, Nobel P S. Responses of CAM species to increasing atmospheric CO₂ concentrations[J]. *Plant, Cell & Environment*, 2000, 23(8): 767–781.
- [7] Loladze I. Hidden shift of the ionome of plants exposed to elevated CO₂ depletes minerals at the base of human nutrition[J]. *eLife*, 2014, 3: e02245.
- [8] 柴如山, 牛耀芳, 朱丽青, 等. 大气 CO₂ 浓度升高对农产品品质影响的研究进展[J]. *应用生态学报*, 2011, 22(10): 2765–2775.
- [9] 狄贞珍. 高浓度 CO₂ 对东南景天生长和镉积累的影响及机制研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2012.
- [10] Ceusters J, Borland A M. Impacts of elevated CO₂ on the growth and physiology of plants with crassulacean acid metabolism[M]//Lüttge U E, Beyschlag W, Büdel B, et al. *Progress in Botany 72*. Berlin, Heidelberg: Springer, 2011: 163–181.
- [11] Purcell C, Batke S P, Yiotis C, et al. Increasing stomatal conductance in response to rising atmospheric CO₂[J]. *Annals of Botany*, 2018, 121(7): 1427.
- [12] Jablonski L M, Wang X Z, Curtis P S. Plant reproduction under elevated CO₂ conditions: A meta-analysis of reports on 79 crop and wild species[J]. *New Phytologist*, 2002, 156(1): 9–26.
- [13] Walker A P, De Kauwe M G, Bastos A, et al. Integrating the evidence for a terrestrial carbon sink caused by increasing atmospheric CO₂[J]. *New Phytologist*, 2021, 229(5): 2413–2445.
- [14] 舒丽娜. 锌胁迫下 CO₂ 浓度升高对三种不同光合途径植物生长发育和锌积累的影响[D]. 武汉: 华中农业大学, 2010.
- [15] Dong J L, Gruda N, Lam S K, et al. Effects of elevated CO₂ on nutritional quality of vegetables: A review[J]. *Frontiers in Plant Science*, 2018, 9: 924.
- [16] Myers S S, Zanolotti A, Kloog I, et al. Increasing CO₂ threatens human nutrition[J]. *Nature*, 2014, 510(7503): 139–142.
- [17] Deng Q, Hui D F, Luo Y Q, et al. Down-regulation of tissue N: P ratios in terrestrial plants by elevated CO₂[J]. *Ecology*, 2015, 96(12): 3354–3362.
- [18] Sardans J, Grau O, Chen H Y H, et al. Changes in nutrient concentrations of leaves and roots in response to global change factors[J]. *Global Change Biology*, 2017, 23(9): 3849–3856.
- [19] Ainsworth E A, Long S P. 30 years of free-air carbon dioxide enrichment (FACE): What have we learned about future crop productivity and its potential for adaptation?[J]. *Global Change Biology*, 2021, 27(1): 27–49.
- [20] Weyant C, Brandeau M L, Burke M, et al. Anticipated burden and mitigation of carbon-dioxide-induced nutritional deficiencies and related diseases: A simulation modeling study[J]. *PLoS Medicine*, 2018, 15(7): e1002586.
- [21] Natali S M, Sañudo-Wilhelmy S A, Lerdau M T. Plant and soil mediation of elevated CO₂ impacts on trace metals[J]. *Ecosystems*, 2009, 12(5): 715–727.
- [22] McGrath J M, Lobell D B. Reduction of transpiration and altered nutrient allocation contribute to nutrient decline of crops grown in elevated CO₂ concentrations[J]. *Plant, Cell & Environment*, 2013, 36(3): 697–705.
- [23] Li X, Dong J L, Gruda N, et al. Does the short-term fluctuation of mineral element concentrations in the closed hydroponic experimental facilities affect the mineral concentrations in cucumber plants exposed to elevated CO₂?[J]. *Plant and Soil*, 2021, 465(1/2): 125–141.
- [24] Kochian L V, Hoekenga O A, Piñeros M A. How do crop plants tolerate acid soils? mechanisms of aluminum tolerance and phosphorous efficiency[J]. *Annual Review of Plant Biology*, 2004, 55: 459–493.
- [25] Ranieri A, Castagna A, Baldan B, et al. Iron deficiency differently affects peroxidase isoforms in sunflower[J]. *Journal of Experimental Botany*, 2001, 52(354): 25–35.
- [26] Fernandez C W, See C R. The pH influence on ectomycorrhizal nitrogen acquisition and decomposition[J]. *New Phytologist*, 2025, 246(3): 867–875.
- [27] Rousk J, Bååth E, Brookes P C, et al. Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil[J]. *The ISME Journal*, 2010, 4(10): 1340–1351.
- [28] Huang R, Wu Y C, Zhang J B, et al. Nitrification activity and putative ammonia-oxidizing Archaea in acidic red soils[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2012, 12(3): 420–428.

(责任编辑: 毛小芳)