

十溴联苯醚与镉复合污染对水稻种子萌发与幼苗生长的毒性效应

卢云青, 周长瑞, 杨焱, 彭程, 林匡飞

引用本文:

卢云青, 周长瑞, 杨焱, 彭程, 林匡飞. 十溴联苯醚与镉复合污染对水稻种子萌发与幼苗生长的毒性效应[J]. 农业环境科学学报, 2023, 42(12): 2752-2762.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2023-0269>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

屎肠球菌胞外多糖对镉胁迫下水稻种子萌发及幼苗生长的影响

罗晟, 赵泽文, 任新宇, 魏宏宇, 马雅静, 潘起涛, 李荣同, 龚国胜, 程新

农业环境科学学报. 2020, 39(9): 1888-1899 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0181>

铈对蚕豆幼苗光合特性和呼吸代谢的毒害机理

刘泽伟, 赖金龙, 李俊柯, 丁峰, 张宇, 罗学刚

农业环境科学学报. 2020, 39(9): 1916-1924 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0390>

微塑料和镉及其复合对水稻种子萌发的影响

王泽正, 杨亮, 李婕, 付东东, 胡维薇, 范正权, 彭丽成

农业环境科学学报. 2021, 40(1): 44-53 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0560>

微塑料与铅复合污染对水稻幼苗根系生长和氧化应激的影响

刘玲, 洪婷婷, 胡倩男, 谢瑞丽, 周颖, 王玲, 汪承润

农业环境科学学报. 2021, 40(12): 2623-2633 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0523>

BDE-209在罗非鱼体内的代谢及其在烹饪过程中的变化

李志丰, 鲍恋君, 王珍, 张莹, 曾永平

农业环境科学学报. 2017, 36(6): 1062-1069 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-0141>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

卢云青, 周长瑞, 杨焱, 等. 十溴联苯醚与镉复合污染对水稻种子萌发与幼苗生长的毒性效应[J]. 农业环境科学学报, 2023, 42(12): 2752–2762.

LU Y Q, ZHOU C R, YANG Y, et al. Combined effects of decabromodiphenyl ether and cadmium on the seed germination and seedling growth of rice (*Oryza sativa* L.)[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2023, 42(12): 2752–2762.



开放科学 OSID

十溴联苯醚与镉复合污染对水稻种子萌发与幼苗生长的毒性效应

卢云青¹, 周长瑞², 杨焱¹, 彭程^{1,3*}, 林匡飞^{1*}

(1. 华东理工大学资源与环境工程学院, 上海 200237; 2. 河南城建学院市政与环境工程学院, 河南 平顶山 467036; 3. 上海污染控制与生态安全研究院, 上海 200092)

摘要:为评估十溴联苯醚(BDE-209)与镉(Cd)的联合植物毒性,本研究通过水培试验研究了Cd和BDE-209单独及联合作用对水稻种子发芽、幼苗生长、光合色素含量和抗氧化酶活性的影响。结果表明:单独作用下,低浓度Cd和BDE-209对种子发芽和生长均表现为促进作用,而高浓度胁迫则会导致各项指标的降低;两种污染物的联合作用在低浓度Cd胁迫下(1 mg·L⁻¹)主要表现为协同效应,在高浓度Cd处理中(50 mg·L⁻¹)表现为拮抗作用。Cd与各项生长指标之间均存在显著的剂量-效应关系,其中根部对Cd胁迫的响应最敏感,而BDE-209仅与根鲜质量和根伸长间存在剂量-效应关系。Cd和BDE-209单独胁迫下水稻种子根鲜质量的半数抑制浓度分别为5.05 mg·L⁻¹和6.09 mg·L⁻¹。Cd和BDE-209均能提高水稻幼苗体内的抗氧化酶活性,过氧化物酶和超氧化物歧化酶分别对Cd污染和BDE-209污染有良好的指示作用。研究表明,相较于Cd的单独污染,BDE-209的存在能够缓解高浓度Cd对种子萌发和幼苗生长的毒害作用。

关键词:十溴联苯醚;镉;复合污染;发芽;植物毒性;水稻

中图分类号:X173 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2023)12-2752-11 doi:10.11654/jaes.2023-0269

Combined effects of decabromodiphenyl ether and cadmium on the seed germination and seedling growth of rice (*Oryza sativa* L.)

LU Yunqing¹, ZHOU Changrui², YANG Yao¹, PENG Cheng^{1,3*}, LIN Kuangfei^{1*}

(1. School of Resource and Environmental Engineering, East China University of Science and Technology, Shanghai 200237, China; 2. School of Municipal and Environmental Engineering, Henan University of Urban Construction, Pingdingshan 467036, China; 3. Shanghai Institute of Pollution Control and Ecological Security, Shanghai 200092, China)

Abstract: In order to evaluate the combined phytotoxicity of decabromodiphenyl ether (BDE-209) and cadmium (Cd), hydroponic experiments were conducted; we specifically evaluated the singular and combined effects of BDE-209 and Cd on the seed germination, seedling upgrowth, photosynthetic pigments, and antioxidant enzymes activities of *Oryza sativa* L. The results of this study showed that the singular effect of Cd and BDE-209 at low concentrations was the promotion of germination and growth of seeds, whereas higher Cd- or BDE-209-induced stress led to a corresponding decrease in various parameters. The combined effect of BDE-209 and Cd was synergistic at 1 mg·L⁻¹ of Cd-induced stress and antagonistic at 50 mg·L⁻¹ of Cd-induced stress. There was a significant dose-response relationship between Cd

收稿日期:2023-04-08 录用日期:2023-05-31

作者简介:卢云青(1998—),女,上海人,硕士研究生,从事环境生态风险评估研究。E-mail:lyq_327@163.com

*通信作者:彭程 E-mail:cpeng@ecust.edu.cn; 林匡飞 E-mail:kflin@ecust.edu.cn

基金项目:国家重点研发计划项目(2019YFC1803701);国家自然科学基金项目(42177395)

Project supported: National Key Research and Development Program of China (2019YFC1803701); National Natural Science Foundation of China (42177395)

and the growth parameters of *O. sativa*, among which the root was the most sensitive. Further, there was a dose-response relationship between BDE-209 and root parameters. The calculated IC_{50} values for root biomass were $5.05 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and $6.09 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ under Cd-induced stress and BDE-209-induced stress, respectively. The singular effect of Cd and BDE-209 treatment was the enhancement of antioxidant enzyme activities in rice seedling leaves. Specifically, SOD was determined to act as an effective biomarker for BDE-209 contamination, while POD was more sensitive to Cd contamination. Overall, this study demonstrated that BDE-209 could alleviate the toxic effects of high-concentration Cd on seed germination and seedling growth.

Keywords: BDE-209; Cd; co-contamination; germination; phototoxicity; rice

一直以来,土壤镉(Cd)污染问题形势都很严峻,采矿和冶炼等工业活动是土壤中Cd的主要来源^[1]。研究发现郴州市土壤Cd含量在 $2.72 \sim 4.83 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,六成以上的调查区域Cd含量超过土壤筛选值,水稻、蔬菜等农作物中含量严重超标^[2]。Cd具有强迁移性和生物毒性,土壤中高浓度的Cd会对植物造成毒害^[3]。

在电子垃圾拆解区及其周边环境介质和生物体中均检测出了多溴联苯醚(PBDEs)^[4]。土壤、大气和底泥中的PBDEs被植物吸收后,会通过食物链在生物体内富集放大,其在生物体内长期累积、停留,从而对生态系统产生威胁^[5-6]。研究表明,十溴联苯醚(BDE-209)是植物组织中占比最高的PBDEs,其含量可高达 $3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[7-8]。PBDEs的植物毒性主要表现为诱导细胞中过量活性氧产生,引起膜脂质过氧化与细胞结构损伤,破坏植物组织和细胞正常生理代谢过程。当植物受到PBDEs胁迫时,其体内的抗氧化酶系统会受到刺激,从而通过改变酶活来抵御毒性作用。此外,高溴代PBDEs在生物体内会发生代谢反应,BDE-209能够降解转化成毒性更强、生物利用性更高的低溴代、羟基化和甲氧基化的PBDEs,这些降解产物通常会对植物产生更强的毒性作用^[9-11]。

电子拆解区及其周边土壤常面临着重金属和PBDEs的复合污染^[12]。非洲加纳电子垃圾回收场的土壤中检测到了高浓度的PBDEs($0.006 \sim 7.7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)和Cd($0.09 \sim 24 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)^[13]。我国贵屿电子拆解区附近河道的沉积物中也检测到了不同程度的PBDEs污染($2.4 \sim 10.1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)和Cd污染($0.2 \sim 6.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)^[14]。当植物受到有机化合物和重金属的共同胁迫作用时,植物的生长、代谢及其对营养元素的吸收会受到不同程度的促进或抑制作用,两者间存在的复杂交互作用可表现为协同、相加或拮抗作用^[15-16]。

已有的研究主要关注Cd或BDE-209单独的生态毒性^[17-18]。PBDEs和重金属(Cu、Pb)复合污染的研究多集中于污染物在植物体内(南瓜、高羊茅)的累积和代谢^[15,19],而有关两者联合毒性的研究较少。此

外,不同植物受污染胁迫时的生理响应也有所不同,水稻是我国种植范围最广的作物,因此,研究Cd和BDE-209对水稻的毒性效应具有一定现实意义。本研究选取水稻(*Oryza sativa* L.)作为受试植物,选择Cd和BDE-209作为电子拆解区土壤中典型的重金属和PBDEs污染物,旨在通过研究BDE-209及Cd单一和复合作用下水稻种子萌发和幼苗生长参数对外界胁迫的响应来评估污染物的植物毒性。研究结果将为PBDEs的生态阈值制定提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

水稻选取籼型常规水稻品种中早39(国审稻2012015),种子购自浙江勿忘农种业股份有限公司。BDE-209(98%)、氯化镉水合物($\text{CdCl}_2 \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$, 98%)以及配制营养液所需的其他试剂均为分析纯,购自上海阿拉丁生化科技有限公司,实验用水均为超纯水。超氧化物歧化酶(SOD)、过氧化氢酶(CAT)和过氧化物酶(POD)的检测试剂盒购自南京建成生物工程研究所。

1.2 试验方法

1.2.1 种子发芽试验

水稻种子用3%(体积分数)的 H_2O_2 溶液消毒30 min,并用超纯水反复冲洗后置于25℃黑暗环境中,用超纯水浸种24 h。随后将种子摆在铺有双层滤纸的培养皿中(每皿15粒),分别加入8 mL不同浓度的污染液,加盖后置于生化培养箱中,在25℃黑暗环境下培育7 d。每个处理设3次重复。发芽试验的浓度设置参考王泽正等^[20]和Xie等^[21]方法,并结合预试验的结果,具体设置如下:单一污染试验中,污染液中Cd浓度分别为1、2、5、10、20、50、100 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,BDE-209浓度分别为0.1、0.5、1、2、5、10、20 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$;复合污染试验中,污染液包含不同浓度的Cd(1、10、50 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)和BDE-209(0.5、5、20 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)两两交互,污染液中添加0.5%(体积分数)的二甲基亚砜(DMSO)作为

助溶剂。对照设置2组,污染液分别为0.5%(体积分数)DMSO溶液(对照)和超纯水(空白对照)。

1.2.2 苗期水培试验

浸种后将种子置于35℃黑暗环境中催芽,待种子露白后定植于育苗盘,依次在超纯水和1/4强度营养液中各培育1周(25℃黑暗条件),随后将长势一致的水稻幼苗移栽至不透光的PVC水培盒中(每盒6株),并用育苗盘和定植棉固定幼苗。培养箱的条件设置为:温度25℃,相对湿度80%,光照10 000 lx(12 h·d⁻¹)。幼苗首先在1/4强度营养液中培养3 d,再转入1/2强度营养液中培养4 d,最后移入含污染物的全营养液中培养2周,过程中每3 d更换一次培养液,以确保溶液浓度稳定并避免藻类的生长。营养液的配制参考国际水稻研究所(IRRI)的方法。每个处理设3次重复。苗期试验中,污染浓度的设置参考发芽试验得到的临界值IC₅₀。单一污染处理中,营养液中Cd浓度为0.5、1、5 mg·L⁻¹,BDE-209浓度为0.5、5、10 mg·L⁻¹;复合污染处理的浓度为上述两两交互,营养液中均添加0.5%(体积分数)DMSO作为助溶剂。对照设置2组,分别为含0.5%(体积分数)DMSO溶液的营养液组(对照)和纯营养液组(空白对照)。

1.3 测定方法

发芽试验结束后,测量幼根和幼芽的长度和鲜质量,并以每组为单位计算发芽潜势、发芽率、发芽指数、活力指数和抑制率,计算方法如下^[22-23]:

$$\text{发芽潜势} = \frac{3\text{d后发芽种子数量}}{\text{供试种子数量}} \times 100\% \quad (1)$$

$$\text{发芽率} = \frac{7\text{d后发芽种子数量}}{\text{供试种子数量}} \times 100\% \quad (2)$$

$$\text{发芽指数} = \sum_{i=1}^7 \frac{\text{第}i\text{天发芽种子数量}}{\text{第}i\text{天}} \times 100\% \quad (3)$$

$$\text{活力指数} = \text{发芽指数} \times (\text{幼根长度} + \text{幼芽长度}) \quad (4)$$

按公式(5)计算得到各发芽参数的抑制率,对污染物浓度及其相应抑制率进行回归分析,按照回归方程计算各项参数抑制率为25%和50%时所对应的污染物浓度,得到25%抑制浓度(IC₂₅)和半数抑制浓度(IC₅₀)。

$$\text{抑制率} = \frac{\text{对照组数据} - \text{处理组数据}}{\text{对照组数据}} \times 100\% \quad (5)$$

采用Bliss^[24]提出的IA模型对混合物的联合效应进行预测,其计算公式如下:

$$E_{\text{mix}} = 1 - \prod_i (1 - E_i) \quad (6)$$

式中: E_{mix} 是混合物产生的效应的预测值; E_i 是第*i*个

组分独立存在时产生的效应。此处 E_{mix} 和 E_i 分别为Cd和BDE-209联合作用下以及Cd或BDE-209单独作用下水稻各项发芽指标的促进或抑制率,其中 E_i 是试验得到的实测值,而 E_{mix} 是预测值。

采用基于效应的模型偏移率(MDR_E)来评估混合物的联合效应^[25],其公式为:

$$MDR_E = \frac{E_{\text{mix}}}{E_{\text{obs}}} \quad (7)$$

式中: E_{obs} 是混合物产生的效应的实测值,此处为Cd和BDE-209联合作用下水稻各项发芽指标的促进或抑制率的实测值。

以模型偏移率判断混合物的联合效应, $MDR_E < 1$ 和 $MDR_E > 1$ 时分别表示为协同作用和拮抗作用(预测值与实际值存在显著差异, $P < 0.05$), $P > 0.05$ 时则表示为加和作用^[26]。

叶片光合色素的提取方法如下:取0.2 g新鲜叶片,研磨后加入无水乙醇静置48 h至叶片变白(25℃黑暗条件),提取液离心(5 000 r·min⁻¹,5 min)后用无水乙醇稀释,再用紫外分光光度计在665、649 nm和470 nm下测量吸光度。叶绿素a(C_a)、叶绿素b(C_b)、总叶绿素(C_T)和类胡萝卜素(C_{xc})的含量(mg·g⁻¹)按以下公式计算^[27]:

$$C_a = 13.95A_{665} - 6.8A_{649} \quad (8)$$

$$C_b = 24.96A_{649} - 7.32A_{665} \quad (9)$$

$$C_T = C_a + C_b \quad (10)$$

$$C_{xc} = \frac{1000A_{470} - 2.05C_a - 114.8C_b}{248} \quad (11)$$

抗氧化酶活性的测定方法如下:将0.5 g新鲜的植物组织剪碎后加入少量液氮研磨,随后在冰浴条件下加入5 mL 50 mmol·L⁻¹的磷酸缓冲溶液(PBS,pH=7.8)和少量石英砂研磨匀浆。匀浆液在4℃下以5 000 r·min⁻¹离心10 min后,收集上清液(粗酶液)用于分析SOD、POD和CAT的活性^[28]。CAT活性测定采用钼酸铵法,POD活性测定采用愈创木酚法,SOD活性测定采用羟胺法,用紫外分光光度计分别在405、420 nm和550 nm处测量吸光度。详细方法按照检测试剂盒的说明进行。

1.4 数据处理与分析

数据处理和计算使用Excel 2019,结果均以平均值±标准差来表示,绘图使用Origin 2021b完成,数据的差异性分析、Spearman相关性分析和主成分分析(PCA)使用SPSS 26(IBM)。处理间的统计学差异用单因素方差分析(ANOVA)和单因素多元方差分析(MANOVA)进行分析,并对结果进行Duncan多重秩

检验。

2 结果与讨论

2.1 单一污染对种子萌发和生长的影响与临界值估算

如表1所示,单一Cd污染在高浓度下对种子发芽和生长的影响主要表现为抑制作用。尽管 $1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的Cd作用下水稻种子芽长增长了10.73%,但其与对照相比差异不显著。随着Cd胁迫浓度提高,种子萌发所受到的抑制作用不断增强。在 $50\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的Cd胁迫下,各项指标的抑制率范围为28.67%~96.62%,而当Cd浓度增至 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,种子表皮呈焦黑色,各项指标的抑制均超过95%,这表明Cd的高浓度暴露对水稻种子发芽和生长有极强的毒性作用。Lux等^[29]的研究表明,Cd对植物的毒性症状之一就是抑

制根伸长及其生物量。此外,在高浓度Cd处理中观察到根系变褐和根系直径增大,这与已有的研究结果一致^[30]。

如表2所示,与Cd处理相比,BDE-209污染对水稻种子发芽的影响较小, $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ BDE-209胁迫对发芽率的抑制率仅为4.8%,表明BDE-209对水稻种子的毒性很小,这与Li等^[31]的研究结果一致,这是由于BDE-209具有分子量大、疏水性强的特性,这类有机化合物无法直接穿过种皮,因此对种子发芽的影响微弱^[32]。中低浓度BDE-209($\leq 0.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)的作用下,水稻根长和活力指数均受到显著促进作用,但随着BDE-209浓度增加,种子的根伸长和芽生长均受到了抑制。Xu等^[33]发现 $10\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ BDE-47显著降低了玉米的发芽率和幼苗伸长率,此时荧光强度达到峰

表1 不同浓度Cd对水稻种子萌发和生长的影响

Table 1 Single effect of Cd on rice seed germination and growth parameters

Cd/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	发芽势 Germination potential/%	发芽率 Germination rate/%	发芽指数 Germination index	活力指数 Vigor index	根鲜质量 Root biomass/ mg	芽鲜质量 Shoot biomass/ mg	根长 Root length/ mm	芽长 Shoot length/ mm
CK	86.7±6.7a	93.3±0.1a	14.7±0.5a	1 387±71.2a	100.9±4.2a	104.8±5.5a	74.7±3.7a	25.8±1.6ab
0	82.2±6.9ab	91.1±0.1a	14.4±0.5a	1 408.6±48.4a	101.8±4.7a	102.2±3.1a	73.5±0.8a	24.3±0.4ab
1	84.3±3.7a	93.3±3.8a	15.0±0.6a	1 338.6±55.1a	103.4±8.8a	99.6±4.8a	62.4±3.5b	26.9±0.9a
2	80.1±3.7abc	93.3±3.8a	14.4±0.5a	1 162.4±36.3c	63.2±7.9b	85.2±6.7b	60.5±2.4b	20.0±1.3c
5	75.9±6.3abc	97.6±0.1a	15.0±0.8a	1 242.8±70.2b	49.4±4.0c	94.4±2.6ab	60.8±4.2b	22.3±2.0bc
10	73.8±3.7bc	91.1±6.5a	13.9±0.8a	928.0±54.9d	43.2±5.4c	94.9±6.2ab	44.7±1.8c	22.1±0.2bc
20	71.7±3.7c	95.4±3.8a	14.4±0.4a	773.1±22.4e	42.4±7.9c	99.9±3.6a	30.0±1.6d	23.9±1.6b
50	53.6±9.5d	66.6±4.4b	9.9±0.7b	178.8±12.6f	3.4±0.6d	72.9±12.0c	4.1±0.5e	14.0±1.3d
100	<0.1±0.1e	4.3±3.8c	0.4±0.4c	0.8±0.7g	0.8±0.7d	1.4±1.2d	0.8±0.7e	1.0±0.9e

注:CK表示不添加DMSO的空白对照,浓度为 $0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 表示添加0.5% DMSO的对照,不同小写字母表示各组间存在显著差异($P<0.05$)。下同。

Note: CK stands for control group without DMSO and $0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ stands for control group with 0.5% DMSO. Different lowercase letters in a column indicate significant differences among treatments at $P<0.05$ level. The same below.

表2 不同浓度BDE-209对水稻种子萌发和生长的影响

Table 2 Single effect of BDE-209 on rice seed germination and growth parameters

BDE-209/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	发芽势 Germination potential/%	发芽率 Germination rate/%	发芽指数 Germination index	活力指数 Vigor index	根鲜质量 Root biomass/ mg	芽鲜质量 Shoot biomass/ mg	根长 Root length/ mm	芽长 Shoot length/ mm
CK	86.7±6.7ab	93.3±0.1a	14.7±0.5ab	1 387±71.2bc	100.9±4.2a	104.8±5.5a	74.7±3.7ab	25.8±1.6abc
0	82.2±6.9abc	91.1±0.1ab	14.4±0.5abc	1 408.6±48.4b	101.8±4.7a	102.2±3.1a	73.5±0.8b	24.3±0.4d
0.1	91.4±4a	95.4±3.8a	15.4±0.4a	1 558.1±42.9a	79.1±0.6b	97.4±2.6a	76.6±1.1a	24.4±0.7cd
0.5	89.1±0.1a	93.3±3.8ab	15.1±0.4a	1 551.2±39.9a	66.3±0.7c	94.8±0.8a	78.1±1.6a	24.9±0.5cd
1	84.5±4.0ab	93.3±3.8ab	14.8±0.2ab	1 372.6±16.5bc	63.2±2.7cd	94.1±1.9a	67.6±2.2c	25.3±0.1bc
2	77.7±4.0bcd	93.3±3.8ab	14.4±0.8abc	1 289.0±72.0cd	61±1.2d	93.3±2.6a	63.6±1.2d	26.2±0.4ab
5	75.4±6.9bcd	93.3±3.8ab	14.3±1.0abc	1 261.1±88.0d	59±3.1d	93.9±4.3a	61.2±1.5d	26.8±0.2a
10	73.1±4.0cd	88.9±3.8ab	13.9±0.6bc	895.8±37.0e	26.5±1.3e	93.4±4.1a	38.7±1.2e	25.9±0.4ab
20	68.5±6.9d	86.8±3.8b	13.5±0.5c	813.3±29.8e	23.2±2.0e	92.8±11.2a	35.9±1.1f	24.4±0.8cd

值,揭示了过量活性氧(ROS)的产生对PBDEs的植物毒性十分关键。此外,对比种子芽和根的生长情况可知,在受到外部胁迫时,根部受到的抑制远高于芽部,且在高浓度下根部几乎完全停止生长。

对污染物浓度与种子发芽各项指标抑制率进行回归分析,观察到水稻种子的生长指标和污染物浓度之间存在明显的剂量-效应关系,结果见表3。水稻种子根鲜质量对Cd胁迫最为敏感,其IC₂₅和IC₅₀分别为1.70 mg·L⁻¹和5.05 mg·L⁻¹,其次较敏感的指标是根长,其余指标的IC₅₀均高于50 mg·L⁻¹。王波等^[17]发现,Cd胁迫下南荻种子萌发和生长的IC₅₀为7.3~15.9 mg·L⁻¹,结果与本研究结果相近。研究发现浙江台州电子拆解区周边的农田土壤中Cd超标率高达75%,其中Cd含量最高可达6.18 mg·kg⁻¹^[34],其测得的IC₅₀临界值超过了本研究得到的结果,可能会对水稻种子生长产生生态风险。各指标的IC₂₅从高到低排序依次为发芽率、芽鲜质量、芽长、发芽势、根长和根鲜质量,其中Cd对种子根部的致毒阈值最低,这说明种子根部的生长在Cd的外源胁迫下易受到抑制。种子根部是抵抗高浓度Cd的第一道屏障^[35],通常会受到更大的毒害作用,因此水稻种子根鲜质量和根伸长可以作为其受Cd污染的判断指标。在BDE-209胁迫下,水稻种子根部生长指标与污染物浓度呈极强的相关

性($R^2>0.9$),但BDE-209对其他种子发芽指标(发芽情况、芽生长等)的影响并不显著。

2.2 复合污染对种子萌发和生长的影响

在Cd和BDE-209共同胁迫种子发芽的情况下,所有交互处理组的发芽势较对照组均有所下降,证明两种污染物具有联合毒性(表4、表5)。相较于对照组,中低浓度重金属和有机物的联合作用显著促进了种子的生长、生物量和发芽指数,这说明两种污染物(中低浓度)的交互有利于种子的早期生长。值得注意的是,BDE-209的加入缓解了高浓度Cd(50 mg·L⁻¹)对种子发芽和生长的胁迫作用,比起单独受Cd胁迫的处理组,BDE-209(0.5 mg·L⁻¹)的复合作用将种子活力指数提高了93.2%,说明少量BDE-209能够显著减轻高浓度Cd对种子生长的毒害作用,这可能是由于两者的交互作用降低了重金属的生物可利用性^[36],从而导致其对水稻植物的毒性作用减弱。但随着BDE-209浓度升高,其对Cd生物毒性的缓解作用不断减弱,两种污染物的联合毒性有所增强。Chen等^[19]的研究也发现BDE-209可以减轻Pb对高羊茅种子的生长抑制作用,Lin等^[37]则发现高浓度的五氯苯酚会加重Cu对黑麦草的毒性作用,这与本研究的结果也较为一致。由表5可见,BDE-209和高浓度Cd(50 mg·L⁻¹)的交互对各项指标均表现为拮抗作用,这

表3 污染物浓度(C)与水稻种子发芽指标抑制率(IR)的回归分析及水培发芽临界值
Table 3 Logistic fit for the relationship between index inhibition rate and contaminant concentration

污染物 Contaminant	指标 Index	回归方程 Logistic fitting curve	相关系数 R ²	IC ₂₅ /(mg·L ⁻¹)	IC ₅₀ /(mg·L ⁻¹)
Cd	发芽势	$IR = 213\ 089 - \frac{213\ 085}{1 + (C - 6.38)^{6.65}}$	0.958 0	28.65	61.65
	发芽率	$IR = 95.29 - \frac{98.62}{1 + (C - 1.73)^{51.71}}$	0.982 6	49.66	53.89
	根鲜质量	$IR = 266\ 101 - \frac{266\ 100}{1 + (C - 506\ 577.16)^{0.64}}$	0.905 0	1.70	5.05
	根长	$IR = 111.17 - \frac{95.31}{1 + (C - 1.31)^{4.96}}$	0.984 4	6.80	14.57
	芽鲜质量	$IR = 98.61 - \frac{91.382}{1 + (C - 1.73)^{62.091}}$	0.950 3	49.25	53.47
	芽长	$IR = 95.75 - \frac{90.64}{1 + (C - 1.71)^{61.49}}$	0.914 2	47.25	51.14
	发芽势	—	0.465 2	>20	>20
BDE-209	发芽率	—	0.292 9	>20	>20
	根鲜质量	$IR = -\frac{38.37}{1 + (C - 0.84)^{13.36}}$	0.985 5	—	6.09
	根长	$IR = -\frac{40.68}{1 + (C - 0.82)^{11.02}}$	0.978 2	5.97	12.80
	芽鲜质量	—	-0.264 9	>20	>20
	芽长	—	0.412 7	>20	>20
	发芽势	—	0.412 7	>20	>20

表4 BDE-209和Cd复合作用对水稻种子萌发和生长的影响

Table 4 Combined effect of BDE-209 and Cd on rice seed germination and growth parameters

浓度 Concentration/ (mg·L ⁻¹)		发芽势 Germination potential/%	发芽率 Germination rate/%	发芽指数 Germination index	活力指数 Vigor index	根鲜质量 Root biomass/ mg	芽鲜质量 Shoot biomass/ mg	根长 Root length/ mm	芽长 Shoot length/ mm
BDE-209	Cd								
CK		86.7±6.7a	93.3±<0.1a	14.7±0.5ab	1 387.0±71.2a	100.9±4.2a	104.8±5.5cd	74.7±3.7a	25.8±1.6a
0	0	82.2±6.9a	91.1±<0.1a	14.4±0.5abc	1 408.6±48.4a	101.8±4.7a	102.2±3.1d	73.5±0.8a	24.3±0.4b
0.5	1	75.6±3.8ab	95.6±3.8a	14.4±0.5abc	1 152.1±40.8b	89.1±5.9b	101.2±6d	57.1±6.0bc	22.7±0.4cd
	10	80±6.7a	97.8±3.8a	15.1±0.6a	1 130.7±44.1bc	59.2±2.3e	109.0±8.0bcd	51.3±3.8d	23.8±0.7bc
5	50	77.8±10.2ab	91.1±3.8a	14.1±0.7abcd	345.5±18.4e	13.8±3.8g	115.7±6.0bc	5.1±0.2e	19.4±0.9e
	1	66.7±6.7bc	91.1±3.8a	13.5±0.9cd	1 069.3±67.2cd	68.1±5.7d	102.5±8.3bcd	57±3.1bc	21.9±0.2d
	10	77.8±3.8ab	95.6±3.8a	14.6±0.7abc	1 156.5±55.4b	46.7±3.9f	128.8±8.8a	53.1±3.3cd	26.1±0.7a
20	50	75.6±3.8ab	82.2±3.8b	13.1±0.6d	304.1±14.6e	3.9±0.9h	109.5±7.3bcd	4.5±0.4e	18.6±0.6ef
	1	57.8±3.8c	91.1±3.8a	13.0±0.3d	1 092.3±26.6bcd	76.8±10.6c	106.4±5.0bcd	61.4±1.6b	22.5±0.5cd
	10	60±6.7c	93.3±<0.1a	13.5±0.5cd	1 035.1±35.7d	44.6±4.2f	117.3±7.0b	53.5±2.3cd	23.3±0.7bcd
	50	66.7±6.7bc	93.3±6.7a	13.6±0.7bcd	291.3±14.1e	8.4±1.2gh	102±3.6d	3.9±0.1e	17.4±1.0f

表5 Cd和BDE-209对水稻种子各项发芽指标的交互作用

Table 5 Joint effects of BDE-209 and Cd on germination parameters of rice seeds

项目 Item	B0.5C1	B0.5C10	B0.5C50	B5C1	B5C10	B5C50	B20C1	B20C10	B20C50
发芽势 Germination potential	协同	加和	拮抗	协同	加和	拮抗	协同	协同	拮抗
发芽率 Germination rate	加和	加和	拮抗	加和	加和	拮抗	加和	加和	拮抗
根鲜质量 Root biomass	拮抗	拮抗	拮抗	拮抗	拮抗	拮抗	拮抗	拮抗	拮抗
芽鲜质量 Shoot biomass	加和	拮抗	拮抗	加和	拮抗	拮抗	拮抗	拮抗	拮抗
根长 Root length	协同	拮抗	拮抗	拮抗	拮抗	拮抗	拮抗	拮抗	拮抗
芽长 Shoot length	协同	拮抗	拮抗	协同	拮抗	拮抗	协同	拮抗	拮抗
发芽指数 Germination index	加和	拮抗	拮抗	协同	加和	拮抗	协同	加和	拮抗
活力指数 Vigor index	协同	拮抗	拮抗	协同	拮抗	拮抗	拮抗	拮抗	拮抗

注: B0.5C1表示0.5 mg·L⁻¹ BDE-209和1 mg·L⁻¹ Cd的复合处理组,其余处理组同理。

Note: B0.5C1 stands for the treatment group under the combined stress of 0.5 mg·L⁻¹ BDE-209 and 1 mg·L⁻¹ Cd. The others follow the same rule.

说明Cd与BDE-209的共同作用可以减弱高浓度Cd对种子的毒害作用,与试验得到的结果一致。

2.3 单一与复合污染对水稻幼苗的毒理效应

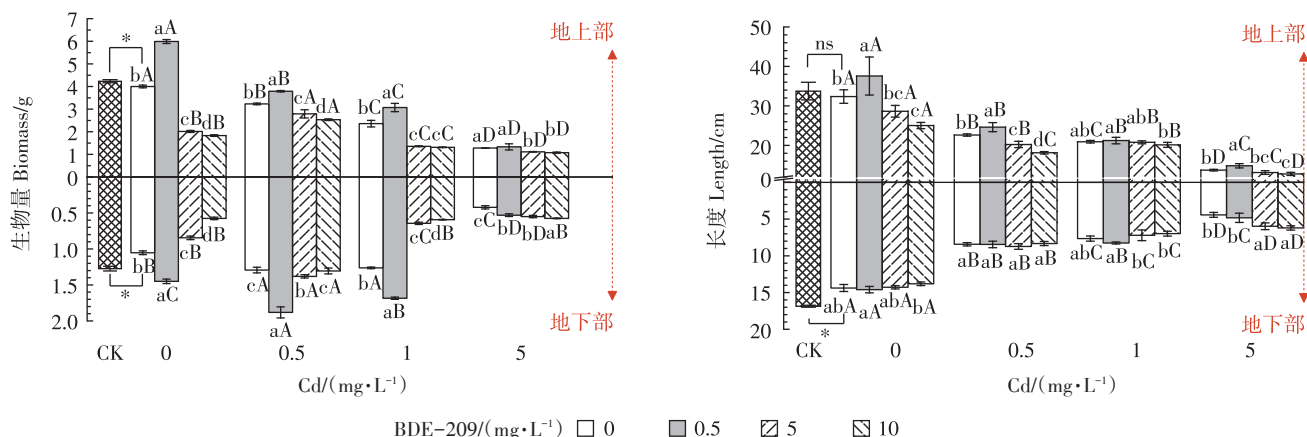
2.3.1 单一与复合污染对水稻幼苗生长参数的影响

在Cd单独胁迫下,随着Cd浓度的增加,茎叶部的生物量、长度以及根部长度显著下降($P<0.05$),抑制率最高可达69.2%(图1)。但是幼苗根鲜质量在中低浓度Cd(0.5~1 mg·L⁻¹)的影响下增高了20.0%~22.9%,这表明低剂量的Cd可促进水稻幼苗的生长,而高剂量会造成很强的毒害效应,该结果与Lu等^[38]的结果一致。受Cd单一污染的幼苗叶片中,光合色素含量远低于对照组,对照组幼苗的光合色素含量比Cd(5 mg·L⁻¹)处理组高6倍以上,叶绿素和类胡萝卜素含量的显著降低表明Cd会对水稻幼苗叶片的生长产生抑制效应(图2)。

单独BDE-209胁迫对水稻幼苗生长、生物量和

叶片光合作用的影响均表现出低促高抑的现象,在0.5 mg·L⁻¹ BDE-209的作用下,茎叶生物量与对照相比显著提升了49.7%($P<0.05$),而当浓度增至10 mg·L⁻¹时,茎叶生物量减少了54.2%。作为一类持久性有机污染物,BDE-209可能会干扰叶绿体中的电子传输链,破坏光合作用的主要过程,并进一步抑制光还原和光磷酸化,从而对植物的生长构成危害^[39]。

在Cd和BDE-209复合污染的处理组中,0.5 mg·L⁻¹ BDE-209的共同作用能够有效减轻各浓度Cd胁迫下水稻幼苗受到的毒害作用,这与种子发芽时的生长规律一致。然而,随着BDE-209浓度不断增加(≥ 5 mg·L⁻¹),其与Cd的联合毒性大幅提高,如在高浓度BDE-209(≥ 5 mg·L⁻¹)和1 mg·L⁻¹ Cd复合胁迫下,水稻幼苗各部位的生物量均显著低于1 mg·L⁻¹ Cd单独胁迫的处理组($P<0.05$)。这说明在两者的复合污染下,高浓度的BDE-209无法减弱Cd对水稻幼苗的毒



CK表示不含0.5%DMSO的空白对照。*表示空白对照与对照组间的差异显著($P<0.05$),ns表示空白对照与对照组间不存在显著差异($P>0.05$)。不同BDE-209浓度之间的差异由小写字母表示,而大写字母用于比较不同Cd浓度处理之间的差异($P<0.05$)。下同。CK stands for the control group without DMSO. * and ns stand for the significant ($P<0.05$) and insignificant ($P>0.05$) differences between the control group and the blank group. The lowercase letters and uppercase letters stand for the significant difference ($P<0.05$) among various BDE-209 concentrations and Cd concentrations, respectively. The same below.

图1 Cd和BDE-209单一和复合污染对水稻幼苗生物量和长度的影响
Figure 1 Effects of Cd and BDE-209 on the biomass and length of rice seedlings

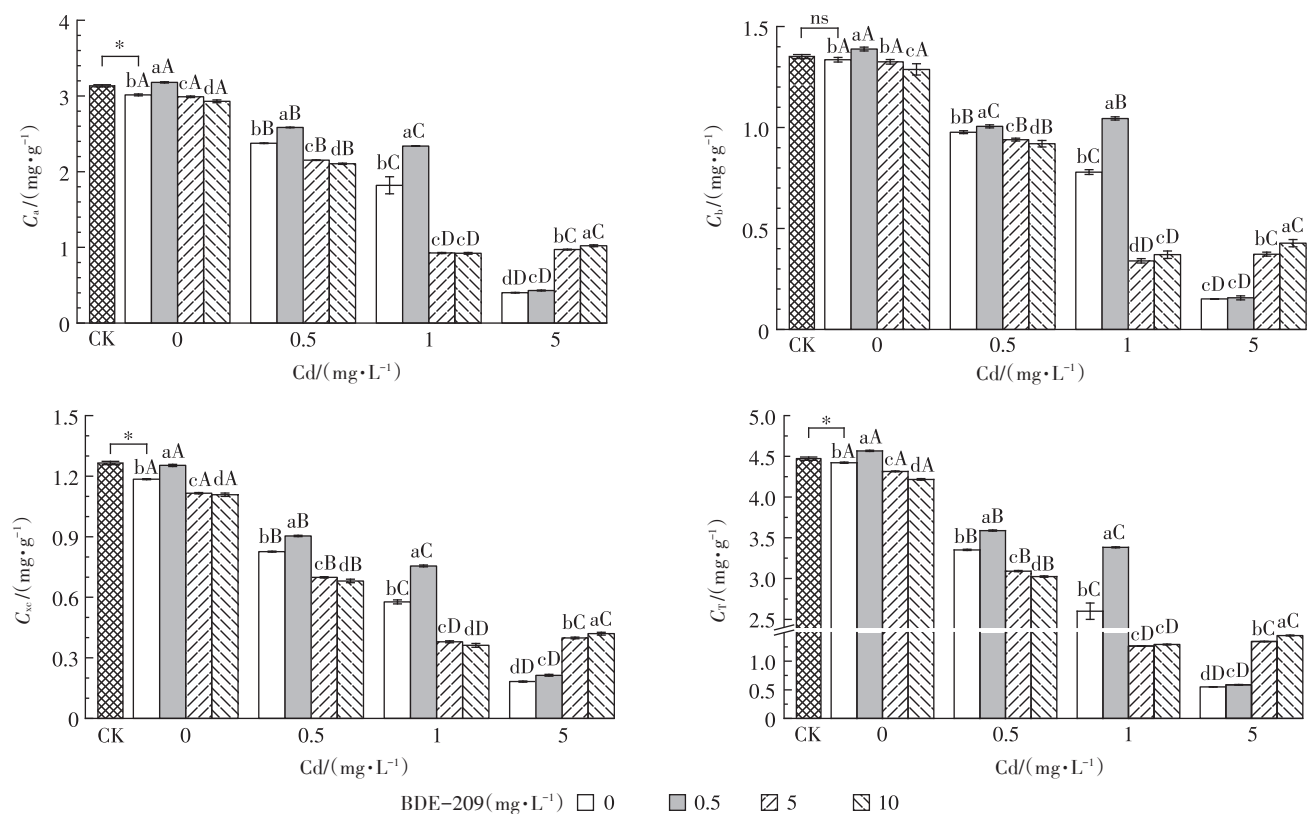


图2 Cd和BDE-209单一和复合污染对水稻幼苗叶片光合色素含量的影响
Figure 2 Effects of Cd and BDE-209 on the photosynthesis pigments of rice seedling leaves

性,且两者的交互作用会带来更强的生态毒性。

2.3.2 单一与复合污染对水稻幼苗抗氧化酶的影响

在外部胁迫下,植物体内的抗氧化酶会受到诱导并清除 ROS,以减轻胁迫对植物的氧化损伤^[40]。对抗

氧化系统的刺激有助于减少逆境下植物组织中 ROS 的过度累积,但是 ROS 含量的不断增加也意味着植物遭受到了来自外界的氧化胁迫,其会对植物生理功能和细胞结构造成严重损害^[41-42]。

重金属胁迫下的植物会产生大量ROS^[43],本研究结果表明(图3),低浓度Cd会对水稻幼苗的抗氧化酶产生刺激作用,导致其活性显著升高。而污染物浓度过高时,叶片中ROS无法被完全清除,导致SOD和CAT活性降低,而POD活性在Cd(0.5~5 mg·L⁻¹)胁迫下显著增加(39.4%~58.2%)。Zhang等^[44]的研究也得到了类似的结果,即SOD和CAT的防御功能可能会受到高浓度重金属污染的伤害。许多研究证明,SOD有利于消除O₂·,并生成H₂O₂和O₂。作为生物体内清除ROS的首道防御系统,当水稻幼苗暴露于高浓度污染物时,其叶片组织内SOD的活性显著增强,并产生大量的H₂O₂。这些过量的H₂O₂随后会通过POD和CAT的催化作用转化为水分子。Shafeeq等^[45]发现Cd胁迫下小麦的根细胞会产生过量的H₂O₂,从而导致根部形态特征发生严重改变。本研究中,Cd胁迫导致H₂O₂等ROS的累积,从而对抗氧化防御系统产生刺激。此外,POD活性在Cd胁迫下始终增加,因此在本研究中POD可以作为Cd污染的生物指示剂。BDE-209胁迫对幼苗POD和CAT的活性表现为低促高抑的作用,但SOD活性在不同浓度BDE-209的胁迫

下都远高于对照组,说明在本研究中SOD对BDE-209污染有良好的指示作用。Wang等^[18]发现暴露于BDE-209的烟草叶片中O₂·的生成速率以及H₂O₂的含量显著增加,这与本研究的结果一致。在两种污染物的复合作用下,BDE-209的加入能够提高Cd胁迫下水稻幼苗的抗氧化酶活性,Curcic等^[46]的研究也证实了Cd和BDE-209的复合表现为加和作用,两者共同作用下ROS的不断增加意味着其联合毒性是由化学物质激发的氧化应激而诱发的。

2.3.3 污染物及水稻幼苗生理生化指标的相关性分析和主成分分析

为了进一步探究水稻幼苗生理生化参数之间的关系,对其进行了Pearson相关分析(图4)。结果表明,与BDE-209相比,Cd对幼苗生长的抑制更为明显。除POD之外,Cd与各项指标均呈负相关,这证明Cd具有很强的植物毒性。BDE-209对水稻幼苗鲜质量和POD有显著抑制作用,但其与SOD之间存在显著的正相关。结果表明,POD和SOD分别在水稻幼苗期抵御Cd和BDE-209的毒性方面起着不可或缺的作用。

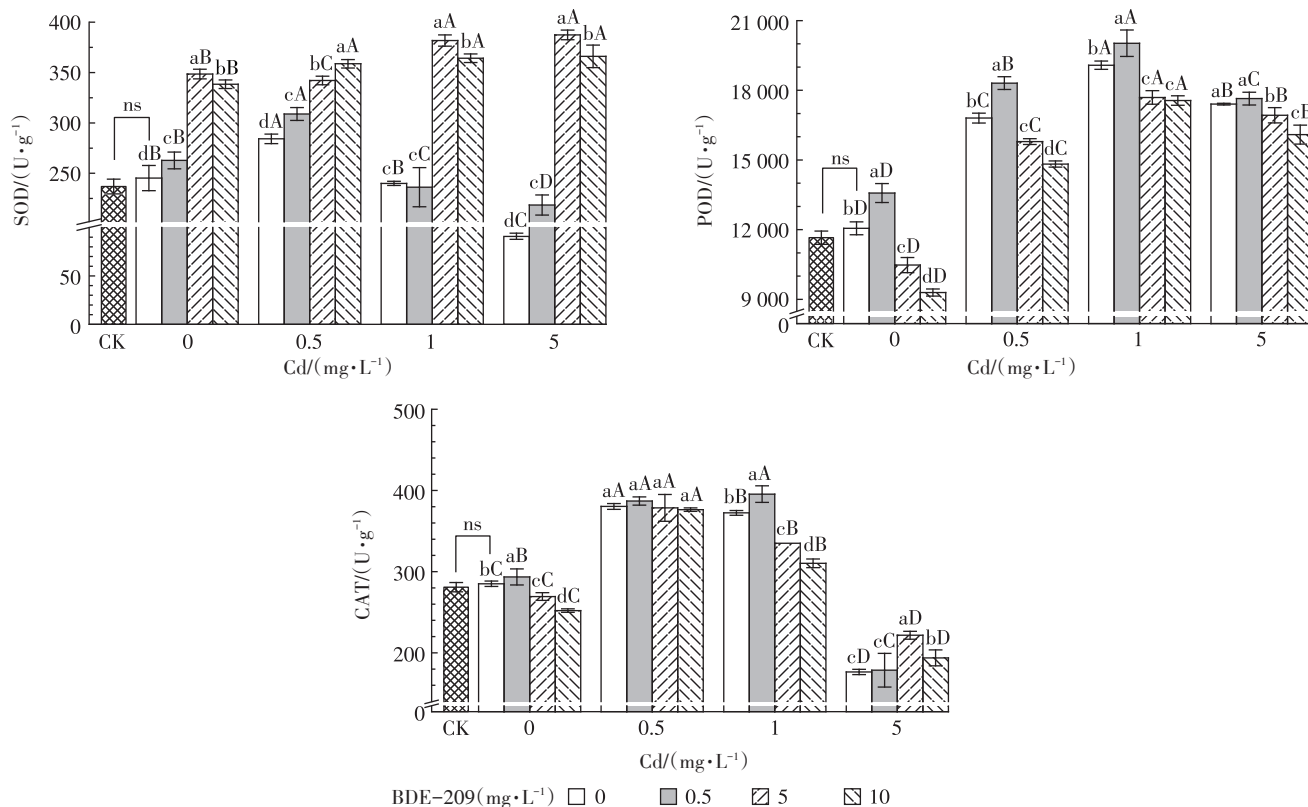
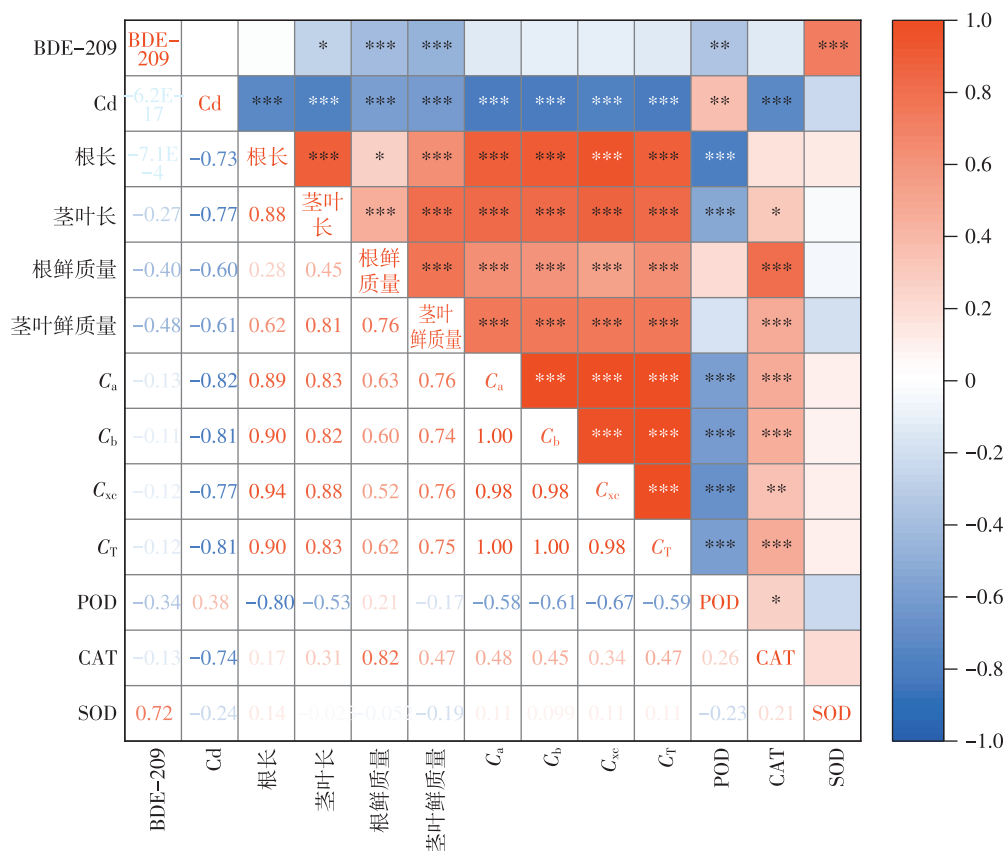


图3 Cd和BDE-209单一和复合污染对水稻幼苗叶片抗氧化酶活性的影响

Figure 3 Effects of Cd and BDE-209 on the antioxidant enzyme activity of rice seedling leaves



*表示 $P < 0.05$, **表示 $P < 0.01$, ***表示 $P < 0.001$
 *, **, and *** stand for P at 0.05, 0.01, and 0.001 level.

图4 Cd和BDE-209污染下水稻幼苗各参数间的相关性分析

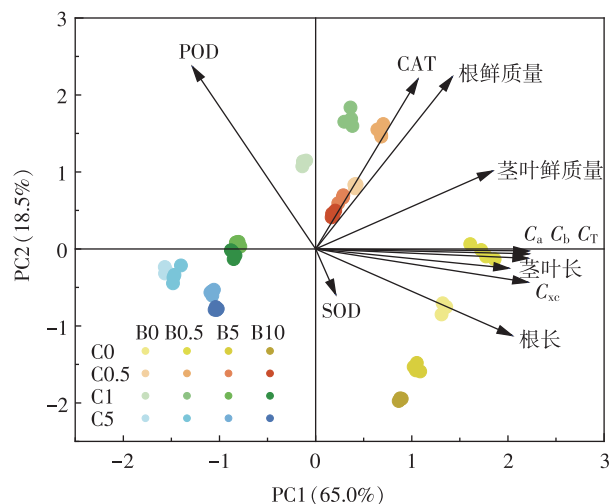
Figure 4 Correlation analysis of the physiological parameters of rice seedlings under Cd and BDE-209 exposure

主成分分析被用来减少数据的维度,以进一步理解各变量之间的关系^[47]。本研究(图5),所有数据可被分为3组:BDE-209单独胁迫的处理组、中低浓度Cd胁迫下的处理组和高浓度Cd胁迫下的处理组。该分类与已有的试验结果一致,表明Cd在不同浓度下与BDE-209的联合作用类型不同。

3 结论

(1)Cd或BDE-209的单独污染均对种子萌发表现为低促高抑的规律。各项发芽指标、生长指标与污染物浓度之间存在剂量-效应关系,通过回归分析估算得到不同指标对应的 IC_{25} 和 IC_{50} 临界值,其中根伸长的 IC_{25} 分别为 $6.80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (Cd)和 $5.97 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (BDE-209), IC_{50} 分别为 $14.57 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (Cd)和 $12.80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (BDE-209)。

(2)在Cd和BDE-209的复合作用下,BDE-209的加入缓解了Cd对种子萌发和幼苗生长的毒害作用。两者对种子发芽的联合效应在低浓度Cd胁迫下



箭头表示变量的载荷,圆点代表变量的聚类。

The arrows indicate the loadings of the variables and the dots represent the clustering of the variables.

图5 Cd和BDE-209单一和复合污染下水稻幼苗各参数PCA图

Figure 5 Biplot graph of principal component analysis of the physiological parameters of rice seedling under Cd and BDE-209 exposure

($1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)主要表现为协同作用,而在高浓度Cd处理中($50\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)表现为拮抗作用。

(3)Cd胁迫不利于水稻幼苗的生长和光合作用,但低浓度Cd能够提高抗氧化酶的活性;而BDE-209单独胁迫对幼苗生长、生物量、光合色素和抗氧化酶的影响基本表现为低促高抑的规律。

参考文献:

- [1] NAGAJYOTI P C, LEE K D, SREEKANTH T V M. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review[J]. *Environmental Chemistry Letters*, 2010, 8(3): 199–216.
- [2] ZHAI L M, LIAO X Y, CHEN T B, et al. Regional assessment of cadmium pollution in agricultural lands and the potential health risk related to intensive mining activities: a case study in Chenzhou City, China[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2008, 20(6): 58–65.
- [3] LEE H J, ABDULA S E, JANG D W, et al. Overexpression of the glutamine synthetase gene modulates oxidative stress response in rice after exposure to cadmium stress[J]. *Plant Cell Reports*, 2013, 32(10): 1521–1529.
- [4] HUANG Q J, LÜ C X, LIU Y J, et al. The typical polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and heavy metals distributions in a formal e-waste dismantling site[J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2023, 110(2): 52.
- [5] HUANG H L, ZHANG S Z, CHRISTIE P, et al. Behavior of decabromodiphenyl ether (BDE-209) in the soil-plant system: uptake, translocation, and metabolism in plants and dissipation in soil[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(2): 663–667.
- [6] KUO L J, CADE S E, CULLINAN V, et al. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in plasma from e-waste recyclers, outdoor and indoor workers in the Puget Sound, WA region[J]. *Chemosphere*, 2019, 219: 209–216.
- [7] JIANG Y F, YUAN L M, LIN Q H, et al. Polybrominated diphenyl ethers in the environment and human external and internal exposure in China: a review[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 696: 133902.
- [8] JIN J, LIU W Z, WANG Y, et al. Levels and distribution of polybrominated diphenyl ethers in plant, shellfish and sediment samples from Laizhou Bay in China[J]. *Chemosphere*, 2008, 71(6): 1043–1050.
- [9] SCHENKER U, SOLTERMANN F, SCHERINGER M, et al. Modeling the environmental fate of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs): the importance of photolysis for the formation of lighter PBDEs[J]. *Environmental Science & Technology*, 2008, 42(24): 9244–9249.
- [10] LI H L, QU R H, YAN L G, et al. Field study on the uptake and translocation of PBDEs by wheat (*Triticum aestivum* L.) in soils amended with sewage sludge[J]. *Chemosphere*, 2015, 123: 87–92.
- [11] 陈铭聪, 杨东升, 亦如瀚. 排放管控前后电子垃圾回收区农业土壤中PBDEs时空分布变化动态[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(8): 1718–1728. CHEN M C, YANG D S, YI R H. Temporal and spatial distribution dynamics of PBDEs in agricultural soil of e-waste recycling area before and after emission control[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(8): 1718–1728.
- [12] ZHU X, BEIYUAN J Z, LAU A Y T, et al. Sorption, mobility, and bio-availability of PBDEs in the agricultural soils: roles of co-existing metals, dissolved organic matter, and fertilizers[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 619/620: 1153–1162.
- [13] MOECKEL C, BREIVIK K, NØST T H, et al. Soil pollution at a major West African e-waste recycling site: contamination pathways and implications for potential mitigation strategies[J]. *Environment International*, 2020, 137: 105563.
- [14] LIU J, CHEN X, SHU H Y, et al. Microbial community structure and function in sediments from e-waste contaminated rivers at Guiyu area of China[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 235: 171–179.
- [15] LU M, ZHANG Z Z, SU X L, et al. Effect of copper on in vivo fate of BDE-209 in pumpkin[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2013, 262: 311–317.
- [16] LU M, ZHANG Z Z, WANG J X, et al. Interaction of heavy metals and pyrene on their fates in soil and tall fescue (*Festuca arundinacea*) [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(2): 1158–1165.
- [17] 王波, 黄攀, 吕德雅, 等. 铅、镉对南荻种子萌发和幼苗生长的影响[J]. 生态环境学报, 2018, 27(9): 1768–1773. WANG B, HUANG P, LÜ D Y, et al. Effects of Pb and Cd on the seed germination and seedling growth of *Triarrhena lutarioriparia* [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2018, 27(9): 1768–1773.
- [18] WANG Y, YU Y T, ZHANG H B, et al. The phytotoxicity of exposure to two polybrominated diphenyl ethers (BDE47 and BDE209) on photosynthesis and the response of the hormone signaling and ROS scavenging system in tobacco leaves[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 426: 128012.
- [19] CHEN F, ZENG S Y, MA J, et al. Interactions between decabromodiphenyl ether and lead in soil-plant system[J]. *Chemosphere*, 2019, 236: 124406.
- [20] 王泽正, 杨亮, 李婕, 等. 微塑料和镉及其复合对水稻种子萌发的影响[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(1): 44–53. WANG Z Z, YANG L, LI J, et al. Single and combined effects of microplastics and cadmium on the germination characteristics of rice seeds[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(1): 44–53.
- [21] XIE Y Y, CHENG W, TSANG P E, et al. Remediation and phytotoxicity of decabromodiphenyl ether contaminated soil by zero valent iron nanoparticles immobilized in mesoporous silica microspheres[J]. *Journal of Environmental Management*, 2016, 166: 478–483.
- [22] ABDUL-BAKI A A, ANDERSON J D. Vigor determination in soybean seed by multiple criteria[J]. *Crop Science*, 1973, 13: 630–633.
- [23] LU H Y, LIU J Z, KERR P G, et al. The effect of periphyton on seed germination and seedling growth of rice (*Oryza sativa*) in paddy area [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 578: 74–80.
- [24] BLISS C I. The toxicity of poisons applied jointly[J]. *Annals of Applied Biology*, 1939, 26(3): 585–615.
- [25] BOOBIS A R, BUDINSKY R A, COLLIE S, et al. Critical analysis of literature on low-dose synergy for use in screening chemical mixtures for risk assessment[J]. *Critical Reviews in Toxicology*, 2011, 41: 369–383.

- [26] COORS A, DE MEESTER L. Synergistic, antagonistic and additive effects of multiple stressors: predation threat, parasitism and pesticide exposure in *Daphnia magna*[J]. *Journal of Applied Ecology*, 2008, 45: 1820–1828.
- [27] LICHTENTHALER H K. Chlorophylls and carotenoids: pigments of photosynthetic biomembranes[J]. *Methods in Enzymology*, 1987, 148: 350–382.
- [28] 李合生. 植物生理生化实验原理和技术[M]. 北京: 高等教育出版社, 2000. LI H S. Principles and techniques of plant physiological and biochemical experiments[M]. Beijing: Higher Education Press, 2000.
- [29] LUX A, MARTINKA M, VACULÍK M, et al. Root responses to cadmium in the rhizosphere: a review[J]. *Journal of Experimental Botany*, 2010, 62(1): 21–37.
- [30] GRATÃO P L, MONTEIRO C C, ROSSI M L, et al. Differential ultrastructural changes in tomato hormonal mutants exposed to cadmium[J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2009, 67(2): 387–394.
- [31] LI K L, CHEN J, ZHU L Z. The phytotoxicities of decabromodiphenyl ether (BDE-209) to different rice cultivars (*Oryza sativa* L.)[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 235: 692–699.
- [32] LIN D H, XING B S. Phytotoxicity of nanoparticles: inhibition of seed germination and root growth[J]. *Environmental Pollution*, 2007, 150(2): 243–250.
- [33] XU X H, HUANG H L, WEN B, et al. Phytotoxicity of brominated diphenyl ether-47 (BDE-47) and its hydroxylated and methoxylated analogues (6-OH-BDE-47 and 6-MeO-BDE-47) to maize (*Zea mays* L.)[J]. *Chemical Research in Toxicology*, 2015, 28(3): 510–517.
- [34] 郑宇娜, 刘鹏, 刘金河, 等. 台州市典型电子垃圾拆解场地周边农田土壤重金属污染特征和来源解析[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(7): 1442–1451. ZHENG Y N, LIU P, LIU J H, et al. Pollution characteristics and source analysis of heavy metals in farmland soils around the e-waste dismantling sites in Taizhou City, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(7): 1442–1451.
- [35] SRESTY T V S, MADHAVA RAO K V. Ultrastructural alterations in response to zinc and nickel stress in the root cells of pigeonpea[J]. *Environmental and Experimental Botany*, 1999, 41(1): 3–13.
- [36] ZHANG R, ZHANG W, LIU G, et al. Changes of lead speciation and microbial toxicity in soil treated with repeated Pb exposure in the presence of BDE209[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23(5): 4621–4628.
- [37] LIN Q, WANG Z W, MA S, et al. Evaluation of dissipation mechanisms by *Lolium perenne* L. and *Raphanus sativus* for pentachlorophenol (PCP) in copper co-contaminated soil[J]. *Science of the Total Environment*, 2006, 368(2): 814–822.
- [38] LU Z W, ZHANG Z, SU Y, et al. Cultivar variation in morphological response of peanut roots to cadmium stress and its relation to cadmium accumulation[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2013, 91: 147–155.
- [39] AHMAD A, SHAHZADI I, MUBEEN S, et al. Karrikinolide alleviates BDE-28, heat and Cd stressors in *Brassica alboglabra* by correlating and modulating biochemical attributes, antioxidative machinery and osmoregulators[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2021, 213: 112047.
- [40] GAO M L, LIU Y, SONG Z G. Effects of polyethylene microplastic on the phytotoxicity of di-*n*-butyl phthalate in lettuce (*Lactuca sativa* L. var. *ramosa* Hort.)[J]. *Chemosphere*, 2019, 237: 124482.
- [41] LV Q Y, WAN B, GUO L H, et al. *In vitro* immune toxicity of polybrominated diphenyl ethers on murine peritoneal macrophages: apoptosis and immune cell dysfunction[J]. *Chemosphere*, 2015, 120: 621–630.
- [42] BASIT F, AKHTER BHAT J, HAN J J, et al. Screening of rice cultivars for Cr-stress response by using the parameters of seed germination, morpho-physiological and antioxidant analysis[J]. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 2022, 29(5): 3918–3928.
- [43] GALLEGOS M, BENAVIDES M P, TOMARO M L. Effect of heavy metal ion excess on sunflower leaves: evidence for involvement of oxidative stress[J]. *Plant Science*, 1996, 121(2): 151–159.
- [44] ZHANG F Q, WANG Y S, LOU Z P, et al. Effect of heavy metal stress on antioxidative enzymes and lipid peroxidation in leaves and roots of two mangrove plant seedlings (*Kandelia candel* and *Bruguiera gymnorhiza*) [J]. *Chemosphere*, 2007, 67(1): 44–50.
- [45] SHAFEEQ U R, QI X B, GHULAM Y, et al. Role of silicon on root morphological characters of wheat (*Triticum aestivum* L.) plants grown under Cd-contaminated nutrient solution[J]. *Acta Physiologiae Plantarum*, 2021, 43(4): 60.
- [46] CURCIC M, DURGO K, KOPJAR N, et al. Cadmium and decabrominated diphenyl ether mixture: *in vitro* evaluation of cytotoxic, prooxidative and genotoxic effects[J]. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 2014, 38(2): 663–671.
- [47] MOREIRA G C, CARNEIRO C N, DOS ANJOS G L, et al. Support vector machine and PCA for the exploratory analysis of *Salvia officinalis* samples treated with growth regulators based in the agronomic parameters and multielement composition[J]. *Food Chemistry*, 2022, 373: 131345.