

外源抗生素对栽培作物与野生植物的氧化胁迫 及其富集转运的差异性

武 剑, Debela Sisay-Abebe, 华倩雯, 陈欣瑶, 张 园

(苏州科技大学环境科学与工程学院, 江苏 苏州 215009)

[摘要] 为探讨外源抗生素对栽培作物和野生植物的氧化胁迫及其在两者体内富集转运的差异性, 采用土培实验研究了外源抗生素对栽培作物(青菜、生菜、玉米)和野生植物(稗草、马唐、狗尾)抗氧化酶活性(SOD、POD、CAT)和丙二醛(MDA)含量的影响, 以及残留的四环素类、磺胺类、喹诺酮类抗生素在栽培作物和野生植物中的富集转运特征。结果表明, 外源抗生素显著抑制了栽培作物的 SOD 活性, 其地下部分和地上部分的 SOD 活性较 CK(无抗生素污染)降低了 64.57%~105.52% 和 178.24%~260.00%。外源抗生素还显著增加了栽培作物的 MDA 含量, 而野生植物变化较小。栽培作物和野生植物对外源抗生素的富集能力整体上呈现: 栽培作物>野生植物, 但其转运抗生素的能力: 野生植物>栽培作物, 且两者体内及其根际土壤中均以四环素类抗生素的残留量最大。研究表明, 在抗生素污染的土壤中, 栽培作物受到的胁迫作用在一定程度上要大于野生植物; 栽培作物和野生植物分别具有较高的富集抗生素能力和转运抗生素能力, 因此两者都具有不可忽视的生态风险, 且在抗生素污染的土壤-植物系统中四环素类抗生素的生态风险较高。

[关键词] 栽培作物, 野生植物, 抗生素, 氧化胁迫, 富集转运

[中图分类号] X53 **[文献标志码]** A **[文章编号]** 1001-4616(2020)02-0084-08

Study on Differences of Oxidative Stress, Enrichment and Transport of Exogenous Antibiotics in Cultivated Crops and Wild Plants

Wu Jian, Debela Sisay-Abebe, Hua Qianwen, Chen Xinyao, Zhang Yuan

(School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China)

Abstract: In order to explore the differences of oxidative stress of exogenous antibiotics on cultivated crops and wild plants and their enrichment and transport characteristics, pot experiment was carried out to study the effect of exogenous antibiotics on the antioxidant enzyme activities (SOD, POD, CAT) and content of malondialdehyde (MDA) in cultivated crops (pakchoi, lettuce, corn) and wild plants (barnyard grass, crabgrass, setaria viridis) and their enrichment and transport characteristics of residual tetracycline, sulfa and quinolone antibiotics. The results showed that the exogenous antibiotics significantly inhibited the SOD activity of cultivated crops, and the SOD activities of the underground and aboveground parts were reduced respectively by 64.57%~105.52% and 178.24%~260.00% compared with CK (no antibiotic contamination). Exogenous antibiotics also significantly increased the MDA content of cultivated crops, while wild plants showed no significance. On the whole, the rating of enrichment capacity of cultivated crops and wild plants to exogenous antibiotics was, cultivated crops>wild plants, while the rating of transport capacity of antibiotics was, wild plants>cultivated crops. The residual amount of tetracycline antibiotics was the largest in both plants' bodies and rhizosphere soils. In conclusion, cultivated crops were more stressed than wild plants to a certain extent in antibiotic contaminated soil. Cultivated crops and wild plants respectively had higher ability of enriching and transporting antibiotics, so both of them had nonnegligible ecological risks, and tetracycline antibiotics had higher ecological risks in antibiotic contaminated soil-plant systems.

Key words: cultivated crops, wild plants, antibiotics, oxidative stress, enrichment and translocation

收稿日期: 2020-01-14.

基金项目: 国家自然科学基金项目(41701564)、苏州市科技计划项目(SNG201613)、江苏省高校自然科学基金项目(17KJB610010).

通讯作者: 张园, 博士, 副教授, 研究方向: 土壤污染治理与修复. E-mail: yuanzhang_1001@mail.usts.edu.cn

抗生素在畜禽养殖业中通常作为添加剂用于提高动物产品产量,但因其过度使用以及难以被动物完全吸收,导致其不断排放并累积在外部环境中^[1],并已成为颇受关注的污染物类型^[2].施用畜禽粪便是耕地土壤中抗生素污染的主要外来源之一^[3],据报道,粪便中的抗生素典型浓度范围在 1 mg/kg~10 mg/kg^[4-5],其中猪粪检测到最高量可达 134.2 mg/kg^[6].在长期施用畜禽粪便的土壤中,各类抗生素同样有着不同的检出,其中以四环素类、磺胺类和喹诺酮类抗生素的检出率最高^[7-8].

外源抗生素从土壤中转移至植物体内及其毒理效应的研究屡见不鲜,目前已在多种植物中发现了抗生素,如胡萝卜、生菜、玉米等^[9-11].Riaz 等^[12]研究表明高浓度抗生素通过引起氧化应激而抑制小麦生长,迟荪琳等^[13]研究发现四环素类抗生素浓度超过 50 mg/kg 就会对蔬菜产生氧化胁迫.长期生长在污染环境中的野生植物与初次引入到该环境中的栽培作物对污染物的响应存在一定的差异性,有研究表明野生植物对逆境的胁迫作用更为敏感^[14],但关于野生植物与栽培作物对外源抗生素的氧化胁迫效应及富集转运差异性却少有报道.在生产活动中,青菜、生菜、玉米和稗草、马唐、狗尾草分别作为重要经济作物和优良牧草,其转运污染物的能力也会对人类和动物健康构成威胁.

因此,本研究以养猪场内抗生素污染土壤为研究对象,选用养猪场内的 3 种优势野生植物(稗草、马唐、狗尾草)和 3 种栽培作物(青菜、生菜、玉米)作为试验作物,研究猪粪引入的外源抗生素对野生植物和栽培作物抗氧化酶活性的影响及抗生素在植物体内的富集和转运特征,比较两者对外源抗生素的氧化胁迫和富集转运能力的差异性.以期对抗生素污染土壤中的植物生态风险评价累积资料,特别是集约化养殖场搬迁后的遗留地块和长期施用粪便的土壤进行安全生产活动,以及短期培养在该环境下作物的生态安全性都有着一定的参考价值.

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试野生植物为禾本科的稗草、马唐及狗尾草,种子采自于苏州某养猪场内,为养猪场内优势种群植物;供试栽培作物为十字花科的青菜、菊科的生菜及禾本科的玉米,种子购于种子市场.供试抗生素污染土壤采自苏州某养猪场内长期接受猪粪施用的土壤,供试无抗生素污染土壤采自苏州市东山镇未施过有机肥的农田土耕层土壤(0 cm~20 cm),其基本理化性质见表 1.

本实验选用的 3 种四环素类(TCs)抗生素(四环素(TC)、土霉素(OTC)和强力霉素(DOX)),3 种磺胺类(SAs)抗生素(磺胺嘧啶(SD)、磺胺二甲基嘧啶(SM2)和磺胺甲恶唑(SMX)),以及 3 种喹诺酮类(QNs)抗生素(恩诺沙星(ENR)、环丙沙星(CIP)和诺氟沙星(NOR)),其纯度均大于 99.0%.甲醇、乙腈、正己烷均为色谱级,其他化学试剂均为分析纯.固相萃取小柱为 Oasis HLB(6 mL,200 mg).

表 1 土壤的基本理化性质

Table 1 Basic physical and chemical properties of soil

指标	抗生素污染土壤	无抗生素污染土壤	指标	抗生素污染土壤	无抗生素污染土壤
pH	6.08	6.78	SD/(μg/kg)	27.94	LOD
有机质/(g/kg)	35.30	23.32	SM2/(μg/kg)	186.29	LOD
总氮/(g/kg)	3.41	3.64	SMX/(μg/kg)	26.29	LOD
TC/(μg/kg)	153.86	LOD	ENR/(μg/kg)	19.71	LOD
OTC/(μg/kg)	588.56	LOD	CIP/(μg/kg)	11.27	LOD
DOX/(μg/kg)	41.76	LOD	NOR/(μg/kg)	20.90	LOD

注:LOD 表示低于仪器检出限.

1.2 实验设计

盆栽实验于 2019 年 1 月 20 日至 2019 年 3 月 21 日在温室大棚中进行.土壤处理分为外源抗生素污染组和无抗生素污染组,分别种植栽培作物(青菜、生菜、玉米)和野生植物(稗草、马唐、狗尾),每个处理 3 个重复,同时放置 3 盆不种任何植物的抗生素污染土壤作为空白对照(盆栽实验的设计见图 1).植物种子在 0.02%赤霉酸溶液中浸泡 24 h 以打破休眠,每个塑料盆中装入不同处理的 2 kg 风干过筛(3 mm)土壤,将植物种子分别撒在不同的塑料盆中,调节含水率至田间持水量的 70%左右,正常光照条件下,温度控制在(25±1)℃.植株于 60 d 后收获,收获后的植物分为地下部分(根)和地上部分(叶),用去离子水洗

掉上面残留的土壤颗粒,一部分冻干测定抗生素含量,一部分立即测定生理指标;土壤样品采集于植物根部抖落下来的根际土壤,冻干后用于测定抗生素含量.

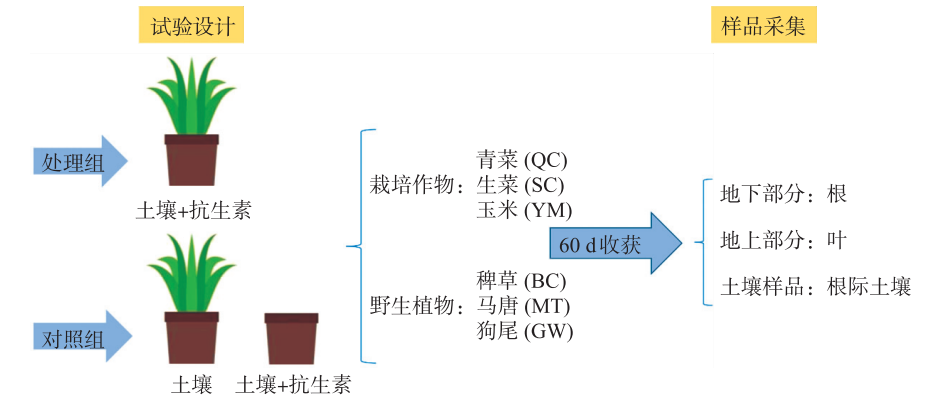


图 1 盆栽实验设计
Fig. 1 Design of pot experiment

1.3 测定项目与方法

1.3.1 植物抗氧化酶活性和丙二醛含量

测定方法参考前人的研究^[15]:超氧化物歧化酶(SOD)采用氮蓝四唑(NBT)法,SOD 活性单位以抑制 NBT 光化还原 50%所需酶量为 1 个酶活单位;过氧化物酶(POD)采用愈创木酚法,以每分钟 OD 值升高 1.0 为 1 个酶活性单位;过氧化氢酶(CAT)采用紫外分光光度法,以每分钟 OD 值减少 0.01 为 1 个酶活性单位;丙二醛(MDA)采用硫代巴比妥酸法(TBA).

1.3.2 土壤和植物中抗生素的测定

样品的前处理采用固相萃取法(SPE),处理过程主要参考文献[16–17],有部分改动:准确称取冻干的 2.0 g 土壤和植物样品(研磨过筛)于 50 mL 离心管中,加入 15 mL 萃取剂(0.1 mol/L 的 Na₂EDTA-McIlVaine),涡旋混匀后超声 15 min,之后 5 000 rpm 离心 15 min,将上清液转移至新的 50 mL 离心管中,重复 3 次,合并上清液. 植物样品提取液加入 10 mL 正己烷脱脂 3 次,收集下层液体. 上清液于 40 ℃ 水浴下氮吹浓缩至 10 mL,过 0.45 μm 滤膜后加纯水稀释至 500 mL 准备进行过柱,用 10 mL 甲醇、10 mL 超纯水依次活化固相萃取小柱. 将稀释后的萃取液以 5 mL/min 的速度通过萃取小柱,之后用 10 mL 超纯水淋洗小柱,继续抽真空 10 min 以除去柱中残留水分,最后用 10 mL 甲醇(含 1.0%甲酸)洗脱,收集洗脱液,在氮气浓缩仪上吹至近干,用甲醇定容至 1 mL,过 0.22 μm 有机系滤膜,待测.

1.3.3 HPLC-MS/MS 分析与质量控制

采用 HPLC-MS/MS(Ultimate 3000 型高效液相色谱仪,TSQ Quantum Ultra EMR 三重四极杆质谱仪)测定. 色谱条件:色谱柱 Waters ACQUITY UPLC BEH C₁₈ column(1.7 μm,2.1 mm×100 mm). 流动相 A 为 0.1%甲酸水溶液,流动相 B 为乙腈;进样体积 5 μL;流速 0.3 mL/min;柱温 30 ℃. 测定时采用的流动相梯度如表 2.

表 2 HPLC 测定流动相梯度
Table 2 Mobile phase for the gradient of HPLC

时间/min	0.1%甲酸/水 0.1%(V/V)/%	乙腈/%	时间/min	0.1%甲酸/水 0.1%(V/V)/%	乙腈/%
0	95	5	9.5	50	50
3	90	10	12	20	80
5	80	20	16	50	50
8	75	25	20	95	5

质谱条件:采用加热电喷雾正离子源(ESI+),选择反应监测模式(SRM). 喷雾器电压为 3.5 kV,喷雾器温度为 250 ℃,鞘气和辅助气压力分别为 35 psi 和 5 psi,离子传输毛细管温度为 300 ℃,碰撞气压力为 0.1 Pa,进样方式为自动进样.

3 类抗生素的检测限(LOD)分别为 TCs:0.030 μg/kg~0.060 μg/kg, SAs:0.006 μg/kg~0.010 μg/kg,

QNs:0.014 $\mu\text{g/kg}$ ~0.031 $\mu\text{g/kg}$. 采用加标法测定 3 类抗生素的回收率,其回收率为 TCs:71.1%~107.54%, SAs:67.2%~82.6%,QNs:61.4%~72.9%,回收率的标准偏差(RSD)均低于 8%,表明该方法的准确度和精密度均符合样品分析要求.

1.4 数据分析

用 Excel 2016 和 SPSS 20 对数据进行分析,对不同处理数据进行单因素方差分析(ANOVA)和 Duncan 多重比较,数据以(平均值 \pm 标准差)表示,用 Origin 2018 进行绘图. 植物对抗生素的富集和转运能力分别用生物浓缩系数(BCF)和转运系数(TF)表示,计算公式: $BCF=C_p/C_s$,其中 C_p :抗生素在植物不同部位的浓度($\mu\text{g/kg}$); C_s :抗生素在土壤中的浓度($\mu\text{g/kg}$); $TF=C_a/C_u$,其中 C_a :植物地上部分抗生素浓度($\mu\text{g/kg}$); C_u :植物地下部分抗生素浓度($\mu\text{g/kg}$).

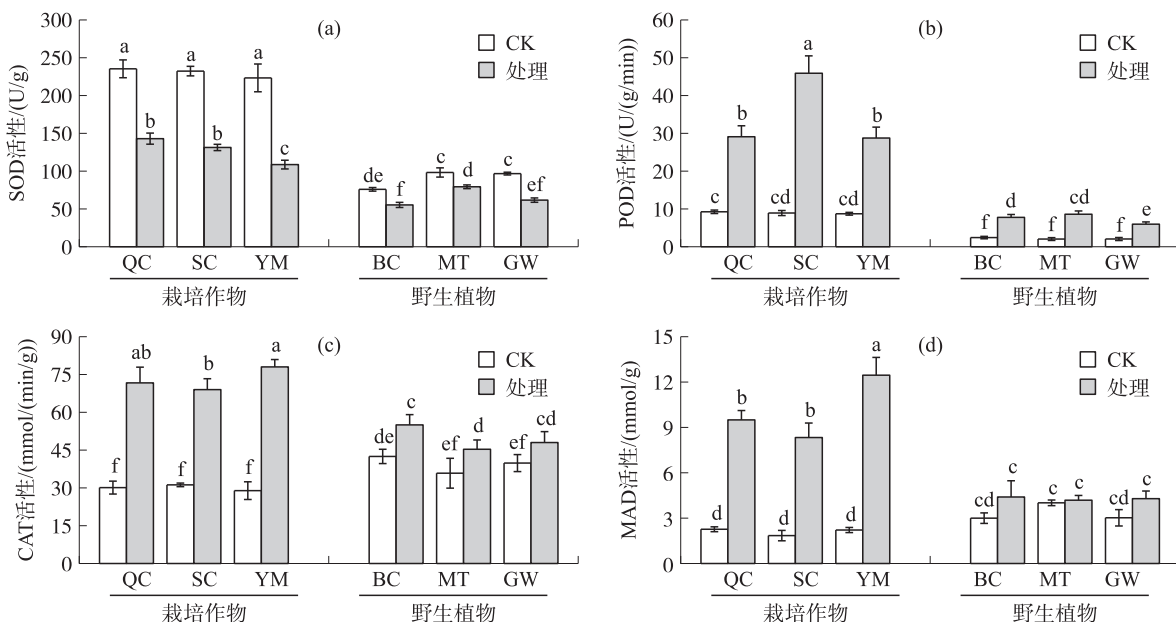
2 结果与讨论

2.1 外源抗生素对栽培作物和野生植物抗氧化酶活性及 MDA 含量的影响

2.1.1 地下部分的抗氧化酶活性和 MDA 含量

由图 2 可知,在抗生素处理下,栽培作物和野生植物的地下部分抗氧化酶活性和 MDA 含量变化不同. 如图 2(a)所示,抗生素处理对栽培作物和野生植物地下部分的 SOD 活性有着不同程度的抑制作用,其中栽培作物较 CK 降低了 64.57%~105.52%,野生植物较 CK 降低了 37.17%~56.91%,这可能是由于植物的抗氧化系统具有一定的限度,当超过这个限度时抗氧化酶活性将会迅速降低并受到一定的毒害作用^[13,18]. 栽培作物和野生植物地下部分的 POD 活性在抗生素处理下显著增加,其中栽培作物的变化较大,栽培作物 SC 的地下部分较 CK 增加了 414.61%(图 2(b));栽培作物和野生植物地下部分的 CAT 活性较 CK 分别增加了 121.10%~169.79%和 20.46%~29.43%,这说明栽培作物地下部分在抗生素处理下更加敏感(图 2(c)).

植物体内 MDA 的产生表明其正受到外界胁迫作用,此时需要植物产生更多的抗氧化酶来清除过量的活性氧自由基(ROS)^[19],并且相关研究表明外源抗生素是胁迫植物产生 MDA 的生物指标之一^[20]. 在抗生素处理下,本研究中栽培作物地下部分的 MDA 含量显著增加,是其 CK 的 4.19~5.62 倍,而野生植物的地下部分的 MDA 含量均无显著变化,这进一步说明外源抗生素对栽培作物地下部分的胁迫作用更大(图 2(d)).



字母不同代表样品之间有显著性差异 (Duncan test; $P < 0.05$), 误差线代表 3 个重复样品的标准偏差, 下同.

图 2 外源抗生素对栽培作物和野生植物地下部分抗氧化酶(SOD、POD、CAT)活性和丙二醛(MDA)含量的影响

Fig. 2 Effects of exogenous antibiotics on antioxidant enzymes(SOD,POD,CAT) activity and malondialdehyde(MDA) content in the underground parts of cultivated crops and wild plants

2.1.2 地上部分的抗氧化酶活性和 MDA 含量

如图 3(a)所示,抗生素处理对栽培作物和野生植物的地上部分 SOD 活性总体上表现出抑制作用,两者较 CK 分别下降了 178.24%~260.00%和 24.64%~168.14%,栽培作物受到的抑制作用更明显;栽培作物和野生植物地上部分的 POD 活性在抗生素处理下均显著增加,其中栽培作物是其 CK 的 3.56~9.81 倍,野生植物是其 CK 的 1.36~3.36 倍,这表明外源抗生素对栽培作物的地上部分的 POD 活性的影响要大于野生植物的地上部分(图 3(b));对于 CAT 活性,栽培作物地上部分的 CAT 活性在抗生素处理下较 CK 提高了 20.85%~61.98%,而野生植物的地上部分较 CK 却没有显著变化(图 3(c));抗生素处理显著增加了栽培作物地上部分的 MDA 含量,较 CK 高 374.50%~653.19%,其中栽培作物 YM 的地上部分 MDA 含量最高,是其他 3 种野生植物地上部分的 3.68~5.26 倍,相比野生植物地上部分的 MDA 含量较 CK 的变化,栽培作物地上部分对外源抗生素的胁迫作用则更为敏感(图 3(d)).

以上的分析表明,不论地上部分还是地下部分,栽培作物受到外源抗生素的胁迫作用在一定程度上都要大于野生植物,但由于野生植物在抗生素污染环境中经过自然选择,可能对抗生素具有一定的耐受性,因此其可能对抗生素有着更好的适应性,并且本研究的结果也印证了这一点,因此关于抗生素对栽培作物和野生植物抗氧化酶活性的影响及作用机制还需进一步探讨.

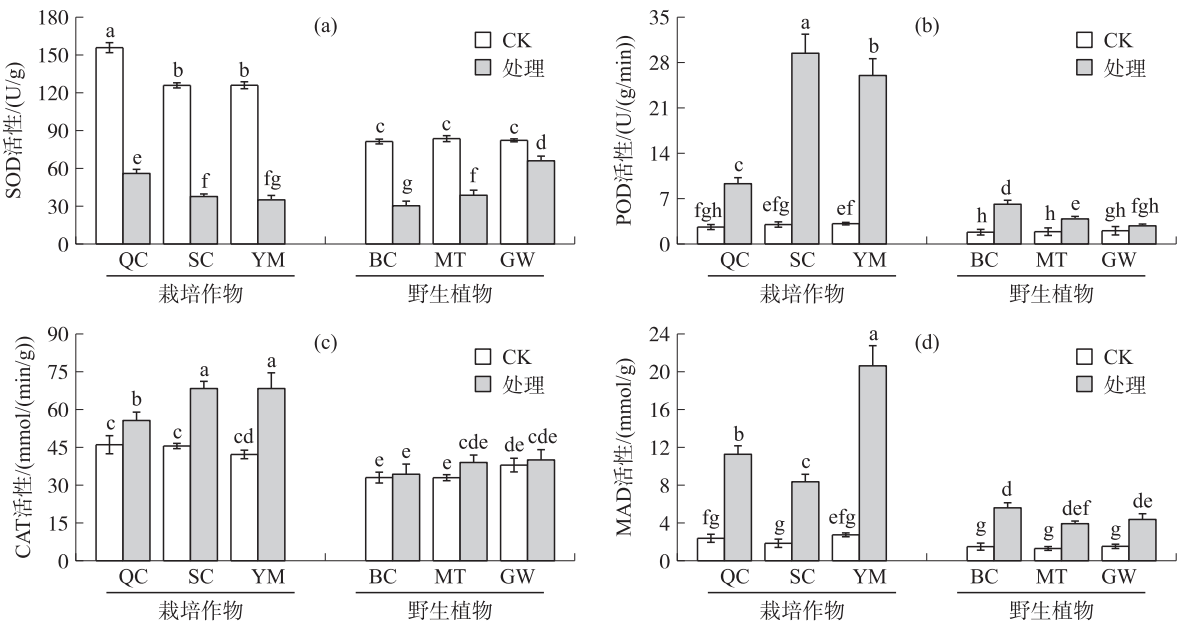


图 3 外源抗生素对栽培作物和野生植物地上部分抗氧化酶(SOD、POD、CAT)活性和丙二醛(MDA)含量的影响

Fig. 3 Effects of exogenous antibiotics on antioxidant enzymes(SOD,POD,CAT) activity and malondialdehyde(MDA) content in the aboveground parts of cultivated crops and wild plants

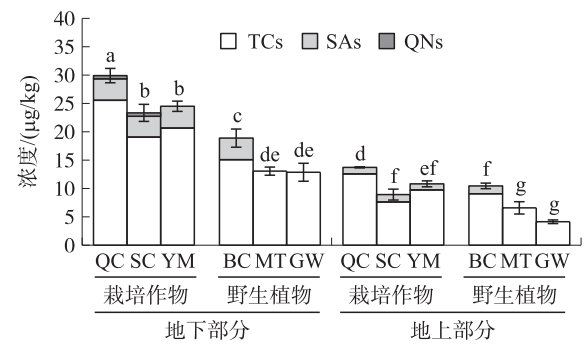
2.2 抗生素在栽培作物和野生植物中的含量和根际土壤中的残留量

经检测,种植在无抗生素污染土壤的栽培作物和野生植物中均未检测到 9 种目标抗生素,因此本文不对其进行讨论,重点讨论种植在抗生素污染土壤中的栽培作物和野生植物对抗生素的富集转运.

由图 4 可知,抗生素在栽培作物和野生植物及其不同部位中的含量不同.对于地下部分,栽培作物中抗生素的总含量均显著高于野生植物,其中以栽培作物 QC 的抗生素含量最高,是野生植物的 1.58~2.33 倍;对于地上部分,整体上栽培作物中抗生素的总含量高于野生植物(除野生植物 BC 外).另外,栽培作物和野生植物的不同部位中均残留了 TCs,而 QNs 仅在栽培作物 QC 和 SC 的地下部分有残留,这可能是由于土壤中残留的 QNs 浓度本来就相对较低,两者同一部位中抗生素的积累量均为 TCs>SAs>QNs,以上分析一定程度上表明栽培作物富集抗生素的能力强于野生植物.

由图 5 可知,栽培作物和野生植物对收获时根际土壤中抗生素的残留量也有着一定的影响.与空白对照土壤(60 d)相比,TCs 在栽培作物和野生植物的根际土壤中分别下降了 9.26%~27.28%和 5.51%~14.12%,SAs 下降了 11.25%~17.68%和 8.61%~15.67%,而 QNs 在根际土壤中则相对稳定,无明显的变化.所有根际土壤样品中抗生素的总残留量均呈显著下降趋势,下降了约 7.40%~22.19%,这表明栽培作

物和野生植物都可以降低土壤中抗生素的残留量. 整体上,野生植物根际土壤中抗生素的总残留量要高于栽培作物,并且其体内抗生素的含量也低于栽培作物,即植物体内抗生素残留的量越少,土壤中抗生素残留的量即越多,反之亦然.



误差线代表 3 个重复样品的抗生素总浓度的标准偏差,下同.

图 4 抗生素在栽培作物和野生植物不同部位中的含量

Fig. 4 Contents of antibiotics in different parts of cultivated crops and wild plants

2.3 栽培作物和野生植物对抗生素的富集转运特征

由表 3 可知,栽培作物和野生植物地下部分对 TCs 的富集系数分别为 0.026~0.035 和 0.017~0.020,这说明栽培作物地下部分富集 TCs 的能力要大于野生植物的地下部分;3 种栽培作物地下部分都可以富集 SAs,而野生植物仅有 BC 可以富集;QNs 仅有栽培作物 QC 和 YM 的地下部分可以富集,野生植物均无法富集. 同样两者地上部分对 TCs 的富集能力也表现为栽培作物大于野生植物. 整体上,栽培作物的地下、地上部分富集抗生素的能力都要高于野生植物,且两者相同部位对不同 类型抗生素的富集能力基本一致,为 TCs>SAs>QNs.

植物富集污染物的能力与植物对污染物的抵抗能力有关^[21],本研究发现栽培作物对抗生素的氧化胁迫更为敏感,所以这也可能是导致栽培作物富集抗生素能力较强的原因之一. 虽然影响植物富集土壤中抗生素的因素很多,包括抗生素的种类、浓度以及植物的品种等^[13],但这也一定程度上说明,栽培作物相较于野生植物更容易吸收土壤中的抗生素. 一般来说,土壤中的污染物浓度越高,植物对污染物的吸收量也越大. 本研究中,土壤中抗生素残留量最大的为 TCs,并且栽培作物和野生植物都对 TCs 的富集能力最高,这也进一步说明植物体内抗生素的分布与土壤中抗生素浓度有着显著的正相关^[22].

表 3 抗生素在栽培作物和野生植物不同部位中的生物富集系数 (BCF)

植物类型		生物富集系数 (BCF)					
		地下部分			地上部分		
		TCs	SAs	QNs	TCs	SAs	QNs
栽培作物	QC	0.035±0.004 ^a	0.016±0.001 ^a	0.011±0.001 ^a	0.017±0.001 ^a	0.005±0.000 ^b	—
	SC	0.026±0.001 ^b	0.016±0.001 ^a	—	0.010±0.001 ^c	0.006±0.001 ^a	—
	YM	0.028±0.002 ^b	0.016±0.001 ^a	0.012±0.001 ^a	0.013±0.001 ^b	0.005±0.000 ^b	—
野生植物	BC	0.020±0.002 ^c	0.016±0.000 ^a	—	0.012±0.001 ^b	0.006±0.000 ^a	—
	MT	0.018±0.001 ^c	—	—	0.009±0.001 ^c	—	—
	GW	0.017±0.002 ^c	—	—	0.006±0.001 ^d	—	—

注:字母不同代表同一列的显著差异性 (Duncan test; $P<0.05$); ±后代表 3 个重复样品的的标准偏差; —表示抗生素浓度低于检出限,无法计算相关系数. 下同.

如表 4 所示,栽培作物和野生植物对抗生素的转运系数范围分别为:0.384~0.460 和 0.329~0.559,其中野生植物 BC 对 TCs 和 SAs 的转运能力均最强,其转运系数分别是栽培作物的 1.24~1.52 倍和 1.03~1.31 倍. 不论栽培作物还是野生植物,都对 TCs 有着较强的转运能力,这也可能与土壤中 TCs 的浓度较高有关. 所有植物地上部分均未检出 QNs,故无法计算其转运系数,这也在一定程度上表明 QNs 难以被植物转运,栽培作物和野生植物对不同类型抗生素的转运能力均为 TCs>SAs>QNs. 整体上,植物转运抗生素的

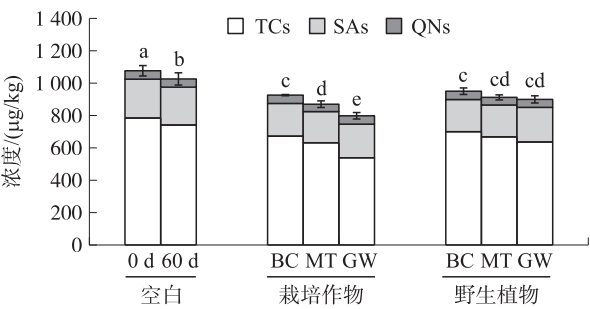


图 5 抗生素在收获时根际土壤中的残留量

Fig. 5 Residues of antibiotics in rhizosphere soils at harvest

能力为野生植物>栽培作物,这与植物富集抗生素能力为栽培作物>野生植物的结果恰好相反. 本研究只关注了短期效应,当土壤中不断地施用畜禽粪便引入抗生素,随着时间的推移转运抗生素能力强的植物其生态风险也会变大. 相关研究表明抗生素在植物中的 TF 还与植物蒸腾作用、生长速度、疏水性和电离能力等因素有关^[23-25],因此关于栽培作物和野生植物转运抗生素的机制还需要进一步的研究.

表 4 栽培作物和野生植物中抗生素的转运系数(TF)

Table 4 Translocation factor of antibiotics in cultivated crops and wild plants

植物类型		转运系数(TF)			
		TCs	SAs	QNs	抗生素(总)
栽培作物	QC	0.494±0.033 ^{ab}	0.305±0.02 ^{4b}	—	0.460±0.023 ^{abc}
	SC	0.403±0.058 ^{bc}	0.357±0.029 ^a	—	0.384±0.047 ^{bc}
	YM	0.473±0.034 ^{abc}	0.280±0.010 ^b	—	0.442±0.029 ^{abc}
野生植物	BC	0.611±0.092 ^a	0.366±0.0201 ^a	—	0.559±0.069 ^a
	MT	0.505±0.088 ^{ab}	—	—	0.505±0.088 ^{ba}
	GW	0.329±0.064 ^c	—	—	0.329±0.064 ^c

2.4 抗生素的含量与植物生理指标的相关性

相关性分析的结果进一步说明外源抗生素对栽培作物和野生植物的氧化胁迫程度不同(表 5). 根际土壤中抗生素的含量与栽培作物地下、地上部分 SOD 活性呈极显著正相关($r=0.923, P<0.01; r=0.866, P<0.01$),而与野生植物的 SOD 活性无显著相关性($P>0.05$);栽培作物地上部分 POD 活性与其根际土壤、地上部分的抗生素含量呈(极)显著负相关($r=-0.682, P<0.05; r=-0.913, P<0.01$),而野生植物地上部分 POD 活性却与其根际土壤、地上部分的抗生素含量呈(极)显著正相关($r=0.739, P<0.05; r=0.956, P<0.01$);栽培作物地下部分的 CAT 活性与其对应部位的抗生素含量呈显著负相关($r=-0.267, P<0.05$);野生植物地上部分 MDA 含量与其对应部位的抗生素含量呈显著正相关($r=0.670, P<0.05$). 产生以上结果的原因可能是猪粪在引入抗生素的同时,也会导致重金属、盐、有机物等污染物进入到土壤^[26-27],诱导植物产生 ROS 而干扰抗氧化酶的活性和 MDA 的含量.

表 5 植物和根际土壤中抗生素含量与植物抗氧化酶活的相关性

Table 5 Correlation between antibiotic content and antioxidant enzyme activity in plants and rhizosphere soils

生理指标		抗生素含量					
		栽培作物			野生植物		
		地下部分	地上部分	根际土壤	地下部分	地上部分	根际土壤
抗氧化性	地下部分 SOD	0.469	0.452	0.923 **	-0.576	-0.324	-0.362
	地上部分 SOD	0.764 *	0.850 **	0.866 **	-0.530	-0.889 **	-0.612
	地下部分 POD	0.186	-0.746 **	0.708	0.289	0.460	0.319
	地上部分 POD	-0.586	-0.913 **	-0.682 *	0.877 **	0.956 **	0.739 *
	地下部分 CAT	-0.267 *	0.204	-0.360	0.533	0.671 *	0.656
	地上部分 CAT	-0.504	-0.621	-0.544	-0.654	-0.349	-0.263
	地下部分 MDA	-0.574	0.228	-0.488	0.337	0.033	-0.222
	地上部分 MDA	-0.772 *	0.142	-0.648	0.546	0.670 *	0.412

注: ** 表示在 $P<0.01$ 水平(双侧)上显著相关; * 表示在 $P<0.05$ 水平(双侧)上显著相关.

3 结论

- (1)外源抗生素对栽培作物的 SOD 活性呈抑制作用,并且栽培作物的 MDA 含量在外源抗生素处理下显著增加,特别是栽培植物玉米. 这表明栽培作物受到外源抗生素的胁迫作用更强,在抗生素污染的土壤中,要更关注短期培养的栽培作物对抗生素的响应.
- (2)栽培作物和野生植物不同部位抗生素的含量基本一致,为地下部分>地上部分;两者对外源抗生素的富集能力整体上呈现:栽培作物>野生植物,但其转运抗生素的能力为野生植物>栽培作物,因此不论栽培作物还是野生植物,都具有一定的生态风险.
- (3)栽培作物和野生植物对不同类型抗生素的富集能力均表现为 TCs>SAs>QNs,且两者体内及其根

际土壤中抗生素残留量也表现为 $TCs > SAs > QNs$, 因此在抗生素污染的土壤-植物系统中 TCs 的生态风险较高。

[参考文献]

- [1] 倪群丽,梁兰,徐鑫,等. 金霉素对小麦根生长的毒性效应[J]. 浙江大学学报(理学版),2015,42(6):739-744.
- [2] 汪琼,张政,陈宗华,等. $Bi_2Ti_2O_7/TiO_2$ 异质结对盐酸四环素的光催化降解效果评价[J]. 南京师大学报(自然科学版),2017,40(2):149-155,160.
- [3] CHEN C Q,LI J,CHEN P P,et al. Occurrence of antibiotics and antibiotic resistances in soils from wastewater irrigation areas in Beijing and Tianjin,China[J]. Environmental pollution,2014,193:94-101.
- [4] KUMAR K,GUPTA S C,BAIDOO S K,et al. Antibiotic uptake by plants from soil fertilized with animal manure[J]. Journal of environment quality,2005,34(6):2082-2085.
- [5] QIAN M,WU H,WANG J,et al. Occurrence of trace elements and antibiotics in manure-based fertilizers from the Zhejiang Province of China[J]. Science of the total environment,2016,559:174-181.
- [6] ZHANG H,ZHOU Y,HUANG Y,et al. Residues and risks of veterinary antibiotics in protected vegetable soils following application of different manures[J]. Chemosphere,2016,152:229-237.
- [7] 成玉婷,吴小莲,向垒,等. 广州市典型有机蔬菜基地土壤中磺胺类抗生素污染特征及风险评价[J]. 中国环境科学,2017,37(3):1154-1161.
- [8] 朱秀辉,曾巧云,解启来,等. 广州市北郊蔬菜基地土壤四环素类抗生素的残留及风险评估[J]. 农业环境科学学报,2017,36(11):2257-2266.
- [9] AZANU D,MORTEY C,DARKO G,et al. Uptake of antibiotics from irrigation water by plants[J]. Chemosphere,2016,157:107-114.
- [10] BOXALL A B A,JOHNSON P,SMITH E J,et al. Uptake of veterinary medicines from soils into plants[J]. Journal of agricultural and food chemistry,2006,54(6):2288-2297.
- [11] 秦俊梅,熊华烨,李兆君. 施用含四环素类抗生素鸡粪对玉米生长的影响及其残留特征[J]. 灌溉排水学报,2018,37(9):22-28.
- [12] RIAZ L,MAHMOOD T,COYNE M S,et al. Physiological and antioxidant response of wheat(*Triticum aestivum*) seedlings to fluoroquinolone antibiotics[J]. Chemosphere,2017,177:250-257.
- [13] 迟荪琳,王卫中,徐卫红,等. 四环素类抗生素对不同蔬菜生长的影响及其富集转运特征[J]. 环境科学,2018,39(2):935-943.
- [14] LI S H,GE Z M,XIE L N,et al. Ecophysiological response of native and exotic salt marsh vegetation to waterlogging and salinity; implications for the effects of sea-level rise[J]. Scientific reports,2018,8(1):2441.
- [15] 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.
- [16] JACOBSEN A M,HALLING-SORENSEN B,INGERSLEV F,et al. Simultaneous extraction of tetracycline, macrolide and sulfonamide antibiotics from agricultural soils using pressurised liquid extraction, followed by solid-phase extraction and liquid chromatography-tandem mass spectrometry[J]. Journal of chromatography A,2004,1038(1-2):157-170.
- [17] KIM S C,CARLSON K. Quantification of human and veterinary antibiotics in water and sediment using SPE/LC/MS/MS[J]. Analytical and bioanalytical chemistry,2007,387(4):1301-1315.
- [18] LIU L,LIU Y H,LIU C X,et al. Potential effect and accumulation of veterinary antibiotics in *Phragmites australis* under hydroponic conditions[J]. Ecological engineering,2013,53:138-143.
- [19] KOCA H,BOR M,OZDEMIR F,et al. The effect of salt stress on lipid peroxidation,antioxidative enzymes and proline content of sesame cultivars[J]. Environmental and experimental botany,2007,60(3):344-351.
- [20] XIE X J,ZHOU Q X,LIN D S,et al. Toxic effect of tetracycline exposure on growth,antioxidative and genetic indices of wheat (*Triticum aestivum*L.)[J]. Environmental science and pollution research international,2011,18(4):566-575.
- [21] MIGLIORE L,COZZOLINO S,FIORI M. Phytotoxicity to and uptake of flumequine used in intensive aquaculture on the aquatic weed,*Lythrum salicaria* L[J]. Chemosphere,2000,40(7):741-750.
- [22] 贺德春,吴根义,许振成,等. 小白菜和白萝卜对四环素类抗生素的吸收累积特征[J]. 农业环境科学学报,2014,33(6):1095-1099.

(下转第 99 页)

-
- [12] MILANI A, SANGIOLO D, AGLIETTA M, et al. Recent advances in the development of breast cancer vaccines[J]. Breast cancer, 2014, 6: 159–168.
- [13] NAGORSEN D, THIEL E. Clinical and immunologic responses to active specific cancer vaccines in human colorectal cancer[J]. Clinical cancer research; an official journal of the American association for cancer research, 2006, 12(10): 3064–3069.
- [14] RAO B, HAN M, WANG L, et al. Clinical outcomes of active specific immunotherapy in advanced colorectal cancer and suspected minimal residual colorectal cancer: a meta-analysis and system review[J]. Journal of translational medicine, 2011, 9: 17–27.
- [15] PERDICCHIO M, ILARREGUI J M, VERSTEGE M I, et al. Sialic acid-modified antigens impose tolerance via inhibition of T-cell proliferation and de novo induction of regulatory T cells[J]. Proceedings of the national academy of sciences of the United States of America, 2016, 113(12): 3329–3334.
- [16] RIAD A, CHARLES A D, LAUREN A, et al. Activating and inhibitory Fcγ receptors in immunotherapy: being the actor or being the target[J]. Expert review of clinical immunology, 2009, 5(6): 735.
- [17] SONDERMANN P. The FcγR/IgG interaction as target for the treatment of autoimmune diseases[J]. Journal of clinical immunology, 2016, 36(1): 95–99.
- [18] HU Z, OTT P A, WU C J. Towards personalized, tumour-specific, therapeutic vaccines for cancer[J]. Nature reviews immunology, 2018, 18(3): 168–182.

[责任编辑:黄 敏]

(上接第 91 页)

- [23] SIMONICH S L, HITES R A. Organic pollutant accumulation in vegetation[J]. Environmental science & technology, 1995, 29(12): 2905–2914.
- [24] TANOUE R, SATO Y, MOTOYAMA M, et al. Plant uptake of pharmaceutical chemicals detected in recycled organic manure and reclaimed wastewater[J]. Journal of agricultural and food chemistry, 2012, 60(41): 10203–10211.
- [25] PAN M, WONG C K C, CHU L M. Distribution of antibiotics in wastewater-irrigated soils and their accumulation in vegetable crops in the pearl river delta, southern China[J]. Journal of agricultural and food chemistry, 2014, 62(46): 11062–11069.
- [26] ZHANG J Y, WEI Y S, CHEN M X, et al. Occurrence and fate of antibiotic and heavy metal resistance genes in the total process of biological treatment and land application of animal manure: A review[J]. Acta scientiae circumstantiae, 2015, 35(4): 935–946.
- [27] 王婷婷, 陈新建, 徐寸发, 等. 麝香草酚调控水稻幼苗根的耐盐作用[J]. 南京师大学报(自然科学版), 2017, 40(2): 57–64.

[责任编辑:黄 敏]