

短期镉和铬对牵牛花根际土壤线虫群落的影响

吕莹¹, 侯辰侠², 张琼³, 侯明志¹, 蒋昊¹, 薛伟锋²

(1. 中国检验认证集团辽宁有限公司, 辽宁 大连 116039;

2. 大连海关技术中心, 辽宁 大连 116000;

3. 大连海关, 辽宁 大连 116000)

摘要: 土壤线虫处于土壤食物网中心位置, 常被用来评价重金属污染。在土壤中添加不同浓度的镉和铬, 用牵牛花作为修复植物, 用线虫群落来评价修复后的土壤环境。结果显示, 经过 90 d 修复后, 重金属被吸收了一小部分, 超过 80% 的重金属留在土壤中给土壤生态带来毒副作用。镉 (Cd) 和铬 (Cr) 都降低了土壤 pH 值、土壤线虫的数量和多样性。镉的添加增加了植物寄生线虫的比例, 铬的添加增加了 c-p 值为 1 的线虫比例。在镉 (20 mg/kg) 和铬 (50 mg/kg) 中间浓度下, 线虫数量和多样性均大于低浓度和高浓度。结构方程模型显示, 重金属能够直接影响整个线虫群落, 也可以通过土壤 pH、植物根及捕食关系间接对线虫产生影响。线虫成熟度指数 (MI)、结构指数 (SI) 和富集指数 (EI) 在污染土壤中变化不大, 表明线虫的组成结构比一些指数更适合用来指示短期重金属的污染。重金属改变了土壤理化性质, 从而影响了线虫的营养类群结构和生活史策略类群组成, 今后还需要更深入的关于线虫群落组成及与环境污染之间关系的研究。

关键词: 重金属; 牵牛花; 土壤线虫; 营养类群; 生活史策略类群

中图分类号: X523

文献标志码: A

DOI: 10.16803/j.cnki.issn.1004-6216.2022.01.17

Short-term effects of cadmium and chromium on soil nematode communities around morning glory rhizosphere

LYU Ying¹, HOU Chenxia², ZHANG Qiong³, HOU Mingzhi¹, JIANG Hao¹, XUE Weifeng²

(1. China Certification and Inspection Group Liaoning Co. Ltd., Dalian 116039, China; 2. Technology Center of

Dalian Customs, Dalian 116000, China; 3. Dalian Customs, Dalian 116000, China)

Abstract: Nematodes occupy the key position in soil food webs, and have always been used to indicate the soil heavy metal pollution. Different concentrations of Cadmium (Cd) and Chromium (Cr) were added in soil, the Morning glories (*Pharhitis nil*) as heavy metal accumulators were planted, the restored soil environment was represented by the soil nematodes. Only a fraction of heavy metals was absorbed after 90 days, which meant the most part (more than 80%) remained in soil and still presented adverse effects on the soil ecology. The application of heavy metals decreased the soil pH, nematode abundance and diversity. Cd increased the proportion of plant parasites, Cr increased the proportion of c-p 1 group. The nematode abundance and diversity were higher at Cd-20 (mg/kg) and Cr-50 (mg/kg) than other concentrations. Structural equation model showed that heavy metals could affect nematode communities directly and indirectly through soil pH, root weight and predation. Nematode maturity index (MI), structural index (SI) and enrichment index (EI) varied slightly throughout the whole experiment. These results indicated that nematode assemblage and composition were better indicators to short-term heavy metal effects than some common indicators. Heavy metals changed soil physical-chemical properties, and had marked effects on the nematode feeding type and life-history strategies composition. A further assemblage analysis was needed about the relationship between the nematode and the environment pollution.

Keywords: heavy metals; Morning glory; nematodes; trophic group; c-p group

CLC number: X523

人类工业活动如采矿和制造业产生巨大的环境污染, 矿区周围土壤重金属污染严重, 其中镉是

矿区的典型代表^[1]; 而因工业废水排放形成的污灌区也成为重金属污染的高危区, 其中镉是辽宁省污

收稿日期: 2020-12-31

基金项目: 辽宁省自然科学基金面上项目(20170540025); 辽宁省博士启动基金项目(2019-BS-008)

作者简介: 吕莹(1985-), 女, 博士研究生、农艺师。研究方向: 环境检测与治理。E-mail: jzlvying@163.com

引用格式: 吕莹, 侯辰侠, 张琼, 等. 短期镉和铬对牵牛花根际土壤线虫群落的影响[J]. 环境保护科学, 2022, 48(1): 101-107.

灌区首要重金属污染物,也是潜在生态风险最大的污染物^[2],怎样高效而安全地处理这些有毒的污染物关系到污染区和污灌区人民健康与非污染区的食品安全。近些年,植物修复成为一种新兴的能减少污染物的环保而经济的方法^[3]。牵牛花 (*Pharhiris nil*) 是一种有修复功能的植物,它能够吸收土壤中的污染物并把污染物累积在地上部分,能通过收割地上部分来达到移除土壤中污染物的目的。胥九兵等^[4]发现在种植牵牛花 2 个月之后,石油的降解率增加了 13%。前人研究表明,在植物的不同部位中根部积累重金属的量比在茎中要多^[5],并且重金属所带来的毒副作用最先影响的是也是根部,这就意味着根部土壤环境和根际植物-微生物的交互作用能够影响重金属的修复过程^[6]。但是对于修复植物的研究大多数集中在地上部分,关于植物根际的土壤生物组成和结构的研究很少。土壤线虫是最丰富的土壤无脊椎动物之一,它们占据了土壤食物网中的核心位置^[7]。土壤线虫群落能够对土壤进程及土壤环境状况提供有用的信息。近几年土壤线虫已经被广泛的用作重金属污染的指示生物^[8]。但是在实验室人为控制条件下,关于不同浓度的重金属对线虫群落影响的研究还很缺乏。本研究利用盆栽实验调查在用牵牛花修复不同浓度镉(Cd)和铬(Cr) 90 d 后重金属含量的变化及牵牛花根际土壤线虫群落的结构和组成,实验条件可控,排除气候等环境干扰,旨在探究土壤微食物网与周围环境的相互作用关系,揭示复杂的地下生态过程和生态功能,对土壤修复进程提供有力证据,进而对未来污染土壤治理提供理论支持。本次研究的目的有以下几点: 1) 评价修复后土壤的环境状况; 2) 展示土壤线虫对不同程度及不同种类重金属污染的反应; 3) 为利用土壤线虫来评定植物修复程度提供基本数据。我们推测: 短期的修复对重金属降低效果有限,所以剩余的重金属还是能够对土壤线虫群落产生不利的影响,并且影响的程度随不同浓度和线虫不同营养类群、生活策略史的变化而变化。

1 材料与方法

1.1 供试材料

土壤: 土壤采集于大连西山国家森林公园,土壤机械组成为 13.1% 粘土、50.4% 粉土和 36.5% 沙土,采集的土壤过 2 mm 孔径筛去掉大石块与杂质

并充分混匀。

牵牛花: 由于牵牛花在常用绿化花卉中,对重金属污染具有较强的耐性^[9],实验选取牵牛花为修复植物。牵牛花种子先种在花土中 7 d,待幼苗长出后移入花盆中,每个花盆(直径 15 cm,深度 12 cm)中移植 5 颗幼苗,每盆装土 600 g,土壤来自于采集的大连西山国家森林公园土壤。牵牛花苗在室温(20±1)℃下生长 3 个月。光照强度为 5 000 lx,光照时间为每天 16 h,每盆花每 2 d 浇去离子水 250 mL。

1.2 盆栽实验设计

实验采取对照(CK)、镉和铬 3 种处理,除对照外,每个处理 3 种浓度。镉来源 $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$,铬来源 K_2CrO_4 。每个处理 3 个重复。不同处理重金属添加浓度,见表 1。

表 1 不同处理重金属添加浓度

处理	添加浓度/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$		
CK	0	0	0
Cd	5 (Cd-5)	20 (Cd-20)	50 (Cd-50)
Cr	20 (Cr-20)	50 (Cr-50)	100 (Cr-100)

1.3 样品采集与分析方法

1.3.1 样品采集 利用浅盘法^[10]对土壤线虫进行分离和提取(每 100 g 鲜土)。提取出的线虫在 60℃ 水浴下杀死,计数并保存在 4% 的福尔马林水溶液中。每个样品随机选取 100 条线虫进行鉴定,属的鉴定参考 BONGERS(1988)分类图鉴^[11]。

1.3.2 分析方法 每个样品的土壤含水率用重量分析法,取 10 g 鲜土,测量经 105℃ 下烘干 8 h 后的土壤重量减少量(g), $(\text{土壤减少量}/10) \times 100\%$ 则为土壤含水率。土壤 pH 用电位法测量,称取 10 g 通过 1 mm 筛孔风干土样置 25 mL 烧杯中,加蒸馏水混匀,静置 30 min,用校正过的 pH 计测定悬液的 pH 值。土壤有机质用中华人民共和国农业行业标准-土壤检测第 6 部分:土壤有机质的测定(NY/T 1121.6—2006)进行测量^[12];总镉用中华人民共和国国家标准-土壤质量 铅、镉的测定-石墨炉原子吸收分光光度法(GB/T 17141-1997)进行测量^[13];总铬用中华人民共和国国家环境保护标准-土壤和沉积物 铜、锌、铅、镍、铬的测定-火焰原子吸收分光光度法(HJ 419—2019)进行测量^[14]。

1.4 数据处理

土壤线虫群落的组成和特征由以下几个方面构成: 1) 营养类群(食细菌线虫(BF)、食真菌线虫

(FF)、植物寄生线虫(PP)和捕食杂食线虫(OP))^[15]; 2)生活史策略类群(c-p 值范围从 1 到 5, c-p=1 代表生命周期短、繁殖力强的线虫, c-p=5 代表生命周期长、繁殖能力弱, 主要是捕食杂食的线虫^[16]); 3)多样性指数(H')^[17]; 4)营养类群多样性指数(TD)^[18]; 5)均匀度指数(J')^[19]; 6)瓦斯乐斯卡指数(WI)^[19]; 7)成熟度指数(MI)^[16]; 8)丰富度指数(EI)和结构指数(SI)^[20]。

在进行数据统计前线虫数量经过 $\ln(x+1)$ 转换。本研究主要用 SPSS18.0 和 Excel 2010 软件进行分析。不同重金属对线虫群落影响的显著性通过单因素方差分析(ANOVA)测得, 用差异显著性检验(LSD)来比较不同处理之间的差异性, $p<0.05$ 为显著。结构方程模型(structural equation modelling, SEM)用来表示不同重金属处理下土壤食物网的关联构成, 直观地反映重金属对土壤生态系统的影响,

选择相对拟合指数(CFI)和拟合优度(GFI)来检测模型拟合程度。

2 结果与分析

在种植牵牛花 90 d 后土壤中重金属含量有了一定程度的降低, 其中 Cd-5 的吸收率为 17.6%; Cd-20 的吸收率为 13.9%; Cd-50 的吸收率为 8.9%, 与镉相比, 牵牛花对铬的吸收率要更低, 分别为 14.3% (Cr-20)、7.4% (Cr-50) 和 7.8% (Cr-100)。总体看来, 牵牛花对重金属的修复作用在低浓度下更强。除了 Cd-50 处理之外, 在添加重金属后牵牛花根系重量都有所增加, 并在 Cd-5 下达到最大。重金属处理的土壤 pH 值都降低, 分别在镉和铬处理的中间浓度达到最低。土壤有机质在镉和铬处理的中间浓度要高于对照, 在其他处理下要低于对照。植物根重、土壤理化性质及重金属含量, 见表 2。

表 2 植物根重、土壤理化性质及重金属含量

N=3

处理浓度 /mg·kg ⁻¹		重金属含量/mg·kg ⁻¹	根重/g·株 ⁻¹	pH	有机质/mg·kg ⁻¹
CK	0	0.21	0.023 ± 0.001b	6.85 ± 0.25a	45.51 ± 1.25ab
	5	4.12	0.032 ± 0.001a	6.60 ± 0.30ab	43.76 ± 0.68b
Cd	20	17.22	0.030 ± 0.001a	6.32 ± 0.15b	46.93 ± 0.40a
	50	45.56	0.020 ± 0.002c	6.53 ± 0.57ab	44.19 ± 0.77b
CK	0	1.38	0.023 ± 0.001b	6.85 ± 0.25a	45.51 ± 1.25ab
	20	17.14	0.025 ± 0.002b	6.53 ± 0.42ab	43.75 ± 1.38b
Cr	50	46.31	0.031 ± 0.003a	6.29 ± 0.35b	47.84 ± 1.14a
	100	92.16	0.029 ± 0.002ab	6.46 ± 0.34ab	45.69 ± 0.54ab

注: 数值表示为平均值±标准误差; 平均值后不同字母表示差异显著 ($p<0.05$)。

重金属添加显著降低了线虫的数量, 在高浓度处理下线虫数量达到最低, 显著低于对照和中等浓度处理。线虫 H' 在重金属处理的下要低于对照, 并在 Cd-5、Cd-50 和 Cr-100 处理下达到显著水平。线虫 TD 在 Cd-20 和 Cr-50 处理下要显著高于对照及低浓度处理。WI 对不同重金属的响应不同, 镉处理下 WI 明显降低, 而低浓度的铬增加 WI 的值。线虫 MI 在不同处理下并无显著的变化, 而 SI 在重金属处理下呈现上升的趋势。线虫 EI 在 Cd-5 和 Cd-50 处理下显著低于对照, 然而在铬添加处理中又显著高于对照。镉处理下线虫数量与生态指数, 见表 3, 铬处理下线虫数量与生态指数, 见表 4。

在未受污染的对照组中, 线虫群落结构呈现食细菌线虫>植物寄生线虫>食真菌线虫>捕食杂食线虫的组成, 重金属的加入改变了群落组成。镉添加增加了植物寄生线虫的比例, 并且在低浓度下(Cd-5)超过食细菌线虫成为优势营养类群。低浓度铬处理(Cr-20)增加了食细菌线虫的比例, 而高浓度的铬降低了食细菌线虫比例增加了植物寄生线虫的比例。无论是在对照还是在污染处理下线虫 c-p 值为 2 的类群占据绝大多数, 这种现象在镉处理下比较明显, 铬处理增加了 c-p=1 线虫的比例。不同处理下线虫营养类群组成, 见表 5, 不同处理下线虫生活史策略(c-p)类群组成, 见表 6。

表 3 镉处理下线虫数量与生态指数					N=3
指数	CK	Cd-5	Cd-20	Cd-50	
总数	812.78 ± 55.29a	151.45 ± 22.82c	224.61 ± 32.12b	26.49 ± 6.62d	
J'	0.80 ± 0.05b	0.83 ± 0.08b	0.84 ± 0.10b	0.90 ± 0.12a	
H'	2.00 ± 0.13a	1.61 ± 0.08b	1.93 ± 0.11a	1.75 ± 0.10b	
TD	2.23 ± 0.15b	2.47 ± 0.17b	2.88 ± 0.14a	2.66 ± 0.20ab	
WI	2.83 ± 0.24a	0.90 ± 0.07c	1.56 ± 0.15b	1.75 ± 0.13b	
MI	1.91 ± 0.15b	2.46 ± 0.18a	2.42 ± 0.21a	2.37 ± 0.18a	
SI	51.18 ± 5.37b	59.10 ± 5.12a	62.77 ± 7.46a	62.91 ± 7.70a	
EI	61.58 ± 7.23a	34.40 ± 5.73c	67.87 ± 5.74a	49.95 ± 4.73b	

注：数值表示为平均值±标准误差。平均值后不同字母表示差异显著（ $p<0.05$ ）。

表 4 铬处理下线虫数量与生态指数					N=3
指数	CK	Cr-20	Cr-50	Cr-100	
总数	812.78 ± 55.29a	102.09 ± 11.66c	276.34 ± 38.57b	58.08 ± 10.03c	
J'	0.80 ± 0.09a	0.81 ± 0.13a	0.80 ± 0.07a	0.80 ± 0.8a	
H'	2.00 ± 0.13a	1.88 ± 0.16ab	1.89 ± 0.13ab	1.75 ± 0.09b	
TD	2.23 ± 0.15b	1.80 ± 0.14c	2.56 ± 0.16a	2.42 ± 0.11ab	
WI	2.83 ± 0.24b	3.07 ± 0.19a	1.10 ± 0.09c	1.24 ± 0.10c	
MI	1.91 ± 0.15a	1.85 ± 0.18a	1.92 ± 0.17a	1.68 ± 0.19a	
SI	51.18 ± 5.37b	53.06 ± 9.00b	59.49 ± 7.87b	94.20 ± 13.14a	
EI	61.58 ± 7.23c	80.20 ± 9.53b	81.19 ± 9.28b	98.72 ± 6.33a	

注：数值表示为平均值±标准误差。平均值后不同字母表示差异显著（ $p<0.05$ ）。

表 5 不同处理下线虫营养类群组成								%
	CK	Cd-5	Cd-20	Cd-50	Cr-20	Cr-50	Cr-100	
BF	60.14	39.19	40.35	50.00	73.80	42.63	48.67	
FF	10.61	6.00	18.99	8.33	3.10	8.12	3.24	
PP	24.77	50.39	37.98	33.30	15.37	46.68	42.18	
PP	3.54	5.60	2.37	8.33	9.22	4.06	6.49	

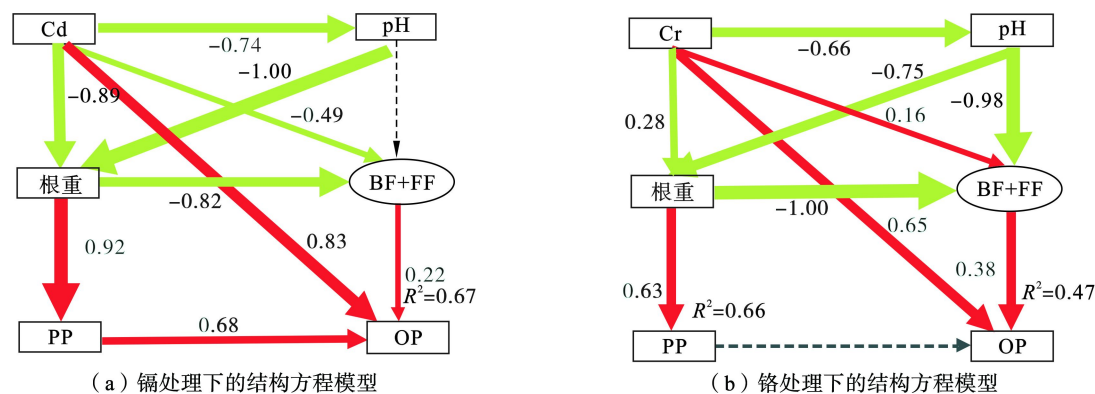
注：BF：食细菌线虫；FF：食真菌线虫；PP：植物寄生线虫；OP：捕食杂食线虫。

表 6 不同处理下线虫生活史策略（c-p）类群组成								%
	CK	Cd-5	Cd-20	Cd-50	Cr-20	Cr-50	Cr-100	
c-p1	16.58	3.52	14.28	8.33	36.36	22.00	41.94	
c-p2	73.61	80.02	71.42	74.99	54.54	70.00	45.16	
c-p3	2.39	12.94	7.14	8.33	0.00	4.00	6.46	
c-p4	3.40	3.52	2.38	0.00	6.06	0.00	3.23	
c-p5	4.01	0.00	4.76	8.33	3.03	4.00	3.23	

文章利用结构方程模型(SEM)对不同重金属处理对土壤理化及线虫群落影响程度分别进行了分析。结构方程模型揭示了根重、pH、食细菌线虫和食真菌线虫相对多度、植物寄生线虫相对多度可以分别解释对镉处理和铬处理捕食杂食线虫的67%和47%。镉能够直接影响土壤pH、根重、食

细菌及食真菌线虫和捕食杂食线虫,并能通过根重及 pH 对植物寄生线虫产生影响,还能通过根重、植物寄生线虫、食细菌及食真菌线虫间接对捕食杂食线虫产生影响。铬能直接显著影响土壤 pH、根重、食细菌及食真菌线虫和捕食杂食线虫,并能通

过 pH 和根重间接影响植物寄生线虫,还能通过根重、pH、食细菌及食真菌线虫间接对捕食杂食线虫产生影响。镉与铬处理下植物、土壤 pH 及线虫群落的结构方程模型,见图 1。



注：镉处理：卡方 (χ^2) = 9.28, df = 4, P = 0.055, CFI = 0.97, GFI = 0.90。铬处理：卡方 (χ^2) = 4.61, df = 3, P = 0.100, CFI = 0.99, GFI = 0.90。BF：食细菌线虫；FF：食真菌线虫；PP：植物寄生线虫；OP：捕食杂食线虫。矩形代表观察变量；椭圆代表潜变量；红色箭头代表正向相关，绿色箭头代表负向相关；箭头宽度代表路径系数的大小；实线代表关联显著 ($p < 0.05$)；虚线代表关联薄弱 ($p > 0.05$)。

图1 镉与铬处理下植物、土壤 pH 及线虫群落的结构方程模型

3 讨论与结论

3.1 植物及土壤理化性质的变化

根系是植物最先接触到重金属离子的部位,同时也是吸收重金属的重点场所,中低浓度的重金属刺激了牵牛花根的生长,使得在中低浓度下牵牛花对重金属的吸收效果更佳,而高浓度的重金属抑制了根的生长。JOUTEY et al^[21] 研究发现经 100 mg/kg 的铬处理 7 d 后,芝麻 (*Sesamum indicum*) 根系长度减少了 86% 以上。根系受到的抑制直接影响了重金属的修复效果,本次研究中重金属的吸收率在高浓度下达到最低。牵牛花对不同金属的修复效果也不同,对镉的吸收率要高于铬,这可能是因为 90 d 后铬与土壤组分的结合比镉更紧密^[22]。

植物为降低重金属的毒害作用通常会分泌高亲和力的有机酸来与重金属离子结合形成螯合物^[23],从而降低了土壤的 pH 值,另外以重铬酸钾形式加入的铬也能减小土壤体系的 pH。刘云惠等^[24] 指出 pH 的降低能增加土壤对六价铬的吸附,同时本研究中偏酸性的土壤环境能抑制镉向土壤微孔中扩散,使更多的镉离子存在于土壤溶液中,这就使得残留在土壤中的重金属仍然对土壤环境有着很强的毒副作用。

3.2 重金属对土壤线虫群落影响

SÁNCHEZ-MORENO et al^[25] 提出重金属能够

增加或降低线虫的数量。本次研究重金属显著降低了线虫的数量,这与 BAKONYI et al^[26] 报道的镉对线虫有着轻度的影响不同,产生不同的原因可能是短期且高浓度的污染。镉能对土壤酶活和微生物群落结构产生不利影响^[27],我们推测线虫的数量受到其食物资源退化的抑制。除了数量外,重金属还降低了线虫 H', 稀有属的急剧减少和消失是 H' 值降低的主要原因。J' 和 TD 在镉处理下要高于铬处理,说明与铬相比镉处理下线虫群落更稳定。值得注意的是,在中等浓度下不论是镉还是铬污染线虫的数量和多样性都要高于低浓度和高浓度,产生这种现象的原因可能是土壤 pH 和有机质的变化。Cd-20 下有机质含量达到最大,而土壤有机质会降低镉在土壤中的生物有效性;Cr-50 下 pH 最低,促使高毒性六价铬向低毒性三价铬的转化。WI 与食植物线虫密切相关,能够反映土壤健康程度。除 Cr-20 外其他重金属处理均显著降低了 WI 值,说明植物寄生线虫比例增加。但是 WI 在本次研究的条件下还不能准确地指示土壤生态环境健康,这是因为重金属的添加促进了植物根的生长,为植物寄生线虫提供了食物资源。所以用 WI 反应土壤环境时还要考虑植物的变化情况。

在线虫功能组成方面,MI、SI 和 EI 表现出偏离这些指数初衷的现象。MI 和 SI 值往往在受污染

和扰动的环境下降低,而本研究中它们的值在重金属污染下并没有降低,研究结果与 MARTINEZ et al^[8]的研究结果相似。产生这种现象的原因可能是高 c-p 值类群的比例在不同处理下相对稳定,并且高 c-p 值类群的数量稀少。因为 MI、SI 和 EI 是通过线虫营养类群和生活史策略类群计算而来,目前的结果表明我们需要关于对营养类群和 c-p 类群更深入的研究来更好地解释短期高强度污染对线虫群落的影响。

线虫 4 种营养类群的分布反应了他们食物网的联系,并能帮助研究线虫群落内的营养结构。通过结构方程模型看出捕食杂食线虫与其他营养类群间的关联是在捕食者和被捕食者之间密度制约的关系上建立的^[28]。在镉处理下线虫各个营养类群间的连接都很紧密,而铬处理下植物寄生线虫与捕食杂食线虫没有直接联系,表明土壤食物网在镉处理下比铬处理下的紧密。营养级间连接受到多种因素的影响,如物种形态和行为的特性以及环境因素^[29]。植物寄生线虫受植物本身的影响可能要强于重金属的影响^[30]。晋海军等^[31]发现镉浓度低于 30 mg/kg 时促进植物生长,并且镉与细胞壁中羧基功能团、蛋白质和木质素等结合生成沉淀,这使得植物寄生线虫能够容易刺入根皮。在本研究中植物寄生线虫相对多度在整个镉处理中都要高于对照,这可能是造成镉污染下植物寄生线虫与捕食杂食线虫联系紧密的原因。重金属既可以直接对土壤线虫产生影响也可以通过 pH 和根间接地影响线虫群落。食细菌和食真菌线虫处于连接环境与捕食杂食线虫的中心位置,它们的变化能通过取食关系影响整个食物网。食细菌线虫是整个实验的优势营养类群,它们被认为是干扰的耐受种^[32],但是食细菌线虫的数量在污染处理中仍有显著的降低,这是因为重金属容易集中在根部,使得根际食细菌线虫生长和繁殖受到抑制,特别是优势属拟丽突属(*Acrobeloides*)的肠和食管细胞受重金属影响发生不规则的超微变形,阻碍了养分摄入及消化^[33]。

线虫 c-p 类群能有效地检测重金属污染,反应最快适应能力最强的 c-p1 类群比例在受污染的土壤中特别是铬污染下增加,然而最敏感的 c-p 值 4-5 类群比例在重金属处理下不但没有降低反而增高。MARTINEZ et al^[8,34] 同样发现高 c-p 值线虫在污染地区数量更多。产生这种现象的原因是人为

的混土本身是一种高强度的干扰,使 c-p 值 4-5 的线虫数量减少,再加上线虫总数在受污染的土壤中明显降低,使高 c-p 值线虫比例反而受影响较小。ŠALAMÚN et al^[30] 也发现捕食杂食线虫的比例在不同重金属污染强度下只有 15% 的浮动。所以可以推测用 c-p 值小的线虫类群来指示短期污染要比 c-p 值高的类群更加准确。众所周知, c-p 3 类群比 c-p 1-2 类群更加敏感,但是 c-p 3 类群比例在镉处理及 Cr-100 处理下高于低 c-p 值类群。KORTHALS et al^[35] 提出一些低 c-p 值类群和高 c-p 值类群有着相同的敏感度,即便是同一科的线虫,不同属之间对干扰的反应也不同。所以,需要对线虫生活史策略值划分及与环境之间的关系进行更深入与细致的研究。

3.3 结论

牵牛花能在重金属污染的土壤中存活并对土壤镉和铬有一定的吸附能力。重金属能够直接或间接通过根与土壤 pH 影响土壤线虫。重金属显著降低了线虫的数量和多样性,但是并没有显著降低高 c-p 值线虫比例。线虫成熟度指数(MI)、结构指数(SI)和富集指数(EI)并不能很好地指示重金属污染,用线虫数量和多样性来反映土壤重金属污染要比线虫功能指数更加准确。

参考文献

- [1] 李名升,佟连军. 辽宁省污灌区土壤重金属污染特征与生态风险评价[J]. 中国生态农业学报, 2008, 16(6): 1517 - 1522.
- [2] YOON J M, OLIVER D J, SHANKS J V. Phytotoxicity and phytoremediation of 2, 6-dinitrotoluene using a model plant, *Arabidopsis thaliana*[J]. *Chemosphere*, 2007, 68: 1050 - 1057.
- [3] 王焱,李江遐,王冬良,等. 花卉修复土壤重金属污染研究进展[J]. 环境监测管理与技术, 2019, 31(5): 1 - 5.
- [4] 胥九兵,王加宁,迟建国,等. 石油烃-镉污染土壤的生物修复研究[J]. *安全与环境工程*, 2012, 19(3): 29 - 32.
- [5] ALI A N, BERNAL M P, ATER M. Tolerance and bioaccumulation of cadmium by *Phragmites australis* grown in the presence of elevated concentrations of cadmium, copper, and zinc[J]. *Aquatic Botany*, 2004, 80(3): 163 - 176.
- [6] CHERIAN S, OLIVEIRA M M. Transgenic plants in phytoremediation: Recent advances and new possibilities[J]. *Environmental Science & Technology*, 2005, 39: 9377 - 9390.
- [7] FU S L, COLEMAN D C, HENDRIX P F, et al. Responses of trophic groups of soil nematodes to residue application under conventional tillage and no-till regimes[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2000, 32: 1731 - 1741.

- [8] MARTINEZ J G, TORRES M A, DOS SANTOS G, et al. Influence of heavy metals on nematode community structure in deteriorated soil by gold mining activities in Sibutad, southern Philippines[J]. *Ecology Indicators*, 2018, 91: 712 – 721.
- [9] 侯静. 重金属抗性花卉筛选及牵牛对镉、铬、汞积累特性的研究[D]. 大连: 辽宁师范大学, 2012.
- [10] BARKER K R. Nematode extraction and bioassays [M]. Raleigh: North Carolina State University Graphics, 1985: 19 – 35.
- [11] BONGERS, T. Nematoden van Nederland [M]. KNNV Bibliotheekuitgave 46, Netherlands: Pirola, Schroot, 1988: 408.
- [12] 全国农业技术推广服务中心, 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 华中农业大学, 等. 土壤有机质的测定 第6部分: NY/T 1121.6—2006[S]. 北京: 中国农业出版社, 2019.
- [13] 国家环境保护局, 国家技术监督局. 中华人民共和国国家标准-土壤质量 铅、镉的测定-石墨炉原子吸收分光光度法: GB/T 17141—1997[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 1998.
- [14] 南京市环境监测中心站. 土壤和沉积物铜、锌、铅、镍、铬的测定-火焰原子吸收分光光度法: HJ 419-2019[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2019.
- [15] YEATES G W, BONGERS T, DE GOEDE R G M, et al. Feeding habits in soil nematode families and genera-an outline for ecologists[J]. *Journal of Nematology*, 1993, 25(3): 315 – 331.
- [16] BONGERS T. The maturity index: An ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition[J]. *Oecologia*, 1990, 83: 14 – 19.
- [17] SHANNON C E, WEAVER W. The mathematical theory of communication [M]. Urbana and Chicago, USA: University of Illinois Press, 1949: 144.
- [18] SIMPSON E H. Measurement of diversity [J]. *Nature*, 1949, 163: 688.
- [19] WASILEWSKA L. Long-term changes in communities of soil nematodes on fen peat meadows due to the time since their drainage[J]. *Ekologia Polska*, 1991, 39: 59 – 104.
- [20] FERRIS H, BONGERS T, DE GOEDE R G M. A framework for soil food web diagnostics: extension of the nematode faunal analysis concept[J]. *Applied Soil Ecology*, 2001, 18: 13 – 29.
- [21] JOUTEY N T, BAHAFID W, SAYEL H, et al. Phytotoxic effect of hexavalent chromium on germination and seedling growth of seeds of different plant species[J]. *Journal of Agricultural Technology*, 2013, 9(2): 361 – 372.
- [22] 林瑞聪, 潘伟斌, 邓翠兰, 等. 单一及复合外源镉(II) 铬(III) 污染在红壤中的老化过程[J]. *科学技术与工程*, 2019, 19(23): 328 – 335.
- [23] 傅晓萍, 豆长明, 胡少平, 等. 有机酸在植物对重金属耐性和解毒机制中的作用[J]. *植物生态学报*, 2010, 34(11): 1354 – 1358.
- [24] 刘云惠, 魏显有, 王秀敏, 等. 土壤中铬的吸附与形态提取研究[J]. *河北农业大学学报*, 2000, 23(1): 16 – 20.
- [25] SÁNCHEZ-MORENO S, NAVAS A. Nematode diversity and food web condition in heavy metal polluted soils in a river basin in Southern Spain[J]. *European Journal of Soil Biology*, 2007, 43(3): 166 – 179.
- [26] BAKONYI G, NAGY P, KÁDÁR I. Long-term effects of heavy metals and microelements on nematode assemblage[J]. *Toxicology Letters*, 2003, 140-141: 391 – 401.
- [27] WANG L J, ZHANG W J, WANG J H, et al. Toxicity of enrofloxacin and cadmium alone and in combination to enzymatic activities and microbial community structure in soil[J]. *Environmental Geochemistry Health*, 2019, 41: 2593 – 2606.
- [28] BILGRAMI A L, GAUGLER R, BREY C. Prey preference and feeding behavior of the diplogastrid predator *Mononchoides gaugleri* (Nematoda: Diplogastrida)[J]. *Nematology*, 2005, 7: 333 – 342.
- [29] VALDOVINOS F S, RAMOS-JILIBERTO R, GARAY-NARVÁEZ L, et al. Consequences of adaptive behaviour for the structure and dynamics of food webs[J]. *Ecology Letters*, 2010, 13: 1546 – 1559.
- [30] ŠALAMÚN P, RENČO M, MIKLISOVÁ D, et al. Nematode community structure in the vicinity of a metallurgical factory[J]. *Environmental Monitoring Assessment*, 2011, 183(1-4): 451 – 464.
- [31] 晋海军, 王海霞. 植物对重金属镉的吸收与耐受机制研究进展[J]. *中国农学通报*, 2019, 35(24): 52 – 57.
- [32] NAGY P, BAKÓNYI G, BONGERS T, et al. Effects of microelements on soil nematode assemblages seven years after contaminating an agricultural field[J]. *Science of the Total Environment*, 2004, 320(2-3): 131 – 143.
- [33] HARADA H, KURAUCHI M, HAYASHI R, et al. Shortened lifespan of nematode *Caenorhabditis elegans* after prolonged exposure to heavy metals and detergents[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2006, 66: 378 – 383.
- [34] MARTINEZ J G, QUIOBE S P, MOENS T. Effects of mercury (Hg) on soil nematodes: A microcosm approach[J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2019, 77(3): 421 – 431.
- [35] KORTHALS G W, VAN DE ENDE A, VAN MEGEN H, et al. Short-term effects of cadmium, copper, nickel and zinc on soil nematodes from different feeding and life-history strategy groups[J]. *Applied Soil Ecology*, 1996, 4: 107 – 117.