

不同土壤中镉对大麦和多年生黑麦草毒性阈值的研究^①

王子萱, 陈宏坪, 李明, 杨新萍

(南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095)

摘要: 根据不同终点、不同农田土壤的植物毒性测试可为基于生态毒理效应的土壤镉(Cd)环境质量标准值的修订提供基础数据。以大麦和黑麦草为供试植物, 研究了我国 14 种不同农田土壤, 添加多水平外源 Cd 对大麦根的相对伸长量和黑麦草的发芽率、地上部生物量的影响, 并结合 Log-Logistic 分布函数模型确定不同土壤中大麦和黑麦草 Cd 毒性的剂量-效应关系和毒性阈值(EC_{50} 、 EC_{10}), 也测定了黑麦草地上部的 Cd 含量。结果表明, 外源 Cd 含量在 0~200 mg/kg 时, 大麦根长随土壤 Cd 含量的增加显著降低, EC_{50} 值为 7.8~61.7 mg/kg, EC_{10} 值为 0.2~5.4 mg/kg, 均与土壤 pH 显著正相关。外源 Cd 含量在 0~500 mg/kg 时, 黑麦草地上部生物量随土壤中 Cd 含量的增加呈先上升(5 mg/kg)后下降(≥ 25 mg/kg)趋势, EC_{50} 值为 29.7~499.7 mg/kg, EC_{10} 值为 4.4~200.0 mg/kg, 二者与土壤性质均无显著相关性。与对照相比, 外源 Cd 含量为 5~25 mg/kg 时, 外源添加 Cd 对黑麦草种子发芽有促进作用, 当外源 Cd 含量为 500 mg/kg 时, 仅有 5 种土壤中种子发芽率明显下降。黑麦草地上部 Cd 含量随着外源 Cd 含量(0~100 mg/kg)的增加而显著升高。黑麦草地上部对土壤 Cd 的富集程度与土壤 pH 极显著负相关。黑麦草具有作为草坪草中 Cd 污染修复植物的潜力。大麦对土壤 Cd 污染胁迫比黑麦草更为敏感, 总体上, pH 是影响土壤 Cd 植物毒性的重要因素。

关键词: 镉; 大麦; 多年生黑麦草; 毒性阈值; 超积累植物

中图分类号: X53 文献标识码: A

我国耕地土壤污染严重。据 2014 年发布的《全国土壤污染状况调查公报》显示, 我国土壤点位超标率为 16.1%, 耕地土壤点位超标率为 19.4%(相当于 2 600 万 hm^2)。从污染物超标情况看, Cd 污染点位超标率为 7.0%, 占据第一位^[1]。此外, 近 30 a 来, 我国土壤中的 Cd 含量急剧增加, 年平均增加 0.004 mg/kg, 远高于欧洲地区(年平均增加 0.000 33 mg/kg)^[2]。按照这种增长速率, 50 a 后我国土壤 Cd 含量将增加一倍^[3]。

Cd 具有极高的生物毒性, 在土壤中迁移性很强, 易通过植物根系的吸收在植物体内积累, 不仅会抑制植物生长发育、影响植物的品质和产量, 还可能经过食物链进入人体, 对人类的健康造成严重威胁^[4-5]。因此, 进行土壤 Cd 的生态风险评估十分重要。通过评价土壤 Cd 生态风险, 计算 Cd 毒性阈值, 为控制 Cd 进入土壤系统提供量化指标, 并为土壤环境质量 Cd 标准的修订提供依据。另外通过研究生物体对土壤 Cd 的解毒过程, 或可为 Cd 污染土壤的修复提供基础数据^[6]。建立污染物的剂量-效应关系是评价污

染物生态风险的主要途径之一^[7], 对此国内外已有不少报道: Rooney 等^[8-9]建立了 Cu 和 Ni 对西红柿和大麦毒害的生态毒理学模型; 林春野^[10]研究比较了 Cu、Cd、Zn 对小麦和油菜的生态毒性及 2 种植物对 3 种重金属的毒性敏感性; 陈世宝等^[11]进行了基于不同测试终点的土壤 Zn 毒性的研究。但由于污染物对植物的剂量-效应关系可能随着土壤性质、测试终点的变化而变化, 具有很大的不确定性, 而土壤种类、测试终点的选取直接影响着污染物风险评估的结果。因此, 开展不同土壤、基于不同测试终点的毒理学评价对于 Cd 污染土壤的环境风险评估具有重要意义。

大麦(*Hordeum vulgare* L.)是我国种植的主要作物之一, 具有较高的食用价值和经济价值。同时它也是一种 Cd 敏感粮食作物^[12]。多年生黑麦草(*Lolium perenne* L.)为禾本科多年生草本植物, 是重要的栽培牧草和绿化植物^[13]。大麦和黑麦草常被用作毒理试验材料^[12, 14]。重金属对植物有深远的毒害影响, 致使植物在种子萌发、幼苗生长和结实等不同生长发育

基金项目: 公益性行业(农业)科研专项(201403014)资助。

* 通讯作者(xpyang@njau.edu.cn)

作者简介: 王子萱(1993—), 女, 山西晋中人, 硕士研究生, 主要从事环境污染控制研究。E-mail: 2015103055@njau.edu.cn

阶段都可能受到毒害作用。本文选择我国具有宽广 pH 范围(4.77 ~ 8.24)的 14 种土壤,利用大麦和黑麦草 2 种植物开展植物毒害试验,以大麦根长、黑麦草发芽率及黑麦草地上部生物量作为评价指标,研究了在不同土壤条件下,不同 Cd 含量水平对 2 种植物的毒害作用及其敏感性,得到基于各评价指标的 Cd 毒性阈值,并与土壤理化性质建立联系,以期为我国土壤 Cd 污染的生态风险评价、管理与土壤环境质量标准的修订提供数据支持。另外,许多研究指出^[13, 15],多年生黑麦草对土壤 Cd 有较强的富集作用,具有成为修复材料的潜力。因此,本研究也评价了不同土壤条件下黑麦草对土壤 Cd 的富集能力,为我国 Cd 污

染土壤的植物修复提供修复材料和理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

在全国 14 个地区采集土壤样品(表 1),其中酸性土壤 (pH<6.5) 8 种、中性土壤 (6.5 ≤ pH<7.0) 2 种、碱性土壤 (pH ≥ 7.0) 4 种。土壤 Cd 含量 0.03 ~ 1.56 mg/kg, 这些土壤代表了我国主要土壤类型,且土壤性质差异很大。土壤采集后自然风干,去除石子、草根等杂质,过 4 mm 筛,装入桶中于室温下保存。另取少量样品过 2 mm 和 0.15 mm 筛,分别用于土壤理化性质常规分析和 Cd 含量测定。

表 1 供试土壤基本理化性质
Table 1 Properties of tested soil

| 采样地区 | 土壤类型 | pH | CEC(cmol/kg) | SOM(g/kg) | 砂粒(g/kg) | 黏粒(g/kg) | Cd 本底值(mg/kg) |
|-------|------|------|--------------|-----------|----------|----------|---------------|
| 江西鹰潭 | 红壤 | 4.77 | 14.5 | 55 | 349 | 138 | 0.17 |
| 广东肇庆 | 潮土 | 4.97 | 13.4 | 40 | 192 | 271 | 0.14 |
| 广西河池 | 水稻土 | 5.50 | 9.9 | 58 | 243 | 325 | 1.56 |
| 广东韶关 | 水稻土 | 5.67 | 16.2 | 19 | 357 | 229 | 0.12 |
| 湖北宜昌 | 水稻土 | 5.76 | 7.0 | 27 | 236 | 119 | 0.15 |
| 辽宁沈阳 | 棕壤 | 6.16 | 15.7 | 6.0 | 32 | 470 | 0.23 |
| 福建泉州 | 水稻土 | 6.16 | 9.2 | 14 | 403 | 126 | 0.18 |
| 山东临朐 | 褐土 | 6.48 | 6.9 | 44 | 130 | 200 | 0.07 |
| 广西崇左 | 赤红壤 | 6.69 | 16.5 | 33 | 292 | 413 | 0.34 |
| 四川都江堰 | 潮土 | 6.77 | 26.1 | 32 | 246 | 136 | 0.13 |
| 贵州贵阳 | 黄壤 | 7.28 | 9.9 | 81 | 105 | 481 | 0.29 |
| 湖南湘乡 | 水稻土 | 7.47 | 14.8 | 39 | 216 | 295 | 0.44 |
| 安徽合肥 | 水稻土 | 7.49 | 19.1 | 6.0 | 59 | 214 | 0.03 |
| 河北保定 | 潮土 | 8.24 | 10.9 | 6.0 | 254 | 131 | 0.09 |

土壤 pH 使用玻璃电极按土水比 1 : 2.5 测定;根据重铬酸钾容量法-外加加热法测定土壤有机质含量(soil organic matter, SOM);阳离子交换量(cation exchange capacity, CEC)采用氯化钡缓冲液法测定^[16];土壤机械组成使用激光粒度仪测定。供试土壤基本理化性质见表 1。

1.2 植物毒害试验

根据国际标准组织(international organization for standardization, ISO)标准方法,采用大麦和黑麦草分别进行植物根长试验(ISO 11269-1)^[17]和生长试验(ISO 11269-2)^[18]。

1.2.1 老化处理 在 14 份风干土壤(过 4 mm 筛)中添加不同浓度的外源 Cd, Cd 以 CdCl₂·2.5H₂O, 分析纯)溶液形式加入土壤中,设置 8 个 Cd 添加水

平:0、2.5、5、10、25、50、100、200 mg/kg(以 Cd 元素计),每个处理 3 次重复,将土壤拌匀。当外源 Cd 添加水平为 0 mg/kg 时,土壤 Cd 含量为各土壤 Cd 本底值,即对照处理。

李传飞等^[19]、吴曼等^[20]研究表明,外源添加的 Cd 进入土壤后,其稳定化作用主要发生在前 15 d,因此确定土壤老化时间为 2 周。老化处理结束后,每份土壤取少量(过 0.15 mm 筛),测定其 Cd 含量。

植物毒害试验于玻璃温室内进行,每日光照 12 h,温度控制在(25 ± 2)°C。

1.2.2 大麦根长试验 将饱满均一的大麦(*Hordeum vulgare* L.)栽培品种“Baudin”种子置于 30 °C 恒温培养箱催芽,待种子胚芽露白(胚根 < 2 mm)后,播种于塑料管(φ45 × 100 mm)中。为保证空气交

换，塑料管底部留 4 个小孔。每根塑料管 5 颗种子，用去离子水保持土壤水分田间持水量的 60%，培养 5 d 后从塑料管中完整取出发芽的大麦，记录每株大麦的最长根长，以同一塑料管 5 株大麦的最长根长的平均值作为一个重复，每个外源 Cd 处理下，共有 3 个塑料管，即 3 个重复。

1.2.3 黑麦草 Cd 毒害试验 正式试验前进行黑麦草盆栽试验的预试验，设置 8 个 Cd 添加水平：0、5、10、25、50、100、200、500 mg/kg (以 Cd 元素计)。黑麦草种植于塑料盆钵 ($\phi 100 \times 90$ mm) 中，盆底垫纱网以防土壤漏出。挑选健康饱满的多年生黑麦草 (*Lolium perenne*) “Derby” 商品种子 20 颗，均匀播种在土壤表层，用去离子水浇灌，土壤水分保持在田间持水量的 60%。出芽后每盆定植 10 株，培养 30 d 后，剪下黑麦草地上部 (离土面 0.5 cm)，用去离子水洗净擦干并记录鲜物质量。然后置于 65 °C 烘箱 (Memmert, UNE-500 / UNE-600, 德国) 烘干至恒重，记录干物质量。

1.3 土壤、植物 Cd 含量测定

植物样品加入 5 ml 混酸 ($\text{HNO}_3/\text{HClO}_4$, 87/13, V/V, 优级纯)，使用石墨炉消解仪 (SH220, 上海海能) 消解^[21]。土壤样品加 5 ml 王水 (HCl/HNO_3 , 4/1, V/V, 优级纯)，使用同上石墨炉消解仪消解^[22]。植物、土壤 Cd 含量采用电感耦合等离子质谱仪 ICP-MS (PERKIN-ELMER, NexION 300X, 美国) 测定。分析过程中加入土壤 (GBW 07428) 及植物 (GBW 10015) 标准物质进行质量控制。Cd 回收率分别为 103%~109% 和 91%~108%。

1.4 数据分析

数据统计和方差分析使用 Excel 2007 和 SPSS statistics 20，采用 SigmaPlot 12.5 绘图，数据离散程度以标准差 SD 表示。

Cd 毒性阈值采用 EC_x (effective concentration) 表示，剂量效应使用 Log-logistic 曲线拟合，拟合方程如下：

$$y = \frac{y_0}{1 + e^{(b(x-M))}} \quad (1)$$

式中： y 为各处理浓度下相对根伸长/相对生物量 (%)，即 Cd 处理组大麦根长或黑麦草地上部生物量与对照组的比值， x 为外源 Cd 的添加水平 (mg/kg)。 y_0 , b , M 为拟合参数， M 为毒性阈值 EC_x (mg/kg)。 x 为 10、50 时， M 分别表示 EC_{10} 、 EC_{50} ，即大麦根伸长或黑麦草地上部生物量受到 10%、50% 抑制时的土壤 Cd 含量。

2 结果

2.1 土壤 Cd 对大麦根长的影响

对老化后的土壤进行 Cd 含量检验，土壤 Cd 含量实测值与外源添加 Cd 水平极显著线性相关，相关系数 $r > 0.995$ ($P < 0.01$)，表明外源添加 Cd 水平较好地反映了土壤实际 Cd 含量。

14 份土壤理化性质见表 1。除广西河池 (Cd = 1.56 mg/kg)、广西崇左 (Cd = 0.34 mg/kg)、湖南湘乡 (Cd = 0.44 mg/kg) 外，其他地区土壤 Cd 含量均低于国家土壤环境质量二级标准 (GB15618—1995)。14 个地区的土壤对照处理间比较，大麦根长差异显著 ($P < 0.01$)，与土壤 CEC 呈显著负相关 ($r = -0.616$, $P < 0.05$)。外源添加 Cd 含量为 2.5 mg/kg 时，与对照相比，除广东肇庆、福建泉州和安徽合肥土壤中大麦根生长不受影响外，其余土壤中大麦根生长均受到抑制。外源添加 Cd 含量 5 mg/kg 时，大麦根长急剧下降。与对照相比，外源添加 Cd 含量达到 200 mg/kg 时，对大麦根生长的抑制 $> 70\%$ ，其中以江西鹰潭土壤抑制率最显著，高达 89% (图 1)。图 1 为 Log-logistic 模型方程拟合的大麦相对根长与土壤外源添加 Cd 含量的剂量效应曲线 ($R^2 > 0.90$, $P < 0.01$)。

2.2 土壤 Cd 对黑麦草生长的影响

2.2.1 土壤 Cd 对黑麦草发芽率的影响 由图 2 可知，外源添加 Cd 含量为 5~25 mg/kg 时，与对照相比，外源添加 Cd 处理对黑麦草种子发芽有促进作用。外源添加 Cd 含量为 50~200 mg/kg 时，发芽率缓慢下降。当外源添加 Cd 含量为 500 mg/kg 时，江西鹰潭、广东肇庆、广东韶关、辽宁沈阳、山东临朐土壤中种子发芽率下降明显，与对照相比，抑制率分别为 92%、41%、33%、34% 和 14%。而其余 9 份土壤中种子发芽率基本不受影响。

2.2.2 土壤 Cd 对黑麦草生物量的影响 由图 3 可知，外源添加 Cd 含量为 5 mg/kg 时，与对照相比，Cd 处理均促进了黑麦草地上部的生长，其中福建泉州土壤上黑麦草生物量增加最高，达到了 48%。当外源添加 Cd 含量达 25 mg/kg 时，除广西河池、湖北宜昌、福建泉州和山东临朐土壤的黑麦草生物量仍高于对照土壤外，其余 10 份土壤黑麦草生长均受抑制，江西鹰潭土壤上黑麦草生物量下降最显著，抑制率为 58%。外源添加 Cd 含量为 25~500 mg/kg 时，黑麦草生物量随土壤 Cd 含量增加而呈现下降趋势。与对照相比，外源添加 Cd 含量达 500 mg/kg 时，江西鹰潭、广东韶关和福建泉州土壤上黑麦草完全死亡，而其他 11 种土壤上黑麦草生长的抑制率均大于 40%。

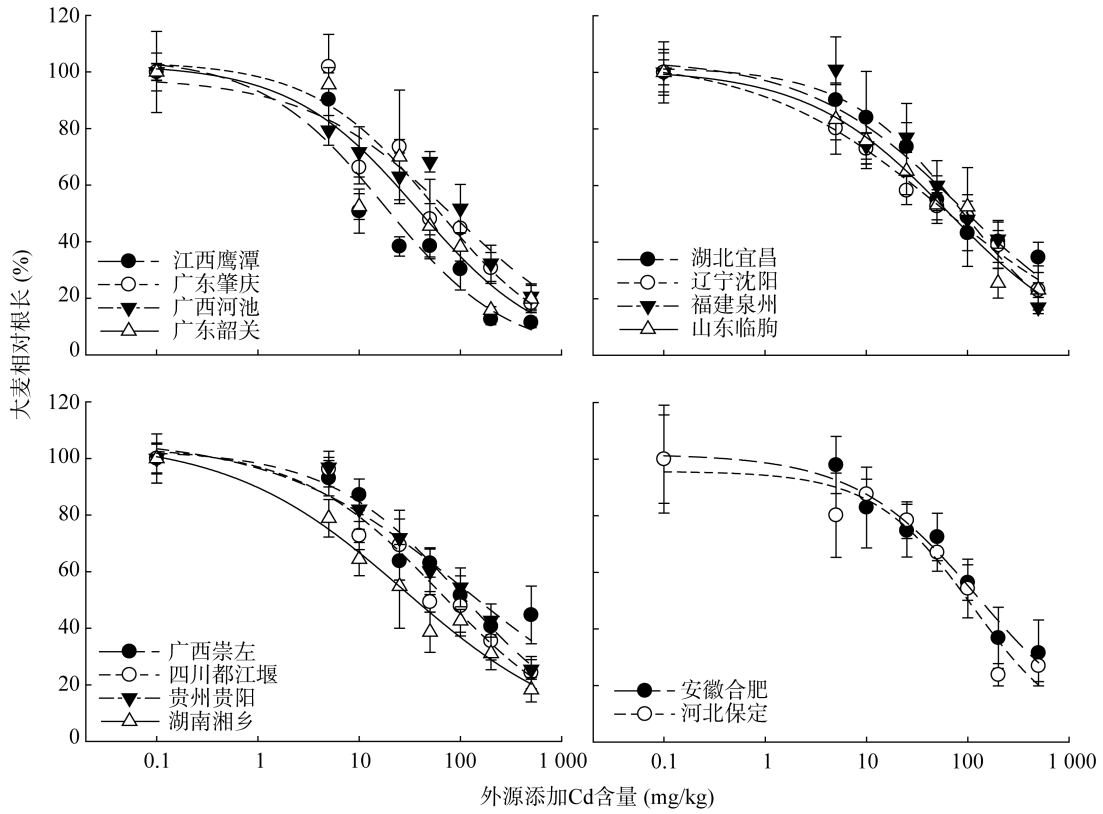
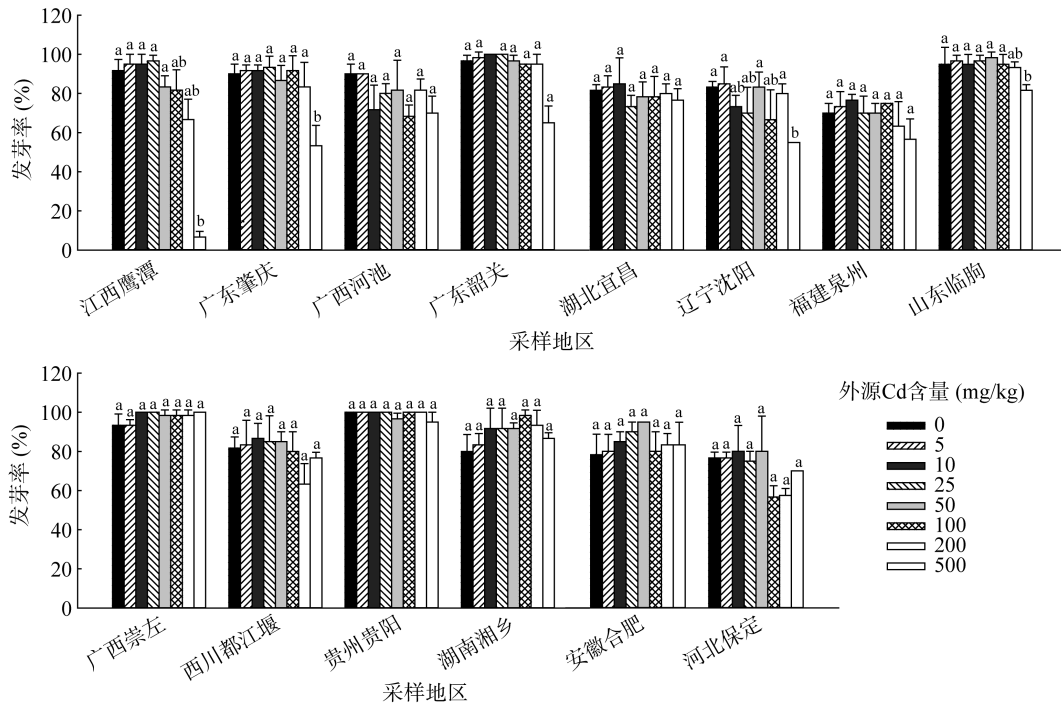


图 1 大麦相对根长与土壤外源添加 Cd 含量的剂量效应曲线
 Fig. 1 Relationship between relative root length of barley and added Cd concentration in soil



(同一地区数据小写字母不同表示不同外源 Cd 处理间差异达到 $P < 0.05$ 显著水平)

图 2 供试土壤黑麦草种子出芽率

Fig. 2 Germination rates of perennial ryegrass in 14 kinds of tested soils

2.3 Cd 对大麦与黑麦草的毒性效应

2.3.1 Cd 对两种植物毒性指标的 EC_{50} 值

14 份

土壤中外源 Cd 对大麦根长的毒性阈值变异很大, EC_{50} 值为 7.8 ~ 61.7 mg/kg, 相差 7.9 倍; EC_{10} 值为

0.2 ~ 5.4 mg/kg, 相差 28.9 倍。由 Pearson 相关性分析(表 2)可知, EC₅₀ 值与土壤 pH 显著正相关($r = 0.788, P < 0.01$), 而与 CEC、SOM、砂粒含量等土壤性质没有显著相关性。EC₁₀ 与其呈现相似规律,

与土壤 pH 显著正相关($r = 0.615, P < 0.05$), 与其他土壤性质无显著相关性。土壤 pH 解释了大麦 EC₅₀ 值 62.1% 的变异, EC₁₀ 值 37.8% 的变异。这说明土壤 pH 是影响 Cd 生物毒性的主要因素之一。

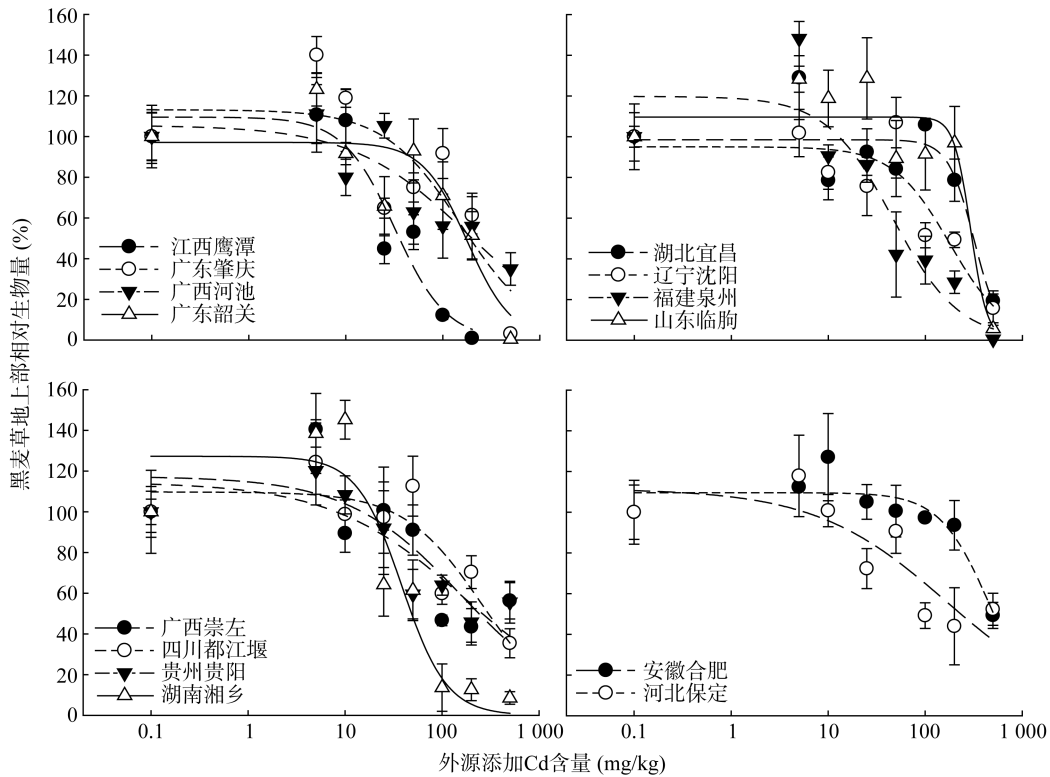


图 3 黑麦草地上部相对生物量与土壤外源添加 Cd 含量的剂量效应曲线

Fig. 3 Relationship between relative aboveground biomass of perennial ryegrass and added Cd concentration of soil

表 2 两种植物 EC₅₀ 值与土壤理化性质的 Pearson 相关性分析

Table 2 Pearson correlation coefficients between EC₅₀ and soil properties

| | 土壤 pH | CEC | SOM | 砂粒 | 黏粒 |
|----------------------|----------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| 大麦 EC ₅₀ | 0.788(0.001)** | -0.092(0.765) | -0.179(0.541) | -0.273(0.346) | 0.098(0.733) |
| 大麦 EC ₁₀ | 0.615*(0.019) | -0.149(0.610) | -0.397(0.159) | -0.028(0.925) | -0.347(0.224) |
| 黑麦草 EC ₅₀ | 0.440(0.116) | 0.152(0.604) | -0.380(0.181) | -0.468(0.092) | -0.265(0.361) |
| 黑麦草 EC ₁₀ | -0.142(0.627) | -0.368(0.196) | -0.080(0.786) | -0.203(0.487) | -0.300(0.297) |

注：* 表示相关性达到 $P < 0.05$ 显著水平, **表示相关性达到 $P < 0.01$ 显著水平, 括号中为 P 值, 下表同。

对黑麦草地上部生物量而言, 14 份土壤中外源 Cd 的毒性阈值差异显著, EC₅₀ 值为 29.7 ~ 499.7 mg/kg, 相差 16.9 倍; EC₁₀ 值为 4.4 ~ 200.0 mg/kg, 相差 45.4 倍。Pearson 相关性分析(表 2)表明, 黑麦草地上部 EC₅₀、EC₁₀ 值与各土壤性质相关性均不显著($P > 0.05$)。

2.3.2 黑麦草对 Cd 的积累 黑麦草 Cd 含量与土壤 Cd 全量线性方程见表 3(由于高 Cd 含量时部分黑麦草生长受到严重抑制, 收获的地上部数量不足以

后续的 Cd 含量分析, 因此这里取拟合的最高土壤外源添加 Cd 含量为 100 mg/kg), 两者表现出极显著的线性相关($P < 0.05$)。以方程斜率 k 值表征黑麦草对 Cd 的富集能力。在酸性土壤(4.77 pH 6.48)中, k 值为 0.87 ~ 3.91; 碱性土壤(7.28 pH 8.24)中, k 值为 0.53 ~ 0.75。

Pearson 相关分析(表 4)表明, k 值与土壤 pH 在 $P < 0.01$ 水平上极显著负相关, 即土壤 pH 为 4.77 ~ 8.24 时, 黑麦草对 Cd 的富集能力随 pH 升高而降低。

表 3 黑麦草地上部 Cd 含量与土壤 Cd 全量线性拟合方程
Table 3 Fitted equations of Cd concentration in aboveground of perennial ryegrass and corresponding soil total Cd

| 地点 | pH | 线性拟合方程 | R^2 | P |
|-------|------|---------------------|-------|-------|
| 江西鹰潭 | 4.77 | $y = 3.91x - 4.01$ | 0.99 | <0.01 |
| 广东肇庆 | 4.97 | $y = 2.90x - 5.08$ | 0.99 | <0.01 |
| 广西河池 | 5.50 | $y = 1.42x - 0.37$ | 0.99 | <0.01 |
| 广东韶关 | 5.67 | $y = 2.88x - 12.04$ | 0.95 | <0.05 |
| 湖北宜昌 | 5.76 | $y = 1.52x + 12.92$ | 0.94 | <0.01 |
| 辽宁沈阳 | 6.16 | $y = 1.03x + 8.93$ | 0.96 | <0.01 |
| 福建泉州 | 6.16 | $y = 1.39x + 12.51$ | 0.96 | <0.01 |
| 山东临朐 | 6.48 | $y = 0.87x + 12.01$ | 0.82 | <0.05 |
| 广西崇左 | 6.69 | $y = 0.61x + 2.19$ | 0.93 | <0.05 |
| 四川都江堰 | 6.77 | $y = 0.60x + 8.23$ | 0.79 | <0.05 |
| 贵州贵阳 | 7.28 | $y = 0.53x + 3.49$ | 0.92 | <0.05 |
| 湖南湘乡 | 7.47 | $y = 0.72x + 0.95$ | 0.99 | <0.05 |
| 安徽合肥 | 7.49 | $y = 0.95x + 2.71$ | 0.94 | <0.05 |
| 河北保定 | 8.24 | $y = 0.75x - 1.64$ | 0.98 | <0.01 |

表 4 黑麦草富集系数 k 值与土壤理化性质的 Pearson 相关性分析
Table 4 Pearson correlation coefficients between k and soil properties

| | pH | CEC | SOM | 砂粒 | 黏粒 |
|-----|-----------------|--------------|--------------|--------------|---------------|
| k | -0.803(0.001)** | -0.04(0.892) | 0.112(0.703) | 0.448(0.108) | -0.302(0.294) |

3 讨论

一般认为,低含量的 Cd 对种子萌发、幼苗生长有刺激效应,高含量的 Cd 则表现出抑制效应。本试验中,土壤中外源添加 Cd 含量为 5~25 mg/kg 时,观察到黑麦草种子发芽率、地上部生物量高于对照,而高 Cd 含量处理下(25~500 mg/kg),黑麦草生长受到抑制。冯鹏等^[23]、李慧芳等^[24]的研究也观察到类似现象。孙聪等^[25]的研究也表明,外源 Cd 含量分别为 1.2 和 4.8 mg/kg 时,水稻生物量最高,比对照增加 4%~56%。这可能是由于低含量 Cd 提高胚的生理活性,促进了种子萌发;而高含量 Cd 对胚、芽产生伤害作用,且抑制了淀粉酶、蛋白酶活性^[26]。与此不同的是,在低含量 Cd 处理下,Cd 对大麦幼根的生长表现为抑制作用。这说明 Cd 胁迫对根的抑制大于芽,这与杨明等^[27]、周青等^[26]研究结果相同。

不同物种、不同品种的植物对土壤 Cd 毒害的响应不同,丁枫华等^[28]研究了 23 种作物对 Cd 毒害的敏感性差异,发现不同作物地上部鲜重 EC_{50} 有较大差异;宋文恩等^[29]针对 3 种水稻品种开展了根长试验,指出不同品种在同一种土壤上, EC_{50} 、 EC_{10} 均存在较大差异。本试验中大麦根长 EC_{50} 值为 7.8~61.7 mg/kg, EC_{10} 值为 0.2~5.4 mg/kg,黑麦草地上

部生物量 EC_{50} 值为 29.7~499.7 mg/kg, EC_{10} 值为 4.4~200.0 mg/kg。14 份土壤中,除湖南湘乡土壤外,大麦 EC_{50} 值均低于黑麦草;所有土壤中大麦 EC_{10} 值比黑麦草 EC_{10} 值更低。这说明大多数土壤条件下,大麦对 Cd 生物毒性的响应比黑麦草更为灵敏。

大量研究表明,土壤性质对固相 Cd 吸附、液相 Cd 形态有着显著影响^[30-32],从而影响 Cd 的可利用性,其中 pH 是最重要的因素之一^[33-35]。和军强等^[36]研究表明,pH 为影响 HC_5 (保护 95% 稻米品种的土壤 Cd 限值)的最主要因子,可控制 HC_5 变异的 62.2%。一般来说,Cd 的溶解度随 pH 升高而下降,因此碱性土壤中 Cd 的生物有效性较低^[2, 37-38]。根据经验,下降 1 个单位的土壤 pH 可能使土壤 Cd 的可利用性增加 1.5 倍^[2]。本试验中不同土壤大麦根长和黑麦草地上部生物量的 EC_x 值变异很大, EC_{50} 分别相差 7.9 和 16.9 倍, EC_{10} 值分别相差 28.9 和 45.4 倍。这说明利用 EC_{10} 的统计不确定性高于 EC_{50} ,与已有研究结果相同^[29, 39]。相关性分析表明大麦根长 EC_{50} 、 EC_{10} 值与土壤 pH 呈显著正相关,土壤 pH 越低, EC_x 值越低,植物越容易受到 Cd 胁迫。且由于 EC_{50} 的变异性更小,因此 EC_{50} 与土壤性质之间的相关性比 EC_{10} 更强。宋文恩等^[29]通过根长试验指出水稻毒性阈值 EC_x 与土壤 pH 呈正相关,与本研究内容一致。因此

在评价土壤中 Cd 的生物毒性时,应充分考虑土壤性质之间的差异。但本试验中基于黑麦草生物量 EC_x 值与土壤性质无显著相关性,因此土壤性质对黑麦草的作用可能更为复杂。

研究表明植物地上部 Cd 含量主要取决于土壤中 Cd 含量,另外也受到土壤性质的影响^[40-41]。本试验中,随着土壤 Cd 含量的升高,Cd 在黑麦草地上部的积累增加,且两者线性相关。方程斜率 k 值与土壤 pH 显著负相关。当土壤 pH<6.5 时 k 值为 0.87~3.91; 土壤 pH=6.5 时, k 值为 0.53~0.95,即一般情况下,在酸性土壤中,黑麦草对 Cd 的富集能力要强于碱性土壤。本试验中,每一盆黑麦草收割一茬可以从土壤中移除 0.05~124 μg Cd(黑麦草地上部干物质量×Cd 含量)。经过多次刈割,可以逐步减少土壤中 Cd 含量。由于黑麦草具有先锋植物特性和可以多次刈割并再生的特点^[23],且黑麦草对 Cd 具有很强的抗性,对 Cd 有富集作用,因此黑麦草对 Cd 污染土壤的修复有着很好的应用前景。

4 结论

1)在不同测试终点下,土壤 Cd 的毒性阈值有较大差异,敏感顺序为大麦根长>黑麦草地上部生物量,大麦对 Cd 的生物毒性的响应比黑麦草更为灵敏。

2)不同土壤条件下 Cd 对植物的毒性阈值有较大差异,大麦根相对伸长量的 EC_{50} 、 EC_{10} 值与土壤 pH 呈显著正相关。而 Cd 对黑麦草的毒性阈值变异性更大,与土壤性质无显著相关性。

3)黑麦草地上部 Cd 积累量随着土壤 Cd 含量升高而增加。黑麦草对 Cd 的富集能力与土壤 pH 显著负相关,在酸性土壤中,黑麦草对 Cd 的富集能力更强,黑麦草具有对 Cd 污染土壤的修复潜力。

参考文献:

- [1] China M E P. The ministry of land and resources report on the national soil contamination survey [N]. http://www.mepgovcn/gkml/hbb/qt/201404/t20140417_270670htm(accessed 27th August 2014), 2014
- [2] Smolders E, Mertens J. Chapter 10. Cadmium// Alloway B J. Heavy metals in soils: Trace metals and metalloids in soils and their bioavailability[M]. Netherlands: Springer, 2013
- [3] Zhao F J, Ma Y B, Zhu Y G, et al. Soil contamination in China: Current status and mitigation strategies[J]. Environ. Sci. Technol., 2015, 49(2): 750-759
- [4] 张红振, 骆永明, 章海波, 等. 土壤环境质量指导值与标准研究 V. 镉在土壤-作物系统中的富集规律与农产品质量安全[J]. 土壤学报, 2010, 47(4): 628-638
- [5] Meharg A A, Norton G, Deacon C, et al. Variation in rice cadmium related to human exposure[J]. Environ. Sci. Technol., 2013, 47(11): 5613-5618
- [6] 周启星, 王毅. 我国农业土壤质量基准建立的方法体系研究[J]. 应用基础与工程科学学报, 2012, 20(s1): 38-44
- [7] 周平, 蒙古军. 区域生态风险管理研究进展[J]. 生态学报, 2009, 29(4): 2097-2106
- [8] Rooney C P, Zhao F J, McGrath S P. Soil factors controlling the expression of copper toxicity to plants in a wide range of European soils[J]. Environmental Toxicology & Chemistry, 2006, 25(3): 726
- [9] Rooney C P, Zhao F J, McGrath S P. Phytotoxicity of nickel in a range of European soils: Influence of soil properties, Ni solubility and speciation[J]. Environ. Pollut., 2007, 145(2): 596-605
- [10] 林春野. 重金属 Cu Cd Zn 的陆生植物毒性比较研究[J]. 农业环境科学学报, 1996(6): 266-267
- [11] 陈世宝, 林蕾, 魏威, 等. 基于不同测试终点的土壤镉毒性阈值及预测模型[J]. 中国环境科学, 2013, 33(5): 922-930
- [12] 王月, 王学东, 高伟明, 等. 北京城郊土壤镉对大麦的毒害研究[J]. 生态科学, 2014, 33(4): 680-685
- [13] 徐卫红, 王宏信, 王正银, 等. 重金属富集植物黑麦草对镉、铜复合污染的响应[J]. 中国农学通报, 2006, 22(6): 365-368
- [14] 张尧, 田正贵, 曹翠玲, 等. 黑麦草幼苗对镉耐性能力及吸收积累和细胞分布特点研究[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(11): 2080-2086
- [15] 孙园园, 关萍, 何杉, 等. 镉胁迫对多花黑麦草镉积累特征、生理抗性及其超微结构的影响[J]. 草业科学, 2016, 33(8): 1589-1597
- [16] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000
- [17] Soil quality - determination of the effects of pollutants on soil flora - Part 1: Method for the measurement of inhibition of root growth (ISO 11269-1:1993) [S]. 1993
- [18] Soil quality - determination of the effects of pollutants on soil flora - Part 2: Effects of contaminated soil on the emergence and early growth of higher plants (ISO 11269-2:2012) [S]. 2012
- [19] 李传飞, 李延轩, 张锡洲, 等. 外源镉在几种典型农耕土壤中的稳定化特征[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(1): 85-92
- [20] 吴曼, 徐明岗, 徐绍辉, 等. 有机质对红壤和黑土中外源铅镉稳定化过程的影响[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(3): 461-467
- [21] Zhao F J, McGrath S P, Crosland A R. Comparison of 3 wet digestion methods for the determination of plant sulfur by inductively-coupled plasma-atomic emission-spectroscopy (ICP-AES)[J]. Commun. Soil Sci. Plant Anal., 1994, 25(3/4): 407-418
- [22] McGrath S P, Cunliffe C H. A simplified method for the extraction of the metals Fe, Zn, Cu, Ni, Cd, Pb, Cr, Co and Mn from soils and sewage sludges[J]. J. Sci. Food Agric., 1985, 36(9): 794-798

- [23] 冯鹏, 孙力, 申晓慧, 等. 多年生黑麦草对 Pb、Cd 胁迫的响应及富集能力研究[J]. 草业学报, 2016, 25(1): 153–162
- [24] 李慧芳, 袁庆华, 赵桂琴. 镉胁迫对多年生黑麦草种质幼苗生长的影响[J]. 草业科学, 2014, 31(5): 898–904
- [25] 孙聪, 陈世宝, 宋文恩, 等. 不同品种水稻对土壤中镉的富集特征及敏感性分布(SSD)[J]. 中国农业科学, 2014, 47(12): 2384–2394
- [26] 周青, 黄晓华, 张一. 镉对种子萌发的影响[J]. 农业环境科学学报, 2000, 19(3): 156–158
- [27] 杨明, 陈璐, 徐庆国, 等. 镉胁迫对不同水稻品种种子萌发和幼苗生长的影响[J]. 作物研究, 2017(6): 659–663
- [28] 丁枫华, 刘术新, 罗丹, 等. 23 种常见作物对镉毒害的敏感性差异[J]. 环境科学, 2011, 32(1): 277–283
- [29] 宋文恩, 陈世宝. 基于水稻根伸长的不同土壤中镉(Cd)毒性阈值(EC_x)及预测模型[J]. 中国农业科学, 2014, 47(17): 3434–3443
- [30] McBride M. Cadmium uptake by crops estimated from soil total Cd and pH[J]. Soil Sci., 2002, 167(1): 62–67
- [31] Ding C F, Zhang T L, Wang X X, et al. Prediction model for cadmium transfer from soil to carrot (*Daucus carota* L.) and its application to derive soil thresholds for food safety[J]. J. Agric. Food Chem., 2013, 61(43): 10273–10282
- [32] Liang Z F, Ding Q, Wei D P, et al. Major controlling factors and predictions for cadmium transfer from the soil into spinach plants[J]. Ecotoxicol Environ. Saf., 2013, 93: 180–185
- [33] Degryse F, Smolders E, Parker D R. Partitioning of metals (Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Zn) in soils: Concepts, methodologies, prediction and applications – a review[J]. Eur. J. Soil Sci., 2009, 60(4): 590–612
- [34] McLaughlin M J, Singh B R. Cadmium in soils and plants[M]. Netherlands: Springer, 1999
- [35] 叶新新, 孙波. 品种和土壤对水稻镉吸收的影响及镉生物有效性预测模型研究进展[J]. 土壤, 2012, 44(3): 360–365
- [36] 和君强, 贺前锋, 刘代欢, 等. 土壤镉食品卫生安全阈值影响因素及预测模型——以长沙某地水稻土为例[J]. 土壤学报, 2017, 54(5): 1181–1194
- [37] John M K, Vanlaerhoven C J, Hong H C. Factors affecting plant uptake and phytotoxicity of cadmium added to soils[J]. Environ. Sci. Technol., 1972, 6(12): 1005–1009
- [38] MacClean A J. Cadmium in different plant species and its availability in soils as influenced by organic matter and additions of lime[J]. CaJSS, 1976, 56(3): 129–138
- [39] Smolders E, Oorts K, Van Sprang P, et al. Toxicity of trace metals in soil as affected by soil type and aging after contamination: Using calibrated bioavailability models to set ecological soil standards[J]. Environ. Toxicol. Chem., 2009, 28(8): 1633–1642
- [40] Zhu H H, Chen C, Xu C, et al. Effects of soil acidification and liming on the phytoavailability of cadmium in paddy soils of central subtropical China[J]. Environ. Pollut., 2016, 219: 99–106
- [41] 范中亮, 季辉, 杨菲, 等. 不同土壤类型下 Cd 和 Pb 在水稻籽粒中累积特征及其环境安全临界值[J]. 生态环境学报, 2010, 19(4): 792–797

Toxicity Thresholds of Cadmium to Barley and Perennial Ryegrass as Determined by Root-Elongation and Growth Tests in Soils

WANG Zixuan, CHEN Hongping, LI Ming, YANG Xinping

(College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: The toxicity thresholds of Cd to higher plants in various soils are determined using root-elongation, emergence and growth of higher plants tests with the aim of providing fundamental data for the revision of soil environmental quality standards of Cd in soils of China. Fourteen different soils with various properties and barley and perennial ryegrass were selected in this study, the dose-response curves and the toxicity thresholds were investigated using Log-Logistic distribution models based on the ISO 11269-1 root-elongation test and on the ISO 11269-2 emergence and growth of higher plants test in soils. Cd concentrations in shoot of the ryegrass seedlings were also determined in this study. The results indicated that the relative root elongation (%) of barley significantly decreased with the increase of Cd concentrations (0-200 mg/kg) in soils. The half inhibiting concentration (EC_{50}) and the 10% effect concentration (EC_{10}) of Cd to the relative root elongation of barley varied significantly from 7.8 to 61.7 mg/kg and from 0.2 to 5.4 mg/kg among the tested soils, respectively. The values of EC_{50} and EC_{10} increased obviously with rising soil pH. In the test range (0–500 mg/kg Cd) the shoot biomass of perennial ryegrass increased at lower concentrations (5 mg/kg) and then significantly decreased at higher concentrations (≥ 25 mg/kg). The EC_{50} and the EC_{10} of Cd to the shoot biomass of perennial ryegrass varied significantly from 29.7 to 499.7 mg/kg and from 4.4 to 200.0 mg/kg among the tested soils, respectively. There was no correlation between soil factors and the EC_{50} or EC_{10} of Cd to the shoot biomass of ryegrass in soils. Lower concentrations of Cd (5–25 mg/kg) promoted seed germination of perennial ryegrass, but when Cd concentration was more than 50 mg/kg there was slightly inhibition of seed germination and the inhibition peaked when Cd concentration was 500 mg/kg in five of the studied soils. Soil pH was found to be the major property influencing Cd accumulation in shoots of ryegrass. In general, Cd sensitiveness of barley is higher than perennial ryegrass which represents hyper-accumulative ability for Cd, soil pH is the main soil factor affecting Cd toxicity to higher plants in soils. The conclusions of this study could provide reference for plants breeding on Cd contaminated soil.

Key words: Cadmium, Barley, Perennial ryegrass, Toxicity threshold, Hyper-tolerant grass