

Se 对小麦种子发芽与根伸长抑制的生态毒理效应

林匡飞^{1,2}, 徐小清², 郑利², 项雅玲³, 李志红³, 姜达炳³

(1. 华东理工大学危险化学物质风险评价与控制研究中心, 上海 200237; 2. 中国科学院水生生物研究所, 湖北 武汉 430072; 3. 农业部环境质检中心(武汉), 湖北 武汉 430070)

摘要: 采用水培试验研究了 Se 对小麦发芽时的胁迫效应, 并结合土培试验, 研究比较了 3 种土壤(石灰土、红壤、黄棕壤)Se 污染对小麦种子发芽率和根伸长的生态毒理效应。结果表明, Se 在适量范围内 ($< 0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 对种子萌发过程中各生理指标有促进作用, 高剂量 ($> 5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 时, 对种子活力、 α -淀粉酶及幼苗和根生长具有胁迫效应。对 Se 浓度与种子发芽各项指标抑制率相关分析, 呈显著正相关。按 EC_{25} 比较, 根长抑制率 $>$ 根干重抑制率 $>$ 茎叶长抑制率 $>$ α -淀粉酶抑制率 $>$ 发芽抑制率, Se 污染对根生长抑制最为敏感。不同土壤对种子发芽率和根伸长的抑制率研究表明, Se 对种子根伸长的抑制率远远大于发芽抑制率。Se 对根伸长的抑制率随着土壤 Se 含量的增高而增大, 两者呈极显著的正相关, 根伸长抑制率可作为土壤污染的生物指示物。采用 EC_{10} 计算得 Se 土壤临界值: 石灰土为 $38.7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 黄棕壤为 $138 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 红壤为 $182 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

关键词: 硒污染; 种子发芽; 根伸长; 抑制率; 生态毒理效应

中图分类号: S131 **文献标识码:** A **文章编号:** 1672 – 2043(2004)05 – 0885 – 05

Eco – Toxicological Effects of Selenium on Inhibition of Seed Germination and Root Elongation of Wheat (*Triticum aestivum* L.)

LIN Kuang-fei¹, XU Xiao-qing², ZHANG Li², XIANG Ya-ling³, LI Zhi-hong³, JIANG Da-bing³

(1. Research Center of Risk Assessment and Management on Hazardous Chemicals, East China University of Science and Technology, Shanghai 200237, China; 2. Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China; 3. Agro – Environmental Monitoring Center of Wuhan, Minister of Agriculture 430070, China)

Abstract: We studied potential risk to ecosystem and eco – toxicology effects of Se on seed germination and root elongation of wheat (*Triticum aestivum* L.) at our laboratory. Both aquatic and soil cultures were used to research physiological and ecological responses of seed germination and root elongation with 10 concentrations of Se, i. e. 0, 0.1, 0.5, 1, 5, 10, 20, 40, 80, 150 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, for the former and Ten concentrations of Se, 0, 50, 100, 200, 300, 400, 500, 600, 800, 1 000 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, used in three types of soils (calcareous, yellow – brown earth, red earth soils) for the latter, respectively. For the inhibition of the element on seed germination and root elongation of wheat, our results showed that low concentration of Se (under $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) could promote the seed germination of wheat and its seedling growth, while high concentration of Se (above $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) reduces the germination rate of seed, the growth of seedling, its vigor and α – amylase activity markedly. The inhibition rates of Se on seed germination physiological and ecological were significantly positive related with the concentrations of Se in the solution. The inhibition rates (IR) of various physiological and ecological indexes were showed below according to an order of EC_{25} value: root length IR $>$ root weight IR $>$ stem & leaf length IR $>$ α – amylase activity IR $>$ germination IR, suggesting that the inhibition rate of root growth be a sensitive biomarker. The eco – toxicity effects of Se on the inhibition of seed germination and root elongation of wheat were tested in three types of soils indicated that the root elongation was much stronger than that on the seed germination with the same concentration of Se. In the soil test, the inhibition rate of root elongation should strongly positive relation to the concentrations of Se. It was suggested that the inhibition rate of 25% (EC_{25}) could be regard as a critical value in soil, and therefore a critical concentration of Se in soil were estimated to be $38.7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ in calcareous soil, $138 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ in yellow – brown earth, $182 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ in red earth soil, respectively.

Keywords: selenium pollution; seed germination; root elongation; inhibition rate; eco – toxicology effects

利用化学物质对高等植物的生态毒理效应来监测环境污染程度,是从生态学角度衡量环境健康状况,评价环境质量的重要方法之一^[1,2]。近来,国际组织已将此方法作为评价化学物质生态风险的一项指标用以监测目标化学物质的生态毒性,并对非目标污染物质的潜在毒性进行评价^[3]。

目前已建立的高等植物毒理试验方法有 3 种:根伸长试验、种子发芽试验和早期植物幼苗生长试验^[4-3]。最初,这类试验主要应用于杀虫剂及其他化学物质的毒性检验,但随着对土壤污染生态毒理学评价需求的日益增加,该方法的应用已扩展到对废物倾倒点危险化学品潜在风险、土壤污染现场以及土壤生物修复过程的生态毒理评价^[1-3]。

应用种子发芽和根伸长抑制进行重金属 (Cu、Zn、Pb、Cd、Hg、As、Ni) 生态毒性试验研究较多^[4-10]。而 Se 对种子发芽影响的研究较少,徐云等^[11]研究了 Se 对小麦种子发芽的影响,这些研究缺乏 Se 对种子发芽伤害临界值及毒害机理的内容,特别是选择不同土壤类型、土壤理化性质与污染物毒性响应关系的研究未见报道,本文通过对培养皿萌发试验,选择 3 种有代表性的土壤类型(石灰土、黄棕壤、红壤)进行土培比较试验,为土壤和沉积物中危险化学品物质临界含量制定和生态风险评价提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

试验种子为湖北省农科院提供的小麦 (*Triticum aestivum* L, 鄂麦 12 号)。亚硒酸钠 ($\text{Na}_2\text{SeO}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) 为分析纯试剂,由天津市化学试验研究所提供。用时按纯度配制成相应浓度。分别选择湖北省农科院试验田的黄棕壤,咸宁贺生桥的红壤,潜江袁桥的石灰土为试验土壤。黄棕壤 pH 6.46,有机质 $24.11 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,全氮 $1.06 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,全磷 $1.62 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,全钾 $15.8 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,CEC $11.23 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$,碱解 N $85.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,速效 P $55.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,速效 K $151.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,全 Se $0.104 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。石灰土 pH 8.29,有机质 $18.62 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,全氮 $2.46 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,全磷 $0.86 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,全钾 $21.6 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,CEC $18.64 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$,碱解 N $70.4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,速效 P $38.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,速效 K $106.8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,全 Se $0.121 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。红壤 pH 5.42,有机质 $17.63 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,全氮 $1.18 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,全磷 $0.69 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,全钾 $14.2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,CEC $10.84 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$,碱解 N $96.4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,速效 P $57.8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,速效 K

$146.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,全 Se $0.082 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

1.2 水培萌发试验

种子用 0.1% HgCl_2 消毒 6 min,去离子水反复冲洗后,整齐排列在铺有滤纸的培养皿中,每皿 100 粒,分别放入 10 mL 浓度为 0、0.1、0.5、1、5、10、20、40、80、150 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的亚硒酸钠(以 Se^{2+} 浓度计)溶液,来浸润种子,对照种子用去离子水培养。在光照培养箱中进行发芽试验,温度为 $21^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$,光照强度为 3500 lx,种子活力测定采用暗培养,不同处理设置 4 个重复。

1.3 土培抑制试验

称取 50 g 风干土壤置于 900 mm 直径的玻璃培养皿中,将以几何级数配制的溶液均匀地加入培养皿中,用去离子水调节土壤含水量至最大持水量的 60%,并将其置于恒温培养箱中 25°C 下平衡 48 h 后,将小麦种子均匀播种于土壤中(放置种子时,保持种子胚根末端和生长方向呈一直线),盖好玻璃培养皿,置于恒温培养箱中 25°C 暗处培养 42 h,对照种子发芽率 > 65%、根长度 20 mm 时试验结束,确定种子发芽的根伸长抑制率达到 10% 和 50% 的浓度区间后,开始正式试验。根据预备试验结果,在种子发芽和根伸长抑制浓度 EC 达 50% 和 10% 抑制率范围内,设置 10 个不同处理浓度,每个处理为 15 粒种子,设 4 个重复,在与预备试验相同的温度和水分条件下,进行种子发芽与根伸长培养试验。

1.4 测试方法

小麦种子在光照及 $21^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$ 下萌发 48 h,以长出胚芽为萌发的标准,计算萌发率;种子萌发 5 d 后分别测定每株幼苗的芽长及最长根的长度;种子活力用 TTC 法测定, α -淀粉酶活力以单位时间内产生的麦芽糖量计算,用 3,5-二硝基水杨酸法测定还原糖的含量。

2 结果与讨论

2.1 Se 对小麦种子萌发的影响

由图 1 可知,低浓度 Se ($< 1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 对小麦种子发芽有一定促进作用。当 Se 浓度 > $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,发芽率开始下降并显著低于对照组 ($P < 0.01$),为对照组的 92.3%。当 Se 浓度达到 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,种子发芽率仅为对照组的 41.3%,增加到 $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,完全抑制。

2.2 Se 对种子幼根和芽生长的影响

从萌发 5 d 种子根和芽的生长状况(图 2)可知,低浓度 Se ($< 0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 对小麦根和芽的生长有一

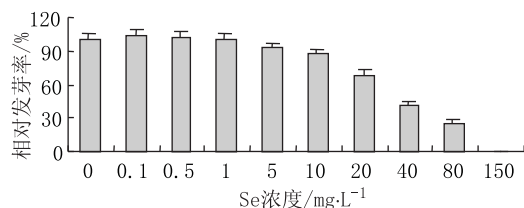


图1 水培 Se 对小麦种子发芽率的影响

Figure 1 Effects of Se on seed germination of wheat in aquatic solution

表明, α -淀粉酶活力在 Se 浓度为 $0.1 \sim 1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 活力高于对照组。当 Se 浓度为 $0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, α -淀粉酶活力比对照组高 9% ($P < 0.01$); Se 浓度为 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, α -淀粉酶活力比对照组增加 10.5%; 当 Se 浓度为 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, α -淀粉酶活力开始下降, 仅为对照组的 91% ($P < 0.01$); 当 Se 浓度达到 $80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 仅为对照组的 12.4%; 当 Se 浓度为 $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 完全抑制。

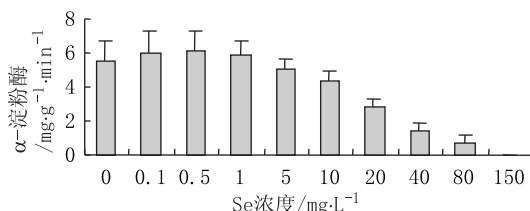
图4 水培 Se 对小麦种子中 α -淀粉酶活力的影响

Figure 4 Influence of Se on α -amylase activity of wheat seedling in aquatic solution

2.5 Se 对小麦种子活力的影响

由图 5 可知, 低浓度 Se 对根系活力有正效应。当 Se 浓度为 $0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 与对照相比, 根系活力分别提高 10.6% 和 8.0%; 当 Se 浓度为 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 根系活力明显受到抑制, 比对照下降 19.2%; 当 Se 浓度为 $80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 比对照下降 78.2%; 而当 Se 浓度为 $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 完全抑制。

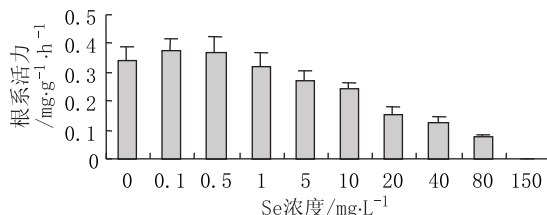


图5 水培 Se 对小麦根系活力的影响

Figure 5 Effects of Se on vigor of seed activity of wheat under aquatic solution

2.6 土壤 Se 污染对小麦种子发芽率和根伸长抑制率的影响

从图 6 可知, 土壤 Se 污染对小麦根伸长的抑制率远高于种子发芽抑制率, 水培溶液种子发芽试验也证实了这一点。这是因为种子发芽过程是由胚内养分供应进行的, 外界对其影响被掩盖, 而当种子发芽后, 根的生长过程完全暴露于土壤中, 受土壤污染等条件的影响。由图 5 可知, 3 种 Se 污染对根伸长的抑制率大于对发芽的抑制率。

2.7 Se 对小麦种子发芽率和根伸长抑制的土壤差异比较

图 7 表明, Se 对小麦种子发芽率和根伸长抑制率

定的刺激作用。当 Se 浓度达到 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 对小麦根和芽生长产生明显的抑制作用, 与对照相比有极显著差异 ($P < 0.01$), 此时根长度为对照的 82.9%, 芽长度为对照的 85.2%; 当 Se 浓度达到 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 根长度为对照的 41.2%, 芽长度为对照的 48.7%; 当 Se 浓度达到 $80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 根长度仅为对照的 5.3%, 芽生长几乎停止, 已明显抑制; 当 Se 浓度为 $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 完全抑制。

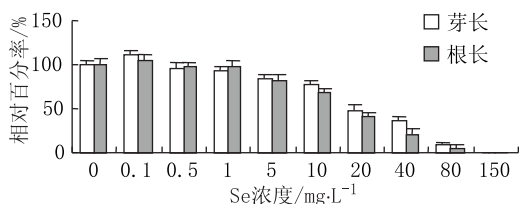


图2 水培 Se 对小麦幼根和芽生长的影响

Figure 2 Effects of Se on root and seedling of wheat in aquatic solution

2.3 Se 对种子幼根和芽干物质积累的影响

Se 对小麦种子萌发 5 d 后幼根和芽干物质积累的影响与幼根长度和芽长度比较一致。图 3 表明, Se 为 $0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时对小麦茎叶、根干物质积累有促进作用; 当浓度大于 $5.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时对小麦根和幼苗生长转为抑制并逐渐加强; 浓度高于 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 显著抑制小麦幼苗生长; 在 $80 \sim 150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时小麦幼苗生长完全被抑制。

2.4 Se 对萌发的小麦种子中 α -淀粉酶活力的影响

淀粉酶几乎存在于所有植物中, 而在谷物种子中其活力最强, 萌发 3 d 后的小麦种子所测结果 (图 4)

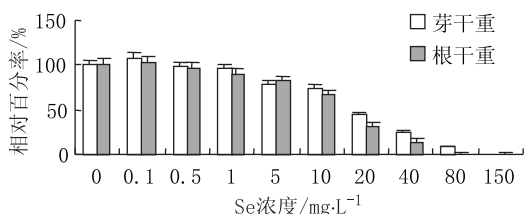


图3 水培 Se 对小麦幼根和芽干物质积累的影响比较

Figure 3 Comparisons of Se on root and accumulation of drying matter in seedling of wheat in aquatic solution

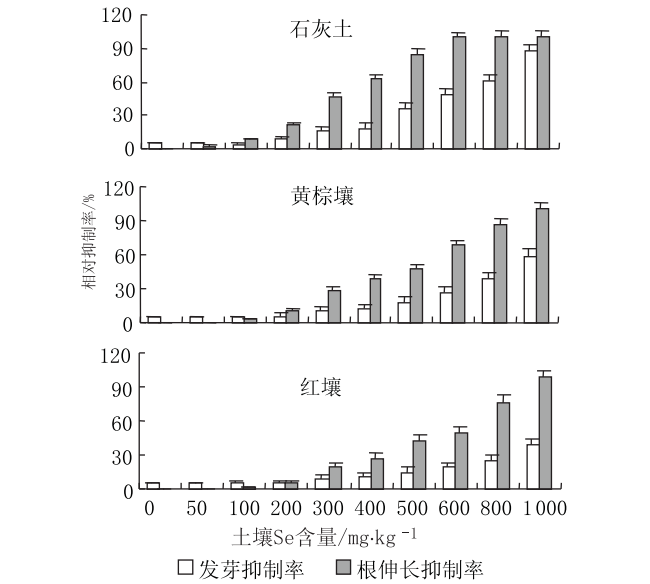


图6 土壤 Se 污染对小麦发芽率和根伸长抑制率的影响比较
Figure 6 Comparisons of Se on inhibition rates of seed germination and root elongation of wheat in the three tested soils

在 3 种土壤中存在较大的差异,其顺序为:石灰土>黄棕壤>红壤。显然由于 pH 值差异,决定了土壤 Se 有效态的不同,从水溶态 Se 提取量比较:石灰土>黄棕壤>红壤,因此相应的污染生态效应不一致。

2.8 Se 对种子发芽影响的回归分析和临界值研究

2.8.1 水培试验 Se 对种子发芽的影响

对水培液 Se 浓度 (X) 与发芽影响各项指标回归分析结果见表 1。各项指标均为极显著相关 ($P<0.01$),表明随着 Se 浓度增加,种子发芽各项指标均受到抑制,呈正相关。按照回归方程计算得抑制率达到 25% 和 50% 时相对应的浓度 EC_{25} 和 EC_{50} 值。若以 EC_{25} 进行比较,其大小顺序为:根伸长抑制率>芽干重抑制率>茎叶长抑制率> α -淀粉酶抑制率>根系活力抑制率>发芽率抑制率>根干重抑制率。Se 对小麦根伸长抑制最敏感 EC_{25} 为 $12.5\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

2.8.2 土培试验 Se 对种子发芽的影响

表 2 土壤 Se 含量(X)与小麦种子发芽率和根伸长抑制率(y)
相关分析及临界值($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

Table 2 Regression analysis of the inhibition rates of seed germination and root elongation of wheat and Se concentrations in the tested soils

项目 (y)	相关分析				相应抑制率临界值	
	n	r	a	b	EC_{25}	EC_{50}
石灰土根伸长抑制率	10	0.940	5.37	0.12	164	373
石灰土发芽率抑制率	10	0.976	-4.3	0.08	347	644
黄棕壤根伸长抑制率	10	0.992	-5.2	0.11	274	502
黄棕壤发芽率抑制率	10	0.954	-1.8	0.05	522	1010
红壤土根伸长抑制率	10	0.989	-8.7	0.10	328	570
红壤土发芽率抑制率	10	0.955	0.85	0.03	748	152

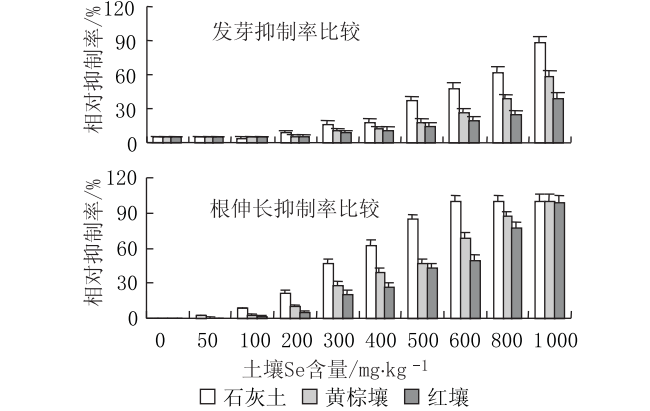


图7 不同土壤 Se 污染对小麦种子发芽率和根伸长抑制率的差异比较
Figure 7 Comparisons of Se pollution on the inhibition rates of seed germination and root elongation of wheat in the three soils tested

表 1 水培液 Se 浓度 (X) 与种子发芽生理指标
相关分析和临界值

Table 1 The critical value and interrelation among the physiological indexes of seedling and the Se concentration

项目 (y)	n	相关分析			相应抑制率临界值	
		r	a	b	EC_{25}	EC_{50}
发芽抑制率	10	0.948	5.88	0.72	26.6	61.3
根长抑制率	10	0.855	16.0	0.72	12.5	116.3
茎叶长抑制率	10	0.896	11.9	0.73	18.1	52.5
根干重抑制率	10	0.822	19.7	0.72	37.7	42.2
芽干重抑制率	10	0.867	14.9	0.72	14.0	48.8
根系活力抑制率	10	0.868	8.48	0.74	22.3	56.0
α -淀粉酶抑制率	10	0.882	11.8	0.70	18.9	54.7

对土壤 Se 含量 (X) 与小麦种子发芽率和根伸长抑制率回归分析结果 (表 2) 表明,土壤 Se 含量与小麦种子发芽率和根伸长呈极显著正相关 ($P<0.01$),这与宋玉芳等^[9]对 Cu、Zn、Pb、Cd 研究结果较一致。若按根伸长抑制 10% 计算土壤临界值:石灰土为 $38.7\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,黄棕壤为 $138\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,红壤为 $182\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。这一结果与土壤 Se 污染对作物减产的临界值比较接近。若按抑制率 25% 和 50% 计算,得 EC_{25} 、 EC_{50} 。由此可见,根伸长抑制率远远大于发芽抑制率,用根伸长抑制率 10% 作为土壤临界值,更接近作物受害临界值。3 种土壤 Se 对根伸长胁迫效应为:石灰土>黄棕壤>红壤,这与土壤有效态 Se 含量较一致。

3 讨论

试验表明,种子萌发时向周围环境吸水膨胀的同时,受到 Se 离子不同强度的胁迫,引起决定种子萌芽力大小的水解酶-淀粉

酶活力的下降,导致种子萌芽率低,生长迟缓。当 Se 达到危害浓度时,微弱的水解酶活性使种子的有氧呼吸因缺乏足够的底物—葡萄糖而显得微弱,加上可能 Se 离子阻碍氧分子向胚细胞内扩散,使胚根细胞缺氧,在高浓度 Se 作用下,芽和根基本上同时受害。有关学者证实,重金属(Cd、Zn、Hg)对种子根的抑制作用大于对芽的抑制作用^[12,13],不同浓度的 Se 均能抑制种子萌发和根的伸长,外观表现为生长的延缓或停滞。浓度越大,作用时间越长,越会抑制酶的动力过程。金属元素进入植物体后主要积累在根部^[13~15],因此根部受害大于茎叶部。重金属 Hg、Cd、Pb 对染色体和核仁毒害最为严重,其毒害主要发生在根部细胞分裂间期 DNA 和染色体的复制过程中^[13~15]。而 Se 对幼根和芽生长影响差异不大,对小麦根的生长抑制率稍大于芽,Se 的这方面研究尚未开展,有待进一步研究。

不同土壤对种子发芽率和根伸长的抑制率研究表明,3 种 Se 污染土壤对种子根伸长的抑制率远远大于对发芽的抑制率。Se 对种子发芽率和根伸长的抑制率随着土壤 Se 含量的增高而增大,两者呈极显著的正相关。宋玉芳等^[4]研究土壤 Cu、Zn、Pb、Cd 污染对小麦种子发芽和根伸长影响时发现,当土壤 Cu 为 $500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,根伸长抑制率达 50%,而发芽抑制率仅为 10%;土壤 Zn 浓度为 $1700 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,根伸长抑制率为 50%,而发芽抑制率仅为 20%;土壤 Pb 浓度达 $1400 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,根伸长的抑制率达 45%,发芽抑制率仅 5%;同样 Cd 浓度为 $280 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,发芽抑制率为 20%,根伸长抑制率为 50%。应用根伸长抑制率可作为土壤污染的生物指示物。由于国内外采用 EC_{25} 值往往远高于土壤作物实际危害的临界值^[11~9], EC_{10} 虽然更接近于实际临界值,但其值不太稳定,所以建议采用 $EC_{10} \sim EC_{25}$ 范围内值。

4 结论

Se 在适量范围内 ($0.1 \sim 0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 对种子活力、 α -淀粉酶、发芽率及幼苗和根生长均有促进作用。高剂量 Se ($5.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上)对种子活力、 α -淀粉酶及幼苗生长具有胁迫效应。以小麦 EC_{25} 作比较,根伸长抑制率>芽干重抑制率>茎叶长抑制率> α -淀粉酶抑制率>根系活力抑制率>发芽抑制率。对 Se 浓度与种子发芽各项指标进行相关分析后看出,Se 浓度与种子发芽各项指标有极显著的正相关,表明随着处理浓度的增加,抑制率也随之增加,据此计算根生长抑制率 25% 时 EC_{25} 值为 $12.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

此值可作为土壤中水溶性 Se 的最大允许值。

Se 对种子发芽率和根伸长的抑制率随着土壤 Se 含量的增高而增大,两者呈极显著的正相关。Se 对种子根伸长的抑制率远远大于发芽抑制率。应用根伸长抑制率可作为土壤污染的生物指示物。而国内外采用 EC_{25} 值往往远高于土壤作物的实际危害临界值, EC_{10} 更接近于实际临界值,由于 EC_{10} 值不太稳定,因此,建议采用 $EC_{10} \sim EC_{25}$ 范围内值。据 EC_{10} 计算得 Se 土壤临界值(参考值)为:石灰土 $38.7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,黄棕壤 $138 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,红壤 $182 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。不同土壤对根伸长抑制率的研究表明,若以 Se 的 EC_{25} 值比较:石灰土>黄棕壤>红壤,表明随着 pH 的增高,土壤 Se 对种子根伸长的胁迫效应增强,毒害增大。

参考文献:

- [1] Knoke K, Marwood TM, cassidy MB, et al. A comparison of five bioassays to monitor toxicity during bioremediation of pentachlorophenol-contaminated[J]. *Soil Water, Air and soil pollution*, 1999, 110: 157-169.
- [2] Gong P, wilke B M, strozzi E, et al. Evaluation and refinement of a continuous seed germination and early seedling growth test for the use in the eco-toxicological assessment of soils[J]. *Chemosphere*, 2001, 44: 491-500.
- [3] Gabriella Geiger, P Federer, and H Sticher. Reclamation of heavy metal-contaminated soils: Field studies and germination experiments [J]. *J Environ Qual*, 1993, 22: 201-207.
- [4] 宋玉芳,周启星,许华夏,等. 重金属对土壤中小麦种子发芽与根伸长抑制的生态毒性[J]. *应用生态学报*, 2002, 13(4): 459-462.
- [5] 马成仓,李清芳. Ca^{2+} 对汞毒害下的小麦种子萌发代谢的影响[J]. *农业环境保护*, 2000, 19(3): 173-175.
- [6] 周青,黄晓华,张一. 镉对种子萌发的影响[J]. *农业环境保护*, 2000, 19(3): 156-158.
- [7] 杨志敏. 锌污染对小麦萌发期生长和某些生理生化特性的影响[J]. *农业环境保护*, 1994, 13(3): 121-123.
- [8] 施农农,陈志伟,贾秀英. 镉胁迫下水稻种子的萌发生长及体内水解酶的活性变化[J]. *农业环境保护*, 1999, 18(5): 213-216.
- [9] 刘登义,田胜尼,杨世勇,等. 铜尾矿对 5 种豆科植物种子萌发和幼苗生长影响的初步研究[J]. *应用生态学报*, 2002, 13(5): 596-600.
- [10] 刘吉祥,马国良,白冬梅,等. Cd^{2+} 和 Ni^{2+} 对小麦毒性的比较研究[J]. *农业环境保护*, 2001, 20(4): 252-253, 260.
- [11] 徐云,王子健,王文华,等. Se 和环境中富里酸对小麦种子发芽的影响及其生理特性[J]. *应用生态学报*, 1997, 8(4): 439-444.
- [12] 张义贤. 重金属对大麦(*Hordeum Vulgare*)毒性的研究[J]. *环境科学学报*, 1997, 17(2): 199-205.
- [13] Chakravarty B, Srivastava s. Toxicity of some heavy metals in vivo and in vitro in *helianthus annuus*[J]. *Mutation Research*, 1992, 283(3): 287-294.
- [14] Shahin SA, El-Amoodi K H. Induction of numerical chromosome aberrations during DNA synthesis using the fungicides nimrod and rubgan-4 in root tips of *vicia faba* L[J]. *Mutation Research*, 1991, 261(2): 169-176.
- [15] Frankel D G, Charlien M. Effects of lead acetate on DNA and RNA synthesis by intact Hela cells isolated nucle and pirited polymerases [J]. *Biochemilal Pharmacal*, 1987, 36: 265-268.