

玉米各器官积累 Pb 能力的品种间差异

代全林¹ 袁剑刚¹ 方 炜² 杨中艺^{1*}

(1 中山大学生命科学院, 广州 510275) (2 美国长岛大学布鲁克林分校生物系, 纽约 11201, USA)

摘 要 为了研究不同玉米(*Zea mays*)品种及不同器官对 Pb 积累能力的差异,在土壤 Pb 含量为 595.55 mg·kg⁻¹的高 Pb 胁迫和含量为 195.55 mg·kg⁻¹的低 Pb 胁迫(对照)条件下,采用盆栽试验结合火焰原子吸收等方法,测定了 25 个玉米品种各器官 Pb 的含量。结果表明:Pb 胁迫下供试玉米品种各器官含 Pb 量表现为根 > 茎 > 叶 > 籽实;与对照相比,根、茎、叶 Pb 含量均大幅度提高,籽实含量的提高幅度相对较小;Pb 胁迫条件下,有近半数的供试玉米品种的籽实 Pb 含量超过了国家规定的卫生标准,显示了在受重金属污染农田生产的玉米产品存在着较高的受 Pb 污染的风险。有 22 个品种平均籽实生物量在较强 Pb 胁迫下有所下降,降幅为 0.9%~38.7%,但平均降幅仅为 12.6%,显示玉米在 Pb 胁迫下的减产不易察觉,从而增加了在受污染农田中玉米产品受 Pb 污染的风险。但研究也表明,在较高 Pb 胁迫下尚有 52%的品种籽实 Pb 含量未超过国家卫生标准最高限量值,因此可以利用这些品种在受 Pb 污染农田中进行玉米生产,以降低 Pb 经玉米产品进入人类食物链的风险。研究结果还发现供试玉米品种各营养器官间 Pb 含量均呈极显著正相关,但营养器官与籽实 Pb 含量间无显著相关。其中在较强的胁迫条件下营养器官 Pb 含量特别高的品种 No.1 的籽实中 Pb 含量(0.19 mg·kg⁻¹)比较低,未超过国家卫生标准;品种 No.2、No.3 和品种 No.6 也有类似的特点。除上述品种以及品种 No.4 外,其余品种籽实 Pb 含量遵循与营养器官 Pb 含量成正比的一般规律。根中 Pb 含量特别高的品种 No.1,籽实产量在 Pb 胁迫下略有下降,但下降幅度最小。胁迫条件下,品种 No.1 的营养器官 Pb 总量最高(51.69 mg·plant⁻¹),是对照的近 12 倍;籽实 Pb 含量符合国家标准品种 No.2、No.3 和 No.6 的营养器官 Pb 总量也较高,在 36~42 mg·plant⁻¹之间。由此可见,存在着在受 Pb 污染农田利用这些品种进行玉米生产同时修复受污染土壤的可能。

关键词 玉米 Pb 品种间差异 植物修复 农田重金属污染

DIFFERENCES OF Pb ACCUMULATION AMONG PLANT TISSUES OF 25 ZEA MAYS VARIETIES

DAI Quan-Lin¹ YUAN Jian-Gang¹ FANG Wei² and YANG Zhong-Yi^{1*}

(1 School of Life Science, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510275, China)

(2 Biology Department, Long Island University-Brooklyn, NY 11201, USA)

Abstract Pollutions of agricultural land by heavy metals impose a more and more serious risk to environmental and human health in recent years. Heavy metal pollutants may enter the human food chain through agricultural products and groundwater from the polluted soils. Progress has been made on phytoremediation, a safe and inexpensive approach to remove contaminants from soil and water using plants, in the past decade. However, in most cases, agricultural land in China can not afford to grow phytoremediator plants instead of growing crops to be economically sustainable. Therefore, new and effective methods to decrease the risk of heavy metal pollution in crops and to clean the contaminated soils are urgently needed. If we can find crop germplasms (including species and varieties) which sequester heavy metals in their edible parts, such as fruits of vegetables or grain of cereals, at low enough level for safe consumption, then we can grow these selected species or varieties in the lands contaminated or potentially contaminated by heavy metals. If we can find crop germplasms sequester low concentrations of heavy metals in their edible parts and high content of the metals in their inedible parts, then we can use these selected species or varieties for soil remediation. In this study, the feasibility of the method is assessed by analyzing Pb contents in edible and inedible parts of 25 varieties of *Zea mays* grown under Pb contaminated soils. The soil concentrations of Pb were 595.55 mg·kg⁻¹ in the high Pb-stress group and 195.55 mg·kg⁻¹ in the control group.

收稿日期: 2004-03-11 接受日期: 2004-08-06

基金项目: 高等学校博士学科点专项科研基金(20020558004)、广东省重点自然科学基金(021686)和广东省高校“千、百、十”人才工程科研基金资助项目

* 通讯作者 Author for correspondence E-mail: adsyzy@zsu.edu.cn

The results showed that the Pb concentrations in different tissues were in the order of root > shoot <u>leaf > grain. Compared with the control, the Pb concentrations in root, shoot and leaf were greatly increased under the highly Pb- stressed condition, while the increments of Pb concentration in grain were relatively lower. Under the high Pb-stress, the grain Pb concentrations of 12 varieties exceeded the National Sanitation Standard of China (NSSC) and were inedible. This indicates that there is a high Pb pollution risk for *Zea mays* grown on Pb polluted sites. Although 22 of the 25 tested varieties had harvest loss under the highly stressed condition, ranging from 0.86% – 38.7% of the grain biomass acquired at the control, the average harvest loss of all tested varieties was only 12.6%, which is usually imperceptible in normal farming practices. Therefore the risk of Pb pollution in *Zea mays* products can not be promptly notified and prevented based on the outcome of the harvest. However, we did find 13 varieties of 25 tested varieties had grain Pb concentration lower than the NSSC. It is, therefore, possible to reduce the pollution risk if these favorable varieties are used for *Zea mays* production in Pb polluted or potentially polluted agricultural lands.

Pb concentrations in vegetative tissues (root, stem and leaf) were significantly correlated with each other, while Pb concentrations of each vegetative tissues were not significantly correlated with that of grain. Among the 25 tested varieties, some varieties had Pb concentrations in grain lower than (No. 1 – 3 and No. 6) or slightly above (No.4) the NSSC level, while their Pb concentrations in the vegetative tissues were among the highest. When excluding these varieties, correlations between the Pb concentrations of grain and those of vegetative tissues of the rest of the tested varieties became highly significant. In addition, variety No.1 had the lowest harvest loss under high Pb-stress, and the highest Pb sequestration in vegetative tissues (51.69 mg·plant⁻¹, 12 times as much as in the control). The similar features were also observed in varieties No.2, No. 3 and No.6, which sequestered 36 – 42 mg·Pb plant⁻¹ under high Pb-stress. We recommend these varieties of *Zea mays* to be used for bioremediation of Pb contaminated soil and crop production at the same time.

Key words *Zea mays*, Pb sequestration, Variation among crop varieties, Phytoremediation, Heavy metal pollutions in agricultural soil

随着工业的发展和农业生产的现代化, 土壤污染日益严重。土壤中的有害重金属积累到一定程度就会对土壤-植物系统产生毒害, 不仅导致土壤的退化、农作物产量和品质的降低, 而且通过直接接触、食物链等途径危及人类的生命和健康。因此, 土壤-植物系统中的金属(特别是有毒重金属)污染防治一直是国际上的难点和热点研究课题。传统的治理方法费用高, 对大面积污染的修复效果差。随着人们对环境保护的日益重视, 科学家开始探索在不破坏土壤生态环境的条件下治理重金属污染土壤的新途径。

Pb 是重要的污染物, 能导致包括人类在内的各种生物的生殖功能下降、生殖器官免疫力降低, 并引起各种生理异常(匡少平等, 2002b)。Pb 进入土壤后, 会产生明显的生物效应, 可导致植物特别是其根部中毒、植株枯萎死亡等(杨元根等, 2001; 孟昭福等, 2001; Grakovskii *et al.*, 1997)。据统计, 目前中国受重金属污染的耕地面积近 2000×10^4 hm², 约占耕地面积的 1/5, 每年我国因重金属污染而造成的粮食直接经济损失以百亿元计(仲维科等, 2001)。Pb 是主要的重金属污染物之一, 我国土壤 Pb 含量的全距范围为 0.68 ~ 1143 mg·kg⁻¹, 算术平均值为 26.0 mg·kg⁻¹(魏复盛等, 1991), 长江、珠江三角洲等经济

高速发展地区、污灌农田及尾矿地等区域的 Pb 污染尤其严重。许多研究表明, 我国人群, 尤其是青少年受铅污染的情况十分严重, 当前国内儿童平均血铅水平超过 WHO 规定的铅中毒水平(100 μg·L⁻¹), 达到 120 ~ 150 μg·L⁻¹, 铅中毒的流行率为 42.2%。蓄电池、冶炼行业铅中毒的患病率最高, 分别为 23.8% 和 18.8%, 占总中毒人数的 67.2%(冯福建等, 2002)。

因此, 在探讨受污染土壤修复方法的同时, 研究降低农作物受 Pb 污染的风险、减少我国人群经食物途径的 Pb 摄入量的方法是一项十分紧迫的工作。植物修复(Phytoremediation)是近年来兴起的一项污染环境修复的新方法, 可利用植物去除土壤、水体或空气中有机污染物、重金属等(Chaney *et al.*, 1999), 因其高效、廉价及对环境的友好性获得了广泛的关注。超富集植物(Hyperaccumulator)一直以来都是植物修复的基础, 至今已经发现多种具有很强重金属富集能力的超富集植物。就 Pb 超富集植物而言, Cunningham 和 Ow(1996)报道了圆叶遏蓝菜(*Thlaspi rotundifolium*)可吸收 Pb 达 8 200 mg·kg⁻¹茎干重。Blaylock(1997)发现 *Brassica juncea* 培养在添加 EDTA 的高浓度可溶性 Pb 的营养液中, 一周后, 茎中 Pb 含量达到 1.5%(干重)。但是, 由于已发现的 Pb 超

富集植物种类尚少,生物量一般也比较小,生长速度慢,修复周期长,目前仍难以用于实际的 Pb 污染土壤的修复。此外,我国人口众多,已查明受污染或污染情况不明的农田面积很大,现实情况是不得不在受重金属污染或污染情况不明的农田进行农作物生产。因此,一方面应该探索能够有效避免重金属进入食物链的途径,另一方面研究能够在进行安全的农作物生产的同时进行农田土壤 Pb 污染的生物修复方法。

不同的植物种、不同的品种以及不同的器官,对重金属的吸收和积累能力是有差异的。利用这些特点,筛选供食用器官重金属富集能力较弱(重金属含量不超过国家食品卫生有关标准)的农作物种类或品种,在具有较高重金属污染风险或土壤重金属污染情况不详的地区应用这些种或品种,便可降低重金属通过农作物进入食物链的风险。此外,如果发现了有用(食用)器官吸收积累重金属能力很弱而其它器官具有较强的重金属吸收能力的品种,就可以利用这样的品种在受重金属污染的农田中种植,收获有用器官(如果实)作为产品,其余部分(如根、茎、叶)妥善处理,从而实现在降低食品重金属污染风险的同时,通过非食用部分对土壤重金属的长期吸收积累作用进行重金属污染农田土壤的生物修复。这是一种规避农作物生产领域重金属污染风险以及进行农业土壤重金属污染修复的新思路。

玉米(*Zea mays*)是我国重要的谷类作物,1998年我国玉米播种面积 $2\,407 \times 10^4 \text{ hm}^2$,总产量 $12\,539 \times 10^4 \text{ t}$,占粮食总产量的 22.13%(冯巍,2001)。本研究以玉米为对象,探讨了不同玉米品种对土壤 Pb 的吸收能力以及不同器官积累 Pb 水平的差异,一方面试图发现在较高的 Pb 污染水平下籽实 Pb 含量较低的玉米品种,为降低玉米生产受 Pb 污染的风险程度提供有效的方法;另一方面通过对玉米地上部分 Pb 含量品种间差异的比较发现非食用部分 Pb 含量水平较高的品种,评价在受 Pb 污染的农田应用此类品种进行土壤修复的可行性和安全性。

1 材料和方法

试验在广东省清远市郊进行,清远市位于 $23^\circ 31' \sim 25^\circ 12' \text{ N}$, $111^\circ 55' \sim 113^\circ 55' \text{ E}$,属亚热带季风气候,年平均气温 $18.7 \sim 21.9 \text{ }^\circ\text{C}$,极端最高气温 $39 \text{ }^\circ\text{C}$,极端最低气温 $-3 \text{ }^\circ\text{C}$,无霜期 $320 \sim 360 \text{ d}$,年均降雨量 $1\,651 \sim 2\,179 \text{ mm}$,年总日照时数为 $1\,222 \sim 1\,796 \text{ h}$ 。

1.1 供试土壤与材料

供试土壤按有机肥:塘泥:河沙 = 3:6:1 混合而成,塘泥取自当地,有机肥为木屑、棉壳用猪粪尿堆沤 2 个月制成。土壤经风干、粉碎过 2 mm 筛。调配后的供试土壤 pH 值为 6.7,有机质、 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、速效 P、速效 K 和全 Pb 含量分别为 7.30%、0.48%、0.14%、0.91% 和 $195.55 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,较高含量的 Pb 可能来源于有机肥配料和塘泥。

供试玉米品种共 25 个,分别为‘粤甜 3 号’、‘粤甜 2 号’、‘糯优 2 号’、‘超甜 38’、‘超甜金银粟 1 号’、‘佳美 1 号’、‘超甜 711’、‘丰甜 1 号’、‘超甜 28’、‘粤紫糯 1 号’、‘珍甜 8 号’、‘明甜 5 号’、‘超甜 613’、‘粤白糯 1 号’(以上购自广东省农业科学研究院);‘穗甜 2 号’、‘广糯 1 号’、‘穗甜 1 号’(以上购自广州市农业科学研究所);‘华甜 1 号’、‘华甜 3 号’(以上购自华南农业大学);‘甜单 21 号’(购自中国农业大学);‘绿霸超甜玉米’、‘绿霸超甜 76 号’、‘顶甜 1 号’(以上购自广州市绿霸种苗有限公司);‘农甜 3 号’(购自广州市永兴蔬菜研究中心)和‘超甜 113’(购自广州市卓艺种子行)。为了避免引起商业上的问题,本研究在结果的表述时不使用品种名,只使用编号,方法是以根系 Pb 含量为序,按降序进行编号。

1.2 研究方法

1.2.1 植物栽培与管理

将上述土壤烘干至恒重,装入直径 20.5 cm、深 18.0 cm 的聚乙烯塑料盆中,每盆装土 5.0 kg。设置了高 Pb 胁迫处理和低胁迫的对照,均为 3 个重复。其中高 Pb 胁迫处理方法为每盆添加 $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ 3.20 g 至土壤全 Pb 含量达到 $595.55 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。对照则不人为添加 Pb。为减少 Pb 的流失,将同一处理的 3 个盆套入一大盆,如有渗出液,用渗出液均匀回浇。添加 Pb 后定期测定试验土壤中 Pb 的含量,试验结束时混合随机取样,测定土壤全 Pb 含量为 $400.15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,对照为 $160.67 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

2003 年 4 月 8 日,从每个玉米品种中挑选健康均一的种子,播入盆中,每盆 8 粒。12 d 后间苗,每盆保留 2~3 株。20 d 后定苗,每盆保留 1 株。试验期间根据天气和植物生长情况适当浇水;施肥采用复合肥(N: 13.5%, P_2O_5 : 11.0%, K_2O : 9.5%),苗期施肥量每盆为 15 g,花期施肥量为每盆 25 g,视植物的生长情况分多次施入。7 月 15 日采集样品。

1.2.2 样品分析

所用器皿均经过热水洗涤剂→自来水→1:1 硝

酸浸泡→自来水→蒸馏水洗涤晾干后使用。所采集的玉米根样品经自来水→0.01 mol·L⁻¹的 EDTA-Na 溶液浸泡 15 min。根、茎、叶和籽实(只是可食部分, 芯并于茎中)样品于 105 ℃烘干至恒重, 粉碎过 100 目筛, 置 4 ℃冰箱中密封保存备用。

样品采用微波消解, 消解炉是上海新科微波溶样测试技术研究所研制的 MK-III 型, 消化剂为浓硝酸与 H₂O₂(8:2), 使用火焰原子吸收光谱仪(PERKIN ELMER AAnalyst 100)测定 Pb 的含量。所用试剂均为优级纯, 稀释用水为 3 次重蒸水, 采用国家标准参比物质(植物 BW-07603)进行分析质量控制。

2 结果与分析

2.1 各品种不同器官的 Pb 含量

在 Pb 胁迫和对照条件下各玉米品种不同器官

Pb 含量分析结果(表 1)显示, 各器官的含 Pb 量大小顺序为: 根 > 茎 > 叶 > 籽实。在 Pb 胁迫条件下, 各品种根、茎、叶 Pb 含量大幅度提高, 根部 Pb 含量范围和平均值分别为 84.17~427.68 mg·kg⁻¹和 210.11 mg·kg⁻¹, 茎为 25.19~109.27 mg·kg⁻¹和 66.49 mg·kg⁻¹, 叶为 29.35~125.22 mg·kg⁻¹和 62.08 mg·kg⁻¹, 籽实为 0.15~0.60 mg·kg⁻¹和 0.24 mg·kg⁻¹。在对照条件下, 根部 Pb 含量范围和平均值分别为 10.29~56.25 mg·kg⁻¹和 31.50 mg·kg⁻¹, 茎部为 2.31~19.68 mg·kg⁻¹和 9.60 mg·kg⁻¹, 叶片为 2.59~16.20 mg·kg⁻¹和 8.88 mg·kg⁻¹, 籽实为 0.06~0.21 mg·kg⁻¹和 0.12 mg·kg⁻¹。以 25 个品种的平均值计, 玉米根、茎、叶和籽实在 Pb 胁迫下的 Pb 含量比对照分别提高了 6.4、6.3、6.4 和 1.2 倍。

营养器官 Pb 含量的品种间差异在胁迫条件下

表 1 供试玉米品种各器官的 Pb 含量(mg·kg⁻¹)
Table 1 Pb concentrations in root, stem, leaf and grain of the tested *Zea mays* varieties

品种 Varieties	根 Root		茎 Stem		叶 Leaf		籽实 Grain	
	Pb 胁迫 Pb stress	对照 Control	Pb 胁迫 Pb stress	对照 Control	Pb 胁迫 Pb stress	对照 Control	Pb 胁迫 Pb stress	对照 Control
No. 1	427.68 ^a	34.57 ^{ef}	109.27 ^a	8.09 ^{ghi}	93.57 ^b	9.50 ^{cdefgh}	0.19 ^{efghi}	0.10 ^{def}
No. 2	325.77 ^b	38.79 ^{de}	86.35 ^c	13.50 ^b	88.37 ^c	12.79 ^{abc}	0.19 ^{efghi}	0.11 ^{cdef}
No. 3	306.81 ^c	41.16 ^{cd}	85.37 ^c	11.52 ^{bcde}	80.65 ^d	8.62 ^{defghi}	0.17 ^{ghi}	0.11 ^{cdef}
No. 4	302.82 ^c	32.24 ^{fghi}	100.24 ^b	10.95 ^{bcdef}	92.52 ^{bc}	13.58 ^{ab}	0.21 ^{defghi} *	0.12 ^{cdef}
No. 5	300.25 ^c	47.12 ^b	108.48 ^a	12.68 ^{bc}	125.22 ^a	12.61 ^{abcd}	0.60 ^a *	0.11 ^{cdef}
No. 6	289.92 ^d	28.64 ^{ghij}	99.65 ^b	10.23 ^{cdefg}	95.64 ^b	8.65 ^{defghi}	0.18 ^{efghi}	0.11 ^{cdef}
No. 7	239.81 ^e	35.40 ^{ef}	74.06 ^d	7.56 ^{ghi}	65.27 ^e	5.62 ^{bij}	0.26 ^{cde} *	0.18 ^{abc}
No. 8	236.97 ^e	26.53 ^j	88.60 ^c	12.55 ^{bc}	56.06 ^{gh}	10.37 ^{bcdef}	0.29 ^{cd} *	0.21 ^a *
No. 9	232.66 ^e	43.90 ^{bc}	65.19 ^{efg}	19.68 ^a	48.95 ^{ij}	16.20 ^a	0.49 ^b *	0.07 ^{ef}
No. 10	218.49 ^f	25.67 ^j	53.30 ^h	7.20 ^{hi}	48.05 ^{ij}	9.78 ^{bcdef}	0.47 ^b *	0.13 ^{bcdef}
No. 11	211.80 ^f	32.77 ^{fgh}	68.61 ^c	6.66 ⁱ	62.09 ^{ef}	8.38 ^{efghi}	0.19 ^{efghi}	0.15 ^{abcd}
No. 12	193.91 ^g	28.60 ^{ghij}	62.09 ^g	11.69 ^{bcd}	55.67 ^{gh}	10.09 ^{bcdef}	0.26 ^{cdef} *	0.14 ^{abcde}
No. 13	189.65 ^{gh}	44.34 ^{bc}	74.09 ^d	8.65 ^{fghi}	48.64 ^{ij}	7.00 ^{fghi}	0.17 ^{ghi}	0.11 ^{cdef}
No. 14	186.06 ^{gh}	20.33 ^k	63.41 ^{fg}	6.53 ⁱ	35.18 ^l	5.69 ^{ghij}	0.19 ^{efghi}	0.09 ^{def}
No. 15	184.64 ^h	12.29 ^m	25.19 ^l	2.31 ^j	29.35 ^m	2.59 ^j	0.32 ^c *	0.20 ^{ab}
No. 16	163.54 ⁱ	36.40 ^{ef}	45.06 ⁱ	8.86 ^{efghi}	38.88 ^{kl}	8.14 ^{efghi}	0.25 ^{cdefg} *	0.10 ^{def}
No. 17	159.67 ^{ij}	28.25 ^{hij}	56.26 ^h	9.06 ^{defghi}	41.03 ^k	8.14 ^{efghi}	0.15 ⁱ	0.10 ^{def}
No. 18	159.31 ^{ij}	25.08 ^j	56.37 ^h	11.06 ^{bcdef}	48.19 ^{ij}	8.69 ^{defghi}	0.24 ^{cdefg} *	0.09 ^{def}
No. 19	156.76 ^{ijk}	56.25 ^a	40.26 ^j	6.38 ⁱ	46.36 ^j	9.67 ^{bcdefg}	0.19 ^{efghi}	0.11 ^{cdef}
No. 20	154.25 ^{jk}	15.85 ^{kl}	32.69 ^k	9.37 ^{defgh}	48.62 ^{ij}	5.37 ^{ij}	0.20 ^{efghi}	0.12 ^{cdef}
No. 21	150.06 ^{kl}	10.29 ^m	34.60 ^k	6.56 ⁱ	52.19 ^{hi}	5.10 ^{ij}	0.17 ^{fghi}	0.06 ^f
No. 22	144.22 ^l	28.16 ^{ij}	57.28 ^h	7.63 ^{ghi}	59.58 ^{fg}	8.25 ^{efghi}	0.16 ^{hi}	0.10 ^{def}
No. 23	120.27 ^{mn}	33.04 ^{fg}	43.40 ^{ij}	9.68 ^{defgh}	48.58 ^{ij}	8.76 ^{defghi}	0.22 ^{defghi} *	0.12 ^{cdef}
No. 24	113.23 ⁿ	27.51 ^j	66.99 ^{ef}	12.96 ^b	63.18 ^{ef}	11.09 ^{bcde}	0.21 ^{defghi} *	0.12 ^{bcdef}
No. 25	84.17 ^o	34.40 ^{ef}	65.39 ^{efg}	8.63 ^{fghi}	80.13 ^d	7.21 ^{efghi}	0.15 ⁱ	0.09 ^{def}
平均 Mean	210.11	31.50	66.49	9.60	62.08	8.88	0.24	0.12
C. V.	37.8	33.8	35.3	34.8	37.1	33.4	46.9	29.4

同列数据后不同英文字母表示根据 LSD 差异显著性检验在 $p > 0.05$ 水平上有显著差异 Different letters within the same column indicate significant difference at $p = 0.05$ level according to LSD test * : 籽实 Pb 含量超过国家卫生标准($Pb \leq 0.2$ mg·kg⁻¹)的品种 Varieties that Pb concentrations in grain exceeded National Sanitation Standard of China($Pb \leq 0.2$ mg·kg⁻¹)

略高于对照, 变异系数在 35% ~ 37% 之间, 籽实 Pb 含量的品种间差异则相对较大, 变异系数接近 47%。胁迫条件下有 12 个品种籽实的 Pb 含量超过了国家规定的标准 ($\leq 0.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 占有供试品种 48%; 对照条件下也有 1 个品种超标。胁迫条件下品种 No.1 根中 Pb 含量特别高, 达到 $427.68 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 茎和叶中也分别达到 109.27 和 $93.57 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 在 25 个品种中居前列; 但其籽实中 Pb 含量仅为 $0.19 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 没有超过卫生标准; 根、茎、叶和籽实 Pb 含量分别是对照的 12.37、13.51、9.85 和 1.91 倍。品种 No.5 也是一个比较特别的品种, 具有较高的根部 Pb 含量、次高的茎部 Pb 含量以及最高的叶片和 Pb 籽实含量, 说明该品种拥有比较高效率的 Pb 体内转运机制。

2.2 各器官间 Pb 含量的相关性

各器官 Pb 含量间的直线相关系数如表 2 所示。在对照条件下, 营养器官的 Pb 含量间均呈极显著正相关 ($p < 0.01$), 籽实与其它器官间呈不显著负相关。在 Pb 胁迫条件下, 各营养器官的 Pb 含量间同样呈极显著的正相关 ($p < 0.01$), 而营养器官和籽实间则为不显著的正相关。但如果仔细斟酌根部与籽实 Pb 含量的关系 (图 1), 发现根部 Pb 含量最高的品种 No.1 ~ 4 和品种 No.6 (特殊品种) 具有根系 Pb 含量高而籽实 Pb 含量较低的特点, 可以归为特殊的一群, 其余 20 个品种 (普通品种) 的籽实 Pb 含量还是明显与根部 Pb 含量相关; 茎和叶与籽实 Pb 含量的关系也有类似的情况。

表 2 不同胁迫条件下玉米品种各器官间 Pb 含量的相关系数
Table 2 Correlation coefficients between Pb contents of different organs under Pb stress and control

器官 Organs	Pb 胁迫 Pb stress			对照 Control		
	茎 Stem	叶 Leaf	籽实 Grain	茎 Stem	叶 Leaf	籽实 Grain
根 Root	0.775**	0.644**	0.211	0.382**	0.564**	-0.159
茎 Stem	-	0.834**	0.130	-	0.496**	-0.227
叶 Leaf		-	0.171		-	-0.274

$R_{0.05, 23} = 0.2749$, $R_{0.01, 23} = 0.3295$

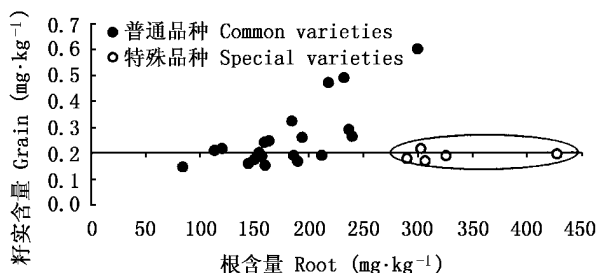


图 1 Pb 胁迫条件下供试玉米品种根系与籽实间 Pb 含量的关系
Fig.1 Relationship for Pb concentrations ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) between root and grain of the Pb stress *Zea mays* varieties

2.3 各品种籽实产量

供试玉米品种的籽实产量和营养器官中 Pb 总量如表 3 所示。在对照条件下, 各品种平均籽实产量为 $111 \text{ g} \cdot \text{plant}^{-1}$, 最高的是品种 No.4, 达到 $176 \text{ g} \cdot \text{plant}^{-1}$ 。在 Pb 胁迫下, 平均籽实产量为 $97 \text{ g} \cdot \text{plant}^{-1}$, 平均减产了 12.6%。25 个供试品种中有 22 个品种有所下降, 下降幅度为 0.9% ~ 38.1%; 在 Pb 胁迫下根系 Pb 含量居前列的品种 No.1 ~ 3 和品种 No.6 的籽实产量均显著高于其它大部分品种 ($p < 0.05$), 其中根中 Pb 含量最高的品种 No.1 的籽实产

量在 Pb 胁迫下略有下降, 但下降幅度最小 (-0.86%), 产量达到 $115 \text{ g} \cdot \text{plant}^{-1}$, 在 25 个品种中居于前列; 品种 No.2 和 No.6 则有所提高, 增幅分别为 2.5% 和 4.3%; 品种 No.3 没有变化; 品种 No.4 是一个较低产的品种, 在 Pb 胁迫下产量略有下降 (-5.8%); 品种 No.5 在对照条件下是最高产的品种, 但在 Pb 胁迫条件下产量下降幅度最大 (-38.1%)。总体上籽实产量的品种间变异比较小, 但其增长幅度的品种间差异很大, 变异系数达到 88.5%。

2.4 各品种营养器官吸收积累的 Pb 总量

各品种营养器官中吸收积累的 Pb 总量 (表 3) 在对照条件下较低, 范围在 $0.79 \sim 6.45 \text{ mg} \cdot \text{plant}^{-1}$ 之间; 在 Pb 胁迫下, 营养器官的 Pb 总量大幅度上升, 其中根系 Pb 含量最高的品种 No.1 ~ 6 的 Pb 总量显著高于其它品种 ($p < 0.05$)。品种 No.1 的营养器官 Pb 总量最高, 达到 $51.69 \text{ mg} \cdot \text{plant}^{-1}$, 比对照提高了 10.8 倍, 显著高于所有其它供试品种 ($p < 0.05$); 品种 No.2 和 No.4 营养器官 Pb 总量也较高, 均在 $40 \text{ mg} \cdot \text{plant}^{-1}$ 以上, 显著高于除品种 No.1 外的其它供试品种 ($p < 0.05$); 品种 No.3、No.5 和 No.6

表 3 供试玉米品种籽实产量及营养器官的 Pb 总量
Table 3 Grain biomass and total Pb in the vegetative organs of the tested *Zea mays* varieties

品种 Varieties	籽实产量 Grain biomass ($\text{g}\cdot\text{plant}^{-1}$)			营养器官 Pb 总量 Total Pb in the vegetative organs ($\text{mg}\cdot\text{plant}^{-1}$)		
	Pb 胁迫 Pb stress	对照 Control	增减 Increment (%)	Pb 胁迫 Pb stress	对照 Control	增减 Increment (%)
No. 1	115 ^{ab}	116 ^{cde}	-0.9	51.69 ^a	4.37 ^{bcd}	10.8
No. 2	120 ^a	115 ^{cde}	4.3	41.93 ^b	5.05 ^b	7.3
No. 3	116 ^{ab}	116 ^{cde}	0.0	39.13 ^c	5.17 ^b	6.6
No. 4	109 ^{bc}	176 ^a	-38.1	41.36 ^b	4.41 ^{bcd}	8.4
No. 5	81 ^{hi}	86 ⁱ	-5.8	33.88 ^c	4.86 ^{bc}	6.0
No. 6	121 ^a	118 ^{cde}	2.5	36.65 ^d	3.62 ^{fg}	9.1
No. 7	88 ^{ghi}	110 ^{ef}	-20.0	25.82 ^f	3.73 ^{efg}	5.9
No. 8	95 ^{def}	104 ^{fg}	-8.7	26.61 ^f	4.06 ^{defg}	5.6
No. 9	94 ^{ef}	96 ^{ghi}	-2.1	24.55 ^{fg}	6.45 ^a	2.8
No. 10	92 ^{efg}	122 ^{def}	-24.6	22.78 ^{gh}	3.36 ^g	5.8
No. 11	100 ^{cde}	108 ^{ef}	-7.4	25.46 ^f	3.74 ^{efg}	5.8
No. 12	105 ^{cd}	124 ^{bc}	-15.3	20.23 ^{ij}	3.64 ^{fg}	4.6
No. 13	97 ^{def}	111 ^{ef}	-12.6	21.48 ^{hi}	4.57 ^{bcd}	3.7
No. 14	83 ^{ghi}	89 ^{hi}	-6.7	18.65 ^{jk}	2.45 ^h	6.6
No. 15	90 ^{fgh}	108 ^{ef}	-16.7	15.16 ^{mn}	1.22 ⁱ	11.4
No. 16	120 ^a	132 ^b	-9.1	19.38 ^{jk}	4.50 ^{bcd}	3.3
No. 17	91 ^{efg}	108 ^{ef}	-15.7	18.82 ^{jk}	3.52 ^g	4.3
No. 18	92 ^{efg}	111 ^{ef}	-17.1	18.18 ^{jkl}	3.47 ^g	4.2
No. 19	88 ^{ghi}	96 ^{ghi}	-8.3	14.99 ^{mn}	4.81 ^{bc}	2.1
No. 20	104 ^{cd}	115 ^{cde}	-9.6	18.83 ^{jk}	2.37 ^h	6.9
No. 21	80 ⁱ	104 ^{fg}	-23.1	14.06 ⁿ	0.79 ⁱ	16.8
No. 22	81 ^{hi}	86 ⁱ	-5.8	18.17 ^{jkl}	3.47 ^g	4.2
No. 23	81 ^{hi}	112 ^{def}	-27.7	13.75 ⁿ	3.90 ^{defg}	2.5
No. 24	95 ^{def}	97 ^{gh}	-2.1	17.90 ^{kl}	4.15 ^{cdefg}	3.3
No. 25	93 ^{ef}	125 ^{bc}	-25.6	16.35 ^{lm}	4.43 ^{bcd}	2.7
平均 Mean	97	111	-12.6	24.63	3.84	6.0
C. V.	13.5	16.2	88.5	41.7	31.4	55.3

注: 同表 1 Note: See Table 1

营养器官 Pb 总量也超过 $30 \text{ mg}\cdot\text{plant}^{-1}$; 其余品种 Pb 总量在 $13 \sim 27 \text{ mg}\cdot\text{plant}^{-1}$ 之间。

3 讨论

本研究所设定的土壤 Pb 浓度在对照组属于轻度污染程度, 胁迫组则属于中度污染程度。对照组并未人为添加 Pb, 是由环境中本身存在的 Pb 造成的污染, 可见 Pb 污染已经随处可见。25 个供试玉米品种在此轻度污染土壤中生长, 籽实吸收 Pb 的数量基本不会危及食品安全, 但已经有 1 个品种超过了国家规定的卫生标准, 另外还有 3 个品种籽实 Pb 含量超过了 $0.15 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 接近临界水平。在中度污染条件下, 有近半数的玉米品种籽实 Pb 含量超过了国家规定的标准。这些试验结果说明了玉米具有比较强的吸收和转运 Pb 的能力。以往的研究也证

明玉米具有较强的向籽实转运 Pb 的能力。匡少平等(2002a)发现玉米(品种为‘鲁玉 1 号’)在 Pb 含量为 $25.8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的自然土壤中, 其籽实 Pb 含量便达到 $0.20 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 当土壤中分别添加 $500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ PbCl_2 和 $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ 时, 籽实 Pb 含量分别达到 0.44 和 $0.41 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 此结果与本研究的结论是相似的; 该研究还发现玉米籽实 Pb 含量随土壤 Pb 含量的增加呈直线上升, 当 Pb 添加量达到 $4000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时, 籽实 Pb 含量分别达到 2.34 和 $3.47 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。在山西大同灌区的研究发现, 所有被调查的 3 个地区玉米籽实 Pb 含量全部超标, 含量范围分别为 $0.673 \sim 0.886 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $1.097 \sim 1.746 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $0.480 \sim 1.221 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (杨红霞, 2002)。甘肃白银灌区也同样发现玉米籽实 Pb 含量 100% 超标, 其平均值为 $0.660 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 最高值达到 $1.140 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 而该地

区土壤 Pb 含量却不算很高,平均值和最高值分别为 $54.1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $95.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (郭淑文, 2002)。在同一地区的研究表明,玉米在低污染区和高污染区(土壤 Pb 含量分别为 27.48 和 $239.71 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)的籽实 Pb 含量分别为 0.27 和 $2.29 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (南中仁和程国栋, 2001)。胡斌等(1999)研究了在平均 Pb 含量为 $68.7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的土壤中玉米、小麦、水稻和蚕豆籽实的 Pb 等重金属含量,证明了玉米是 4 种作物中吸收 Pb 量最高的种类, Pb 含量高达 $7.86 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 尽管此数据值得商榷,但在比例上是水稻和小麦的两倍多、蚕豆的 5 倍左右。由此可见,在受 Pb 污染的土壤中,即使在污染程度不很高的情况下,玉米生产受 Pb 污染的风险也是很大的。

这种风险还表现在当存在较高的 Pb 胁迫的情况下,玉米生产受影响的程度较低。本研究中 Pb 胁迫下大部分玉米品种的籽实产量虽有下降,但下降幅度不大,平均仅减产了 12.6%,其中许多品种只减产了不到 10%。也就是说,当 Pb 污染达到使玉米籽实内 Pb 含量超标的程度时,大部分玉米品种的生长发育、结实等都还是比较正常的。匡少平等(2002a)证明了在添加了 $4\ 000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ PbCl_2 和 $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ 的土壤中生长的‘鲁玉 1 号’玉米的生长和产量均未受到影响。因此,对玉米生产而言, Pb 污染是不易察觉的,这样无疑增加了在受 Pb 污染土壤以及污染情况不明的土壤中玉米产品受 Pb 污染并进入食物链的风险,这是非常值得注意的。

另一方面, Pb 污染条件下玉米籽实对 Pb 的吸收积累能力在品种间有较大的差异。在本研究土壤 Pb 含量接近 $600 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的情况下,仍有 52% 的玉米品种 Pb 含量未超过国家规定的玉米 Pb 含量最高限量值($0.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。上述在甘肃白银地区关于玉米籽实 Pb 含量的研究结果在一定程度上说明了该地区使用的玉米品种可能是籽实具有较强吸收 Pb 能力的品种。因此,应该更全面地开展玉米对重金属吸收富集能力的研究,在受污染或污染情况不明的地区推广那些籽实积累重金属能力较低的品种,从而降低重金属经由玉米产品进入人体的风险。

已有研究表明,玉米具有较强的富集重金属的能力。渠荣遴等(2002)曾经尝试用玉米去除水体中的 Pb,发现 14 日龄的玉米(品种为‘高油 115’)幼苗在 Pb 浓度为 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的培养液中培养 80 h 后,其根中 Pb 含量达到 $42.6 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$,是本研究获得的最高值的 100 倍。匡少平等(2002a)的研究也表明,玉米根、茎、叶和籽实的 Pb 含量随土壤 Pb 含量而增

加,当土壤 PbCl_2 含量达到 $4\ 000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,根和茎叶中 Pb 含量分别达到 $2\ 698 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $42.9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。以上两项研究均认为可以利用玉米进行受 Pb 污染水体和土壤的修复。本研究发现,玉米营养体吸收 Pb 的能力有较大的品种间差异,在 Pb 胁迫条件下,25 个品种中 Pb 含量在根中最高的品种比最低的品种高 4 倍多,在茎叶中则高 3 倍多。单株营养体吸收 Pb 量最大的品种比最小的品种要高两倍多。品种 No. 1 的单株营养体积累 Pb 的量为 $51.69 \text{ mg} \cdot \text{plant}^{-1}$,如果按本研究种植密度为 $9 \text{ plant} \cdot \text{m}^{-2}$ 计算,每个生长季可以清除土壤 Pb 量达到 $465.2 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ 。

本研究所发现的另一个重要的现象是,尽管大部分玉米品种在 Pb 胁迫下遵循营养体 Pb 含量与籽实 Pb 含量呈正比的一般规律,但也有部分玉米品种在营养体 Pb 含量很高的情况下,其籽实 Pb 含量仍能维持较低的水平,如品种 No. 1 ~ 3 和 No. 6,其营养体 Pb 含量居于最高或前列,但其籽实 Pb 含量低于国家的最高限量值。同时,这些品种的茎叶 Pb 含量也是比较高的,也就是说,从根向茎叶的 Pb 的转移效率并不低,因此推测,在茎叶到籽实之间可能存在着降低 Pb 向籽实转运的机制,这是有待今后进一步研究的。无论如何,这些品种的存在为在受 Pb 污染地区进行玉米生产的同时修复受污染土壤提供了可能。但在此方法付诸实际应用之前仍有许多问题需要解决,例如,此类品种籽实低量积累 Pb 的特性是否具有遗传稳定性、在复合污染条件下(大多数农田重金属污染属于复合污染)籽实低量积累 Pb 的品种是否同时具有低量积累其它重金属的特性等等,都是今后必须研究解决的问题。

本研究还获得了根系吸收 Pb 能力特别弱的品种(No. 25)、Pb 从根向茎叶转运能力特别低的品种(No. 15)以及 Pb 从根到茎到叶再到籽实的转运能力均很强的品种(No. 5),这些材料与上述籽实低量积累 Pb 的品种一起,将成为今后进一步探讨玉米吸收 Pb 以及 Pb 在玉米体内转运规律和机制的有益的研究材料。

参 考 文 献

- Blaylock MJ (1997). Enhanced accumulation of lead in Indian mustard by soil applied chelating agents. *Environmental Science & Technology*, 31, 860 - 865.
- Chaney RL, Li YM, Angle JS (1999). Improving metal hyperaccumulator wild plants to develop commercial phytoextraction systems: approaches and progress. In: Terry N, Bacuelos GS eds.

- Phytoremediation of Trace Elements*. Ann Arbor Press, Miami, USA.
- Cunningham SD, Ow D (1996). Promises and prospects of phytoremediation. *Plant Physiology*, 110, 715 - 719.
- Feng W (冯巍) (2001). China maize industry's development in 21st century. *Review of China Agricultural Science and Technology (中国农业科技导报)*, 3 (4), 32 - 37. (in Chinese with English abstract)
- Feng FJ (冯福建), Wang L (王兰), Yu JP (虞江萍), Wang WY (王五一) (2002). The colony characteristics of lead poisoning in China. *Sichuan Environment (四川环境)*, 21 (1), 7 - 11. (in Chinese with English abstract)
- Grakovskii VG, Frid AS, Timokhin PA (1997). Evaluation of soil pollution by heavy metals and arsenic in Chelyabinsk Oblast. *Eurasian Soil Science*, 30 (1), 74 - 81.
- Guo SW (郭淑文) (2002). Investigation of soils and main food crops pollution in the suburb of Baiyin. *Gansu Agricultural Science and Technology (甘肃农业科技)*, 12, 32 - 33. (in Chinese with English abstract)
- Hu B (胡斌), Duan CQ (段昌群), Liu XH (刘醒华) (1999). Intake of heavy metals in crop's seed from the soil in Xundian. *Chongqing Environmental Science (重庆环境科学)*, 21 (6), 45 - 47. (in Chinese with English abstract)
- Kuang SP (匡少平), Zhang SS (张书圣) (2002a). Phytoavailability of crops to environmental hormone Pb in soil and its remediation. *Agricultural Environmental Protection (农业环境科学学报)*, 21, 481 - 484. (in Chinese with English abstract)
- Kuang SP (匡少平), Xu Z (徐仲), Zhang SS (张书圣) (2002b). Phytoavailability of corns to heavy metal Pb content in the soils and its benefit to the environmental amelioration. *Journal of Safety and Environment (安全与环境学报)*, 2, 28 - 31. (in Chinese with English abstract)
- Meng ZF (孟昭福), Zhang ZQ (张增强), Xue CZ (薛澄泽), Tang XB (唐新保) (2001). The indication of heavy metal phytoavailability in sewage sledges and soils using plant seeding method. *Environmental Chemistry (环境化学)*, 20, 129 - 137. (in Chinese with English abstract)
- Nan ZR (南中仁), Cheng GD (程国栋) (2001). Behaviors of heavy metals (Cd and Pb) in crops grown in land of arid regions irrigated by waster water. *Agricultural Environmental Protection (农业环境保护)*, 20, 210 - 213. (in Chinese with English abstract)
- Qu RL (渠荣遴), Li DS (李德森), Du RQ (杜荣骞), Ji MY (纪明耀) (2002). Phytoremediation for heavy metal pollution in water II. The blastofiltration of Pb from water. *Agricultural Environmental Protection (农业环境保护)*, 21, 499 - 501. (in Chinese with English abstract)
- Wei FS (魏复盛), Chen JS (陈静生), Wu YY (吴燕玉), Zheng CJ (郑春江) (1991). Study on the background contents on 61 elements of soils in China. *Environmental Science (环境科学)*, 12 (4), 12 - 19. (in Chinese with English abstract)
- Yang HX (杨红霞) (2002). The effect of the sewage irrigation on soil and preventive counter measures in Datong. *Taiyuan Science and Technology (太原科技)*, 6, 52 - 53. (in Chinese with English abstract)
- Yang YG (杨元根), Paterson E, Campbell C (2001). Accumulation of heavy metal in urban soils and impacts on microorganism. *Environmental Science (环境科学)*, 22 (3), 44 - 48. (in Chinese with English abstract)
- Zhong WK (仲维科), Fan YB (樊耀波), Wang MJ (王敏健) (2001). Pollution of heavy metals on crops and its countermeasures in China. *Agricultural Environmental Protection (农业环境保护)*, 20, 270 - 272. (in Chinese with English abstract)