

何俊, 王学东, 陈世宝, 等. 不同污灌区两种小麦对土壤 Pb 吸收的主控因子与预测模型[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(10): 1873-1880.

HE Jun, WANG Xue-dong, CHEN Shi-bao, et al. Key factors affecting the uptake of Pb by two kinds of wheat (*Triticum aestivum* Linn) and its predicted models in sewage irrigated soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(10): 1873-1880.

不同污灌区两种小麦对土壤 Pb 吸收的主控因子与预测模型

何俊¹, 王学东¹, 陈世宝^{2*}, 刘彬², 李宁², 郑涵²

(1.首都师范大学资源环境与旅游学院, 北京 100048; 2.中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 农业部植物营养与肥料重点实验室, 北京 100081)

摘要:采集我国北方 5 个典型污灌区 0~20 cm 土壤, 添加 250 mg·kg⁻¹ 的 Pb 进行盆栽试验, 测定不同污灌区土壤中两种不同敏感性小麦对 Pb 吸收、转化特征, 同时利用离子色谱仪及 WHAM 6.0 化学模型对污灌区土壤溶液性质及自由 Pb²⁺ 进行测定, 探究污灌区土壤中小麦对 Pb 吸收的主控因子及其预测模型。结果表明, 不同污灌区土壤中两种小麦对 Pb 的富集系数(BCF)及 Pb 的根-茎叶转运系数(TF)均有显著($P<0.05$)差异, Pb 敏感性品种轮选 987 根与茎叶的富集系数均明显高于耐 Pb 品种白麦 126。山东棕壤中小麦对 Pb 的富集系数最大, 而天津潮土的最小, 最大相差 255.9%; Pb 污染土壤中小麦对 Pb 的富集系数及根-茎叶转运系数(TF)均大于相应的对照处理土壤。小麦根、茎叶中 Pb 含量与土壤溶液中自由 Pb²⁺ 含量呈极显著正相关($P<0.01$), 线性拟合方程分别为: $y=0.772x+54.805$ ($R^2=0.904$), $y=0.087x+12.980$ ($R^2=0.897$); 基于土壤主控因子的小麦 Pb 吸收模型表明, 不同污灌区土壤小麦中 Pb 和土壤溶液自由 Pb²⁺ 含量与土壤 pH、OC 含量呈负相关, 而与土壤溶液 Cl⁻、Na⁺ 离子含量呈正相关。除了受土壤主要因子影响外, 土壤中 Cl⁻、Na⁺ 含量升高将增加污灌土壤中 Pb 的环境风险。

关键词:污灌土壤; 铅; 累积特征; 主控因子; 预测模型

中图分类号: X503.231 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2016)10-1873-08 doi:10.11654/jaes.2016-0491

Key factors affecting the uptake of Pb by two kinds of wheat (*Triticum aestivum* Linn) and its predicted models in sewage irrigated soils

HE Jun¹, WANG Xue-dong¹, CHEN Shi-bao^{2*}, LIU Bin¹, LI Ning², ZHENG Han²

(1.College of Resource Environment and Tourism, Capital Normal University, Beijing 100048, China; 2.National Soil Fertility and Fertilizer Effects Long-term Monitoring Network, Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China)

Abstract: Five typical kinds of sewage irrigated surface (0~20 cm) soils from North China were collected. The soils were added with 250 mg·kg⁻¹ Pb with PbNO₃ solution and a pot experiment was conducted to study the bioconcentration factors (BCF), root to shoot translocation coefficient (TF) of Pb by wheat characterized with different sensitivity to Pb in different treated soils. To investigate the factors affecting the bioavailability of Pb in soils, the soil solution properties of sewage irrigation soil and the forms of Pb in solution (free Pb²⁺) were determined using ion chromatography and WHAM6.0 model. The results showed that significant differences ($P<0.05$) were found for the bioconcentration factors (BCF) of Pb uptake by two kind of wheat, the root to shoot translocation coefficient (TF) of Pb by the wheat cultivars in different

收稿日期: 2016-04-12

基金项目: 国家科技支撑计划项目(2015BAD05B03); 国家自然科学基金项目(41271490, 21077131)

作者简介: 何俊(1989—), 男, 安徽六安人, 硕士研究生, 主要从事重金属污染与防治研究。E-mail: hejun326517@163.com

* 通信作者: 陈世宝 E-mail: chenshibao@caas.cn

sewage irrigated soils, in general, the bioconcentration factors (BCF) of Pb uptake by the wheat of Pb-sensitive cultivars LX-987 were larger than that for Pb-tolerance cultivar BM-126. The maximum BCFs of Pb in plant shoots was observed with treatment in brown soil from Shandong and minimum BCF with Fluvo-aquic soil from Tianjin, with a maximum variation of 225.9%, in general, the addition of Pb in soils increased the bioconcentration factors (BCFs) and root to shoot translocation coefficient (TFs) of Pb by the wheat cultivars as compared with that in control soils. Significant ($P < 0.05$) positive correlation were observed between the free Pb^{2+} in soil solutions and the concentrations of Pb in the plant roots and shoots, a significant negative correlation ($P < 0.001$) was observed between the Cd concentrations of plant roots and shoots, the linear equation were $y = 0.772x + 54.805$ ($R^2 = 0.904$) and $y = 0.087x + 12.980$ ($R^2 = 0.897$) respectively. Based on the main properties of the soils, predicted models of Pb bioavailability to wheat were developed, and the results indicated that negative correlation were found between the uptake of Pb by wheat/free Pb^{2+} in soils solution and the soil pH, OC, and CEC contents, however, in terms of Cl^- , Na^+ in soils solution, positive correlations were observed. It can be inferred that the increment of Cl^- , Na^+ , content in field soils will significantly lead to increased environmental risk of Pb in the field soils besides of soil properties.

Keywords: sewage irrigation soils; lead; accumulation; control factors; predicted model

目前,农田土壤重金属污染及其对农产品的健康风险日益受到关注^[1-4]。在农田重金属污染源中,污水灌溉是农田重金属主要污染源之一^[5-7]。污水灌溉虽使水肥资源得到充分利用,但长期污灌易引起重金属等污染物的累积,当超过环境容量时,重金属便可通过食物链对人类健康造成潜在威胁^[8-9]。目前我国污灌农田超过 400 万 hm^2 , 其中 30% 的土壤受重金属污染,尤其是北方旱作地区(如北京、天津、河北、辽宁等)。污水含有较为丰富的营养物质,因而适当使用污水进行农田灌溉,可以显著促进作物产量的增加,但如果过度使用污水灌溉则会引起土壤重金属超标或盐碱化等环境风险^[10-11]。近年来,农田土壤重金属污染问题日益凸显,而由污灌引起的农田重金属污染及其环境风险逐渐被学者关注^[10-12]。在不同来源重金属污染土壤中,由污灌引起的土壤往往含有较高的盐基离子和复合污染等特点,但针对污灌区不同性质土壤中重金属的形态转化及其生物有效性研究鲜见报道。本文选取北方 5 个典型污灌区(北京、天津、河北、山东、辽宁)的土壤进行盆栽试验,测定不同土壤中小麦根、茎叶 Pb 富集系数、转运系数,同时利用离子色谱和 WHAM 模型对土壤溶液性质进行测定,以探究不同污灌区土壤中影响 Pb 植物有效性的主控因子与预测

模型,以期为我国污灌农田重金属污染风险评价及防治提供参考。

1 材料与方法

1.1 污灌区土壤样品采集

在前期资料^[13-16]调研基础上,根据我国农田污水(工业废水、城市再生水、生活污水及其复合污水等)主要类型,分别采集了 5 种典型污灌区农田(0~20 cm)土壤进行盆栽试验。每个地点以梅花型 5 点取样法采集土壤约 200 kg,具体包括:(1)北京大兴区北野场灌区:有近 30 年污水灌溉历史,污灌区面积约 14.8 km^2 ,主要以城市再生水污灌为主;(2)辽宁沈阳市张士污灌区:污灌区建立于 1962 年,污灌历史超过 25 年,以工业废水和部分城市生活污水复合污灌为主;(3)天津北(塘)排污河灌区:以城市污水与污泥污染为主;(4)山东济南市华山镇小清河污灌区:以工业废水与城市再生水污灌为主,主要种植作物为小麦和玉米;(5)河北省清苑县污灌区:污水类型为历史型的城市混合污水为主,包括工业废水和生活污水,以小麦-玉米轮作为主。所有土样经室内风干后,剔除杂物,然后过 2 mm 尼龙筛,测定理化性质(表 1)。

表 1 不同污灌区土壤基本理化性质

Table 1 Basic physic-chemical properties of the sewage irrigation soils

地点 Site	类型 Type	pH 值 (1:2.5H ₂ O)	阳离子交换量/ $cmol \cdot kg^{-1}$	有机碳 OC/%	粘粒含量/% ($< 0.02 \mu m$)	背景含量/ $mg \cdot kg^{-1}$	
						Cd	Pb
北京(BJ)	潮土	7.51	12.70	1.28	17.8	0.19	23.51
山东(SD)	棕壤	7.86	18.33	1.09	21.6	0.20	28.15
天津(TJ)	潮土	7.24	25.36	1.60	26.1	0.58	41.28
河北(HB)	褐土	8.19	14.70	0.89	20.4	0.46	68.22
辽宁(LN)	棕壤	6.16	18.80	1.47	22.7	0.62	26.98

1.2 土壤性质测定方法^[17]

(1)土壤pH(电位法):水土比为2.5:1,加水振荡30 min,静置后使用PHS-3C酸度计测定;(2)阳离子交换量(CEC)采用乙酸钠-火焰光度法^[18]:称土5 g装入50 mL离心管,分别用33 mL pH8.2 NaOAc溶液和乙醇重复振荡清洗各3次,再用1 mol·L⁻¹ pH 7 NH₄OAc重复洗涤2次,将两次清洗液倒入1000 mL锥形瓶中,用pH 7 NH₄OAc定容后用火焰光度计(Agilent,日本)测定钠浓度,并计算土壤交换量;(3)有机碳(OC)用重铬酸钾容量法:称土0.3 g装入硬质试管,加入0.136 mol·L⁻¹ K₂Cr₂O₇-H₂SO₄溶液10 mL后盖上小漏斗,放入170~180 °C的石蜡中煮沸5 min,冷却后,将其洗入250 mL三角瓶,使液体体积为60~70 mL,加邻啡罗啉指示剂3~4滴,再用0.2 mol·L⁻¹的标准硫酸亚铁溶液滴定至棕红色。

1.3 Pb污染土壤制备

向不同灌区土壤中添加Pb(NO₃)₂(分析纯)溶液,使Pb添加浓度为0(CK)和250 mg·kg⁻¹(T1),搅拌均匀后,保持每种土壤的70%最大田间持水量(MWHC)平衡4周,备用。

1.4 盆栽实验

为了验证实验结果的适用性价值,选取由中国农科院提供的北方两种不同Pb耐性的小麦品种(耐Pb品种白麦-126及Pb敏感性品种轮选-987)进行实验。选取健康饱满的种子,用10%的H₂O₂溶液浸泡30 min消毒,再用蒸馏水清洗干净。蒸馏水浸泡小麦种子至有白色小芽露头,移入培养皿中(铺有灭菌滤纸),保持蒸馏水没过种子,置于气候箱内培养36~48 h,条件设置为32 °C、无光照。待胚根长至接近2 mm移种至盆中,每盆装土1.0 kg,置于温室(25±2 °C,自然光照)中进行培养,表面覆土约1 cm,每盆15粒种子,每个处理3次重复。一周后定植10株。进行实验2个月后收获,将植株分为根与茎叶,先在105 °C下杀青,再在60 °C下烘干至恒重待测。

1.5 污灌土壤溶液提取与性质测定

土壤溶液提取方法^[19]:称土25.0 g(已平衡四周)装入垫有玻璃棉的注射器内部,在干土中添加去离子水使土壤达到最大持水量后,培养过夜(24 h),接着用离心机先后进行低速(3500 r·min⁻¹)和高速(15 000 r·min⁻¹)离心处理各50 min,最后用0.22 μm的滤膜过滤,将滤液装瓶冷藏待测。

离子测定方法^[21-22]:采用离子色谱法测定土壤溶液离子含量,使用Metrohm AS分离柱,淋洗液采用

2.5 mmol·L⁻¹ Na₂CO₃+1.7 mmol·L⁻¹ NaHCO₃,流速0.7 mL·min⁻¹,进行上机测定,得到F⁻、Cl⁻、Br⁻、NO₃⁻、SO₄²⁻和Li⁺、Na⁺、K⁺、Ca²⁺、Mg²⁺ 10种离子的含量。

1.6 溶液中自由Pb²⁺含量测定

使用WHAM 6.0计算土壤溶液自由Pb²⁺含量^[19]。测定时,依次输入溶液pH、TOC及各阴、阳离子(Na⁺、K⁺、Ca²⁺、Mg²⁺、F⁻、Cl⁻、Br⁻、NO₃⁻、PO₄³⁻、SO₄²⁻等)浓度等进行模型计算,得出土壤溶液自由Pb²⁺含量。由于实验室属于开放性系统,溶液CO₂浓度采用标准大气压条件下的含量参与计算。

1.7 数据的处理

论文其他数据采用Excel 2007、SPSS 19.0进行相关和回归分析,差异性水平为P<0.05。

2 结果与分析

2.1 不同污灌区土壤中小麦生物量的变化

表2为不同污灌区土壤中两种小麦的生物量变化。总体来看,轮选987的生物量要明显低于白麦126;同时,在外源添加250 mg·kg⁻¹ Pb后,北京和辽宁土壤中小麦轮选987根部的生物量出现下降,而天津土壤中轮选987茎叶部位生物量要低于对照土壤,白麦126生物量也具有类似的结果。在低浓度条件下,土壤中外源添加重金属Pb可能对植物的生长具有一定的刺激作用^[23],而当超过这一范围后,植物的生长便会受到抑制^[24]。此外,不同污灌区土壤中小麦生长状态的差异说明了土壤性质对植物的生长具有较大影响。

表2 不同地区污灌土壤小麦生物量(g·盆⁻¹, DW)变化

Table 2 The biomass of the wheat in different sewage irrigation soils

处理	品种		BJ	TJ	HB	SD	LN
CK	轮选987	根	0.048b	0.057b	0.023c	0.048b	0.081a
		茎叶	0.297b	0.366ab	0.174c	0.285b	0.414a
	白麦126	根	0.116c	0.162b	0.203a	0.169b	0.133c
		茎叶	0.577b	0.438b	0.556b	0.565b	0.803a
T1	轮选987	根	0.051c	0.047c	0.104b	0.136a	0.063c
		茎叶	0.205c	0.262c	0.377b	0.584a	0.387b
	白麦126	根	0.222a	0.123b	0.139b	0.206a	0.203a
		茎叶	0.539b	0.346c	0.333c	0.533b	0.692a

注:测定结果为3次测定平均值(n=3);同行的不同字母表示差异显著P<0.05;BJ、TJ、HB、SD、LN分别代表北京、天津、河北、山东、辽宁五个污灌区土壤。下同。

2.2 小麦植株Pb含量变化

不同污灌区土壤中两种小麦根和茎叶部位Pb含

量如图1所示。总体看,Pb敏感性品种轮选987根与茎叶部位Pb含量明显高于耐Pb品种白麦126的。对照处理中,轮选987茎叶Pb含量为14.4~21.3 mg·kg⁻¹,最大相差47.9%;白麦126茎叶铅含量为8.6~16.0 mg·kg⁻¹,最大相差86.0%。不同Pb处理土壤中,轮选987和白麦126茎叶铅含量分别为22.6~35.5 mg·kg⁻¹和10.1~19.2 mg·kg⁻¹,最大相差57.1%和90.1%,随着外源重金属Pb的添加,小麦根部和茎叶Pb含量也出现明显增加。此外,两种小麦在不同污灌区土壤中根部Pb变化趋势与茎叶部位相似,见图1。

2.3 小麦植株对土壤Pb富集系数

本实验中Pb的富集系数(BCF)定义为:植株不同部位(根或茎叶)中Pb含量(mg·kg⁻¹)与土壤中Pb浓度(mg·kg⁻¹)的比值。图2为不同污灌区土壤中两种小麦根和茎叶部位对Pb的富集系数。总体上看,无论是T1处理或对照处理土壤中,Pb敏感性品种轮选987根与茎叶的富集系数均明显高于耐Pb品种白麦126。对照土壤中,轮选987Pb富集系数为0.44~0.81,最大相差84.1%,白麦126茎叶Pb富集系数为0.31~0.68,最大相差119.4%;T1处理中,白麦126和轮选987的富集系数分别为0.034~0.121和0.114~0.186,最大相差255.9%和63.2%。从图2看出,不同

污灌区土壤中小麦对Pb的富集系数有较大差异。对照土壤中,山东棕壤中小麦对Pb的富集系数最大,而天津潮土的最小;向Pb污灌区土壤中外源添加重金属Pb后,两种小麦茎叶对土壤Pb的富集系数均明显降低,其中山东棕壤中小麦的富集系数变化最显著。此外,不同污灌区土壤中两种小麦根部对重金属Pb的富集系数变化趋势与茎叶的相似。植物对土壤中Pb的富集能力除了与土壤基本性质、Pb的浓度变化有关外,还与植物不同品种间的差异有较大关系。

3 小麦植株对Pb吸收的影响因子及其预测模型

本文将小麦Pb的根-茎叶转运系数(TF)定义为:茎叶中Pb含量(mg·kg⁻¹)与根部Pb含量(mg·kg⁻¹)的比值。表3为不同污灌区土壤中两种小麦对重金属Pb的根-茎叶转运系数。由表3可见,无论轮选987或白麦126,向土壤外源添加重金属Pb后,其根-茎叶转运系数TF明显降低。这说明,在植物对土壤中Pb吸收转运过程中,植物根系是Pb进入植物体进行长距离转运的第一道屏障,随着土壤中Pb胁迫的增加,植物通过将Pb束缚在根部从而阻止Pb的进一步转运可能是植物产生耐性的生理机制之一^[25]。从总体上看,轮选987Pb根-茎叶转运系数要显著高于白麦

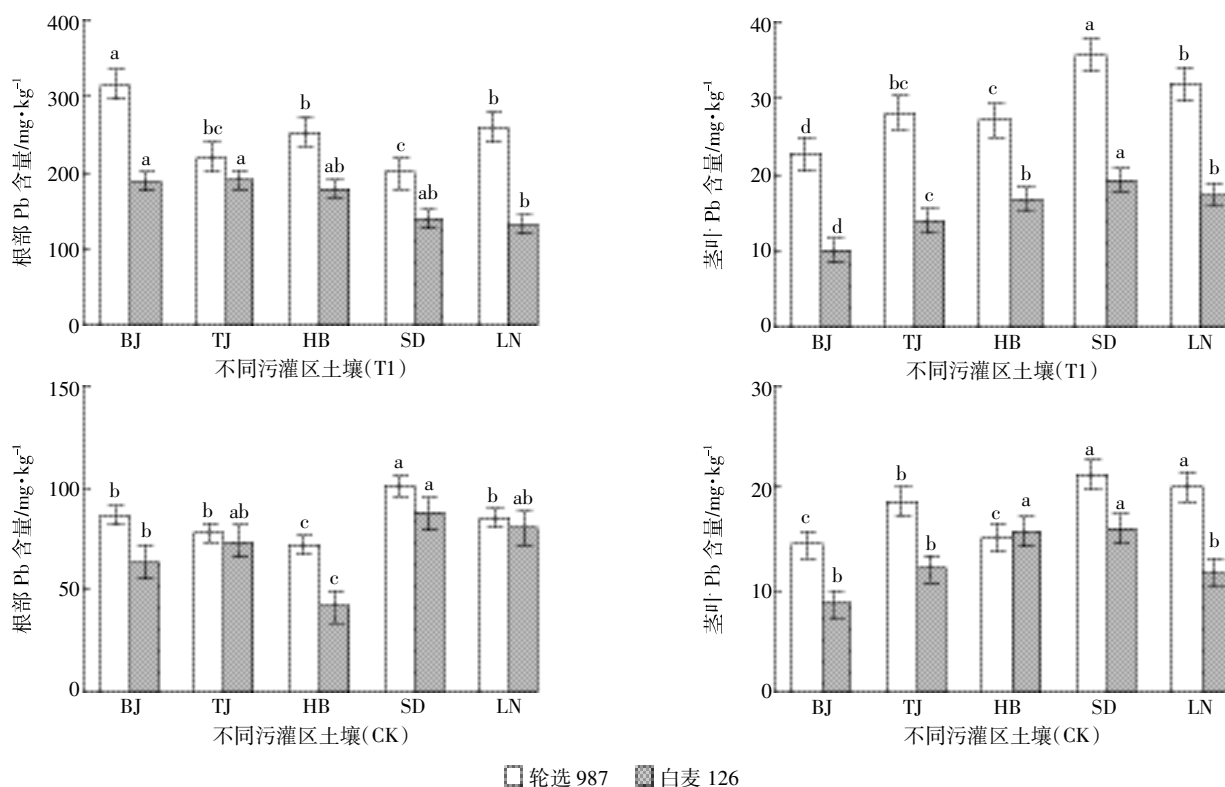


图1 不同污灌区土壤中小麦不同部位Pb含量变化

Figure 1 Accumulation of Pb in roots and shoots of wheat in the sewage irrigation soils

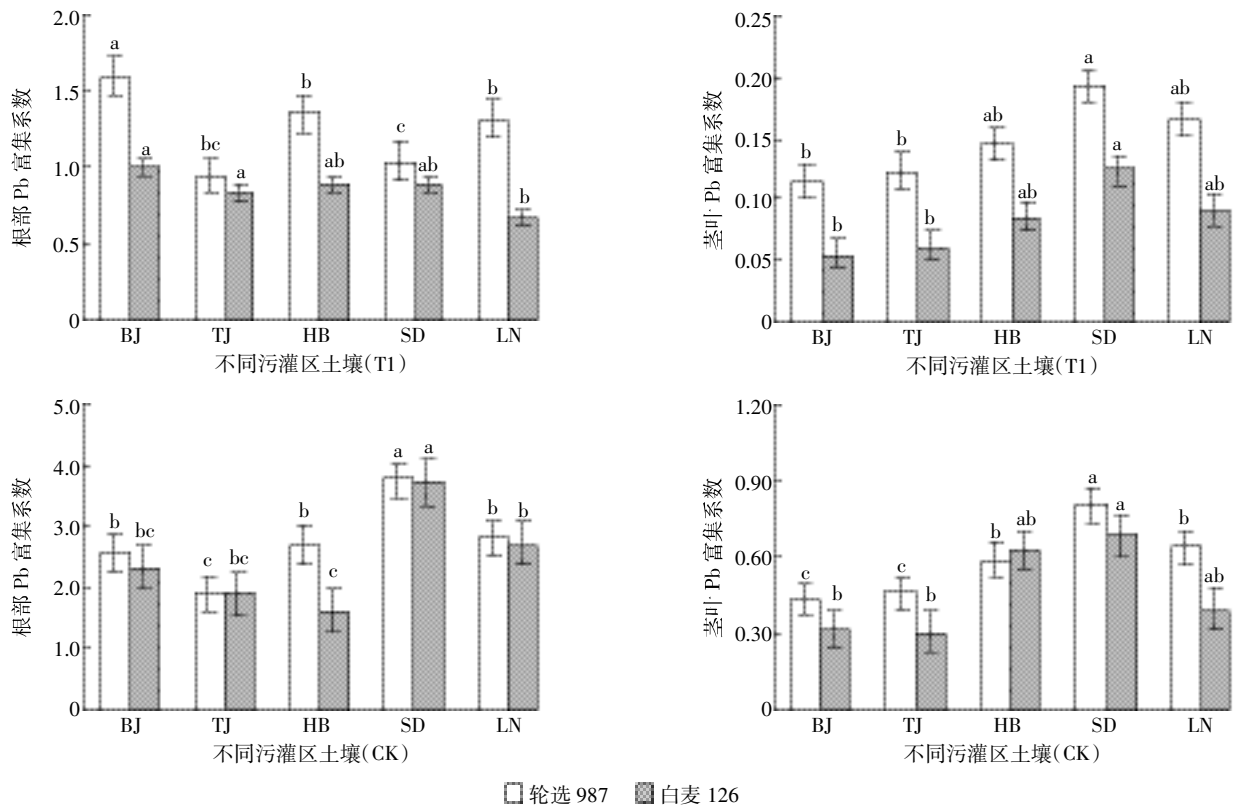


图2 不同污灌区土壤中小麦对Pb的富集系数

Figure 2 Bioconcentration factors (BCF) of Pb by the wheat in sewage irrigation soils

126的,即重金属Pb在植株内更易发生转移,与两者对Pb的耐受性一致。此外,不同污灌区土壤间两种小麦的根-茎叶迁移系数并没有表现出明显的规律性,可能是小麦品种、小麦本身对重金属Pb毒性忍耐机制以及土壤环境介质条件等的差异造成的。

采用SPSS 19.0将土壤溶液自由 Pb^{2+} 含量 $[p(Pb^{2+})]$ 与两种小麦根和茎叶部位重金属Pb含量进行Pearson相关分析。结果表明, $p(Pb^{2+})$ 与小麦根部和茎叶中Pb含量呈极显著相关关系($P < 0.01$)。分别将 $p(Pb^{2+})$ 与小麦根和茎叶部位Pb含量进行线性回归分析。根部铅含量与 $p(Pb^{2+})$ 的线性拟合方程为:

$$y = 0.772x + 54.805, R^2 = 0.904$$

表3 不同污灌区土壤中小麦对Pb的根-茎叶转运系数(TF)

Table 3 Root to shoot transfer factors of Pb by the wheat in sewage irrigation soils

处理	小麦	BJ	TJ	HB	SD	LN
CK	轮选 987	0.166b	0.239a	0.211ab	0.206a	0.235a
	白麦 126	0.135b	0.163b	0.378a	0.183b	0.146b
T1	轮选 987	0.072c	0.130b	0.108bc	0.183a	0.125b
	白麦 126	0.054b	0.072ab	0.038ab	0.138a	0.134a

注:以上结果为3次测定平均值(n=3)

茎叶铅含量与 $p(Pb^{2+})$ 的线性拟合方程为:

$$y = 0.087x + 12.980, R^2 = 0.897$$

因此,小麦根和茎叶对重金属Pb的吸收与土壤中自由 Pb^{2+} 浓度呈显著的正相关关系。

为了探究Pb的来源及环境介质对其生物有效性的影响,实验中提取不同处理土壤溶液,利用离子色谱测试了各污灌区的土壤溶液性质(表4)。结果发现,各污灌区土壤溶液的pH、EC及阴阳离子含量之间均有较大差异。其中,土壤阴离子: Cl^- 、 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 最大相差分别为108.4%、115.4%和86.1%,阳离子 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Na^+ 最大相差分别为91.8%、111.3%和41.5%;EC变化为75~332 $\mu S \cdot cm^{-1}$,最大相差342.7%。

采用SPSS 19.0对小麦Pb吸收与污灌区土壤溶液性质的相关性进行分析结果表明,小麦BCF_根、BCF_{茎叶}、TF_{根-茎叶}、土壤溶液理化性质及溶液阴阳离子间具有一定的相关性。表5为基于不同毒性终点的Pb浓度值与土壤性质及溶液离子浓度间Pearson相关性分析结果。由表5可知,土壤中Pb的有效性及其溶液自由 Pb^{2+} 的负对数 $p(Pb^{2+})$ 与pH、CEC、OC呈正相关;土壤溶液离子中, $p(Pb^{2+})$ 与 K^+ 、 Na^+ 、 Ca^{2+} 呈负相关;在土壤溶液阴离子中, Cl^- 、 NO_3^- 含量与土壤中Pb

表4 不同污灌区土壤溶液理化性质及离子含量(mg·L⁻¹)

Table 4 Basic properties and anions/cations contents of the soil solutions

土壤溶液	pH值	EC/ $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	F ⁻	Cl ⁻	Br ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Li ⁺
北京(BJ)	7.22	75	1.32	32.4	0.21	34.8	86.6	15.70	6.17	6.27	2.03	0.003
山东(SD)	7.45	102	0.66	46.1	0.15	36.9	60.5	16.87	3.72	5.80	0.97	—
天津(TJ)	7.01	332	1.24	67.5	0.15	49.1	112.6	11.98	4.86	7.33	0.59	0.008
河北(HB)	7.78	209	0.25	42.5	0.11	22.8	60.9	17.72	2.97	5.18	1.27	0.002
辽宁(LN)	6.20	167	1.13	58.6	0.13	24.4	72.6	9.24	2.92	5.28	0.74	BD

注:—表示低于测定下限;EC测定方法见文献[17]。

的有效性呈现正相关关系,而SO₄²⁻与Pb有效性呈负相关关系。

土壤溶液中可交换Pb含量与溶液竞争性阳离子、配位体含量等有关。通过WHAM 6.0模型测得溶液中的Pb主要以自由Pb²⁺、低分子有机或无机配位体结合态等形式存在。T1处理中,溶液自由Pb²⁺浓度变化[$\Delta p(\text{Pb}^{2+})$]与溶液Cl⁻、EC、Ca²⁺及Na⁺呈显著正相关,而与溶液pH、OC、CEC呈负相关。土壤胶体对Pb²⁺的吸附能力与土壤胶体的吸附点位、溶液中竞争性阳离子含量等因素有关。常见的Ca²⁺、Na⁺等阳离子因参与到吸附点位的竞争,降低了土壤胶体对Pb²⁺的吸附;同时Cl⁻等阴离子因具有促进解吸作用,进一步阻碍了土壤胶体对Pb²⁺的吸附^[26]。

土壤溶液的理化性质是影响重金属毒性的主要原因之一。土壤中简单有机物能够增加重金属的溶出,促进重金属污染的进一步扩散,而复杂有机质可以与重金属结合,对重金属具有一定的固定作用^[27];土壤溶液pH的变化则直接决定了重金属在土壤中的存在状态。当土壤为酸性时,重金属多以自由离子形式存在于土壤溶液中;而在碱性土壤中,金属离子常与OH⁻等阴离子结合^[22]。本文通过多元回归线性分析得到的预测模型即显示了有机质及pH等土壤理化性质对小麦不同部位Pb毒性具有较大影响。土壤溶液性质(阴、阳离子含量、种类和配位体等)是影响土

壤重金属的另一重要因素。例如土壤溶液中阴离子Cl⁻因为可以与自由Pb²⁺形成配合物而减少土壤胶体对Pb²⁺的吸附,所以Cl⁻含量的增加,在一定程度上可以促进Pb的解吸,从而增加Pb在土壤-植物系统中的迁移转化。土壤阳离子如Na⁺、K⁺、Ca²⁺等因与Pb²⁺竞争有机配体、粘土矿物等的吸附点位而降低了土壤胶体对Pb²⁺的吸附,增加土壤溶液中Pb²⁺的含量^[28-29]。

利用SPSS19.0将小麦植株对Pb吸收影响因子进行多元逐步回归分析,得到基于不同主控因子的小麦不同部位Pb含量、土壤溶液自由Pb²⁺[$p(\text{Pb}^{2+})$]及其变化量[$\Delta p(\text{Pb}^{2+})$]与土壤主控因子间的多元回归方程(表6)。对于小麦根部Pb含量而言,对其影响最大的是土壤pH值,其次为土壤有机质OC、土壤电导率EC和阴离子Cl⁻。当同时引入pH、OC、EC和Cl⁻时,预测模型的决定系数达到0.721, P 值均小于0.05。小麦茎叶Pb含量与根部相似,当引入OC、EC、CEC时,预测模型的决定系数达到0.739, $P<0.05$;同样的,随着主控因子的逐步增加, $p(\text{Pb}^{2+})$ 和 $\Delta p(\text{Pb}^{2+})$ 预测模型的决定系数也逐渐增大,且模型均在0.05置信区间内显著($P<0.05$)。

4 结论

(1)在本研究所选择的五个主要污灌区中,不同污灌区土壤中小麦对Pb的富集系数及其植株内Pb

表5 基于不同毒性终点的Pb浓度值与土壤性质及溶液离子浓度间Pearson相关性分析

Table 5 Pearson correlation between Pb bioavailabilities and soil properties, soil solution ions

指标	pH值	OC	CEC	EC/ $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺
茎叶Pb含量	-0.543**	-0.501**	-0.299*	0.341*	0.143	0.218	-0.179	0.128	0.123	0.087	0.060
根Pb含量	-0.665**	-0.314*	-0.243	0.305*	0.232*	0.135	-0.134	0.108	0.145	0.094	0.044
BCF _{茎叶}	-0.689**	-0.496**	-0.502**	0.296*	0.119	0.222	-0.213	0.165	0.114	0.086	0.013
BCF _根	-0.511**	-0.347**	-0.430**	0.306*	0.291*	-0.168	-0.126	0.313*	0.107	0.136	0.074
$p(\text{Pb}^{2+})$	0.838**	0.173	0.152	-0.373*	-0.375*	-0.132	0.118	-0.346*	-0.325*	-0.178	-0.079
$\Delta p(\text{Pb}^{2+})$	0.452**	0.112	0.167	-0.310*	-0.343**	-0.136	0.133	-0.282*	-0.108	-0.296*	-0.107

注:*为 $P<0.05$ 显著,**为 $P<0.01$ 显著; $\Delta p(\text{Pb}^{2+})$ 为Pb处理后的不同污灌区土壤溶液中自由Pb²⁺浓度差。

表6 小麦对Pb吸收与土壤性质间的预测模型

Table 6 Predicted models of Pb uptake by wheat cultivars in soils based on soil properties

编号	回归方程	决定系数 R^2	P 值
1	$C(\text{根})=61.47+0.16 C_{\text{soil-Pb}}-4.29 \text{ pH}-18.01 \text{ OC}$	0.653	<0.05
2	$C(\text{根})=58.36+0.15 C_{\text{soil-Pb}}-5.32 \text{ pH}-16.2 \text{ OC}+0.08 \text{ EC}$	0.749	<0.05
3	$C(\text{根})=56.31+0.13 C_{\text{soil-Pb}}-5.18 \text{ pH}-4.35 \text{ OC}+0.08 \text{ EC}+1.93 \text{ Cl}^-$	0.834	<0.05
4	$C(\text{茎叶})=36.45+0.12 C_{\text{soil-Pb}}-3.82 \text{ pH}-2.17 \text{ OC}$	0.634	<0.05
5	$C(\text{茎叶})=34.11+0.12 C_{\text{soil-Pb}}-3.66 \text{ pH}-3.0 \text{ OC}+0.05 \text{ EC}$	0.722	<0.05
6	$C(\text{茎叶})=31.05+0.11 C_{\text{soil-Pb}}-4.07 \text{ pH}-4.21 \text{ OC}+0.05 \text{ EC}+1.92 \text{ Cl}^-$	0.806	<0.05

的根-茎叶转运系数均有较大差异,其中,山东棕壤中小麦对Pb的富集系数最大,而天津潮土的最小,最大相差255.9%;说明土壤类型明显影响小麦对土壤中铅的富集。

(2)小麦根、茎叶Pb含量与土壤溶液中自由 Pb^{2+} 含量呈极显著正相关($P<0.01$),两种小麦的拟合方程分别为: $y=0.772x+54.805$ ($R^2=0.904$), $y=0.087x+12.980$ ($R^2=0.897$);说明不同性质土壤中植物根、茎叶中Pb含量与土壤溶液自由离子 Pb^{2+} 含量具有显著相关性。

(3)基于土壤主控因子的小麦Pb吸收回归方程表明,不同污灌区土壤小麦中Pb和土壤溶液自由 Pb^{2+} 含量与土壤pH、OC含量呈负相关,而与土壤溶液 Cl^- 、 Na^+ 离子含量呈正相关,由污灌引起的土壤中盐基离子浓度升高可能会增加土壤中Pb的富集环境风险。

参考文献:

- [1] 马祥爱,秦俊梅,冯两蕊.长期污水灌溉条件下土壤重金属形态及生物活性的研究[J].中国农学通报,2010,26(22):318-322.
MA Xiang-ai, QIN Jun-mei, FENG Liang-rui. Chemical fractions and bioavailability of heavy metals in long-term sewage-irrigated soils[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2010, 26(22): 318-322.
- [2] 樊霆,叶文玲,陈海燕,等.农田土壤重金属污染状况及修复技术研究[J].生态环境学报,2013,22(10):1727-1736.
FAN Ting, YE Wen-ling, CHEN Hai-yan, et al. Review on contamination and remediation technology of heavy metal in agricultural soil[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2013, 22(10): 1727-1736.
- [3] 杨军,陈同斌,雷梅,等.北京市再生水灌溉对土壤、农作物的重金属污染风险[J].自然资源学报,2011,26(2):209-217.
YANG Jun, CHEN Tong-bin, LEI Mei, et al. Assessing the effect of irrigation with reclaimed water: The soil and crop pollution risk of heavy metals[J]. *Journal of Natural Resources*, 2011, 26(2): 209-217.
- [4] 梁镇海,陈翠翠,韩玉兰,等.基于模糊数学的太原市敦化灌区污灌土壤重金属污染评价[J].环境化学,2010,29(6):1152-1157.
LIANG Zhen-hai, CHEN Cui-cui, HAN Yu-lan, et al. Soil heavy metal pollution evaluation of Dunhua sewage irrigation area by fuzzy mathematics model[J]. *Environmental Chemistry*, 2010, 29(6): 1152-1157.
- [5] Luo L, Ma Y B, Zhang S Z, et al. An inventory of heavy metal inputs to agricultural soils in China[J]. *Journal of Environmental Management*, 2009, 90: 2524-2530.
- [6] Balkhair K S, Ashraf M A. Field accumulation risks of heavy metals in soil and vegetable crop irrigated with sewage water in western region of Saudi Arabia[J]. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 2016, 23(Suppl1): 32-44.
- [7] Liu W H, Zhao J Z, Ouyang Z Y, et al. Impacts of sewage irrigation on heavy metal distribution and contamination in Beijing, China[J]. *Environment International*, 2005, 31(6): 805-812.
- [8] 崔邢涛,栾文楼,石少坚,等.石家庄污灌区土壤重金属污染现状评价[J].地球与环境,2010(1):36-42.
CUI Xing-tao, LUAN Wen-lou, SHI Shao-jian, et al. The investigation and the assessment of the heavy metal pollution on sewage irrigation region in Shijiazhuang city[J]. *Earth and Environment*, 2010(1): 36-42.
- [9] 刘小娟,解静芳,范仁俊,等.太原市污灌区土壤有效态铜锌和锰含量评价[J].农业环境科学学报,2010,29(3):506-509.
LIU Xiao-juan, XIE Jing-fang, FAN Ren-jun, et al. the assessment on available contents of Cu, Zn and Mn in soil of sewage irrigation in Tianjin, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(3): 506-509.
- [10] 辛术贞,李花粉,苏德纯.我国污灌污水中重金属含量特征及年代变化规律[J].农业环境科学学报,2011,30(11):2271-2278.
XIN Shu-zhen, LI Hua-fen, SU De-chun. Concentration characteristics and historical changes of heavy metals in irrigation sewage in China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(11): 2271-2278.
- [11] 陈涛,常庆瑞,刘京,等.长期污灌农田土壤重金属污染及潜在环境风险评价[J].农业环境科学学报,2012,31(11):2152-2159.
CHEN Tao, CHANG Qing-rui, LIU Jing, et al. Pollution and potential environment risk assessment of soil heavy metals in sewage irrigation area[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(11): 2152-2159.
- [12] 陈卫平,吕斯丹,张炜铃,等.再生(污)水灌溉生态风险与可持续利用[J].生态学报,2014,34(1):163-172.
CHEN Wei-ping, LÜ Si-dan, ZHANG Wei-ling, et al. Ecological risks and sustainable utilization of reclaimed water and wastewater irrigation [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(1): 163-172.
- [13] 吴文勇,尹世洋,刘洪禄,等.污灌区土壤重金属空间结构与分布特

- 征[J]. 农业工程学报, 2013, 29(4): 165-173.
- WU Wen-yong, YIN Shi-yang, LIU Hong-lu, et al. Spatial structure and distribution characteristics of soil heavy metals in wastewater irrigation district[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering(Transactions of the CSAE)*, 2013, 29(4): 165-173.
- [14] 殷永超, 吉普辉, 宋雪英, 等. 龙葵(*Solanum nigrum* L.)野外场地规模 Cd 污染土壤修复试验[J]. 生态学杂志, 2014, 11: 3060-3067.
- YIN Yong-chao, JI Pu-hui, SONG Xue-ying, et al. Field experiment on phytoremediation of cadmium contaminated soils using *Solanum nigrum* L.[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2014, 11: 3060-3067.
- [15] 杜晓林. 小清河污灌区土壤重金属形态分析及生物有效性研究[D]. 济南: 山东大学, 2012: 7-12.
- DU Xiao-lin. Chemical fractionation and bioavailability of heavy metals in sewage-irrigated soils from Xiaoqing River[D]. Jinan: Shandong University, 2012: 7-12.
- [16] 吴迪梅. 河北省污水灌溉对农业环境的影响及经济损失评估[D]. 北京: 中国农业大学, 2003: 3-16.
- WU Di-mei. Impacts of wastewater irrigation on agricultural environment and its economic loss evaluation in Hebei Province[D]. Beijing: China Agricultural University, 2003: 3-16.
- [17] 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, 1999.
- LU Ru-kun. Soil agricultural chemical analysis method[M]. Beijing: China Agricultural Sciencetech Press, 1999.
- [18] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 第三版. 北京: 中国农业出版, 2013.
- BAO Shi-dan. Soil and agricultural chemistry analysis[M]. The third edition. Beijing: China Agriculture Press, 2013.
- [19] 田昕竹, 陈世宝, 王学东, 等. 土壤溶液性质对 Zn 的形态变化及其微生物毒性的影响[J]. 中国环境科学, 2014, 10: 2602-2609.
- TIAN Xin-zhu, CHEN Shi-bao, WANG Xue-dong, et al. Influence of soil solution properties on the transformation of Zn forms and its toxicity threshold to soil microbes as determined by substrated induced nitrification[J]. *China Environmental Science*, 2014, 10: 2602-2609.
- [20] 张晓晴, 韦东普, 李波, 等. 土壤溶液性质对水溶性镍的西红柿毒害的影响[J]. 土壤, 2013(6): 1062-1069.
- ZHANG Xiao-qing, WEI Dong-pu, LI Bo, et al. The influence of soil solution properties on soluble nickel toxicity to tomato shoot[J]. *Soils*, 2013(6): 1062-1069.
- [21] Kapusta P, Lukaszewska G S, Stefanowicz A M. Direct and indirect effects of metal contamination on soil biota in a Zn-Pb post-mining and smelting area[J]. *Environ Poll*, 2011, 159: 1516-1522.
- [22] 朱朝娟. 电导抑制-离子色谱法在阴离子和有机酸分析中的应用研究[D]. 西南大学, 2011: 5-10.
- ZHU Chao-juan. Application studies of anions and organic acid by ion chromatography with suppressed conductivity detection[D]. Southwest University, 2011: 5-10.
- [23] Schabenberger O, Tharp B E, Kells J J. Statistical test for hormesis and effective dosages in herbicide dose-response[J]. *Agronomy Journal*, 1999, 91: 713-721.
- [24] Naidu R, Bolan N S. Contaminant chemistry in soils: Key concepts and bioavailability[J]. *Developments in Soil Science*, 2008, 32: 9-37.
- [25] 陈世宝, 孙聪, 魏威, 等. 根细胞壁及其组分差异对植物吸附、转运 Zn 的影响[J]. 中国环境科学, 2012, 32(9): 1670-1676.
- CHEN Shi-bao, SUN Cong, WEI Wei, et al. Difference in cell wall components of roots and its effect on the transfer factor of Zn by plant species[J]. *China Environmental Science*, 2012, 32(9): 1670-1676.
- [26] Pietrzykowski M, Socha J, Doorn N S. Linking heavy metal bioavailability (Cd, Cu, Zn and Pb) in Scots pine needles to soil properties in reclaimed mine areas[J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 470-471: 501-510.
- [27] 胡少平. 土壤重金属迁移转化的分子形态研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2009: 2-11.
- HU Shao-ping. Molecular speciation of heavy metals transportation in soil[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2009: 2-11.
- [28] 王小霞. 天津市北京排污灌区土壤中重金属形态的空间分布及影响因素研究[D]. 天津师范大学, 2012: 2-14.
- WANG Xiao-xia. Study on the speciation distribution of heavy metals and its' influencing factors in the soil of Beijing sewage irrigation area of Tianjin[D]. Tianjin Normal University, 2012: 2-14.
- [29] Pietrzykowski M, Socha J, Natalie S. Linking heavy metal bioavailability (Cd, Cu, Zn and Pb) in Scots pine needles to soil properties in reclaimed mine areas[J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 470: 501-510.