

干旱区绿洲土壤共存重金属 Cd、Pb、Zn、Ni 的吸收 积累及形态分布实验研究

廖 琴,王胜利,南忠仁,武文飞,周 婷,晋王强,赵翠翠,刘 娇

(兰州大学资源环境学院,西部环境教育部重点实验室,甘肃 兰州 730000)

摘 要:通过盆栽试验和室内分析初步研究了共存重金属 Cd、Pb、Zn、Ni 在干旱区绿洲土壤-芹菜系统中的吸收积累和形态变化特征。结果表明: Cd、Pb、Zn、Ni 四种共存重金属元素在芹菜不同部位的吸收量均为根部 > 地上部,累积率大小顺序依次为 $Cd > Zn > Ni > Pb$; 供试绿洲土壤原状土中 Pb、Zn、Ni 均以稳定的残渣态为主要存在形态, Cd 以铁锰氧化态为主要存在形态,随着重金属元素添加量的增加,土壤中的 Cd 主要以碳酸盐态存在, Pb 主要以碳酸盐态和铁锰氧化态存在,而 Zn 和 Ni 主要以铁锰氧化态存在;逐步回归分析表明,干旱区绿洲土壤中 Cd 的可交换态对芹菜地上部 Cd 含量的贡献最大, Ni 的铁锰氧化态对芹菜根部 Ni 含量的贡献最大,而对芹菜地上部和根部吸收 Pb 和 Zn 量贡献最大的形态分别为 Pb 和 Zn 的可交换态。

关键词: 绿洲土壤; 重金属; 芹菜; 吸收积累; 形态

中图分类号: X503.231 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-7601(2010)05-0108-07

重金属污染物对土壤-植物生态系统的危害是相当突出的^[1]。它具有残留时间长,隐蔽性强,毒性大等特点,并可通过植物富集吸收后经食物链进入人体,从而对人类健康构成威胁^[2~5]。因此,重金属在植物体中的积累越来越受到关注^[6,7]。在土壤环境中,重金属元素在植物体内的吸收积累不仅与其总量有关,更大程度上由其形态分布决定,不同的形态产生不同的环境效应^[8,9]。研究土壤-植物系统中重金属的存在形态,对于充分了解其迁移转化机理、阐明其生理作用特征等都具有重要意义^[10]。

土壤中重金属形态因土壤类型、重金属种类及农作物品种的不同而有所差异。目前,关于重金属的活性形态及其影响,以及重金属污染在植物体内的迁移蓄积规律,国内外学者进行了不少研究^[11~14],主要研究对象集中在 Cu、Zn、Pb、Cd 四种元素上。干旱区绿洲土壤-植物系统中重金属的吸收富集以及形态分布特征研究较少,而对于 Ni 元素的研究更是鲜有报道。因此,本试验考虑到绿洲土壤中的主要污染因子,以北方普遍种植的蔬菜-芹菜为供试植物,采用盆栽试验初步研究了土壤共存重金属 Cd、Pb、Zn、Ni 在芹菜中的吸收累积规律,土壤中四种共存重金属的形态分布特征以及各形态含量对芹菜各部位吸收重金属的影响,为受重金属复

合影响的绿洲土壤修复和指导农业生产提供一定的科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤为甘肃河西城郊绿洲灌淤土,主要理化性质为: pH 值为 8.16,有机质含量为 1.54%,碳酸盐含量为 5.64%,阳离子交换量为 8.1 cmol/kg, Cd、Pb、Zn、Ni 的背景值分别为 0.118、21.8、70.5、53.9 mg/kg。供试作物为芹菜。

1.2 盆栽试验

供试土壤经风干压碎后过 2 mm 筛,称取若干份 1 kg 风干土样,按表 1 在土壤中添加不同剂量的 Cd、Pb、Zn、Ni 的硝酸盐溶液,其添加浓度分 9 个处理水平,1 为对照组,2~9 为 Cd、Pb、Zn、Ni 的不同添加浓度,每个水平设计 3 个平行样。然后混匀装盆,加入蒸馏水使其含水量为田间持水量的 60%,保持 2 天后,播入芹菜菜种。一周后出苗,每盆定苗 4 株,在作物生长期 2 d 浇 1 次水以保持其含水量为田间持水量的 60%。生长 66 d 后收获芹菜地上部和根部样品用于测定 Cd、Pb、Zn、Ni 的吸收量,同时取回作物生长后的土壤,测定土壤中 Cd、Pb、Zn、Ni 的全量和各形态含量。

收稿日期: 2010-01-05

基金项目: 国家环境保护公益性项目 (NEPCP 200809098); 兰州大学中央高校基本科研业务费专项资金 (lzujbky-2009-65)

作者简介: 廖 琴 (1986—), 女, 重庆长寿人, 硕士研究生, 研究方向为环境污染机理与控制修复。E-mail: liaocq09@lzu.cn。

表 1 重金属元素添加量的处理水平 (mg/kg)
Table 1 Design of concentrations of the heavy metals added into tested soil

元素 Element	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Cd	0	0.35	0.75	1.25	1.80	2.50	3.50	5.00	7.50
Pb	0	75	150	230	320	450	700	1000	1350
Zn	0	50	100	180	300	450	600	800	1000
Ni	0	60	110	170	250	350	500	750	1100

1.3 样品分析

采集后的植物样品分为地上部和根部,分别先用自来水洗净,然后用去离子水冲洗,烘干后粉碎待用。土壤样品经风干、磨细后过 100 目尼龙筛,装袋备用。

植物重金属含量的测定采用 $\text{HNO}_3 - \text{HClO}_4$ 电热板消煮^[15],土壤重金属全量测定采用 $\text{HNO}_3 - \text{HF} - \text{HClO}_4$ 电热板消煮,土壤形态采用 Tessier 连续化学浸提法^[16]。实验过程中采用 20% 平行样、空白样、GSS-1 标准土样和 GSB-6 标准菠菜样进行质量控制,误差控制在 5% 以内。用 SOLLAR AA M6 原子吸收光谱仪(火焰、石墨炉)测定 Cd、Pb、Zn、Ni 的含量。

1.4 数据处理

采用 SPSS 11.5 统计软件和 Excel 软件进行数

据处理。

2 结果与讨论

2.1 芹菜对各重金属元素的吸收积累

表 2 为芹菜地上部和根部重金属元素含量的测定结果。可以看出,芹菜不同部位对重金属 Cd、Pb、Zn、Ni 吸收量的大小均为:根部 > 地上部,且随着重金属添加量的增加而增加。四种重金属在芹菜根部和地上部含量之比的平均值分别为 Cd:2.96, Pb:13.60, Zn:3.47, Ni:4.33。与 Cd、Zn 和 Ni 相比, Pb 主要积累在芹菜根部,随着 Pb 添加浓度的增大,地上部吸收 Pb 的量增幅不大,在处理水平为 5 时,芹菜根部和地上部 Pb 含量比值达到最大(22 倍)。张志权等^[17]认为, Pb 一般被吸收后累积在更新周期较长的器官内。

表 2 重金属在芹菜不同部位的含量分布 (mg/kg)
Table 2 Concentrations of heavy metals in celery under different treatments

元素 Element	部位 Position	重金属添加水平 Design of concentrations of the heavy metals								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Cd	A	0.07	1.92	2.75	5.95	5.81	7.52	9.28	14.61	22.63
	B	0.45	4.69	8.21	19.74	12.01	20.93	13.79	32.00	—
Pb	A	1.56	7.07	8.06	9.22	10.64	14.20	15.16	35.91	79.84
	B	8.22	46.74	91.79	167.48	235.57	259.51	218.28	451.80	—
Zn	A	34.32	69.29	86.09	113.84	129.57	182.33	207.07	213.32	404.30
	B	53.72	140.58	209.70	373.69	536.55	702.15	756.99	1451.64	—
Ni	A	3.95	10.93	16.02	25.67	55.52	59.24	59.47	78.47	186.32
	B	5.99	58.49	109.28	157.41	232.95	263.36	274.73	316.04	353.33

注 Note: A 地上部 Shoot; B 根部 Root; —异常值 Abnormal value. 下同 The same as below.

为了表示出芹菜对各重金属元素吸收和累积能力,引入累积率的概念,即植物吸收累积率 = 植物重金属含量/土壤重金属全量。不同 Cd、Pb、Zn、Ni 浓度组合下芹菜各部位对土壤中重金属的累积率如表 3 所示。

由表 3 可以看到,在 Cd 添加量处理水平为 4 以前,芹菜地上部和根部对 Cd 的累积率均逐渐上升;在重金属添加水平从低到高浓度处理下, Pb 和 Zn 在芹菜地上部的累积率有下降趋势,而在根部的累

积率变化不显著;在 Ni 添加水平为 5 之前,芹菜地上部对 Ni 的累积率逐渐上升,之后逐渐下降,根部对 Ni 的累积率在 Ni 添加水平为 3 之后呈下降趋势。总的来看,累积率随外源重金属元素添加量的增加有下降趋势,这主要是因为随着土壤重金属元素浓度的升高,植物吸收机能会受到阻碍^[18]。从各重金属元素在芹菜地上部和根部的累积率可以看出,根部 Cd、Pb、Zn、Ni 的累积率远大于地上部,说明这四种重金属元素在芹菜根部的吸收累积能力大于

地上部。芹菜对重金属的累积率顺序为 $Cd > Zn > Ni > Pb$, 这与许多研究结果 $Cd > Zn > Pb$ 相一致^[3,19-21],但其平均累积率略高于相关研究,其原因一方面与土壤理化性质、共存重金属种类和浓度以及植物的类型有关,另一方面可能与盆栽试验设计过程有关。通过分析可知,Cd 虽然并非植物生长所必需的元素,但最容易被作物吸收并在体内积累,

对人体的潜在威胁最大。这可能与 Cd 在土壤中的存在形态和实验条件下芹菜对 Cd、Pb、Zn、Ni 不同形态的吸收特性有关。一般认为,可交换态是最易被植物利用的形态,而土壤中可交换态 Cd 量远远大于可交换态 Pb、Zn 和 Ni 的量,且在根系微区土壤中 Cd 的迁移能力远大于 Pb、Zn 和 Ni^[22]。

表 3 芹菜不同部位对重金属的累积率(%)
Table 3 The cumulative percentage of heavy metals in celery

元素 Element	部位 Position	重金属添加水平 Design of concentrations of the heavy metals								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Cd	A	19.05	330.35	453.65	590.86	427.14	466.50	394.52	443.49	415.59
	B	122.48	806.95	1354.34	1960.28	882.96	1298.39	586.26	971.37	—
Pb	A	9.82	7.86	4.52	3.63	3.15	3.28	2.37	5.22	7.90
	B	51.73	51.97	51.53	65.95	69.69	59.98	34.18	65.67	—
Zn	A	49.12	56.40	52.77	41.69	31.49	37.34	35.79	28.82	41.84
	B	76.88	114.42	128.53	136.86	130.38	143.78	130.84	196.12	—
Ni	A	9.14	10.81	11.10	11.54	17.49	16.29	12.91	11.90	19.29
	B	13.86	57.85	75.75	70.74	73.40	72.43	59.65	47.93	36.58

2.2 土壤中重金属的形态变化

土壤中 Cd、Pb、Zn、Ni 的不同形态含量分布和分配系数见图 1 和图 2。图 1 表示土壤中 Cd、Pb、Zn、

Ni 的不同形态含量变化,图 2 表示土壤中 Cd、Pb、Zn、Ni 的不同形态分配系数。

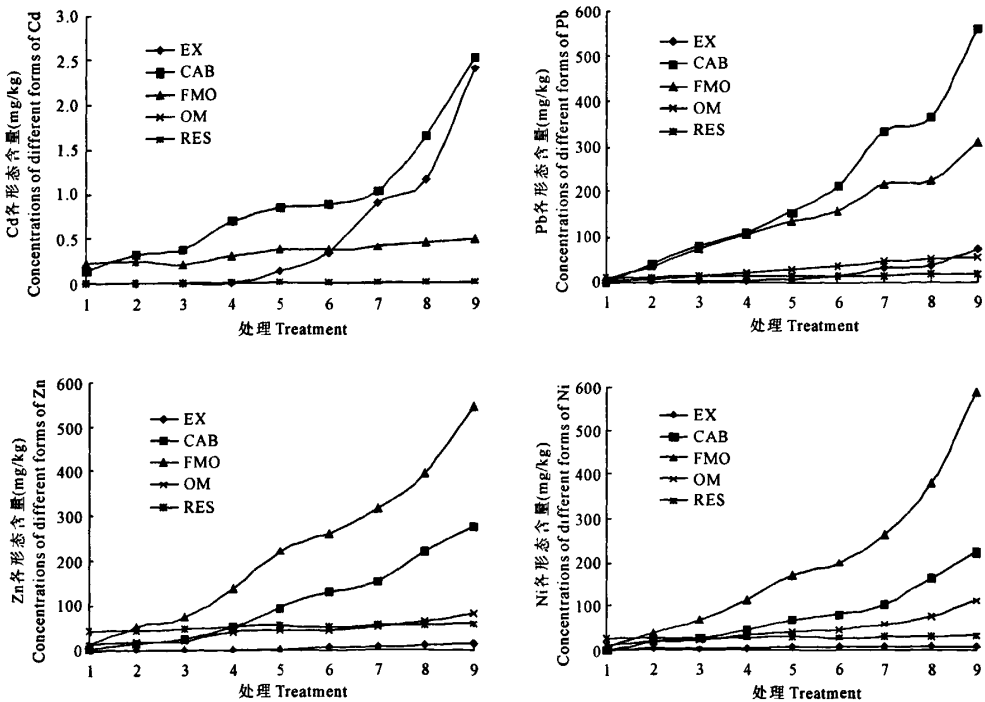


图 1 土壤中重金属的各形态含量变化

Fig.1 Concentrations of five forms of heavy metals under different treatments

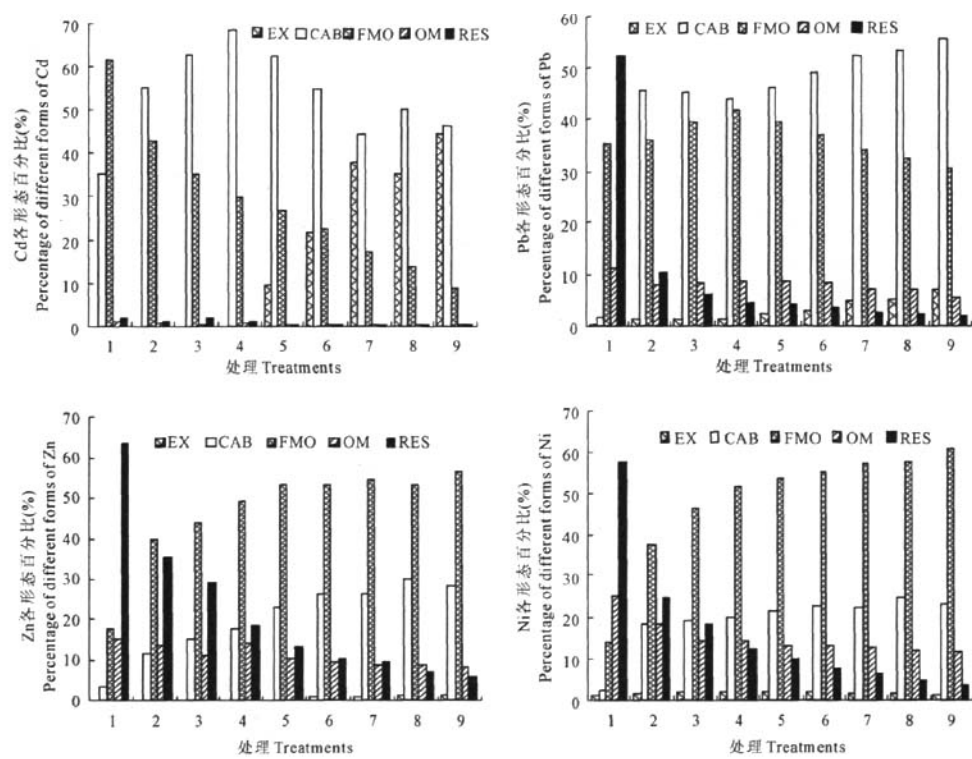


图 2 土壤中重金属不同形态含量百分比

Fig. 2 Percentage of different forms in total amounts of heavy metals under different treatments

从图 1 可知,随着重金属元素添加量的增加, Cd、Pb、Zn、Ni 各形态含量均呈现增长态势。Cd 的可交换态含量增幅最大,碳酸盐态含量最高,残渣态含量最少,铁锰氧化态含量居中。Pb 主要以碳酸盐态和铁锰氧化态含量相对较多,有机态次之,可交换态和残渣态含量最少。有关研究^[23]表明 Cd、Pb 共存时,土壤更易吸附 Pb 而使 Cd 大量以易溶态存在于土壤中。Zn 和 Ni 则以铁锰氧化态为主要存在形态,其次为碳酸盐结合态,可交换态含量最低,残渣态随着元素添加量的增加无明显变幅。表明不同重金属在土壤中各种形态所占的比例各异。

对照比较 4 种重金属各形态分配系数可知(图 2),在原状土中,除 Cd 以外,其余 3 种重金属的残渣态含量呈绝对优势,随着重金属元素添加量的增加, Cd、Pb、Zn、Ni 的残渣态含量逐渐降低。

对 Cd 而言,铁锰氧化态是原状土中的主要存在形态,分配系数为 61.68%,其次为碳酸盐结合态,而可交换态所占比例最少。原状土中 Cd 的形态分布特征与其他重金属不同,这可能与干旱区绿洲土壤的特性以及 Cd 在土壤中的活性较高有关^[24]。随着 Cd 元素添加量的增加,碳酸盐态分配

系数达到最大,可交换态分配系数显著增加,而铁锰氧化态、有机态和残渣态分配系数逐渐降低。对 Pb 而言,各形态在原状土中的分配系数关系为 RES > FMO > OM > CAB > EX, 其中残渣态分配系数为 52.08%。随着 Pb 元素添加量的增加,碳酸盐态分配系数达到最大,铁锰氧化态分配系数先增大(当 Pb 添加量为 230 mg/kg 时达到最大)后减小,但仅次于碳酸盐态而远高于其余三种形态。可交换态分配系数呈增长趋势,有机态和残渣态分配系数逐渐降低,残渣态降低幅度最大。在 Zn 各形态分配系数中,残渣态分配系数在原状土中达 63.71%,其次为铁锰氧化态和有机态,可交换态分配系数最低。随着 Zn 元素添加量的增加,残渣态分配系数呈锐降趋势,而铁锰氧化态分配系数显著增加成为主要存在形态,其次为可交换态,有机态分配系数逐渐降低,可交换态所占比例最小。在 Ni 各形态分配系数中,原状土中各形态分配系数关系为 RES > OM > FMO > CAB > EX, 其中残渣态分配系数为 57.53%。当 Ni 添加水平达到 4 后(Ni 添加量为 170 mg/kg),各形态分配系数关系为 FMO > CAB > OM > RES > EX。与 Zn 形态类似,随着 Ni 元素添加量的增加,残渣态

分配系数显著降低,而铁锰氧化态分配系数显著增加成为主要存在形态,其次为碳酸盐态,有机态分配系数逐渐降低,可交换态所占比例最低。

由此可以看出,外源重金属的加入改变了重金属在土壤中各形态分配的比例。4 种重金属元素残渣态的含量没有明显变化,其分配系数均大幅降低,这是因为稳定的残渣态的形成是一个缓慢过程,短期内外源重金属很难从化学行为较活跃的形态向残渣态转化。非残渣态含量大幅增加,对环境造成潜

在的污染危害程度增强。

2.3 土壤中重金属存在形态与芹菜吸收重金属量的关系

不同重金属元素的同一形态和同一重金属的不同形态对作物的生物活性不同。为了解不同形态重金属对芹菜吸收量的贡献,将芹菜吸收重金属量与土壤中该种重金属的各种形态分配系数进行相关分析和逐步回归分析(如表 4 和表 5 所示)。

表 4 芹菜中重金属含量与土壤中重金属各形态分配系数的相关分析

Table 4 Correlation coefficient between the concentration of heavy metals in the celery and their speciation distribution coefficient in the soil

元素 Element	部位 Position	EX	CAB	FMO	OM	RES
Cd	A	0.884 **	-0.177	-0.850 **	-0.784 *	-0.787 *
	B	0.658	0.255	-0.836 **	-0.656	-0.733 *
Pb	A	0.878 **	0.472	-0.694 *	-0.788 *	-0.368
	B	0.860 **	0.629	-0.334	-0.618	-0.602
Zn	A	0.901 **	0.793 *	0.683 *	-0.793 *	-0.730 *
	B	0.955 **	0.870 **	0.658	-0.807 **	-0.748 *
Ni	A	-0.433	0.523	0.638	-0.600	-0.593
	B	-0.029	0.802 **	0.890 **	-0.868 **	-0.860 **

注: * 表示 $P < 0.05$, 相关系数达显著水平; ** 表示 $P < 0.01$, 相关系数达极显著水平。
Note: * means correlation is significant at 0.05 level; ** means correlation is significant at 0.01 level.

表 5 芹菜中重金属含量与土壤中重金属各形态分配系数的逐步回归分析

Table 5 Stepwise linear regression analysis between the concentration of heavy metals in the celery and their speciation distribution coefficient in the soil

元素 Element	部位 Position	逐步回归方程 Stepwise regression equation	F	R
Cd	A	$Y = 2.288 + 0.336X_1$	25.128	0.884 **
	B	—	—	—
Pb	A	$Y = -5.676 + 9.351X_1$	23.517	0.878 **
	B	$Y = 32.443 + 67.855X_1$	17.099	0.860 *
Zn	A	$Y = 64.684 + 179.331X_1$	30.172	0.901 **
	B	$Y = 152.427 + 876.987X_1$	61.520	0.955 **
Ni	A	—	—	—
	B	$Y = -157.076 + 7.348X_3$	26.674	0.890 **

注 Note: R 为相关系数 Correlation coefficient; X_1 - EX, X_2 - CAB, X_3 - FMO; * 表示 $P < 0.05$, 相关系数达显著水平; ** 表示 $P < 0.01$, 相关系数达极显著水平。* means correlation is significant at 0.05 level; ** means correlation is significant at 0.01 level.

由表 4 和 5 看出,芹菜地上部吸收 Cd 量与可交换态分配系数呈极显著正相关,而与铁锰氧化态分配系数呈极显著负相关;根部吸收 Cd 量与铁锰氧化态分配系数呈极显著负相关,说明土壤中铁锰氧化态 Cd 不能够被芹菜有效的吸收利用。可交换态 Cd 对芹菜地上部吸收 Cd 量的贡献最大,可见可交换态 Cd 所占比例主要影响芹菜地上部对 Cd 的吸收。

对 Pb 元素来说,芹菜地上部吸收 Pb 量与可交

换态分配系数呈极显著正相关,与铁锰氧化态和有机态呈显著负相关;根部吸收 Pb 量也与可交换态呈极显著正相关。可交换态 Pb 对芹菜地上部和根部吸收 Pb 量的贡献均最大。这与何峰^[25]等人的交换态 Pb 为植物最易吸收的结论一致。

芹菜地上部和根部吸收 Zn 量均与 Zn 可交换态分配系数呈极显著正相关,此外,根部中的 Zn 量还与碳酸盐态呈极显著正相关。对芹菜各部位吸收 Zn 量贡献最大的是可交换态 Zn,说明土壤中以可交

换态贮存的 Zn 易于被芹菜吸收。

碳酸盐态和铁锰氧化态 Ni 分配系数与芹菜根部含 Ni 量呈极显著正相关,其虽然与地上部含 Ni 量也呈正相关,但相关性不显著。铁锰氧化态 Ni 对芹菜根部吸收 Ni 量的贡献最大,这可能主要是因为绿洲土壤中 Ni 元素以铁锰氧化态为主要存在形态。

3 结 论

1) 重金属元素在芹菜各部位的吸收量不同,表现为根部 > 地上部;芹菜对重金属的累积率顺序为 Cd > Zn > Ni > Pb, Cd 在芹菜体内的富集能力最强,对人体的潜在威胁最大。

2) 原状土壤中 Pb、Zn、Ni 均以稳定的残渣态为主要存在形态, Cd 以铁锰氧化态为主要存在形态。随着重金属元素添加量的增加,残渣态含量变化不大,其所占比例显著降低,土壤中的 Cd 主要以碳酸盐态存在,可交换态次之, Pb 主要以碳酸盐态和铁锰氧化态存在, Zn 和 Ni 主要以铁锰氧化态存在,其次为碳酸盐态。表明本试验土壤在重金属外源污染下,大部分仍以生物可利用态或潜在可利用态的形式出现。

3) 土壤中各重金属不同形态分配系数对芹菜吸收重金属量的贡献有异。各形态 Cd 对芹菜地上部吸收 Cd 量贡献最大的是可交换态,对 Pb 和 Zn 来说,芹菜各部位吸收 Pb 量和吸收 Zn 量均以可交换态的贡献最大,对芹菜根部吸 Ni 量贡献最大的是 Ni 的铁锰氧化态。

参 考 文 献:

- [1] 曾清如,周细红,杨仁斌,等.不同来源重金属在土壤中的形态分布差异[J].农村生态环境,1994,10(3):48—51.
- [2] 沈国清,陆贻通,周 培.土壤环境中重金属和多环芳烃复合污染研究进展[J].上海交通大学学报(农业科学版),2005,23(1):102—106.
- [3] 朱桂芬,王学锋.重金属 Cd、Pb、Zn 在油橄榄中的富集和分布[J].河南师范大学学报(自然科学版),2004,32(4):66—69.
- [4] 张素娟,肖 玲,关帅朋,等.蓝田冶炼厂周边农田土壤重金属复合污染分析评价[J].干旱地区农业研究,2009,27(5):265—270.
- [5] 严 莎,凌其聪,严 森,等.城市工业区周边土壤-水稻系统中重金属的迁移累积特征[J].环境化学,2008,27(2):226—

230.

- [6] 钟维科,樊耀波,王敏健.我国农作物的重金属污染及其防止对策[J].农业环境保护,2001,20(4):270—272.
- [7] Rajesh K S, Madhoolika A, Fiona M M. Heavy metal(Cu, Zn, Cd and Pb) contamination of vegetables in urban India: a case study in Varanasi[J]. Environmental Pollution, 2008, 154(2): 254—263.
- [8] 韩春梅,王林山,巩志强,等.土壤中重金属形态分析及其环境学意义[J].生态学报,2005,24(12):1499—1502.
- [9] 代天飞,王昌全,李 冰.油菜各部位对土壤中活性态重金属的累积特征分析[J].农业环境科学学报,2006,25(增刊):471—475.
- [10] 王学锋,杨艳琴.土壤-植物系统重金属形态分析和生物有效性研究进展[J].化工环保,2004,24(1):24—27.
- [11] Abdel-Sabur M F. Cadmium-Zinc interactions in plants and extractable cadmium and zinc fractions in soil[J]. Soil Science, 1998, 145(6):424—431.
- [12] 黄雪夏,白厚义,陈佩琼. Cd、Zn 污染对玉米的毒害效应[J].广西农业生物科学,2003,22(4):280—283.
- [13] 李博文,杨志新,谢建治.土壤 Cd、Zn、Pb 复合污染对植物吸收重金属的影响[J].农业环境科学学报,2004,23(5):908—911.
- [14] 宋 菲,郭玉文,刘孝义,等.土壤中重金属镉铅锌复合污染的研究[J].环境科学学报,1996,16(4):432—435.
- [15] 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,1999:147—211.
- [16] 王亚平,黄 毅,王苏明,等.土壤和沉积物中元素的化学形态及其顺序提取法[J].地质通报,2005,24(8):728—733.
- [17] 张志权,束文圣,蓝荣钰,等.定居植物对重金属的吸收和再分配[J].植物生态学报,2001,25(3):306—311.
- [18] 李忠海,王海燕,梁文彬,等.土壤镉、锌、铅复合污染对芹菜的影响[J].中南林学院学报,2002,22(1):36—39.
- [19] 吴燕玉,余国营,王 新,等. Cd、Pb、Cu、Zn、As 复合污染对水稻的影响[J].农业环境保护,1998,17(2):49—54.
- [20] 胡小娜,南忠仁,刘晓文,等.干旱区绿洲土壤镉-铅-锌复合污染物在芹菜中的富集迁移规律[J].干旱地区农业研究,2009,27(4):163—166.
- [21] 杨志新,刘树庆.土壤重金属复合污染对油菜生长的影响[J].河北农业大学学报,2000,23(3):27—30.
- [22] 刘 霞,刘树庆,唐兆宏.河北主要土壤中 Cd、Pb 形态与油菜有效性的关系[J].生态学报,2002,22(10):1688—1694.
- [23] 王 新,梁仁禄,周启星. Cd - Pb 复合污染在土壤-水稻系统中生态效应的研究[J].农村生态环境,2001,17(2):41—44.
- [24] 黄 瓚,南忠仁,刘晓文,等.干旱区绿洲土壤 Cd、Pb、Zn 形态分布与芹菜有效性[J].兰州大学学报(自然科学版),2010,46(1):4—6.
- [25] 何 峰,等.土壤铅有效态临界含量的研究[J].农业环境保护,1992,11(2):84—87.

Experiments on accumulation and chemical forms of Cd, Pb, Zn and Ni in arid oasis soils

LIAO Qin, WANG Sheng-li, NAN Zhong-ren, WU Wen-fei, ZHOU Ting,

JIN Wang-qiang, ZHAO Cui-cui, LIU Jiao

(Key Laboratory of Western China's Environment (Ministry of Education), College of Resources and Environment Sciences, Lanzhou University, Lanzhou, Gansu 730000, China)

Abstract: Pot experiment was conducted to study the absorption and accumulation characters of Cd, Pb, Zn and Ni on the growth of celery and the chemical forms of selected heavy metals in arid oasis soils. The results showed that the accumulation rate order of heavy metals from soil to the celery was $Cd > Zn > Ni > Pb$, and the concentration of heavy metals in the root was higher than that in leaves. The chemical form contents of metal Pb, Zn and Ni mainly existed in residual fraction in untreated soils, while Cd mainly existed in Fe - Mn oxides bound form. With the increase of exotic heavy metals, the existence of Cd mainly was in the forms of carbonate, carbonate forms and Fe - Mn oxides bound forms to element Pb, and Fe - Mn oxides bound forms to metal Zn and Ni. According to the results of regression analysis, it was found that EX - Cd made significant contribution to the accumulation of Cd in the leaves of celery, EX - Pb and EX - Zn to the accumulation of Pb and Zn in both tissues, and FMO - Ni to the accumulation of Ni in the root of celery.

Keywords: oasis soils; heavy metals; celery; absorption and accumulation; speciation

(上接第 107 页)

The influence of adding $CaCl_2$ on the isolation of actinomycetes from calcareous soil in arid areas

XUE Qing¹, WANG Ling-na², DUAN Chun-mei³, LIN Yan-bing²

(1. College of Plant Protection, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China;

2. College of Life Sciences, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China;

3. College of Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Abstract: Dilution plate method was employed to study the effects of adding $CaCl_2$ into Gause's No.1 medium on the isolation of actinomycetes from calcareous soil. The result showed that: (1) The total quantity of the actinomycetes isolated from calcareous soil in arid areas could be affected by $CaCl_2$. The total quantity of the actinomycetes was increased from 23.9% to 47.0% mostly. The difference between treatments and the control was significant at 5% level. The effect on the total quantity of the streptomycete was different from that of actinomycetes. The increase range was from 17.5% to 123.3%, while the decrease range was from 18.0% to 42.5% compared with the control. But the decrease wasn't significant at 5% level ($P > 0.05$). (2) Adding $CaCl_2$ into Gause's No.1 medium increased the quantity of broad-spectrum with strong antimicrobial antinomycetes.

Keywords: antagonistical actinomycetes; isolation; $CaCl_2$; calcareous soil; arid areas