

土壤—水稻系统重金属污染的研究现状和展望

余守武^{1,2},刘宜柏¹

(1. 江西农业大学 农学院,江西 南昌 330045; 2. 江西省农业科学院 水稻研究所,江西 南昌 330200)

摘 要:对土壤—水稻系统的重金属污染的研究现状进行了综述。主要介绍了土壤中重金属污染的形态、分布状况、重金属对水稻的生理生态效应、水稻吸收累积重金属的影响因素及水稻对重金属抗性的分子生物学基础,并对未来的研究方向进行了展望。

关键词:土壤—水稻系统;重金属;污染

中图分类号:S153.61 **文献标识码:**A **文章编号:**1001-8581(2004)01-0041-08

重金属污染是一种严重的环境污染因素^[1]。重金属一旦进入环境,尤其是进入土壤—水稻系统中就很难排除。过量的重金属在水稻的根、茎、叶以及籽粒中大量积累,不仅影响水稻产量和品质及整个农田生态系统,并可通过食物链危及动物和人类的健康。因此,了解重金属对水稻污染的生理生物学机制及水稻对重金属的抗性机理显得非常重要,对保护生态环境和生产绿色食品都具有重要的意义。

1 土壤中重金属污染形态及分布状况

1.1 土壤中重金属污染形态

有关研究表明,石灰性污水灌溉土壤 0~20cm 土层中,Pb、Cd 主要以碳酸盐结合态,硫化物残渣态存在,其次是有机结合态,交换态、吸附态较少,总的看来 Pb 的吸附态>交换态,而 Cd 则相反^[2]。影响 Pb、Cd 形态分布的主要因素有土壤 pH 值、有机质含量、腐殖酸组成和碳酸钙含量等^[3]。而 Hg 的有效态主要与土壤中的硫、氯化物及有机肥料含量有关^[4]。在 As 污染的土壤中,主要以水溶性砷和钙砷为主,铝砷和铁砷最低^[5]。Cr 主要在 20~40cm 的表层和耕作层累积,下层土壤则无明显累积,且 Cr 在土壤中不易移动,也较难被植物吸收^[6~7]。

1.2 重金属在土壤中的分布状况

水稻土中的无机及有机胶体对重金属阳离子的吸附、代换、络合具有一定的作用,使大部分土壤中的重金属污染物被固定在耕作层(0~20cm)中,而 40cm 以下逐渐减少。此外,土壤对重金属羟基络合物的吸附比自由金属离子的吸附要多,且土壤的吸持强度与金属本身的特性有关^[8]。As 在土壤中的迁移性与 Cu、Pb、Cd 等有所不同,在酸性(pH 5.3~6.8)红壤中,由于大量铁、铝组分存在,砷酸根可与之生成难溶盐类而富集于 30~40cm 耕作层中^[5]。灌溉污水中的 Hg 呈溶解态和络合态,进入土壤后 95%被土壤矿物质胶体和有机质迅速吸附或固定,所以,Hg 主要在土壤表层累积,随土层深度而逐渐减少^[9]。

2 重金属污染水稻的效应

2.1 单因素重金属污染水稻的效应

* 收稿日期:2003-10-15

作者简介:余守武(1974-),男,江西上饶人,硕士,主要从事水稻生物技术研究。

2.1.1 镉(Cd)的效应 土壤中 Cd 的污染,主要来自矿山、冶炼、污水灌溉与污泥的施用。此外,Cd 还可伴随着过磷酸钙等的施用而进入土壤。Cd 对水稻的危害,在较低浓度时虽在外部形态特征上无明显症状,但通过食物链可危及人类健康。当土壤 Cd 浓度高到一定含量时,水稻会出现受害症状,表现叶片失绿,出现褐色斑点与条纹。严重受害的,根系少而短,根毛发育不良^[10]。在草甸褐土上,据试验,当土壤 Cd 浓度为 150mg/kg 时引起水稻减产 10%~30%。在草甸棕壤的盆栽水稻研究中,当土壤 Cd 浓度达 200mg/kg 时,表现植株较矮,无效分蘖增多,地上干物重下降,减产 12.3%^[11]。红壤性水稻土的盆栽试验表明,无论是氯化镉或是硫酸镉形态处理,水稻株高均随土壤 Cd 浓度的增高而降低,土壤 Cd 浓度达 100mg/kg 时减产 20%~50%,当达到 200mg/kg 时,植株矮化,无效分蘖增多,穗实粒数减少,秕谷率增加^[11]。重金属对水稻的污染效应还表现在对水稻的直接伤害上。Cd 污染对水稻不同发育时期的光合作用影响非常明显,并且其光合强度随着 Cd 浓度增高而降低。处理浓度为 0.01mg/kg 时,水稻植株光合作用下降,拔节期减少 17%,开花期减少 4%;处理浓度为 0.05mg/kg 时,拔节期减少 23%,开花期减少 8%;处理浓度为 0.1mg/kg 时,拔节期减少 20%,开花期减少 70%^[12]。周建华等^[27]研究表明,高浓度 Cd 处理可使水稻幼苗叶片可溶性糖和淀粉含量降低;低浓度则对它们稍有促进作用。因此,认为植物体内可溶性糖变化可能与重金属的污染程度有关,即低浓度重金属能增加植物的可溶性糖含量,在高浓度条件下,可溶性糖含量则很低。重金属污染对植物氮代谢的干扰是通过降低氮素的吸收和硝酸还原酶活性,改变氨基酸组成,阻碍蛋白质合成以及加速蛋白质分解来实现的。硝酸还原酶是植物氮同化和吸收的关键酶,对重金属污染特别敏感。Cd 处理时,植物体的硝酸还原酶活性下降^[13]。

2.1.2 铅(Pb)的效应 水稻田的 Pb 主要是通过农药(如砷酸铅)或某些肥料而进入土壤。此外,还可通过大气沉降物、降水、灌溉水、矿山排出物或外地吹来的矿区粉尘等进入土壤和水稻的表面。一定浓度的 Pb 对作物的生长不会造成危害,但随着浓度的升高而表现出对水稻秧苗素质、生长发育状况、生育期和产量的影响^[10]。顾淑华等^[14]盆栽试验表明,土壤含 Pb 量大于 400mg/kg 时,水稻秧苗叶面出现条状褐斑,苗身矮小,带蘖苗减少,根系短而少;1000mg/kg 时,秧苗的叶尖及叶缘均呈褐色斑块,最后枯萎致死。Pb 对水稻产量影响也因土壤而异,草甸褐土中水稻减产 10%的土壤相应 Pb 含量为 345mg/kg;红壤性水稻土上,水稻减产 10%的相应土壤 Pb 含量为 700mg/kg^[11]。Pb 使水稻生长受阻的主要原因是根系遭受毒害而丧失正常功能,能减少细胞的有丝分裂速度,抑制根系的生长,妨碍根系对养料的吸收^[10];其次,Pb 能影响水稻的光合作用,延缓生长,推迟成熟而导致减产。从水稻分蘖期测定的叶绿素来看,不同土壤中水稻叶绿素含量均随 Pb 的添加而有下降的趋势^[15]。叶绿素的减少直接使水稻光合作用降低。此外,Pb 也影响水稻的呼吸作用,杨树华等^[16]报道,水稻种子萌发时的呼吸强度随 Pb 浓度的增加而降低,呈显著负相关。但 Pb 对水稻呼吸作用的抑制可随着萌发天数的增加而下降。匡少平等^[17]的盆栽试验表明,水稻根系对土壤中铅的吸收性最强,是秸秆、籽实的几十至几千倍,这也说明水稻根系为秸秆、籽实对铅的吸收提供了良好的屏障。

2.1.3 砷(As)的效应 农业中曾广泛使用的含 As 农药、除草剂、脱叶剂、杂交水稻杀雄剂等和工业中排放出的含 As 废水、废气、废物,矿山排放的砷灰,含 As 尾气等都直接或间接进入土壤和植物系统进而影响土壤和动、植物的正常功能。As 在土壤中的存在形态依土壤条件不同而有差异,旱田土壤条件下大部分是砷酸,在水田状态下随 Eh 降低,亚砷酸增加,而氧化亚砷是最毒的砷化物。杨居荣^[14]等研究表明,As 对水稻毒害的可见症状比较明显,表现为植株矮

化,叶色浓绿,抽穗期和成熟期延迟,在一定条件下,会出现明显稻穗或稻粒畸型和花穗不育现象;中度受害时,还出现茎叶扭曲,无效分蘖增多;严重受害时植株不发棵,地上部分发黄,根系发黑,根量少,干枯致死。据盆栽试验结果^[11],在草甸褐土上,水稻减产 10%时,土壤中 As 含量为 12.95mg/kg;在草甸棕壤上,当土壤 As 浓度为 35.59mg/kg 时水稻则减产 10%。As 对水稻的毒害机理主要体现在以下几方面:过量砷可使叶绿素形成受阻^[18];引起叶面蒸腾下降,阻碍作物对水分的吸收及水分从根部向地上部分运输^[19],使叶片萎黄,光合作用受抑制,作物营养生长不良;As 是一种很强的呼吸抑制剂,很低浓度下就能抑制呼吸作用^[20];干扰核酸与蛋白质的合成,抑制植物体内磷的功能从而阻碍 ATP 生成及其代谢过程^[18]。

2.1.4 汞(Hg)的效应 目前我国对含 Hg 农药已禁止使用,但随着乡镇工业的发展,在一些地区,因利用含 Hg 污水、污泥以及受 Hg 污染的河水灌溉农田而引起了土壤含 Hg 量的增加,严重地影响农作物的生长发育,导致产量和品质下降。Hg 对水稻的毒害,主要表现在根部,受害时根部呈棕色,根量减少,干物重下降,有效分蘖降低,叶片浓绿,呈现贪青晚熟;严重受害时,叶片发黄,以致整株枯萎^[21]。这可能与水稻在 Hg 胁迫下,叶绿素和叶绿素 a/b 比值下降有关^[22]。由水稻盆栽试验可见,在草甸褐土上,水稻减产 10%时相应土壤 Hg 浓度为 1.25mg/kg;在草甸棕壤上,水稻减产 10%时相应土壤 Hg 浓度为 3.00mg/kg^[11]。

2.1.5 铬(Cr)的效应 Cr 在水中能以铬酸根离子(CrO_4^{2-})状态出现,当水中铬酸根离子浓度高时,常被认为是工农业废弃物污染的结果。Cr 是否为植物生长发育的必需元素,尚未得到证实。但有试验研究^[9]表明,在投加铬酸盐的土壤中,低剂量时,Cr 有一定刺激生长作用。这可能是因为 Cr 能提高植物体内一系列酶活性,并增加叶绿素、有机酸、葡萄糖和果糖的含量^[23]。Cr 对水稻的危害及迁移能力都以 6 价 Cr 强于 3 价 Cr。在土培试验中,当土壤中六价铬浓度为 50mg/kg,三价铬为 100mg/kg 时,水稻开始受影响(减产 10%)。受害的水稻植株变矮,叶片狭窄,叶色枯黄,分蘖减少,叶鞘呈黑褐色,根系溃烂且细短而稀疏,生长严重受抑^[24]。由不同土壤的水稻盆栽试验可知,在草甸褐土上,水稻减产 10%时土壤 Cr 浓度为 118.2mg/kg ()和 703.5mg/kg ();在草甸棕壤上,当水稻减产 17%时土壤 Cr ()含量达 150mg/kg^[11]。铬对水稻生理生化过程的影响研究还不多。有研究表明,铬影响根尖细胞的有丝分裂,从而抑制萌发和发育^[25~26],使产量降低。铬处理时水稻幼苗叶片可溶性蛋白质、可溶性糖及淀粉含量下降,而 POD 活性急剧上升^[27]。

2.2 重金属复合污染水稻的效应

在自然界中,单个重金属元素污染虽有发生,但多为伴生性或综合性,即多种金属元素同时污染的复合污染^[28]。20 世纪 80 年代以来,国外一些学者进行了土壤重金属复合污染效应及其指标的研究^[29]。在我国,从 20 世纪 90 年代开始,一些研究者进行了 Cd、Pb、Zn^[30,31],Cd、Pb、Cu、Zn、Ni^[8],和 Cd、Pb^[32]等阳离子元素之间复合污染对水稻影响的盆栽实验研究及 Cd、Pb、Cu、Zn、As^[33],和 Pb、Zn、As^[34]等阴、阳离子之间的复合污染物对水稻影响的田间和盆栽实验研究。郑春荣等^[28]研究 Pb、Cd、Cu、Zn 对水稻复合污染的影响结果表明,Cu 对水稻生长的影响最为明显。这主要是因为植物体内含 Cu 的氧化酶参与氧化还原过程从而影响氮素代谢。含 Cu 量过高时,抑制根毛生长和根系的发展,从而导致大量元素的遗失和诱导缺铁症,引起植物的失绿现象和阻滞其生长;过量 Cu 也可能影响 α -糖化酶等活性,影响植物体内的正常代谢过程。Zn 可导致 P 的缺乏,它与 Cu 在对作物毒害症状上存在相似性,而有机络合能力比 Cu 弱。因此,过量 Cu 进入植物体后可能形成了稳定络合物而破坏了植物的正常功能,使其

不能正常生长。此外,Pb 的加入不但没有使稻谷产量降低,反而使产量增加。Pb、Zn、As 的单因素污染,水稻都有一个分蘖峰值,而它们复合污染时水稻分蘖百分率为 0 %^[34]。王新等^[34]的 Cd、Pb、Cu、Zn、As 对水稻复合污染研究表明,复合污染使植物的光合作用和蒸腾作用降低,导致作物的生物量与产量下降。低剂量有增产的趋势,而高剂量出现减产的现象,减产幅度为 0.4 % ~ 4.8 %,且株高有逐渐降低的趋势。另一 Cd、Pb、Cu、Zn、As 复合污染研究表明,复合污染可使 Cd、Pb 的临界含量大为降低,而其它元素降低不多^[36]。在酸性土壤中,造成作物生育障碍的主要元素为 Cu;在碱性土壤中的 As、Cu 交互作用可增加土壤中有效 Cu 的含量而加强毒害,Cd、Pb 的存在将减轻 Cu 的危害^[14]。吴燕玉等^[35]试验表明,水稻在 Cd、Pb、Cu、Zn、As 复合污染后,共存元素间交互作用表现为 Pb、Zn、As 的存在,有利于土壤 Cd 的解吸与水稻的吸收;Cu、Zn、Cd 的存在有利于 Pb 的解吸,因而提高了 Cd、Pb 的吸收。林琦等^[37]研究表明,Pb、Cd 复合处理条件下,Cd 的存在促进水稻植株对 Pb 的吸收。这说明复合作用所产生的复合效应大于各元素单一作用所产生的生态效应,但小于各元素单一作用所产生的效应之和。

3 水稻对重金属的吸收和积累及其影响因素

3.1 水稻对重金属的吸收累积特点

生长在重金属污染土壤上的植物,其体内必然会发生重金属累积^[10]。水稻各器官重金属含量与土壤的重金属含量呈显著正相关,且各器官之间的重金属含量也具有密切的关系。土壤中 Cd、Pb、Hg 和 Cr 等重金属或 As 等类金属元素,它们虽不是水稻生长所必需的营养元素,但水稻可通过根系从土壤中吸收并输送到自身的各个器官组织中进行再分配。水稻植株各器官重金属含量分布规律为根 > 茎叶 > 籽粒^[38]。如 Cd 在水稻体内浓度的分配,糙米 茎叶 根系约为 1 5 80^[14]。Pb 在水稻中的吸收量为根占 65 % ~ 75 %,茎叶占 22 % ~ 32 %,谷壳占 2 % 左右,糙米占 1 % 以下^[14]。水稻根与地上部茎叶中的 Cu、Hg、As 等含量相差约 15 ~ 20 倍,茎叶与糙米比较相差几倍到几十倍^[32]。此外,水稻籽粒对重金属的吸收特点因其元素不同而差异较大,重金属元素被水稻糙米吸收的程度为:As < Cd < Hg < Pb < Cr^[38]。

3.2 影响水稻吸收重金属的因素

3.2.1 土壤质地和有机质的影响 土壤中重金属含量与土壤质地密切相关,一定量的重金属投入土壤后,土壤质地越粘重,它的持留量越大。一般地说,土壤中腐殖质含量越高,土壤吸附重金属的能力越强。据报道,用含 Cr^{3+} 溶液处理的冲积土,处理浓度为 300mg/kg 条件下,水稻开始减产,而火山灰土用 10 000mg/kg 处理,对水稻的生产几乎没有影响^[14]。土壤腐殖质能在其表面交换性吸附重金属,并亦可形成金属-腐殖质复合物,从而增加了土壤对重金属的吸持。红壤性水稻土添加镉(100mg/kg)与不同数量红花草粉的试验表明,水稻糙米中含 Cd 量与对照相比能减少 12 % ~ 35 %,茎叶含 Cd 量减少 35 % ~ 46 %,根系中含 Cd 量同样也减少 15 % ~ 46 %^[39]。所以,通过改良土壤质地来减轻重金属毒害也是一条有效途径。

3.2.2 土壤 pH 值的影响 许多研究资料表明,土壤中重金属离子 Cd^{2+} 、 Co^{2+} 、 Ni^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 的溶解度与土壤溶液中 pH 值的高低关系极大。土壤 pH 值愈低,其溶解度愈大,活性愈高。类金属 As 的情况不同,由于它主要呈阴离子态存在,在较低 pH 值范围内, $\text{H}_2\text{AsO}_4^{1-}$ 、 $\text{H}_2\text{AsO}_4^{2-}$ 等能被带正电荷的氢氧化铁等迅速吸附。随着 pH 值增加,吸附剂表面负电荷增高,促使含 As 阴离子向溶液中解吸^[40]。由添加氯化镉盆栽试验^[14]可见,土壤溶液中的 pH 值与糙米中的含 Cd 量存在良好的负相关,即土壤的 pH 值越低,糙米中 Cd 含量越高。因此,通过

施用石灰等碱性物质来提高土壤的 pH 值,可以降低 Cd 在糙米中的累积。

3.2.3 土壤 Eh 值的影响 土壤在还原状态下,重金属可形成难溶化合物硫化物,使土壤溶液中的重金属离子减少,从而抑制了植物对重金属的吸收。旱田条件下小麦、大豆吸收重金属的含量比水稻多^[35]。当土壤 Eh 值提高时,重金属的活性也增加,有利于水稻吸收重金属,且 Eh 值与糙米重金属含量呈正相关。但 As 例外,当 Eh 值低到一定程度时,变价元素 As 可以亚砷酸盐形态存在,亚砷酸盐的毒性和可溶性比砷酸盐大得多,且易被作物吸收^[18]。水稻土由于长期淹水使 Eh 电位降低,有利于亚砷酸盐的存在,从而使水田与旱地土壤中 As 的临界含量有很大差别。由此可见,采取灌溉措施来调节土壤氧化还原状况可以减少水稻对重金属的累积。

3.2.4 土壤中污染物类型的影响 土壤中重金属元素的存在形态不同,对水稻的毒害程度不同,植株体内重金属含量也有明显差别。就不同砷化物对水稻产量的毒性而言,它们的顺序是三氧化二砷 > 砷酸钙 > 砷酸铁 > 砷酸钠 > 砷酸铝。由此可见,砷酸盐在酸性土壤中以钙盐的毒性为最大。陈家梅等^[40]对不同镉化物试验表明,水稻吸收累积镉的顺序为 $\text{CdCl}_2 > \text{CdSO}_4 > \text{CdS}$ 。水稻对不同形态 Hg 的吸收累积顺序也不同,戴昭华等^[41]的盆栽试验结果表明,投加 Hg 量相同时,醋酸苯汞、氯化汞对水稻生长发育的危害比氧化汞、硫化汞要大。其顺序为醋酸苯汞 > $\text{HgCl}_2 > \text{HgO} > \text{HgS}$ 。土壤中 Cr 的化学形态对植物的毒性差异很大。六价铬在土壤中是可溶性的,易被植物吸收,毒性大;三价铬是难溶性的,难以被植物吸收,毒性小。因此,在选择水稻无公害生产基地之前,对土壤中污染物类型的检测与了解十分重要。

3.2.5 农业技术措施的影响 据王新等^[42]报道,在污染土壤上采用石灰 + Ca、Mg、P 肥处理可减少重金属向作物籽实的迁移和积累,水稻 Cd 吸收量比处理前降低了 31.5% ~ 55%。对水稻不同生育时期灌溉含 Hg 废水试验表明,抽穗期灌溉汞进入水稻的数量最多,而孕穗期灌溉仅为抽穗期的 40% 左右;在苗期灌溉, Hg 进入水稻的比例较少^[41]。这可能是因为孕穗期,尤其是抽穗、开花期是繁殖器官旺盛发育和籽粒形成的时期,大量的水分和养分输向穗部,汞也随水分进入穗部而积累于籽粒^[41]。依纯真等^[43]不同钾肥对水稻吸 Cd 影响试验也表明, KCl 促进了水稻对 Cd 的吸收,而 K_2SO_4 相反。理由是 Cl 增加了土壤中 Cd 的有效性,而 SO_4^{2-} 与 Cd^{2+} 形成 CdS 沉淀而降低了土壤中 Cd 的有效性。此外,施用有机肥,如猪粪等也能缓减 Cd 污染的危害^[44,45]。因此,增加有机肥和选择性施用肥料及适期施用都有助于减轻重金属毒害从而达到改良品质的目的。

3.2.6 气候的影响 孙汉中等^[14]研究表明,早稻糙米中的 Cd 浓度一般比晚稻糙米中的 Cd 浓度要高得多。这可能是早稻圆锥花序形成期后的气温很高,水稻蒸腾速率很强, Cd 与小分子有机质形成络合物随蒸腾流大量向上输送,并累积在茎叶和籽实中,而晚稻的圆锥花序形成期后气温则逐渐下降,蒸腾率减小, Cd 在籽实、茎叶中的积累也相应减少的原因^[39]。江西大吉山地区污染的调查结果表明,无论是污染区还是非污染区或轻污染区,早稻籽实 As 含量都比晚稻要高^[46]。

3.2.7 污染物浓度的影响 土壤中重金属污染物浓度的大小与水稻植株体内重金属含量直接相关。有关研究表明,当糙米中 Cd、Pb、As、Hg 和 Cr 含量达到食品卫生标准 [Cd 0.20mg/kg (GB15201 - 94)、Pb 1.00mg/kg (GB2715 - 81)、As 0.70mg/kg (GB13106 - 91)、Hg 0.70mg/kg (GB2715 - 81)、Cr 0.60mg/kg (GB1350 - 86)] 时,土壤中相应的 Cd、Pb、As、Hg 和 Cr 的浓度分别为 4mg/kg、700mg/kg、45.7mg/kg、0.20mg/kg、94mg/kg^[11]。这为制定绿色大米生产基地的土壤质量标准提供了依据。另外,王新等^[34]实验表明,水稻吸收重金属绝对量随污染物浓度的提

高而增加,但吸收比率明显下降,认为可能是因吸收机能受到了阻碍。

4 水稻对重金属的抗性及其分子生物学基础

不同植物种类,甚至同一种植物的不同品种对重金属的抗性都有差异^[47]。而重金属在水稻植株体内累积分布与产量、品质的关系比较复杂,植株体内累积量少的有可能产量和品质都有降低,高产优质品种也有可能植株体内累积量高。这为选育高产优质而重金属含量低的水稻品种增加了困难。吴启堂等^[47]报道,杂交稻(“汕优 63”等)产量较高,但糙米 Cd 含量也较高;优质稻(“野奥丝苗”等)产量较低,糙米重金属含量也较低;常规稻则变幅较大。植物对不同金属离子的抗性机制上表现出的多样性具体体现在金属结合蛋白(或多肽)及其功能上^[48]。高等植物的细胞壁是重金属进入细胞内部的第一道屏障^[49,50],细胞壁中的果胶质成分为结合重金属离子提供了大量的离子交换点,当这些结合点达到饱和时,关键的抗性机制则可能由存在于细胞质内的一些重金属结合肽所担负^[51]。现今所发现的金属硫蛋白可分为 3 类:金属蛋硫白(MT)、类金属蛋硫白(MT-like)和植物螯合态(PC)。这 3 类金属硫蛋白主要是由过量的重金属离子诱导、植物细胞合成,而这种蛋白质能与进入细胞的重金属离子结合,使之失活而解除其毒害^[48]。20 世纪 90 年代以来,人们对高等植物 MT-like 基因的表达调控有了初步认识。在水稻中发现有 MT1 型基因(rgMT)和 MT2 型基因(OsMT-1)的存在,其中 rgMT 在根中的转录水平最高,叶中次之,鞘中最少^[48]。

5 展望

我国水稻生产已从数量型向质量型转化,且人们对食用大米的质量要求不断提高,这对从事水稻科研与生产者都提出了很高的要求。土壤—水稻系统重金属污染问题已逐渐成为土壤—水稻系统生态研究中一个活跃的研究领域并取得了一定程度的进展,但也有许多急需解决的问题。(1) 重金属污染可通过食物链影响人类与牲畜的健康,因此,需加强重金属元素在土壤—水稻系统中的迁移、转化机制的研究。(2) 降低重金属毒害方面的研究。基于特定的土壤因子胁迫,利用水稻遗传多样性,培育出抵抗某一毒害元素的水稻品种,也是一种有效的品种改良方法和经济有效的技术措施。(3) 土壤污染一般是多个因素的复合污染,且复合污染因子之间存在复杂的互作关系。所以,土壤—水稻系统重金属元素的复合污染及元素间的交互作用和拮抗关系的研究值得重视。探求表征复合污染综合效应的指标与作物效应的关系,建立土壤—水稻系统中重金属迁移、转化模式的研究。(4) 针对不同地区污染状况不同,进行不同地区的土壤重金属污染状况预测和水稻解吸模型研究。(5) 有关重金属对水稻的毒害和耐性机理研究。开展上述问题的研究,弄清土壤—水稻系统重金属污染的机理和制定相应的技术措施,无疑对保护土壤生态环境和生产无公害绿色大米具有十分重要的意义。

参考文献:

- [1] 陈怀满. 土壤—植物系统中的重金属污染[M]. 北京:科学出版社,1996. 7~158.
- [2] 李宗利,薛澄泽. 污灌土壤中 Pb、Cd 形态的研究[J]. 农业环境保护,1994,13(4):152~157.
- [3] 李海华,刘建武,李树人,等. 土壤—植物系统中重金属污染及作物富集研究进展[J]. 河南农业大学学报,2000,34(1):30~34.
- [4] 郑泽群,边淑萍,郑建民,等. 从西安的镉、铬污染农田论农业环境保护[J]. 西北农学院学报,1984,(4):82

- ~ 91.
- [5] 姜永清,郝小品. 兴平化肥厂含砷废水对土壤的污染[J]. 环境科学, 1983, 4(2): 48 ~ 51.
- [6] 张学洵,吴燕玉,陈涛,等. 张土灌区镉、铅等重金属迁移分布规律及其治理途径[J]. 环境科学, 1982, 3(6): 7 ~ 10.
- [7] 丁中元. 重金属在土壤—作物中分布规律研究[J]. 环境科学, 1989, 10(5): 78 ~ 80.
- [8] 郑春荣,陈怀满. 土壤—水稻体系中污染重金属的迁移及其对水稻的影响[J]. 环境科学学报, 1990, 10(2): 145 ~ 151.
- [9] 李天杰. 土壤环境学[M]. 北京:高等教育出版社, 1995. 83 ~ 86.
- [10] 廖自基. 微量元素的环境化学及生物效应[M]. 北京:中国环境科学出版社, 1992. 72 ~ 75.
- [11] 夏增禄. 土壤环境容量及其应用[M]. 北京:气象出版社, 1988. 95 ~ 97.
- [12] 王焕校. 污染生态学基础[M]. 昆明:云南大学出版社, 1990. 91 ~ 108.
- [13] 陈愚,任久长,蔡晓明. 镉对沉水植物硝酸还原酶和超氧化物歧化酶活性的影响[J]. 环境科学学报, 1998, 18(3): 313 ~ 317.
- [14] 夏增禄. 土壤环境容量研究[M]. 北京:气象出版社, 1986. 81 ~ 85.
- [15] 彭鸣,王焕校,吴玉树. 镉和铅引起的作物种子超微结构变化[J]. 中国环境科学, 1991, 11(6): 426 ~ 431.
- [16] 杨树华,曲仲湘,王焕校. 铅在水稻中迁移积累及其对水稻生长发育的影响[J]. 生态学报, 1986, 6(4): 312 ~ 322.
- [17] 匡少平,徐仲. 水稻对土壤中环境重金属元素铅的吸收效应及污染防治[J]. 环境科学与技术, 2002, 25(2): 32 ~ 34.
- [18] 许嘉琳. 砷污染土壤的作物效应及其影响因素[J]. 土壤, 1996, 28(2): 85 ~ 89.
- [19] Morris HE. Injury to growing crops caused by the application of arsenical compounds to the soil[J]. J Agr Res., 1927, 34: 59 ~ 78.
- [20] 华南农学院农学系作物生态遗传研究室. 杀雄剂一号诱导水稻雄性不育的细胞学观察[J]. 遗传学报, 1978, 5(3): 181 ~ 185.
- [21] 瞿爱权. 汞对水稻、油菜影响的研究初报[J]. 环境科学, 1980, 1(6): 50.
- [22] 陈国祥,施国新,何兵,等. Hg、Cd 对莼菜越冬光合膜光化学活性及多肽组分的影响[J]. 环境科学学报, 1999, 19(5): 521 ~ 525.
- [23] 周建华. 硅营养缓解镉、铬对两系稻幼苗毒害的研究[D]. 广州:中山大学, 1997.
- [24] 陈英旭. 土壤中不同形态铬的转化机制及其对水稻生长发育的影响[D]. 杭州:浙江农业大学, 1990.
- [25] 夏增禄,穆从如,李森照,等. 北京东郊作物对重金属的吸收及其重金属在土壤中含量和存在形态的关系[J]. 生态学报, 1983, 3(3): 277 ~ 285.
- [26] 蒋德富,杨晓华. 铬对冬小麦 6246 发芽及根尖细胞有丝分裂影响的初步研究[J]. 环境化学, 1981, (5): 14 ~ 18.
- [27] 周建华,王永锐. 硅营养缓解水稻幼苗 Cd、Cr 毒害的生理研究[J]. 应用与环境生物学报, 1999, 5(1): 11 ~ 15.
- [28] 郑春荣,陈怀满. 复合污染对水稻生长的影响[J]. 土壤, 1989, 21(1): 10.
- [29] Bingham, F. T., Page, A. L., Storong, J. E. Yield and cadmium content of rice grain in relation to addition rates of cadmium, copper, nickel and zinc with sewage sludge and liming[J]. Soil Science, 1980, 130(6): 32 ~ 38.
- [30] 夏增禄. Cd、Pb、Zn 及其相互作用对烟草、小麦的影响[J]. 生态学报, 1984, 4(3): 231 ~ 235.
- [31] 刘云惠,魏显有. 土壤中铅镉的作物效应研究[J]. 河北农业大学学报, 1999, 22(1): 23 ~ 28.
- [32] 吴燕玉,余国营. 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.
- [33] 谢正苗,黄昌勇. 土壤—水稻体系中铅锌砷含量与水稻分蘖的关系[J]. 浙江农业大学学报, 1994, 20(1): 67 ~ 71.

- [34] 王新,吴燕玉.不同作物对重金属复合污染物吸收特性的研究[J].农业环境保护,1998,17(5):193~196.
- [35] 吴燕玉,王新.重金属复合污染对土壤—植物系统的生态效应,对作物、微生物、苜蓿、树木的影响[J].应用生态学报,1997,8(2):207~212.
- [36] 余国营,吴燕玉,王新.重金属复合污染对大豆生长及综合评价研究[J].应用生态学报,1995,6(4):433~439.
- [37] 林琦,陈英旭,陈怀满,等.有机酸对 Pb、Cd 的土壤化学行为和植株效应的影响[J].应用生态学报,2001,12(4):619~622.
- [38] 莫争,王春霞.重金属 Cu,Pb,Zn,Cr,Cd 在水稻植株中的富集和分布[J].环境化学,2002,21(2):110~116.
- [39] 廖自基.环境中微量重金属元素的污染危害与迁移转化[M].北京:科学出版社,1989.75~78.
- [40] 陈家梅,董克虞,邓小荣.含镉污泥施肥标准的研究[J].农业环境保护,1982,(1):19~24.
- [41] 戴昭华,黄衍初.汞在土壤中的分布[J].环境科学,1983,4(6):32~35.
- [42] 王新,吴燕玉.改性措施对复合污染土壤重金属行为影响的研究[J].应用生态学报,1995,6(4):440~444.
- [43] 依纯真,傅桂平.不同钾肥对水稻吸收和运移的影响[J].中国农业大学学报,1996,1(3):65~70.
- [44] 华珞,陈世宝.有机肥对镉、锌污染土壤的改良效应[J].农业环境保护,1998,17(2):55~59.
- [45] 李勋光.土壤砷的化学形态及其含量[J].土壤学报,1982,19(4):360~366.
- [46] 严小龙,张福锁.植物营养遗传学[M].北京:中国农业出版社.1995.165.
- [47] 吴启堂,陈卢,王广寿.水稻不同品种对 Cd 的吸收累积的差异和机理研究[J].生态学报,1999,19(1):104~107.
- [48] 麻密,贾燕涛,黄玉山.高等植物重金属抗性的分子机理研究[A].走向 21 世纪的植物分子生物学[C].北京:科学出版社,2000.178~185.
- [49] Nishizono, H., H. Minemura, S. Suzuki, et al. An inducible copper - thiolate complex in the fern *Athyrium yokoscense*: Involvement in copper - tolerance of the fern[J]. Plant Cell Physiol., 1988, 29:1345~1351.
- [50] Rauser, W. E. Occurrence of metal - binding proteins in plants[A]. Proceedings of International Conference on Heavy Metals in the Environment[C]. Amsterdam:1981.
- [51] Peterson, P. J. The distribution of Zinc-65 in *Agrostis tenuis* Sibth. and *A. stolonifera* L. tissues[J]. J. Experi. Bot., 1969, 20:863~875.

Current Situation and Prospects of Researches on Heavy Metals Pollution in Soil - Rice System

YU Shou - wu^{1,2}, LIU Yi - bai¹

(1. College of Agronomy, Jiangxi Agricultural University, Nanchang 330045, China;

2. Rice Research Institute, Jiangxi Academy of Agricultural Sciences, Nanchang 330200, China)

Abstract: The current situation of researches on heavy metals pollution in soil - rice system is summarized, including the forms and distribution of heavy metals in paddy, physiological and ecological effects of heavy metals on rice, several factors which have influences on rice in adsorption and accumulation of heavy metals, and molecular biological mechanism of resistance of rice to heavy metals. In addition, the tendency of the research on heavy metals pollution in soil - rice system in the future is prospected.

Key words: Soil - Rice system; Heavy metals; Pollution