

稻田生态系统中镉污染及环境风险管理

宋文恩¹, 陈世宝^{1*}, 唐杰伟²

(1. 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所 国家土壤肥力与肥料效益监测站网, 北京 100081; 2. 农业部农业生态与资源保护总站, 北京 100026)

摘要: 稻田生态系统是一个由土壤-水稻构成的人工生态系统, 该系统中的镉(Cd)由于受土壤淹水、频繁农业活动及被水稻富集等影响, 在土壤-水稻系统中具有很强的迁移转化特性, 对人体健康具有高度危害性。围绕稻田系统中 Cd 的主要来源、生物和地球化学特性、Cd 在稻田系统中的迁移转化特性及其影响因素(如土壤 pH、稻田氧化-还原反应、土壤有机质、土壤质地及共存离子等)和稻田 Cd 污染综合防治措施等进行论述, 并从源头控制、过程阻断及末端治理工程管理等层次对稻田 Cd 污染的综合防治研究进行了展望, 以期为我国水稻 Cd 污染防治提供参考。

关键词: 稻田生态系统; 镉; 生物有效性; 食物链; 风险管理

中图分类号: X825 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2014)09-1669-10 **doi:**10.11654/jaes.2014.09.001

Cadmium Pollution and Its Environmental Risk Management in Rice Ecosystem

SONG Wen-en¹, CHEN Shi-bao^{1*}, TANG Jie-wei²

(1. 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; 2. Rural Energy & Environment Agency, Ministry of Agriculture, Beijing 100026, China)

Abstract: Cadmium (Cd) pollution in rice ecosystem has caused extensive public concerns over human health. This paper provides an overview of the recent studies on Cd sources, biogeochemical processes regulating Cd bioavailability to organisms, and Cd transfer and transformation and their major influencing factors (i.e. soil pH, oxidation-reduction reaction, organic matter content, soil texture and coexisting ions etc) in rice ecosystem worldwide. The risk management of Cd in rice ecosystem, including toxicity thresholds of cadmium-containing pollutant inputs, ways to block Cd transfer in rice food train and remediation of polluted paddy fields etc, was also discussed. This would provide fundamental information for preventing soil cadmium pollution and protecting human health.

Keywords: rice ecosystem; cadmium; bioavailability; food chain; risk management

近年来,以工业“点源”和农业源(畜禽粪便、肥料与农药及污水、污泥等)为主的“面源”重金属污染不断加剧,据报道,我国每年由于土壤 Cd 污染导致的 Cd 超标农产品达 14.6 亿 kg。水稻是我国种植面积最大的粮食作物,2011 年种植 3 005.7 万 hm², 约占粮食作物种植面积的 27.2%, 且我国 65% 的人口以稻米为主食^[1-2]。稻田生态系统是一个由土壤-水稻构成的人工生态系统, 该系统中的 Cd 由于土壤淹水、频繁农业活动的作用以及水稻对 Cd 易富集等特点而具有较强的迁移转化特性, 易使稻米籽粒 Cd 含量超标而

带来人体健康风险^[3]。

稻田 Cd 污染不仅影响水稻产量、品质及整个农田生态系统功能, 并可通过食物链传递而危害人体健康, 已成为影响我国水稻生产和提高稻米质量的主要限制因子之一^[3-4]。随着农田 Cd 污染的进一步加剧及污染农田的复杂性, 稻米 Cd 超标率近年来呈不断增长趋势^[5]。本文围绕稻田系统中 Cd 的主要来源及其生物和地球化学特性、Cd 在稻田系统中的迁移转化特性和稻田 Cd 污染的综合防治措施等方面进行了综述, 并对稻田 Cd 污染防治研究趋势进行了展望, 以期为我国稻田 Cd 污染防治提供参考依据。

1 稻田系统中 Cd 的主要来源

农田土壤中 Cd 来源主要包括自然来源和人为来源两个方面。

收稿日期: 2014-01-09

基金项目: 国家自然科学基金面上项目(41271490, 21077131)

作者简介: 宋文恩(1990—), 男, 硕士研究生, 从事重金属污染与防治研究。E-mail: songwenen@caas.cn

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

1.1 自然来源

自然条件下,农田中 Cd 主要来源于土壤成土母质,不同土壤因其成土母质不同而导致 Cd 含量有显著差异,相比而言,火成岩、砂岩和石灰岩等母质发育的土壤中 Cd 含量较低,而海洋黑色页岩母质发育的土壤中 Cd 含量较高^[6]。资料表明,我国不同母岩发育的土壤 A 层中,Cd 背景含量范围为 0.001~13.430 mg·kg⁻¹,其中,以风沙土土壤中 Cd 含量平均值最低(0.044 mg·kg⁻¹),而石灰(岩)土土壤中 Cd 含量平均值最高,达到 1.115 mg·kg⁻¹^[7]。我国地带性土壤中,有 96.02% 土壤的 Cd 背景值低于《土壤环境质量标准》的二级标准 0.3 mg·kg⁻¹(pH<7.5),但仍有近 4% 的土壤 Cd 背景值含量超过二级标准^[7],因此在今后修订《土壤环境质量标准》中 Cd 的一级质量标准时,应考虑到土壤发育对土壤 Cd 含量的影响。

1.2 人为来源

农田 Cd 人为来源主要包括:工业源(工业“三废”的排放)和农业源(有机肥、复合肥、磷肥、污灌、农药及污泥农用)等。

1.2.1 工业来源

土壤中 Cd 的工业源污染主要来自于大气颗粒沉降、工业废矿渣污染和污水灌溉等。Arthur 等^[8]研究发现,英国农田中近 50% 的 Cd 源于大气沉降;在韩国,矿区和工业区附近约 21% 的农田被重金属污染,大量矿渣未经处理即遭丢弃,每年产生数百万吨富硫尾矿渣,工业废水促使硫化物被氧化,导致包括 Cd 在内的大量金属离子被淋洗浸出而进入河流及农田,成为 Cd、As、Pb 等重金属的主要点源污染源^[9-10]。另

有报道,我国广东韶关某地因附近开采矿区外排污水而使当地农田受 Cd 污染严重,致使该地成为癌症村^[4]。目前,我国遭受重金属污染的污水灌溉农田约 140 万 hm²,而资料表明,农田 Cd 含量与污灌水 Cd 含量呈显著正相关($r=0.996$)^[11]。我国农田污水灌溉的区域性差异较大,农田灌溉污水主要包括采矿废水、生活废水、制造业污水等。

1.2.2 农业来源

土壤中 Cd 的农业来源主要包括有机肥、磷肥、农药及污泥农用等。资料表明,含 Cd 磷肥的长期施用是导致农田土壤 Cd 积累的主要因素之一,包括普通通过磷酸钙、重过磷酸钙、磷矿粉及复合磷肥等^[12-13]。磷肥主要由含不同 Cd 含量的磷矿石加工而成,在磷肥生产过程中,磷矿石中的 Cd 在成品磷肥中留存 60%~80%^[13]。因此,不同磷肥的长期施用导致的农田 Cd 污染不容忽视。除了磷肥外,集约化养殖场畜禽粪便等有机肥和污泥农用也是农田 Cd 污染主要来源之一。以德国腐熟堆肥中重金属限量标准为依据,刘荣乐等^[14]研究发现,我国不同猪粪样品中,Cu、Zn、Ni、Cd、Cr 超标 10.3%~69.0%,以 Cd 超标为主,而在鸡粪、牛粪中,Cd 含量也严重超标。目前,许多国家已制定了城市污泥重金属限量值,但针对有机肥和堆肥的重金属限量标准却不多。Bolan 等^[9]基于稻田 Cd 限量值(3.0 mg·kg⁻¹)计算了不同来源磷肥和有机肥最长施用年限,从表 1 可以看出,不同磷肥中 Cd 含量差异很大,为 10~70 mg·kg⁻¹,而相对于磷肥中的 Cd 而言,长期施用农家肥引起的农田 Cd 污染也应引起足够重视。

表 1 不同磷肥和有机肥中 P 与 Cd 的含量及其安全施用年限^[9]

Table 1 Contents of P and Cd in different phosphate fertilizers and organic manures

类别		P 质量分数/g·kg ⁻¹	Cd 质量分数/mg·kg ⁻¹	超过限定标准所需时间/a
磷肥	普通过磷酸钙(Single superphosphate)	98	32	149~298
	重过磷酸钙(Triple superphosphate)	190	70	132~264
	磷酸二铵(Diammonium phosphate)	200	10	975~1950
	北卡罗来纳磷矿粉(North Carolina phosphate rock)	132	54	119~238
	塞丘拉磷矿粉(Sechura phosphate rock)	131	12	532~1064
	埃及磷矿粉(Egyptian phosphate rock)	130	10	633~1267
	加夫萨磷矿粉(Gafsa phosphate rock)	134	70	93~186
有机肥	农家肥(Farm yard manure)	7.5	7.6	48~96
	生物固体(Biosolid)	8.5	32	12~25
	家禽粪便(Poultry manure)	17.8	7.5	115~231
	蘑菇堆肥(Mushroom compost)	5.3	3.1	84~166

注:水稻土(5 cm 土层,容重 1.3 g·cm⁻³)的磷年利用率为 20~40 kg·hm⁻²。

2 稻田系统中 Cd 的形态及影响因素

重金属的生物有效性主要取决于其化学形态。进入稻田系统中 Cd 通过吸附、沉淀、络合等反应后,分别以自由离子态,可溶和不溶的无机和有机结合态,铁、铝和锰氧化物结合态及残渣态等形态存在于土壤介质中。大量研究表明,土壤中水溶态和交换态 Cd 容易被植物吸收利用,而残渣态 Cd 难以被植物吸收转运^[5]。稻田系统中的各种环境、生物因素等对 Cd 形态转化和生物有效性的影响至关重要,分述如下。

2.1 土壤 pH

稻田淹水条件一定程度上可使酸性土壤 pH 升高,而使碱性土壤 pH 降低,使 pH 整体趋于中性^[5]。pH 上升会增加土壤颗粒和有机质的负电荷,从而减少可交换态 Cd。刘昭兵等^[16]通过用石灰和碱性物质修复 Cd 污染水稻土试验表明,使用石灰可使 Cd 有效态降低 33.2%~37.4%;土壤 pH 降低则会减少易吸附态 Cd。Naidu 等^[17]研究表明,CdOH⁺主要存在于 pH 8.0 环境下,且其吸附亲和力要高于 Cd²⁺,pH 降低增加溶液中 Cd²⁺含量。另有研究表明,在酸性土壤下,吸附反应对土壤 Cd 的形态组成起主要作用,而在中、碱性环境下,Cd 的氢氧化物、硫化物、磷酸盐和碳酸盐的沉淀反应对 Cd 有效性起主要作用^[18]。

2.2 土壤氧化还原电位(Eh)

土壤在淹水条件下处于还原状态,氧化还原电位降低,土壤 SO₄²⁻的硫被还原成 S²⁻,并与 Cd 形成沉淀,从而降低 Cd 的有效性;另外,淹水环境能增强有机质对 Cd 的吸附而形成较稳定的有机结合态,降低 Cd 的有效性^[17-18]。Kelderman 等^[19]发现,在河道沉积物中随 Eh 提高 Cd 的交换态和碳酸盐结合态相应提高,而有机结合态逐渐降低。齐雁冰等^[20]研究发现,还原状态下 Cd 以氧化物结合态比例最高(55%),有机结合态其次(25%),但氧化后有机结合态约占 15%。此外,根际与非根际土壤的氧化-还原状况也不同。在淹水的厌氧条件下,水稻根可以分泌氧气和氧化性物质来氧化土壤中的二价铁离子(Fe²⁺),使其在水稻根表形成三价铁沉淀进而形成铁氧化膜^[21]。研究发现,水稻根表铁膜可以吸附土壤中的 Cd 从而减少水稻对 Cd 的吸收^[22-23]。胡莹等^[24]也发现水稻分蘖期根表铁膜的形成量高于孕穗期和成熟期,可能是由于分蘖期水稻处于营养生长期,水稻根生长旺盛并分泌氧量从而促进根表铁膜的形成,随着生育期的延长,水稻根系的泌氧能力下降而使铁膜量降低,但是铁膜中的

Cd 含量在成熟期显著高于分蘖期。淹水栽培水稻可以有效降低水稻根的 Cd 含量,这是由于淹水条件下氧化还原电位低,使根表形成了铁膜,降低了 Fe 与 Cd 的活化能力,使水稻吸附 Fe 容易而吸收 Cd 难^[25]。

2.3 土壤有机质

稻田有机质含量高时,往往自由离子态 Cd 含量较少而有机结合态含量较高,且有机结合态 Cd 含量与土壤 DOC(可溶性有机碳)含量呈正相关^[17]。值得一提的是,目前针对有机肥对 Cd 有效性影响研究中,正、负效应皆有,这可能与不同腐殖化程度的有机质与 Cd 络合常数不同有关^[26]。周利强等^[27]研究表明,施用菜籽饼和猪粪均能缓解重金属对水稻的毒性,使糙米中重金属浓度降低。但有报道表明,水溶性有机质(DOM)可以显著抑制土壤对 Cd 的吸附,增加 Cd 在土壤溶液中的移动性^[28-29]。这是由于 DOM 富含羟基和羧基等可以作为重金属的配位体而吸附重金属,增加其移动性,施用有机肥后能够显著增加水稻根际和土体中的交换态及有机结合态的 Cd 含量,为对照的 2 倍多^[29]。也有研究指出,土壤有机质中的胡敏酸等固相大分子能提供更多与 Cd 结合的吸附位点从而固定 Cd,并降低其迁移性和生物有效性,而相对低分子的富里酸等可溶性有机酸往往增加稻田中 Cd 的移动性^[26]。综上所述,土壤有机质对重金属 Cd 的有效性的影响还需深入研究,传统的通过施用有机肥来修复固定土壤中 Cd 的治理观点值得商榷。

2.4 土壤质地

一般质地粘重土壤对 Cd 吸附能力强,进而降低 Cd 的迁移能力。因为粘粒多,其团聚能力强,比表面积大,能够吸附 Cd 离子,而且粘土矿物带负电荷,可与 Cd 离子发生静电吸附。粘粒含量也影响土壤阳离子交换量(CEC)大小及土壤胶体负电荷量,进而影响土壤对 Cd 吸附能力的大小。Römken 等^[30]研究发现在不同性质土壤上 SQS50 的水平是不同的,在沙壤中低于 0.3 mg·kg⁻¹,在粘壤中大于 6 mg·kg⁻¹。研究还发现,在利用 $\lg(\text{Cd-籽粒})=b+f^{10}\lg(\text{Cd-HNO}_3)+g\text{pH}+h^{10}\lg(\text{CEC})$ 模型预测水稻籽粒 Cd 含量时,CEC 的贡献率可以达到 $P<0.01$ 的显著水平^[31]。李野等^[32]研究大田条件下水稻籽粒吸收 Cd 的主要影响因素发现,土壤 Cd 浓度、pH、土壤粘粒含量是主要因子。可见,土壤中粘土矿物的种类和含量对 Cd 的吸附特性及生物有效性有重要作用。

2.5 共存离子

土壤中不同离子间存在着不同程度的相互关系,

如竞争、拮抗、联合和独立作用等。稻田中共存离子通过影响土壤胶体及水稻根表不同的吸附点位进而影响 Cd 的活性,如 Ca^{2+} 、 Zn^{2+} 、 K^+ 、 Mg^{2+} 等阳离子会与土壤中 Cd^{2+} 竞争土壤的吸附位点,从而影响 Cd^{2+} 的吸附^[33]。Bolan 等^[34]研究表明,土壤对 Cd 的吸附随施磷水平的增加而增加,但施 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 要低于 KH_2PO_4 处理,可能是 Ca^{2+} 与 Cd^{2+} 的竞争作用所致。自然界中 Cd 和 Zn 二者往往伴生,大量研究表明,Zn 与 Cd 之间的交互关系主要表现为拮抗作用、协同作用和无影响 3 种关系^[35]。Hart 等^[36]研究发现,小麦根系对 Zn 和 Cd 的吸收共用一个转运系统,当两者共同存在时就会出现竞争关系,当 Zn 含量占优势时,Cd 的吸收受阻,当 Zn 缺乏时,Cd 的吸收增加。一般认为,一价 K^+ 对二价 Cd^{2+} 的竞争作用很弱,研究发现 K^+ 浓度的提高可以增强土壤溶液中的离子强度,从而能够降低土壤对 Cd 的吸附,并且母质为高岭石的土壤对 K 有很强的选择性吸附^[37-38]。可见,稻田系统中,不同元素离子的共存将影响水稻对 Cd 的吸收与转运。

3 稻田系统中 Cd 的生物毒性

3.1 不同水稻对 Cd 吸收转运

水稻较易吸收积累 Cd,在污染条件下,水稻对 Cd 的吸收、富集可能会使米粒 Cd 含量超标,进而威胁人体健康。不同品种水稻吸收 Cd 的能力不同,在相同 Cd 条件下,不同基因型水稻籽粒中 Cd 的含量相差 6~10 倍^[31,39]。除了土壤性质等因素对稻米中 Cd 含量影响外,籽粒中 Cd 含量随土壤中有效态 Cd 的增加而增加。

在相同土壤性质下,不同水稻品种籽粒对 Cd 的吸收有较大差异,如表 2 所示,一般来看籼稻籽粒对 Cd 的积累能力高于粳稻。尽管籼稻和粳稻籽粒的 Cd 含量不同,但两者根中的 Cd 含量差异不显著,而籼稻 Cd 含量的籽粒/根高于粳稻,说明籼稻和粳稻从根向籽粒转运 Cd 的能力不同。此外,来自不同国家的水稻品种对 Cd 吸收也存在较大差异(表 3),如 IR36 和扬稻 6 号均为常规籼稻,但 IR36 籽粒含 Cd 量高于扬稻 6 号,其转运系数(0.037 2)却低于扬稻 6 号(0.044 1),同样,粳稻 H02 籽粒 Cd 含量也高于其他粳稻,甚至高于部分籼稻品种,且其转运系数也明显高于大多数水稻品种^[31,40]。可见,水稻品种不同,其对镉的吸附、转移特性也不同,对 Cd 的敏感性也有差异。

3.2 Cd 对水稻及稻田微生物的毒性

水稻易吸收 Cd,Cd 的过量吸收不仅影响水稻正常生长,也影响水稻生理生化特性,如使水稻种子萌发受阻,水稻发芽指数、活力指数、根长等明显下降,且植物细胞中 DNA 和 RNA 的活性降低,细胞分裂过程受阻等。这可能与 Cd 胁迫下,水稻种子中的水解酶活性增强,从而抑制种子萌发和幼苗生长有关。资料^[41]表明,Cd 浓度达 $5\sim 7\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,水稻的叶绿素相对含量(SPAD)值明显下降,同时超氧化物歧化酶(SOD)活性也下降,使膜脂过氧化增强,从而致使丙二醛(MDA)积累增加,进而影响水稻光合作用,使水稻减产。Cd 积累还影响水稻品质,当土壤 Cd 含量为 $4.48\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,糙米中蛋白质含量显著减少^[42]。

土壤中 Cd 胁迫也会对稻田系统中的微生物产

表 2 不同水稻品种根和籽粒中 Cd 含量^[31]

Table 2 Cadmium concentrations in roots and shoots of different rice cultivars

科 Family	水稻品种 Cultivar name	土壤总 Cd 质量分数/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$		根中总 Cd 质量分数/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$		籽粒总 Cd 质量分数/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$		总 Cd 比 (籽粒/根)
		中值	范围	中值	范围	中值	范围	
粳稻 Japonica	Tainung No.70	0.60	0.13~27.8	8.0	0.8~373.4	0.21	0.02~4.6	0.029
	Taiken No.8	0.61	0.09~18.8	6.6	0.5~181.3	0.23	0.11~6.0	0.037
	Tainung No.72	0.65	0.11~18.2	9.7	0.4~403.9	0.19	0.02~3.0	0.026
	Kaohsiung No.143	0.64	0.07~17.4	8.0	0.5~198.5	0.19	0.01~4.5	0.029
	Taitung No.30	0.59	0.06~23.9	8.8	0.7~213.6	0.18	0.02~3.3	0.025
	Tainung Sen No.20	0.71	0.08~21.2	6.5	0.6~247.7	0.43	0.02~12.6	0.096
	Tainung No.71	0.60	0.13~25.9	7.2	0.6~175.7	0.20	0.10~3.7	0.030
	Tainung No.67	0.66	0.08~26.6	5.4	0.6~139.2	0.19	0.09~3.4	0.032
籼稻 Indica	Kaohsiung Sen Yu No.1151	0.57	0.09~25.9	6.2	0.5~107.0	0.44	0.23~7.6	0.075
	Taichung Sen Waxy No.1	0.71	0.14~25.8	6.4	0.5~161.8	0.60	0.25~25.3	0.092
	Taichung Sen No.10	0.70	0.14~22.7	9.6	0.7~266.6	0.37	0.19~29.1	0.061
	Kaohsiung No.144	0.59	0.13~16.8	4.6	0.6~107.7	0.16	0.08~29.1	0.032

表3 不同水稻品种茎叶和籽粒Cd含量^[31,40]

Table 3 Cadmium concentrations in shoots and grains of different rice cultivars

来源	水稻类型	品种(系)	茎叶		糙米		精米		转运系数 (精米/茎叶)
			质量分数/mg·kg ⁻¹	总量/mg·盆 ⁻¹	质量分数/mg·kg ⁻¹	总量/mg·盆 ⁻¹	质量分数/mg·kg ⁻¹	总量/mg·盆 ⁻¹	
菲律宾	新株型	cv5	44.20	3.55	1.57	99.59	1.42	61.84	0.032 1
		cv6	49.05	4.91	1.77	162.56	1.36	89.80	0.027 7
		NPT3	35.56	3.92	1.55	91.59	1.25	62.80	0.035 2
中国	籼型常规	IR36	56.68	4.14	2.70	276.78	2.11	169.19	0.037 2
		南京 11	73.46	6.02	2.47	291.61	1.78	165.09	0.024 2
	籼型杂交	扬稻 6 号	39.43	3.75	2.27	200.52	1.74	132.76	0.044 1
		两优培九	37.25	3.96	2.27	238.39	1.43	147.80	0.038 4
	粳型常规	汕优 63	102.82	10.96	2.10	216.53	1.86	137.68	0.018 1
		9520	36.70	3.75	0.93	70.44	0.76	41.44	0.020 7
		广陵香粳	98.02	8.78	1.17	80.50	1.02	58.03	0.010 4
		农垦 57	75.58	4.97	1.17	63.99	0.82	42.21	0.010 8
		武育粳 3 号	25.61	1.54	0.96	63.14	0.71	38.32	0.027 7
		小粒特好	120.39	14.35	1.20	73.25	0.82	45.24	0.006 8
韩国		镇稻 88	90.55	9.06	1.48	121.10	1.01	63.97	0.011 2
		Y49	135.09	12.09	1.33	91.30	0.98	49.26	0.007 3
		H01	71.67	5.86	1.33	119.52	0.94	40.00	0.013 1
日本		H02	48.18	3.62	2.65	193.18	2.02	96.09	0.041 9
		H03	24.39	1.84	1.33	77.59	1.00	41.85	0.041 0
日本		z35	140.27	11.30	1.07	57.74	0.92	37.96	0.006 6
		予 44	126.99	10.16	0.87	56.68	0.72	35.05	0.005 7

注:土壤添加 Cd(CdCl₂·2.5H₂O)浓度为 100 mg·kg⁻¹。

生毒害作用,主要表现为群落数量、群落结构和生理活性等的变化。Hiroki^[43]研究表明,随着 Cd 浓度的增加,稻田系统中放线菌和细菌数量逐渐减少,而真菌数量并无显著变化,说明放线菌与细菌对 Cd 胁迫的反应比真菌敏感。Cd 胁迫对土壤微生物产生毒性从而影响土壤呼吸强度,降低土壤微生物活性。此外,Cd 胁迫还影响土壤微生物量碳、土壤酶活性等^[35]。稻田生态系统中,土壤微生物变化可作为稻田土壤 Cd 污染的敏感环境质量指标之一。

3.3 Cd 对动物和人体的健康风险

联合国粮农组织和世界卫生组织(FAO/WHO)于 1972 年发布了体重为 70 kg 的人 Cd 摄入量限值为每星期 400~500 μg 或每天 57~71 μg。尽管 Cd 在饮食中的摄入量不同,但稻米是亚洲大多数人摄入 Cd 的主要来源。统计^[9]显示,菲律宾人口从稻米摄入的 Cd 占总 Cd 摄入量约 20%,日本为 30%~40%。污染稻田里的 Cd 通过食物链进入人体后与人体内多种蛋白和酶发生强烈的相互作用而使其失活,从而造成人体代谢功能紊乱,并引起一系列的疾病,包括“骨痛病”、肾功能障碍、高血压、肺气肿、骨质疏

松症等^[44]。

Cd 也可通过食草动物进入食物链从而被人体吸收。Bramley^[45]研究发现,每年羊和牛通过牧草摄入的 Cd 量分别约为 55 mg 和 275 mg,尽管小肠吸 Cd 量超过总 Cd 量的 90%,但摄入 Cd 的 80%~90%和 0.05%分别经粪便和尿液排出。大部分饮食摄入的 Cd 易和金属硫蛋白结合,并进入体循环。一般动物的肾脏和肝脏占总摄入 Cd 的 50%~70%,且肾脏的 Cd 含量高于肝脏,而其他器官(心脏、肌肉、脂肪、胰腺、大脑等)含有少量 Cd^[9]。但人食用含 Cd 肉类食品,也增加了 Cd 对人的潜在威胁。故不同国家制定了不同肉制品 Cd 最大限量值,如表 4 所示,不同国家之间的肉制品限量值存在差异。

4 稻田 Cd 污染的风险管理

近 20 年来,稻田生态系统 Cd 污染的风险越来越受到关注,相关学者进行了大量研究,然而,随着农田 Cd 污染的区域化发展及污染物类型和环境介质的复杂性,稻米 Cd 超标率近年来呈不断增加趋势^[2,5]。为了加强对稻田系统 Cd 污染的风险控制,FAO/WHO 和

表4 不同国家肉制品 Cd 限量值^[46]

Table 4 Maximum limits of Cd in meat products in different countries

国家	食品分类	限量值/mg·kg ⁻¹
欧盟(EU)、荷兰、英国	马肉	0.20
	牛、羊、猪、家禽、马的肾脏	1.00
	牛、羊、猪、家禽、马的肝脏	0.50
	牛肉、羊肉、猪肉和家禽肉	0.05
澳大利亚、新西兰	牛、羊、猪的肾脏	2.50
	牛、羊、猪的肝脏	1.25
	牛肉、羊肉和猪肉	0.05
中国	熟肉制品	0.10
	腌腊肉制品	0.10
	鲜、冻胴体羊肉	0.10
	鲜(冻)畜肉	0.10
	金华火腿	0.10
	肾脏	1.00
	肝脏	0.50

世界各国都相应制定了稻米中 Cd 的限量标准,FAO/WHO 规定稻米 Cd 最大限量标准值(MLs)为 0.40 mg·kg⁻¹,我国最新《食品中污染物限量》(GB 2762—2012)规定 Cd 的 MLs 值为 0.20 mg·kg⁻¹。值得一提的是,制定 Cd 的食品 MLs 值只能对 Cd 在稻田生态系统的末端进行风险控制,对整个稻田生态系统而言,Cd 的风险管理须从源头控制、过程阻断及末端治理等多层次进行全面、系统的控制。

4.1 源头控制

由于土壤 Cd 污染具有累积性和隐蔽性,在以预防为主土壤重金属污染管理中,源头控制是关键。源头控制技术主要包括:减少工矿企业含 Cd 污染物的随意排放,发展清洁工艺,制定科学合理的污灌水质标准,制定科学的磷肥和污泥中 Cd 限量标准值,研究低残留、低毒、高效农药等。

4.1.1 加强污染源控制指标体系和限量值研究

农田 Cd 污染源控制指标研究包括通过稻田土壤中 Cd 的输入-输出平衡以及不同来源 Cd 的生物有效性研究,通过模型方法建立畜禽粪便等有机肥 Cd 控制指标体系、磷肥及有机肥 Cd 无害化指标体系、污泥农用、污水灌溉的 Cd 控制指标等。

目前,在控制农田重金属污染方面,我国已制定了《土壤环境质量标准》、《农用污泥中污染物控制标准》、《城市垃圾农用控制标准》、《农用粉煤灰中污染物控制标准》等,但畜禽粪便有机肥、农药等许多其他农用品仍缺乏 Cd 限量标准。

4.1.2 制定基于不同水稻土性质的 Cd 限量行业标准

虽然正在实施的《土壤环境质量标准》在我国重金属污染防治和管理评价中发挥了重要作用,但因历史条件等限制,《土壤环境质量标准》在制订当初还缺乏一些必要的基础研究和数据资料,在稻米 Cd 超标率呈不断增加趋势的背景下,此标准现已很难满足实际应用需求。基于不同类型土壤水稻生态安全且切实可行的 Cd 生态风险阈值(HCx)或标准已成为制约 Cd 污染防治的瓶颈。

4.2 过程阻断

过程阻断主要根据 Cd 在稻田系统中迁移转化规律,通过一系列措施降低稻米籽粒中的 Cd 含量,使其低于国家食品安全限值。

4.2.1 水分管理

土壤水分影响土壤氧化还原条件,而氧化还原电位影响土壤 Cd 有效性变化,故通过水分管理减少水稻 Cd 积累具有重要意义^[47]。淹水条件下 Cd 可形成 CdCO₃ 或 CdS 等沉淀,从而减少稻田 Cd 的有效性。在淹水条件下,稻田土壤呈还原状态,Eh 显著降低,土壤中硫酸盐还原为硫化物。H₂S 分解产生 HS⁻和 S²⁻,导致土壤溶液中 S 离子和 Cd 离子结合形成沉淀,降低 Cd 的有效性。研究表明,在水稻分蘖到抽穗期间,稻田淹水能降低籽粒 Cd 含量,淹水时期越久,对降低 Cd 毒害效果越好^[41]。这可能是由于长期淹水条件下,稻田土壤呈还原状态,S²⁻和 Cd²⁺的共沉淀作用以及 Fe²⁺等金属离子与 Cd²⁺的竞争作用加强,从而使 Cd 的有效性降低^[48]。张雪霞等^[49]研究也表明,不同水分管理条件下籽粒 Cd 含量大小不同,80%的最大田间持水量>最大田间持水量>前期淹水+抽穗扬花期烤田>全生育期淹水。可见,水分管理对水稻 Cd 吸收转运规律存在影响,在生产中可以通过全生育期淹水而降低 Cd 向水稻籽粒的迁移。

4.2.2 离子拮抗技术

不同离子之间存在着多种交互作用。根据不同离子与 Cd 的拮抗作用原理,可降低水稻对 Cd 的吸收、转运。研究表明,由于 Zn 和 Cd 具有相似的化学特性,Zn 对植物吸收 Cd 具有拮抗作用,故向土壤中添加适量 Zn 或在水稻叶面喷施 Zn 肥,可减少植物对 Cd 的吸收^[50]。胡坤等^[51]研究不同离子对水稻吸 Cd 的影响后发现,S 和 Mg 可降低水稻籽粒中 Cd 浓度,Zn 抑制水稻吸 Cd 的效果最好,Cu 次之。另外,Mn、Fe、Si、B、Se、Na 等中、微量元素对水稻吸 Cd 也可能具有抑制效应,但这些元素的施用比例、时间及其环境适

用条件还需深究^[34,51]。Si可以提高植物的抗重金属能力,研究表明施硅能显著抑制Cd向地上部的运输,使质外体的Cd运输量减少36%^[52]。这可能主要由于硅结合蛋白诱导Si在水稻根的内皮层及纤维层细胞附近沉积,从而阻碍Cd的质外体运输,并且Si(OH)₄上的羟基与细胞壁多糖的官能团通过分子间相互作用在质外体空间内形成了有序的SiO₂胶体,使其与Cd²⁺络合成Cd-Si复合物,从而抑制Cd向地上部的转运,进而使Cd的毒害降低^[52-53]。

4.2.3 低累积Cd水稻品种的选育

选育低累积Cd水稻品种是进行稻田生态系统Cd污染防治的一种经济、有效的方法。一般而言,粳稻较籼稻具有Cd低吸收特性^[31]。Arao等^[39]研究了35种不同基因型水稻在2种土壤上的籽粒Cd含量表明,粳稻籽粒Cd含量普遍低于其他籼稻品种。在低累积Cd水稻品种选育研究中,了解Cd在稻米中转移的生理和遗传机理将有助于控制Cd往籽粒中转移。影响Cd向水稻籽粒转移的因素包括:根细胞壁对Cd的吸附、根细胞内液泡的区室化过程、从根经木质部到茎中的转移机制、从木质部到韧皮部的转移、韧皮部到籽粒的转移机制等。研究^[11]发现,通过木质部将Cd从根转运到茎中的过程是决定茎中Cd含量的主要过程。用褐飞虱探针法研究发现,籽粒中90%的Cd由韧皮部转运而来^[54],且低吸收水稻品种韧皮部Cd浓度显著低于其他品种,这可解释不同品种籽粒Cd含量不同是因它们韧皮部往籽粒转移Cd的能力不同所致。此外,Ishikawa等^[55]通过单基因定位技术(QTL)定位到控制水稻籽粒对Cd转运的基因(qGCd7)与水稻第7染色体的复制有关,控制qGCd7的过量表达不仅可降低茎叶中Cd含量,也可减少水稻籽粒Cd含量。冯文强等^[56]研究不同基因型水稻对Pb、Cd吸收的差异发现,恢复系抗Pb或Cd污染的能力要高于保持系,并指出利用重金属低吸收水稻基因型材料选育重金属高抗品种的水稻,也是解决重金属污染土壤上水稻种植的长效机制。

4.3 末端治理

在土壤重金属污染防治研究中,末端治理是指针对已经受污染的土壤,通过物理化学或生物技术手段,开发并实施有效的土壤重金属污染修复技术。目前,针对稻田系统Cd污染进行修复治理是防止Cd通过食物链对人体健康产生危害的有效方法之一。目前,国内外关于重金属污染土壤的治理技术有几

十种^[57-58],主要包括:(1)物理/化学修复:客土/翻土法、土壤淋洗法、电动修复法、热处理法和玻璃化技术、原位固化/稳定化等;(2)生物修复:动物修复(利用蚯蚓和鼠类等吸收富集重金属,并收集这些动物,进而减少土壤重金属含量而降低其毒害)、微生物修复、植物修复等。针对我国农田Cd污染面积大、污染程度低、复合污染、需持续安全等特点,目前多数采取原位化学钝化/稳定化技术治理Cd污染土壤。原位化学固化/稳定化法是指根据物理或化学原理,在土壤中添加不同稳定性修复剂,通过对Cd的吸附、沉淀、络合等作用,将Cd转化为难溶的、毒性小的形态,从而降低Cd在土壤环境中的扩散、迁移以降低其有效性。钝化剂一般需满足的条件为:(1)自身不含重金属等污染物,不存在二次污染风险;(2)易获得或制备成本低;(3)钝化/稳定效果显著且持久。目前,寻求高效、低成本且环境友好型钝化剂是研究热点。许多研究表明,不同功能纳米材料可通过强吸附作用降低土壤重金属离子的迁移转化以减轻其毒害,纳米材料作为新型、高效重金属污染土壤修复剂,仍是今后修复重金属污染土壤的研究热点^[59-60]。有研究^[9]表明,柠檬酸细菌能产生HPO₄²⁻,与Cd²⁺形成磷酸盐沉淀,因而可以降低Cd的毒性。Ziagova等^[61]研究发现假单胞菌可以吸附Cd达278 mg·kg⁻¹。研究也发现了许多Cd超富集植物,如遇蓝菜、印度芥菜、龙葵等。微生物修复和植物修复的效果好、无二次污染,因此可以用于稻田Cd污染治理。

综上,在进行稻田Cd综合污染防治研究中,须考虑:稻田Cd来源多样性;Cd污染复杂性;Cd化学形态易变性及其在土壤-水稻系统中迁移转化特性;污染土壤的综合防治与管理等(图1)。因此,在稻田Cd污染防治中,应首先从源头控制Cd输入稻田,减少稻田Cd积累;其次,通过系列措施阻止土壤Cd往水稻籽粒中迁移转化以降低Cd污染潜在风险;最后,结合各种修复措施(包括多种修复措施的联用技术)来进行稻田Cd污染的综合防治,同时应从整体性、综合性等多层面形成系统性的稻田Cd污染风险管理措施。

5 问题与展望

虽然国内外学者对水稻Cd污染及其环境风险关注已久,也进行了大量研究,包括不同水稻对Cd的富集机理、Cd在土壤-水稻系统中迁移转化的根际过程和分子机理、不同基因型水稻对Cd吸收与遗传

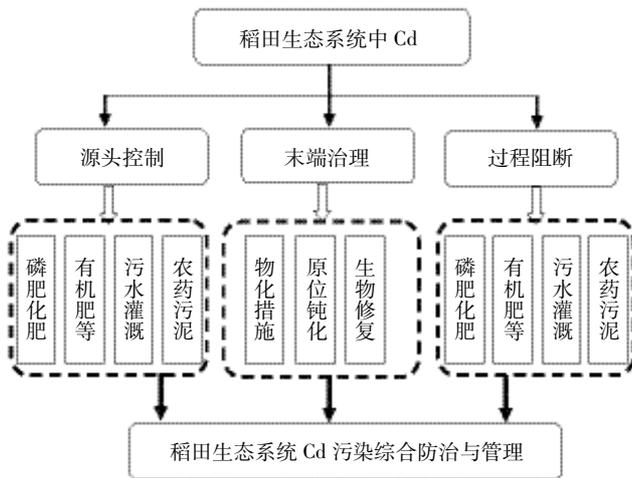


图1 稻田生态系统的综合管理措施示意图

Figure 1 Risk management of cadmium pollution in rice ecosystem

的规律,以及 Cd 诱导胁迫的生理生化特征等,但是针对稻田生态系统中 Cd 污染及其风险管理的大尺度、系统性研究仍有许多薄弱之处。稻田生态系统因其特殊的耕种方式,在水稻生产过程中土壤理化性质会发生较大变化。在淹水和落干条件下,土壤 pH、CEC、Eh 等因子显著变化,从而影响稻田中 Cd 的形态及其迁移转化特性。因此,针对稻田生态系统中 Cd 污染与防治研究,应结合 Cd 迁移转化特性及土壤条件等进行系统性、综合性研究,包括:(1)稻田系统内土壤、水分等环境因子与 Cd 有效形态变化间的耦合关系及调控机制研究;(2)不同 Cd 敏感性水稻根细胞壁对 Cd 初始转运机制及分子机理;(3)Cd 低吸收水稻对 Cd 转运机制及其专一离子通道的基因组学研究;(4)稻田 Cd 污染源控制的指标体系建立;(5)基于不同土壤类型的水稻 Cd 污染风险阈值研究及 Cd 污染稻田的修复技术及风险综合管理等研究。

参考文献:

- [1] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴 2012[M/OL]. [2013-07-13]. <http://www.stats.gov.cn/tjsj/ndsj/2012/indexch.htm>. National Bureau of Statistics of China. China statistical yearbook of 2012[M/OL]. [2013-07-13]. <http://www.stats.gov.cn/tjsj/ndsj/2012/indexch.htm>.
- [2] 胡忠孝. 中国水稻生产形势分析[J]. 杂交水稻, 2009, 24(6): 1-7. HU Zhong-xiao. Analysis of the situation of rice production in China[J]. *Hybrid Rice*, 2009, 24(6): 1-7.
- [3] 杨祥田, 周翠, 何贤彪, 等. 田间试验条件下不同基因型水稻对 Cd 和 Pb 的吸收分配特征[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(3): 438-444. YANG Xiang-tian, ZHOU Cui, HE Xian-biao, et al. Uptake and partition of Cd and Pb among rice genotypes in contaminated paddy soil[J].

Journal of Agro-Environment Science, 2013, 32(3): 438-444.

- [4] 赵雄, 李福燕, 张冬明, 等. 水稻土镉污染与水稻镉含量相关性研究[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(11): 2236-2240. ZHAO Xiong, LI Fu-yan, ZHANG Dong-ming, et al. Relationship between paddy soils cadmium pollution and cadmium content in rice[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(11): 2236-2240.
- [5] 张良运, 李恋卿, 潘根兴. 南方典型产地大米 Cd, Zn, Se 含量变异及其健康风险探讨[J]. 环境科学, 2009, 30(9): 2792-2797. ZHANG Liang-yun, LI Lian-qing, PAN Gen-xing. Variation of Cd, Zn and Se contents of polished rice and the potential health risk for subsistence-diet farmers from typical areas of south China[J]. *Environmental Science*, 2009, 30(9): 2792-2797.
- [6] Adriano D C. Trace elements in terrestrial environments: Biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals[M]. Berlin: Springer, 2001.
- [7] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990. Chinese environment monitoring station. China soil element background value[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1990.
- [8] Arthur E, Crews H, Morgan C. Optimizing plant genetic strategies for minimizing environmental contamination in the food chain[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2000, 2(1): 1-21.
- [9] Bolan N S, Makino T, Kunhikrishnan A, et al. Cadmium contamination and its risk management in rice ecosystems[J]. *Advances in Agronomy*, 2013, 119: 183-273.
- [10] Vega F A, Covelo E F, Andrade M L. Competitive sorption and desorption of heavy metals in mine soils; Influence of mine soil characteristics [J]. *Journal of Colloid and Interface Science*, 2006, 298(2): 582-592.
- [11] 姜国辉, 周雪梅, 李玉清, 等. 不同浓度 Cd 水灌溉对土壤及水稻品质的影响[J]. 水土保持学报, 2012, 26(5): 264-267. JIANG Guo-hui, ZHOU Xue-mei, LI Yu-qing, et al. Influence from irrigation of different cadmium water density on soil and rice quality[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2012, 26(005): 264-267.
- [12] Loganathan P, Hedley M J, Grace N D. Pasture soils contaminated with fertilizer-derived cadmium and fluorine; Livestock effects[C]//Reviews of environmental contamination and toxicology. New York: Springer, 2008: 29-66.
- [13] 陈宝玉, 王洪君, 曹铁华, 等. 不同磷肥浓度下土壤-水稻系统重金属的时空累积特征[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(12): 2274-2280. CHEN Bao-yu, WANG Hong-jun, CAO Tie-hua, et al. Spatio-temporal characteristics of heavy metal accumulation in soil-rice cropping system under different phosphate fertilizer concentrations[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(12): 2274-2280.
- [14] 刘荣乐, 李书田, 王秀斌, 等. 我国商品有机肥料和有机废弃物中重金属的含量状况与分析[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(2): 392-397. LIU Rong-le, LI Shu-tian, WANG Xiu-bin, et al. Contents of heavy metal in commercial organic fertilizers and organic wastes[J]. *Journal of Agro-Environmental Science*, 2005, 24(2): 392-397.
- [15] 黄丹丹, 葛滢, 周权锁. 淹水条件下土壤还原作用对 Cd 活性消长行为的影响[J]. 环境科学学报, 2009, 29(2): 373-380. HUANG Dan-dan, GE Ying, ZHOU Quan-suo. Effect of redox pro-

- cesses on soil Cd activity under submerged conditions[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2009, 29(2):373-380.
- [16] 刘昭兵, 纪雄辉, 田发祥, 等. 碱性废弃物及添加锌肥对污染土壤 Cd 生物有效性的影响及机制[J]. 环境科学, 2011, 32(4):1164-1170.
LIU Zhao-bing, JI Xiong-hui, TIAN Fa-xiang, et al. Effects and mechanism of alkaline wastes application and zinc fertilizer addition on Cd bioavailability in contaminated soil[J]. *Environmental Science*, 2011, 32(4):1164-1170.
- [17] Naidu R, Bolan N S, Kookana R S, et al. Ionic strength and pH effects on the sorption of cadmium and the surface charge of soils[J]. *European Journal of Soil Science*, 1994, 45(4):419-429.
- [18] 宗良纲, 徐晓炎. 水稻对土壤中镉的吸收及其调控措施[J]. 生态学杂志, 2004, 23(3):120-123.
ZONG Liang-gang, XU Xiao-yan. Cadmium absorption of rice from soils and remediation[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2004, 23(3):120-123.
- [19] Kelderman P, Osman A A. Effect of redox potential on heavy metal binding forms in polluted canal sediments in Delft (The Netherlands) [J]. *Water Research*, 2007, 41(18):4251-4261.
- [20] 齐雁冰, 黄 标, Darilek J L, et al. 氧化与还原条件下水稻土重金属形态特征的对比[J]. 生态环境, 2008, 17(6):2228-2233.
QI Yan-bing, HUANG Biao, Darilek J L, et al. Comparison of heavy metal fractions distribution in paddy soil under anoxic and oxidized conditions[J]. *Ecology and Environment*, 2008, 17(6):2228-2233.
- [21] Sundby B, Vale C, Caçador I, et al. Metal-rich concretions on the roots of salt marsh plants; Mechanism and rate of formation[J]. *Limnology and Oceanography*, 1998, 43(2):245-252.
- [22] 陈 雪, 刘丹青, 王 淑, 等. 不同土壤的还原状况对铁镉形态转化和水稻吸收的影响[J]. 土壤学报, 2013, 50(3):548-555.
CHEN Xue, LIU Dan-qing, WANG Shu, et al. Effects of soil redox condition on the transformations of Fe and Cd in soils and their uptake by rice[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2013, 50(3):548-555.
- [23] Liu J, Cao C, Wong M, et al. Variations between rice cultivars in iron and manganese plaque on roots and the relation with plant cadmium uptake[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2010, 22(7):1067-1072.
- [24] 胡 莹, 黄益宗, 黄艳超, 等. 不同生育期水稻根表铁膜的形成及其对水稻吸收和转运 Cd 的影响[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(3):432-437.
HU Ying, HUANG Yi-zong, HUANG Yan-chao, et al. Formation of iron plaque on root surface and its effect on Cd uptake and translocation by rice (*Oryza sativa* L.) at different growth stages[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(3):432-437.
- [25] 史 锟, 张福锁, 刘学军, 等. 不同栽培方式对籼、粳稻根表铁膜和根铁、镉含量的影响[J]. 应用生态学报, 2003, 14(8):1273-1277.
SHI Kun, ZHANG Fu-suo, LIU Xue-jun, et al. Effect of different cultivation practices of Fe and Cd content in iron plaque outside rice root and Cd content in rice root[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(8):1273-1277.
- [26] Garcia-Mina J M. Stability, solubility and maximum metal binding capacity in metal-humic complexes involving humic substances extracted from peat and organic compost [J]. *Organic Geochemistry*, 2006, 37(12):1960-1972.
- [27] 周利强, 吴龙华, 骆永明, 等. 有机物料对污染土壤上水稻生长和重金属吸收的影响[J]. 应用生态学报, 2012, 23(2):383-388.
ZHOU Li-qiang, WU Long-hua, LUO Yong-ming, et al. Effects of organic amendments on the growth and heavy metal uptake of rice on a contaminated soil[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2012, 23(2):383-388.
- [28] 陈同斌, 陈志军. 水溶性有机质对土壤中镉吸附行为的影响[J]. 应用生态学报, 2002, 13(2):183-186.
CHEN Tong-bin, CHEN Zhi-jun. Cadmium adsorption in soil influenced by dissolved organic matter derived from rice straw and sediment [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13(2):183-186.
- [29] 王良梅, 周立祥, 占新华, 等. 水田土壤中水溶性有机物的产生动态及对土壤中重金属活性的影响:田间微区试验[J]. 环境科学学报, 2004, 24(5):858-864.
WANG Gen-mei, ZHOU Li-xiang, ZHAN Xin-hua, et al. Dynamics of dissolved organic matter and its effect on metal availability in paddy soil: Field micro-plot trials[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2004, 24(5):858-864.
- [30] Römkens P, Brus D J, Guo H Y, et al. Impact of model uncertainty on soil quality standards for cadmium in rice paddy fields[J]. *Science of the Total Environment*, 2011, 409(17):3098-3105.
- [31] Römkens P, Guo H Y, Chu C L, et al. Prediction of cadmium uptake by brown rice and derivation of soil-plant transfer models to improve soil protection guidelines[J]. *Environmental Pollution*, 2009, 157(8):2435-2444.
- [32] 李 野, 赵玉杰, 周启星, 等. 基于土壤-稻米镉传输模型的太湖流域水稻禁产区筛选研究[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(1):75-84.
LI Ye, ZHAO Yu-jie, ZHOU Qi-xing, et al. Screening dangerous-rice-cropping areas based on soil-rice Cd transfer models in Tai Lake Basin, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(1):75-84.
- [33] Mustafa G, Singh B, Kookana R S. Cadmium adsorption and desorption behaviour on goethite at low equilibrium concentrations: Effects of pH and index cations[J]. *Chemosphere*, 2004, 57(10):1325-1333.
- [34] Bolan N S, Adriano D C, Duraisamy P, et al. Immobilization and phytoavailability of cadmium in variable charge soils: I. Effect of phosphate addition[J]. *Plant and Soil*, 2003, 250(1):83-94.
- [35] 陈岭啸, 宋垠先, 袁旭音, 等. 长江三角洲典型地区土壤-水稻系统中 Cd 的分布及其迁移制约因素[J]. 地球科学与环境学报, 2011, 33(3):288-295.
CHEN Ling-xiao, SONG Yin-xian, YUAN Xu-yin, et al. Distribution of Cd and impact factors on the migration in soil-rice system in typical area of yangtze river delta region[J]. *Journal of Earth Sciences and Environment*, 2011, 33(3):288-295.
- [36] Hart J J, Welch R M, Norvell W A, et al. Transport interactions between cadmium and zinc in roots of bread and durum wheat seedlings [J]. *Physiologia Plantarum*, 2002, 116(1):73-78.
- [37] Appel C, Ma L. Concentration, pH, and surface charge effects on cadmium and lead sorption in three tropical soils[J]. *Journal of Environ-*

- mental Quality*, 2002, 31(2):581-589.
- [38] Naidu R, Kookana R S, Sumner M E, et al. Cadmium sorption and transport in variable charge soils: A review[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1997, 26(3):602-617.
- [39] Arao T, Ishikawa S. Genotypic differences in cadmium concentration and distribution of soybean and rice[J]. *Japan Agricultural Research Quarterly*, 2006, 40(1):21-30.
- [40] 徐燕玲, 陈能场, 徐胜光, 等. 低 Cd 累积水稻品种的筛选方法研究: 品种与类型[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(7):1346-1352.
XU Yan-ling, CHEN Neng-chang, XU Sheng-guang, et al. Breeding rice cultivars with low accumulation of cadmium: Cultivars versus types [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(7):1346-1352.
- [41] 范中亮, 杨菲, 吴琦, 等. 不同土壤类型下重金属 Cd 对水稻剑叶光合特性和产量构成的影响[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(6):1021-1026.
FAN Zhong-liang, YANG Fei, WU Qi, et al. Effects of soil Cd on rice photosynthetic characteristics of flag leaf and yield components under two soil types[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(6):1021-1026.
- [42] 丁园, 宗良纲, 徐晓炎, 等. Cd 污染对水稻不同生育期生长和品质的影响[J]. 生态环境, 2009, 18(1):183-186.
DING Yuan, ZONG Liang-gang, XU Xiao-yan, et al. Effect of cadmium on the growth and quality of rice (*Oryza sativa* L.) in different growth period[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2009, 18(1):183-186.
- [43] Hiroki M. Effects of heavy metal contamination on soil microbial population[J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 1992, 38(1):141-147.
- [44] Wagner G J. Accumulation of cadmium in crop plants and its consequences to human health[J]. *Advances in Agronomy*, 1993, 51:173-212.
- [45] Bramley R G V. Cadmium in New Zealand agriculture[J]. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 1990, 33(4):505-519.
- [46] 中华人民共和国广东出入境检验检疫局. 世界各国食品中化学污染物限量规定[M]. 北京: 中国标准出版社, 2009.
Guangdong Entry-Exit Inspection and Quarantine Bureau of China. National maximum limits for chemical contaminants in foodstuffs in the world[M]. Beijing: China Standards Press, 2009.
- [47] Makino T, Luo Y M, Wu L H, et al. Heavy metal pollution of soil and risk alleviation methods based on soil chemistry[J]. *Pedologist*, 2010, 53:38-49.
- [48] 纪雄辉, 梁永超, 鲁艳红, 等. 污染稻田水分管理对水稻吸收积累镉的影响及其作用机理[J]. 生态学报, 2007, 27(9):3930-3939.
JI Xiong-hui, LIANG Yong-chao, LU Yan-hong, et al. The effect of water management on the mechanism and rate of uptake and accumulation of cadmium by rice growing in polluted paddy soil[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(9):3930-3939.
- [49] 张雪霞, 张晓霞, 郑煜基, 等. 水分管理对硫铁镉在水稻根区变化规律及其在水稻中积累的影响[J]. 环境科学, 2013, 34(7):2837-2846.
ZHANG Xue-xia, ZHANG Xiao-xia, ZHENG Yu-ji, et al. Accumulation of S, Fe and Cd in rhizosphere of rice and their uptake in rice with different water managements[J]. *Environmental Science*, 2013, 34(7):2837-2846.
- [50] 黄益宗, 郝晓伟, 雷鸣, 等. 重金属污染土壤修复技术及其修复实践[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(3):409-417.
HUANG Yi-zong, HAO Xiao-wei, LEI Ming, et al. Heavy metal polluted soils and its remediation practices[J]. *Journal of Agro-Environmental Science*, 2013, 32(3):409-417.
- [51] 胡坤, 喻华, 冯文强, 等. 中微量元素和有益元素对水稻生长和吸收 Cd 的影响[J]. 生态学报, 2011, 31(8):2341-2348.
HU Kun, YU Hua, FENG Wen-qiang, et al. Effects of secondary, micro- and beneficial elements on rice growth and cadmium uptake[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31(8):2341-2348.
- [52] 史新慧, 王贺, 张福锁. 硅提高水稻抗镉毒害机制的研究[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(5):1112-1116.
SHI Xin-hui, WANG He, ZHANG Fu-suo. Research on the mechanism of silica improving the resistance of rice seedling to Cd[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(5):1112-1116.
- [53] Wang L, Wang Y, Chen Q, et al. Silicon induced cadmium tolerance of rice seedlings[J]. *Journal of Plant Nutrition*, 2000, 23(10):1397-1406.
- [54] Tanaka K, Fujimaki S, Fujiwara T, et al. Quantitative estimation of the contribution of the phloem in cadmium transport to grains in rice plants (*Oryza sativa* L.) [J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2007, 53(1):72-77.
- [55] Ishikawa S, Abe T, Kuramata M, et al. A major quantitative trait locus for increasing cadmium-specific concentration in rice grain is located on the short arm of chromosome 7[J]. *Journal of experimental botany*, 2010, 61(3):923-934.
- [56] 冯文强, 涂仕华, 秦鱼生, 等. 水稻不同基因型对铅镉吸收能力差异的研究[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(2):447-451.
FENG Wen-qiang, TU Shi-hua, QIN Yu-sheng, et al. Uptake capacity of different rice genotypes for lead and cadmium from soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(2):447-451.
- [57] 骆永明. 污染土壤修复技术研究现状与趋势[J]. 化学进展, 2009, 21(2/3):558-565.
LUO Yong-ming. Current research and development in soil remediation technologies[J]. *Progress in Chemistry*, 2009, 21(2/3):558-565.
- [58] 郝汉舟, 陈同斌, 靳孟贵, 等. 重金属污染土壤稳定/固化修复技术研究进展[J]. 应用生态学报, 2011, 22(3):816-824.
HAO Han-zhou, CHEN Tong-bin, JIN Meng-gui, et al. Recent advance in solidification/stabilization technology for the remediation of heavy metals-contaminated soil[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2011, 22(3):816-824.
- [59] Wang M, Chen L, Chen S B, et al. Alleviation of cadmium-induced root growth inhibition in crop seedlings by nanoparticles[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2012, 79:48-54.
- [60] Loganathan P, Vigneswaran S, Kandasamy J, et al. Cadmium sorption and desorption in soils: A review[J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2012, 42(5):489-533.
- [61] Ziaogva M, Dimitriadis G, Aslanidou D, et al. Comparative study of Cd(II) and Cr(VI) biosorption on *Staphylococcus xylosum* and *Pseudomonas* sp. in single and binary mixtures[J]. *Bioresource Technology*, 2007, 98(15):2859-2865.