

南方典型产地大米 Cd、Zn、Se 含量变异及其健康风险探讨

张良运, 李恋卿, 潘根兴*

(南京农业大学农业资源与生态环境研究所, 南京 210095)

摘要: 在我国南方江西、湖南、安徽和广东等典型水稻产区部分市场和污染地区农户随机采取大米样品共 70 份, 分别测定样品中 Cd、Zn、Se 的含量, 并分析不同产地大米的含量差异及其与产地土壤因素的关系, 探讨了农民就地消费的食物安全性。结果表明, 70% 以上的供试样品 Cd 含量超出国家食品卫生标准值($0.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 且 Cd/Zn (质量比) 超出美国学者建议的 0.015 临界值。所分析的 3 个元素的样本间变异以 Cd 为最大, Zn 最小。不同产地大米样本间所分析元素的含量及 Cd/Zn 均呈重金属污染水稻土地> 酸性水稻土地> 中性水稻土地, 且以 Cd、Se 含量的差异幅度较大, Zn 较小。说明土壤 Cd 化学有效性是影响供试大米 Cd 含量的主要因素, 土壤-水稻系统中 Cd 迁移与籽粒积累取决于人为污染和土壤的化学性质。分别参照 WHO 和 USEPA 推荐的成人 $R_f D(Cd)$ 值和我国居民平均食物消费结构, 分析表明所有供试产地的大米样本对于农民就地消费来说均存在不同程度的潜在 Cd 暴露风险, 以污染土壤产地和酸性红壤性水稻土地为严重。另外, 供试大米样品的 Zn、Se 含量普遍偏低, 尚不能满足正常的膳食摄取需要。因此, 南方水稻生产中必须考虑稻米 Cd 污染对就地消费农民的食物安全风险, 控制水稻 Cd 吸收及高产低 Cd 育种对于南方水稻生产的可持续发展十分迫切。

关键词: 大米; 重金属; 暴露风险; 产地; 水稻土

中图分类号: X171.5 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)09-2792-06

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

ZHANG Liang-yun, LI Lian-qing, PAN Gen-xing

(Institute of Resources, Ecosystem and Environment of Agriculture, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: In this study, a total of 70 polished rice samples were randomly collected at agro-product markets from some typical regions of South China. Their contents of Cd, Zn and Se were determined by atomic adsorption spectrophotometers (AAS) and atomic fluorescence spectrometry (AFS) respectively. The variation of the contents with rice areas was described in terms of soil conditions and the potential health risk by food exposure to these rice grains for subsistence-diet farmers is discussed. Over 70% of the total samples have Cd contents exceeding the State Food Security Standards ($0.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) with Cd/Zn ratios exceeding the suggested critical threshold of 0.015. Widest variation was found for Cd and smallest for Zn, showing rice Cd prone to environmental stress. The extent to which the contents of the analyzed elements varied with rice areas was greater for Cd and Se than for Zn, though the contents followed in the same order: polluted area> acid paddy area and neutral paddy area. This further evidenced a determinacy of chemical availability in rice Cd uptake. Taking the reference dose values by WHO and USEPA, the health risk by Cd exposure to the rice diet from different areas was estimated. The consumption of rice from polluted area and acid paddy area may impose serious health risks for subsistence diet farmers though those from neutral paddy area may be still safe under the WHO guideline. It is demanded that the problem of the rice grains high in Cd and low in Zn and Se, and serious potential risk should be taken into account while developing high-yielding rice in acid and polluted rice area of South China. Technology for depressing Cd uptake and low-Cd cultivar breeding should be pursued in rice production sector in the future.

Key words: polished rice; heavy metals; exposure risk; production area; paddy soil

我国农田土壤重金属,特别是 Cd 的污染问题日益严重,对我国食物和生态安全构成了严峻的挑战。土壤-作物-食物的迁移是人类对环境 Cd 摄取的最主要途径^[1]。水稻是我国第一大粮食作物,同时也被认为是 Cd 吸收最强的大宗谷类作物^[2]。对于水稻 Cd 吸收以及不同环境条件下水稻籽粒 Cd 积累有不少研究报道^[3-7]。水稻生产主要分布于我国南方地区,这一地区土壤背景偏酸、有机质较少和因矿山开采等 Cd 污染日益扩张,这些自然和人为因素的不断

叠加作用可能加重 Cd 的食品安全风险^[8]。

近几年来,发现 Cd 的生物毒性与陪伴元素 Zn 和 Se 的含量有关。越来越多的研究证明饮食中 Zn 的缺乏会提高动物乃至人体内 Cd 的毒害程度,因而在衡量环境 Cd 的潜在危害时提出了 Cd/Zn 指标^[9]。

收稿日期: 2008-10-13; 修订日期: 2009-01-17

基金项目: 国家科技支撑计划项目(2006BAD17B06)

作者简介: 张良运(1983~),女,硕士,主要研究方向为农业重金属污染与食物安全, E-mail: zhangliangyun0305@126.com

* 通讯联系人, E-mail: pangexing@yahoo.com.cn

Chaney 等^[2]指出, 由于 Cd 毒害机制是渐进性地干扰体内肾代谢功能和骨骼形成, 食物中 Cd 的潜在毒性不但与 Cd 含量有关, 而且还取决于其 Cd/Zn. 稻米中高 Cd/Zn 值可大大提高 Cd 进入生物消化道后的生理毒害作用^[10], 这也可能是亚洲 Cd 导致的肾病大大多于以玉米、大豆为主要谷类食物来源的西方国家的原因^[11]. 高 Cd 稻米及高 Cd/Zn 可能加剧 Cd 在体内长期积累, 也是导致人类肾衰竭的病因之一^[2]. 我国膳食的构成传统上以谷物为主, 其微量营养元素 Zn 和 Se 相对贫乏, 从而可能增加了以稻米为主食的人群 Cd 毒害的健康风险^[10]. 全国不同来源市场大米的抽样调查表明, 大米 Cd 含量分布及其 Cd+Zn+Se 关系存在极大的变异性^[2], 因此大米 Cd 含量及消费人群的食物安全风险的产区间存在差异性. 本课题组分别用 2 种不同的水稻土进行了普通水稻、杂交水稻和超级稻的盆栽试验, 表明水稻对土壤 Cd 吸收在酸性、有机质低的土壤中大大提高, 甚至使 Cd 积累能力较低的品种产生大米 Cd 超标^[5~7, 13, 14]. 因此, 产地土壤环境条件是稻米 Cd 含量区域差异的重要因素. 为了认识南方大米的 Cd 含量特点及其随产地条件的变异, 在南方若干水稻产区部分市场和污染地区农户随机采取大米样品, 测定了不同产地来源的样本中 Cd、Zn、Se 含量, 讨论大米中这些元素含量随产地土壤和污染状况的变化, 并依据世界卫生组织^[28]和美国联邦环境保护署^[30]

推荐的成人 R_dD 值和我国居民平均食物消费结构探讨其对于就地消费人群的 Cd 潜在暴露风险, 以期为南方水稻生产中 Cd 控制和 Cd 安全育种提供科学依据.

1 材料与方法

1.1 供试大米样品来源

考虑到南方水稻土主要类型为发育于河湖冲沉积物的平原水稻土和红壤丘陵谷地冲田水稻土^[15]以及水稻 Cd 吸收主要受土壤 pH 影响^[16], 2008 年 4 月间分别赴安徽省池州市和芜湖市(代表长江沿江平原湿地起源的水稻土, pH 介于 6.1~7.5^[17]), 湖南省郴州市(代表南方石灰岩河谷区水稻土, pH 介于 6.2~7.0^[18]), 江西省进贤县、大余县(代表南方红壤丘陵水稻土区, pH 介于 4.5~6.5^[19]), 在当地代表性农贸市场的最大米铺随机采购大米样品 63 个(表 1). 为了对比, 专程赴报道的南方矿山和化工企业重金属污染稻田区(广东大宝山地区、湖南株洲马家河地区、郴州白露塘地区、江西大余漂塘-大江等地区), 向农户征集了污染稻田出产的大米样 7 个. 这些污染稻区土壤 pH 介于 4.2~5.6, Cd 含量介于 2~5 mg·kg⁻¹, Pb 含量介于 80~250 mg·kg⁻¹. 全部样品共 70 个, 基本上为籼米精米. 全部样品包装于塑料自封袋带回处理.

表 1 采集样本的产区分布

Table 1 Distribution of the rice samples collected from different rice areas

产地环境	区域地点	样本数	籼米数
中性水稻土区	安徽的池州市、芜湖市、湖南郴州市	38	35
酸性水稻土区	江西进贤市、大余市	25	25
污染稻田区	广东大宝山(2)、江西大余漂塘(2)、湖南株洲马家河(2)、郴州白露塘(1)	7	7

1.2 样品处理

将大米样品用不锈钢粉碎机(天津泰斯特 FW80)粉碎, 过 60 目筛, 装袋备用.

1.3 样品消煮与待测液制备

Cd、Zn 待测液的制备: 采用 HNO₃-HClO₄(体积比为 4:1)消化法^[20]. 称取粉碎后的大米样品 1.000 0~2.000 0 g, 置于 100 mL 高脚烧杯中, 加入 10 mL 体积比为 4:1 的 HNO₃-HClO₄ 混合酸, 冷消化过夜. 次日将烧杯置于多功能快速消化器上在 165~175 °C 下砂浴消化. 消化时不断向溶液中滴加混合酸, 直至溶液变为无色并冒白烟. 蒸发溶液至 2 mL 左右, 冷却, 用去离子水定容至 25 mL, 摇匀, 待测.

Se 待测液的制备: 采用 HNO₃-HClO₄-HCl 消化

法^[21]. 称取粉碎的大米样品 1.000 0 g, 置于 100 mL 高脚烧杯中, 用 HNO₃-HClO₄ 混酸消煮, 消化步骤同上. 待溶液蒸发至 2 mL 左右时, 冷却, 并在 120 °C 下用 5 mL 的 HCl(体积比为 1:1)溶液还原, 直至溶液冒白烟, 冷却, 用去离子水定容至 25 mL, 摇匀, 移取 10 mL 样品液置于 15 mL 比色管中, 加入 2 mL 浓盐酸, 混匀, 待测.

1.4 样品中 Cd、Zn、Se 含量的测定

待测液中 Cd、Zn 测定: 原子吸收分光光谱仪法(北京普析 TAS986). 以国家标准物质 GBW 08511[大米镉标准物质, Cd 含量为 (0.50±0.02) mg·kg⁻¹], GBW(E) 080684[大米粉, Zn 含量为 (13±1.3) mg·kg⁻¹]为内标控制分析质量, 测定 Cd 的回收率为

97.40% ~ 102.47%, Zn 的回收率为 92.27% ~ 104.97%.

待测液中 Se 测定: 用原子荧光分光光谱仪法(北京瑞利 AF-610A). 以国家标准物质 GBW(E) 080684[大米粉, Se 含量为(0.045 ± 0.015) mg·kg⁻¹] 为内标控制分析质量, 测定 Se 回收率为 92.53% ~ 111.04%.

1.5 数据处理与统计分析

数据处理在 Microsoft Excel 2003 进行, 统计分析和差异显著性检验用 SPSS 11.0 统计软件, 显著性差异水平为 $p < 0.01$.

2 结果与讨论

2.1 供试大米样品中 Cd、Zn、Se 含量分布

全部供试 70 个大米样本的 Cd、Zn 和 Se 含量的样本频率分布如图 1 所示, 其统计结果见表 2. 所分析的 3 个元素中, Zn 和 Se 含量都呈正态分布, 而 Cd 含量呈偏态分布. 供试大米 Cd 和 Se 含量的变异系数分别达 51.52% 和 47.73%, 而 Zn 含量的变异系数仅为 12.82%. 这与以前对水稻品种和基因型的含量变异的结果类似^[7, 22]. Cd 含量的变化幅度最大, 极差达 50 倍, Se 为 25 倍, Zn 只为 2.3 倍. 甄燕红等^[12]对来自全国不同市场大米的 91 个样品 Cd、Zn、Se 含量变异的研究中, Cd 和 Se 含量的变异系数分别为 128.86% 和 65.63%, 而 Zn 仅达 19.83%, 极差分别达 412 倍和 28 倍, 而 Zn 只为 3.6 倍. 看来, 稻米中 Cd 含量变异都大于 Zn 的变异(表 2).

表 2 供试样品 Cd、Zn、Se 含量及 Cd/Zn 变化范围

Table 2 Variation of Cd, Zn, Se contents and Cd/Zn ratio of the rice samples

元素	Cd/mg·kg ⁻¹	Zn/mg·kg ⁻¹	Se/mg·kg ⁻¹	Cd/Zn
最大值	1.00	23.88	0.075	0.061
最小值	0.02	10.43	0.003	0.002
平均值	0.33	14.98	0.028	0.021
标准差	0.17	1.92	0.013	0.01
变异系数/%	51.52	12.82	47.73	47.13

供试大米 Cd 含量大部分集中在 0.2 ~ 0.5 mg·kg⁻¹, 其中 76% 的样品超过中国食品卫生标准(GB 1520-2002)和农业部“无公害食品——大米”标准(NY 5115-2002)规定的大米中 Cd 含量的最大允许值 0.2 mg·kg⁻¹. 其中, 采自污染区和酸性土区的大米全部超标, 中性土区仍有 55% 的样本超标. 测得的大米最高含 Cd 量达 1.0 mg·kg⁻¹, 超标 4 倍; Zn

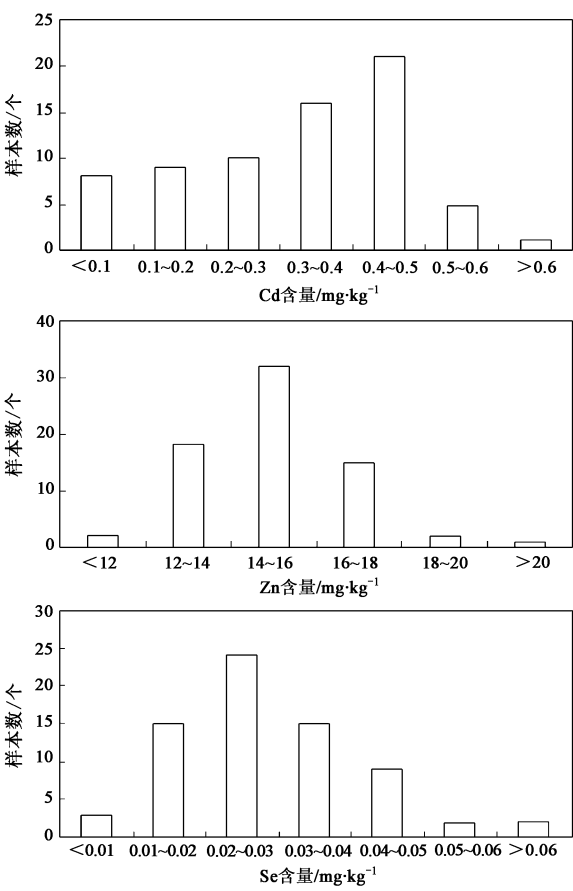


图 1 样品中 Cd、Zn、Se 含量的样本分布
Fig. 1 Frequency distribution of Cd, Zn and Se contents of the polished rice samples studied

含量最多为 12~ 18 mg·kg⁻¹, Se 含量多为 0.01 ~ 0.04 mg·kg⁻¹. 有 97% 的样品含 Se 量低于食物 Se 含量临界值 0.06 mg·kg⁻¹, 属于低 Se 大米^[23]. 其中有 26% 的大米含 Se 量在 0.02 mg·kg⁻¹ 以下, 属于严重缺 Se 大米^[24], 主要分布于中性土区.

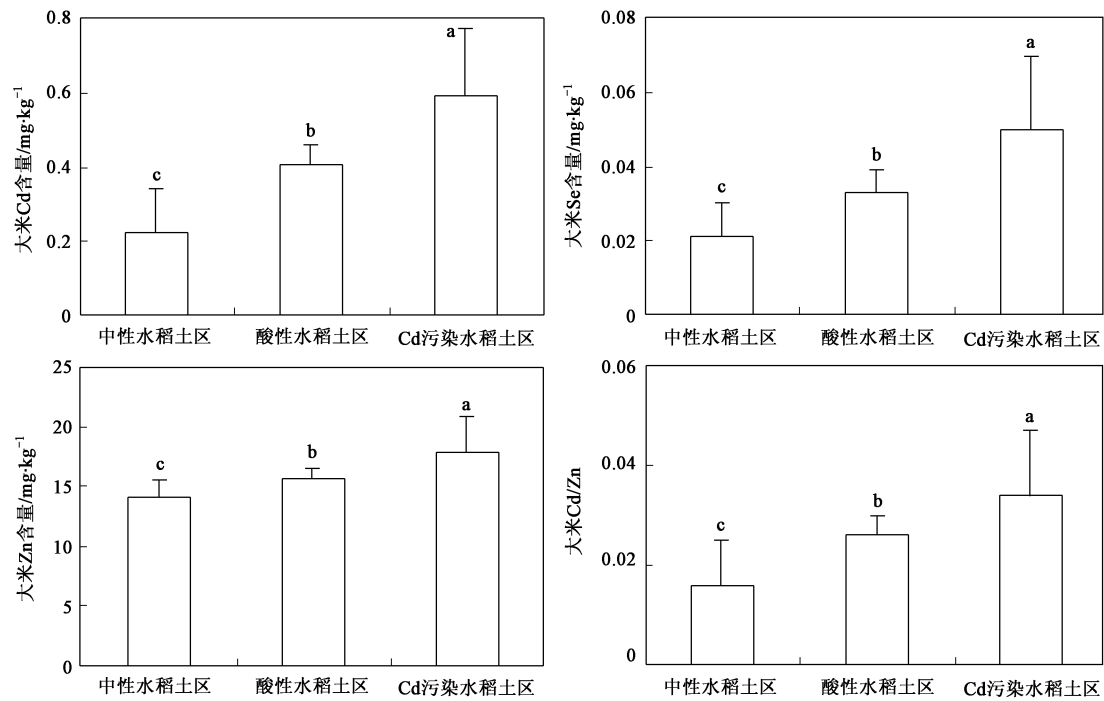
样品 Cd/Zn 变化于 0.002~ 0.061, 集中在 0.020 ~ 0.035 之间. 73% 供试样品超过食物中 Cd/Zn 的健康临界值 0.015^[11], 最高可达 4 倍. 供试大米中 Cd/Zn 与其 Cd 含量同样呈显著的线性正相关关系(图未给出), 供试大米样品的 Cd/Zn 明显高于 Liu 等^[25]和甄燕红等^[12]的研究结果, 说明南方大米的 Cd 积累和 Zn 相对缺乏较全国尺度的样品强烈. 看来, 我国南方稻米产区大米 Cd 的潜在毒性问题值得重视.

2.2 大米 Cd、Zn 和 Se 含量的产地差异

将供试大米 Cd、Zn 和 Se 含量按所采集产地分别统计, 其结果示于图 2. 可以看出, 供试大米样品的 Cd、Zn、Se 含量的地区间差异极其明显. 从元素的绝对含量来说, 污染区 > 酸性土区 > 中性土区 ($p < 0.01$). 三元素中, 产地间的差异以 Cd 最大, 污染区

$[(0.59 \pm 0.19) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}]$ 是红壤性水稻土区 $[(0.41 \pm 0.05) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}]$ 的近 1.5 倍, 是中性水稻土区 $[(0.22 \pm 0.12) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}]$ 的近 3 倍, 而 Zn 的差异最小, 产地区间的差异仅达 10% 左右. 而 Cd/Zn 平均值的产地间差异也达 60% 以上. 中性水稻土产地区 Cd

含量介于 $0.02 \sim 0.40 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 尚有 40% 的样本的 Cd 含量低于 $0.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的国家食品卫生标准限制值, 酸性水稻土产地区 Cd 含量高于国家食品卫生标准限制值的 150% ~ 200%, 而污染稻田产地的样本高于限值达 200% ~ 500%.



同图幅中不同字母表示不同产区间极显著差异, $p < 0.01$

图 2 不同产区大米 Cd、Zn、Se 和 Cd/Zn 的差异

Fig. 2 Variation of contents of Cd, Zn and Se, and the Cd/Zn of the rice samples with rice areas

从不同产地区样本的统计比较可以看出, 产地土壤环境对水稻 Cd 吸收和籽粒积累的影响远远大于对 Zn 的吸收. 以往的研究曾指出, 品种和基因型对稻米 Cd 含量的影响也远甚于 Zn^[5~7, 12]. 本课题组以往的盆栽和小区试验也已经表明, 酸性水稻土中的 Cd 吸收和籽粒 Cd 积累要成倍地高于中性水稻土中^[5, 6, 14]. 土壤 Cd 的环境化学移动性(化学有效性)是决定同一品种水稻 Cd 吸收的主要因素^[26], 而酸碱度是首要因子^[16]. 影响这种化学移动性的主要因素是土壤 Cd 总量、土壤 pH、有机质、CEC 等^[26]. 该结果再次证实, 生长于酸性水稻土中的水稻可能发生强烈的 Cd 吸收和籽粒 Cd 积累. 南方红壤丘陵地区十分普遍的红壤性水稻土, 可能是产生自然高 Cd 稻米的产地环境. 而在河湖沉积平原, 由于土壤 pH 值较高, 有机质较丰富, 水稻的 Cd 吸收和稻米 Cd 积累会受到抑制. 当然, 污染条件下, 由于高的 Cd 可给性, 水稻 Cd 吸收会大大促进, 因而可能产生 Cd 米, 但并不产生 Zn 米.

所采集的 3 种不同产地环境大米的 Cd ~ Cd/Zn 关系示于图 3. 在中性土产地区, 其呈非常吻合的线性关系, 这种线性关系随着 Cd 积累加剧而逐渐减弱, 在污染条件下转变为对数关系, 并且其基值不断升高. 也就是说, 在 Cd 有效性强的产地环境中, 稻米 Cd 积累和 Zn 相对缺乏进一步加剧. 从酸性土产地区和污染产地区的 Cd/Zn 都大于 0.015 的建议临界值来看, 酸性土区和污染土区 Cd 人类生理毒性进一步增大. 因此, 推广新型水稻品种, 需要视其 Cd 吸收能力而安排在不同酸碱度的土壤中种植.

2.3 供试大米的食物安全风险

世界卫生组织规定, 食物中的 Se 含量低于 $0.1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 就易造成人体缺硒, 并且我国粮食标准规定正常硒含量在 $0.1 \sim 0.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间^[27]. 上述不同区域 Se 含量都在 $0.1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 以下. 不同地区 Zn 含量都远低于国家食品标准 CFSG 设立的 Zn 含量限值 $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. 由此看出, 供试南方不同地区的大米样品均存在 Zn、Se 缺乏的食物健康风险问题. 除了

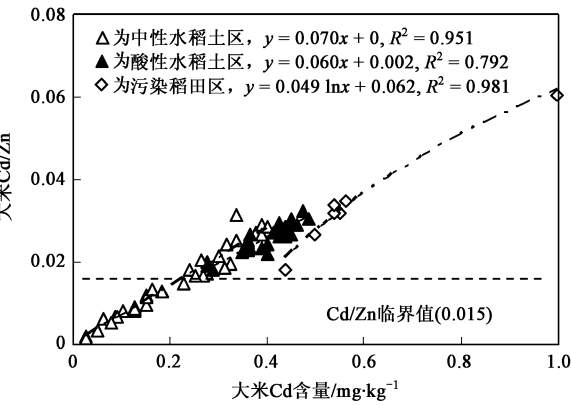


图3 不同区域供试大米样品 Cd/Zn 与其 Cd 含量的关系
Fig.3 Correlation of Cd/Zn with Cd content of rice samples from different regions

中性水稻土产地区 40% 的样本外, 供试南方大米的 Cd 含量都超过 0.2 mg·kg⁻¹ 的食品卫生限值以及 Cd/Zn 超过 0.015 的临界值。看来, 南方地区大米的高 Cd 含量对于居民食品安全可能带来严重威胁。

我国大约有 65% 以上的人口以稻米为主食, 南方稻区农民的大米就地消费量在食物结构中占主要份额。因此, 在以稻米为主食的南方地区, 通过膳食大米摄取 Cd 对人群健康会有潜在的影响。WHO 规定的成年人最大允许 Cd 摄入量 (RfD 值)^[28] 为 7 μg·(kg·d)⁻¹, 根据我国平均食物消费结构^[29], 人均

每年消费稻麦等谷类粮食作物 206 kg, 假设谷物均为大米, 则成人每天消费稻米 0.564 kg。设重金属污染物通过土壤-植物-人体途径的摄入量约为人体总实际摄入量的 50%^[1], 即取 50% 的 RfD 值为标准, 以成人平均体重 60 kg 计算, 则每人每日最大允许 Cd 摄入量为 210 μg。然而, 国际上 Cd 的环境标准日益严格, USEPA 推荐的 RfD (Cd)^[30] 为 1 μg·(kg·d)⁻¹, 据此计算, 每人每日最大允许 Cd 摄入量仅为 30 μg。依据 WHO 和 USEPA 推荐的 RfD 估计不同地区大米对人体 Cd 的暴露剂量及风险列于表 3。可见, 大米 Cd 对就地消费人群的潜在食物暴露风险依产地区而异。虽然所有地区均存在不同程度的食物暴露风险, 但无论是 WHO 标准还是 USEPA 标准, 污染农田区大米的潜在健康暴露风险是显而易见的, 超出 WHO 允许暴露剂量近 2 倍, 超出 USEPA 允许暴露剂量 11 倍, 已经十分严重。其次是酸性红壤水稻土产地区的大米, 2 种标准下的潜在健康暴露风险已达 100% 以上, 超过 USEPA 标准的 6 倍。中性水稻土产地区的 Cd 潜在暴露风险最小, WHO 标准下达到 60%, 而 USEPA 标准下仍超出允许量的 3 倍。如果考虑城镇居民的食物消费趋势, 大米消费仅占 50% 情况下, 假定其它食物不含 Cd, 消费供试大米的食物 Cd 暴露风险可处于 WHO 标准的安全水平, 但还是不能满足 USEPA 的安全标准。

表3 不同地区中就地消费人群 Cd 的潜在暴露剂量及风险¹⁾

Table 3 Potential exposure dose and risk of rice Cd for subsistence diet farmers

地区	大米 Cd 含量 /mg·kg ⁻¹	Cd 暴露剂量 /μg·d ⁻¹	暴露风险/%	
			WHO	USEPA
中性水稻土区	0.22±0.12c	124±68c	59±32	414±226
酸性水稻土区	0.41±0.05b	231±28b	110±13	771±94
Cd 污染水稻土区	0.59±0.19a	333±107a	158±51	1109±357

1) 潜在暴露风险是指重金属的潜在暴露剂量占总允许吸收量的百分比; 同列中不同字母表示不同产区间的极显著差异 (p ≤ 0.01)

从上述分析可见, 南方水稻产区的 Cd 食物暴露风险是不可忽视的, 尤其对于就地消费的农民, 这一问题必须引起足够的重视。当前在保障粮食安全稳产、高产的前提下, 杂交水稻, 特别是超级稻已成为我国稻米生产的主推品种。而杂交稻、超级稻具有更高的 Cd 累积能力^[7,8], 这种地区性 Cd 偏高的问题可能更为突出。江西、湖南等地是我国水稻主产区, 又是超级稻的推广区, 酸性、有机质缺乏的红壤性水稻土面积较广, 此类地区大米 Cd 的食物安全风险性更不可轻视。因此, 为了超级稻的安全推广, 应针对水稻产区土壤的环境特点, 研究配套的控 Cd 技术并配

以合理的膳食结构调整, 以保证食物 Cd 的安全性。

3 结论

- (1) 所采集的南方不同产地区大米的 Cd、Zn、Se 含量存在显著的差异, Cd 和 Se 的产地间变异显著强于 Zn, Cd 含量和 Cd/Zn 普遍较高, 而人体有益的微量营养元素 Zn、Se 含量偏低。
- (2) 供试大米样品的 Cd、Zn、Se 含量的地区间差异表现为: 污染产地区 Cd 含量大大高于酸性水稻土产地区, 后者又明显高于中性水稻土产地区, 差异幅度在 100% 以上, 但 Zn 的地区间差异仅在 10%

水平.

(3) 除了中性水稻土产地区大米 Cd 超标率在 40% 外, 污染产地区 and 红壤性水稻土产地区的 Cd 超标率在 100%, 超出限值高达 200% ~ 400%. 采用 WHO 和 USEPA 的 R_{d} 值分析表明, 酸性水稻土产地区和污染水稻土产地区的大米对于就地消费人群存在严峻的食物安全问题, 仅中性水稻土产地区部分大米相对于 WHO 标准尚属安全.

(4) 研究再次证实水稻对土壤 Cd 的吸收受土壤酸碱度的强烈影响, 水稻对 Zn 吸收的变异明显较弱. 在南方酸性水稻土十分普遍, 土壤重金属污染日益扩展的现实下, 必须正视水稻生产发展中大米的 Cd 积累及其对农民等就地消费人群的食物安全问题. 加强低 Cd 育种和稻田 Cd 控制技术研发对于我国未来水稻生产的可持续发展十分必要.

参考文献:

- [1] Chang A C, Pan G X, Page A L, *et al.* Human Health-related Chemical Guidelines for Reclaimed Water and Sewage Sludge Applications in Agriculture[EB/OL]. http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/gwchemicals.pdf. 2008-10-10.
- [2] Chaney R L, Reeves P G, Ryan J A, *et al.* An improved understanding of soil Cd risk to humans and low cost methods to phyto-extract Cd from contaminated soils to prevent soil Cd risks[J]. *Biometales*, 2004, **17**: 549-553.
- [3] 王凯荣, 龚慧群. 两种基因型水稻对环境镉吸收与再分配差异性比较研究[J]. *农业环境保护*, 1996, **15**(4): 145-149, 176.
- [4] Nan Z R, Li J J, Zhang J M, *et al.* Cadmium and zinc interactions and their transfer in soil-crop system under actual field conditions [J]. *Science of the Total Environment*, 2002, **285**: 187-195.
- [5] Li Z W, Li L Q, Pan G X, *et al.* Bioavailability of Cd in a soil-rice system in China: Soil type versus genotype effects[J]. *Plant and Soil*, 2005, **271**: 165-173.
- [6] 龚伟群, 李恋卿, 潘根兴. 杂交水稻对 Cd 的吸收与籽粒积累: 土壤和品种交互影响[J]. *环境科学*, 2006, **27**(8): 1647-1653.
- [7] Shi J, Li L Q, Pan G X. Variation of grain Cd and Zn concentrations of 110 hybrid rice cultivars grown in a low-Cd paddy soil[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2009, **21**(2): 1-5.
- [8] 龚伟群, 潘根兴. 中国水稻生产中 Cd 吸收及其健康风险的有关问题[J]. *科技导报*, 2006, **24**(5): 43-47.
- [9] Reeves P G, Nielsen E J, Brien-Ninens C, *et al.* Cadmium bioavailability from edible sunflower kernels: a long-term study with men and women volunteers [J]. *Environmental Research Section*, 2001, **87**: 84-91.
- [10] Reeves P G, Chaney R L. Marginal nutritional status of zinc, iron, and calcium increases cadmium retention in the duodenum and other organs of rats fed rice-based diets[J]. *Environmental Research*, 2004, **96**: 311-322.
- [11] Simmons R W, Pongsakul P, Chaney R L, *et al.* The relative exclusion of zinc and iron from rice grain in relation to rice grain cadmium as compared to soybean: Implications for human health [J]. *Plant and Soil*, 2003, **257**: 163-170.
- [12] 甄燕红, 成颜君, 潘根兴, 等. 中国部分市售大米中 Cd、Zn、Se 的含量及其食物安全评价[J]. *安全与环境学报*, 2008, **8**(1): 119-122.
- [13] 史静, 李正文, 龚伟群, 等. 2 种常规水稻 Cd、Zn 吸收与器官分配的生育期变化: 品种、土壤和 Cd 处理的影响[J]. *生态毒理学报*, 2007, **2**(1): 32-40.
- [14] 成颜君, 龚伟群, 李恋卿, 等. 2 种杂交水稻对 2 种不同土壤中 Cd 吸收与分配的比较[J]. *农业环境学报*, 2008, **27**(5): 1895-1900.
- [15] 李庆远. 中国水稻土[M]. 北京: 科学出版社, 1992.
- [16] 潘根兴, Chang A C, Page A L. 土壤-作物污染物迁移分配与食物安全的评价模型及其应用[J]. *应用生态学报*, 2002, **13**(7): 854-858.
- [17] 安徽省土壤普查办公室. 安徽土壤[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 1994. 327-356.
- [18] 杨锋. 湖南土壤[M]. 北京: 农业出版社, 1989. 3-9, 148-188.
- [19] 江西省土地利用管理局, 江西省土壤普查办公室. 江西土壤[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 1991. 262-276.
- [20] 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, 2000. 205-226.
- [21] 王叔淳. 食品卫生检验技术手册[M]. (第三版). 北京: 化学工业出版社, 2002. 253-255.
- [22] 李正文, 张艳玲, 潘根兴, 等. 不同水稻品种籽粒 Cd、Cu 和 Se 的含量差异及其人类膳食摄入风险[J]. *环境科学*, 2003, **24**(3): 112-115.
- [23] Gupta U C, Gupta S C. Selenium in soils and crops, its deficiencies in livestock and humans: implication for management[J]. *Comm Soil Sci Plant Anal*, 2000, **31**(11-14): 1791-1807.
- [24] 屈健. 动物营养中重要的微量元素——硒[J]. *饲料工业*, 1997, (2): 13-16.
- [25] Liu J G, Li K Q, Xu J K, *et al.* Interaction of Cd and five mineral nutrients for uptake and accumulation in different rice cultivars and genotypes[J]. *Field Crops Research*, 2003, **83**: 271-283.
- [26] Sauve S, Hendershot W, Allen H E. Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils: Dependence on pH, total metal burden, and organic matter(TOC) [J]. *Environment Science & Technology*, 2000, **34**(7): 1125-1131.
- [27] 魏丹, 杨谦, 迟凤琴, 等. 叶面喷施 Se 肥对水稻含 Se 量及产量的影响[J]. *土壤肥料*, 2005, (1): 39-41.
- [28] World Health Organization. Water, sanitation and health guidelines for drinking water quality: Vol.2. Health criteria and other supporting information [M]. (2nd ed). Geneva: WHO, 1999. 281-283.
- [29] 国务院办公厅. 中国食物与营养发展纲要(2001-2010 年) [EB/OL]. <http://www.cas.ac.cn/hlml/Di/2001/1/03/5901.htm>.
- [30] U. S. Environment Protection Agency. Drinking Water Standards and Health Advisories [M]. List of Substance, EPA 822-B-00-001, 2000.