

《基于保护人体健康的农田土壤镉安全阈值（试行）（征求意见稿）》编制说明

南京农业大学

# 目录

1 任务来源 .....	1
2 制定标准的必要性和意义 .....	1
3 主要起草过程 .....	1
4 制定标准的原则和依据 .....	2
4.1 制定原则 .....	2
4.2 编制依据 .....	3
5 主要条款说明 .....	3
5.1 标准适用范围 .....	4
5.2 标准术语和定义 .....	4
5.2.1 土壤 soil .....	4
5.2.2 健康风险评估 health risk assessment .....	4
5.2.3 保护人体健康土壤环境基准 soil environmental criteria for human health .....	4
5.3 土壤污染物项目 .....	4
5.4 基于保护人体健康的农田土壤镉阈值制定程序 .....	4
6 基于保护人体健康的农田土壤镉安全阈值推导方法 .....	5
6.1 研究区域概况及数据收集和筛选 .....	5
6.2 暴露评估 .....	6
6.2.1 用地方式划分 .....	6
6.2.2 主要暴露途径 .....	6
6.3 基准推导 .....	6
6.3.1 推导基于保护人体健康的尿镉阈值 .....	7
6.3.2 推导基于保护人体健康的膳食镉摄入量阈值 .....	7
6.3.3 推导基于保护人体健康的大米镉含量阈值 .....	8
6.3.4 推导基于保护人体健康的农田土壤镉阈值 .....	8
7 基于保护人体健康的土壤镉安全阈值的确定 .....	9
7.1 基于保护人体健康的尿镉阈值 .....	9
7.2 基于保护人体健康的膳食镉摄入量阈值 .....	11
7.3 基于保护人体健康的大米镉含量阈值 .....	11
7.4 基于保护人体健康的农田土壤镉阈值 .....	12
8 敏感性分析 .....	13

9 补充说明 .....	13
参考文献 .....	15

## 1 任务来源

2016年5月，国务院发布了《土壤污染防治行动计划》，强调了土壤环境基准研究的重要性。由于土壤污染具有隐蔽性和滞后性，其环境影响往往被忽视，导致我国在土壤环境基准研究方面相较于水体和大气领域有所滞后。2018年，我国发布了《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准（试行）》（GB 15618-2018）和《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准（试行）》（GB 36600-2018），为国家级农用地和建设用地制定了土壤污染风险筛选值和管制值。然而，农用地土壤风险筛选值和管制值的制定旨在保障农产品质量安全，未充分考虑人体健康风险。而建设用地的土壤风险筛选值和管制值虽然基于人体健康风险，但其健康风险评估中的暴露参数多参考国外数据库，本土化不足，造成“水土不服”等问题。另外，我国幅员辽阔，土壤类型众多，不同地区居民暴露模式等存在较大差异。因此，亟需构建我国的人体健康风险评估框架，明确本土化的人群暴露情景和暴露途径，建立符合我国国情的人体暴露特征参数数据库，开展基于保护人体健康的土壤镉安全阈值的研究与制定工作，提升土壤环境阈值制定的科学性、可靠性与实用性。

## 2 制定标准的必要性和意义

环境与健康问题关系到广大人民群众的生命安全和利益，是环境保护工作的至关重要部分。保护人体健康作为土壤环境基准的核心内容之一，已成为世界各国土壤环境政策的关注重点。自上世纪90年代起，美国、加拿大、英国等发达国家开始了人体健康土壤环境基准的研究，并结合各国国情制定了相应的标准。与这些国家相比，我国主要依据《人体健康土壤环境基准制定技术指南》进行土壤健康风险的环境质量标准制定，但由于符合我国人群、暴露特征的本土化数据不足，使推导基于保护人体健康的土壤镉安全阈值受到严重制约。因此，亟需加强我国土壤环境基准的研究工作，根据不同区域的土壤性质、人群暴露特征，建立科学且具有适用性的土壤环境基准，以提升我国土壤环境质量的安全保障水平。

## 3 主要起草过程

2021年3月，科技部发布了国家重点研发计划“场地土壤污染成因与治理技术”重点专项2021年度项目申报指南，针对国家场地土壤污染防治的重大科技需求，设立了“场地土壤环境容量与承载力量化方法（基础研究类）”项目。

2021年12月，中国21世纪议程管理中心正式立项了“场地土壤环境容量与承载力量化方法（2021YFC1809100）”项目。该项目由牵头单位中国科学院南京土壤研究所，联合南京大学、中国科学院生态环境研究中心、中国环境科学研究院、生态环境部南京环境科学研究所以及南京农业大学共同实施。项目旨在应对差异化的土地开发利用和土壤质量改善需求，基于区域、土壤类型和自然环境条件，解析场地土壤污染物交互作用和动态转化的关键参数，构建场地土壤污染物环境容量和承载力的量化评价框架；研究区域尺度土壤污染物环境容量的精细化核算方法，开发兼顾区域性及动态性的土壤承载力评价指标体系和定量评价模型；研究构建支撑区域土壤环境容量与承载力估算的基础数据平台；以及基于土壤环境容量和承载力提出区域土地开发利用和保护和优化策略。

2022年3月，成立标准编制组，正式启动了基于保护人体健康的农田土壤镉安全阈值的研究与制定工作。

2024年6月，编制组初步确定了基于保护人体健康的农田土壤镉安全阈值，并形成了《基于保护人体健康的农田土壤镉安全阈值》。

## 4 制定标准的原则和依据

### 4.1 制定原则

**依法依规：**以《中华人民共和国环境保护法》、《中华人民共和国土壤污染防治法》、《土壤污染防治行动计划》等现行环境保护法律法规、政策、条例和标准为主要依据，确保土壤环境阈值的制定与修订符合国家法律法规的要求。

**国内外经验借鉴：**自上世纪80-90年代起，随着环境风险评估理论的发展，美国、加拿大、英国、荷兰等欧美发达国家积极开展了土壤环境基准研究，建立了土壤人体健康风险评估方法体系，发布了相关技术导则和暴露参数手册，并制定了基于健康风险的土壤污染物环境质量基准。因此，通过系统查阅世界主要发达国家如荷兰、美国、英国、加拿大、澳大利亚和新西兰等的土壤环境阈值和标

准相关原文件，从理论方法、暴露情景、暴露参数，模型推导等方面进行梳理和比较，充分借鉴国内外相关标准和技术指南的经验，为我国的农田土壤环境阈值制定提供参考。

**因地制宜：**制定基于保护人体健康的农田土壤环境阈值时，应综合考虑地域特征、饮食差异，以确保土壤阈值的可行性与实用性。农田土壤阈值是保护人体健康的重要基石，同时也是制订环境标准的理论基础和科学依据。因此，所制定的阈值应因地制宜，适应不同地域特征、饮食差异和人群暴露特征，以确保农田土壤环境阈值的科学性和实用性。

**科学性与可行性：**参考最新的土壤环境阈值研究成果，在科学依据的基础上，结合地方的具体情况（如土壤类型、居民的健康状况、饮食习惯和污染暴露途径等），制定适合不同区域的农田土壤环境阈值，确保阈值的科学性、准确性和实用性。同时，考虑我国的经济、技术发展水平和相关方的承受能力，建立健全的农田土壤环境阈值研究体系。

## 4.2 编制依据

Seventy-third report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, 2010, FAO/WHO.

Statement on tolerable weekly intake for cadmium EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM), 2011, EFSA.

GB/T 1.1 标准化工作导则第 1 部分：标准化文件的结构和起草规则

GB 36600-2018 土壤环境质量建设用土壤污染风险管控标准（试行）

GB 15618-2018 土壤环境质量标准

HJ 25.3 污染场地风险评估技术导则

GB/T 7714-2015 信息与文献参考文献著录规则

GB/T 17141-1997 土壤质量镉的测定 石墨炉原子吸收分光光度法

NY/T 1377-2007 土壤中 pH 值的测定

GB/T 21010-2017 土地利用现状分类

## 5 主要条款说明

## 5.1 标准适用范围

本标准规定了基于保护人体健康的农田土壤镉安全阈值。

本标准规定了基于保护人体健康的农田土壤镉安全阈值的术语和定义及监测与分析。

本标准适用于基于保护人体健康的农田土壤镉环境质量评价与管理。

本标准不适用于场地土壤。

## 5.2 标准术语和定义

标准中对土壤、健康风险评估和保护人体健康土壤环境基准等关键术语进行了定义，术语的定义与我国标准性文件中的术语定义基本一致。

### 5.2.1 土壤 soil

由矿物质、有机质、水、空气及生物有机体组成的地球陆地表面的疏松层。

### 5.2.2 健康风险评估 health risk assessment

在土壤污染状况调查的基础上，分析地块土壤中污染物对人群的主要暴露途径，评估污染物对人体健康的致癌风险或危害水平。

### 5.2.3 保护人体健康土壤环境基准 soil environmental criteria for human health

以保护人体健康为目的制定的农田土壤环境基准，通常采用人体健康风险评估的方法反推而得。

## 5.3 土壤污染物项目

随着工业化的发展，我国土壤重金属污染问题日益严重，受到广泛关注。根据 2014 年 4 月环境保护部和国土资源部公布的《全国土壤污染状况调查公报》，我国部分地区土壤污染较重，耕地土壤环境质量堪忧。全国土壤污染总超标率为 16.1%，而耕地土壤点位超标率为 19.4%。在所关注的无机污染物中，镉的点位超标率位居首位（7%），值得高度关注。

## 5.4 基于保护人体健康的农田土壤镉阈值制定程序

制定保护人体健康土壤镉环境基准值包括四个步骤：数据收集和筛选、暴露

评估、基准推导以及基准值审核。在数据收集和筛选阶段，通过问卷调查、区域调查和医学监测等方法获取人体暴露参数和基本信息；在暴露评估阶段，定量评估不同暴露途径下镉的暴露量和风险；基准推导阶段根据人群尿镉阈值，从上到下推导出膳食镉摄入量、大米镉含量及农田土壤镉的安全阈值；最后，在基准审核阶段，通过自审和专家审核评估制定的土壤环境基准值的科学性和合理性，确保其符合标准的制定流程和技术要求。

## 6 基于保护人体健康的农田土壤镉安全阈值推导方法

### 6.1 研究区域概况及数据收集和筛选

在我国南方选取饮食结构、经济水平、生产生活方式相似的 2 个地区，包括高镉污染区（有 20-30 年的矿物开采和冶炼历史）和低镉污染区（距离高镉地区约 200 km，无典型污染源）开展环境镉污染和人群镉暴露调查。在两个地区共招募了 1110 名当地参与者，其中，748 人来自高镉地区，362 人来自低镉地区。

根据调查农户的分布情况，采集环境镉污染调查。调查农户配对的所属农田的土壤样品，检测土壤镉含量和 pH。从农户家采集自家种植大米样品，分析大米镉含量。开展面对面问卷调查，摸清基本人口学信息（性别、年龄、民族、职业、文化程度、收入状况、本地居住时间等）、行为方式（吸烟、饮酒、日常作息、体力活动等）、膳食摄入特征（多年饮食习惯及变迁、食物产地、采用食物频率表了解调查对象过去一年各类食物频率和摄入量）。

针对上述居民，开展人群镉暴露调查评估。鉴于饮食中的镉被胃肠道吸收，会在肾脏不断累积。因此，尿液中镉浓度（简称尿镉）是反映人体长期镉积累的生物指标，尿  $\beta_2$ -微球蛋白被视为反映人体肾脏损伤程度的重要生物标记物。在知情同意的前提下，采集晨尿样本。使用聚乙烯塑料瓶无菌采集调查对象晨尿 50 ml，加干冰 48 小时内分别运送至实验室生物样本库 -80℃ 以下冷冻保存备用。测定前，尿液在 4℃ 冰箱解冻，过滤后部分样品酸化后用电感耦合等离子体发射光谱（ICP-MS）测定镉含量；部分过滤样品用于肌酐、肾脏损伤生物标记物  $\beta_2$ -微球蛋白含量分析。同时由专业临床医生对所有调查对象进行体格检查，测量身高、体重等医学检查。

调查对象纳入标准包括：（1）现住址居住时间超过 10 年，且近 6 个月内持续本地居住；（2）食物来源主要为本地生产的粮食蔬菜；（3）无职业性镉暴露风险；（4）有独立行为能力，无重大先天疾病或意外伤害；（5）自愿参加，同意提供生物样本，并完成问卷调查和相关医学检查。在排除了 50 名非长期居民和 78 名在金属精炼行业工作的参与者后，最终人群队列由 686 名来自高镉地区的参与者和 296 名来自低镉地区的参与者组成。

## 6.2 暴露评估

### 6.2.1 用地方式划分

农用地包括 GB/T 21010 中的 011（水田）、012（水浇地）、013（旱地）。

### 6.2.2 主要暴露途径

膳食摄入是非吸烟人群镉暴露的主要途径，约占总镉摄入量的 90%。其中，大米是我国人群膳食镉摄入的主要来源，平均贡献了总膳食镉摄入量的 56%（Song et al., 2017）。因此，在制定基于保护人体健康的农田土壤镉安全阈值时，需重点考虑基于大米摄入的镉暴露途径。

## 6.3 基准推导

基于保护人体健康的农田土壤镉安全阈值推导流程，如图 1 所示。

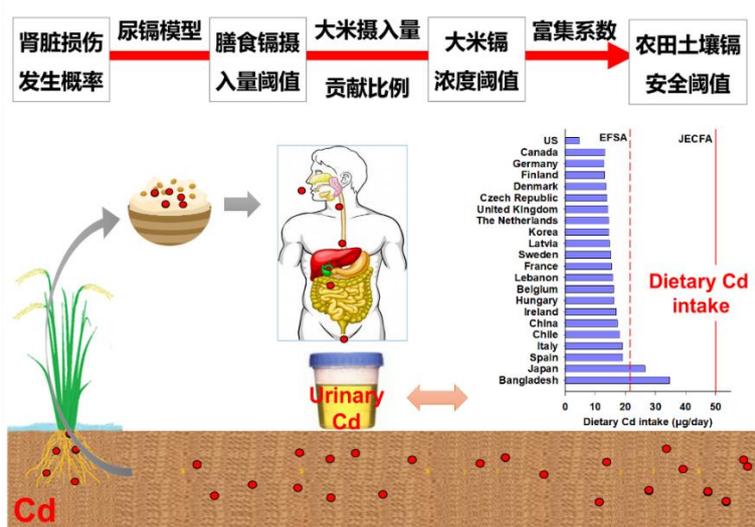


图 1. 基于保护人体健康的土壤镉安全阈值推导流程图

### 6.3.1 推导基于保护人体健康的尿镉阈值

人体镉暴露会导致多种疾病，包括肾脏损伤、骨质疏松、高血压，甚至会提高肺癌、内膜癌和乳腺癌等癌症的发病率。其中，肾脏是镉积累和毒害的重要器官，也是目前国内外常用来评估镉暴露健康危害的重要指标。随着镉暴露的增加，尿镉增加，肾脏损伤标记物  $\beta$ 2-微球蛋白含量也逐渐升高。为了评估肾损伤的发生概率，可以使用多变量线性回归模型校正性别、年龄和吸烟等混杂因素对尿镉和  $\beta$ 2-微球蛋白数据的影响，再使用 logistic 回归模型计算优势比(odds ratio, ORs)。当 ORs 值高于 1 时，表明肾损伤的风险显著增加。因此，可通过  $OR=1$  来推导保护人体不受肾脏损伤的尿镉阈值。

### 6.3.2 推导基于保护人体健康的膳食镉摄入量阈值

在非吸烟人群中，膳食摄入被认为是镉暴露的主要途径，其贡献高达 90% (Clemens et al., 2013)。尿镉浓度是反映人体长期镉暴露和积累水平的主要指标（图 1）。1978 年，基于生理学的毒性动力学(Physiologically Based Toxicokinetic, PBTK)模型被建立，用于描述膳食镉摄入量与尿镉浓度之间的关系(Kjellström and Nordberg, 1978)。该模型涵盖了镉在体内不同组织的吸收、运输和排泄途径，并考虑了组织与血液间的分配过程（图 2）。2009 年，Amzal 等（2009）提出了一种简化的单室毒性动力学(one-compartment toxicokinetic, TK)模型，仅考虑肾脏对镉排泄的贡献。

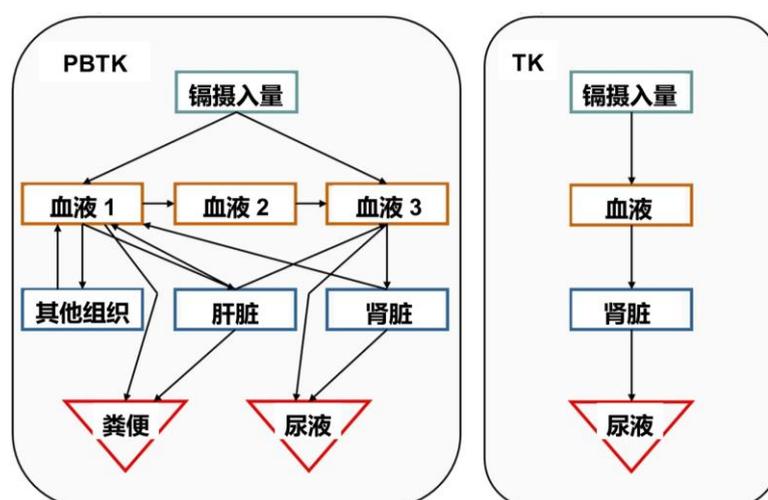


图 2. 基于生理学的八室毒性动力学 (PBTK) 及简化的单室毒性动力学 (TK) 模型模型。

该简化 TK 模型现已广泛用于评估镉暴露人群的膳食镉摄入量与尿镉浓度之间的关系，如公式 1 所示。基于保护人体健康的尿镉阈值，可利用 TK 模型反推膳食镉摄入量的安全阈值，即 95% 的人群在 50 岁时尿镉浓度低于该安全阈值时所允许的最大镉摄入量。

$$Cd_{urine}(age) = \frac{f_u \times f_k}{\log(2)} \times d \times t_{1/2} \frac{\left[1 - \exp\left(-\frac{\log(2) \times age}{t_{1/2}}\right)\right]}{\left[1 - \exp\left(-\frac{\log(2)}{t_{1/2}}\right)\right]} \quad (\text{公式 1})$$

其中， $Cd_{urine}(age)$  表示个体在特定年龄时的尿镉含量 ( $\mu\text{g g}^{-1}$  肌酐)； $f_u$  为镉在尿液和肾小管中的分配系数； $f_k$  为影响人体镉吸收的综合因子； $t_{1/2}$  为镉在人体内的半衰期 (年)； $d$  为每日通过食用大米摄入的镉量 ( $\mu\text{g kg}^{-1}$  体重  $\text{天}^{-1}$ )。

### 6.3.3 推导基于保护人体健康的大米镉含量阈值

根据上述计算得到的膳食镉摄入量阈值，不同地区人群的日均大米摄入量及大米对人群膳食镉摄入量的贡献率，分别计算日均大米摄入量为 100、200 和 300 g 以及大米对膳食镉暴露量贡献率为 25%、50% 和 75% 时，推导出不同暴露情景下，保护人体健康的大米镉摄入量阈值。此外，基于 Song 等 (2017) 2011-2015 年在我国 31 个省份开展的膳食镉暴露调查数据，大米对我国人群膳食镉摄入量的平均贡献率为 56% (Song et al. 2017)，推导我国保护人体健康的大米镉摄入量阈值。

大米镉摄入量 (EDI) 的计算如公式 2 所示，基于上述推导出的基于保护人体健康的大米镉摄入量阈值、人群每日大米的摄入量及人群的平均体重，推导出基于保护人体健康的大米镉含量阈值。

$$EDI = \frac{C \times IR}{BW} \quad (\text{公式 2})$$

其中，EDI 为每日大米镉摄入量 ( $\mu\text{g kg}^{-1}$  体重  $\text{天}^{-1}$ )， $C$  为大米中镉的含量 ( $\text{mg kg}^{-1}$ )， $IR$  为人群每日大米的摄入量 ( $\text{g 天}^{-1}$ )， $BW$  为人群的平均体重。

### 6.3.4 推导基于保护人体健康的农田土壤镉阈值

富集系数 (Enrichment factor, EF) 常用来表征植物对某一重金属的积累，以此来评价植物对某一特定重金属的积累能力。不同土壤 pH 值下，镉的富集系数差异较大，严重影响了镉在大米中的累积。对于大米，镉的富集系数可以按照以下公式进行计算：

$$EF = \frac{C_{rice}}{C_{soil}} \quad (\text{公式 3})$$

其中,  $C_{rice}$  代表大米中镉浓度 ( $\text{mg kg}^{-1}$ ),  $C_{soil}$  代表土壤中镉浓度 ( $\text{mg kg}^{-1}$ )。

## 7 基于保护人体健康的农田土壤镉安全阈值的确定

### 7.1 基于保护人体健康的尿镉阈值

研究区域人群的基本特征、大米镉浓度、人群尿镉和尿液  $\beta$ 2-微球蛋白浓度, 以及大米镉摄入量的信息如下, 详见表 1。

表 1 高镉和低镉地区人群基本特征

人群特征	高镉地区 ( $n = 686$ )	低镉地区 ( $n = 296$ )	所有人群 ( $n = 982$ )
年龄 (岁) <sup>a</sup>	57.8 ± 16.2	64.0 ± 10.3	59.7 ± 14.9
性别 (% 男性)	41.5	44.3	42.4
BMI ( $\text{kg m}^{-2}$ ) <sup>a</sup>	23.5 ± 3.6	24.4 ± 3.5	23.9 ± 3.6
吸烟状况			
不吸烟(%)	63.6	76.8	70.6
吸烟(%)	36.7	23.2	29.4
大米镉 ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) <sup>a</sup>	0.33±0.32	0.05±0.06	
尿镉( $\mu\text{g g}^{-1}$ 肌酐) <sup>b</sup>	6.1 (11.0, 16.7)	1.9 (2.5, 3.2)	4.3 (8.5, 12.5)
$\beta$ 2-微球蛋白 ( $\text{mg g}^{-1}$ 肌酐) <sup>b</sup>	2.9 (5.5, 8.4)	1.8 (2.0, 2.3)	2.5 (4.5, 6.5)
膳食镉摄入量 ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ 体重 月 <sup>-1</sup> ) <sup>b</sup>	58.5 (54.2, 63.6)	8.7 (7.5, 9.6)	45.5 (39.7, 48.2)

注: <sup>a</sup>数据表示算数平均值±标准差; <sup>b</sup>数据表示算数平均值 (95%置信区间); 膳食 Cd 摄入量根据大米 Cd 含量和参与者大米摄入量计算。

基于人群尿镉与  $\beta$ 2-微球蛋白浓度之间的剂量-反应关系 ( $R^2=0.67$ ) (图 3a), 采用 logistic 回归模型计算了优势比 (odds ratio, ORs)。当 ORs 值高于 1 时, 表示肾损害风险显著增加。根据优势比推导结果, 保护我国居民健康的尿镉阈值为  $3.55 \mu\text{g g}^{-1}$  肌酐 (图 3b)。

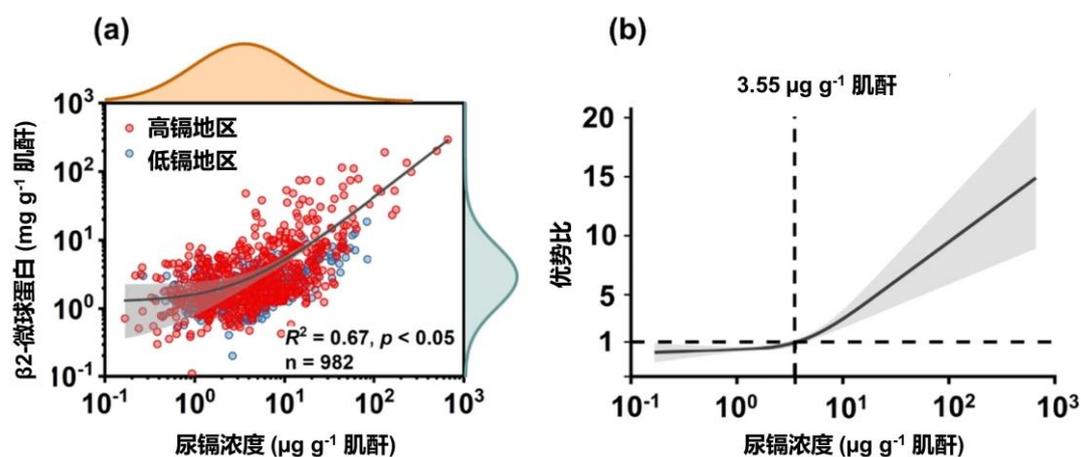


图 3.  $\beta 2$ -微球蛋白与尿镉浓度之间的剂量-反应关系 (a)。优势比与尿镉浓度的函数 (b)。注：优势比是根据校正性别、年龄和是否吸烟因素后的尿 Cd 浓度计算的，阴影表示 95% 的置信区间。

该尿镉阈值 ( $3.55 \mu\text{g g}^{-1}$  肌酐) 低于联合国粮农组织和世界卫生组织下的食品添加剂联合专家委员会 (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, JECFA) 基于受试人群  $\beta 2$ -微球蛋白与尿镉剂量-效应关系制定的阈值  $5.24 \mu\text{g g}^{-1}$  肌酐, 但高于欧洲食品安全局 (European Food Safety Authority, EFSA) 和美国毒物与疾病登记署 (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, ATSDR) 基于肾功能损伤制定的尿镉阈值  $1 \mu\text{g g}^{-1}$  肌酐和  $0.5 \mu\text{g g}^{-1}$  肌酐 (表 2)。

表 2 不同国际组织制定的尿镉及膳食镉摄入量阈值

组织机构	尿镉安全阈值 ( $\mu\text{g g}^{-1}$ 肌酐)	膳食镉摄入量阈值 ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ 体重 月 <sup>-1</sup> )
食品添加剂联合专家委员会 Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (FAO/WHO, 2010)	5.24	25
欧洲食品安全局 European Food Safety Authority (EFSA, 2012)	1	10.8
美国毒物与疾病登记署 Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR, 2008)	<0.5	3

## 7.2 基于保护人体健康的膳食镉摄入量阈值

基于上述尿镉阈值，可通过 TK 模型推导出保护人体健康的膳食镉摄入量阈值，即保护 95% 的人群在 50 岁时尿镉浓度低于尿镉阈值时所允许的最大膳食镉摄入量。

根据图 1 的结果，我国人群尿镉的安全阈值为  $3.55 \mu\text{g g}^{-1}$  肌酐。为了确保至少 95% 的人群在 50 岁时的尿镉浓度低于此值，膳食镉的摄入量阈值应为  $19.5 \mu\text{g kg}^{-1}$  体重 月<sup>-1</sup>，四舍五入为  $20 \mu\text{g kg}^{-1}$  体重 月<sup>-1</sup>（图 4）。与其他国际组织制定的膳食镉摄入量阈值相比，本研究获得的尿镉阈值低于 JECFA 推荐的  $25 \mu\text{g kg}^{-1}$  体重 月<sup>-1</sup>，但高于 EFSA 的  $10.8 \mu\text{g kg}^{-1}$  体重 月<sup>-1</sup>（表 2）。

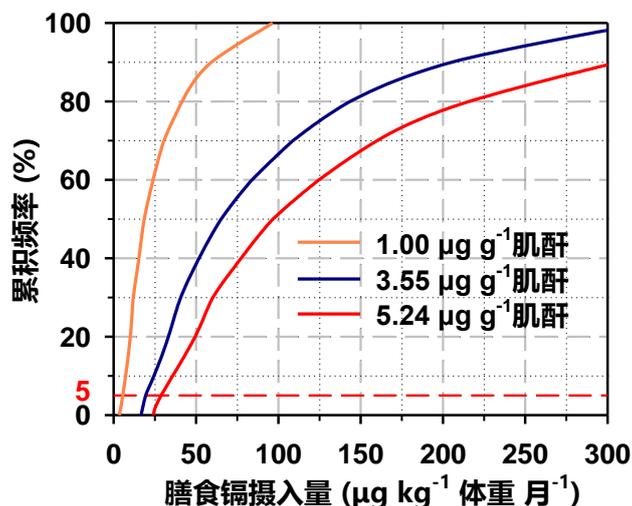


图 4. 人群在 50 岁的尿镉浓度分别为 1、3.55 和 5.24  $\mu\text{g g}^{-1}$  肌酐时，每月膳食镉摄入量的累计人群分布。

## 7.3 基于保护人体健康的大米镉含量阈值

大米是我国人群膳食镉摄入的主要来源，然而不同地区大米摄入量及大米对总膳食镉摄入量的贡献率差异较大。假设大米对总膳食镉摄入量的贡献率分别为 25%、50% 和 75% 时，我国人群大米镉摄入量的阈值分别为 5、10 和 15  $\mu\text{g kg}^{-1}$  体重 月<sup>-1</sup>。考虑到不同地区人群的日均大米摄入量 100、200 和 300 g，平均体重为 60 kg，推导出不同暴露情景下，保护人体健康的大米镉安全阈值范围为

0.03–0.30 mg kg<sup>-1</sup> (表 3)。

表 3. 基于保护人体健康的大米镉含量阈值 (mg kg<sup>-1</sup>)

大米摄入量 (g day <sup>-1</sup> )	大米对总膳食镉摄入量的贡献率		
	25%	50%	75%
100	0.10	0.20	0.30
200	0.05	0.10	0.15
300	0.03	0.06	0.10

基于 Song 等 (2017) 2011-2015 年在我国 31 个省份开展的膳食镉暴露调查数据, 大米对我国人群膳食镉摄入量的平均贡献率为 56% (Song et al. 2017), 由此可推导出, 我国人群大米镉摄入量的阈值为  $20 \mu\text{g kg}^{-1} \text{ 体重 月}^{-1} \times 56\% = 11.2 \mu\text{g kg}^{-1} \text{ 体重 月}^{-1}$ 。基于日均大米摄入量为 218 g, 平均体重为 60 kg 时, 可推导出我国大米镉含量阈值为 0.10 mg kg<sup>-1</sup>, 该浓度低于我国现行的大米镉含量阈值 0.2 mg kg<sup>-1</sup>。

#### 7.4 基于保护人体健康的农田土壤镉阈值

不同土壤 pH 值下的镉富集系数 (即水稻籽粒与土壤镉浓度的比率) 存在较大差异, 严重影响镉在稻米籽粒的累积 (Zhu et al., 2016)。根据水稻土壤 pH 与富集系数之间的剂量关系, 发现二者间存在明显的负相关, 这与我国一项大规模土壤-水稻籽粒配对调查 (n=39,642) 的结果较为一致 (图 5)。

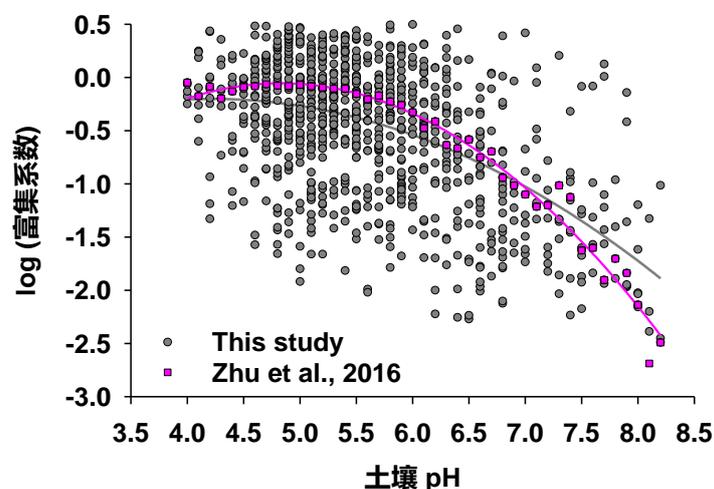


图 5. 不同水稻土壤 pH 下稻米/土壤镉富集系数

当土壤 pH 值分别为 $\leq 5.5$ 、 $5.5 < \text{pH} \leq 6.5$ 、 $6.5 < \text{pH} \leq 7.5$  和  $\text{pH} > 7.5$  时，对应的稻米镉的生物富集系数中值分别为 0.70、0.39、0.07 和 0.02。基于大米镉含量的阈值 0.1 mg/kg，可以推导出不同 pH 土壤下，为保护 50% 稻米镉浓度不超标时所需的农田土壤镉安全阈值，如表 4 所示。而为了保护 80% 的稻米镉浓度不超标，pH 值分别为 $\leq 5.5$ 、 $5.5 < \text{pH} \leq 6.5$ 、 $6.5 < \text{pH} \leq 7.5$  和  $\text{pH} > 7.5$  时，土壤镉的安全阈值分别为 0.07、0.10、0.38 和 1.12 mg/kg。

表 4. 基于保护人体健康的农田土壤镉安全阈值

总镉		农田土壤健康安全阈值/ (mg/kg)			
		pH $\leq 5.5$	$5.5 < \text{pH} \leq 6.5$	$6.5 < \text{pH} \leq 7.5$	pH $> 7.5$
本标准阈值		0.14	0.26	1.43	4.06
GB 15618-2018	水田	0.3	0.4	0.6	0.8
	其他	0.3	0.3	0.3	0.6

该阈值在  $\text{pH} \leq 6.5$  时，接近土壤镉的背景值  $0.2 \text{ mg kg}^{-1}$ ，低于《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准（试行）》（GB 15618-2018）中规定的农用地土壤镉污染风险筛选值（表 4）。这主要是因为土壤 pH 值较低时，土壤镉的生物有效性较高，水稻更易吸收镉，一旦进入食物链会对人体和生态环境产生严重影响。因此，保持土壤的适当 pH 值（偏中性或略碱性）显得尤为重要。

## 8 敏感性分析

如果基于 JECFA 制定的尿镉阈值  $5.24 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$  肌酐进行阈值推导，膳食镉摄入量的安全阈值为  $25 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1} \text{ 体重 月}^{-1}$ ，大米镉含量的阈值为  $0.13 \text{ mg kg}^{-1}$ 。当土壤 pH 值分别为 $\leq 5.5$ 、 $5.5 < \text{pH} \leq 6.5$ 、 $6.5 < \text{pH} \leq 7.5$  和  $\text{pH} > 7.5$  时，农田土壤镉的安全阈值分别为 0.18、0.32、1.21 和  $22.0 \text{ mg kg}^{-1}$ 。

## 9 补充说明

该阈值的推导仅基于肾脏损伤的保护作用,其是否为最敏感的健康指标尚未明确。此外,研究仅选用了  $\beta$ 2-微球蛋白作为唯一肾功能损伤指标,未考虑其他可能的肾脏损伤标志物,如 NAG 酶、肾损伤分子-1 等,这是否会对最终阈值的确定产生偏倚尚不清楚。目前,农田土壤镉的保护性健康阈值仅在成人群体中推导,尚不明确其在儿童群体的适用性。此外,现有阈值推导主要确保大米镉含量不超标,但是否能有效保证小麦、蔬菜等其他农作物的镉含量不超标尚无定论。该研究仅涉及特定调查区域,尚不明确不同镉污染程度和镉摄入量对阈值推导的影响。

## 参考文献

- 生态环境部, 国家市场监督管理总局. GB 15618-2018 《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准 (试行)》 [EB/OL], 2018.
- 环境保护部南京环境科学研究所, 环境保护部环境标准研究所等. GB 36600-2018 《土壤环境质量建设用地土壤污染风险管控标准 (试行)》 [EB/OL], 2018.
- Amzal, B., Julin, B., Vahter, M., Wolk, A., Johanson, G., Akesson, A., 2009. Population toxicokinetic modeling of cadmium for health risk assessment. *Environmental Health Perspectives* 117, 1293-1301.
- ATSDR, 2008. Draft Toxicological Profile for Cadmium.
- Clemens, S., Aarts, M. G., Thomine, S., Verbruggen, N. 2013. Plant science: the key to preventing slow cadmium poisoning. *Trends in Plant Science* 18(2), 92-99.
- EFSA, 2012. Cadmium dietary exposure in the European population. 10, 2551-2588.
- FAO/WHO. 2010. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. In Seventy-third Meeting, Geneva.
- Kjellström, T., Nordberg, G.F., 1978. A kinetic model of cadmium metabolism in the human being. *Environmental Research* 16, 248-269
- Liu, F., Wu, H., Zhao, Y., Li, D., Yang, J. L., Song, X., Shi, Z., Zhu, A. X., Zhang, G. L. 2022. Mapping high resolution National Soil Information Grids of China. *Science Bulletin* 67(3), 328-340.
- Song, Y., Wang, Y.B., Mao, W.F., Sui, H.H., Yong, L., Yang, D.J., Jiang, D.G., Zhang, L., Gong, Y.Y., 2017. Dietary cadmium exposure assessment among the Chinese population. *Plos One* 12, e0177978.
- Zhu, H., Chen, C., Xu, C., Zhu, Q., & Huang, D. (2016). Effects of soil acidification and liming on the phytoavailability of cadmium in paddy soils of central subtropical China. *Environmental Pollution* 219, 99-106.