

DOI: 10.7524/j.issn.0254-6108.2015.03.2014062701

李丹,高阳俊,耿春女.食物链途径人体健康风险评估的关键内容探讨[J].环境化学,2015,34(3):431-441
LI Dan, GAO Yangjun, GENG Chunnv. Discussions on the human health risk assessment by food-chain exposure pathways[J]. Environmental Chemistry, 2015, 34(3):431-441

食物链途径人体健康风险评估的关键内容探讨*

李 丹¹ 高阳俊¹ 耿春女^{2,3**}

(1. 上海市环境科学研究院, 上海, 200233; 2. 上海应用技术学院, 生态技术与工程学院, 上海, 201418;
3. 中国科学院城市环境研究所, 厦门, 361021)

摘 要 食物是人类生存的重要保障, 食品安全事关人类生命健康. 食品污染始于农田耕地, 还包括生产制造、包装、贮存、运输、加工等环节, 每个步骤处理不当都可能发生食品安全问题. 农田为食物来源的基石, 是空气、水体中污染物的汇, 随着城市的扩张, 人类经济活动导致农田污染加剧. 人类从食物中摄取污染物与经口、呼吸、皮肤的途径一样, 是人体健康风险评估不可缺少的考量因素之一. 我国对食品安全非常重视, 2010 年 1 月原卫生部根据《食品安全法》建立《食品安全风险监测管理规定》和《食品安全风险评估管理规定》(试行), 这两份文件涵盖了从土壤到餐桌一系列的风险过程. 但由于每个过程产生的原因、污染物影响机制均不同, 规定离具体实际应用目标还很远. 2014 年环保部以保护生态环境, 保障人体健康为根本, 为加强污染场地环境保护监督管理, 规范污染场地人体健康风险评估, 发布了《污染场地风险评估技术导则》, 该文建立了土壤污染造成人体健康风险评价的操作方法. 然而导则考虑了经口、皮肤、呼吸及饮用地下水等 9 种暴露途径和评估模型, 唯独缺少经食物链暴露这一重要途径的相关内容. 本文以英、美两国食物链途径的场地污染风险评估为依据开展了详细探讨, 深入分析了评估程序中关于土地利用方式的分类、目标人群暴露特征、污染物在食物链中传输路径、模型选取及暴露参数等内容, 以期为我国制定《食物链暴露途径风险评估导则》提供一定的参考依据和指导方法.

关键词 食物链暴露途径, 人体健康风险评估, 农业用地, 污染场地风险评估导则.

Discussions on the human health risk assessment
by food-chain exposure pathways

LI Dan¹ GAO Yangjun¹ GENG Chunnv^{2,3**}

(1. Shanghai Environmental Science Academy, Shanghai, 200233, China;
2. The Ecological Technique and Engineering College, Shanghai Institute of Technology, Shanghai, 201418, China;
3. Institute of Urban Environment, Chinese Academy of Sciences, Xiamen, 361021, China)

Abstract: Food is an important guarantee for the survival of mankind. Food safety is related to human life and health. Food contamination begins in arable farmland, including manufacturing, packaging, storage, transportation, processing and other sectors. Food safety problems are likely to occur at each step of the improper handling. Farmland as the cornerstone of a food supply source is the pool of other pollutants from air, water, etc. With urban development, human economic activity leads to increased pollution to farmland. Pollutant exposure through food intake, justas ingestion through oral, respiratory, skin, should be given indispensable considerations in human health risk assessment. Food safety has now become a very serious issue. In January 2010 the former Ministry of Health established a “Food Safety Risk Assessment Regulations” (Trial) according to “Food Safety

2014 年 6 月 27 日收稿.
* 重金属污染场地诊断评价与修复制成技术研究(201109052);国家自然科学基金(21107072)资助.
** 通讯联系人, E-mail: gengchunnv@hotmail.com.

Law”, which setup an overall process to assess food risk from the soil to table. But it was not into the details and thus difficult to put into practice. In 2014 Ministry of Environmental Protection issued a “Risk Assessment of Contaminated Sites Technical Guidelines”, which provided detailed approaches on assessment of the human health risk caused by soil pollution. However, although the Guidelines considered exposure pathways like oral, skin, respiratory, drinking groundwater, food exposure was missing. In this paper, CLEA (contaminated and environmental assessment) of England and HHRAP (human health risk assessment protocol for hazardous waste combustion facilities) of America are discussed in-depth in order to provide a framework of “Food Chain Pathway Exposure Risk Assessment Guidelines”.

Keywords: food chain exposure pathways, human health risk assessment, agricultural land, Chinese risk assessment guidelines.

经济发展和人口增长的矛盾近年来日益突出,城市和工业用地的污染受到了广泛的关注,而农用地关乎人类的饮食安全,城市化发展导致耕地资源的大量流失,耕地质量和数量呈下降趋势^[1].人类赖以生存的食物来源于农业生产,污染物可通过土壤—作物(饲料)—畜禽(鱼贝)层层传递进入人类的餐桌,通过食物链的富集对人体产生不可逆危害,或导致癌症的发生.食物链暴露途径具有最普遍和最大量接触的意义(世界卫生组织在编制“饮用水质标准”时,将大多数污染物的摄取比例定在 20% 以下.而通过餐桌食物摄取的污染物比饮用水更多,一般估计占 50% 以上)^[2].对于污染场地风险评价的工作由来已久,评价目标主要围绕人体健康展开(另一个方面是生态风险评估);美国环保局于上世纪 80 年代即完成了风险评价指南、技术细则及其相关法律法规的制定,如 RBCA(Risk-based corrective action)^[3];随后世界其它国家也先后构建了适合本国实际情况的场地风险评价框架,如英国的 CLEA(Contaminated land environmental assessment)^[4]、加拿大的 PQRA(Guidance on human health preliminary quantitative risk assessment)^[5]、荷兰的 CSOIL(Contaminated soil)^[6]、新西兰(Methodology for deriving standards for contaminants in soil to protect human health)^[7]等.各国在场地污染评估评价中考虑到污染物经各类食物进入人体的途径,纳入了相应的土地利用方式(表 1),将食物链途径与手、口、呼吸的途径整合一体进行风险的分析、计算、评估;而在评价的内容和侧重点有各自的特征,如选择食物的种类(表 2)、计算吸收的模式、污染物的来源、污染物种类等.除此之外,美国 2005 年国家环境保护署和固体废物管理办公室联合编制的《有害废物燃烧场对人体健康风险的评估议定书》(Human health risk assessment protocol for hazardous waste combustion facilities,简称 HHRAP)^[8],深入阐释了食物链途径暴露的风险评估程序.

我国的场地污染风险评价体系研究始于本世纪初,2004 年北京市环境保护科学研究院起草了《场地环境评价指南》和《场地环境评价导则》.上海结合世博会的举办初步探索了污染场地风险评估体系^[3].“十五”期间,原国家环保总局开展了“受污染场地环境风险评价与修复技术规范研究”,于 2014 年发布了《污染场地风险评估技术导则》(TGRACS),TGRACS 确定了污染物经口、皮肤及呼吸等 9 种途径的健康风险评估程序,却缺少食物链暴露这一途径.食物链这一途径与呼吸、皮肤接触等同为重要,是土壤污染物进入人体需重点考虑的途径之一.美国 HHRAP^[8]是目前世界范围最完整的针对食物链途径开展风险评估程序的指南,与 RBCA 选取石油污染场地作为典型案例相似,HHRAP 则以废物焚烧厂为目标污染源进行 3 个层次(Three-tiered approach)的案例分析,可应用于有固定污染源和分散污染源的农业污染场地风险评估.英国 CLEA 导则的技术更新(SC050021/SR3)^[4]可作为将手、口、呼吸等途径整合的污染场地风险评估,提供了一种简便的界面式操作程序,利用模型完成数据参数的录入,选定修复目标,即可推导出风险值,并可用于推导土壤指导值和健康标准值(Soil guideline values, SGVs; Health criteria values, HCVs).因此本文围绕英、美这两个导则,探讨其食物链途径风险评估的关键内容,以期为我国制定《食物链途暴露径风险评估导则》提供一定的参考依据和指导方法.

1 CLEA、HHRAP 和 TGRACS 出台背景及简介

美国《联邦政府的风险评价:管理程序》作为环境健康风险评估的指导性文件,主要关注到直接途

径的污染物暴露.为了全面了解污染源排放对农业用地土壤的污染,从而进一步研究污染物通过食物对人类健康产生的风险,2005 年美国国家环境保护署和固体废物管理办公室联合编制了《Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities》(简称《HHRAP》)^[8],深入阐释了食物链途径暴露风险评估方法.英国环保局历经 18 年的研究在 Part II A 的基础上发布了 CLEA (Contaminated Land Environmental Assessment) 技术导则及核心报告:“土壤中污染物对人类健康毒性的评估报告(SC050021/SR2)”^[19]、“CLEA 导则的技术更新(SC050021/SR3)”^[4],在报告中增加了人类摄入蔬菜、水果等非直接暴露途径的风险评估方法.

表 1 各国对场地风险评价中情景分析分类
Table 1 Exposure scenarios in risk assessment guidelines

国家	土地利用方式	参考文献
美国 EPA 土壤筛选水平	居住地	US EPA(1996a ^[9] ,2002a ^[10])
	工业:室内工作者/室外工作者	
	建筑行业	
美国 EPA 初级修复目标	居住地	US EPA(2008) ^[11]
	工业用地	
加拿大	农业用地	CCME(1996 ^[12] ,2006 ^[13])
	居住用地/公园	
	商业	
	工业	
英国	分配用地	Defra,EA(2002a ^[14] ,2002b ^[15])
	居住区(有自产作物/无自产作物)	
	商业/工业	
荷兰	有花园的居住地(标准类型情景)	VROM(2000) ^[16] Brand et al(2007) ^[17]
	儿童游乐地	
	有菜园的居住地	
	农业用地(等同于一般居住用地)	
	自然地	
	绿地(公园和游乐场所)	
新西兰	其他绿地,房屋建筑和工业用地	MfE(2006a) ^[18]
	生活区(包括自产作物)	
	保准居住区(包括自产作物)	
	高密度城市居住区	
	公园/娱乐用地	
	商业/工业(裸露地)	

表 2 各国食物链途径场地风险评价中食物分类
Table 2 Consideration of food types in risk assessment guidelines

消费食物类型	美国 ^[8]	英国 ^[4]	加拿大 ^[5]	荷兰 ^[6]	新西兰 ^[7]
自产蔬菜	√	√	√	√	√
自产蔬菜黏附的土壤	√	√	√	√	
自产谷物	√				
自产谷物黏附的土壤	√				
水果	√	√			
肉类	√		√		
乳制品	√		√		
鱼类	√				

我国颁布的《污染场地风险评估技术导则》规定了以住宅用地为代表的敏感用地和以工业用地为代表的非敏感用地两种暴露情景,将暴露途径分为 6 种土壤污染途径和 3 种地下水污染途径,并确定了

相应的暴露评估模型^[20].在该导则中,农业用地类型和污染物通过日常饮食暴露的风险评估方法并未提及.2010 年,国家环保部立项开展《食物链途暴露径风险评估导则》的编制工作,以农业用地作为暴露情景,通过研究食物进入人体的不同途径,建立健康风险模型和相应暴露参数数据库.

2 食物链暴露途径的健康风险评估关键内容

污染场地的健康风险评估是在场地调查的基础上,分析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,其内容包括危害识别、暴露评估、毒性评估、风险表征及风险控制值的计算^[20].根据 TGRACS 的内容和程序来考察食物链途径风险评估的关键内容:在危害识别阶段需明确土地利用方式(农业用地分类)及暴露人群的特征;在暴露评估阶段需确定暴露情景,其中包括污染物经食物链传输的路径、暴露模型的选取及适合的模型参数(暴露方式、暴露频率、暴露期等),从而计算暴露量;在毒性评估阶段,则应分析污染物经食物链途径造成的人体危害效应,需确定摄入食物中某种污染物的致癌效应和非致癌毒性参数、污染物的理化参数、生物参数(包括污染物各种传输途径到作物不同部位的转移参数、畜禽对饲料中和鱼贝类对水体中污染物的生物吸收参数、污染物转移到乳制品中的参数等),以下将对上述提到的核心内容进行概要分析.

2.1 食物链暴露的情景分析

2.1.1 产生污染物暴露的环境因素

纵使污染物危害再大,若对人体不产生暴露则不会产生健康风险和危害.暴露场景特征分析的目的在于辨别污染物受体人群及其土地利用情况.英国的食物链暴露评价是英国污染土地风险评价(CLEA)内容的一部分,根据大量对目标人群生活居住饮食习惯的调查研究结果,CLEA 导则定义了包含植物种植的居住用地(residential with plant)和自留地(allotment)两个食物链途径暴露场景^[4]:在居住地范围内居民可种植蔬菜和水果供自家食用;自留地是当地相关机构分配给住户用于种植水果和蔬菜的地块,产出物供自家食用,自留地上不建有房屋.在这两种土地分类中,导则均考虑到了成人及儿童对水果和蔬菜中污染物及黏附其上的土壤污染物摄入情景(表 3).尽管当地人们会在自留地上养羊、兔子、禽类动物等,但 CLEA 导则并未将受污染的肉和蛋包括在内.CLEA 模型综合考虑了评估区域污染源、传输途径、暴露人群、暴露时长等参数来计算土地污染的尺度和范围.

表 3 CLEA 导则中食物链暴露途径场景分析^[4]
Table 3 Exposure scenarios analysis in CLEA^[4]

暴露途径	污染物性质	评估区域特点	受体特征
食用自产水果和蔬菜	长期性	土壤污染物浓度	摄入率
	土壤-植物富集参数	土壤质地	自产食物摄入率
	水-土分布比例	有机物含量	体重
	水-脂分布比例	植物类型	

与英国根据土地使用类型来定义暴露途径不同,美国 HHRAP 的制定建立在评估区域范围内存在污染源的前提下,暴露途径包括污染物从源头释放到人体暴露整个过程.HHRAP 考虑了农业种植、畜禽养殖和渔业养殖等 3 种土地利用方式,将目标人群相应地确定为农民、居民和渔民,按照年龄差异分为成人和儿童,拟定了食物链途径风险评估的暴露情景(表 4).由于目标人群所摄取的食物包括本地生产和外地输入的,而 HHRAP 考察的是本地自产食物中污染物的风险,对居民(儿童)、渔民(儿童)摄入的牛肉、牛奶、猪肉不纳入评估场景,按照评估场地具体情况因地制宜考虑居民(儿童)、渔民(儿童)摄入鸡肉、鸡蛋,和农民(儿童)、居民(儿童)摄入鱼贝的情况.

2.1.2 暴露人群特征分析

食物链暴露风险评估中对目标人群的特征分析主要包括体重、期望寿命、暴露期、暴露频率.体重、期望寿命是风险评估两个最基本的暴露参数,各国通过调查统计得出一般人群的体重和寿命.人类通过食用评估区域生产的食物摄入污染物的时间称为暴露期,HHRAP 将食物链途径暴露情景下的特征敏感人群确定为农民、农民儿童、居民、居民儿童、渔民、渔民儿童,并推荐了特定人群暴露期的取值.EPA 建议成人居民和渔民的暴露期为 30 a,成年农民的暴露期为 40 a;儿童的暴露期均为 6 a,年暴露时间为

350 d;成人的暴露体重为 70 kg,儿童体重为 15 kg^[21].

表 4 HHRAP 推荐暴露情景^[8]
Table 4 Suggested exposure scenarios in HHRAP^[8]

暴露途径	暴露情景					
	农民	农民儿童	居民	居民儿童	渔民	渔民儿童
摄入自产农作物	*	*	*	*	*	*
摄入自产牛肉	*	*	—	—	—	—
摄入自产牛奶	*	*	—	—	—	—
摄入自产鸡肉	*	*	a	a	a	a
摄入自产鸡蛋	*	*	a	a	a	a
摄入自产猪肉	*	*	—	—	—	—
摄入自产鱼贝	a	a	a	a	*	*

注: * 食物链途径中考虑的暴露情景;— 食物链途径中不考虑的暴露情景;a. 根据污染场地特征考虑相应的情景.

CLEA 模型把生命期分为了 18 个年龄段来说明暴露特征随年龄的不同而变化.前 16 个年龄段从 0 岁开始到 16 岁,一岁一个年龄段;第 17 个年龄段是成人工作时间(16 岁到 65 岁);第 18 个年龄段代表了退休时间(65 岁到 75 岁).年龄段用于代表生命中暴露特性随年龄大小而不同的阶段.与成人相比,未成年人活动地点变换更频繁,身体发育也更容易改变,因此对未成年人的年龄分段更详细,从而根据划分的年龄段通过调查的方法确定男性和女性的身高和体重^[22].

2.2 污染物经食物传输的路径

英国研究发现农作物(水果/蔬菜)吸收土壤中的污染物的过程:根部吸收然后通过维管束运输到作物的各个部位,或者通过叶片的呼吸作用吸收周围空气中的污染物^[23].污染物进入作物的过程不完全是被动的,相反一些作物可以通过自身释放有机酸从而提高污染物的可给性,并且不同种作物对不同种污染物吸收过程有较大差别^[24].CLEA 导则及模型仅考虑到了水果/蔬菜中的污染物对人体健康风险的贡献,而对于其它类型的食物并没作考虑.

由于 HHRAP 中考虑的是工业污染源排放,因此首先要对目标区域土壤中的既定污染物浓度进行测算,再通过模型计算出不同食物中所含污染物的浓度.HHRAP 将直接种植在污染土壤上的作物分为人类可食用的农作物和喂食畜禽动物的饲料(图 1),其从外界环境中吸收污染物的过程包括粒子沉降(direct deposition)、蒸汽吸收(air-to-plant transfer)、根部吸收(root uptake).根据植物不同的种植情况分为地上型(aboveground produce)和地下型(belowground produce),地上型又分为保护型(protected produce)和裸露型(exposed produce).地上保护型和地下型作物主要通过根部吸收作用完成污染物的吸收和富集;地上裸露型作物富集污染物过程比较复杂,其裸露在外的可食用部分可黏附环境中的污染物颗粒和吸收污染物蒸汽,同时其也可通过根部吸收污染物.

除了农作物和饲料,HHRAP 还对畜禽动物可食用部分(牛肉、牛奶、猪肉、鸡肉、鸡蛋和鱼贝)中的污染进行了考量(图 1).牛的食物主要包括饲料和谷物,另外也会摄食土壤,这些都是牛肉、牛奶中污染物的来源.饲料分生料和熟料,生料主要为新鲜牧草和干草,熟料是生料经过存放或发酵而成.猪肉中的污染物主要来自于猪食用的熟料和谷物,由于不摄食生料,猪一般不涉及口摄入污染土壤.鸡肉和鸡蛋中的污染物来自于鸡摄食的谷物和土壤,鉴于禽类固定的养殖方式,Stephens 等人的研究表明其食物中土壤的摄入量约为 10%,谷物为 90%^[25].

HHRAP 还建立了污染物经水体到鱼贝的暴露路径(图 2).鱼贝类主要从水体环境中吸收污染物,因此首先需要对水体的污染物总量进行测算.污染物在水体中存在状态包括气态、溶解态、颗粒态,另外底泥中污染物也是鱼贝体中污染物的来源之一.虽然生物对不同类型的污染物(如重金属、有机物)的吸收方式不相同^[26],但是鱼贝类可通过生物浓缩、生物富集和生物-底泥转换 3 个过程吸收污染物.

2.3 食物链途径暴露风险评估模型

食物的摄入是风险暴露的重要途径,不同食物吸收的污染物及吸收速率不同,因此确定摄入食物类型及摄入率是分析暴露途径的基本要求.国民饮食习惯、食物类型、摄入率等参数一般通过全国性的健康和营养调查来完成,美国^[8]、日本^[27]、韩国^[28]、欧盟^[29]等国均做过此类调查,中国也曾组织过 5 次全国性的营养调查^[30].调查结果显示不同年龄、性别的人群的饮食结构、习惯和每种食物的摄入率差别很

大:美国 20 岁以上成年人饮食中摄入的蔬菜最多,其次是牛奶及奶制品,谷物并不是主食;日本人在日常饮食中以谷类为主,蔬菜的摄入率和谷类相当,其次是水果和肉类;我国居民对谷物类摄入占总食物摄入的 35.9%,其次是蔬菜占 26.2%,水果、肉类、蛋、奶等摄入率要少于美、日^[31].

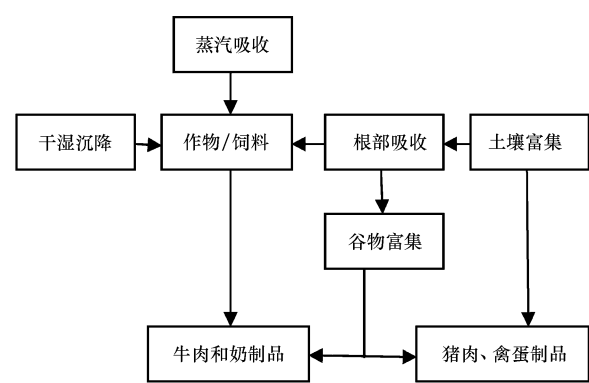


图 1 污染物进入作物和动物的路径^[8]
Fig.1 Pathways of pollutants into plants and animals^[8]

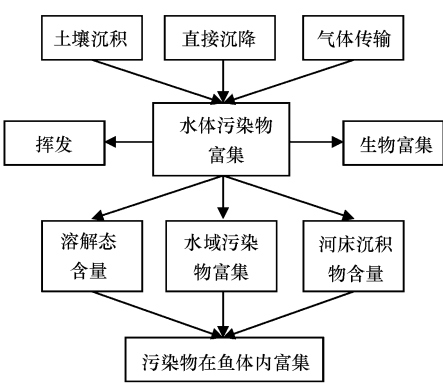


图 2 鱼贝从水体中获得污染物的路径^[8]
Fig.2 Pathways of pollutants from water to fish^[8]

2.3.1 食物类型

人类日常饮食摄入的食物多种多样,包括谷物、蔬菜、水果、奶制品、肉类等,有加工和非加工之分.美国 HHRAP 和英国 CLEA 导则均对食物进行了分类并给出了摄入率的参考值.CLEA 导则对食物的分类参考英国食品标准局的农作物分类,将蔬菜分为叶菜类、根茎类和块茎类等 3 种,把水果分成草本类、灌木类和果树类等 3 种;HHRAP 导则中考虑了农作物、饲料、畜禽肉类、蛋类、奶制品和鱼贝类(表 5).

表 5 CLEA 和 HHRAP 导则中对食物的分类及举例
Table 5 Classification of foods in CLEA and HHRAP

类别		CLEA ^[4]
蔬菜	叶菜类蔬菜	豆类(蚕豆,四季豆,绿豆和红花菜豆),抱子甘蓝,甘蓝(紫甘蓝,包菜,卷心菜和羽衣甘蓝),菜花,莴苣,菠菜,豌豆(青豆、荷兰豆),干蔬菜(西兰花,芹菜,芦笋),秋葵,朝鲜蓟,大白菜,菊苣,菊苣,甜菜,蒲公英,水田芥和新鲜香草(罗勒,香菜,龙蒿,鼠尾草,欧芹和薄荷)
	根茎类蔬菜	甜菜,胡萝卜,木薯,大蒜,生姜,洋姜,韭菜,洋葱,防风,萝卜,大黄,红薯,萝卜,山药
	块茎类蔬菜	土豆
水果	草本类果实	茄子,西葫芦,黄瓜,节瓜,南瓜,草莓,西红柿
	灌木类果实	越桔,黑莓,小红莓,醋栗,罗甘莓,桑椹,酸浆,覆盆子,红加仑子,黑加仑子,白加仑子
	果树类果实	苹果,杏,樱桃,桃,梨和李子
类别		HHRAP ^[8]
农作物	绿叶蔬菜	西兰花、豆芽、花菜、芹菜、生菜、菠菜
	果类蔬菜	芦笋、黄瓜、茄子、甜椒、番茄
	豆类	油豆角
	水果	苹果、杏、草莓、树莓、葡萄、桃、梨、李和樱桃
饲料	生料	新鲜牧草和干草
	熟料	生料经存放和发酵制成
	谷类	
畜禽肉类		牛肉、猪肉、鸡肉
蛋类		鸡蛋
奶制品		牛奶
鱼贝		

2.3.2 食物摄入量

评估区域的人群,其食物可能来自不同的区域,因此在 CLEA 和 HHRAP 中都考虑了目标人群食用的产自于风险评估区域食物的比例.不同食物的消耗率取决于很多因素,包括年龄、性别、体重、地域、季节、食物种类、生活水平、个人习惯等.CLEA 导则中推荐的不同人群的食物摄入量见表 6,1 岁半以下儿童的数据取自 1986 年开展的对英国 488 名 0 到 1 岁儿童的调查,1 岁半以上儿童及成年人的摄入率数据与食品标准局饮食和营养调查结果一致.HHRAP 中推荐的食物摄入量见表 7,统计数据主要根据美国农业部 1994—1996 年和 1998 年开展的个体食物摄入调查结果,不同食物的摄入量,则根据 6 类评估人群的特征,分别给出相应的参考值^[32].

表 6 CLEA 导则按照年龄段的家种作物平均摄入量^[4]

年龄段	摄入量(g·kg ⁻¹ ·d ⁻¹)					
	绿叶	根茎	块茎	草本	灌木	果树
1	7.12	10.69	16.03	1.83	2.23	3.82
2-4	6.85	3.30	5.46	3.96	0.54	11.96
5-16	3.74	1.77	3.38	1.85	0.16	4.26
17-18	2.94	1.40	1.79	1.61	0.22	2.97

表 7 HHRAP 推荐的人群食物平均摄入量^[8]

食物类型	暴露人群/(g·kg ⁻¹ ·d ⁻¹)					
	农民 ^a	农民儿童 ^b	居民 ^a	居民儿童 ^b	渔民 ^a	渔民儿童 ^b
农作物	1.30	3.03	1.07	2.60	1.07	2.60
牛肉	1.23	0.76	N/A	N/A	N/A	N/A
牛奶	1.71	2.84	N/A	N/A	N/A	N/A
鸡肉	5.19	3.46	N/A	N/A	N/A	N/A
鸡蛋	0.17	0.32	N/A	N/A	N/A	N/A
猪肉	0.56	0.43	N/A	N/A	N/A	N/A
鱼贝	N/A	N/A	N/A	N/A	3.13	0.87

注:a: 成人的体重取平均值 70 kg;b: 儿童的体重取平均值 15 kg; N/A: 无数据.

2.3.3 食物对土壤中污染物的富集模型及参数

土壤污染物通过食物链对暴露人群的暴露量取决于食物中目标污染物的含量.食物中目标污染物的含量也可以通过分析测定来完成,然而这样既费时又需要庞大的资金;在大量的实验和统计分析基础上,欧美国家均建立了模型进行计算^[33],其核心就是采用土壤到食物的富集系数这一经验因子^[34].英国 CLEA 将农产品分为 6 类,分别计算六类农产品中目标污染物的含量,进行加和得出暴露人群摄入该物质的总量.英国 CLEA 导则中用式(1)^[4]计算评估人群通过食用自产作物所摄入的污染物的速率(用 IR 表示,mg·d⁻¹),人体对污染物的平均日暴露量(Average daily exposure, ADE,g·kg⁻¹·d⁻¹)可由式(2)^[4]计算得出.

$$IR = \sum C_s CF_x CR_x BW HF_x$$

(1)

$$ADE = \frac{(IR \times EF \times ED)}{BW \times AT}$$

(2)

其中,C_s为土壤中污染物浓度(mg·g⁻¹干重);CF_x为土壤到植物的富集系数(mg·g⁻¹鲜重/mg·g⁻¹干重);CR_x为食物摄入速率(g·kg⁻¹·d⁻¹);BW 为体重(kg);HF_x为摄入的每种作物的自产分数,无量纲;X 为 6 类作物,无量纲;EF 为暴露频率(d·a⁻¹);ED 为暴露持续时间(a);AT 为平均作用时间(d).

美国 HHRAP 给出了评估区域人群对 7 种食物日均摄入量的计算模型(表 8),将各种食物的结果进行加和即为食物链途径的总暴露量 I_t(式 3)^[8].计算模型中用到的参数包括物理化学性质因子、植物转移因子和动物转移因子.污染物的物化性质因其种类、评估区域特征而不同,尤其是污染物在土壤、水

体中迁移、转化等机制更是受到评估区域的土壤、水体类型的影响.污染物在植物、动物体内的参数则包括植物根部对土壤污染物的富集系数、污染物到植株的富集系数、植物富集空气中污染物的系数、动物体内生物转移系数、鱼贝对水体中污染物的浓缩系数、富集系数和生物体-底泥累积系数等.

$$I_i=I_{ag}+I_{beef}+I_{milk}+I_{fish}+I_{pork}+I_{poultry}+I_{eggs}$$

(3)

其中, I_i :污染物每日摄入总量; $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$; I_{ag} 、 I_{beef} 、 I_{milk} 、 I_{fish} 、 I_{pork} 、 $I_{poultry}$ 、 I_{eggs} 分别为来自农作物、牛肉、牛奶、鱼、猪肉、鸡肉、鸡蛋的每日污染物摄入量, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$.

尽管每种食物中的污染水平可以通过采样分析获取,然而进行风险评估不可能完全依靠对评估区域进行彻底的调查,英美等国一般采用的是将数学模型或结构活性模型等预测方法引入风险评估中.根据食物链传输路径,HHRAP 分别给出了土壤-作物(饲料)污染物吸收模型、作物-畜禽污染物吸收模型、水体-鱼贝污染物吸收模型.在模型数据库中 HHRAP 提供了不同污染物理化性质的因子、化学物植物转移因子、动物转移因子的参考取值.

表 8 HHRAP 中不同食物中污染物浓度计算模式^[8]

Table 8 Recommended equation for calculating pollution concentrations in food^[8]

食物类型	计算模式	参数类型
植物 $I_{ag}/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1})$	$I_{ag}=[((P_d+P_v+P_r)\cdot\text{CR}_{ag}+(P_r\cdot\text{CR}_{pp})+(Pr_{bg}\cdot\text{CR}_{bg}))]\cdot F_{ag}$	P_d 、 P_v 、 P_r 分别表示地上型植物通过沉降、空气传输和根部吸收富集污染物质的浓度 ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Pr_{bg} 是地下型植物通过根部吸收富集的污染物质的浓度 ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$); CR_{ag} 、 CR_{bg} 、 CR_{pp} 代表不同类型植物对不同污染物的吸收速率 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$; F_{ag} 为植物污染分数,无量纲.
畜禽肉类、牛奶、鸡蛋 $I_i/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1})$	$I_i=A_i\cdot\text{CR}_i\cdot F_i$	A_i 为动物组织中污染物质浓度 ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$); CR_i 为日均摄入率 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$; F_i 动物组织的污染分数,无量纲.
鱼贝 $I_{fish}/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1})$	$I_{fish}=C_{fish}\cdot\text{CR}_{fish}\cdot F_{fish}$	C_{fish} 为鱼体中污染物质浓度 ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$); CR_{fish} 为日均摄入率 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$; F_{fish} 鱼体的污染分数,无量纲.

2.4 风险表征

CLEA 模型考虑了呼吸、皮肤、饮食的 3 种途径,通过模型可以得到一个综合的日均暴露量 ADE. CLEA 模型将 ADE 与健康标准值 HCV (Health Criteria Value) 的比值来评价土壤污染的危害程度,当 $\text{ADE}/\text{HCV}\leq 1$,说明风险在可接受的范围内;当 $\text{ADE}/\text{HCV}>1$,说明污染场地具有潜在的健康风险.

HHRAP 风险表征的主要工作内容包括对污染物的非致癌和致癌风险的计算(式 4 和 5)^[8]、不确定性分析和风险的空间表征.目标污染物健康风险值按照所有采样点污染物浓度数据的 95% 置信区间的上限值来计算.根据实际情况,也可按照每个采样点目标污染物的浓度数据计算风险值.

$$\text{HI}=\sum\frac{I_i\cdot\text{ED}\cdot\text{EF}}{\text{RfD}\cdot\text{AT}\cdot365}$$

(4)

$$\text{TCR}=\sum\frac{I_i\cdot\text{ED}\cdot\text{EF}\cdot\text{CSF}}{\text{AT}\cdot365}$$

(5)

式中,HI 为饮食摄入途径的总危害指数,无量纲; I_i 为总的每日污染物 i 的摄入量 ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$);ED 为暴露周期(a);EF 为暴露频率 ($\text{d}\cdot\text{a}^{-1}$);AT 为平均作用时间;RfD 为参考剂量 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$;CSF 为致癌斜率因子.

3 其他国家食物链途径风险评估简介

3.1 荷兰 CSOIL

荷兰风险评估导则 CSOIL^[17]将暴露过程按介质不同分为土壤、空气、作物和饮用水等 4 个情景,土地利用方式定义为带菜园的居住地,作物通过叶片和根部的吸收从而产生人体暴露.根据上述假设条件建立了评估模型,给出了土壤、植物、人体的基本常数,并建议了有机、无机污染物和重金属的植物转移系数的参考值和计算模型,食物链作为健康风险评估途径之一用于计算污染场地总风险值的计算过程,风险值或危害熵因成人和儿童、短期和长期暴露而有所区别,CSOIL 主要用于第二阶段和第三阶段的风

险评估程序.

3.2 加拿大

加拿大健康风险评估的框架以美国的为蓝本,建立了初级量化风险评估(Preliminary quantitative risk assessment,PQRA)^[5],包括基础数据收集、模型建立、暴露和毒性分析、风险表征的4个步骤.PQRA的过程是采用最传统的方法和最保守的估计(风险最大的估计);然而在风险管理中应用时,风险控制有时候是没有必要的过度控制;如果 PQRA 评价的结果是不可接受的,则采用针对特定场地的风险评估(Detailed site-specific risk assessments,DSSRA)作进一步评估.

3.3 新西兰

新西兰建立了人体健康风险评估的方法指南,食物链途径暴露量在计算总污染物暴露量时是必不可少的一个内容和步骤,并且该途径在木材加工、油气工作和采油工业等工作指南中也有所体现^[18,35-37].新西兰在导则中首先进行区别用地类型的情景分析,继而根据美国等其他国家对不同途径暴露量的计算公式,运用本国的经验值和参数推导出某一单一途径的土壤指导值(SGVs)和综合土壤指导值(Combined SGV).

4 风险评估模型

目前,欧美国家相继开发了风险评估模型,如荷兰的 CSOIL 模型可以对污染场地进行风险评估,并可用来推导与制定土壤污染标准;英国的 CLEA 模型可以推导与制定土壤污染标准,并可进行特定场地风险评估;美国加利福尼亚州环保局开发的 CalTOX 模型主要应用 USEPA 超级基金计划风险评估指南中的公式来计算暴露与风险,能够进行蒙特卡罗模拟,对于每一暴露因子都可以通过概率分布来表示,因此可以反映风险的不确定性与变异性.CalTOX 模型也可以计算给定目标健康风险水平时的特定场地土壤污染程度.

5 结论和展望

通过对几个国家关于食物链途径风险评估核心内容的比较分析,各国风险评估程序在评估目的、暴露情景、优先污染物选择、分析模型和参数上都有各自的准则.美国的 HHRAP 是相对比较完整、内容全面的一份导则,它秉承 1983 年美国国家科学院提出的风险评估的定义与框架,以废物焚烧厂为典型案例,从污染源分析开始,按照危害判定、剂量-效应关系评估、暴露评估和风险表征四步法的顺序对风险评估的核心内容进行完整的阐述,HHRAP 可对场地风险评估的 3 个阶段展开应用.我国目前颁布的 TGRACS 导则基本上参考美国的四步法建立了风险评估框架,提出计算模式、推荐污染物物化性质参数、以及危害熵和致癌风险评价模型.此外,美国风险评估体系较完善,有完善的技术规范指导,强大的暴露参数数据库,针对不同污染物、场地等暴露情景的模型和分析软件,这些方面都是我国在开展污染场地管理、修复、风险评估工作时所需要具备的条件,目前基础还比较薄弱,尽管国内科研人员已完成了大量的工作,但仍缺乏整体的协调性和统一性.

我国农田土壤环境状况不容乐观,早在 1997 年《中国环境状况公报》公布,我国有 1 千万公顷耕地受到不同程度的污染;近日环保部、国土资源部历时 8 年完成的《全国土壤污染状况调查公报》显示,全国耕地的点位超标率是 19.4%,其中中度污染占 1.8%,重度污染占 1.1%^[38].农田污染究其原因主要来自于大气沉降,采矿和冶炼,污水灌溉、污泥农用以及农药化肥的大量施用,污染物种类不断增多,影响面积不断扩大,因此农用地应与工业、城市污染场地同样地受到重视.我国的污染场地风险评估工作刚刚起步,已经发布的《污染场地风险评估技术导则》中还未涉及到农用地食物链暴露途径的风险评估的内容.对国外成熟的食物链途径风险评估研究和探讨,在此基础上加大基础科学研究,通过借鉴国外食物链途径健康风险评估的基本理论、方法和国际通用模型,有利于建立适应我国国情的“食物链暴露途径风险评估”导则.

重金属污染场地诊断评价与修复制支撑术研究项目(201109052)已完成了食物链暴露途径的风险评估程序框架编制,然而由于相关环境质量和指导性标准文件的缺失,污染状况、饮食结构、人们的生活行为等特征不同,在暴露途径以及剂量效应方面都会与欧美国家不同,因此亟待开展暴露参数调查

从而建立我国国民的基础数据库.在暴露评估阶段,对暴露量的计算是重中之重.以往研究多是采用实际调查获取某种食物中某污染物的含量、或采用经验系数,然而食物链途径的人体健康风险评价是涉及环境科学、生物科学、毒理学、医学等众多学科的交叉研究,在明确我国居民评估食物摄入、土地类型分析的基础上,需确定污染物传输路径,再通过基础研究积累土壤-作物转移参数、作物-动物转移系数、牛乳中污染物富集系数、禽蛋中污染物富集系数等关键生物有效性因子,从而使我国的食物链暴露途径风险评估体系更加完善.

参 考 文 献

- [1] 周启星. 土壤环境污染化学与化学修复研究最新进展[J]. 环境化学, 2006, 25(3): 257-265
- [2] 潘根兴, Andrew C C, Albert L P. 土壤-作物污染物迁移分配与食品安全的评价模型及其应用[J]. 应用生态学报, 2002, 13(7): 854-858
- [3] UK Environment Agency. Fact sheet for the RBCA Tool Kit for chemical releases [EB/OL]. [2007-06-10]. UK Environment Agency, <http://www.Environment-agency.gov.uk>, 2007
- [4] United Kingdom. Updated technical background to the CLEA model (Science Report Final SC050021/SR3) [R]. London: Environment Agency, 2009
- [5] Health Canada. Federal contaminated sites risk assessment in Canada Part I: Guidance on human health preliminary quantitative risk assessment (PQRA) [R]. Ottawa, ON: Health Canada, 2012
- [6] Brand E, Otte P F, Lijzen J P A. CSOIL 2000: An exposure model for human risk assessment of soil contamination [R]. Holland, 2007
- [7] MfE. Methodology for deriving standards for contaminants in soil to protect human health [R]. Wellington: Ministry for the Environment, 2011
- [8] USEPA. Human health risk assessment protocol (HHRAP) for hazardous waste combustion facilities [R]. Washington DC: United States Environmental Protection Agency, 2005
- [9] US EPA. Soil screening guidance: User's guide, second edition [R]. Office of Emergency and Remedial Response, Washington DC: United States Environmental Protection Agency, 1996
- [10] US EPA. Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites [R]. Office of Emergency and Remedial Response, Washington DC: United States Environmental Protection Agency, 2002
- [11] US EPA. Regional preliminary remediation goals user's guide. [EB/OL]. Washington DC: United States Environmental Protection Agency [2008-9]. http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/rb-concentration_table/usersguide.htm, 2008
- [12] CCME. Protocol for the derivation of environmental and human health soil quality guidelines [R]. Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the Environment, 2006
- [13] CCME. Protocol for the derivation of environmental and human health soil quality guidelines [R]. Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the Environment, 1996
- [14] Defra, EA. The contaminated land exposure assessment (CLEA) Model: Technical basis and algorithms. R&D Publication CLR10 [R]. Department for Environment, Food and Rural Affairs and the Environment Agency, Bristol, 2002
- [15] Defra and EA. Assessment of risks to human health from land contamination: An overview of the development of soil guideline values and related research. R&D Publication CLR7 [R]. Bristol: Department for Environment, Food and Rural Affairs and the Environment Agency, 2002
- [16] VROM. Ministerial circular on target and intervention values. DBO/1999226863[2000-2-4] [R]. Ministry of Housing, The Hague: Spatial Planning and Environment, 2000
- [17] Brand E, Otte PF, Lijzen, JPA. CSOIL 2000: An exposure model for human risk assessment of soil contamination. A model description [R]. National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), The Netherlands, 2007
- [18] MfE. Identifying, investigating and managing risks associated with former sheep-dip sites: A guide for local authorities [R]. Wellington: Ministry for the Environment, 2006
- [19] United Kingdom. Human health toxicological assessment of contaminants in soil (Science Report Final SC050021/SR2) [R]. London: Environment Agency, 2008
- [20] 环境保护部. 污染场地风险评估技术导则(发布稿) [R]. 北京, 2014
- [21] U.S.EPA. Exposure Factors Handbook [R]. Washington DC: United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, 1997
- [22] Jeffries J. A review of body weight and height data used within the contaminated land exposure assessment model (CLEA) (Z). Bristol: Environment Agency, 2009
- [23] Kabata-Pendias A. Trace elements in soils and plants [M]. London: CRC Press, 2001
- [24] John M, Van laerhoven c. cadmium, lead and zinc accumulation in soil near a smelter complex [J]. Environmental Letters, 1975, 10(1):

25-35

[25] Stephens R D, Petreas M, Hayward G H. Biotransfer and bioaccumulation of dioxins and furans from soil; Chickens as a Model for Foraging Animals[J]. The Science of the Total Environment, 1995, 175: 253-273

[26] U.S.EPA. Screening Level Ecological Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities [R]. Washington DC: United States Environmental Protection Agency, 1999

[27] AIST. Japanese Exposure Factors Handbook [EB/OL]. [2007-03]. National Institute of Advanced Industrial Science and Technology, Japan, Hhttp://unit.aist.go.jp/riss/crm/exposurefactors/english_summary.html, 2007

[28] Jang J Y, Jo S N, Kim S, et al. Korean Exposure Factors Handbook[R]. Seoul: Ministry of Environment, 2007

[29] ECJRC. Exposure factors sourcebook for Europe [R]. 2011

[30] 王陇德.中国居民营养与健康状况调查报告之一:2002 综合报告[R]. 北京:人民卫生出版社, 2005

[31] 王宗爽,段小丽,刘平,等. 环境健康风险评价中我国居民暴露参数探讨[J].环境科学研究, 2009,22(10):1164-1170

[32] Baes C F, Sharp R D, Sjoeren A L, et al. Review and analysis of parameters and assessing transport of environmentally released radionuclides through agriculture (Z). Oak Ridge National Laboratory. Oak Ridge, Tennessee, 1984.

[33] 李志博,骆永明,宋静,等.土壤环境质量指导值与标准研究 II -污染土壤的健康风险评估[J].土壤学报,2006,1: 142-151

[34] 陈梦舫,骆永明,宋静,等.场地基准建立的理论、方法和常用模型[J].环境监测与管理技术,2011,23(3):14-18

[35] MfE, Mo H. Health and environmental guidelines for selected timber treatment chemicals[R]. Wellington: Ministry for the Environment and Ministry of Health, 2007

[36] MfE. Guidelines for assessing and managing contaminated gasworks sites in New Zealand [R]. Wellington: Ministry for the Environment, 2007

[37] MfE. Guidelines for assessing and managing petroleum hydrocarbon contaminated sites in New Zealand[R]. Wellington: Ministry for the Environment, 1999

[38] 环境保护部,国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报[R].北京,2014