

附件

《场地人体健康土壤环境基准制定技术指南  
(征求意见稿)》

编制说明

《场地人体健康土壤环境基准制定技术指南》编制组

二〇二二年七月

# 目 录

1. 项目背景 .....	1
1.1 任务来源 .....	1
1.2 工作过程 .....	1
2. 基准制定的必要性 .....	2
3. 国内外研究现状 .....	2
3.1 国外基于健康风险的土壤环境基准发展现状 .....	2
3.2 国内基于健康风险的土壤环境基准发展现状 .....	3
4. 基准制定的依据、原则和思路 .....	4
4.1 编制依据 .....	4
4.2 制定原则 .....	5
4.3 制定思路 .....	5
5. 技术标准的主要内容及说明 .....	6
5.1 适用范围 .....	6
5.2 规范性引用文件 .....	6
5.3 术语及定义 .....	6
6. 主要技术要点说明 .....	6
6.1 毒性评估 .....	6
6.2 关于场地概念模型的规定 .....	7
6.2.1 国外场地概念模型研究现状 .....	7
6.2.2 本标准中暴露情景的确定和敏感人群划分 .....	12
6.3 关于人体健康风险评估模型的选定 .....	13
6.3.1 直接暴露途径—经口摄入土壤 .....	13
6.3.2 直接暴露途径—皮肤接触土壤 .....	13
6.3.3 直接接触途径—呼吸吸入土壤颗粒物 .....	14
6.3.4 间接暴露途径—吸入室外空气中来自表层及下层土壤的气态污染物 .....	14
6.3.5 间接暴露途径—吸入室内空气中来自下层土壤的气态污染物 .....	16
6.3.6 间接暴露途径—自产农产品摄入 .....	16
6.3.7 铅土壤环境基准值计算 .....	17
6.3.8 石油烃土壤环境基准值计算 .....	19
6.4 模型参数的确定 .....	21
6.4.1 暴露参数 .....	21
6.4.2 土壤性质与场地特征参数 .....	31
6.4.3 气象参数 .....	32
6.4.4 建筑物参数 .....	33
6.4.5 污染物理化性质及毒性参数的选定 .....	35
6.5 不确定性分析 .....	35
6.6 土壤环境基准值的推算与取值方法 .....	36
7. 对实施本标准的建议 .....	36
主要参考文献 .....	37

# 1. 项目背景

## 1.1 任务来源

早在 2005 年国务院印发的《国务院关于落实科学发展观加强环境保护的决定》便明确提出“完善环境技术规范 and 标准体系，科学确定环境基准”的国家目标。2010 年和 2016 年，原环境保护部分别启动了环保公益项目《环境基准制定预研究》与国家环境基准管理项目，提出我国应分别制定保护人体健康、生态安全、农产品安全以及地下水的土壤环境基准，并将基准研究上升为国家统一规范。2016 年发布的《土壤污染防治行动计划》明确提出系统构建标准体系的要求。2018 年生态环境部首次发布了农用地与建设用地的土壤污染风险管控标准。然而，由于土壤环境介质的复杂性以及我国土壤类型的多样性，我国土壤环境基准研究基础仍十分薄弱，缺少系统的理论方法体系即本土参数等。因此，我国正在开展“场地土壤环境风险评估方法和基准”、“场地土壤污染物环境基准制定方法体系及关键技术”等多个国家重点研发项目，以支持土壤环境基准研究。为贯彻《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》以及《土壤污染防治行动计划》，进一步规范基于健康风险的土壤环境基准推导工作，组织开展《场地人体健康土壤环境基准制定技术指南》编制工作。

## 1.2 工作过程

2010 年，编制组成员承担了环保公益重大项目《土壤环境基准框架与案例预研究》，在国内首次尝试性地构建了我国农田、场地和保护地下水土壤环境基准方法学，提出了系统开展适合我国国情的土壤环境基准研究的科学思路，填补了我国在土壤环境基准研究方面的空白，并获得 2015 年环境保护技术奖二等奖。

2013 年-2018 年，编制组成员参与了《国家环境基准管理办法（试行）》、土壤环境质量风险管控标准（GB 15618-2018）（GB 36600-2018）等 4 项国家标准的编制。

2020 年 1 月，中国环境科学研究院承担标准编制任务，确定了编制组的成员、组织形式、工作机制、工作计划、时间安排以及工作任务分工。

2020 年 7-11 月，编制组成员系统总结了世界主要发达国家土壤环境基准与标准体系与制定方法学，进一步加深了对国外土壤环境基准的认识，探讨了土壤环境基准项土壤环境标准转化的机制及其过程，对我国土壤环境基准的发展具有重要的借鉴意义。

2021 年 1-4 月，编制组多次召开内部研讨会，根据项目的总体规划和已有研究成果，充分借鉴国外已发布的土壤筛选值指南，组织编写了《场地人体健康土壤环境基准制定技术指南》（大纲）。

2021 年 4 月 13 日，编制组组织召开《场地人体健康土壤环境基准制定技术指南》（初稿）专家咨询会，重点针对标准中的术语及定义、土壤环境基准推导技术路线图、土壤环境基准推导方法、可接受致癌风险的确定、用地类型的划分等多个问题进行讨论。编制组根据会议提出的建议对标准初稿和编制说明进行了进一步修改。

2021 年 5 月-11 月，编制组召开多次项目内部研讨会，参会人员重点对基于健康风险的

土壤环境基准推导方法以及主要参数的确定等多个问题进行了讨论,编制组根据研讨会的建议对本标准中的相关内容进行了进一步完善与更改。

2021年12月,编制组编制形成本标准征求意见稿草案和编制说明。

## 2. 基准制定的必要性

环境基准是一个国家经济社会发展到一定阶段和水平的必然选择。目前,国际社会已经将环境基准的研究作为反映一个国家环境科学研究水平的主要标志之一。土壤环境基准是构建国家生态风险方法体系的重要基石,是土壤环境管理的基础,也是土壤环境标准制修订以及相关政策、法律法规的重要科学依据,有利于推动环境治理体系和治理能力现代化。因此,开展全面系统的土壤环境基准研究,对构建土壤环境标准、制定土壤环境保护对策、开展土壤污染综合治理、搞好土地环境规划和保护土地自然资源等都具有重要的现实意义。

自从土壤环境基准研究开展以来,保护人体健康一直都是世界各国制定土壤环境基准时所考虑的首要目标。美国、加拿大、英国、荷兰等发达国家从20世纪90年代起开始人体健康土壤环境基准的研究工作,并已经结合本国国情形成了各具特色的基准研究体系。与发达国家相比,我国迄今为止仍然没有系统地编制过一套基于完整科学理论和充足实测数据支撑的人体健康土壤环境基准制定的指导性文件,导致目前部分学者对于土壤环境基准的研究较为零散、缺乏系统性,难以比较,不易用于实际。吴丰昌等提出至2035年,我国土壤环境基准研究的近期目标是建成相对完善的基于人体健康和生态安全的土壤环境基准制定方法与技术规范,由此可见基于人体健康的土壤环境基准技术方法研究已经迫在眉睫。

## 3. 国内外研究现状

### 3.1 国外基于健康风险的土壤环境基准发展现状

20世纪70年代几个著名污染场地危害事件(如拉夫运河事件、莱克尔克事件)使政府意识到管理污染土壤的迫切性,因此为了评估土壤质量以及和控制污染土壤,国外一些国家开始开展土壤环境基准研究。实际上,由于各国政策和管理的差异,不同国家采用不同的术语表示土壤环境基准。例如美国采用的是土壤筛选值(soil screening level, SSL),英国采用土壤指导值(soil guideline value, SGV)和4类筛选值(category 4 screening level, C4SL),加拿大采用土壤质量指导值(soil quality guideline, SQG),丹麦采用土壤质量基准(soil quality criteria, SQC)等。尽管国外这些值的定义以及法律地位等与我国的土壤环境基准不完全一致,例如荷兰的干预值是考虑政策、经济后且具有法律地位的标准,但从科学意义上讲,这些值的制定依据都是为了保护受体不受土壤中污染物的危害,因此本文将统称为土壤环境基准。

西方国家由于较早进入工业化,环境污染问题较早出现,因此土壤环境基准研究通常领先其他一般国家。荷兰是世界上较早开展土壤环境基准研究的国家,1983年提出的A、B、C值被当时许多国家广泛采用。不过当时通常是采用土壤背景浓度以及专家判断得出土壤环境基准,存在较大的不确定性。自美国科学院1983年提出风险评估“四步法”后,越来越

多的国家逐渐采用基于风险的方法制定土壤环境基准。根据保护受体的差异，基于风险评估的土壤环境基准可以分为基于健康风险保护人体健康的土壤环境基准以及基于生态风险保护生态受体的土壤环境基准。然而由于场地管理的紧迫性以及基于生态风险土壤环境基准制定的复杂性等因素，大多数国家最初只建立了基于健康风险的土壤环境基准，即制定土壤环境基准的首要目标是保护人类健康。例如，美国、英国、新西兰等国家最开始制定的土壤环境基准均只考虑了对人类健康的保护。荷兰、加拿大和澳大利亚则是在制定土壤环境基准时同时考虑了基于健康风险和生态风险的土壤环境基准。由此可见，基于健康风险的土壤环境基准是各国土壤环境基准研究的重要内容之一。

1994年，荷兰原住房、空间规划和环境部（VROM）在土壤保护法中正式提出了基于风险的目标值与干预值（IV）。目标值是基于生态风险制定的，而干预值则是同时考虑了健康风险与生态风险。由于土壤管理政策的变化，1999年荷兰推出来特定土壤利用的修复目标（SRO），随着可持续土地管理的引入，SRO在2008年被最大值（MV）所取代。干预值和最大值用于不同的土地管理目的，如果土壤中污染物浓度超过干预值，则该土壤被确定为严重污染土壤并且需要修复，但是超过干预值并不意味着需要立即修复，而是首先需要评定污染土壤需要修复的经济性。最大值用于管理运输后土壤材料的再利用，并在土壤修复时为住宅和工业用地设定修复目标。最大值的制定也是同时考虑了健康风险与生态风险，但其与干预值代表的健康风险水平存在差异。1996年，美国环保局（USEPA）正式发布了《土壤筛选指南：技术背景文件》，规范了基于健康风险制定SSL的方法。同年，加拿大也发布了《制定环境和人类健康土壤质量指导值的议定书》，明确了同时采用生态风险评估和健康风险评估制定SQG的方法，提高了加拿大SQG的科学性。此后，澳大利亚、英国以及新西兰等分别于1999年、2002年、2011年发布了基于风险的土壤环境基准。除此之外，由于对土壤环境基准认识的不断深入、科学数据的不断更新以及理论方法的不断改进，美国、英国、荷兰以及加拿大等国自第一次提出土壤环境基准后，还在不断对其进行更新，使得土壤环境基准始终保持着科学性。由此可见，国外一些发达国家已经建立了相对完备的土壤环境基准体系，走在土壤环境基准研究的前列。

尽管土壤环境基准的制定是一项具有挑战性的过程，需要对国家的环境、社会文化以及经济条件等进行全面评估，但由于土壤污染是全球性的问题，土壤污染已经成为影响全球土壤质量和土壤提供的生态系统服务的主要威胁之一，因此发展中国家同样需要管理土壤污染问题，部分发展中国家也在积极开展土壤环境基准研究。巴西在借鉴荷兰CSOIL模型的基础上推导出了预防值和干预值。近期，土耳其基于对欧美发达国家土壤环境基准的审查，建立了土耳其基于人体健康风险的土壤质量标准（soil quality standard, SQS）推导概念框架。哥伦比亚尽管还没有制定土壤环境基准，但他们已经认识到基于风险的土壤环境基准的重要性并呼吁积极开展相关研究。但由于经济发展、管理需求的差异以及基准制定的复杂性，国外多数发展中国家目前只考虑了基于健康风险保护人体健康的土壤环境基准。

### 3.2 国内基于健康风险的土壤环境基准发展现状

与发达国家相比，我国过去的环境管理意识薄弱，土壤环境基准研究相对滞后。本世纪初，我国学者开始对基于风险的土壤环境基准研究进行初步探索。在进行土壤环境基准研究

的初期阶段,我国学者主要借鉴国外一些国家的方法以及参数制定基于保护人体健康的土壤环境基准。例如,王国庆等综合参考加拿大、英国等国的土壤环境基准制定方法确定了我国三种用地下基于保护人体健康的苯并芘的土壤环境基准。张红振等采用 IEUBK 和 ALM 模型推导出我国居住、工商业用地的铅土壤环境基准分别为 282 mg/kg 和 627 mg/kg, 略低于英美等国。曹云者等采用美国的 RBCA 模型估算了我国萘的土壤环境基准, 并发现土壤质地和有机质含量是影响萘土壤环境基准区域差异的最主要因素。由于暴露参数的确定是土壤环境基准制定的重要步骤之一,我国学者在暴露参数方面开展了大量工作,并于 2013 和 2016 年分别发布了《中国人群暴露参数手册》(成人卷)和《中国人群暴露参数手册》(儿童卷)。《中国人群暴露参数》的发布促进了我国土壤环境基准研究的开展,也使得土壤环境基准的研究能够更加符合我国实际。此外,2012 年,中国科学院南京土壤所研发了我国首套污染场地健康与水环境风险评估软件 HERA,并不断对其更新与优化,为实现污染场地风险管控、可持续修复以及土壤环境基准的推导发挥了重要的支撑作用。

除了相关学者的研究之外,各地方政府根据土壤环境安全管理的需要,也相继制定出台了与土壤环境基准相关的地方法规与配套技术标准。早在 2007 年,香港便发布了基于风险的修复目标 (risk-based remediation goals)。2011 年,基于采用美国的 RBCA 模型,北京市发布了《场地土壤环境风险评价筛选值》,规定了住宅用地、公园与绿地、工业/商服用地等不同土地利用类型下土壤污染物的环境风险评价筛选值及使用规则。此后,广东、上海和重庆都基于健康风险评估分别于 2014 年、2015 年和 2016 年发布了适用于本省(市)的土壤筛选值。2018 年,生态环境部发布了《土壤污染风险管控标准 建设用地土壤污染风险筛选值》,该标准规定了保护人体健康的建设用地土壤污染风险筛选值和管制值。该标准的发布使得我国从国家层面具有了建设用地土壤污染筛选筛查和风险管制的评判标准,标志着我国土壤环境管理工作的进一步加强。自国家层面的筛选值发布以后,各地方政府也加快了土壤环境基准研究的步伐。2020 年,河北省与深圳市分别发布了《建设用地土壤污染风险筛选值》与《建设用地土壤污染风险筛选值和管制值》。由此可见,我国各地方的土壤环境基准研究正在如火如荼地开展。

尽管我国学者在土壤环境基准研究方面已经开展了相关工作,生态环境部以及部分地方政府已经发布了土壤筛选值,但是这些标准并不是基于已有的土壤环境基准研究制定的,且部分土壤筛选值的编制说明并没有透明公开,筛选值的具体计算方法有待考证。总体来说,我国关于土壤环境基准的研究十分欠缺,土壤环境基准研究仍处于基础阶段。我国现有土壤环境基准研究成果较为零散,由于缺乏系统的理论方法体系,不同学者采用不同的方法制定土壤环境基准导致研究成果难以整合。此外,适合我国的本土化暴露情景以及暴露模型等研究基础仍十分薄弱,土壤环境基准制定所需暴露参数等较为缺乏。因此,我国仍需要大力开展土壤环境基准研究。

## 4. 基准制定的依据、原则和思路

### 4.1 编制依据

本标准主要引用了我国如下规范性文件:

GB/T 21010 土地利用现状分类  
GB 50137 城市用地分类与规划建设用地标准  
CJJT 85 城市绿地分类标准  
HJ 25.1 建设用地土壤污染状况调查技术导则  
HJ 25.2 建设用地土壤污染风险管控和修复 监测技术导则  
HJ 25.3 建设用地土壤污染风险评估技术导则  
HJ 682 建设用地土壤污染风险管控和修复术语

## 4.2 制定原则

本标准编制原则如下：

### （1）科学性

土壤环境基准科学地反映土壤污染物的环境行为对相关受体的效应及其风险，因此科学性是本标准制定的首要原则。为了保持基准制定的科学性，本标准的编制首先严格遵守我国相关法律、法规和标准。其次，土壤环境基准制定方法充分吸取了国内外的先进经验方法以及最新的科学数据与研究成果，并结合我国实际环境特征和保护目标需求进行集成创新，使得推导出的土壤环境基准紧跟科学研究前沿。

### （2）准确性

本标准对各项术语及定义经过查阅相关资料并进行深入讨论再予以确定，保证了定义的严谨、明确和清晰。本标准对土壤环境基准制定技术方法、主要参数的选择等，均是通过对国内外的推荐方法或经验经仔细审核再确定，以确保基准推导过程的准确性。

### （3）可行性与实用性

标准的制定需要适应国家经济社会的发展需求，基准作为标准制定的科学基础，因此在重视科学性和技术性的同时，也需要突出基准的实用性和可操作性。本标准以我国土壤环境保护及管理的实际需求为导向，因地制宜地建立场地人体健康土壤环境基准制定技术至指南，确保土壤环境基准的可行性与实用性，为土壤环境管理服务。

### （4）最不利情景原则

保护人体健康的土壤环境基准是为了保护场地上绝大多数人群的健康，因此，为了使推导出的土壤环境基准具有足够的保护程度，一般假定以各个场地上可能存在的最不利情景为基础制定土壤环境基准。

## 4.3 制定思路

健康风险评估可以分为正向计算和反向计算，正向计算评估污染物可能带来的风险，反向计算推导出特定暴露程度下可允许的污染物浓度，即土壤环境基准。具体而言，基于健康风险的土壤环境基准首先通过数据收集与毒性评估，确定污染物的毒理学参数与可接受的健康风险。然后通过建立不同土地利用情景下污染物暴露的通用概念模型，链接土壤污染物与人类受体之间的关系。再构建不同暴露途径下土壤环境基准的计算模型，并结合调查的保守参数，根据当污染物暴露量等于人类健康可接受风险水平时的暴露量，先计算出不同暴露途径下的土壤环境基准，最后再推导出不同土地利用类型下的土壤环境基准。

## 5. 技术标准的主要内容及说明

### 5.1 适用范围

本标准规定了场地人体健康土壤环境基准制定的程序、方法与技术要求。

本标准适用于我国住宅用地(城市住宅与农村住宅)、公园绿地(社区公园与其他公园)、商服/工业用地 3 类用地方式下土壤人体健康环境基准的制定。

本标准不适用于放射性污染物。

### 5.2 规范性引用文件

本标准主要参考了 GB 36600、GB/T 21010、GB 50137、CJJT 85、HJ 25.1、HJ 25.2、HJ 25.3 以及 HJ 682 中能够用于场地人体健康土壤环境基准研究和基准确定的相关标准。

### 5.3 术语及定义

标准中对土壤环境基准、场地人体健康土壤环境基准、敏感受体、暴露途径、致癌风险、危害商、可接受风险水平、暴露参数、关注污染物、致癌斜率因子、吸入单位风险、参考剂量、每日摄入量、室外空气以及室内空气 15 个关键术语的定义与我国标准性文件中的术语定义基本一致。

## 6. 主要技术要点说明

由于部分发达国家对土壤环境基准的研究早于我国,且已经形成了较为完善的土壤环境基准体系,因此首先通过对部分发达国家关于土壤环境基准制定的技术要点及其依据进行说明,从而为本标准中土壤环境基准的制定提供依据与参考。

### 6.1 毒性评估

根据污染物的毒性,通常可将污染物分为非致癌污染物与致癌污染物。致癌污染物通常包括致突变和基因毒性致癌物,对于致癌污染物在任何程度的接触下都可能对人类健康造成损害。因此,确定人体对污染物的可接受风险十分重要。然而由于各国环境保护政策的不同,对可接受风险的确定有所区别。对于致癌污染物,不同国家确定的可接受致癌风险一般在 $10^{-6}$ - $10^{-4}$ 之间。然而,由于可接受致癌风险的数值确定与各国的社会、经济和政治等因素相关,因此各个国家对此并没有完全统一。美国确定可接受致癌风险水平为 $10^{-6}$ ,但这个数值的确定是一个武断的决策。英国最开始推导土壤指导值时采用 $10^{-5}$ 可接受致癌风险。后来为了更容易实际应用,在推导 4 类筛选值时采用了 $2 \times 10^{-5}$ 的可接受致癌风险。鉴于代表的保护水平不同,荷兰用于推导干预值和最大值的可接受致癌风险分别为 $10^{-4}$ 和 $10^{-6}$ 。加拿大认为没有单一的正确值可以描述最小风险的所有情况,并假设低剂量风险时一个连续值。因此,根据加拿大大多数司法管辖区的规定,推导土壤质量指导值时的可接受致癌风险水平确定为 $10^{-5}$ 和 $10^{-6}$ 。在澳大利亚,对于可接受的致癌风险水平没有普遍接受的标准。由于澳大利亚的一些州在评估受污染场地时通常使用可接受的致癌风险水平为 $10^{-5}$ ,因此在制定健康调查

值（HIL）时采用的可接受致癌风险水平也为  $10^{-5}$ 。为了保护人体健康以及与国际上关于可接受风险的规定一致，本指南确定单一污染物的可接受致癌风险水平为  $10^{-6}$ 。然后在规定的可接受致癌风险水平下，通过剂量-效应曲线使用基准剂量（Benchmark Dose, BMD）、无不良效应水平（No Observed Adverse Effect Level, NOAEL）或最低观察不良效应水平（Lowest Observed Adverse Effect Level, LOAEL）推导经口摄入致癌斜率因子（Slope Factor, SF）或吸入单位风险（Inhalation unit risk, IUR）。

当缺乏可靠的数据确定污染物具有致突变性或基因致癌毒性时，则将污染物评估为非致癌污染物。对于非致癌污染物，通常认为污染物浓度在阈值浓度以下对人类健康产生的危害是可以接受的。对于非致癌污染物，几乎所有国家都确定可接受危害商为 1。因此，结合我国的实际状况并与国际惯例保持一致，本指南推荐对于非致癌污染物，人体可接受危害商为 1。然后采用 BMD、NOAEL 或 LOAEL 等毒理数据，再与不确定因子一起使用，从而推导出非致癌污染物的参考剂量（Reference Dose, RfD）或参考浓度（Reference Concentration, RfC）。

## 6.2 关于场地概念模型的规定

场地概念模型（conceptual site model）通常以图表的形式描述潜在污染物的来源和迁移，并确定关键受体的暴露途径。场地概念模型的建立是制定土壤环境基准的关键步骤，且它与土地利用类型相关。

### 6.2.1 国外场地概念模型研究现状

#### （1）用地类型划分

自从土壤环境基准研究开展以来，大多数国家都根据不同的土地利用类型来制定土壤环境基准，这是因为土地利用方式影响人群可能在这种场地上进行活动的类型、可能暴露于污染物的途径、可能面临土壤污染暴露风险的人群以及人群暴露于土壤污染物的程度。然而，用地类型的选择与监管需求相关，且不同国家的监管相关存在差异。因此，不同国家对用地类型的划分并不完全一致。

1996 年，美国环保局首次发布了《土壤筛选导则用户指南》，用于规范人体健康土壤环境基准的推导方法。该导则主要关注场地的未来用途是住宅用地的情景，这是因为人们居住在场地上或附近，确定住宅用途土壤中污染物的安全水平时非常重要的。此外，计算住宅用地土壤筛选值所需的假设比计算其他土地用途的假设建立得更好，也得到更广泛的接受。然而，土地管理者希望为非住宅用途的场地开发不那么保守的土壤筛选值，大多数公众也建议美国环保局应当为非住宅用途也开发土壤筛选值的计算方法。因此，美国于 2002 年发布了《土壤筛选值制定补充指南》，其中增加了对于工业/商业用地以及建筑用地的土壤筛选值推导方法。对于其他用地类型，例如农业用地和娱乐用地，美国环保局认为这些用地类型上可能存在特殊的暴露途径，因此建议在进行特定场地的研究时再予以考虑。

荷兰的干预值只是基于带花园的住宅这一标准用地类型推导出的。最大值是基于参考值确定的，荷兰最开始为 7 种用地类型确定了参考值，分别为：带花园的住宅、带菜园的住宅、儿童玩耍的地方、农业用地、自然用地、公园/娱乐用地以及工业用地。这 7 种用地类型的划分主要基于人群土壤摄入量以及蔬菜消费率的差异而确定的。但在推导最大值时，由于不

同用地类型的浓度限值相似，而且从政策的观点来看，三类比较可行，因此这7种用地类型被划分为3类：自然及农业用地、住宅用地以及工业用地。英国在制定土壤指导值时考虑了配额地、住宅用地以及商业用地。由于后来在特定场地的风险评估中经常遇到公园用地，因此在推导4类筛选值，英国额外考虑了公共开放空间，并将其细分为离住宅较近的绿地以及公共公园。加拿大在制定土壤质量指导值（SQG）时将用地类型划分为农业用地、住宅/公园用地、商业用地以及工业用地。基于澳大利亚人群可能接触污染土壤的典型环境，澳大利亚为不同用地类型分别制定了健康调查（HIL），用地类型分别为：带花园/可接触土壤的住宅、土壤接触机会较小的住宅、公共开放空间以及商业/工业用地。在推导土壤污染物标准（SCS）时，基于新西兰人在大多数情况下可能暴露于土壤污染物的典型场景，为了覆盖大多数人居住、娱乐、运动、工作以及户外活动的情景，新西兰考虑了住宅用地、公园/娱乐用地以及商业/工业用地，并将住宅用地进一步细分为标准住宅、农村住宅以及高密度住宅。总的来说，由于与人类健康密切相关，多数国家都考虑到住宅和工业/商业用地，然后根据各国的实际情况，一些国家在推导土壤环境基准时也考虑了娱乐/公园用地以及农业用地。

## （2）暴露途径确定

本标准首先研究了部分国家对于不同用地类型下选择的暴露途径，如表1所示。从表1可以看出，土壤摄入、皮肤接触、粉尘吸入、蒸气吸入以及自产作物摄入是大多数国家都考虑的暴露途径。这是因为人类最容易通过这些途径接触到污染物。先前也有研究发现，摄入土壤颗粒、吸入室内空气中挥发性污染物以及摄入受污染的蔬菜至少占几乎所有污染物暴露总量的90%。值得注意的是，英国住宅用地下的土壤摄入不仅考虑了直接摄入土壤，还考虑了摄入自产作物表面黏附的土壤。荷兰则是在自产作物摄入途径考虑直接摄入作物以及摄入作物表面的黏附土壤。加拿大、荷兰以及美国还考虑了污染物从土壤迁移至地下水途径。加拿大和美国考虑迁移至地下水途径，因为这些国家的人经常直接使用地下水作为饮用水，而荷兰考虑迁移到地下水的原因与美国和加拿大略有不同。首先，荷兰认为土壤中的污染物可通过水管渗入饮用水或迁移到地下水。然后，土壤污染物进入饮用水或地下水后，除直接饮用外，人们还可以通过皮肤接触和淋浴时的蒸汽吸入来吸收污染物。可以看出，荷兰考虑的迁移至地下水途径是更为全面的。

美国和加拿大还考虑了一种特殊的暴露途径：场外迁移。考虑这一途径是因为美国和加拿大认为土壤污染物可以通过风和降雨从不敏感的用地类型迁移、沉降至敏感的用地类型，进而对敏感地上的人群造成危害。另一值得注意的是，污染物的物理化学性质与暴露途径的选择之间存在着重要的相关性。例如，对于非挥发性污染物，一般不考虑蒸气吸入途径，向地下水的迁移途径只适用于可溶性污染物。一般来说，不同国家考虑的暴露途径略有不同，这可能与国家的具体实际情况有关，如人们生活方式的差异和暴露量计算的可行性。

表 1 部分国家不同用地类型下选择的暴露途径

国家	用地类型	暴露途径							
		土壤/粉尘摄入	皮肤接触	粉尘吸入	室外蒸气吸入	室内蒸气吸入	迁移至地下水	自产作物消费	场外迁移
澳大利亚	住宅用地 <sup>1</sup>	√	√	√	√	√		√	
	住宅用地 <sup>2</sup>	√	√	√	√	√			
	公共开放空间	√	√	√	√				
	商业/工业用地	√	√	√	√	√			
加拿大	农业用地	√	√	√		√	√	√	
	住宅/公园用地	√	√	√		√	√	√ <sup>3</sup>	
	商业用地	√	√	√		√	√		√ <sup>3</sup>
	工业用地	√	√	√		√	√		√ <sup>3</sup>
新西兰	住宅用地 <sup>4</sup>	√	√	√	√	√		√	
	公园/娱乐用地	√	√	√	√				
	商业/工业用地	√	√	√	√	√			
荷兰	带花园的住宅	√	√	√	√	√	√	√	
	儿童玩耍的地方	√	√	√	√				
	带菜园的住宅	√	√	√	√	√	√	√	
	农业用地	√	√	√	√	√	√	√	

	自然用地	√	√	√	√				
	公园/娱乐用地	√	√	√	√				
	工业用地	√	√	√	√	√			
英国	配额地	√	√	√	√			√	
	住宅用地	√	√	√	√	√		√	
	商业用地	√	√	√	√	√			
	公共公园	√	√	√	√				
美国	住宅用地	√	√	√	√	√	√		
	商业/工业用地	√	√	√	√	√	√		
	建设用地	√	√	√	√				√

注：1：带花园/可接触土壤的住宅；2：土壤接触机会较小的住宅；3：被认为是一种检查机制，即被认为是一种间接途径；4：新西兰将住宅用地划分为三种用地类型：标准住宅、高密度住宅以及农村住宅。除高密度住宅未考虑自产作物摄入外，各类型住宅的人群暴露途径基本相似。

### (3) 敏感受体的确定

虽然基于健康风险的土壤环境基准需要考虑的保护受体都是人类,但敏感受体的分类因国家而异。由于人们在不同用地类型上的暴露频率和土壤暴露强度存在差异,大多数国家也根据土地利用类型对敏感受体进行分类。部分国家考虑的敏感受体如表 2 所示。

在美国,确定住宅用地下的敏感受体是居住在其中的居民。当污染物具有致癌性时,应考虑污染物对人类的终生暴露,即敏感受体应包括人群的儿童期和成年期。当污染物为非致癌物时,敏感受体应考虑为儿童。研究表明,由于正常的手口接触活动以及在户外和地板上花费更多的时间,幼儿每天摄入的土壤和粉尘高于成人。更多的土壤摄入以及较低的体重用以分配暴露剂量导致儿童比成人更容易受到污染土壤的影响。对于商业/工业用地,工地的工人被视为敏感受体,因为他们时这些场地的主要使用者。根据现场工作类型的不同,工人被分为室外工人和室内工人。建设用地的主要敏感受体是在现场工作的建筑工人。由于施工活动可能对周边居民产生影响,施工场地周边的居民也被视为敏感受体,因为他们可能会吸入施工场地的粉尘。

对于住宅用地、商业用地和工业用地,澳大利亚以及新西兰对敏感受体的分类与美国类似。尤其是新西兰也根据工作类型的不同,将工业用地的敏感受体分为室内工人与室外工人。因为他们认为这两种情况比较普遍。加拿大与上述国家在敏感受体的分类上的差异主要体现在两个方面。首先,儿童是加拿大商业用地非致癌污染物的敏感受体。这与加拿大对商业用地场景的定义有关,他们认为儿童也是商业用地主要使用者之一。其次,对于致癌污染物,只有成年人才被认为是敏感受体。尽管研究表明也应该评估儿童对致癌污染物的潜在敏感性。

在荷兰,计算的暴露量是终生平均暴露量。也就是说,敏感受体包括成人和儿童。但当某些污染物(如铅)对儿童的危害更大时,儿童被视为敏感受体。此外,当特定的土地利用类型上(如工业用地)不存在儿童时,只有成年人被认为是敏感受体。英国与其他国家对于敏感受体的分类主要区别在于,无论是儿童还是成人,均只考虑女性。这是因为,与同龄男性相比,女性可能因体重较轻而面临更大的风险。

表 2 部分国家考虑的敏感受体

土地利用类型		澳大利亚	加拿大	英国	美国	荷兰	新西兰
农业用地	非致癌污染物	—	儿童	女童	—	儿童 + 成人	—
	致癌污染物	—	成人	儿童 + 成人 (女性)	—		—
居住/公园用地	非致癌污染物	儿童	儿童	女童	儿童	儿童 + 成人	儿童
	致癌污染物	儿童 + 成人	成人	儿童 + 成人 (女性)	儿童 + 成人		儿童 + 成人
商业用地	非致癌污染物	成人	儿童	女性成人	成人	—	成人
	致癌污染物		成人				
工业用地		成人	成人	—	成人	成人	成人
建设用		—	—	—	建筑工人	—	—

## 6.2.2 本标准中暴露情景的确定和敏感人群划分

根据其他国家土地利用类型的划分以及结合我国实际,确定我国场地的土地利用类型为3类:住宅用地、公园用地以及商服/工业用地。我国有大量的农村人口,而且城市与农村存在巨大的环境差异以及人群行为差异。王贝贝等(2014)研究发现我国城市地区居民与农村地区居民的土壤接触行为比例分别为21.6%和68.7%。由此可见,农村地区居民土壤接触行为是不可忽视的,因此在本项目中将住宅情景更详细地划分为城市住宅与农村住宅。鉴于居民在公园的停留时间远低于在住宅用地下的时间,以及去不同类型公园的频率存在较大差异,将公园用地进一步细分为社区公园与其他公园。关于3种土地利用类型具体介绍如下所述。

### (1) 住宅用地

由于城市与农村人群的生活环境与行为方式的差异,因此将住宅用地情景进一步细分为城市住宅与农村住宅。

城市住宅假定是由多层建筑组成,从建筑的一层到最高层均有居民入住。住宅区大部分被硬表面覆盖,带有一些小面积的景观或草坪,因此城市居民直接接触土壤的机会较少,不过居民可以将部分草坪开发用于种植蔬菜。住宅的居住者是成年人、儿童和婴儿,他们大部分在住宅的室内度过,每天只有短暂的一段时间待在室外。最容易受到与土壤污染物相关的健康风险影响的是底层的居民,因为室外土壤进入室内的可能性最大,并且蒸气入侵发生在直接覆盖受污染土壤的居民身上。在此种用地方式下,居民接触土壤污染物的可能途径包括:经口摄入土壤(尘)、皮肤接触土壤(尘)、呼吸吸入粉尘、吸入室外气态污染物、吸入室内气态污染物以及摄入自产作物。当城市住宅的底层为商业用途或带有地下停车场时,则底层应以商服/工业用地进行评估。鉴于儿童具有更轻的体重以及更频繁的土壤接触行为,因而儿童所面临的健康风险通常高于成人。对于具有非致癌效应的污染物,以0-6岁的儿童为敏感受体制定土壤环境基准,对于具有致癌效应的污染物,根据儿童期和成人期的暴露制定土壤环境基准。

农村住宅不包括农业生产区,通常为低层、独户,住宅可以为一层或两层。住宅中各有院落,院落或住宅附近有足够大面积的裸露土壤,居民可以在院落或住宅附近种植蔬菜。由于农村住宅通常距离农业生产区较近,因而由室外带进室内的土壤较多,加之有大面积的裸露土壤,农村居民直接接触土壤的机会高于城市居民,土壤接触强度以及频率也均高于城市居民。住宅的居住者包括成人、儿童和婴儿,他们大部分时间待在室内,但也经常在室外种植作物或进行娱乐活动。居民可以通过直接摄入、皮肤接触、呼吸吸入、吸入室内气态污染物、吸入室外气态污染物以及摄入自产作物途径接触土壤污染物。由于住宅环境中均有儿童存在,因此农村住宅用地情景下的敏感受体与城市住宅一致。

### (2) 公共公园

公共公园是指向公众开放,以游憩为主要功能,兼具生态、景观、文教和应急避难等功能,有一定游憩和服务设施的绿地。公园中可能包括草坪、花园、植被区、人行道以及娱乐区,一些区域被硬表面覆盖,也有一些区域存在裸露土壤。一般的公众都可以进入公园,在公园中进行运动或娱乐活动,并且通常会花费较长的时间。根据公园参观公园的频率,将公园细分为社区与儿童公园以及其他公园。社区和儿童公园因其主要服务于周边居民,距离住

宅区较近，公众参观这些公园的频率通常高于其他公园。在公共公园用地类型下，公众只在室外接触土壤污染物，因此所考虑的暴露途径包括：直接摄入、皮肤接触、呼吸吸入粉尘以及吸入室外气态污染物。鉴于儿童也是公园的主要使用者，因此对于非致癌性污染物，同样以儿童为敏感受体制定土壤环境基准，对于致癌污染物，则同时考虑儿童与成人的暴露。

### （3）商服/工业用地

商服/工业用地一般指用于商业、服务业、工业生产、产品加工制造、机械和设备维修等轻工业的附属设施用地。将商服/工业用地归位一类是因为根据潜在的风险很难区分商业场所和工业场所，其次污染场地的未来土地利用类型存在较大的不确定性。商服/工业用地下的建筑由单层或多层建筑组成，假定工作区位于一楼或地下结构（地下停车场或储存区）之上。商服/工业用地的主要使用者是成年工作者，根据工作强度与地点，可将成年工作者分为室外工作者与室内工作者。室外工作者大部分时间都在户外进行维修活动，通常暴露于场地的表层及浅层土壤，并预计会有较高的土壤摄入量。室内工作者大部分在室内或从事较轻的体力工作，员工通常是在午休的时候使用室外区域，直接接触土壤的机会很小。员工可能接触土壤污染物的途径包括：经口摄入、皮肤接触、呼吸吸入、吸入室内气态污染物以及吸入室外气态污染物。由于公众进入工业用地通常受到一定的限制，即使公众能进入商业场所，但在商业场所的停留时间远低于全职雇员，因此对于致癌污染物和非致癌污染物，商服/工业用地下的敏感受体均为成年工作者。

## 6.3 关于人体健康风险评估模型的选定

### 6.3.1 直接暴露途径—经口摄入土壤

经口摄入途径是土壤环境基准制定中的重要暴露途径。多数国家在制定经口摄入途径的土壤环境基准时，采用的方法基本一致。主要根据污染物的健康基准值、土壤摄入率、暴露频率、暴露期、平均时间、体重以及可接受风险等参数进行计算。值得注意的是，英国在土壤摄入途径还考虑了黏附在作物表面土壤的摄入。由于作物表面黏附土壤摄入的计算较为复杂，与人群的烹饪方式相关，不确定性较大，而且澳大利亚也发现自产作物黏附土壤的摄入与直接摄入相比微不足道，因此这一部分土壤的摄入计算在本标准不予以考虑。

由于多数关于土壤摄入途径暴露量的计算都是参考美国风险评估指南，且这一途径暴露量的计算没有太大的差异，因此本标准参照美国土壤筛选指南中关于土壤直接摄入途径暴露量的计算。

### 6.3.2 直接暴露途径—皮肤接触土壤

皮肤接触途径可能是土壤中持久性和高亲脂化合物的重要暴露途径。美国环保局最初由于数据的限制，对于皮肤吸收显著的污染物，皮肤吸收途径的土壤筛选值是通过将直接摄入途径土壤筛选值的除以 2 得到的。自 1996 年以来，美国环保署扩大了皮肤吸收数据库，并开始采用通过皮肤暴露面积、暴露频率、暴露期、皮肤黏附因子、皮肤吸收因子等参数进行皮肤接触途径的土壤筛选值的计算。澳大利亚、新西兰等国也采用了类似的方法进行皮肤接触途径的土壤环境基准计算。加拿大皮肤接触途径的暴露量计算与美国类似，但其区分了手部的皮肤暴露与其他部位的皮肤暴露，对于手部与其他部位采用不同的皮肤黏附因子。荷兰

皮肤接触途径的土壤暴露量计算与其他国家存在差异，他们区分了室内与室外的皮肤接触暴露量的计算，室内皮肤接触途径的暴露量计算中考虑了室内粉尘中土壤的比例。英国皮肤接触途径的暴露量与荷兰较为相似。由此可见，不同国家对于皮肤接触途径的暴露量计算存在些许差异。

皮肤接触途径暴露量的计算通常与三个阶段相关：暴露的皮肤面积及与土壤或粉尘的接触程度、皮肤上黏附的土壤量、通过皮肤吸收的污染物的量。由于我国目前关于室内粉尘中土壤的比例的研究较为缺乏，区分室内与室外土壤皮肤接触较为困难，因此经综合考虑，本标准采用与大多数国家相符的皮肤接触途径的暴露量计算，即主要根据皮肤暴露面积、皮肤黏附因子以及皮肤吸收因子进行皮肤接触途径的暴露量计算。

### 6.3.3 直接接触途径—呼吸吸入土壤颗粒物

美国颗粒物吸入途径的暴露量计算主要与颗粒物排放因子（PEF）相关，通常为  $1.36 \times 10^9 \text{ m}^3/\text{kg}$ 。这个因子反映了土壤污染物浓度与空气中这些污染物浓度之间的关系，与气象条件相关。加拿大颗粒物吸入途径的暴露量计算与每日呼吸速率以及  $7.6 \times 10^{-10} \text{ kg}/\text{m}^3$  相关，后一数值是加拿大卫生部确定的被污染地点上方悬浮土壤颗粒的假定空气浓度。由于室内环境可能比室外环境的粉尘浓度更高，因此英国区分了吸入室内粉尘与室外粉尘的吸入暴露量计算。对于室外粉尘吸入，英国也采用了 PEF，但对该因子的计算根据英国的气象条件进行了修正。对于室内粉尘吸入，则进一步考虑了土壤-尘的迁移因子以及室内粉尘载荷。此外，英国采用 PM10 作为粉尘吸入的重要指标，因为他们认为几乎所有直径大于 10 的颗粒都会被鼻子或喉咙捕获，从而不会转移到肺部。在粉尘吸入暴露量的计算中，荷兰同样区分了室内与室外粉尘的呼吸吸入。但荷兰粉尘吸入途径的暴露量计算与其他国家存在一定差别，首先是荷兰并没有采用 PEF 进行粉尘吸入暴露量计算，其次荷兰区分室内粉尘与室外粉尘是根据假设室外与室内空气土壤颗粒的比例分别为 0.5 和 0.8 而得到的，而且荷兰考虑了肺部对颗粒物的滞留作用，最后荷兰颗粒物吸入的指标采用的是总悬浮颗粒物（TSP）。澳大利亚粉尘吸入途径的暴露量计算主要参照了英国的方法，也将粉尘吸入分为室内粉尘吸入与室外粉尘吸入。但与英国相比，澳大利亚还考虑了肺部对污染物的吸收因子。新西兰认为粉尘吸入途径可能是次要的，因此没有区分室内粉尘与室外粉尘的吸入。

通过综合分析，粉尘吸入途径的暴露量计算与三个过程相关：室内和室外空气中粉尘的浓度、来自污染场地的室内和室外粉尘比例、肺吸收污染物的速率。PEF 与粉尘中污染物的浓度密切相关，但其与当地的气象条件相关，其他国家的 PEF 值并不一定适用于我国，且计算 PEF 的相关参数在我国目前难以获得，因此本标准并未采用这一因子。通过对部分国家粉尘吸入途径暴露量计算的分析，本标准主要采用 PM10、室内与室外空气中粉尘的比例、肺部对污染颗粒的滞留作用等进行粉尘吸入途径的暴露量计算。

### 6.3.4 间接暴露途径—吸入室外空气中来自表层及下层土壤的气态污染物

对于吸入室外空气中污染物的暴露量计算，美国主要采用了一个空气挥发因子（VF）将土壤中污染物浓度与挥发导致的空气中污染物浓度联系起来，VF 与场地的气象条件以及挥发性污染物的土壤饱和极限等因素相关。英国室外蒸气吸入途径暴露量的计算基于 ASTM（2000）推荐的表层土壤的无限源计算，并根据英国的气候条件采用一般空气扩散因子

( $Q/C_{wind}$ ) 进行了调整。澳大利亚认为在估计蒸气途径的暴露量时, 使用任何模型都存在一些限制以及不确定性, 而且与土壤源的水汽模拟有关的方法和不确定性还没有完全解决, 因此在蒸气吸入途径的暴露量计算中采用了一种基于经验的衰减因子方法。荷兰对室外蒸气吸入途径暴露量的计算采用了带有典型荷兰天气条件参数的 Jury 模型。新西兰对于室外蒸气吸入途径的暴露量计算相对简单。将蒸气浓度放入方程中, 通过对土壤浓度施加一个挥发因子来确定。挥发因子取决于一般土壤性质、污染深度、污染物特定的分配系数、空气中的扩散系数和亨利定律常数。挥发因子采用 Jury 等人的模型计算。加拿大在 SQG 的推导过程中并未考虑室外蒸气吸入途径。

综合分析, 室外蒸气吸入途径暴露量的计算主要通过挥发因子得到。不过大多数国家都没有区分表层与下层土壤的蒸气吸入。ASTM (2015) 模型系统地考虑了表层土壤、下层土壤挥发进入室外空气的暴露风险, 更为科学、全面与合理。ASTM 模型中源于表层和下层土壤气态污染物的概念模型如图 1 所示。因此本标准参考 ASTM 计算室外蒸气吸入途径的暴露量。

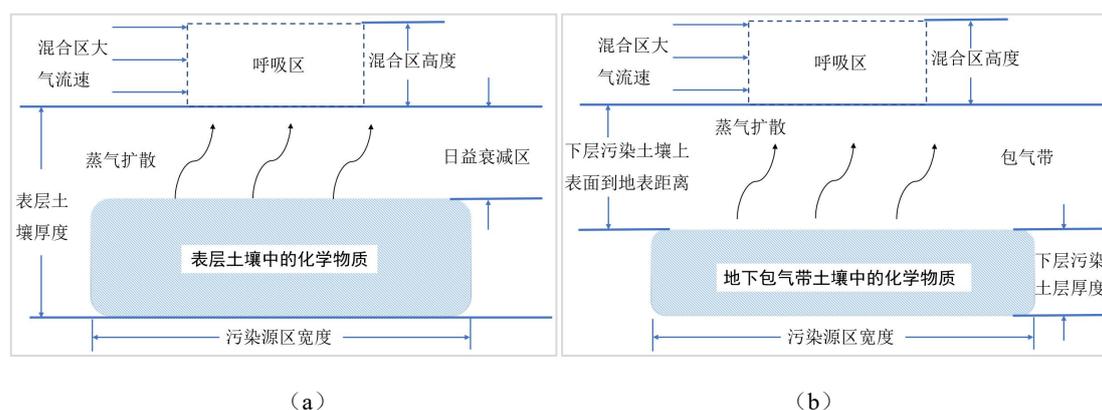


图 1 源于表层 (a) 和下层 (b) 土壤气态污染物的概念模型

采用 ASTM 模型计算 VF 时, 需要满足以下假设: 1) 下层土壤中污染物浓度恒定; 2) 土壤基质中吸附相、溶解相和气相之间满足线性平衡分配, 其中分配是恒定的化学和土壤特定参数的函数; 3) 通过包气带到地面呈稳态液相扩散; 4) 当化学物质扩散到地面时没有损失 (即没有生物降解); 5) 通过空气扩散的“盒子模型”来模拟呼吸区内散发蒸气的稳定的混合大气扩散。污染物在土壤中的线性分配模型, 由于形式简单、所需的特征参数都易于参考而被广泛应用。然而, 大量的实验室研究表明, 污染物在土壤中的吸附并不总是线性的。1998 年, Kan 等人在大量吸附实验的基础上, 将线性模型与 Langmuir 等温吸附表达式相结合, 建立了双平衡解吸 (dual equilibrium desorption, DED) 模型, DED 模型比传统的解吸模型更精确 (Zhang et al., 2019)。DED 模型假设从土壤中解吸污染物通常是双相的, 存在两个土相隔室, 即存在两个不同的吸附和解吸过程。其中一个过程与高污染浓度的吸附和解吸有关, 通常认为是不可逆吸附, 吸附过程遵循线性等温线。另一个过程是在低浓度下, 主要在解吸过程中观察到, 通常认为是可逆吸附, 吸附过程可以用 Langmuir 等温线描述。DED 模型中污染物在土壤中总的吸附是两部分吸附的线性组合。自其开发以来, DED 模型已经进

行了广泛的应用。Chen 等将 DED 模型应用于土壤清洁标准的计算。Zhang 等以京津冀城市群中 VOC 污染场地为调查对象，研究发现对于黏质土壤，采用 DED 模型评估的风险更为符合实际。美国的 RBCA 模型中也加入了 DED 模型的校正过程。因此，本标准通过 DED 模型对 ASTM 模型进行修正。

### 6.3.5 间接暴露途径—吸入室内空气中来自下层土壤的气态污染物

土壤中污染物挥发产生的蒸气可能会通过建筑物地基的裂缝或缝隙进入室内空间。对于挥发性有机化合物，吸入室内空气中来自下层土壤的气态污染物途径可能是主要的暴露途径。对于室内蒸气吸入途径的暴露量计算，多数国家如美国、加拿大、英国等均采用了 Johnson-Ettinger 模型。新西兰认为对于室内蒸气吸入途径的暴露量计算是比较困难的，挥发到室内空气需要模拟从污染源的水蒸气的迁移。向上穿过土壤，然后通过建筑物的裂缝或缝隙进入建筑物内部，因此审查澳大利亚和英国的工作是否适用于新西兰的情况。不过他们也认为 J-E 模型是通常用于室内蒸气吸入途径暴露量的计算。荷兰采用 CSOIL 模型计算室内蒸气吸入的暴露量时，假设如果污染物位于建筑物下方，它们将首先进入爬行空间，然后流入室内空气。室内蒸气吸入暴露量的计算与土壤到爬行空间的污染物通量、爬行空间的高度、爬行空间的空气交换率以及爬行空间中室内空气污染物比例等参数有关。澳大利亚对于室内蒸气吸入暴露量的计算同样采用衰减因子得到。美国环保局总结了室内空气和地下水、外部土壤蒸气以及爬行空间蒸气浓度之间的实测衰减因子，澳大利亚则主要采用了美国环保局推荐的衰减因子计算室内蒸气吸入暴露量。

通过对部分国家关于室内蒸气吸入暴露量计算的分析，可以发现 J-E 模型是估算蒸气进入建筑物的最广泛应用的模型之一。它是一种筛选模型，模拟了污染物蒸汽从污染源区域向污染源正上方的建筑物的对流和扩散传输，具有许多关于污染物分布和发生、地下特性、运输机制和建筑结构和设计的简化假设。根据土壤和建筑物的特性，J-E 模型计算了一个衰减因子 $\alpha$ ，将污染源处的污染物浓度与室内空气中污染物的浓度联系起来。室内蒸汽浓度等于污染源处的蒸汽浓度乘以 $\alpha$ 。挥发性的气态污染物进入室内的过程包括：（1）污染物分解成土壤气体；（2）气相污染物通过土壤扩散到建筑板；（3）由于建筑物和外部大气之间的压力差，土壤气体平流进入建筑物；（4）污染物通过建筑地基的填土裂缝扩散。在污染物分解成土壤气态阶段，J-E 模型假设挥发性有机化合物在土壤气、水、固三相中的分配是线性、动态可逆过程，而实际污染土壤中挥发性有机物的吸附解吸并非完全可逆的过程，当土壤中污染物浓度较低时，解吸会存在一定的滞后现象，进而导致 J-E 模型在实际场地中可能会高估风险。因此本标准参照美国 ASTM，结合 DED 模型对 J-E 模型进行修正以评估吸入室内空气中来自下层土壤的气态污染物暴露量。

### 6.3.6 间接暴露途径—自产农产品摄入

通过摄入自产作物来评估暴露量与下列因素相关：植物吸收污染物的潜力、自产作物从周围土壤中吸收污染物的速率、家庭成员对自产作物消费的比例以及污染物在食物中摄入时的生物利用度。因此自产作物摄入途径的暴露量计算通常与浓度因子（表征植物吸收污染物的潜力）、作物消费量、自产作物摄入比例等参数相关。

英国采用土壤-植物浓度因子（CF）来预测水果和蔬菜可食用部分中污染物的浓度，并

对无机物和有机物的 CF 计算采用了不同的方法。对于无机物 CF 的计算，假定无机元素的根浓度与其在土壤溶液中的浓度成正比，通过土壤-植物有效性校正因子、水土壤孔隙度、干土壤容重以及土-水分配系数等因子进行计算。英国环境局通过对植物从土壤中吸收有机物的研究进行审查，结果发现经验数据的模式表明，有机物在植物吸收方面表现出可预测的模式，并认为应对不同类型的作物分别采用特定的模型以估计植物根系中有机物的浓度。英国对绿色蔬菜、根类蔬菜、块茎类蔬菜以及果树都确定了计算有机物 CF 的模型，但目前还没有找到适合草本水果和灌木水果的模型。

荷兰在估算摄入自产作物的暴露量时认为污染物可以通过两种途径进入蔬菜，即通过根系吸收污染物和叶片吸收污染物。因此，荷兰将作物分为两类：叶类作物与根类作物。生物富集因子（BCF）是暴露量计算过程中重要参数之一，它指污染物在植物可食用部分中的浓度与在土壤中的浓度之比。作物对于无机物与有机物的吸收机制存在差异，因此荷兰对于无机物和有机物的 BCF 计算采取了不同的方法。金属的 BCF 通常基于经验数据采用文献报道的 BCF 的几何平均值获得。对于铅和镉，由于数据较为充足，可以通过回归法得到 BCF。有机污染物的 BCF 是通过各种植物的特性和污染物的特定参数如辛醇-水分配系数、根中脂质和水分的体积分数等获得的。由于根类与叶类作物对有机物的吸收机制不同，将有机物的 BCF 分为叶类的 BCF 与根类的 BCF。前者还考虑了雨水飞溅引起的土壤颗粒在叶片上的沉积。

加拿大使用 Travis 和 Arms 开发的模型估计有机物生物浓度因子的计算，该模型主要与辛醇-水分配系数有关。然而由于考虑到根据化学性质估计的生物浓度因子的应用具有很高的不确定性，因此建议这种方法只有当不能获得其他数据且有证据表明化学物质具有生物累积时才能使用。新西兰自产作物摄入时只考虑蔬菜，且将蔬菜分为叶类作物与根和块茎类作物。新西兰建议在现有数据的基础上简单使用浓度因子以评估作物对土壤中污染物的吸收，进而估算作物摄入途径的暴露量。澳大利亚同样采用了浓度因子的方法，且对于一些金属和无机物、有机物的浓度因子主要来源于英国环境局。

通过对不同国家自产作物摄入途径暴露量计算进行分析，结果表明多数国家对自产作物摄入途径暴露量的计算没有太大的差异，主要区别是污染物浓度因子的计算。此外，与其他国家相比，英国和荷兰对于自产作物摄入途径暴露量的计算更为系统、科学、全面。但相比于英国来说，荷兰农作物分类较为粗犷，且叶类作物局部沉降在我国难以考虑，此外，我国学者研发的 HERA 模型中农作物摄入途径也参考了英国的制定方法，因此本指南中推荐采用英国的方法制定农作物摄入途径的土壤环境基准。具体计算方法是首先根据作物摄入频率、作物摄入量、污染物植物富集因子等参数计算出人体经自产作物摄入的暴露量，然后根据污染物的毒理学参数与计算出的污染物暴露量推导出自产作物摄入途径的土壤环境基准。我国第五次全国膳食调查研究中，调查了我国 20 个省份 10 类左右的蔬菜消费量。鉴于蔬菜种类有限，且不同种类作物的可食用部分不同，因此拟将作物划分为根类、叶类与茎类作物三类。

### 6.3.7 铅土壤环境基准值计算

铅是一种剧毒金属，自然存在于土壤中，是各种环境中的重要污染物。人类目前主要通过食物、饮用水、燃料和污染土壤接触铅。由于铅与其他污染物的毒性效应差异，铅的土壤

环境基准计算方法也不同于其他污染物。美国 EPA 也认为铅是一种特殊的物质因为很难为其确定通常所说的“阈值”并制定 RfD。英国制定铅的 C4SL 的方法主要包括：首先根据铅的毒理学效应，基于剂量-效应关系，确定不会对人群产生明显危害目标血铅浓度；对于儿童，采用 IEUBK 模型估计与目标血铅浓度等效的可允许铅摄入量，对于成人则可采用 Carlisle & Wade 方法和 ALM 模型；然后将等效的铅允许摄入量输入到 CLEA 模型中，最终计算出 C4SL。英国认为 IEUBK 模型具有一定的局限性，只适用于住宅用地，因此不适用于其他用地类型的土壤环境基准计算。荷兰与澳大利亚均是采用了类似的方法推导铅的土壤环境基准。不过这些国家在确定目标血铅浓度水平时存在一定的差异，鉴于在评估铅的风险时需要做出一些重大的风险管理选择，英国提出了一系列可供选择的目标血铅浓度：1.6  $\mu\text{g}/\text{dL}$ 、3.5  $\mu\text{g}/\text{dL}$  和 5  $\mu\text{g}/\text{dL}$ 。荷兰则是为了防止儿童血液中的铅浓度超过 5  $\mu\text{g}/\text{dL}$  计算出等效铅摄入量。澳大利亚则是根据所有接触途径和所有来源的血铅浓度 < 10  $\mu\text{g}/\text{dL}$  的目标建立了 HIL。基于参考其他国家铅土壤环境基准的推导方法，提出本标准铅土壤环境基准的计算过程：①确定不会对人体健康产生明显危害的目标血铅浓度；②根据目标血铅浓度确定人体每天可允许的铅摄入量；③估算铅暴露总量；④根据总的铅暴露量与毒理学基准推导土壤环境基准。

铅毒理学基准的确定是铅土壤环境基准制定的重要步骤。确定铅毒理学基准的首要任务是对所有接触途径的毒理学数据进行审查。多项研究发现，铅对儿童的神经毒性效应不存在安全阈值，并且很难开发确定 RfD 所需的阈值，因此美国 EPA 没有对无机铅制定统一的 RfD 或 SFo。此外，由于铅对健康影响的数据通常与全身血铅浓度而不是摄入量有关，并且铅对人体的影响是全身性的，因此不需要为经口摄入、吸入和皮肤接触分别推导单独的毒理学基准。欧洲食品安全局确定幼儿的发育神经毒性、成人的心血管影响和肾毒性是铅潜在的严重不良反应，并以此作为风险评估的基础。

从 1960 年至 1990 年间，为了保护儿童免受铅造成的神经毒性危害，研究者将安全血铅浓度从 60  $\mu\text{g}/\text{dL}$  降至 25  $\mu\text{g}/\text{dL}$ 。1991 年，美国疾病控制和预防中心（CDC）将安全血铅浓度从 25  $\mu\text{g}/\text{dL}$  降至 10  $\mu\text{g}/\text{dL}$ 。但是根据越来越多的研究结论，即使血铅浓度低于 10  $\mu\text{g}/\text{dL}$ ，依然会对儿童的认知功能有害。2012 年，美国疾病控制和预防中心儿童铅中毒预防咨询委员会建议取消 10  $\mu\text{g}/\text{dL}$  的安全血铅浓度，并提出了 5  $\mu\text{g}/\text{dL}$  的安全血铅浓度。该值是基于美国 1-5 岁儿童血铅浓度监测数据的第 97.5 百分位数确定的。目前，5  $\mu\text{g}/\text{dL}$  的安全血铅浓度已被部分国家采用，在本研究中同样选择 5  $\mu\text{g}/\text{dL}$  作为目标血铅浓度，并以此为基础确定铅的毒理学基准。

为了推导铅的土壤环境基准，需要将确定的目标血铅浓度转换为摄入量估算值。对于儿童，采用 IEUBK 模型将目标血铅浓度转换为摄入量。鉴于 IEUBK 模型中大多数参数都是内置默认的，无法更改，因此拟直接采用其他国家已经计算出的摄入量。英国采用 IEUBK 模型基于 5  $\mu\text{g}/\text{dL}$  转换出的摄入量为 2.1  $\mu\text{g}/\text{kg dw}/\text{day}$ ，荷兰虽然采用了与英国相同的血铅浓度和计算方法，但同时考虑了政策决定，因此确定推导铅的干预值时摄入量为 2.8  $\mu\text{g}/\text{kg dw}/\text{day}$ ，推导最大值时由于考虑了背景暴露，确定铅的摄入量为 1.8  $\mu\text{g}/\text{kg dw}/\text{day}$ 。本研究拟采用英国确定的摄入量 2.1  $\mu\text{g}/\text{kg dw}/\text{day}$  作为本项目中儿童摄入铅的毒理学基准。对于成人，采用美国的 ALM 模型将目标血铅浓度转换为可接受的铅摄入量，估算结果为 0.89  $\mu\text{g}/\text{kg dw}/\text{day}$ 。

不同暴露途径铅土壤环境基准的计算与其他污染物没有太大差别,因此对于不同途径铅土壤环境基准的计算采用与其他污染物一样的计算公式。

### 6.3.8 石油烃土壤环境基准值计算

石油烃是一种有机化合物的混合物,它存在于石油、沥青和煤等地质物质中,释放到环境中的石油产品,如汽油、原油和航空燃料,通常含有数百到数千种不同比例的化合物。环境中的石油烃污染问题是一个值得关注的问题,这是因为石油烃易产生火灾、爆炸的危险,其次大多数石油烃都具有一定程度的毒性并在环境中可以长久存在。我国不仅是石油生产大国,也是石油消费大国。在石油生产、加工、运输和使用等过程中,一些石油或石油制品直接进入环境,导致土壤污染。土壤石油烃污染物已经成为我国一类范围广、危害严重、亟待控制的环境问题,石油污染场地也已经成为我国典型的污染场地类型之一。石油烃土壤环境基准的计算与其他污染物略有不同,主要体现在石油烃指示物的选择以及石油烃蒸气入侵方面,下文对此进行详细介绍。

#### (1) 石油烃馏分选择

在 20 世纪 80 年代末到 90 年代中期,测定的总石油烃 (TPH) 作为估计石油含量的替代方法被普遍用于石油烃污染场地的风险评估以及土壤评价标准的制定。迄今为止,一些国家仍在采用 TPH 代替石油含量。然而,由于不同污染场地的污染物种类、组成和复杂程度千差万别,迁移、降解、转化及毒理学特征等也有很大差异。因此,如只采用 TPH 而不考虑具体污染物的成分组成和毒理学特性,很难说明污染造成的风险。因此,各国纷纷考虑采用指示污染物和石油馏分相结合的方法代替基于 TPH 的评价方法。

指示物的方法是指采用可能对人类健康风险构成最大风险的一组化学物质来代替石油烃。这些物质通常包括:苯、甲苯、二甲苯、萘、多环芳烃。虽然这些物质也属于石油烃,但由于其高危害性,它们通常被作为单独的化学品进行处理并单独制定了土壤环境基准。对于石油烃中的其他物质,通常采用石油烃馏分代替,并为不同馏分的石油烃制定土壤环境基准。美国、加拿大、荷兰以及澳大利亚等国均尝试使用石油烃馏分替代总石油烃 (Total Petroleum Hydrocarbons, TPH) 表征石油烃的健康风险。美国总石油烃标准工作组 (Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group, TPHCWG) 采用了“碳当量” (Equivalent Carbons, ECs) 方法,即依据 EC 与化合物的环境迁移能力的关系确定石油烃馏分,并赋予各馏分理化性质参数和毒理学参数。由于相同碳原子数目下,芳香族化合物比脂肪族化合物更易溶于水,不易挥发,因此 TPHCWG 将石油烃馏分首先分为脂肪族石油馏分和芳香族石油馏分。然后将脂肪族和芳香族化合物中沥滤系数和挥发系数在一个数量级内的物质合并为一个馏分,从而将芳香族和脂肪族化合物分为 13 种馏分。美国 TPHCWG 的工作较为成熟,石油烃馏分的划分方法已经被其他国家广泛借鉴。

目前,我国发布的 GB 36600-2018 中只规定了 C<sub>10</sub>-C<sub>40</sub> 的石油烃土壤筛选值和管制值,馏分划分较为粗犷,可能导致污染场地管理不当。加拿大和澳大利亚等虽然没有对石油烃馏分进行向 TPHCWG 那样详细的划分,但是也将石油烃划分了 4 组分,使得推导出的土壤环境基准更有实际应用意义。因此,本研究拟对石油烃馏分进行更详细的划分并为不同馏分的石油烃分别推导出土壤环境基准。由于美国 TPHCWG 馏分的划分较为复杂,并单独每组馏

分制定土壤环境基准与标准可能会增加管理成本。因此，本研究拟参照加拿大的划分方法，将除苯、甲苯、二甲苯、萘、多环芳烃外的石油烃划分为4组分，分别为： $C_6-C_{10}$ 、 $C_{10}-C_{16}$ 、 $C_{16}-C_{34}$ 以及 $C_{34}-C_{50}$ 。加拿大石油烃馏分的划分都是以美国TPHCWG划分的子馏分为基础，例如 $C_6-C_{10}$ 馏分包含TPHCWG划分的脂肪族 $C_7-C_8$ 、 $>C_8-C_{10}$ 以及芳香族 $C_6-C_8$ 、 $>C_8-C_{10}$ 。对于加拿大划分的 $C_6-C_{10}$ 、 $C_{10}-C_{16}$ 以及 $C_{16}-C_{34}$ ，他们认为每个TPHCWG对每个子馏分的物理化学性质以及毒理参数都进行了很好的定义，因此组合后的馏分是比较合理的。对于 $C_{34}-C_{50}$ ，虽然这部分的物理化学性质不是很明确，但是这部分挥发性很低，预计在环境中不会有太大的迁移，且它们能代表环境中大多数的石油烃污染情况。

## (2) 石油烃蒸气入侵途径

蒸气入侵通常是污染场地土壤中氯化挥发性有机化合物以及石油碳氢化合物的主要暴露途径。在某些情况下，石油蒸气入侵可能导致室内空气浓度对建筑物居住者构成危险，也可通过引起火灾、爆炸等直接对安全和人体健康造成危害。

然而，现场经验表明，石油烃比氯化挥发性有机化合物造成的蒸气入侵风险低的多，这是因为土壤和地下水中普遍存在能够降解碳氢化合物的微生物。大量研究发现，包气带的好氧生物降解可以显著降低石油烃的蒸气入侵潜力。当土壤中存在充足的氧气时( $>2\%$ )，包气带中的石油烃在较短的垂直距离(1-2m)内便可发生降解。对于存在石油烃且土壤包气带中石油烃可生物降解的场地，如果采用J&E模型评估石油烃蒸气入侵，该模型将预测的室内空气浓度高估了几个数量级。因此，生物降解可以在石油烃浓度衰减中发挥重要作用。为了考虑可能存在石油烃蒸气入侵的建筑，USEPA于2015年提出了垂直源-受体分类距离的筛选标准，其中也考虑了石油烃的需氧生物降解潜力。澳大利亚在推导石油烃的健康筛选值(HSL)时也建议应将生物降解纳入石油烃的蒸气入侵评估模型中，以避免在许多现有的蒸气模型和评估中出现过于保守的情况。相反，氯化有机化合物通常被认为是难以生物降解。因此，石油烃的好氧生物降解性使得评估石油烃的蒸气入侵不同于氯化有机化合物。在推导吸入室内蒸气途径的土壤环境基准时，石油烃与其他挥发性有机化合物的区别主要是蒸气入侵过程中衰减因子的计算，吸入室内空气中源于下层土壤石油烃蒸气的土壤环境基准计算公式没有变化，因此下文只讨论了石油烃蒸气入侵评估的衰减因子计算方法。

由于难以获取和准确测量室内空气浓度，石油烃蒸气入侵评估较为困难。USEPA于2002年便发布了一份蒸气入侵指南草案，旨在几年内更新并最终确定该指南。然而，直到2015年，USEPA才发布了解决场地石油烃和非石油烃蒸气入侵问题的指南。数学模型有助于阐明石油烃蒸气入侵的物理过程，并扩大蒸气入侵估计的范围。目前国际上广泛使用的蒸气入侵评估数学模型大多是基于J&E模型或是对J&E模型进行部分更改得到。然而，如上文所提到的，J&E模型没有考了污染物的生物降解，从而导致高估了石油烃蒸气入侵的风险。BioVapor是DeVaul于2007年提出的具有氧气限制生物降解模型的石油烃室内蒸气入侵评估模型。该模型是一种一维分析模型，结合了稳态蒸气源、均匀地地下土层中以扩散为主的土壤蒸气传输以及建筑物维护结构内的混合。在没有生物降解的情况下，该模型基本上等同于J&E模型。尽管也有其他分析模型解释了一级衰变的生物降解，但BioVapor通过解释有限的氧气可用性改进了该方法。因此，本指南中采用BioVapor模型评估石油烃的蒸气入侵途径。

## 6.4 模型参数的确定

人体健康风险评估模型是获得人体健康土壤环境基准的基础,风险评估过程主要的模型参数可分为 5 类:

- 1) 暴露参数;
- 2) 土壤性质参数;
- 3) 气象参数;
- 4) 建筑物参数;
- 5) 污染物理化性质及毒性参数

### 6.4.1 暴露参数

暴露参数是评价人体暴露于外接物质剂量的重要因子,具有明显的地域和人种特征。世界各国在完善健康风险评估方面,将暴露参数研究作为主要的工作来开展。目前,已有部分国家和地区颁布了适合于当地使用的暴露参数手册,如美国和澳大利亚。一些欧洲国家在参考美国《暴露参数手册》的基础上也建立了暴露参数数据库。我国也已发布了《中国人群环境暴露行为模式研究报告》和《中国人群暴露参数手册》,为我国开展基于人体健康风险的土壤环境基准提供了重要依据。为制定出适用于我国人群的土壤环境基准,本项目结合国外发布的部分暴露参数、我国暴露参数手册以及有关人群行为模式研究的文献等对确定了以下暴露参数:

#### (1) 儿童/成人的平均身高、体重

根据《中国居民营养与慢性病状况报告(2020年)》,我国成年男性和女性的平均体重为 69.6 kg 和 59 kg,18-44 岁男性与女性的平均身高分别为 169.7 cm 和 158 cm。基于评估参数取值保守性考虑,根据男性和女性的平均值确定本标准中成人平均体重参数值为 65 kg,成人平均身高为 164 cm。

我国很少有研究全面报道了我国儿童身高与体重的发育状况,因此,参照《中国居民营养与慢性病状况报告(2015年)》的调查结果,以 2-3 岁儿童的身高和体重代表儿童的身体状况,确定我国儿童的身高与体重分别为 94.25 cm 和 14.5 kg。

#### (2) 儿童/成人的呼吸速率

根据《中国人群环境暴露行为模式研究报告(儿童卷)》,我国 0-3 月、3-6 月、6-9 月、9 月-1 岁、1-2 岁、2-3 岁、3-4 岁、4-5 岁以及 5-6 岁儿童的呼吸量分别为 3.7、4.7、5.4、5.9、5.7、6.3、8.0、8.4 和 8.8 m<sup>3</sup>/d,本项目采用 2-3 岁儿童作为 0-6 岁儿童的代表群体,因此本项目确定儿童的平均呼吸量为 6.3 m<sup>3</sup>/d。《中国人群环境暴露行为模式研究报告(成人卷)》指出,我国居民平均呼吸量为 15.7 m<sup>3</sup>/d,男性为 18.0 m<sup>3</sup>/d,女性为 14.5 m<sup>3</sup>/d。本项目中根据我国居民平均呼吸量,确定成人的呼吸量为 16.25 m<sup>3</sup>/d。

#### (3) 儿童/成人暴露期

通过调研国外一些国家暴露期的确定方法,从而为本项目暴露期的确定提供依据。为了保护居民免受致癌物的影响,美国确定住宅用地下人群暴露期为 30 年(从童年到成年可能在一个地区生活的时间),即儿童暴露期为 6 年,成人暴露期为 24 年。商业/工业用地下,假定暴露期与工作年限相等,则室内工人和室外工人的暴露期均为 25 年。对于所有土地利

用情景，澳大利亚确定儿童的暴露期为6年。根据 enHealth (2012) 确定的第95百分位数，以及35年的居住暴露总持续时间，确定居住和公共开放空间用地下成人的暴露期为29年。根据 enHealth (2004)，成人在商业用地下的暴露时间为30年。英国确定住宅用地、配额地及公共开放空间的敏感受体均为女童，因而暴露期为6年(0-6岁)。商业用地下的敏感受体为女性工作者，暴露期为整个工作年限49年(16-65岁)。加拿大由于土壤环境基准的计算方法不一样，并没有单独考虑暴露期这一参数。

在本项目中，参照国际惯例确定儿童的暴露期为6年。住宅/公园用地下，成人的暴露期为24年。商服/工业用地下，暴露期通常假定为工作年限，但一直在同一个地方工作的人群非常少，因此英国确定商业用地下的暴露期为49年可能会过高，本项目拟参考美国确定商服/工业用地下成人的暴露期为25年。

#### (4) 平均时间

平均时间与污染物的毒性效应有关。非致癌污染物的平均时间通常等于暴露期。

考虑到污染物的致癌效应具有终身危害性，多数国家如美国、英国等都按照人均平均寿命计算致癌效应平均时间，并确定致癌污染物的平均时间为70年。对于致癌污染物，澳大利亚也采用了70年寿命的平均时间。尽管澳大利亚人的平均寿命已经达到80岁以上，但由于85岁以后死亡率的迅速增加，老年人接触的环境不太可能对晚年的癌症发病率产生影响，且考虑到70岁的寿命涵盖了男性和女性的平均寿命，也包含了癌症可能开始的大部分暴露期，因此对致癌物选择70年的平均时间。

美国《暴露参数手册》推荐使用近期的预期寿命统计数据作为致癌污染物的平均时间。根据《2019年我国卫生健康事业发展统计公报》，我国人均寿命为77.3岁。在本项目中，按照77年计算致癌效应平均时间，即： $AT_{ca}=365 \times 77=28105d$ 。

#### (5) 暴露频率

暴露频率是基于时间使用研究确定的。

英国：1) 住宅用地：CLEA模型假定1-6岁的儿童在住宅中接触土壤的频率为365d/y，虽然这是一个最坏的假设，但敏感性分析表明这个数值降低到350d/y对GAC的影响可以忽略不计。对于365天/年暴露频率的假设，虽然认为孩子一年中每天都有一段待在家里的假设显得保守，但现有数据表明，这可能是人口中相当大一部分人的典型情况。尽管一个孩子不太可能每天都花大量的时间在花园里，之所以设置这个频率是因为作为土壤和灰尘摄入估计基础的实证研究既不考虑室外或室内的时间长度，也不总是区分含有土壤来源成分的土壤和室内粉尘。2) 配额地：配额地的暴露频率是假设园丁在夏季每天访问地块，在冬季每周访问三次，年平均暴露频率为258d/y。3) 商业用地：商业用地下的暴露频率为230d/y(室内暴露频率)，这是假定一名成年人每年工作46周，每周工作5天计算的。CLEA目前假定商业用地皮肤接触的室外暴露频率为170d/y，该值是基于成年工作者除了最寒冷或最热的时候，其他时间都会在室外的假设，假定商业用地下室外暴露频率为室内暴露频率的3/4。4) 公共公园：英国认为，由于天气条件更有利、白天更长和学校假期延长，夏季儿童在室外的暴露频率高于冬季。根据专业判断，一个孩子在花园里玩一两个小时，夏天每周玩两三天，冬天每周玩一天或更少，可能更接近英国孩子的中心倾向行为。每周大约3.5d(每年170天)的平均暴露频率可能是对居住在含有花园的住宅中的英国儿童的主要趋势的合理保

守估计。

加拿大认为工商业用地下，人群每天在该种土地上 10 h/d，一周五天，一年 48 周，因而暴露频率为 100 d/y。农业和住宅/公园用地方式下，人群每天在该种土地上 24 h/d，每年 365 天，因而暴露频率为 365 d/y。

美国确定住宅用地下的暴露频率为 350 d/y，商业/工业用地下，室外工人的暴露频率为 225 d/y，室内工人的暴露频率为 250 d/y，建设用地下的暴露频率应根据具体场地确定。室外工人 225 d/y 的暴露频率是基于美国人口普查局 1990 年职业与教育收入调查的数据，代表从事与室外工作者相似活动的男女工作者每年的平均工作天数。由于假设暴露频率等于每年的工作天数，因此该值可能高估了美国某些地区受体的暴露量，这些地区的极端冬季使其无法在一年中长时间暴露于场地土壤中。室内工人的暴露频率是基于每年工作 50 周，每周 5 天的工作场景。

对于住宅和开放空间，澳大利亚假设暴露人群可能每天都在使用受污染的场地，这对于居住用地是必要的假设，但对于开放空间是最坏的假设，因此确定住宅和开放空间的暴露频率为 365 d/y。商业/工业用地下，暴露频率为 240 d/y，这是基于每周工作 5 天，共 48 周/年得出的。对于低密度住宅，假定人群在室内和室外的时间分别为 20 和 4 h/d，则室内和室外的暴露频率分别约为 304 d/y 和 61 d/y。高密度住宅用地下，人群在室内和室外的时间分别为 20 和 1 h/d，也即为 304 d/y 和 15 d/y。公共开放空间用地下，人群在室外的时间为 2 h/d，即 30 d/y。商业/工业用地下，成人在室内和室外的时间分别为 8 和 1 h/d，即为 80 d/y 和 10 d/y。

对于我国城市住宅与农村住宅用地类型下，参照国际惯例并根据合理的最坏情况假设，确定儿童和成人的暴露频率均为 350 d/y。对于人群室内外的活动时间，我国已有学者进行了相关研究。王贝贝等通过问卷调查对我国 31 个省份成人的室内外活动时间进行研究，结果发现我国居民约有 15.3% 的时间在室外活动，平均室外活动时间为 221 min/d，其中城市地区居民室外活动平均时间为 180 min/d (12.5%)，乡村地区居民为 255 min/d (17.7%)。我国居民约有 83.3% 的时间在室内活动，平均室内活动时间为 1200 min/d，其中城市地区居民室内活动 1239 min/d (86%)，乡村地区居民室内活动时间为 1165 min/d (81%)。根据上述研究，假定城市居民在室内的活动时间比例为 85%，室外活动时间比例为 15%，则城市住宅用地下成人的室内、室外暴露频率分别为 298 d/y、52 d/y；假定农村居民在室内活动时间的比例为 80%，室外活动时间比例为 20%，则农村住宅下成人的室内、室外暴露频率分别为 280 d/y、70 d/y。由于关于我国儿童室内外活动时间的研究较少，因此儿童的室内、室外暴露频率参照成人。

公共公园用地下的暴露频率通常以公园访问频率表示。通过调研相关文献资料，收集了我国不同地区的公园访问频率（表 3）。由表可知，社区公园的使用频率通常高于其他类型的公园。根据有关社区公园使用频率的研究，确定这些研究的平均值为本项目社区和儿童公园的暴露频率，即 253 d/y。同样根据相关研究的平均值确定本项目中其他公园的暴露频率为 93 d/y。

表 3 我国不同地区的公园使用频率

地区	公园类型	使用频率	参考文献
北京	社区公园	260d/y	刘童, 2017
北京	社区公园	272d/y	姚彤, 2020
北京	社区公园	198d/y	张琛琛, 2016
杭州	社区公园	每周使用频率大于 5 天居多 (约为 216d/y)	姜嘉琦, 2020
重庆	社区公园	76%的居民去公园的频率为每周数次及以上 (约为 307d/y)	景一敏, 2020
武汉市	社区公园	244d/y	祝筱苑, 2018
苏州	社区公园	278d/y	王雅琼, 2016
新乡市	综合公园	116d/y	干熙庭, 2020
南宁市	综合公园	79d/y	邱哲, 2020
深圳	综合公园	161d/y	王克宝, 2018
福州市	综合公园	91d/y	刘鑫, 2018
深圳市	郊野公园	130d/y	贾建芳, 2016
香港	未区分公园类型	85d/y	Mak 等, 2019
长沙	未区分公园类型	150d/y	易浪等, 2016
北京	未区分公园类型	96d/y	Tu 等, 2020

商服/工业用地下的暴露频率根据工人的工作时间确定。假定成人每星期工作 5d, 全年按照 52 周计算, 去掉全年法定节假日 21 天, 则此种用地方式下的暴露频率为 240 d/y。对于室外工人, 工作场所主要在室外, 因此不考虑室内暴露频率。对于室内工人, 假定工作者只有在午休时间 (约 1h) 在室外, 则大约工作时间的 1/8 在室外, 因而商服/工业用地下室内工人的室外暴露频率为 30 d/y, 室内暴露频率为 210 d/y。

#### (6) 土壤皮肤黏附因子 (AF)

##### ①国外参数研究

英国在推导 C4SL 时进行了敏感性分析, 并发现土壤皮肤黏附因子 (Adherence factor, AF) 是造成不确定性的关键因素。AF 是指每单位表面积附着在皮肤上的土壤量, 该参数因土壤性质 (土壤质地、含水量)、身体不同部位和所从事的活动而异。首先调研了其他在推导土壤环境基准时采用的 AF 值 (表 4)。从表中可知, 不同国家采用的默认 AF 值存在较大差异, 这是由于不同国家对与土壤接触的活动类型的假设不一致, 因此默认 AF 的取值不宜直接采用其他国家的规定值。

表 4 各个国家推导土壤环境基准时的默认 AF 值 (mg/cm<sup>2</sup>)

国家	用地类型	儿童	成人
英国	住宅用地	0.1	
	配额地	1	
	公共公园	0.1	
	商业用地		0.14
美国	住宅用地	0.2	0.07
	商业/工业用地		0.1 (室内工人) 0.2 (室外工人)
加拿大	不区分	0.1	0.01
澳大利亚	不区分	0.5	0.5
荷兰	带花园的住宅 (室内)	0.056	0.056
	带花园的住宅 (室外)	0.51	3.8
新西兰	农村和住宅	0.04	0.01
	高密度住宅	0.02	0.005
	公园/娱乐用地	0.04	0.06
	室外工人		0.04

对于 16 岁以下的儿童，英国默认的 AF 值区分了住宅土地使用情景下的室内和室外暴露活动。CLEA 模型假设 0-12 岁儿童在住宅用地、配额地的土壤-皮肤黏附因子为  $1\text{mg}/\text{cm}^2$  (室外活动)，这大约是美国环保局对在潮湿和干燥土壤上玩耍的儿童 95% 估计值的中间点。基于美国环保局 2011 年更新的暴露参数手册以及 Kissel 等 (1996) 和 Holmes 等 (1999) 的研究， $0.1\text{mg}/\text{cm}^2$  的黏附因子被认为是对居住区花园中儿童土壤粘附的中心趋势的合理估计，并已被用于推导居住用地的 C4SLs。在配额地上，预计与土壤有更多直接接触的机会，儿童土壤皮肤-粘附因子可能会更高，因此推导配额地的 C4SLs 时，保留了  $1\text{mg}/\text{cm}^2$  的土壤-皮肤黏附因子。对于居住用地下的室内活动，根据 Holmes 等人实验研究的第 95 百分位值，确定儿童室内默认的 AF 为  $0.06\text{mg}/\text{cm}^2$ 。对于居住用地的室外活动以及配额地场景下，选择成人的默认土壤-皮肤黏附因子为  $0.3\text{mg}/\text{cm}^2$ ，这是基于一项对园丁的实验研究。这个数值高于美国默认的  $0.07\text{mg}/\text{cm}^2$ ，这是因为英国认为园艺活动是在室外的一种典型活动，因此选择了该研究的第 95 百分位数，而美国则认为园艺活动不是一项常见的活动，因此选择了该研究的中心趋势值。由于没有关于成人室内活动的研究，因此将儿童室内活动的 AF 应用于成人，尽管该数值比较保守。对于商业/工业用地下，无论室内或室外暴露，均选择成人默认的土壤皮肤粘附因子为  $0.14\text{mg}/\text{cm}^2$ ，这是 Kissel 等人对场地管理者的一项该加权附着因子 (不包括脚) 的几何平均值。

基于对 Kissel 等研究的改编，加拿大确定蹒跚学步的儿童与成人手部的土壤皮肤黏附因子为  $0.1\text{mg}/\text{cm}^2$ ，其他部位的土壤皮肤黏附因子为  $0.01\text{mg}/\text{cm}^2$ 。美国确定住宅用地下，儿童与成人的土壤皮肤黏附因子分别为 0.2 和  $0.07\text{mg}/\text{cm}^2$ ，商业/工业用地下，室外工人的皮肤黏附因子为  $0.2\text{mg}/\text{cm}^2$ 。澳大利亚基于本国和国际上多项适用于住宅环境下土壤皮肤黏附因子的平均值，确定所有土地利用类型下，成人和儿童的土壤皮肤粘附因子均为  $0.5\text{mg}/\text{cm}^2$ 。

## ②标准中的参数确定

鉴于我国现有关于土壤皮肤粘附因子的研究十分缺乏，因此综合其他国家土壤皮肤粘

附因子的确定以确定我国人群的皮肤粘附因子。为了得出更准确的 AF 值，美国环保署建议具体情况下的 AF 值应根据暴露的身体部位进行加权得出，并在美国的风险评估准则中给出了多种活动类型的加权 AF 值。

城市住宅情景下，儿童与成人均可能参与一些与土壤接触的活动，但与其他用地相比，土壤接触较少，因此选择土壤接触较为常见的活动类型。与其他活动类型相比，园林设计师的土壤接触相对较低，因此参考美国风险评估准则中园林设计师的第 50 百分位的加权 AF 值，推荐城市住宅情景下成人的默认 AF 值为  $0.04 \text{ mg/cm}^2$ 。对于儿童，不可能像成人那样确定一个合理的最坏情况下的土壤接触活动。美国风险评估准则中提供了两种确定住宅情景下儿童 AF 值的方法，一种是选择一种典型的土壤接触活动并选择第 95 百分位加权，另一种则是选择一种土壤接触较高的活动并选择第 50 百分位加权。由于第 90 百分位与第 50 百分位加权对 AF 值的影响大于相关的活动类型，因此城市住宅情景下，选择土壤接触较高的活动并选择第 50 百分位加权。基于儿童参与与土壤接触活动的第 50 百分位，推荐城市住宅情景下儿童的 AF 值为  $0.2 \text{ mg/cm}^2$ 。

农村住宅情景下，假定居民可能参与各种类型的活动，因此为了保护绝大多数人的健康，选择与土壤接触较高的活动类型。园艺活动是一种土壤接触较高的活动类型，基于园艺工作者第 50 百分位加权的 AF 值推荐成人的 AF 值为  $0.07 \text{ mg/cm}^2$ 。在日托中心玩耍的孩子代表了一种典型的的活动类型，因此基于在日托中心玩耍第 95 百分位数加权的 AF 值推荐儿童的 AF 值为  $0.3 \text{ mg/cm}^2$ 。

公共公园用地下，人群可能存在与土壤接触较高的活动，因此为了保护绝大多数人的健康，选择在公园用地下可能进行的与土壤接触较高的活动类型。基于足球活动第 50 百分位数的加权 AF 值，推荐公共公园用地下成人的默认 AF 值为  $0.04 \text{ mg/cm}^2$ 。考虑到儿童可能在公园中进行的的活动，选择儿童与土壤接触活动。基于该此种活动类型的第 50 百分位值，推荐公共公园用地下儿童默认的 AF 值为  $0.2 \text{ mg/cm}^2$ 。

考虑到商业/工业用地下的成人工作者可能从事各种各样的活动，因此我们选择皮肤接触土壤较高的活动类型。基于公用事业工人加权 AF 值的第 50 百分位数，推荐商业/工业用地下室外工人的默认的 AF 值为  $0.2 \text{ mg/cm}^2$ 。这是因为尽管没有单一的活动能够代表商业/工业成年工作者从事的活动，将公用事业工人第 50 百分位加权 AF 与其他商业/工业活动类型下的 AF 值进行比较，可以发现公用事业工人代表一种土壤接触较高的活动类型。室内工人由于与土壤接触较少，因此 AF 值低于室外工人的 AF 值。基于美国风险评估准则推荐的商业/工业用地情景下成人的 AF 值，确定室内工人的 AF 值为  $0.1 \text{ mg/cm}^2$ 。在本研究中，不同用地类型下推荐的 AF 值见表 5。

表 5 推荐的 AF 值 ( $\text{mg/cm}^2$ )

用地类型		儿童	成人
住宅用地	城市住宅	0.2	0.04
	农村住宅	0.3	0.07
公共公园		0.2	0.04
商业/工业用地	室内工人		0.1
	室外工人		0.2

### (7) 皮肤暴露面积比例

暴露皮肤面积比例也是制定土壤环境基准时产生不确定性的关键因素之一。暴露皮肤面积比例与暴露情景有关。住宅用地情景下（包括城市住宅与农村住宅），假定成年居民穿着短袖衬衫、短裤和鞋子，因此暴露的皮肤表面仅限于脸、手、前臂和小腿。儿童穿着短袖衬衫和短裤，不穿鞋，因此暴露的皮肤仅限于脸、手、前臂、小腿和脚。根据身体各部位所占比例（表 6），则住宅用地下儿童与成人的暴露皮肤面积比例分别为 0.32 和 0.33。

公共公园用地下，假定儿童穿着短袖衬衫、短裤和鞋子，因此暴露的皮肤表面仅包括脸、前臂、手和小腿。成人假定在公园中进行观光游览或运动时会穿着短袖衬衫、短裤和鞋子，因此成人暴露的皮肤表面也包括脸、前臂、手和小腿。则公共公园用地下，儿童与成人暴露的皮肤表面比例分别为 0.25 和 0.26。

商业/工业用地下，假定室内工人穿着短袖衬衫、长裤和鞋子，因此暴露的皮肤表面仅限于脸、手和前臂。假定室外工人穿着短袖衬衫、短裤和鞋子，因此室外工人暴露的皮肤表面包括脸、手、前臂和小腿。室内和室外工人的暴露皮肤面积比例分别为 0.13 和 0.26。

表 6 身体各部位所占比例（USEPA, 2011）

	头	手臂	手	腿	脚	躯干
儿童	15.1%	13.74%	5.21%	22.36%	6.43%	37.21%
成人	6.4%	14%	5%	32.7%	6.65%	37.75%

### (8) 自产作物比例（HF）

自产作物消费比例是在住宅花园中种植的消费农产品的部分，是影响土壤环境基准制定的关键不确定性因子之一。通过调研发现，英国、荷兰和澳大利亚均基于对本国居民的食物消费调查确定了自产作物消费比例（表 7）。由表可知，不同国家确定的自产作物消费比例具有一定的相似性。尽管其他国家的参数不一定完全适用于我国，但是迄今为止，我国仍缺乏关于自产作物消费比例的调查，相关数据十分匮乏，因此参考其他国家的数值对我国自产作物消费比例的确定有一定的借鉴意义。此外，加拿大也是根据美国农业部一项研究的结果计算了农村、郊区和城市地区所消费的全部蔬菜中本地种植的比例。新西兰自产作物消费比例的确定也是没有实质性的基础，对这一参数的估计很大程度上是主观的。

在本项目中，为了保护城市住宅与农村住宅下的居民，通过参考国际上自产作物比例的确定，拟推荐城市住宅用地下自产作物消费比例为 10%，农村住宅用地自产作物消费比例为 50%。基于有限的数据和相关信息，普通城市居民消费的自产农产品中不太可能有 10% 是本土生产的，因此在缺乏更明确的数据的情况下，城市住宅用地下 10% 的自产作物比例

是具有足够的保护性的。农村居民比城市居民有更大的机会种植蔬菜，因此农村住宅用地下的自产作物比例高于城市住宅。除亲脂性污染物之外，50%的自产作物比例被认为是足够保守的。

表 7 不同国家自产作物消费比例 (%)

作物种类	英国	荷兰	加拿大	新西兰	澳大利亚
叶类蔬菜	5	10 (100)	10 (50)	10 (50)	10
根类蔬菜	6	10 (50)			
茎类蔬菜	2				
草本水果	6				
灌木水果	9				
木本水果	4				

注：荷兰括号外的自产作物比例代表带花园的住宅用地，括号内代表带菜园的住宅。加拿大自产作物比例括号外代表住宅用地，括号内代表农业用地。新西兰自产作物比例括号外代表城市住宅，括号内代表农村住宅。

#### (9) 作物消费量 (Consumption rate, CR)

根据《中国统计年鉴 2020》，2019 年，我国农村居民根茎类作物消费量：3.2 kg/人；叶类作物消费量：87.2 kg/人。我国城镇居民根茎类作物消费量：2.6 kg/人；叶类作物消费量 101.5 kg/人。鉴于这些调查并未区分不同年龄段的消费量，参考荷兰儿童与成人消费量的关系，假定我国居民成人的作物消费量是儿童的 2 倍，则我国农村儿童的根茎类作物消费量为 5.84 g/day，叶类作物消费量为 158.9 g/day；农村成年居民的根茎类作物消费量为 11.68 g/day，叶类作物消费量为 317.8g/day。我国城市儿童的根茎类作物消费量为 4.74 g/day，叶类作物消费量为 185 g/day；城市成年居民根茎类作物消费量为 9.5 g/day，叶类作物消费量为 370 g/day。

#### (10) 土壤摄入率

土壤摄入率是指单位时间内个人摄入的土壤重量，包括室外土、室外降尘和室内降尘，它是影响土壤环境基准制定的关键参数。我国关于土壤摄入率调查方法的研究不足，国际上也只有美国、荷兰等极少数国家进行过少量研究，因此首先调研了美国、英国、加拿大、荷兰、澳大利亚等在制定土壤环境基准时采用的土壤摄入率（见表 8）。

表 8 国外采用的土壤摄入率比较

国家	用地类型	儿童/(mg/d)	成人/(mg/d)	
美国	住宅用地	200	100	
	商业/工业用地		100 (室外工人)	50 (室内工人)
	建筑用地		330	
英国	住宅用地	100	50	
	商业用地		50	
	公共公园	50	20	
加拿大		80	20	
荷兰	带花园的住宅	100	50	
	娱乐用地	20	10	
	工业用地	20	10	
澳大利亚	低密度住宅	100	50	
	高密度住宅	25	12.5	
	室外开放空间	50	25	
	商业/工业用地		25	
新西兰	农村住宅	100	25	
	高密度住宅	50	15	
	公园/娱乐用地	100	100	
	商业/工业用地		100	

从表 8 可知，对于住宅用地，多数国家采用儿童和成人的土壤摄入率分别为 100 mg/d 和 50 mg/d。美国环保局审查的儿童研究中，似乎有五项关键研究是其土壤摄入率的建议基础。美国确定住宅用地下，儿童土壤摄入率为 200 mg/d，成人土壤摄入率为 100 mg/d。商业/工业用地下，室外工人土壤摄入率为 100 mg/d，室内工人土壤摄入率为 50 mg/d。建设用地下，人群的土壤摄入率为 330 mg/d。英国 CLEA 模型假设 0-11 岁的儿童平均每日土壤和粉尘摄入率为 100 mg/day，12-75 岁人群的土壤摄入率为 50 mg/day。住宅用地暴露频率为 365d/y，土壤摄入率为 100 mg/d。商业用地暴露频率为 230 d/y，土壤摄入率为 50 mg/d。CLEA 模型假设儿童在配额地的土壤摄入率为 100 mg/d，尽管这个数值高于美国环保局的推荐值（50 mg/day），但他们认为儿童在配额地比在花园更频繁地接触土壤。基于加拿大安格斯环境部进行的一项研究以及加拿大卫生部的建议，加拿大确定 7 个月-4 岁蹒跚学步的儿童土壤摄入率为 80 mg/d，大于 20 岁的成人土壤摄入率为 20 mg/d。

基于 7 份关于儿童土壤摄入和 2 份关于成人土壤摄入的参考文献，以及其他国家的背景信息，荷兰确定标准土地利用情景下（带花园的住宅），儿童的土壤摄入率为 100 mg/d，成人的土壤摄入率为 50 mg/d。根据一系列国际上基于示踪元素法的研究，澳大利亚 enHealth

建议摄入的土壤包括 50%的室外土壤和 50%源于室外土壤的室内灰尘，0-5 岁的儿童每日土壤和粉尘摄入率为 100 mg/d，成人为 50 mg/d。对于高密度住宅用地，鉴于居民摄入土壤和粉尘的机会有限，假设摄入率为总平均摄入率的 25%，即儿童土壤摄入率为 25 mg/d，成人则为 12.5 mg/d。对于室外开放空间，假定摄入的土壤全来自于室外土壤，则儿童与成人的土壤摄入率分别为 50 mg/d 和 25 mg/d。商业/工业用地，假设摄入的土壤和粉尘为总平均摄入率的 50%，则商业/工业用地下成人的土壤摄入率为 25 mg/d。

目前有关土壤摄入率的研究仍比较有限，且关于儿童土壤摄入率的研究大多是在欧美国家中进行的。由于生活方式和习惯的不同，来自欧美国家的儿童土壤摄入率不太可能具有全球代表性。因此，2013 年，我国启动了《环境健康风险评估中的儿童土壤摄入率及相关暴露参数研究》项目，首次开展了我国本土的儿童土壤摄入率研究，旨在探索我国儿童土壤摄入率研究方法和关键技术，提出儿童土壤摄入率调查的技术规范。基于该项目的研究成果，Lin 等（2017）通过示踪元素法估算了来自广东、湖北和甘肃的 177 名儿童的土壤摄入率，结果表明我国儿童土壤摄入率的中位值、平均值和第 95 百分位数分别为 51.7、73.5 和 216.2 mg/d。Wang 等（2018a）探讨了地理位置、年龄和性别对我国儿童土壤摄入率的影响，研究发现幼儿园儿童的土壤摄入率（60.8 mg/d）显著低于小学儿童的土壤摄入率（91.6 mg/d）；男童与女童的土壤摄入率分别为 69.2 和 78.0mg/d，没有显著差别；兰州儿童的土壤摄入率（117.4 mg/d）显著高于武汉儿童（63.0 mg/d）和深圳儿童（47.5 mg/d），三个城市儿童的土壤摄入率差异可能与经济、社会和自然条件有关。此外，Wang 等（2018b）还采用示踪元素法对湖北省 30 名青少年的土壤摄入率进行了初步研究，土壤摄入率的平均值和中位值分别为 45.2 和 44.8 mg/d。假定成人的土壤摄入率与青少年相似，则采用 HJ 25.3-2019 推荐的土壤摄入率（100 mg/d）制定土壤环境基准可能会过于保守。另有研究发现以硅为示踪元素估算我国台湾 3 岁以下儿童的土壤摄入率为  $9.6 \pm 19.2$  mg/d，并且以硅为示踪元素估算的平均土壤摄入率普遍低于此前针对美国儿童的研究结果。由此可见，美国推荐的儿童土壤摄入率可能也高于我国儿童的实际土壤摄入率。

结合大多数国家采用的土壤摄入率以及我国本土的土壤摄入率研究，确定城市住宅的儿童土壤摄入率为 100 mg/d。我国尚未开展过成人的土壤摄入率研究，因此借鉴其他国家的方法确定城市住宅的成人土壤摄入率为 50 mg/d。

国外一些研究表明，农村人群的土壤摄入率可能高于一般人群。Doyle 等和 Irvine 等在加拿大农村地区进行的土壤摄入率研究发现，成人土壤摄入率的平均值分别为 75 mg/d 和 32 mg/d，第 90 百分位数分别为 211 mg/d 和 152 mg/d。美国暴露参数手册基于两项研究推荐农村成人土壤摄入率的平均值为 50 mg/day，上限值为 200 mg/d。鉴于农村居民接触土壤的机会较高，在本项目中拟采用美国暴露参数手册推荐的成人土壤摄入上限值（200 mg/d）作为农村成年居民的土壤摄入率。通常成人土壤摄入率低于儿童，但是成年农民从事较多的农业生产活动，且农村住宅距农业生产区较近，成年农民可能将室外土壤带入到住宅中，因此农村成人的土壤摄入率并不一定低于儿童。本项目中确定农村住宅场景下儿童的土壤摄入率与成人相等，均为 200 mg/d。

公共公园是一种室外暴露场景，因此不存在室内粉尘摄入。通常认为土壤摄入量包括 50%的粉尘摄入和 50%的土壤摄入。参照英国公共公园用地下土壤摄入率的规定，社区公园

和儿童公园通常距离住宅区较近，人群可能将室外的土壤带入到室内环境中，因此假定社区公园和儿童公园的土壤摄入包括 50%的室外土壤和粉尘摄入以及 25%源于土壤的室内粉尘摄入。以城市住宅用地下土壤摄入率为基础，即社区公园和儿童公园用地下，儿童土壤摄入率为 75 mg/d，成人土壤摄入率为 37.5 mg/d。其他公园距离住宅区较远，且人群在这些公园接触土壤的机会低于社区和儿童公园，因此其他公园用地下人群的土壤摄入率低于社区和儿童公园。对于其他公园，假定人群只摄入室外土壤和粉尘，因此确定儿童土壤摄入率为 50 mg/day，成人土壤摄入率为 25 mg/day。

商服/工业用地下人群的土壤摄入率参考美国的规定方法。室外工作者由于室外土壤接触机会较少，因此只考虑室内的粉尘接触，则室内工人的土壤摄入率为 25 mg/d。为了反映户外工作者在工作活动中土壤摄入的增加，拟确定室外工人的土壤摄入率为 50 mg/d。

#### 6.4.2 土壤性质与场地特征参数

##### (1) 土壤有机质

土壤有机质含量是影响污染物在土壤固相和液相分配行为的关键参数之一，与表层和下层土壤中污染物扩散进入室外空气的挥发因子、下层土壤中污染物扩散进入室内空气的挥发性因子等参数值的计算有关。根据全国第二次土壤普查的成果，吴乐知和蔡祖聪（2006）对我国 2473 个典型土壤剖面统计资料的表层土壤有机质含量进行了研究，发现有机质含量平均值为 31.54 g/kg，大部分集中在 5-60 g/kg 范围内，占总样本数的 90%。因此，设定土壤有机质含量为 32 g/kg。

##### (2) 土壤容重

容重是土壤的一个重要的物理性质，在土壤环境基准的计算中与非饱和层土壤中孔隙水体积比、总空隙体积比等参数相关，进而影响污染物扩散进入室内/室外空气的挥发因子的计算。大量研究表明，土壤容重与土壤有机质和土壤质地关系密切，也与土壤深度、土壤类型、土地利用和植被有一定的关系。柴华和何念鹏（2016）通过收集和整理第二次全国土壤普查数据、中国生态系统研究网格和 1980-2014 年公开发表论文的数据（共 11845 条土壤容重数据），研究发现全国土壤容重平均值和中位值分别为 1.32、1.35 g/cm<sup>3</sup>，土壤容重随土层深度增加而增大（图 2）。基于柴华和何念鹏的研究结果，推荐本项目中土壤容重为 1.35 g/cm<sup>3</sup>。

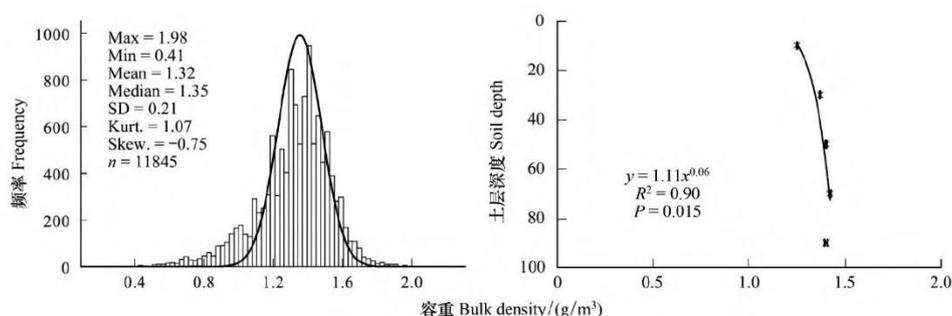


图 6-9 中国陆地生态系统土壤容重频率分布和剖面特征（柴华和何念鹏, 2016）

##### (3) 土壤颗粒密度 ( $\rho_s$ )

土壤颗粒密度是指单位体积土壤（不含孔隙）的烘干重量，与土壤孔隙度的计算密切相关，而孔隙度对于化学物质通过扩散或平流传输过程在土壤中的流动性非常重要。在审查的资料中，没有足够的信息得出我国表层土壤颗粒密度的平均值，因此通过调研其他国家或一些地区所采用的土壤颗粒密度值为本研究提供参考。由表 9 可知，美国、加拿大、英国、荷兰以及香港采用的土壤颗粒密度参数取值范围比较接近。香港采用的土壤参数来源于 ASTM 或美国环保局，从这两个途径中得到沙土的土壤参数值，因为沙土的土壤参数被认为是表征香港土壤参数的保守估计。本项目参考美国环保局确定土壤颗粒密度为  $2.65 \text{ g/cm}^3$ 。

表 9 不同国家/地区的土壤颗粒密度 ( $\text{g/cm}^3$ )

国家/地区	美国	加拿大	英国	荷兰	香港
土壤颗粒密度	2.65	2.65	2.57	2.4	2.70

#### (4) 土壤含水率

土壤含水率与土壤孔隙水体积比相关，因而影响污染物在土壤三相中的分配。在本项目中，拟参照《建设用地土壤污染风险评估技术导则》(HJ25.3-2019)中推荐的土壤含水率数据，即确定土壤含水率为 0.2，约为砂土含水率平均水平以及粉土粘土含水率最低水平。

#### (5) 土壤污染区宽度

土壤污染区宽度代表场地特征参数，该值与污染物扩散进入室外空气的挥发因子计算有关。土壤污染区宽度通常基于典型的污染场地来假定的，但由于此类数据有限，在本项目中拟参照《建设用地风险评估技术导则》(HJ25.3-2019)中推荐的污染源区宽度，4000 cm。

#### (6) 表层/下层污染土壤厚度

表层/下层污染土壤厚度通常应根据我国典型污染场地的特征来确定，然而我国关于此类参数的研究非常有限，急需进一步开展多方协作确定相应参数。在本项目中，拟根据《建设用地风险评估技术导则》(HJ25.3-2019)中的相关规定，确定表层污染土壤厚度数值为 50 cm，下层污染土壤层厚度为 100 cm。

### 6.4.3 气象参数

气象参数主要包括混合区大气流速风速 ( $U_{\text{air}}$ ) 以及混合区高度 ( $\delta_a$ )。气象参数与室外空气中气态污染物扩散因子的计算有关。根据中国陆地生态信息空间气象数据库的全国年均风速图，我国大部分地区年平均风速约为  $200 \text{ cm/s}$ ，因此在本项目中确定混合区大气流速风速为  $200 \text{ cm/s}$ 。

为了估算人体室外吸入气态污染物，最保守的假设是一个人站在污染区域边缘并处于下风处，所有从上风向  $15 \text{ m}$  以下地面排放的蒸气在  $2 \text{ m}$  高的下风处分散 (图 3)。弥散程度取决于风的条件，尤其是风的稳定性。由于地面反射的热辐射造成的湍流，风在夜间趋于非常稳定，而在白天趋于中性或不稳定。当热源下风移动时，横向和垂向的弥散增加，因此蒸气与周围空气混合，稀释了气态污染物的浓度。因此，参照美国 ASTM 以及澳大利亚等的相关规定，混合区高度确定为一个成年人的呼吸区，即  $200 \text{ cm}$ 。

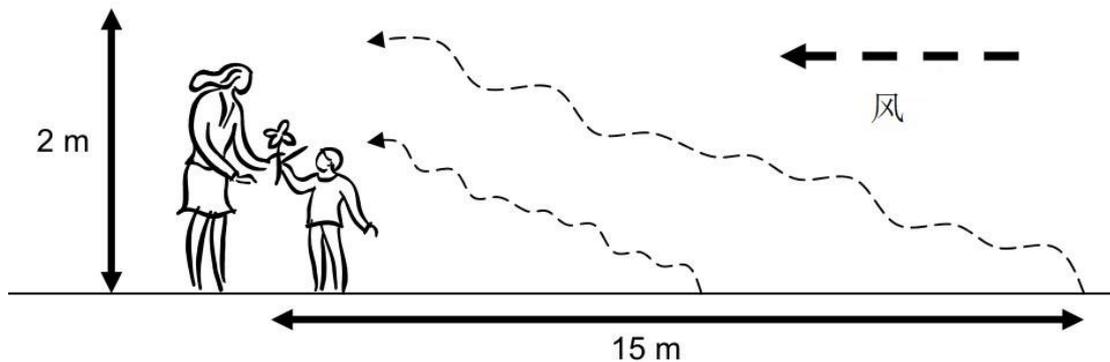


图 3 开放空间室外空气扩散模型 (CRC CARE, 2011)

#### 6.4.4 建筑物参数

由于人群大部分时间都是在家里或工作场所中度过,因此室内环境对于了解接触接触化学物质十分重要。建筑物参数也是影响场地污染物迁移模拟和污染物暴露量计算的关键参数,决定着土壤中挥发及半挥发性污染物逸散进入室内的方式和数量。当为蒸气吸入途径土壤环境基准的计算选择建筑物参数值时,应选择具有代表性的典型值,而不是极端值,这是因为是所得的超高安全系数具有保护作用,但不应过于保守。有关土壤环境基准计算的主要建筑物参数如下:

##### (1) 室内气体交换速率

室内气体交换速率 (Exchange Rate, ER) 是室内空气通过窗户、门和墙壁缝隙与室外空气混合的速率,定义为气流 ( $\text{m}^3/\text{h}$ ) 与室内体积 ( $\text{m}^3$ ) 之比,它用于估计清洁的室外空气进入建筑物并于被蒸气侵入的室内空气混合/置换的稀释效果。室内空气交换率是决定室内空气中挥发性有机化合物浓度的重要参数。住宅建筑的空气交换率很难客观地确定,因为该数值通常与人群的生活方式相关,如门窗打开的时间。非住宅建筑的室内气体交换率随着建筑物类型(如办公室、购物中心)不同而不同。

有关空气交换率的研究极为有限,目前还没有关于空气交换率研究的系统综述,因此为了得出较为准确的参数值,首先对其他一些国家采用的室内空气交换速率进行了调研。美国环保局指出对于密封良好的建筑,室内空气交换速率应在  $0.18/\text{h}$ — $1.26/\text{h}$  之间,并基于美国所有地区的中位数建议住宅建筑的默认空气交换率为  $0.45/\text{h}$ 。对于非住宅建筑,根据 Turk 等的研究数据,美国环保局推荐室内空气交换率为  $1.5 \text{ h}^{-1}$ ,第 10 百分位数为  $0.6 \text{ h}^{-1}$ 。基于荷兰的数据,荷兰 RIVM 建议住宅每小时空气交换率的默认值为  $0.6$ 。澳大利亚暴露因子指南指出澳大利亚房屋的空气交换率的范围为  $0.3$ — $0.9/\text{h}$ 。在推导土壤环境基准时,为了达到合理的保守程度,对住宅建筑建议选择  $0.6/\text{h}$  的空气交换速率 (EnHealth, 2012),商业/工业建筑的室内空气交换率则参照美国环保局的推荐值确定为  $0.83/\text{h}$ 。英国确定住宅建筑的室内交换速率为  $0.5$  次/ $\text{h}$ ,对商业用地室内气体交换速率的确定是通过假设在一个典型的办公室中,一个人占用  $45 \text{ m}^3$  的空间,如果通风速率为  $13 \text{ L/s}$ ,则相当于室内空气交换速率为  $1$  次/ $\text{h}$ 。由此可见,不同国家推荐采用的空气交换速率既有相似之处也存在不同。

根据我国住房和城乡建设部发布的相关信息,2019 年我国城镇居民人均住房建筑面积达到  $39.8 \text{ m}^2$ ,农村居民人均住房建筑面积达到  $48.9 \text{ m}^2$ 。基于《民用建筑供暖通风与空气调

节设计规范》(GB50736-2016)的相关要求,人均居住面积在 20 m<sup>2</sup>-50 m<sup>2</sup> 之间时,换气次数应达到 0.5 次/h。该值与其他国家推荐采用的空气交换率相近,因此在本项目中推荐住宅建筑的室内空气交换率采用 0.5 次/h,即 12 次/d。商服/工业建筑通常会配备机械通风系统以保持足够的通风和室内空气质量,因此商服/工业建筑的室内空气交换率通常高于住宅建筑。商服/工业建筑的室内空气交换率参照美国 ASTM E2081-2015 的规定,推荐默认值为 20 次/d,即 0.83 次/h。

#### (2) 室内地基或墙体厚度

住宅地基的类型是住宅室内蒸气暴露评估的重点,它提供了楼层数和房屋配置的一些指示,以及土壤-气态运输的相对潜力的指示。例如,室内蒸气入侵很容易发生在有封闭爬行空间的住宅中,有地下室的建筑虽然提供了阻碍了一定的室内蒸气迁移,但仍然有许多土壤-气体进入室内的途径。相比之下,有向外开放的爬行空间的房屋在进入房屋之间有显著的机会稀释土壤气体。根据 2015 年美国住宅协会的数据,在美国的所有住宅单元中,31%的单元在整个建筑物下面有地下室,11%的住宅在建筑物的部分下面有地下室,22%的建筑有爬行空间,36%的住宅在混凝土板上。

室内地基或墙体的厚度决定了从土壤到室内空气扩散路径的长度。与美国相比,我国很少有建筑存在爬行空间,多数建筑都是存在地下室或在混凝土板上。因此,对于住宅和商业/工业建筑,假设地基是由混凝土构成。根据我国《地下水工程防水技术规范》(GB50108-2008)中的相关规定,地下要求防水混凝土结构的混凝土垫层厚度不应小于 10 mm,混凝土结构厚度不应小于 250 mm,按照最低要求计算,推荐室内地基或墙体厚度为 35 cm。

#### (3) 室内空间体积与气态污染物入渗面积之比

目前我国关于建筑物参数的系统研究仍比较缺乏,因此参照美国 ASTM E2081-2015 的规定确定室内空间体积与气态污染物入渗面积比的数值,即住宅建筑推荐值为 200 cm,商服/工业建筑推荐为 300 cm。

#### (4) 地基和墙体裂隙表面积所占比例 ( $\eta$ )

相关研究表明,裂隙表面积比例数值介于 0.0001 至 0.01 之间(CRC CARE, 2011)。参考《地下工程防水技术规范》中对混凝土结构裂缝宽度的要求进行保守估计,确定地基和墙体裂隙表面积所占比例为 0.0005,该值也处于相关研究得出的数值的范围内。

#### (5) 地基裂隙中空气/水体积比

ASTM 导则中使用砂土的特性来表示板中裂缝空间的扩散率,这是因为大多数建筑物楼板下有砂子或砾石/填充物,采用砂土代表一种合理的假设。澳大利亚已经采用 ASTM 导则中推荐的参数制定石油烃的健康筛选值。因此在本项目中也参照 ASTM E2081-2015 导则的相关规定,建议地基裂隙中空气、水体积比分别为 0.26、0.12。

#### (6) 气态污染物入侵持续时间

气态污染物入侵持续时间( $\tau$ )是根据人群在建筑中的时间确定的。参考美国 ASTM E2081-2015 的规定,推荐住宅建筑的入侵持续时间为 30 年,商服/工业建筑的入侵持续时间为 25 年。

#### (7) 室内地面到地板厚度 ( $Z_{\text{crack}}$ )

室内地面到地板的厚度采用《建设用地土壤污染风险评估技术导则》(HJ 25.3-2019)的

推荐值，为 35 cm。

(8) 室内地板周长 ( $X_{\text{crack}}$ )

室内地板周长的取值参照《建设用地土壤污染风险评估技术导则》(HJ 25.3-2019) 的推荐值，为 3400 cm。

(9) 室内地板面积 ( $A_b$ )

室内地板面积的取值参照《建设用地土壤污染风险评估技术导则》(HJ 25.3-2019) 的推荐值，为 700000  $\text{cm}^2$ 。

#### 6.4.5 污染理化性质及毒性参数的选定

污染理化性质和毒性参数在很大程度上影响着人体健康土壤环境基准的制定，因此，在制定我国人体健康土壤环境基准时，需要建立合适的化合物相关参数默认值。相关参数主要来自美国环保局综合风险信息系统 (USEPA Integrated Risk Information System)、美国环保局临时性同行评审毒性数据 (The Provisional Reviewed Toxicity Values)、美国环保局区域筛选值总表中的污染物毒性数据。在选择毒性数据时，优先选用环境流行病学的人体毒性数据，若缺乏足够数据则可选用职业流行病学人体毒性数据。当人体毒性数据缺乏时，可采用动物毒性数据。

### 6.5 不确定性分析

不确定性是指对风险或暴露评估中的具体因素缺乏了解，有可能导致评估期间对潜在健康风险的累积过高或过低估计。不确定性可能来自信息缺失或不完整，也可能来自影响特定暴露或输入参数的不确定性，其主要包括参数不确定性、模型不确定性以及情景不确定性。参数不确定性是指影响特定参数的不确定性，如测量误差、抽样误差、可变性和通用或替代数据的使用。模型的不确定性是指科学理论中影响模型预测能力的不确定性，与模型表示实际过程的局限性有关。所有模型都是有误差的，因此评估模型的不确定性十分重要。情景不确定性是由于信息缺失或不完整而产生的不确定性，与暴露评估概念模型中的限制有关，如描述错误、聚合错误、专业判断错误和不完整的分析。

在本项目中，基于人体健康的土壤环境基准是根据假定的通用暴露情景得出的。但是在某些情况下，通用暴露情景并不一定适用，此时需要考虑暴露情景造成的不确定性。例如，某些城市住宅没有暴露的土壤，因而没有明显的暴露途径。对于暴露情景的不确定性，可以通过特定场地的风险评估进行管理。

在土壤环境基准的推导过程中存在相当多的参数不确定性，可以进一步将其细分为任意不确定性 (可变性) 与系统不确定性。任意不确定性可以测量，但是不能降低。例如体重在每个年龄组中是可变的，可以通过测量足够多的样本从而达到合理的精度。系统不确定性是由于缺乏数据或参数值直接测量/估计困难而存在的不确定性。某些参数的系统不确定性较小，但其他一些参数如土壤摄入率，由于我国的本土研究较少，应用这一参数可能存在较大的系统不确定性。经验表明，在处理确定性模型中的参数不确定性和可变性时，选择代表保守或合理的最坏暴露情景的值是一种较好的方法，从而允许这些参数适用于我国的大多数场地。

暴露评估模型本质上是不确定的，也不一定能准确预测实际暴露程度。土壤和粉尘摄入

以及皮肤接触途径的暴露计算模型已经在国际风险评估中使用多年,因此这些途径的暴露计算模型产生的不确定性在很大程度上取决于输入参数,而不是计算模型本身。空气中粉尘浓度的预测以及蒸气吸入等途径的暴露计算模型相对复杂,预测的准确性不仅取决于输入参数,还取决于支撑这些方程的假设的有效性。偏离计算模型的基本假设可能导致对暴露的严重低估或高估。因此,处理暴露计算模型的不确定性的方法是满足计算模型的基本假设。

## 6.6 土壤环境基准值的推算与取值方法

本部分内容规定了单一污染物人体健康土壤环境基准值推算与取值的方法。

加拿大基于人体健康土壤质量指导值(SGQ<sub>HH</sub>)的确定是采取所有暴露途径下的最小值作为最终的SQG<sub>HH</sub>。澳大利亚、美国、英国、新西兰均采用相似的方法确定最终的土壤环境基准,例如澳大利亚采用下式计算最终的HIL:

$$HIL = \frac{1}{\frac{1}{HIL_{ingestion}} + \frac{1}{HIL_{dermal}} + \frac{1}{HIL_{plant\ uptake}} + \frac{1}{HIL_{dust}}}$$

为了与国际上大多数国家确定土壤环境基准的方法相符,本项目拟采用下列公式确定土壤环境基准:

(1) 基于致癌效应土壤环境基准的确定:

$$RSL = \frac{1}{\frac{1}{RSL_{OIS}} + \frac{1}{RSL_{DCS}} + \frac{1}{RSL_{PIS}} + \frac{1}{RSL_{HP}} + \frac{1}{RSL_{OIV}} + \frac{1}{RSL_{IIV}}}$$

(2) 基于非致癌效应土壤环境基准的确定:

$$HSL = \frac{1}{\frac{1}{HSL_{OIS}} + \frac{1}{HSL_{DCS}} + \frac{1}{HSL_{PIS}} + \frac{1}{HSL_{HP}} + \frac{1}{HSL_{OIV}} + \frac{1}{HSL_{IIV}}}$$

(3) 最终土壤环境基准的确定

最终的人体健康土壤环境基准选择基于致癌效和非致癌效应土壤环境基准的最小值,一般保留2位小数,单位用mg/kg表示。

## 7. 对实施本标准的建议

(1)《场地人体健康土壤环境基准制定技术指南》是我国土壤环境基准制定的重要依据之一,建议应尽快开展制定我国土壤环境基准值的研究,为土壤污染风险管控标准的修订提供科学依据。

(2) 技术标准的制定发布应与有效可行的政策法规相匹配,建议加快完善我国土壤环境基准研究及管理的政策和法规制度,加强技术标准的规范和指导作用。

(3) 由于我国目前相关的基础研究比较薄弱,所采用评估模型与参数多借鉴国外,建议该标准在广泛征求意见基础上修改后可先试用,在实际应用中不断完善、修订和补充。

## 主要参考文献

- 柴华, 何念鹏. 2016. 中国土壤容重特征及其对区域碳贮量估算的意义. 生态学报, 36(13):3903-3910.
- 曹云者, 韩梅, 夏凤英, 等. 2010. 采用健康风险评价模型研究场地土壤有机污染物环境标准取值的区域差异及其影响因素. 农业环境科学学报, 29(02):270-275.
- 刘童. 2017. 社区公园使用者行为模式与游憩设施布局. 北京: 北京林业大学.
- 刘鑫. 2017. 基于公共生活视角的城市综合公园使用状况评价研究. 福州: 福建师范大学.
- 姜嘉琦. 2020. 杭州 3 个社区公园使用者时空分布与健康效益调查研究. 杭州: 浙江农林大学.
- 贾建芳. 2016. 塘朗山郊野公园使用状况评价研究. 广州: 华南农业大学.
- 景一敏. 2020. 基于使用后评价的重庆北碚社区公园优化策略研究. 重庆: 西南大学.
- 骆永明, 夏佳淇, 章海波, 等. 2015. 中国土壤环境质量基准与标准制定的理论和方法. 北京: 科学出版社.
- 千熙庭. 2020. 新乡市人民公园使用后评价研究. 南宁: 广西大学.
- 邱哲. 2019. 南宁市三个典型综合公园使用后评价研究. 南宁: 广西大学.
- 王国庆, 骆永明, 宋静, 等. 2007. 土壤环境质量指导值与标准研究IV. 保护人体健康的土壤苯并[a]芘的临界浓度. 土壤学报, 4:603-611.
- 王贝贝, 曹素珍, 赵秀阁, 等. 2014. 我国成人土壤暴露相关行为模式研究. 环境与健康杂志, 31(011):971-974.
- 王克宝. 2018. 基于使用者行为的城市公园空间活力及影响因素研究 ——以深圳市中山公园为例. 深圳: 深圳大学.
- 王雅琼. 2016. 城市区域性公园 POE (使用状况评价) 研究 ——以苏州工业园区方洲公园为例. 苏州: 苏州大学.
- 吴乐聪, 蔡祖聪. 2006. 中国土壤有机质含量变异性与空间尺度的关系. 地球科学进展, 9:965-972.
- 吴丰昌. 2020. 中国环境基准中长期路线图, 第二版. 北京: 科学出版社.
- 姚彤. 2020. 北京中心城区社区公园热舒适度与活动关联性研究. 北京: 北方工业大学.
- 易浪, 柏智勇. 2016. 长沙城市公园绿地游憩行为特征调查与研究. 中南林业科技大学学报 (社会科学版), 10(55):70-73.
- 张红振, 骆永明, 章海波, 等. 2009. 基于人体血铅指标的区域土壤环境铅基准值. 环境科学, 30(10): 3036-3042.
- 张琛琛. 2016. 北京市社区公园使用状况评价研究. 北京: 北京林业大学.
- 祝筱苑. 2018. 基于共享空间的社区公园规划设计研究. 桂林: 桂林理工大学.
- Antoniadis V, Shaheen S M, Levizou E, et al. 2019. A critical prospective analysis of the potential toxicity of trace element regulation limits in soils worldwide: Are they protective concerning health risk assessment? - A review [J]. Environment International, 127:819-847.

- ASTM. 2015. Standard Guide for Risk-Based Corrective Action.
- Carlou C, Dalessandro M, Swartjes F A. 2007. Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonisation. Ispra: European Commission.
- CCME. 2006. A protocol for the derivation of environmental and human health soil quality guidelines. Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the Environment,
- Chen W, Kan A T, Newell C J. 2002. More realistic soil cleanup standards with dual-equilibrium desorption. *Ground Water*, 40(2):153-164.
- Chien L C, Tsou M C, His H C, et al. 2017. Soil ingestion rates for children under 3 years old in Taiwan. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 27(1):33-40.
- CL: AIRE. 2014. Development of category 4 screening levels for assessment of land affected by contamination. Buckinghamshire: Contaminated Land: Applications in Real Environments,
- Doyle J R, Blais J M, Holmes R D, et al. 2012. A soil ingestion pilot study of a population following a traditional lifestyle typical of rural or wilderness areas. *Science of the Total Environment*, 424,110-120.
- enHealth. 2012. Australia exposure factor guide. Canberra: Australia. Environmental Health Standing Committee.
- Irvine G, Doyle J R, White P A, et al. 2014. Soil ingestion rate determination in a rural population of Alberta, Canada practicing a wilderness lifestyle. *Science of the Total Environment*, 470,138-146.
- Ipek M, Unlu K. 2020. Development of human health risk-based Soil Quality Standards for Turkey: Conceptual framework. *Environmental Advances*, 1:10004.
- Mak B K, Jim C Y. 2019. Linking park users' socio-demographic characteristics and visit-related preferences to improve urban parks. *Cities*, 92:97-111.
- MfE. 2011. Methodology for deriving standards for contaminants in soil to protect human health[R]. Wellington: New Zeland. Ministry of Environment.
- NEPC. 2013. Guideline on derivation of health-based investigation levels. Adelaide: Australia. National Environment Protection Council.
- Swartjes F A. 1999. Risk-Based Assessment of Soil and Groundwater Quality in the Netherlands: Standards and Remediation Urgency. *Risk Analysis*, 19(6):1235-1249.
- Tu X Y, Huang G L, Wu J G, et al. 2020. How do travel distance and park size influence urban park visits? *Urban Forestry & Urban Greening*, 52:126689.
- USEPA. 2002. Supplement guidance for developing soil screening levels for superfund sites. Washington: US. Office of Solid Waste and Emergency Response.
- Wang B B, Lin C Y, Zhang X, et al. 2018a. Effects of geography, age, and gender on Chinese children's soil ingestion rate. *Human and Ecological Risk Assessment*, 24(7):1983-1989.
- Wang B B, Lin C Y, Zhang X, et al. 2018b. A soil ingestion pilot study for teenage children in China. *Chemosphere*, 202:40-47.

Zhang R H, Jiang L, Zhong M S, 2019. Applicability of Soil Concentration for VOC-Contaminated Site Assessments Explored Using Field Data from the Beijing-Tianjin-Hebei Urban Agglomeration. *Environmental Science & Technology*, 53(2):789-797.