

污染场地土壤通用评估基准建立的理论和常用模型

陈梦舫^{1,2}, 骆永明^{1,2,3}, 宋静^{1,2}, 李春平^{1,2}, 吴春发^{1,2}, 罗飞^{1,2}, 韦婧^{1,2}

(1 中国科学院土壤环境与污染修复重点实验室, 南京土壤研究所, 江苏 南京 210008

2 中国科学院研究生院, 北京 100049, 3 中国科学院烟台海岸带研究所, 山东 烟台 264003)

摘要: 污染场地土壤通用评估基准的建立与每个国家的经济水准及社会发展紧密相关。从国际相关领域的发展趋势来看, 场地基准的建立基于风险基础之上。我国正在颁布污染场地风险评估技术导则 (C-RAG), 表明我国已选择风险基础上的污染场地管理模式。文章回顾了污染场地土壤通用评估基准建立的理论、方法及通用模型, 并推荐污染场地评估的模型框架, 特别对考虑非土壤背景暴露值和自由相存在时如何计算土壤通用评估基准进行了归纳总结。

关键词: 通用评估基准; 风险基础上的校正行动; 污染场地暴露评估; 分析集成程序; 风险评估程序

中图分类号: X820.4 文献标识码: A 文章编号: 1006-2009(2011)03-0019-07

Theory and Commonly used Models for the Derivation of Soil Generic Assessment Criteria for Contaminated Sites

CHEN Meng-fang^{1,2}, LUO Yong-ming^{1,2,3}, SONG Jing^{1,2}, LI Chun-ping^{1,2}, WU Chun-fa^{1,2}, LUO Fei^{1,2}, WEI Jing^{1,2}

(1 Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing, Jiangsu 210008, China; 2 Graduate University of Chinese Academy of Sciences,

Beijing 100049, China; 3 Yantai Institute of Coastal Zone Research, Chinese Academy of Sciences,

Yantai, Shandong 264003, China)

Abstract Derivation of soil Generic Assessment Criteria for contaminated sites is dependant on social and economic development of a country. However from historic perspective and future trend, risk based approach has been adopted to derive contaminated land assessment criteria internationally. Chinese Risk Assessment Guideline (C-RAG) is now being considered for publication indicating that China has adopted a risk based framework for the management and regulation of contaminated sites. This paper reviews theory and commonly used models in calculating risk based assessment criteria. Model framework for the assessment of contaminated sites has been recommended. Particular attention has been paid to derive the integrated soil assessment criteria that consider the presence of Non-Aqueous Phase Liquid (NAPL) and non-soil background exposure.

Key words Generic assessment criteria (GAC); Risk based corrective action (RBCA); Contaminated land exposure assessment (CLEA); Analytical integration procedure (AIP); Risk assessment protocol (RAP)

在目前快速城市化和实施“退二进三”的城市布局改造战略进程中, 污染企业搬迁后, 原有的废弃工业用地再开发为居住用地或商业用地, 用地性质发生了改变, 工业企业遗留的环境问题引发的各类环境污染事故已引起政府部门、公众和社会的关注, 因而开展污染场地调查、评估与修复工作已经迫在眉睫。国内对于污染场地环境管理的研究还处于起步阶段, 相对于欧美发达国家, 中国尚未建

收稿日期: 2011-04-25

基金项目: 中国科学院知识创新工程重要方向基金资助项目 (KZCX2-YW-BR-19); 国家环境保护公益性基金资助项目 (2010467016, 201009032, 201109017)

作者简介: 陈梦舫 (1964-), 男, 湖北洪湖人, 研究员, 博士生导师, 伦敦 2012 年奥运会高级环境顾问, C/WEM 全英污染场地网络顾问理事, 主要从事工业污染场地管理、土壤及地下水污染调查与修复、定量环境与健康风险评估等研究工作。

Email: mcfchen@issas.ac.cn

立完善的污染场地风险管理法律法规体系和风险管理技术支撑体系,特别是在污染场地评估与修复基准的制定方面,环境主管部门迫切需要制定与国际接轨,建立具有中国特色的污染场地评估、修复管理体系及技术标准。今总结了污染场地基准建立的基本理论、方法及国际通用模型,推荐了污染场地评估的模型框架,以期污染场地健康与环境基准的建立提供参考。

1 风险评估的理论基础

鉴于节省基金与达到绿色修复的目标,各国制定的风险评估一般都分为 2 到 4 个层次,风险管理与决策流程都注重将分阶段场地调查与分层次风险评估相结合,将场地修复和监测纳入风险评估后的决策体系。建议将风险评估分为 4 个层次,并且每阶段都要进行风险评估流程 (Risk Assessment Protocol),以确定污染场地风险。风险评估流程包括危害鉴别、暴露评估、毒性评估和风险表征等 4 个步骤^[1-2]。首先应进行场地的危害识别工作,通过场地初步调查,确定污染源、污染物、污染介质、暴露途径、场地内与场地周边受体及水文地质环境等,上述信息可用于建立初步场地概念模型。以下着重描述暴露评估、毒性评估和风险表征的过程。

1.1 暴露评估

评价由土壤污染引起的日均暴露剂量 (ADE_s , Average Daily Intake), 通常用公式 (1) 表示^[2]:

$$ADE_s = \sum_{j=1}^i \sum_{n=1}^r \frac{IR_j^n \times EF_j^n \times ED_j^n}{AT_j^n \times BW_j} = C_s \times \sum_{j=1}^i \sum_{o=1}^m R_o^j + C_s \times \sum_{j=1}^i \sum_{pv=1}^n R_{pv}^j \quad (1)$$

式中, C_s 为土壤浓度, mg/g IR (Chemical Intake) 为化学吸收率, $\mu\text{g/d}$ EF (Exposure Frequency) 为暴露频率, d/a ED (Exposure Duration) 为暴露时间, a AT (Averaging Time) 为平均时间, d BW (Body Weight) 为人体质量, kg j 为被模拟的若干年龄段; o 为经口摄入和皮肤直接暴露途径的数量; pv 为空气吸入和颗粒物吸入暴露途径的数量; $r = o + pv$ 为所有暴露途径的总数, 取决于土地利用类型的选择。

除了直接接触暴露途径外,其他暴露途径都由溶质迁移分析模型来计算污染介质之间的转化因子,如土壤到空气的挥发因子、土壤到颗粒物的释放因子、土壤到植物的浓度富集因子等,详细计算

方法见中美英风险评估技术导则^[3-5]。这些多介质转化因子与不同土地利用的暴露因子相结合,用来计算土壤污染日均暴露剂量 (ADE_s)。

1.2 评估非土壤背景的日均暴露剂量

很多模型在计算 ADE_s 时并不考虑非土壤暴露背景值。非土壤背景暴露主要来自饮用水、空气、食品介质,一般用日均摄入量 (MDI , Median Daily Intake) 来描述成人背景吸收^[4]。 MDI 从成人数据中得来,通用单位为 $\mu\text{g/d}$ 一般使用公式 (2) 和 (3) 计算由非土壤暴露背景值造成的日均暴露剂量 (ADE_{MDI})^[2]。

$$ADE_{MDI}^o = MDI^o \times \sum_{j=1}^i \frac{EF \times ED \times CF_j^o}{AT \times BW_j} \quad (2)$$

$$ADE_{MDI}^i = MDI^i \times \sum_{j=1}^i \frac{EF \times ED \times CF_j^i}{AT \times BW_j} \quad (3)$$

式中, ADE_{MDI}^o 和 ADE_{MDI}^i 为经口、皮肤直接接触和吸入的非土壤背景日均暴露剂量, $\mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{d})$; MDI^o 和 MDI^i 为经口、皮肤直接接触和吸入的 MDI , $\mu\text{g}/\text{d}$ CF (Childhood Correction Factor) 为儿童校正因子。 MDI 从成人数据中得来,因而成人的 CF 值为 1, 英国 CLEA - SR3 导则给出了不同年龄段的儿童因子^[4]。背景暴露的暴露频率为每年 365 d 。

1.3 毒理评估

在英国,健康基准值 (HCV , Health Criteria Value) 是一个用于描述毒性参数的广义术语。健康基准值是基于临界污染物 (如非致癌物质) 的日容许土壤摄入量 ($TDSI$, Tolerable Daily Soil Intake), 或者代表最小可接受风险水平的非临界污染物 (如致癌物质) 的指数剂量 (D , Index Dose)。低于日容许吸收量 (TDI , Tolerable Daily Intake) 或指数剂量时,健康危害或风险存在的可能性较小。

$TDSI$ 是 TDI 与非土壤背景暴露 ADE_{MDI} 之差 ($TDSI = TDI - ADE_{MDI}$)。 $TDSI$ 和 D 都以同样的单位表示,即每天每单位人体质量 (BW) 化学物质的总量 [$\mu\text{g}/(\text{kg} \text{ BW} \cdot \text{d})$]。 TDI 与 D 推导出的 GAC 的惟一区别是非临界污染物 (如致癌污染物) 不考虑非土壤背景暴露。

为作比较,在欧洲 (如英国),临界污染物的日容许摄入量 (TDI) 和美国 $IRIS$ (Integrated Risk Information System) 数据库中非致癌污染物的参考剂量 (RfD , Reference Dose) 等同。在英国, RfD 并不直接使用,但经常作为 TDI 输入 CLEA 模型中,用于描述

致癌化合物的毒性参数, 如口腔致癌斜率因子 (OSF, Oral Slope Factor) 和空气吸入单位风险因子 (URF, Unit Risk Factor) 在英国并不使用。对于非临界污染物, 制定经口摄入及空气吸入 ID [$\mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{d})$] 需要使用者定义一个最小的可接受的目标风险水平。CLEA 模型并不能计算出给定土壤浓度的终身癌症风险值, 但如果目标风险水平 (如 1×10^{-5}) 选定, 土壤通用评估基准 GAC (Generic Assessment Criteria) 则在此目标风险水平接触上推导。

1.4 风险表征

通过对于每种暴露途径 (如经口、皮肤直接接触或空气吸入) 推导的 ADE 总和与健康基准值进行比较 (ADE_{HCV}), 得到危害指数 (HI , Hazard Index), 该过程通常被称为向前计算 (Forward Calculation)。如果危害指数 < 1 , 则说明发生不利健康影响的可能性小; 如果危害指数 > 1 , 则说明有潜在风险存在的可能性, 需要深入调查与评估。

1.5 土壤通用基准 GAC_{int} 的推导

推导土壤通用基准 GAC_{int} 的程序是一个反向推导过程 (Backward Calculation), 推导 GAC_{int} 的基本原理是危害指数 (HI) 必须等于 1。

在 ASIM RBCA E2081^[3] 和 CLEA - SR3 指导报告^[4] 等基于风险的框架下, 由于对皮肤毒性基本研究的欠缺, 通常假设皮肤暴露的 $TDSI$ 或 ID 与经口暴露得到的 $TDSI$ 或 D 相等。因此, 可以利用方程式 (4) 推导 GAC_{int} 。

$$\frac{GAC_{int} \times \sum_{j=1}^m \sum_{o=1}^l R_o^j}{TDI^o - ADE_{MD1}^o} + \frac{GAC_{int} \times \sum_{j=1}^n \sum_{pv=1}^l R_{pv}^j}{TDI^i - ADE_{MD1}^i} = 1 \quad (4)$$

$$GAC_{int} \times \sum_{j=1}^m \sum_{o=1}^l R_o^j = ADE_s^o \text{ 和 } GAC_{int} \times \sum_{j=1}^n \sum_{pv=1}^l R_{pv}^j = ADE_s^i$$

ADE_s^i 分别为所有相关年龄段经口和皮肤直接接触

途径结合及空气吸入暴露途径的累积土壤 ADE 。

当给定土壤浓度为 GAC_{int} 时, 来自土壤及非土壤的日均暴露剂量 (ADE_{S+MD1}) 由公式 (5) 表示, 因而可以计算出土壤或者非土壤背景暴露的贡献百分比。

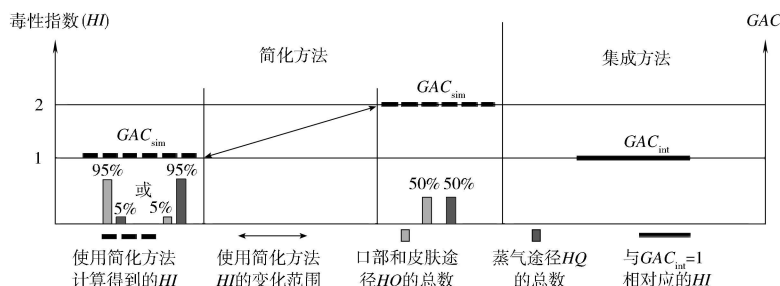
$$ADE_{S+MD1} = ADE_{MD1}^o + ADE_{MD1}^i + GAC_{int} \times \left(\sum_{j=1}^m \sum_{o=1}^l R_o^j + \sum_{j=1}^n \sum_{pv=1}^l R_{pv}^j \right) \quad (5)$$

2 通用土壤评估基准 GAC_{int} 推导过程中的关键问题

虽然方程式 (4) 的解法较为简单, 但 GAC_{int} 的推导依然存在 3 个关键性的因子——综合计算方法的选择、高背景暴露值及非水相液体。

2.1 简化综合计算方法

污染场地的风险评估模型一般采用简易集成程序 (Simplified Integration Procedure)。综合暴露途径只包括表层土壤的经口摄入、皮肤直接接触、空气吸入的暴露途径, 然后计算相关的表层土壤 GAC , 地下土壤室内和室外空气吸入的暴露途径并不参与综合。相比之下, 分析集成程序 (Analytical integration Procedure) 则综合了所有的暴露途径。通过简易集成程序推导的 GAC_{sim} 取值于表层土壤综合得到的 GAC 和地下土壤空气吸入途径的 GAC 的最小值。当有单一主导暴露途径存在时 (如挥发性污染物的室内空气吸入或无机污染物的经口摄入), 该简易集成程序推导的 GAC_{sim} 可以接近 GAC_{int} (见图 1)。然而, 当存在两种以上占主导地位的暴露途径时, 由简易集成程序推导的 GAC_{sim} 相应的危害指数会超过临界值极限 1, 甚至会达到 2 (见图 1)。因此, 在某些情形下, 简易集成程序会导致低估土壤健康风险。



GAC_{sim} : 应用简化方法得到的土壤 GAC ; GAC_{int} : 应用集成方法得到的土壤 GAC ; HI : 危害指数; HQ : 危害商。

图 1 简化方法和集成方法推导土壤通用评估基准 GAC 的比较示意

Fig. 1 Comparison of the simplified and integrated approaches for the derivation of the integrated soil GAC

2.2 背景暴露的限制

英国 CLEA 模型应用“50% 定律”来考虑非土壤背景值, 在这种情形下将所有暴露途径集成计算 GAC_{in} 是一个较为复杂的过程^[1-2, 4]。当 ADE_{MDI}^o 和 ADE_{MDI}^i 小于相应的 TDI 时, 方程式 (4) 的解析方法十分简单。然而, 当 ADE_{MDI}^o 和 ADE_{MDI}^i 比各自的 TDI 大时, 方程式 (4) 的解析方法变得较为复杂。 TDI 和 ADE_{MDI}^o 之差即 $TDSI$, 有可能会变得很小, 甚至有可能变成负数 [见图 2 (a)], 结果会导致并不现实的超低 GAC 。在 $TDSI$ 为负数的情况下, 已经无法解析土壤 GAC ^[2-3], 此时 CLEA 模型将使用背景暴

露“50% 定律”。

在“50% 定律”下, 经口摄入或空气吸入的 ADE_{MDI} 必须小于与 GAC 相对应的土壤 ADE , 以确保至少 50% 的总暴露剂量由土壤导致 [见图 2 (b)]。因此, 方程式 (6) 需要在满足“50% 定律”的情况下应用:

$$\frac{ADE_{MDI}^o}{ADE_s^o} \leq 1 \text{ 和 } \frac{ADE_{MDI}^i}{ADE_s^i} \leq 1$$

$$\text{或 } ADE_{MDI}^o + ADE_{MDI}^i \leq GAC_{int} \times \sum_{j=1}^l \sum_{p=1}^m R_{op}^j + GAC_{int} \times \sum_{j=1}^l \sum_{p=1}^m R_{ip}^j \quad (6)$$

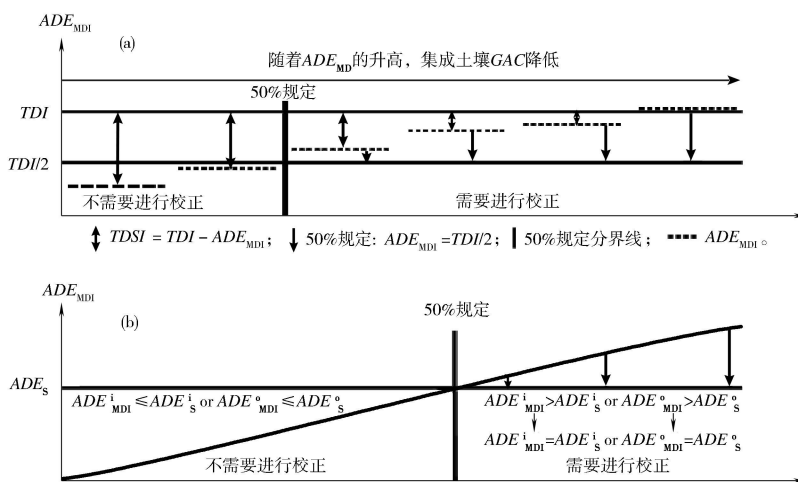


图 2 背景暴露的“50% 定律”

Fig 2 Illustration of the 50% rule on background exposure

2.3 GAC_{in} 超过土壤饱和和限度

单一有机化合物的土壤饱和度与水溶解度及饱和挥发浓度相关, 公式 (7) 和 (8) 通常用来计算土壤饱和和浓度。

$$C_{staw} = \frac{S}{\rho} \times (\theta_w + K_{oc} f_{oc} \rho + H \theta_a) \quad (7)$$

$$C_{staw} = \frac{P_v M}{RT} \times \frac{(\theta_w + K_{oc} f_{oc} \rho + H \theta_a)}{QH} \quad (8)$$

式中, C_{staw} 为基于溶解度的土壤饱和和限度, mg/kg ; C_{saw} 为基于饱和挥发浓度的土壤饱和和限度, mg/kg ; S 为水溶解度, mg/L ; θ_w 为土壤中孔隙水体积比; θ_a 为土壤中孔隙空气体积比; ρ 为土壤颗粒

密度, g/m^3 ; K_{oc} 为有机分配系数, L/kg ; f_{oc} 为土壤有机碳质量分数; H 为亨利常数; P_v 为常温常压下的饱和蒸气压, Pa ; M 为分子质量, g/mol ; R 为摩尔气体常数, $(Pa \cdot m^3)/(mol \cdot K)$; T 为室温, K ; i 为非水相液体混合物中一种化合物的摩尔比率。

实际上, 一般采用公式 (7) 和 (8) 中土壤饱和和限度的最小值来确定 GAC_{in} 是否超过了土壤饱和和限度。

超过土壤饱和和限度, 表明有非水相液体存在的可能性。 GAC_{in} 是否超过土壤饱和和限度取决于物理性质、化学性质、土壤特性及毒性参数 (见图 3)。

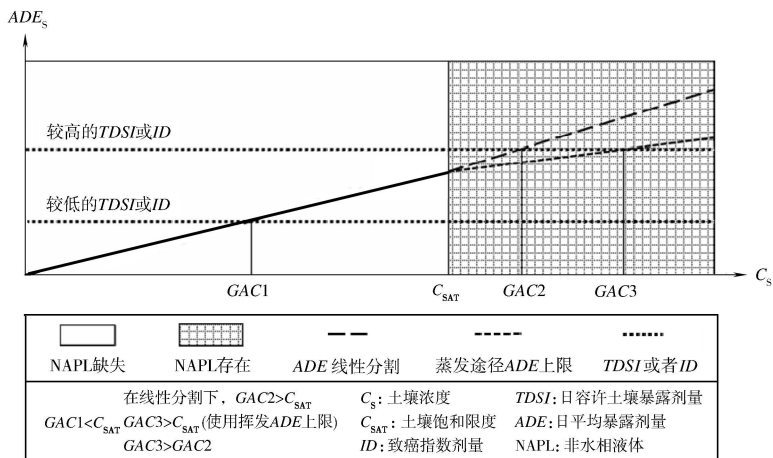


图 3 土壤 ADE 与土壤浓度的关系示意

Fig 3 Relation of the soil ADE versus soil concentration (C_s)

当一种纯化学物质达到饱和度时, 由于土壤浓度已经升高超过了土壤饱和限度, 室内和周围空气中的水气浓度将不再升高。因此, 与室内和室外吸入暴露途径相关的 ADE 是个常数。大多数的风险评估模型都在固相、液相和气相之间使用线性分配, 并在非水相液体存在时会过高估计空气吸入暴露途径的潜在风险, 但这种情况并不影响土壤经口摄入、蔬菜摄入和室内外颗粒物吸入等暴露途径。

ADE 通常会随着土壤浓度增加而线性升高, 但是在非水相液体存在的情况下, ADE 增高的斜率会有所下降 (见图 3)。使用线性分割方法推导的 GAC_{in} 比从自由相存在时限制挥发空气吸入

ADE 推导的结果更加保守 (见图 3), 这种情形一般会影响诸如商业开发的非敏感性土地利用类型。

3 分析集成程序的解析法

Chen^[1-2]对各种情形下计算的土壤通用评估基准 GAC_{in} 进行了详细的数学描述。表 1 为在固、液、气相线性分配及“50% 定律”条件下考虑背景值时推导 GAC_{in} 的公式, 表 2 为在非水溶性液相存在及“50% 定律”条件下考虑背景值时推导 GAC_{in} 的公式。我国《污染场地风险评估技术导则 (征求意见稿)》^[5] 还未考虑在背景值和自由相存在时计算 GAC_{in} 的方法, 文中推荐的方法值得借鉴。

表 1 线性分割下分析集成程序的总结^①

Table 1 Summary of analytical integration procedure under the linear partition^①

算法	公式
“50% 定律”范围之外 (9a)	$GAC_{in} = 10^3 \times \frac{1}{\left(\frac{a}{d-g}\right) + \left(\frac{b+c}{e-f}\right)}$
“50% 定律”范围: 限制经口摄入背景暴露 (10a)	$GAC_{in} = 10^3 \times \left[\frac{2ae - 2af + (b+c)d}{a(b+c)} \right] - \sqrt{\frac{2ae - 2af + (b+c)d}{a(b+c)}}^2 - \frac{4(de-df)}{a(b+c)}$
“50% 定律”范围: 限制空气吸入背景暴露 (11a)	$GAC_{in} = 10^3 \times \left[\frac{2d(b+c) - 2g(b+c) + ae}{a(b+c)} \right] - \sqrt{\frac{2d(b+c) - 2g(b+c) + ae}{a(b+c)}}^2 - \frac{4(de-ge)}{a(b+c)}$
“50% 定律”范围: 同时限制经口摄入和空气吸入背景暴露 (12a)	$GAC_{in} = 10^3 \times \left[\frac{2d(b+c) + 2ae}{3a(b+c)} \right] - \sqrt{\frac{2d(b+c) + 2ae}{3a(b+c)}}^2 - \frac{4de}{3a(b+c)}$

① 公式中, $a = \sum_{j=1}^m R_{\sigma}^j$, $b = \sum_{j=1}^m R_{\rho}^j$, $c = \sum_{j=1}^m R_{\tau}^j$, $d = TDI^i$, $e = TDI^i$, $f = ADE_{MD}^i$, $g = ADE_{MD}^o$, 10^3 为单位转换系数 (将 GAC_{in} 的单位从 mg/g 转换为 mg/kg)。

表 2 使用土壤饱和和浓度封顶挥发暴露途径 ADE 的分析集成程序^①

Table 2 Summary of analytical integration procedures with ADE for vapour pathways capped by soil saturation limits^①

算法	公式
“50% 定律”范围之外 (9b)	$GAC_{int} = 10^3 \times \frac{e-f-hc}{b + \frac{a(e-f)}{(d-g)}}$
“50% 定律”范围: 限制经口摄入背景暴露 (10b)	$GAC_{int} = 10^3 \times \left[\frac{2ae - 2af + db - ahc}{ab} - \sqrt{\frac{(2ae - 2af + db - ahc)^2}{ab^2} - 4 \times \frac{2de - 2df - dhc}{ab}} \right]$
“50% 定律”范围: 限制空气吸入背景暴露 (11b)	$GAC_{int} = 10^3 \times \left[\frac{2db + ac - dhc - 2gl}{ab} - \sqrt{\frac{(2db + ac - dhc - 2gl)^2}{ab^2} - 4 \times \frac{(d-g) \times (e - 2hc)}{ab}} \right]$
“50% 定律”范围: 同时限制经口摄入和空气吸入背景暴露 (12b)	$GAC_{int} = 10^3 \times \left[\frac{2db + 2ac - 3ahc}{3ab} - \sqrt{\frac{(2db + 2ac - 3ahc)^2}{3ab^2} - 4 \times \frac{(de - 2dhc)}{3ab}} \right]$

① 公式中, a, b, c, d, e, f, g 同表 1, h = C_{sat}; 10³ 为单位转换系数 (将 GAC_{int} 的单位从 mg/g 转换为 mg/kg)。

如表 1 所示, 公式 (9a) 可用来计算不考虑背景暴露时的土壤通用评估基准, 公式 (10a) — (12a) 描述了在 “50% 定律” 下土壤通用评估基准的计算方法。公式 (10a) 调整经口背景暴露值, 使其与土壤通用评估基准相对应的经口 ADE 相同; 公式 (11a) 调整吸入背景暴露值, 使其与土壤通用评估基准相对应的吸入 ADE 相同; 公式 (12a) 调整经口和吸入的总背景暴露值, 使其与土壤通用评估基准相对应的土壤 ADE 一致。

尽管经口和吸入背景暴露均各自通过了 “50% 定律”, 但当应用公式 (9a) 时, 仍会出现背景值超过与土壤通用评估基准相对应的土壤 ADE 的情况。此时土壤通用评估基准需要通过 Chen^[1] 制定的逻辑序列, 在公式 (10a) — (12a) 中选择一个用来推导。当公式 (9a) — (12a) 计算得到的土壤通用评估基准 GAC_{int} 超过土壤饱和限度时, 空气吸入暴露途径的土壤 ADE 需要维持常量, 避免过高估计吸入途径的贡献 (见图 3)。可将公式 (9a) — (12a) 分别修正为公式 (9b) — (12b), 以计算自由相存在时的土壤通用评估基准 (见表 2)。

4 模型分类与假设

污染场地基准的制定主要依赖于如 RBCA^[6]、CLEA^[7]、BP Risc^[8] 等分析模型, 按计算功能可分为 5 大类 (见表 3)。数值模型一般应用于高层次的地下水风险评估, 主要用于优化分析模型中如水力梯度、导水系数等实地参数。地下水动力模型 MODFLOW^[9] 及相关的溶质迁移模型 RT3D^[10]、MT3DS^[11], 已成为工业界标准地下水动力与污染物迁移模型。

基于地理信息系统的综合模型既可以用于风险评估暴露与风险表征计算, 也可以对风险结果进行图像表征、土方量计算等, 还便于风险交流图像化。目前使用较多的基于地理信息系统的综合模型有美国田纳西大学环境模拟研究所编制的 SADA (Spatial Analysis and Decision Assistant)^[12] 和英国利物浦大学编制的 HERA - SOIL - GIS^[13] 模型。

统计模型在场地风险评估中也有广泛应用, 主要用来计算代表性土壤浓度值及判定场地是否有风险, 但应用时需要随机性采样, 而不是网格式取。在实际场地评估中, 使用较多的有美国环保局编制的 PRO - UCL^[14] 及英国 CLARE 和 CEH^[15] 编制的统计导则。有些模型是为放射性污染物编制的特征模型, 如 RESRAD^[16] 和 R - CLEA^[17]。

表 3 场地基准建立的主要模型分类

Table 3 Classification of typical models for establishing site assessment criteria

模型分类	美国	英国
分析模型	土壤: RBCA, BP Risc 地下水: RBCA, BP Risc	土壤: CLEA, HERA 地下水: RTW
数值模型	地下水流动: MODFLOW; 污染溶质迁移: RT3D, MT3DS/PHT3D	
基于地理信息系统的综合模型	SADA	GB HERA Soil
统计模型	PRO - UCL	CLARE & CEH
特征模型	RESRAD (放射性污染)	R - CLEA (放射性污染)

许多模型仅针对土壤污染介质 (CLEA, HERA^[13]) 或地下水污染介质 (RTM^[18]), 同时针对土壤与地下水污染介质的有 RBCA, BP Risc 和

RESRAD 模型。众多模型并不考虑自由相 (LNAPL and DNAPL) 的存在及非土壤背景暴露值, 考虑非土壤背景及自由相存在时计算土壤通用评估基准的分析集成程序只有 CLEA 和 HERA。

5 结语

描述了污染场地土壤通用评估基准建立的理论基础, 以及在考虑自由相 (LNAPL and DNAPL) 存在及非土壤背景暴露值特定条件下, 计算土壤通用评估基准的分析集成程序, 建议应用于我国的风险评估技术导则中, 并推荐图 4 中所示的用来计算污染场地土壤与地下水环境基准建立的模型框架。

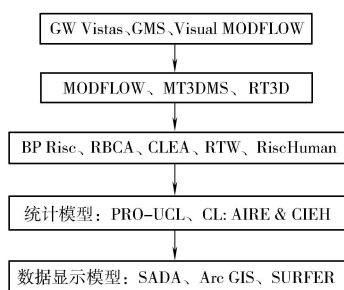


图 4 污染场地土壤与地下水环境基准建立的模型框架

Fig 4 Model framework for establishing soil and groundwater assessment criteria

目前, 污染场地土壤与地下水风险评估基本以分析模型为主体, 数值模型用于分析模型的实地参数优化, 使用统计模型来鉴别污染场地风险。基于地理信息系统的综合模型则用于风险表征图像化, 也是未来风险评估模型的发展方向。

[参考文献]

- [1] CHEN M. A alternative integration procedures in combining multiple exposure routes for the derivation of generic assessment criteria with the CLEA model[J]. Journal of Land Contamination and Reclamation, 2010a, 18: 135- 150.
- [2] CHEN M. Analytical integration procedures for the derivation of risk based or generic assessment criteria for soil[J]. Human and Ecological Risk Assessment, 2010b, 16: 1259- 1317.
- [3] ASTM. Standard guide for risk based corrective action Report E2081[R]. West Conshohocken PA: American Society for Testing and Materials, 2000.
- [4] EA (Environment Agency in England and Wales). Updated technical background to the CLEA Model Science Report SC050021 /SR3[R]. Bristol UK: EA, 2009.
- [5] 环境保护部. 污染场地风险评估技术导则 (征求意见稿) [EB/OL]. 北京: 环境保护部, 2009. [2011- 03- 21]. http://www.mep.gov.cn/gkml/hbb/bgth/200910/20091022_175070.htm.
- [6] GSI (Groundwater Services Inc.). Modelling and risk assessment software RBCA toolkit for chemical releases[R]. Version 2. Texas USA: GSI, 2008.
- [7] EA (Environment Agency in England and Wales). CLEA software (Version 1.04) handbook, Science Report SC050021 /SR4 [R]. Bristol UK: EA, 2009.
- [8] SPENCE L R. Risk integrated software for clean-ups RBC 4 user manual[R]. Developed by BPOil International, 2001.
- [9] HARBAUGH A W. MODFLOW-2005, the U. S. Geological survey modular groundwater model—the groundwater flow process U. S. Geological Survey Techniques and Methods 6-A16[R]. 2005.
- [10] CLEMENT T P. A modular computer code for simulating reactive multispecies transport in 3-dimensional groundwater systems Technical Report PNNL-SA-11720[R]. Richland Washington: Pacific Northwest National Laboratory, 1997.
- [11] ZHENG C, WANG P P. MT3DMS: A modular three dimensional multispecies model for simulation of advection, dispersion, and chemical reactions of contaminants in groundwater systems Documentation and User's Guide[R]. Vicksburg MS: U. S. Army Engineer Research and Development Centre, 1999.
- [12] EM. Spatial analysis and decision assistant (SADA) [R]. Version 5. Developed by Institute of Environmental Modelling University of Tennessee USA, 2010.
- [13] MORSALI A, ZHANG Y, CHEN M, et al Development of a contaminated land risk assessment model HERA-SoiGIS in open source QGIS[R]. Submitted to Environmental Modelling and Software, 2011.
- [14] SINGH A, MAIGHLE R, SINGH A K, et al PRO-UCL user manual V4[R]. Las Vegas USA: Prepared for US Environmental Protection Agency by Lockheed Martin Environmental Services, 2007.
- [15] CL: AIRE and CIEH. Guidance on comparing soil contamination data with a critical concentration[R]. Prepared by the Chartered Institute of Environmental Health and CL: AIRE with Support from the Soil and Groundwater Technology Association, 2008.
- [16] YU C, ZIELEN A J, CHENG J J, et al User's manual for RESRAD[R]. Version 6. Developed by the Environmental Assessment Division Argonne National Laboratory, USA, 2001.
- [17] EA (Environment Agency in England and Wales). Using RCLEA—the radioactively contaminated land exposure assessment methodology[R]. Bristol UK: the Environment Agency, 2006.
- [18] EA (Environment Agency in England and Wales). Remedial target methodology: hydrogeological risk assessment for land contamination[R]. Bristol UK: the Environment Agency, 2006.