

# 基于特定用地规划的多介质污染场地风险评估——以浙江某典型有机化工厂退役场地为例

李芙蓉<sup>1</sup> 徐 劼<sup>2</sup> 段德超<sup>1,3</sup> 王兆阳<sup>1,3</sup> 李 光<sup>1,3</sup> 赵怡阳<sup>1</sup> 陆 彬<sup>1</sup> 陈 宝<sup>1,4</sup> 徐 辰<sup>1</sup>

(1. 浙江博世华环保科技有限公司, 浙江杭州 310015;

2. 嘉兴学院生物与化学工程学院, 浙江嘉兴 314001;

3. 浙江博世华固体废物处理处置和污染修复技术研究院, 浙江杭州 310015;

4. 浙江博世华环保科技有限公司院士工作站, 浙江杭州 310015)

**【摘要】:** 以浙江省某典型有机化工厂退役场地为例, 研究了该场地土壤和地下水中污染物坤、镉、氯仿、苯并(a)芘、苯并(b)荧蒽和茚并(1, 2, 3-cd)芘的迁移暴露模型, 并进行了分层健康风险评估, 确定了场地的修复目标值. 风险评估结果表明, 包气带土层, 居住用地规划区域上述污染物对居民及建筑工人的健康风险均超过可接受程度, 修复目标值分别为 9.60、8.12、0.13、0.16、0.64 和 0.64mg/kg; 公园绿地规划区域镉和氯仿对绿地活动人群(儿童)及建筑工人健康风险超过可接受程度, 修复目标值分别为 13.7 和 0.19mg/kg. 饱和带土壤中氯仿和苯并(a)芘对居民及建筑工人健康风险超过可接受程度, 修复目标值分别为 0.16 和 0.63mg/kg. 地下水中氯仿对居民和建筑工人健康风险超过可接受程度, 修复目标值为 0.12mg/L.

**【关键词】:** 浙江; 化工厂; 土壤和地下水; 健康风险评估; 修复目标; 包气带; 饱和带

**【中图分类号】:** X530.5 **【文献标志码】:** A **【文章编号】:** 1671-3079 (2017) 06-0099-10

随着城市化的快速发展, 农药厂、化工厂、冶炼厂等老工业企业的关闭和搬迁已成为城市环境整治和产业升级改造的重要手段<sup>[1-3]</sup>. 长期粗放式的发展和生产过程中的跑冒滴漏等不良现象, 使搬迁遗留场地土壤和地下水环境受到严重污染<sup>[4-6]</sup>. 为保障搬迁后场地再开发利用的环境安全, 环保部等五部委联合发布了《关于保障工业企业场地开发利用环境安全的通知》, 且环保部和北京、重庆、浙江、上海等地环保管理部门陆续出台了场地环境风险评估相关的导则和规范. 2016 年 5 月, 环保部出台了《土壤污

<sup>1</sup>收稿日期: 2017-08-13

**基金项目:** 浙江省科技计划项目(2014C03020); 杭州市重大科技创新专项(20152013 A04); 国家博士后科学基金 (2016M591999)

**作者简介:** 李芙蓉(1985-), 女, 山东聊城人, 浙江博世华环保科技有限公司工程师, 硕士, 主要从事污染场地风险评估和环境修复研究; 段德超(1995-), 男, 山东济宁人, 浙江博世华环保科技有限公司高级工程师, 博士, 主要从事污染场地风险评估和环境修复研究.

网络出版时间: 2017-10-24 09:57:27 网络出版地址: <http://kns.cnki.net/kcms/detail/33.1273.Z.20171024.0957.012.html>

染防治行动计划》，对土壤污染防治进行了全面部署，进一步强化了风险评估工作在地块流转中的作用。<sup>[7-10]</sup>

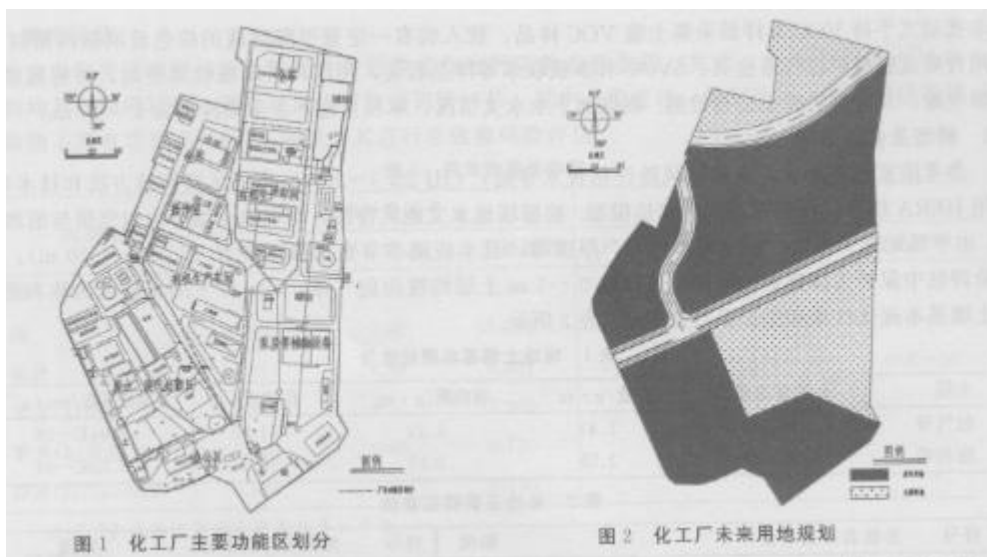
健康风险评估的定义与框架最早由美国国家科学院提出，其采用 RBCA 风险评估模型，已在美国、欧洲和其他一些国家和地区得到成功应用<sup>[11-15]</sup>。该模型目前也是我国最常用的风险评估模型之一。<sup>[16-19]</sup>英国官方推荐采用 CLEA 模型进行场地污染评价和土壤指导值的制定。<sup>[20]</sup>近年来，我国学者针对健康风险评估的理论和方法也开展了大量的研究工作。<sup>[21-23]</sup>南京土壤研究所基于美国 RBCA 和英国 CLEA 模型，结合我国的污染场地风险评估技术导则，开发出环境与健康风险评估软件(Health and Environmental Risk Assessment, HERA)，用于计算场地污染物的筛选值、修复目标值、致癌和非致癌风险等。<sup>[24]</sup>

目前，我国基于健康风险评估的污染场地修复治理的经验还不丰富，<sup>[25-26]</sup>若机械套用导则中的评估模型和参数，往往导致计算结果与客观实际情况存在较大差异；<sup>[23-27]</sup>另外，各地区土壤地质条件和理化性质相差较大，不同区域、不同土质、土壤各元素的背景值也各异，若忽略当地土壤环境背景值来制定场地修复目标值，将导致过度修复。而国内针对土壤以及地下水多介质、重金属和有机物复合污染、包气带和饱和带不同深度、不同用地规划类型的场地风险评估研究较少。<sup>[10, 26]</sup>本文以浙江省某典型有机化工厂退役场地为研究对象，对该场地土壤和地下水的重金属和有机物污染情况进行全面调查和分析，根据污染物在土壤和地下水中的分布、场地水文特征和用地规划，建立场地污染概念模型，根据土壤分层理论，利用 HERA 软件对场地污染土壤和地下水进行健康风险评估，并计算修复目标值；同时，利用 Surfer 软件对该场地地下水水流场和污染区域进行了模拟，以期为国内类似场地的风险评估及修复工作提供借鉴。

## 1 场地概况

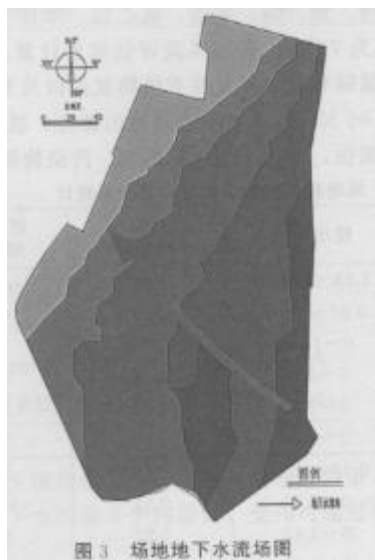
浙江省某有机化工厂成立于 20 世纪 50 年代，占地面积约 13 万 m<sup>2</sup>，主要生产有机胺、增塑剂等产品，主要原料包括电石、苯酚、催化剂等。主要生产区位于厂区中部和南侧的有机生产车间，2014 年完成停产搬迁。对场地开始调查评估时，场地内设备均已拆除，但部分区域仍堆积有较多残留废弃物。厂区主要功能区划分见图 1。

根据当地城市规划，场地将来拟规划为住宅用地和公园绿地，厂区未来用地规划见图 2。



场地位于浙江省西部，为山前冲积平原，地势较平坦，属季风性气候，多年平均年降水量为 1560mm。场地土壤剖面分布情况为 0-2.50m 素填土、2.50-5.00m 粉质黏土、5.00-7.50m 卵石、7.50-10.00m 含碎石粉质黏土、10.00m 以下为强风化泥质粉砂岩；场地表层地下水为孔隙性潜水，地下水水位埋深 2.50-4.20m，年变化幅度在 1.50m 左右。场地总体地势为东南高西北低，地下水

流向为由东南向西北流，场地地下水流程图见图 3.



## 2 调查研究方法

### 2.1 采样点位布置

场地调查采样分为初步调查和详细调查两个阶段. 初步调查采用专业判断布点法, 在生产车间、库房、废水处理及废渣贮存场、地下贮存构筑物等重点污染区域进行土壤和地下水布点, 共布置 10 个土壤采样点位和 5 个地下水点位. 详细调查阶段根据初步调查结果, 采用系统分区布点法, 以  $40\text{m} \times 40\text{m}$  网格对场地内污染区域进行采样布点, 共布置土壤采样点数量 82 个, 地下水检测井数量 12 个, 土壤采样分层方式为: 0-1m、1-2m、2-3m、3-4m、4-5m、5-7.5m、7.5-10m. 同时, 为客观评价场地污染状况, 在场地周边无污染区域设置 4 个背景点位, 分别采集土壤和地下水样品. 对场地进行详细调查的同时, 获取和测定场地风险评估必需的土壤理化性质、地下水水文特征等场地特征参数. 本研究前后共采集土壤样品 465 个, 采集地下水样品 17 个, 采样布点见图 4.



## 2.2 样品采集和分析

对采样点进行 GPS 精确定位后, 使用 Geoprobe 钻机进行土壤和地下水监测井的钻孔, 根据现场 XRF 和 PID 快速检测结果判断污染程度, 采集样品并记录样品性状和污染状况. 土壤样品取出后, 首先用非扰动式手持 VOC 采样器采集土壤 VOC 样品, 放入装有一定量甲醇溶液的棕色玻璃瓶内密封保存. 使用竹质或塑料铲进行重金属、SVOC 和多氯联苯等样品收集, 用广口玻璃瓶收集密封, 并将瓶填满不留空隙, 及时送实验室进行检测. 根据地下水水文情况, 本项目地下水采集深度为 5-10m.

## 2.3 模型及参数选择

参考国家环保部《污染场地风险评估技术导则》(HJ25.3-2014) 中的风险评估方法和技术要求, 采用 HERA 软件, 构建场地风险评估模型. 根据场地水文地质特征, 将场地土壤分为包气带与饱和带两层. 由于场地地下水潜水分层分布不均匀, 厚度薄, 且水位随季节变化幅度较大 (2.50-4.20m), 基于风险评估中保护人体健康的原则, 将场地 0-5m 土层均视为包气带, 5m 以下的土层视为饱和带. 场地土壤基本理化性质和特征参数如表 1、表 2 所示.

表 1 场地土壤基本理化性质

| 土层  | 土壤含水量/% | 容重/ $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ | 有机质/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ | 孔隙度/% | 渗透系数/ $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ |
|-----|---------|----------------------------------|------------------------------------|-------|-------------------------------------|
| 包气带 | 25.00   | 1.41                             | 8.24                               | 41.20 | 6.64E-06                            |
| 饱和带 | 36.00   | 1.59                             | 3.15                               | 56.50 | 7.70E-04                            |

表 2 场地主要特征参数

| 符号  | 参数名称及单位            | 取值     | 符号  | 参数名称及单位                          | 取值                   |
|-----|--------------------|--------|-----|----------------------------------|----------------------|
| Wdw | 平行于风向的土壤污染源宽度/m    | 140.00 | OTs | 土壤总孔隙度                           | 0.43                 |
| Wgw | 平行于地下水流向的土壤污染源宽度/m | 15.00  | ps  | 土壤容重/ $\text{g}\cdot\text{cm}^3$ | 1.41                 |
| T   | 土壤温度/K             | 301.47 | foe | 土壤有机碳含量                          | $8.2\times 10^{-3}$  |
| Ows | 土壤水分体积比            | 0.15   | k   | 土壤渗透系数/ $\text{m}^2$             | $1.0\times 10^{-12}$ |
| Oas | 土壤空气体积比            | 0.28   | Lgw | 地下水位埋深/m                         | 5.00                 |
| Sgw | 地下水混合区厚度/m         | 5.00   | Hv  | 毛细管孔隙水体积比                        | 0.34                 |

## 3 污染场地健康风险评估

### 3.1 污染识别

结果表明, 土壤中主要检出镍、砷、镉、铜、氯仿、氯乙烷、苯并(a)芘、苯并(b)荧蒽、茚并(1,2,3-cd)芘等 38 种物质, 检出率为 75%; 采用风险评估软件计算风险筛选值进行污染物筛选. 分析可知, 超标污染物主要包括重金属镉和砷, 挥发性有机物氯仿以及苯并(a)芘、苯并(b)荧蒽和茚并(1,2,3-cd)芘等, 超标率为 39.60%. 地下水中主要检出氯仿、氯乙烷、苯等 15 种有机物, 检出率为 82.00%; 超标污染物主要为氯仿, 超标率为 35.29%. 污染物筛选结果如表 3 所示.

表 3 场地样品检测浓度范围及超标统计

| 环境介质                          | 检测指标            | 检出浓度                     | 计算筛选值 | 超标样品深度/m | 超标样品数量/个 |
|-------------------------------|-----------------|--------------------------|-------|----------|----------|
| 包气带土壤<br>/mg•kg <sup>-1</sup> | 镉               | 1.36-127.00              | 8.12  | 3-4      | 16       |
|                               | 砷               | 3.07-96.20               | 0.37  | 0-4      | 59       |
|                               | 氯仿              | 0-12.00                  | 0.003 | 1-5      | 26       |
|                               | 苯并（a）芘          | 0-8.23                   | 0.06  | 3-5      | 12       |
|                               | 苯并（b）荧蒽         | 0-7.40                   | 0.64  | 3-5      | 8        |
|                               | 茚并（1, 2, 3-cd）芘 | 0-9.50                   | 0.64  | 3-5      | 16       |
| 饱和带土壤<br>/mg•kg <sup>-1</sup> | 镉               | 0.49-12.00               | 9.56  | 5-8      | 30       |
|                               | 氯仿              | 0-2.20                   | 0.52  | 5-10     | 55       |
|                               | 苯并（a）芘          | 0-3.42                   | 0.22  | 5-7      | 42       |
|                               | 苯并（b）荧蒽         | 0-2.36                   | 0.96  | 5-7      | 46       |
|                               | 茚并（1, 2, 3-cd）芘 | 0-2.57                   | 0.96  | 5-7      | 35       |
| 地下水/mg•L <sup>-1</sup>        | 氯仿              | 5X10 <sup>-4</sup> -8.80 | 0.01  | 5-10     | 14       |

### 3.2 毒性评估

本文采用美国环保局污染物毒性参数数据作为污染物毒性参数（见表 4）。分析可知，场地 6 种污染物均具有致癌特性，需要对其进行致癌风险评估；其中，仅有砷、镉和氯仿具有非致癌特性（其他污染物不具有非致癌特性），需要对其进行非致癌风险评估。

表 4 污染物毒性参数

| 污染物             | 致癌斜率因子 |       |        | 非致癌风险参考剂量 |          |          |
|-----------------|--------|-------|--------|-----------|----------|----------|
|                 | 经口摄入   | 呼吸吸入  | 皮肤接触   | 经口摄入      | 呼吸吸入     | 皮肤接触     |
| 砷               | 1.500  | 16.84 | 1.500  | 3.00E-04  | 3.83E-06 | 3.00E-04 |
| 镉               | 0.380  | 7.05  | 15.200 | 1.00E-05  | 2.55E-06 | 2.50E-05 |
| 氯仿              | 0.031  | 0.09  | 0.031  | 1.00E-02  | 2.50E-02 | 1.00E-02 |
| 苯并（a）芘          | 7.300  | 4.31  | 7.300  | /         | /        | /        |
| 苯并（b）荧蒽         | 0.730  | 0.43  | 0.730  | /         | /        | /        |
| 茚并（1, 2, 3-cd）芘 | 0.730  | 0.43  | 0.730  | /         | /        | /        |

注：表示该污染物不存在此毒性参数。

### 3.3 暴露评估

#### 3.3.1 暴露受体

场地风险评估一般都是按照场地未来用地规划来选择暴露受体，暴露受体为场地活动人群，而往往忽略了场地建设期间污染物对建筑工人的暴露风险。

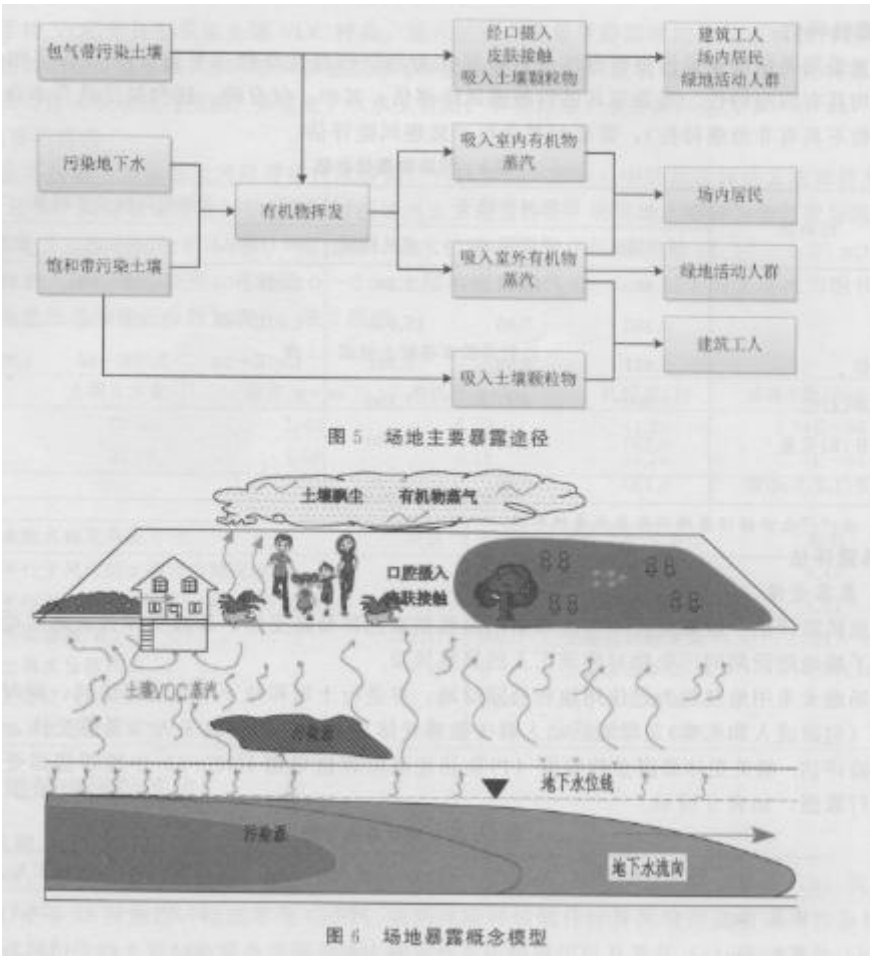
该场地未来用地规划为居住用地和公园绿地，在进行土壤和地下水风险评估时，同时考虑了以场内居民（包括成人和儿童）、绿地活动人群（敏感受体为儿童）和建筑工人作为暴露受体，对场地进行健康风险评估。相关受体暴露参数根据《污染场地风险评估导则 HJ25.3》中推荐值和受体暴露特征分别进行取值，如表 5 所示。

表 5 场地受体暴露参数

| 参数名称/单位                                 | 成人     | 儿童     | 建筑工人   |
|-----------------------------------------|--------|--------|--------|
| 体重/kg                                   | 56.8   | 15.9   | 56.8   |
| 身高/cm                                   | 156.3  | 99.4   | 156.3  |
| 暴露周期/a                                  | 24.0   | 6.0    | 2.0    |
| 暴露频率/d. a <sup>-1</sup>                 | 350.0  | 350.0  | 350.0  |
| 室内暴露频率/d. a <sup>-1</sup>               | 262.5  | 262.5  | 0.0    |
| 室外暴露频率/m <sup>3</sup> •a <sup>-1</sup>  | 87.5   | 87.5   | 350.0  |
| 每日空气呼吸量/m <sup>3</sup> •d <sup>-1</sup> | 14.5   | 7.5    | 14.5   |
| 每日摄入土壤量/mg•d <sup>-1</sup>              | 100.0  | 200.0  | 330.0  |
| 暴露皮肤表面积/cm <sup>2</sup>                 | 5700.0 | 2800.0 | 5700.0 |
| 皮肤表面土壤黏附系数/mg•cm <sup>2</sup>           | 0.07   | 0.2    | 0.2    |

### 3.3.2 暴露途径

经过调查和分析，场地土壤和地下水均受到一定程度污染，因此，本研究的场地包括包气带污染土壤、饱和带污染土壤和地下水污染 3 个污染源，受体可通过口腔摄入、呼吸吸入和皮肤接触三种途径受到污染场地主要暴露途径和概念模型如图 5、图 6 所示。



3.3.3 风险表征

在场地暴露概念模型基础上，采用 HERA 软件中较为成熟的风险计算模型，分别计算包气带土壤、饱和带土壤和地下水中主要污染物的致癌风险和非致癌风险。以单一污染物致癌风险大于 1.0x10<sup>-6</sup> 或非致癌危害商大于 1 为风险不可接受水平。

4 风险评估结果与分析

4.1 风险表征

从表 6 和表 7 污染物的风险表征结果来看，场地土壤和地下水中污染物分布受原厂区生产活动影响，呈斑块状分布。分层计算结果表明，随深度增加污染物含量降低，包气带健康风险高于饱和带，这与姜林等 [233 对苯污染场地的层次化风险评估结果一致。

表 6 不同用地方式和不同层次中污染物致癌风险表征

| 受体 | 污 染 物 | 经口摄入风险   |     | 皮肤接触风险   |     | 呼吸吸入风险   |     | 总 风 险    |     |
|----|-------|----------|-----|----------|-----|----------|-----|----------|-----|
|    |       | 包气带      | 饱和带 | 包气带      | 饱和带 | 包气带      | 饱和带 | 包气带      | 饱和带 |
|    | 砷     | 2.26E-04 | —   | 1.93E-05 | —   | 1.44E-05 | —   | 2.60E-04 | —   |

|      |               |                      |          |                      |          |                      |          |                      |          |
|------|---------------|----------------------|----------|----------------------|----------|----------------------|----------|----------------------|----------|
| 居民   | 镉             | 7.57E-05             | —        | 8.14E-06             | —        | 1.74E-06             | —        | 8.56E-05             | —        |
|      | 氯仿            | 5.83E-07             | —        | 7.57E-09             | —        | 3.76E-03             | 4.52E-04 | 3.76E-03             | 4.52E-04 |
|      | 苯并(a)蒽        | 5.04E-05             | —        | 1.38E-07             | —        | 2.21E-07             | 1.38E-08 | 6.19E-05             | 1.38E-08 |
|      | 苯并(b)荧蒽       | 8.47E-06             | —        | 2.53E-08             | —        | 2.47E-06             | 9.28E-10 | 1.10E-05             | 9.28E-10 |
|      | 茚并(1,2,3-cd)芘 | 1.09E-05             | —        | 2.92E-08             | —        | 5.98E-06             | 3.85E-10 | 1.69E-05             | 3.85E-10 |
| 建筑工人 | 砷             | 2.23E-05             | —        | 2.06E-06             | —        | 5.74E-07             | —        | 2.50E-05             | —        |
|      | 镉             | 6.14E-07             | 3.00E-08 | —                    | —        | —                    | —        | 6.14E-07             | 3.00E-08 |
|      | 氯仿            | 6.31E-07             | 6.76E-09 | 3.22E-09             | 1.01E-09 | 2.16E-06             | 4.00E-07 | 2.79E-06             | 4.08E-07 |
|      | 苯并U)芘         | 1.31E-06             | 3.86E-06 | 7.17E-09             | 1.54E-06 | 7.25E-09             | 4.94E-09 | 1.33E-06             | 5.41E-06 |
|      | 苯并(b)荧蒽       | 1.65E-06             | 2.67E-07 | 2.59E-07             | 1.07E-07 | 9.85E-09             | 3.80E-10 | 1.92E-06             | 3.74E-07 |
|      | 茚并(1,2,3-cd)芘 | 4.68E-06             | 2.90E-07 | 1.87E-06             | 1.16E-07 | 5.36E-09             | 3.29E-10 | 6.55E-06             | 4.07E-07 |
| 儿童   | 镉<br>氯仿       | 3.25E-07<br>6.18E-07 | —        | 5.63E-09<br>3.24E-08 | —        | 6.55E-10<br>1.57E-06 | —        | 3.31E-07<br>2.22E-06 | —        |
| 地下水  | 氯仿            | —                    | —        | —                    | —        | 5.35E-04             | —        | 5.35E-04             | —        |

注：“—”表示介质中该污染物不存在风险，下同

砷污染仅存在于包气带土壤中，可通过口腔摄入、皮肤接触和呼吸吸入三种途径危害人体健康。风险表征表明，砷对居民和建筑工人致癌和非致癌风险均超出可接受水平，超风险点位占场内总采样点数的 10.87%。

镉污染深度达到 8m 左右，在土壤中呈随深度增加先升高后降低的趋势。其中，3-4m 包气带土壤中含量最高，对居民的致癌风险、对儿童和建筑工人的非致癌健康风险超出可接受水平；由于自然条件下，镉不具有挥发性，对场地居民和儿童来说，饱和带土壤中的镉不存在经口摄入、皮肤接触、吸入土壤颗粒和吸入挥发蒸汽等暴露途径，因此，非扰动条件下饱和带土壤中的镉对居民和儿童健康不造成危害；但场地建设过程中，饱和带受到扰动，土壤中镉对建筑工人则存在经口摄入、皮肤

表 7 不同用地方式和不同层次中污染物非致癌风险表征

| 受体   | 污染物 | 经口摄入风险   |          | 皮肤接触风险   |          | 呼吸吸入风险   |          | 总风险      |          |
|------|-----|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
|      |     | 包气带      | 饱和带      | 包气带      | 饱和带      | 包气带      | 饱和带      | 包气带      | 饱和带      |
| 居民   | 砷   | 1.93E+01 | —        | 1.42E+00 | —        | —        | —        | 2.08E+01 | —        |
|      | 镉   | 1.48E+01 | —        | 3.63E-02 | —        | —        | —        | 1.49E+01 | —        |
|      | 氯仿  | 7.24E-02 | —        | 1.77E-02 | —        | 3.12E+01 | 3.76E+00 | 3.13E+01 | 3.76E+00 |
| 儿童   | 砷   | 8.93E+00 | —        | 8.24E-01 | —        | —        | —        | 9.76E+00 | —        |
|      | 镉   | 6.85E+00 | 3.34E-01 | 2.11E-02 | 1.03E-03 | —        | —        | 6.87E+00 | 3.35E-01 |
|      | 氯仿  | 3.34E-02 | 6.13E-03 | 1.03E-02 | 1.88E-03 | 3.23E-02 | 3.23E-02 | 2.18E-01 | 4.03E-02 |
| 建筑工人 | 镉   | 7.96E+00 | —        | 1.95E-02 | —        | 1.65E+00 | —        | 9.63E+00 | —        |

|     |    |            |                   |            |            |
|-----|----|------------|-------------------|------------|------------|
| 儿童  | 氯仿 | 8.81E-02 - | 2.16E-02 -        | 1.68E+00 - | 1.79E+00 - |
| 地下水 | 氯仿 | — —        | 1.15E+00 1.15E+00 |            |            |

接触和吸入土壤颗粒三种暴露途径, 风险表征表明, 饱和带土壤中镉对建筑工人的致癌和非致癌风险水平均不超过可接受水平镉的超风险点位比例为 26.09%。

氯仿在土壤和地下水中易迁移, 对居民来说, 其在包气带、饱和带土层和地下水中的致癌和非致癌风险均超过可接受水平; 对建筑工人和儿童来说, 包气带土壤中氯仿的致癌风险超出可接受水平, 饱和带和地下水中氯仿的致癌和非致癌风险均在可接受范围内。<sup>[27]</sup>土壤中氯仿超风险点位数量为 19 个 (20.65%), 地下水超风险点位比例为 35.29%。

苯并(a)芘、苯并(b)荧蒽和茚并(1, 2, 3-cd)芘均具有致癌特性。致癌风险分析表明, 包气带土壤中苯并(a)芘、苯并(b)荧蒽和茚并(1, 2, 3-cd)芘对居民和建筑工人致癌风险超出可接受水平; 饱和带土壤中苯并(a)芘对建筑工人的致癌风险超出可接受水平。土壤中苯并(a)芘、苯并(b)荧蒽和茚并(1, 2, 3-cd)芘超风险点位比例为 8.70%。

#### 4.2 贡献率分析

分析可知, 污染物暴露风险的贡献率主要取决于污染物性质和受体暴露频率。

重金属砷和镉主要通过直接接触途径对人体健康造成危害, 最大的途径为经口摄入, 致癌和非致癌风险贡献率分别为 92.89% 和 99.45%; 苯并(a)芘、苯并(b)荧蒽和茚并(1, 2, 3-cd)芘挥发性较低, 其致癌风险贡献率最大的途径为经口摄入, 均超过 75%; 氯仿具有易挥发特性, 其致癌和非致癌风险贡献率最大的途径为呼吸吸入, 贡献率在 99%以上。

#### 4.3 场地修复目标

根据场地未来用地情景和场地特征参数, 采用风险评估模型, 分别计算场地包气带土壤、饱和带土壤和地下水中污染物的修复目标值, 结果见表 8。从计算结果可知, 基于人体健康的分层风险评估包气带土壤超风险范围大于饱和带, 从而可以减少修复范围, 降低修复成本,<sup>[23]</sup>且随深度增加污染土壤修复目标值增大。基于不同用地方式, 污染物迁移模型不同, 从而污染物修复目标值不同, 这与国内其他研究类似。<sup>[21-24]</sup>

表 8 风险评估建议风险控制值

| 修复区域                        | 受体类型 | 氯仿    | 苯并(a)芘 | 苯并(b)荧蒽 | 茚并(1, 2, 3-cd)芘 | 砷    | 镉     |
|-----------------------------|------|-------|--------|---------|-----------------|------|-------|
| 包气带<br>/mg·kg <sup>-1</sup> | 居民   | 0.13  | 0.16   | 0.64    | 0.64            | 0.37 | 8.12  |
|                             | 建筑工人 | 5.46  | 0.63   | 6.32    | 6.32            | 3.85 | 32.90 |
|                             | 儿童   | 0.19  | /      | /       | /               | /    | 13.7  |
| 饱和带<br>/mg·kg <sup>-1</sup> | 居民   | 0.16  | /      | /       | /               | /    | /     |
|                             | 建筑工人 | 5.46  | 0.63   | /       | 7               | /    | /     |
| 地下水<br>mg·L <sup>-1</sup>   | 居民   | 0.12  | /      | /       | /               | /    | /     |
|                             | 建筑工人 | 27.30 | /      | /       | /               | /    | /     |

基于风险评估保护人体健康的原则，土壤修复目标值的确定，应按照风险较大的受体的修复目标确定. 对于包气带土壤，居住用地规划范围内，应从保护居民人体健康方面考虑，确定修复目标；公园绿地规划范围内，应从保护儿童方面考虑，确定修复目标.

饱和带土壤中，由于污染土壤对建筑工人和居民有不同风险暴露途径，因此，建议根据场地用地规划和场地建设期间施工保护措施综合考虑确定饱和带土壤污染修复目标.

包气带土壤中计算出砷的控制值为 0.37mg/kg，远远低于我国土壤环境背景值（6.20mg/kg），<sup>[29]</sup>这是由于我国现行的《污染场地风险评估技术导则》中评估模型受国外相关风险评估理论的影响较大. 因此，本研究还需要根据场地实际水文地质情况和当地土壤环境背景值进行综合考虑确定修复目标值. 资料表明，浙江省相关区域砷的环境背景值平均为 9.60mg/kg，<sup>[30]</sup>综合考虑污染物暴露风险和当地环境背景值，本文采用当地环境背景值作为土壤修复目标值.

综上分析，受污染物迁移途径和土壤理化性质等的影响，公共用地土壤修复目标值高于居住用地土壤修复目标值，这与国内外相关标准和有关研究结果一致.<sup>[10-22]</sup> 本研究各污染物修复目标值确定如表 9 所示.

表 9 场地修复目标值

| 修复区域       | 氯仿   | 苯并（a）苗 | 苯并（b）荧蒽 | 茚并<br>（1，2，3-cd）芘 | 砷    | 镉    | 单位    |
|------------|------|--------|---------|-------------------|------|------|-------|
| 包气带居住用地    | 0.13 | 0.16   | 0.64    | 0.64              | 9.60 | 8.12 | mg/kg |
| （0-5m）公园绿地 | 0.19 | /      | /       | /                 | /    | 13.7 | mg/kg |
| 饱和带（5-10m） | 0.16 | 0.63   | /       |                   | /    | 13.7 | mg/kg |
| 地下水        | 0.12 | /      | /       | 7                 | /    | /    | mg/L  |

4.4 确定场地修复范围

结果分析表明，土壤污染主要集中在有机生产车间、废物暂存区和污水处理站区域，饱和带土壤污染范围小于包气带. 根据风险评估计算结果，利用 surfer•软件估算出不同层次污染土壤修复方量和地下水修复面积（如图 7）. 其中，包气带土壤修复方量约为 21275m<sup>3</sup>，饱和带土壤修复方量约为 15435m<sup>3</sup>，超风险点位比例为 34.37%；地下水修复面积约为 38640m<sup>2</sup>，深度为 10m，超风险点位比例为 35.29%.



图 7 场地土壤和地下水污染范围

## 5 结论和建议

1) 受有机化工生产等活动的影响, 场地土壤和地下水均受到一定程度污染, 主要污染区域位于有机生产车间、危险废物贮存区和污水处理区等区域. 污染物在土层中的纵向分布呈现增高后降低的趋势, 3-4m 土壤污染最为严重.

2) 包气带和饱和带土壤中污染物迁移途径不同. 对污染场地进行分层次风险评估, 能够提高风险评估的针对性, 有效减少污染修复范围, 并根据分层风险评估结果采取不同修复措施, 从而降低修复成本.

3) 对于场地中部分风险污染物 (如砷、氯仿等), 利用风险评估方法计算出的修复目标值过于严格, 本研究结合场地健康风险评估、场地用地特征和场地所在区域土壤背景值等进行进一步优化, 得出场地修复目标值.

4) 本场地包气带污染土壤建议采用异位修复技术; 饱和带污染土壤和地下水根据场地开发利用方式, 采取原位修复措施或风险规避措施.

### 参考文献:

- [1]姜林. 场地与生产设施环境风险评价及修复验收手册[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2011.
- [2]骆永明. 中国污染场地修复的研究进展、问题与展望[J]. 环境监测管理与技术, 2011, 23(3):1-6.
- [3]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, 43(1): 142-151.
- [4]田薇薇, 段德超, 张明, 等. 地下水污染研究与修复技术综述[J]. 环境保护前沿, 2016, 6(6): 206-228.
- [5]LOAGUEK, ANHNGUYENDL, DAVISSN, etal. A Case Study Simulation of DBCP Ground water Contamination in Fresno County, California: Leaching through the Unsaturated Subsurface[J]. Journal of Contaminant Hydrology, 1998, 29(3): 109-136.

- 
- [6]林玉锁.我国土壤污染问题现状及防治措施分析[J].环境保护,2014,42(11):39—41.
- [7]罗飞,宋静,潘云雨,等.典型滴滴涕废弃生产场地污染土壤的人体健康风险评估研究[J].土壤学报,2012,49(1):26-35.
- [8]陈志良,雷国建,周建民,等.典型氯碱污染场地环境风险评价[J].环境工程学报,2014,8(6):2579—2584.
- [9]虞敏达,张慧,何小松,等.典型农业活动区土壤重金属污染特征及生态风险评价[J].环境工程学报,2016,10(3):1500-1507.
- [10]钟茂生,姜林,姚珏君,等.基于特定场地污染概念模型的健康风险评估案例研究[J].环境科学,2013,34(2):647-652.
- [11]LIMHS,LEEJSCHONHT,etal. Heavy Metal Contamination and Health Risk Assessment in the Vicinity of the A-bandoned Songche on Au—AgMine in Korea[J].Journal of Geochemical Exploration,2008,96(2/3):223-230.
- [12]ASTM.Standard Guide for Risk based Corrective Action.ReportE2081[R].West Conshohocken, PA,USA: 2000.
- [13]FRIEBELE,NADEBAUMP,Cooperative Research Centre for Contamination Assessment and Remediation of the Environment. Health Screening Levels for Petroleum Hydrocarbons in Soil and Ground water PartI: Technical Development Document[S].2011.
- [14]WCISLOE,IOVEND,KUCHARSKIR,etal.Human Health Risk Assessment Case Study: an Abandoned Metal Smelter Site in Poland[J].Chemosphere,2002,47(5):7—15.
- [15]LEES,KOMMALAPATIRR,VALSARAJKT,etal. Rate-limited Desorption of Volatile Organic Compounds from Soils and Implications for the Remediation of a Louisiana Super fund Site[J]. Environmental Monitoring and Assessment,2002,7-5(1):87—105.
- [16]刘蕊,张辉,勾昕,等.健康风险评估方法在中国重金属污染中的应用及暴露评估模型的研究进展[J].生态环境学报,2014,23(7):1239-1244.
- [17]陈梦舫,骆永明,宋静,等.中、英、美污染场地风险评估导则异同与启示[J].环境监测管理与技术,2011,23(3):14-18.
- [18]施烈焰,曹云者,张景来,等.RBCA和CLEA模型在某重金属污染场地环境风险评价中的应用比较[J].环境科学研究,2009,22(2):241-247.
- [19]YANGM,FEIY,JUY,etal.Health Risk Assessment of Ground water Pollution—A Case Study of Typical City in North China Plain[J].Journal of Earth Science,2012,23(3):335—348.
- [20]ENVIRONMENT AGENCY.Updated Technical Background to the CLEA Model[S].2009.
- [21]张丽娜,姜林,钟茂生,等.基于用地规划的大型污染场地健康风险评估[J].环境科学研究,2015,28(5):788-795.

- 
- [22]李青青. 基于健康风险的土壤修复目标研究程序与方法—以多环芳烃污染土壤再利用工程为例[J]. 生态与农村环境学报, 2010, 26(6): 610-615.
- [23]姜林, 钟茂生, 梁竞, 等. 层次化健康风险评估方法在苯污染场地的应用及效益评估[J]. 环境科学, 2013, 34(3): 1034-1043.
- [24]董敏刚, 张建荣, 罗飞, 等. 我国南方某典型有机化工污染场地土壤与地下水健康风险评估[J]. 土壤, 2015, 47(1): 100-106.
- [25]赵洪阳. 土壤地下水污染现场健康风险评价技术对比研究[D]. 北京: 清华大学, 2008.
- [26]罗泽娇, 贾娜, 刘仕翔, 等. 我国污染场地土壤风险评估的局限性[J]. 安全与环境工程, 2015, 22(5): 40-46.
- [27]郭观林, 王世杰, 施烈焰, 等. 某废弃化工场地 VOC/SVOC 污染土壤健康风险分析[J]. 环境科学, 2010, 31(2): 397-402.
- [28]崔岩山, 陈晓晨. 土壤中镉的生物可给性及其对人体的健康风险评估[J]. 环境科学, 2010, 31(2): 403-408.
- [29]国家环境保护局, 中国环境检测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- [30]汪庆华, 董岩翔, 郑文, 等. 浙江土壤地球化学基准值与环境背景值[J]. 地质通报, 2007, 26(5): 590—597.