

DOI: 10.11766/trxb202102090088

丁寿康, 王美娥, 王玉军, 李笑诺, 陈卫平. 场地土壤环境承载力估算及其在土壤污染修复目标值确定中的应用[J]. 土壤学报, 2022, 59(6): 1561–1573.

DING Shoukang, WANG Meie, WANG Yujun, LI Xiaonuo, CHEN Weiping. Estimation of Soil Environmental Carrying Capacity and Its Application in the Determination of Remediation Target in Contaminated Sites[J]. Acta Pedologica Sinica, 2022, 59(6): 1561–1573.

场地土壤环境承载力估算及其在土壤污染修复目标值确定中的应用*

丁寿康^{1,2}, 王美娥^{1†}, 王玉军³, 李笑诺¹, 陈卫平¹

(1. 中国科学院生态环境研究中心土壤环境科学与技术实验室, 北京 100085; 2. 中国科学院大学资源与环境学院, 北京 100049; 3. 中国科学院土壤环境与污染修复重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008)

摘要: 土壤环境承载力研究是“土十条”中加强土壤污染防治研究的重要内容, 在场地土壤污染修复目标值确定方法中耦合土壤环境承载力的估算模型能够极大地提升修复目标值制定的科学性。以江苏省某市废弃化工场地为研究对象, 针对场地土壤中的三种主要污染物汞、六氯苯和氯苯, 通过场地土壤布点采样分析, 进行了污染物浓度空间分布特征分析和健康风险评估, 并基于土壤环境承载力计算公式进行了三类目标污染物的土壤环境承载力和修复目标值的估算。研究表明, 目标场地土壤中汞和六氯苯浓度超过筛选值的样点占到总样点的 50%以上, 而氯苯浓度超过筛选值的样点占到了总样点的 17%, 其空间分布主要受生产过程中的污染源的分布及生产工艺影响; 土壤汞和氯苯存在较为严重的非致癌风险, 而六氯苯存在严重的致癌风险; 以风险筛选值作为环境质量标准的一般情景下的三种污染物的土壤环境承载力均有样点出现了小于 0, 即超过承载力的现象; 以风险管控值为环境质量标准的乐观情景下, 该三种污染物的环境承载力均大于 0, 即该区域还具备继续吸纳污染物的能力; 基于土壤环境承载力估算模型的修复目标值较对应的风险筛选值和管控值均高出 1.8 倍~1.9 倍, 这是由于在承载力估算模型中对风险产生过程以及土壤对污染物吸附固定过程进行了系数校正的原因。以上研究结果为污染物的土壤环境承载力研究的发展及应用提供了思路和技术方法。

关键词: 土壤环境承载力; 修复目标值; 建设用地; 风险筛选值; 风险管控值

中图分类号: X26; X825 **文献标志码:** A

Estimation of Soil Environmental Carrying Capacity and Its Application in the Determination of Remediation Target in Contaminated Sites

DING Shoukang^{1,2}, WANG Meie^{1†}, WANG Yujun³, LI Xiaonuo¹, CHEN Weiping¹

(1. Laboratory of Soil Environmental Science and Technology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 2. College of Resource and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Key Laboratory of Environment and Pollution Remediation, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

* 国家重点研发计划项目(2021YFC1809100)和国家自然科学基金项目(72104231)资助 Supported by the National Key R&D Program of China (No. 2021YFC1809100) and the National Natural Science Foundation of China (No. 72104231)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: mewang@rcees.ac.cn

作者简介: 丁寿康(1993—)男, 安徽铜陵人, 硕士研究生, 研究方向为土壤污染生态风险评估。E-mail: dsk13051431299@163.com

收稿日期: 2021-02-09; 收到修改稿日期: 2021-09-07; 网络首发日期(www.cnki.net): 2022-01-10

Abstract: 【Objective】 It is important to study the soil environmental carrying capacity for soil pollution prevention and control in “The Action Plan for Prevention and Treatment of Soil Pollution”. Application of the estimation model of soil environmental carrying capacity could greatly improve the science content of the method of remediation target determination. 【Method】 Taking an abandoned chemical site in Jiangsu Province as a case study, the spatial distribution and health risk assessment of three target pollutants (i.e. mercury, hexachlorobenzene, and chlorobenzene) were analyzed based on soil sampling and investigation in the site. The environmental carrying capacities and remediation target values for the pollutants were estimated using the soil environmental carrying capacity model. 【Result】 The results revealed that more than half of the sites had soil mercury and hexachlorobenzene exceeding their risk screening values, with about 17% for chlorobenzene. The spatial distributions of all three pollutants were mainly dependent on the distribution of the sources and manufacturing processes. Importantly, a serious non-carcinogenic risk is suggested for mercury and chlorobenzene, while a serious carcinogenic risk for hexachlorobenzene. Results of the soil environmental carrying capacity estimation suggested that, under a normal scenario and taking the risk screening value as soil quality standard, there were areas in the site having an environmental carrying capacity for all three pollutants less than zero. This indicated that the contamination of those areas exceeded the soil environmental carrying capacities. Under an optimistic scenario and taking the risk controlling value as soil quality standard, the whole site had environmental carrying capacities for all three pollutants greater than zero. This suggested that the site can contain more pollutants. 【Conclusion】 The remediation target values calculated by the soil carrying capacity estimation model were 1.8 to 1.9 times higher than the corresponding risk screening and control values. This was due to the coefficient calibration during the processes of risk emergence, soil adsorption, and fixation of pollutants in the carrying capacity model. The results in this study can provide scientific and technical support for the development and application of soil environmental carrying capacity.

Key words: Soil environment carrying capacity; Targets value for remediation; Construction land; Risk screening value; Risk controlling value

土壤环境承载力指在一定时间和空间范围内,在维持土壤环境系统结构和功能不发生变化的前提下,土壤单元所能承受的人类活动规模和强度的污染物含量阈值^[1]。以土壤环境承载力作为衡量土壤污染状况的安全阈值,具有综合当前土壤的污染程度、土地利用类型、土壤环境特征、风险作用机制、区域空间布局、社会经济活动和污染物动态累积性等因素的作用。因此,土壤污染环境承载力研究是“土十条”中加强土壤污染防治研究的重要内容。

随着城市化规模的扩大,曾建在城市区域的工业企业搬离市区,遗留场地将进行后续开发再利用,但如果不经调查评估和土壤修复,直接将具有潜在风险和严重污染的地块建设成商业用房、居民住宅,将会对生态环境和人群健康造成严重威胁^[2-3]。因此,开展场地土壤污染风险评估调查以及修复工作十分必要。确定污染场地的土壤修复目标值是污染场地再利用,实现风险管控的首要任务,也是确定场地修复技术以及后期修复过程管控的前提和基础。我国最新发布的《污染场地土壤修复技术导则》(HJ25.4—2014)规定了修复目标值制定程序^[4],即

根据《土壤污染风险评估导则》(HJ25.3—2019)获得风险控制值^[5],比较土壤风险控制值和场地所在区域中污染物的背景含量和有关标准中的限值,提出修复目标值。而《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准》(GB36600—2018)是土壤污染风险评估过程中进行土壤污染物筛选值确定的重要依据^[6]。

由此可见,当前制定场地修复目标值的程序在利用有限的资源以及时效性方面具有一定的优越性,然而在科学性方面也存在以下两个方面的局限性:(1)以土壤污染物的总量作为风险评估的暴露水平,缺乏对土壤污染物生物有效性的考虑;(2)以当前土壤中污染物的即时水平作为暴露浓度,缺乏对土壤污染物随着时间累积趋势动态变化的考虑。很多研究表明,土壤中污染物的有效态是产生毒害效应的主要成分^[7-8]。土壤污染物的有效态受到土壤pH、有机质、微生物群落等物理化学性质、老化时间和温度等环境因子影响^[9]。有研究指出^[10-13],随着pH、有机质和黏土矿物的增加,土壤对汞的固化吸附能力大大增强。郜红建和蒋新^[14]对土壤氯苯氨

的毒性试验结果也发现，随着老化时间的延长生物有效效应降低，且六氯苯的老化速率随土壤有机质和黏粒矿物含量提高而增加。因此，土壤具有降低污染物移动性和活性的净化功能，导致依据土壤中污染物总量的风险评估结果往往出现高估的现象。此外，随着城市化发展，剧烈的人类活动以及激增的城市人口密度导致输入城市土壤中的污染物累积日益增加^[15-16]。彭驰^[17]的研究结果发现，北京市居民区绿地土壤中多环芳烃总量在 1978—2008 年 30 年中从土壤背景值 $265 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 增加至 $1\ 777 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ ，重金属浓度将会在 70 年内增加 2 倍~3 倍。与累积过程相反，在工矿业区场地土壤中，由于退役场地土壤中不再输入大量污染物，土壤中的污染物随着地表径流、淋溶、挥发、植物吸收、微生物降解等过程，也会逐渐减少^[18-25]。

因此，在制定污染场地土壤修复目标值时，同时考虑土壤对污染物的净化功能以及污染物在土壤中的累积趋势的动态变化过程，将会在很大程度上提高修复目标值制定的科学性。基于土壤环境承载力制定土壤修复目标值，理论上能够有效地解决当前修复目标值制定中存在的以上两方面局限性，对于污染场地的修复工作具有潜在的科学意义和实用价值。此外，在土壤环境承载力计算模型中，经过基于目标场地土壤性质的缓冲系数的校正，一方面增强了修复目标值制定过程中的场地特异性 (Site specific)，另一方面减少了主观性，增强了以场地数据为基础的客观性。本研究以江苏省某废弃污染场地土壤中主要有毒污染物为例，采用土壤环境承载力估算模型计算出该场地范围内 (0~20 cm) 表层土壤中主要有毒污染物的土壤环境承载力及土壤修复目标值，同时将根据承载力模型计算的修复目标值与《土壤质量环境建设用地土壤污染风险管控标准》(GB36600—2018) 规定所制定的土壤风险筛选值和管控值进行比较分析，旨在为土壤环境承载力的研究和应用提供理论基础和技术支撑。

1 材料与方 法

1.1 研究区概况

研究区域位于江苏省某市城区，属海洋性湿润季风气候，具有明显的季风特征，气候湿和，四季分明，雨量充沛，日照充足，无霜期长。该厂建于 1958

年，历史上主要生产工业六六六原粉，副产物有二氯乙烷、盐酸、含汞废触媒、甲苯、二甲苯、二乙烯基苯、二氯丙烷等化工产品，期间，六六六原粉最大生产能力达到 1.5 万吨，至 1983 年停产为止，共生产近 20 万吨。前期场地土壤调查结果发现，土壤中检测出属于《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准》(GB 36600—2018) 和《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准》(GB 15618—2018) 范围的主要污染物为汞、六氯苯和氯苯。

1.2 土壤样品采集与处理

地块占地面积约为 $50\ 000 \text{ m}^2$ ，土壤采样点的布设如图 1 所示，将裸土区域按照 $10 \text{ m}\times 20 \text{ m}$ 网格划分，每个网格内随机布设两个 $2 \text{ m}\times 2 \text{ m}$ 的样方，分别在每个样方的中心点与四角各自选取子样点 5 个，采集 0~20 cm 的表层土壤，将两个样方共 10 个子样品均匀混合，每个网格样点共采集 1 kg 左右的土壤样品。总计采集土壤样品 100 个。

采集回来的土壤样品运回实验室后，风干，去除样品中石子和动植物残体等异物，用木棒碾压，碎土混匀后过 10 目筛。然后采用四分法，分出部分样品继续用玛瑙研钵研磨，通过 100 目筛后备用。

1.3 土壤样品测定

土壤 pH 测定：采用水土比 2.5 : 1 法，称取过 2 mm 筛的风干土样 8.00 g，放入 50 mL 康宁离心管中，并加入蒸馏水 20 mL，用玻璃棒迅速搅拌 1~2 min，放置 30 min 后用 Seven Easy pH 仪测定 (S20K, Metter, Switzerland)。

土壤粒级组成的测定：土壤粒级采用 0.5M NaPO_3 溶液分散后，激光衍射系统 (Malvern Master Sizer 2000, Malvern Co, England) 法测定黏粒、粉粒、砂粒的体积百分含量。

阳离子交换量的测定：采用醋酸铵法^[26]，蒸馏过程在凯氏定氮仪上完成，蒸馏产物用盐酸标准溶液滴定。

土壤有机质含量测定：样品经盐酸预处理后^[27]，有机碳含量通过元素分析仪 (Vario EL III, Elementar, Hanau Germany) 干式燃烧法测定，有机碳含量值乘 1.724 常数即为土壤有机质含量，用百分数表示。

土壤重金属汞分析：采用原子荧光法，准确称取 0.100 g 样品，将土壤倒入 20 mL 安瓿瓶中，加入 1 mL 超纯水和 2 mL 硝酸，将样品放置通风橱中过夜，再将安瓿瓶封口，然后将样品在沸水浴中加

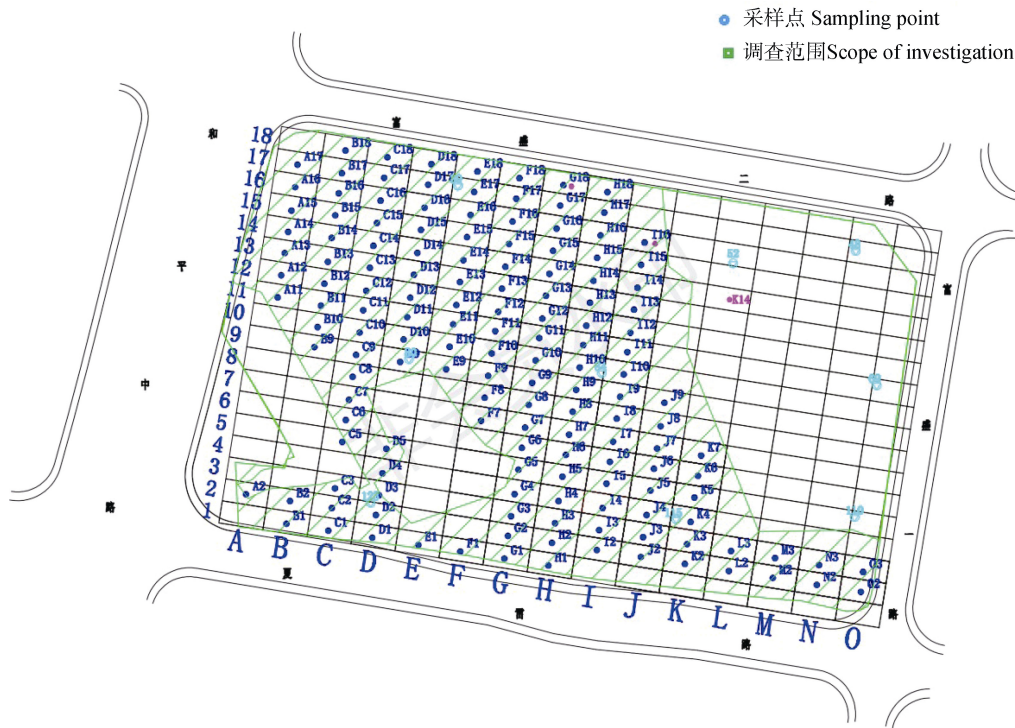


图 1 采样点分布示意图

Fig. 1 Spatial distribution of sampling point

热 2 h, 待样品冷却至室温, 再将消解后的液体定容至 10 mL, 使用原子荧光光度计 (BAF-2000) 进行测定。每批样品设置 2 个空白对照和 10% 样品的重复, 其中标准物质采用国家土壤标准物质 GSS-24 进行质量控制, 测得标准回收率为 96%, 样品重复误差在 5% 以内, 空白含量低于检测限。

六氯苯分析: 采用气相色谱-质谱法, 称取 5.00 g 经冷冻干燥、研磨、过孔径 100 目筛的底泥产品, 与无水硫酸钠混合均匀, 然后添加回收率指示物, 用快速溶剂萃取仪萃取, 萃取剂为 1:1 (体积比) 的二氯甲烷: 丙酮, 萃取温度为 100℃, 压力为 10.3~13.8 Mpa, 预热时间为 5 min, 静态提取 5 min, 循环一次, 然后用萃取池体积的 60% 的溶剂冲洗萃取池, 并用氮气吹扫 60 s。萃取完成后将萃取液转移至玻璃烧瓶中浓缩至 2 mL 待净化。净化采用 Florisil 柱, 先用 20 mL 正己烷预淋洗, 再用 20 mL 正己烷/二氯甲烷 (4:1) 洗脱。洗脱液旋转蒸发浓缩至 1~2 mL, 最后经高纯氮气吹干, 正己烷定容至 100 μL, 后上机分析测试。每批样品设置 2 个空白对照和 10% 样品的重复, 测得有机氯农药的回收率在 84%~96% 之间, 样品重复误差在 5% 以内, 空白含量低于检测限。

氯苯分析: 采用吹扫捕集气法, 先称取 10 g 土样, 再加入 10 mL 甲醇, 样品充分振摇至散, 静置。取甲醇提取液上清液注入水中, 加入内标后由 P&T-CC-MS 分析定量。每批样品设置 2 个空白对照和 10% 样品的重复, 测得氯苯的回收率在 92%~115% 之间, 样品重复误差在 5% 以内, 空白含量低于检测限。

1.4 土壤污染物健康风险评价

一般情况下, 污染物通过皮肤接触、经口吞食及呼吸摄入等三种主要暴露途径进入人体, 有毒污染物通过不同摄入途径所引起的健康风险包括致癌和非致癌风险。动物模拟试验及流行病学研究结果均表明^[28-29], 没有可靠的证据证明汞具有致癌效应。譬如, Ellingsen 等^[28]发现在氯碱厂接触汞蒸气超过 1 年的 674 名挪威工人, 没有人出现肾癌或神经系统癌症。Kazantzis^[29]研究暴露于各种金属 (包括汞) 的工人中癌症的发病率, 与普通人群相比, 发现并未增加。此外, 基于化学物质致癌性可靠程度的全面评价, 国际癌症研究署 (<http://www.iarc.fr/>) 和世界卫生组织简明国际化学评估文件与环境健康准则 (<http://www.who.int/ipcs/publications/cicad/>) 在分类系统中将 Hg 纳入了化学非致癌物质列表中, 同样在

分类系统中被列入非致癌物质列表的还有氯苯。因此，本文中有关 Hg 和氯苯的健康风险只计算其非致癌风险指数，六氯苯则计算其致癌和非致癌风险。

(1) 土壤中单一污染物致癌风险指数计算公式如下^[4]：

$$CR = \frac{(PISER_{ca} \times SF_i + OISER_{ca} \times SF_0 + DCSE_{ca} \times SF_d)}{C_{sur}} \quad (1)$$

式中，CR 为致癌风险指数，OISER_{ca} 为经口摄入土壤暴露量（致癌效应），DCSE_{ca} 为皮肤接触途径的土壤暴露量（致癌效应），PISER_{ca} 为吸入土壤颗粒物的土壤暴露量（致癌效应），C_{sur} 为表层土壤中污染物浓度，SF₀、SF_i、SF_d 分别为经口摄入、呼吸吸入和皮肤接触的致癌斜率因子，参数取值见表 1。

(2) 土壤中单一污染物非致癌风险指数计算公式如下^[4]：

$$HQ = \frac{C_{sur}}{SAF} \times \left(\frac{OISER_{nc}}{RfD_0} + \frac{DCSER_{nc}}{RfD_d} + \frac{PISER_{nc}}{RfD_i} \right) \quad (2)$$

式中，HQ 为土壤中单一污染物经所有暴露途径的危害商；OISER_{nc} 为经口摄入土壤暴露量（非致癌效应），DCSER_{nc} 为皮肤接触途径的土壤暴露量（非致癌效应），PISER_{nc} 为吸入土壤颗粒物的土壤暴露量（非致癌效应），C_{sur} 为表层土壤中污染物浓度；SAF 为暴露于土壤的参考剂量分配系数；RfD₀、RfD_i、RfD_d 分别为经口摄入、呼吸吸入和皮肤接触非致癌效应参数，参数取值见表 1。当 HQ < 1 时，表示非致癌健康风险可以接受；当 HQ > 1 时，表示存在非致癌健康风险。

表 1 健康风险暴露量计算参数取值

Table 1 Parameter values of health risk exposure calculation

暴露参数 Exposure factors	含义 Meaning	汞 Hg	六氯苯 HCB	氯苯 MCB
RfD ₀	经口摄入非致癌效应参数	3.00×10 ⁻⁴	8.00×10 ⁻²	2.00×10 ⁻²
RfD _i	呼吸吸入非致癌效应参数	7.66×10 ⁻⁵	8.00×10 ⁻⁴	2.00×10 ⁻²
RfD _d	皮肤接触非致癌效应参数	2.10×10 ⁻⁵	8.00×10 ⁻⁴	1.28×10 ⁻²
OISER _{nc}	经口摄入土壤暴露量（非致癌效应）	1.20×10 ⁻⁵	1.20×10 ⁻⁵	1.20×10 ⁻⁵
DCSER _{nc}	皮肤接触途径的土壤暴露量（非致癌效应）	2.95×10 ⁻⁸	2.95×10 ⁻⁶	2.95×10 ⁻⁵
PISER _{nc}	吸入土壤颗粒物的土壤暴露量（非致癌效应）	3.69×10 ⁻⁸	3.69×10 ⁻⁸	3.69×10 ⁻⁸
OISER _{ca}	经口摄入土壤暴露量（致癌效应）	1.88×10 ⁻⁵	1.88×10 ⁻⁵	1.88×10 ⁻⁵
DCSER _{ca}	皮肤接触途径的土壤暴露量（致癌效应）	5.35×10 ⁻⁵	5.35×10 ⁻⁵	5.35×10 ⁻⁵
PISER _{ca}	吸入土壤颗粒物的土壤暴露量（致癌效应）	1.17×10 ⁻⁷	1.17×10 ⁻⁷	1.17×10 ⁻⁷

1.5 土壤环境承载力估算模型

当前，国内外对土壤环境承载力的内涵、评价指标、评价方法等方面的研究还处于初步探索阶段^[30-35]。李笑诺等^[1]综合考虑了土地利用类型、土壤环境特征、风险影响因素、污染物累积特征、社会经济活动和污染物物理化学性质等因素，构建了涵盖土壤环境容量、累积速率与风险特征三个方面的土壤环境承载力评价指标体系和估算模型。其中，土壤环境容量指标反映土壤容纳污染物的静态能力和动态变化，从土壤环境质量现状和土壤环境对污染物的自然消减两方面评价；累积速率指标主

要基于人类社会经济活动引发的污染物输入和输出，反映区域土壤环境承载力随污染物累积时间发生变化的趋势；风险特征指标反映土壤污染物潜在人群风险的影响因素。

土壤环境承载力估算模型如式（3）所示：

$$SECC = d \times pb \times S \times \{EQS + EQS \times (1 - F_1) - [C \times (1 - F_2)]\} - Q_{in} \times K \quad (3)$$

式中，SECC 为土壤环境承载力；d 为土壤深度，一般为表层土（0~20 cm）；S 为研究区域内除了水体和人工地表以外的土地面积；pb 为土壤容重；EQS

为相应土地利用类型下的土壤环境质量标准, 本文设置两种情景, 选择建设用地风险管控值作为 EQS 的乐观情景和以建设用地筛选值作为 EQS 的一般情景; C 为当前土壤污染物浓度; Q_{in} 为污染物年输入量, 对于建设用地, 主要考虑大气沉降输入: 汞的大气沉降输入量参考 Mason^[36]的估算方法, 即在北纬 $30^{\circ}\sim 70^{\circ}$ 地区, 汞的沉降量为 $15.8 \mu\text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{a})^{-1}$, 本研究场地范围内的年输入量即为 $7.90\times 10^{-4} \text{kg}\cdot\text{a}^{-1}$; 由于六氯苯和氯苯的挥发和沉降速率受温度影响, 在无点源污染的情况下很难在土壤中通过大气沉降过程大量累积^[37], 因此, 在本研究中将六氯苯和氯苯的年输入量设置为 0。K 为土壤污染物残留率, 根据文献, 本文 K 的取值为 0.9; F_1 为风险系数, 计算公式见式 (4), 当风险系数为 0 时 (式 (3)), 土壤环境质量标准值设为两倍的规定值; F_2 为土壤缓冲系数, 计算公式见式 (5)。

由于土壤环境承载力所包含的尺度可以从中观尺度跨越到区域尺度, 因此, 在计算公式里包含了多个具有区域特征的参数, 如风险系数、年输入量等, 在实际使用公式计算时, 有必要根据评价范围的尺度, 进行参数取值的不确定性讨论。

(1) 风险系数 F_1 计算。由于土壤污染风险水平主要由污染物暴露途径和风险受体所决定, 风险系数 F_1 也因此由暴露途径和风险受体两部分组成。污染物的理化性质一定程度上与其暴露途径有关, 如砷的饮用水途径、铅通过粉尘颗粒物吸入途径和镉通过食物链摄入途径等; 植被覆盖率与土地利用方式密切相关, 一般而言, 森林、草地等自然植被覆盖区的风险要显著低于人工地表、耕地或裸露地表。因此, 本研究将污染物性质和植被覆盖率作为修正暴露途径的风险系数指标。此外, 人口密集程度、敏感受体比例和污染地区的饮用水、食物来源等因素也会通过影响风险受体的敏感性和暴露途径, 从而对区域土壤环境承载力

产生影响。例如, 人口密度高则增加受体对污染暴露风险, 从而减少了土壤环境的污染负荷量。因此, 本研究中将土地利用、人口密度和饮食来源作为修正风险受体的风险系数指标。

基于李笑诺等^[1]的方法, 本研究根据 5 位专家面对面访谈的方式对暴露途径和风险受体两组共 5 类风险系数指标进行打分, 并对各级指标的重要性进行赋权, 风险系数计算过程中的参数意义、获取途径以及取值如表 2 所示。

土壤风险系数 (F_1) 的计算公式如下:

$$F_1 = W_1 \times (S_{11} \times W_{11} + S_{12} \times W_{12}) + W_2 \times (S_{21} \times W_{21} + S_{22} \times W_{22} + S_{23} \times W_{23}) \quad (4)$$

式中, W_1 为暴露途径在风险系数中的权重; S_{11} 和 S_{12} 分别为污染物特征和植被覆盖率的专家打分值, 介于 0.1~0.3 之间; W_{11} 和 W_{12} 分别为其权重; W_2 为风险受体的权重; S_{21} 、 S_{22} 和 S_{23} 分别为土地利用、人口密度和饮食来源的专家打分值, 介于 0.1~0.3 之间; W_{21} 、 W_{22} 和 W_{23} 分别为其权重; 其中, W_1 和 W_2 之和、 W_{11} 和 W_{12} 之和, 以及 W_{21} 、 W_{22} 和 W_{23} 之和均分别为 1。根据以上公式, 本研究场地的汞、六氯苯和氯苯的土壤风险系数分别为 0.21、0.21 和 0.13。

(2) 缓冲系数 F_2 计算。本研究基于表征自然消减能力的土壤净化功能指数^[38-39]计算土壤缓冲系数 (F_2), 土壤净化功能主要体现在降低土壤污染物有效态浓度的生物化学过程, 譬如, 污染物在土壤中的溶解度受土壤固液分离系数 K_d 的影响, 其中, 土壤酸碱度 (pH)、有机质含量 (SOM)、土壤黏粒含量 (Clay) 以及阳离子交换量 (CEC) 能够直接影响土壤的 K_d ^[40]。因此, 本研究选取 CEC、SOM、pH 和 Clay 作为评价土壤消减能力的指标。

计算公式如下:

$$F_2 = 10^{\left[\frac{W_1 \log \left(\frac{\text{pH}_{\text{obs}}}{\text{pH}_{\text{ref}}} \right) + W_2 \log \left(\frac{\text{Clay}_{\text{obs}}}{\text{Clay}_{\text{ref}}} \right) + W_3 \log \left(\frac{\text{CEC}_{\text{obs}}}{\text{CEC}_{\text{ref}}} \right) + W_4 \log \left(\frac{\text{SOM}_{\text{obs}}}{\text{SOM}_{\text{ref}}} \right)}{n} \right]} \quad (5)$$

式中, pH、Clay、CEC 和 SOM 表示土壤净化功能相关指标; W_1 、 W_2 、 W_3 和 W_4 分别为各指标的权重, 各指标权重采用熵权法确定, 具体权重确定方法见文献^[39]; 下标 obs 和 ref 分别表示各个因子的测量值和

参考值。参考值代表了每个因子的最大生态潜力, 本研究依次选取各个土壤评价指标的最大值 (最小值, 如果是成本型指标) 分别作为相关评价指标的参考值。根据以上公式, 本研究场地的土壤缓冲系数为 0.640。

表 2 风险系数计算中的参数取值

Table 2 Parameters setting in risk coefficient calculation

类别	类别权重	指标	指标权重	内涵	评价方法	分值	依据
Category	Category weight	Index	Index weight	Connotation	Evaluation method	Score	Basis
暴露途径 Exposure route	0.5	污染物 性质	0.8	不同污染物具有不同的毒性特征和传播途径	按污染物毒性系数、生态风险因子及扩散特征等综合赋值为 0.1, 0.2, 0.3, 0.3, 0.1	汞、六氯苯和氯苯分别为 0.3	根据污染物毒性和人体健康风险水平赋值
		植被覆盖 盖率	0.2	影响污染物截留和迁移	按照植被覆盖率赋值： <20%、20%~50%、>50%分别赋值为 0.1、0.2、0.3	0.2	常州市城镇绿化率在 40%左右
风险受体 Risk receptor	0.5	土地 利用	0.4	反映区域土地利用类型的比例和空间	按区域主要土地利用类型赋值：非敏感类建设用地、敏感类建设用地、农田分别赋值为 0.1, 0.2, 0.3	0.2	该场地拟用作居民用地和商业用地
		人口 密度	0.4	反映土壤污染对人体健康的风险危害水平	按密度等级赋值： <5 000、5 000~10 000、>10 000 人·km ⁻² 分别赋值 0.1, 0.2, 0.3	0.1	场地周围人口密度为 4 156 人·km ⁻²
		饮食 来源	0.2	食物或饮用水的多样性	按饮用水、食物来源赋值。供给途径多则安全管理风险低，赋值为 0.1；反之，高风险为 0.2.	0.1	该场地内饮用水和食物来源多样，安全管控

采用土壤环境承载力模型计算污染修复目标值时，式(3)中的C以相应的污染物背景值 C_0 代替。汞、六氯苯的背景值根据文献报道^[37, 41]分别设为 $0.025 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $6.8\times 10^{-4} \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ；氯苯由于是人工合成化学物质，且具有很强的挥发作用，受氯苯污染的水和土壤一般能较快地得到恢复(EPA 749-F-95-007)，通常这一类化合物的土壤背景值被认为是 $0^{[42]}$ ，因此，本研究中氯苯的土壤背景值设为0。同样根据EQS的取值不同，本文对两种情景下的修复目标值进行讨论。

1.6 数据分析

土壤污染物原始数据经过对数标准化后进行空间分析，污染物含量和污染物清除比率的空间格局采用ArcGIS10.4软件通过普通克里格插值法获

得；样本K-S检验、样本标准差和均值分析采用SPSS 18.0。

2 结果与讨论

2.1 场地土壤中主要污染物的基本统计特征

场地土壤的三种污染物含量频率分布分析结果如表3所示，重金属汞元素的K-S检验结果为不显著，即正态分布，说明该场地土壤中汞空间分布较为均匀，没有明显的高浓度热点区域；而六氯苯和氯苯的K-S检验表现为显著水平，均呈现非正态分布，因此，这两种污染物在该场地中存在高浓度的热点区域。

统计分析结果如表3所示，土壤汞、六氯苯和

氯苯的浓度变化范围分别为： $0.110\sim 48.2\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $0.100\sim 8.80\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $1.20\sim 679\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。汞和六氯苯超过建设用地一类用地风险筛选值的样点分别占总样点数的 58% 和 55%，其中，3% 和 9% 的样点超过一类用地风险管控值；氯苯含量超过风险筛选值的样点比例相对较少，为 17%，但是 9% 样点场地土壤氯苯的含量超过一类用地管控值，并且最大值超过筛选值高达近十倍。由此可见，根据建设用地土壤环境质量标准，以上三种污染物均需要进行修复。

表 3 土壤中主要污染物含量统计特征

重金属	汞	六氯苯	氯苯
Heavy metal	Hg	HCB	MCB
最小值 Min./ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	0.110	0.100	1.20
最大值 Max./ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	48.2	8.80	679
标准差 S.D.	9.69	1.76	114
变异系数 CV/%	0.770	1.21	3.32
背景值 Background value ^[37, 41]	0.025	6.8×10^{-4}	0
建设用地筛选值 Screening value of construction land/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) ^[3]	8.00	0.330	68.0
建设用地管控值 Control value of construction land/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) ^[3]	33.0	3.30	200
超过管控值比率 Over control ratio	3.00	9.00	9.00
偏度 Skewness	0.799	2.45	3.37
峰度 Kurtosis	0.945	6.21	12.6
K-S 检验 K-S Test	0.067	0.000	0.000

2.2 场地土壤污染物浓度的空间分布格局

对场地土壤三种污染物含量空间分布格局进行分析，分别以建设用地土壤环境质量标准（一类用

地）的风险筛选值和管控值为基准进行污染物程度的划分，结果如图 2 所示，汞元素在整个场地土壤中 59.0% 的面积超过了风险筛选值，超过风险管控值的面积较小，大约为 3.67%，低于风险筛选值的区域主要分布在场地南面和西面；六氯苯超过风险筛选值的面积高达 62.0%，只有西南角一小部分约 38.0% 的区域低于风险筛选值，其中中部偏东南大约 12.1% 面积的土壤六氯苯含量高于管控值；氯苯超过风险筛选值的面积较前两种污染物小，分布区域与前两种污染物不同，主要位于西南部，大约占总面积的 28.0%，并且超过风险管控值的土壤面积也较大，大约占总面积的 12.8%。

场地东南部为电石法聚乙烯生产区，场地北部是原电石仓储区，曾堆放过含汞触媒，且聚乙烯产品生产时也使用含汞触媒，因此，从汞元素的空间分布可以看出，场地的整个北部和东南区域汞污染物含量均较高；场地西南角曾是丁炔二醇生产区，其生产原料主要为氯苯，因此该区域的氯苯含量较高。从场地污染物的空间分布可以看出，场地土壤污染主要受生产过程中污染源的分布及生产工艺的影响。

2.3 场地污染物人体健康风险评估

根据表 3 中的污染物含量，按照式 (1) 和式 (2) 计算单项危害商 (HQ) 和单项致癌健康风险指数 (CR)，结果如图 3 所示。汞、六氯苯和氯苯等三类污染物的危害商 HQ 值范围分别为 $2.37\times 10^{-2}\sim 10.1$ 、 $9.35\times 10^{-3}\sim 0.823$ 和 $1.25\times 10^{-2}\sim 7.04$ 。其中，六氯苯在所有样点的危害商均低于风险阈值 1；氯苯在 13% 的样点中的危害商超过 1；而汞在 50% 以上的样点的危害商超过 1，同时，汞的平均 HQ 值也高于风险阈值，最大值超过阈值 10 倍以上。

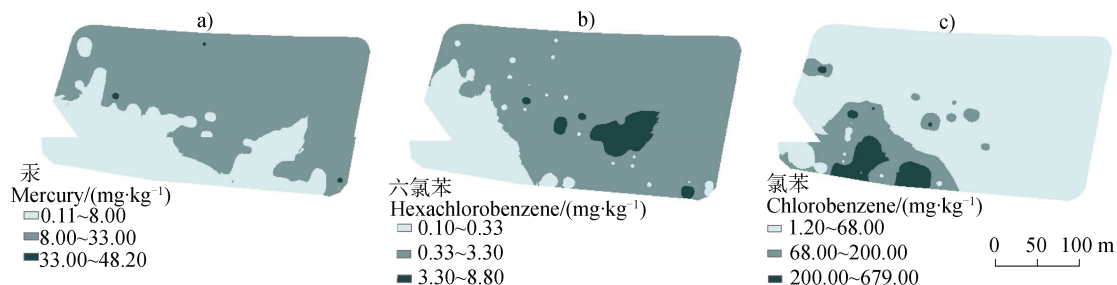


图 2 场地土壤汞、六氯苯、氯苯的空间分布图

Fig. 2 Spatial distributions of Hg, HCB and chlorobenzene in the soil of the site

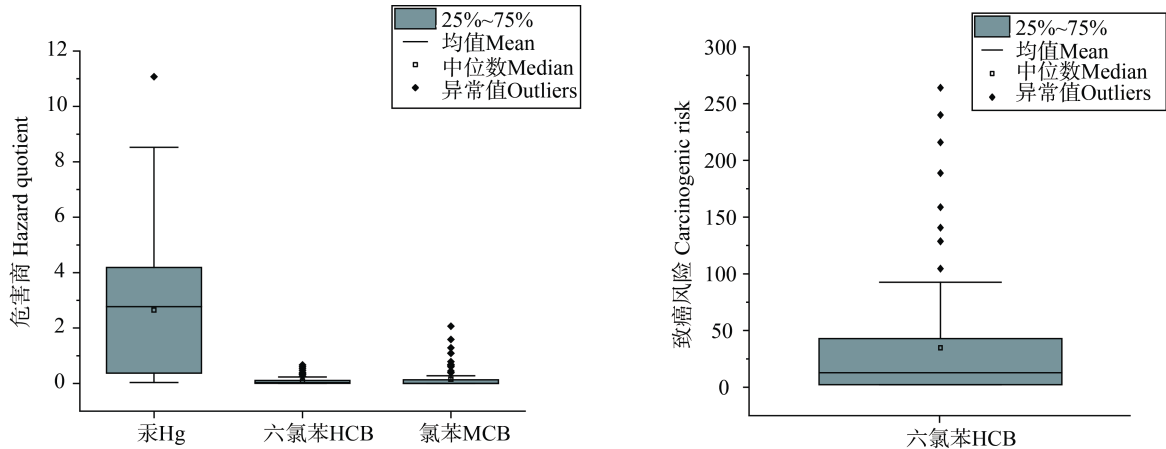


图3 场地土壤汞、六氯苯和氯苯对人体健康风险分布

Fig. 3 Risk distribution of soil to human health risk of mercury, hexachlorobenzene and chlorobenzene in the site

对六氯苯的致癌风险评价结果表明，六氯苯的致癌风险值最小值高于根据《污染场地土壤修复技术导则》(HJ25.4-2019)^[4]所规定的风险阈值 1×10^{-6} ，最大值的致癌风险超过风险阈值 342 倍，即整个场地内六氯苯的致癌风险均较为严重。

以上结果表明，评估区域中汞污染存在较高的非致癌风险；氯苯局部区域存在非致癌风险；六氯苯的非致癌风险虽然较低，但存在较高的致癌风险。

2.4 场地土壤污染物环境承载力评估

根据 EQS 的取值不同，设置一般情景和乐观情景两种情景对场地土壤污染物的土壤环境承载力进行分析。对场地表层 0~20 cm 土壤中汞、六氯苯和氯苯的土壤环境承载力的计算结果表明，在一般情境下研究区域汞、六氯苯和氯苯的土壤环境承载力分别为 $-3.17 \sim 14.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $-2.58 \sim 0.55 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $-117 \sim 127 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ，而在乐观情境下对应的浓度范围分别为 $41.7 \sim 59.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $2.74 \sim 5.87 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $129 \sim 374 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。三种目标污染物土壤环境承载力的空间分布格局的分析结果如图 4 和图 5 所示，汞

元素的土壤环境承载力在一般情境下，1.89%的场地面积土壤环境承载力小于 0，即已经超过了承载力，最高浓度达到 $3.17 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ；绝大部分面积的汞承载力仍然大于 0，其中超过 68.1%的面积汞元素的土壤环境承载力大于建设用地一类用地的风险筛选值 $8.00 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ；六氯苯在一般情境下，21.4%的面积土壤环境承载力小于 0，超过土壤环境承载力，最高浓度达到 $2.58 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ；超过 63.9%的面积六氯苯的土壤环境承载力大于建设用地一类用地的筛选值 $0.330 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ；乐观情境下，六氯苯在整个场地中的土壤环境承载力均大于 0；92.3%的面积土壤环境承载力大于建设用地管控值 $3.30 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。氯苯在一般情境下，5.32%的面积土壤环境承载力小于 0，超过土壤环境承载力，最高浓度达 $117 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ，88.7%面积的土壤环境承载力超过了建设用地的筛选值 $68.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ；在乐观情境下，氯苯在整个场地中的土壤环境承载力均超过了 0，其中 2.67%的面积土壤环境承载力小于建设用地管控值 $200 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ，97.4%的面积土壤环境承载力大于管控值。

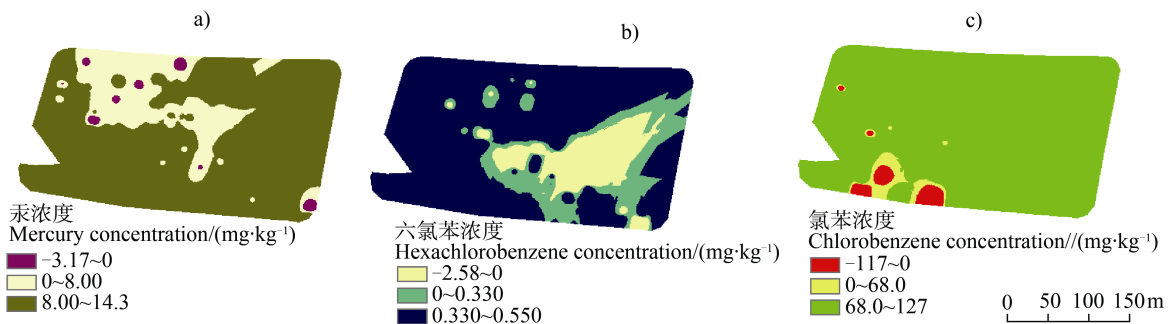


图4 一般情境下场地土壤汞、六氯苯、氯苯承载力的空间分布

Fig. 4 Spatial distributions of the carrying capacities for soil mercury, hexachlorobenzene and chlorobenzene in the site under a normal scenario

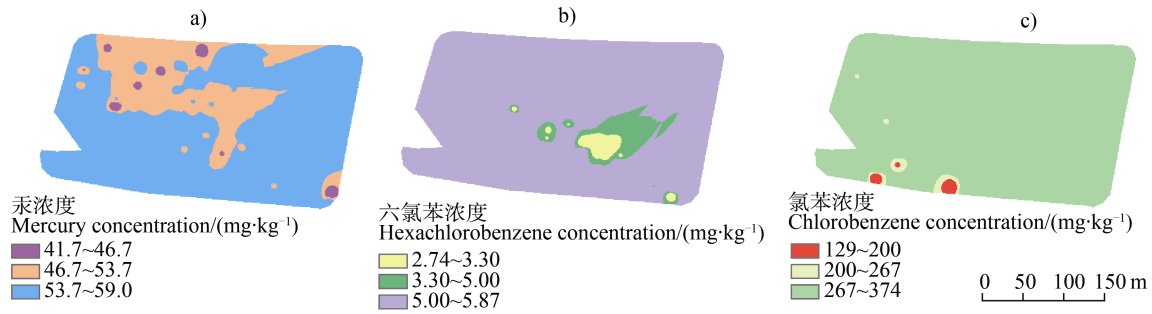


图 5 乐观情境下场地土壤汞、六氯苯、氯苯承载力的空间分布

Fig. 5 Spatial distributions of the carrying capacities for soil mercury, hexachlorobenzene and chlorobenzene in the site under an optimistic scenario

2.5 场地土壤污染修复目标值确定

如表 4 所示，基于式 (3) 计算出乐观情境下三种污染物的修复目标值分别为 59.1 mg·kg⁻¹、5.91 mg·kg⁻¹ 和 374 mg·kg⁻¹，而一般情境下的修复目标值分别为 14.3 mg·kg⁻¹、0.590 mg·kg⁻¹ 和 127 mg·kg⁻¹。对依据土壤环境承载力估算模型确定的土壤修复目标值与基于健康风险的《土壤质量环境建设用地土壤污染风险管控标准》(GB36600—2018) 一类用地风险筛选值和管控值进行比较发现，一般情景和乐观情景下，基于土壤承载力估算模型的修复目标值较对应的风险筛选值和管控值均高出 1.8 倍~1.9 倍，这是由于在承载力估算模型中对风险产生过程以及土壤对污染物吸附固定过程进行了系数校正的原因。

表 4 基于不同数据依据的场地土壤修复目标值/(mg·kg⁻¹)

Table 4 Soil remediation targets in contamination site based on different reference values

污染物 Contami- nants	筛选值 Screening value	管控值 Controlling value	修复目标值	
			Remediation target value	
			一般情景 General situation	乐观情景 Optimistic situation
汞 Hg	8.00	33.0	14.3	59.1
六氯苯 HCB	0.330	3.30	0.590	5.91
氯苯 MCB	68.0	200	127	374

将场地土壤的三种污染物浓度达到乐观情景下的修复目标值所需要清除的比例进行分析，结果如图 6 所示，汞元素在整个场地土壤中均不需要进行

修复；六氯苯的清除比率最高为 32.8%，整个场地土壤清除比率小于 25.0%以下的区域占场地面积的 96.8%，需要修复的土方量约为 9.68×10³ m³；清除比率为 25.0%~32.8%的区域集中在场地中部偏东南角，占场地面积的 3.25%，需要修复的土方量约为 3.25×10² m³。氯苯最高清除比率为 44.9%，整个场地土壤中清除比率小于 25.0%以下的区域占场地面积的 96.8%，需要修复的土方量约为 9.68×10³ m³；清除比率为 25.0%~44.9%的区域集中在南角一小部分，占场地面积的 3.17%，需要修复的土方量约为 3.17×10² m³。

将场地土壤的三种污染物浓度达到一般情境下的修复目标值所需要清除的比例进行分析，结果如图 7 所示。汞元素最高清除率为 70.3%，在整个场地土壤中清除比率 25.0%以下的区域约占总面积的 76.9%，需要修复的土方量约为 7.69×10³ m³；清除比率为 25.0%~50.0%之间的区域集中在场地中部和西北部，占场地总面积的 20.3%，需要处理的土方量约为 2.03×10³ m³；清除比率在 50.0%~70.3%的区域零星分布在场地北部、西部和东南角，约占场地总面积的 2.90%，需要修复的土方量约为 2.90×10² m³。六氯苯的最高清除比率为 93.3%，整个场地土壤中清除比率小于 25.0%以下的区域占场地面积的 63.9%，需要修复的土方量为 6.39×10³ m³；清除比率为 25.0%~50.0%的区域集中在场地偏东部的一块区域，占场地面积的 7.54%，需要修复的土方量约为 7.54×10² m³；清除比率为 50.0%~93.3%的区域集中在场地中东部，占地面的 28.6%，需要修复的土方量约为 2.86×10³ m³。氯苯的最高清除比率为 81.3%，整个场地土壤中清除比率小于 25.0%以下的区域最大，占地面的 89.1%，需要修复的土

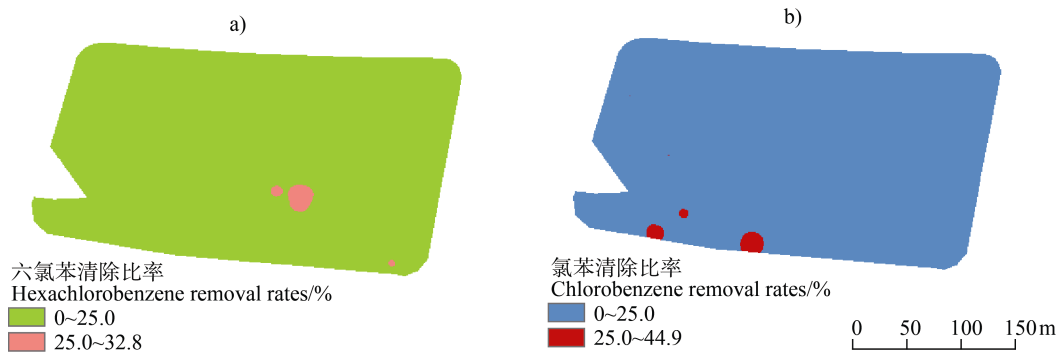


图 6 乐观情境下场地土壤汞、六氯苯、氯苯清除比率的空间分布

Fig. 6 Spatial distributions of soil mercury, hexachlorobenzene and chlorobenzene removal rates under an optimistic scenario

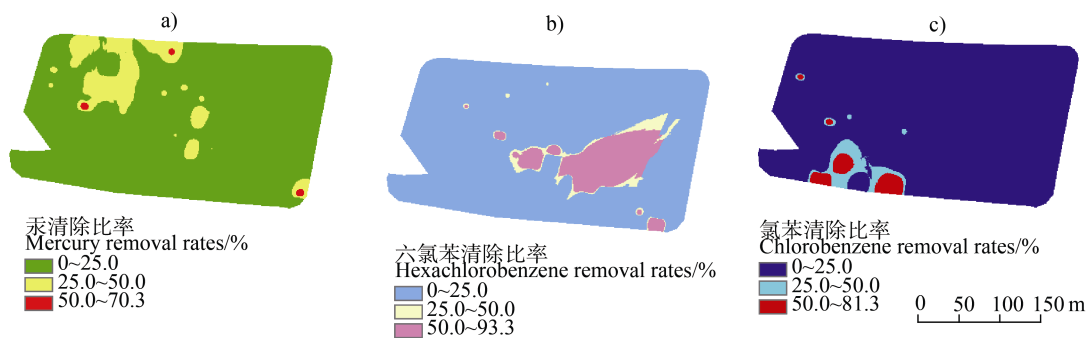


图 7 一般情境下场地土壤汞、六氯苯、氯苯清除比率的空间分布

Fig. 7 Spatial distributions of soil mercury, hexachlorobenzene and chlorobenzene removal rates under a normal scenario

方量约为 $8.91 \times 10^3 \text{ m}^3$ ；清除比率为 25.0%~50.0% 的区域集中在场地南部，占场地的 4.27%，需要修复的土方量约为 $4.27 \times 10^2 \text{ m}^3$ ；清除比率在 50.0%~81.3% 的区域集中在场地南角，约占场地的 6.64%，需要修复的土方量约为 $6.64 \times 10^2 \text{ m}^3$ 。

3 结 论

目标场地土壤中的三种污染物汞、六氯苯和氯苯均有样点超过建设用地一类用地土壤环境质量标准的风险筛选值和管控值；并且健康风险评估的结果也表明，场地土壤中汞污染存在较为严重的非致癌风险，氯苯局部区域存在非致癌风险，六氯苯的非致癌风险尽管较小，但存在较为严重的致癌风险。因此需要对这三种污染物进行修复。承载力估算结果表明，以风险筛选值作为环境质量标准的一般情景下的三种污染物的土壤环境承载力均出现了小于 0，即超过承载力的现象；以风险管控值为环境质量标准的乐观情景下，该三种污染物的环境承载力均

大于 0，即该区域还有继续吸纳污染物的能力。基于承载力估算模型，以相应污染物的土壤背景值为土壤浓度的修复目标值的估算结果表明，一般情景和乐观情景下，基于土壤承载力估算模型的修复目标值较对应的风险筛选值和管控值均高出 1.8 倍~1.9 倍。

参考文献 (References)

- [1] Li X N, Ding S K, Chen W P, et al. Construction and application of an evaluation system for soil environmental carrying capacity[J]. Environmental Science, 2020, 41 (5): 2373—2380. [李笑诺, 丁寿康, 陈卫平, 等. 土壤环境承载力评价体系构建与应用[J]. 环境科学, 2020, 41 (5): 2373—2380.]
- [2] Ahmad M, Rajapaksha A U, Lim J E, et al. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review[J]. Chemosphere, 2014, 99: 19—33.
- [3] Ministry of Environmental Protection, Ministry of Land and Resources. Bulletin of national soil pollution survey[J]. China Environmental Protection Industry, 2014 (5): 10—11. [环境保护部, 国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报[J]. 中国环保产业, 2014 (5): 10—11.]

- [4] 中华人民共和国生态环境部 HJ 25.4—2019, Technical guidelines for soil remediation of land for construction[S]. [HJ 25.4—2019, 建设用地土壤修复技术导则[S].]
- [5] HJ 25.3—2019, Technical guidelines for risk assessment of contaminated site[S]. [HJ 25.3—2019, 建设用地土壤污染风险评估技术导则[S].]
- [6] GB36600—2018, Soil environment quality risk control standard soil contamination of development land[S]. [GB 36600—2018, 土壤环境质量建设用地土壤污染风险管控标准(试行)[S].]
- [7] Liu M, Liu F Z, Liu B F. Determination of available lead and cadmium in soil[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2007, 26 (S1): 300—302. [刘铭, 刘凤枝, 刘保峰. 土壤中有效态铅和镉的测定[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26 (S1): 300—302.]
- [8] Chojnacka K, Chojnacki A, Górecka H, et al. Bioavailability of heavy metals from polluted soils to plants[J]. Science of the Total Environment, 2005, 337 (1/2/3): 175—182.
- [9] Wang X, Zhou Q X. Distribution of forms for cadmium, lead, copper and zinc in soil and its influences by modifier[J]. Journal of Agro-Environmental Science, 2003, 22 (5): 541—545. [王新, 周启星. 外源镉铅铜锌在土壤中形态分布特性及改性剂的影响[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22 (5): 541—545.]
- [10] Yin Y J, Allen H E, Li Y M, et al. Adsorption of mercury (II) by soil: Effects of pH, chloride, and organic matter[J]. Journal of Environmental Quality, 1996, 25 (4): 837—844.
- [11] Jing Y D. Physicochemical and microbial characterization of mercury contamination in soils[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2007. [荆延德. 土壤汞污染的物理化学行为及其微生物学特征[D]. 杭州: 浙江大学, 2007.]
- [12] Li S X, Li B, Wang D Y. Effect of humus on the shift of mercury from the soil to the plants[J]. Journal of Southwest Agricultural University, 2002, 24 (4): 378—380. [李士杏, 李波, 王定勇. 腐殖酸对土壤汞向植株迁移的影响[J]. 西南农业大学学报, 2002, 24 (4): 378—380.]
- [13] Meili M. The coupling of mercury and organic matter in the biogeochemical cycle—towards a mechanistic model for the boreal forest zone[J]. Water Air & Soil Pollution, 1991, 56 (1): 333—347.
- [14] Gao H J, Jiang X. Hexachlorobenzene: Its aging characteristic in different soils and accumulation in earthworm[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2009, 20 (3): 691—695. [郜红建, 蒋新. 土壤中六氯苯的老化特征及其在蚯蚓体内的富集规律[J]. 应用生态学报, 2009, 20 (3): 691—695.]
- [15] Chen X, Xia X H, Zhao Y, et al. Heavy metal concentrations in roadside soils and correlation with urban traffic in Beijing, China[J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 181 (1/2/3): 640—646.
- [16] Cui Y J, Zhu Y G, Zhai R H, et al. Transfer of metals from soil to vegetables in an area near a smelter in Nanning, China[J]. Environment International, 2004, 30 (6): 785—791.
- [17] Peng C. Simulation of accumulation process of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soil[D]. Beijing: Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, 2013. [彭驰. 城市土壤重金属与多环芳烃累积过程模拟[D]. 北京: 中国科学院生态环境研究中心, 2013.]
- [18] Cai M F, Liu Y R, Dang Z. Advances in phytoremediation of heavy metal contaminated soils [J]. Chongqing Environmental Science, 2003 (11): 174—176, 180. [蔡美芳, 刘玉荣, 党志. 植物修复重金属污染土壤的研究进展[J]. 重庆环境科学, 2003 (11): 174—176, 180.]
- [19] Tang S R. Principles and methods of phytoremediation of polluted environment [M]. Beijing: Science Press, 2006. [唐世荣. 污染环境植物修复的原理与方法[M]. 北京: 科学出版社, 2006.]
- [20] Zhang Z. Microbiology of polluted environment[M]. Kunming: Yunnan University Press, 1997. [张灼. 污染环境微生物学[M]. 昆明: 云南大学出版社, 1997.]
- [21] Li M, Hou Y L, Pi G J. Ecological remediation of microflora in mercury polluted soil[J]. Ecology and Environment, 2004, 13 (4): 560—564. [李梅, 侯彦林, 皮广洁. 施肥及种植作物对汞污染土壤中微生物生态的修复[J]. 生态环境, 2004, 13 (4): 560—564.]
- [22] Tam N F Y, Wong Y S. Effectiveness of bacterial inoculum and mangrove plants on remediation of sediment contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons[J]. Marine Pollution Bulletin, 2008, 57 (6/7/8/9/10/11/12): 716—726.
- [23] Gao Y Z, Zhu L Z. Plant uptake, accumulation and translocation of phenanthrene and Pyrene in soils[J]. Chemosphere, 2004, 55 (9): 1169—1178.
- [24] Lin H, Tao S, Zuo Q, et al. Uptake of polycyclic aromatic hydrocarbons by maize plants[J]. Environmental Pollution, 2007, 148 (2): 614—619.
- [25] Watts A W, Ballesterio T P, Gardner K H. Uptake of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in salt marsh plants *Spartina alterniflora* grown in contaminated sediments[J]. Chemosphere, 2006, 62 (8): 1253—1260.
- [26] Gillman G P, Bruce R C, Davey B G, et al. A comparison of methods used for determination of cation exchange capacity[J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 1983, 14 (11): 1005—1014.
- [27] Nam J J, Thomas G O, Jaward F M, et al. PAHs in background soils from Western Europe: Influence of atmospheric deposition and soil organic matter[J]. Chemosphere, 2008, 70 (9): 1596—1602.

- [28] Ellingsen D G, Andersen A, Nordhagen H P, et al. Incidence of cancer and mortality among workers exposed to mercury vapour in the Norwegian chloralkali industry[J]. *British Journal of Industrial Medicine*, 1993, 50 (10): 875—880.
- [29] Kazantzis G. Role of cobalt, iron, lead, manganese, mercury, platinum, selenium, and titanium in carcinogenesis[J]. *Environmental Health Perspectives*, 1981, 40: 143—161.
- [30] Guettouche A, Kaoua F. Using a GIS to assessment the load-carrying capacity of soil case of berhoum area, hodna basin, (eastern Algeria) [J]. *Journal of Geographic Information System*, 2013, 5 (5): 492—497.
- [31] Khanif Y M. Improvement of soil carrying capacity for better living[J]. *Journal Issaas*, 2010, 16 (1): 1—7.
- [32] Lane M. The carrying capacity imperative: Assessing regional carrying capacity methodologies for sustainable land-use planning[J]. *Land Use Policy*, 2010, 27 (4): 1038—1045.
- [33] Hui C. Carrying capacity of the environment[M]// *International Encyclopedia of the Social & Behavioral Sciences*. Amsterdam: Elsevier, 2015: 155—160.
- [34] Peters C J, Picardy J, Darrouzet-Nardi A F, et al. Carrying capacity of US agricultural land: Ten diet scenarios[J]. *Elementa Science of Anthropocene*, 2016, 4: 116. <https://doi.org/10.12952/journal.elementa.000116>.
- [35] USDA Natural Resources Conservation Service(NRCS). Soil quality for environmental health[EB/OL]. <http://www.soilquality.org/home.html>.
- [36] Mason R P. Mercury emissions from natural processes and their importance in the global mercury cycle. Mercury fate and transport in the global atmosphere, 2009: 173—191. https://doi.org/10.1007/978-0-387-93958-2_7.
- [37] Barber J L, Sweetman A J, van Wijk D, et al. Hexachlorobenzene in the global environment: Emissions, levels, distribution, trends and processes[J]. *Science of the Total Environment*, 2005, 349 (1/2/3): 1—44.
- [38] Wang M E, Faber J H, Chen W P, et al. Effects of land use intensity on the natural attenuation capacity of urban soils in Beijing, China[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2015, 117: 89—95.
- [39] Xie T, Wang M E, Su C, et al. Evaluation of the natural attenuation capacity of urban residential soils with ecosystem-service performance index (EPX) and entropy-weight methods[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 238: 222—229.
- [40] Sauvé S, Hendershot W, Allen H E. Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils: Dependence on pH, total metal burden, and organic matter[J]. *Environmental Science & Technology*, 2000, 34 (7): 1125—1131.
- [41] Liao Q L, Liu C, Xu Y, et al. Geochemical baseline values of elements in soil of Jiangsu Province[J]. *Geology in China*, 2011, 38 (5): 1363—1378. [廖启林, 刘聪, 许艳, 等. 江苏省土壤元素地球化学基准值[J]. *中国地质*, 2011, 38 (5): 1363—1378.]
- [42] Chao L. Methodology and case study of enacting benchmarks for remediation of contaminated soils and its effectivity assessment[D]. Shenyang: Shenyang Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, 2007. [晁雷. 污染土壤修复基准建立的方法体系、案例研究与评价[D]. 沈阳: 沈阳应用生态研究所, 2007.]

(责任编辑：檀满枝)