

郑敬,潘琦,王玉欣,等.填埋场及周边地下水中氯代有机物组成与风险研究[J].环境工程技术学报,2024,14(1):89-97.

ZHENG J,PAN Q,WANG Y X,et al.Study on the composition and risk of chlorinated organic compounds in landfills and surrounding groundwater[J].Journal of Environmental Engineering Technology,2024,14(1):89-97.

# 填埋场及周边地下水中氯代有机物组成与风险研究

郑敬<sup>1,2,3</sup>,潘琦<sup>1,2,3</sup>,王玉欣<sup>2,3</sup>,沙浩群<sup>2,3</sup>,王宪革<sup>2,3</sup>,刘洪宝<sup>2,3</sup>,何小松<sup>2,3\*</sup>

1.桂林理工大学环境科学与工程学院

2.环境基准与风险评估国家重点实验室,中国环境科学研究院

3.国家环境保护地下水污染模拟与控制重点实验室,中国环境科学研究院

**摘要** 氯代有机物降解难、毒性大,填埋场是氯代有机物的重要汇集地。针对填埋场渗滤液泄漏进入地下水中氯代有机物风险不明现状,采集了一个非正规填埋场的地下水样品,并结合收集的中国、德国、美国、西班牙、波兰、挪威共6个国家13个填埋场附近地下水氯代有机物组成与浓度数据,采用风险评估模型对其健康风险进行评估。结果显示:所研究填埋场地下水总共检出10类41种氯代有机物,这些氯代有机物中,氯代环烷烃类的致癌风险最大,均超过了 $10^{-4}$ ,远超人体可接受的水平,具有明确风险;氯代多氟烷基醚磺酸盐的F-53B的致癌风险最低,为 $10^{-6}$ ~ $10^{-4}$ ,具有可能致癌风险。氯代烷烃类的非致癌风险最大,其中 $\alpha$ -六氯环己烷的非致癌风险值均超过1,超过人类可接受水平;而氯代有机农药类如丙环唑和氯菊酯的非致癌风险最低,其非致癌风险值未超过人体可接受的水平。需要加强关注 $\gamma$ -六氯环己烷、氯苯、1,2-二氯苯等氯代有机物风险管控,可采用氧化脱氯、还原脱氯及共代谢脱氯等途径,加速其脱氯和降解,消除其风险。

**关键词** 氯代有机物;地下水;填埋场;健康风险评估

中图分类号:X523

文章编号:1674-991X(2024)01-0089-09

doi:10.12153/j.issn.1674-991X.20230351

## Study on the composition and risk of chlorinated organic compounds in landfills and surrounding groundwater

ZHENG Jing<sup>1,2,3</sup>, PAN Qi<sup>1,2,3</sup>, WANG Yuxin<sup>2,3</sup>, SHA Haoqun<sup>2,3</sup>, WANG Xiange<sup>2,3</sup>,  
LIU Hongbao<sup>2,3</sup>, HE Xiaosong<sup>2,3\*</sup>

1.College of Environmental Science and Engineering, Guilin University of Technology

2.State Key Laboratory of Environment Criteria and Risk Assessment, Chinese Research Academy of Environmental Sciences

3.State Environmental Protection Key Laboratory of Simulation and Control of Groundwater Pollution,  
Chinese Research Academy of Environmental Sciences

**Abstract** Chlorinated organic compounds are difficult to degrade and highly toxic, and landfills are important gathering places for chlorinated organic compounds. To evaluate the uncertain risk of landfill leachate contaminating groundwater with chlorinated organic compounds, a groundwater sample was collected from an informal landfill site. Combined with the collected data on the composition and concentration of chlorinated organic compounds in groundwater near 13 landfills in 6 countries including China, Germany, the United States, Spain, Poland, and Norway, a risk assessment model was used to assess their health risks. A total of 41 different types of chlorinated organic compounds, categorized into 10 classes, were identified in the groundwater near the landfills studied. The chlorinated cycloalkanes pose the highest carcinogenic risk, with all measurements surpassing  $10^{-4}$ , far exceeding the tolerable limits for human exposure, and presenting significant health hazards. The F-53B of chloropolyfluoroalkyl ether sulfonate has the lowest carcinogenic risk, between  $10^{-6}$  and  $10^{-4}$ , and has a possible carcinogenic risk. The non-carcinogenic risk of chlorinated alkanes is the highest, among which the non-carcinogenic risk value of  $\alpha$ -hexachlorocyclohexane (HCH) exceeds 1, more than the acceptable level for human beings. However, chlorinated organic pesticides such as propiconazole and permethrin have the lowest non-

收稿日期:2023-05-09

基金项目:国家自然科学基金项目(52070174)

作者简介:郑敬(1997—),男,硕士研究生,主要研究方向为固体废物处理处置及资源化,1304658346@qq.com

\* 责任作者:何小松(1982—),男,研究员,博士,主要从事土壤修复和固体废物处理处置技术研究,hexs82@126.com

carcinogenic risk, and their non-carcinogenic risk value does not exceed the acceptable level for human body. Greater emphasis should be placed on risk management strategies for specific chlorinated organic compounds, namely  $\gamma$ -HCH, chlorobenzene, and 1,2-dichlorobenzene. Various methods, including oxidative dechlorination, reductive dechlorination, and co-metabolism dechlorination, can be employed to expedite the dechlorination and degradation processes, ultimately eliminating associated risks.

**Key words** chlorinated organic compounds; groundwater; landfill; health risk assessment

氯代有机物是危害较大的有机污染之一,其主要来源于杀虫剂、有机氯农药、染料加工、医药生产等。填埋处置是废弃的氯代有机物的重要处理方式,大量氯代有机物进入填埋场,填埋过程中会产生大量的渗滤液,部分氯代有机物从垃圾中溶出进入渗滤液,并随填埋场泄漏进入地下水,导致地下水受到氯代有机物污染<sup>[1-3]</sup>。

部分氯代有机物具有致癌、致畸、致突变性,可通过呼吸、口腔摄入、皮肤接触途径进入人体,造成慢性和/或急性中毒<sup>[4-6]</sup>。氯代有机物在环境中的半衰期可达数年,对环境和人类危害持续时间久,有关氯代有机物的研究越来越受到关注<sup>[7]</sup>。已有多项研究报道了地下水中氯代有机物浓度分布与迁移特性<sup>[8-14]</sup>,部分学者还通过试验模拟研究了氯代有机物脱氯规律与自然衰减特性<sup>[15-18]</sup>。但目前关于氯代有机物的报道均为单个填埋场的污染信息,研究范围较小,说明性不足,且氯代有机物进入地下水后的人体健康风险评估报道尤其是对多个国家的污染信息综合评估还鲜有涉及,亟须进一步研究。

为了掌握氯代有机废物处理对人类健康的影响,采集了一个非正规填埋场附近地下水样品,结合收集的中国、德国、美国等 6 个国家的 13 个渗滤液发生泄漏的填埋场地下水氯代有机物的数据,分析填埋场地下水氯代有机物组成、浓度分布特征,并进行人体健康风险评估,以期对填埋场氯代有机物污染治理与风险防范提供科学依据。

## 1 材料与方 法

### 1.1 样品采集及数据收集

本研究对江苏省苏州市的某填埋场进行地下水样品采集。该填埋场地势较平整,占地面积约为 37 961 m<sup>2</sup>,其原为水塘,2013 年左右用于堆放建筑与生活垃圾,且该场地周边主要为农用地。填埋场底部未做防渗,堆满后进行覆土处理。按照 HJ 25.2—2014《场地环境监测技术导则》的要求,采用系统布点法采集了 13 个点位的地下水样品(图 1),随后将其放入冷藏运输箱送样检测。氯代有机物浓度采用吹扫捕集-气相色谱/质谱法进行测定。

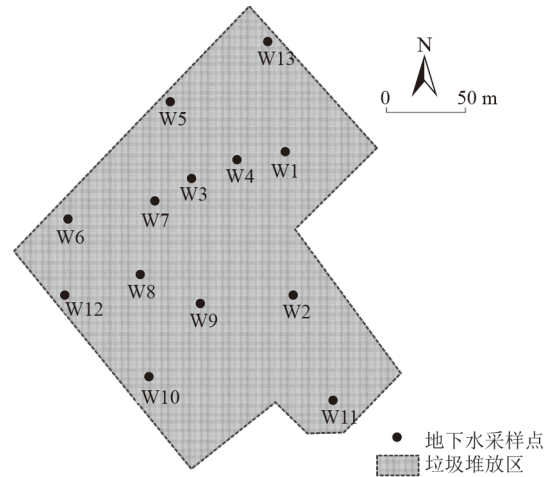


图 1 地下水采样点布设示意

Fig.1 Layout of groundwater sampling points

在中国知网(CNKI)核心数据库中设置检索词为“氯代有机物”,Web of Science(WoS)核心数据库中设置检索式为"chlorinated organics" or "chlorinated organic matter" or "chlorinated organic compounds";文献类型分别限定为“核心期刊”和“article、review”,时间跨度设为 2001—2021 年,经过人工确认研究主题无误且无重复记录后,共得 225 篇中文文献和 619 篇英文文献,其中共报道了 13 座填埋场附近地下水存在氯代有机物污染。13 座填埋场几乎均为无防渗层的非正规垃圾堆场(表 1),还有个别含林丹的垃圾堆场和危险废物填埋场,显示填埋场无防渗时地下水氯代有机物污染严重,且填埋场底部地下水类型多为孔隙水,仅有中国四川省资阳市的一处研究点为裂隙水类型。

### 1.2 人体健康风险评估方法

采用美国国家环境保护局(US EPA)开发的健康风险评估模型,对填埋场地下水氯代有机物进行人体健康风险评估,该方法计算简单且使用方便,输出结果基本能代表研究区的实际水平,目前已有较多研究用该方法进行风险评价计算<sup>[19-22]</sup>。地下水污染物主要有经口直接摄入和皮肤接触 2 种暴露途径,本文仅考虑饮水摄入和皮肤接触,暴露量的计算公式如下<sup>[19]</sup>。

饮水途径暴露剂量:

表 1 填埋场场地信息  
Table 1 Landfill Site Information

时间(年-月)	场地类型	地下水类型	地点	特征污染物
2014-06	医疗及建筑垃圾堆场	孔隙水	中国河南省开封市	1,2,4-三氯苯
2021-06	非正规填埋场	裂隙水	中国四川省资阳市	重金属、氯苯、氯仿等
2021-03	非正规填埋场	孔隙水	中国江苏省徐州市	三氯甲烷、四氯化碳、甲苯
2021-01	非正规填埋场	孔隙水	中国浙江省杭州市	全氟烷基物
2020-10	非正规填埋场		中国福建省某县	重金属
2015-04	正规垃圾填埋场		美国佛罗里达州	铁、氨、氯苯
2016-05	小型垃圾堆场	孔隙水	美国内布拉斯加州	三氯乙烯
2009-03	非正规填埋场		美国印第安纳州	PPCP
2018-12	农药类垃圾堆场	孔隙水	西班牙萨比尼亚尼戈	六氯环己烷、氯苯类化合物
2017-07	农药类垃圾堆场	孔隙水	德国萨克森州	六氯环己烷
2018-04	非正规填埋场	孔隙水	德国杜塞尔多夫	1,4-二噁烷
2021-01	危险废物填埋场		波兰华沙	多氯联苯
2008-12	农药类垃圾堆场	孔隙水	挪威奥斯陆	DDT

$$ADD_{oral}(LADD_{oral}) = \frac{C \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (1)$$

皮肤接触-吸收途径暴露剂量:

$$ADD_{dermal}(LADD_{dermal}) = \frac{C \times PC \times SA \times EF \times ED \times EV \times CF}{BW \times AT} \quad (2)$$

式中:  $ADD_{oral}(LADD_{oral})$  为经口摄入地下水途径的暴露剂量,  $mg/(kg \cdot d)$ ;  $ADD_{dermal}(LADD_{dermal})$  为皮肤接触地下水途径的暴露剂量,  $mg/(kg \cdot d)$ ;  $C$  为污染物在地下水中的浓度,  $mg/L$ ;  $IR$  为人体每日摄入饮水量, 取  $2 L/d$ ;  $EF$  为暴露频率, 取  $365 d/a$ ;  $ED$  为暴露时间, 取  $30 a$ ;  $BW$  为平均人体体重, 取  $60 kg$ ;  $AT$  为平均暴露时间, 取  $30 \times 365 d$ ;  $PC$  为化学物质皮肤渗透常数,  $cm/h$ ;  $SA$  为人体平均表面积, 取  $16\ 600 cm^2$ ;  $EV$  为沐浴频率, 取  $0.5 次/d$ ;  $CF$  为单位转换因素, 取  $0.002 h \cdot L/cm^3$ 。

单个污染物的致癌风险计算公式如下<sup>[19,22-23]</sup>:

$$CR_o = q \times LADD_{oral} \quad (3)$$

$$CR_i = q \times LADD_{dermal} \quad (4)$$

$$CR = CR_o + CR_i \quad (5)$$

式中:  $q$  为污染物的致癌强度系数,  $[mg/(kg \cdot d)]^{-1}$ ;  $CR_o$  和  $CR_i$  分别为特定污染物通过经口摄入地下水途径和皮肤接触地下水途径对人体健康产生的致癌风险;  $CR$  为特定污染物对人体产生的总致癌风险。根据 US EPA 的综合风险信息系统(IRIS)所定义的污染风险值, 氯代有机物致癌风险被定义为 4 个水平<sup>[24]</sup>: 明确风险,  $CR \geq 1 \times 10^{-4}$ ; 极可能风险,  $1 \times 10^{-5} \leq CR \leq 1 \times 10^{-4}$ ; 可能风险,  $1 \times 10^{-6} \leq CR \leq 1 \times 10^{-5}$ ; 可忽略风险,  $CR \leq 1 \times 10^{-6}$ 。

单个污染物非致癌风险计算公式如下<sup>[19,21-22]</sup>:

$$HI = ADD_{oral}/RfD \quad (6)$$

式中:  $HI$  为饮水摄入产生的非致癌风险;  $RfD$  为污染物经口摄入地下水途径的参考浓度,  $mg/(kg \cdot d)$ 。根据《地下水污染健康风险评估工作指南》(2019年),  $HI < 1$  时, 可忽略该污染物对人体产生的非致癌健康风险。

$PC$ 、 $q$  及  $RfD$  的参考剂量取自 US EPA 文件和部分文献<sup>[20-21]</sup>, 详见表 2。

## 2 结果与讨论

### 2.1 地下水氯代有机物组成与浓度

如表 3 所示, 实际采集的地下水样品和在核心数据库报道的 6 个国家的填埋场附近地下水总共检出 10 类 41 种氯代有机物, 有机氯农药浓度最低, 而六氯环己烷、氯苯及氯酚的浓度较高, 其中  $\delta$ -六氯环己烷平均浓度高达  $3\ 116.93 \mu g/L$ , 氯苯平均浓度高达  $5\ 384.09 \mu g/L$ , 这些污染物大多来源于林丹生产产生的废弃物, 在填埋过程泄漏进入地下水形成高密度非水相液体(DNAPL)<sup>[15]</sup>, 持续对地下水产生污染<sup>[25]</sup>。

### 2.2 暴露量分析

对填埋场地下水中氯代有机物的日暴露量进行计算, 结果显示(表 4), 氯代环烷烃、氯苯类化合物和氯酚类化合物的日平均暴露量较大, 有机氯农药日平均暴露量最低。在氯代环己烷中,  $\delta$ -六氯环己烷通过皮肤接触的平均日暴露量仅为  $3.21 \times 10^{-2} mg/(kg \cdot d)$ , 而经口摄入平均日暴露量高达  $1.04 \times 10^2 mg/(kg \cdot d)$ ; 氯苯也是通过饮水摄入的平均日暴露量

表 2 风险计算过程中污染物相关参数  
Table 2 Pollutant related parameters in the risk calculation process

污染物	$q/$ [mg/(kg·d)] <sup>-1</sup>	RfD/ [mg/(kg·d)]	PC/(cm/h)
$\alpha$ -六氯环己烷	6.30		
$\beta$ -六氯环己烷	1.80		
$\gamma$ -六氯环己烷	1.10	$3.00 \times 10^{-4}$	
氯苯		$2.00 \times 10^{-2}$	$2.66 \times 10^{-2}$
1,4-二氯苯	$5.40 \times 10^{-3}$		$5.57 \times 10^{-2}$
1,2-二氯苯		$9.00 \times 10^{-2}$	$5.25 \times 10^{-2}$
1,2,4-三氯苯		$1.00 \times 10^{-2}$	$6.87 \times 10^{-2}$
1,2,4,5-四氯苯		$3.00 \times 10^{-4}$	0.21
五氯苯		$8.00 \times 10^{-4}$	0.36
2和4-一氯酚			$3.02 \times 10^{-4}$
2,4-二氯酚		$3.00 \times 10^{-3}$	$2.40 \times 10^{-2}$
四氯酚		$3.00 \times 10^{-2}$	$5.41 \times 10^{-5}$
一氯乙烯	0.72		$5.77 \times 10^{-3}$
1,1-二氯乙烯		$5.00 \times 10^{-2}$	$3.38 \times 10^{-3}$
反式1,2-二氯乙烯		$2.00 \times 10^{-2}$	$9.49 \times 10^{-3}$
顺式1,2-二氯乙烯		$2.00 \times 10^{-3}$	$9.49 \times 10^{-3}$
三氯乙烯	$4.60 \times 10^{-2}$	$5.00 \times 10^{-4}$	$1.12 \times 10^{-2}$
二氯甲烷	$2.00 \times 10^{-3}$	$6.00 \times 10^{-3}$	$3.54 \times 10^{-3}$
三氯甲烷	$3.10 \times 10^{-2}$	$1.00 \times 10^{-2}$	$6.79 \times 10^{-3}$
四氯化碳	$7.00 \times 10^{-2}$	$4.00 \times 10^{-3}$	$1.21 \times 10^{-2}$
二氯乙烷	$5.70 \times 10^{-3}$		$4.19 \times 10^{-3}$
1,2-二氯丙烷	$9.10 \times 10^{-2}$		$7.95 \times 10^{-3}$
1,1-二氯乙醚	$3.70 \times 10^{-2}$		$1.78 \times 10^{-3}$
丙环唑		$1.30 \times 10^{-3}$	$1.92 \times 10^{-5}$
氯菊酯		$5.00 \times 10^{-2}$	$1.02 \times 10^{-5}$
滴滴涕	0.34	$5.00 \times 10^{-4}$	$1.64 \times 10^{-5}$
氯代多氟烷基醚磺酸盐F-53B	$5.00 \times 10^{-4}$		$1.01 \times 10^{-6}$
二氯二氟甲烷		0.20	$8.88 \times 10^{-3}$

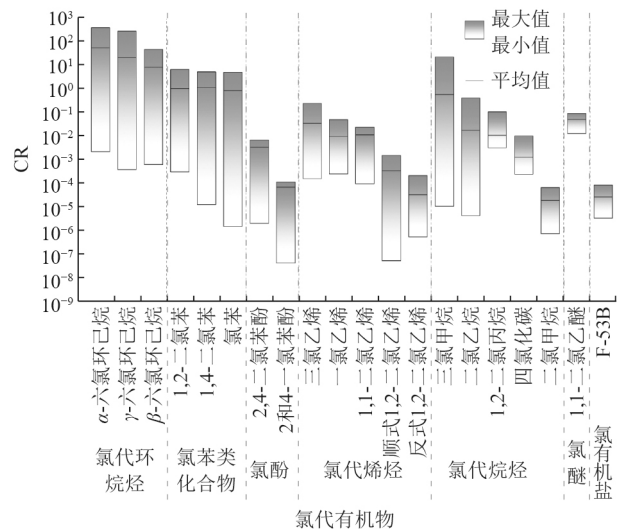
最大[ $1.79 \times 10^2$  mg/(kg·d)],但其通过皮肤接触的平均日暴露量也高达 39.57 mg/(kg·d),显示饮水和皮肤接触均有较高的暴露量。1,2,3,5-四氯苯和 1,2,4,5-四氯苯经口摄入平均日暴露量分别仅为 0.71 和 0.95 mg/(kg·d),而皮肤接触平均日暴露量分别高达 1.25 和 1.65 mg/(kg·d),显著高于经口摄入的暴露剂量,显示 1,2,3,5-四氯苯和 1,2,4,5-四氯苯主要通过皮肤接触进行暴露。氯酚类化合物中 3-氯酚经口摄入平均日暴露量最高[75.40 mg/(kg·d)],为皮肤接触途径摄入的数百倍,说明 3-氯酚主要通过经口摄入进入人体。有机氯农药中滴滴涕和异丙二酮的经口

平均日暴露量低至  $3.33 \times 10^{-4}$  mg/(kg·d),其皮肤接触日暴露量比经口摄入平均日暴露量低数万倍,说明以经口摄入为主。总体而言,氯代有机物中氯苯类化合物挥发性强,主要通过皮肤接触进入人体,而其他氯代有机物主要以经口摄入暴露为主。

2.3 健康风险评价

2.3.1 致癌风险评价

对填埋场地下水氯代有机物风险进行评估,考虑经口摄入和皮肤接触 2 种暴露途径计算其致癌风险,结果(图 2)显示,填埋场地下水中所有氯代有机物的致癌风险均超过人体可接受水平( $10^{-6}$ ),其中氯代环烷烃类污染物致癌风险最高,均超过  $10^{-4}$ ;而氯代多氟烷基醚磺酸盐致癌风险最低,均低于  $10^{-4}$ 。此外,氯苯类化合物中 1,2-二氯苯( $3.00 \times 10^{-4} \sim 6.20$ )、氯代烯烃中三氯乙烯( $1.53 \times 10^{-4} \sim 0.23$ )、一氯乙烯( $2.40 \times 10^{-4} \sim 4.80 \times 10^{-2}$ )及 1,1-二氯乙烯( $9.34 \times 10^{-5} \sim 2.28 \times 10^{-2}$ )、氯代烷烃中的 1,2-二氯丙烷( $3.05 \times 10^{-3} \sim 0.1$ )和四氯化碳( $2.35 \times 10^{-4} \sim 9.86 \times 10^{-3}$ )、氯醚中的 1,1-二氯乙醚( $1.25 \times 10^{-2} \sim 8.65 \times 10^{-2}$ )致癌风险值均超过  $10^{-4}$ ,存在明确的致癌风险。评价结果显示,填埋场地下水中氯代有机物的环境风险高,需开展治理。



注: F-53B 为氯代多氟烷基醚磺酸盐的一种。

图 2 垃圾填埋场地下水氯代有机物致癌风险

Fig.2 Carcinogenic risk of chlorinated organic compounds in groundwater of landfill sites

2.3.2 非致癌风险评价

对填埋场地下水氯代有机物的非致癌风险进行计算,结果(图 3)显示,有机氯农药(包括丙环唑和氯菊酯)和部分氟氯烃(如二氟二氯甲烷)的非致癌风险值均低于 1,为人类可接受健康水平。但其余氯代有机物的非致癌风险大部分超过人体可接受水平,

表 3 国内外填埋场地下水中氯代有机物组成与浓度分布

Table 3 Composition and concentration of chlorinated organic compounds in groundwater of landfill sites at home and abroad μg/L

类别	污染物	样本数	浓度范围	均值	地点	数据来源
氯代环烷烃类化合物	α-六氯环己烷	26	ND~1 740.1	237.85		
	β-六氯环己烷	26	ND~735.6	129.27	德国萨克森州、西班牙萨比尼亚尼戈	文献[16-17]
	δ-六氯环己烷	26	ND~17 886.4	3 116.93		
	γ-六氯环己烷	39	ND~7 051.5	533.06	德国萨克森州、西班牙萨比尼亚尼戈、挪威奥斯陆	文献[11, 16-17]
	ε-六氯环己烷	8	7.3~1 030.7	565.83	西班牙萨比尼亚尼戈	文献[17]
氯苯类化合物	氯苯	43	ND~32 730	5 384.09	美国佛罗里达州、西班牙萨比尼亚尼戈、中国四川、中国江苏(实测)	文献[8, 17, 26]、实测数据
	1,3-二氯苯	8	0.1~188	101.36	西班牙萨比尼亚尼戈	文献[17]
	1,4-二氯苯	15	ND~3 895	822.02	美国佛罗里达州、西班牙萨比尼亚尼戈	文献[8, 17]
	1,2-二氯苯	35	0.1~2 068.1	317.97	西班牙萨比尼亚尼戈、中国河南	文献[17-18]
	1,3,5-三氯苯	8	0.1~13.9	5.59	西班牙萨比尼亚尼戈	文献[17]
	1,2,4-三氯苯	35	0.76~1 316	161.52		
	1,2,3-三氯苯	35	0.2~101	18.58	西班牙萨比尼亚尼戈、中国河南	文献[17-18]
	1,2,3,5-四氯苯	8	0.8~39.8	21.4		
	1,2,4,5-四氯苯	8	0.3~58.3	28.34	西班牙萨比尼亚尼戈	文献[17]
	五氯苯	8	0.2~7.8	2.85		
氯酚类化合物	2-氯酚和4-氯酚	8	0.1~271	160.23		
	3-氯酚	8	0.1~4 704.2	2 263.06		
	2,6-二氯酚	8	0.1~65.2	33.34	西班牙萨比尼亚尼戈	文献[17]
	2,4-二氯酚	8	0.1~327	163.84		
	四氯酚	8	0.2~778.4	227.13		
联苯 <sup>1)</sup>	多氯联苯	49	0.2~3.1	0.000 58	波兰华沙	文献[10]
	一氯乙烯	7	ND~2	0.39	美国佛罗里达州	文献[8]
氯代烯烃类化合物	1,1-二氯乙烯	13	2~488	232.08		
	反式1,2-二氯乙烯	13	ND~4	0.62	美国内布拉斯加州	文献[13]
	顺式1,2-二氯乙烯	26	ND~280	62.95	美国内布拉斯加州、中国江苏(实测)	文献[13]、实测数据
	三氯乙烯	31	0.1~150	21.51	德国杜塞尔多夫	文献[9]
氯代烷烃类化合物	一氯甲烷	8	0.1~2.5	1.975	西班牙萨比尼亚尼戈	文献[17]
	二氯甲烷	7	ND~0.89	0.25	美国佛罗里达州	文献[8]
	三氯甲烷	40	ND~19 900	498.34	中国江苏、中国江苏(实测)	文献[27]、实测数据
	四氯化碳	12	0.1~4.2	1.16	中国江苏	文献[27]
	二氯乙烷	27	ND~912	39.07	西班牙萨比尼亚尼戈、中国四川、中国福建	文献[17, 26, 28]
	1,2-二氯丙烷	17	ND~33.5	3.37	美国印第安纳州、中国江苏(实测)	文献[12]、实测数据
	1,1-二氯乙醚	13	10~69	38.69	挪威奥斯陆	文献[11]
氯醚	1,2-二氯乙醚	13	ND~280	0.15		
	1,1,1-三氯乙醚	13	15~378	169.77	美国内布拉斯加州	文献[13]
有机氯农药	丙环唑	13	ND~0.25	0.04		
	氯菊酯	13	ND~0.61	0.05		
	异丙二酮	13	ND~0.13	0.01	挪威奥斯陆	文献[11]
	滴滴涕	13	ND~0.1	0.01		
氯有机盐 <sup>1)</sup>	氯代多氯烷基醚磷酸盐F-53B	15	0.2~5.01	1.56	中国浙江	文献[14]
氟氯烃	二氯二氟甲烷	4	ND~7	2.75	美国印第安纳州	文献[12]

注: ND表示未检出。1)单位为ng/L。

表 4 经口摄入和皮肤接触途径日暴露量

Table 4 Daily exposure levels through oral intake and skin contact pathways

mg/(kg·d)

类别	污染物	经口摄入			皮肤接触		
		平均值	最小值	最大值	平均值	最小值	最大值
氯代环烷烃	<i>a</i> -六氯环己烷	7.93	$3.33 \times 10^{-4}$	58.00	$2.45 \times 10^{-3}$	$1.03 \times 10^{-7}$	$1.79 \times 10^{-2}$
	<i>β</i> -六氯环己烷	4.31	$3.33 \times 10^{-4}$	24.50	$1.33 \times 10^{-3}$	$1.03 \times 10^{-7}$	$7.58 \times 10^{-3}$
	<i>δ</i> -六氯环己烷	$1.04 \times 10^2$	$3.33 \times 10^{-4}$	$5.96 \times 10^2$	$3.21 \times 10^{-2}$	$1.03 \times 10^{-7}$	0.18
	<i>γ</i> -六氯环己烷	17.80	$3.33 \times 10^{-4}$	$2.35 \times 10^2$	$5.50 \times 10^{-3}$	$1.03 \times 10^{-7}$	$7.27 \times 10^{-2}$
	<i>ε</i> -六氯环己烷	18.90	0.24	34.40	$5.83 \times 10^{-3}$	$7.53 \times 10^{-5}$	$1.06 \times 10^{-2}$
氯苯类化合物	氯苯	$1.79 \times 10^2$	$3.33 \times 10^{-4}$	$1.09 \times 10^3$	39.57	$7.35 \times 10^{-5}$	$2.41 \times 10^2$
	1,3-二氯苯	3.38	$3.33 \times 10^{-3}$	6.27	1.14	$1.12 \times 10^{-3}$	2.11
	1,4-二氯苯	27.40	$3.33 \times 10^{-4}$	$1.30 \times 10^2$	12.70	$1.54 \times 10^{-4}$	60.10
	1,2-二氯苯	10.60	$3.33 \times 10^{-3}$	68.90	4.61	$1.45 \times 10^{-3}$	30.00
	1,3,5-三氯苯	0.19	$3.33 \times 10^{-3}$	0.46	0.16	$2.78 \times 10^{-3}$	0.39
	1,2,4-三氯苯	5.38	$2.53 \times 10^{-2}$	43.90	3.07	$1.44 \times 10^{-2}$	25.00
	1,2,3-三氯苯	0.62	$6.67 \times 10^{-3}$	3.37	0.52	$5.56 \times 10^{-3}$	2.81
	1,2,3,5-四氯苯	0.71	$2.67 \times 10^{-2}$	1.33	1.25	$4.67 \times 10^{-2}$	2.32
	1,2,4,5-四氯苯	0.95	$1.00 \times 10^{-2}$	1.94	1.65	$1.75 \times 10^{-2}$	3.40
	五氯苯	$9.50 \times 10^{-2}$	$6.67 \times 10^{-3}$	0.26	0.28	$1.98 \times 10^{-2}$	0.77
氯酚类化合物	2-氯酚和4-氯酚	5.34	$3.33 \times 10^{-3}$	9.03	$1.34 \times 10^{-2}$	$8.36 \times 10^{-6}$	$2.26 \times 10^{-2}$
	3-氯酚	75.40	$3.33 \times 10^{-3}$	$1.57 \times 10^2$	0.19	$8.36 \times 10^{-6}$	0.39
	2,6-二氯酚	1.11	$3.33 \times 10^{-3}$	2.17	0.21	$6.33 \times 10^{-4}$	0.41
	2,4-二氯酚	5.46	$3.33 \times 10^{-3}$	10.9	1.09	$6.63 \times 10^{-4}$	2.17
	四氯酚	7.57	$6.67 \times 10^{-3}$	25.90	$3.40 \times 10^{-3}$	$2.99 \times 10^{-6}$	$1.17 \times 10^{-2}$
联苯	多氯联苯	$1.93 \times 10^{-5}$	$6.67 \times 10^{-6}$	$1.03 \times 10^{-4}$	$2.54 \times 10^{-7}$	$8.77 \times 10^{-8}$	$1.36 \times 10^{-6}$
氯代烯烃	一氯乙烯	$1.30 \times 10^{-2}$	$3.33 \times 10^{-4}$	$6.67 \times 10^{-2}$	$6.22 \times 10^{-4}$	$1.60 \times 10^{-5}$	$3.19 \times 10^{-3}$
	1,1-二氯乙烯	7.74	$6.67 \times 10^{-2}$	16.30	0.22	$1.87 \times 10^{-4}$	0.46
	反式1,2-二氯乙烯	$2.07 \times 10^{-2}$	$3.33 \times 10^{-4}$	0.13	$1.63 \times 10^{-3}$	$2.62 \times 10^{-5}$	$1.05 \times 10^{-2}$
	顺式1,2-二氯乙烯	2.10	$3.33 \times 10^{-4}$	9.33	0.17	$2.62 \times 10^{-5}$	0.74
	三氯乙烯	0.72	$3.33 \times 10^{-3}$	5.00	$6.65 \times 10^{-2}$	$3.09 \times 10^{-4}$	0.46
氯代烷烃	一氯甲烷	$6.58 \times 10^{-2}$	$3.33 \times 10^{-3}$	$8.33 \times 10^{-2}$	$1.80 \times 10^{-3}$	$9.12 \times 10^{-5}$	$2.28 \times 10^{-3}$
	二氯甲烷	$8.33 \times 10^{-3}$	$3.33 \times 10^{-4}$	$2.97 \times 10^{-2}$	$2.45 \times 10^{-4}$	$9.80 \times 10^{-6}$	$8.72 \times 10^{-4}$
	三氯甲烷	16.61	$3.33 \times 10^{-4}$	$6.63 \times 10^{-2}$	0.94	$1.88 \times 10^{-5}$	37.37
	四氯化碳	$3.87 \times 10^{-2}$	$3.33 \times 10^{-3}$	0.14	$3.87 \times 10^{-3}$	$3.33 \times 10^{-4}$	$1.40 \times 10^{-2}$
	二氯乙烷	1.30	$3.33 \times 10^{-4}$	30.40	$4.53 \times 10^{-2}$	$1.16 \times 10^{-5}$	1.06
	1,2-二氯丙烷	0.11	$3.33 \times 10^{-2}$	1.12	$7.40 \times 10^{-3}$	$2.20 \times 10^{-3}$	$7.37 \times 10^{-2}$
氯醚	1,1-二氯乙醚	1.29	0.33	2.30	$1.91 \times 10^{-2}$	$4.93 \times 10^{-3}$	$3.40 \times 10^{-2}$
	1,2-二氯乙醚	$5.00 \times 10^{-3}$	$3.33 \times 10^{-4}$	9.33	$1.04 \times 10^{-5}$	$6.94 \times 10^{-7}$	$1.94 \times 10^{-2}$
	1,1,1-三氯乙醚	5.66	0.50	12.60	$7.45 \times 10^{-3}$	$6.59 \times 10^{-4}$	$1.66 \times 10^{-2}$
有机氯农药	丙环唑	$1.33 \times 10^{-3}$	$3.33 \times 10^{-4}$	$8.33 \times 10^{-3}$	$2.13 \times 10^{-7}$	$5.32 \times 10^{-8}$	$1.33 \times 10^{-6}$
	氯菊酯	$1.67 \times 10^{-3}$	$3.33 \times 10^{-4}$	$2.03 \times 10^{-2}$	$1.41 \times 10^{-7}$	$2.82 \times 10^{-8}$	$1.72 \times 10^{-6}$
	异丙二酮	$3.33 \times 10^{-4}$	$3.33 \times 10^{-4}$	$4.33 \times 10^{-3}$	$6.21 \times 10^{-8}$	$6.21 \times 10^{-8}$	$8.07 \times 10^{-7}$
	滴滴涕	$3.33 \times 10^{-4}$	$3.33 \times 10^{-4}$	$3.33 \times 10^{-3}$	$4.54 \times 10^{-8}$	$4.54 \times 10^{-8}$	$4.54 \times 10^{-7}$
氯有机盐	氯多氟烷基醚磺酸盐F-53B	$5.20 \times 10^{-2}$	$6.67 \times 10^{-3}$	0.17	$4.36 \times 10^{-7}$	$5.59 \times 10^{-8}$	$1.40 \times 10^{-6}$
氟氯烃	二氯二氟甲烷	$9.17 \times 10^{-2}$	$3.33 \times 10^{-4}$	0.23	$6.76 \times 10^{-3}$	$2.46 \times 10^{-5}$	$1.72 \times 10^{-2}$

其中氯苯类化合物的非致癌风险最高, 1,2,4,5-四氯苯( $33.33\sim 6.48\times 10^3$ )、1,2,4-三氯苯( $2.53\sim 4.39\times 10^3$ )及五氯苯( $8.33\sim 3.25\times 10^2$ )的非致癌风险均超过 1, 具有非致癌风险。此外, 填埋场地下水中氯酚类中的 2,4-二氯酚( $1.11\sim 3.63\times 10^2$ )、氯代烯烃中的三氯乙烯( $6.67\sim 1\times 10^4$ )和 1,1-二氯乙烯( $1.33\sim 3.25\times 10^2$ )、氯代烷烃中的  $\gamma$ -六氯环己烷( $1.11\sim 7.83\times 10^5$ )的非致癌风险均超过 1, 具有较强的非致癌风险。总体而言, 填埋场地下水中大部分氯代有机物的非致癌风险也超过人体可接受水平, 需要进行治理。

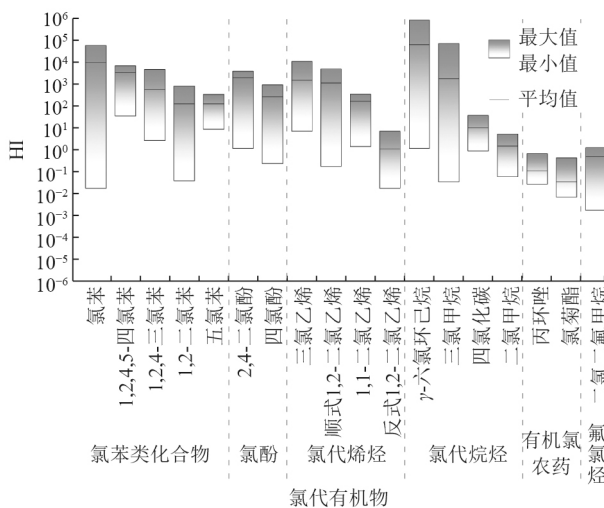


图 3 垃圾填埋场地下水氯代有机物非致癌风险

Fig.3 Non carcinogenic risk of chlorinated organic compounds in groundwater of landfill sites

综上所述, 填埋场地下水中较多氯代有机物的致癌风险和非致癌风险均超过人体可接受水平, 主要包括:  $\gamma$ -六氯环己烷、氯苯、1,2-二氯苯、2,4-二氯酚、三氯乙烯、1,1-二氯乙烯、四氯化碳及三氯甲烷。这些氯代有机物大多来源于消毒剂、杀虫剂和脱脂剂等人类化工产品, 能直接对人体健康产生威胁, 潘琦等报道了四氯化碳可能导致肝癌, 三氯甲烷导致乳腺癌, 而氯苯、1,2-二氯苯等会增加哮喘发作和心脏病的风险<sup>[29]</sup>。此外, 这些污染物存在于地下水中, 相互之间可能存在协同作用产生新污染物, 加之在环境中属于较稳定的污染物, 容易积累, 最终危害环境和人体健康<sup>[26]</sup>, 所以对此需要加强治理和风险管控。

#### 2.4 不确定性分析

在进行经口摄入途径风险评估时, 是以中国人的饮水习惯进行定量的, 对其他国家的人群还缺少具有说服力的数据。在计算过程中未考虑氯代有机物在地下水中的自然衰减过程。计算本身还存在很多不定因素, 如氯代有机物与人体的健康之间的相

关性研究不充分。目前对氯代有机物的毒性研究不足, 其剂量与对人体所造成的具体效应的关系比较缺乏, 主要试验对象是动物, 很少对人体直接进行试验, 而人体与动物之间存在一定的差异, 针对污染物对人体的影响还有待进一步探究<sup>[30]</sup>。

针对皮肤接触途径的风险评估计算过程, 只考虑了洗浴时皮肤暴露, 但在日常生活中暴露途径不止于此, 如日常洗手或洗脸过程中皮肤暴露所带来的风险未考虑, 此外, 亦未考虑到在洗浴、洗手或洗脸时蒸发吸入呼吸道引起的健康风险。

此外, 考虑的暴露人群为健康成年人, 但不同年龄、性别及地区的人群对污染物的耐受性存在差异。最后, 当存在多种污染物时, 对人体健康的影响未考虑其是否具有协同或拮抗作用, 导致其计算出的最终健康风险也存在不确定性<sup>[30]</sup>。

### 3 治理与管控策略

氯代有机物的高毒性和难生物降解性, 主要源于其结构中的含氯基团, 脱氯是其脱毒或者提高可生物降解性的关键步骤<sup>[31]</sup>。氯代有机物风险管控与治理手段, 包括化学和物理方法脱氯, 利用光降解和工程还原物质(例如纳米零价铁)治理可以达到较好的脱氯效果<sup>[32]</sup>。然而, 地下水黑暗无光且缺乏工程还原物质, 所以生物脱氯是地下水有机氯污染治理的重要手段, 目前越来越受到关注<sup>[32-34]</sup>。生物脱氯包括氧化脱氯、还原脱氯和共代谢脱氯 3 种方式。

氧化脱氯多发生在有氧条件下, 以氯苯为例, 降解反应基本上遵循先开环再脱氯的机制<sup>[35]</sup>。生物降解氯苯通常通过形成氯儿茶酚进行, 这是氯苯矿化过程中限制脱氯速度的步骤。在邻位裂解途径中, 氯苯通过邻位裂解途径的较低代谢途径开始于氯儿茶酚 1,2-双加氧酶对氯儿茶酚的内二醇环裂解, 转化为氯黏康酸, 随后在酶氯黏康酸环异构酶作用下, 进一步环异构化和脱卤, 形成反式二烯内酯, 最终进入三羧酸循环完全矿化<sup>[35-36]</sup>。

氯苯的氧化还原电势低, 还原脱氯较易发生。微生物还原脱氯主要在加氢酶催化作用下, 由氢原子取代氯苯类化合物的氯原子的直接脱氯<sup>[37]</sup>, 氯苯在得到 2 个电子的同时脱去 1 个氯取代基, 并释放 1 个氯离子<sup>[38]</sup>。高氯代苯的还原脱氯也是直接脱氯的降解过程, 为多步骤、次序脱氯, 逐步达成对氯苯类化合物的降解<sup>[39]</sup>。脱氯降低了氯苯类化合物的毒性, 脱氯后的降解产物也更容易被微生物降解利用。

共代谢脱氯中, 当氯代有机物进入环境时, 可能会缺少特定的酶和内源性储备物质, 导致氯代有机

物很容易持久存在,对人体和环境造成危害。针对这种情况,可以添加营养基质,给微生物提供生长活动所需的碳源和能源,再被氯代有机物诱导而产生非特异性酶,从而使氯代有机物进一步转化或完全矿化<sup>[40]</sup>。

## 4 结论与展望

### 4.1 结论

(1)中国、美国、德国等 6 个国家 14 个填埋场地下水总共检出 10 类 41 种氯代有机物,有机氯农药浓度最低,而六氯环己烷、氯苯及氯酚的浓度较高,其原因可能是当地垃圾堆场内大量的林丹生产残留废物并发生了泄漏和扩散。此外,氯代有机物中氯苯挥发性强,主要通过皮肤接触进入人体,而其他氯代有机物主要以经口摄入暴露为主。

(2)所研究的 14 个填埋场氯代有机物对人体具有较大的健康风险。其中  $\alpha$ -六氯环己烷致癌风险最高; $\gamma$ -六氯环己烷的非致癌风险最高。此外,本研究所计算的健康风险值总体较高,这可能是所研究的填埋场附近地下水的污染物浓度较高造成的。

(3) $\gamma$ -六氯环己烷、氯苯、1,2-二氯苯、2,4-二氯酚、三氯乙烯、1,1-二氯乙烯、四氯化碳及三氯甲烷的致癌和非致癌风险均处于较高的水平,且浓度普遍较高。这一系列的氯代有机污染物对人类健康具有较严重的影响,应引起关注。

### 4.2 展望

(1)场地数据还较薄弱,对于氯代有机物的针对性还不够强,后续研究中还需进一步发掘监测氯代有机物在地下水中的迁移及浓度情况,为氯代有机物的健康风险防控及治理提供更有力的依据和指导。

(2)无防渗的填埋场地附近地下水中的氯代有机物浓度普遍偏高,未来在设计填埋场时应加强防渗处理,更有效地防止氯代有机物污染地下水。

(3)所研究的近 1 000 篇文献,仅报道了 13 个填埋场附近地下水氯代有机物的浓度结果,可能是其在地下水中污染较少或对其关注较少,在以后的研究中,可以加强对氯代有机物的关注,为其污染治理提供数据支撑。

## 参考文献

- [ 1 ] ABOYEJI O S, EIGBOKHAN S F. Evaluations of groundwater contamination by leachates around Olususun open dumpsite in Lagos metropolis, southwest Nigeria[J]. *Journal of Environmental Management*, 2016, 183(1): 333-341.
- [ 2 ] HAN D M, TONG X X, CURRELL M J, et al. Evaluation of the impact of an uncontrolled landfill on surrounding groundwater quality, Zhoukou, China[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2014, 136: 24-39.
- [ 3 ] SIZIRICI B, TANSEL B. Parametric fate and transport profiling for selective groundwater monitoring at closed landfills: a case study[J]. *Waste Management*, 2015, 38(4): 263-270.
- [ 4 ] REN M Z, WANG J, WANG Z Y, et al. Activated carbon adsorption coupled with ozonation regeneration for efficient removal of chlorobenzene[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2022, 10(2): 107319.
- [ 5 ] YANG J, MENG L, GUO L. *In situ* remediation of chlorinated solvent-contaminated groundwater using ZVI/organic carbon amendment in China: field pilot test and full-scale application[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(6): 5051-5062.
- [ 6 ] 张坤锋, 昌盛, 赵少延, 等. 克鲁伦河流域地下水饮用水水源中挥发性有机物的污染特征与风险评价 [J]. *环境工程技术学报*, 2021, 11(6): 1083-1091.  
ZHANG K F, CHANG S, ZHAO S Y, et al. Pollution characteristics and risk assessment of volatile organic compounds in groundwater drinking water sources in Klulun River Basin[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2021, 11(6): 1083-1091.
- [ 7 ] HAMER T, MACHAY D, JONES K C. Model of the long-term exchange of PCBs between soil and atmosphere in the southern UK[J]. *Environment science and technology*, 1995, 29(5): 1200-1209.
- [ 8 ] SIZIRICI B, TANSEL B. Parametric fate and transport profiling for selective groundwater monitoring at closed landfills: a case study[J]. *Waste Management*, 2015, 38(1): 263-270.
- [ 9 ] KARGES U, BECKER J, PÜTTMANN W. 1, 4-Dioxane pollution at contaminated groundwater sites in western Germany and its distribution within a TCE plume[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 619-620: 712-720.
- [ 10 ] GABRYSZEWSKA M, GWOREK B. Municipal waste landfill as a source of polychlorinated biphenyls releases to the environment[J]. *PeerJ*, 2021, 9: e10546.
- [ 11 ] HAARSTAD K. Long-term leakage of DDT and other pesticides from a tree nursery landfill[J]. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 2008, 28(4): 107-111.
- [ 12 ] BUSZKA P M, YESKIS D J, KOLPIN D W, et al. Waste-indicator and pharmaceutical compounds in landfill-leachate-affected ground water near Elkhart, Indiana, 2000-2002[J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2009, 82(6): 653-659.
- [ 13 ] CHRISTENSON M, KAMBHU A, REECE J, et al. A five-year performance review of field-scale, slow-release permanganate candles with recommendations for second-generation improvements[J]. *Chemosphere*, 2016, 150: 239-247.
- [ 14 ] XU C, LIU Z Y, SONG X, et al. Legacy and emerging per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in multi-media around a landfill in China: implications for the usage of PFASs alternatives[J]. *Science of The Total Environment*, 2021, 751: 141767.
- [ 15 ] SANTOS A, FERNÁNDEZ J, GUADAÑO J. Chlorinated organic compounds in liquid wastes (DNAPL) from lindane production dumped in landfills in Sabiñanigo (Spain)[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 242: 1616-1624.
- [ 16 ] LIU Y Q, BASHIR S, STOLLBERG R, et al. Compound specific and enantioselective stable isotope analysis as tools to monitor transformation of hexachlorocyclohexane (HCH) in a complex aquifer system[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017,

- 51(16): 8909-8916.
- [ 17 ] FERNÁNDEZ J, ARJOL M A, CACHO C. POP-contaminated sites from HCH production in Sabinánigo, Spain[J]. *Environmental Science and Pollution Research* volume. 2013, 20(4): 1937-1950.
- [ 18 ] DONG W H, ZHANG Y, LIN X Y, et al. Prediction of 1, 2, 4-trichlorobenzene natural attenuation in groundwater at a landfill in Kaifeng, China[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2014, 72(3): 941-948.
- [ 19 ] 张妍, 李发东, 欧阳竹, 等. 黄河下游引黄灌区地下水重金属分布及健康风险评估 [J]. *环境科学*, 2013, 34(1): 121-128.  
ZHANG Y, LI F D, OUYANG Z, et al. Distribution and health risk assessment of heavy metals of groundwaters in the irrigation district of the lower reaches of Yellow River[J]. *Environmental Science*, 2013, 34(1): 121-128.
- [ 20 ] 杨源, 李如忠, 王友贞, 等. 淮北平原干沟控制排水区地下水氮污染及健康风险评估 [J]. *安徽建筑大学学报*, 2014, 22(4): 82-87.  
YANG Y, LI R Z, WANG Y Z, et al. Groundwater nitrogen pollution and assessment of its health risks in adrainage zone controlled through main drainage ditch in Huaibei Plain[J]. *Journal of Anhui Jianzhu University*, 2014, 22(4): 82-87.
- [ 21 ] 师环环, 潘羽杰, 曾敏, 等. 雷州半岛地下水重金属来源解析及健康风险评估 [J]. *环境科学*, 2021, 42(9): 4246-4256.  
SHI H H, PAN Y J, ZENG M, et al. Source analysis and health risk assessment of heavy metals in groundwater of Leizhou Peninsula[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(9): 4246-4256.
- [ 22 ] 程睿. 铜矿弃渣场下游农田土壤重金属污染特征及健康风险评估 [J]. *环境工程技术学报*, 2020, 10(2): 280-287.  
CHENG R. Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in farmland soil downstream of a copper mine slag dumps[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2020, 10(2): 280-287.
- [ 23 ] 张浩, 王洋, 王辉, 等. 某废铅蓄电池炼铅遗留场地土壤重金属污染特征及健康风险评估 [J]. *环境工程技术学报*, 2023, 13(2): 769-777.  
ZHANG H, WANG Y, WANG H, et al. Heavy metal pollution characteristics and health risk assessment of soil from an abandoned site for lead smelting of waste lead batteries[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2023, 13(2): 769-777.
- [ 24 ] WANG Y, LI L, QIU Z P, et al. Trace volatile compounds in the air of domestic waste landfill site: Identification, olfactory effect and cancer risk[J]. *Chemosphere*, 2021, 272: 129582.
- [ 25 ] LORENZO D, GARCÍA-CERVILLA R ROMERO A, et al. Partitioning of chlorinated organic compounds from dense non-aqueous phase liquids and contaminated soils from lindane production wastes to the aqueous phase[J]. *Chemosphere*, 2020, 239: 124798.
- [ 26 ] WANG F, SONG K, HE X L, et al. Identification of groundwater pollution characteristics and health risk assessment of a landfill in a low permeability area[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2021, 18(14): 7690.
- [ 27 ] 杨成方, 刘宇航, 姚帆, 等. 徐州某老旧生活垃圾填埋场有机污染物研究 [J]. *徐州工程学院学报 (自然科学版)*, 2021, 36(2): 58-65.  
YANG C F, LIU Y H, YAO F, et al. On organic pollutants in an old garbage landfill in Xuzhou[J]. *Journal of Xuzhou Institute of Technology (Natural Sciences Edition)*, 2021, 36(2): 58-65.
- [ 28 ] 张维生, 谭龙健, 宋来伟. 非正规垃圾填埋场污染调查与健康风险评估 [J]. *中国资源综合利用*, 2021, 39(12): 163-166.  
ZHANG W S, TAN L J, SONG L W. Pollution investigation and health risk assessment of informal landfill sites[J]. *China Resources Comprehensive Utilization*, 2021, 39(12): 163-166.
- [ 29 ] PAN Q, LIU Q Y, ZHENG J, et al. Volatile and semi-volatile organic compounds in landfill gas: composition characteristics and health risks[J]. *Environment International*, 2023, 174: 107886.
- [ 30 ] 万译文, 康天放, 周忠亮, 等. 北京官厅水库水体中挥发性有机物健康风险评估 [J]. *环境科学研究*, 2009, 2(22): 150-154.  
WAN Y W, KANG T F, ZHOU Z L, et al. Health risk assessment of volatile organic compounds in water of Beijing Guanting Reservoir[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2009, 2(22): 150-154.
- [ 31 ] 王玉芬, 张肇铭, 胡筱敏, 等. 微生物法去除水中氯苯类化合物的研究进展 [J]. *微生物学通报*, 2008(6): 949-954.  
WANG Y F, ZHANG Z M, HU X M, et al. The research progress of treating chlorobenzenes in wastewater by microorganism[J]. *Microbiology China*, 2008(6): 949-954.
- [ 32 ] ARJOON A, OLANIRAN A, PILLAY B. Co-contamination of water with chlorinated hydrocarbons and heavy metals: challenges and current bioremediation strategies[J]. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 2013, 10(2): 395-412.
- [ 33 ] ACHERMANN S, MANSFELDT C B, MÜLLER M, et al. Relating metatranscriptomic profiles to the micropollutant biotransformation potential of complex microbial communities[J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(1): 235-244.
- [ 34 ] ADRIAN L, SZEWZYK U, WECKE J, et al. Bacterial dehalorespiration with chlorinated benzenes[J]. *Nature*, 2000, 408: 580-583.
- [ 35 ] 甘平, 朱婷婷, 樊耀波, 等. 氯苯类化合物的生物降解 [J]. *环境污染防治技术与设备*, 2000, 1(4): 1-12.  
GAN P, ZHU T T, FAN Y D, et al. Biodegradation of chlorobenzenes (CBS)[J]. *Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control*, 2000, 1(4): 1-12.
- [ 36 ] ALGHUTHAYMI M A, AWAD A M, HASSAN H A. Isolation and characterization a novel catabolic gene cluster involved in chlorobenzene degradation in haloalkaliphilic *Alcanivorax* sp. HA03[J]. *Biology*, 2022, 11(5): 724.
- [ 37 ] BUNGE M, ADRIAN L, KRAUS A, et al. Reductive dehalogenation of chlorinated dioxins by an anaerobic bacterium[J]. *Nature:International Weekly Journal of Science*, 2003, 421(6921): 357-360.
- [ 38 ] CHRISTOF H, GERT W, GABRIELE D. Reductive dechlorination in the energy metabolism of anaerobic bacteria[J]. *FEMS Microbiology Reviews*, 1998, 22(5): 383-398.
- [ 39 ] 甘平, 樊耀波, 王敏健. 氯苯类化合物的生物降解 [J]. *环境科学*, 2001(3): 93-96.  
GAN P, FAN Y D, WANG M J, et al. Experiment of biodegradation of chlorobenzenes[J]. *Environmental Science*, 2001(3): 93-96.
- [ 40 ] 梅林玲, 于静洁, 张燕, 等. 难降解有机污染物的共代谢研究进展 [J]. *天津城建大学学报*, 2018, 24(6): 423-429.  
MEI L L, YU J J, ZHANG Y, et al. Progress in the research of co-metabolism of refractory organic pollutants[J]. *Journal of Tianjin Chengjian University*, 2018, 24(6): 423-429. ⊕