

doi: 10.12029/gc20230209001

刘学浩, 邹金, 易秤云, 王平, 王磊, 李江山, 龙思杰, 黄长生. 2025. 基于地下水分层技术刻画污染场地水化学空间分布特征——以湖北某垃圾填埋场为例[J]. 中国地质, 52(3): 1080–1093.

Liu Xuehao, Zou Jin, Yi Chengyun, Wang Ping, Wang Lei, Li Jiangshan, Long Sijie, Huang Changsheng. 2025. Spatial distribution characteristics of hydrochemistry in contaminated sites based on groundwater stratification technology: A case study of a landfill in Hubei Province[J]. Geology in China, 52(3): 1080–1093(in Chinese with English abstract).

基于地下水分层技术刻画污染场地水化学空间分布特征——以湖北某垃圾填埋场为例

刘学浩¹, 邹金^{1,2}, 易秤云^{1,2}, 王平³, 王磊¹, 李江山³, 龙思杰⁴, 黄长生^{1,2}

(1. 中国地质调查局武汉地质调查中心(中南地质科技创新中心), 湖北 武汉 430205; 2. 中国地质大学(武汉), 湖北 武汉 430074; 3. 中国科学院武汉岩土力学研究所, 岩土力学与工程国家重点实验室, 湖北 武汉 430071; 4. 中国市政工程中南设计研究总院有限公司, 湖北 武汉 430010)

摘要:【研究目的】垃圾填埋场渗滤液渗漏对周边土壤和地下水造成持久性环境污染, 而对地下水污染羽空间分布的刻画表征是场地污染调查与修复的关键。【研究方法】以湖北某垃圾填埋场为研究对象, 基于地下水 U 型管分层采样监测技术实施一孔六层地下水分层监测(–6 m、–8 m、–10 m、–12 m、–16 m、–20 m), 结合场地水文地质调查及 14 个地下水样水质数据, 研究地下水化学组分沿地层深度的空间分布特征。【研究结果】地下水中 TDS、COD(Mn)、Mg²⁺、HCO₃[–]、Cl[–]等主要离子浓度随垂向地层深度线性减小, 表明地表入渗及人为活动污染是垃圾填埋场浅层地下水化学组分的主控影响因素; NH₄⁺、NO₃[–]、NO₂[–]、Mn、Ni 等部分离子浓度随垂向地层深度线性增大, 反映自然地质条件及水岩相互作用下地下水化学场的空间特征。相关系数矩阵分析显示, 地下水分层监测井水化学组分随地层深度加大, 与常规地下水监测井的相关性系数由 0.984 减小至 0.566, 表征了地下水化学组分的空间分层分布特征。【结论】地下水分层采样监测技术刻画了地下水化学组分沿地层垂向深度的空间分布特征, 一定程度区分揭示自然地质成因与人为活动污染的影响, 进而识别刻画地下水污染羽的空间分布, 精准指导场地尺度地下水污染修复与风险管控。

关 键 词: 地下水化学; 空间分布特征; 地下水分层采样监测; 土壤与地下水污染调查; 垃圾填埋场; 水文地质调查工程; 湖北省

创 新 点: (1) 创新应用地下水 U 型管分层采样监测技术与设备, 基于实测数据定量刻画表征浅层地下水化学垂向分层分布特征; (2) 探索地下水污染分层调查监测与精细解析方法。

中图分类号: X523 文献标志码: A 文章编号: 1000–3657(2025)03–1080–14

Spatial distribution characteristics of hydrochemistry in contaminated sites based on groundwater stratification technology: A case study of a landfill in Hubei Province

LIU Xuehao¹, ZOU Jin^{1,2}, YI Chengyun^{1,2}, WANG Ping³, WANG Lei¹, LI Jiangshan³, LONG Sijie⁴,

收稿日期: 2023–02–09; 改回日期: 2023–08–21

基金项目: 国家自然科学基金项目(42107485)、国家重点研发计划课题(2018YFC1800804)与湖北省自然科学基金项目(ZRMS2019001907)联合资助。

作者简介: 刘学浩, 男, 1988 年生, 高级工程师, 主要从事地质环境领域设备研发与水文地质调查研究工作; E-mail: xuehao8@163.com。

HUANG Changsheng^{1,2}

(1. Wuhan Center, China Geological Survey (Geosciences Innovation Center of Central South China), Wuhan 430205, Hubei, China; 2. China University of Geosciences, Wuhan 430074, Hubei, China; 3. State Key Laboratory of Geomechanics and Geotechnical Engineering, Institute of Rock and Soil Mechanics, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430071, Hubei, China; 4. Central and Southern China Municipal Engineering Design and Research Institute Co, Ltd., Wuhan 430010, Hubei, China)

Abstract: This paper is the result of hydrological survey engineering.

[Objective] The leakage of leachate from a landfill can cause severe groundwater contaminations. Characterization the spatial distribution of the landfill-derived contamination plume is crucial for site remediation and pollution investigation. **[Methods]** In this paper, a typical case of groundwater pollution investigation at a landfill in Hubei is combined with the implementation of a six-layer groundwater multilevel sampling well (−6 m, −8 m, −10 m, −12 m, −16 m, −20 m), and 14 sets of groundwater chemical samples as well as other hydrogeological survey data to reveal the hydrogeochemical spatial distribution of the contaminated groundwater. **[Results]** The concentrations of most ions in groundwater such as TDS, COD (Mn), Mg^{2+} , HCO_3^- and Cl^- decrease linearly with increasing vertical depth, thus indicating that surface rainfall infiltration and anthropogenic pollution are the controlling influences on the shallow groundwater. The concentration of NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , Mn, Ni and other ions increases linearly with increasing vertical depth, reflecting groundwater chemical field under the control of natural geological condition and water-rock interaction. In addition, the correlation coefficient matrix analysis characterizes the stratified distribution of groundwater chemical components, the correlation coefficient between the groundwater sample from the U-tube groundwater multilevel sampling well and other conventional shallow boreholes decrease from 0.984 to 0.566. **[Conclusions]** The novel groundwater multilevel sampling technology has the ability, to characterize the hydrogeochemical spatial distribution of groundwater along the vertical depth of the geological layers, to differentiate and reveal the impacts of natural geological factors and human-made pollution, thus to identify the spatial distribution of groundwater plumes. In a word, the groundwater multilevel sampling technology could provide quantities' data and accurate guidance for site-scale groundwater pollution remediation and risk management.

Key words: spatial distribution characteristics; groundwater chemistry; groundwater multilevel sampling and monitoring; soil and groundwater contamination investigation; domestic waste landfills; hydrological survey engineering; Hubei Province

Highlights: (1) The U-tube groundwater multilevel sampling and monitoring technology were innovated and applied, and the hydrogeochemical vertical distribution of the contaminated groundwater was characterized based on its data; (2) The multilevel characteristic analysis methods of contaminated groundwater was explored.

About the first author: LIU Xuehao, male, born in 1988, senior engineer, mainly engaged in hydrogeology, R&D of novel environmental equipment; E-mail: xuehao8@163.com.

Fund support: Supported by Natural Science Foundation of China (No.42107485), the National Key Research and Development Program of China (No.2018YFC1800804) and Hubei Provincial Natural Science Foundation Program of China (No.ZRMS2019001907).

1 引言

中国城镇生活垃圾填处置多以堆填为主, 包括 1800 余座卫生垃圾填埋场和 27000 余座简易填埋场(詹良通等, 2022)。北美超过 2000 万座垃圾填埋场及固废地下处置场(Cherry et al., 1983; Masoner and Cozzarelli, 2015)。渗滤液由于降雨入渗及重力作用沿包气带孔隙或裂隙向下渗漏扩散, 克服堆填场下伏地层渗透阻力进入地下水。垃圾填埋场产

生的臭气对人们日常生活产生干扰和影响, 垃圾渗滤液对土壤、地下水造成持久性环境污染, 对周边居民人体健康构成潜在风险(王翊虹和赵勇胜, 2002; Mukherjee et al., 2015)。垃圾填埋产生的大量有毒物质和各类病菌病毒等渗滤液通过地下水进入食物链而威胁人体健康(Bridges et al., 2000; 段小丽等, 2008; Cozzarelli et al., 2011)。近年来, 国内外报道关于垃圾填埋场污染地下水事件屡见不鲜(Castañeda et al., 2012; Mishra et al., 2019; El Fadili

et al., 2022), 而由于地下水流通缓慢、交替程度弱、自净能力低, 一旦受到污染难以有效恢复。

国外研究案例通过地下水分层采样监测、水质荧光染色监测等先进技术揭示了垃圾填埋场渗滤液渗漏等引起的地下水污染羽三维空间分布, 进而对污染场地的环境风险管控和治理修复起到关键作用。加拿大 Cherry 团队对安大略省 Borden 垃圾填埋场展开系统性研究, 首次示范验证地下水分层监测技术、地球物理探测技术等揭示了场地地下水污染羽的空间分布及运移扩散规律 (Cherry et al., 1983; Greenhouse and Harris, 1983; MacFarlane et al., 1983)。地下水分层监测网刻画出污染羽宽 600 m, 长 700 m, 深 20 m, 识别污染羽的有效化学指标包括 Cl^- 、 SO_4^{2-} 和电导率等, 部分地下水样电导率高达 $4000 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Nicholson et al., 1983)。美国地质调查局 Cozzarelli 团队采用地下水分层监测、地球化学同位素等技术表征了俄克拉马州 Norman 垃圾填埋场的地下水污染羽空间分布、扩散速度与长期地球生物化学反应, 提出通过提高对地下污染羽扩散、迁移、生物化学降解等行为理解来定量评估污染场地的环境风险 (Zume et al., 2006; Cozzarelli et al., 2011)。1986—2010 年该场地的地下水污染羽以 $7800 \text{ m}^2/\text{a}$ 速度扩散增长, 分布区域扩大了 878%, 污染羽扩散线性速度计算值为 40.2 m/a (Masoner and Cozzarelli, 2015; Alam et al., 2022)。英国 Worcestershire 郡垃圾填埋场 2000 年补充安装了 10 口地下水分层监测井, 该分层监测井的水位数据揭示了地下水垂向流的存在及水头压力梯度值, 该分层监测井的水化学数据及包气带土壤气数据 (如甲烷浓度) 清晰刻画了污染羽的地下三维空间分布与迁移路径 (Dumble et al., 2006), 其中, 同一个地下水分层监测井中氯化物浓度从低于 50 mg/L 的背景值变化到超过 700 mg/L , 总有机碳在垂直方向上从小于 10 mg/L 变化到大于 50 mg/L (Dumble et al., 2006)。Murry Einarson 在美国马萨诸塞州有机污染场地应用地下水分层监测井和染色荧光诱导原位监测技术 DyeLIF, 全球首次原位高效地刻画了场地地下 DNAPL 污染羽的三维空间分布 (Einarson et al., 2018; Horst et al., 2018), 极大支撑了后续的场地污染修复。

国内针对污染场地地下水化学空间分布精细

分层表征的工作相对较少, 但诸多水文地质相关研究均表明地下水化学场在地层垂直空间呈现普遍的分层分带特征。于庆和王彩华 (1987) 研究塔里木河流域地下水水化学呈现垂直分层性、平面分带分区的特征, 并从地下水补径排条件阐明水化学分层分带特性的机理机制。苏春利和王焰新 (2008) 研究表明大同盆地孔隙地下水沿地层垂向和水平向具有分带规律性, 且地下水化学场分带特征与地下水动力场分区吻合较好。楼章华等 (2006) 研究松辽盆地地下水化学场的垂直分带性, 由浅入深可划分为大气降雨下渗淡化带、近地表蒸发浓缩带、泥岩压实排水淡化带、黏土矿物脱水淡化带、渗滤浓缩带等 5 层地下水化学类型。刘爱菊等 (1997) 研究了三门峡库区朝邑滩地下水化学分带性规律, 阐明区域地下水化学分层分带特性的形成机制。郭高轩等 (2013) 探讨北京潮白河冲洪积扇地下水系统, 研究显示水化学具有良好的分层分带特征。中下游地下水动力条件差, 含水层分层明显, 从测试结果显示地下水样组分浓度浅层 > 中层 > 深层, 地下水质量分带特性明显, 表现为上游 > 中游 > 下游。尽管诸多学者的研究均揭示了地下水化学场的分层分带规律, 但大多数为流域尺度的水文地质定性分析, 尚未从场地尺度定量表征地下水化学的垂向变化特征。其主要原因是缺乏高精度的地下水分层采样实测数据, 缺少地下水分层采样监测等新技术与新设备。

地下水分层采样监测技术是指在一个钻孔的垂向不同深度实施分层采样 (Griffioen et al., 2014), 其独特优势在于能够在单一钻孔内沿地层垂直结构多个离散深度获取多层目标测试数据, 提供垂向不同深度的相关地层信息 (Wolff-Boenisch and Evans, 2014), 从而表征地下水溶质或特征污染物在地层中的浓度变化、时空分布及迁移扩散梯度, 通过提取分层更丰富且更具针对性的地下水化学信息及地层地质结构来揭示刻画地下水化学场 (Barcelona et al., 1984)。地下水分层采样监测技术起源于 20 世纪 80 年代, 在国际上历经 40 多年发展。Water FLUTe™ system 于 1994 年首次应用于地下水分层采样监测 (Chapman et al., 2015)。Solinst Waterloo System 采用局部模块化设计, 配套微型双阀泵对多个地下层位监测 (Pitkin et al., 1999)。

Solinst CMT System 采用传统挤出式柔性聚乙烯多通道管, 全线无接头设计保证井下泄漏风险低 (Einarson and Cherry, 2002)。在桂林、北京、北海、黑河流域等多地应用, 已实现国产化。地下水 U 型管分层采样技术具有性能与成本双重优越性、跨领域性与技术前沿性, 迄今已在国内多个技术领域超过 30 口监测井示范应用 (Liu et al., 2016; 刘学浩等, 2021)。

垃圾填埋场的治理和修复已成为中国生态文明建设的重大需求, 2019 年生态环境部发布《“无废城市”建设指标体系(试行)》、2021 年发布《“十四五”城镇生活垃圾分类和处理设施发展规划》等均要求开展填埋场封场综合治理与环境风险监控, 推进“深入打好污染防治攻坚战”(薛强等, 2020; 赵勇胜和王卓然, 2021; 费宇红等, 2022)。湖北省某生活垃圾填埋场见渗滤液从堆体表面渗漏流出, 未进行雨污分流, 对周边环境造成潜在环境污染风险和安全隐患。本文在周边土壤与地下水污染调查工作基础上, 对地下水重污染风险区实施地下水分层监测与水化学分层特征分析, 揭示溶质污染物在含水层中的浓度及空间分布特征, 评估垃圾填埋场周边地下水污染扩散趋势。

2 研究区概况

2.1 自然地理条件

生活垃圾填埋场位于湖北省大别山西南麓与

江汉平原交接地带, 为较平缓的红层盆地, 地势整体向南西的盆地中心倾斜。区域地貌特征为中低山过渡到平原, 区域断裂构造以北西向为主。场地周边主要出露地层有第四系、白垩系公安寨组 (表 1)。水文地质调查资料显示, 公安寨组主要分布在场址北东缘和南侧, 岩性以紫红色砂岩、砂砾岩、泥质粉砂岩为主 (黄长生等, 2021)。堆填场周边见玄武岩, 与白垩系公安寨组互层呈层状喷发展布。填埋场西邻河流为陆水河—府河, 属于从北至南汇入长江的次级支流。

2.2 场地污染历史和现状

该山谷型生活垃圾填埋场面积 14.67 万 m², 有效库容 168 万 m³, 2021 年封场覆盖, 近 20 年累计填埋垃圾约 124.9 万 t。填埋场底部采取 HDPE 膜复合防渗处理。填埋场渗滤液成分复杂有臭味, 含有难以生物降解的芳香族化合物、氯代芳香族化合物、磷酸脂、邻苯二甲酸脂、酚类和苯胺类化合物。其中, 渗滤液水质检测氨氮超标 139.2 倍、总氮 92.5 倍、COD 超标 49.9 倍, 砷超标 1.36 倍、总铬、镉及大肠菌群等有检出 (李琦等, 2019)。

2.3 水文地质条件

采用遥感解译与无人机航测识别出填埋场所在的流域水文地质单元。整体为南西向倾斜的红层盆地, 水文地质单元东侧边界为滚子河东岸的沿岸分水岭, 西侧以府河为界, 北侧边界及分水岭可延伸至云应盆地北缘的寒武系灰岩山区。南侧受

表 1 生活垃圾填埋场周边出露地层
Table 1 Stratigraphic and lithologic around landfill site

系	统	层组	岩性描述
第四系	全新统		冲积、湖积、湖积冲积; 细砂、淤泥、亚砂土、亚黏土及淤泥质黏土。下部为砂砾石
	上更新统		冲积、冲积洪积相形成的黄褐黏土、亚黏土及砾石层为主。上部亚黏土、黏土偶夹泥炭层, 含铁锰质结合, 广泛含有姜结石。较致密, 局部具垂向裂隙, 由于淋滤作用裂隙面多形成黑褐色铁锰质薄膜, 在开挖切坡处沿裂隙冲刷形成高低相间沟槽; 下部砂砾或黏土砾石层, 具冲积相的二元结构
			冲积、湖积冲积、冲积洪积相形成的红色黏土及砾石层。
	中更新统		上部为棕红色—砖红色黏土, 成分以红色黏土矿物为主, 由于淋滤作用表层颜色一般退变为棕红—棕黄色, 局部具网纹状构造, 成分以水云母、蒙脱石、高岭土等黏土矿物为主, 顶部可见少量铁锰质结合。土体结构致密, 透水性差, 富水性差。 下部以砾石层为主, 层间红色砂土夹白色网纹状黏土, 固结程度一般, 砾石多为石英、长石等, 分选中等, 砾径 3~10 cm, 呈次圆状。该层在空间分布呈现自北向南渐薄的特征
白垩系—古近系	下古近统	公安寨组	上部为灰绿色泥岩、紫红色砂质泥岩、粉砂岩互层, 局部含灰白色长石砂岩、含砾砂岩、薄层石膏。 中部为紫红色、砖红色中—厚层粉砂岩、泥质粉砂岩, 偶夹灰白色钙质砂岩, 夹多层玄武岩, 玄武岩与红层间形成平行不整合接触, 为多起喷发与红层同期沉积产物。 底部为暗红色砾岩、细砂岩、泥质粉砂岩、黄绿色黏土岩层成两个旋回, 底部均为砾岩

到堆填场边红层控制,地形上表现为略高的岗地分水岭,地表径流汇入地下后一部分沿浅层第四系向南东、南西分别汇入滚子河和府河,一部分沿红层

与玄武岩接触界面向西、西南侧向补给府河。现场地下水流速流向原位实测显示(图 1),区域地下水流向由东北向西南 240°,受水文地质结构控制,区

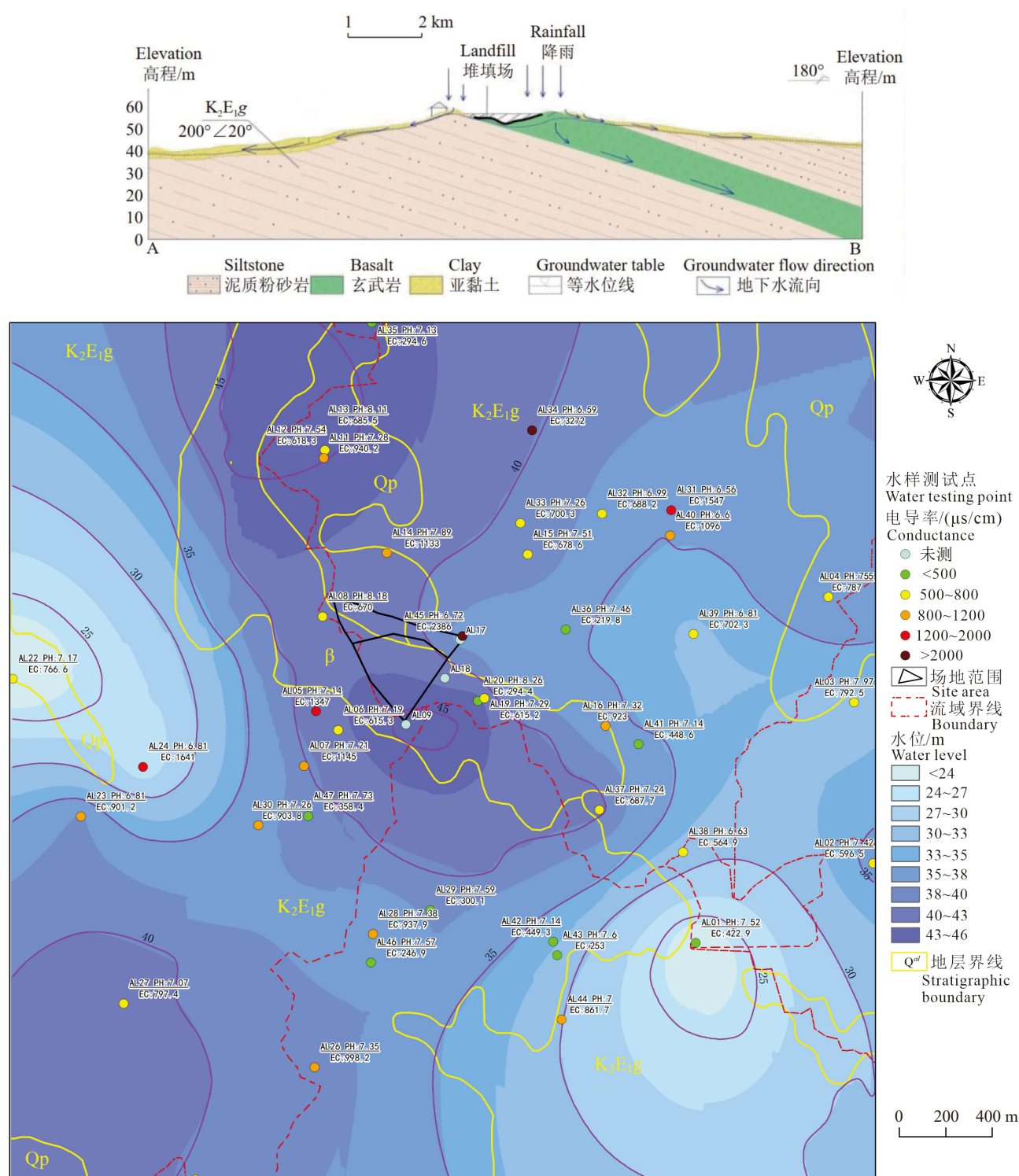


图 1 安陆生活垃圾填埋场水文地质剖面及地下水流场图
Fig.1 Hydrogeological profile and groundwater flow field of the Anlu Landfill site

域地形东北高西南低, 岩层产状 $210^{\circ} \angle 20^{\circ}$, 赋存在相对含水层玄武岩中的地下水沿倾向西南, 倾角 20° 的隔水底板径流(玄武岩与白垩纪红砂岩接触界面)。

场地尺度的地下水流向主要受分水岭地形、隔水层底板倾向等水文地质结构控制(图 1), 见人工削坡及堆填扰动影响。具体来讲, 受微地形控制及人工扰动影响, 场地尺度东侧滚子河小流域地下水流向实测值为东南南, 场地尺度西侧府河小流域地下水流向南西西。

典型钻孔揭示了场地地层结构: 0~6 m 第四系黏土, 6~6.5 m 全风化玄武岩, 6.5~38 m 中风化—弱风化玄武岩, 38 m 后见白垩系紫红色粉砂岩, 未揭穿。枯水季地下水位埋深约 5.5 m, 地下水类型主要为基岩风化裂隙水, 受上覆黏土层影响微承压。

3 地下水样品采集与测试

堆填场水文地质调查工作中, 在地下水上游设置对照点民井 ALMJ4, 反映自然地质背景条件下地下水水质情况。沿堆填场两侧高风险区 50 m 红线内设置两口, 分别位于场地东侧 ZKW04 和西侧的 ZKW02。沿地下水下游设置地下水监测井 ZKW03、

ZKW06, 另选用民井 ALMJ1, 及堆填场北侧旧有井 ALJC2、ALJC3、ALJC5 共同构成地下水监测网(图 2)。

值得指出的是, 基于地下水 U 型管分层采样技术在填埋场实施了地下水分层监测井 ZKW02。对垂向地层 0~20 m 不同深度的地下水进行一孔六层分层快速采样监测。从空间位置来看, 场地地下水下游污染风险大, 选取距污染源下游 50 m 位置部署; 从垂向深度来看, 在地表入渗影响下浅层地下水污染风险大, 宜加密间距进行分层采样监控。结合水文地质条件设置井下分层间距, 由地表往下, 第一层地下水采样监测设置在 6 m 埋深处, 控制第四系土壤与基岩全风化界面, 第二至第四层地下水采样监测埋深分别为 8 m、10 m 和 12 m。第五至第六层间距加大, 埋深为 16 m 和 20 m。

其中, 地下水 U 型管分层监测井基本结构及工作原理简述如下(刘学浩等, 2015): 分层监测井外壁包括含 PVC 实管、筛管和同径止水封隔器, 内含多层地下水 U 型管采样器及采样通道。地下水分层快速采样工作原理为: 第一阶段, 地层不同深度的地下水在压差作用下渗入地下水 U 型管分层采样器井下过滤段, 并逐渐达到渗流平衡(李琦等,



图 2 填埋场地下水监测井分布图

Fig.2 Distribution of the groundwater monitoring wells at landfill site

2019); 第二阶段, 井下过滤段内的地下水经渗析组件过滤后通过单向阀流入井下储流容器, 即地下水样储存在地下水 U 型管分层采样器的井下设备内。而各层位 U 型管采样通过上端的两个软管连至地表, 分别为驱动端和采样端; 第三阶段, 采用氮气洗井清洁后, 对 U 型管的一端(驱动端)用氮气瓶加压, U 型管内储流容器的地下水因单向阀流向限制只能从 U 型管的另一端(采样端)排至地面的液体采样容器(图 3, Liu et al., 2016)。氮气加压驱替将地下水 U 型管采样器井下各深度的地下水样驱替至地面, 单次单层采样量约 1 L。地下水各采样层位洗井 3~5 次符合要求后, 实施井口多层同时驱替采样, 从而通过地下水 U 型管分层采样器得到指定地层多个层位的地下水样。

对填埋场及周边区域地下水采样分析。2022 年 5 月共采集地下水样 14 个, 具体为常规地下水监测井(6 个水样)、民井(2 个水样)和地下水分层监测井(1 眼井 6 个水样)。其中, 地下水 U 型管分层监测井的水样采用氮气多层驱替快速采样(李琦等, 2019), 常规地下水监测井和民井使用贝勒管采样, 用待采水样润洗三次后用聚乙烯瓶采集封装。地下水样品送至中南矿产资源监督检测

中心, 采用离子色谱仪及原子吸收分光光度法等测定。

4 数据分析与讨论

4.1 地下水化学组分平面空间分布特征分析

地下水化学特征分析可以反映研究区地下水组分的基本情况, 一定程度呈现区域地下水化学特征及其空间演化规律。区域地下水流向西南, 受地形分水岭、隔水层底板倾向(西南向 20°)等水文地质结构控制。场地周边地下水位埋深 2.10~5.50 m, 高程 50.3~53.13 m, pH 值在 7.12~8.44, 受玄武岩分布区水岩相互作用影响呈弱碱性。表 2 统计了两种监测井地下水水样水化学浓度指标浓度测试范围, 对比《地下水质量标准》(GB/T 14848—2017) III 类标准限值。COD(Mn) 含量平均为 1.52 mg/L。溶性总固体浓度分布范围为 258~1070 mg/L, 平均 450 mg/L, 超标 1 处。NO₃⁻超标 5 处, 超标倍数较高, 达 42.5%~70.5%, 平均浓度高达 34.6 mg/L, 地下水水质受人为活动影响明显。

Piper 三线图反映地下水化学特征, 中间菱形呈现水样的化学类型, 两边三角形呈现阳离子和阴离子的相对摩尔百含量(张雅等, 2021)。结合地下水

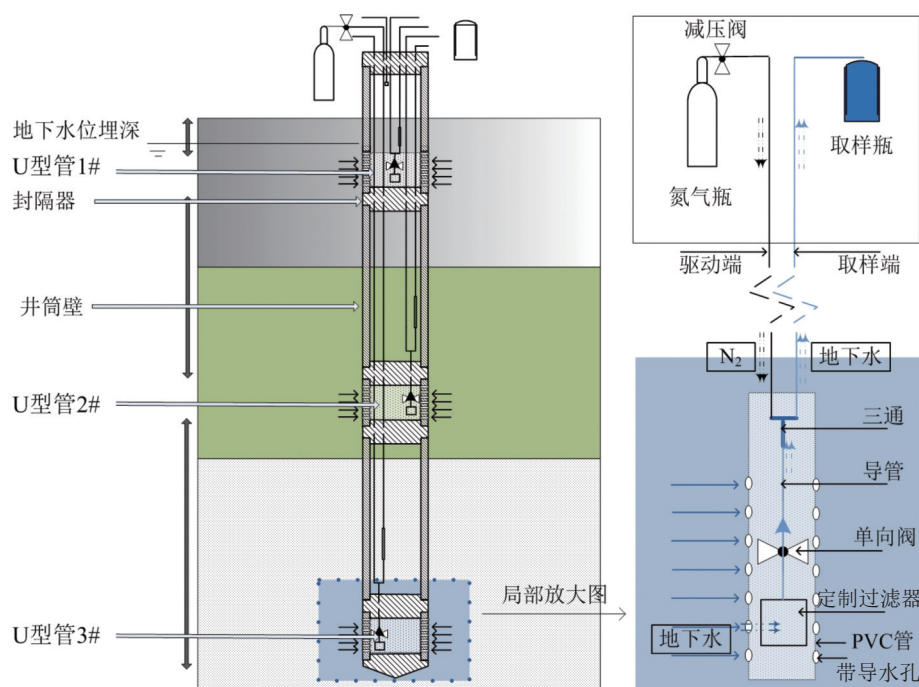


图 3 地下水 U 型管分层监测井工作原理图
Fig.3 Working principle of the U-tube multilevel monitoring well

表 2 研究区地下水主要化学指标统计

Table 2 Statistics of groundwater chemistry from the Anlu landfill site										
测量指标	地下水一孔六层分层监测井					常规监测井				
	第一层 (-6 m)	第三层 (-10 m)	第五层 (-16 m)	六层 平均数	超标倍数	最大值	最小值	平均数	超标倍数	分层监测井/常规监测井 平均数比值
pH	7.30	7.17	7.17	7.19	—	8.44	7.3	7.92	—	90.78%
COD(Mn)	8.09	7.47	5.35	7.09	0.439~0.577	3.33	0.74	1.52	0.099	466.45%
可溶性总固体	1730	1650	1570	1632	0.359~0.387	1070	258	450	0.065	362.67%
K ⁺	3.26	3.04	2.72	3.00	—	7.47	1.04	3.96	—	75.76%
Na ⁺	284	272	220	258	0.091~0.225	66.23	17.4	34.3	—	752.19%
Ca ²⁺	201	190	200	193	—	184	16.1	58.7	—	328.79%
Mg ²⁺	112	104	103	104	—	110	8.98	32.8	—	317.07%
NH ₄ ⁺	0.032	0.064	0.098	0.080	—	—	—	—	—	—
Cl ⁻	510	472	490	485	0.453~0.484	324	8.56	69.5	0.228	697.84%
SO ₄ ²⁻	123	132	121	128	—	88	16.6	46.6	—	274.68%
CO ₃ ²⁻	<0.5	<0.5	<0.5	—	—	—	—	—	—	—
HCO ₃ ⁻	930	880	747	841	—	479	154	225	—	373.78%
NO ₃ ⁻	0.094	3.04	17.5	6.67	—	67.7	0.27	34.6	0.425~0.705	19.28%
NO ₂ ⁻	0.013	0.039	0.072	0.055	—	3.72	0.002	7.92	—	0.69%
Mn	1560	2980	4200	3380	0.936~0.97	—	—	—	0.099	—
Sr	3800	2830	1930	2587	—	1980	319	682	0.065	379.32%
Ba	506	394	292	367	—	174	38.8	71.0	—	515.90%

注: 除pH无单位, Mn、Sr、Ba单位为μg/L, 其余均为mg/L。

补径排条件和 Piper 三线图分析, 场地周边地下水中主要阳离子为 Ca²⁺和 Mg²⁺, 阴离子主要以 HCO₃⁻为主, 呈现出场地位于分水岭高处地下水补给区的特征。研究区地下水类型大部分为 HCO₃-Ca·Mg 型水。沿地下水流向, 地下水中 HCO₃⁻浓度降低, SO₄²⁻和 Cl⁻浓度升高, 从上游的 ALMJ4、ALJC2 到下游的 ZKW02、ZKW06 地下水类型由 HCO₃-Ca·Mg 型转变为 Cl-Ca 型。

地下水化学阳离子空间分布主要受地下水补径排规律及填埋场位置影响。Mg²⁺空间分布呈现 2 个典型特征, 其一在于浓度随地下水流向的上游 ALMJ4、中游 ZKW04、ZKW03 逐渐升高, 呈现随水岩相互作用及地下水径流时间延长 Mg²⁺离子浓度逐渐变大的空间分布特征; 其二为在地下水等水位线附近的离子浓度呈现一致特征, 位于地下水中游的填埋场周边多个点位(ZKW04、ALJC2、ALJC3、ALJC5)的 Mg²⁺浓度值基本保持不变。Ca²⁺和 Na⁺/K⁺离子空间分布特征显著不同, 随地下水补径排影响不大, 地下水流向的上游 ALMJ4、中游 ZKW04、ZKW03 到下游 ALMJ1 的离子浓度小幅增大或基本不变。而离填埋场位置近的点位(如 ALJC5、ALJC2)浓度较高, 这可能受生活填埋场渗滤液入渗迁移影响。

如上所述, 地下水化学空间分布特征呈现沿地下水流向上游至下游方向离子浓度增大的总体趋势。而 Ca²⁺和 Na⁺/K⁺部分离子受填埋场渗滤液影响明显, 呈现沿填埋场位置近的个别点位离子浓度较高现象。Mg²⁺等离子受填埋场位置影响较小, 其离子浓度空间分布呈现与自然的地下水流场相似规律。

4.2 地下水化学组分垂向空间分层分布特征

在上述地下水化学组分平面空间分布特征基础上, 基于地下水分层采样监测技术进一步揭示场地地下水化学垂向空间分布特征。拟通过地下水流场水化学组分垂向分层分析、水化学数据相关系数矩阵表征、水化学离子随垂向地层深度变化规律等三方面展开阐述。

4.2.1 地下水化学组分垂向分层分析

基于地下水分层采样监测技术获取的一孔多层水化学数据与常规地下水监测井获取的水化学数据显著不同, 地下水分层监测井大部分离子含量较后者高 2.7~7.5 倍(表 2)。具体来看, 地下水分层监测井 COD(Mn) 含量平均 7.09 mg/L, 是常规监测井的 4.66 倍; 可溶性总固体浓度平均 1632 mg/L, 是常规监测井的 3.63 倍。Ba、Sr 等重金属离子是常规监测井 5.15 倍、3.79 倍。K⁺、Ca²⁺、Mg²⁺、NH₄⁺

等阳离子和 SO_4^{2-} 、 CO_3^{2-} 、 HCO_3^- 等阴离子在分层监测井中的浓度较常规监测井高。地下水分层监测井中 Mn 超标倍数达 93.6%~97%，平均浓度高达 3.38 mg/L，而其他常规监测井中未检出；Cl⁻ 超标倍数较高，达 45.3%~48.4%，平均浓度高达 485 mg/L，超过了 V 类地下水标准限值。

值得讨论的是，应用案例中地下水分层监测井和常规监测井离子含量存在明显差异。原因之一在于监测井位置及平均值计算方法不同，地下水分层监测井数据是同一个钻孔 ZKW02 不同垂向深度的 6 个地下水样均值，常规地下水监测井数据是不同地理位置的监测井 8 个水样数据均值。更重要的原因在于，地下水采样器工作原理、建井结构、采样过程原位弱扰动程度及样品代表性显著不同。常规地下水监测井及民井采用贝勒管采样，水样来源于井下数米长筛管段的混合样，地表入渗及渗滤液污染物在常规监测井井筒内与天然地下水混合稀释，地下水样品代表性较差。地下水分层监测井 ZKW02 采用一孔多层结构建井，并设置同径止水

封隔器防止水样混合，并下单个层位滤水段(对应常规监测井筛管)定长 1 m，即水样来源于止水封隔条件井下 1 m 筛管段($\phi 90$ mm)的高保真地下水样，污染稀释混合少，洗井残余液干扰小，地下水样品能代表指定地层深度。其次，地下水分层监测井基于被动式吸入的气驱式原理采样，井口多层驱替的采样过程原位弱扰动，地下水样品代表性好。

在阐述地下水分层监测井较常规地下水监测井地下水样品代表性更好的基础上，进一步分析地下水化学组分空间分布特征。对比图 4、图 5，地下水分层监测井各样品水化学组分数据离散性小，水化学组分随深度变化规律明显。地下水分层监测井水化学组分中主要阳离子为 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} ，阴离子以 Cl^- 、 SO_4^{2-} 为主，地下水类型为 $\text{Cl}\cdot\text{SO}_4\text{-Ca}\cdot\text{Mg}$ 型水，能较好表征地下水分层监测井 ZKW02 所处位置的地下水补径排空间特征。在该地下水分层监测井位置随着地层深度的增加，TDS、COD(Mn)、Ba、Sr、 Na^+ 、 HCO_3^- 等大部分离子浓度逐渐减小； NH_4^+ 、 NO_2^- 、 NO_3^- 、Mn 等部分离子随地层深度增加

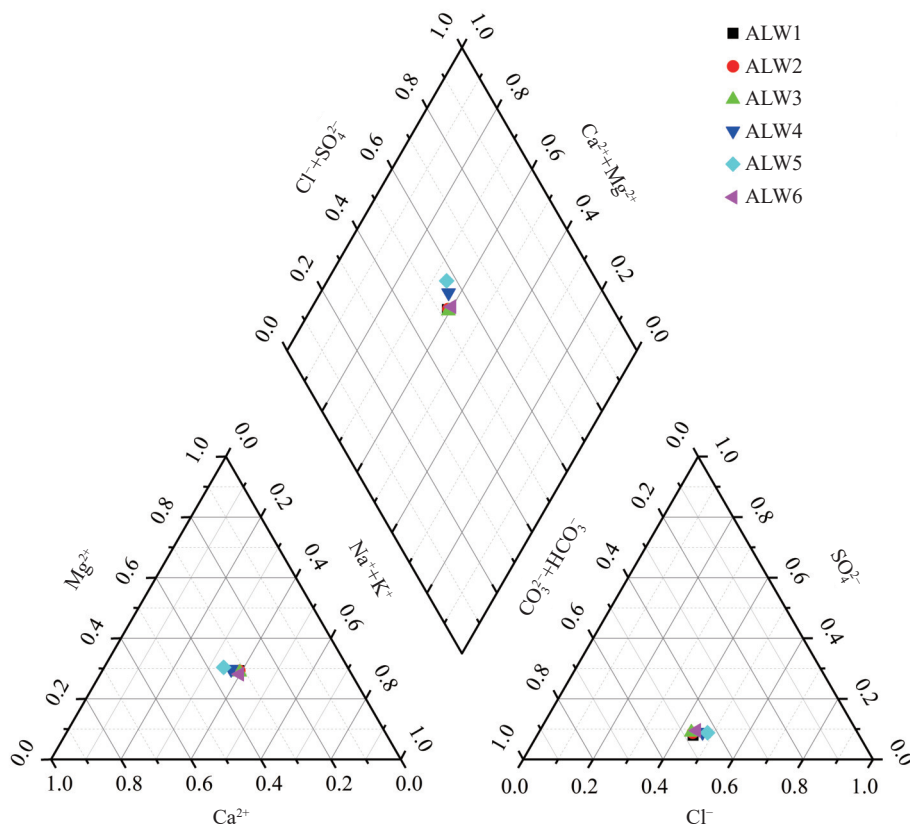


图 4 研究区地下水 Piper 三线图
Fig.4 The Piper diagram for groundwater chemistry

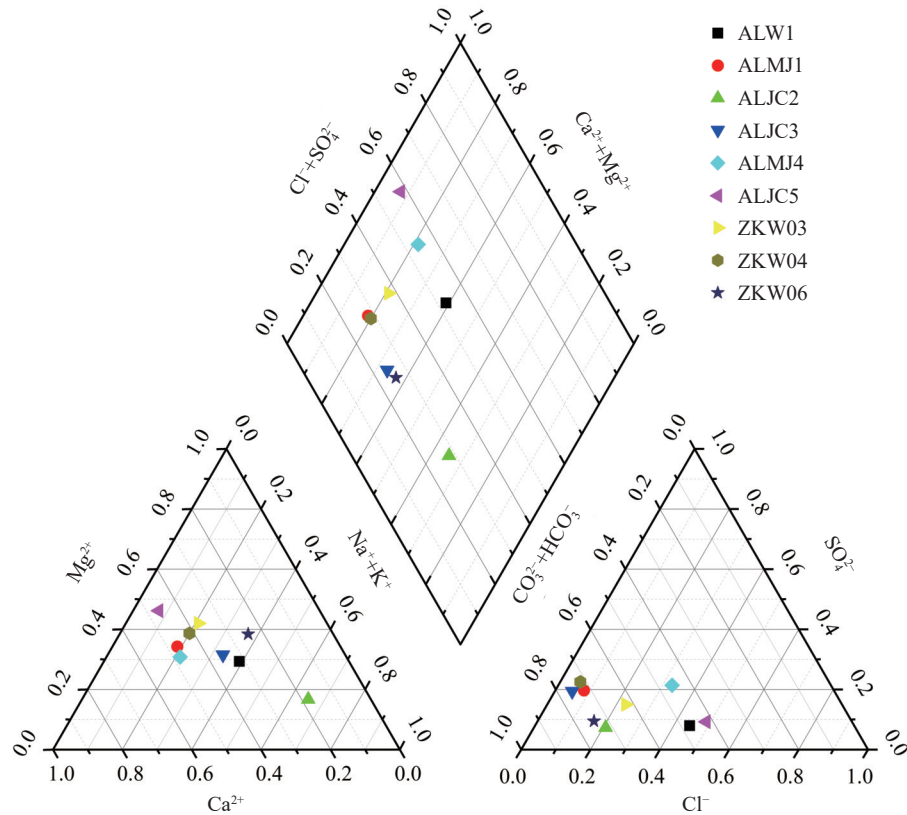


图 5 研究区地下水垂向空间 Piper 三线图
Fig.5 Piper diagram of vertical groundwater chemistry

浓度逐渐增大。

4.2.2 地下水化学垂向分层相关系数矩阵表征

地下水分层监测井的水化学数据与常规地下水监测井数据显著不同, 基于地下水分层技术的水样数据离散性小、代表性好, 且进一步揭示了水化学组离子随地层垂向深度变化的规律。在此通过相关系数矩阵进一步表征新技术所获取数据的有效性

有效性及地下水化学组分空间分布的相关性。

对研究区各监测井地下水样品进行 Pearson 相关性矩阵分析, 相关系数在 0.6 以上为强相关(表 3)。相关性矩阵分析显示, 常规地下水监测井之间的相关系数在 0.913~0.997, 揭示了场地周边不同位置地下水化学场空间分布的强相关性。地下水分层监测井各层位之间的相关系数为 0.566~

表 3 研究区各地下水样品相关性矩阵

Table 3 Correlation coefficient matrix of groundwater chemistry from the Anlu landfill site														
	ALW1	ALW2	ALW3	ALW4	ALW5	ALW6	ALMJ1	ALJC2	ALJC3	ALMJ4	ALJC5	ZKW03	ZKW04	ZKW06
ALW1	1													
ALW2	0.972	1												
ALW3	0.904	0.978	1											
ALW4	0.797	0.916	0.978	1										
ALW5	0.699	0.846	0.938	0.989	1									
ALW6	0.566	0.741	0.864	0.948	0.984	1								
ALMJ1	0.823	0.745	0.620	0.482	0.366	0.211	1							
ALJC2	0.876	0.790	0.661	0.512	0.389	0.230	0.962	1						
ALJC3	0.895	0.801	0.668	0.513	0.387	0.225	0.970	0.987	1					
ALMJ4	0.874	0.786	0.653	0.506	0.383	0.219	0.980	0.969	0.981	1				
ALJC5	0.918	0.814	0.677	0.518	0.389	0.221	0.925	0.951	0.974	0.974	1			
ZKW03	0.864	0.778	0.648	0.503	0.382	0.220	0.988	0.969	0.980	0.996	0.962	1		
ZKW04	0.870	0.781	0.650	0.503	0.380	0.219	0.987	0.971	0.988	0.993	0.963	0.997	1	
ZKW06	0.923	0.814	0.679	0.516	0.385	0.221	0.913	0.955	0.980	0.954	0.988	0.948	0.957	1

0.984, 呈现水化学组分随地层垂向深度差异越大相关性逐渐减小的特征。此外, 地下水分层监测井与常规监测井数据之间的相关性随地层垂向深度变大平均值逐渐降低, 分别为 0.87(埋深-6 m)、0.78(-8 m)、0.65(-10 m)、0.50(-12 m)、0.38(-16 m)、0.22(-20 m)。地下水分层监测井浅部三层的水化学数据与常规地下水监测数据具有相关性, 相关性系数大于 0.65, 这是由于地下水分层监测井浅层层位(6~10 m)控制第四系土壤层潜水 Qh 与基岩风化壳裂隙水, 与常规地下水监测井控制的地下水位界面附近水样基本位于同一水平基准面。而地下水分层监测井更深的层位(12~16 m)控制基岩裂隙水, 与浅层第四系潜水水化学组分区别较大, 受地表入渗污染影响更小, 故相关系数随之显著降低。

如上所述, 水化学组分相关系数分析符合场地水文地质规律, 表征了地下水化学组分空间分层分布特征, 印证了基于地下水分层技术获取垂向地层不同深度地下水化学数据的有效性和样品代表性。

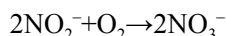
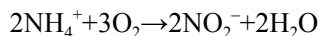
4.2.3 地下水化学离子随垂向地层深度变化规律

地下水化学组分垂向空间分布特征表明场地的水化学离子随垂向地层深度变化规律显著, 部分离子浓度随垂向地层深度加大线性增大, 小部分离子浓度随垂向地层深度加大线性减小, 个别离子浓度随垂向地层深度变化不显著。

具体来讲, 基于地下水分层监测井一孔多层采样数据, TDS、COD(Mn)、Ba、Sr、K⁺、Na⁺、Mg²⁺、HCO₃⁻、Cl⁻等大部分离子浓度随着地层深度的增加逐渐减小。典型水化学离子浓度随垂向地层深度线性减小, TDS、COD 浓度与地层垂向深度呈线性负相关关系。原因在于地表污染物或渗滤液随着降雨入渗由上至下迁移弥散(薛强等, 2004), 随地层深度加大浓度线性降低(Preziosi et al., 2019)。该现象表明浅层饱水带地下水与大气降雨、地表水、浅层包气带交互作用显著, 一定程度揭示了地表降雨入渗及人为活动污染对地下水化学组分的主控影响(Zhan et al., 2017)。

基于地下水分层监测井一孔多层采样数据, NH₄⁺、NO₂⁻、NO₃⁻、PO₄³⁻、Mn、Ni、Co、Se、V 等部分离子浓度随着地层深度的增加线性增大。典型水化学离子浓度随垂向地层深度线性增大, NH₄⁺、NO₂⁻浓度与地层垂向深度呈线性相关关系。在渗

滤液等人为活动中氮污染以氨态氮为主, 在降雨淋滤作用下含氮物质迁移下渗到土壤地层中, 通过包气带氧化环境的矿化作用、硝化作用转化为硝酸根。在地表入渗和弥散作用下, NO₂⁻、NH₄⁺、NO₃⁻进入地下水中, 造成地下水氨氮污染。地下水中 Mn、Ni、Se 等金属离子受人类活动影响较小, 随地层深度增加浓度线性增大, 一定程度揭示了水岩相互作用主控下天然地下水化学场的时空演化规律。



基于地下水分层监测井一孔多层采样数据, Li、As、I、Br、Hg、F 等个别离子浓度随垂向地层深度变化规律不显著, 可能受地层岩性结构、物理吸附作用、地下微生物地球化学反应等其他因素影响, 限于篇幅不展开讨论。

地下水分层监测井水样离子含量较常规地下水监测井高 2.7~7.5 倍, 水化学组分数据离散性小, 呈现了污染场地地下水化学组分随地层垂向深度的变化规律。由此可知, 地下水 U 型管分层监测技术可通过一个钻孔一孔多层获取不同地层深度的代表性地下水样品, 具有良好的分层效果。原因之一在于, 较传统地下水监测井的长筛管结构, 带封隔器的地下水分层监测井一孔多层井管结构通过井下物理空间隔断有效减小了地下水与井下残余液的混合。原因还在于, 新技术基于被动式气驱原理, 对地下水原位弱扰动分层采样有效减少了采样过程的动力学扰动与化学组分挥发逸散。

在相同水文地质条件下, 垃圾填埋场浅层地下水化学特征有一定相似性。而随着人为活动污染的由上至下入渗扩散, 局部地下水化学特征显著变化, 且沿地层深度呈现与天然地质成因显著不同的变化规律。因此, 为刻画地下水三维水文特征, 对不同深度地下水进行分层监测是有必要的。

5 结 论

生活垃圾填埋场对土壤和地下水存在持久性环境污染, 对周边居民人体健康构成潜在风险。结合湖北某垃圾填埋场水文地质调查, 应用地下水 U 型管分层采样监测技术揭示了场地地下水化学空间分布特征。得到的主要结论有:

(1) 地下水化学平面空间分布特征呈现沿地下

水流向上游至下游方向离子浓度增大的总体趋势。地下水类型主要为 $\text{HCO}_3\text{-Ca}\cdot\text{Mg}$ 型和 $\text{Cl}\cdot\text{SO}_4\text{-Ca}\cdot\text{Mg}$ 型。 Ca^{2+} 和 Na^+/K^+ 等离子受渗滤液影响明显, 呈现沿填埋场位置近的个别点位离子浓度较高现象。 Mg^{2+} 等离子的空间分布呈现与自然的地下水流场相似变化规律。

(2) 地下水化学离子随垂向地层深度变化规律显著, TDS、COD(Mn)、 Mg^{2+} 、 HCO_3^- 、 Cl^- 等主要离子浓度随垂向地层深度线性减小, 表明地表入渗及人为活动污染是垃圾填埋场浅层地下水化学组分的主控影响因素; Mn、Ni 等离子浓度随垂向地层深度线性增大, 一定程度揭示了自然地质条件及水岩相互作用下地下水化学场的空间特征; Li、As、Hg、F⁻ 等个别离子浓度随垂向地层深度变化不显著。

(3) 相关系数矩阵分析表征了地下水化学组分空间分层分布特征。与常规地下水监测井单井水质相比, 地下水分层监测井六个不同深度的水化学组分呈现随地层垂向深度越深, 与常规单井水质相关性逐渐减小的特征, 相关系数值由 0.984 减小至 0.566。

(4) 地下水 U 型管分层采样监测技术刻画了地下水化学组分沿地层垂向深度的空间分布特征, 一定程度区分揭示自然地质成因与人为活动污染的影响。可进一步识别刻画地下水污染羽的空间分布, 精准指导场地尺度地下水污染修复与风险管控。

References

- Alam M I, Katumwehe A, Atekwana E. 2022. Geophysical characterization of a leachate plume from a former municipal solid waste disposal site: A case study on Norman landfill[J]. *AAPG Bulletin*, 106(6): 1183–1195.
- Barcelona M J, Helfrich J A, Garske E E, Gibb J P. 1984. A laboratory evaluation of ground water sampling mechanisms[J]. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 4(2): 32–41.
- Bridges O, Bridges J W, Potter J F. 2000. A generic comparison of the airborne risks to human health from landfill and incinerator disposal of municipal solid waste[J]. *Environmentalist*, 20(4): 325–334.
- Castañeda S S, Sugang R J, Almoneda R V, Mendoza N D S, David C P C. 2012. Environmental isotopes and major ions for tracing leachate contamination from a municipal landfill in Metro Manila, Philippines[J]. *Journal of Environmental Radioactivity*, 110: 30–37.
- Chapman S, Parker B, Cherry J, Munn J, Malenica A, Ingleton R, Jiang Y, Padusenko G, Piersol J. 2015. Hybrid multilevel system for monitoring groundwater flow and agricultural impacts in fractured sedimentary bedrock[J]. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 35(1): 55–67.
- Cherry J A, Gillham R W, Anderson E G, Johnson P E. 1983. Migration of contaminants in groundwater at a landfill: A case study: 2. Groundwater monitoring devices[J]. *Journal of Hydrology*, 63(1): 31–49.
- Cozzarelli I M, Böhlke J K, Masoner J R, Breit G N, Lorah M M, Tuttle M L, Jaeschke J B. 2011. Biogeochemical evolution of a landfill leachate plume, Norman, Oklahoma[J]. *Ground Water*, 49(5): 663–687.
- Duan Xiaoli, Wang Zongshuang, Yu Yunjiang, Nie Jing, Wang Feifei, Zhao Xiuge. 2008. Health risk assessment for residents exposure to underground water near a landfill site[J]. *The Administration and Technique of Environmental Monitoring*, 20(3): 20–24 (in Chinese with English Abstract).
- Dumble P, Fuller M, Beck P, Sojka P E. 2006. Assessing contaminant migration pathways and vertical gradients in a low-permeability aquifer using multilevel borehole systems[J]. *Land Contamination & Reclamation*, 14: 699–712.
- Einarson M D, Cherry J A. 2002. A new multilevel ground water monitoring system using multichannel tubing[J]. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 22(4): 52–65.
- Einarson M, Fure A St, Germain R, Chapman S, Parker B. 2018. DyeLIFT™: A new direct-push laser-induced fluorescence sensor system for chlorinated solvent DNAPL and other non-naturally fluorescing NAPL[J]. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 38(3): 28–42.
- El Fadil H, Ali M B, El Mahi M, Cooray A T, Mostapha Lotfi E. 2022. A comprehensive health risk assessment and groundwater quality for irrigation and drinking purposes around municipal solid waste sanitary landfill: A case study in Morocco[J]. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 18: 100698.
- Fei Yuhong, Liu Yaci, Li Yasong, Bao Xilin, Zhang Pengwei. 2022. Prospect of groundwater pollution remediation methods and technologies in China[J]. *China Geology*, 49(2): 420–434 (in Chinese with English Abstract).
- Guo Gaoxuan, Hou Quanlin, Xu Liang, Liu Jiurong, Xin Baodong. 2013. Delamination and zoning characteristics of Quaternary groundwater in Chaobai alluvial-proluvial fan, Beijing, based on hydrochemical analysis[J]. *Acta Geoscientica Sinica*, 35(2): 204–210 (in Chinese with English Abstract).
- Greenhouse J P, Harris R D. 1983. Migration of contaminants in groundwater at a landfill: A case study: 7. DCVLF and inductive resistivity surveys[J]. *Journal of Hydrology*, 63(1): 177–197.
- Griffioen J, Van Wensem J, Oomes J, Barends F, Breunese J, Bruining H, Olsthoorn T, Stams A, van der Stoep A. 2014. A technical investigation on tools and concepts for sustainable management of the subsurface in the Netherlands[J]. *Science of the Total Environment*, 485–486(3): 810–819.
- Huang Changsheng, Zhou Yun, Zhang Shengnan, Wang Jietao, Liu Fengmei, Gong Chong, Yi Chengyun, Li Long, Zhou Hong, Wei Liangshuai, Pan Xiaodong, Shao Changsheng, Li Yiyong, Han Wenjing, Yin Zhibin, Li Xiaozhe. 2021. Groundwater resources in

- the Yangtze River Basin and its current development and utilization[J]. *Geology in China*, 48(4): 979–1000 (in Chinese with English Abstract).
- Horst J, Welty N, Stuetzle R, Wenzel R, St Germain R. 2018. Fluorescent dyes: A new weapon for conquering DNAPL characterization[J]. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 38(1): 19–25.
- Li Qi, Liu Xuehao, Li Xiaying, Lu Xutao, Song Ranran, Li Xiaochun. 2019. U-tube based environmental monitoring and sampling technology for shallow subsurface fluid[J]. *Environmental Engineering*, 37(2): 8–12, 21 (in Chinese with English Abstract).
- Liu Aijū, Guo Pingzhan, Wang Xunwen. 1997. Discussion the chemical zoning of groundwater and its formation mechanism in Chaoyi[J]. *Groundwater*, 19(2): 56–58, 62 (in Chinese).
- Liu X, Li Q, Song R, Fang Z, Li X. 2016. A multilevel U-tube sampler for subsurface environmental monitoring[J]. *Environmental Earth Sciences*, 75(16): 1–13.
- Liu Xuehao, Li Qi, Fang Zhiming, Liu Guizhen, Song Ranran, Wang Haibin, Li Xiaochun. 2015. A novel CO₂ monitoring system in shallow well[J]. *Rock and Soil Mechanics*, 36(3): 898–904 (in Chinese with English Abstract).
- Liu Xuehao, Huang Changsheng, Liu Shengbo, Yi Chengyun, Xiao Pan, Li Yiyong. 2021. Construction of field scientific observation base for water cycle of Hefeng Basin, Jiangxi Province[J]. *Geological Bulletin of China*, 40(4): 610–622 (in Chinese with English Abstract).
- Lou Zhanghua, Jin Aimin, Zhu Rong, Cai Xiyuan, Gao Ruiqi. 2006. Vertical zonation and planar division of oilfield groundwater chemistry fields in the Songliao Basin, China[J]. *Chinese Journal of geology*, 41(3): 392–403 (in Chinese with English Abstract).
- Macfarlane D S, Cherry J A, Gillham R W, Sudicky E A. 1983. Migration of contaminants in groundwater at a landfill: A case study: 1. groundwater flow and plume delineation[J]. *Journal of Hydrology*, 63(1): 1–29.
- Masoner J R, Cozzarelli I M. 2015. Spatial and temporal migration of a landfill leachate plume in alluvium[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 226(2): 1–15.
- Mishra S, Tiwary D, Ohri A, Agnihotri A K. 2019. Impact of municipal solid waste landfill leachate on groundwater quality in Varanasi, India[J]. *Groundwater For Sustainable Development*, 9: 100230.
- Mukherjee S, Mukhopadhyay S, Hashim M A, Sen Gupta B. 2015. Contemporary environmental issues of landfill leachate: assessment and remedies[J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45(5): 472–590.
- Nicholson R V, Cherry J A, Reardon E J. 1983. Migration of contaminants in groundwater at a landfill: A case study 6. hydrogeochemistry[J]. *Journal of Hydrology*, 63(1): 131–176.
- Pitkin S E, Cherry J A, Ingleton R A, Broholm M. 1999. Field demonstrations using the waterloo ground water profiler[J]. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 19(2): 122–131.
- Preziosi E, Frollini E, Zoppini A, Ghergo S, Melita M, Parrone D, Rossi D, Amalfitano S. 2019. Disentangling natural and anthropogenic impacts on groundwater by hydrogeochemical, isotopic and microbiological data: Hints from a municipal solid waste landfill[J]. *Waste Management*, 84: 245–255.
- Su Chunli, Wang Yanxin. 2008. A study of zonality of hydrochemistry of groundwater in unconsolidated sediments in Datong Basin[J]. *Hydrogeology & Engineering Geology*, 35(6): 83–89 (in Chinese with English Abstract).
- Wang Yuhong, Zhao Yongsheng. 2002. Pollution of municipal landfill to groundwater in Beitiantang, Beijing[J]. *Hydrogeology & Engineering Geology*, 29(6): 45–47, 63 (in Chinese with English Abstract).
- Wolff-Boenisch D, Evans K. 2014. Review of available fluid sampling tools and sample recovery techniques for groundwater and unconventional geothermal research as well as carbon storage in deep sedimentary aquifers[J]. *Journal of Hydrology*, 513: 68–80.
- Xue Qiang, Xu Yingming, Liu Jianjun. 2004. Effect of rainfall infiltration on moisture distribution in solid waste landfill[J]. *Journal of Liaoning Technical University*, 23(5): 618–620 (in Chinese with English Abstract).
- Xue Qiang, Zhan Liangtong, Hu Liming, Du Yanjun. 2020. Progress in research on environmental geotechnical engineering[J]. *China Civil Engineering Journal*, 53(3): 80–94 (in Chinese with English Abstract).
- Yu Qinghe, Wang Caihua. 1987. Hydrochemical zoning and formation mechanism of groundwater in the Weihe River–Tarim River Basin[J]. *Journal of Jilin University: Earth Science Edition*, 17(2): 205–210 (in Chinese with English Abstract).
- Zhan Liangtong, Feng Song, Li Guangyao, Wu Tao, Feng Tian. 2022. Working principle of ecology soil covers ad its application in landfill sealing treatment[J]. *Environmental Sanitation Engineering*, 30(4): 1–20 (in Chinese with English Abstract).
- Zhan L, Xu H, Chen Y, Lü F, Lan J, Shao L, Lin W, He P. 2017. Biochemical, hydrological and mechanical behaviors of high food waste content MSW landfill: Preliminary findings from a large-scale experiment[J]. *Waste Management*, 63: 27–40.
- Zhang Ya, Hu Yuanping, Tao Liang, Zhou Feng, Yang Qingxiong, Liu Li, Wu Bo, Liao Mingfang. 2021. Hydrochemical characteristic and formation mechanism in the Yangtze River demonstration district, Wuhan City[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 41(3): 1022–1030 (in Chinese with English Abstract).
- Zhao Yongsheng, Wang Zhuoran. 2021. Groundwater pollutants transport and risk control for contaminated site[J]. *Environmental Protection*, 49(20): 21–26 (in Chinese with English Abstract).
- Zume J T, Tarhule A, Christenson S. 2006. Subsurface imaging of an abandoned solid waste landfill site in Norman, Oklahoma[J]. *Ground Water Monitoring and Remediation*, 26(2): 62–69.

附中文参考文献

- 段小丽, 王宗爽, 于云江, 聂静, 王菲菲, 赵秀阁. 2008. 垃圾填埋场地下水污染对居民健康的风险评价[J]. *环境监测管理与技术*, 20(3): 20–24.
- 费宇红, 刘雅慈, 李亚松, 包锡麟, 张鹏伟. 2022. 中国地下水污染修

- 复方法和技术应用展望[J]. *中国地质*, 49(2): 420-434.
- 郭高轩, 侯泉林, 许亮, 刘久荣, 辛宝东. 2013. 北京潮白河冲洪积扇地下水水化学的分层分带特征[J]. *地球学报*, 35(2): 204-210.
- 黄长生, 周耘, 张胜男, 王节涛, 刘凤梅, 龚冲, 易秤云, 李龙, 周宏, 魏良帅, 潘晓东, 邵长生, 黎义勇, 韩文静, 尹志彬, 李晓哲. 2021. 长江流域地下水资源特征与开发利用现状[J]. *中国地质*, 48(4): 979-1000.
- 李琦, 刘学浩, 李霞颖, 卢绪涛, 宋然然, 李小春. 2019. 基于 U 型管原理的浅层地下流体环境监测与取样技术[J]. *环境工程*, 37(2): 8-12, 21.
- 刘爱菊, 郭平战, 王勋文. 1997. 朝邑滩地下水水化学分带性及其形成机制之探讨[J]. *地下水*, 19(2): 56-58, 62.
- 刘学浩, 李琦, 方志明, 刘桂臻, 宋然然, 汪海滨, 李小春. 2015. 一种新型浅层井 CO₂ 监测系统的研发[J]. *岩土力学*, 36(3): 898-904.
- 刘学浩, 黄长生, 刘圣博, 易秤云, 肖攀, 黎义勇. 2021. 江西禾丰盆地水循环野外科学观测基地建设进展[J]. *地质通报*, 40(4): 610-622.
- 楼章华, 金爱民, 朱蓉, 蔡希源, 高瑞祺. 2006. 松辽盆地油田地下水化学场的垂直分带性与平面分区性[J]. *地质科学*, 41(3): 392-403.
- 苏春利, 王焰新. 2008. 大同盆地孔隙地下水化学场的分带规律性研究[J]. *水文地质工程地质*, 35(1): 83-89.
- 王翊虹, 赵勇胜. 2002. 北京北天堂地区城市垃圾填埋对地下水的污染[J]. *水文地质工程地质*, 29(6): 45-47, 63.
- 薛强, 徐应明, 刘建军. 2004. 降雨入渗对填埋场土壤水分动力学行为的影响[J]. *辽宁工程技术大学学报*, 23(5): 618-620.
- 薛强, 詹良通, 胡黎明, 杜延军. 2020. 环境岩土工程研究进展[J]. *土木工程学报*, 53(3): 80-94.
- 于庆和, 王彩华. 1987. 渭干河—塔里木河流域地下水水化学分带及其形成机制[J]. *吉林大学学报: 地球科学版*, 17(2): 205-210.
- 詹良通, 冯嵩, 李光耀, 吴涛, 丰田. 2022. 生态型土质覆盖层工作原理及其在垃圾填埋场封场治理中的应用[J]. *环境卫生工程*, 30(4): 1-20.
- 张雅, 胡元平, 陶良, 周峰, 杨青雄, 刘力, 吴波, 廖明芳. 2021. 武汉长江新城地下水化学特征及成因分析[J]. *环境科学学报*, 41(3): 1022-1030.
- 赵勇胜, 王卓然. 2021. 污染场地地下水中污染物迁移及风险管控[J]. *环境保护*, 49(20): 21-26.