

易世友, 焦恒, 周长松, 等. 基于“三源模式”的岩溶地下河区污染场地修复治理——以遵义坪桥地下河系统为例[J]. 中国岩溶, 2023, 42(4): 648-661.

DOI: 10.11932/karst202304y02

# 基于“三源模式”的岩溶地下河区污染场地修复治理 ——以遵义坪桥地下河系统为例

易世友<sup>1</sup>, 焦恒<sup>1</sup>, 周长松<sup>2,3</sup>, 高峰<sup>1</sup>, 陈涛<sup>1</sup>

(1. 贵州省地矿局第二工程勘察院有限公司 贵州省地质矿产勘查开发局 114 地质大队, 贵州 遵义 563000;  
2. 中国地质科学院岩溶地质研究所/自然资源部、广西岩溶动力学重点实验室/广西岩溶资源环境  
工程技术研究中心, 广西 桂林 541004; 3. 中国矿业大学 环境与测绘学院, 江苏 徐州 221116)

**摘要:** 在分析岩溶地下河系统范围内水源、污染源特性的基础上, 建立了双源调查、源汇追踪和源头阻控为主要内容的岩溶地下河污染修复治理模式——三源模式。以遵义市坪桥地下河系统为例, 利用三源模式对该地下河污染进行修复治理实践。结果表明: 研究区分布有各类水点 25 处, 以钻孔、岩溶泉点、地下河出口为主, 特征污染物为以  $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{Mn}^{2+}$ 、 $\text{Se}^{2+}$  为主; 分布有各类污染源点 15 处, 以工业废渣堆放场为主, 主要分布在地下河系统下游坪桥工业园区一带, 特征污染物同样为以  $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{Mn}^{2+}$ 、 $\text{Se}^{2+}$  为主; 地下河系统范围内有 3 条地下水污染通道, 均分布在地下河出口与坪桥工业园区 Z1(1<sup>#</sup>、2<sup>#</sup>) 废渣处置场之间; 通过对 2<sup>#</sup> 废渣处置场排洪竖井—地下河出口这一污染通道上游段进行帷幕工程修复后, 地下河出口可减排污水排放量  $47\,244\text{ m}^3\cdot\text{a}^{-1}$ ,  $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{Mn}^{2+}$  浓度可降低 66%~78%, 其中  $\text{NH}_4^+$  最低削减量为  $16\,250\text{ kg}\cdot\text{a}^{-1}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$  最低削减量为  $10\,960\text{ kg}\cdot\text{a}^{-1}$ 。研究结果可为类似地区岩溶地下河系统污染修复治理提供参考。

**关键词:** 地下河; 污染; 修复; 双源; 近源截排; 帷幕工程

中图分类号: X52 文献标识码: A

文章编号: 1001-4810(2023)04-0648-14

开放科学(资源服务)标识码(OSID):



## 0 引言

岩溶地下河水是中国乃至世界岩溶区重要的水资源, 在居民生活、工农业生产中具有举足轻重的地位<sup>[1]</sup>。我国岩溶地下河主要分布于包括贵州、广西、云南、湖南、湖北、四川、重庆、广东、陕西等省份在内的岩溶地区, 目前已查明的地下河有 3 066 条, 总长度约 13 900 km, 总流量约  $1\,500\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ <sup>[2]</sup>。岩溶区

土层普遍较薄, 且存在地表地下双层结构, 污染物可通过薄的土壤层和落水洞、天窗及岩溶裂隙等直接进入地下含水层, 使得岩溶地下河水极易受到污染<sup>[3-6]</sup>。近年来, 由于城市生活垃圾和工业“三废”等不合理处置, 以及农药、化肥的大量使用, 导致岩溶地下河水质逐渐恶化的状况时有报道, 对地下河沿线居民饮水安全构成了严重威胁。因此, 开展地下河污染修复治理实践, 对于岩溶地下水污染防治及

基金项目: 生态环境部地下水污染防治项目(ZKGSF-20212258号); 贵州省地质勘查基金项目(DKJJ2021-01); 中国地质调查局地质调查项目(DD20230081、DD20221758); 中国地质科学院岩溶地质研究所基本科研业务费项目(2021013)

第一作者简介: 易世友(1983—), 男, 高级工程师, 长期从事水文地质、地热地质及地下水污染防治工作。E-mail: justwo01@163.com。

通信作者: 周长松(1987—), 男, 副研究员, 主要从事岩溶水文地质环境地质科研工作。E-mail: zhouchangsongsx@163.com。

收稿日期: 2023-01-18

土地的合理开发利用具有重要的现实意义。

目前国内外针对地下河的研究,主要集中在污染物在地下河管道中的分布特征、迁移转化规律、来源解析、污染模式等方面,如任坤等<sup>[7]</sup>研究了重金属污染物在老龙洞地下河中的迁移特征,揭示降雨是控制其迁移速度的一个重要因子;Vukosav P 等、Dautovic J 等<sup>[8-9]</sup>研究了在没有人为干扰的条件下,由于稀释、扩散、吸附等作用,地下河水中重金属质量浓度自污染源向下游呈减少的趋势。Zhou 等<sup>[10]</sup>结合地貌类型、污染源、污染途径和污染受体特性,刻画出岩溶地下河污染的三种基本模式,并给出了地下河污染模式识别的 PISAB 法。对于岩溶地下河污染修复治理方面,还未有正式的成果出现。因此,系统性地探索岩溶地下河污染调查、评价与修复实践,对于地下河保护和水资源合理利用具有一定的理论价值。

本研究以双源调查、源汇追踪、源头阻控为基本思路,对地下河污染调查、评价与修复过程进行系统分析,建立岩溶地下河污染修复治理的三源模式。选取有近 20 年污染历史的中国西南裸露岩溶区典型树枝状地下河——遵义市坪桥地下河为研究区<sup>[11]</sup>,

以地下河出口东南约 600 m 处的坪桥工业园区 Z1(1<sup>#</sup>、2<sup>#</sup>)废渣处置场为风险源,以地下河水作为风险受体,选取地下河水中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>、Mn<sup>2+</sup>为修复指标。研究成果可为西南岩溶区同类型地下河污染修复与治理提供参考。

### 1 岩溶地下河污染修复治理“三源模式”概念模型

岩溶地下河污染修复是一个系统性工程,其涉及到水源、污染源空间分布的摸底,水源污染状况的核实,污染通道的揭露,修复治理位置及治理方法的选取与实施等。本文利用过程分析法,确定对地下河污染修复有较大影响的因素,建立岩溶地下河污染修复治理模式(简称“三源模式”)。从图 1 可以看出,三源模式包含了“双源调查”、“源汇追踪”、“源头阻控”三方面内容。其中,通过“双源调查”可查清岩溶水源、污染源空间位置与分布特征;通过“源汇追踪”可以揭示岩溶水源与污染源之间的对应关系、污染物迁移路径等;通过“源头阻控”可以切断或降低污染源对地下河水的影响。

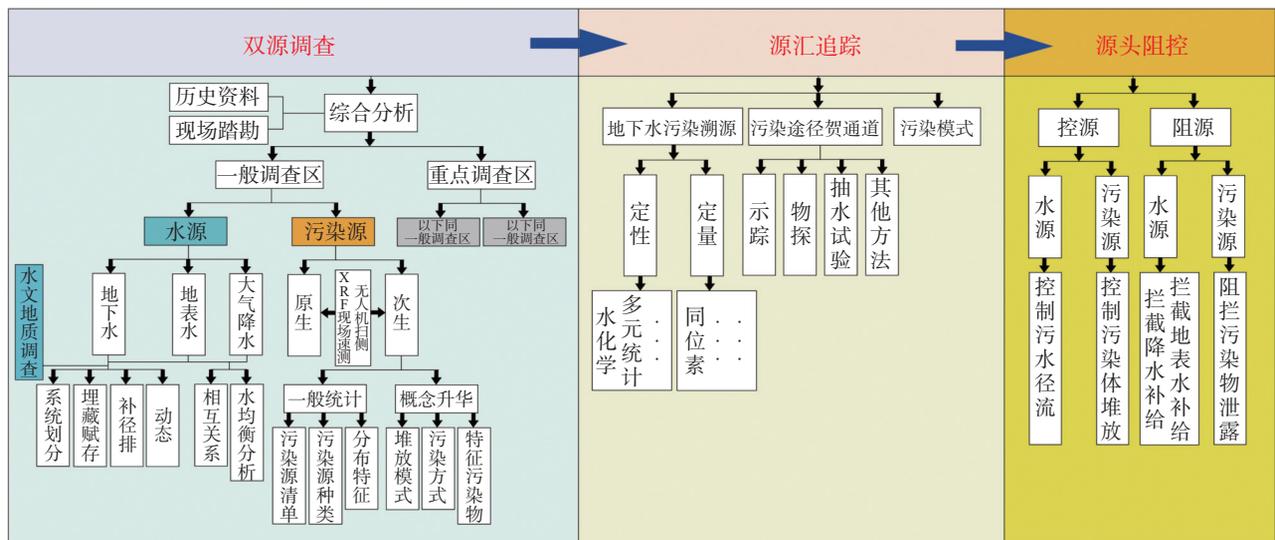


图 1 岩溶地下河污染修复治理“三源模式”概念模型

Fig. 1 Conceptual model of the "Three-Source Model" for pollution remediation of karst underground rivers

#### 1.1 双源调查

双源调查涉及到水源、污染源两个主要对象。通过对历史资料与现场踏勘的综合分析,将研究区划分为一般调查区和重点调查区,其中一般调查区针对污染源分布少、人类活动相对弱、地下水污染

不显著的广大区域,重点调查区针对污染源分布集中、人类活动强、地下水污染显著的局部区域。水源调查主要针对系统范围内地下水天然露头(泉、地下河出口、天窗、溶潭、有水溶洞、竖井等)、人工露头(钻孔、大口井等)和地表水(河流、湖、塘、库等),

通过采取遥感解译、资料收集、RTK 水位测量、野外线路追索、水化学测试等方法,划分地下河系统边界,查清地下水埋藏赋存规律、补径排特征、动态特征,揭示大气降水、地表水、地下水之间的相互关系,进行水均衡分析,揭示地下水特征污染物,建立地下河补给区、径流区、排泄区水源清单。污染源调查主要对系统范围内工业污染源、矿山开采区、危险废物处置场、垃圾填埋场、污水处理厂、加油站、规模化畜禽养殖场、恶臭水体等,采取的主要方法有遥感解译、资料收集、XRF 重金属现场测试、现场访问等,揭示污染源种类、分布特征、堆放模式、污染方式、特征污染物,建立地下河补给区、径流区、排泄区污染源清单。与非岩溶区污染场地相比,岩溶地下河区污染场地重点查明污染场地所处完整地下河系统的边界条件、岩溶发育特征、污染场地所处的空间位置、污染场地上下游负地形(如天窗、消水洞、洼地等)的分布,识别污染场地上下游地表水与地下水相互转化关系、地表—地下岩溶发育强度、岩溶管道分布特征。

## 1.2 源汇追踪

源汇追踪同样以地下水系统内水源、污染源为主要对象。通过水化学、多元统计等定性方法和同位素等定量方法进行地下河污染溯源,揭示地下水污染与污染源之间的对应关系;通过地下水示踪、物探、钻探等方法精确定污染途径和污染通道。在此基础上,建立对应的污染模式。其中,污染途径和污染通道的识别与确认是非常关键的一环,单种方法往往达不到预期效果,常常通过多种方法组合的形式来实现,实践中可采取的多方法组合如下:

(1)基于环境水文地质等多学科融合的场地尺度岩溶地下水污染通道精准识别技术体系。通过无人机航测+大比例尺场地基础地质测绘+地质剖面测量+井内岩溶发育特征快速精准提取+示踪试验+洞穴测量等技术优化组合创新应用,实现对场地尺度地下水污染通道的精准识别。

(2)基于综合物探优化组合的精准探测技术体系。通过综合物探勘测技术手段(充电法、高密度、联合剖面、微动、水文测井、井下电视摄像等)的优化组合创新应用,实现对岩溶区不同深度岩溶发育程度与污染物迁移通道精准探测。例如,高密度电法能在不破坏地表的情况下,探知地层结构、土壤和

地下水的电阻率状况,反映高电导率污水的大致分布趋势,为其他方法调查提供初步判别依据。

(3)基于综合钻探施工工艺优化组合的精准验证技术体系。通过综合地质钻探施工工艺(常规钻进、空气潜孔锤钻进、长粗径钻具全面破碎钻机等)的优化组合创新应用,实现对不同岩溶发育程度条件区地下水径流主通道精准快速、科学施钻、勘探验证。

## 1.3 源头阻控

源头阻控包含两大方面,一是从“控源”角度,针对水源及污染源采取控制污水径流和污染体堆放;二是从“阻源”角度,针对水源及污染源采取“清污分流”或“近源截排”的治理思路,“清污分流”是通过合适的工程措施阻断清水(大气降水、地表水或未污染地下水)对污染体的补给和淋滤,“近源截排”是在靠近污染源处采取工程措施拦截并排出受污染地下水,达到降低下游地下河出口污染物浓度的目的。具体到不同结构类型的地下河系统(如单一管道状、树枝管道状等),可以结合污染源或污染场地所处的位置采取不同“阻源”、“控源”措施。如对于“单一管道状”地下河系统,污染源处于系统上游补给区,可采取清除污染体堆放或控制污染水下泄的控源措施,采取减少污染体上游降水/地表水直接补给的阻源措施,也可采取“近源截排”的治理措施;污染源在系统中游径流区,可采取清除污染体堆放或控制污染水下泄的控源措施,也采取地表硬化和修缮排水系统的阻源措施减少地表水对污染体的淋漓补给;污染源在系统下游排泄区,可采取“清污分流”的控源措施拦截未污染地下水方式,达到减轻末端处理量的目的。对于“树枝管道状”地下河系统,总体治理可参考单一管道状地下河系统所采取的措施,局部可能要结合地下河管道干流、支流的分布特征,采取一些其它强化措施。

## 2 地下河污染修复治理实例

### 2.1 研究区概况

坪桥地下河系统位于遵义市红花岗区深溪镇,距离遵义市城区约 8 km,  $106^{\circ}54'E\sim 106^{\circ}59'E$ ,  $27^{\circ}33'N\sim 27^{\circ}37'N$ , 系统面积  $9.86\text{ km}^2$ , 涉及深溪镇永安村、坪桥村、复兴村等地。系统处于亚热带季风气候区,年平均降水量 1 200 mm。总体地势南高

北低，发育溶蚀沟谷地貌，地下河管道发育受 NNE-EW 向永安向斜和 NE 向坪桥断层控制，呈一主多枝状发育。系统内地表出露三叠系中统关岭组二段( $T_2g^2$ )灰岩地层。系统西侧以三叠系中统关岭组中统一段( $T_2g^1$ )地层底界为界，南侧、东侧以地下分水岭为界，北侧以湘江河为界，地下水总体由南西向北东径流，局部(坪桥工业园一带)由南东向北西径流，以地下河出口(PQS009)的形式排泄至湘江河，偶侧总流量  $16 L \cdot s^{-1}$ ，枯季流量  $9.97 L \cdot s^{-1}$ 。

2002 年地下河出口 PQS009 东南约 600 m 处建设坪桥工业园区 1<sup>#</sup>废渣处置场，未做防渗处理，用于堆存园区企业产生的工业废渣(铁合金渣、炼钢废渣、电解锰渣)，服务期为 2003~2011 年。2011 年紧邻 1<sup>#</sup>废渣处置场上游修建 2<sup>#</sup>废渣处置场，用于堆存园区企业产生的电解锰渣，做防渗处理，服务期 2012 年至 2018 年。自 2004 年以来，坪桥地下河水质逐渐变差，主要污染指标有  $NH_4^+$ 、 $Mn^{2+}$ 、 $SO_4^{2-}$  等，受污染的地下河水通过地下河出口汇入乌江支流湘江河，致使该河水质退化。2017 年中央环保督察组交办遵义

市的 31 个整改问题中，湘江河水质退化问题位列其中。2019 年 9 月生态环境部正式启动了首批“地下水污染防治试点”工作，全国共有 18 个省(区、市) 49 个项目入选第一批地下水污染防治试点<sup>[12]</sup>，“坪桥地下河系统污染防治”是其中 14 个地下水污染修复类项目之一，也是首个西南岩溶地下河污染修复类项目。该项目分为水文地质详细调查、区域环境调查、地下水环境风险评估、地下水污染防治工程设计及招标、地下水污染防治工程实施、工程验收及绩效考核和后期运维等六个阶段。前四个阶段调查、评价结果揭示地下河出口东南约 600 m 处的坪桥工业园区 Z1(1<sup>#</sup>、2<sup>#</sup>)废渣处置场为坪桥地下河出口  $NH_4^+$ 、 $Mn^{2+}$ 、 $SO_4^{2-}$  超标的主要污染源。2022 年 9 月开始进行以 2<sup>#</sup>废渣处置场为中心的地下水帷幕工程修复治理(图 2)。

## 2.2 双源调查结果与分析

### 2.2.1 双源及特征污染物清单

通过以双源调查为核心的 1:1 万一般区水文

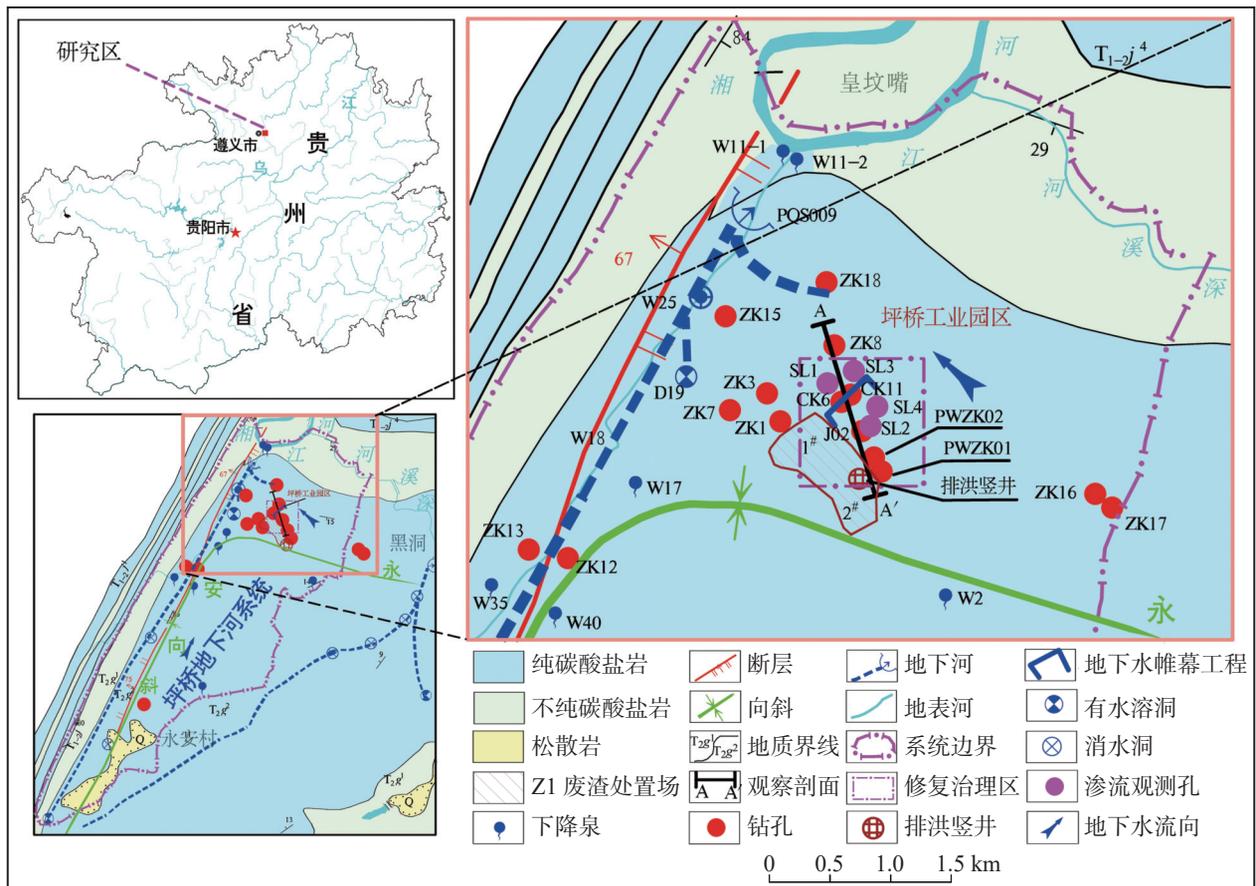


图 2 研究区地理位置图

Fig. 2 Location of the study area

地质环境地质专项调查和 1 : 2 000 重点区水文地质环境地质专项调查, 查明地下河系统范围内地下河出口、地下河入口、天窗、溶潭、消水洞、泉、机井、

民井、钻孔、水塘等地表、地下水点 25 处, 查清主要污染源点 15 处(图 3)。

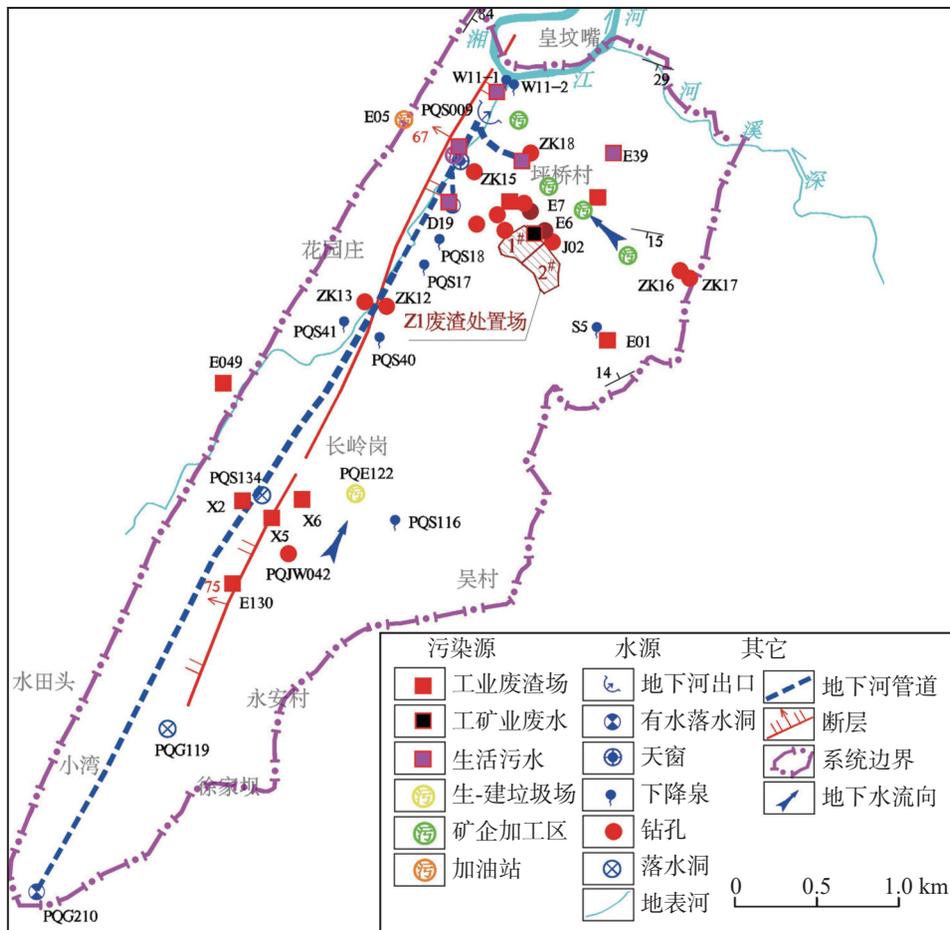


图 3 研究区水源和污染源分布图

Fig. 3 Distribution of water sources and pollution sources in the study area

通过对系统范围内 2021 年 9 月丰水期采集的 20 组水样和 12 月枯水期采集的 20 组水样测试结果进行地下水质量评价(《地下水质量标准》(GB/T14848-2017)), 结果显示地下河下游水质要劣于上游水质, 且均以 IV、V 类水为主, 特征污染指标均以  $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{Mn}^{2+}$ 、 $\text{Se}^{2+}$  为主。

进一步对系统范围内主要污染源(电解锰渣、碱厂电石渣、锰钛厂废渣、钛厂废渣、水冲渣)淋滤液进行了全分析和微量元素测试, 按照《地下水质量标准》(GB/T14848-2017)对淋滤液测试结果进行了质量评价, 将水质评价结果 IV、V 类组分作为相应淋滤液的特征污染组分, 结果表明电解锰渣、锰钛废渣淋滤液、 $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{Mn}^{2+}$ 、 $\text{Se}^{2+}$  等指标超标, 水冲渣废水池  $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{Mn}^{2+}$ 、 $\text{Se}^{2+}$  等指标超标, 污水

汇集塘  $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{Mn}^{2+}$ 、 $\text{Se}^{2+}$  等指标超标, 碱厂电石渣淋滤液  $\text{NH}_4^+$  超标。电解锰渣超标指标与地下河出口超标指标完全吻合, 初步锁定地下河出口东南约 600 m 处坪桥工业园区 Z1(1<sup>#</sup>、2<sup>#</sup>) 废渣处置场为坪桥地下河出口主要污染补给区。

### 2.2.2 地下水特征污染指标分布

由前述可知, 研究区地下水中  $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{Mn}^{2+}$ 、 $\text{Se}^{2+}$  为主要超标指标, 其中  $\text{Mn}^{2+}$ 、 $\text{NH}_4^+$  尤为突出。本次结合 2021 年 9 月和 12 月两期水化学数据, 着重介绍  $\text{Mn}^{2+}$ 、 $\text{NH}_4^+$  的在坪桥地下河系统内的分布特征。

研究区地下水中  $\text{Mn}^{2+}$  在丰、枯水期超标点集中于地下河系统下游出口至坪桥工业园区 1<sup>#</sup>、2<sup>#</sup>

废渣处置场一带(图 4), 其中坪桥地下河出口 PQS009 丰水期、枯水期  $Mn^{2+}$  含量分别为  $21.31 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $19.76 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 远高于其它采样点  $Mn^{2+}$  含量, 其含量与坪桥工业园区废渣处置场淋滤液( $24.24 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )极为接近, 分别达到渗滤液浓度的 87.9%、81.51%, 反应出 1<sup>#</sup>、2<sup>#</sup>处置场为坪桥地下河出口  $Mn^{2+}$  超标的目标污染源。

研究区地下水中  $NH_4^+$  在丰、枯水期超标分布与

$Mn^{2+}$  超标分布大致相同(图 5), 地下河出口 PQS009 含量分别为  $143.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $109.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 溶度含量分别高出大气降水 141.1 倍、92.4 倍, 溶度含量达到废渣处置场淋滤液( $427.88 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )的 33.56%、25.48%, 同样反应出废渣处置场为地下河出口  $NH_4^+$  超标的目标污染源。

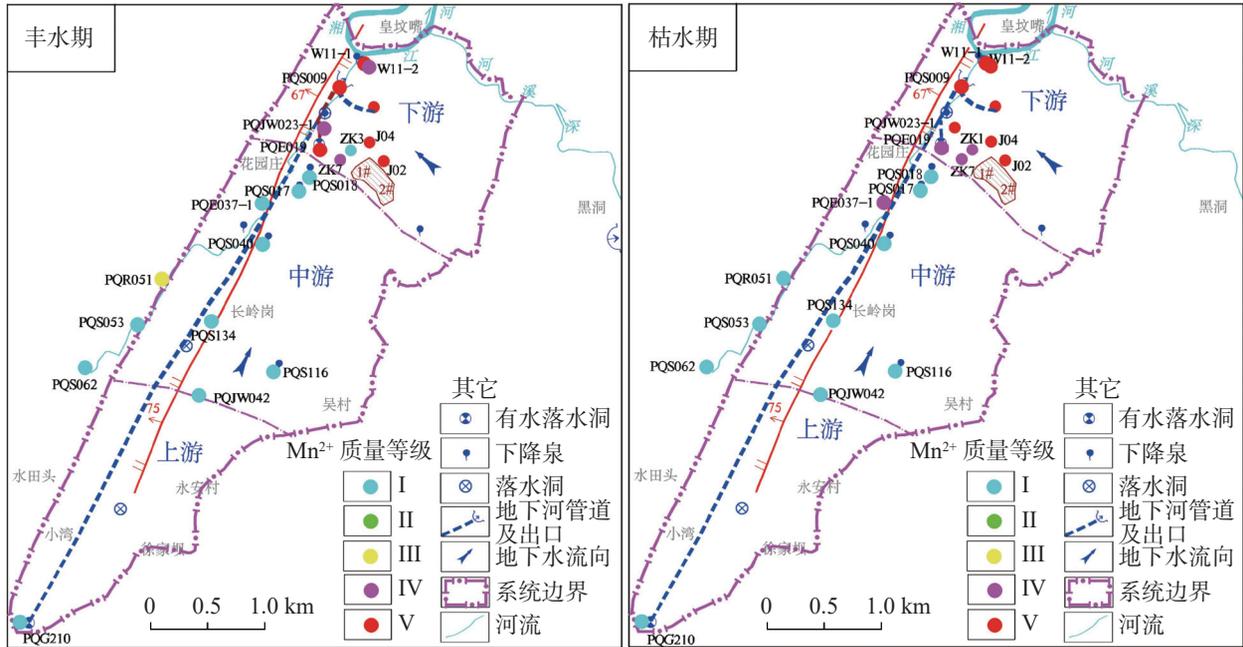


图 4 研究区丰枯季节地下水  $Mn^{2+}$  质量分级图

Fig. 4 Quality grading of groundwater  $Mn^{2+}$  in the study area during the rainy and dry seasons

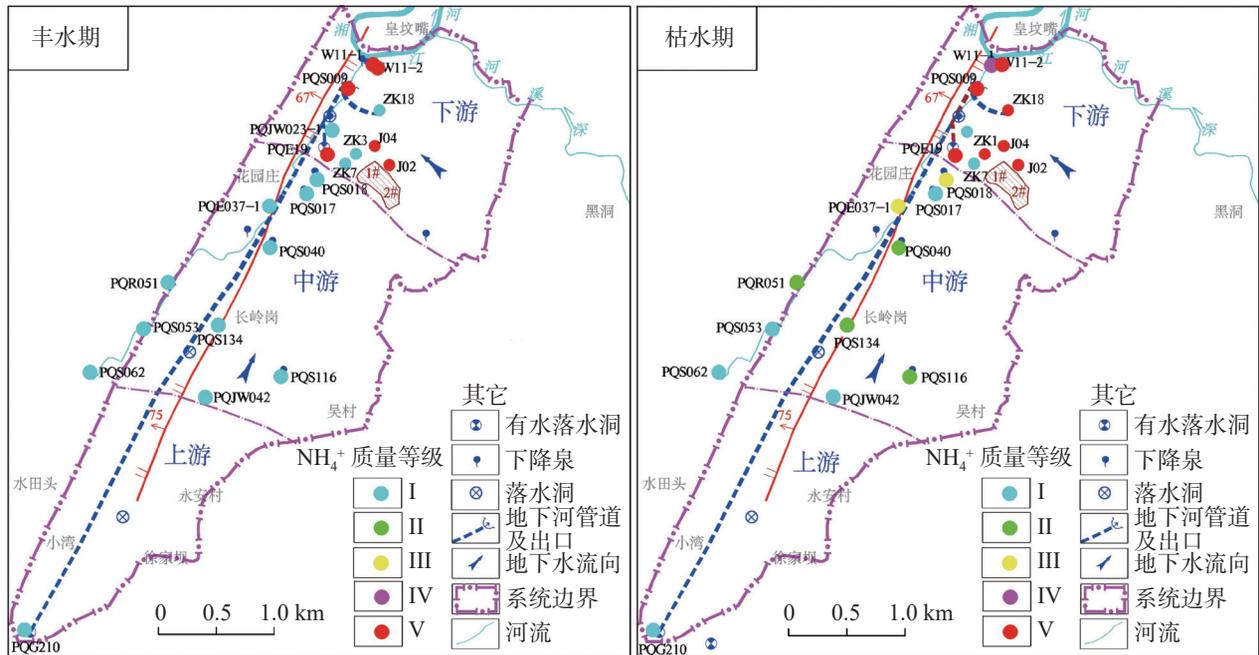


图 5 研究区丰枯季节地下水  $NH_4^+$  质量分级图

Fig. 5 Quality grading of groundwater  $NH_4^+$  in the study area during the rainy and dry seasons

## 2.3 源汇追踪结果与分析

### 2.3.1 地下水污染溯源

地下河中硝态氮的来源相对复杂,多为自然因素和人为因素的混合源<sup>[13]</sup>。而氮的生物地球化学循环中通常伴随着反硝化作用、固氮作用等,这些作用均会使 $\delta^{15}\text{N}$ 发生分馏作用,导致不同来源的硝酸盐具有不同的 $\delta^{15}\text{N}$ 值。但不同的硝酸盐 $\delta^{15}\text{N}$ 值存在重叠现象,且不同来源或不同时期的硝酸盐 $\delta^{15}\text{N}$ 值会受到反硝化作用等的影响而产生分馏,故单独使用 $\delta^{15}\text{N}$ 判断硝酸盐污染来源的准确性会受到限制。而硝酸盐中 $\delta^{18}\text{O}$ 能有效识别反硝化等作用的发生,一定程度上弥补 $\delta^{15}\text{N}$ 识别硝酸盐污染来源的不足。Nestler等<sup>[14-15]</sup>总结了最常见的5种硝酸盐来源的 $\delta^{15}\text{N}$ 和 $\delta^{18}\text{O}$ 范围(图6)。因此,可采用 $\delta^{15}\text{N}$ 和 $\delta^{18}\text{O}$ 来解析出真实的硝酸盐污染来源。

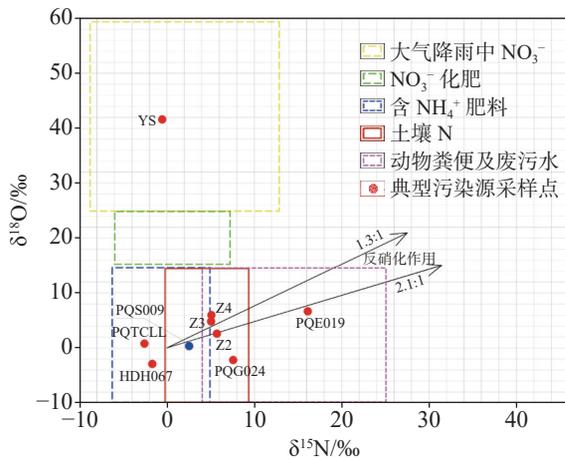


图6 研究区双源氮氧同位素分布图

Fig. 6 Distribution of dual-source  $\delta^{15}\text{N}$  and  $\delta^{18}\text{O}$  in the study area

本次在坪桥地下河系统采集氮氧同位素水样1组、典型污染源样7组。对于典型污染源样, PQTCLL、Z2代表了两种“含 $\text{NH}_4^+$ 肥料”源; PQE019、PQG024代表了两种“动物粪便及废污水”源; YS代表了“大气降水中 $\text{NO}_3^-$ ”源。将8组水样氮氧同位素测试值投射在不同硝酸盐来源的典型范围内(图6)。利用Iso Source模型<sup>[16]</sup>计算研究区除雨水外的各水体硝酸盐污染来源贡献比例,揭示不同端元对地下河出口PQS009中 $\text{NO}_3^-$ 贡献大小为:含 $\text{NH}_4^+$ 肥料(53%)>粪肥污水(31%)>土壤氮(16%),而含 $\text{NH}_4^+$ 肥料中83.01%的氮素来源于1#、2#废渣处置场

渗滤液,进一步证实了该废渣处置场为地下河出口 $\text{NH}_4^+$ 超标的主要污染源。

### 2.3.2 污染途径和通道识别

#### 2.3.2.1 污染途径和污染通道识别

地下河系统下游污染源集中、地下水污染突出,将其化为重点区开展详细的源汇追踪。采取的追踪手段有地面详查、遥感解译、综合物探、钻探、示踪试验、水质分析,结果表明在地下河出口与1#、2#废渣处置场之间存在3条地下水污染通道(图7)<sup>[17]</sup>:①以地下水示踪试验成果证实的PQE019(消水洞)—PQG025(天窗)—PQS009(地下河出口)污染通道;②以综合物探、钻探、水质分析成果精准查证的与1#、2#废渣处置场北东部地下水污染通道,即2#废渣处置场排洪竖井—CK8(钻孔)—J02(监测井)—CK6、CK11(钻孔)—JC04(监测井)、ZK2(钻孔)—PQG025(天窗)—PQS009(地下河出口)污染通道;③以综合物探成果推测的1#废渣处置场—PQG025(天窗)—PQS009(地下河出口)污染通道。上述第3条污染通道是污染迁移最为突出的一条,也是本次污染修复工程的重点所在。

#### 2.3.2.2 重点污染通道段岩溶发育特征及透水性分析

2#废渣处置场排洪竖井—CK8(钻孔)—J02(监测井)—CK6、CK11(钻孔)—JC04(监测井)、ZK2(钻孔)—PQG025(天窗)—PQS009(地下河出口)污染通道是研究区最主要的一条污染通道。针对该条污染通道靠近2#废渣处置场的部分(2#废渣处置场—CK8钻孔、J02监测井—CK6和CK11钻孔一线)采取钻探、物探等手段进行了地下水位埋深、污染通道埋深、污染通道介质类型的分析,结果表明该区枯水期地下水位标高在813.78~816.303 m(最高水位位于CK11号钻孔,最低水位位于CK9号钻孔,两者相差2.523 m),丰水期地下水位标高在823.98~826.503 m。总体上垂向岩溶发育程度分为两带(图8),标高800 m以上部分为灰岩岩溶强发育带,岩溶裂隙、溶洞等较发育,线岩溶率在21.19%~35.06%,透水性中等~强为主;标高800 m以下部分为泥质灰岩岩溶微发育带,钻孔线岩溶率为0~8.88%,透水性总体以微弱~弱为主,具有相对隔水作用。地下水污染通道标高在812~815 m,通道介质以岩溶裂隙为主,垂向上污染通道位于

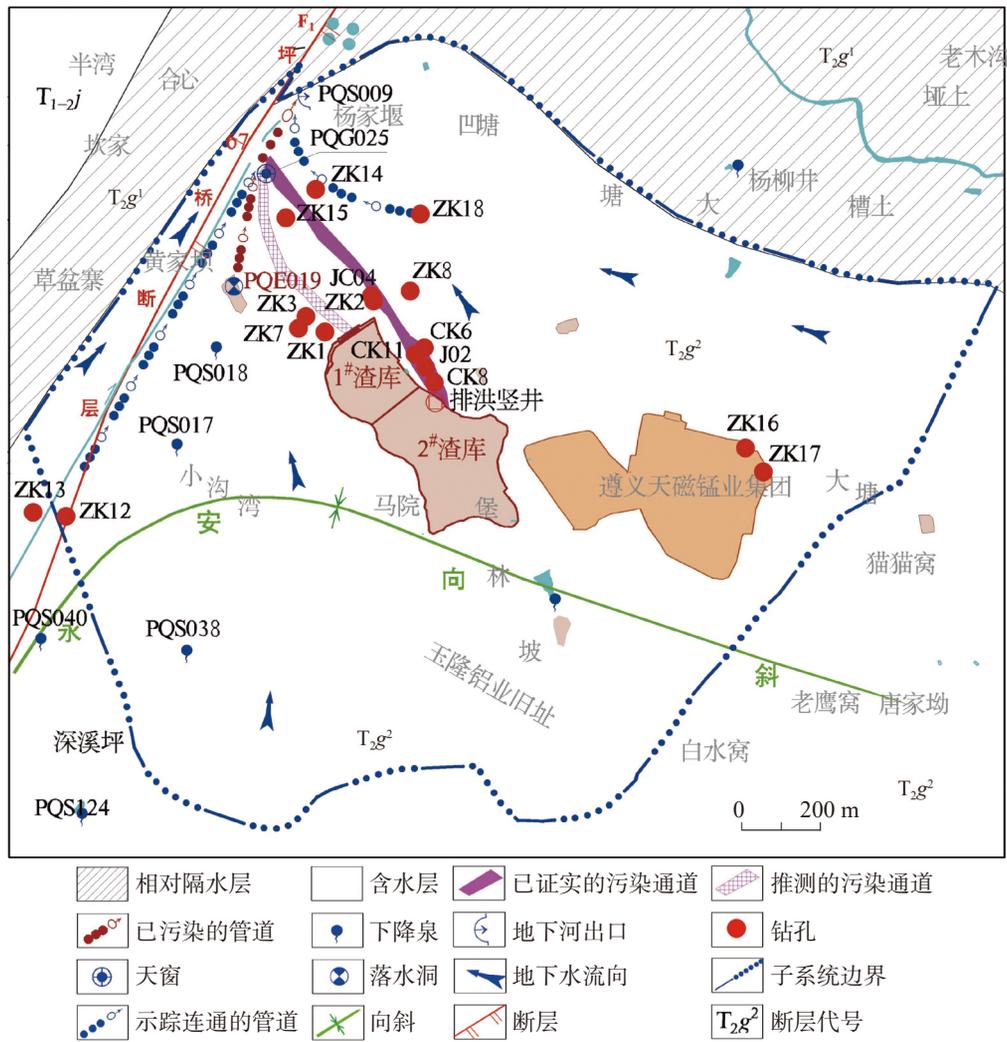


图 7 坪桥地下河系统下游污染通道分布示意图

Fig. 7 Distribution of downstream pollution channels in the Pingqiao underground river

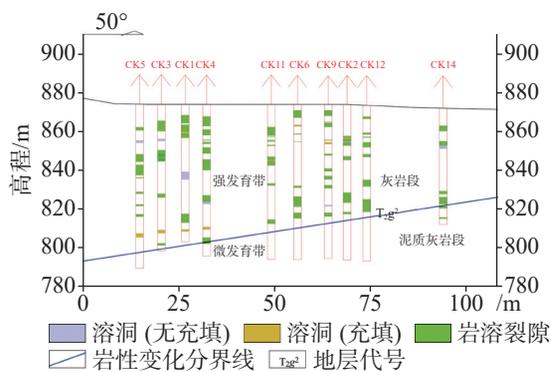


图 8 钻孔揭露岩溶发育情况剖面图

Fig. 8 Profile of karst development exposed by boreholes

CK6 钻孔孔深 56~58.97 m 段、CK8 孔深 56.48~64.40 m 段、CK10 孔深 69.46~71.08 m 段及 CK11 钻孔孔深 59.54~61.74 m 段。

已有研究表明<sup>[18-19]</sup>，压水试验(又称“吕荣试验”)获取的以吕荣(Lu)为单位表征的试段岩体透水率能

够反映地下岩层透水性。研究区勘察孔(CK1、CK2、CK3、CK4、CK5、CK6、CK9、CK11、CK12、CK14)压水试验结果表明(图 9):①浅部(标高 800 m 以上)灰岩段透水率在 10~95.9 Lu 之间,遇溶洞、裂隙段透水率一般为 20.64~95.9 Lu,属于中等透水带;②深部(标高 800 m 以下)泥质灰岩段透水率一般小于 10 Lu(揭露泥质灰岩 10 m 左右后,透水性进一步减弱,吕荣值降到 1 Lu 以下),属于弱透水带,视为相对隔水层。

## 2.4 源头阻控结果与分析

### 2.4.1 工程修复措施

针对已查明的 2<sup>#</sup>废渣处置场北东部污染通道,在双源调查、源汇追踪的基础上,结合污染源在地下水系统中空间位置,提出了“近源截排”源头阻控模

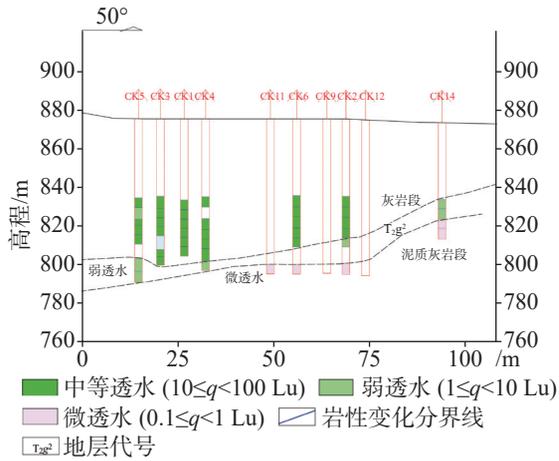


图 9 透水性综合分区图

Fig. 9 Comprehensive zoning of permeability

式,具体工程措施包括:①在污染源(2#废渣处置场)下游区域实施地下帷幕工程,拦截汇集在地下水污染通道中受污染的地下水,局部抬升受污染区地下水水位,防止污染扩散,达到“阻源”的目的;②在帷幕工程上游区域实施抽排井,将受污地下水抽出,由企业回用,达到“控源”的目的。帷幕工程平面和剖面布置如下:

2.4.1.1 帷幕工程平面

基于受污染地下水系统空间结构特征,“近源截

排”中的地下水帷幕工程平面上采用近似“U”型的架构布置(图 10),帷幕线位置以污染通道 CK6、CK11 钻孔为中心,垂直于地下水主径流带,两侧边界以钻孔揭露的地下水污染物含量明显低于污染主径流带为依据,CK9 勘察孔为帷幕东侧边界,CK5 勘察孔为帷幕西侧边界。帷幕长度 150 m,按双排防渗,孔距和排距为 1.5 m,呈梅花型布置,并将灌浆孔序按 2 序次施工,其中一序孔距 3 m,二序孔距 3 m。防渗帷幕灌浆孔 196 孔、抽排井 2 孔及渗流观测孔 4 孔。有效防渗总面积 3 880 m<sup>2</sup>,钻孔总进尺 13 778.5 m,其中有效进尺 5 165.9 m,无效进尺 8 612.6 m。

2.4.1.2 帷幕工程垂向布置

结合钻探、物探揭露的垂向岩溶发育及透水性特征,最终确定帷幕工程底界布置于具有透水率较低(小于 3 Lu)、厚度较大(厚 10~15 m)、岩溶不发育的泥质灰岩层,底界标高为 787~821 m;帷幕工程顶界以丰水期最高地下水水位标高 825 m 为依据,增加至标高 830 m(图 11)。

2.4.1.3 抽排井布置

抽排井的目的是抽出地下帷幕工程汇集的受污地下水。结合污染通道的位置,设置 2 口抽排井(PWZK01、PWZK02),孔位布置于帷幕上游与污染

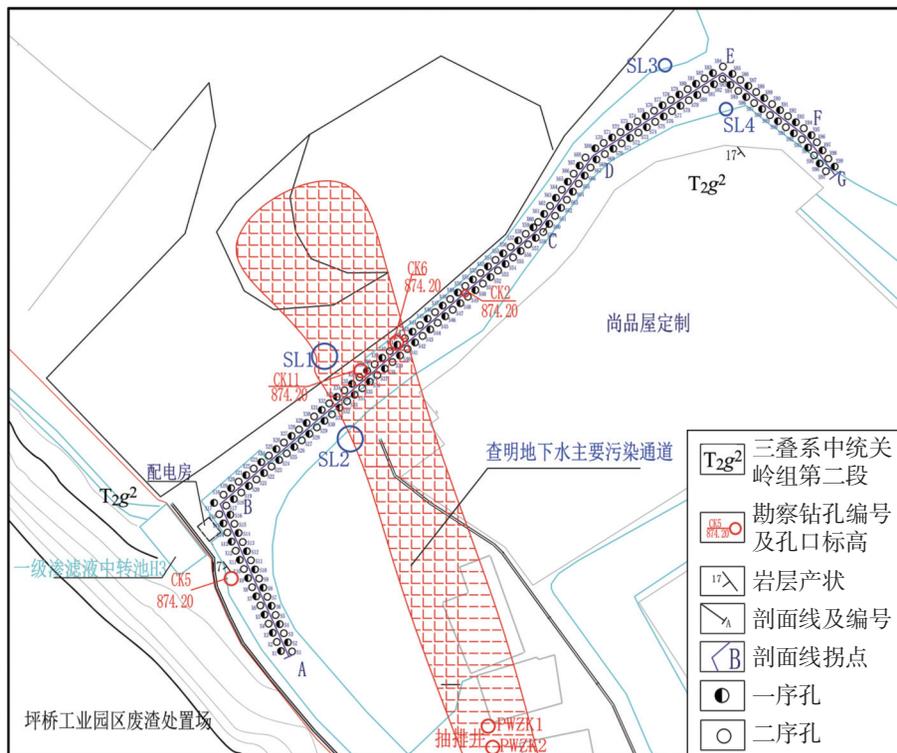


图 10 地下水帷幕工程平面布置图

Fig. 10 Layout plan of groundwater curtain engineering

源(2#废渣处置场)之间,孔深分别为 80 m,进入具有相对隔水功能的泥质灰岩段 10 m 左右,孔径能满足排污需求。

2.4.2 治理工程效果评估

2.4.2.1 帷幕上游地下水水位抬升情况

实施地下水帷幕工程后,通过对渗流观测孔及抽排井(PWZK1、PWZK2)地下水水位观测,帷幕上游地下水水位稳步抬升,地下水水位标高由 815.68 m 上升至 823.35 m(图 12),而帷幕下游地下水水位无明

显变化,说明帷幕工程已经截断了上游污染物运移通道,可以汇集截获受污地下水。进一步对两个抽排井进行抽水试验,累计抽水量达 787.4 m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>(PWZK1 钻孔流量 249.13 m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>,PWZK2 钻孔流量 538.27 m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>),较工程实施前污染水量 24 m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup> 增加 32 倍。持续抽水 3~4 d 后,地下水水位降至 811 m,停抽 2~3 d 后,地下水水位恢复至 823 m。

2.4.2.2 帷幕上游抽排井污染物浓度情况

PWZK1、PWZK2 两个抽排井抽出的污染水特征污染物中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>含量最高达 469 mg·L<sup>-1</sup>(超标

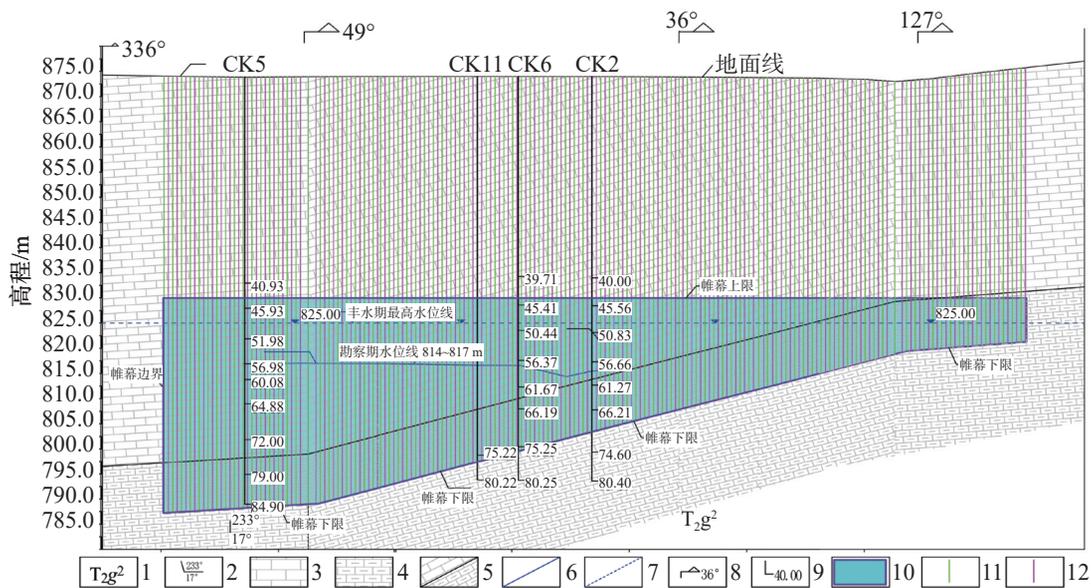


图 11 地下水帷幕工程剖面图

1-地层代号 2-地层产状 3-灰岩 4-泥灰岩 5-地层界线 6-地下水帷幕界线 7-地下水水位 8-方向 9-钻孔深度(m)  
10-地下水帷幕蓄水区 11-上游注浆孔 12-下游注浆孔

Fig. 11 Profile of groundwater curtain engineering

1-stratigraphic code 2-attitude of stratum 3-limestone 4-muddy limestone 5-stratigraphic boundary 6-groundwater curtain limit 7-groundwater level 8-direction 9-drilling depth(m) 10-groundwater curtain reservoir 11-upstream grouting hole 12-downstream grouting hole

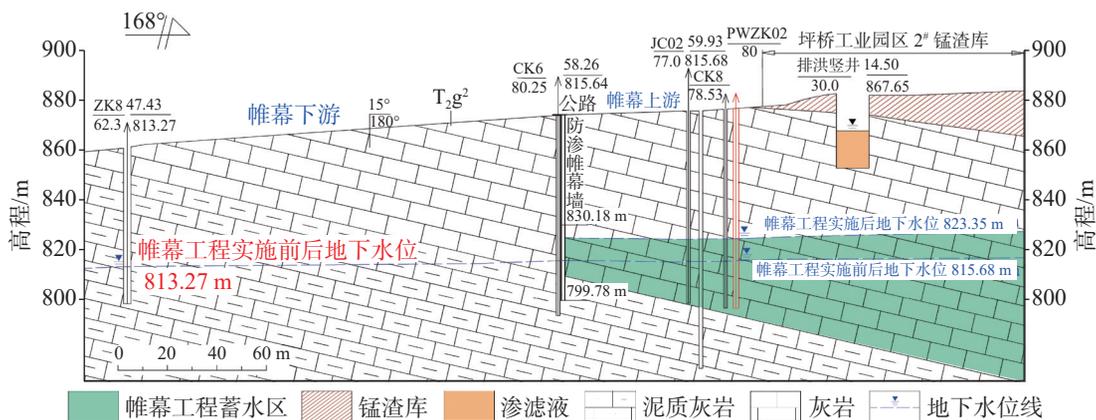


图 12 近源截排工程实施前后地下水水位变化剖面图

Fig. 12 Profile of groundwater level changes before and after the implementation of the project of near-source interception and drainage

938倍),  $Mn^{2+}$ 含量最高达  $254\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (超标2540倍), 其中PWZK1钻孔  $NH_4^+$ 含量一般为  $77.8\sim 469\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,  $Mn^{2+}$ 含量为  $68.2\sim 254\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; PWZK2钻孔  $NH_4^+$ 含量一般为  $26.8\sim 420\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,  $Mn^{2+}$ 含量为  $102\sim 254\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

#### 2.4.2.3 帷幕下游地下河出口污染物浓度变化情况

在“近源截排”工程实施前后, 坪桥地下河出口PQS009水质监测结果为(图13): 在抽排井PWZK1、PWZK2未抽水阶段,  $NH_4^+$ 含量  $76\sim 143.6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,  $Mn^{2+}$ 含量为  $14.206\sim 21.31\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 出口流量为  $5.0\sim 295.349\text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ ; 在抽排井PWZK1、PWZK2间歇性抽水阶段, 抽水期间地下河出口特征污染物浓度呈下降趋势, 停止抽水期间地下水位溢过地下帷幕坝高程, 地下河出口  $NH_4^+$ 、 $Mn^{2+}$ 浓度有明显上升趋势; 在抽排井PWZK1、PWZK2连续抽水阶段, 地下河出口  $NH_4^+$ 、 $Mn^{2+}$ 浓度保持较低的水平,  $NH_4^+$ 含量一般为  $14.4\sim 58.6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,  $Mn^{2+}$ 含量一般为  $2.38\sim 6.39\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 特征污染物浓度较未抽水阶段降低  $66\%\sim 78\%$ 。

#### 2.4.2.4 治理工程削减污染物排放量分析

截流削减量<sup>[20]</sup>是指治理工程截获、收集到的全部污水因进入企业回用后, 削减的污染物排放量, 计

算方式为:  $\Delta m_i = Q_i \cdot C_i$ , 其中  $\Delta m_i$  为每年地下水中污染物削减量, 单位  $\text{kg}$ ,  $Q_i$  表示治理工程每年截获的总污水量, 单位  $\text{m}^3$ ,  $C_i$  表示污水中对应特征污染因子浓度, 单位  $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ 。本次采用上述公式进行“近源截排”工程污染物截流削减量计算。

2023年3月“近源截排”完工后抽排井监测数据显示, 3月份(枯季)抽水量为  $3\,937\text{ m}^3$ , 以此计算每年最低抽出污水量大约为  $47\,244\text{ m}^3$ , 抽出液特征污染因子中  $NH_4^+$ 含量  $218\sim 469\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 以平均值  $344\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  ( $0.344\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) 计,  $NH_4^+$ 截流削减量  $\Delta m_{NH_4^+} = 16\,250\text{ kg}\cdot\text{a}^{-1}$ ;  $Mn^{2+}$ 含量为  $210.8\sim 254\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 以平均值  $232\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  ( $0.232\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ),  $Mn^{2+}$ 截流削减量  $\Delta m_{Mn^{2+}} = 10\,960\text{ kg}\cdot\text{a}^{-1}$ 。

### 3 结论

(1)在分析岩溶地下河范围内水源、污染源特性的基础上, 建立了岩溶地下河污染修复治理模式——三源模式, 涉及到“双源调查”、“源汇追踪”、“源头阻控”三方面内容, 确定了各内容的目的和范围。该模式可用于西南岩溶地下河污染修复治理;

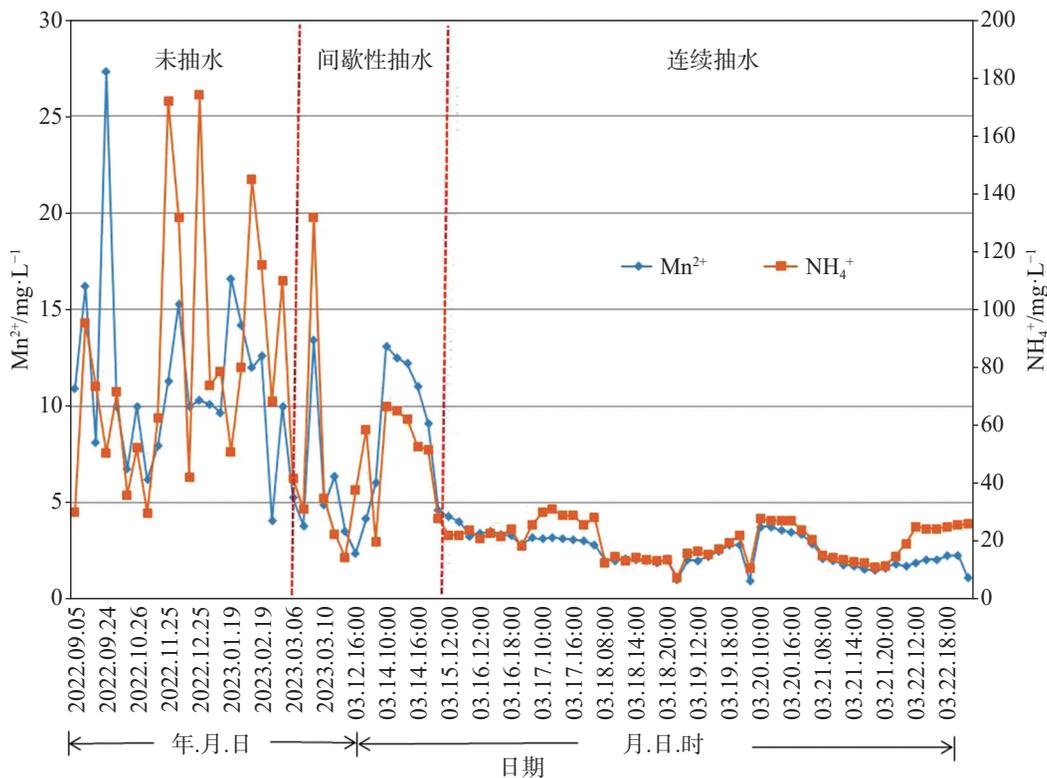


图13 抽排井抽水前后地下河出口  $Mn^{2+}$ 、 $NH_4^+$ 含量随时间变化曲线

Fig. 13 Time variation curves of  $Mn^{2+}$  and  $NH_4^+$  contents at the outlet of the underground river before and after pumping from the drainage well

(2)运用构建的“三源模式”对有近20年污染历史的坪桥地下河进行污染修复治理,结果表明:地下水中 $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{Mn}^{2+}$ 、 $\text{Se}^{2+}$ 为主要超标指标,其中 $\text{Mn}^{2+}$ 、 $\text{NH}_4^+$ 尤为突出;坪桥工业园区1<sup>#</sup>、2<sup>#</sup>废渣处置场为地下河 $\text{Mn}^{2+}$ 、 $\text{NH}_4^+$ 污染的主要污染源;地下河出口与1<sup>#</sup>、2<sup>#</sup>废渣处置场之间存在三条地下水污染通道,其中2<sup>#</sup>废渣处置场排洪竖井至地下河出口这一条为主要污染通道;帷幕工程实施后帷幕上下游形成了明显的水位差,能够形成有效的类似地下水库的蓄积区;抽排井抽水后,地下河出口 $\text{NH}_4^+$ 最低削减量为 $16\ 250\ \text{kg}\cdot\text{a}^{-1}$ , $\text{Mn}^{2+}$ 最低削减量为 $10\ 960\ \text{kg}\cdot\text{a}^{-1}$ ;

(3)受岩溶复杂性的影响,污染源、水源追踪溯源方法需进一步探讨,同时,由于“三源模式”涉及的工作内容较多,单个案例往往不能充分展示各部分内容,建议将“三源模式”应用到不同地形地貌、地质、污染源条件下的岩溶地下河污染修复治理,进一步完善“三源模式”;

(4)岩溶地下河区地表受污染土壤和地下受污染沉积物往往成为次生污染库,其对地下河水的的影响往往呈现出历史继承性和现实持续性,这意味着地下河水将在相当长时间内存在地表土壤和地下孔、隙、缝、管、洞沉积物次生污染源污染的风险。建议密切关注外源污染物在地下河区土壤、沉积物中的累积,进一步加强有毒有害污染物在地下河不同级别岩溶介质中迁移特征及其对地下河水的影响研究。

## 参考文献

- [1] Weedon C M. Compact vertical flow constructed wetland systems first two years performance[J]. *Water Science and Technology*, 2003, 48(5): 15-23.
- [2] 李娜. 香溪河流域岩溶热水成因模式及水文地质参数反演研究:以湖北省兴山县南阳温泉为例[D]. 武汉:中国地质大学, 2020.  
LI Na. The formation mechanism and hydrogeological parameters of karst thermal water: A case study of Nanyang thermal spring in Xingshan county of Hubei Province, Xiangxi river basin[J]. Wuhan: China University of Geosciences, 2020.
- [3] 李玉辉, 章程, 庄晓东, 丁文荣, 俞筱桢. 中国岩溶研究进展的哲学认知与展望[J]. *中国岩溶*, 2022, 41(3): 401-413.  
LI Yuhui, ZHANG Cheng, ZHUANG Xiaodong, DING Wenrong, YU Xiaoya. Philosophical cognition and prospect of karst research in China[J]. *Carsologica Sinica*, 2022, 41(3): 401-413.
- [4] 章程, 蒋忠诚, Chris Groves, 袁道先. 岩溶IGCP国际合作30年与岩溶关键带研究展望[J]. *中国岩溶*, 2019, 38(3): 301-306.  
ZHANG Cheng, JIANG Zhongcheng, GROVES Chris, YUAN Daoxian. 30 years international cooperation with IGCP and perspectives of karst critical zone research[J]. *Carsologica Sinica*, 2019, 38(3): 301-306.
- [5] 李耕, 韩志伟, 申春华, 曾祥颖. 曾祥颖典型岩溶小流域水体中硝酸盐分布特征及成因:以普定后寨河流域为例[J]. *地球科学*, 2019, 44(9): 2899-2908.  
LI Geng, HAN Zhiwei, SHEN Chunhua, ZENG Xiangying. Distribution characteristics and causes of nitrate in waters of typical small karst catchment: A case of the Houzhai river catchment [J]. *Earth Science*, 2019, 44(9): 2899-2908.
- [6] 李军, 邹胜章, 赵一, 赵瑞科, 党志文, 潘民强, 朱丹尼, 周长松. 会仙岩溶湿地地下水主要离子特征及成因分析[J]. *环境科学*, 2021, 42(4): 1750-1760.  
LI Jun, ZOU Shengzhang, ZHAO Yi, ZHAO Ruike, DANG Zhiwen, PAN Minqiang, ZHU Danni, ZHOU Changsong. Major ionic characteristics and factors of karst groundwater at Huixian karst wetland, China[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(4): 1750-1760.
- [7] 任坤, 杨平恒, 江泽利, 王尊波, 师阳, 王凤康, 李晓春. 降雨期间岩溶城镇区地下水重金属变化特征及来源解析[J]. *环境科学*, 2015, 36(4): 1270-1276.  
REN Kun, YANG Pingheng, JIANG Zeli, WANG Zunbo, SHI Yang, WANG Fengkang, LI Xiaochun. Variation characteristics and sources of heavy metals in an urban karst groundwater system during rainfall event[J]. *Environmental Science*, 2015, 36(4): 1270-1276.
- [8] Vukosav Petra, Mlakar Marina, Cukrov Neven, Kwokal Željko, Pižeta Ivanka, Pavlus Natalija, Špoljarić Ivanka, Vurnek Maja, Brozinčević Andriana, Omanović Dario. Heavy metal contents in water, sediment and fish in a karst aquatic ecosystem of the Plitvice Lakes National Park (Croatia)[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2014, 21(5): 3826-3839.
- [9] Dautovic Jelena, Fiket Zeljka, Baresic Jadranka, Ahel Marijan, Mikac Nevenka. Sources, distribution and behavior of major and trace elements in a complex karst lake system[J]. *Aquatic Geochemistry*, 2014, 20(1): 19-38.
- [10] Zhou Changsong, Zou Shengzhang, Zhu Danni, Xie Hao, Chen Hongfeng, Wang Jia. Pollution pattern of underground river in karst area of the Southwest China[J]. *Journal of Groundwater Science and Engineering*, 2018, 6(2): 71-83.
- [11] 陈俭友, 易世友, 顾和孝. 坪桥工业矿废渣影响下的典型裸露型岩溶水文地球化学特征与控制因素研究[J]. *地下水*, 2021, 43(5): 43-49.  
CHEN Jianyou, YI Shiyu, GU Hexiao. Hydrogeochemical characteristics and control factors of typical exposed karst affected by Ping bridge industrial mine waste[J]. *Ground Water*, 2021, 43(5): 43-49.
- [12] 曹玉婷. 建设用土壤污染风险管控制度完善研究[D]. 武汉:中南财经政法大学, 2021.

- CAO Yuting. Study on the improvement of soil pollution risk control system of construction land[D]. Wuhan: Zhongnan University of Economics and Law, 2021.
- [13] 王雨畅, 杨平恒, 张洁茹. 重庆市老龙洞地下河流域硝酸盐来源和生物地球化学过程的识别[J]. 环境科学, 2022, 43(10): 4470-4479.
- WANG Yuyang, YANG Pingheng, ZHANG Jieru. Sources and biogeochemical processes of nitrate in the Laolongdong karst underground river basin, Chongqing[J]. Environmental Science, 2022, 43(10): 4470-4479.
- [14] Nestler Angelika, Berglund Michael, Accoe Frederik, Duta Steluta, Xue Dongmei, Boeckx Pascal, Taylor Philip. Isotopes for improved management of nitrate pollution in aqueous resources: Review of surface water field studies[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2011, 18(4): 519-533.
- [15] 盛婷. 基于氮氧同位素和IsoSource模型的农业区地下水硝酸盐来源研究[D]. 重庆: 西南大学, 2019.
- SHENG Ting. Nitrate-nitrogen pollution sources of an underground river in karst agricultural area using  $^{15}\text{N}$  and  $^{18}\text{O}$  isotope technique and isosource model[D]. Chongqing: Southwest University, 2019.
- [16] 申春华. 喀斯特地下暗河流域水体中硝酸盐的来源、运移过程及转化机制研究[D]. 贵阳: 贵州大学, 2019.
- SHEN Chunhua. Study on the source, migration and transformation mechanism of Nitrate in karst underground river catchment[D]. Guiyang: Guizhou University, 2019.
- [17] 易世友, 周长松, 朱丹尼, 等. 长江经济带西南裸露型岩溶山区遵义市坪桥地下河系统污染防治试点项目(一期)水文地质详细调查报告[R]. 遵义: 贵州省地矿局第二工程勘察院有限公司, 2021.
- [18] 冯海明. 压水试验在岩溶路基注浆效果评价中的应用研究[J]. 中国岩溶, 2020, 39(2): 243-250.
- FENG Haiming. Application of pressure water tests to evaluation of grouting effects on the karst roadbed[J]. Carsologica Sinica, 2020, 39(2): 243-250.
- [19] 汤振, 蒋小珍, 陈立根, 雷明堂, 马骁, 吴晟堂. 龙门县某石灰岩采石场帷幕止水工程及注浆效果评价[J]. 中国岩溶, 2022, 41(1): 47-58.
- TANG Zhen, JIANG Xiaozhen, CHEN Ligen, LEI Mingtang, MA Xiao, WU Shengtang. Groundwater sealing by grouting curtain technique and its grouting effect evaluation of a limestone quarry in Longmen county[J]. Carsologica Sinica, 2022, 41(1): 47-58.
- [20] 樊科峰. 城镇污水厂雨季截流污水强化二级处理消纳能力研究[D]. 重庆: 重庆大学, 2020.
- FAN Kefeng. Study on the capacity of secondary treatment of intercepted sewage in urban sewage plant in rainy season[D]. Chongqing: Chongqing University, 2020.

## Remediation of polluted sites in the typical area of karst underground river based on "Three-Source Model": A case study in the Pingqiao underground river system, Zunyi, China

YI Shiyu<sup>1</sup>, JIAO Heng<sup>1</sup>, ZHOU Changsong<sup>2,3</sup>, GAO Feng<sup>1</sup>, CHEN Tao<sup>1</sup>

(1. No.2 Engineering Investigation Institute, Guizhou Bureau of Geology and Mineral Resources Co., Ltd., 114 Geological Brigade of Guizhou Geological and Mineral Exploration and Development Bureau, Zunyi, Guizhou 563000, China; 2. Institute of Karst Geology, CAGS/Key Laboratory of Karst Dynamics, MNR & GZAR/Guangxi Karst Resources and Environment Research Center of Engineering Technology, Guilin, Guangxi 541004, China; 3. School of Environment Science and Spatial Informatics, China University of Mining and Technology, Xuzhou, Jiangsu 221116, China)

**Abstract** Karst groundwater is an important water resource in karst areas of China and even the world, playing a crucial role in residents' daily life and industrial and agricultural production. The soil layer in karst areas is generally thin, with a double-layer structure between the surface and underground. Pollutants can directly enter the underground aquifer through thin soil layers, sinkholes, skylights, and karst cracks, making the karst groundwater extremely susceptible to pollution. In recent years, human's industrial and agricultural activities and domestic pollution have caused a large number of various types of organic and inorganic pollutants to continuously enter the underground river, posing a huge threat to the safety of drinking water and ecological agriculture development of local residents. Therefore, pollution remediation of underground rivers is of great significance for the protection of karst underground water resources. Focusing on water sources and pollution sources, this study conducts a systematic analysis of the investigation, evaluation, and remediation process of underground river pollution. It establishes a pollution remediation and control model of karst underground rivers—the "Three Source Model". This model mainly includes dual-source investigation, source tracking, and source control.

As a typical dendritic underground river in the exposed karst area of Southwest China with a pollution history of nearly 20 years, the Pingqiao underground river in Zunyi City, was selected as the study area for remediation and control of the pollution in the underground river with the use of "Three-Source Model". The results show: (1) There are 25 water points in the study area, mainly boreholes, karst springs and underground river outlets, and the characteristic pollutants are mainly  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ , and  $\text{Se}^{2+}$ . Fifteen types of pollution source points are distributed, mainly including industrial waste disposal sites in the area of Pingqiao Industrial Park downstream of the underground river system. The characteristic pollutants are also mainly  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ , and  $\text{Se}^{2+}$ . (2) There are mainly three groundwater pollution channels within the scope of the underground river system: PQE019 (sinkhole)-PQG025 (skylight)-PQS009 (underground river outlet); the flood discharge shaft of 2<sup>#</sup> waste residue disposal site-CK8 (borehole)-J02 (monitoring well)-CK6 & CK11 (borehole)-JC04 (monitoring well) & ZK2 (borehole)-PQG025 (skylight)-PQS009 (underground river outlet); 1<sup>#</sup> waste disposal site-PQG025 (skylight)-PQS009 (underground river outlet). The above pollution channels are distributed between the outlet of the underground river and Z1 waste disposal site in Pingqiao Industrial Park. (3) By curtain engineering, remediation was conducted in the upstream section of the polluted channel from the flood discharge shaft of 2<sup>#</sup> waste disposal site to the outlet of the underground river, and then the groundwater level upstream of the curtain steadily increased from 815.68 m to 823.35 m, but there was no significant change in the groundwater level downstream of the curtain. The characteristic pollutants in the polluted water extracted from the upstream drainage wells (PWZK1 and PWZK2) of the curtain had a maximum  $\text{NH}_4^+$  content of  $469 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (exceeding 938 times of a permitted level) and a maximum  $\text{Mn}^{2+}$  content of  $254 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (exceeding 2,540 times of a permitted level). During the stage when the wells (PWZK1 and PWZK2) were not pumped,  $\text{NH}_4^+$  content at the outlet of the underground river was  $76\text{-}143.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , and  $\text{Mn}^{2+}$  content  $14.206\text{-}21.31 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , with the outlet flow rate of  $5.0\text{-}295.349 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ . In the stage of intermittent pumping in these two wells, concentrations of  $\text{NH}_4^+$  and  $\text{Mn}^{2+}$  at the outlet of the underground river showed a downward trend during the pumping period, while concentrations of  $\text{NH}_4^+$  and  $\text{Mn}^{2+}$  at the same place showed a significant upward trend during the cessation of pumping. During the stage of continuous pumping, concentrations of  $\text{NH}_4^+$  and  $\text{Mn}^{2+}$  at the outlet of the underground river remained relatively low, with  $\text{NH}_4^+$  content generally ranging from  $14.4$  to  $58.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  and  $\text{Mn}^{2+}$  content from  $2.38$  to  $6.39 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . Concentrations of  $\text{NH}_4^+$  and  $\text{Mn}^{2+}$  decreased by 66% -78%, compared to concentrations in the stage when the wells were not pumped. The calculation results of reducing pollutant emissions in the treatment project show that the underground river outlet can reduce wastewater emissions by  $47,244 \text{ m}^3\cdot\text{a}^{-1}$ , with a minimum reduction of  $16,250 \text{ kg}\cdot\text{a}^{-1}$  for  $\text{NH}_4^+$  and  $10,960 \text{ kg}\cdot\text{a}^{-1}$  for  $\text{Mn}^{2+}$ . The research results can provide reference for the remediation of pollution in underground river systems in similar regions.

**Key words** underground rivers, pollution, remediation, dual-source, near-source interception, curtain engineering

(编辑 张玲)