

唐春雷, 梁永平, 晋华, 等. 山底河流域煤矿酸性矿井水野外监测[J]. 中国岩溶, 2022, 41(4): 522-531.

DOI: 10.11932/karst20220402

## 山底河流域煤矿酸性矿井水野外监测

唐春雷<sup>1,2,3,4</sup>, 梁永平<sup>1,2,3,4</sup>, 晋华<sup>2</sup>, 赵春红<sup>1,4</sup>, 申豪勇<sup>1,4</sup>,  
王志恒<sup>1,4</sup>, 赵一<sup>1,4</sup>, 谢浩<sup>1,4</sup>, 梁琛<sup>5</sup>

(1. 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, 广西桂林 541004; 2. 太原理工大学, 山西太原 030024; 3. 联合国教科文组织国际岩溶研究中心, 广西桂林 541004; 4. 广西岩溶资源环境工程技术研究中心, 广西桂林 541004; 5. 山西省阳泉生态环境监测中心, 山西阳泉 045000)

**摘要:** 酸性矿井水在我国鲁西南、山西、内蒙、云南和贵州等煤矿区普遍存在, 酸性矿井水其 pH 往往在 2~5 之间, 高  $\text{SO}_4^{2-}$ 、HB、TDS、Fe、Mn。这些物质进入地下水、地表水或土壤后, 会对其造成严重危害。文章选择山西阳泉市典型废弃煤矿区山底河流域为研究区, 通过水文地质调查, 水文地质钻探, 水文地质剖面等方法阐述山底流域地层岩性, 水文地质条件概况, 得出受煤矿开采影响, 与天然条件下相比山底河流域的地表水和地下水的补给、径流、排泄条件均发生了根本变化。补给通过破坏产生的导水裂隙带运移, 以垂向运动为主; 径流通过坑道, 导水裂隙带运移, 以横向运动为主; 排泄以矿坑排水和泉水溢出方式为主。并简述山底河流域煤矿酸性矿井水试验站观测站分布情况与水化学特征。

**关键词:** 酸性矿井水; 山底河流域; 水文地质剖面; 水文地球化学; 娘子关泉域

中图分类号: P641.4 文献标识码: A

文章编号: 1001—4810 (2022) 04—0522—10 开放科学(资源服务)标识码(OSID):



### 0 引言

我国一次能源产量与消费量占全球首位并呈逐年上涨趋势, 煤炭资源在能源消费结构中占 60.4%<sup>[1-2]</sup>。长期以来的高强度开采, 已使部分老矿区的煤炭资源趋于枯竭<sup>[3-4]</sup>。为此, 国家大力整合煤炭资源, 对部分煤矿进行整顿关闭<sup>[5-6]</sup>。以山西省为例, 全省煤矿矿区面积约  $13.32 \times 10^4 \text{ km}^2$ 。2010 年采空区面积约  $2 \times 10^4 \text{ km}^2$ <sup>[7-8]</sup>, 占山西国土面积的八分之一。新中国成立以来, 山西已累计生产煤炭 190 多亿吨, 在为国家提供充足煤炭能源的同时, 也产生了很多采空区或废弃矿井<sup>[9]</sup>。巨大的采空区、废弃矿井将成

为地下水的循环、积蓄空间<sup>[10]</sup>。

酸性矿井水 (Acid Mine Drainage, AMD) 在我国鲁西南、山西、内蒙、云南和贵州等煤矿区普遍存在, 酸性矿井水其 pH 往往在 2~5 之间, 高  $\text{SO}_4^{2-}$ <sup>[11]</sup>、HB、TDS、Fe、Mn<sup>[12]</sup>, 其酸性特征使得煤层中 Hg、As、Cd、Pb、Co、Ni 等微量元素被溶解<sup>[13-14]</sup>, 酚类有机物反应速度加快, 毒理学成分增高。这些物质进入地下水<sup>[15]</sup>、地表水<sup>[16]</sup> 或土壤<sup>[17-18]</sup> 后, 会对其造成严重危害。

娘子泉域的汇水面积约  $7436 \text{ km}^2$ 。娘子关泉群是其主要的天然排泄点, 其位于山西省阳泉市娘子关镇。娘子关泉群多年平均流量  $9.47 \text{ m} \cdot \text{s}^{-3}$  (1956—2019 年),

资助项目: 广西自然科学基金面上项目(2021GXNSFAA220071); 国家自然科学基金项目(41672253, 41902256); 中国地质调查项目(DD20221758, DD20190334, DD20190825); 中国地质科学院基本科研项目(2020010, 2021006)

第一作者简介: 唐春雷(1984—), 男, 副研究员, 岩溶水文地质环境地质、岩溶环境学。E-mail: yourfriendtcl@163.com。

收稿日期: 2022—02—20

是阳泉市城区, 平定县城主要供水水源。2010 年以来, 泉水的  $\text{SO}_4^{2-}$  和 HB 均超出了国家饮用水水质标准。梁永平等<sup>[19]</sup>通过水化学<sup>[20]</sup>、稳定同位素<sup>[21]</sup>方法分析, 认为煤矿酸性矿井水污染岩溶地下水是导致娘子关泉群  $\text{SO}_4^{2-}$  和总硬度超标的主要原因<sup>[22-23]</sup>。因此开展煤矿酸性矿井水野外监测成为一项重要任务, 为认识酸性矿井水污染机制与演化规律提供理论支撑。本文选择娘子关泉域范围内山底河流域为研究区, 其是集露天矿、现采矿和闭坑矿为一体, 各种水源汇集于采空区后集中排泄的完整、独立水循环系统, 是一个专门针对煤矿酸性排水产生、运移、排泄的野外监测试验站。

## 1 典型废弃矿区山底河流域概况

### 1.1 地理位置

山底河流域位于山西省阳泉市娘子关泉域范围

内, 地理坐标为东经  $113^{\circ}27'21''\sim113^{\circ}32'47''$ , 北纬  $37^{\circ}56'16''\sim38^{\circ}02'31''$ , 西部以西沟村—西沟村为界, 东部以东村—关家峪村西为界, 南部以回沟峪—羊皮凹—蔡家峪为界, 北部以西沟村—小沟村为界, 流域面积  $58.4 \text{ km}^2$ 。山底河发源于吴家掌村羊皮凹, 向北途中流经燕龛村—程庄村—榆林垴村—小沟村—山底村, 最后汇入温河<sup>[24]</sup>(图 1)。

### 1.2 地层岩性

研究区出露地层主要为奥陶系中统峰峰组; 石炭系中统本溪组、上统太原组; 二叠系下统山西组和第四系中、上更新统。

研究区内含煤地层为太原组、山西组、本溪组。太原组主要含煤地层, 可分为三个岩性组段, 下段从基底  $K_1$  砂岩至  $K_2$  灰岩, 厚约  $27.8 \text{ m}$ 。底部  $K_1$  砂岩为灰白色中细粒长石石英砂岩, 厚约  $7.2 \text{ m}$ , 其上为灰黑色砂质泥岩夹薄灰岩、煤线, 厚约  $15 \text{ m}$ 。上部

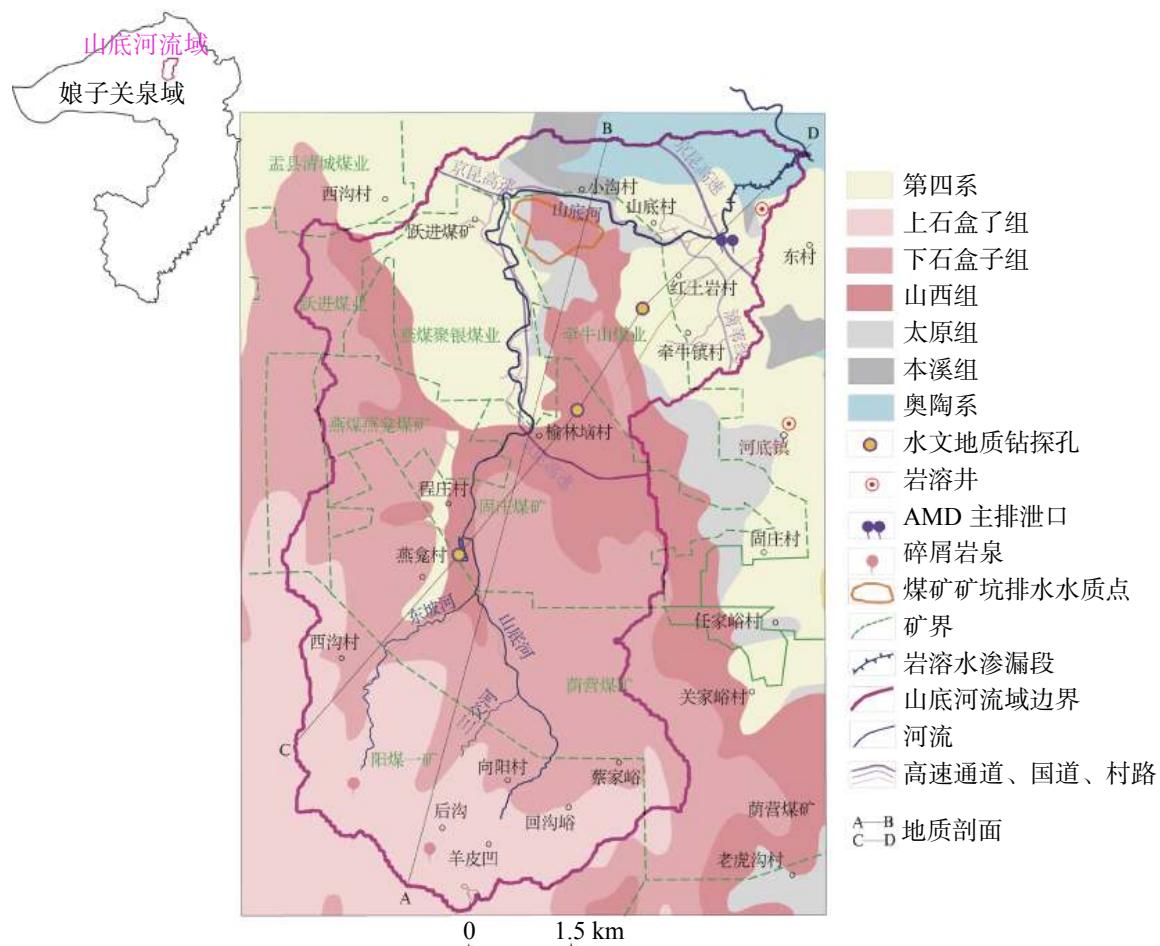


图 1 山底河流域水文地质图

Fig. 1 Hydrogeological map of Shandi River Basin

为 15 号煤层, 平均厚 5.79 m, 其顶部为黑色炭质页岩厚约 1.3 m; 中段从 K<sub>2</sub> 灰岩至 K<sub>4</sub> 灰岩, 厚 58.9 m 左右。由三层海相石灰岩、碎屑岩及煤层组成。自下而上灰岩为四节石灰岩(K<sub>2</sub>)、钱石灰岩(K<sub>3</sub>)、猴石灰岩(K<sub>4</sub>), 煤层自下而上为 13 号煤层、12 号煤层、11 号煤层, 其中 12 号煤层为可采煤层。上段为由 K<sub>4</sub> 灰岩顶面至 K<sub>7</sub> 砂岩底, 厚约 28.1 m, 由灰白色砂岩、黑色泥岩、砂质泥岩组成, 局部夹 8 号和 9 号两层煤, 其中 9 号煤层厚 1.0 m 左右, 稳定可采。8 号煤层厚 0.75 m 左右, 为可采薄煤层。

山西组 6 号煤层位于山西组下部, 煤层平均厚度 1.2 m 左右, 属于局部发育、局部可采不稳定煤层, 结构简单, 一般不含夹石, 煤层顶部均为砂质泥岩。底部 K<sub>7</sub> 砂岩厚度 3.0 m。

本溪组平均厚度 43 m, 其下部为铁铝层, 为褐色、赤色、灰色铝土泥岩及山西式铁矿或相变为黄铁矿层, 呈窝子状。铁矿成份以赤铁矿或硫铁矿为主, 在铝土页岩之上为灰色、浅灰色砂质页岩、页岩、细砂岩、石灰岩互层, 其中夹有不稳定的薄煤层。

### 1.3 水文地质条件概况

山底河流域出露地层为二叠系上下石盒子组、山西组; 石炭系太原组、本溪组和第四系, 依据含水岩组及水动力特征将地下水划分为石炭—二叠系石炭系砂岩及层间碳酸盐岩含水岩组和奥陶系碳酸盐岩含水岩组。

#### 1.3.1 奥陶系碳酸盐岩类岩溶裂隙水

流域内奥陶系岩溶地下水由北西向东南渗流, 岩溶地下水为标高在 440~490 m<sup>[25]</sup>。峰峰组地层高于区域岩溶地下水水位, 成为透水层。上、下马家沟组为主要含水层, 含水层岩性主要为灰岩和白云质灰岩, 含水层岩溶裂隙发育, 并发育有小的溶孔, 连通性好, 富水性强, 地下水交替快, 钻孔单位涌水量较大。由于岩溶发育的不均性, 上、下马家沟组在局部地段也存在岩溶不发育、富水性弱、地下水交替慢的情况。

#### 1.3.2 石炭系砂岩裂隙水及层间碳酸盐岩溶裂隙水和二叠系砂岩裂隙含水层。

(1) 石炭系砂岩裂隙水及层间碳酸盐岩溶裂隙水。石炭系地层岩性由石灰岩、砂岩、砂质泥岩、

泥岩及煤层组成, 含水层可以分为为石灰岩含水层和砂岩含水层。太原组有三层稳定的石灰岩, 自下而上分别为 K<sub>2</sub>、K<sub>3</sub>、K<sub>4</sub>, 是石炭系主要的含水层。砂岩和灰岩均与隔水性能强的砂质泥岩、泥岩和煤层相间沉积, 天然状态下, 各含水层间水力联系不密切, 因而具有多层性和承压性。

(2) 二叠系砂岩裂隙水。主要由石盒子组和山西组多层砂岩含水层组成。各层砂岩沉积横向变化较大, 单层厚度在 3~10 m, 各层砂岩与隔水性能较强的砂质泥岩、泥岩相间沉积, 形成多层含水层, 在天然状态下, 各含水层无水力联系。含水层富水性受埋藏条件制约, 含水层埋藏深度不同, 裂隙节理发育程度不同, 其富水性也不同。一般情况下, 含水层埋深大富水性差, 含水层埋深小富水性好, 基岩风化壳出露地表, 风化裂隙发育, 接受补给条件好, 其富水性好。

### 1.4 补径排条件

山底河流域有两个含水岩组, 分别是上部石炭二叠系砂岩及层间碳酸盐岩含水岩组和下部奥陶系碳酸盐岩含水岩组, 两含水岩组间的石炭系本溪组铝土质泥页岩为区域隔水层。

山底流域补给来源主要为大气降水入渗与河流入渗补给, 上部石炭二叠系砂岩及层间碳酸盐岩含水岩组, 受煤层开采的影响, 含水岩组被破坏产生裂隙, 与天然条件下相比地表水和地下水的补给径流储存与排泄条件均发生了根本变化<sup>[26]</sup>。裂隙, 坑矿成为地表水及地下水运移的良好通道。使天然状态下具有多组含水层, 以水平运动为主的地下水系统变为以垂直运动为主的矿坑水化系统。补给通过破坏产生的导水裂隙带运移, 以垂向运动为主; 径流通过坑道, 导水裂隙带运移, 以横向运动为主; 排泄以矿坑排水和泉水溢出方式为主。研究区内石炭系本溪组铝土质泥页岩为区域隔水层, 山底河流域典型废弃煤矿地下水系统主要以泉的形式排泄。从而大量矿坑水补给地表水, 地表水通过裸露灰岩区进一步补给岩溶地下水(图 2), 使得地表水和地下水具有矿井水特征。

## 2 山底河流域监测站概况

山底河煤矿酸性排水循环系统监测试验站, 建

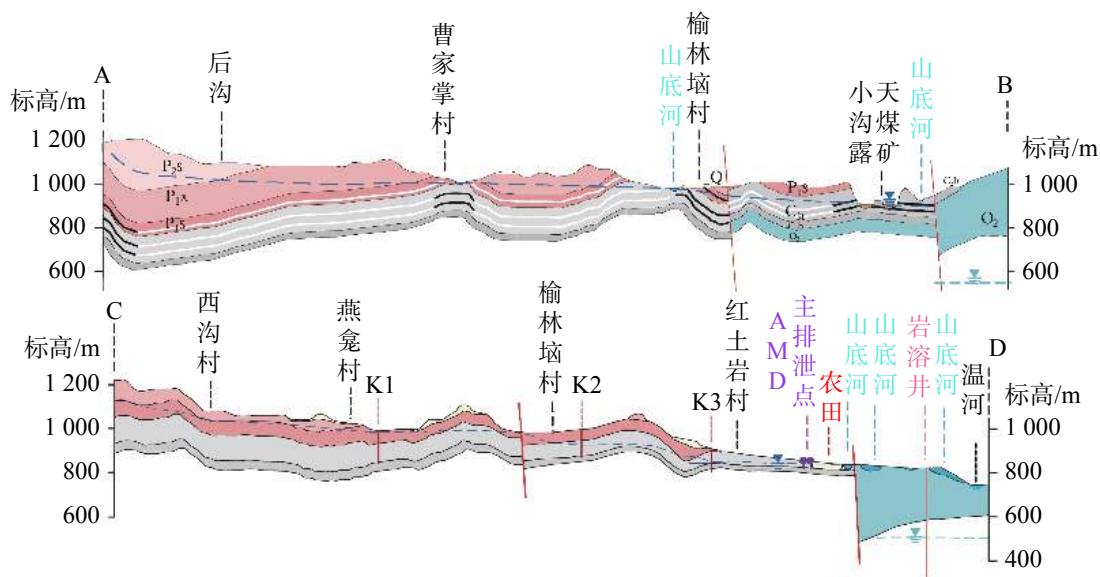


图 2 山底河流域水文地质剖面图  
Fig. 2 Hydrogeological profile of Shandi river basin

设 2 处降水量监测点(山底村站和西沟站);3 处煤矿酸性矿井水位监测点(燕龛 K<sub>1</sub> 钻孔, 榆林垴 K<sub>2</sub> 钻孔, 红土岩 K<sub>3</sub> 钻孔);4 处煤矿酸性排水水质监测点(分别为榆林垴矿井, 小沟露天矿, 庙沟泉水和山底河高

桥堰);3 处岩溶地下水监测点(跃进煤矿矿岩溶井、山底村岩溶井及河底镇岩溶井)和 3 处流量观测点(柳沟堰、山底河高桥堰和温河入口堰)(图 3、图 4 和表 1)。

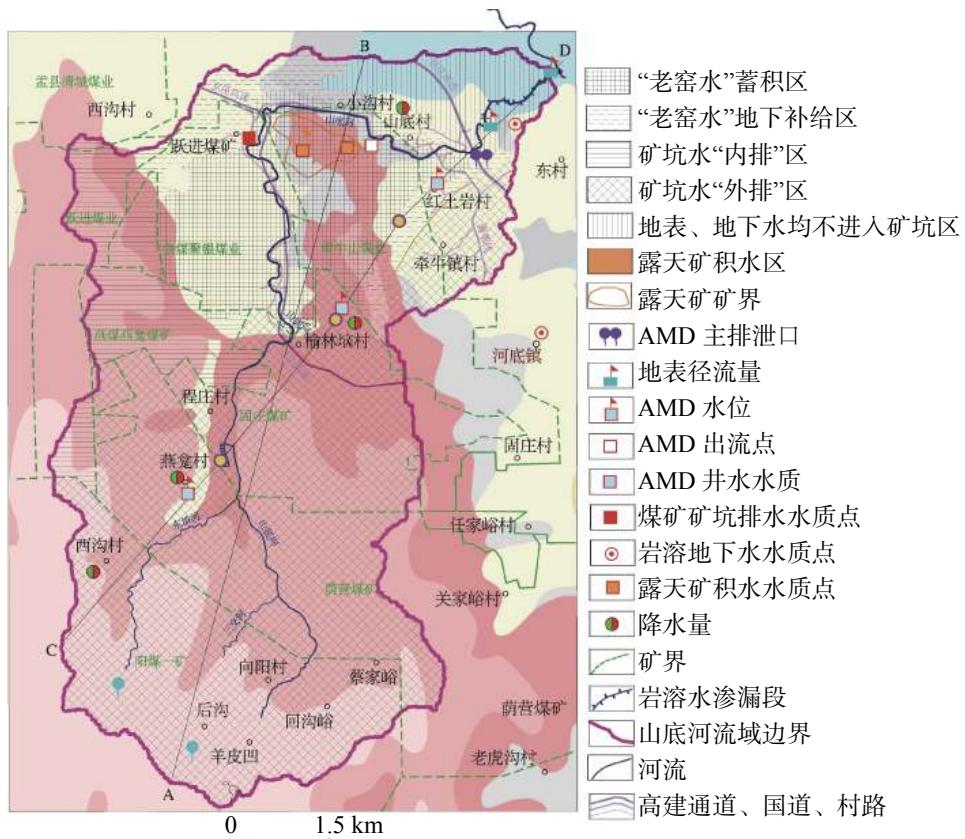


图 3 山底河流域煤矿老窑水循环系统监测网分布图(据梁永平等<sup>[24]</sup>修改)  
Fig. 3 Distribution of monitoring network of water circulation system of old coal mines in Shandi river basin



图 4 山底河煤矿酸性排水野外监测站野外照片

Fig. 4 Scene picture of field monitoring station for acid drainage of coal mines in Shandi river basin

表 1 山底河流域煤矿酸性水循环试验站水质及流量监测点汇总表

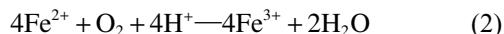
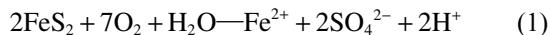
Table 1 Summary of water quality and flow monitoring points of acid water circulation test station of coal mines in Shandi river basin

站点名称	监测点类别	监测点高程/m	监测内容
山底站	降水	864	降水量/mm
西沟站	降水	973	
榆林墙钻孔	矿坑水	991.5	
小沟露天矿	矿坑水	857	
庙沟泉	矿坑水	865	
柳沟泉	矿坑水	832	pH、水温、电导率、溶解氧、 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{K}^+$ 、 $\text{Na}^+$ 、 $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{Fe}^{2+}$ 、 $\text{Fe}^{3+}$ 、 $\text{Cl}^-$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{CO}_3^{2-}$ 、 $\text{HCO}_3^-$ 、 $\text{Mn}$ 、溶解性总固体等
山底河高桥堰	矿坑水	827	
跃进煤矿岩溶井	岩溶水	908	
山底村岩溶井	岩溶水	830	
河底镇岩溶井	岩溶水	836	
柳沟观测堰	矿坑水	831	主排泄点流量
山底河高桥观测堰	矿坑水	827	总出口流量(地表水+主排泄点)
温河入口观测堰	矿坑水	803.1	入温河口流量(地表水+主排泄点-灰岩段渗漏量)

### 3 山底河流域酸性矿井水特征

#### 3.1 酸性矿井水产生机理

酸性矿井水 (Acid Mine Drainage, AMD) 是由煤层和围岩中含有的硫化物、O<sub>2</sub>、H<sub>2</sub>O 及微生物的共同作用下,发生氧化反应所形成的。一般认为酸性矿井水的形成是氧化亚铁硫杆菌、Fe<sup>3+</sup>和 O<sub>2</sub>共同作用的结果。以黄铁矿为主的化学氧化过程主要包括:



黄铁矿暴露于潮湿空气中,首先与 H<sub>2</sub>O 和 O<sub>2</sub> 作用释放出 Fe<sup>2+</sup> 和 H<sup>+</sup>(反应式(1)), Fe<sup>2+</sup>进一步被 O<sub>2</sub> 氧化为 Fe<sup>3+</sup>(反应式(2));随着 pH 降低,Fe<sup>3+</sup>活性提高,Fe<sup>3+</sup>将成为主要的氧化剂,将黄铁矿氧化为 Fe<sup>2+</sup>,并产生 H<sup>+</sup> 和 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>(反应式(3));生成的 Fe<sup>2+</sup>继续被 O<sub>2</sub> 氧化(反应式(2))。上述 3 个反应循环进行,形成煤矿酸性矿井水。

反应式(3)是快反应,而反应式(2)是慢反应,并被认为是黄铁矿的氧化反应的限速步骤<sup>[27]</sup>。自然环境下,黄铁矿主要的化学氧化剂是 O<sub>2</sub> 和 Fe<sup>3+</sup>。一般认为煤中的含硫量>3% 时就能产生酸性水,而含碱量>5% 时就不产生酸性水<sup>[28]</sup>。在黄铁矿化学氧化的起始阶段,pH 对其反应速率影响较大。初始阶段反应液中的 pH 较高,新生成的 Fe<sup>3+</sup>会发生水解反应(反应式(4)),从而黄铁矿的氧化反应进行缓慢。随着反应的进行,溶液 pH 下降至 5~4,Fe<sup>3+</sup>水解产物的溶解度增大,当 pH 下降至 2.5 以下,Fe<sup>3+</sup>活性显著提高,成为黄铁矿的主要氧化剂。Goldhaber<sup>[29]</sup> 和 Moses<sup>[30]</sup> 实验得出,由 Fe<sup>3+</sup>引起黄铁矿氧化的速率要比由 O<sub>2</sub> 引起的大 2~4 个数量级。可见化学氧化过程 Fe<sup>3+</sup> 离子贡献较大。

氧化亚铁硫杆菌 (*Thiobacillus ferrooxidans*, *T.f*) 是一种革兰氏阴性菌,具有化能自养、好气、嗜酸、适于中温环境等特性,参与氧化亚铁、元素硫及硫代硫酸盐的氧化作用<sup>[31]</sup>。*T.f* 菌参与下的黄铁矿氧化速率明显高于化学氧化剂(Fe<sup>3+</sup>, O<sub>2</sub>)对黄铁矿的氧化作用。Bryner 等<sup>[32]</sup>通过对不同类型黄铁矿(具有不同化学活性)进行接菌与未接菌对比研究发现,接菌的黄铁矿样品中释放 Fe 的速率是未接菌的 9~39 倍。

#### 3.2 酸性矿井水水化学特征

酸性矿井水的 pH 为 2.47~7.28, 均值为 4.17。Ca<sup>2+</sup> 值为 141.81~525.00 mg·L<sup>-1</sup>, 均值为 408.48 mg·L<sup>-1</sup>, Mg<sup>2+</sup> 值为 74.15~1163.41 mg·L<sup>-1</sup>, 均值为 444.49 mg·L<sup>-1</sup>。Na<sup>+</sup> 值为 30.65~393.87 mg·L<sup>-1</sup>, 均值为 351.37 mg·L<sup>-1</sup>。Fe<sup>3+</sup> 值为 0.27~656.00 mg·L<sup>-1</sup>, 均值为 467.92 mg·L<sup>-1</sup>。Fe<sup>2+</sup> 值为 0.02~350.74 mg·L<sup>-1</sup>, 均值为 167.82 mg·L<sup>-1</sup>。SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 值为 1 084.55~13 683.47 mg·L<sup>-1</sup>, 均值为 5 716.18 mg·L<sup>-1</sup>。水化学类型为 Na-SO<sub>4</sub>、Ca·Mg-SO<sub>4</sub>、Mg·Ca-SO<sub>4</sub>。阳离子主要是 Ca<sup>2+</sup>、Mg<sup>2+</sup> 和 Na<sup>+</sup>, 阴离子主要是 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>。

如图 5 所示,榆林垴矿井和红土岩矿井处 AMD 的 pH 分别为 7.28, 6.92; SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 值分别为 1 084.6, 1 731 mg·L<sup>-1</sup>; Fe<sup>3+</sup> 值分别为 20.36, 0.27 mg·L<sup>-1</sup>, 说明其封闭的还原环境 FeS<sub>2</sub> 酸化反应速率慢; 庙沟泉与小沟露天矿处 AMD 的 pH 分别为 2.54, 2.43; SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 值分别为 13 683.5, 11 156.1 mg·L<sup>-1</sup>; Fe<sup>3+</sup> 值分别为 520.76, 656.0 mg·L<sup>-1</sup>。说明其开放的氧化环境 FeS<sub>2</sub> 酸化反应速率快。柳沟堰处 AMD 为山底河流域主排泄口,其 pH 为 2.47, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 值为 3 848.5 mg·L<sup>-1</sup>。

#### 3.3 酸性矿井排水流量特征

如图 6 所示山底河流域 AMD 主排泄点流量 1 275.0~1 693.9 m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>, 均值为 1 523.6 m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>。pH 为 2.83~3.78, 均值为 3.14。TDS 值 6 105.0~6 735.0 mg·L<sup>-1</sup>, 均值 6 523.8 mg·L<sup>-1</sup>。AMD 主排泄点为山底河流域酸性矿井排水的主要排泄点,以泉水形式溢出。其流量最低出现在 1、2 月份,其后因为降水与冰雪融化入渗补给,流量不断上升,流量总体表现相对稳定,符合地下水特征。pH 在 1~5 月份不断降低,6~12 月份不断增加,其最低值出现 5 月份。pH 代表着煤矿酸性排水酸化程度。pH 1~5 月份不断降低,说明黄铁矿氧化速度不断增加,其主要原因因为温度升高而增加微生物活性。pH 在 6~12 月份不断增加,说明黄铁矿氧化速度不断降低,其主要原因因为 6~10 月份雨季的降雨入渗补给降低煤矿矿井中 O<sub>2</sub> 浓度,11~12 月份温度降低影响了微生物活性。

如图 7 所示山底河流域总出口流量 2 530.3~8 627.0 m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>, 均值为 5 651.89 m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>。pH 为 2.93~8.11, 均值为 5.81。TDS 值 2 430.0~4 280.0 mg·L<sup>-1</sup>, 均值 3 420.0 mg·L<sup>-1</sup>。山底河流域总出口流量为煤矿酸性排水和地表水流量的总和。由于山底河流域面积较小,总

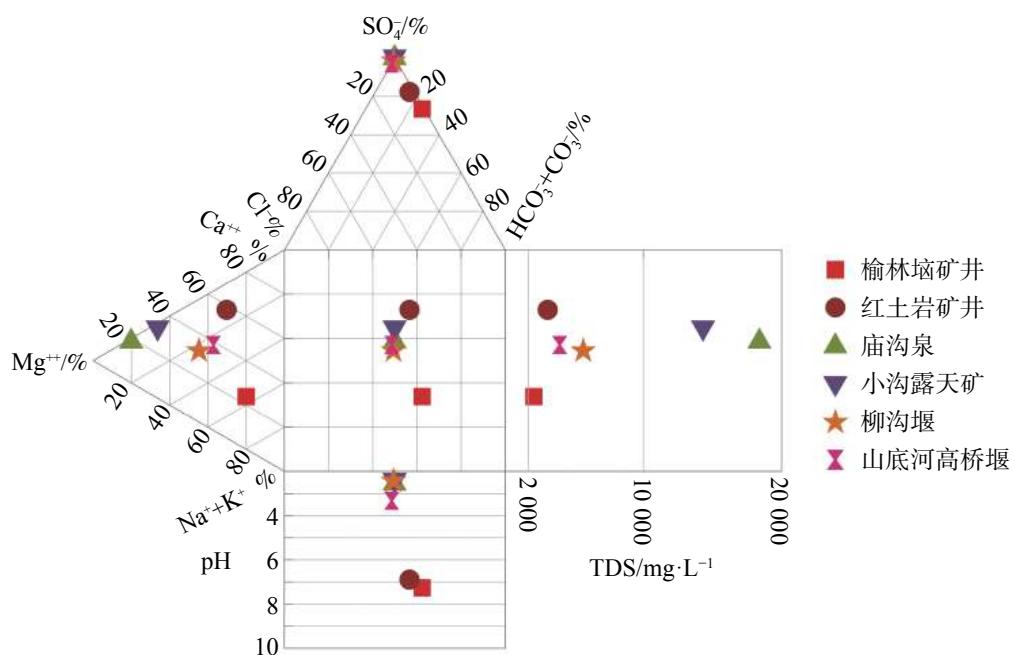


图 5 AMD 的 Durov 三线图

Fig. 5 Durov graph of AMD

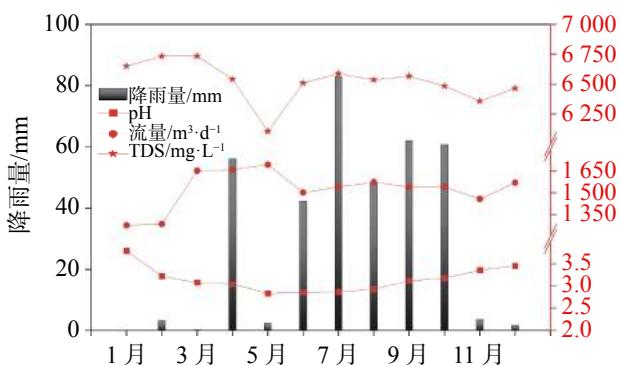


图 6 AMD 主排泄点流量图

Fig. 6 Flow diagram of AMD main discharge point

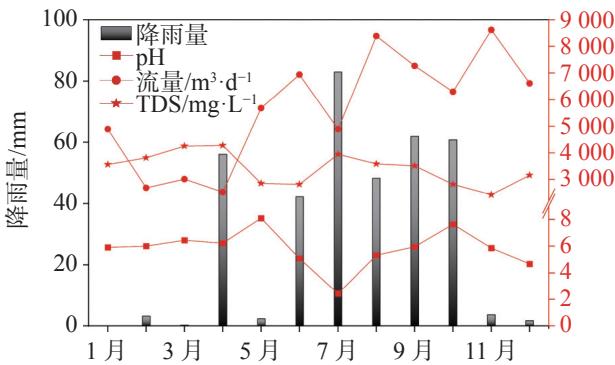


图 7 山底河流域总出口流量图

Fig. 7 Flow of total outlet of Shandi river basin

出口流量主要受降水影响, 其最低值出现在 5 月份。其 pH 最低点出现在 6~7 月份, pH 变化主要受煤矿

酸性排水和地表水的流量影响。由于煤矿酸性排水 pH 低, 地表水 pH 高, 所以当煤矿酸性排水量占总出口流量百分比越大, 山底河流域总出口的 pH 越低, 反之则 pH 越高。

#### 4 总 结

(1) 山底河流域地下水主要接受降水入渗、地表水和煤矿排水在采空区的渗漏补给, 最终从山底村排泄。山底河流域是集露天矿、现采矿和闭坑矿为一体, 各种水量汇集于采空区后集中排泄的完整、独立水循环系统。具备得天独厚的水文地质条件, 是一个专门针对煤矿酸性排水生产、运移、排泄的野外监测试验站。同时为源头预防、末端治理提供研究场所;

(2) 由于受煤矿开采影响, 与天然条件下相比山底河流域的地表水和地下水的补给、径流、排泄条件均发生了根本变化。补给通过破坏产生的导水裂隙带运移, 以垂向运动为主; 径流通过坑道, 导水裂隙带运移, 以横向运动为主; 排泄以矿坑排水和泉水溢出方式为主;

(3) 酸性矿井水的 pH 为 2.47~7.28, 均值为 4.17。Ca<sup>2+</sup>值为 141.81~525.00 mg·L<sup>-1</sup>, 均值为 408.48 mg·L<sup>-1</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>值为 1 084.55~13 683.47 mg·L<sup>-1</sup>, 均值为 167.82

$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。水化学类型为  $\text{Na}\cdot\text{SO}_4$ 、 $\text{Ca}\cdot\text{Mg}\cdot\text{SO}_4$ 、 $\text{Mg}\cdot\text{Ca}\cdot\text{SO}_4$ 。阳离子主要是  $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$  和  $\text{Na}^+$ , 阴离子主要是  $\text{SO}_4^{2-}$ ;

(4) 封闭的还原环境  $\text{FeS}_2$  酸化反应速率慢。开放的氧化环境  $\text{FeS}_2$  酸化反应速率快。山底河流域主排泄口 AMD 的 pH 为 2.47,  $\text{SO}_4^{2-}$  值为  $3848.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

## 参考文献

- [1] 武强, 刘宏磊, 赵海卿, 张萌, 刘守强. 解决矿山环境问题的九节鞭[J]. 煤炭学报, 2019, 44(1): 10-22.  
WU Qiang, LIU Honglei, ZHAO Haiqing, ZHANG Meng. LIU Shouqiang. Discussion on the nine aspects of addressing environmental problems of mining[J]. Journal of China Coal Society, 2019, 44(1): 10-22.
- [2] 唐春雷, 郑秀清, 梁永平. 龙子祠泉域岩溶地下水水化学特征及成因[J]. 环境科学, 2020, 41(5): 2087-2095.  
TANG Chunlei, ZHENG Xiuqing, LIANG Yongping. Hydrochemical characteristics and formation causes of ground karst water systems in the Longzici spring catchment[J]. Environmental Science, 2020, 41(5): 2087-2095.
- [3] 谢芳, 衰老矿井循环经济发展模式研究[D]. 青岛: 山东科技大学, 2008.  
XIE Fang, Studies on the development model of circular economy in declined mine[D]. Qingdao: Shandong University of science and technology, 2008.
- [4] 张立宽, 武强. 新中国70年煤炭工业铸就十大辉煌[J]. 中国能源, 2019, 41(10): 4-8.  
ZHANG Liqian, WU Qiang. Ten brilliance created by the coal industry within 70 years[J]. China of Energy, 2019, 41(10): 4-8.
- [5] 陆文娟. 2013年全国资源枯竭城市转型与发展论坛会议综述[J]. 全国商情, 2013(24): 8-9.  
LU Wenjuan. Summary of 2013 National Forum on transformation and development of resource exhausted cities[J]. China Circulation Economy, 2013(24): 8-9.
- [6] 武强, 涂坤. 我国发展面临能源与环境的双重约束分析及对策思考[J]. 科学通报, 2019, 64(15): 1535-1544.  
WU Qiang, TU Kun. Analysis and countermeasures of China's development facing the dual constraints of energy and environment[J]. Chian Science Bulletin, 2019, 64(15): 1535-1544.
- [7] 曹金亮, 张建萍, 王刚, 段丽军, 樊燕. 山西省矿山地质环境问题特征[J]. 华北自然资源, 2019(1): 102-103.  
CAO Jinliang, ZHANG Jianping, WANG Gang, DUAN Lijun, FAN Yan. Characteristics of mine geological environment problems in Shanxi Province[J]. Huabei Natural Resources, 2019(1): 102-103.
- [8] 李鹏飞. 山西八分之一土地成采空区[J]. 共产党员, 2011(21): 49.  
LI Pengfei. One eighth of the land in Shanxi is mined out area[J]. Communist Party Member, 2011(21): 49.
- [9] 李凤明, 王儒军, 王存煜. 资源枯竭型矿区综合治理与可持续发展[J]. 煤矿开采, 2004(3): 7-10.  
LI Fengming, WANG rujun, WANG Cunyu. Synthetically control and continuable development of resource exhausted mine area[J]. Coal Mining Technology, 2004(3): 7-10.
- [10] 贺秀全, 曹金亮, 许枝. 山西煤矿采空区塌陷地震特征与预报研究[J]. 中国地质灾害与防治学报, 1997(S1): 116-121.  
HE Xiuquan, CAO Jinliang, XU Zhi. Study on the Feature of collapse Earth quake Cause by Coal Ming and its forecast, Shanxi[J]. The Chinese Journal of Geological Hazard and Control, 1997(S1): 116-121.
- [11] Kiiskila J D, LI Kefeng, Sarkar D, Datta R. Metabolic response of vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*) to acid mine drainage[J]. Chemosphere, 2020, 240: 124961.
- [12] Ren K, Zeng J, Liang J, Yuang D X, Jiao Y J, Peng C, Pan X D. Impacts of acid mine drainage on karst aquifers: Evidence from hydrogeochemistry, stable sulfur and oxygen isotopes[J]. Science of The Total Environment, 2020.
- [13] A Kastyuchik, A Karam, Ader Mohammed. The effect of electro-activation and eggshell powder on the neutralization of acid mine drainage[J]. Journal of Sustainable Mining, 2017, 16(3): 73-82.
- [14] 赵峰华, 煤矿酸性水地球化学[M]. 北京: 煤炭工业出版社, 2005.  
ZHAO Fenghua. Geo-chemistry of acid water in coal mine [M]. Beijing: Coal Industry Press, 2005.
- [15] N F Gray. Acid mine drainage composition and the implications for its impact on lotic systems[J]. Water Research, 1998, 32(7): 2122-2134.
- [16] I S Chang, P K Shin, B H Kim. Biological treatment of acid mine drainage under sulphate-reducing conditions with solid waste materials as substrate[J]. Water Research, 2000, 34(4): 1269-1277.
- [17] M D González-Martínez, C Huguet, J Pearse, N McIntyre, L A Camacho. Assessment of potential contamination of Paramo soil and downstream water supplies in a coal-mining region of Colombia[J]. Applied Geochemistry, 2019, 108: 104382.
- [18] J Zhang, F Liu, H Huang, R Wang, B Xu. Occurrence, risk and influencing factors of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface soils from a large-scale coal mine, Huainan, China[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2020, 192: 110269.
- [19] 梁永平, 赵春红, 唐春雷, 申豪勇, 王志恒, 郭芳芳. 山西娘子关泉水及污染成因再分析[J]. 中国岩溶, 2017, 36 (5): 633-640.  
LIANG Yongping, ZHAO Chunhong, TANG Chunlei, WANG Zhiheng, GUO Fangfang. Reanalysis on water and pollution causes of Niangziguan Spring in Shanxi Province [J] Carsologica Sinica, 2017, 36 (5): 633-640.
- [20] 唐春雷, 郑秀清, 梁永平, 张发旺, 景泽. 山西太原晋祠—平泉水力联系及对晋祠泉复流的贡献[J]. 中国地质, 2020, 47(6): 1755-1764.  
TANG Chunlei, ZHENG Xiuqing, LIANG Yongping, ZHANG Fawang, JING ze. The hydraulic connection between Jinci and Pingquan in Taiyuan and its contribution to the reflow of Jinci

- spring[J]. *Geology in China*, 2020, 47(6): 1755-1764.
- [21] 唐春雷, 梁永平, 王维泰, 赵春红, 申豪勇. 龙子祠泉域岩溶水水化学—同位素特征[J]. *桂林理工大学学报*, 2017, 37(1): 53-58.
- TANG Chunlei, LIANG Yongping, WANG Weitai, ZHAO Chunhong, SHEN Haoyong. Hydrogeochemical and isotopic Characteristic of the karst Groundwater Systems, in Longzici spring basin[J]. *Journal of Guilin University of Technology*, 2017, 37(1): 53-58.
- [22] 唐春雷, 赵春红, 申豪勇, 梁永平, 王志恒. 娘子关泉群水化学特征及成因[J]. *环境科学*, 2021, 42(3): 1416-1423.
- TANG Chunlei, ZHAO Chunhong, SHEN Haoyong, LIANG Yongping, WANG Zhiheng. Chemical characteristics and causes of groups water in Niangzigu Spring[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(3): 1416-1423.
- [23] C Tang, H Jin, Y Liang. Using Isotopic and Hydrochemical Indicators to Identify Sources of Sulfate in Karst Groundwater of the Niangzigu Spring Field, China[J]. *Water*, 2021, 13(3): 390.
- [24] 梁永平, 申豪勇, 赵春红, 王志恒, 唐春雷. 对中国北方岩溶水研究方向的思考与实践[J]. *中国岩溶*, 2021, 40(3): 363-380.
- LIANG Yongping, SHEN Haoyong, ZHAO Chunhong, WANG Zhiheng, TANG Chunlei. Thinking and practice on the research direction of karst water in northern China[J]. *Carsologica Sinica*, 2021, 40(3): 363-380.
- [25] 唐春雷, 晋华, 梁永平, 王志恒, 唐春雷. 娘子关泉域岩溶地下水位变化特征及成因[J]. *中国岩溶*, 2020, 39(6): 810-816.
- TANG Chunlei, JIN Hua, LIANG Yongping, WANG Zhiheng, TANG Chunlei. Characteristics and Formation causes of Karst Groundwater Level variation in Niangzigu Spring Area[J]. *Carsologica Sinica*, 2020, 39(6): 810-816.
- [26] 韩行端, 高红波, 梁永平, 时坚. 大规模采煤对岩溶区水环境的影响[J]. *中国岩溶*, 1994, 13(2): 95-105.
- HAN Xingrui, GAO Hongbo, LIANG Yongping, SHI Jian. The effect of large-scale coal mining on karst water environment[J]. *Carsologica Sinica*, 1994, 13(2): 95-105.
- [27] P Singer. Acid mine drainage: The rate-limiting step[J]. *Science*, 1970, 167(2): 1121-1123.
- [28] R L P Kleinmann, D A Crerar, R R Pacelli. Biogeo-chemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation[J]. *Mining Engineering*, 2019, 33: 300-306.
- [29] M B Goldhaber. Experimental study of metastable sulfur oxyanion formation during pyrite oxidation at pH 6-9 and 30 °C [J]. *American Journal of Science*, 1983, 283(3): 193-217.
- [30] Carl O Moses, D Kirk Nordstrom, Janet S Herman, Aaron L Mills. Aqueous pyrite oxidation by dissolved oxygen and by ferric iron[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 1987, 51(6): 1561-1571.
- [31] L C Bryner, A K Jameson. Microorganisms in leaching sulfide minerals[J]. *Applied Microbiology*, 1958, 6(4): 281-287.
- [32] L Bryner, R Anderson. Microorganisms in leaching sulfide minerals[J]. *Industrial & Engineering Chemistry*, 1957, 49(10): 1721-1724.

## Overview of field monitoring for acid mine water system of the coal mine in Shandi river basin

TANG Chunlei<sup>1,2,3,4</sup>, LIANG Yongping<sup>1,2,3,4</sup>, JIN Hua<sup>2</sup>, ZHAO Chunhong<sup>1,4</sup>, SHEN Haoyong<sup>1,4</sup>,  
WANG Zhiheng<sup>1,4</sup>, ZHAO Yi<sup>1,4</sup>, XIE Hao<sup>1,4</sup>, LIANG CHEN<sup>5</sup>

( 1. Institute of Karst Geology, CAGS/Key Laboratory of Karst Dynamics, MNR&GZAR, Guilin, Guangxi 541004, China; 2. Taiyuan University of Technology, Taiyuan, Shanxi 030024, China; 3. International Research Center on Karst under the Auspices of United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Guilin, Guangxi 541004, China; 4. Guangxi Karst Resources and Environment Research Center of Engineering Technology, Guilin, Guangxi 541004, China;  
5. Shanxi Yangquan Monitoring Center of Ecological Environment, Yangquan, Shanxi 045000, China )

**Abstract** Acid mine drainage (AMD) is widespread in coal mining areas such as southwest Shandong, Shanxi, Inner Mongolia, Yunnan and Guizhou. The pH value of acidic mine water often ranges between 2 and 5, with high sulfate, Hb, TDS(Total dissolved solids), Fe, Mn and others. The acidic characteristics of acid mine water make Hg, as, Cd, Pb, Co, Ni and other trace elements dissolve in the coal seam, and hence accelerate the reaction speed of phenolic organics and increase the toxicological composition. These harmful substances will do severe harm to groundwater, surface water or soil. Shanxi Province, known as the "coal sea", is located in the middle reach of the Yellow River Basin. But the problem of coal resource depletion in Shanxi Province is gradually exposed. In 2010, the mined-out area covered about 20,000 square kilometers, accounting for one eighth of the land area of Shanxi Province. In the coming

decades, a large number of acid mine water from closed coal mines in Shanxi Province will overflow and enter the surface water, and the groundwater will become a "permanent pollution source" exerting an extensive and profound impact. With two major water systems—the Yellow River Basin and the Haihe River Basin, Shanxi Province is known as the "water tower of north China Plain". Every year, nearly 5 billion cubic meters of surface water flows overseas, but the polluted surface water and groundwater resources may threaten the ecological environment of other river basins. Significant progress has been made in the study of the mechanism of acid mine water and environmental problems. However, most of the study areas are concentrated in Guizhou and other places in Southwest China, and relatively little research has been conducted in Shanxi, one of the semi-arid and semi humid areas, where the problem of potential acid drainage in coal mines is more serious. In this paper, the Shandi River Basin, a typical abandoned coal mine area in Yangquan City, Shanxi Province, is selected as the study area. Through hydrogeological survey, hydrogeological drilling, hydrogeological profile and other methods, the formation lithology and hydrogeological conditions of the Shandi river basin are described. It is concluded that due to the influence of coal mining, the supply, runoff and discharge conditions of surface water and groundwater in Shandi river basin have changed fundamentally, compared with natural conditions. The recharge mainly migrates vertically through the water-conducting fracture zone generated by destruction. The runoff mainly flows transversely through the tunnel and the water conducting-fracture zone. The drainage takes on two main types, pit drainage and spring overflow. The pH value of acid mine water in mountain basin is 2.47-7.28, averaging 4.17.  $\text{Ca}^{2+}$  value is  $141.81\text{-}525.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , averaging  $408.48 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ .  $\text{SO}_4^{2-}$  value is  $1,084.55\text{-}13,683.47 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , averaging  $167.82 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . The hydro chemical types are  $\text{Na}\cdot\text{SO}_4$ ,  $\text{Ca}\cdot\text{Mg}\cdot\text{SO}_4$ ,  $\text{Mg}\cdot\text{SO}_4$  and  $\text{Mg}\cdot\text{Ca}\cdot\text{SO}_4$ . The cations are mainly  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  and  $\text{Na}^+$ , and the anions are mainly  $\text{SO}_4^{2-}$ . The acidification reaction rate of  $\text{FeS}_2$  in closed reduction environment is slow, but fast in open oxidation environment. The pH value of AMD at the main discharge outlet of Shandi river basin is 2.47, and the  $\text{SO}_4^{2-}$  value is  $3,848.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . The groundwater in this basin is mainly supplied by the infiltration of precipitation, surface water and coal mine drainage in the mined-out area, and finally discharges from Shandi village. Covering an area of  $58.4 \text{ km}^2$ , Shandi river basin is a complete and independent water circulation system where open-pit mining, in-situ mining and closed pit mining are integrated. In this circulation system, water in all kinds converges in the mined-out area, and then discharges. With unique hydrogeological conditions, the basin is a field monitoring and testing site specific for the production, migration and discharge of acid drainage in coal mines. At the same time, it is also a research site for prevention and treatment.

**Key words** acid mine drainage, Shandi river basin, hydrogeological profile, hydrogeochemistry, Niangziguang spring area

( 编辑 杨杨 张玲 )