

马 硕,何宝南,张学航,等. "23·7"暴雨对永定河出山口地下水水质的影响机制 [J]. 中国环境科学, 2025,45(4):1973-1984.

Ma S, He B N, Zhang X H, et al. The impact mechanism of the "23·7" heavy rainstorm on groundwater quality at the Yongding River Foothills [J]. China Environmental Science, 2025,45(4):1973-1984.

“23·7”暴雨对永定河出山口地下水水质的影响机制

马 硕^{1,2},何宝南^{1,2*},张学航^{1,2},何江涛^{1,2},龙翔云^{1,2},杨珊珊²,史莞莞³ (1.水利部地下水保护重点实验室(筹),北京 100083; 2.中国地质大学(北京)水资源与环境学院,北京 100083; 3.北京市生态环境保护科学研究院,北京 100037)

摘要: 为探究“23·7”特大暴雨对门头沟平原区地下水水质的影响及机制,以永定河出山口为研究对象,通过对比暴雨前后地表及地下水水质变化,结合水文地球化学模拟及微生物表征技术进行成因分析.结果显示:暴雨洪水后地下水中 Ca^{2+} 和 HCO_3^- 浓度均值上升 9.75%~14.68%, Cl^- , SO_4^{2-} , F^- ,总 Fe,总 Mn 浓度均值下降 26%~86.92%,与地表水变化趋势相同,表明地下水水质化学变化主要由受影响的地表水入渗引起.然而,地下水中 K^+ ,溶解氧(DO),氧化还原电位(Eh), NO_3^- -N 指标变化趋势与地表水相反,表明地下水水质化学变化不仅仅是与地表水简单的物理混合.PHREEQC 反向模拟结果表明,暴雨影响地下水水质化学演化受物理混合与稀释,矿物溶解沉淀,反硝化以及硫酸盐还原作用共同调节.具体而言,物理混合与稀释贡献为 15.82%,在此基础上,硅酸盐矿物溶解增加 Ca^{2+} 浓度,硅酸盐和蒸发岩矿物溶解与阳离子交换作用共同维持了 Na^+ 平衡,降雨入渗与有机质分解增加了 HCO_3^- 浓度,反硝化与硫酸盐还原作用使得 NO_3^- 和 SO_4^{2-} 浓度降低.值得关注的是,特大暴雨加剧了首钢工业园附近高浓度 Fe 污染的稀释扩散,尽管稀释作用使 Fe 的超标浓度峰值由 89.5mg/L 降低至 25.4mg/L,但 Fe 超标的数量却由 1 个增加至 4 个,比例达 66.67%.同时,这一过程显著促进了地下水中 Fe(II)自养反硝化菌属的富集,提高了反硝化速率,显著降低了地下水中 NO_3^- -N 的浓度.

关键词: 永定河; “23·7”特大暴雨; 地下水水质; 反向模拟; 微生物响应

中图分类号: X523 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2025)04-1973-12

The impact mechanism of the "23·7" heavy rainstorm on groundwater quality at the Yongding River Foothills. MA Shuo^{1,2}, HE Bao-nan^{1,2*}, ZHANG Xue-hang^{1,2}, HE Jiang-tao^{1,2}, LONG Xiang-yun^{1,2}, YANG Shan-shan², SHI Yuan-yuan³ (1.Key Laboratory of Groundwater Conservation of Ministry of Water Resources (in preparation), Beijing 100083, China; 2.School of Water Resources and Environment, China University of Geosciences (Beijing), Beijing 100083, China; 3.Beijing Municipal Research Institute of Eco-Environmental Protection, Beijing 100037, China). *China Environmental Science*, 2025,45(4): 1973~1984

Abstract: To investigate the impact and mechanisms of the "23·7" heavy rainstorm event on groundwater quality in the Mentougou Plain area, the area at the foothills of the Yongding River was selected as the study area. By comparing the alterations in groundwater and surface water quality before and after the rainstorm, and integrating hydrogeochemical modeling with microbial characterization, we analyze the underlying causes. The results showed that the average concentrations of Ca^{2+} and HCO_3^- in the groundwater increased by 9.75% to 14.68%, while those of Cl^- , SO_4^{2-} , F^- , total Fe, and total Mn decreased by 26% to 86.92% after the rainstorm, consistent with the trend in surface water. It suggested that the variation in groundwater chemistry was primarily driven by the infiltration of affected surface water. However, the trends in K^+ , dissolved oxygen (DO), redox potential (Eh), and NO_3^- -N in groundwater are opposite to those in surface water, indicating that groundwater chemistry changes were not solely the result of simple physical mixing with surface water. The reverse simulation results using PHREEQC indicate that under the influence of the rainstorm, the evolution of groundwater chemistry is regulated by a combination of physical mixing and dilution, mineral dissolution and precipitation, denitrification, and sulfate reduction. Specifically, physical mixing and dilution account for 15.82% of the alterations. Based on it, the silicate minerals dissolution increases the Ca^{2+} concentration, while the dissolution of silicate and evaporite minerals, in combination with cation exchange, helps maintain Na^+ balance. The infiltration of rainwater and the decomposition of organic matter increase the HCO_3^- concentration. The denitrification and sulfate reduction decrease NO_3^- and SO_4^{2-} concentrations. Notably, the heavy rainstorm exacerbated the dilution and diffusion of high-concentration Fe contamination around the Shougang Industrial Park. Although dilution reduced the peak concentration of Fe exceeding the standard from 89.5mg/L to 25.4mg/L, the number of locations where Fe exceeded the standard increased from one to four, accounting for 66.67% of the total. Meanwhile, this process significantly promoted the enrichment of Fe(II)-dependent autotrophic denitrifying bacteria in the groundwater, enhancing the denitrification rate and significantly reducing the concentration of NO_3^- -N in the groundwater.

Key words: Yongding River; "23·7" heavy rainstorm; groundwater quality; inverse modeling; microbial response

收稿日期: 2024-09-11

基金项目: 北京市地下水污染风险源分类分级管控项目(HCZB-2023-ZB0078)

* 责任作者, 副教授, bnhe@cugb.edu.cn

随着全球气候变化,降雨及洪涝灾害事件频发^[1].在中国,近 50a 来平均雨日总体呈下降趋势,但暴雨日数呈现增长趋势,这意味着干旱风险增加的同时,短时强降雨和城市内涝风险也在不断增加^[2].洪水过境携带大量外源物质,在流入地表水系的同时也很可能渗入到地下水中,造成地下水各离子组分及水化学类型的变化^[3],给地下水源饮用水安全及居民生命健康带来潜在威胁.相关研究模拟了洪涝灾害对大同盆地地下水水质的影响发现,洪涝期间包气带的蒸发及矿物淋滤作用增强,使得地下水中主要离子浓度增高^[4].在农业用地区域,由于大量氮肥的使用,洪涝灾害后地下水中氮污染浓度普遍升高^[5-7].与此同时,洪涝还会加剧沉积物中历史残留污染的再扩散^[8].有研究显示^[9],沙特阿拉伯 wadi Baysh 流域地下水主要组分在洪涝期间因稀释效应而降低,但 Al,Cr 和 Mn 等微量元素超标率增加,极可能是洪泛区残留有毒有害元素的再释放导致^[10].

洪涝不但会影响地下水水质,也会对地下水环境中的微生物群落结构产生影响^[11].通过对山东青岛大沽河流域下游地下水的研究,并采用渗透试验

模拟雨洪水回灌地下过程,发现洪水前后微生物物种多样性降低,发生群落演替现象^[12].一般来说,天然地下水中有有机碳,氮,磷等含量较低,微生物活性较弱^[13],而暴雨洪水所携带的营养元素渗入地下极有可能使地下水中微生物群落发生变化.因此,洪涝区微生物群落结构的变化能够有效反映暴雨洪水对地下水的潜在影响.

2023 年 7 月 31 日~8 月 2 日,北京市门头沟区遭遇极端洪涝灾害,门头沟流域全线洪水漫灌,河床冲垮,地下井水溢出,受灾严重.尽管如此,目前对该特大暴雨的影响研究主要集中在对地下水量的影响上^[14],对地下水水质的影响还尚不明确.因此,本文以“23·7”特大暴雨影响较严重的永定河出山口门头沟山前平原作为研究对象,识别暴雨洪水影响下的地下水化学组分的变化特征,探究地下水水质变化的影响因素,解析控制机理,以期为首钢园平原区地下水污染风险管控提供理论依据.

1 材料与方法

1.1 研究区概况

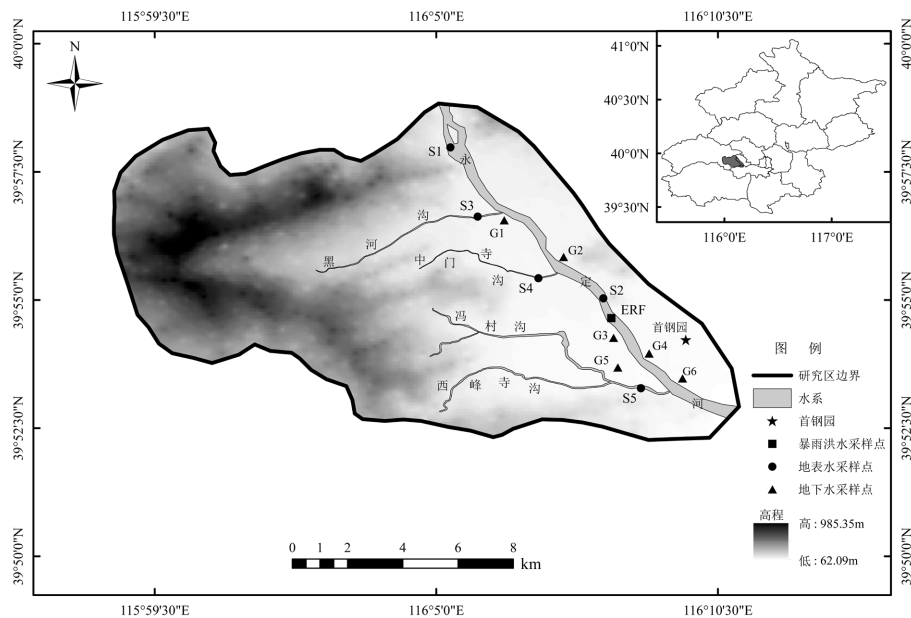


图 1 研究区地形及采样点布设位置

Fig.1 Topography and sampling sites in the study area

研究区位于北京市门头沟区永定河出山口,三家店水库以下,至卧龙岗莲石桥一带.该区地形复杂,西北部为山地,东部则逐渐过渡为平原,域内地势切割严重,各山脊之间形成多个短小沟谷.主要汇水支

沟包括黑河沟,中门寺沟,冯村沟,西峰寺沟,四条沟呈并列排布,从西北部的山区向东南方向延伸,最终汇入永定河.永定河不仅是京津冀区域的重要水源涵养地与生态屏障,更是生态廊道的重要组成部分.

自 2019 年以来,为推进永定河综合治理与生态修复,实施了“引黄入京”工程,通过将黄河水引入永定河,与本地径流联合调度,从而实现水资源的优化配置.2020 年,在生态补水工程的引水调蓄辅助下,永定河首次实现北京段全线通水^[15],引黄水成为永定河生态补水的主力军.

研究区为典型的温带季风气候,夏季炎热多雨,冬季寒冷干燥,降水集中,年际变化量大.因此,研究区内河沟多为季节性河沟,在降雨量较低时河沟呈现干涸状态.研究区位于山前残坡积和冲洪积地带,地下水主要以孔隙水和裂隙水为主.研究区北部及西部的山区分布有富水性中等的碎屑岩类孔隙裂隙含水岩组,东部及南部则以第四系冲洪积地层为主,主要为松散岩类孔隙含水岩组,富水性较强.冲积平原区地下水主要来源于降雨入渗和河流的侧向补给,近年来黄河水的引入和再生水的利用也在地下水涵养中发挥了重要作用,其排泄方式以侧向径流及人工开采为主.

2023 年 7 月 31 日~8 月 2 日,受台风“杜苏芮”北上冷空气影响,京津冀地区尤以海河流域为主出现强降雨过程.此期间,研究区内黑河沟和中门寺沟为主的众多河沟发生洪涝灾害,门头沟老城区严重水淹.洪水通过各沟谷汇入永定河,向下游泄洪.因此,本文选取门头沟平原区永定河出山口一带作为研究区(图 1).

1.2 采样与测试

1.2.1 采样点布设 研究区内共布设 5 个地表水采样点.除永定河河道外,“23·7”暴雨也于黑河沟及中门寺沟泄洪,为监测支沟汇入前后的水质变化,在支流汇入前设置 S1,位于三家店水库,该水库为“引黄入京”工程设置于永定河北京段的拦河闸,无暴雨时主要为永定河山峡段本地水和引黄水.在黑河沟和中门寺沟汇入后设置 S2.为监测支沟地表水变化,在黑河沟,中门寺沟,西峰寺沟与冯村沟交汇后分别设置 S3,S4,S5.

研究区内共布设 6 个地下水采样井.暴雨后,地表水的入渗主要发生在渗透性较强的汇水区.基于此,在黑河沟和中门寺沟的汇水处分别布设了采样点 G1 和 G2.此外,在汇水区域布设了 4 个采样点 G3,G4,G5,G6,以监测汇水区的地下水变化.由于汇水区附近曾存在以首钢工业园区(简称首钢园)为主

的历史污染源,这些点位也用于监测污染物的扩散.地下水采样井深度在 44.5~78m,为浅层地下水.

所有地表和地下水样本均在 2023 年 6 月暴雨前和 9 月暴雨后同步采集,此外,在 2023 年 8 月采集了永定河中的暴雨洪水样品 ERF.各采样点位置如图 1 所示.

1.2.2 样品采集与测试 地表水使用蠕动泵进行样品采集.采集地下水时,首先进行监测井的洗井工作,达到洗井标准后再进行样品采集.采样同时,同步利用 Eureka-多功能水质参数仪进行现场指标的测试分析,包括水温,pH 值,氧化还原电位(*E_h*),电导率(EC)和溶解氧(DO).室内测试指标包括:阳离子(Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺),阴离子(HCO₃⁻, CO₃²⁻, Cl⁻, SO₄²⁻和 F⁻),氮素(NH₄⁺-N, NO₃⁻-N 和 NO₂⁻-N),总铁与总锰(Fe, Mn)和总有机碳(TOC).其中,阴阳离子及铁锰分别采用离子色谱(IC)和电感耦合等离子体发射光谱(ICP-OES)进行检测,总碱度(TA),CO₃²⁻和 HCO₃⁻使用自动电位滴定仪进行测试,氮素使用分光光度计测试,TOC 使用 TOC 分析仪测试,所有样品当天运至实验室且在 4℃条件下保存直至测试完成.

微生物样品通过真空抽滤方式将水体中微生物富集于 0.22μm 无菌滤膜上(Millipore,Billerica, MA).根据 E.Z.N.A.® soil DNA kit (Omega Bio-tek, Norcross, GA, U.S.)方法进行微生物群落总 DNA 抽提,使用 1%的琼脂糖凝胶电泳检测 DNA 的提取质量,使用 NanoDrop2000 测定 DNA 浓度和纯度,使用 338F (5'-ACTCCTACGGGAGGCAGCAG-3') 和 806R (5'-GGACTACHVGGGTWTCTAAT-3') 对 16S rRNA 基因 V3-V4 可变区进行 PCR 扩增.利用 Illumina 公司的 Miseq PE300/NovaSeq PE250 平台进行测序.

1.3 数据分析

1.3.1 混合比例计算 Cl⁻作为一种保守示踪离子,在入渗过程中较少受到水化学及微生物作用的影响^[16].因此,采用 Cl⁻估算暴雨洪水与地下水的混合比例(式 1),该计算比例表示永定河汇水河道内暴雨洪水入渗对地下水水化学变化的影响程度.假设暴雨洪水与地下水仅发生物理混合,获得地下水中其余各组分的理论浓度(式 2)^[16-17].

$$M = \frac{C_P - C_F}{C_I - C_F} \quad (1)$$

$$C_A = M \cdot C_R + (1 - M) \cdot C_G \quad (2)$$

式中; M 为暴雨洪水与地下水物理混合比例分数; C_P 为暴雨洪水后地下水 Cl^- 浓度; C_F 为暴雨洪水前地下水 Cl^- 浓度; C_I 为暴雨洪水时期永定河河道 Cl^- 的输入浓度; C_A 为地下水中目标组分的计算浓度; C_R 为暴雨洪水时永定河河道目标组分的输入浓度; C_G 为暴雨洪水前地下水目标组分的背景浓度. 该计算结果重点关注永定河汇水河道内暴雨洪水入渗对地下水的影响过程, 忽略了面状降雨的直接入渗.

1.3.2 水文地球化学分析 基于 SPSS27 软件进行的 Q 型系统聚类旨在分类讨论地下水受暴雨洪水影响情况与趋向性, 参与聚类的指标包括: 室内测试各离子指标, TDS, pH 值, TH, TA. 数据中总硬度 (TH) 采用 Ca^{2+} , Mg^{2+} 毫克当量浓度之和乘以 50 计算获得 (以 $CaCO_3$ 计), 旨在反映地下水的水质硬度特征. 总碱度 (TA) 是指水中所有能中和酸的物质的浓度总和.

基于 PHREEQC 软件进行的水文地球化学模拟旨在识别潜在的水文地球化学作用, 该软件基于元素守恒原理, 可定量计算多种水文地球化学反应^[18]. 其中反向模拟功能 (INVERSE-MODELING) 能够计算从初始水溶液到最终水溶液的成分差异及过程中矿物与气体的物质的量转移量. 这一功能被广泛应用于地下水迁移路径上的水化学模拟^[19] 以及地表到地下水的入渗过程^[20]. 在本研究中, 通过反向模拟确定暴雨洪水入渗过程中平衡相的物质的量转换量, 以解释水文地球化学变化过程. 所有计算均基于 phreeqc. dat 数据库进行.

1.3.3 微生物分析 微生物测序后利用 RDP classifier^[21] (<http://rdp.cme.msu.edu/>, version 2.2) 对每条序列进行物种分类注释, 比对 Silva 16S rRNA 数据库 (v138), 设置比对阈值为 70%. Alpha 多样性指数计算, 群落 Bar 图, 典范对应分析 (CCA), 群落 Heatmap 图, 样本差异性检验均使用 Majorbio 云平台 (www.majorbio.com) 分析作图.

2 结果与分析

2.1 暴雨影响下的地下水水化学特征变化

图 2 绘制了研究区内暴雨洪水前地表水 (SF)、暴雨洪水后地表水 (SP)、暴雨洪水前地下水 (GF) 和暴雨洪水后地下水 (GP) 化学组分箱型图. 从图中可

以看出, 暴雨前后, 地表水水质指标变化显著, pH 值, Eh, TH, TA, Ca^{2+} , HCO_3^- , NO_3^- -N 明显上升, TDS, TOC, Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , F^- 显著下降. 与地表水变化趋势相似, 暴雨洪水前后地下水中 pH 值, TH, TA, Ca^{2+} , HCO_3^- 也显著上升, 而 TDS, TOC, Cl^- , SO_4^{2-} , F^- 显著下降. 除此之外, 由于地下水采样点比较分散, 暴雨前各采样点水质指标受到影响因素较多, 很多指标箱型图浓度范围比较宽, 暴雨后, 指标箱型图浓度范围明显变窄, 说明这些指标可能受雨洪水影响较大, 这些指标主要包括: TOC, SO_4^{2-} , NO_2^- -N, Mn 和 F^- . 初步分析发现, 暴雨洪水前后地表和地下水中 Mg^{2+} 浓度分别呈现显著下降或无明显变化特征, 而暴雨及其影响下的地表和地下水中 Ca^{2+} 均上升, 因此, 地下水 TH 的升高主要受 Ca^{2+} 浓度上升的影响. 对于显著下降的组分, Cl^- 平均浓度由 159.05 mg/L 下降至 116.48 mg/L, 下降比例约 26.76%. Cl^- 作为一种保守的示踪离子, 在入渗过程中几乎不受任何生物地球化学作用影响, 由此判断暴雨洪水对地表和地下水均存在显著的稀释效应. 受此效应的影响, 地表及地下水中 F^- 浓度也普遍降低, 部分点位 F^- 浓度甚至降低至检出限以下. 相较于 Cl^- , 暴雨洪水后 SO_4^{2-} 平均浓度下降更加显著, 由 205.42 mg/L 下降至 104.58 mg/L, 下降比例约 49.09%, 表明 SO_4^{2-} 的浓度变化除受到稀释作用影响外, 还存在其它影响要素. 在对洪涝后江西乐安河沿岸地下水的变化分析中, SO_4^{2-} 浓度由 34.35 mg/L 降低至 31.69 mg/L, 下降比例为 7.74%^[6], 这进一步表明本研究区内可能存在其他作用影响 SO_4^{2-} 浓度.

值得注意的是, 暴雨影响下地表和地下水除了一些相似变化趋势外, 部分指标也存在一些完全相反的变化 (图 2). 例如: 地表水中 K^+ 浓度下降, 而地下水中 K^+ 浓度上升; 地表水中 DO, Eh 和 NO_3^- -N 上升, 而地下水中 DO, Eh 和 NO_3^- -N 浓度下降; 地下水中 TOC 浓度整体降低, 但 G2, G4, G6 点 TOC 浓度上升. 由此可见, 暴雨洪水入渗后与地下水的相互作用不只是简单的物理混合, 还伴随着其它水文地球化学作用的发生, 如 DO, Eh 和 NO_3^- -N 所表现出的氧化还原条件的变化.

从水化学类型来看, 暴雨洪水前后研究区水化学类型发生显著变化 (图 3 和图 5). Piper 三线图显示, 暴雨洪水前, 三家店水库地表水为 SO_4 - Cl - Na - Mg 型, 黑

河沟(S3)为 $\text{SO}_4\text{-Mg}\cdot\text{Ca}$ 型,中门寺沟(S4)为 $\text{Cl}\text{-HCO}_3\text{-Na}\cdot\text{Ca}$ 型.支沟汇入后,永定河河道为 $\text{SO}_4\text{-Cl}\text{-HCO}_3\text{-Na}\cdot\text{Mg}$ 型水.暴雨洪水后,除 S3 点外的地表水均转变为 $\text{HCO}_3\text{-Cl}\text{-Ca}\text{-Na}$ 型水, HCO_3^- 和 Ca^{2+} 占比达 40%.S3

点转变为 $\text{SO}_4\text{-HCO}_3\text{-Ca}\cdot\text{Mg}$ 型,亦表现出 HCO_3^- 和 Ca^{2+} 含量显著上升的特征.Stiff 图中更加清晰显示了这一变化(图 5),暴雨洪水后,S1,S2, S4,S5 图形匀称,形状相似,表明水化学组成趋于一致.

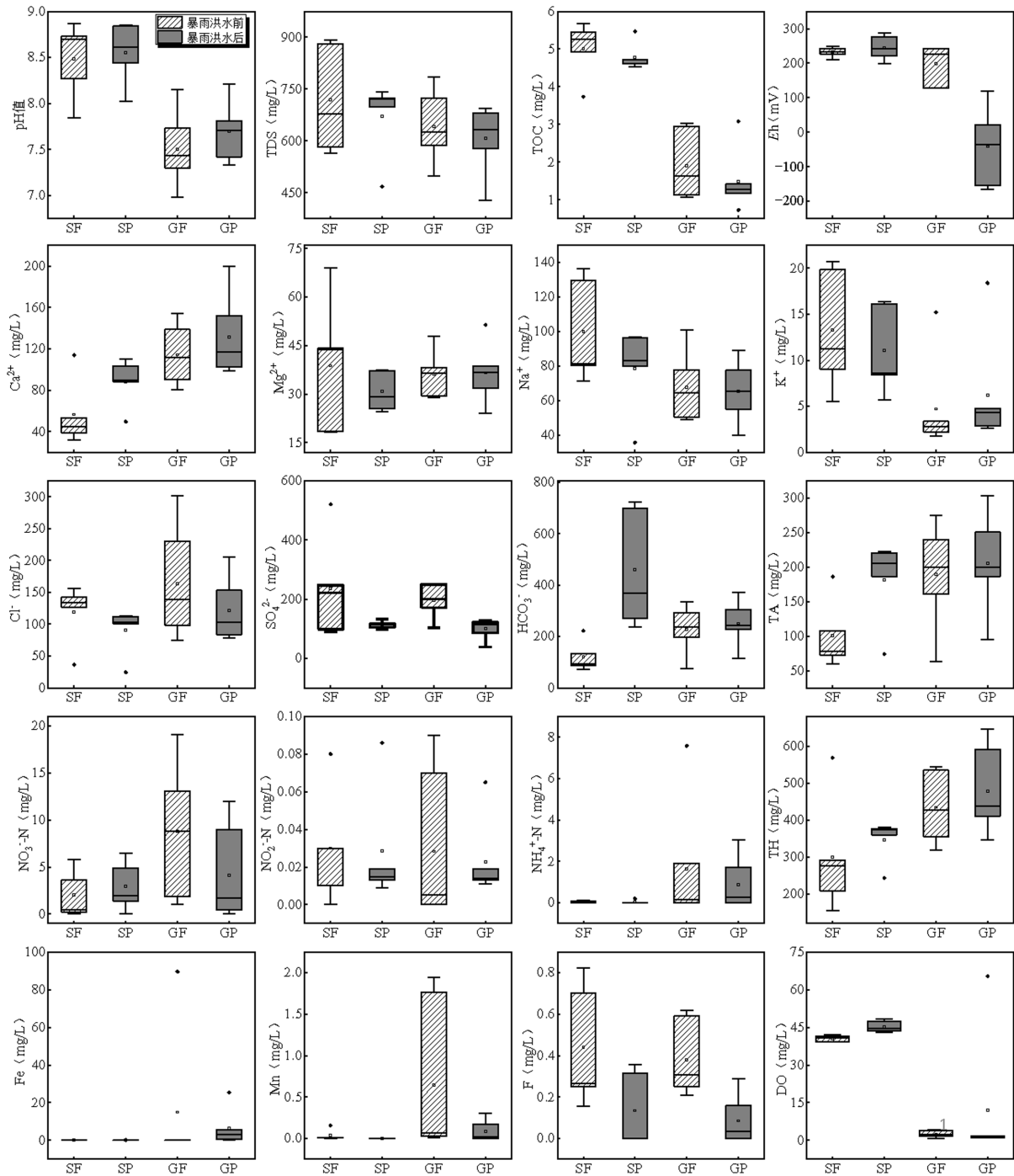


图 2 研究区暴雨洪水前后地表和地下水中化学组分

Fig.2 Box plots of chemical components in surface and groundwater before and after the heavy rainstorm in the study area

与地表水相比,地下水水化学类型变化具有明显趋向性,尤其是阴离子,但不同地理位置也存在

一定差异.为有效刻画这一差异,采用系统聚类方法对暴雨洪水前后的地下水采样点进行分类.结果

显示,暴雨洪水前,研究区地下水主要分为三类(图4(a)).第一类为 G1,G2,G5 点,这一类别地下水 Stiff 图的形状相对平缓,主要阳离子组分为 Ca^{2+} ,主要阴离子组分为 HCO_3^- 和 SO_4^{2-} .第二类为 G3 和 G6 点,该类点地下水表现为低 Ca^{2+} 和高 Na^+ ,G6 点 Na^+ 占比达 42.65%,与永定河河水表现出相似性.第三类为 G4 点,该点 Stiff 图呈明显的不对称性,其中 Cl^- 在阴离子中的占比达到 71.44%,这一特征表明 G4 可能已经受到首钢园历史钢铁产业污染的影响.与暴雨洪水前相比,暴雨洪水后聚类结果增至四类(图 4(b)).值得注意的是,尽管 Stiff 图显示暴雨洪水后 G2 点的水化学特征与 G1 点相似,但在暴雨洪水后的系统聚类结果中,G2 点仍被单独划分为一类.数据比对发现,暴雨洪水后 G2 点的 NH_4^+-N 浓度异常升高,达到 3.05mg/L.此前对暴雨洪水后氮组分变化的报道多为硝氮浓度的增加^[22].此外,G4 向 G3 和 G6 类靠拢,暴雨洪水可能削弱了该点由首钢园带来的影响.

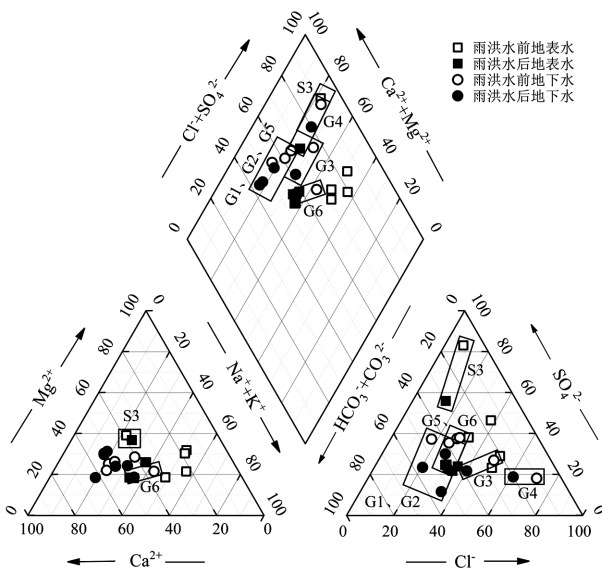


图3 暴雨洪水前后地表地下水化学 Piper 图
Fig.3 Piper diagrams of chemical changes in surface and groundwater before and after the heavy rainstorm

整体来看,暴雨洪水后,Piper 图中阳离子三角区内点趋向于 Ca^{2+} 端元,阴离子三角区内点趋向于 $HCO_3^-+CO_3^{2-}$ 端元,平行四边形区域内点向左下方移动,呈现 SO_4^{2-} 含量占比降低, Ca^{2+} 和 HCO_3^- 含量占比上升趋势.除了 G3 和 G4 点外,其他点位的水化学类型向 HCO_3^-Ca 型水方向趋近.

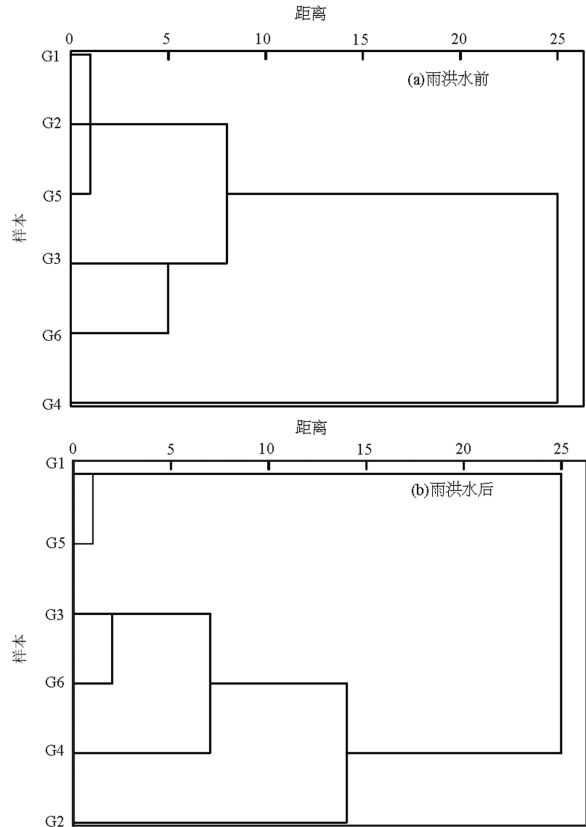


图4 暴雨洪水前后地下水化学特征系统聚类
Fig.4 Cluster analysis of groundwater chemical characteristics before and after the heavy rainstorm

对于研究区内的污染组分 Fe 和 Mn 来说,暴雨洪水前,首钢园附近 G4 点地下水中 Fe 浓度高达 89.5mg/L,远超《地下水质量标准》(GB/T 14848-2017)^[23]中 III 类水限值(0.3mg/L),明显受到首钢园历史污染影响^[24].暴雨洪水后下降至 25.4mg/L,初步判断暴雨洪水对该点位 Fe 超标问题有改善趋势.然而事实上,与暴雨洪水前仅 G4 一个超标点位相比,暴雨洪水后 Fe 超标点位明显增多,G2,G3,G5,G6 点位 Fe 浓度由未检出分别上升至 0.69,5.54,5.69 和 0.38mg/L(图 5),超标率由 16.67%增加至 66.67%,由此可见,暴雨洪水虽然削减了 Fe 超标的峰值,但明显增大了扩散范围,并增加了 Fe 超标的数量.图 5 中 G3 和 G4 点位在暴雨洪水期间趋于一致的地下水位上升特征有效支撑了这一认识,暴雨洪水和地下水的混合效应在这过程中发挥了重要作用,加剧了首钢园历史污染扩散.同样的现象也出现在印度 Adyar 河地下水中,其地下水有害微量金属元素浓度在地表径流的影响下升高^[25].奎河河岸带地下水在洪水后 Fe,Mn 平均质量浓度分别升高 11%和 22%^[3].Fe

和 Mn 组分常伴随出现^[26],与 Fe 相似,暴雨洪水的混合效应使 Mn 浓度也有所下降,G3 和 G4 点位分别由

1.77 和 1.95mg/L 下降为 0.17 和 0.3mg/L,但即便如此,也仍处于超标状态(III类水 $\leq 0.1\text{mg/L}$).

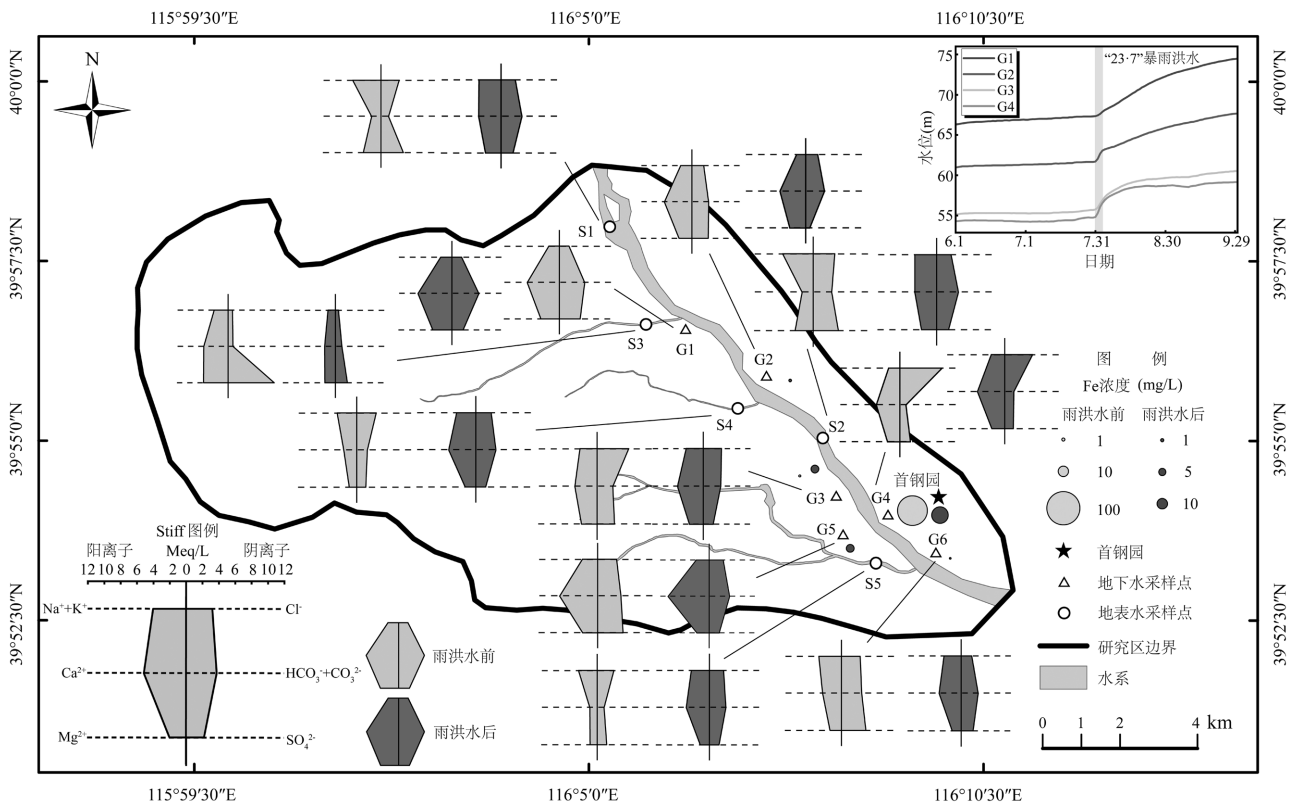


图 5 研究区暴雨洪水前后地下水 Fe 浓度图,各采样点 Stiff 图,洪期水位图

Fig.5 Maps of Fe concentration in groundwater before and after the heavy rainstorm, stiff diagrams at sampling points, and water level maps during the flood period

2.2 基于水化学模拟的地下水化学成分变化成因分析

为进一步阐明暴雨洪水影响地下水水化学组分的变化过程及原因,使用 PHREEQC 软件中的 INVERSE-MODELING 模块进行水文地球化学反向模拟,揭示暴雨洪水入渗引起地下水化学成分变化的水文地球化学作用.选取暴雨洪水前较少受到外界影响的 G5 作为代表性点位,开展暴雨洪水和地下水从简单的物理混合到形成最终地下水的水化学演化过程研究,包括矿物溶解沉淀,阳离子交换以及氧化还原等.

根据暴雨洪水与暴雨洪水前 G5 点地下水(G5F)物理混合入渗的计算结果(C_A)与暴雨洪水后 G5 点地下水实测结果(G5P)的比较,判断潜在的水文地球化学过程(图 6).结果表明,G5 点处暴雨洪水与地下水物理混合比例约为 15.82%,多数离子(K⁺,Na⁺,Mg²⁺,Cl⁻)理论浓度与实际浓度吻合较好,充分说明

了物理混合的存在.此外,还有部分指标理论计算与实测结果不一致.Ca²⁺和 HCO₃⁻差值为正,表明除物理混合外,还有其它水岩相互作用增加了地下水中 Ca²⁺和 HCO₃⁻浓度.SO₄²⁻和 NO₃⁻差值为负,表明除稀释作用外,还存在其它水文地球化学作用加剧 SO₄²⁻和 NO₃⁻在地下水中的消耗.

为厘清影响 Ca²⁺,HCO₃⁻,SO₄²⁻和 NO₃⁻变化的潜在水文地球化学作用,基于矿相平衡原理开展矿物溶解沉淀,阳离子交换及氧化还原的模拟研究.依据研究区地层介质实测结果设置矿物相,其成分与前人测试结果基本一致^[27].在此过程中,以 CaX₂ 和 NaX 作为平衡相探讨地下水中可能存在的阳离子交换作用,以有机质(CH₂O),H₂S,N₂ 和 CO₂ 作为平衡相探讨潜在的硫酸盐还原及反硝化作用.

模拟结果显示(表 1),方解石(-1.478)和白云石(-0.077)的毫摩尔迁移值为负,表明在暴雨洪水后碳酸盐矿物发生沉淀,由此看出,Ca²⁺的增加并不是由

碳酸盐岩溶解引起.钙长石(1.200),钠长石(0.789),钾长石(0.021)呈现正毫摩尔迁移值,表明硅酸盐矿物在暴雨洪水后发生溶解,使地下水中 Ca^{2+} 含量增加,同时暴雨洪水使水体溶解了更多 CO_2 [28],导致地下水中的 HCO_3^- 浓度增加,因此方解石的饱和指数增加,具有更强的沉淀趋势.硅酸盐和蒸发岩矿物的溶解增加了地下水中 Na^+ 和 K^+ 浓度,这有效解释了地表水中 K^+ 浓度降低,而地下水中 K^+ 浓度增高的现象.钠长石与岩盐溶解虽然增加了地下水中 Na^+ 浓度,但地下水中 Na-Ca 交换过程使水中 Na^+ 置换了固相中 Ca^{2+} [29],导致地下水中 Na^+ 浓度降低,最终 Na^+ 浓度维持平衡.

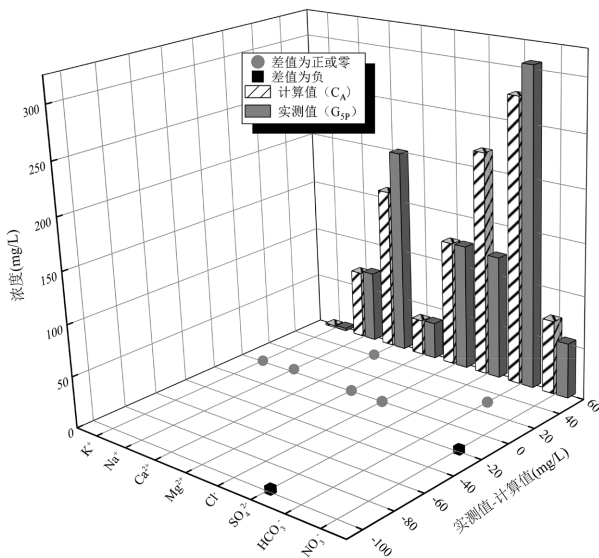


图6 地下水中主要离子的实测值与计算值之差

Fig.6 Differences between measured and calculated values of major ions in groundwater

N_2 (-0.105)和 H_2S (-0.653)的负摩尔迁移值表明系统内有 N_2 和 H_2S 的释放,进一步说明了地下水中存在反硝化作用及硫酸盐还原作用.地下水整体处于还原环境,硫酸盐还原过程将 SO_4^{2-} 还原成 H_2S 并产生 CO_2 和 OH^- [30].此外,G5 点位 Fe 浓度由未检出增加至 5.69mg/L,为自养反硝化过程提供了电子供体,促进了反硝化细菌将硝酸盐还原为 N_2 的过程 [31].在上述过程中,异养菌消耗了环境中的有机物 (CH_2O),导致总有机碳(TOC)浓度的降低幅度(35.93%)超出物理混合比例所预测的值.有机质分解产生 CO_2 ($\text{CH}_2\text{O} + \text{H}_2\text{O} = \text{CO}_2 + 4\text{H}^+ + 4\text{e}^-$),溶解的 CO_2 与水反应生成碳酸(H_2CO_3),进一步解离成 HCO_3^- 和

H^+ ($\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{H}_2\text{CO}_3 \rightleftharpoons \text{HCO}_3^- + \text{H}^+$),从而增加了地下水中的 HCO_3^- 浓度.

综上所述,物理混合,碳酸盐矿物沉淀,硅酸盐与蒸发岩矿物溶解,阳离子交换,反硝化与硫酸盐还原作用是暴雨洪水入渗条件下地下水水化学演化的关键影响因素.其中, Ca^{2+} 浓度的增加源于硅酸盐矿物的溶解, HCO_3^- 浓度的上升由降雨入渗和 CH_2O 的分解引起,而反硝化和硫酸盐还原作用则导致 NO_3^- 和 SO_4^{2-} 浓度的下降.此外,对于差值基本吻合的 Na^+ 来说,硅酸盐与蒸发岩矿物的溶解共同增加了 Na^+ 和 K^+ 浓度,而阳离子交换作用则使 Na^+ 浓度降低,从而维持了 Na^+ 的平衡.

表1 研究区存在的平衡相转移量

Table 1 Equilibrium phase transfer amounts identified in the study area

矿物相	化学式	转移量(mmol/L)
钠长石(Albite)	$\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$	0.789
钙长石(Anorthite)	$\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$	1.200
方解石(Calcite)	CaCO_3	-1.478
钙蒙脱石 (Ca-Montmorillon)	$\text{Ca}_{0.165}\text{Al}_{2.33}\text{Si}_{3.67}\text{O}_{10}(\text{OH})_2$	-1.319
白云石(Dolomite)	$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$	-0.077
萤石(Fluorite)	CaF_2	/
石膏(Gypsum)	$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	/
岩盐(Halite)	NaCl	0.236
钾长石(K-feldspar)	KAlSi_3O_8	0.021
CH_2O	CH_2O	1.664
$\text{H}_2\text{S}(\text{g})$	H_2S	-0.653
$\text{N}_2(\text{g})$	N_2	-0.105
CaX_2	CaX_2	0.659
NaX	NaX	-1.318

注:表中正值表示溶解,负值表示沉淀; NX_n 表示阳离子交换量,正值表示进入液相,负值表示进入矿物相.表中 H_2S 和 N_2 均为负值,说明其从地下水中逸出.

2.3 基于微生物响应特征的地下水化学成分变化成因分析

为验证地下水系统中 SO_4^{2-} , NO_3^- 和 Fe 等组分的变化过程,本文基于微生物对环境因子变化的响应特征,对其成因进行了进一步解析.在暴雨洪水前后共 12 个地下水样品中,测序共获得质控后序列 684317 个,优化序列平均长度 419bp.经物种注释,微生物分属于 48 个门,162 个纲,376 个目,563 个科,900 个属.本次测序样本的覆盖率均在 99% 以上,测序结果能够较好的反映样本的真实情况 [32].

微生物群落结构特征(图 7(a))显示,洪水事件

后微生物群落结构特征发生变化.暴雨洪水前后地表和地下水中变形菌门(Proteobacteria), 骸骨菌门(Patescibacteria), 拟杆菌门(Bacteroidota), 放线菌门(Actinobacteriota)和硫还原菌门(Desulfobacterota)是数量最多的 5 个门类,其中,变形菌门丰度在 G3 点和 G4F 占比达 90%,为绝对的优势物种,此外,各样品间也存在一定差异.在暴雨洪水后,G1,G2,G4,G6 点位变形菌门丰度占比降低,但 G3 和 G5 点位变形菌门丰度分别上升 1.44%和 20.64%.Alpha 多样性分析可反映样本中物种组成的丰富度和多样性,Chao 指数反映物种组成的丰富度,其数值越高,表明群落丰富度越高.Shannon 指数反映细菌群落的多样性水平,Shannon 值越大,群落多样性越高^[33].在暴雨洪水后,地下水 Chao 和 Shannon 指数均呈现增长趋势(除 G2 外),表明暴雨洪水后的样本细菌群落丰富度更高,群落多样性增加,发生群落演替现象(图 7(b-c)).

为探究引起微生物群落变化的主要离子组分,对离子组分与功能属进行典范对应分析(CCA),结

果显示(8(a)),研究区内微生物特征与水化学特征具有明显相关性,Fe,Mn,Cl⁻,NO₃⁻-N 和 SO₄²⁻在微生物群落结构演化中起到了关键作用.研究区地下水多为还原环境,Fe 主要以 Fe²⁺形式存在,在适宜含 Fe(II)条件下,有利于 *unclassified-f-Gallionellaceae*, *Sulfuritalea*, *Gallionella* 等反硝化菌属的富集^[34].作为首钢园区污染的典型组分,Fe,Mn,Cl⁻揭示了园区污染对环境及微生物生态的显著影响.在 CCA 分析中,这三者箭头方向一致且角度接近,表明它们对微生物群落影响模式相似,反映了它们在调控微生物功能和群落结构中的共同作用.

群落 Heatmap 图也进一步显示(图 8(b)),具有反硝化作用的 *unclassified-f-Gallionellaceae*, *Gallionella*, *Sulfuritalea* 在研究区内地下水中丰度占比较高,尤其在受首钢园污染影响的 G3 和 G4 点.其中 *unclassified-f-Gallionellaceae* 和 *Gallionella* 菌属在 Fe(II)自养体系中被发现,*Gallionellaceae* 具有铁自养反硝化能力^[35],*Sulfuritalea* 具有硫自养反硝化能力^[36],一定程度上反映了对 NO₃⁻的影响潜力.

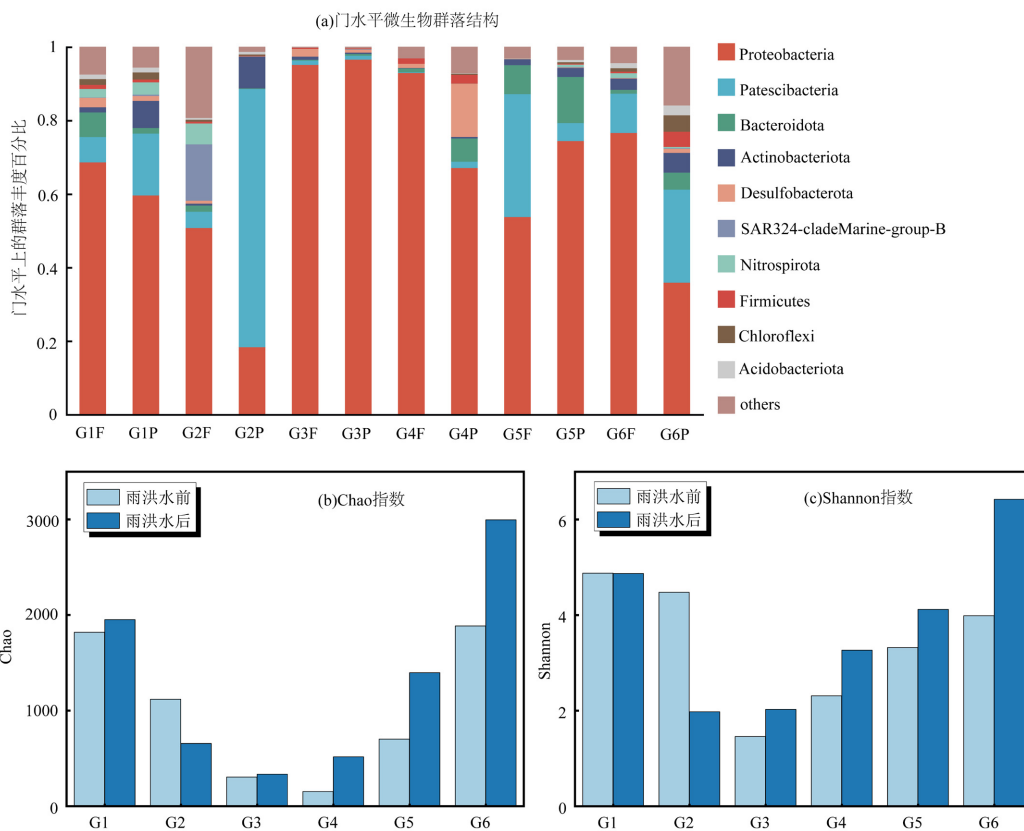


图 7 暴雨洪水影响下的微生物群落结构特征变化

Fig.7 Changes in microbial community structure under the impact of the heavy rainstorm

F/P 分别为暴雨洪水前后

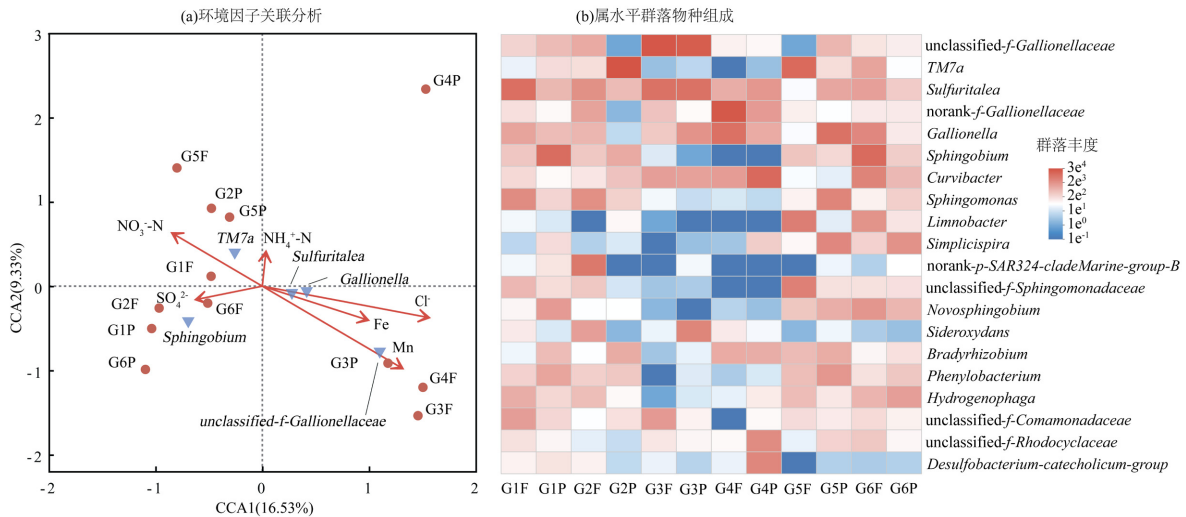


图 8 环境因子关联分析与属水平群落物种组成

Fig.8 Environmental factor association analysis and genus-level community composition

具体到暴雨洪水前后 Fe 浓度显著变化的 G4 和 G5 点.暴雨洪水前 G4 点受首钢园污染影响,Fe 浓度为 89.5mg/L,该点 Fe(II)自养反硝化菌属 *unclassified-f-Gallionellaceae* 和 *Gallionella* 富集(图 8(b)和图 9(a)),较高浓度的 Fe 会抑制 NO_3^- -N 降解速率,但不影响体系脱氮能力^[34].暴雨洪水后,随着 G4 点 Fe 浓度下降至 25.4mg/L,该点位的自养反硝化菌属丰度降低,异养反硝化菌属 *unclassified-f-Rhodocyclaceae*(7.22%)和硫还原菌属 *Desulfobacterium* (9.08%)丰度显著上升(图 8(b)和图 9(a)).暴雨洪水后,G4 点 TOC 浓度由 1.12mg/L 上升至 1.38mg/L,且体系还原条件加深,硫还原菌偏向 C 含量增加与还原环境中富集^[36],生物可利用 C 的输入使得硫还原和异养反硝化菌属富集^[35].G3 和 G5 点 Fe 浓度在暴雨洪水后由未检出分别上升至 5.54 和 5.69mg/L,反硝化菌属 *unclassified-f-Gallionellaceae*,*Gallionella*,*Sulfuritalea* 丰度显著上升(图 8(b)和图 9(b)).Fe(II)是自养反硝化菌的重要电子供体,这些菌群能够利用 Fe(II)作为电子供体进行代谢反应.尤其暴雨洪水事件促使了 Fe 污染的扩散,并导致额外的 NO_3^- -N 的引入,这进一步促进了还原环境的地下水中 Fe(II)自养反硝化菌属的富集,使 G3 和 G5 点 NO_3^- -N 浓度显著下降.对法国 Garonne 洪泛区研究同样发现,地下水 NO_3^- 浓度主要受河水稀释地下水的影响(解释了 NO_3^- 方差的 54%),但也受反硝化作用的影响(解释了 NO_3^- 方差的 14%)^[37].同时 G5 点位的硫还原菌属 *Desulfobacterium* 和异养反硝化菌属 *unclassified-f-Rhodocyclaceae* 丰度上升(图 8(b)).G5 点

位的微生物响应特征进一步证明了 PHREEQC 的模拟结果中硫酸盐还原与反硝化过程的存在及 TOC 的消耗.此外,在 3.1 分析中发现的 G2 点 NH_4^+ -N 浓度的异常升高可能与固氮菌属 *Bradyrhizobium* 丰度增加(2.37%)有关(图 8(b)).

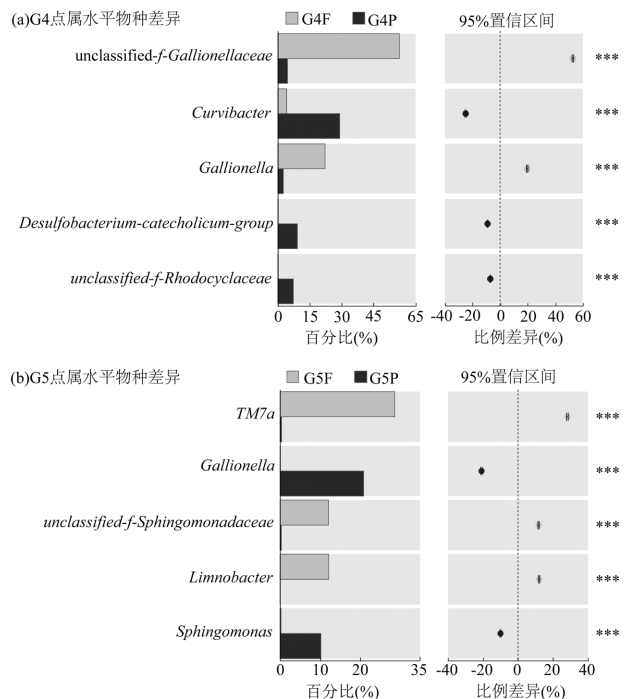


图 9 暴雨洪水前后 G4 和 G5 点微生物属水平物种差异显著性检验

Fig.9 Significance testing of microbial genus-level species differences at G4 and G5 points before and after the heavy rainstorm

***为 $P < 0.001$

总体来看,研究区内地下水中 Fe 浓度的增加,以及暴雨洪水入渗导致额外的 NO_3^- -N 输入,使得体系内 Fe(II)自养反硝化菌属富集增强,反硝化降解速率提高,地下水 NO_3^- -N 浓度因此降低.而永定河河道流速快,限制了浮游植物的繁殖,反硝化作用较弱^[16],这解释了暴雨洪水后地表水中 NO_3^- -N 浓度增加而地下水 NO_3^- -N 浓度降低这一现象.此外,暴雨洪水后部分点位的 TOC 浓度增加,伴随着还原条件的加深,这些点位硫还原菌属的丰度上升,导致地下水中 SO_4^{2-} 的消耗量增大.

3 结论

3.1 “23·7”特大暴雨前后地表及地下水水质对比结果表明,暴雨对地表和地下水水质产生显著影响,表现为,暴雨后地下水中 Ca^{2+} 和 HCO_3^- 浓度均值上升 9.75%~14.68%, Cl^- , SO_4^{2-} , F^- ,Fe,Mn 浓度均值下降 26%~86.92%,与地表水变化趋势相同.而地下水中 K^+ , NO_3^- -N,DO,Eh 指标变化与地表水趋势相反,进一步说明这种影响不仅仅是与地表水简单的物理混合.

3.2 水文地球化学分析表明,暴雨影响下地下水水化学演化受物理混合与稀释,矿物溶解沉淀,反硝化以及硫酸盐还原作用共同调节.其中,物理混合与稀释贡献为 15.82%,在此基础上,硅酸盐矿物溶解增加 Ca^{2+} 浓度,硅酸盐和蒸发岩矿物溶解与阳离子交换作用共同维持了 Na^+ 平衡,降雨入渗与有机质分解增加了 HCO_3^- 浓度,反硝化与硫酸盐还原作用使得 NO_3^- 和 SO_4^{2-} 浓度降低.

3.3 特大暴雨加剧了首钢工业园附近高浓度 Fe 污染的稀释扩散,尽管使 Fe 的超标浓度峰值由 89.5mg/L 降低至 25.4mg/L,但 Fe 超标的数量却由 1 个扩散至 4 个,比例达 66.67%.然而这却促进了地下水中 Fe(II)自养反硝化菌属的富集,提高了反硝化速率,显著降低了地下水中 NO_3^- -N 的浓度.

参考文献:

- [1] Alfieri L, Bisselink B, Dottori F, et al. Global projections of river flood risk in a warmer world [J]. *Earth's Future*, 2017,5(2):171-182.
- [2] 唐传师,甘瑞杰,程宗佩,等.江西暴雨气候特征及降水极值重现期分析 [J]. *气象与减灾研究*, 2021,44(3):164-171.
Tang C S, Gan R J, Cheng Z P, et al. Study on climatic characteristics of heavy rain and its reappearing period of extreme precipitation in Jiangxi [J]. *Meteorology and Disaster Reduction Research*, 2021, 44(3):164-171.
- [3] 孙源媛,黄俊霖,郑明霞,等.洪水对河岸带地下水水化学特征影响:以奎河为例 [J]. *安全与环境学报*, 2019,19(5):1775-1783.
Sun Y Y, Huang J L, Zheng M X, et al. Impact of flood water on hydro-chemical features of groundwater in riparian zone — a case study in Kuihe River, Anhui [J]. *Journal of Safety and Environment*, 2019,19(5):1775-1783.
- [4] Yu Q, Wang Y, Xie X, et al. Effects of short-term flooding on arsenic transport in groundwater system: A case study of the Datong Basin [J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2015,158:1-9.
- [5] 徐华山,赵同谦,孟红旗,等.河岸带地下水营养元素和有机质变化及与洪水的响应关系研究 [J]. *环境科学*, 2011,32(4):955-962.
Xu H S, Zhao T Q, Meng H Q, et al. Relationship between groundwater quality index of nutrition element and organic matter in riparian zone and water quality in river [J]. *Environmental Science*, 2011,32(4):955-962.
- [6] 魏信祥,杨周白露,许乃政.极端洪涝作用下江西乐安河沿岸地下水化学组分特征及来源分析 [J]. *水资源与水工程学报*, 2023,34(5):52-60.
Wei X X, Yang Z B L, Xu N Z. Characteristics and sources of Chemical components in groundwater along the Le'an River in Jiangxi Province under an extreme flooding event [J]. *Journal of Water Resources and Water Engineering*, 2023,34(5):52-60.
- [7] 董一慧,刘春筭,咎金晶,等.鄱阳湖流域浅层地下水硝酸盐氮时空分布特征与来源 [J]. *长江流域资源与环境*, 2021,30(12):2972-2981.
Dong Y H, Liu C H, Zan J J, et al. Spatial and temporal distribution characteristics and source analysis of nitrate in shallow groundwater of the Poyang Lake Region [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2021,30(12):2972-2981.
- [8] Hagemann L, Buchty Lemke M, Maaß A-L, et al. Potential hotspots of persistent organic pollutants in alluvial sediments of the meandering Wurm River, Germany [J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2020, 20(2):1034-1045.
- [9] Basahi J M, Masoud M H Z, Rajmohan N. Effect of flash flood on trace metal pollution in the groundwater - Wadi Baysh Basin, western Saudi Arabia [J]. *Journal of African Earth Sciences*, 2018,147:338-351.
- [10] Ponting J, Kelly T J, Verhoef A, et al. The impact of increased flooding occurrence on the mobility of potentially toxic elements in floodplain soil - A review [J]. *Science of the Total Environment*, 2021,754:142040.
- [11] Gowrisankar G, Chelliah R, Ramakrishnan S R, et al. Chemical, microbial and antibiotic susceptibility analyses of groundwater after a major flood event in Chennai [J]. *Scientific Data*, 2017,4:170135.
- [12] 高宗军,徐海龙,王昕翌,等.雨洪水回灌含水层对地下水细菌群落组成的影响 [J]. *应用与环境生物学报*, 2020,26(6):1411-1417.
Gao Z J, Xu H L, Wang X Y, et al. Impact of reinjection of stormwater to aquifer on bacterial community composition in groundwater [J]. *Chinese Journal Applied and Environmental Biology*, 2020,26(6):1411-1417.
- [13] Dvorski S E M, Gonsior M, Hertkorn N, et al. Geochemistry of dissolved organic matter in a spatially highly resolved groundwater petroleum hydrocarbon plume cross-section [J]. *Environmental*

- Science & Technology, 2016,50(11):5536-5546.
- [14] 刘家宏,梅超,王佳,等.北京市门头沟流域“23·7”特大暴雨洪水过程分析[J].中国防汛抗旱,2023,33(9):50-55.
Liu J H, Mei C, Wang J, et al. Flood survey of “23·7” heavy rain in Mentougou Watershed of Beijing [J]. China Flood & Drought Management, 2023,33(9):50-55.
- [15] 胡立堂,郭建丽,张寿全,等.永定河生态补水的地下水动态响应[J].水文地质工程地质,2020,47(5):5-11.
Hu L T, Guo J L, Zhang S Q, et al. Response of groundwater regime to ecological water replenishment of the Yongding River [J]. Hydrogeology & Engineering Geology, 2020,47(5):5-11.
- [16] Xia Q, He J, Li B, et al. Hydrochemical evolution characteristics and genesis of groundwater under long-term infiltration (2007~2018) of reclaimed water in Chaobai River, Beijing [J]. Water Research, 2022, 226:119222.
- [17] Mienis O, Arye G. Long-term nitrogen behavior under treated wastewater infiltration basins in a soil-aquifer treatment (SAT) system [J]. Water Research, 2018,134:192-199.
- [18] 于开宁,田剑,刘景涛,等.兰州市地下水化学特征及演化模拟[J].地质与勘探,2022,58(4):895-904.
Yu K N, Tian J, Liu J T, et al. Hydrochemical characteristics and evolution simulation of groundwater in Lanzhou City [J]. Geology and Exploration, 2022,58(4):895-904.
- [19] Hansen J A, Jurgens B C, Fram M S. Quantifying anthropogenic contributions to century-scale groundwater salinity changes, San Joaquin Valley, California, USA [J]. Science of the Total Environment, 2018,642:125-136.
- [20] Slama F, Nasri N, Bouhlila R. Delineating the origins and processes of groundwater salinization and quality degradation in a coastal irrigated plain, Korba (Northeastern Tunisia) [J]. Marine Pollution Bulletin, 2022,181:113914.
- [21] Wang Q, Garrity G M, Tiedje J M, et al. Naïve bayesian classifier for rapid assignment of rRNA sequences into the new bacterial taxonomy [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2007,73(16):5261-5267.
- [22] Wang X, Zhang G, Xu Y. Impacts of the 2013 extreme flood in Northeast China on regional groundwater depth and quality [J]. Water, 2015,7(8):4575-4592.
- [23] GB/T 14848-2017 地下水质量标准 [S].
GB/T 14848-2017 Groundwater quality standard [S].
- [24] 孟祥帅.我国北方某典型钢铁企业场地多环芳烃(PAHs)污染特征研究 [D].北京:中国地质大学(北京),2020.
Meng X S. Study on pollution characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons at a typical iron and steel site in the North [D]. Beijing: China University of Geosciences (Beijing), 2020.
- [25] Gowrisankar G, Chelliah R, Ramakrishnan S R, et al. Chemical, microbial and antibiotic susceptibility analyses of groundwater after a major flood event in Chennai [J]. Scientific Data, 2017,4(1):170135.
- [26] Tan H, Zhang C, Li J, et al. Human health risk assessment of elevated Fe and Mn intake in groundwater in Yangtze catchment [J]. Ground Water, 2024,62(2):226-235.
- [27] 郇环,王金生,翟远征,等.北京平原区永定河冲洪积扇地下水水化学特征与演化规律 [J].地球学报,2011,32(3):357-366.
Xun H, Wang J S, Zhai Y Z, et al. Chemical characteristics and evolution of groundwater in the Yongding River alluvial fan of Beijing plain [J]. Acta Geoscientica Sinica, 2011,32(3):357-366.
- [28] 于爽.西江流域河流化学风化及其碳汇效应研究 [D].北京:中国地质大学(北京),2020.
Yu S. Study on chemical weathering and carbon sink in Xijiang basin [D]. Beijing: China University of Geosciences (Beijing), 2020.
- [29] 邹嘉文,刘飞,张靖坤.南水北调典型受水区浅层地下水水化学特征及成因 [J].中国环境科学,2022,42(5):2260-2268.
Zou J W, Liu F, Zhang J K. Hydrochemical characteristics and formation mechanism of shallow groundwater in typical water-receiving areas of the South-to-North Water Diversion Project [J]. China Environmental Science, 2022,42(5):2260-2268.
- [30] Jurado A, Vázquez-Suñé E, Soler A, et al. Application of multi-isotope data (O, D, C and S) to quantify redox processes in urban groundwater [J]. Applied Geochemistry, 2013,34:114-125.
- [31] Cao X, Zheng H, Liao Y, et al. Effects of iron-based substrate on coupling of nitrification, aerobic denitrification and Fe(II) autotrophic denitrification in tidal flow constructed wetlands [J]. Bioresource Technology, 2022,361:127657.
- [32] 王友生,侯晓龙,蔡丽平,等.稀土开采对土壤细菌群落组成与多样性的影响 [J].中国环境科学,2017,37(8):3089-3095.
Wang Y S, Hou X L, Cai L P, et al. Impacts of rare earth mining on soil bacterial community composition and biodiversity [J]. China Environmental Science, 2017,37(8):3089-3095.
- [33] Li H, Ye D, Wang X, et al. Soil bacterial communities of different natural forest types in Northeast China [J]. Plant and Soil, 2014, 383(1):203-216.
- [34] 刘莹.硝酸盐/Fe(II)复合污染地下水的微生物修复与机理研究 [D].北京:中国地质大学(北京),2018.
Liu Y. Microbial remediation and mechanism study of nitrate/Fe(II) combined contaminated [D]. Beijing: China University of Geosciences (Beijing), 2018.
- [35] Huang Y M, Straub D, Blackwell N, et al. Meta-omics reveal gallionellaceae and rhodanobacter species as interdependent key players for Fe(II) oxidation and nitrate reduction in the autotrophic enrichment culture KS [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2021,87(15):1-17.
- [36] Liu H, Zeng W, Meng Q, et al. An integrated system combining *Tetrasphaera*-dominated enhanced biological phosphorus removal with sulfur autotrophic denitrification to enhance biological nutrients removal [J]. Science of the Total Environment, 2024,915:169957.
- [37] Bernard Jannin L, Sun X, Teissier S, et al. Spatio-temporal analysis of factors controlling nitrate dynamics and potential denitrification hot spots and hot moments in groundwater of an alluvial floodplain [J]. Ecological Engineering, 2017,103:372-384.

作者简介: 马 硕(2000-),女,河北三河人,中国地质大学(北京)硕士研究生,研究方向为污染水文地质.mashuo0819@163.com.