

DOI: 10.14042/j.cnki.32.1309.2017.02.015

# 水位变化影响下的河水-地下水侧向交互带地球化学动态

杨平恒<sup>1,2</sup>, 张宇<sup>1,2</sup>, 王建力<sup>1,2</sup>, 谢世友<sup>1,2</sup>

(1. 西南大学地理科学学院岩溶环境重庆市重点实验室, 重庆 400715;  
2. 国土资源部岩溶生态环境重庆南川野外基地, 重庆 408435)

**摘要:** 为了解不同水位变化影响下的河水与地下水侧向交互带地球化学特征动态, 以重庆市马鞍溪为研究对象, 选取丰水期向枯水期过渡的10—12月为研究期, 对河水、地下水及交互带的水位、水温、溶解氧(DO)、pH值、电导率(EC)进行监测, 结合对水体主要离子浓度的分析。结果表明, 随枯水期到来, 侧向交互带水位发生较大变化, 交互带与河水间的水位梯度缩小, 河水入渗动力逐渐减弱。水位的变化及入渗水温的降低, 使交互带微生物活动减弱, pH值上升且变幅减小, DO上升。在其影响下, 交互带EC下降, 变幅减小, 交互带对NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>的净化能力降低, 对Mn、Zn等重金属固定能力增强。通过分析交互带地球化学特征的变化, 可推断出随马鞍溪枯水期的到来, 侧向交互带边界由距河岸30~50 cm移动至距河岸30 cm以内。

**关键词:** 侧向交互带; 水位变化; 地球化学; 马鞍溪; 河水; 地下水

中图分类号: P592 文献标志码: A 文章编号: 1001-6791(2017)02-0293-09

河水与地下水交互带(简称“交互带”)又称潜流带或交错带, 是指位于河流河床下并延伸至河岸两侧的水分饱和的沉积物层, 地表水质量分数为10%~98%<sup>[1]</sup>。河水与地下水在这一区域内进行着双向迁移和混合<sup>[2]</sup>, 形成交互流, 推动交互带边界不断移动, 驱动着这一区域复杂的生物地球化学过程, 形成了交互带独特的物理、化学和生物梯度<sup>[3-5]</sup>。交互带地球化学梯度受交互流影响, 为河水与地下水提供了一个水位、温度和化学变化的缓冲带。大量污染物质可在交互带内得到净化, 对河流和地下水水质具有重要的保护作用<sup>[6-10]</sup>, 被称为河流的“肝脏”<sup>[11]</sup>。

根据位置不同交互带可分为侧向交互带和垂向交互带<sup>[4]</sup>。侧向交互带与河岸带下边缘相交并受河岸带边缘效应影响<sup>[4]</sup>, 污染物或营养盐的迁移转化过程较垂向交互带更为复杂<sup>[12]</sup>。目前国内外关于交互带的研究主要集中于河床下方以垂向交互流作用为主的交互带, 而对于侧向交互带的关注较少, 且多以河流水文特征、河床形态及渗透系数为背景进行研究<sup>[4,13-22]</sup>, 对交互带地球化学特征的研究较为薄弱。交互带水动力条件直接影响着水在河床沉积带内的滞留时间、沉积带营养物质的通量、河床孔隙水的酸碱条件及氧化还原条件, 影响交互带的温度环境、酸碱环境及氧化还原环境, 进而对交互带内阴阳离子的迁移转化造成影响<sup>[23]</sup>, 是交互带地球化学演化的关键因素, 而交互带水位特征是其水动力条件的直观反映<sup>[23]</sup>。在对河流水资源进行开发的同时, 为确保河流生态环境系统健康发展及可持续利用, 以侧向交互带水位变化为切入点, 对交互带地球化学特征进行全面系统的研究显得尤为重要。

本文选取嘉陵江支流马鞍溪作为研究区域, 相关研究表明研究区侧向交互带在马鞍溪水补给地下水过程中具有一定的净化作用<sup>[24]</sup>, 通过分析在侧向交互带水位变化影响下, 河水与地下水相互作用过程中水物理化学指标的梯度特征, 可以进一步反映侧向交互带地球化学特征及交互带范围的变动过程, 以期进一步明确

收稿日期: 2016-05-30; 网络出版时间: 2017-02-21

网络出版地址: <http://www.cnki.net/kcms/detail/32.1309.P.20170221.1127.026.html>

基金项目: 中央高校基本科研业务费专项资助项目(XDK2014A016); 重庆市研究生科研创新项目(CYS16050)

作者简介: 杨平恒(1983—), 男, 浙江苍南人, 副教授, 博士, 主要从事水体地球化学研究。

E-mail: pinghengyang@126.com

通信作者: 王建力, E-mail: wangjl@swu.edu.cn

侧向交互带对水体的净化机制，为水体自净化能力评估和水资源的科学利用提供依据。

## 1 研究区概况

马鞍溪位于重庆市北碚区，为嘉陵江右岸一级支流，发源于缙云山脉，全长8.13 km(图1)，流域面积14.47 km<sup>2</sup>，平均坡降约为55‰，多年平均流量为0.19 m<sup>3</sup>/s。6—10月为丰水期，11月至次年4月为枯水期<sup>[25]</sup>。气候类型为亚热带季风气候，流域内年平均降水量约为1107.1 mm，降水的季节分配不均匀，主要集中于5—6月和9—10月。马鞍溪流域主要地层为中侏罗统沙溪庙组二段，岩层主要岩石为灰紫色细粒长石砂岩。流域西北为缙云山，东南为猪背脊，地貌主要为构造丘陵和河谷地貌，地势西北高，东北低(图1)。马鞍溪流域内工业主要集中于上游北碚城南新区，流域内条件较好的地区被开垦为耕地，水土流失严重，受城镇生活污水、工业废水污染严重，马鞍溪入嘉陵江口的化学需氧量(COD)达30.9 mg/L<sup>[25]</sup>。

研究点位于马鞍溪中游湿地公园内溪流右岸的一处河漫滩上，河水水位及流速受上游水库控制，河漫滩平均坡度约7°，河漫滩右侧阶地平均坡度约12.5°，植被类型为草地(图1)。

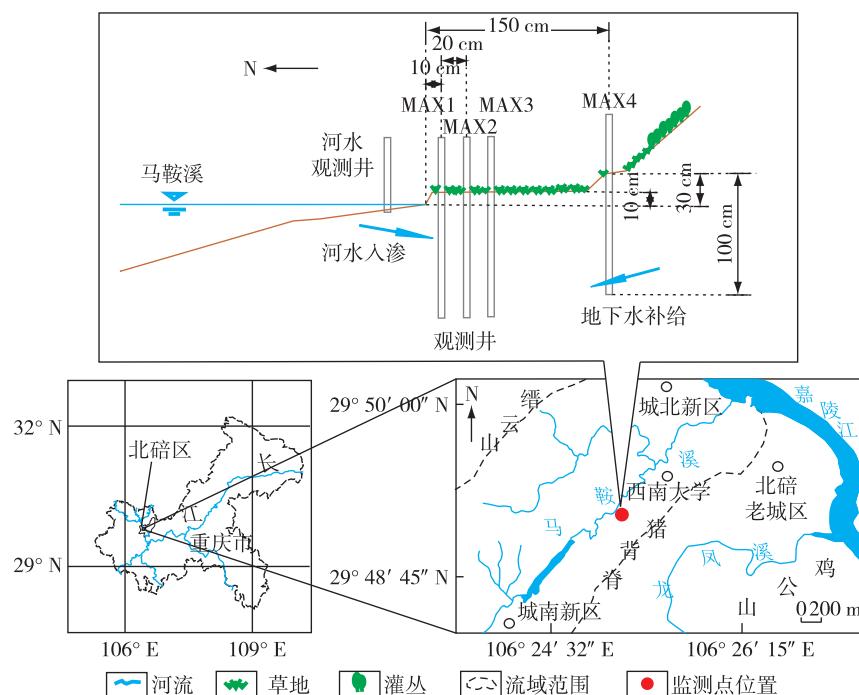


图1 马鞍溪侧向交互带监测点位置及布点示意

Fig. 1 Location and distribution of the monitoring sites for the lateral hyporheic zone at Maanxi Creek

## 2 研究方法

### 2.1 试验布点

为研究不同水动力条件下河流侧向交互带地球化学特征，在河漫滩上距河岸10 cm起，垂直于河岸线每隔20 cm布直径7.5 cm、深度100 cm的观测井，共3个(图1)，观测井在河流水位以下开孔以减少对交互流的影响。监测期间对河水进行同步观测，并在距河岸150 cm处的阶地上设置观测井监测地下水的状况(图1)。观测井编号自河流至阶地依次为MAX1至MAX4(图1)，其中MAX4为地表下浅部砂岩裂隙中的风化带网状裂隙水<sup>[26]</sup>，易受降水影响，其地下水水位变化较大。

## 2.2 样品采集与测试

(1) 土壤机械组成 采集各观测井 60~80 cm 深度沉积物样品, 样品编号与观测井相同。自然风干后, 样品过 50 目筛, 使用比重计法分析沉积物机械组成<sup>[27]</sup>。

(2) 现场测试 使用 Multi3430 多参数水质分析仪(德国 WTW 公司), 自动记录河水和各观测井内水体的温度、pH 值、电导率(EC)和溶解氧(DO)浓度, 其分辨率分别为 0.1 ℃、0.001、1 μS/cm 和 0.01 mg/L, 测试间隔设定为 5 min。在仪器使用前, 对其进行校准, EC 电极用 1 412 μS/cm 标准液校准, pH 电极用 pH 值为 4.01 和 7 的两种缓冲溶液校准, DO 电极用饱和水蒸汽校准。同时, 实验结束后将 EC、pH 值、DO 探头放入标准液中验证, 数据偏差在 5% 以内。使用碱度试剂盒(德国 Merck 公司)现场滴定测定河水和各观测井入渗水的  $\text{HCO}_3^-$ , 精度为 0.1 mmol/L。使用 DR2800 型便携式分光光度计(美国 Hach 公司)现场测定河水和各观测井水体中的  $\text{NH}_4^+$ -N, 精度为 0.01 mg/L, 仪器检出限为 0.01 mg/L。

(3) 阳离子 用润洗好的 60 mL 高密度聚乙烯瓶采集河水及各观测井水样, 用于检测阳离子, 水样中滴 1:1  $\text{HNO}_3$ , 酸化至 pH 值<2 后密封于暗箱, 4 ℃ 保存至检测。水样的阳离子浓度使用 ICP-OES Optima 2100DV(美国 PerkinElmer 公司)完成检测, 偏差<2%。

(4) 阴离子 用润洗好的 350 mL 聚乙烯瓶采集河水及各观测井水样, 用于检测阴离子, 水样密封于暗箱, 4 ℃ 保存至检测。水样的阴离子浓度使用 DR2800 型便携式分光光度计完成检测,  $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{Cl}^-$  精度为 0.1 mg/L, 仪器检出限分别为 0.3 mg/L、0.1 mg/L;  $\text{SO}_4^{2-}$  精度为 1 mg/L, 仪器检出限为 2 mg/L。

根据以上测试的结果, 计算出各采样点水体的方解石饱和指数(SIc)和二氧化碳分压  $p(\text{CO}_2)$ 。

监测期间使用位于距研究点约 1 000 m 外西南大学的 CR1000 型气象站(北京天诺基业科技有限公司)自动记录监测点降雨量, 其精度为 0.1 mm, 读数间隔设定为 24 h。

于 2015 年 10 月 13 日设置观测井并采集土样, 为了解不同水动力条件下侧向交互带地球化学特征, 选取溪流向枯水期过渡的时段, 于 2015 年 10 月 15 日、10 月 17 日、11 月 4 日、11 月 5 日、12 月 13 日及 12 月 20 日正午分别对各采样点进行一次水位、水温、pH 值、EC、DO 测试和阴阳离子水样采集。根据研究区所在的气候特征, 同时也为了便于分析, 以 10 月 15 日、10 月 17 日代表丰水期, 11 月 4 日、11 月 5 日代表过渡期, 12 月 13 日、12 月 20 日代表枯水期, 各监测点水位以 10 月 15 日河水水位为参考。

## 3 结果及分析

### 3.1 交互带水位变化

交互带水位条件受河流流速、河床形态和沉积物特征等影响较大<sup>[13-16]</sup>, 而研究点流速受上游水库控制, 平均流速较小, 且在历次采样期间变化较小; 研究点侧向河床较为平缓(图 1), 无较大起伏, 河床表层沉积物以淤泥为主, 无砾石; 交互带(MAX1—MAX3)沉积物为黏土(表 1), 河水入渗使河水中的有机质被带入交互带中, 沉积物空隙不断被颗粒填充, 靠近河岸线区域沉积物黏粒最多, 导致河床渗透系数较低, 在上述条件下, 河水入渗速度较慢, 为各种生物地球化学作用提供了充足的反应时间<sup>[5]</sup>, 同时降雨对交互带的影响作用相对增加, 监测期间降雨量逐渐减少(图 2), 对交互带水位变化有重要影响。

图 3 为马鞍溪各采样点水位及  $c(\text{Cl}^-)$  变化状况。从图 3 可看出, 河水水位在上游水库控制下变化较小; 在降雨影响下, 交互带及地下水水位变化较大。在丰水期, 河水的水位最高, 但采样前 10 日内均无降雨, 交互带及地下水水位较低, 导致河水向地下水补给。在过渡期, 河流水位较丰水期小幅降低, 受临近一场降

表 1 马鞍溪交互带观测井沉积物机械组成 %

Table 1 Mechanical composition of sediment in the hyporheic zone of Maanxi Creek

采样点	粒径			土壤类型
	>0.05 mm	0.05~0.01 mm	<0.01 mm	
MAX1	28.61	18.97	52.42	黏土
MAX2	30.94	17.96	51.10	黏土
MAX3	28.91	19.97	51.12	黏土
MAX4	64.86	15.97	19.17	细沙土

雨的影响，地下水水位上升，交互带在雨水及地下水补给的影响下，水位升高。至枯水期，交互带观测井内水位较过渡期小幅下降，交互带与河水间的水位梯度缩小。

交互带水位状况反映河水和地下水的入渗状况，同时在 $\text{Cl}^-$ 的变化上也有所体现<sup>[28]</sup>，河水或地下水入渗为交互带 $\text{Cl}^-$ 的直接来源<sup>[28]</sup>。随枯水期的到来，河水入渗影响减小，交互带 $\text{Cl}^-$ 减少，同时受低 $\text{Cl}^-$ 的地下水补给增强的影响，在距河岸30 cm内，随距河岸距离的增加， $\text{Cl}^-$ 变化趋势由升高转为降低(图3)。

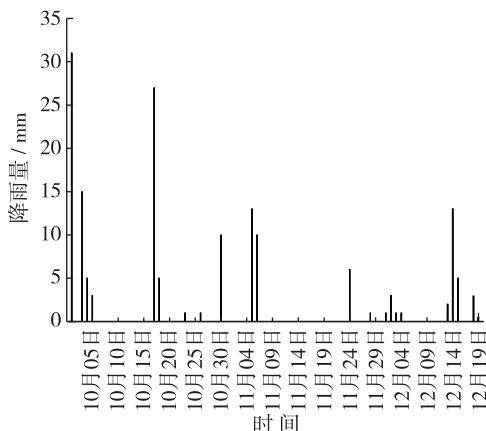


图2 监测期间降雨状况

Fig. 2 Precipitation in the observed period

### 3.2 交互带环境变化

受较低入渗速度的影响，交互带对河水温度变化具有较大的缓冲作用，在距河岸10 cm以外交互带的温度较为稳定(图4)。随枯水期的到来，河水及交互带温度不断降低，河水入渗动力减弱，对交互流产生影响<sup>[29]</sup>。微生物有氧呼吸及硝化作用使交互带内DO迅速降低、 $p(\text{CO}_2)$ 升高。枯水期水温降低，使河流和交互带中生物量减少<sup>[23]</sup>，交互带内的DO、 $p(\text{CO}_2)$ 分别较丰水期略微升高和降低，在其影响下交互带pH值及SIc值较丰水期升高，变化幅度相应减小(图4)。地下水DO较高，随枯水期到来，交互带受地下水的影响逐渐增大，好氧微生物活动使 $p(\text{CO}_2)$ 峰值及pH值、SIc最小值出现位置逐渐远离河岸(图4)。

### 3.3 交互带水化学变化

图5为马鞍溪各采样点水化学Piper图。可知交互带内水化学类型相似，以 $\text{HCO}_3\text{-Ca}\cdot\text{Mg}$ 型为主，与 $\text{HCO}_3\text{-SO}_4\text{-Ca}$ 型的河水有一定差别。随枯水期到来，交互带水化学类型受地下水的影响增大，MAX2、MAX3逐渐转变为 $\text{HCO}_3\text{-Ca}$ 型。

图6为马鞍溪各采样点主要离子变化趋势。沉积物内方解石等碳酸盐矿物的溶解使 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{HCO}_3^-$ 等离子在交互带中浓度较高(图6)。随枯水期的到来，交互带内SIc值较丰水期升高(图4)，使交互带内 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{HCO}_3^-$ 浓度整体下降， $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{HCO}_3^-$ 等峰值出现位置

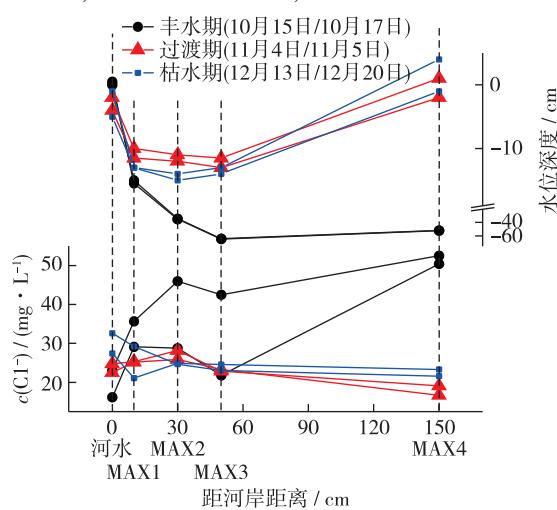


图3 马鞍溪各采样点水位及 $c(\text{Cl}^-)$ 变化

Fig. 3 Variations of water level and concentration of  $c(\text{Cl}^-)$  of the observed sites at Maanxi Creek

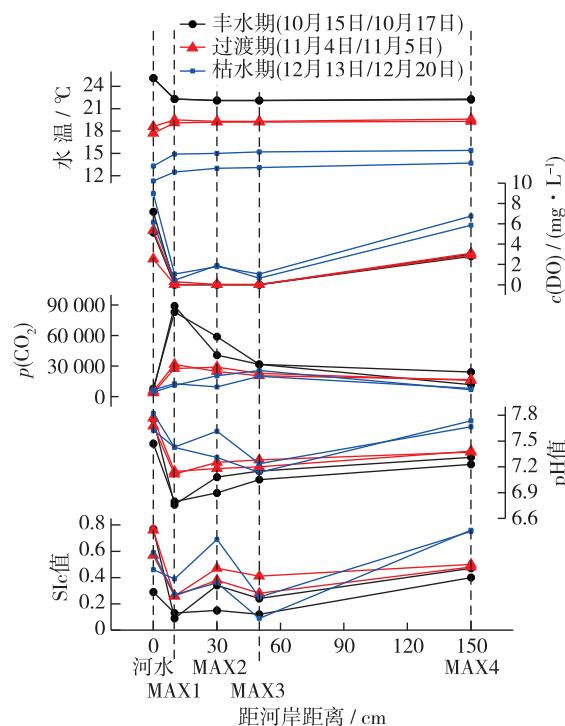


图4 马鞍溪交互带环境变化

Fig. 4 Environmental change in the hyporheic zone of Maanxi Creek

逐渐远离河岸(图6)。 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 浓度的降低, 也使之从交互带沉积物中交换出的 $\text{Na}^+$ 减少, 随距河岸距离的增加, $\text{Na}^+$ 在距河岸10 cm以内由升高转为降低(图6)。EC综合反映交互带主要离子变化状况, 其变动趋势与 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{HCO}_3^-$ 等相似(图6)。另外, 交互带中距河岸较近处黏粒较多(表1), 土壤胶体的吸附作用<sup>[30]</sup>使交互带内 $\text{K}^+$ 浓度在不同时期均随河水入渗迅速降低(图6)。

河水中许多污染物质可在交互带中得到净化<sup>[24]</sup>。河床表层DO充足, 硝化作用强烈<sup>[31]</sup>, 河水入渗过程中,  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 在不同时期均被迅速转化为 $\text{NO}_3^-$ , 交互带内DO在枯水期的略微升高, 导致MAX2、MAX3观测井内 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 低于仪器检出限(图7)。随河水入渗, 交互带内DO被微生物迅速消耗而形成还原环境, 有利于反硝化作用和反硫化作用的进行<sup>[9,32-33]</sup>, 使 $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ 在交互带内迅速降低(图7), 在丰水期,  $\text{NO}_3^-$ 在距河岸约30 cm处便低于仪器检出限(图7)。随枯水期到来, 交互带内反硝化作用和反硫化作用减弱, 交互带内 $\text{NO}_3^-$ 在距河岸10 cm以外相对于丰水期略有升高,  $\text{SO}_4^{2-}$ 也较丰水期升高(图7)。可见交互带环境的改变, 可影响其对污染物质的净化能力。

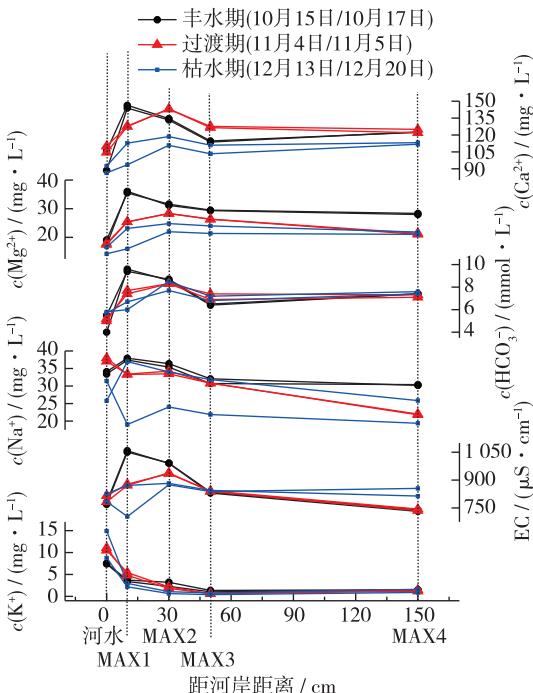


图6 马鞍溪各采样点主要离子变化趋势

Fig. 6 Variational trend of major ions of the hyporheic zone of Maanxi Creek

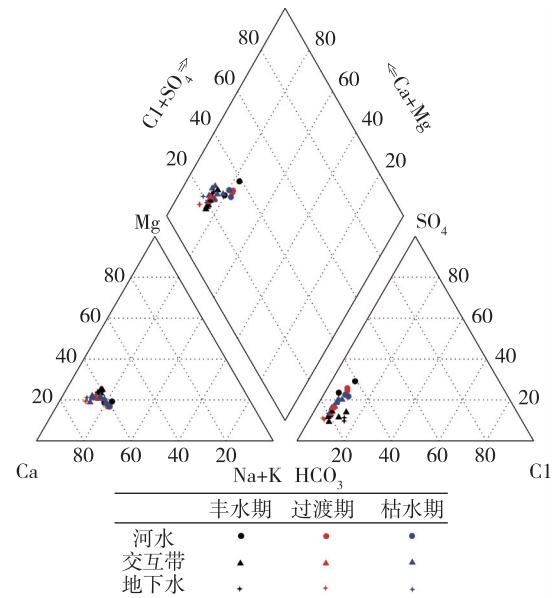


图5 马鞍溪各采样点水化学Piper图

Fig. 5 Piper plot of the hyporheic zone of Maanxi Creek

可见交互带环境的改变, 可影响其对污染物质的净化能力。

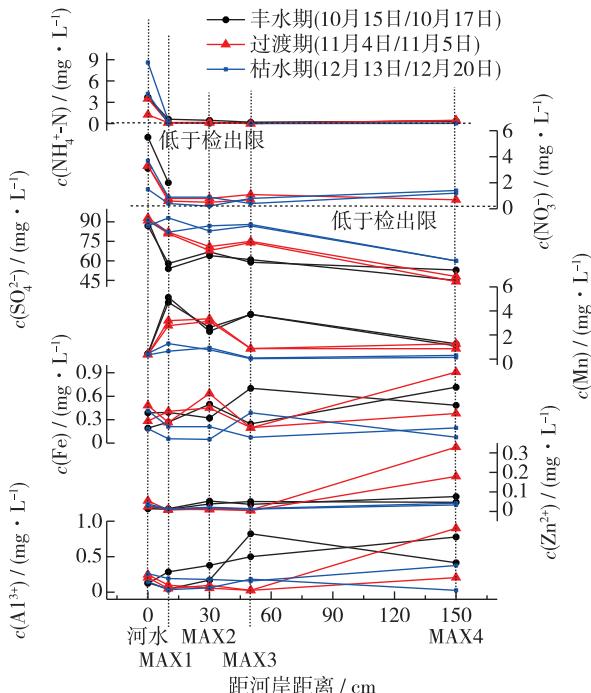


图7 马鞍溪各采样点污染物变化趋势

Fig. 7 Variational trend of pollutant of the hyporheic zone of Maanxi Creek

交互带环境的变化对重金属的迁移转化也有一定影响<sup>[34]</sup>。依据交互带内氧化还原顺序<sup>[35]</sup>，在河水入渗过程中，反硝化作用进行到一定程度后，锰和铁的氧化物相继发生还原性溶解。随枯水期到来，交互带内DO、pH值较丰水期升高，使可溶性Fe、Mn减少<sup>[36-37]</sup>，铁锰氧化物的还原性溶解减弱，同时也增强了铁锰氧化物对Zn的吸附作用<sup>[38]</sup>，使枯水期交互带中Zn浓度较丰水期略微降低(图7)。另外，随枯水期的到来，交互带及地下水pH值逐渐升高，Al<sup>3+</sup>转化为难溶的氢氧化物<sup>[39]</sup>，使交互带内Al<sup>3+</sup>浓度较丰水期降低(图7)。

### 3.4 交互带地球化学特征对交互带范围变动的指示

在河水与地下水相互作用的过程中，温度常被作为确定交互带范围的主要依据<sup>[40-43]</sup>。而研究区侧向交互带中在河水入渗的较短距离内温度便维持在一个较稳定的水平上(图4)，对河水和地下水的交互作用反映较弱。依据交互带内水位状况以及铁氧化物还原稳定边界对交互带内氧化还原状况的指示作用<sup>[44]</sup>，可初步判断交互带的范围。在丰水期，河水入渗动力较强，交互带内水位最低点出现在距河岸50 cm处(图3)，同时在交互带中距河岸30 cm左右铁氧化物的还原性溶解较强，全Fe浓度较高(图7)，指示丰水期交互带的边界位于距河岸30~50 cm处。

随枯水期的到来，水位最低处移动至距河岸30 cm附近(图3)；在低Cl<sup>-</sup>的地下水补给增强的影响下，在距河岸30 cm内，随距河岸距离的增加，Cl<sup>-</sup>由升高转为逐渐降低(图3)，反映出在距河岸30 cm以内，地下水对河水存在一定的补给，是河水与地下水相互作用的区域，指示了交互带的枯水期边界位于距河岸30 cm以内的位置。

## 4 结 论

(1) 随枯水期的到来，马鞍溪侧向交互带水位条件发生较大变化，体现出交互带受河水入渗影响较大转变为受地下水补给增强的过程。

(2) 随枯水期的到来，马鞍溪侧向交互带水位变化对交互带环境变动存在一定影响。水位变化及入渗水温度的降低使交互带微生物活动减弱，pH值上升，DO上升，交互带内还原作用减弱；侧向交互带环境变化对其净化河水和地下水的能力产生影响；交互带EC下降且变化幅度降低，交互带对NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>的净化能力降低，同时对Mn、Zn等重金属固定能力增强。

(3) 马鞍溪侧向交互带地球化学特征的变化对交互带范围的变动有一定指示作用。通过水位、全Fe、Cl<sup>-</sup>等指标的梯度变化可推断，随枯水期的到来，侧向交互带边界逐渐向河岸方向移动，由距河岸30~50 cm移动至距河岸30 cm以内。

**致谢：**感谢西南大学地理科学学院文志林、吴泽老师在实验过程中的帮助，感谢于正良、詹兆君、陈峰、刘黛薇、余琴、张海月、任娟、孟元可等硕士研究生在野外监测中的帮助。

## 参考文献：

- [1] TRISKA F J, KENNEDY V C, AVANZINO R J, et al. Retention and transport of nutrients in a third-order stream in northwestern California: hyporheic processes[J]. Ecology, 1989, 70: 1894-1905.
- [2] BOULTON A J, FINDLAY S, MARMONIER P, et al. The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers[J]. Annual Review of Ecology and Systematics, 1998, 29: 59-81.
- [3] 潘俊, 冷特, 常玉辉, 等. 平原型水库地表水-地下水潜流带特性研究: 以石佛寺水库工程为例[J]. 沈阳建筑大学学报(自然科学版), 2013, 29(6): 1117-1121. (PAN J, LENG T, CHANG Y H, et al. Research on characteristics of hyporheic zone between plain reservoir surface water and groundwater-take Shifosi Reservoir engineering as an example [J]. Journal of Shenyang Jianzhu University (Natural Science), 2013, 29(6): 1117-1121. (in Chinese))
- [4] 夏继红, 陈永明, 王为木, 等. 河岸带潜流层动态过程与生态修复[J]. 水科学进展, 2013, 24(4): 589-597. (XIA J H, CHEN Y M, WANG W M, et al. Dynamic processes and ecological restoration of hyporheic layer in riparian zone[J]. Advances in Water Science, 2013 24(4): 589-597. (in Chinese))

- [5] HARTWIG M, BORCHARDT D. Alteration of key hyporheic functions through biological and physical clogging along a nutrient and fine-sediment gradient[J]. *Ecohydrology*, 2015, 8(5): 961-975.
- [6] 夏继红, 林俊强, 陈永明, 等. 国外河流潜流层研究的发展过程及研究方法[J]. *水利水电科技进展*, 2013, 33(4): 73-77. (XIA J H, LIN J Q, CHEN Y M, et al. Advancing processes and methods of abroad research on hyporheic zone[J]. *Advances in Science and Technology of Water Resources*, 2013, 33(4): 73-77. (in Chinese))
- [7] SU X, XU W, DU S. In situ infiltration test using a reclaimed abandoned river bed: managed aquifer recharge in Shijiazhuang City, China[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2014, 71(12): 5017-5025.
- [8] HERZOG S P, HIGGINS C P, MCCRAY J E. Engineered streambeds for induced hyporheic flow: enhanced removal of nutrients, pathogens, and metals from Urban streams[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2015, 142(1): 04015053.
- [9] LASAGNA M, LUCA D A D, FRANCHINO E. Nitrate contamination of groundwater in the western Po Plain (Italy): the effects of groundwater and surface water interactions[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2016, 75(3): 240.
- [10] ALEKSANDER-KWATERCZAK U, CISZEWSKI D. Pollutant dispersal in groundwater and sediments of gaining and losing river reaches affected by metal mining[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2016, 75: 1-15.
- [11] FISCHER H, KLOEPF F, WILZCEK S, et al. A river's liver-microbial processes within the hyporheic zone of a large lowland river [J]. *Biogeochemistry*, 2005, 76(2): 349-371.
- [12] BOULTON A J, DATRY T, KASAHARA T, et al. Ecology and management of the hyporheic zone: stream-groundwater interactions of running waters and their floodplains[J]. *Journal of the North American Benthological Society*, 2010, 29(1): 26-40.
- [13] 陈孝兵, 赵坚, 李英玉, 等. 床面形态驱动下潜流交换试验[J]. *水科学进展*, 2014, 25(6): 835-841. (CHEN X B, ZHAO J, LI Y Y, et al. Experimental study of bedform-driven hyporheic exchange[J]. *Advances in Water Science*, 2014, 25(6): 835-841. (in Chinese))
- [14] 鲁程鹏, 束龙仓, 陈洵洪. 河床地形影响潜流交换作用的数值分析[J]. *水科学进展*, 2012, 23(6): 789-795. (LU C P, SHU L C, CHEN X H. Numerical analysis of the impacts of bedform on hyporheic exchange[J]. *Advances in Water Science*, 2012, 23(6): 789-795. (in Chinese))
- [15] CHANDLER I D, GUYMER I, PEARSON J M, et al. Vertical variation of mixing within porous sediment beds below turbulent flows[J]. *Water Resources Research*, 2016, 52(5): 3493-3509.
- [16] XIE M, WANG N, GAILLARD J F, et al. Hydrodynamic forcing mobilizes Cu in low-permeability estuarine sediments[J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50: 4615-4623.
- [17] MILLER R B, HEEREN D M, FOX G A, et al. Heterogeneity influences on stream water-groundwater interactions in a gravel-dominated floodplain[J]. *Hydrological Sciences Journal/Journal Des Sciences Hydrologiques*, 2014, 61(4): 741-750.
- [18] STEWARDSON M J, DATRY T, LAMOUROUX N, et al. Variation in reach-scale hydraulic conductivity of streambeds[J]. *Geomorphology*, 2016, 259(12): 70-80.
- [19] WARD A S, SCHMADEL N M, WONDZELL S M, et al. Hydrogeomorphic controls on hyporheic and riparian transport in two headwater mountain streams during base flow recession[J]. *Water Resources Research*, 2016, 52(2): 1479-1497.
- [20] BRIODY A C, CARDENAS M B, SHUAI P, et al. Groundwater flow, nutrient, and stable isotope dynamics in the parafluvial-hyporheic zone of the regulated Lower Colorado River (Texas, USA) over the course of a small flood[J]. *Hydrogeology Journal*, 2016, 24(4): 923-935.
- [21] MCCALLUM J L, SHANAFIELD M. Residence times of stream-groundwater exchanges due to transient stream stage fluctuations [J]. *Water Resources Research*, 2016, 52(3): 2059-2073.
- [22] SCHMADEL N M, WARD A S, LOWRY C S, et al. Hyporheic exchange controlled by dynamic hydrologic boundary conditions [J]. *Geophysical Research Letters*, 2016, 43(9): 4408-4417.
- [23] 张丽华. 傍河开采条件下河床沉积带孔隙水水化学演化规律研究[D]. 长春: 吉林大学, 2015. (ZHANG L H. Study on pore water hydrogeochemistry evolution of riverbed sedimentation zone under condition of riverbank filtration: an example in Shenyang Huangjia water source[D]. Changchun: Jilin University, 2015. (in Chinese))
- [24] 张宇, 杨平恒, 王建力, 等. 河水-地下水侧向交互带地球化学特征: 以重庆市马鞍溪为例[J]. *环境科学*, 2016, 37(7): 2478-2486. (ZHANG Y, YANG P H, WANG J L, et al. Geochemical characteristics of lateral hyporheic zone between the river water and groundwater, a case study of Maanxi in Chongqing[J]. *Environmental Science*, 2016, 37(7): 2478-2486. (in Chi-

- nese) )
- [25] 干晓瑜. 城市溪谷型湿地景观恢复与重建研究: 以重庆马鞍溪湿地公园为例[D]. 重庆: 西南大学, 2012. (GAN X Y. The study on the urban valley type of wetland landscape restoration and reconstruction-a case study on Maan creek wetland park in Chongqing[ D]. Chongqing: Southwest University, 2012. (in Chinese))
- [26] 刘鹏, 邱思忠. 重庆红层地下水的赋存特征及供水研究[J]. 低碳世界, 2013 (8): 95-96. (LIU P, QIU S Z. Research on occurrence characteristic and water supply of groundwater in the red beds of Chongqing[ J]. Low Carbon World, 2013 (8): 95-96. (in Chinese))
- [27] 陈丽琼. 比重计法测定土壤颗粒组成的研究[J]. 环境科学导刊, 2010, 29(4): 97-99. (CHEN L Q. Research on structure of soil particle by hydrometer method[ J]. Environmental Science Survey, 2010, 29(4): 97-99. (in Chinese))
- [28] UNLAND N P, CARTWRIGHT I, ANDERSEN M S, et al. Investigating the spatio-temporal variability in groundwater and surface water interactions: a multi-technical approach[J]. Hydrology & Earth System Sciences, 2013, 17(9): 3437-3453.
- [29] 任杰, 沈振中, 赵坚, 等. 低温水入渗条件下土壤水分温度动态变化[J]. 水科学进展, 2013, 24(1): 125-131. (REN J, SHEN Z Z, ZHAO J, et al. Dynamic variation of soil moisture and temperature under infiltration of low-temperature water[ J]. Advances in Water Science, 2013, 24(1): 125-131. (in Chinese))
- [30] 占丽平, 李小坤, 鲁剑巍, 等. 土壤钾素运移的影响因素研究进展[J]. 土壤, 2012, 44(4): 548-553. (ZHAN L P, LI X K, LU J W, et al. Research advances on influence factors of soil potassium movement[ J]. Soils, 2012, 44(4): 548-553. (in Chinese))
- [31] LORENZO T D, CANNICCI S, SPIGOLI D, et al. Bioenergetic cost of living in polluted freshwater bodies: respiration rates of the cyclopoid *Eucyclops serrulatus* under ammonia-N exposures[J]. Fundamental & Applied Limnology, 2016, 188(2): 147-156.
- [32] ROLEY S S, TANK J L, WILLIAMS M A. Hydrologic connectivity increases denitrification in the hyporheic zone and restored floodplains of an agricultural stream[J]. Journal of Geophysical Research-Biogeosciences, 2012, 117: G00N04.
- [33] 王璜. 鄂尔多斯沙漠高原湖泊潜流带中硫的生物地球化学特征及其分带规律研究[D]. 长春: 吉林大学, 2014. (WANG H. Research on biogeochemical characteristics of sulfur and zonation in hypolentic zone in the Ordos desert plateau[ D]. Changchun: Jilin University, 2014. (in Chinese))
- [34] ALEKSANDER-KWATERCZAK U, CISZEWSKI D. Pollutant dispersal in groundwater and sediments of gaining and losing river reaches affected by metal mining[J]. Environmental Earth Sciences, 2016, 75(2): 95.
- [35] PETRUNIC B M, MACQUARRIE K T B, ALT A. Reductive dissolution of Mn oxides in river-recharged aquifers: a laboratory column study[J]. Journal of Hydrology, 2005, 301(1): 163-181.
- [36] 邹元春, 吕宪国, 姜明. 不同水文情势下环形湿地土壤铁的时空分布特征[J]. 环境科学, 2009, 30(7): 2059-2064. (ZOU Y C, LYU X G, JIANG M. Spatiotemporal distribution characteristics of soil iron in the annular wetland under different water regime[ J]. Environmental Science, 2009, 30(7): 2059-2064. (in Chinese))
- [37] 吴名宇, 李顺义, 张杨珠. 土壤锰研究进展与展望[J]. 作物研究, 2005, 19(2): 137-142. (WU M Y, LI S Y, ZHANG Y Z. Research advances and prospects of Mn in soil[ J]. Crop Research, 2005, 19(2): 137-142. (in Chinese))
- [38] 徐明岗, 张青, 李菊梅. 土壤锌自然消减的研究进展[J]. 生态环境, 2004, 13(2): 268-270. (XU M G, ZHANG Q, LI J M. Natural attenuation of zinc in soil[ J]. Ecology and Environment, 2004, 13(2): 268-270. (in Chinese))
- [39] 姜应和, 周莉菊, 彭秀英. 锌在土壤中的形态及其植物毒性研究概况[J]. 草原与草坪, 2004 (3): 16-19. (JIANG Y H, ZHOU L J, PENG X Y. Aluminum form in soil and its phytotoxicity[ J]. Grassland and Turf, 2004 (3): 16-19. (in Chinese))
- [40] HALLORAN L J S, ROSHAN H, RAU G C, et al. Improved spatial delineation of streambed properties and water fluxes using distributed temperature sensing[J]. Hydrological Processes, 2016, 30(15): 2686-2702.
- [41] ANIBAS C, UWE SCHNEIDEWIND U, VANDERSTEEN G, et al. From streambed temperature measurements to spatial-temporal flux quantification: using the LPML method to study groundwater-surface water interaction[J]. Hydrological Processes, 2016, 30 (2): 203-216.
- [42] NARANJO R C, NISWONGER R G, STONE M, et al. The use of multi-objective calibration and regional sensitivity analysis in simulating hyporheic exchange[J]. Water Resources Research, 2012, 48(1): W01538.
- [43] IRVINE D J, LAUTZ L K. High resolution mapping of hyporheic fluxes using streambed temperatures: recommendations and limitations[J]. Journal of Hydrology, 2015, 524: 137-146.

- [44] BENNER S G, SMART E W, MOORE J N. Metal behavior during surface-groundwater interaction, Silver Bow Creek, Montana [J]. Environmental Science & Technology, 1995, 29(7): 1789-1795.

## Influence of water level change on the geochemical dynamics of the lateral hyporheic zone between river water and groundwater \*

YANG Pingheng<sup>1,2</sup>, ZHANG Yu<sup>1,2</sup>, WANG Jianli<sup>1,2</sup>, XIE Shiyou<sup>1,2</sup>

(1. Chongqing Key Laboratory of Karst Environment, School of Geographical Sciences, Southwest University, Chongqing 400715, China; 2. Field Scientific Observation & Research Base of Karst Eco-environments at Nanchuan in Chongqing, Ministry of Land and Resources of China, Chongqing 408435, China)

**Abstract:** Water level of the hyporheic zone essentially varies in different hydrological periods. In order to investigate the geochemical characteristics of the lateral hyporheic zone in different hydrological periods, Maanxi Creek in Chongqing was selected to be the study site. The water level, temperature, dissolved oxygen, pH, specific conductance, and selected ions concentrations of the river water, lateral hyporheic zone, and groundwater were monitored during the transitional period of wet season to dry season (October to December). Results show that the water level of the lateral hyporheic zone was changed greatly with the arriving of dry season. The water level gradient decreased between river and hyporheic zone, resulting in a reduction of infiltration from the river water. Because of change of water level and temperature drop of infiltrated water, the microbial activities in the lateral hyporheic zone declined, which increases pH and decreases dissolved oxygen. These changes also reduced the specific conductance and weakened the purification capacity of the lateral hyporheic zone to nitrate and sulfate, and enhanced the fixation capacity to the heavy metals, like manganese and zinc. Based on the analysis of the geochemical dynamics of the hyporheic zone, it can be deduced that the boundary of the hyporheic zone was shifted from a place of 30—50 cm in the wet season to a place of less than 30 cm away from the riverbank in the dry season.

**Key words:** lateral hyporheic zone; water level change; geochemistry; Maanxi Creek; river water; groundwater

\* The study is financially supported by the Fundamental Research Funds for the Central Universities (No. XDJK2014A016).