

苏小四,师亚坤,董维红,等. 潜流带生物地球化学特征研究进展[J]. 地球科学与环境学报, 2019, 41(3): 337-351.

SU Xiao-si, SHI Ya-kun, DONG Wei-hong, et al. Review on Biogeochemical Characteristics of Hyporheic Zone[J]. Journal of Earth Sciences and Environment, 2019, 41(3): 337-351.

潜流带生物地球化学特征研究进展

苏小四^{1,2}, 师亚坤^{1,3}, 董维红^{1,2*}, 杨国强⁴, 王 璜⁵

(1. 吉林大学 水资源与环境研究所, 吉林 长春 130021; 2. 吉林大学 建设工程学院, 吉林 长春 130021;

3. 吉林大学 新能源与环境学院, 吉林 长春 130021; 4. 中国地质调查局南京地质调查中心,

江苏 南京 210016; 5. 中国地质调查局, 北京 100037)

摘要:潜流带(即地表水-地下水交互作用带)是位于地表水和地下水之间发生物质和能量交换的,具有物理、化学、生物梯度的饱和含水带。潜流带内发生着强烈的生物地球化学过程,在改善水环境质量和维持水生态系统稳定中发挥着重要作用。潜流带生物地球化学特征主要受河床沉积物结构特征、水文特征、环境特征、生物群落格局、物质输入等因素的影响,潜流带内C、N、P元素以及有毒金属元素(Fe、Mn、As、Hg等)会发生氧化-还原、吸附与解吸、沉淀与溶解、生物催化等生物地球化学过程。原位监测、数值模拟、原位培养和地球物理探测等技术是潜流带中生物地球化学过程研究中常用的研究手段。未来针对潜流带的研究可以从监测和数值模拟技术、河床沉积物变化特征以及微生物生态系统的结构和功能等方面进一步开展。

关键词:潜流带;潜流交换量;生物地球化学;氧化-还原反应;数值模拟;原位监测;环境指标

中图分类号:P641

文献标志码:A

文章编号:1672-6561(2019)03-0337-15

Review on Biogeochemical Characteristics of Hyporheic Zone

SU Xiao-si^{1,2}, SHI Ya-kun^{1,3}, DONG Wei-hong^{1,2*}, YANG Guo-qiang⁴, WANG Huang⁵

(1. Institute of Water Resources and Environment, Jilin University, Changchun 130021, Jilin, China;

2. Construction Engineering College, Jilin University, Changchun 130021, Jilin, China;

3. New Energy and Environment College, Jilin University, Changchun 130021, Jilin,

China; 4. Nanjing Center, China Geological Survey, Nanjing 210016, Jiangsu, China;

5. China Geological Survey, Beijing 100037, China)

Abstract: The hyporheic zone, which exchanges matter and energy between surface water and groundwater, is a saturated zone with physical, chemical and biological gradients. Strong biogeochemical processes occur in the hyporheic zone, which plays an important role in improving the quality of the water environment and maintaining the stability of the water ecosystem. Because the biogeochemical characteristics of the hyporheic zone are mainly affected by factors such as structural characteristics of riverbed sediment, hydrological characteristics, environmental characteristics, biological communities patterns, and material input, the C, N, P and toxic metal elements (Fe, Mn, As, Hg, etc.) in the hyporheic zone mainly undergo biogeochemical processes such as oxidation-reduction, adsorption and desorption, precipitation

收稿日期:2018-12-19;修回日期:2019-02-14 投稿网址: <http://jese.chd.edu.cn/>

基金项目:国家自然科学基金项目(41073054,41877178)

作者简介:苏小四(1971-),男,安徽巢湖人,教授,博士研究生导师,工学博士,博士后,E-mail:suxiaosi@jlu.edu.cn.

* 通讯作者:董维红(1974-),女,河北保定人,教授,博士研究生导师,工学博士,E-mail:dongweihong@jlu.edu.cn.

and dissolution, and biocatalysis. In addition, the monitoring of biogeochemical processes in the hyporheic zone can utilize techniques such as *in-situ* monitoring, numerical simulation, *in-situ* culture, and geophysical exploration. The research on the hyporheic zone will be further carried out in terms of monitoring and numerical simulation techniques, characteristics of riverbed sediment changes, and the structure and function of microbial ecosystems.

Key words: hyporheic zone; hyporheic exchange flux; biogeochemistry; oxidation-reduction reaction; numerical modeling; *in-situ* monitoring; environmental indicator

0 引言

潜流带(Hyporheic Zone),亦称地表水-地下水交互作用带,是研究地表水与地下水相互作用的重要桥梁和纽带。受自然和人工开采的共同影响,地表水和地下水之间往往发生着频繁且强烈的交互作用,不断进行着水分、物质和能量的交换。地表水和地下水之间的这种交互作用对于维持当地水质和生态安全具有十分重要的作用^[1]。同时,由于地表水和地下水在物理、化学、生物等特征上存在明显差异,二者交互作用过程中产生了明显的物理梯度、化学梯度和生物梯度,所以潜流带内发生着强烈且复杂的物理、化学和生物过程,其物理、化学和生物渗透作用使得潜流带成为一个“天然过滤器”,可固定和降解流经潜流带水体中的病毒微生物、有机物、重金属等物质,净化地表和地下水体^[2-4]。作为生物地球化学活动强烈的地表水与地下水的混合区域,潜流带一直倍受关注,成为众多国际科学研究计划的重要主题。联合国教科文组织(UNESCO)第六阶段国际水文计划(IHP)(2002~2007年)将地下水与地表水的相互作用列为其重要的研究对象和目标之一^[5];2008年4月在维也纳举行的欧洲地质科学联合会议(EGU)特别专设了“河岸区水文生态学——潜流带对地表水-地下水交互作用的控制”专题,并且《Hydrological Processes》在2009年第23期出版了该领域研究状况的专辑^[6]。由此可见,地表水-地下水交互作用研究正成为目前地下水科学、水文科学、生态学等多学科领域的研究热点。

潜流带在全球水循环和物质循环过程中发挥着重要的作用。潜流带是三相空间(固相、液相、生物相)并存的地表水与地下水的混合带^[7]。由于地表水与地下水之间存在温度(T)、溶解氧(DO)、氧化-还原电位(Eh)、酸碱度(pH)、有机质、微生物、水化学组分等的差异,导致潜流带形成了物理、化学、生物梯度^[8]。潜流带是一个热缓冲带,可以减缓水体的温度变化^[9];潜流带可以控制地表水与地下水之

间的水交换通量^[10];潜流带沉积物为底栖生物、间隙生物和微生物提供了栖息地^[11-12],潜流带温度、含氧量、有机质的梯度变化为不同类型的微生物提供了生存环境;潜流带中发生着复杂的生物地球化学反应,可以有效吸附、降解污染物,净化水体^[13]。基于此,本文梳理并总结了潜流带中生物地球化学过程及其影响因素和研究方法,以期为推进潜流带生物地球化学研究提供参考。

1 潜流带定义

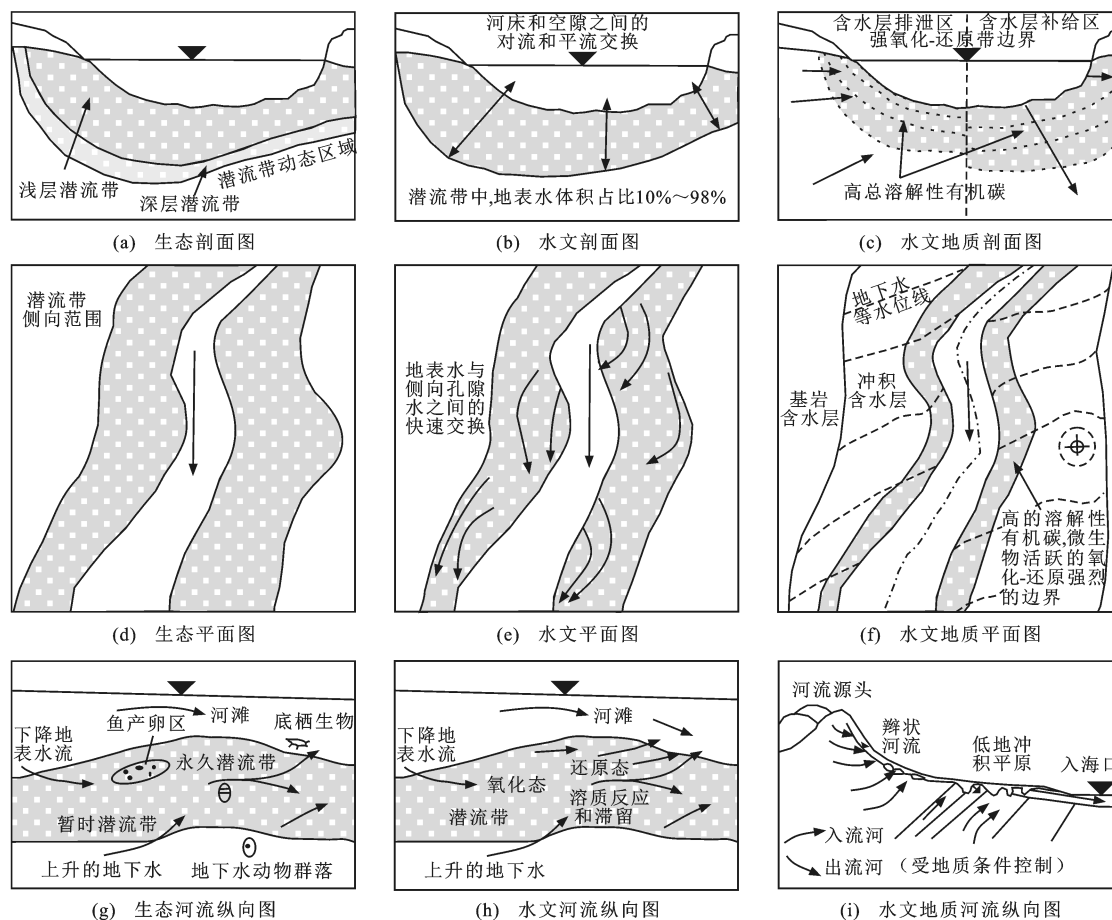
1959年,Orghidan根据希腊文 hypo 和 rheic 创造了 Hyporheic(潜流)这一术语,并将其描述为包含具有鉴别性特征生物的地下水新生境^[14]。不同学者根据其研究的问题从不同角度描述潜流带(图1)^[15];Triska等从水文学角度将潜流带视为地表水体积占10%~98%的饱和含水区域^[16];White将潜流带视为位于河床及河漫滩以下含有一部分地表水或其水质受地表水入渗而改变的水分饱和区域^[17];Valett等将潜流带视为位于河道以下地表水和地下水发生交换的区域^[18];Boulton等从水文地球化学角度将潜流带视为位于地表水与地下水之间发生水分、养分和有机物质交换作用的区域^[19];Boulton等将潜流带视为氧化-还原变化强烈的区域^[20];Larned等从生态学角度将潜流带视为地表水与地下水之间的生态交错带,并根据生物含量将其分为浅层潜流带和深层潜流带^[7]。综上所述,潜流带是位于地表水和地下水之间发生物质和能量交换的,具有物理、化学和生物梯度的饱和含水带。

2 潜流带生物地球化学过程影响因素

潜流带独特的地形地貌、沉积物岩性、渗透性等结构特征决定了其特有的水动力交换模式和生物地球化学特征,导致潜流带具有独特的生物群落格局和物质输入模式。

2.1 河床沉积物结构特征

河床沉积物结构特征主要包括地貌形态、地形



图件引自文献[15]

图1 潜流带概念模型

Fig. 1 Conceptual Models of Hyporheic Zone

起伏、物质组成、厚度及不同岩性层的叠置关系等。这些特征决定了潜流带水力交换过程、能量传递过程和物质传输与转化过程,进而影响和改变着潜流带的物理化学环境。

各种不同尺度的地貌单元及其内部的水文地质参数(主要是渗透系数)空间变异通过引起河流-沉积物或河流-含水层之间的压力或水头梯度来驱动潜流。在河段尺度上,河床结构影响下降流和上升流的速率和周期,河水动力学过程驱动和影响水流方向和速度,对沉积物运移连续性和河床沉积物再分配至关重要^[21]。河床起伏使河流-沉积物界面发生水力梯度空间变异而产生潜流交换流^[21]。自然河床地形(特别是河道坡度)控制了河道中的水头与相邻地下水之间的关系,从而控制了潜流交换量^[22]。河道中的沙丘、波纹河床和复式河床等形状变化可以形成形状阻力,产生涡流,导致地表水与地下水之间发生潜流交换,并且潜流交换量还会随着河流流速增加而增加^[23-25]。河流曲率和宽度影响潜流带范围和水流滞留时间^[26],河岸线曲率越大,潜

流交换量越大^[27]。河流在城市地区被渠化或拉直^[28],可能会导致自然发生的潜流交换量减少^[29]。在单个河湖(河滩)尺度上,沉积物特征(如河床物质架构、颗粒尺寸和形状分布、孔隙几何学特征和连接性、粗糙度等)影响潜流带内水流和物质交换^[26];河床沉积物渗透系数控制着潜流交换量的大小和潜流带中溶质的滞留时间。河床沉积物渗透系数的增加造成潜流交换量增加^[22]和溶质反应通量增加,但溶质滞留时间减短,潜流带的生物地球化学反应取决于这两种效应的相对大小^[30]。高渗透系数沉积物(例如砾石)表现出高传质速率但阻滞能力低;相反,低渗透系数沉积物(例如淤泥和黏土)由于存在巨大的比表面积,表现出物质传递缓慢且扩散受限^[31]。上述驱动和影响机制本质上并不相互独立,何种机制占主导地位取决于特定河流-沉积物系统的地形地貌和水文地质条件^[32]。

沉积物放淤过程(即细颗粒沉积物运移到砾石河床)也会对潜流交换流和生态产生影响。这种放淤过程主要有两种:一种是受到重力和水动力扰动

作用而由河水沉积到沉积物上表面的空隙中;其次是在高速流动水流扰动下沉积物原有的细颗粒重新分布并进入表面的空隙空间^[33]。在许多河流中,细颗粒沉积物也与生命物质有关,许多河床的部分细颗粒沉积物是由生命物质组成的^[34]。放淤过程不仅减少潜流带物质输入,还延长水流平均滞留时间及相应的化学反应时间。这些对于潜流带生物地球化学循环效率和生境条件有重要的影响^[34]。细颗粒沉降在河床上,河床渗透系数减小,潜流带水流速度减小,溶解氧减少,生物新陈代谢产物堆积,进而影响生物生存^[35]。

2.2 水文特征

描述河床和近河床饱和区域的地表水和地下水混合水流的潜流交换量对研究潜流带生物地球化学和生态水文过程是至关重要的,它控制着不同区域化学物质(如河床溶解氧、养分和污染质)的滞留时间、混合运移和时空分布模式、氧化-还原条件和物理化学生境特征(如水温)^[8],而控制潜流交换量的因素随着尺度而变化。在河段尺度上,潜流交换量取决于河床压力变化^[36]、沉积物渗透性和粒径^[37],放淤过程影响潜流带沉积物渗透性,进而控制潜流交换量以及其中的生物地球化学循环^[38]。在更大尺度上,潜流交换量受河水流速、河谷宽度、基岩深度和含水层特征等因素的影响^[37]。Rahimi等发现地下水水位的变化会影响地表水-地下水交互作用的方向和大小^[39]。Ward等发现河流附近的地下水水流路径不随流量变化而变化,而主要是由河床形态所控制的水力梯度决定的^[40]。Trauth等发现在河流流量增加时,潜流交换量、溶质运输和微生物活动均增加^[41]。

2.3 环境特征

潜流带内与生物地球化学相关的环境因素主要涉及酸碱度、氧化-还原电位、溶解氧、温度等。酸碱度影响物质的化学形态和价态(如 Fe^{3+} 在 pH 值高时易发生聚沉,而在 pH 值低的还原环境下,高价金属容易被还原),影响物质的存在状态(沉淀与溶解、吸附与解吸),从而影响着物质的迁移转化能力,还影响潜流带内生物酶的活性^[13]。氧化-还原电位是驱动潜流带生物地球化学作用的最重要因素,几乎所有的生物地球化学过程都发生在一定的氧化-还原电位梯度下,而且氧化-还原电位还控制着沉积物对污染物的去除能力^[13,42]。溶解氧几乎参与潜流带所有物质的循环过程^[10,13,42-43],并控制着环境的氧化-还原电位变化^[10]。温度是驱动潜流带生物地球化学和生态水文过程的重要因素之一^[44],潜流带

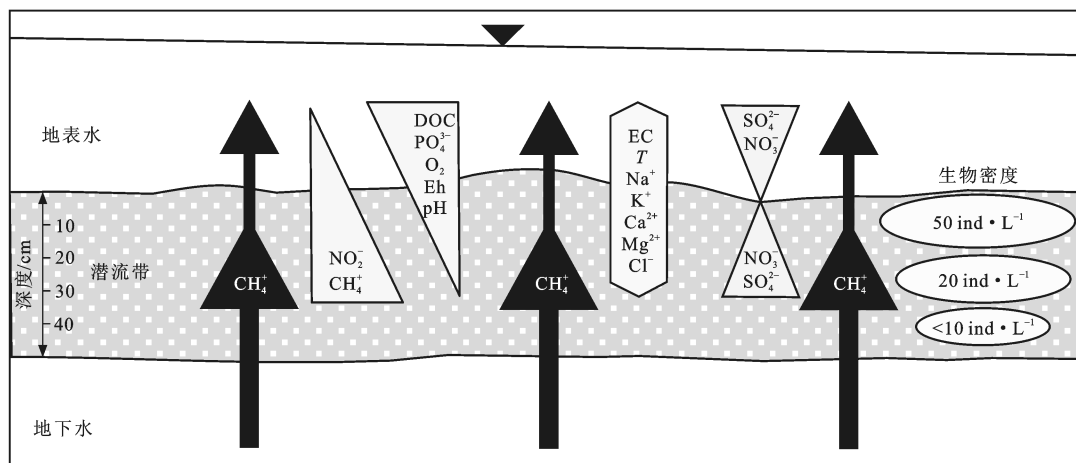
独特的温度环境能够为特定的物种提供栖息地和避难所^[11],河流水体与河床及河漫滩之间的热交换(即潜流带热量交换)能调节河流和地下水温度^[26,32],促进整个河流生态系统的稳定。在物质的迁移转化过程中,氧化-还原电位和酸碱度往往是共同作用的^[13]。

在不同空间尺度下,潜流带呈现不同的物理化学条件。在河段尺度上,水流路径直接控制着化学性质不同的地下水和地表水的来源、混合比例、运移和分布^[13,42-45];滞留时间控制着水流与沉积物接触时间及相应的物理化学和生物化学反应时间^[46];生物化学反应改变环境的物质成分,从而影响着物理化学条件。上述机制使得潜流带水流路径上呈现出氧化-还原电位、酸碱度、水化学等梯度(图2),如沿着下降流,溶解氧浓度降低,环境氧化-还原电位和 pH 值逐渐降低^[13],夏季温度逐渐降低,冬季温度逐渐升高^[47]。在微观尺度上(沉积物颗粒尺度),由于介质的非均质性和一些反应微型囊体的存在,环境特征呈现高度的非均质性,如在某些充氧区域,由于存在着某些有机物囊体而形成了小型厌氧区域^[48]。

2.4 生物群落格局

潜流带生物群落格局及其生态功能强烈地受到潜流带所经历的物理化学条件影响。与河水等地表水体相比,潜流带拥有更缓慢的水流速度、更小幅度的温度变化周期、强烈的物理化学梯度和更好的基底稳定性^[47]。而与地下水相比,潜流带拥有更快的水流速度、更大幅度的温度变化周期^[48]和更强烈的物理化学梯度^[49]。这些物理化学条件在很小的时空尺度下变化极大,因此,对潜流带生物群落格局影响巨大,形成了潜流带独特的生物交错带和生态功能^[50]。

潜流带生物群落格局由微生物生物膜(存在于外细胞基质中的细菌和真菌)^[51]、原生生物(主要是纤毛虫、鞭毛虫和变形虫)和无脊椎动物组成^[52]。潜流带中的生物群落可按对环境的亲和性和适应性划分为3种类型:其一是不亲和地下水生境的生物(*Stygoxenes*),但是这些生物偶尔会由于入渗而进入地下水;其二是较亲和潜流带环境并能积极利用潜流带资源和生境环境(如为避开不良的环境或逃避食肉动物而进入潜流带)的生物(*Stygophiles*);其三是表现出适应生活在地下的生物,而且地下水生境(包括潜流带、含水层和洞穴)是它们必不可少的栖息地^[53-54]。潜流带生物群落在生态系统工程(生物群落共同作用改变其周围环境)、有机物转化过程



图件为河段尺度;图件引自文献[55]

图2 潜流带水化学和动物群落分布的简化示意图

Fig. 2 Simplified Schematic View of Hydrochemistry and Fauna Distribution with Depth in Hyporheic Zone

及营养的级联效应、潜流带和地表沉积物之间的有机物质和养分的转化过程中起着重要的作用^[10]。河床沉积物的级配、孔隙度、有机物含量以及间隙水性质等特性对底栖动物的扰动程度及组成有着很大的影响^[56]。而生物扰动作用又反作用于沉积物,可以改变沉积物物理、化学、生物性质,影响沉积物的结构、孔隙度、有机质含量、渗透性等特性^[56]。潜流带生物活动会对河流、海洋中原生沉积物的结构产生非常明显的扰动效果,使得沉积物中物质的循环、迁移速率发生改变^[56]。潜流带中的大型无脊椎动物、小型动物和原生生物(例如纤毛虫和鞭毛虫)的生命活动(钻行、捕食、筑巢、排泄和躲避危险)导致优先流路径,增加生物膜表面和细菌密度^[57],增强沉积物渗透性、沉积物的呼吸和细菌活动^[58]。底栖生物扰动会提高颗粒物在主要氧化-还原带之间的传输,使得沉积物中氧化-还原作用加强,再矿化作用提高^[56]。沉积物空隙间的生物膜积聚会降低沉积物的渗透系数和有效孔隙度,从而导致潜流交换量减少^[59]。微生物促进各种反应,如有机碳的氧化或营养物的矿化导致在具有广泛低流量的溪流中溶质化学的局部变化^[60]。

2.5 物质输入

物质输入是潜流带发生各种过程的必要条件。有机物质的输入为潜流带生物地球化学过程提供能量和各种元素^[10]。氧气的输入为潜流带好氧生物地球化学过程提供电子受体^[10];细颗粒沉积物的输入影响潜流带沉积物的物理化学条件和水动力条件,并反过来影响物质的输入^[34];地表水体的输入与混合能够维持潜流带特定的物理化学条件的动态

平衡;而金属和有毒物质的输入则破坏潜流带生境环境^[13]。

潜流交换量决定着潜流带物质输入量和类型^[49]。沉积物结构特征通过影响潜流交换量的强度和路径来影响潜流带的物质输入(如细颗粒沉积物减小潜流交换量强度,进而减小溶解氧的输入)^[34]。

3 潜流带内生物地球化学特征

近年来,对潜流带生物地球化学行为研究最多的元素是C、N和P,这3种元素是生态系统中生物生长不可或缺的生命元素,也是工业、农业生产活动进入河流生态系统进而污染水生环境最常见的元素。对潜流带研究也主要集中于这3种元素及其有机、无机化合物在潜流交换过程中的来源、富集、分布、形态、价态、衰减等生物地球化学行为;此外,潜流带中Fe、Mn、As、Hg等其他有毒污染物的生物地球化学行为也逐渐被重视。

3.1 C元素

潜流带中C元素的存在形态主要有无机碳及有机碳。有机碳主要包括颗粒状有机碳(Particulate Organic Carbon, POC)、溶解性有机碳(Dissolved Organic Carbon, DOC)、甲烷(CH₄)等形态。颗粒状有机碳主要悬浮在水中、填充在沉积物空隙中或附着在介质表面,是水生生态系统中一些大型生物和微生物的直接养分和能量来源。颗粒状有机碳可直接水解为溶解性有机碳,在甲烷细菌作用下转化为甲烷,或被生物代谢为溶解性有机碳和无机碳。在绝大多数河流中,溶解性有机碳构成最大的有机碳源,并可作为异养微生物的能量来源^[61-62],影

响养分的可利用性^[63]、污染物的运移和衰减^[64]、金属元素的形态转化和迁移及河流的酸碱度等^[65]。

陆源有机碳、滨岸带生物群落和湿地水生植物是潜流带有机碳最主要来源,并远远超过河流浮游藻类所提供的量^[66-68]。陆源有机碳主要通过地下水、土壤水、滨岸带和坡面漫流进入河流及潜流带。湿地有机碳主要通过淋滤作用进入河流和潜流带^[69]。进入潜流带的有机碳中,溶解性有机碳占绝大部分,而新形成的、不稳定的溶解性有机碳往往占总溶解性有机碳的 50% 以上,这部分溶解性有机碳来自浅层水流对土壤层和湿地的淋滤,较稳定的溶解性有机碳往往来自地下水径流补给。各种来源和形态的有机碳可能具有其独特的化学性质,这些化学性质影响其微生物的可利用性。

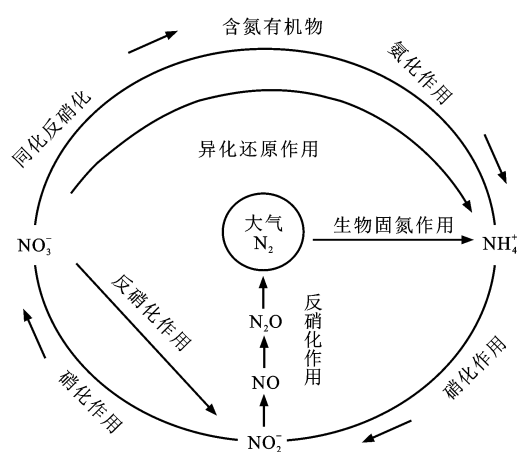
在潜流带沉积物中,C 元素主要发生着有机碳好氧分解和厌氧发酵过程。在潜流带充氧环境下,Craft 等利用原位培养仓研究了有机碳在异养微生物生物膜作用下发生需氧分解过程,氧气作为电子受体,有机碳作为生物膜的能量来源和碳源,并被分解为无机碳^[70]。而在潜流带厌氧和兼性厌氧环境下,Hlaváčová 等利用沉积物实验室异位培养技术,并结合野外调查和采样分析,研究了有机碳厌氧发酵过程,发现在缺氧条件下潜流带有机碳的发酵是在微生物催化作用下,以高价氧、硝酸盐及硫酸盐为电子受体而进行的,沿着水流路径依次发生氧还原,硝酸盐反硝化作用,硫酸盐脱硫酸作用;还发现在生物膜作用下,环境氧气足够低时,溶解性有机碳在产甲烷细菌催化作用下发生产甲烷过程^[71]。

3.2 N 元素

与 C、O、H 和 P 元素一样,N 元素也是生物体内最重要的元素之一,是蛋白质和核酸不可或缺的一部分,并占细菌干重的 10%,细菌、真菌、藻类和植物以 NO_3^- 、 NH_4^+ 的形式吸收 N 元素。在未受扰动的水环境中几乎不存在溶解性有机氮(Dissolved Organic Nitrogen, DON)。因此,N 元素往往成为生物生产的限制元素。绝大多数 N 元素被限制在有机物中并难以被生物利用。N 元素主要以 NH_4^+ 形式被生物吸收和同化,并被细菌吸收或转化为硝酸盐。一些生物可通过反硝化过程将 NO_3^- 转化为 N_2 ,另一些生物则可将 N_2 固定。在水环境中,所有的转化过程都以微生物为中介。还原态氮转化为氧化态氮时释放能量供微生物利用;相反,氮还原过程则需以微生物为中介的太阳能、有机化能或无机化能的补给^[72]。

在河流源头,落叶层和相邻的森林地面生物残骸产生的颗粒状氮是 N 元素的主要输入源;大气平衡、溶解性有机氮和溶解性无机氮输入较少;含氮量低的地下水也可输入少量 N 元素^[72]。然而在农业区,合成化肥的使用增加了地下水中的溶解性无机氮,污水管道溢出等点源污染能极大地增加河流和地下水中 N 元素浓度^[72]。

潜流带中 N 元素主要发生反硝化作用、硝化作用、有机氮矿化和无机氮生物同化过程、吸附过程(图 3)。氮循环过程受一系列物理化学条件的控制。



图件引自文献^[73]

图 3 潜流带氮循环转化示意图

Fig. 3 Schematic View of Nitrogen Cycle Conversion in Hyporheic Zone

反硝化作用是指在厌氧条件下,硝酸盐及亚硝酸盐作为电子受体而生成氮气的过程。苏东等发现辽河潜流带在水流垂向入渗的 0~20 cm 处存在 O_2 - NO_3^- 混合还原带^[74]。Meghdadi 等利用同位素分馏技术和多元线性回归方法分析了潜流带内的硝酸盐来源和微生物反硝化作用的百分比,发现潜流带内硝酸盐的主要来源是粪肥(占比 41.9%)和污水(占比 54.1%),在干旱季节和雨季中硝酸盐的反硝化作用分别占比 74.1% 和 29.1%^[75]。Holmes 等在研究 Sycamore Creek 贫氮河流的反硝化过程中,利用 3 种不同的室内培养技术(即厌氧沉积物培养、好氧沉积物培养和野外培养仓的 N_2O 测试实验)研究反硝化速率及其影响因素,发现在硝酸盐缺乏的河流中反硝化速率受到硝酸盐浓度限制,其次受有机碳含量的控制,并取决于温度变化,而且反硝化过程是潜流带氮去除的最主要反应过程^[76]。Pfenning 等在富氮河流中利用实验室河流沉积物培养技术研究了不同硝酸盐浓度、有机碳浓度和种类、温度对反硝化速率的影响,发现硝酸盐浓度并不

影响反硝化速率,而有机碳浓度和温度仍是控制反硝化速率的主要因素,有机碳浓度越大以及温度越高,反硝化速率越快,此外可利用性有机碳种类也影响反硝化速率^[77]。

硝化作用是指硝化细菌将氨化物或 NH_4^+ 转化为 NO_3^- 或 NO_2^- 的过程。Jones 等分别在 Sycamore 河潜流带的上升流区和下降流区利用原位代谢培养仓研究了潜流带有机氮矿化过程及硝化过程,发现微生物呼吸作用将有机氮矿化为铵盐,硝化作用进一步将铵盐转化为硝酸盐,硝化作用与含氮有机物矿化过程密切相关,有机氮矿化为 NH_4^+ 促进了硝化作用的进行^[78]。

水流流经潜流带时还会发生氮的吸附作用。Larned 等利用一个渗流槽实验研究了一系列水流速度下河底附着物对 NO_3^- 的吸附过程,发现河底扩散边界层的厚度及其附着物种类通过控制物质输移来影响 NO_3^- 的吸附能力^[79]。潜流带介质中带负电的胶体颗粒对带正电的氨氮有强烈吸附作用。朱雅宁利用模拟柱模拟氨氮的动态吸附过程中发现,溶液 pH 值越高,初始氨氮浓度越低,其达到穿透点的时间越长,达到饱和的时间也越长^[80]。Meghdadi 研究了潜流带沉积物对硝酸盐氮的吸附能力,发现不同沉积物在不同干湿环境下均可以高效去除硝酸盐^[81]。

3.3 P 元素

在水环境中,P 元素有许多存在形式,通常分为溶解态磷和颗粒状磷。溶解态磷又分为可被生物利用的溶解性无机磷(Dissolved Inorganic Phosphorus, DIP)或包含胶质的溶解性有机磷(Dissolved Organic Phosphorus, DOP)(转化为溶解性无机磷之后方可被生物利用);颗粒状磷能以颗粒状无机磷形式存在于无机化合物的复合物中(如黏土矿物、Fe 的氢氧化物、碳酸盐),或以颗粒状有机磷的形式存在于有机复合物或蜂窝状复合物中(包括核酸、磷蛋白质、维生素和脂类)。

在未被扰动的水生态环境中,P 元素含量很低。富磷水环境(如发生富营养化的水体)中的 P 元素主要来自陆源(Terrestrial)。其来源主要包括:无机含磷矿物的风化产生可溶性或更易迁移的磷酸盐;生活或工业垃圾渗滤出以溶解性有机磷为主要形式的磷化物;生活或工业废水所含的 P 元素随着工业粉尘进入大气的磷化物;森林生态系统中植物残体盖层腐蚀及渗滤的以无机磷酸盐为主的磷化物以及农业、农药、化肥等其他非点源污染源产生的

P。这些磷化合物通过一系列途径进入水环境,进而加入潜流带循环。排污口及农业排水系统可将 P 元素直接排放到地表水;污染渗坑、垃圾堆渗滤及森林腐殖层渗滤、农业灌溉回归水等可将 P 元素带入土壤或地下水,并可通过地下水位抬升、壤中流、地下径流及潜流交换作用进入河流水环境;P 元素还可经坡面漫流、风、降水等方式进入地表水体。

在潜流带中,吸附和解吸、生物作用、生成难溶化合物等过程控制 P 元素的形态转化、运移和固定过程。

P 元素的吸附和解吸过程主要受到氧化-还原性和酸碱度的控制。潜流带存在着强烈且明显变化的氧化-还原梯度,这些氧化-还原梯度控制着某些金属元素的价态和存在形态,从而影响着其对 P 元素的吸附性。Butturini 等研究发现,在与河流交换之后,氧化态的潜流带沉积物能极大地阻滞 P 元素的运移^[82]。在充氧和高度氧化环境下,P 元素通过配位效应和静电力极易吸附在 Fe(III)的氢氧化物、Al 的氢氧化物、方解石和黏土等矿物表面^[83]。Butturini 等研究还发现,地表水将氧气带入使得 P 元素的吸附主要发生在潜流带下降流区域,并且集中在水流进入沉积物最初的数厘米范围内^[82]。相比之下,在缺氧的还原环境下,Fe(III)的氢氧化物-磷复合物分解并释放溶解态磷^[83-84]。在某些缺氧和富营养的潜流带环境(如污染的运河)中,P 元素可能与 Fe(II)化合生成难溶的蓝铁矿($\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$),并发生沉淀而被固定^[85]。pH 值也影响着矿物对 P 元素的吸附。当 pH 值减小时,表面电位改变使得矿物对 P 元素的吸附能力增强^[83]。河床岩性和水动力条件控制着潜流带氧化-还原梯度,因而控制着潜流带对 P 元素的吸附性,如位于高流速的氧化水流层以下的砂质和砾质河床能增大对 P 元素的吸附量,而渗透性低且富含有机物的沉积物则具有厌氧环境,能减小对 P 元素的吸附量^[83]。

对生物过程来说,在沉积物中,受生物膜结构和生命过程的控制,潜流带沉积物中的生物膜生产可导致氧化-还原能力具有高度非均质性。潜流带充氧区的生命过程对于有机磷化合物矿化为溶解态生物可利用形式(如磷酸根)、生物合成无机磷、P 元素被生命物质吸收和活细胞磷循环的过程非常重要。有关研究在潜流带环境中还识别出一系列与 P 元素的迁移转化有关的外酶,这说明微生物对 P 元素的需求主要集中在生物膜群体中^[83]。

3.4 有毒污染物

潜流带中常见的有毒污染物有 Fe^{3+} 、 Fe^{2+} 、 Mn^{4+} 、 Mn^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Al^{3+} 、 Hg^{2+} 等金属离子及其化合物,还有 As 及其化合物等物质。 Fe^{2+} 和 Mn^{2+} 常以溶解态存在于较还原、酸性环境中; Fe^{3+} 和 Mn^{4+} 通常以沉淀或者悬浮的络合物等被固定的形式存在于较氧化、pH 值较高的环境中; Zn 、 Al 、 As 等元素则通常溶于水中,并伴随着 Fe 、 Mn 等形态变化而被固定或释放; Hg 主要以游离态汞 Hg^{2+} 和甲基汞形式存在,甲基汞有剧毒。

富含污染物的水流流经潜流带时,受酸碱度、氧化-还原条件的影响,污染物主要发生氧化-还原、吸附与解吸、沉淀与溶解、生物催化等生物地球化学过程。

Harvey 等通过野外示踪实验、室内吸附实验和数值模拟研究发现,当水流由地表水体流入潜流带时,pH 值增大,溶解氧浓度升高,微生物含量增加,潜流带 Fe 、 Mn 被氧化进而沉淀^[4]。Wielinga 等研究发现,上升的还原性地下水与氧化性地表水混合时,还原性 Fe 、 Mn 也将发生氧化并沉淀^[86-87]。Madigan 等研究发现,潜流带 Fe 、 Mn 的氧化过程受微生物催化作用控制^[88]。

沉淀的铁、锰氧化物可作为一种吸附剂吸附流经的 Fe 、 Mn 、 Zn 、 As 等溶解态有毒物质并使之被固定^[89]。Harvey 等利用不同时期的监测数据计算锰氧化物对金属离子的吸附率,发现吸附率随着 pH 值的增加而增大^[4,89]。在潜流带的还原区,铁、锰氧化物还原并溶解,释放出低价离子溶于水^[83]。Wielinga 等通过原位示踪实验发现,还原和溶解过程是在生物催化作用下进行的,生物呼吸作用消耗有机物和氧气,产生一个还原环境,进而还原铁、锰氧化物^[86]。

Nagorski 等在研究 Fe 、 As 元素在潜流带中的迁移转化时发现,随着 pH 值和氧化-还原电位升高,铁、锰氧化物对离子吸附能力增强,潜流带去除有毒污染物能力增强^[90]。Sengupta 等研究了河床沉积物中 Fe 、 Mn 、 As 元素的衰减差异,发现高砷地下水排泄到河流过程中潜流带沉积物和孔隙水中的 As 与 FeOOH 结合发生衰减, Mn 形成氧化物沉淀^[91]。Harvey 等发现地下水开采可促进有机碳或其降解产物进入地下水使 As 元素含量增加^[92]。Zhang 等对内蒙古河套盆地地下水开采 As 的迁移影响进行研究,发现湖水引入的可生物降解有机碳促进了 $\text{Fe}(\text{III})$ 的羟基氧化物的还原,导致地下水 As 元素含量呈上升趋势^[93]。

Hg 元素可以通过挥发、吸附到沉积物和被生物吸收,从水体中除去。潜流带中 Hg 元素交换过程可以降低或增加 Hg 元素含量,微生物作用可以促进 Hg 元素发生甲基化作用^[94]。Hinkle 等研究了潜流带总汞和甲基汞的地球化学反应,发现总汞、甲基汞与溶解性有机碳含量成正相关关系^[95],其原因是溶解性有机碳与 Hg 元素形成强络合物^[96]。

4 潜流带生物地球化学过程模拟

在潜流带中,受多种地形、水文、物理化学条件的控制,潜流带发生着多组分复杂的生物地球化学过程,而现有的研究只是停留在物质的分布、形态、动态变化描述,而很少涉及或只是定性研究这些过程的机理。在研究过程中,由于原位监测和实验室物理模拟费时费力,数值模拟技术作为一种量化且经济的方法被广泛用于潜流带生物地球化学过程研究。

对潜流带生物地球化学过程的数值模拟是从 20 世纪 80 年代初开始的,学者们提出了许多针对潜流带的数学模型:20 世纪 80 年代初,由 Bencala 提出的瞬时存储溶质运移(One-dimensional Transport with Inflow and Storage, OTIS)模型,被认为是一个“死区模型”(Dead Zone Model)^[97];Gooseff 等提出的 RTD(Residence Time Distribution)模型^[98];Salehin 等提出的 ASP(Advective Storage Path)和 TSM(Transient Storage Model)模型^[99]。Hoagland 等利用 OTIS 模型模拟了 Garner Run 河地表水与地下水的相互作用,结果显示 Garner Run 河具有活跃的水量交换^[100]。

关于溶质组分(或污染质)在潜流带的生物地球化学过程的模型则是在 20 世纪 90 年代之后才渐渐被提出。Ren 等提出了一个概念模型来预测胶体物质在河流和地下水之间的对流交换过程,这个概念模型不仅包括物理运移模拟,还包括诸如河床渗流过程中导致的吸附与解吸等过程模拟^[101]。其后,Ren 等将这个模型用于解释室内实验过程中所观测到的河水-地下水交换过程^[102]。

与此同时,越来越多传统的地表水、地下水数值模型也用于潜流带研究,如美国地质勘探局(USGS)开发的地下水流模型 MODFLOW、Charlton 等开发的 PHAST 模型、丹麦水力研究所(DHI)开发的 MIKE SHE 模型、英国纽卡斯尔大学开发的 SHE TRAN 模型等。Hester 等利用 MIKE SHE 模型模拟地下水和地表水相互作用以及潜流

带对硝酸盐的去除能力,发现环境特征对地表水-地下水交互和反硝化作用影响最大,包括河床水力传导率、河流地形和坡度以及地下水位^[22]。Azizian等利用生物地球化学模型模拟在各种环境流条件下的硝酸盐衰减速度^[103]。

潜流带生物地球化学模型建立在地下水流数值模型的基础之上。模型的建立首先需要确定模拟区、边界条件、源汇项、反应物初始条件,然后确定模拟区渗透系数(K)、给水度(u)、介质孔隙度(L)、输弥散系数(D)和各目标物的反应动力学速率(k)等参数,利用已有数据对模型进行识别和验证。

尽管越来越多的模型被用于潜流带生物地球化学过程研究,但由于建立潜流带数值模型自身的技术问题(如尺度转化、离散化、模型的建立、水流和生物地球化学过程耦合等问题)尚未解决,监测和数据获取技术还不成熟(难以获取实时数据或原位数据、数据精度不足、监测费财费力等),模拟区实际生物地球化学反应过程的复杂性,渗透系数的不均匀性,造成至今还没有一个水流模型可以完整地刻画潜流带水流过程,也没有一个水流-生物地球化学的耦合模型可以更好地描述潜流带中生物地球化学过程。由此可见,潜流带生物地球化学过程模拟将始终是一个值得深入研究的重要方向。

5 潜流带生物地球化学监测

潜流带作为地表水-地下水交互作用的重要界面,在极小的空间尺度下存在着强烈的水化学和环境指标梯度,水流和水化学是高度动态的。因此,在进行潜流带原位监测时需捕捉这个时空尺度下发生的生物地球化学过程,具体体现在:测定局部尺度上高分辨率(通常小于0.1 m)的水流和水化学梯度、氧化-还原电位、酸碱度等环境条件和孔隙度、渗透系数等物理结构;测定毫米级及更小尺度下的沉积物孔隙结构、孔隙水流路径、生物膜结构和表面化学特征;在短时间内(几分钟或几秒)进行重复测量,以捕捉水流模式和化学梯度随时间的动态变化;进行数周或数月的连续监测以捕捉生物地球化学的季节变化^[104]。目前用于潜流带研究最主要的监测技术是原位培养技术、探测和取样技术。

5.1 原位培养技术

为了使研究过程尽量在自然状态下进行,引入了各种原位培养室。这些培养室(Experimental Chambers或Colonization Chambers)是将河流的小部分区域圈闭起来,填充原位未被扰动的沉积物,并

在其中加入微型生态系统(Microcosms)以用于生物地球化学测试^[102,105]。

原位培养室被广泛应用于河床潜流带代谢过程研究^[106]。这些培养室可取样用于异位测试,也可原位测定溶解氧、酸碱度、 H_2S 、水流和溶质滞留时间等,生物的好氧与厌氧代谢率及其代谢产物,物质的转化速率、硝化与反硝化速率和其他代谢参数^[107-108]。原位培养室通常与其他原位探针联合使用。

潜流带生物地球化学研究最常见的原位培养室是低速渗流柱,它被用于刻画原位生物地球化学过程和确定微生物活性、潜流带沉积物物理化学环境。Mermillod-Blondin等使用低速渗流柱来量化局域尺度下(厘米级)潜流带生物地球化学过程及相应的微生物活动^[109]。渗流柱原位安置于潜流带,并且能准确地再现潜流带氧化-还原梯度、高度非均质性,沉积物厌氧区发生的反硝化过程和发酵过程^[109]。

然而,原位培养室的应用还存在许多不足^[110]:被培养室圈闭的河床(或者潜流带沉积物)存在着许多不确定因素,这部分沉积物不能体现更大或更小尺度下河床的非均质性;原位培养室的应用改变了水流区域,改变了光线与河床的接触,改变了温度条件并使代谢产物变得过饱和^[66,110]。这些因素都有可能自养作用被高估而潜流带呼吸量被低估^[67]。Uzarski等提出了一个试图克服上述不确定性因素的装置,并将其用于溶解氧的原位测试,这个培养室考虑了潜流带代谢并强调了溶解氧对准确估计河流初级生产力和群落呼吸作用的重要性^[68]。

5.2 探测和取样技术

进行潜流带研究一方面可利用各种探测技术和地球物理探测技术原位直接获取各种参数和数据,另一方面可基于各种物理取样技术采集样品,以供异位测试获取各种参数。

原位测试主要借助各种探测器或各种地球物理探测技术。常用的探测器有各种离子选择电极和硅胶微型电极、各种活性表面探针(扩散梯度薄膜探针、扩散平衡薄膜探针和半透膜探针),它们可用于原位测定潜流带温度、酸碱度、氧化-还原电位、电导率和各种化学物质(如重金属微量物质、氯有机化合物、一系列离子、硫化物及其相关化合物等)的浓度^[111-112]。近年来,各种生物传感器(Biosensor)也被引入潜流带研究,可用于测定生物可利用性化学物质浓度、生化需氧量(Biochemical Oxygen Demand, BOD)、温度等^[113]。用于潜流带研究的地球

物理探测技术有 γ 射线和电导率测井、断层摄影术和电成像技术、声音成像技术和穿地雷达技术等,可为高精度生物地球化学研究非侵入、实时获取重要的潜流带数据^[114]。

针对不同空间尺度,潜流带研究可采取不同的取样技术。在沉积物尺度上,可进行原状取芯(如冰冻取芯技术),所取岩芯可供室内分析获取不同深度的参数,但这种取芯技术水平分辨率低^[115]。在沉积物尺度上研究河湖-河滩上升流和下降流时,可在上升流和下降流区分别埋藏原位沉积物样品和各种探针,原位测定一些参数的垂向分布,或分别取芯异位分析^[116-117]。在河段尺度上,可设置若干条河流断面分别密集取芯并用探管原位检测,以获取潜流带空间离散参数^[118]。

6 结 语

(1)虽然许多传统的监测和采样技术被用于潜流带研究,并引入了许多新技术,但现有的监测和采样技术仍然难以满足研究需求,如在水位较深和流速速度较快的河流中原位采集潜流带介质样品和指定深度的孔隙水样品等还很困难。正如 Benner 等指出的一样,一旦潜流带介质样品离开原位,其物理化学条件将会发生变化^[119]。未来需要研究新的采样、运输和保存技术以确保样品在测试时可以保证其原始状态。

(2)河流和湖泊沉积物水文地质参数控制着地表水-地下水相互作用过程,受沉积环境影响,这些参数存在极大的空间异质性,而用现有的技术方法难以测定,在研究中也往往被忽略,如河水沉积物的渗透系数随着深度、离主河道距离而发生变化。因此,还需要一套更好的精细描述水文地质参数空间变异性的方法。

(3)潜流带是一个强烈的动态环境,不仅表现在水文和物理化学特征上,还表现在其微生物生态和功能上。虽然对整个潜流带环境的有机碳总矿化率或总呼吸率研究较多,但针对某种特定微生物的动态研究则非常少,因为将特定微生物代谢结果从原位环境的代谢结果中区分出来的实验设计还存在困难;其次,现有的微生物取样方法和检测技术还存在局限性。此外,由于潜流带中一些对氧化-还原条件极为敏感的元素(如 C、N、S 等)同位素往往会产生明显的动力学分馏,所以同位素技术与微生物实验相结合将成为研究潜流带生物地球化学行为的重要手段。

(4)需要一个三维的水流模型来更好地模拟和分析潜流带水流问题的本质,生物地球化学过程是受水流过程控制的,同时也需要一个水流-生物地球化学耦合模型来描述潜流带中生物地球化学过程。

(5)绝大多数潜流带的研究只限于河流,而对于湖泊中的潜流带研究很少。由于湖泊沉积物-水界面物质生物地球化学研究多是基于湖泊沉积的静水条件,与河水-地下水交互作用带中相对强烈和频繁变化的水动力条件具有明显差异,未来需加强对湖泊潜流带的研究。

(6)微生物的广泛参与是生物地球化学行为的重要特点,但目前对于地下水、土壤中生物地球化学作用主体的微生物多开展了数量评价方面的研究,而对于潜流带中参与生物地球化学活动的微生物生态系统结构和功能研究目前还处于起步阶段。

(7)目前潜流带重金属污染的研究主要集中在 Fe、Mn、As、Hg 等元素,而潜流带中 Zn、Al、Cu、Cd、Pb 等有毒有害金属污染研究较少,将来应加强这方面的研究。

参 考 文 献 :

References :

- [1] SOPHOCLEOUS M. Interactions Between Groundwater and Surface Water: The State of the Science [J]. Hydrogeology Journal, 2002, 10(1): 52-67.
- [2] VERVIER P, GIBERT J, MARMONIER P, et al. A Perspective on the Permeability of the Surface Freshwater-groundwater Ecotone [J]. Journal of the North American Benthological Society, 1992, 11(1): 93-102.
- [3] WARD J V, BRETSCCHKO G, BRUNKE M, et al. The Boundaries of River Systems: The Metazoan Perspective [J]. Freshwater Biology, 1998, 40(3): 531-569.
- [4] HARVEY J W, FULLER C C. Effect of Enhanced Manganese Oxidation in the Hyporheic Zone on Basin-scale Geochemical Mass Balance [J]. Water Resources Research, 1998, 34(4): 623-636.
- [5] 滕彦国, 左 锐, 王金生. 地表水-地下水的交错带及其生态功能 [J]. 地球与环境, 2007, 35(1): 1-8.
TENG Yan-guo, ZUO Rui, WANG Jin-sheng. Hyporheic Zone of Groundwater and Surfacewater and Its Ecological Function [J]. Earth and Environment, 2007, 35(1): 1-8.
- [6] KRAUSE S, HANNAH D M, FLECKENSTEIN J H. Hyporheic Hydrology: Interactions at the Groundwater-surfacewater Interface [J]. Hydrological Processes, 2009, 23(15): 2103-2107.

- [7] LARNED S T, DATRY T. River Flow Controls Ecological Processes and Invertebrate Assemblages in Subsurface Flowpaths of an Ephemeral River Reach[J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2008, 65(8): 1532-1544.
- [8] KRAUSE S, HANNAH D M, FLECKENSTEIN J H, et al. Inter-disciplinary Perspectives on Processes in the Hyporheic Zone[J]. Ecohydrology, 2011, 4(4): 481-499.
- [9] JONES J B, FISHER S G, GRIMM N B. Vertical Hydrologic Exchange and Ecosystem Metabolism in a Sonoran Desert Stream[J]. Ecology, 1995, 76(3): 942-952.
- [10] STEVE B, CAI Z, CARDENAS B, et al. The Hyporheic Handbook: A Handbook on the Groundwater-surfacewater Interface and Hyporheic Zone for Environmental Managers[R]. Bristol: UK Environment Agency, 2009.
- [11] SEDELL J R, REEVES G H, HAUER F R, et al. Role of Refugia in Recovery from Disturbances: Modern Fragmented and Disconnected River Systems[J]. Environmental Management, 1990, 14(5): 711-724.
- [12] MAAZOUZI C, GALASSI D, CLARET C, et al. Do Benthic Invertebrates Use Hyporheic Refuges During Streambed Drying? A Manipulative Field Experiment in Nested Hyporheic Flowpaths[J]. Ecohydrology, 2017, 10(6): 1-26.
- [13] GANDY C J, SMITH J W N, JARVIS A P. Attenuation of Mining-derived Pollutants in the Hyporheic Zone: A Review[J]. Science of the Total Environment, 2007, 373(2/3): 435-446.
- [14] HAUER F R, LAMBERTI G A. Methods in Stream Ecology[M]. New York: Academic Press, 1996.
- [15] SMITH J W N. Groundwater-surface Water Interactions in the Hyporheic Zone[R]. Bristol: UK Environment Agency, 2005.
- [16] 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(6): 1893-1905.
- [17] WHITE D S. Perspectives on Defining and Delineating Hyporheic Zones[J]. Journal of the North American Benthological Society, 1993, 12(1): 61-69.
- [18] VALETT H M, HAKENKAMP C C, BOULTON A J. Perspectives on the Hyporheic Zone: Integrating Hydrology and Biology Introduction [J]. Journal of the North American Benthological Society, 1993, 12(1): 40-43.
- [19] BOULTON A J, FOSTER J G. Effects of Buried Leaf Litter and Vertical Hydrologic Exchange on Hyporheic Water Chemistry and Fauna in a Gravel-bed River in Northern New South Wales, Australia[J]. Freshwater Biology, 1998, 40(2): 229-243.
- [20] 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.
- [21] CARDENAS M B, WILSON J L. Hydrodynamics of Coupled Flow Above and Below a Sediment-water Interface with Triangular Bedforms[J]. Advances in Water Resources, 2007, 30(3): 301-313.
- [22] HESTER E T, BROOKS K E, SCOTT D T. Comparing Reach Scale Hyporheic Exchange and Denitrification Induced by Instream Restoration Structures and Natural Streambed Morphology[J]. Ecological Engineering, 2018, 115: 105-121.
- [23] ELLIOTT A H, BROOKS N H. Transfer of Nonsorbing Solutes to a Streambed with Bed Forms: Theory [J]. Water Resources Research, 1997, 33(1): 123-136.
- [24] XIAO Y, WANG N, LIANG D, et al. Flow Structures in Trapezoidal Compound Channels with Different Side Slopes of Main Channel[J]. International Journal of Civil Engineering, 2017, 16(7): 823-835.
- [25] WANG N, ZHANG C, XIAO Y, et al. Transverse Hyporheic Flow in the Cross-section of a Compound River System[J]. Advances in Water Resources, 2018, 112: 263-277.
- [26] HILL A R, LABADIA C F, SANMUGADAS K. Hyporheic Zone Hydrology and Nitrogen Dynamics in Relation to the Streambed Topography of a N-rich Stream[J]. Biogeochemistry, 1998, 42(3): 285-310.
- [27] 张国涛. 潜流带水交换对河流微地形的响应机理研究[D]. 西安: 西北大学, 2017.
- ZHANG Guo-tao. Redponse of Hyporheic Water Exchange to River Micro-opographies at the Meandering Bank[D]. Xi'an: Northwest University, 2017.
- [28] NEWCOMER J T A, KAUSHAL S S, MAYER P M, et al. Nutrient Retention in Restored Streams and Rivers: A Global Review and Synthesis[J]. Water, 2016, 8(4): 1-28.
- [29] TUTTLE A K, MCMILLAN S K, GARDNER A, et al. Channel Complexity and Nitrate Concentrations Drive Denitrification Rates in Urban Restored and Unrestored Streams[J]. Ecological Engineering, 2014, 73: 770-777.
- [30] BARDINI L, BOANO F, CARDENAS M B, et al. Nutri-

- ent Cycling in Bedform Induced Hyporheic Zones[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2012, 84: 47-61.
- [31] WEATHERILL J J, ATASHGAHI S, SCHNEIDERWIND U, et al. Natural Attenuation of Chlorinated Ethenes in Hyporheic Zones: A Review of Key Biogeochemical Processes and *In-situ* Transformation Potential[J]. *Water Research*, 2018, 128: 362-382.
- [32] CARDENAS M B. A Model for Lateral Hyporheic Flow Based on Valley Slope and Channel Sinuosity[J]. *Water Resources Research*, 2009, 45(1): 206-216.
- [33] CARLING P A. Deposition of Fine and Coarse Sand in an Open-work Gravel Bed[J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1984, 41(2): 263-270.
- [34] GREIG S M, SEAR D A, CARLING P A. The Impact of Fine Sediment Accumulation on the Survival of Incubating Salmon Progeny: Implications for Sediment Management[J]. *Science of the Total Environment*, 2005, 344(1/2/3): 241-258.
- [35] ZIMMERMANN A E, LAPOINTE M. Intergranular Flow Velocity Through Salmonid Redds: Sensitivity to Fines Infiltration from Low Intensity Sediment Transport Events[J]. *River Research and Applications*, 2005, 21(8): 865-881.
- [36] BOANO F, REVELLI R, RIDOLFI L. Bedform-induced Hyporheic Exchange with Unsteady Flows[J]. *Advances in Water Resources*, 2007, 30(1): 148-156.
- [37] PACKMAN A I, SALEHIN M. Relative Roles of Stream Flow and Sedimentary Conditions in Controlling Hyporheic Exchange[J]. *Hydrobiologia*, 2003, 494(1/2/3): 291-297.
- [38] RYAN R J, PACKMAN A I. Changes in Streambed Sediment Characteristics and Solute Transport in the Headwaters of Valley Creek, an Urbanizing Watershed[J]. *Journal of Hydrology*, 2006, 323(1/2/3/4): 74-91.
- [39] RAHIMI M, ESSAID H I, WILSON J T. The Role of Dynamic Surface Water-groundwater Exchange on Streambed Denitrification in a First-order, Low-relief Agricultural Watershed[J]. *Water Resources Research*, 2015, 51(12): 9514-9538.
- [40] 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: 1479-1497.
- [41] TRAUTH N, FLECKENSTEIN J H. Single Discharge Events Increase Reactive Efficiency of the Hyporheic Zone[J]. *Water Resources Research*, 2016, 53: 779-798.
- [42] FISHER S G, GRIMM N B, MARTI E, et al. Material Spiraling in Stream Corridors: A Telescoping Ecosystem Model[J]. *Ecosystems*, 1998, 1(1): 19-34.
- [43] GRISCHEK T, HISCOCK K M, METSCHIES T, et al. Factors Affecting Denitrification During Infiltration of River Water into a Sand and Gravel Aquifer in Saxony, Germany[J]. *Water Research*, 1998, 32(2): 450-460.
- [44] BOULTON A J, FENWICK G D, HANCOCK P J, et al. Biodiversity, Functional Roles and Ecosystem Services of Groundwater Invertebrates[J]. *Invertebrate Systematics*, 2008, 22(2): 103-116.
- [45] BURKHOLDER B K, GRANT G E, HAGGERTY R, et al. Influence of Hyporheic Flow and Geomorphology on Temperature of a Large, Gravel-bed River, Clackamas River, Oregon, USA[J]. *Hydrological Processes*, 2008, 22(7): 941-953.
- [46] MCCLAIN M E, BOYER E W, DENT C L, et al. Biogeochemical Hot Spots and Hot Moments at the Interface of Terrestrial and Aquatic Ecosystems[J]. *Ecosystems*, 2003, 6(4): 301-312.
- [47] HANNAH D M, MALCOLM I A, BRADLEY C. Seasonal Hyporheic Temperature Dynamics over Riffle Bedforms[J]. *Hydrological Processes*, 2009, 23(15): 2178-2194.
- [48] BRIGGS M A, DAY-LEWIS F D, ONG J B, et al. Dual-domain Mass-transfer Parameters from Electrical Hysteresis: Theory and Analytical Approach Applied to Laboratory, Synthetic Streambed, and Groundwater Experiments[J]. *Water Resources Research*, 2014, 50(10): 8281-8299.
- [49] LAUTZ L K, FANELLI R M. Seasonal Biogeochemical Hotspots in the Streambed Around Restoration Structures[J]. *Biogeochemistry*, 2008, 91(1): 85-104.
- [50] BOULTON A J, HANCOCK P J. Rivers as Groundwater-dependent Ecosystems: A Review of Degrees of Dependency, Riverine Processes and Management Implications[J]. *Australian Journal of Botany*, 2006, 54(2): 133-144.
- [51] SINGER G, BESEMER K, HODL I, et al. Microcosm Design and Evaluation to Study Stream Microbial Biofilms[J]. *Limnology and Oceanography: Methods*, 2006, 4(1): 436-447.
- [52] PERALTA-MARAVAR I, REISS J, ROBERTSON A L. Interplay of Hydrology, Community Ecology and Pollutant Attenuation in the Hyporheic Zone[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 610/611: 267-275.
- [53] GIBERT J, DANIELOPOL D L, STANFORD J A, et al.

- Groundwater Ecology[M]. London: Academic Press, 1994.
- [54] BOULTON A J. Hyporheic Rehabilitation in Rivers: Restoring Vertical Connectivity[J]. *Freshwater Biology*, 2007, 52(4): 632-650.
- [55] PACIOGLU O, PARVULESCU L. The Chalk Hyporheic Zone: A True Ecotone? [J]. *Hydrobiologia*, 2017, 790(1): 1-12.
- [56] STONEDAHL S H, SAWYER A H, STONEDAHL F, et al. Effect of Heterogeneous Sediment Distributions on Hyporheic Flow in Physical and Numerical Models [J]. *Ground Water*, 2018, 56(6): 935-946.
- [57] BATTIN T J, KAPLAN L A, DENIS NEWBOLD J, et al. Contributions of Microbial Biofilms to Ecosystem Processes in Stream Mesocosms[J]. *Nature*, 2003, 426: 439-442.
- [58] BARANOV V, LEWANDOWSKI J, ROMEIJN P, et al. Effects of Bioirrigation of Non-biting Midges (Diptera: Chironomidae) on Lake Sediment Respiration[J]. *Scientific Reports*, 2016, 6: 1-10.
- [59] MERMILOD-BLONDIN F, MAUCLAIRE L, MONTUELLE B. Use of Slow Filtration Columns to Assess Oxygen Respiration, Consumption of Dissolved Organic Carbon, Nitrogen Transformations, and Microbial Parameters in Hyporheic Sediments [J]. *Water Research*, 2005, 39(9): 1687-1698.
- [60] BOANO F, HARVEY J W, MARION A, et al. Hyporheic Flow and Transport Processes: Mechanisms, Models, and Biogeochemical Implications[J]. *Reviews of Geophysics*, 2014, 52(4): 603-679.
- [61] FINDLAY S, STRAYER D, GOUMBALA C, et al. Metabolism of Streamwater Dissolved Organic Carbon in the Shallow Hyporheic Zone[J]. *Limnology and Oceanography*, 1993, 38(7): 1493-1499.
- [62] RAYMOND P A, BAUER J E. Bacterial Consumption of DOC During Transport Through a Temperate Estuary [J]. *Aquatic Microbial Ecology*, 2000, 22(1): 1-12.
- [63] QUALLS R G, HAINES B L. Geochemistry of Dissolved Organic Nutrients in Water Percolating Through a Forest Ecosystem[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1991, 55(4): 1112-1123.
- [64] MORRIS D P, HARGREAVES B R. The Role of Photochemical Degradation of Dissolved Organic Carbon in Regulating the UV Transparency of Three Lakes on the Pocono Plateau[J]. *Limnology and Oceanography*, 1997, 42(2): 239-249.
- [65] MCKNIGHT D, THURMAN E M, WERSHAW R L, et al. Biogeochemistry of Aquatic Humic Substances in Thoreau's Bog, Concord, Massachusetts[J]. *Ecology*, 1985, 66(4): 1339-1352.
- [66] BOTT T L, BROCK J T, BAATTRUP-PEDERSEN A, et al. An Evaluation of Techniques for Measuring Periphyton Metabolism in Chambers[J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1997, 54(3): 715-725.
- [67] PUSCH M, SCHWOERBEL J. Community Respiration in Hyporheic Sediments of a Mountain Stream (Steina, Black Forest)[J]. *Archiv fur Hydrobiologie*, 1994, 130(1): 35-52.
- [68] UZARSKI D G, BURTON T M, STRICKER C A. A New Chamber Design for Measuring Community Metabolism in a Michigan Stream[J]. *Hydrobiologia*, 2001, 455(1/2/3): 137-155.
- [69] DILLON P J, MOLOT L A. Effect of Landscape Form on Export of Dissolved Organic Carbon, Iron, and Phosphorus from Forested Stream Catchments [J]. *Water Resources Research*, 1997, 33(11): 2591-2600.
- [70] CRAFT J A, STANFORD J A, PUSCH M. Microbial Respiration Within a Floodplain Aquifer of a Large Gravel-bed River[J]. *Freshwater Biology*, 2002, 47(2): 251-261.
- [71] HLAVÁČOVÁ E, RULÍK M, ČÁP L. Anaerobic Microbial Metabolism in Hyporheic Sediment of a Gravel Bar in a Small Lowland Stream[J]. *River Research and Applications*, 2005, 21(9): 1003-1011.
- [72] RANALLI A J, MACALADY D L. The Importance of the Riparian Zone and In-stream Processes in Nitrate Attenuation in Undisturbed and Agricultural Watersheds: A Review of the Scientific Literature[J]. *Journal of Hydrology*, 2010, 389(3/4): 406-415.
- [73] 闫玉琴. 泾河潜流带氮迁移转化规律及其关键过程影响因素[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2018.
- YAN Yu-qin. Nitrogen Migration and Transformation in Hyporheic Zone of Jinghe and Factors on Its Key Process[D]. Yangling: Northwest A&F University, 2018.
- [74] 苏东, 苏小四, 张丽华, 等. 沈阳黄家傍河水源地下水入渗过程中氧化-还原分带规律[J]. *中国环境科学*, 2016, 36(7): 2043-2050.
- SU Dong, SU Xiao-si, ZHANG Li-hua, et al. Redox Zonation in the Process of River Water Infiltration in the Huangjia Riverside Well Field, Shenyang City[J]. *China Environmental Science*, 2016, 36(7): 2043-2050.
- [75] MEGHDADI A, JAVAR N. Evaluation of Nitrate Sources and the Percent Contribution of Bacterial Denitrification in Hyporheic Zone Using Isotope Fractionation Technique and Multi-linear Regression Analysis[J].

- Journal of Environmental Management, 2018, 222: 54-65.
- [76] HOLMES R M, JONES J B, FISHER S G, et al. Denitrification in a Nitrogen-limited Stream Ecosystem[J]. Biogeochemistry, 1996, 33(2): 125-146.
- [77] PFENNING K S, MCMAHON P B. Effect of Nitrate, Organic Carbon, and Temperature on Potential Denitrification Rates in Nitrate-rich Riverbed Sediments[J]. Journal of Hydrology, 1996, 187(3/4): 283-295.
- [78] JONES J B, FISHER S G, GRIMM N B. Nitrification in the Hyporheic Zone of a Desert Stream Ecosystem[J]. Journal of the North American Benthological Society, 1995, 14(2): 249-258.
- [79] LARNED S T, NIKORA V I, BIGGS B J F. Mass-transfer-limited Nitrogen and Phosphorus Uptake by Stream Periphyton: A Conceptual Model and Experimental Evidence[J]. Limnology and Oceanography, 2004, 49(6): 1992-2000.
- [80] 朱雅宁. 氨氮在弱透水层中的渗透迁移规律研究[D]. 长春: 吉林大学, 2011.
- ZHU Ya-ning. Study on Permeation and Migration Low of Ammonia Nitrogen in the Aquitard[D]. Changchun: Jilin University, 2011.
- [81] MEGHDADI A. Characterizing the Capacity of Hyporheic Sediments to Attenuate Groundwater Nitrate Loads by Adsorption[J]. Water Research, 2018, 140: 364-376.
- [82] BUTTURINI A, SABATER F. Importance of Transient Storage Zones for Ammonium and Phosphate Retention in a Sandy-bottom Mediterranean Stream[J]. Freshwater Biology, 1999, 41(3): 593-603.
- [83] HENDRICKS S P, WHITE D S. Streams and Groundwater Influences on Phosphorus Biogeochemistry[M]. London: Academic Press, 2000.
- [84] MULHOLLAND P J, MARZOLF E R, WEBSTER J R, et al. Evidence of Hyporheic Retention of Phosphorus in Walker Branch[J]. Limnology and Oceanography, 1997, 42(2): 443-451.
- [85] DODD J, LARGE D J, FORTEY N J, et al. Geochemistry and Petrography of Phosphorus in Urban Canal Bed Sediment[J]. Applied Geochemistry, 2003, 18(2): 259-267.
- [86] WIELINGA B, LUCY J K, MOORE J N, et al. Microbiological and Geochemical Characterization of Fluvially Deposited Sulfidic Mine Tailings[J]. Applied and Environmental Microbiology, 1999, 65(4): 1548-1555.
- [87] WINDE F, WALT I J V D. The Significance of Groundwater-stream Interactions and Fluctuating Stream Chemistry on Waterborne Uranium Contamination of Streams: A Case Study from a Gold Mining Site in South Africa[J]. Journal of Hydrology, 2004, 287(1/2/3/4): 178-196.
- [88] MADIGAN M T, BENDER K S, BUCKLEY D H, et al. Brock: Biology of Microorganisms[M]. London: Pearson, 2017.
- [89] FULLER C C, HARVEY J W. Reactive Uptake of Trace Metals in the Hyporheic Zone of a Mining-contaminated Stream, Pinal Creek, Arizona[J]. Environmental Science and Technology, 2000, 34(7): 1150-1155.
- [90] NAGORSKI S A, MOORE J N. Arsenic Mobilization in the Hyporheic Zone of a Contaminated Stream[J]. Water Resources Research, 1999, 35(11): 3441-3450.
- [91] SENGUPTA S, SRACEK O, JEAN J S, et al. Difference in Attenuation Among Mn, As, and Fe in Riverbed Sediments[J]. Journal of Hazardous Materials, 2018, 341: 277-289.
- [92] HARVEY C F, SWARTZ C H, BADRUZZAMAN A B, et al. Arsenic Mobility and Groundwater Extraction in Bangladesh[J]. Science, 2002, 298: 1602-1606.
- [93] ZHANG Z, GUO H, ZHAO W, et al. Influences of Groundwater Extraction on Flow Dynamics and Arsenic Levels in the Western Hetao Basin, Inner Mongolia, China[J]. Hydrogeology Journal, 2018, 26(5): 1499-1512.
- [94] 唐翔宇, 吕伯升, 吴文华. 水生生态系统中的微生物-金属相互作用[J]. 环境科学研究, 1999, 12(3): 28-30.
- TANG Xiang-yu, LU Bo-sheng, WU Wen-hua. Metal-microbe Interactions in Aquatic Ecosystem[J]. Research of Environmental Sciences, 1999, 12(3): 28-30.
- [95] HINKLE S R, BENCALA K E, WENTZ D A, et al. Mercury and Methylmercury Dynamics in the Hyporheic Zone of an Oregon Stream[J]. Water Air and Soil Pollution, 2014, 225(1): 1694.
- [96] RAVICHANDRAN M. Interactions Between Mercury and Dissolved Organic Matter: A Review[J]. Chemosphere, 2004, 55(3): 319-331.
- [97] BENCALA K E. Simulation of Solute Transport in a Mountain Pool-and-riffle Stream with a Kinetic Mass Transfer Model for Sorption[J]. Water Resources Research, 1983, 19(3): 732-738.
- [98] GOOSEFF M N, WONDZELL S M, HAGGERTY R, et al. Comparing Transient Storage Modeling and Residence Time Distribution (RTD) Analysis in Geomorphically Varied Reaches in the Lookout Creek Basin, Oregon, USA[J]. Advances in Water Resources, 2003, 26(9): 925-937.
- [99] SALEHIN M, PACKMAN A I, ANDERS W. Com-

- parison of Transient Storage in Vegetated and Unvegetated Reaches of a Small Agricultural Stream in Sweden: Seasonal Variation and Anthropogenic Manipulation[J]. *Advances in Water Resources*, 2003, 26(9): 951-964.
- [100] HOAGLAND B, RUSSO T A, GU X, et al. Hyporheic Zone Influences on Concentration-discharge Relationships in a Headwater Sandstone Stream[J]. *Water Resources Research*, 2017, 53(6): 4643-4667.
- [101] REN J, PACKMAN A I. Modeling of Simultaneous Exchange of Colloids Adsorbing Contaminants Between Streams and Streambeds[J]. *Environmental Science and Technology*, 2004, 38(10): 2901-2911.
- [102] REN J, PACKMAN A I. Stream-subsurface Exchange of Zinc in the Presence of Silica and Kaolinite Colloids[J]. *Environmental Science and Technology*, 2004, 38(24): 6571-6581.
- [103] AZIZIAN M, BOANO F, COOK P L M, et al. Ambient Groundwater Flow Diminishes Nitrate Processing in the Hyporheic Zone of Streams[J]. *Water Resources Research*, 2017, 53(5): 3941-3967.
- [104] KEY-YOUNG C, GILL G A, LEHMAN R D, et al. Sediment-water Exchange of Total Mercury and Monomethyl Mercury in the San Francisco Bay-delta[J]. *Limnology and Oceanography*, 2004, 49(5): 1512-1527.
- [105] YOUNGER P L, BANWART S A, HEDIN R S. *Mine Water: Hydrology, Pollution, Remediation* [M]. London: Kluwer Academic Publishers, 2002.
- [106] BOTT T L, BROCK J T, CUSHING C E, et al. A Comparison of Methods for Measuring Primary Productivity and Community Respiration in Streams[J]. *Hydrobiologia*, 1978, 60(1): 3-12.
- [107] FORSTER S, GLUD R N, GUNDERSEN J K, et al. *In-situ* Study of Bromide Tracer and Oxygen Flux in Coastal Sediments[J]. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 1999, 49(6): 813-827.
- [108] UZARSKI D G, STRICKER C A, BURTON T M, et al. The Importance of Hyporheic Sediment Respiration in Several Mid-order Michigan Rivers: Comparison Between Methods in Estimates of Lotic Metabolism[J]. *Hydrobiologia*, 2004, 518: 47-57.
- [109] MERMILOD-BLONDIN F, MAUCLAIRE L, MONTUELLE B. Use of Slow Filtration Columns to Assess Oxygen Respiration, Consumption of Dissolved Organic Carbon Nitrogen Transformations, and Microbial Parameters in Hyporheic Sediments[J]. *Water Research*, 2005, 39(9): 1687-1698.
- [110] DODDS W K, BROCK J. A Portable Flow Chamber for *In-situ* Determination of Benthic Metabolism[J]. *Freshwater Biology*, 1998, 39(1): 49-59.
- [111] MARKI M, MULLER B, DINKEL C, et al. Nitrogen Turnover in Lake Sediments: Seen with Ion-selective Electrodes[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2002, 66(15): 485.
- [112] LOCATELLI C, TORSI G. Voltammetric Trace Metal Determinations by Cathodic and Anodic Stripping Voltammetry in Environmental Matrices in the Presence of Mutual Interference[J]. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 2001, 509(1): 80-89.
- [113] RODRIGUEZ-MOAZ S, ALDA M, MARCO M, et al. Biosensors for Environmental Monitoring: A Global Perspective[J]. *Talanta*, 2005, 65(2): 291-297.
- [114] BETTERIDGE K F E, WILLIAMS J J, THORNE P D, et al. Acoustic Instrumentation for Measuring Near-bed Sediment Processes and Hydrodynamics[J]. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 2003, 285/286: 105-118.
- [115] ACWORTH R I, DASEY G R. Mapping of the Hyporheic Zone Around a Tidal Creek Using a Combination of Borehole Logging, Borehole Electrical Tomography and Cross-creek Electrical Imaging, New South Wales, Australia[J]. *Hydrogeology Journal*, 2003, 11(3): 368-377.
- [116] MOSER D P, FREDRICKSON J K, GEIST D R, et al. Biogeochemical Processes and Microbial Characteristics Across Groundwater-surface Water Boundaries of the Hanford Reach of the Columbia River[J]. *Environmental Science and Technology*, 2003, 37(22): 5127-5134.
- [117] MALCOLM I A, SOULSBY C, YOUNGSON A F, et al. Heterogeneity in Ground Water-surface Water Interactions in the Hyporheic Zone of a Salmonid Spawning Stream[J]. *Hydrological Processes*, 2003, 17(3): 601-617.
- [118] CONANT B J R, CHERRY J A, GILLHAM R W. A PCE Groundwater Plume Discharging to a River: Influence of the Streambed and Near-river Zone on Contaminant Distributions[J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2004, 73(1/2/3/4): 249-279.
- [119] BENNER S G, SMART E W, MOORE J N. Metal Behavior During Surface-groundwater Interaction, Silver Bow Creek, Montana[J]. *Environmental Science and Technology*, 1995, 29(7): 1789-1795.