

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第36卷 第5期

Vol.36 No.5

2015

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目 次

深圳大气颗粒物中卤代多环芳烃污染研究	孙建林, 常文静, 陈正侠, 曾辉 (1513)
北京市典型餐饮企业 VOCs 排放特征研究	崔彤, 程婧晨, 何万清, 任培芳, 聂磊, 徐东耀, 潘涛 (1523)
2006~2010 年珠三角地区 SO ₂ 特征分析	李菲, 谭浩波, 邓雪娇, 邓涛, 徐婉筠, 冉靓, 赵春生 (1530)
环境空气 PM _{2.5} 连续监测系统手工采样比对测试	王强, 钟琪, 迟颖, 张杨, 杨凯 (1538)
燃煤电厂可凝结颗粒物的测试与排放	裴冰 (1544)
南海水域不同深度非光合微生物的固碳潜能及其对不同电子供体的响应	方峰, 王磊, 席雪飞, 胡佳俊, 付小花, 陆兵, 徐殿胜 (1550)
基于 GOCI 影像和水体光学分类的内陆湖泊叶绿素 a 浓度遥感估算	冯驰, 金琦, 王艳楠, 赵丽娜, 吕恒, 李云梅 (1557)
贵州清水江流域丰水期水化学特征及离子来源分析	吕婕梅, 安艳玲, 吴起鑫, 罗进, 蒋浩 (1565)
东莞石马河流域水化学特征时空差异及来源辨析	高磊, 陈建耀, 王江, 柯志庭, 朱爱萍, 许凯 (1573)
河南鸡冠洞洞穴水对极端气候的响应及其控制因素研究	刘肖, 杨琰, 彭涛, 赵景耀, 任小凤, 张银环, 聂旭东, 李建仓, 凌新有, 张志钦 (1582)
石漠化治理对岩溶地下水水化学和溶解无机碳稳定同位素的影响	肖时珍, 熊康宁, 蓝家程, 张晖, 杨龙 (1590)
旱季不同土地利用类型下岩溶碳汇效应差异	赵瑞一, 梁作兵, 王尊波, 于正良, 江泽利 (1598)
有机氯农药在岩溶区上覆土壤中的垂直迁移特征及对地下水的影响	孙玉川, 王永启, 梁作兵, 袁道先 (1605)
山东南四湖沉积物中汞的污染现状及迁移研究	曹霏霏, 杨丽原, 庞绪贵, 王炳华, 王云倩 (1615)
摇蚊幼虫扰动下沉积物微环境和微界面对物理扰动强度的响应	史晓丹, 李勇, 李大鹏, 王忍, 邓猛, 黄勇 (1622)
南方红壤区氮湿沉降特征及其对流域氮输出的影响	郝卓, 高扬, 张进忠, 徐亚娟, 于贵瑞 (1630)
不同紫色母岩对景观水体氮磷及有机物去除的影响	黄雪娇, 刘晓晨, 李振轮, 石纹豪, 杨珊 (1639)
荔枝落叶对铜绿微囊藻生长和光合作用的影响	汪小雄, 姜成春, 李锦卫, 汪晓军 (1648)
黄连根茎浸提物对绿藻的毒理作用	陈亚楠, 袁玲 (1655)
饮用水中消毒副产物 1,1-二氯丙酮的形成机制	丁春生, 孟壮, 徐洋洋, 缪佳 (1662)
水中利谷隆氯化降解动力学和消毒副产物生成特性	凌晓, 胡晨燕, 程明, 谷建 (1668)
化学消毒的中和剂对水中内毒素活性检测的影响	张灿, 刘文君, 史云, 安代志, 白森, 徐稳 (1674)
牛粪生物炭对水中氨氮的吸附特性	马锋锋, 赵保卫, 刁静茹, 钟金魁, 李安邦 (1678)
丁二酸改性茶油树木屑吸附铅的研究	张晓峰, 陈迪云, 彭燕, 刘永胜, 熊雪莹 (1686)
SPG 膜表面润湿性对膜污染和化学耐受性的影响	张静, 肖太民, 张晶, 曹丽亚, 杜亚威, 刘春, 张磊 (1694)
TiO ₂ 诱导下左旋氧氟沙星的可见光降解及其机制	郭宏生, 刘亚楠, 乔琪, 魏红, 董呈幸, 薛洁, 李克斌 (1700)
新型高分子絮凝剂对废水中 Cr(VI) 的捕集性能	王刚, 杜凤龄, 常青, 徐敏 (1707)
基于 OUR-HPR 测量在线估计活性污泥合成 PHA 量	曾善文, 王泽宇, 高敬, 刘东, 张代钧, 卢培利 (1713)
分离高浓度污泥产酸发酵液的自生动态膜形成机制	黄帅, 刘宏波, 殷波, 马惠君, 符波, 刘和, 白洁 (1720)
通风强度对市政污泥生物干化中试效果的影响	张喻, 韩融, 陆文静, 王洪涛, 明中远, 王强, 夏伟 (1727)
生物可降解螯合剂谷氨酸 N,N-二乙酸四钠对污泥中重金属萃取效率的研究	吴青, 崔延瑞, 汤晓晓, 杨慧娟, 孙剑辉 (1733)
百乐克 (BIOLAK) 活性污泥宏基因组的生物多样性及功能分析	田美, 刘汉湖, 申欣, 赵方庆, 陈帅, 姚永佳 (1739)
异养硝化-好氧反硝化菌 YL 的脱氮特性	梁贤, 任勇翔, 杨垒, 赵思琪, 夏志红 (1749)
菌株 <i>Arthrobacter</i> sp. CN2 降解对硝基苯酚的特性与动力学	任磊, 史延华, 贾阳, 姚雪松, Ruth Nahurira, 弥春霞, 闫艳春 (1757)
短短芽胞杆菌及其芽胞对苣的降解	刘芷辰, 叶锦韶, 彭辉, 刘则华, 邓庭进, 尹华, 廖丽萍 (1763)
垃圾填埋场抗生素抗性基因初探	李蕾, 徐晶, 赵由才, 宋立岩 (1769)
不同构型人工湿地基质中土著菌的耐药性及整合子丰度调查	麦晓蓓, 陶然, 杨扬, 张敏, 林剑华, 满滢 (1776)
硝酸盐和甲烷对覆土中苯系物厌氧氧化的影响	柳蓉, 龙焰, 王立立, 何婷, 叶锦韶 (1785)
山西高原落叶松人工林土壤呼吸的空间异质性	严俊霞, 李洪建, 李君剑, 武江星 (1793)
施氮对黄土旱塬区春玉米土壤呼吸和温度敏感性的影响	姜继韶, 郭胜利, 王蕊, 刘庆芳, 王志齐, 张彦军, 李娜娜, 李如剑, 吴得峰, 孙棋棋 (1802)
宣威街道尘中重金属的分布特征及其健康风险评估	张文超, 吕森林, 刘丁戎, 刘品威, 米持真一, 王效举, 王青耀 (1810)
宝鸡市街道尘埃磁学特征空间分布及环境意义	张俊辉, 王瑾, 张健, 房妮, 夏敦胜 (1818)
长期施肥下浙江稻田不同颗粒组分有机碳的稳定特征	毛霞丽, 陆扣萍, 孙涛, 张小凯, 何丽芝, 王海龙 (1827)
矿区植被恢复方式对土壤微生物和酶活性的影响	李君剑, 刘峰, 周小梅 (1836)
三江平原典型湿地类型土壤微生物特征与土壤养分的研究	肖烨, 黄志刚, 武海涛, 吕宪国 (1842)
钠盐类型对表面活性剂清洗煤油污染土壤的强化效应	黄昭露, 陈泉源, 周娟, 谢墨函 (1849)
石油污染土壤的生物修复技术及微生物生态效应	杨茜, 吴蔓莉, 聂麦茜, 王婷婷, 张明辉 (1856)
可生物降解螯合剂 GLDA 诱导东南景天修复重金属污染土壤的研究	卫泽斌, 陈晓红, 吴启堂, 谭蒙 (1864)
绿洲土 Pb-Zn 复合胁迫下重金属形态特征和生物有效性	金诚, 赵转军, 南忠仁, 王胜利, 武文飞, 王厚成 (1870)
硫素对水稻根系铁锰胶膜形成及吸收的影响	王丹, 李鑫, 王代长, 饶伟, 杜光辉, 杨军, 化党领 (1877)
臭氧对几种楠木气体交换参数的影响	李苗苗 (1888)
某货车侧翻水污染事件的环境损害评估方法探索	蔡锋, 赵士波, 陈刚才, 鲜思淑, 杨清玲, 周贤杰, 余海 (1902)
《环境科学》征订启事 (1543) 《环境科学》征稿简则 (1756) 信息 (1667, 1726, 1809, 1848)	

东莞石马河流域水化学特征时空差异及来源辨析

高磊^{1,2}, 陈建耀^{2*}, 王江², 柯志庭², 朱爱萍², 许凯¹

(1. 中山大学环境科学与工程学院, 广州 510275; 2. 中山大学地理科学与规划学院, 广州 510275)

摘要: 石马河流域对东江饮用水源地城镇供水具有重要战略意义. 为研究石马河水化学特征, 分别于2012年2月、6月和11月采集石马河河水水样共39个, 分析测定了水体主离子(K^+ 、 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 和 HCO_3^-)及营养盐(PO_4^{3-} 、 NO_3^- 和 NH_4^+)浓度, 探讨了水化学组成的时空差异、控制因素并对其来源进行了初步辨析. 结果表明, 水化学组成的时空差异显著, 不同时期的河水TDS及营养盐平均浓度排序为11月>2月>6月; 河水阴离子以 HCO_3^- 为主, 2月和11月时, 河水阳离子以 Na^+ + K^+ 为主, 为 HCO_3^- - Na^+ 水, 6月时则以 Ca^{2+} 为主, 为 HCO_3^- - Ca^{2+} 水; 营养盐浓度在空间上的差异主要受人类活动导致N、P废水排放影响, 3个时期的石马河出水口处(R7) N:P为18.4, 有利于浮游植物的生长, 河道出现了富营养化的现象; Gibbs图显示, 2月和11月的河水主离子受蒸发岩溶解的影响较为显著, 而蒸发岩和碳酸盐岩风化共同控制6月的水化学组分; 海盐沉降对石马河河水物质的贡献率较小; 部分 Na^+ 、 Mg^{2+} 、 Cl^- 和 SO_4^{2-} 来自化肥的施用和工业废水的排放; NH_4^+ -N、 PO_4^{3-} -P和 NO_3^- -N主要分别来源于家禽养殖废水和生活废水.

关键词: 石马河流域; 水化学组成; 时空差异; 控制因素; 来源辨析

中图分类号: X143; X824 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2015)05-1573-09 DOI: 10.13227/j.hjxx.2015.05.009

Temporal-spatial Variation and Source Identification of Hydro-chemical Characteristics in Shima River Catchment, Dongguan City

GAO Lei^{1,2}, CHEN Jian-yao^{2*}, WANG Jiang², KE Zhi-ting², ZHU Ai-ping², XU Kai¹

(1. School of Environmental Science and Engineering, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510275, China; 2. School of Geography and Planning, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510275, China)

Abstract: Shima River catchment is of strategic importance to urban water supply in Dongjiang portable water source area. To investigate the hydro-chemical characteristics of Shima River, 39 river water samples were collected in February, June and November, 2012 to analyze the major ions (K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-) and nutritive salts (PO_4^{3-} , NO_3^- and NH_4^+) and to discuss the temporal-spatial variation and controlling factors of hydro-chemical composition, relative sources identification of varied ions was performed as well. The results showed that the hydro-chemical composition exhibited significant differences in different periods. The average concentration of total dissolved solid (TDS) and nutritive salts in different investigated periods followed the decreasing order of November > February > June. The dominant anion of Shima River was HCO_3^- , and Na^+ + K^+ were the major cations in February and November which were changed to Ca^{2+} in June, the hydro-chemical types were determined as HCO_3^- - Na^+ and HCO_3^- - Ca^{2+} in dry (February and November) and rainy (June) seasons, respectively. Spatial variations of concentration of nutritive salts were mainly affected by the discharges of N- and P-containing waste water resulted from human activities. The ratio between N and P of water sample (R7) was 18.4:1 which boosted the "crazy growth" of phytoplankton and led to severe eutrophication. According to Gibbs distribution of water samples, dissolution of hydrotogenic rocks was the primary factor to control the major cations of river water in dry season, however, the hydro-chemical composition was significantly affected by the combination of hydrotogenic and carbonate rocks in rainy season. The deposition of sea-salts contributed less to chemical substances in river. Correlation analysis revealed that K^+ , Na^+ , Mg^{2+} , Cl^- and SO_4^{2-} were partly derived from the application of fertilizer and the discharge of industrial effluent; Waste water of poultry feeding and sanitary wastewater transported large quantities of NH_4^+ -N, PO_4^{3-} -P and NO_3^- -N into the river.

Key words: Shima River catchment; hydro-chemical composition; temporal-spatial variation; controlling factors; source identification

流域地表水是陆地淡水资源的重要组成部分, 亦是水和物质循环的重要通道, 决定着水生生物的多样性; 其水化学特征不仅能反映流域岩性、大气沉降、气候及人类活动等因素对流域的影响, 亦能揭示各元素在陆地-海洋-大气圈系统中的生物地球化学循环过程^[1,2]. 由于水化学研究同时也是水资源利用及水环境评价的主要内容^[1], 因此, 区分自然和人类因素对水环境的影响对于流域的水资源开

发、利用、保护与管理具有重要意义.

收稿日期: 2014-10-23; 修订日期: 2014-12-30

基金项目: 国家自然科学基金项目(41371055); 广东省省级科技厅项目(2013B020700009); 中央高校基本科研业务费专项(13lgjc08); 中山大学博士研究生国外访学与国际合作研究项目(2013年度); 国际第四纪研究联合会项目(INQUA-IFG1309F); 国际地质比较计划项目(ICGP-618)

作者简介: 高磊(1986~), 男, 博士, 主要研究方向为城市化过程的水环境效应, E-mail: nvtuo@sina.com

* 通讯联系人, E-mail: chenjiyao@mail.sysu.edu.cn

国外学者对世界各大流域开展的水化学特征研究较早^[3,4],1970 年时,Gibbs^[5]采用 TDS 与阴阳离子浓度比的关系,系统地阐述了全球各大流域由于大气降水、岩石风化及蒸发-结晶过程所导致的水化学特征差异; Kilham^[6]的研究则表明,Gibbs 图只适用于不考虑古矿物影响并且在 3 个机制相对均等作用情况下的水化学特征分析,而非洲大陆的流域主要受到的岩石风化及蒸发结晶过程的控制,水化学特征分布与 Gibbs 图不相符. 国内关于河流水化学特征的研究起步则较晚,Hu 等^[7]全面报道了我 国境内(长江、黄河、汉江等)江河的水化学组分. 随后,结合我国各流域的气候、气象及地质条件,Gibbs 的研究结果被广泛地应用到我国各流域水化学特征控制因素的研究中^[8~10]. 基于我国流域基本存在水质恶化现象这一实际情况,大量关于流域水化学特征控制因素的研究除了分析自然因素之外,亦报道了人类活动的影响^[1,3,4,10];在研究对象方面,国内多集中在长江、黄河、珠江等大流域的地球化学特征^[3],对珠江三角洲地区的小流域水化学研究相对较少,关于剧烈人类活动干扰下的流域水体主离子化学特征的研究尚未见报道.

珠江三角洲地区的城市化和工业化发展世所罕见,加之长期的农业活动,区域内的地表水水化学特征、水环境状况已经受到了影响^[11,12]. 为此,选择位于东江下游饮用水源地的东莞石马河流域作为研究对象,探讨其水化学特征的时空差异、控制因素及来源初步辨析,区分自然因素和人类活动对水体的影响;其结果可服务于水污染治理及水环境保护对策的制定,对水源地的水资源管理、水质安全及城镇供水具有重要及现实意义.

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

东莞市位于广东省中南部,地理位置介于东经 113°31′~114°15′,北纬 22°39′~23°09′. 研究区域的地势东南高,为低山丘陵,西北低,为河海冲积平原. 东莞处于亚热带季风区,多年平均气温为 22.9℃,雨量集中在 4~9 月,多年平均降雨量为 1 771 mm,多年平均水面蒸发量为 1 738.8 mm. 区域内的自然土壤主要为砂页岩和花岗岩发育的赤红壤及山地地区的黄壤,主要植被类型为阔叶林和针叶林. 水文地质条件方面,该地区黏土覆盖厚度为 0~18.36 m 不等,浅层地下水埋深较浅,深层地下水赋存形式主要以块状基岩裂隙水和松散岩类孔隙水

为主,水量丰富,层状岩及红层裂隙水分布较少^[13]. 地层分区方面,东莞广泛被第四纪松散沉积层覆盖,往下发育有早白垩统百足山群、晚白垩统、早第三系古新统莘庄组及始新统蜆心组^[14];流域中上游分布有碳酸盐岩及少量喷出岩,下游则主要分布有蒸发岩、中酸性侵入岩及砂岩^[15].

石马河是东莞境内集水面积最大的东江一级支流,发源于深圳市宝安区龙华镇大脑壳山,上接深圳观澜河,总集水面积为 1 249 km²,总河长 88 km,在东莞境内的集水面积为 673 km²,长 64 km^[16]. 如图 1 所示,石马河河水由南向北流经塘厦镇(R1 和 R2)、樟木头镇(R3)、常平镇(R4,有谢岗涌的来水汇入)、谢岗镇(R5)及桥头镇(R5~R7),非汛期时,为保证东江饮水工程的水质安全,石马河河水被橡胶坝(长 92 m,高 3.25 m)拦截,河水通过地下暗管输水与惠州潼湖水一同汇入小海河(R7),往下经企石水闸(R8,企石污水处理厂位于采样点上游 800 m 处)与寒溪河、仁和水共同汇入东莞运河(R9 和 R10),经峡口水闸(R11)、石鼓水闸(R12)、新基水闸(R13)和虎门水闸(R14)从虎门镇入海;汛期时,为防止东莞市区内涝,石马河河水通过橡胶坝泄洪流入东江;出水口上游约 50 m 处的东江水以及下游水域为东深供水工程和东莞供水水源区,因此,石马河水化学特征分析对东莞、深圳及香港的城市供水安全具有重要战略意义.

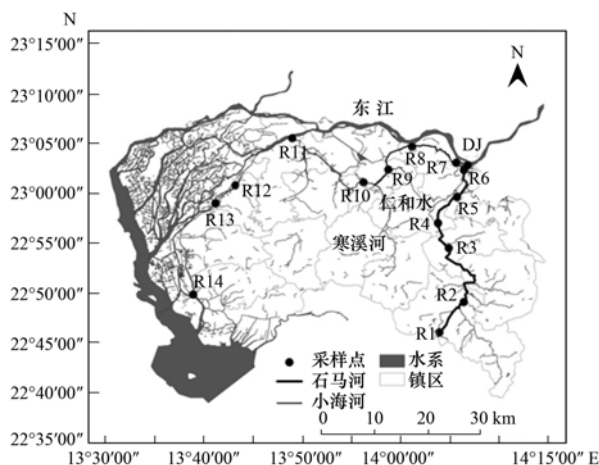


图 1 研究区域及采样点示意

Fig. 1 Schematic map of the study area and the sampling sites

1.2 样品采集

分别于 2012 年 2 月(枯水期,未采集 R8、R9、R10 和 DJ)、6 月(丰水期)和 11 月(平水期)从石马河流域上游到下游采集了 39 个水样以及 2 个东江干流(DJ)水样,共 41 个水样,采样点位如图 1 所

示. 采集的水样密封于聚乙烯瓶中并保存于便携式冰箱中,回到实验室后转移至 4℃ 的冰箱.

1.3 样品分析

在采样现场采用 Horiba 水质分析仪 (D-24) 测定水体溶解氧 (DO)、pH 和电导率 (EC). 水样经 0.45 μm 滤膜过滤后采用等离子体原子发射光谱仪 (ICP-AES, IRIS-HR) 和离子色谱 (Dionex ICS 900) 测定阳离子 (K⁺、Na⁺、Ca²⁺ 和 Mg²⁺) 和阴离子 (Cl⁻、SO₄²⁻、PO₄³⁻ 和 NO₃⁻) 浓度; 采用酸碱指示剂滴定法测定水样 HCO₃⁻ 浓度^[17], 水样 HCO₃⁻ 浓度采用标定后的稀盐酸进行测定并在样品采集后一天内完成; NH₄⁺ 浓度采用纳氏试剂分光光度法测定, 实验方法参照文献^[18]. 总溶解固体物 TDS (total dissolved solids) 采用溶解组分总和减去 1/2HCO₃⁻ 的方法计算得到^[19].

1.4 流域海盐沉降估算

由于 Cl⁻ 在水循环中的行为相对稳定, 因此, 可选择 Cl⁻ 作为参照因子计算海盐沉降对流域主离子的输入量, 计算方法如公式 (1)^[8] 所示:

$$X_{rw} = Cl_{(加权平均值)}^- \times F \times (X/Cl^-)_{sw} \quad (1)$$

式中, X_{rw} 为河水中各离子降水输入值 (mg·L⁻¹); $(X/Cl^-)_{sw}$ 为标准海水中各离子与 Cl⁻ 的质量比; $Cl_{(加权平均值)}^-$ 为降水中 Cl⁻ 离子加权平均值, 雨季 (6 月) 为 1.13 mg·L⁻¹, 旱季 (11 月) 为 0.68 mg·L⁻¹^[8]; F 为流域水分蒸发蒸腾损失量, $F = P/(P - E)$, P 为流域降水量 (mm), E 为流域陆面蒸发量 (mm); 从多年平均来看, $P - E = R$, R 为径流

深 (mm); 因此, $F = P/R = 1/R_c$, R_c 为径流系数. 由于石马河流域多年平均径流系数为 0.472, 所以 F 为 2.12. 根据 Meybeck^[20] 的研究可知海水中 Ca²⁺、Mg²⁺、Na⁺、K⁺ 和 SO₄²⁻ 与 Cl⁻ 的质量比值 (X/Cl^-)_{sw} 分别为 0.037、0.19、0.85、0.019 和 0.1.

1.5 数据分析

水化学组分的浓度相关性分析采用 SPSS 13.0 软件完成.

2 结果与讨论

2.1 石马河流域的水化学特征

石马河流域的水化学特征如表 1 所示. 水体总体呈中性, 2 月、6 月和 11 月的水体 pH 分别为 7.15 ~ 7.48、6.29 ~ 7.54 和 6.91 ~ 7.40, 由 pH 变异系数 (1.44% ~ 4.52%) 可知, 时空差异不显著; 在 6 月时, R7 处的 pH 最小 (6.29) 说明汇入石马河的潼湖水呈酸性. 水体 DO 浓度介于 0.34 ~ 7.60 mg·L⁻¹ 之间, 23.8% 的水样未达到国家地表水质量标准 (V 类)^[21]. 流域主离子 Na⁺、K⁺、Ca²⁺、Mg²⁺、SO₄²⁻、Cl⁻ 和 HCO₃⁻ 的浓度范围分别为 11.0 ~ 83.4、5.62 ~ 20.26、12.5 ~ 38.3、1.63 ~ 4.69、23.4 ~ 138、12.7 ~ 127 和 56.7 ~ 314 mg·L⁻¹, 阳离子 (TZ⁺ = Na⁺ + K⁺ + 2Ca²⁺ + 2Mg²⁺) 总量平均值范围为 2.53 ~ 4.95 meq·L⁻¹, 远高于世界河流平均值 (1.33 meq·L⁻¹)^[22]; 阴离子 (TZ⁻ = 2SO₄²⁻ + Cl⁻ + HCO₃⁻) 总量平均值介于 3.34 ~ 7.19 meq·L⁻¹ 之间; 6 月和 11 月的石马河离子总量平均值 (8.30

表 1 石马河流域水化学特征统计/mg·L⁻¹
Table 1 Statistic of hydro-chemical characteristics of Shima River catchment/mg·L⁻¹

时间	项目类型	pH	DO	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	PO ₄ ³⁻ -P	TDS
2 月 (n=11)	最大值	7.48	7.60	38.3	4.69	83.4	19.7	314	76.3	57.5	11.9	18.7	2.02	234
	最小值	7.15	0.34	22.5	3.09	32.8	8.63	56.7	31.7	26.2	2.36	0.07	0.20	119
	平均值	7.33	2.54	31.2	4.09	62.2	13.5	160	59.0	45.0	9.17	9.33	1.17	173
	标准偏差	0.11	2.06	3.65	0.41	12.2	2.62	73.8	11.3	8.97	2.57	6.71	0.73	45.3
	变异系数/%	1.44	81.0	11.7	10.0	19.6	19.5	46.0	19.2	19.9	28.1	71.9	62.0	26.2
6 月 (n=14)	最大值	7.54	6.77	35.53	4.22	42.8	13.18	177	59.2	51.3	6.35	13.8	0.15	219
	最小值	6.29	1.85	13.20	1.64	10.4	4.53	87.0	12.7	18.9	0.02	0.39	0.02	21.0
	平均值	7.16	3.67	26.40	2.83	17.6	8.08	119	24.8	34.2	1.21	4.46	0.07	74.3
	标准偏差	0.32	1.63	5.02	0.71	8.09	2.30	25.1	12.1	8.67	1.84	3.57	0.04	48.2
	变异系数/%	4.52	44.5	19.0	25.1	45.9	28.4	21.1	48.8	25.3	152	80.0	57.0	64.9
11 月 (n=14)	最大值	7.40	6.37	33.6	4.21	82.6	20.3	210	127	138	20.2	9.92	1.38	329
	最小值	6.91	1.41	12.5	2.17	27.4	7.80	70.0	66.2	29.2	2.18	0.07	0.05	92.9
	平均值	7.18	3.30	28.6	3.76	55.7	14.5	174	87.7	90.5	8.45	7.87	0.51	233
	标准偏差	0.14	1.31	4.88	0.54	11.9	2.92	33.0	15.6	30.7	5.69	2.39	0.38	64.9
	变异系数/%	1.90	39.6	17.1	14.3	21.3	20.2	18.8	17.7	33.9	67.4	30.4	74.9	27.9
饮用水质标准 ^[21]		6.0~9.0	7.5	—	—	—	—	—	250	250	0.015	10	—	—
V 类水质标准 ^[21]		6.0~9.0	2.0	—	—	—	—	—	—	—	2.0	—	—	—

$\text{meq}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $15.3 \text{ meq}\cdot\text{L}^{-1}$) 略大于同期的东江离子总量 ($5.33 \text{ meq}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $14.7 \text{ meq}\cdot\text{L}^{-1}$)。石马河流域河水的 TDS 范围为 $21.0 \sim 234 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 6 月的河水为弱矿化度水, 2 月和 11 月的则为中矿化度水。水体营养盐 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 和 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 的浓度范围分别为 $0.02 \sim 20.2$ 、 $0.07 \sim 18.7$ 和 $0.02 \sim 2.02 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 71.8% 的水样 NH_4^+-N 浓度超过了国家地表水质量标准 (V 类), 说明流域受到了氮素的污染; 而 11 月的东江干流水样亦存在 NH_4^+-N ($8.74 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 超标现象。

2.2 石马河流域的水化学组分时空差异

石马河流域的水体 DO 浓度时空差异较为显著 (图 2), 不同水体的汇入及气象因素导致了不同时期水体 DO 浓度较高的变异系数 (81%、44.5% 和 39.6%); 流域降雨量的排序为 6 月 (265 mm) > 11 月 (168 mm) > 2 月 (51.1 mm), 而水体 DO 平均浓度的排序与降雨量一致 ($3.67 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} > 3.30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} > 2.54 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 说明较大的降雨量使得 6 月的河水溶解氧含量升高。值得注意的是, 2 月的 R4 至 R6 和 R7 分别位于东江大坝 (橡胶坝前) 和石马河与潼湖水汇水处, 水流较慢, 水力搅动较小, DO 浓度呈下降趋势, 水体处于厌氧环境, 现场采样时发现该段河道存在凤眼莲 (*Eichhornia crassipes*) “疯长”并覆盖河道的情况, 这对水生生态系统及东江饮用水源地构成了严重的隐患。2 月和 11 月的 R2 处 DO 浓度出现了较大起伏, 加之该采样点位于人口密集的塘厦镇, 所以可能是生活废水排放所致; 而 11 月时, 河水经企石污水处理厂的处理后使得 R8 处 DO 浓度显著升高。3 个时期的石马河流域水体 TDS 平均值排序为 11 月 ($233 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) > 2 月 ($173 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) > 6 月 ($74.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) (表 1); 6 月时, 研究区域受到热带风暴“泰利”引发的暴雨影响, 6 月 20 ~ 22 日的累积降雨量达到 171 mm, 因此, 强降雨 (雨水 TDS 平均值: $8.42 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) [8] 的稀释作用是河水 TDS 下降的主要原因, TDS 从上游至下游的变化较 2 月和 11 月平稳 (图 3); 2 月时降雨量较小, 河道径流基本为基流; 而 11 月的降雨介于 2 月与 6 月之间, 降雨初期产生的地表径流将陆源化学物质输送到河中是导致 11 月河水 TDS 较高的原因之一 [23]。在空间上, TDS 在 R2 处出现了“峰值”, 验证了关于该处存在废水排放的推测; R6 处的 TDS 陡然升高, 说明谢岗涌的来水存在大量阴阳离子; 2 月和 11 月时, 企石污水处理厂的排水显著降低河水 (R8) 的 TDS; 11 月时, 当仁和水、寒溪河

汇入后, 河水 (R8 ~ R11) TDS 再度呈现出了上升趋势, 说明该两个水体中携带了大量化学物质。

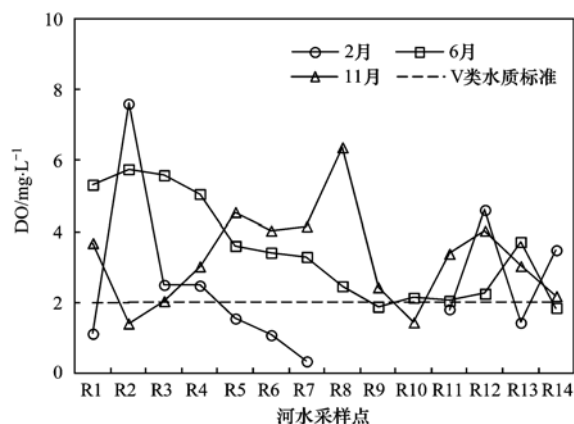


图 2 石马河流域溶解氧 (DO) 浓度时空变化

Fig. 2 Temporal-spatial variation of DO concentration in Shima River catchment

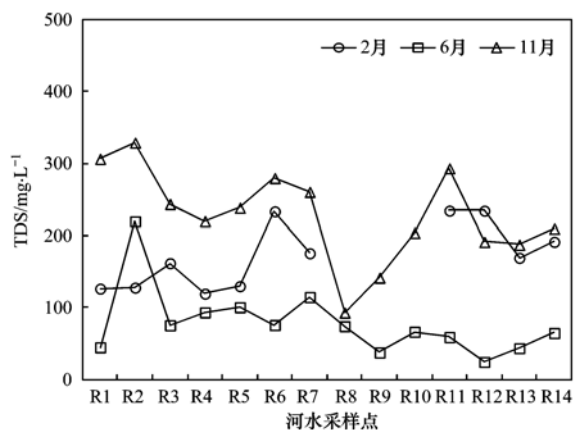


图 3 石马河流域 TDS 时空变化

Fig. 3 Temporal-spatial variation of TDS in Shima River catchment

利用阴离子 (SO_4^{2-} 、 Cl^- 和 HCO_3^-) 和阳离子 (Na^+ 、 K^+ 、 Ca^{2+} 和 Mg^{2+}) 三角图可以表明不同水体的化学组成特征, 如图 4 所示。阳离子三角图 [图 4(a)] 中, 石马河流域河水阳离子分布在 $\text{K}^+ + \text{Na}^+ - \text{Ca}^{2+}$ 一线, 但不同时期的水体阳离子组成存在差异; 2 月和 11 月的阳离子靠近 $\text{K}^+ + \text{Na}^+$ 端元, 占阳离子的平均百分比分别为 61.2% 和 61.6%, 说明受蒸发岩的影响 [10,24]; 而 6 月则靠近 Ca^{2+} 一端, 阳离子的平均百分比排序为 Ca^{2+} (53.3%) > $\text{K}^+ + \text{Na}^+$ (37.4%) > Mg^{2+} (9.26%), Mg^{2+} 的含量则较为稳定, 介于 6.79% ~ 9.29% 之间; 3 个时期的水样阴离子分布于三角图中部略靠 HCO_3^- 一角, HCO_3^- 为水体中的主要阴离子, 3 个时期的平均百分比分别为 47.5%、57.0% 和 40.37%; 2 月和 11 月时 Cl^- 的百分比次之, 分别为 33.5% 和 34.3%, 而 6 月时

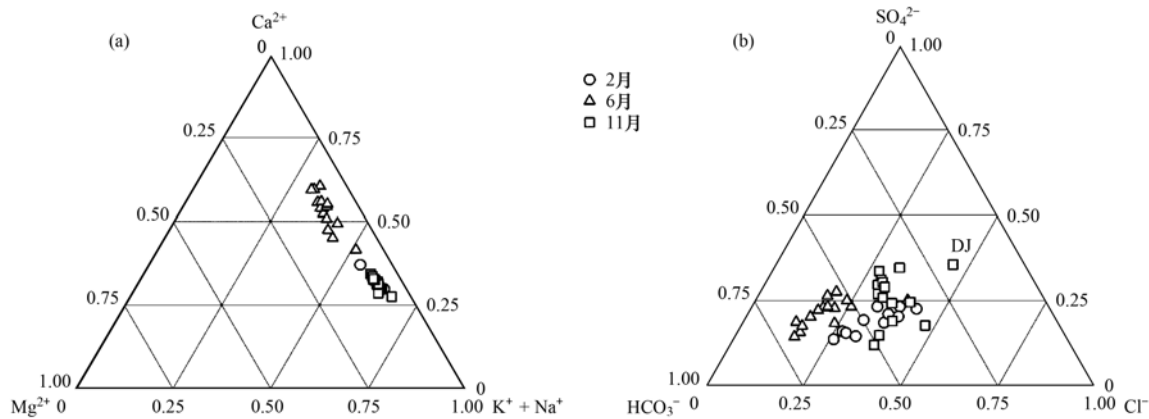


图 4 石马河流域阴阳离子三角图

Fig. 4 Ternary plots for cations and anions in Shima River catchment

的 Cl^- 和 SO_4^{2-} 含量相当, 占 20.8% 和 22.2%. 2 月和 11 月时, 石马河河水的水化学类型一致, 均为 $\text{HCO}_3^- - \text{Na}^+$ 水, 而 6 月的河水则为 $\text{HCO}_3^- - \text{Ca}^{2+}$ 水.

在营养盐方面, N 和 P 盐的平均浓度排序均为 2 月 > 11 月 > 6 月, 流域内 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度存在超过饮用水质量标准 ($10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 的现象, 而水体 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度则普遍超过了 V 类水质标准; 尽管 6 月的强降雨稀释作用显著降低了营养盐浓度, 但 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度 ($0.02 \sim 6.35 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 仍显著超过了 I 类水质标准 ($0.015 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$); 如图 5(a) 和 5(b) 所示, 水体 N 盐浓度在 R2 和 R6 处均呈现上升趋势, 而 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 呈显著下降趋势; 赵坤荣^[25]的研究表明, 我国的城市生活污水中 N 的平均排污负荷 [$13.6 \text{ g} \cdot (\text{d} \cdot \text{人})^{-1}$] 约是 P [$1.22 \text{ g} \cdot (\text{d} \cdot \text{人})^{-1}$] 的 11 倍, 即生活废水中 N 的浓度远高于 P; R2 位于塘厦镇中心, 野外调查发现河道两岸均为民居并设有排水管道; 而 R5 和 R6 之间有谢岗涌的来水汇入; 因此, 生活污水的汇入是导致该两个点位 N 和 P 浓度出现起伏的主要原因. 2 月和 11 月的 R6 和 R8 处, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的浓度“峰值”与“谷值”与 TDS 一致, 与谢岗涌的来水和污水处理厂排水水质有关, “峰值”说明谢岗涌的来水含有较高浓度的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$, “谷值”表明污水经处理后对河道水环境的改善效果比较明显; 而仁和水和寒溪河的汇入亦影响了 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度的变化. $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度在空间分布上则较为稳定; 6 月时水体和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度较 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 低, 除了降雨对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度的稀释外, 可能由于水体相对较高的 DO 浓度促进了硝化作用, 使得 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 向 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 转化^[26].

2 月和 11 月的 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 平均浓度亦处于较高水平 ($1.17 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.51 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 浓度从上游至下游呈下降趋势 [图 5(c)], 主要原因是

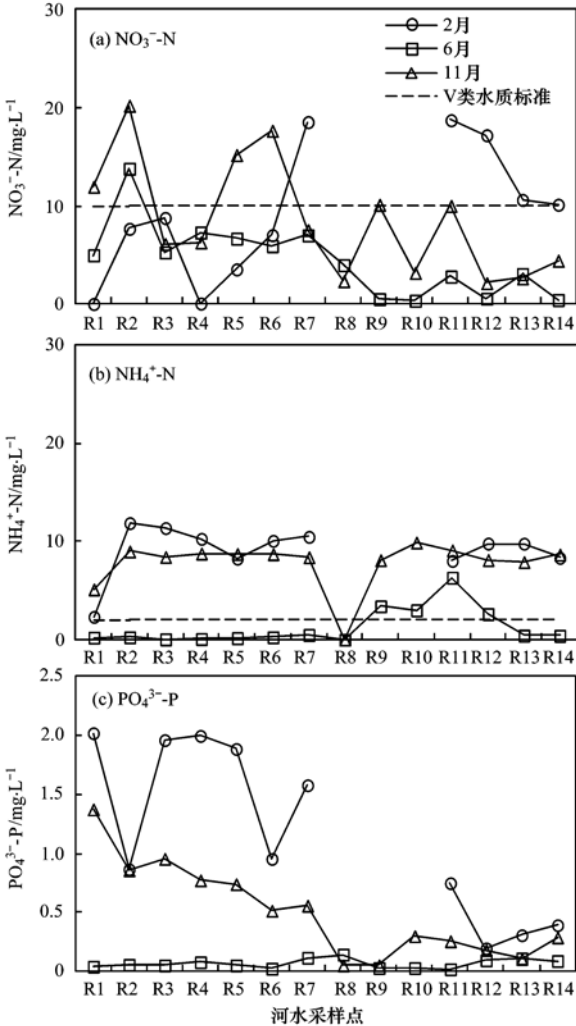


图 5 石马河流域营养盐的时空变化

Fig. 5 Temporal-spatial variation of nutritive salt in Shima River catchment

$\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 易于吸附到颗粒物表面^[27], 随颗粒自然沉淀至河床, 使得 P 浓度不断下降. 由于 3 个时期的河水 N 和 P 浓度均高于 $0.20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.02 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,

从营养盐单因子考虑,有可能导致富营养化现象^[28];除此之外,R7处的N:P介于14.9~18.4之间,非常接近最有利于浮游植物生长的比例(16:1),从而更好地解释了该点位水体溶解氧降低(图2)和凤眼莲覆盖河道的现象。

2.3 石马河流域水化学控制因素

2.3.1 自然因素

流域水体中的主离子来源于不同岩石风化作用、大气(海盐)沉降及人类活动^[29]。Gibbs^[5]提出的河水溶质起源模型能有效地揭示流域水化学组分及来源;如图6所示,2月和11月时,河水 $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ 值分别为0.59~0.69和0.63~0.71, TDS亦较高,水化学组分受蒸发沉淀作用影响;反观6月, TDS较小($21.0 \sim 219 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ 值介于0.31~0.55之间,水化学组分在一定程度上向受大气降水控制的区域演变,与研究区域出现强降雨的情况比较吻合;不同时期较小的

$\text{Cl}^- / (\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-)$ 的比值(0.20~0.58)表明 HCO_3^- 离子含量较高,流域水化学组成受岩石风化的影响较为显著。由此可推断,石马河流域的水化学组成主要受岩石风化所控制,由于地处亚热带季风区,全年降雨充沛,导致水化学组成亦在一定程度上也受到了降水影响。

石马河流域位于珠江三角洲东侧,加之不同时期河水的阴离子比例分布较散[图4(b)],说明其来源较为复杂,既可能来源于不同岩性的岩石风化,又可能存在人类活动的贡献或海盐沉降。在探讨岩石风化作用对水体阳离子分布差异的影响之前需要扣除海盐沉降的贡献。采用公式(1)可计算得到海盐沉降对石马河流域的贡献率(表2);对比人类活动影响较小的珠海天然小流域,海盐沉降对石马河流域的贡献率显著较低;水体主离子(除了6月的 Mg^{2+})的贡献率均小于10%,说明海盐沉降对流域的离子贡献率非常低。

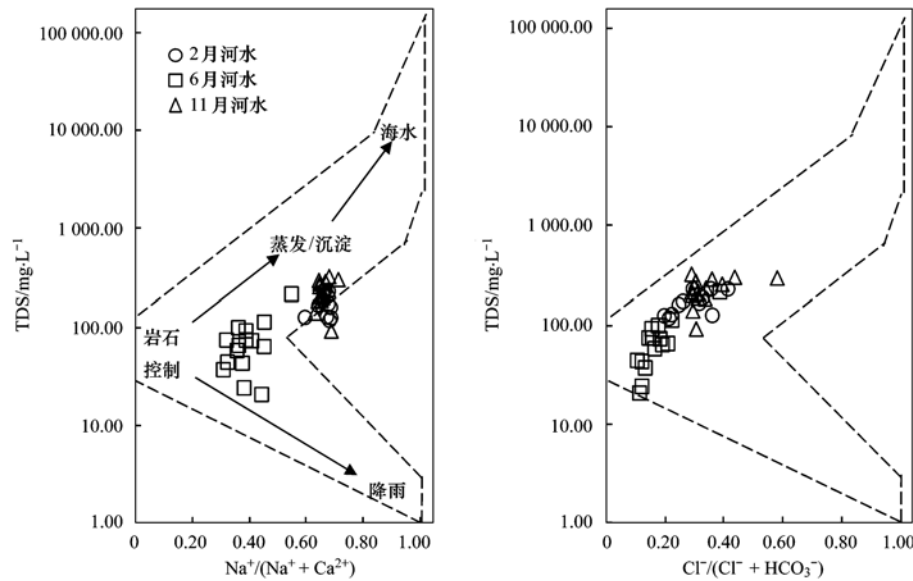


图6 石马河流域水化学 Gibbs 分布图

Fig. 6 Gibbs boomerang envelope of water samples from Shima River catchment

表2 海盐沉降对河水主离子含量的贡献率/%

Table 2 Contribution of sea salts deposition to the content of major ions in river water/%

流域名称	时间	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	SO_4^{2-}	Cl^-
石马河流域	2012年2月	0.20	8.01	2.36	0.24	0.38	2.92
石马河流域	2014年6月	0.24	11.6	8.31	0.41	0.50	6.96
石马河流域	2012年11月	0.22	8.71	2.63	0.23	0.19	1.97
珠海滨海小流域 ^[8]	2007年旱季	3.00	41.0	11.0	2.00	9.00	22.0
珠海滨海小流域 ^[8]	2007年雨季	6.00	60.0	21.0	2.00	15.0	45.0

由于阳离子 K^+ 、 Na^+ 、 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 主要来源于不同岩性的岩石风化作用^[10,15,29]。在扣除海盐沉降对水体离子贡献的条件下,绘制径流元素比值图(图7);如图7(a)所示,2月和11月的点位均分布于蒸发岩端元,而6月则位于蒸发岩与碳酸盐岩的连线上,说明水化学组成从旱季的蒸发岩控制向雨季的蒸发岩和碳酸盐岩共同控制转变。旱季时,降雨量较小,流域水化学类型受上游地区的蒸发岩影响较大;雨季时,降雨侵蚀及碳酸盐岩溶解使得水化学组成发生转变;图7(b)中,所有点位均靠近蒸发岩控制端元, Mg/Na 的比值介于 0.09 ~ 0.43,平

均值为 0.20,说明水体中的 Mg 浓度较低,这可能与流域不同岩石中较低的 Mg 含量有关。石马河流域的硅酸盐岩分布较少,各点位在图7中的分布均远离硅酸盐岩控制端元,这与流域中上游主要分布有碳酸盐岩和下游分布蒸发岩的岩性特征相吻合。谢晨骥等^[15]的研究表明东江流域的水化学组成主要受到硅酸盐岩石风化的影响;如图4(b)所示,东江干流 HCO_3^- 所占的阴离子百分比显著低于石马河;石马河流域作为东江流域下游的一级支流,由于不同的水岩作用导致流域水化学组成及控制因素与东江干流的差异较为显著。

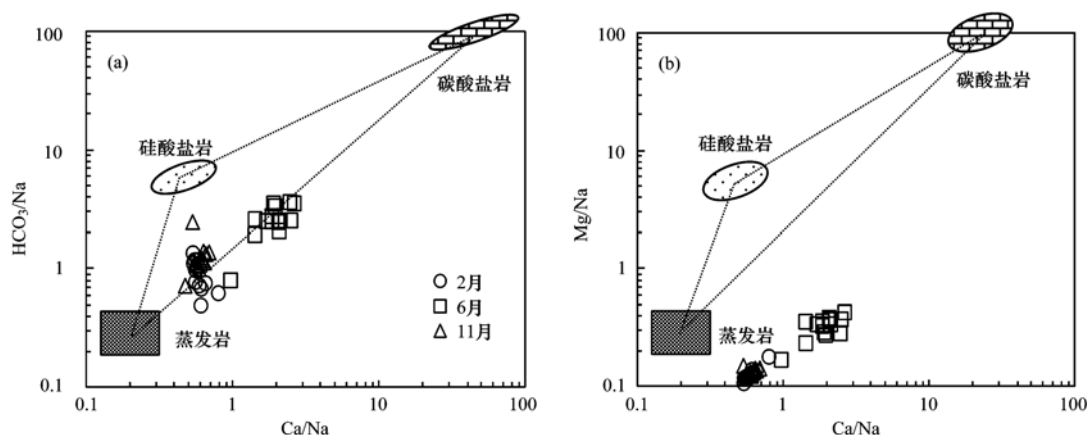


图7 石马河流域河水主离子的比例关系

Fig. 7 Scatter diagrams between major ions of river water in Shima River catchment

2.3.2 人类活动

石马河流域从20世纪60年代开始受到人类活动的影响,为解决香港供水问题,从而通过抽取东江水注入石马河使得其流向逆转,从北向南流,成为主要的输水线,直至2003年才恢复河道原先的流向。而改革开放以来,剧烈的人类活动已导致石马河流域受到了严重的污染^[12]。上游河水(R1)的 Cl^- ($59.2 \sim 127 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 和 SO_4^{2-} ($51.3 \sim 64.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 浓度显著高于DJ ($15.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $18.9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),而石马河流域上游为工业较为发达的区域^[12],工业排水中含有大量的 Cl^- 和 SO_4^{2-} ,因此工业排水是河水中 Cl^- 和 SO_4^{2-} 的主要来源之一;另一个主要来源可能是酸沉降,广东省环境质量状况公报^[30]显示2007~2012年东莞市连续出现酸雨,2007和2008年更是成为重酸雨污染区;而酸雨中含有较高浓度的 SO_4^{2-} 和 NO_3^- 。水体的营养盐(N和P)的来源包括农业施肥、家禽养殖业、工业及生活污水等;卢薇等^[13]的研究表明,近20年来东莞市化肥(以氮肥为主)和农药施用量分别高达 $8113 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 0.12

$\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$;以动物粪便为主的养殖废水是水体中 NH_4^+-N 和 P 的主要来源,2000年东莞市仅养猪和养鸡两个行业的 NH_4^+-N 和 TP 排放量就高达 $5.93 \times 10^4 \text{ t}$ 和 $1.60 \times 10^4 \text{ t}$;除此之外,2002年全市通过工业废水排放的 NH_4^+-N 为 1597 t ^[13]。因此,石马河流域水体中较高浓度的 N 和 P 主要是剧烈的人类活动所致。

采用阴阳离子浓度的相关性分析可大致判断不同离子的来源是否一致^[3]。如表3所示, K^+ 、 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 和 HCO_3^- 间均呈现出显著性正相关 ($P < 0.05$ 或 $P < 0.01$, Ca^{2+} 与 SO_4^{2-} 除外),说明阳离子、 HCO_3^- 及部分 SO_4^{2-} 来源于岩石风化;而 Cl^- 和 SO_4^{2-} 则主要来源于工业污染源; K^+ 、 Na^+ 、 Mg^{2+} 、 $NO_3^- - N$ 、 $NH_4^+ - N$ 和 $PO_4^{3-} - P$ 间的正相关关系 ($P < 0.05$ 或 $P < 0.01$) 表明其部分来源于化肥的施用;部分 $NH_4^+ - N$ 和 $PO_4^{3-} - P$ 则来源于家禽养殖废水; $NO_3^- - N$ 和 $PO_4^{3-} - P$ 的相关性不显著 ($P > 0.05$),说明 $NO_3^- - N$ 的主要来源可能是生活废水。

表 3 河水离子的相关性分析¹⁾

Table 3 Correlation analysis of ions in river water

	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	PO ₄ ³⁻ -P
Ca ²⁺	1	0.772 **	0.641 **	0.668 **	0.344 *	0.345 *	0.293	0.278	0.213	0.467 **
Mg ²⁺		1	0.837 **	0.850 **	0.459 **	0.613 **	0.482 **	0.531 **	0.391 *	0.590 **
Na ⁺			1	0.922 **	0.609 **	0.819 **	0.539 **	0.655 **	0.366 *	0.720 **
K ⁺				1	0.641 **	0.829 **	0.626 **	0.590 **	0.248	0.650 **
HCO ₃ ⁻					1	0.596 **	0.493 **	0.235	-0.210	0.591 **
Cl ⁻						1	0.714 **	0.518 **	0.295	0.397 *
SO ₄ ²⁻							1	0.424 **	0.148	0.111
NH ₄ ⁺ -N								1	0.343 *	0.490 **
NO ₃ ⁻ -N									1	0.043
PO ₄ ³⁻ -P										1

1) *, ** : 显著性相关($P < 0.05$, $P < 0.01$)

3 结论

(1) 石马河流域的水化学组成时空差异显著,2 月和 11 月的水体阳离子以 $K^+ + Na^+$ 为主,占阳离子总量的平均百分比分别为 61.2% 和 61.6%; 6 月则以 Ca^{2+} (53.3%) 为主; 河水阴离子则以 HCO_3^- (47.5%、57.0% 和 40.37) 为主; 2 月和 11 月河水水化学类型为 $HCO_3^- - Na^+$ 水,而 6 月则为 $HCO_3^- - Ca^{2+}$ 水。

(2) 石马河河水受到了 N 和 P 的污染,出现了较严重的水体富营养化现象; N 和 P 盐的平均浓度排序均为 2 月 > 11 月 > 6 月; 空间上的差异主要受(非)点源污染排放、支流水系来水影响。

(3) 海盐沉降对石马河流域的离子贡献率均较低; 2 月和 11 月的河水阳离子主要受蒸发岩的影响,而 6 月则主要受蒸发岩和碳酸盐岩的控制; 营养盐 N 和 P 浓度的时空差异受人类活动的影响较为显著。

参考文献:

[1] 李思悦,程晓莉,顾胜,等. 南水北调中线水源地丹江口水库水化学特征研究[J]. 环境科学, 2008, **29**(8): 2111-2116.

[2] Chen J S, Wang F Y, Xia X H, *et al.* Major element chemistry of the Changjiang (Yangtze River) [J]. Chemical Geology, 2002, **187**(3-4): 231-255.

[3] 张芳,李发东,李静,等. 德州引黄灌区主要河水水化学空间特征分析[J]. 中国生态农业学报, 2013, **21**(4): 487-493.

[4] 蒋保刚,闫正,宋献方,等. 汉江上游金水河流域河水的化学特征[J]. 环境化学, 2013, **32**(6): 980-986.

[5] Gibbs R J. Mechanisms controlling world water chemistry [J]. Science, 1970, **170**(3962): 1088-1090.

[6] Kilham P. Mechanisms controlling the chemical composition of lakes and rivers: Data from Africa [J]. Limnology and Oceanography, 1990, **35**(1): 80-83.

[7] Hu M H, Stallard R F, Edmond J M. Major ion chemistry of some large Chinese rivers [J]. Nature, 1982, **298**(5): 550-553.

[8] 谢丽纯,陈建耀,董林垚,等. 珠江三角洲滨海小流域离子化学特征及来源分析[J]. 热带地理, 2011, **31**(2): 138-145.

[9] 孙瑞,张雪芹,吴艳红. 藏南羊卓雍错流域水化学主离子特征及其控制因素[J]. 湖泊科学, 2012, **24**(4): 600-608.

[10] 朱秉启,杨小平. 塔克拉玛干沙漠天然水体的化学特征及其成因[J]. 科学通报, 2007, **52**(13): 1561-1566.

[11] Chau K W. Characterization of transboundary POP contamination in aquatic ecosystems of Pearl River delta [J]. Marine Pollution Bulletin, 2005, **51**(8-12): 960-965.

[12] 高磊,陈建耀,柯志庭,等. 东莞石马河流域重金属污染及生态毒性的时空差异[J]. 环境科学, 2013, **34**(8): 3079-3087.

[13] 芦薇,彭泳,刘瑞华. 东莞地下水环境质量现状评价[J]. 水文地质工程地质, 2004, (4): 70-74.

[14] 黄宗万. 广东东莞盆地地热地质条件及勘探前景[J]. 华南地质与矿产, 2010, (3): 68-72.

[15] 解晨曦,高全洲,陶贞,等. 东江流域化学风化对大气 CO_2 的吸收[J]. 环境科学学报, 2013, **33**(8): 2123-2133.

[16] 中山大学水资源与环境研究中心. 东莞市水环境现状分析及水污染治理战略研究[R]. 2008.

[17] DZ/T 0064. 49-1993, 滴定法测定碳酸根、重碳酸根和氢氧根[S].

[18] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2003.

[19] 沈照理. 水文地球化学基础[M]. 北京: 地质出版社, 1993.

[20] Meybeck M. Atmospheric inputs and river transport of dissolved substances[A]. In: Webb B W (Ed.). Dissolved Loads of Rivers and Surface Water Quantity/Quality Relationships [C]. Hamburg: IAHS Publ, 1983. 173-191.

[21] GB 3838-200, 中华人民共和国地表水环境质量标准[S].

[22] Meybeck M. Global occurrence of major elements in rivers[A]. In: Drever J I (Ed.). Treatise on Geochemistry, Volume 5 [M]. Amsterdam: Elsevier, 2003. 207-223.

[23] Lu F H, Ni H G, Liu F, *et al.* Occurrence of nutrients in

- riverine runoff of the Pearl River Delta, South China[J]. Journal of Hydrology, 2009, **376**(1-2): 107-115.
- [24] Meybeck M. Global chemical weathering of surficial rocks estimated from river dissolved loads [J]. American Journal of Science, 1987, **287**: 401-428.
- [25] 赵坤荣. 我国城镇居民生活源排污时空演变规律及其机理研究[D]. 广州: 中山大学, 2010.
- [26] Wilbers G J, Becker M, Nga L T, *et al.* Spatial and temporal variability of surface water pollution in the Mekong Delta, Vietnam[J]. Science of the Total Environment, 2014, **485-486**: 653-665.
- [27] Li T, Wang D S, Zhang B, *et al.* Characterization of the phosphate adsorption and morphology of sediment particles under simulative disturbing conditions [J]. Journal of Hazardous Materials, 2006, **137**(3): 1624-1630.
- [28] 黄玉瑶. 内陆水域污染生态学: 原理与应用[M]. 北京: 科学出版社, 2001.
- [29] 周嘉欣, 丁永建, 曾国雄, 等. 疏勒河上游地表水水化学主离子特征及其控制因素[J]. 环境科学, 2014. **35**(9): 3315-3324.
- [30] 广东省环境保护厅. 广东省环境状况公报[R]. 广州: 环境保护厅, 2007-2012.

CONTENTS

Pollution of Halogenated Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Atmospheric Particulate Matters of Shenzhen	SUN Jian-lin, CHANG Wen-jing, CHEN Zheng-xia, <i>et al.</i> (1513)
Emission Characteristics of VOCs from Typical Restaurants in Beijing	CUI Tong, CHENG Jing-chen, HE Wan-qing, <i>et al.</i> (1523)
Characteristics Analysis of Sulfur Dioxide in Pearl River Delta from 2006 to 2010	LI Fei, TAN Hao-bo, DENG Xue-jiao, <i>et al.</i> (1530)
Comparison Test Between PM _{2.5} Continuous Monitoring System and Manual Sampling Analysis for PM _{2.5} in Ambient Air	WANG Qiang, ZHONG Qi, CHI Ying, <i>et al.</i> (1538)
Determination and Emission of Condensable Particulate Matter from Coal-fired Power Plants	PEI Bing (1544)
Potential Carbon Fixation Capability of Non-photosynthetic Microbial Community at Different Depth of the South China Sea and Its Response to Different Electron Donors	FANG Feng, WANG Lei, XI Xue-fei, <i>et al.</i> (1550)
Remote Sensing Estimation of Chlorophyll-a Concentration in Inland Lakes Based on GOCI Image and Optical Classification of Water Body	FENG Chi, JIN Qi, WANG Yan-nan, <i>et al.</i> (1557)
Hydrochemical Characteristics and Sources of Qingshuijiang River Basin at Wet Season in Guizhou Province	LÜ Jie-mei, AN Yan-ling, WU Qi-xin, <i>et al.</i> (1565)
Temporal-spatial Variation and Source Identification of Hydro-chemical Characteristics in Shima River Catchment, Dongguan City	GAO Lei, CHEN Jian-yao, WANG Jiang, <i>et al.</i> (1573)
Response and Control Factors of Groundwater to Extreme Weather, Jiguan Cave, Henan Province, China	LIU Xiao, YANG Yan, PENG Tao, <i>et al.</i> (1582)
Impact of Rocky Desertification Treatment on Underground Water Chemistry and Dissolved Inorganic Carbon Isotope in Karst Areas	XIAO Shi-zhen, XIONG Kang-ning, LAN Jia-cheng, <i>et al.</i> (1590)
Difference of Karst Carbon Sink Under Different Land Use and Land Cover Areas in Dry Season	ZHAO Rui-yi, LIANG Zuo-bing, WANG Zun-bo, <i>et al.</i> (1598)
Vertical Migration Characteristics of Organochlorine Pesticides in Overlying Soil in Karst Terranes and Its Impact on Groundwater	SUN Yu-chuan, WANG Yong-qi, LIANG Zuo-bing, <i>et al.</i> (1605)
Pollution Status and Migration of Mercury in the Sediments of Nansi Lake in Shandong Province	CAO Fei-fei, YANG Li-yuan, PANG Xu-gui, <i>et al.</i> (1615)
Response of Sediment Micro Environment and Micro Interface to Physical Disturbance Intensity Under the Disturbance of <i>Chironomus plumosus</i>	SHI Xiao-dan, LI Yong, LI Da-peng, <i>et al.</i> (1622)
Characteristics of Atmospheric Nitrogen Wet Deposition and Associated Impact on N Transport in the Watershed of Red Soil Area in Southern China	HAO Zhuo, GAO Yang, ZHANG Jin-zhong, <i>et al.</i> (1630)
Effect of Different Purple Parent Rock on Removal Rates of Nitrogen, Phosphorus and Organics in Landscape Water	HUANG Xue-jiao, LIU Xiao-chen, LI Zhen-lun, <i>et al.</i> (1639)
Effects of <i>Litchi chinensis</i> Defoliation on Growth and Photosynthesis of <i>Microcystis aeruginosa</i>	WANG Xiao-xiong, JIANG Chen-chun, LI Jin-wei, <i>et al.</i> (1648)
Toxicity of <i>Coptis chinensis</i> Rhizome Extracts to Green Algae	CHEN Ya-nan, YUAN Ling (1655)
Formation Mechanism of the Disinfection By-product 1,1-Dichloroacetone in Drinking Water	DING Chun-sheng, MENG Zhuang, XU Yang-yang, <i>et al.</i> (1662)
Degradation Kinetics and Formation of Disinfection By-products During Linuron Chlorination in Drinking Water	LING Xiao, HU Chen-yan, CHENG Ming, <i>et al.</i> (1668)
Interference for Various Quench Agents of Chemical Disinfectants on Detection of Endotoxin Activities in Water	ZHANG Can, LIU Wen-jun, SHI Yun, <i>et al.</i> (1674)
Ammonium Adsorption Characteristics in Aqueous Solution by Dairy Manure Biochar	MA Feng-feng, ZHAO Bao-wei, DIAO Jing-ru, <i>et al.</i> (1678)
Absorption of Uranium with Tea Oil Tree Sawdust Modified by Succinic Acid	ZHANG Xiao-feng, CHEN Di-yun, PENG Yan, <i>et al.</i> (1686)
Effect of Membrane Wettability on Membrane Fouling and Chemical Durability of SPG Membranes	ZHANG Jing, XIAO Tai-min, ZHANG Jing, <i>et al.</i> (1694)
TiO ₂ -Induced Photodegradation of Levofloxacin by Visible Light and Its Mechanism	GUO Hong-sheng, LIU Ya-nan, QIAO Qi, <i>et al.</i> (1700)
Performance of Novel Macromolecule Flocculant in the Treatment of Wastewater Containing Cr(VI) Ions	WANG Gang, DU Feng-ling, CHANG Qing, <i>et al.</i> (1707)
On-line Estimation for the Amount of Stored PHA in Activated Sludge Based on OUR-HPR Measurements	ZENG Shan-wen, WANG Ze-yu, GAO Jing, <i>et al.</i> (1713)
Formation Mechanism of Self-forming Dynamic Membrane During Separation of High-concentration Sewage Sludge Fermented for Acid Production	HUANG Shuai, LIU Hong-bo, YIN Bo, <i>et al.</i> (1720)
Influence of Air Flux on Municipal Sludge Biodrying in a Pilot Scale Test	ZHANG Yu, HAN Rong, LU Wen-jing, <i>et al.</i> (1727)
Extraction of Heavy Metals from Sludge Using Biodegradable Chelating Agent <i>N,N</i> -bis(carboxymethyl) Glutamic Acid Tetrasodium	WU Qing, CUI Yan-rui, TANG Xiao-xiao, <i>et al.</i> (1733)
Biodiversity and Function Analyses of BIOLAK Activated Sludge Metagenome	TIAN Mei, LIU Han-hu, SHEN Xin, <i>et al.</i> (1739)
Characteristics of Nitrogen Removal by a Heterotrophic Nitrification-Aerobic Denitrification Bacterium YL	LIANG Xian, REN Yong-xiang, YANG Lei, <i>et al.</i> (1749)
Biodegradation Characteristics and Kinetics of <i>p</i> -nitrophenol by Strain <i>Arthrobacter</i> sp. CN2	REN Lei, SHI Yan-hua, JIA Yang, <i>et al.</i> (1757)
Biodegradation of Pyrene by Intact Cells and Spores of <i>Brevibacillus brevis</i>	LIU Zhi-chen, YE Jin-shao, PENG Hui, <i>et al.</i> (1763)
Investigation of Antibiotic Resistance Genes (ARGs) in Landfill	LI Lei, XU Jing, ZHAO You-cai, <i>et al.</i> (1769)
Investigation of Antibiotic Resistance of Indigenous Bacteria and Abundance of Class I Integron in Matrix of Constructed Wetlands of Different Configurations	MAI Xiao-bei, TAO Ran, YANG Yang, <i>et al.</i> (1776)
Effects of Nitrate and CH ₄ on Anaerobic Oxidation of BETX in Landfill Cover Soils	LIU Rong, LONG Yan, WANG Li-li, <i>et al.</i> (1785)
Spatial Heterogeneity of Soil Respiration in a Planted Larch Forest in Shanxi Plateau	YAN Jun-xia, LI Hong-jian, LI Jun-jian, <i>et al.</i> (1793)
Effects of Nitrogen Fertilization on Soil Respiration and Temperature Sensitivity in Spring Maize Field in Semi-Arid Regions on Loess Plateau	JIANG Ji-shao, GUO Sheng-li, WANG Rui, <i>et al.</i> (1802)
Distribution Characteristics of Heavy Metals in the Street Dusts in Xuanwei and Their Health Risk Assessment	ZHANG Wen-chao, LÜ Sen-lin, LIU Ding-yu, <i>et al.</i> (1810)
Spatial Distribution of Magnetic Properties of Street Dust in Baoji City and Its Implications of Environment	ZHANG Jun-hui, WANG Jin, ZHANG Jian, <i>et al.</i> (1818)
Effect of Long-term Fertilizer Application on the Stability of Organic Carbon in Particle Size Fractions of a Paddy Soil in Zhejiang Province, China	MAO Xia-li, LU Kou-ping, SUN Tao, <i>et al.</i> (1827)
Effects of Different Reclaimed Scenarios on Soil Microbe and Enzyme Activities in Mining Areas	LI Jun-jian, LIU Feng, ZHOU Xiao-mei (1836)
Soil Microorganism Characteristics and Soil Nutrients of Different Wetlands in Sanjinag Plain, Northeast China	XIAO Ye, HUANG Zhi-gang, WU Hai-tao, <i>et al.</i> (1842)
Strengthening Effects of Sodium Salts on Washing Kerosene Contaminated Soil with Surfactants	HUANG Zhao-lu, CHEN Quan-yuan, ZHOU Juan, <i>et al.</i> (1849)
Effects and Biological Response on Bioremediation of Petroleum Contaminated Soil	YANG Qian, WU Man-li, NIE Mai-qian, <i>et al.</i> (1856)
Enhanced Phytoremediation of Heavy Metals from Contaminated Soils Using <i>Sedum alfredii</i> Hance with Biodegradable Chelate GLDA	WEI Ze-bin, CHEN Xiao-hong, WU Qi-tang, <i>et al.</i> (1864)
Speciation Characteristics and Bioavailability of Heavy Metals in Oasis Soil Under Pb, Zn Combined Stress	JIN Cheng, ZHAO Zhuan-jun, NAN Zhong-ren, <i>et al.</i> (1870)
Influence of Sulfur on the Formation of Fe-Mn Plaque on Root and Uptake of Cd by Rice (<i>Oryza sativa</i> L.)	WANG Dan, LI Xin, WANG Dai-chang, <i>et al.</i> (1877)
Effects of Ozone on Photosynthesis of Several Plants	LI Miao-miao (1888)
A Method Research on Environmental Damage Assessment of a Truck Rollover Pollution Incident	CAI Feng, ZHAO Shi-bo, CHEN Gang-cai, <i>et al.</i> (1902)

《环境科学》第6届编辑委员会

主 编: 欧阳自远

副主编: 赵景柱 郝吉明 田 刚

编 委: (按姓氏笔画排序)

万国江 王华聪 王凯军 王绪绪 田 刚 田 静 史培军
朱永官 刘志培 刘 毅 汤鸿霄 孟 伟 周宗灿 林金明
欧阳自远 赵景柱 姜 林 郝郑平 郝吉明 聂永丰 黄 霞
黄 耀 鲍 强 潘 纲 潘 涛 魏复盛

环 境 科 学

(HUANJING KEXUE)

(月刊 1976年8月创刊)

2015年5月15日 第36卷 第5期

ENVIRONMENTAL SCIENCE

(Monthly Started in 1976)

Vol. 36 No. 5 May 15, 2015

主 管	中国科学院	Superintended	by	Chinese Academy of Sciences
主 办	中国科学院生态环境研究中心	Sponsored	by	Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences
协 办	(以参加先后为序) 北京市环境保护科学研究院 清华大学环境学院	Co-Sponsored	by	Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection School of Environment, Tsinghua University
主 编	欧阳自远	Editor-in -Chief		OUYANG Zi-yuan
编 辑	《环境科学》编辑委员会 北京市2871信箱(海淀区双清路 18号, 邮政编码:100085) 电话:010-62941102, 010-62849343 传真:010-62849343 E-mail: hjkx@ rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn	Edited	by	The Editorial Board of Environmental Science (HUANJING KEXUE) P. O. Box 2871, Beijing 100085, China Tel:010-62941102, 010-62849343; Fax:010-62849343 E-mail: hjkx@ rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn
出 版	科 学 出 版 社 北京东黄城根北街16号 邮政编码:100717	Published	by	Science Press 16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China
印 刷 装 订	北京北林印刷厂	Printed	by	Beijing Bei Lin Printing House
发 行	科 学 出 版 社 电话:010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com	Distributed	by	Science Press Tel:010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com
订 购 处	全国各地邮电局	Domestic		All Local Post Offices in China
国外总发行	中国国际图书贸易总公司 (北京399信箱)	Foreign		China International Book Trading Corporation (Guoji Shudian), P. O. Box 399, Beijing 100044, China

中国标准刊号: ISSN 0250-3301
CN 11-1895/X

国内邮发代号: 2-821

国内定价: 120.00元

国外发行代号: M 205

国内外公开发行