

江汉平原高砷地下水中溶解性有机质来源的稳定碳同位素示踪研究

韩莉, 甘义群, 于凯

中国地质大学环境学院, 武汉, 430074

高砷地下水形成的主要原因是厌氧微生物的作用下, 铁锰矿物的还原性溶解。作为微生物活动的能源物质和重要的电子供体, 溶解性有机质 (Dissolved Organic Matter, DOM) 对于高砷地下水的形成具有重要意义 (Suiling et al., 2006; Hossain et al., 2013)。稳定碳同位素可以有效对 DOM 进行示踪 (Alexandre et al., 2008; Thibault et al., 2011), 指示碳的来源 (Harvey et al., 2002; McArthur et al., 2004)。本研究选取高砷地下水典型区域江汉平原沙湖原种场为研究区, 通过分析水样、土样和植物样品稳定碳同位素组成特征, 识别有机质的来源, 为江汉平原高砷地下水成因分析提供理论依据。

1 研究区概况

江汉平原是位于中国湖北省中南部的冲积平原, 研究区位于仙桃市沙湖原种场, 总面积约 10km^2 , 地表水资源丰富。研究区内分布共有 13 个地下水监测点, 每个监测点设有三口监测井, 深度分别为 10、25 和 50m, 总计 39 口, 监测点分布如图 1 所示。

2 材料与方法

2.1 采样方法及前处理

水样收集于 500ml 样品瓶中, 加盖密封, 低温保存。土壤样品采集于 SY04 号点附近地表以下 5cm, 置于 20ml 棕色玻璃瓶, 加盖密封, 低温保存。植物样品采自 SY04、SY06 点的甘蔗和 SY08 号点的水稻, 保存方法同土壤样品。

取 250ml 水样, 经砂芯过滤器 (250ml 滤杯, 500ml 锥形瓶, 砂芯 $d=50\text{mm}$) 过滤, 过滤器与配

备了节能型智能恒温槽 SDC-6 (宁波新芝生物科技股份有限公司) 的旋转蒸发仪 RE-52AA (上海亚荣生化仪器场) 连接, 过滤后的水样进入旋转蒸发仪进行蒸发浓缩。植物样品和土样烘干后磨成粉末, 加盐酸去除碳酸盐类物质, 烘干备用。

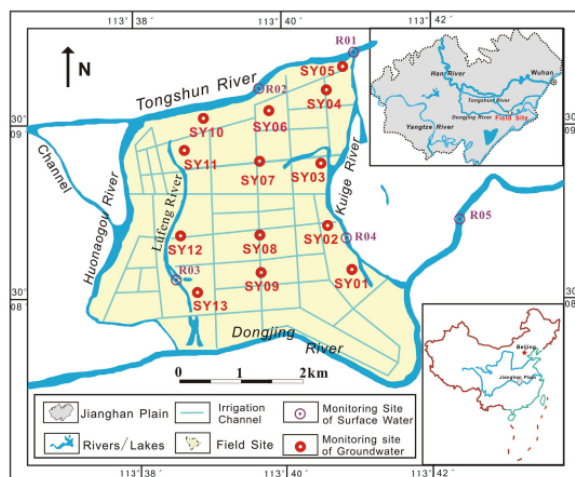


图 1 监测场监测点分布图 (Duan et al., 2014)

2.2 $\delta^{13}\text{C}$ 测试方法

$\delta^{13}\text{C}$ 值测试采用元素分析和同位素比值质谱联用技术 (EA-IRMS) (Gandhi 等, 2004)。实验室标准物质腐殖酸 (HA, $n=8$)、蔗糖 (SUC, $n=8$)、邻苯二甲酸氢钾 (KHP, $n=37$) 相对于 PDB 标准的标定值 $\delta^{13}\text{C}_{\text{sample-PDB}}$ 分别为 -21.75 ± 0.13 (‰)、 -12.02 ± 0.11 (‰)、 -27.88 ± 0.19 (‰)。主要仪器参数: 气体流速 CO_2 140ml/min, O_2 180ml/min, He 300ml/min; 燃烧炉为 1030°C , 色谱柱温度 90°C 。测试 $\delta^{13}\text{C}$ 的精度为 0.2‰。

注: 本文为国家自然科学基金项目 (编号 41472217) 资助的成果。
收稿日期: 2015-09-28; 改回日期: 2015-09-28; 责任编辑: 刘恋。
作者简介: 韩莉, 女, 1990 年生, 研究生, 环境科学与工程。Email: hanli505@163.com。

3 结果与讨论

通过旋转蒸发 EA-IRMS 技术对监测场所采集的 39 个地下水样和 3 个地表水样进行分析, 结果如图 2 所示。A (10m)、B (25m)、C (50m) 处井的 $\delta^{13}\text{C}$ 均值分别为为-25.25‰、-24.94‰、-24.66‰。整体上 A 井的 $\delta^{13}\text{C}$ 值比 C 井要偏低, 而 B 井的 $\delta^{13}\text{C}$ 值的波动范围比较大。地下水中的 DOM 可能源自于内源沉积物和外源河水、渠灌、池塘、降水、表层土壤等。水样的 $\delta^{13}\text{C}$ 值与东荆河(DJR)相差较大, 可以推测东荆河对监测场区域地下水 DOM 贡献较小, 可能是该时期地下水没有受到东荆河的补给或向其排泄。SY01、02、03、04、06、07、09 号井 10m 处 $\delta^{13}\text{C}$ 值分布在通顺河(TSR) $\delta^{13}\text{C}$ 值附近, SY02、04、06、13 号点 25m 处 $\delta^{13}\text{C}$ 值与通顺河 $\delta^{13}\text{C}$ 值也较接近, 由此可以推测通顺河南侧地下水受到了通顺河补给, 并带入了一定的 DOM, 而且随着深度的增加, DOM 的贡献量减小, 所以 10m 处的地下水 $\delta^{13}\text{C}$ 值最接近-25.81‰, 50m 处的最偏离。SY10、11、12 分布在屢丰河边, 屢丰河对这些点处地下水的影响可能是其 DOM 的 $\delta^{13}\text{C}$ 值与通顺河相差较大的原因。SY03 附近池塘采集的地表水 $\delta^{13}\text{C}$ 值为-25.62‰, SY03 点 10m 处 DOM 的 $\delta^{13}\text{C}$ 值为-25.79‰, 几乎一致, 因此 SY03 点地下水 DOM 可能同时受北面通顺河和附近池塘的影响, 随着水位的变化三者之间存在相互的周期性补给排泄关系。

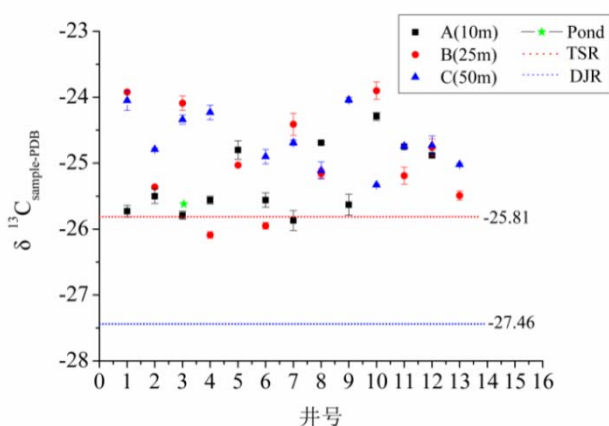


图 2 地下水和地表水 $\delta^{13}\text{C}$ 值分布图

地下水中的 DOM 可能不是单一来源, 除了内部沉积物本身的溶解, 外源池塘、表层土壤、地表农作物的影响不可忽视。SY04 和 SY06 点的

甘蔗 (C4 植物) 测试结果显示, $\delta^{13}\text{C}$ 值 (-13.27‰~-12.46‰) 与 Ashish (Ashish et al., 2012) 测试的 C4 植物 $\delta^{13}\text{C}$ 值 (-12‰) 接近, 而 SY08 附近水稻的 $\delta^{13}\text{C}$ 值 (-27.86‰~-27.17‰) 与 Ashish 发表的 C3 植物 $\delta^{13}\text{C}$ 值 (-27‰) 基本一致。SY04 地表以下 5cm 采集的表层土壤有机质 $\delta^{13}\text{C}$ 值为-25.57‰~-24.56‰。这与 C3 植物水稻的 $\delta^{13}\text{C}$ 值比较接近, 说明 SY04 点附近表层土壤受水稻残渣腐烂堆积影响较大。在大气降水以及地表渠灌的作用下, 表层土壤有机质可能会通过土壤渗透进入地下水, 由此对地下水 DOM 的 $\delta^{13}\text{C}$ 值产生影响。

4 结论

江汉平原沙湖原种场地下水 DOM 的 $\delta^{13}\text{C}$ 值为-26.09‰~-23.9‰, 通顺河对地下水 DOM 的贡献可能要比东荆河大很多, 农作物、地表土壤、池塘水对地下水 DOM 的 $\delta^{13}\text{C}$ 值也有一定影响。

参 考 文 献 / References

- Alexandre O, Dragosh C, Jean B P, Marc L, Yves G. 2008. Elemental, isotopic, and spectroscopic assessment of chemical fractionation of dissolved organic matter sampled with a portable reverse osmosis system. *Environmental Science and Technology*, 42: 2490~2495.
- Ashish M, Andrea S, Loka Bharathi P A, Gerd G. 2012. Online stable isotope analysis of dissolved organic carbon size classes using size exclusion chromatography coupled to an isotope ratio mass spectrometer. *Environmental Science and Technology*, 46: 10123~10129.
- Duan Yanhua, Gan Yiqun, Wang Yanxin, Deng Yamin, Guo Xinxin, Dong Chuangju. 2014. Temporal variation of groundwater level and arsenic concentration at Jiangnan Plain, central China. *Journal of Geochemical Exploration*: 1~14.
- Gandhi H, Wiegner T N, Ostrom P H, Kaplan L A, Ostrom N E. 2004. Isotopic(C-13) analysis of dissolved organic carbon in stream water using an elemental analyzer coupled to a stable isotope ratio mass spectrometer. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 18(8): 903~906.
- Harvey C F, Christopher H S, Badruzzaman A B M. 2002. Arsenic mobility and groundwater extraction in Bangladesh. *Science*, 298: 1602~1606.
- Hossain M. A, Shafi M. T, Golam A. 2013. Is organic matter a source or redox driver or both for arsenic release in groundwater? *Physics and*

Chemistry of the Earth, 58(60): 49~56.

McArthur J M, Banerjee D M, Hudson-Edwards K A, Mishra R, Purohit R, Ravenscroft P, Cronin A, Howarth R J, Chatterjee, A, Talukder T, Lowry D, Houghton S, Chadha D K . 2004. Natural organic matter in sedimentary basins and its relation to arsenic in anoxic ground water: the example of West Bengal and its worldwide implications. *Applied Geochemistry*, 19: 1255~1293.

Suiling W, Catherine N M. 2006. Effect of natural organic matter on arsenic release from soils and sediments into groundwater.

Environmental Geochemistry and Health, 28(3): 197~214.

Thibault L, Anne-Catherine P, Gerard G, Jean-Noel T, Anne J.. 2011.

Carbon isotopes as tracers of dissolved organic carbon sources and water pathways in headwater catchments [J]. *Journal of Hydrology*, 402: 228~238.