

DOI: 10.7524/j.issn.0254-6108.2018081503

刘旭艳, 张心昱, 袁国富, 等. 近10年中国典型农田生态系统水体pH和矿化度变化特征[J]. 环境化学, 2019, 38(6): 1214-1222.

LIU Xuyan, ZHANG Xinyu, YUAN Guofu, et al. Decadal variations in pH and salinity of waters in typical agro-ecosystems in China [J]. Environmental Chemistry, 2019, 38(6): 1214-1222.

近10年中国典型农田生态系统水体pH和矿化度变化特征*

刘旭艳¹ 张心昱^{1,2**} 袁国富^{1,2} 朱治林^{1,2} 唐新斋¹ 孙晓敏^{1,2**}

(1. 中国科学院地理科学与资源研究所生态系统网络观测与模拟重点实验室, 北京, 100101;

2. 中国科学院大学资源与环境学院, 北京, 100190)

摘要 选取中国生态系统研究网络(CERN)12个典型农田生态系统,2004—2006年和2014—2016年降水、地表水、地下水pH和矿化度的监测数据,分析中国典型农田生态系统10年间pH和矿化度的变化特征.结果表明,红壤丘陵区降水、地表水、地下水pH最低.10年间桃源、千烟洲降水pH显著降低,且2014—2016年pH<5.60,为酸沉降;地表水pH为红壤丘陵区(6.33—6.89)低于其余地区(7.61—8.19),10年间桃源、海伦地表水pH降低1.39和0.35,而鹰潭、千烟洲地表水pH升高0.77和1.19;地下水pH为南方红壤丘陵区(5.55—7.45)、东北平原(6.71—7.46)低于其余地区(7.62—8.27).10年间栾城地下水pH降低0.60,而盐亭、千烟洲地下水pH增加0.47和0.78;地表水矿化度为黄淮海平原>黄土高原>东北平原>长江三角洲>川中丘陵>红壤丘陵区.其中禹城(936—1183 mg·L⁻¹)最高,鹰潭和千烟洲最低(25—87 mg·L⁻¹).10年间桃源和千烟洲地表水矿化度降低138 mg·L⁻¹和62 mg·L⁻¹,其余农田生态系统变化不显著;地下水矿化度禹城(1594—2094 mg·L⁻¹)最高,为IV类地下水(1000—2000 mg·L⁻¹);封丘、栾城、安塞、常熟、盐亭、沈阳(319—750 mg·L⁻¹)其次,为III类(500—1000 mg·L⁻¹)或II类(300—500 mg·L⁻¹);其余生态系统达I类(<300 mg·L⁻¹)地下水标准.10年间禹城地下水矿化度增加500 mg·L⁻¹,沈阳、长武、盐亭、千烟洲、常熟站、桃源降低102—384 mg·L⁻¹.不同空间格局、地质结构差异、化石燃料燃烧、人类活动(耕作、施肥、灌溉)是造成农田生态系统各水体pH和矿化度变化的主要原因.本研究结果为生态系统水体酸碱度、矿化度评估及其长期动态变化提供数据依据.

关键词 中国生态系统研究网络(CERN), 农田生态系统, pH, 矿化度, 时空变化.

Decadal variations in pH and salinity of waters in typical agro-ecosystems in China

LIU Xuyan¹ ZHANG Xinyu^{1,2**} YUAN Guofu^{1,2} ZHU Zhilin^{1,2}
TANG Xinzhai¹ SUN Xiaomin^{1,2**}

(1. Key Laboratory of Ecosystem Network Observation and Modeling, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing, 100101, China;

2. College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing, 100190, China)

Abstract: Twelve typical agro-ecosystems of the Chinese Ecosystem Research Network (CERN) were chosen to analyze the temporal and spatial variations in water pH and salinity of China's typical agro-ecosystems by using the data of pH of rainwater, surface water and groundwater, and salinity collected during 2004—2006 and 2014—2016. The results show that, the pH of rainwater, surface

2018年8月15日收稿(Received: August 15, 2018).

* 国家重点研发计划(2017YFC0503801)资助.

Supported by the National Key R&D Program of China(2017YFC0503801).

** 通讯联系人, Tel: 010-64889679, E-mail: zhangxy@igsrr.ac.cn; Tel: 010-64889762, E-mail: sunxm@igsrr.ac.cn

Corresponding author, Tel: 010-64889679, E-mail: zhangxy@igsrr.ac.cn; Tel: 010-64889762, E-mail: sunxm@igsrr.ac.cn

water and groundwater was lowest in the red soil hilly region, and the rainwater pH decreased significantly during the past 10 years in the Taoyuan and Qianyanzhou, reaching the level of acid deposition with $\text{pH} < 5.60$ during 2014—2016. Surface water pH was lower in the red soil hilly region (6.33—6.89) than other regions (7.61—8.19). During the observation period (2004—2006 and 2014—2016), the surface water decreased by 1.39 and 0.35 in Taoyuan and Hailun, respectively, while increased by 0.77 and 1.19 in the Yingtan and Qianyanzhou, respectively. Groundwater pH was lower in the red soil hilly (5.55—7.45) and Northeast plain regions (6.71—7.46) than other regions (7.62—8.27). During this period, groundwater pH decreased by 0.60 in the Luancheng, while it increased by 0.47 and 0.78 in the Yanting and Qianyanzhou, respectively. Surface water salinity varied in the order of Huanghuaihai Plain > Loess Plateau > Northeast Plain > Yangtze River Delta > Middle Sichuan Hilly > red soil hilly region. Among them, surface water salinity was highest in Yucheng (936—1183 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), and lowest in Yingtan and Qianyanzhou (25—87 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$). During this period, the surface water salinity decreased by 138 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ in Taoyuan and 62 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ in Qianyanzhou, respectively, but did not change significantly in other agro-ecosystems. Groundwater salinity was highest in Yucheng (1594—2094 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), which was classified as type IV of water quality (1000—2000 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$). Next to Yucheng, Fengqiu, Luancheng, Ansai, Changshu, Yanting and Shenyang (319—750 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) were all classified as type III (500—1000 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) or type II (300—500 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) of water quality. Other ecosystems were classified as type I of water quality ($< 300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). During the same period, the groundwater salinity increased by 500 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ in the Yucheng, and decreased by 102—384 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ in the Shenyang, Changwu, Yanting, Qianyanzhou, Changshu and Taoyuan. Variability in pH and salinity spatial patterns, geological structures, fossil fuel burning, human activities (tillage, fertilization, irrigation) are mostly responsible for the variations in pH and salinity of different water bodies in the agro-ecosystem. This study provides a data basis for evaluating water pH and salinity and their long-term changes in ecosystems.

Keywords: Chinese Ecosystem Research Network (CERN), agro-ecosystems, pH, salinity, temporal and spatial variations.

pH 是表征水体酸碱性的指标,降水的 pH 值小于 5.60 即为酸沉降^[1].地表水环境质量标准 GB3838—2002 规定 I—V 类水 pH 范围在 6.00—9.00 之间.地下水环境质量标准 GB14848—93 规定, I—III 类水 pH 值在 6.50—8.50 之间,IV 类水 pH 值在 5.50—6.50 和 8.50—9.00 之间,V 类水 pH 值是 < 5.50 或者 > 9.00 .自 Smith^[1] 首次提出酸沉降以来,研究学者发现酸沉降会危害农作物和森林^[2-3]、减少酶活性、酸化地表水、破坏土壤结构^[4-5]、促进土壤酸化^[6].酸沉降中主要含有硫化物和氮化合物及其衍生物^[4,7],与工业生产中使用化石燃料和农业生产中施用合成化肥密切相关^[8-9].我国降水自上个世纪 80 年代出现严重酸沉降,并逐步由西南地区向东南地区转移^[7],主要集中于南方工业发达和农业生产成熟的地区.我国对于农田用水(灌溉水)的水质标准规定,pH 值的适用范围是 5.50—8.50 之间.一般灌溉水主要以地表水或地下水为主,农业生产中使用过酸、过碱或盐含量较高的水会造成农作物减产.

矿化度可以表征水体中溶解性固体的总含量.目前我国对于降水和地表水矿化度没有规定,地下水矿化度(溶解性总固体)根据地下水环境质量标准 GB14848—93 分为五级,即 $\leq 300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 为 I 类, $300—500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 为 II 类, $500—1000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 为 III 类, $1000—2000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 为 IV 类, $> 2000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 为 V 类.水体矿化度与当地的生产实践^[10]、土地利用情况^[11]、土壤母质等有关.同时,水中矿化度影响植物根系生长^[12]以及土壤动物的生存和分布^[13],可造成农田盐碱化、破坏土壤结构^[14].动物饮用水(地表水和地下水)可溶性盐含量关系到动物对于营养元素的吸收和利用^[15].

本研究选择中国生态系统研究网络(CERN)12 个农田生态监测站,通过分析 2004—2006 年和 2014—2016 年降水、地表水、地下水 pH 和矿化度的监测数据,评价近 10 年来我国典型农田生态系统酸碱度和矿化度的时空变化特征.

1 材料与方法 (Materials and methods)

本研究选取中国生态系统研究网络 (CERN) 12 个典型农田生态系统 2004—2006 年和 2014—2016 年监测数据. 分布于东经 $105^{\circ}27'$ — $126^{\circ}55'$ 、北纬 $24^{\circ}44'$ — $47^{\circ}27'$, 气候带包括中温带亚湿润地区、暖温带亚湿润地区和亚热带湿润地区, 主要地貌有东北平原、黄土高原、黄淮海平原、长江三角洲、川中丘陵、红壤丘陵区, 年降水量 500—1700 mm, 主要土壤类型有黑土、黄绵土、潮土、红壤、紫色土等, 是粮食作物玉米、大豆、水稻等的主产区 (表 1)^[16].

各农田生态系统降水按月份或季节采集样品, 无降水或降水不足月份未采样. 地表水、地下水按月份或季节采集样品. 样品按照《陆地生态系统水环境观测规范》的统一方法测定, 其中 pH 采用电位计法, 收集水样后, 过滤, 室温条件下通过校正液校准电位计后, 测定水样的 pH 值; 矿化度采用加和法或重量法^[17], 加和法即通过测定水样中主要的 8 种阴、阳离子 (K^+ 、 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} 、 Cl^- 、 HCO_3^- 、 CO_3^{2-}) 的总和, 得出水样的矿化度, 重量法即过滤后通过蒸干得到固体物质的总量, 计算得出水体的矿化度. 监测数据采取三级质量控制体系, 即野外台站根据统一监测规范和检测方法采集样品并进行分析测定, 分中心、综合中心进行数据质量控制与保存^[17].

对数据进行正态分布检验, 不同水体 pH 均为正态分布, 矿化度不符合正态分布, 对矿化度进行对数转换后符合正态分布. 将数据按照季节求均值后进行统计分析, 采用 Duncan 进行多重比较, 并对同一生态系统不同年份间进行成对 T 检验. 统计分析采用 SPSS16.0 软件, 用 SigmaPlot10.0 作图.

2 结果与讨论 (Results and discussion)

2.1 典型农田生态系统水体酸碱度时空变化

2.1.1 降水酸碱度

由 2004—2006 年和 2014—2016 年两期监测数据分析表明, 我国典型农田生态系统降水 pH 整体表现为北方高、南方低 (图 1). 除海伦和栾城生态系统外, 沈阳、华北黄土高原 (安塞、长武)、黄淮海平原 (封丘) 降水 pH 较高 (6.95 ± 0.08 — 7.66 ± 0.17), 显著高于南方红壤丘陵区 (4.81 ± 0.11 — 6.28 ± 0.16) ($P < 0.05$). 其中 2014—2016 年南方红壤丘陵区的千烟洲和桃源农田生态系统降水 pH 小于 5.60^[1], 达到酸沉降水平, 千烟洲 (4.81 ± 0.11) 农田生态系统降水 pH 最低. 对比 10 年间降水 pH 结果, 黄淮海平原栾城农田生态系统 pH 显著升高, 而长江三角洲常熟, 红壤丘陵区桃源、千烟洲农田生态系统 pH 显著降低 ($P < 0.01$), 其余农田生态系统 pH 无显著差异.

10 年间南方农业区常熟、桃源、千烟洲降水 pH 显著降低, 2014—2016 年桃源降水 pH 5.39, 千烟洲为 pH 4.82, 为酸沉降. 与 Yu 等对我国 1990—2010 年降水的 pH 分析结果一致, 且我国酸沉降主要以 S、N 为主^[7], 与化石燃料 (煤炭、石油) 燃烧^[18] 和氮肥施用^[7] 具有明显的正相关关系, 桃源和千烟洲地处长江中下游, 是经济和农业发展较成熟地区, 燃烧燃料和施用氮肥的时间较长, 两者共同造成这一地区的酸沉降. 栾城 10 年间降水 pH 显著增加, 基本达到中性到弱碱性, 这主要与京津冀地区大型工业企业化石燃料燃烧排放量减少有关. 氮肥施用、燃料燃烧、不同空间地理格局等是造成生态系统降水 pH 不同的因素.

2.1.2 地表水酸碱度

从 2004—2006 年和 2014—2016 年两期监测数据分析结果表明, 地表水 pH 为南方红壤丘陵区低于其余地区 (图 2). 2004—2006 年东北、华北、南方的常熟、盐亭地表水 pH (7.61 ± 0.02 — 8.19 ± 0.16) 显著高于红壤丘陵区 (6.33 ± 0.11 — 6.89 ± 0.20) ($P < 0.05$). 2014—2016 年地表水 pH 为: 华北 (8.10 ± 0.07 — 8.53 ± 0.11) > 东北和南方常熟、盐亭生态系统 (7.40 ± 0.12 — 7.47 ± 0.05) > 南方红壤丘陵区 (5.55 ± 0.12 — 7.52 ± 0.07) ($P < 0.05$); 并且华北、东北区域内农田生态系统地表水 pH 差异不显著, 而南方农田生态系统表现为桃源最低 (5.50 ± 0.12), 显著低于其余南方农田生态系统 ($P < 0.05$).

表 1 典型农田生态系统基本情况
Table 1 Basic characteristics of the typical agro-ecosystems

农田生态系统区域 Spatial region	名称 Monitored ecosystems	代码 Mark	经度 Longitude(E)	纬度 Latitude(N)	气候带 Climatic zone	年降水量 Mean annual precipitation/ mm	年平均气温 Mean annual temperature/ temperature/ °C	土壤类型 Soil type	主要农作物 Main crop
东北	松嫩平原	HLA	126°55'	47°27'	中温带亚湿润地区	500—600	1.5	黑土	水稻、大豆、玉米
	下辽河平原	SYA	123°24'	41°31'	中温带亚湿润地区	650—700	7.9	潮棕壤	玉米、小麦
华北	黄土高原丘陵沟壑区	ASA	109°19'	36°51'	中温带半干旱地区	500	8.9	黄绵土	糜子、谷子、玉米、小麦
		CWA	107°40'	35°12'	中温带湿润地区	580	9.1	马兰黄土	小麦、玉米、马铃薯、高粱、糜子
	黄淮海平原	LCA	114°41'	37°53'	中温带湿润地区	530	13.5	褐土	小麦、玉米
		YCA	116°34'	36°49'	中温带湿润地区	582	13.1	潮土	小麦、玉米、红薯、大豆
南方	封丘	FQA	114°32'	35°01'	中温带湿润地区	605	14.2	潮土	小麦、玉米、大豆、棉花
	长江三角洲	CSA	120°41'	31°32'	北亚热带湿润地区	1177	17.1	水稻土	水稻
	川中丘陵区	YGA	105°27'	31°16'	中亚热带湿润地区	826	16.7	紫色土	玉米、小麦、水稻、油菜
	红壤丘陵区	TYA	111°27'	28°55'	北亚热带湿润地区	1437	16.5	红壤	水稻
		YTA	116°55'	28°12'	中亚热带湿润地区	1785	18.4	红壤	水稻
		QYA	115°04'	26°44'	中亚热带湿润地区	1489	16.5	红壤	水稻

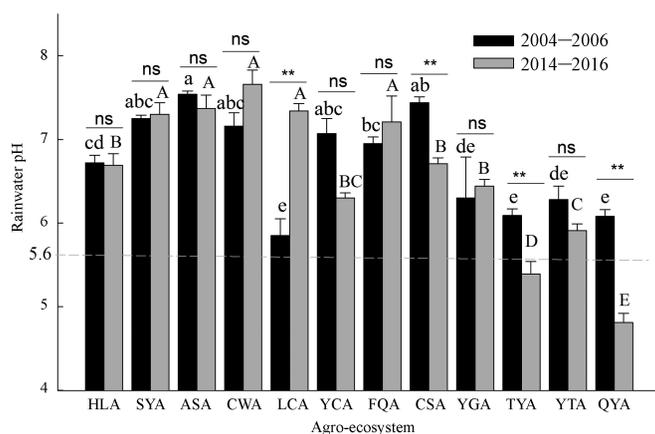


图1 2004—2006年和2014—2016年典型农田生态系统降水酸碱度

注:农田生态系统各代码含义见表1.图中数值为按季节求平均值后的均值±标准误($n=4$).

不同小写、大写字母分别表示2004—2006年、2014—2016年各生态系统间差异显著($P<0.05$).

ns和**分别表示同一生态系统2004—2006年和2014—2016年间差异不显著($P>0.05$)、极显著($P<0.01$).下同.

Fig.1 Rainwater pH in the typical agro-ecosystems in 2004—2006 and 2014—2016

Note: The agro-ecosystems' code shown in table 1. Data are means \pm SE ($n=4$).

Different lower-and upper-case letters indicate significant differences between different agro-ecosystem in 2004—2006 and 2014—2016, respectively ($P<0.05$). ns and ** respectively indicate insignificant ($P>0.05$) and extremely significant ($P<0.01$) differences between 2004—2006 and 2014—2016 in the same agro-ecosystems. The same as below.

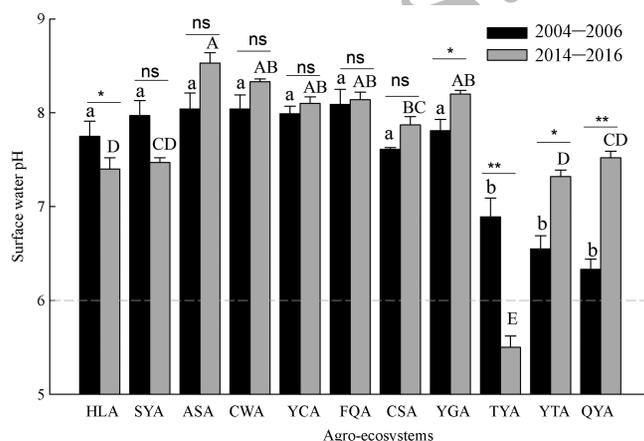


图2 2004—2006年和2014—2016年典型农田生态系统地表水酸碱度

注:图中*表示同一生态系统2004—2006年和2014—2016年间差异显著($P<0.05$),下同.

Fig.2 Surface water pH in the typical agro-ecosystems in 2004—2006 and 2014—2016

Note: * indicate significant ($P<0.05$) differences between 2004—2006 and 2014—2016. The same as below.

对比2004—2006年和2014—2016年10年间地表水pH,结果表明,南方红壤区桃源、北方松嫩平原海伦显著降低($P<0.05$),分别降低1.39和0.35,而南方川中丘陵区盐亭、红壤丘陵区鹰潭、千烟洲显著升高($P<0.05$),分别升高0.39、0.77、1.19,其余农田生态系统地表水pH值10年间未发生显著变化.

地表水环境质量标准GB3838—2002规定I—V类地表水的pH值范围在6.00—9.00之间.本研究中地表水pH基本符合要求,只有2014—2016年桃源地表水pH值为5.50.本研究中海伦和桃源地表水pH值在10年间显著降低,这与Jia等^[19]对亚热带流域水体酸沉降的评估一致,酸沉降地区不仅降水pH较小,地表水也同样存在一定程度的酸化,危害河流环境健康.鹰潭、千烟洲、盐亭地表水pH显著增加,这主要与农田施用氮肥存在较大关联,研究表明南方农业区一般在4—5月施肥^[20],施肥后种植区域氮肥的流失导致表层水体中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量增加^[21],地表水pH增高,以上研究地的采样时间是5月和10月.近年来,针对南方农业区水体酸化问题,调整农田施肥量和肥料的种类,也可以促进地表水pH改

善.地表水水体中如有植物生长,植物的光合作用同样可引起地表水 pH 变化^[22].

2.1.3 地下水酸碱度

从 2004—2006 年和 2014—2016 年两期监测数据分析结果表明,地下水 pH 整体表现为南方红壤丘陵区、东北农田生态系统低于其余地区(图 3).2004—2006 年东北海伦、南方红壤丘陵区鹰潭、桃源、千烟洲显著低于其余农田生态站($P<0.05$);桃源地下水 pH 为 IV 类(pH 5.50—6.50),其余均为 I—III 类(pH 6.50—8.50).2014—2016 年川中丘陵区盐亭和黄淮海平原封丘显著高于东北和南方红壤区(鹰潭、桃源、千烟洲)($P<0.05$).华北农业区的黄淮海平原和黄土高原、长江三角洲、川中丘陵的农业生态系统地下水 pH 无显著差异.对比 2004—2006 年和 2014—2016 年的 10 年间地下水 pH 结果表明,栾城极显著降低($P<0.01$),降低 0.60,盐亭、千烟洲地下水 pH 显著增加($P<0.05$),分别增加 0.47、0.78($P<0.05$);其余生态系统地下水 pH 变化不显著.

10 年间栾城地下水 pH 显著降低并趋向于 7.00,是其周围生态环境逐渐改善的表现.千烟洲和盐亭地下水 pH 显著增加,这与地表水 pH 显著增加的原因基本一致.海伦、鹰潭和千烟洲空间分布在地下水 pH 较低区域,这与酸沉降、地质条件、地下水补给-径流-排泄条件以及农药、化肥施用、人口密度、工业化等人类活动相关^[23].地下水环境质量标准 GB14848—93 规定,pH 值在 6.50—8.50 属于 I—III 类水,pH 值在 5.50—6.50 和 8.50—9.00 之间为 IV 类水,pH 值小于 5.50,大于 9.00 属于 V 类水.本研究中的地下水 pH 基本满足 I—III 类水 pH 值在 6.50—8.50 之间的要求,2004—2006 年桃源、鹰潭和 2014—2016 年桃源的 pH 在 5.50—6.50 之间满足 IV 类水要求,为酸性,与张心昱等^[24]对水体 pH 初步评价结果一致.

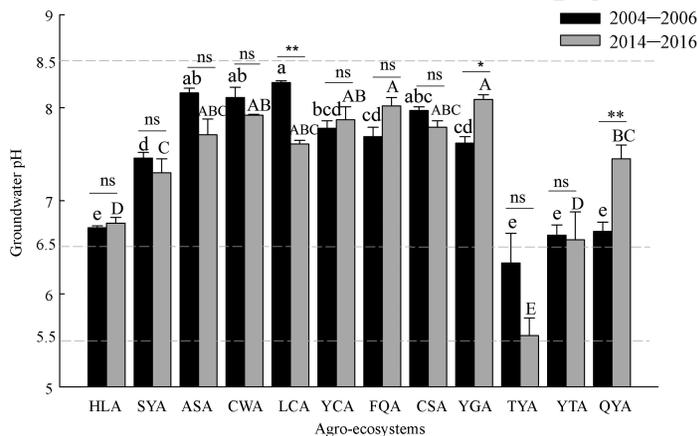


图 3 2004—2006 年和 2014—2016 年典型农田生态系统地下水酸碱度

Fig.3 Groundwater pH in the typical agro-ecosystems in 2004—2006 and 2014—2016

2.2 典型农田生态系统水体矿化度时空变化

2.2.1 降水矿化度

2004—2006 年和 2014—2016 年两期降水矿化度结果表明,黄淮海平原最高,红壤丘陵区最低(图 4).其中封丘(187 ± 53 — 388 ± 62 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)显著($P<0.05$)高于其余生态系统,红壤丘陵区鹰潭最低(17 ± 3 — 21 ± 4 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).对比 2004—2006 年和 2014—2016 年的 10 年间降水矿化度结果表明,南方长江三角洲常熟和红壤丘陵区桃源显著($P<0.01$)降低,分别降低 134 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 22 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,其余未发生显著变化.

降水矿化度 10 年间常熟和桃源降低,其余农田生态系统降水矿化度基本保持不变.不同生态系统之间则表现为水稻种植区降水矿化度低于其他作物种植区.目前人们对于矿化度的研究还主要集中在土壤、地表水和地下水^[25-28]等方面,对于降水矿化度的研究较少.

2.2.2 地表水矿化度

2004—2006 年和 2014—2016 年地表水矿化度结果表明,黄淮海平原>黄土高原>东北平原>长江三角洲>川中丘陵>红壤丘陵区(图 5).其中禹城(936 ± 105 — 1183 ± 100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)显著($P<0.05$)高于其余生

态系统,红壤丘陵区鹰潭和千烟洲最低(25 ± 2 — 87 ± 7 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).对比 2004—2006 年和 2014—2016 年的 10 年间地表水矿化度结果表明,南方红壤丘陵区桃源和千烟洲显著降低($P<0.05$),分别降低 138 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 62 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, ($P<0.01$),其余未发生显著变化.

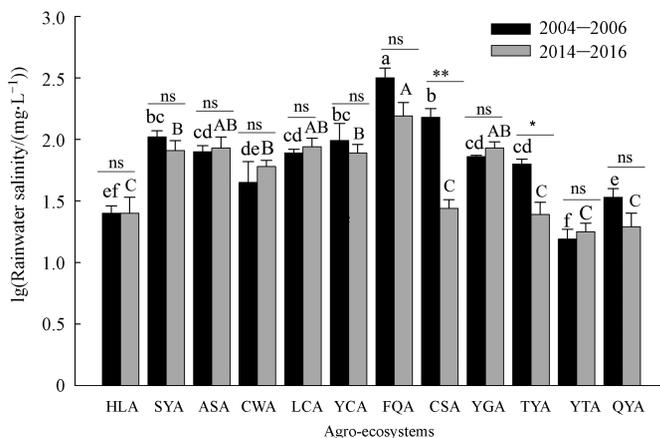


图 4 2004—2006 年和 2014—2016 年典型农田生态系统降水矿化度

Fig.4 Rainwater salinity in the typical agro-ecosystems in 2004—2006 and 2014—2016

地表径流直接影响地表水矿化度大小,同时地下水补给^[25]和人类活动^[29-30]也与地表水矿化度大小相关,农田生态系统灌溉用水是形成地表径流和地下补给主要原因,灌溉的周期性和季节性等^[30]以农业生产为目的的人类活动也在一定程度上促进地表水矿化度的变化.

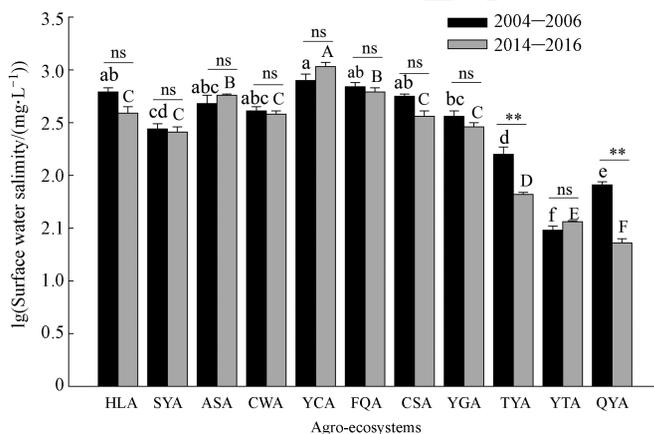


图 5 2004—2006 年和 2014—2016 年典型农田生态系统地表水矿化度

Fig.5 Surface water salinity in the typical agro-ecosystems in 2004—2006 and 2014—2016

2.2.3 地下水矿化度

2004—2006 年和 2014—2016 年地下水矿化度结果表明,黄淮海平原、黄土高原、长江三角洲、川中丘陵高于其余区域(图 6).2004—2006 年和 2014—2016 年黄淮海平原的禹城最高(1594 ± 87 — 2094 ± 56 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$),为 IV 类地下水(1000 — 2000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$);黄淮海平原(封丘、栾城)、黄土高原(安塞)、长江三角洲(常熟)、川中丘陵(盐亭)、东北(沈阳)地下水矿化度其次(319 ± 16 — 750 ± 46 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$),为 III 类(500 — 1000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)或 II 类(300 — 500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$);其余生态系统地下水矿化度值较低,达 I 类(<300 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)地下水标准.对比 2004—2006 年和 2014—2016 年 10 年间地下水矿化度结果,禹城极显著增加($P<0.01$),增加 500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,沈阳、长武、盐亭、千烟洲、常熟站、桃源显著降低($P<0.05$),分别降低 113 、 190 、 209 、 177 、 384 、 102 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,其余未发生显著变化(图 6).

影响地下水矿化度的因素有土壤环境^[28]、地表径流^[10]、土地利用类型^[25]、人类活动^[29-31]等.研究表明,地质类型是造成河套平原高矿化度的主要原因,同时气候、水文的调节也是矿化度变化的因素^[28].

人类活动对于喀斯特地区无明显影响^[32],与其他土地类型的矿化度大小则直接相关^[24,26-27].施肥可以影响地下水的盐分含量,氨态氮在土壤中经过硝化作用变成硝态氮,地下水中硝酸盐增加^[27].华北农业区和东北农业区沈阳地下水矿化度较高,这些地区农业生产活动时间久、施肥年限长、施肥量大,土壤渗透性好、灌溉方式传统均是造成当地地下水矿化度较高的原因。

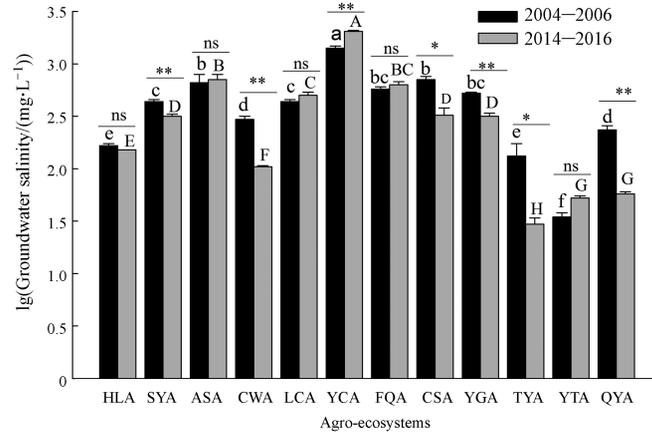


图 6 2004—2006 年和 2014—2016 年典型农田生态系统地下水矿化度

Fig.6 Groundwater salinity in the typical agro-ecosystems in 2004—2006 and 2014—2016

3 结论 (Conclusions)

(1)降水 pH 北方高于南方,南方红壤丘陵区低于其余地区,且 2014—2016 年桃源、千烟洲呈酸沉降,10 年间栾城降水 pH 显著增加且趋向于 7.0,酸化现象改善;地表水 pH 南方红壤区低,且 2014—2016 年桃源最低(5.50 ± 0.12),10 年间桃源、海伦分别降低 1.39、0.35,盐亭、鹰潭、千烟洲分别增加 0.39、0.77、1.19;地下水 pH 东北和南方红壤区较低,2004—2006 年海伦、鹰潭、桃源、千烟洲显著低于其余农田生态系统,2014—2016 年盐亭、封丘显著高于东北和南方红壤区,10 年间栾城降低 0.60,盐亭、千烟洲增加 0.47、0.78。

(2)降水、地表水、地下水矿化度黄淮海平原高于其余区域,南方红壤区低于其余区域.其中降水矿化度封丘最高(187 ± 53 — $388 \pm 62 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),鹰潭最低(17 ± 3 — $21 \pm 4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),10 年间常熟、桃源降低 134 、 $22 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;地表水矿化度禹城最高(936 ± 105 — $1183 \pm 100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),千烟洲最低(25 ± 2 — $87 \pm 7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),10 年间桃源、千烟洲降低 $138 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $62 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;地下水矿化度禹城最高(1594 ± 87 — $2094 \pm 56 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)且 10 年间增加 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,沈阳、长武、盐亭、千烟洲、常熟、桃源分别降低 113、190、209、177、384、102 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

致谢:感谢 CERN 农田生态系统海伦、沈阳、安塞、长武、栾城、禹城、封丘、常熟、盐亭、桃源、鹰潭、千烟洲生态站对样品的采集、分析,感谢 CERN 综合研究中心和水分研究中心提供数据。

参考文献 (References)

- [1] SMITH R A. Air and rain: The beginnings of a chemical climatology [M]. Longmans; Green and Company, 1872.
- [2] 吴玺,梁婵娟.模拟酸雨对水稻根系激素含量与生长的影响[J].环境化学,2016,35(3):568-574.
WU X, LIANG C J. Effects of simulated acid rain on hormone concentration and growth of rice roots[J]. Environmental Chemistry, 2016, 35(3):568-574 (in Chinese).
- [3] BELL J N B. Effects of acid deposition on crops and forests [J]. Experientia. 1986, 42:363-371.
- [4] SCHWARTZ S E. Acid deposition: unraveling a regional phenomenon [J]. Science, 1989, 243:753-763.
- [5] SINGH A, AGRAWAL M. Acid rain and its ecological consequences [J]. Journal of Environmental Biology, 2008, 29:15-24.
- [6] QIU Q Y, WU J P, LIANG G H, et al. Effects of simulated acid rain on soil and soil solution chemistry in a monsoon evergreen broad-leaved forest in southern China [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2015, 187:271-283.
- [7] YU H L, HE N P, WANG Q F, et al. Development of atmospheric acid deposition in China from the 1990s to the 2010s [J]. Environmental Pollution, 2017, 231:182-190.

- [8] DENTENER F, DREVET J, LAMARQUE J, et al. Nitrogen and sulfur deposition on regional and global scales: A multimodel evaluation [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2006,20(4):4003.
- [9] JIA Y L, YU G R, HE N P, et al. Spatial and decadal variations in inorganic nitrogen wet deposition in China induced by human activity [J]. *Science Reports*, 2014,4,3763.
- [10] 李小明,宋冬梅,肖笃宁.石羊河下游民勤绿洲地下水矿化度的时空变异[J].*地理学报*,2005,60(2):319-327.
LI X Y, SONG D M, XIAO M N. The variability of groundwater mineralization in minqin oasis [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2005,60(2):319-327(in Chinese).
- [11] 马兴旺,朱靖容,李保国.绿洲土地利用对地下水矿化度时空变化影响的定量评估[J].*自然资源学报*,2009,24(3):466-475.
MA X W, ZHU J R, LI B G. Quantitative evaluation of temporal-spatial change of groundwater mineralization resulted from land use in oasis [J]. *Journal of Natural Resources*,2009,24(3):466-475(in Chinese).
- [12] 宋香静,李胜男,郭嘉,等.不同盐分水平对怪柳扦插苗根系生长及生理特性的影响 [J].*生态学报*,2018,38(2):606-614.
SONG X J, LI S N, GUO J, et al. Effects of different salinity levels on the growth and physiological characteristics of roots of *Tamarix chinensis* cuttings [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2018,38(2):606-614(in Chinese).
- [13] OLSON J R, HAWKINS C P. Effects of total dissolved solids on growth and mortality predict distributions of stream macroinvertebrates [J]. *Freshwater Biology*,2017,62(4):779-791.
- [14] 刘忠珍,许桂芝,欧俊,等.广东地热水资源农用适宜性评价[J].*自然资源学报*,2011,26(1):128-134.
LIU Z Z, XU G Z, OU J, et al. Evaluation of agricultural suitability on geothermal water in Guangdong[J]. *Journal of Natural Resources*, 2011,26(1):128-134(in Chinese).
- [15] SHARMA A, KUNDUA S S, TARIQA H, et al. Impact of total dissolved solids in drinking water on nutrient utilization and growth performance of Murrah buffalo calves [J]. *Livestock Science*,2017,198:17-23.
- [16] XIE J, ZHANG X Y, XU Z W, et al. Total phosphorus concentrations in surface water of typical agro-and forest ecosystems in China, 2004—2010 [J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*,2014,8(4):564-569.
- [17] 中国生态系统研究网络科学委员会.陆地生态系统水环境观测规范 [M].北京:中国环境科学出版社.2007.
CERN Science Commission. Protocols for standard water environmental observation and measurement in terrestrial ecosystems [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2007(in Chinese).
- [18] 刘炳江,郝吉明,贺克斌,等.中国酸雨和二氧化硫污染控制区划及实施政策研究[J].*中国环境科学*,1998,18(1):1-7.
LIU B J, HAO J M, HE K B, et al. Study on designation of acid rain and SO₂ pollution control areas and policy implementation[J]. *China Environmental Science*,1998,18(1):1-7(in Chinese).
- [19] JIA J J, GAO Y. Acid deposition and assessment of its critical load for the environmental health of waterbodies in a subtropical watershed, China [J]. *Journal of Hydrology*, 2017,555:155-168.
- [20] 郝卓,高扬,张进忠,等.南方红壤区氮沉降特征及其对流域氮输出的影响 [J].*环境科学*,2015,36(5):1630-1638.
HAO Z, GAO Y, ZHANG J Z, et al. Characteristics of atmospheric nitrogen wet deposition and associated impact on N transport in the watershed of red soil area in southern China [J]. *Environmental Science*, 2015,36(5):1630-1638(in Chinese).
- [21] 陈建平,李艳,董思宏,等.江西千烟洲农业生态系统水环境氮污染研究 [J].*水资源与水工程学报*,2012,23(6):51-54.
CHEN J P, LI Y, DONG S H, et al. Study on N pollution of water environment of agricultural ecosystem in Qianyanzhou, Jiangxi Province [J]. *Journal of Water Resources & Water Engineering*, 2012,23(6):51-54(in Chinese).
- [22] 沈青.地表水中藻类代谢对 pH 和含氧量影响分析 [J].*环境科学与技术*, 2011,34(12H):261-262.
SHEN Q. Analyses on the influence of algae metabolism on pH and DO in surface water [J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 34(12H):261-262(in Chinese).
- [23] 张玉玺,孙继朝,黄冠星,等.珠江三角洲地区浅层地下水矿化度的分布及成因探讨 [J].*中国地质*,2011,38(1):197-203.
ZHANG Y X, SUN J C, HUANG G X, et al. Characteristics and preliminary analyses of the formation of pH in shallow groundwater in the Pearl River delta [J]. *Hydrogeology & Engineering geology*, 2011,38(1):197-203(in Chinese).
- [24] 张心昱,孙晓敏,袁国富,等.中国生态系统研究网络水体 pH 和矿化度监测数据初步分析 [J].*地球科学进展*,2009,24(9):1042-1050.
ZHANG X Y, SUN X M, YUAN G F, et al. Primary analysis of water of pH and salinity monitoring data on Chinese ecosystem research network [J]. *Advances in Earth Science*,2009,24(9):1042-1050(in Chinese).
- [25] 孙月,毛晓敏,杨秀英,等.西北灌区地下水矿化度变化及其对作物的影响 [J].*农业工程学报*,2010,26(2):103-107.
SUN Y, MAO X M, YANG X Y, et al. Variation of groundwater salinity and its influence on crops in irrigation area of Northwest China [J]. *Transactions of the CSAE*, 2010, 26(2):103-107(in Chinese).
- [26] THIROS S A, BEXFIELD L M, ANNING D W, et al. Section 12. Conceptual understanding and groundwater quality of the basin-fill aquifers in the Santa Ana Basin, California [J]. *Geological Survey Professional Paper*, 2010,1781:219-265.
- [27] DUBROVSKY N M, BUROW K R, CLARK G M, et al. The quality of our Nation's waters—nutrients in the Nations streams and groundwater,1992-2004: U.S.[R]. *Geological Survey Circular*,2010,1350:51-85.
- [28] 王平,杨亮平,林晓静等.内蒙古河套平原高矿化度咸水分布规律及成因分析[J].*人民长江*,2018,49(1):44-50.
WANG P, YANG L P, LIN X J, et al. Distribution characteristics and formation of high mineralized saline groundwater in Hetao plain, Inner Mongolia [J]. *Yangtze River*,2018,49(1):44-50(in Chinese).
- [29] KENT R, LANDON M K. Trends in concentrations of nitrate and total dissolved solids in public supply wells of the Bunker Hill, Lytle, Rialto, and Colton groundwater sub basins, San Bernardino County, California: Influence of legacy land use [J]. *Science of the Total Environment*,2013,452:125-136.
- [30] 赵江涛,周金龙,高业新,等.新疆焉耆盆地平原区地下水溶解性总固体时空演化 [J].*农业工程学报*,2016,32(5):120-125.
ZHAO J T, ZHOU J L, GAO X Y, et al. Spatial-temporal evolution of total dissolved solids of groundwater in plain area of Yanqi Basin, Xinjiang [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2016,32(5):120-125(in Chinese).
- [31] 王卓微,赵新锋,庞园,等.流溪河流域地下水水化学时空特征及源辨析 [J].*环境化学*,2017,36(12):2701-2710.
WANG Z W, ZHAO X F, PANG Y, et al. spatial and seasonal geochemical and stable isotopic characteristics of groundwater associated with flow system and source identification in Liuxi River catchment [J]. *Environmental Chemistry*, 2017,36(12):2701-2710(in Chinese).
- [32] JEANNIN P Y, HESSENAUER M, MALARD A, et al. Impact of global change on karst groundwater mineralization in the Jura Mountains [J]. *Science of the Total Environment*,2016,541:1208-1221.