

2004 ~ 2009 年我国典型陆地生态系统地下水硝态氮评价

徐志伟^{1,2}, 张心昱^{1*}, 孙晓敏¹, 袁国富¹, 王升忠², 柳文华³

(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. 东北师范大学城市与环境科学学院, 长春 130024; 3. 中国科学院地理科学与资源研究所陆地水循环及地表过程重点实验室, 北京 100101)

摘要: 利用中国生态系统研究网络(CERN)2004~2009年31个典型陆地生态系统38个浅层地下水井硝态氮(NO_3^- -N)的监测数据, 评价我国典型陆地生态系统地下水 NO_3^- -N污染状况. 结果表明, 农田($4.85 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \pm 0.42 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)、绿洲农田($3.72 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \pm 0.42 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)、城市($3.77 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \pm 0.51 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)生态系统 NO_3^- -N质量浓度平均值显著高于草地($1.59 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \pm 0.35 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)、森林($0.39 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \pm 0.03 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)生态系统 NO_3^- -N质量浓度平均值. 在监测的农田、绿洲农田和城市生态系统浅层地下水中 NO_3^- -N质量浓度占总氮质量浓度比率分别为56%、74%、88%, 为水中氮的主要存在形态. 安塞、盐亭、禹城农田生态系统和策勒、临泽、阿克苏绿洲农田生态系统浅层地下水 NO_3^- -N超过 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的超标率分别为84.6%、41.6%、35%和50%、50%、14.3%. 利用相对高频率监测数据分析发现, 安塞、封丘、盐亭农田生态系统浅层地下水和北京城市生态系统浅层地下水 NO_3^- -N质量浓度有明显的季节变化, 在夏季和冬季各有一个高值期. 监测结果表明, 我国农田生态系统受到施肥等农业活动影响, 浅层地下水 NO_3^- -N存在一定程度污染, 而森林生态系统地下水 NO_3^- -N基本处在自然水平, 未受人类活动污染.

关键词: 中国生态系统研究网络(CERN); 浅层地下水; 硝态氮(NO_3^- -N); 土地利用方式; 季节动态

中图分类号: X523 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)10-2827-07

Assessment of Shallow Groundwater Nitrate Concentrations in Typical Terrestrial Ecosystems of Chinese Ecosystem Research Network (CERN) During 2004-2009

XU Zhi-wei^{1,2}, ZHANG Xin-yu¹, SUN Xiao-min¹, YUAN Guo-fu¹, WANG Sheng-zhong², LIU Wen-hua³

(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 Urban and Environmental Science, Northeast Normal University, Changchun 130024, China; 3. Key Laboratory of Water Cycle and Related Land Surface Processes, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China)

Abstract: The nitrate-N (NO_3^- -N) concentrations of 38 shallow groundwater wells from 31 of the typical terrestrial ecosystems on Chinese Ecosystem Research Network (CERN) were assessed using the monitoring data from 2004 to 2009. The results showed that the average values of NO_3^- -N concentrations were significantly higher in the agricultural ($4.85 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \pm 0.42 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), desert (oasis) ($3.72 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \pm 0.42 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) and urban ecosystems ($3.77 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \pm 0.51 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) than in the grass ($1.59 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \pm 0.35 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) and forest ecosystems ($0.39 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \pm 0.03 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). Nitrate was the major form of nitrogen, with between 56% to 88% of nitrogen in the nitrate-N form in the shallow groundwater of desert (oasis), urban and agricultural ecosystems. Nitrate-N concentrations for some agricultural ecosystems (Ansai, Yanting, Yucheng) and desert (oasis) ecosystems (Cele, Linze, Akesu) analysis exceeded the $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ World Health Organization drinking water standards between 14.3% and 84.6%. Significant seasonality was found in Ansai, Fengqiu, Yanting agricultural ecosystems and the Beijing urban ecosystem using the relatively high frequency monitoring data, with the higher nitrate concentrations usually found during summer and winter months. The monitoring results indicated that the shallow groundwater of agricultural ecosystems was contaminated by agricultural management practices, i. e. fertilization, while the shallow groundwater of forest ecosystems was under natural condition with no contamination from human activities.

Key words: Chinese Ecosystem Research Network (CERN); shallow groundwater; nitrate concentration; land use type; seasonal dynamic

硝态氮(NO_3^- -N)是地下水主要的污染物之一, 世界卫生组织规定地下水的饮用标准为 NO_3^- -N质量浓度 $\leq 10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 欧洲为 $11.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 地下水 NO_3^- -N质量浓度本身对人体无直接危害, 但被还原为亚硝态氮后可能引起婴儿高铁血红蛋白病例, 引

收稿日期: 2010-11-30; 修订日期: 2011-04-11

基金项目: 中国科学院知识创新工程重要方向项目(KZCX2-EW-310, KZCX2-YW-433-01); 国家自然科学基金项目(40701186); 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2009ZX07528-004-03)

作者简介: 徐志伟(1985~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为水环境、湿地环境变化, E-mail: xuzw389@163.com

* 通讯联系人, E-mail: zhangxy@igsnrr.ac.cn

2 结果与讨论

2.1 CERN 典型陆地生态系统地下水 NO₃⁻-N 总体状况

表 1 为 2004 ~ 2009 年 CERN 典型陆地生态系统地下水 NO₃⁻-N 与 TN 质量浓度. 由于干旱区山前冲洪积扇开垦后形成的绿洲农田生态系统有别于一般华北平原、长江以南地区的农田生态系统特征, 因此本文将单独说明干旱区绿洲农田生态系统地下水 NO₃⁻-N 质量浓度状况. 从表 1 中可以看出, CERN 典型陆地生态系统浅层地下水 NO₃⁻-N 质量浓度为: 农田 > 城市 > 绿洲农田 > 草地 > 森林, 其中农田、绿洲农田和城市生态系统地下水 NO₃⁻-N 质量浓度之间无显著差异, 但显著高于草地和森林生态系统地下水 NO₃⁻-N 质量浓度 ($P < 0.05$). 地下水 NO₃⁻-N 质量浓度最高值出现在安塞农田生态系统, 为 92.66 mg·L⁻¹, 最低值出现在哀牢山森林生态系统, 为 0.01 mg·L⁻¹. 在人类活动干扰较强的城市、农田生态系统中, 硝态氮与总氮比率 (NO₃⁻-N/TN) 超过 50%, 为 56% ~ 88%, 而在人类活动干扰较弱的森林和草地生态系统, NO₃⁻-N/TN 为 24% ~ 32%.

表 1 2004 ~ 2009 年 CERN 典型陆地生态系统地下水 NO₃⁻-N 与 TN 质量浓度¹⁾/mg·L⁻¹

Table 1 Nitrate-N and total N concentration of groundwater on typical terrestrial ecosystems of CERN during 2004-2009/mg·L ⁻¹				
利用类型	<i>n</i>	NO ₃ ⁻ -N 平均值 (标准误差)	TN 平均值 (标准误差)	NO ₃ ⁻ -N/TN /%
绿洲农田	109	3.72(0.42) a	5.01(0.66) b	74
农田	656	4.85(0.42) a	8.68(0.60) a	56
城市	92	3.77(0.51) a	4.27(0.55) b	88
草地	39	1.59(0.35) b	4.95(0.47) b	32
森林	243	0.39(0.03) c	1.65(0.13) c	24

1) 每列中不同的字母表示差异显著 ($P < 0.05$)

总体上我国典型陆地生态系统地下水 NO₃⁻-N 均能满足地下水环境质量标准中的二类水质标准 ($\leq 5.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), 其中草地和森林生态系统满足一类水质标准 ($\leq 2.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)^[11]. 我国典型陆地生态系统中农田、绿洲农田、城市生态系统地下水 NO₃⁻-N 质量浓度均 $> 2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 森林、草地生态系统地下水 NO₃⁻-N 质量浓度均 $< 2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 根据 Muller 等^[12]对地下水 NO₃⁻-N 的地球化学背景值为 $2.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 判断, 我国典型陆地生态系统中荒漠绿洲、农田和城市生态系统地下水均受到人类活动的影响, 而森林、草地生态系统地下水中 NO₃⁻-N 主要受地球化学背景的影响.

2.2 不同利用方式对 CERN 典型陆地生态系统地下水 NO₃⁻-N 质量浓度影响

2.2.1 农田和绿洲农田生态系统地下水 NO₃⁻-N 质量浓度

图 2 为 CERN 农田和绿洲农田生态系统中不同土地利用方式下地下水 NO₃⁻-N 质量浓度. CERN 农田、草地生态系统浅层地下水监测点的土地利用类型主要为玉米、小麦、水稻、桔园、棉花以及未施肥的草地, NO₃⁻-N 变化范围为 $0.15 \sim 30.74 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 其中平均值最高值、极值最高值出现在安塞农田生态系统, 为 30.74 和 92.66 mg·L⁻¹, 部分生态系统 NO₃⁻-N 超标 ($> 10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 频率为 14% ~ 85% (表 2).

在风沙土中, 棉花 (CLD)、玉米 (SPD) 和小麦 (LZD) 土地利用类型下地下水 NO₃⁻-N 质量浓度显著高于草地 (ESD) 利用类型下地下水 NO₃⁻-N 质量浓度 ($P < 0.05$), 见图 2 风沙土, 其中 CLD、LZD 地下水 NO₃⁻-N 超标率均为 50% (表 2). 这与风沙土土壤质地粗, 渗透快, 有利于 NO₃⁻-N 随水分向下运输有关.

在红壤中, 水稻 (YTA)、桔园 (QYA) 地下水 NO₃⁻-N 均高于草地 (TYA), 但不显著 (图 2 红壤); 在潮土中玉米 (FQA) 和小麦 (YCA) 地下水 NO₃⁻-N 高于草地 (YCA) 地下水 NO₃⁻-N 质量浓度 ($P < 0.01$) (图 2 潮土). YCA 玉米-小麦、草地监测点的地下水埋深均为 2.3 m, 但玉米-小麦监测点地下水 NO₃⁻-N 质量浓度明显高于草地监测点地下水 NO₃⁻-N 质量浓度, NO₃⁻-N 最高峰值达到 $41.07 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 在土壤类型、地下水位埋深相似的情况下, 农业土地利用方式导致浅层地下水 NO₃⁻-N 质量浓度显著升高, 说明农业生产活动对地下水中 NO₃⁻-N 污染有显著影响.

在紫色土 (YGA) 中, 菜地地下水 NO₃⁻-N 质量浓度最高, 其次是农林复合用地和林地, 草地最低 ($P < 0.05$) (图 2 紫色土). 菜地地下水 NO₃⁻-N 质量浓度有较为严重的超标现象, NO₃⁻-N 质量浓度超过 $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的超标率为 42% (表 2), 同时有 52% 的样本 NO₃⁻-N 质量浓度处在警戒状态 ($5 \sim 10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)^[13]. 对日本中部区地下水 NO₃⁻-N 研究也发现地下水 NO₃⁻-N 污染与菜田的分布有密切相关性^[14]. 相关研究表明以菜地为主要土地利用方式的地区其地下水 NO₃⁻-N 质量浓度要高于以水稻和玉米为主要土地利用方式的地区^[15].

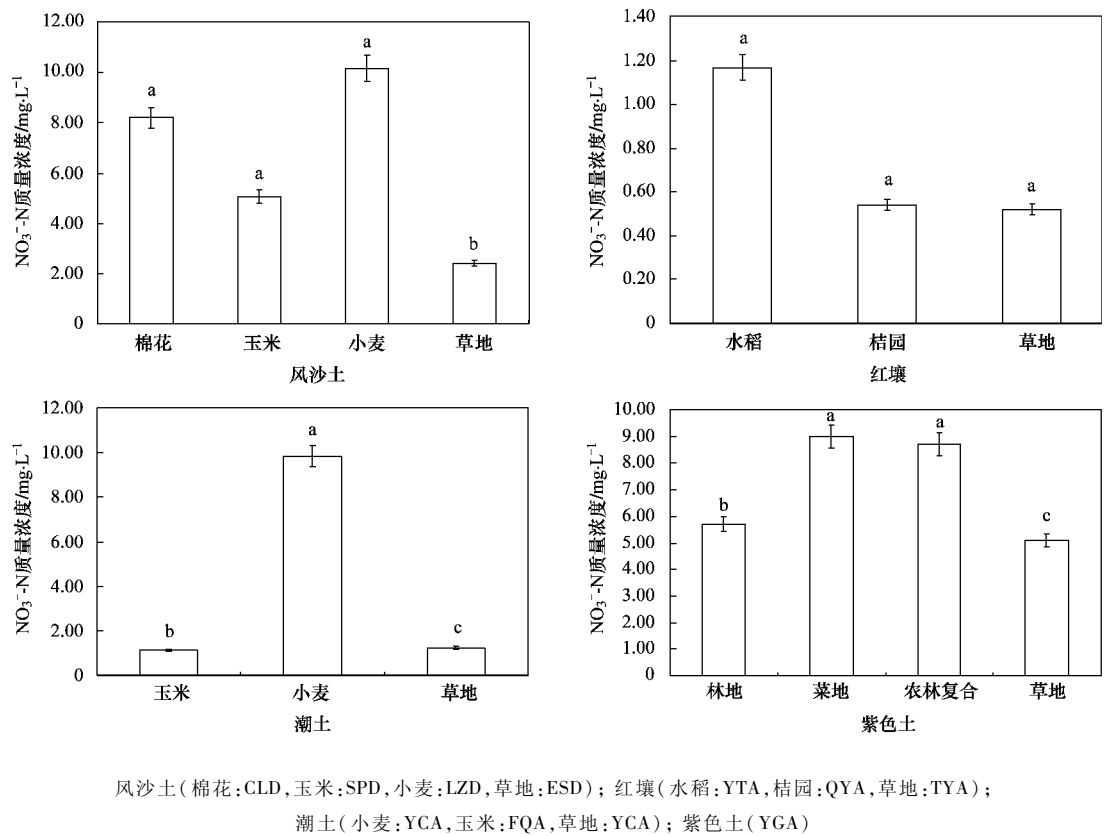


图 2 2004 ~ 2009 年 CERN 农田与绿洲农田生态系统不同土地利用方式地下水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 质量浓度

Fig. 2 Nitrate-N concentration in groundwater from agro- and oasis ecosystems of CERN by different land-use types during 2004-2009

表 2 2004 ~ 2009 年 CERN 农田与草地生态系统浅层地下水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 质量浓度/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

Table 2 Nitrate-N concentration of shallow groundwater on agro-and grass ecosystems of CERN during 2004-2009/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

所在区域	生态站名称	土壤类型	利用类型	n	平均值	标准误差	> 10 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 频率/%	最高值
东北农业区	HLA	黑土	小麦-玉米-大豆	12	0.30	0.02	—	0.37
	SYA	潮棕壤	玉米	19	0.15	0.12	—	0.53
西北绿洲农业与牧业区	CLD	风沙土	棉花	18	8.22	5.32	50	13.59
	ESD	风沙土	草地	16	2.40	1.79	—	5.44
	LZD	荒漠土	小麦	6	10.8	6.35	50	18.5
	NMD	风沙土	玉米-春小麦	6	0.14	0.10	—	0.33
	SPD	风沙土	小麦-玉米	9	5.07	1.04	—	6.37
	NMG	栗钙土	草地	20	2.15	2.92	—	8.67
华北农业区	AKA	风沙土	棉花	7	6.25	4.99	14	13.60
	ASA	黄绵土	大豆-谷子	52	30.74	23.40	85	92.66
	CWA	马兰黄土	玉米-小麦	19	0.50	0.73	—	2.24
	FQA	潮土	玉米-小麦	32	1.13	1.60	—	7.57
	YCA	潮土	玉米-小麦	20	9.83	11.24	35	41.07
	LCA	褐土	小麦-玉米	10	4.35	0.51	—	5.11
青藏高原农牧区	HBG	草毡土	草地	19	1.00	0.75	—	2.90
	LSA	潮土	草地	5	0.31	0.28	—	0.77
南方农业区	YGA	紫色土	菜地	31	8.98	2.75	42	12.98
	TYA	红壤	草地	7	0.52	0.32	—	0.95
	CSA	水稻土	水稻-小麦	21	0.76	0.91	—	2.87
	YTA	红壤	水田	8	1.17	0.66	—	1.80
	QYA	红壤	水田-桔园	13	0.54	0.83	—	3.07

在黄绵土中,大豆-谷子(ASA)利用方式地下水超标率为 85%,其中 58% 的样本为严重超标($\geq 20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)^[13],地下水 NO_3^- -N 污染较为严重,除了农业施肥影响外, NO_3^- -N 污染来源有待于进一步深入研究. 在 CERN 监测的天然草地生态系统中(HBG、NMG),畜牧业生产是人类的主要活动,同农业生产活动相比,浅层地下水中 NO_3^- -N 质量浓度较低,未出现 NO_3^- -N 质量浓度超标现象(表 2).

2.2.2 森林生态系统地下水 NO_3^- -N 质量浓度

图 3 为森林生态系统地下水 NO_3^- -N 质量浓度变化. 森林生态系统地下水 NO_3^- -N 质量浓度整体较低,其大小排序为:贡嘎山 > 鹤山 > 长白山 > 北京、茂县、会同 > 鼎湖山 > 西双版纳、哀牢山森林生态系统,变化范围在 $0.02 \sim 1.04\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 森林生态系统地下水 TN 质量浓度变化范围在 $0.18 \sim 5.85\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均为 $1.91\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, NO_3^- -N/TN 比率为 31%. CERN 典型森林生态系统基本为自然生态系统,少有农业施肥、灌溉及牧业生产活动影响. 地下水 NO_3^- -N 质量浓度 $\leq 1.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,基本反映了区域地下水 NO_3^- -N 的背景值. 土壤渗漏水是地下水 NO_3^- -N 的主要来源之一^[16]. 除此之外,区域地质背景及海拔等也可能对地下水 NO_3^- -N 质量浓度有重要影响^[17].

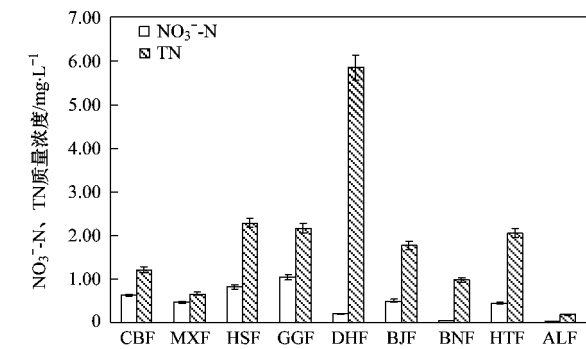


图 3 2004 ~ 2009 年森林生态系统地下水总氮和 NO_3^- -N 质量浓度

Fig. 3 Groundwater nitrate-N concentration in forest ecosystem of CERN during 2004-2009

2.3 CERN 典型生态系统地下水 NO_3^- -N 质量浓度季节变化

2.3.1 农田生态系统的季节变化

图 4 为 CERN 2004 ~ 2009 年 3 个典型农田生态系统地下水 NO_3^- -N 的季节变化. ASA、FQA、YGA 地下水 NO_3^- -N 质量浓度的平均值分别为

30.74 、 0.76 、 $7.04\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 从图 4 中可以看出典型农田生态系统地下水 NO_3^- -N 质量浓度有明显的季节变化趋势. ASA 农田生态系统地下水 NO_3^- -N 质量浓度在每年的 5、6 月及冬季的 11、12 月分别有一个高值期. 其 2008 年的地下水 NO_3^- -N 质量浓度低于其他年份且无明显季节动态变化. FQA 农田生态系统 8、9 月地下水 NO_3^- -N 质量浓度相对高于其他月份,而 YGA 农田生态系统地下水 NO_3^- -N 质量浓度最高值出现在 6、7 月.

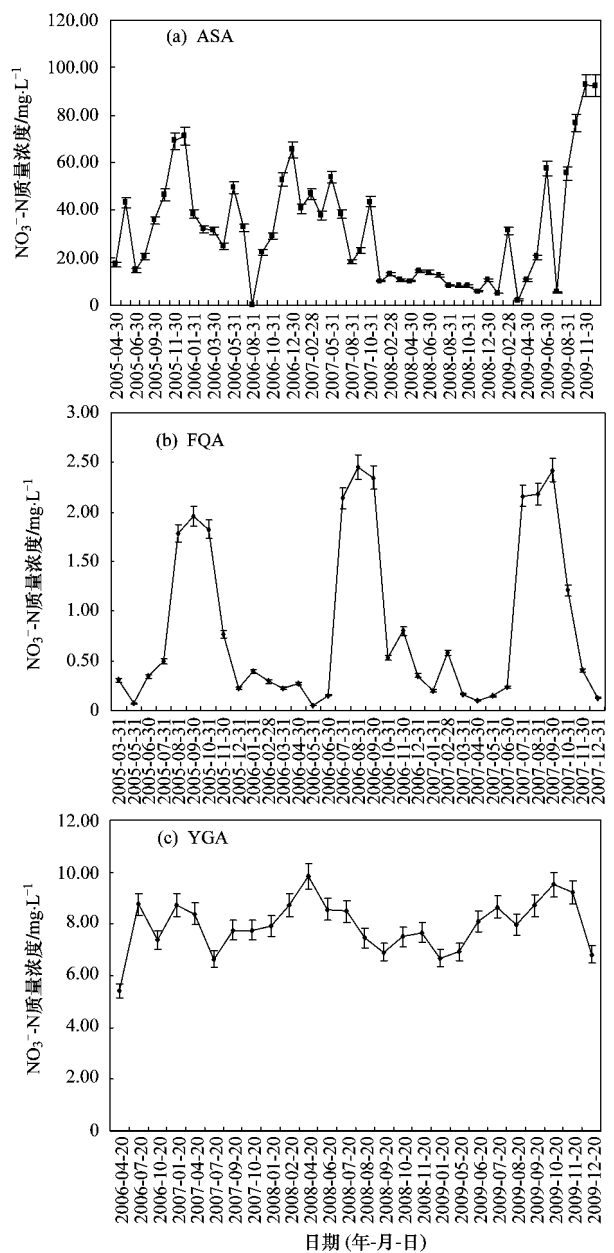


图 4 2004 ~ 2009 年 CERN 典型农田生态系统地下水 NO_3^- -N 的季节变化

Fig. 4 Seasonal variation of groundwater nitrate-N concentration in typical terrestrial agriculture ecosystems of CERN during 2004-2009

农田生态系统地下水 NO_3^- -N 质量浓度雨季较高的原因是雨季降雨量大,且与施肥期重合,地下水 NO_3^- -N 质量浓度受雨水的淋洗和农田排水的影响而升高^[18]. 国外研究也证实地下水 NO_3^- -N 的质量浓度会随着施肥量的增加而升高^[19]. 通过对我国山东、成都平原、民勤、河套灌区地下水 NO_3^- -N 质量浓度研究也得出地下水 NO_3^- -N 质量浓度较高的地区主要分布在种植区^[20~23]. 黄绍敏等^[24]研究施氮对潮土区土壤及地下水 NO_3^- -N 质量浓度的影响时发现,当施氮量 $> 225 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 时,就会对地下水产生污染. 当施氮量超过作物所需量时,作物产量不会增加,但是氮肥的淋失量却会显著增加. 冬季随着雨季结束,雨水的淋洗作用减弱,但蒸发作用依然存在,这可能是冬季地下水 NO_3^- -N 质量浓度增高的原因.

2.3.2 北京城市生态系统地下水 NO_3^- -N 季节变化

北京城市生态系统地下水监测井位于中国科学院生态环境研究中心的城市绿地,间距为 3 m. 浅水井在 2008~2009 年的平均水深是 2.28 m,深水井的平均水深为 13.80 m. 2008~2009 年浅水井地下水 NO_3^- -N 的平均质量浓度为 $7.48 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,其中有 25% 超标(图 5); 深水井地下水 NO_3^- -N 平均质量浓度为 $0.26 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,浅水井地下水 NO_3^- -N 质量浓度显著高于深水井地下水 NO_3^- -N 质量浓度 ($P < 0.001$). 浅水井和深水井地下水 NO_3^- -N/TN 的平均贡献率分别为 92% 和 57%,浅水井中的 TN 主要以 NO_3^- -N 形式存在. 地下水 NO_3^- -N 质量浓度与地下水埋深密切相关^[25~27]. 在同一地理单元及人类活动强度下, NO_3^- -N 质量浓度与地下水埋深呈显著负相关^[28]. NO_3^- -N 由土壤上层向土壤下层淋溶和迁移,浅层地下水最先受到污染,监测结果与其他研究者的结论一致.

浅水井 NO_3^- -N 质量浓度具有明显的季节动态变化,在每年的 4 月地下水 NO_3^- -N 质量浓度开始上升,6、7 月为高值期,最高值出现在 6 月,为 $22.65 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,之后开始下降,到冬季 NO_3^- -N 质量浓度又开始上升,于 2009 年 1 月达到另一高峰值 $17.45 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,低于夏季的高峰值. 而深水井地下水 NO_3^- -N 质量浓度的季节变化不明显,两年之中一直保持较平稳状态. 2 个监测井除地下水埋深不同外,其他条件基本相同,季节变化差异的原因主要是地下水埋深的影响. 城市绿地采用中水灌溉,这可能是浅水井地下水 NO_3^- -N 主要来源,监测结果表明,经

过 13 m 土壤深度下的地下水 NO_3^- -N 基本没有受到中水灌溉的影响.

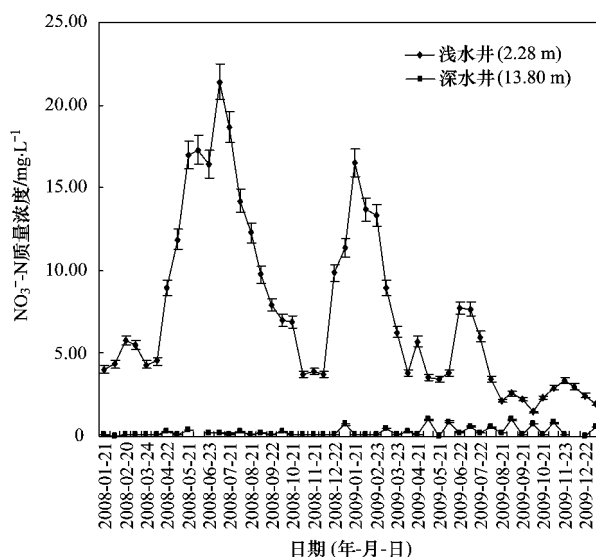


图 5 2008~2009 年 CERN 北京城市生态系统地下水 NO_3^- -N 的季节变化

Fig. 5 Seasonal variation of groundwater nitrate-N concentration in Beijing urban ecosystem of CERN during 2008-2009

国内较多研究者发现地下水 NO_3^- -N 质量浓度在雨季会有一个相对高值期^[29,30],分析其原因可能是降雨初期,雨水将积累在土壤中的 NO_3^- -N 淋洗,下渗进入地下水,使地下水 NO_3^- -N 质量浓度升高;随着降雨的进行,下渗水中 NO_3^- -N 质量浓度越来越低,降雨对地下水 NO_3^- -N 就起到了稀释作用,降雨过后地下水 NO_3^- -N 又会降低. 冬季 NO_3^- -N 质量浓度增高的原因可能是 NO_3^- -N 在重力作用及土壤水势差的作用下向下迁移^[31],而且冬季降雨量减少,雨水对地下水的稀释作用减弱,造成地下水 NO_3^- -N 质量浓度升高.

3 结论

(1) CERN 监测的 5 类生态系统中受人类活动影响较明显的农田生态系统、绿洲农田生态系统及城市生态系统地下水 NO_3^- -N 质量浓度高于森林生态系统和草地生态系统地下水 NO_3^- -N 质量浓度,且地下水 NO_3^- -N 有较严重的超标现象.

(2) NO_3^- -N 为农田生态系统、绿洲农田生态系统及城市生态系统地下水中氮存在的主要形式.

(3) 农田、城市生态系统地下水 NO_3^- -N 质量浓度有明显的季节动态变化.

致谢:感谢中国生态系统研究网络各个生态站对样品的采集和分析工作,感谢中国生态系统网络综合中心曲翠钰制作台站分布图。

参考文献:

- [1] 张庆乐,王浩,张丽青,等. 饮水中硝态氮污染对人体健康的影响[J]. 地下水,2008,**30**(1):57-64.
- [2] 朱济成. 关于地下水硝酸盐污染原因的探讨[J]. 北京地质,1995,**2**:20-26.
- [3] Townsend M A, Young D P. Assessment of nitrate-nitrogen distribution in Kansas ground-water, 1990-1998 [J]. Natural Resources Research, 2000, **2**(9):125-134.
- [4] Kumazawa K. Nitrogen fertilization and nitrate pollution in groundwater in Japan: present status and measures for sustainable agriculture [J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2002, **63**(2-3):129-137.
- [5] LaMotte A E, Greene E A. Spatial analysis of land use and shallow groundwater vulnerability in the watershed adjacent to assateague island national seashore, Maryland and Virginia, USA [J]. Environmental Geology, 2007,**52**:1413-1421.
- [6] Nolan B T, Ruddy B C, Hitt K J, *et al.* A national look at nitrate contamination of ground water [J]. Water Conditioning and Purification, 1988, **39**(12), 76-79.
- [7] Burow K R, Nolan B T, Rupert M G, *et al.* Nitrate in groundwater of the United State, 1991-2003 [J]. Environmental, Science and Technology, 2010, **44**(13):4988-4997.
- [8] 邢光熹,施书莲,杜丽娟,等. 苏州地区水体氮污染状况[J]. 土壤学报,2001,**38**(4):540-546.
- [9] Zhang W L, Tian Z X, Zhang N, *et al.* Nitrate pollution of groundwater in northern China [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 1996, **59**:223-231.
- [10] 袁国富,唐登银,孙晓敏. 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. 49-55.
- [11] GB/T 14848-1993, 中华人民共和国环境质量标准地下水质量标准[S].
- [12] Muller D K, Helsel D R. Nutrients in the nation's water-too much of a good thing? [R]. USGS National Water-Quality Assessment Program Circular, 1996, 1136.
- [13] 刘宏斌,李志宏,张云贵,等. 北京市农田土壤硝态氮的分布与累积特征[J]. 中国农业科学,2004,**37**(5):692-698.
- [14] Babiker I S, Mohamed A A, Terao H, *et al.* Assessment of groundwater contamination by nitrate leaching from intensive vegetable cultivation using geographical information system [J]. Environment International, 2004, **29**(8):1009-1017.
- [15] Li J, Lu W X, Zeng X K, *et al.* Analysis of spatial-temporal distributions of nitrate-N concentration in Shitoukoumen catchment in northeast China [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2010, **169**:335-345.
- [16] 甘健民,薛敬意,谢寿昌. 云南哀牢山常绿阔叶林土壤渗漏养分研究[J]. 地理科学,1997,**17**(3):237-242.
- [17] Sugimoto Y, Toyomitsu Y, Muto I, *et al.* Factors associated with well-to-well variation in nitrate concentration of groundwater in a nitrate-polluted district in Miyakonojo basin, Southern Kyushu, Japan [J]. Water Air and Soil Pollution, 2009, **199**:23-32.
- [18] 陈克亮,朱晓东,朱波,等. 川中小流域地下水硝态氮的时空变化特征[J]. 农业环境科学学报,2006,**25**(4):1060-1064.
- [19] Gallardo A H, Borja W R, Tase N. Flow and patterns of nitrate pollution in groundwater: a case study of agricultural area in Tsukuba City, Japan [J]. Environmental Geology, 2005,**48**(7):908-919.
- [20] 刘兴权,许晶玉,江丽华,等. 山东省种植区地下水硝酸盐污染空间变异及分布规律的研究 [J]. 农业环境科学学报,2010,**29**(6):1172-1179.
- [21] 赵燮京,赵小蓉,王昌桃. 成都平原农区地下水中 NO_3^- -N 质量浓度变化规律研究 [J]. 土壤学报,2004,**41**(1):56-60.
- [22] 刘文杰,苏永中,杨荣,等. 民勤地下水水化学特征和矿化度的时空变化 [J]. 环境科学,2009,**30**(10):2911-2917.
- [23] 冯兆忠,王效科,冯宗炜. 河套灌区春小麦-萝卜轮作模式下土壤 NO_3^- -N 动态 [J]. 环境科学,2006,**27**(6):1223-1228.
- [24] 黄绍敏,宝德俊,皇甫湘荣. 施氮对潮土土壤及地下水硝态氮质量浓度的影响 [J]. 农业环境保护,2000,**19**(4):228-229, 241.
- [25] Spalding R F, Exner M E. Occurrence of nitrate in groundwater-a review [J]. Journal of Environmental Quality, 1993, **22**(3):392-402.
- [26] Hudak P F. Regional trends in nitrate content of Texas groundwater [J]. Journal of Hydrology, 2000, **228**:37-47.
- [27] 王凌,张国印,孙世友,等. 河北省环渤海地区地下水硝态氮质量浓度现状及其成因分析 [J]. 河北农业科学,2009,**13**(10):89-92.
- [28] 赵新峰,杨丽蓉,施茜,等. 东北海伦地区农村地下饮用水硝态氮污染特征及影响因素分析 [J]. 环境科学,2008,**29**(11):2993-2998.
- [29] 李正兆,高海鹰,张奇,等. 抚仙湖流域典型农田地下水硝态氮污染及其影响因素 [J]. 农业环境科学学报,2008,**27**(1):286-290.
- [30] 董维红,林学钰. 浅层地下水氮污染的影响因素分析——以松嫩盆地松花江北部高平原为例 [J]. 吉林大学学报(地球科学版),2004,**34**(2):231-235.
- [31] 崔玉亭. 化肥与生态环境保护 [M]. 北京:化学工业出版社,2000. 81-84.