



文章栏目：水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.201906074

中图分类号 X524

文献标识码 A

李宏瑞, 何旭, 刘涛, 等. 基于污水厂尾水的人工湿地系统中水体氮的水流方向分布特征及污染评价[J]. 环境工程学报, 2020, 14(4): 1013-1021.

LI Hongrui, HE Xu, LIU Tao, et al. Nitrogen distribution characteristics and pollution assessment in water along the water flow direction in a constructed wetland system treating the tailwater from wastewater treatment plants[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(4): 1013-1021.

基于污水厂尾水的人工湿地系统中水体氮的水流方向分布特征及污染评价

李宏瑞¹, 何旭¹, 刘涛¹, 刘红磊³, 许卓奇¹, 文佳鑫¹, 李艳英³, 陈子昂¹, 马小东^{1,2,*}

1. 河北工业大学能源与环境工程学院, 天津 300401

2. 南开大学环境科学与工程学院, 天津 300071

3. 天津市环境保护科学研究院, 天津 300191

第一作者: 李宏瑞(1994—), 男, 硕士研究生。研究方向: 水体污染净化技术。E-mail: lihongrui0426@hotmail.com

*通信作者: 马小东(1972—), 男, 博士, 教授。研究方向: 环境污染控制技术。E-mail: maxd@hebut.edu.cn

摘要 天津临港人工湿地是以污水厂尾水为水源的组合人工湿地, 为探究其水体形态氮的分布特征和污染状况, 以该湿地系统为研究对象, 采集并分析了湿地水样, 基于 GIS 克里格插值法, 对湿地水体形态氮和典型理化性质的分布和污染特征进行了研究, 结合单因子污染指数法评价了水体污染程度。结果表明: 湿地水体 TN 浓度为 0.657~5.576 mg·L⁻¹, 其中 NO₃-N (0.095~3.920 mg·L⁻¹) 浓度相对较高, 占 TN 的 49.2%; 沿水流方向, TN、NO₃-N 和 NO₂-N 的分布趋势基本一致, 从入水口至景观湖呈逐渐降低趋势; NH₄⁺-N 的分布相对复杂, 在潜流和表流湿地下游与景观湖交汇处浓度最高, 表流湿地浓度最低; pH 和 EC 分别对 NH₄⁺-N 和 NO₃-N 的分布特征具有较大的影响作用。根据单因子污染指数法, 湿地水体 TN 超标 ($P_i > 1$), 调节塘 TN 污染最为严重, 调节塘可作为 TN 优控区。以上结果有助于深入认识以污水厂尾水为水源的组合人工湿地中氮污染物的赋存形态及分布特征。
关键词 污水厂尾水; 人工湿地; 湿地水体氮分布; 水体污染评价

近年来, 人工湿地作为一种绿色环保型生态系统而备受关注。通过基质、土壤、植物和微生物的物理、化学、生物三重协同作用, 人工湿地可用于城市污水、生活污水以及农业排放污水等的净化处理^[1-2]。

氮是引起水体富营养化的主要因子^[3]。研究氮在人工湿地中的时空分布特征、迁移转化规律、去除机制及影响因素对于湿地系统的水质管控具有重要意义^[4-6]。人工湿地水体中氮污染物的去除和转化与微生物硝化、反硝化作用和植物吸收有关, 很大程度上受各种理化性质的影响^[7]。如水体酸碱度 (pH) 对氮的去除影响较大, pH 升高, 会增加作为生化反应基质底物的游离氨浓度, 抑制氨氧化菌的活性和硝化反应的进行^[8-9], 水体碱性过高时, 植物吸收作用也会减弱, 可降低氮的去除

收稿日期: 2019-06-18; 录用日期: 2019-10-24

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (2017ZX07107-004-005); 国家自然科学基金面上项目 (21677079, 21876042, 21571108); 天津市应用基础与前沿技术研究计划重点项目 (15JCZDJC40800); 南开大学亚洲研究中心项目 (AS1717)

率^[10]。水体电导率(EC)与离子有关,高盐度会导致微生物细胞在高渗透压下脱水而不利于其存活,同时也会使代谢酶活性受阻,影响氮的去除^[11-12]。氧化还原电位(Eh)可较好地反映好氧与厌氧环境,从而调控硝化和反硝化反应过程^[13]。溶解氧(DO)对氮的去除也有一定影响,研究认为,高浓度的DO有利于硝化反应,反之,低浓度的DO则更有利于反硝化过程。但也有研究表明,在好氧条件下,硝化和反硝化反应可交互影响氮的转化过程^[14-15]。此外,温度(*T*)通过影响微生物活性,也可影响氮的去除,有报告显示,水体温度升高有利于提升微生物活性,从而提高水体氮的去除率^[16]。

人工湿地水体中不同形态氮的去除受多种因素的共同影响^[17]。然而,目前关于基于污水处理厂处理尾水的人工湿地系统中氮分布特征的研究还十分有限。研究组合人工湿地水体多种理化因子与氮形态的分布之间的关系,对于探究湿地氮污染迁移转化规律、优化组合人工湿地系统构建模式具有重要的意义。本研究利用GIS中克里格插值法,研究了天津临港人工湿地水体中DO、Eh、pH、EC、*T*和不同形态氮的分布特征,分析了pH、EC、Eh和DO对不同形态氮分布间的影响,采用单因子指数法对湿地水体污染状况进行了评价,为改善该湿地系统的水质、优化湿地系统的结构和功能提供参考。

1 研究区域及方法

1.1 研究区域

天津临港经济区湿地公园位于东经117°41'58",北纬38°55'58",是由一片退海成陆的盐碱地改造而成的国内首个以水处理为主的生态公园。全园大致分为调节塘预处理区、潜/表流湿地集中处理区、景观湖混合区3大功能区,地势总体由东北向西南倾斜。园区的总占地面积约0.63 km²,水体所占面积约0.17 km²。其中,调节塘、潜流湿地的水面分别约为0.01 km²和0.05 km²,表流湿地和景观湖区水面约为0.11 km²。该区域的补充水源主要来自于其东北方向污水厂的处理尾水,水源补给量约4 000 m³·d⁻¹。全园水生植物类型以芦苇为主,主要集中于潜/表流湿地集中处理区,潜流湿地区域底层铺设大量基质,对水质净化起到关键作用。

1.2 样品采集

本次采样采用网格布点法^[18],布设位置如图1所示。采样区域由东北部入水口往西南部出口处依次覆盖调节塘、潜流/表流湿地、景观湖、出水口,网格规格为100 m×100 m。去除其中的无效网格(如整个网格为小岛或无水淹没区),并在每个网格中心取点。2[#]、4[#]、7[#]、10[#]、20[#]、22[#]、24[#]、27[#]、29[#]、31[#]、33[#]、35[#]、40[#]、42[#]和46[#]采样点的网格被小岛分割,所以未在网格的中心进行取样,据其地形环境条件以及水流状况,于每个网格间增加1~2个采样点,最后采样点共计52个。于2018年12月1—3日进行采样,采集样品装入聚乙烯瓶,迅速带回并置于冰箱中,在4℃的条件下进行冷藏保存。

1.3 数据处理

本研究采用ArcGIS 10.2中的克里格插值法对各采样点污染物浓度值进行氮分布分析,以颜色的深浅代表浓度的高低。

采用单因子污染指数法,评价TN、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N以及NO₂⁻-N各项水质指标相对于水体功能

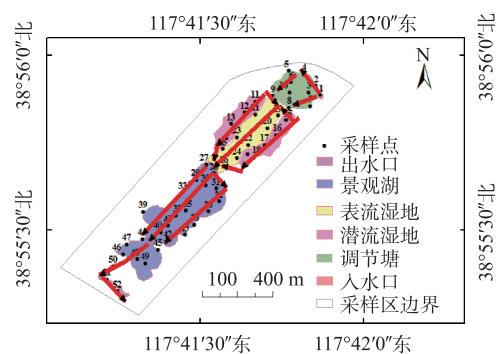


图1 天津临港湿地采样点布设
Fig. 1 Layout of sampling sites in the Tianjin Lingang wetland

类别的达标或超标情况^[19]。其计算方法如式(1)所示。

$$P_i = \frac{C_i}{S_i} \quad (1)$$

式中: P_i 为单因子评价污染指数; i 表示湿地水体污染因子(TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$); C_i 为污染因子的实测值, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; S_i 为污染因子的标准值, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。根据《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002)IV类水质标准, $P_i \leq 1$, 表明水体未受污染; $P_i > 1$, 表明水体受到污染, 且 P_i 越大, 水体受污染越严重。

1.4 实验仪器与方法

本研究涉及的检测指标包括水体理化因子 DO、Eh、pH、EC、 T 及污染因子总氮(TN)、氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)、硝态氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)和亚硝态氮($\text{NO}_2^-\text{-N}$)。TN的测定采用碱性过硫酸钾消解-紫外分光光度法(GB 3838-2002)^[20], $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的测定采用纳氏试剂分光光度法(GB 3838-2002), $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的测定采用紫外可见光分光光度法(GB 3838-1988), $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的测定采用分子吸收分光光度法(GB 3838-1988)。而 DO、Eh、pH、EC 和 T 则主要用便携式的多参数测量仪(Multi3630 IDS, 德国 WTW 公司)于采样现场测定。不同形态氮的含量采用紫外-可见智能型多参数水质测定仪(LH-3BA, 兰州连华科技公司)进行测定。所取水样均进行3次平行测试, 取平均值作为最终结果, 相对偏差控制在5%以内。

2 结果与讨论

2.1 湿地水体的理化性质及分布特征

天津临港湿地水体中理化性质的分布如图2所示。由图2可知, 水体中 DO 的含量为 $8.9\sim 10.9\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。邱昭政等^[21]研究了 DO 对氨氧化过程的影响, 认为 DO 在 $5.0\sim 7.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的条件下, 即形成了水体微生物的好氧环境。对比可知, 本研究湿地水体 DO 整体较高, 故有利于微生物的好氧氨氧化作用。整体上, 自调节塘向表流湿地方向, DO 的含量呈下降趋势, 至景观湖又趋于升高。DO 下降可能因有机物好氧降解消耗大量 DO 所致, 而景观湖出现 DO 升高, 这可能与景观湖 DO 的 T 较低有关^[22]。

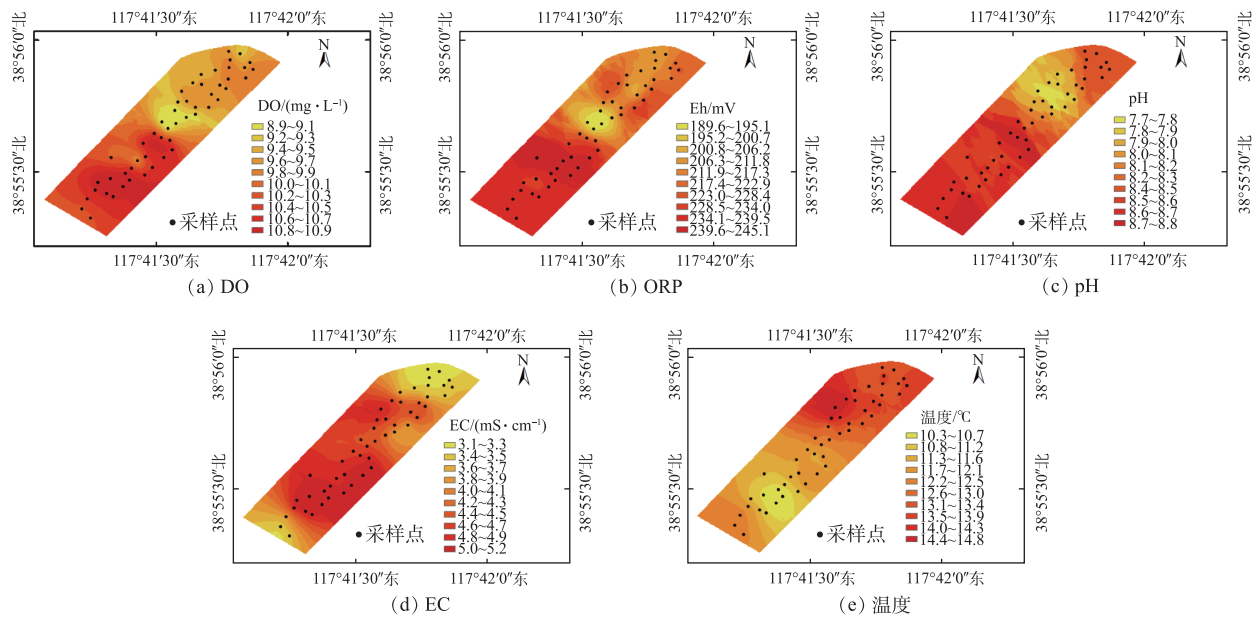


图2 湿地水体理化性质的分布

Fig. 2 Distribution of physicochemical parameters of water in the wetland

Eh 与水体氮污染物转化行为紧密相关^[23], 有研究^[24]认为, Eh 大于 100.0 mV 的水体处于好氧环境。本研究人工湿地水体 Eh 为 189.6~245.1 mV, 这表明水体整体溶氧条件良好。由图 2(b) 可知, Eh 在调节塘和潜流湿地浓度略高, 在表流湿地下游与景观湖交汇处较低, 而至出水口呈逐渐增加的趋势。

由图 2(c) 可知, 湿地水体的 pH 为 7.7~8.8, 呈弱碱性。细菌适宜生长的 pH 为 6~9, 但不同细菌之间存在差异^[25]。本研究湿地中调节塘、景观湖及出水口的 pH 相差不大。在潜流湿地 pH 相对较低, 这可能与潜流湿地处硝化反应产生 H⁺积聚有关^[26]。

天津临港湿地水体的 EC 为 3.1~5.2 mS·cm⁻¹。整体上, EC 从调节塘至景观湖呈递增趋势, EC 的变化规律可能与水中离子组成及盐分有关^[11]。

因采样时间为冬季, 故湿地水体温度总体较低, 为 10.3~14.8 ℃。已有研究^[27-28]表明, 生物进行硝化反应相对适宜的温度为 15.0~35.0 ℃, 当其低于 15 ℃ 时, 硝化与反硝化过程虽能够发生, 但均会受到一定的抑制。

2.2 湿地水体不同形态氮的分布特征分析

TN、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N 浓度的统计值如表 1 所示。TN、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N 的浓度分别为 0.657~5.576、0.054~0.885、0.095~3.920、0.001~0.054 mg·L⁻¹。由表 1 可知, NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N 的浓度之和低于 TN 浓度, 这表明湿地中除无机氮之外仍可能存在一定量的有机氮。NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量较高, 分别占 TN 的 17.6% 和 49.2%, NO₂⁻-N 含量较低, 仅为 TN 的 0.44%。变异系数为标准差和平均数的比值, 其可反映变量在平面上分布的不均匀性, 当变异系数低于 10% 时, 表示该变量为弱变异性; 当变异系数为 10%~100% 时, 为中等变异性; 当变异系数超过 100% 时, 则为强变异性^[29-30]。由表 1 可知, NO₃⁻-N 与 NO₂⁻-N 的变异系数大于 TN 和 NH₄⁺-N, 分别为中等强度变异和强变异, 这表明湿地中的 NO₃⁻-N 与 NO₂⁻-N 在水流方向分布上浓度差异较大, 而 NO₂⁻-N 的分布最不均匀。

天津临港湿地水体 TN 分布如图 3 所示。水体 TN 浓度从入水口到景观湖总体呈现逐渐下降趋势, 在出水口略有回升, 于调节塘处浓度较高。由于湿地位于临港经济区工业园西南侧, 水体来源为污水处理厂出水, 湿地的调节塘、潜流湿地和景观湖据地势高低, 由北向南依次分布。当水体首先流经调节塘时, 仍含有大量含氮污染物, 水质相对较差, 故 TN 浓度也相对较高。水体流入潜流湿地后, TN 浓度呈下降趋势。一方面, 潜流湿地砂石基质的过滤作用有助于 TN 去除; 另一方面, 潜流湿地

种植有芦苇、美人蕉等水生植物, 其根系仍可吸附去除水中部分含氮污染物; 而根际微生物, 在好氧环境下, 可通过硝化作用将 NH₄⁺-N 转化为 NO₂⁻-N 和 NO₃⁻-N^[31]。经过表流湿地处理, 水体进入景观湖后, TN 总体浓度保持较低, 至出水口的 TN 浓度微升, 这可能与出水口污染物沉积有关。

表 1 湿地水体不同形态氮浓度统计值
Table 1 Statistics of various nitrogen forms of water in the wetland mg·L⁻¹

统计值	TN	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	NO ₂ ⁻ -N
均值	2.180	0.354	1.082	0.008
标准差	0.963	0.171	0.868	0.011
最小值	0.657	0.054	0.095	0.001
最大值	5.576	0.885	3.920	0.054
变异系数/%	44.17	48.31	80.22	137.50

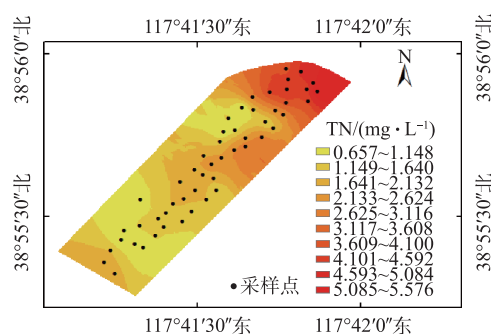


图 3 湿地 TN 的分布

Fig. 3 Distribution of total nitrogen of water in the wetland

湿地水体中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 分布如图4所示。整体上看,潜流湿地和表流湿地中部及东北部区域水体 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度相对较低,而在2个区域的下游与景观湖交汇处及景观湖上游区域,其浓度出现最高值。潜流湿地和表流湿地区域的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度较低,可归因于硝化作用、基质作用、植物根系影响等多因素作用的结果。由图2(c)可知,潜流和表流湿地中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 较低部分的pH为7.7~7.9,该区域的pH有利于氨氧化菌的生长繁殖^[32],可通过硝化反应,促进 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的转化。此外,芦苇等植物的根系和填料基质也可为微生物提供依附界面,增加微生物数量,从而有利于 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除^[33]。潜流和表流湿地下游与景观湖交汇区域的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度相对较高,这可能主要与此处较低的pH和相对较低的Eh有关。由图2(b)可知,Eh由206.5 mV降至189.6 mV,较低的Eh也对硝化反应起到抑制,从而导致该区域 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度水平相对较高。由图2(c)可知,潜流和表流湿地下游与景观湖交汇区域pH相对较低,而水体中较低的pH有利于 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的存在^[32]。

湿地水体 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 分布特征如图5所示。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 分布趋势与TN总体一致,其浓度在入水口处最高,为 $3.920 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,所占比例为70.3%,这可能是由于入水口处的水样为污水处理厂处理尾水,并未有其他因素影响。从入水口到景观湖总体呈下降趋势,在景观湖中部区域最低,于出口处略回升。在景观湖中部区域, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度最低,可能与该区域EC较高有关。由图2(d)可知, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度最低的区域,EC相对较高,约为 $5.0\sim 5.2 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$,表明该区域盐度相对较高。已有研究^[12,34]表明,水体盐度升高,会影响微生物对渗透压的调节作用,进而降低微生物的存活率。EC较高水体的反硝化菌可能成为优势菌种,在反硝化菌作用下,导致 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度水平趋于降低。

湿地水体 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的分布特征如图6所示。结果表明,调节塘的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度要显著高于其他区域。由图2(a)可知,与湿地其他区域相比,调节塘DO含量相对较低,但其仍维持在较高水平,为 $9.6\sim 9.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,这表明调节塘水体仍处于好氧环境^[25]。较高的DO浓度有利于该区域的硝化反应发生,促进 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 向 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 转化。据图4和图5可知,调节塘 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度较低,而 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度较高,二者分别为 $0.260\sim 0.376 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $2.057\sim 2.866 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,也印证了上述所得的结论。

2.3 湿地水质污染评价

湿地水体不同形态氮的单因子污染指数分布如图7所示。由图7(a)可知,污水厂尾水中TN

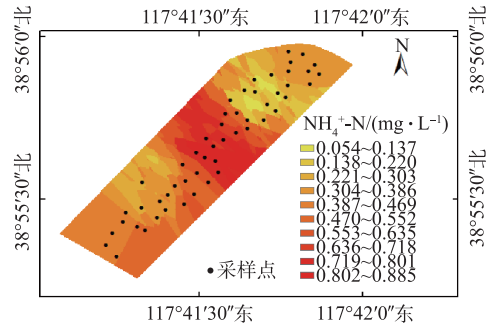


图4 湿地 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的分布

Fig. 4 Distribution of ammonia nitrogen of water in the wetland

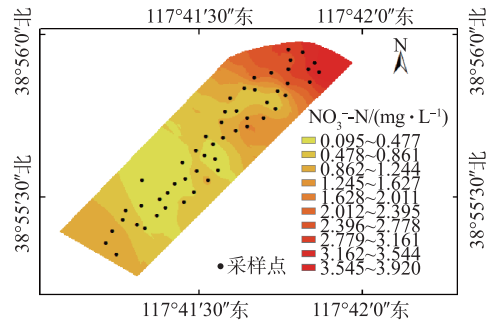


图5 湿地 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的分布

Fig. 5 Distribution of nitrate nitrogen of water in the wetland

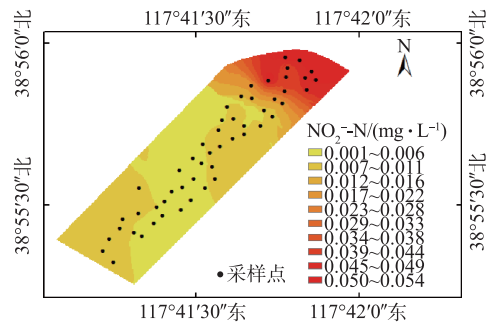


图6 湿地 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的分布

Fig. 6 Distribution of nitrite nitrogen of water in the wetland

的浓度超过地表水环境质量标准,进入湿地后,TN整体呈现下降趋势。由图7(b)~图7(d)可知,尾水和湿地中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 与 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 等形态氮均未超标。 TN 在40个采样点存在不同程度的超标,大部分区域 TN 的 P_i 均高于1,在调节塘区域, TN 的污染相对最为严重,因此,应考虑以调节塘作为 TN 的优控区。

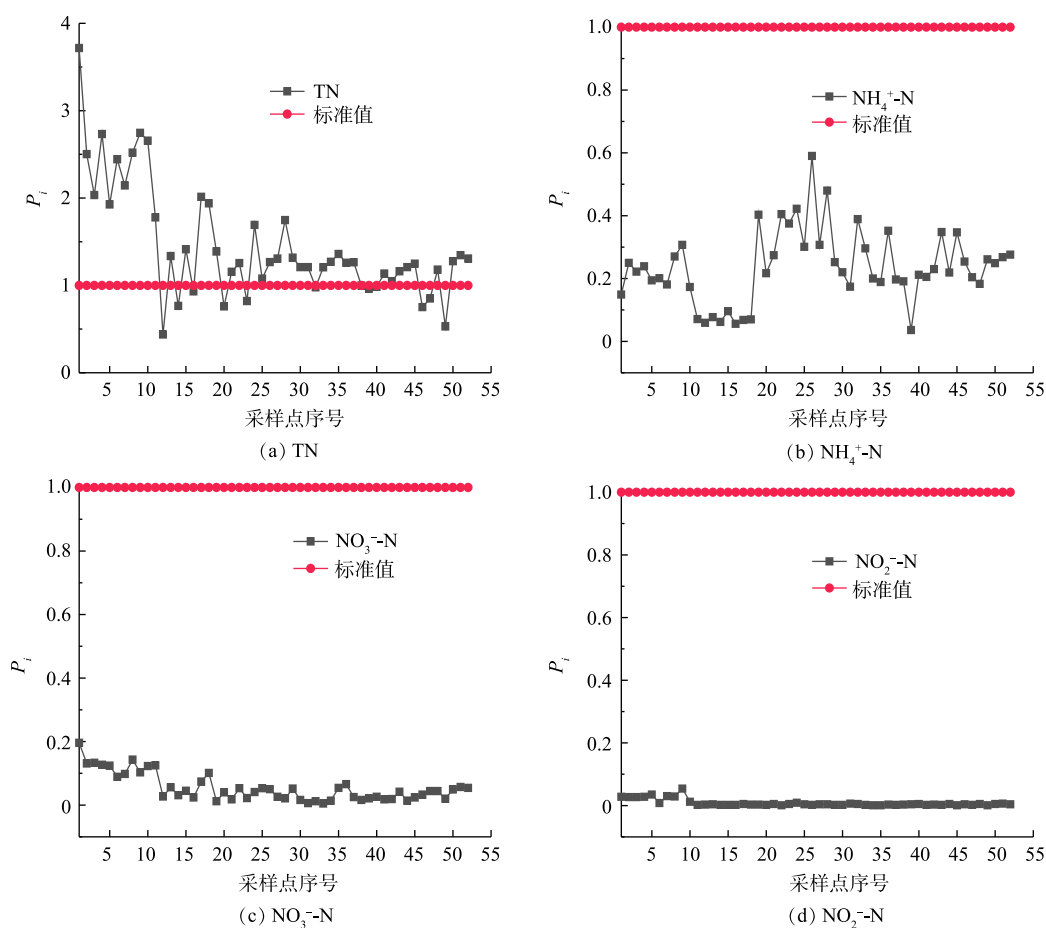


图7 不同形态氮单因子污染指数分布

Fig. 7 Single factor pollution index distribution of different nitrogen forms

3 结论

1) TN 和不同形态氮的浓度及其分布沿水流方向存在显著差异。天津临港人工湿地水体中 TN 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的浓度分别为0.657~5.576、0.054~0.885、0.095~3.920、0.001~0.054 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。污水厂尾水中 TN 的浓度超过地表水环境质量标准,进入湿地系统后, TN 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的分布趋势基本一致,沿水流方向,从入水口至景观湖呈逐渐降低趋势,而 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的变化相对复杂。其中, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 表现为强变异、分布最不均匀。

2) 湿地水体理化性质可影响不同形态氮污染物浓度的分布,其影响程度因具体区域不同存在一定差异。研究区水体 DO 和 Eh 分别为8.9~10.9 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和189.6~245.1 mV ,整体溶氧条件良好,水体整体呈弱碱性($\text{pH}=7.7\sim 8.8$), pH 降低可导致 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度增加, EC 增大可引起 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度的降低。

3) 尾水和湿地系统水体中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 与 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 等形态氮均未超标($P_i < 1$)。总体上, TN 在湿地各功能区存在不同程度的超标现象($P_i > 1$),且在调节塘 TN 污染最为严重,为加强对人工湿地氮污染物的有效管控,调节塘应列为 TN 的优控区。

参 考 文 献

- [1] KIVAISI A K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: A review[J]. *Ecological Engineering*, 2001, 16(4): 545-560.
- [2] HE Y T, PENG L, HUA Y M, et al. Treatment for domestic waste water from university dorms using a hybrid constructed wetland at pilot scale[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(9): 8532-8541.
- [3] 蔡履冰. 太湖流域水体富营养化成因及防治对策的初步研究[J]. *中国环境监测*, 2003, 19(3): 52-55.
- [4] LI F M, LU L, ZHENG X, et al. Enhanced nitrogen removal in constructed wetlands: Effects of dissolved oxygen and step-feeding[J]. *Bioresource Technology*, 2014, 169: 395-402.
- [5] JIA L X, WANG R G, FENG L K, et al. Intensified nitrogen removal in intermittently-aerated vertical flow constructed wetlands with agricultural biomass: Effect of influent C/N ratios[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 345: 22-30.
- [6] YANG Z C, YANG L H, WEI C J, et al. Enhanced nitrogen removal using solid carbon source in constructed wetland with limited aeration[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 248: 98-103.
- [7] SAEED T, SUN G Z. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media[J]. *Journal of Environmental Management*, 2012, 112: 429-448.
- [8] ZHOU Y, OEHMEN A, LIM M, et al. The role of nitrite and free nitrous acid (FNA) in wastewater treatment plants[J]. *Water Research*, 2011, 45(15): 4672-4682.
- [9] ZENG W, ZHANG Y, LI L, et al. Control and optimization of nitrifying communities for nitrification from domestic wastewater at room temperatures[J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 2009, 45(3): 226-232.
- [10] YIN X L, ZHANG J, ZHEN H, et al. Effect of photosynthetically elevated pH on performance of surface flow-constructed wetland planted with phragmites australis[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23(15): 24-31.
- [11] 刘成论, 徐龙君, 鲜晓红, 等. 电导法确定水溶液中盐的浓度[J]. *重庆大学学报*, 1999, 22(2): 126-130.
- [12] 邱金泉, 王静, 张雨山. 人工湿地处理高盐度污水的适用性及研究进展[J]. *工业水处理*, 2009, 29(11): 1-3.
- [13] ZHAI J, ZOU J S, HE Q, et al. Variation of dissolved oxygen and redox potential and their correlation with microbial population along a novel horizontal subsurface flow wetland[J]. *Environmental Technology*, 2012, 33(17): 1999-2006.
- [14] ROBERTSON L A, KUENEN J G. *Thiosphaera pantotropha* gen. nov.sp. nov., a facultatively anaerobic, facultatively autotrophic sulphur bacterium[J]. *Microbiology*, 1983, 129(9): 2847-2855.

- [15] COBAN O, KUSCHK P, KAPPELMEYER U, et al. Nitrogen transforming community in a horizontal subsurface-flow constructed wetland[J]. *Water Research*, 2001, 31(4): 351-409.
- [16] 谢飞, 黄磊, 高旭, 等. 潜流人工湿地对微污染河水的净化效果[J]. *环境工程学报*, 2013, 7(1): 65-71.
- [17] 张涛, 宋新山. 潜流人工湿地理化性质及不同形态氮素的空间分布[J]. *生态环境学报*, 2010, 19(6): 1343-1347.
- [18] 王书锦, 刘云根, 梁启斌, 等. 罗时江河口湿地沉积物磷的空间分布及污染风险评价[J]. *环境工程学报*, 2016, 10(2): 955-962.
- [19] 刘新, 许梦文, 赵珍, 等. 鄱阳湖蝶形湖泊水体氮磷等的变化及污染初步评价[J]. *长江流域资源与环境*, 2017, 26(8): 1189-1198.
- [20] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [21] 邱昭政, 罗专溪, 赵艳玲, 等. 溶氧对富集培养的河口湿地表层沉积物氨氧化菌多样性及氨氧化速率的影响[J]. *环境科学*, 2013, 34(2): 532-539.
- [22] 雒文生. 水环境保护[M]. 北京: 中国水利水电出版社, 2009.
- [23] 孙桂燕, 刘翔, 李兰海. 开都河水理化性质的空间分布特征[J]. *干旱区研究*, 2017, 34(2): 259-265.
- [24] SUTHERSAN S S. *Natural and Enhanced Remediation Systems*[M]. Boca Raton: CRC Press, 2001.
- [25] 魏佳明. 表流湿地细菌及反硝化细菌群落结构研究[D]. 北京: 中国林业科学研究院, 2017.
- [26] GRAY N F. *Biology of Wastewater Treatment*[M]. London: Imperial College Press, 2004: 282-290.
- [27] SHAMMAS N K. Interactions of temperature, pH and biomass on the nitrification process[J]. *Water Pollution Control Federation*, 1986, 58(1): 52-59.
- [28] 郑兴灿, 李亚新. 污水除磷脱氮技术[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 1998: 50-60.
- [29] 甄贞, 郭志英, 赵颖慧, 等. 基于局域模型的凉水国家自然保护区土壤全氮空间分布[J]. *应用生态学报*, 2016, 27(2): 549-558.
- [30] 贾卓, 杨国华, 张赫轩, 等. 挠力河流域地下水氮污染特征分析[J]. *环境污染与防治*, 2018, 40(4): 418-422.
- [31] BRIX H. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants-the root-zone method[J]. *Water Science and Technology*, 1987, 19: 107-118.
- [32] 陈旭良, 郑平, 金仁村, 等. pH和碱度对生物硝化影响的探讨[J]. *浙江大学学报*, 2005, 31(6): 755-75.
- [33] 吴海明. 人工湿地的碳氮磷循环过程及其环境效应[D]. 济南: 山东大学, 2014.
- [34] PANSWAD T, ANAN C. Impact of high chloride waste water on an anaerobic/anoxic/aerobic process with and without inoculation of chloride acclimated seeds[J]. *Water Research*, 1999, 33(5): 1165-1172.

(本文编辑: 曲娜, 郑晓梅, 张利田)

Nitrogen distribution characteristics and pollution assessment in water along the water flow direction in a constructed wetland system treating the tailwater from wastewater treatment plants

LI Hongrui¹, HE Xu¹, LIU Tao¹, LIU Honglei³, XU Zhuoqi¹, WEN Jiabin¹, LI Yanying³, CHEN Ziang¹, MA Xiaodong^{1,2,*}

1. School of Energy and Environmental Engineering, Hebei University of Technology, Tianjin 300401, China

2. College of Environmental Science and Engineering, Nankai University, Tianjin 300071, China

3. Tianjin Academy of Environmental Sciences, Tianjin 300191, China

*Corresponding author, E-mail: maxd@hebut.edu.cn

Abstract Tianjin Lingang constructed wetland is a hybrid constructed wetland based on the tailwater of wastewater treatment plants. In order to explore the distribution characteristics and pollution status of nitrogen in water, the water samples in this wetland system were collected and analyzed. Based on the GIS Kriging interpolation method, the distribution and pollution characteristics of nitrogen species and typical physical and chemical properties of wetland water were studied; then the degree of water pollution was evaluated by single factor pollution index method. The results indicated that TN concentration in water of wetland was in the range of 0.657 to 5.576 mg·L⁻¹, of which NO₃⁻-N concentration was relatively high (0.095~3.920 mg·L⁻¹) and accounted for 49.2% of TN. Along the water flow direction, the distribution of TN, NO₃⁻-N and NO₂⁻-N was similar, which showed a gradual decrease from the entrance to the landscape lake. The distribution of NH₄⁺-N was relatively complicated. The highest concentration of NH₄⁺-N occurred at the junction between landscape lake and the lower reaches of subsurface and surface flow wetlands, while the NH₄⁺-N concentration in the surface-flow wetland was the lowest. pH and EC had relative high effect on the distribution characteristics of NH₄⁺-N and NO₃⁻-N. According to the single factor pollution index method, TN concentration in the wetland exceeded the standard ($P_i > 1$), and the TN pollution was most serious in the regulation pond, which could be used as a priority control area for TN. The above results are conducive to deeply understand the occurrence and distribution characteristics of nitrogen pollutants in the hybrid constructed wetland treating the tailwater from the wastewater treatment plant.

Keywords tailwater of wastewater treatment plants; constructed wetlands; nitrogen distribution in water of wetland; water pollution assessment