



文章栏目: 水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.202112022 中图分类号 X703.1 文献标识码 A

卢兴顺, 丁晓宇, 林岩, 等. 外加植物碳源强化人工湿地处理农田退水效能分析[J]. 环境工程学报, 2022, 16(5): 1537-1548. [LU Xingshun, DING Xiaoyu, LIN Yan, et al. Analysis on the efficiency of a constructed wetland treating agricultural drainage water by adding plant carbon sources[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022, 16(5): 1537-1548.]

外加植物碳源强化人工湿地处理农田退水效能分析

卢兴顺¹, 丁晓宇¹, 林岩¹, 吕航¹, 武琳慧^{1,2,✉}

1. 内蒙古大学生态与环境学院, 呼和浩特 010021; 2. 内蒙古自治区环境污染控制与废物资源化重点实验室, 呼和浩特 010021

摘要 人工湿地作为一种高效处理农田退水的工程设施, 其污染物去除效果会因系统内碳源缺失而降低。为了探究外加碳源强化人工湿地处理农田退水的效果, 本研究选用芦苇、水葱作为外加碳源, 分析了简单处理、碱泡处理、碱热处理 3 种预处理方式下植物碳源的静态释碳规律, 并筛选优质碳源, 探究了外加碳源对垂直流人工湿地净化农田退水的促进作用。结果表明, 碱热处理后的芦苇具有持续析出碳源的能力, 可显著提高人工湿地的脱氮除磷效能, 其总氮和总磷平均去除率可达 75.67% 和 91.37%; 碱热处理后的芦苇自身析出的氮、磷含量较低, 对湿地系统产生污染较小。此外, 植物碳源添加的最适碳氮比为 5, 可实现同步强化脱氮除磷; 在碳源充足的情况下, 总氮、总磷在人工湿地底层的去除效果好于人工湿地中上层, 底层微生物反硝化作用强, 可促进系统脱氮, 氧气可能是脱氮效果的限制因素之一。

关键词 植物碳源; 垂直潜流人工湿地; 农田退水; 脱氮除磷

在农业生产中有大量未被完全利用的农药、化肥等可随农田退水一起汇入地表水中。农田退水中有有机氮、耗氧有机物(以 COD 计)、无机磷酸盐等含量丰富^[1], 且具有碳氮比(C/N)低、易造成面源污染等特点^[2], 这使水体中氮(N)、磷(P)去除难度加大^[3]。乌梁素海作为黄河中上游重要的保水、蓄水和调水湖泊, 其补给水源主要是河套灌区的农田退水, 其次是流域内入湖工业废水和生活污水^[4]。据统计, 每年排入乌梁素海的总氮为 2 037.23 t, 总磷为 55.82 t^[5]。因此, 缓解乌梁素海水体 N、P 污染显得尤为重要。

人工湿地作为一种强化的生态处理设施, 具有净化效果好、易运行管理等优点, 在国内外被广泛应用于污染水体的处理^[6]。人工湿地是通过植物、基质和微生物间的物理、化学和生物作用完成对进水污染物的降解^[7], 且不会产生二次污染。因此, 运用人工湿地缓解乌梁素海水体的 N、P 污染是一种更为生态、环保的措施。然而在采用人工湿地处理污水时, 常因碳源不足而影响微生物反硝化过程, 进而影响对污水的净化效果。因此, 外加碳源是强化人工湿地脱氮效果的有效途径^[8-12]。常见的有机碳源包括甲醇、乙醇等小分子有机物, 但其易被微生物分解和利用, 导致消耗量大, 且成本较高^[13]。而植物碳源具有来源充足、成本低廉、取材方便等优点, 故日益受到广

收稿日期: 2021-12-03; 录用日期: 2022-04-15

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(41701281, 42067037); 内蒙古“一湖两海”科技重大专项(ZDZX2018054)。

第一作者: 卢兴顺(1994—), 男, 硕士研究生, lx15149266589@163.com; ✉通信作者: 武琳慧(1982—), 女, 博士, 副教授, imuwulinhui@163.com

泛关注^[14]。植物碳源可在浸泡过程中溶出大量的碳(C),析出少量的N、P^[15],可为人工湿地提供充足碳源的同时降低系统N、P污染程度。

近年来,关于人工湿地的研究^[16-20]逐年增多,对于乌梁素海富营养化的治理也受到人们普遍关注。目前,关于乌梁素海富营养化问题,一方面是从湖泊N、P等营养盐时空分布等方面进行机理上的探究^[21-23];另一方面则通过植物修复^[24-25]、人工浮岛技术等治理湖泊富营养化^[26],或通过生态补水措施改善湖区水质^[27]。而对运用人工湿地技术治理乌梁素海富营养化问题的相关研究十分匮乏。因此,本研究通过实验室模拟实验,选择乌梁素海大型优势水生植物芦苇、水葱,经过简单处理、碱泡处理、碱热处理,分析了不同预处理方式下芦苇、水葱2种植物碳源对C、N、P的析出规律,据此选出优质碳源,并进一步探究了添加优质碳源强化垂直潜流人工湿地处理农田退水的效果,以期为后续人工湿地治理乌梁素海农田退水处理提供参考。

1 材料与方法

1.1 植物碳源预处理

芦苇、水葱为人工湿地常见植物^[28],是乌梁素海大型优势水生植物^[29]。本研究选择以上2种植物做为植物碳源。材料收集后,使用蒸馏水清洗干净,置于50℃烘箱烘干至恒重后备用。将恒重后的碳源材料剪碎至1~2 cm并等分为3份:1份不再做任何处理;1份在自然条件下用2%的NaOH溶液浸泡24 h;1份在水浴90℃条件下用2%的NaOH溶液浸泡1 h。3种预处理方式分别标记为简单处理、碱泡处理、碱热处理。处理后的碳源材料经过水洗、调pH至中性、50℃烘干至恒重后备用。

1.2 碳源静态析出实验

称取经过简单处理、碱泡处理、碱热处理的2种碳源材料各2 g,加250 mL蒸馏水浸泡。每隔2 d更换瓶中蒸馏水,对浸泡液取样,测定浸泡液中COD、TN、TP浓度,计算各组实验中的C、N析出量,以选出最优植物碳源添加至后续人工湿地实验中。每个处理做3组平行。

1.3 人工湿地实验

在实验室内,采用有机玻璃(PMMA)材料构建2组构造相同的垂直潜流人工湿地系统(对照组CW0和投加碳源组CW1),其直径为30 cm,高度为55 cm。人工湿地系统示意图如图1所示。湿地系统所填基质高度为45 cm,从下到上依次采用不同基质填充:下层20 cm,铺设粒径为10~30 mm的砾石;中层15 cm,铺设粒径为8~16 mm的炉渣和沸石的1:1混合物;上层10 cm,铺设

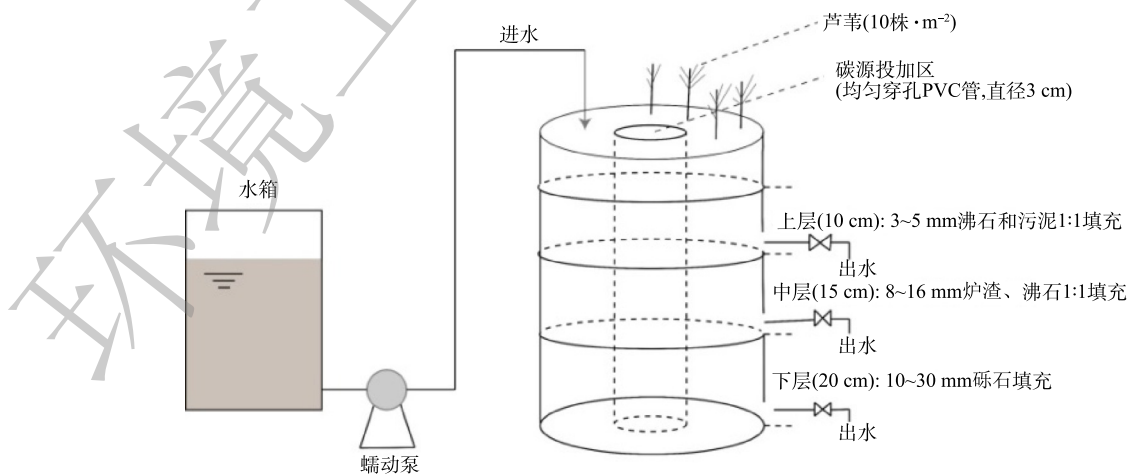


图1 垂直流人工湿地示意图

Fig. 1 Schematic diagram of the vertical flow constructed wetland(VFCW) system

粒径为 3~5 mm 沸石及取自乌梁素海主排干区污泥 1:1 混合物。分别在距离顶部 15、30、50 cm 处设置出水口。湿地系统中间插入直径为 3 cm 且带有均匀穿孔的聚氯乙烯塑料管，作为植物碳源投加区。种植植物为取自乌梁素海的大小均匀的芦苇，种植密度为 10 株·m²。

人工湿地启动前，先用取自乌梁素海主排干区农田退水进行 60 d 的微生物驯化。从 2020 年 7 月中旬开始，采用蠕动泵序批式间歇进水的方式通入实验用水，水力停留时间为 3 d，实验用水是通过向自来水中添加 C₆H₁₂O₆、KNO₃、NH₄Cl、KH₂PO₄ 模拟乌梁素海农田退水 (C/N=2)，配置后的 COD 为 28.00 mg·L⁻¹、TN 为 12.00 mg·L⁻¹、NH₄⁺-N 为 1.50 mg·L⁻¹、NO₃⁻-N 为 10.50 mg·L⁻¹、TP 为 1.50 mg·L⁻¹。

实验分为 2 个阶段。第 1 阶段为探究添加植物碳源对人工湿地净化农田退水效果的影响。CW0 为对照组 (不添加植物碳源)，直接通入实验用水 (C/N=2)，通过计算在 CW1 组碳源投加区投加 30 g (C/N=4) 碱热处理芦苇，测定 CW0 和 CW1 组进出水各污染物浓度。第 2 阶段为探究碳源添加至不同 C/N 时人工湿地净化效果。经计算，在 CW1 组分批次投加 35 g (C/N=5)、60 g (C/N=7) 碱热处理芦苇，测定湿地系统内沿程 (0.15、0.3、0.5 m) 处进出水各污染物的浓度，探究不同 C/N 时净化效果，水力停留时间 3 d，每 3 d 进行 1 次采样分析。

1.4 水质及数据分析

在 90 d 的实验周期内，每 3 d 对 2 组人工湿地的进出水进行 1 次取样分析。其中 DO 采用哈希 HQ30d53LEDTM 测定；pH 采用 PHS-3CW 型号的 pH 计测定；COD、TN、TP 等按照《水和废水监测分析方法》进行测定^[30]。数据统计、分析、绘图则使用 Excel 2016、Origin 2019 和 SPSS 26.0 软件进行。

1.5 碳/氮源累积析出量计算方法

碳元素累积析出量根据式 (1) 进行计算^[31]。氮元素累积析出量的计算方式与碳元素相同，以 TN 表征氮元素的析出量^[31]。

$$m_k = m_{k-1} + c_k v / m_{\text{植物}} \quad (1)$$

式中： m_k 为第 k 次取样时累积析出的碳源量 (以 COD 计)，mg； c_k 为在第 k 次时析出液 COD，mg·L⁻¹； v 为第 k 次时距第 $k-1$ 次时固体碳源浸泡液的体积，L； m 为植物秸秆的质量，g。

2 结果与讨论

2.1 不同物质成分的静态析出规律

在不同预处理方式 (简单处理、碱泡处理、碱热处理) 下 2 种植物碳源 (芦苇、水葱) 的碳析出规律见图 2。由图 2 可见，2 种植物碳源具有相似的析出规律：均在实验开始达到碳最大析出量，在第 4 天时迅速下降并逐渐趋于稳定。植物析出碳 (以 COD 计) 的过程一般分为 2 个阶段^[32]：前期植物表层的糖类、有机酸和易溶性无机盐等水溶性物质快速分解；后期在碱作用下植物体内木质素、纤维素、半纤维素等难分解物质开始分解，且分解速率缓慢。本研究中 2 种植物碳源的析碳过程符合上述阶段。初期水葱中的 COD 值显著高于芦苇，可能是水葱表面含有更多的可溶性有机碳和易脱落的有机颗粒物^[33]，这些物质迅速溶解于水中且析出碳源。芦苇经过简单处理、碱泡处理、碱热处理后的最大碳源析出量分别为 110.42、135.89、148.93 mg·L⁻¹；水葱的最大碳源析出量分别为 336.01、340.05、179.41 mg·L⁻¹。通过衡量计算得出不同预处理下平均碳源析出量：芦苇分别为 21.44、24.81、27.27 mg·L⁻¹，水葱分别为 44.52、61.60、28.55 mg·L⁻¹。比较 3 种不同预处理方式可见：对于芦苇，碱热处理>碱泡处理>简单处理；对于水葱，碱泡处理>简单处理>碱热处理。碱处理的植物有较好的碳源析出量，这是因为碱破坏了木质纤维素的内部酯键，木质纤维素空隙率增加，内部表面积增大，聚合度和结晶度下降，使半纤维素及木质素含量均有一定程度的降

低, 纤维素含量增加, 且碱处理增强了纤维素的水解糖化, 从而促进了有机质的析出^[34]。对于2种植物, 水葱在处理初期碳源析出量较大, 可能引起人工湿地系统出水有机物二次污染, 而且在浸泡过程中其分解残留物较多, 呈絮状分散在浸泡液中, 在人工湿地系统中会引起系统堵塞等问题。与水葱相比较, 芦苇析出碳量适中且后续问题少, 因此, 确定碱热处理后的芦苇为最佳碳源用于后续人工湿地实验。

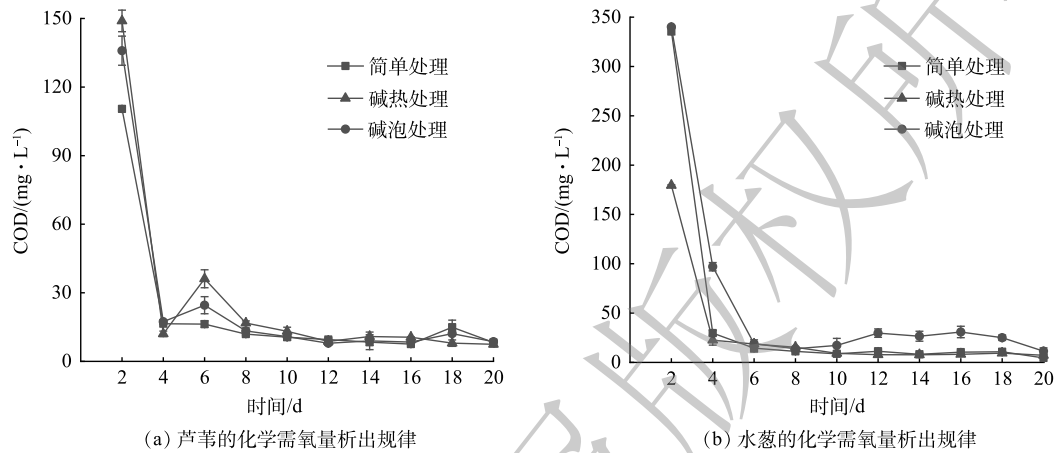


图2 不同预处理方式下2种植物的化学需氧量析出规律

Fig. 2 COD release of two plants with different pretreatments

由图3可以看出, 在不同预处理方式下2种植物碳源TN的析出规律与COD相似。实验开始即达到TN的最大析出量($4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上), 在第6天迅速下降至 $2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右, 并逐渐趋于稳定。不同处理方式下2种植物TN初期析出量存在明显差异。初期芦苇最大析出量分别为 6.14 、 4.55 、 $4.09\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 水葱分别为 14.30 、 13.45 、 $12.45\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。水葱TN析出量较大, N元素的大量快速析出易造成人工湿地系统水质恶化。3种预处理方式下TN平均析出量分别为: 芦苇 2.39 、 2.20 、 $1.89\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 水葱 4.82 、 4.07 、 $3.25\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。2种植物TN平均析出量从大到小依次为简单处理>碱泡处理>碱热处理组。这说明经过碱处理后, 植物的纤维素结构被破坏, 在预处理过程完成氮元素的提前析出, 对水质的负面影响程度降低。总体来看, 2种植物经过碱泡、碱热处理后TN平均析出量均有所减少, 而经过碱热处理的芦苇TN平均析出量最低为 $1.89\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 故芦苇可作为人工湿地

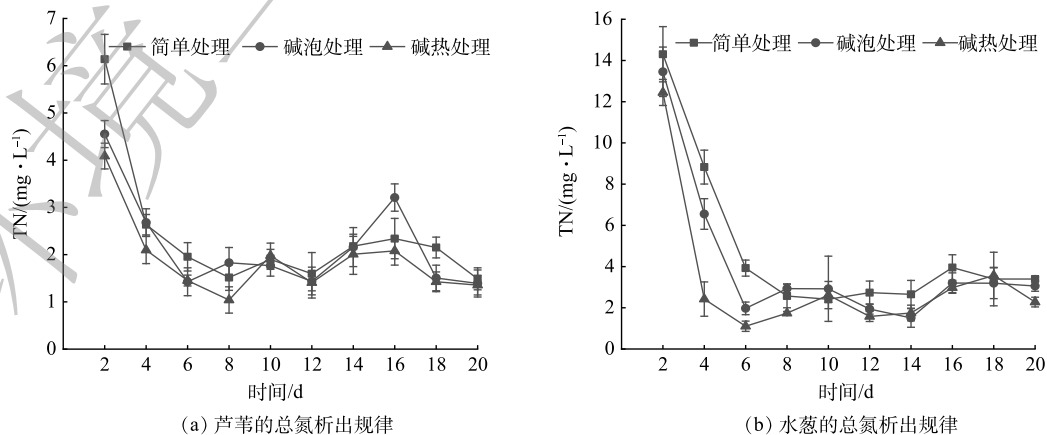


图3 不同预处理方式下2种植物的总氮析出规律

Fig. 3 TN release of two plants with different pretreatments

最佳外加碳源。

随着植物的分解，其中所含有的磷元素也会析出到水中，因此，考察植物在水中析出的 TP 量非常必要。不同预处理方式下 2 种植物碳的 TP 析出规律见图 4。由图 4 可以看出，水葱 TP 析出量明显高于芦苇，芦苇在不同预处理方式下 TP 析出量始终在 $0.60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下，并且缓慢下降并趋于稳定；水葱初期 TP 析出量超过 $1.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，第 4 天迅速降至 $0.50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右，并趋于稳定。在不同处理方式下，初期芦苇最大析出量分别为 0.58 、 0.50 、 $0.15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，水葱为 3.29 、 2.79 、 $1.25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ；芦苇平均析出量分别为 0.18 、 0.16 、 $0.09 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，水葱为 0.58 、 0.74 、 $0.35 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，水葱 3 个处理组 TP 析出量均很高，而磷元素的快速大量析出易造成人工湿地系统水质富营养化。因芦苇碱热处理组 TP 析出量最小，可做人工湿地最佳外加碳源。

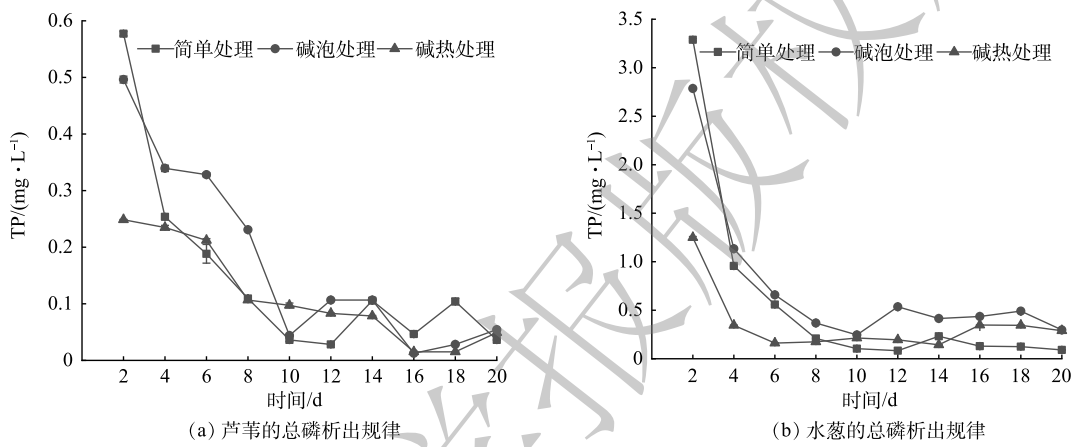


图 4 不同预处理方式下 2 种植物的总磷析出规律

Fig. 4 TP release of two plants with different pretreatments

2.2 碳、氮累积析出特性及累积量的 C/N 分析

将 2.1 部分不同预处理下 2 种植物析出的碳、TN 实测值通过 1.5 部分公式计算得出对应碳、氮累积析出量数值，后用 MATLAB 软件进行线性拟合。

以 COD 计算碳的累积析出量，经 MATLAB 线性拟合后所得的拟合方程见图 5。曲线 R^2 均达 0.94 以上，表明碳累积析出量的拟合曲线能够反映释碳规律。由图 5 可知，不同预处理下芦苇碳

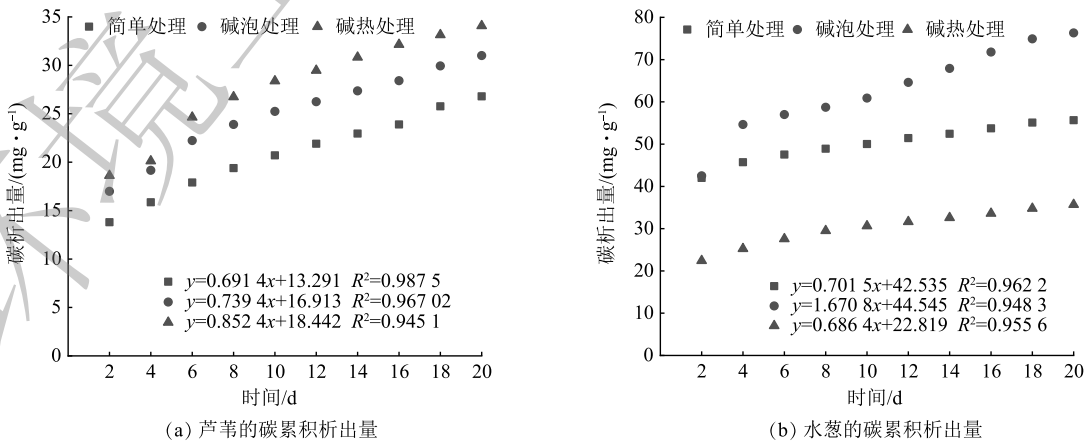


图 5 不同预处理方式下 2 种植物的碳累积析出量

Fig. 5 Carbon cumulative emissions of two plants with different pretreatment

累积析出量分别为 20.90、25.05、27.82 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ；水葱分别为 50.25、62.92、30.37 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 。碳累积量从大到小的顺序为：芦苇为碱热处理>碱泡处理>简单处理；水葱为碱泡处理>简单处理>碱热处理。对于芦苇，随着时间推移，碱热处理组的碳累积量拟合曲线趋于平行于 X 轴所需时间较长，具备持久析出碳源的特性，而简单处理和碱泡处理的碳源持久析出特性欠佳；对水葱而言，简单处理和碱热处理持久析出碳源特性欠佳，碱泡处理具备持久析出碳源特性。结合图 2 可以看出，2 种植物碳源前期碳析出速率较快，而后逐渐达到平衡。

以 TN 浓度计算氮的累积析出量，后将 2 种植物的氮累积析出量进行线性拟合(图 6)，拟合度均达 0.97 以上，说明拟合曲线能够反映实际氮析出规律。由图 6 可见，经简单、碱泡、碱热处理后芦苇氮累积析出量分别为 1.90、1.68、1.45 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ；水葱分别为 4.16、3.53、2.70 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 。2 种植物氮累积析出量由大到小的顺序依次为：简单处理组>碱泡处理组>碱热处理组。总体来看，2 种植物经过碱泡处理、碱热处理后氮累积析出量均有所减少，经过碱热处理芦苇氮累积析出量最低，为 1.45 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 。结合图 3 可知，2 种植物前期氮析出速率较快，且随着时间的延长逐渐达到平缓。

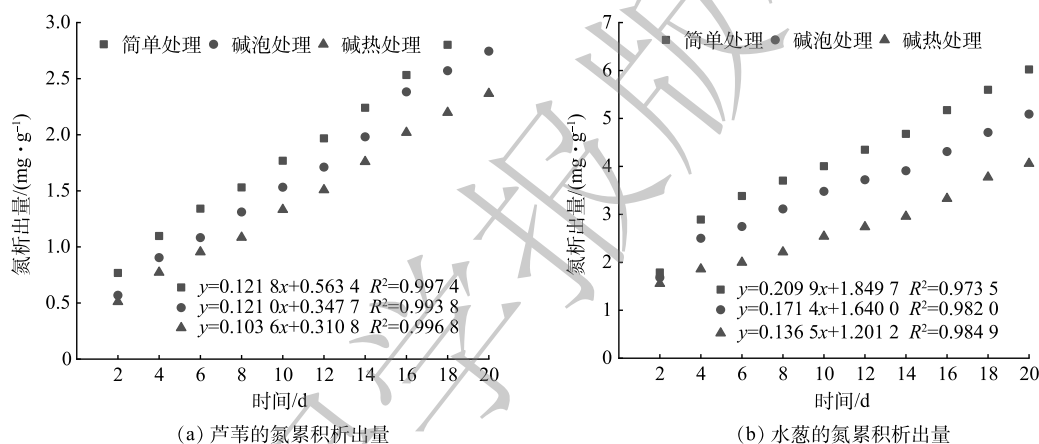


图 6 不同预处理方式下 2 种植物的氮累积析出量

Fig. 6 Nitrogen cumulative emissions of two plants with different pretreatment

不同预处理下的 2 种植物在碳、氮元素析出过程中累积析出量的比值(C/N, 以 COD 与 TN 比值表征)特征见图 7。在不同预处理下，芦苇 C/N 平均值为 11.92、17.03、21.67；水葱 13.16、18.65、

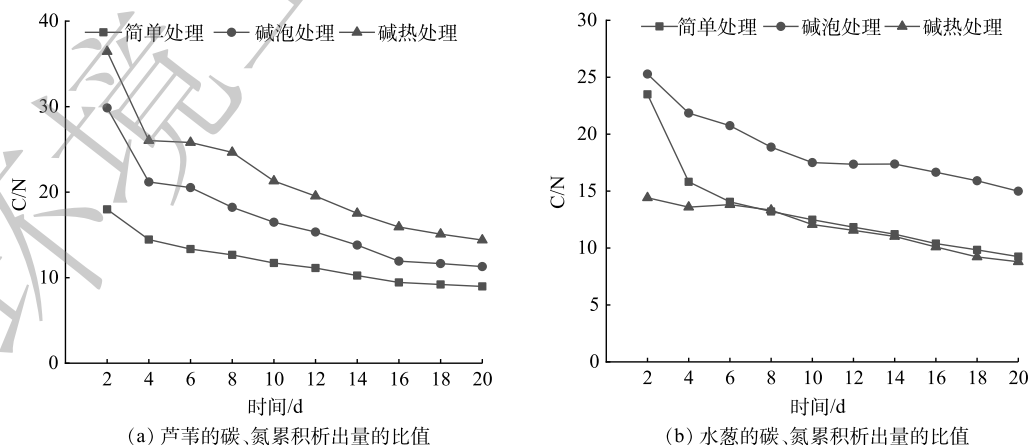


图 7 不同预处理下 2 种植物的碳、氮累积析出量的比值

Fig. 7 Ratio of carbon and nitrogen cumulative emissions of two plants with different pretreatment

11.79。随着时间的延长，植物固体碳源中的纤维素类物质逐渐解析出到水中，碳、氮析出量逐渐减少，导致 C/N 值先下降后趋于平稳。碱处理能够加速碳元素析出，去除大量氮元素，从而有较高的 C/N。经过碱热处理的芦苇释所含碳元素较多、氮元素较少，C/N 最大为 21.67，故可优选为人工湿地外加碳源。

2.3 植物固体碳源添加对人工湿地净化效果影响

将优选出的经过碱热处理的芦苇投至 CW1 组中，以探究碳源添加对人工湿地处理污染物的强化效能。湿地进出水 COD 变化见图 8(a)。可以看出，2 组人工湿地系统进水 COD 平均值为 $29.02 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，CW0 和 CW1 出水 COD 平均值分别为 $7.62 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $10.66 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，去除率分别为 73.67% 和 63.38%。2 组人工湿地系统出水 COD 有相似的变化趋势。整个实验期间 CW1 出水 COD 始终是高于 CW0。CW1 出水 COD 较高的原因是，所添加的植物碳源的半纤维素和纤维素逐渐水解而不断析出有机物^[35]。

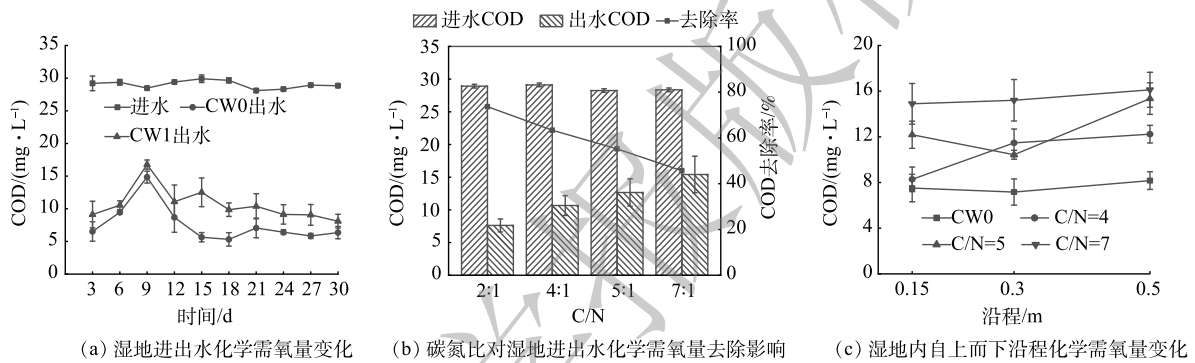


图 8 添加植物碳源对湿地系统化学需氧量去除的影响

Fig. 8 Effect of COD removal in wetlands after adding plant carbon

在 CW1 中再次分别投加 35 g 和 60 g 经碱热处理的芦苇，以调节系统初始水质 C/N 为 5、7，从而探究不同 C/N 条件下污染物的去除情况。由图 8(b) 可见，在不同 C/N 下，其出水 COD 均低于进水 COD，但随着 C/N 增大，出水 COD 有所增加。CW0 系统 C/N 为 2，COD 去除率为 73.67%，当 C/N 为 4、5、7 时，COD 去除率分别为 63.38%、55.20%、45.68%。C/N 增加会导致系统出水 COD 增加，去除率降低。这说明过量添加碱热处理的芦苇一定程度上会削弱湿地系统对 COD 的去除效果，同时也说明 C/N 是影响人工湿地高效处理 COD 的关键因素。当湿地系统 COD 较高时，会导致溶解氧大量减少，从而抑制微生物的硝化去污能力；而当 COD 过低时，由于碳源不足，反硝化又受到抑制^[36]，因此，应将外加碳源控制在合适的范围内。

不同 C/N 条件下湿地内自上而下沿程 (0.15~0.5 m) COD 变化见图 8(c)。可以看出，CW0 系统 COD 浓度沿程各部分基本一致，0.15 m 以下 COD 降低至 $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下，此时系统内碳源严重不足，会影响系统的脱氮效果。当 C/N 为 4、5、7 时，湿地内沿程 COD 均高于 CW0，而且系统底层 (0.5 m) COD 略高于中上层，微生物反硝化所需碳源更充足。

图 9(a) 反映了 2 组人工湿地进出水 TN 的变化规律。可以看出，2 组人工湿地进水 TN 的平均质量浓度为 $12.01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，CW0 和 CW1 出水 TN 的平均质量浓度分别为 $6.80 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $3.35 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。结合图 9(a) 和图 9(b) 可知，CW0 和 CW1 中的 TN 平均去除率分别为 43.72% 和 72.00%，CW1 显著高于 CW0 ($P < 0.05$)。由此可知，植物碳源的添加增强了湿地系统对 TN 的去除。这与晋凯迪等^[37] 研究结果一致，证明了植物碳源调控提高人工湿地脱氮效果的可行性与高效性。

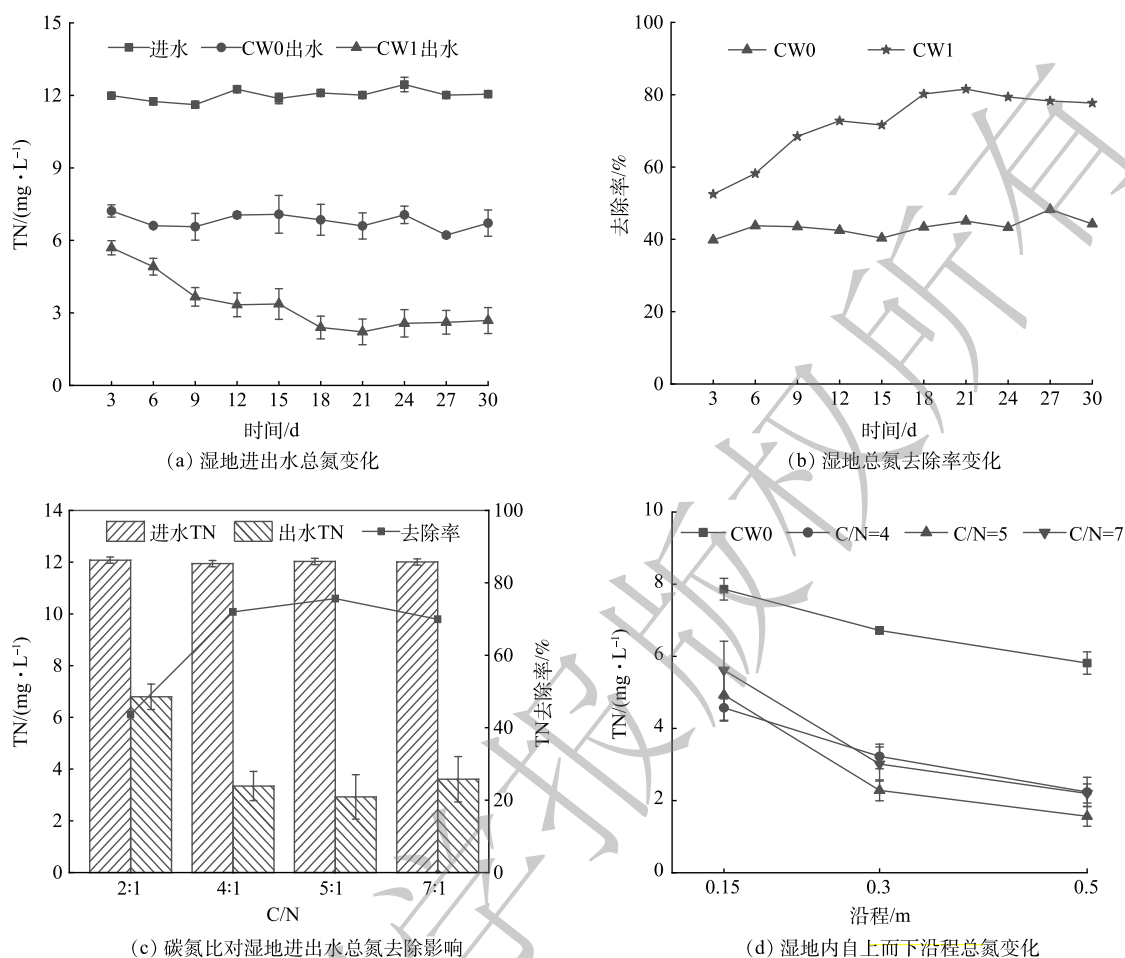


图9 添加植物碳源对湿地系统总氮去除的影响

Fig. 9 Effect of TN removal in wetlands after adding plant carbon

不同 C/N 条件下进出水 TN 浓度及去除率见图 9(c)。CW0 的 TN 去除率最低为 43.72%，C/N 从 4 提高到 7，TN 去除率先升高后降低，分别为 72.00%、75.67%、69.94%。C/N 为 7 时的 TN 去除效果降低，是由于碳源投加量较大，随着反应进行，系统内溶解氧被逐渐消耗，使硝化反应受到抑制，并且添加量较大会导致植物析出氮素增多，从而影响 TN 去除效果。当 C/N 较低时，会造成人工湿地系统中电子供体不足，抑制微生物反硝化，从而降低了人工湿地系统脱氮效率^[38]。李晓晨等^[39]指出，满足完全反硝化的 C/N 在 4~15，但 C/N 会随着人工湿地的运行情况、碳源类型等不同而发生变化，所以，人工湿地最适 C/N 比的探讨需要针对某一特定情况进行研究。本实验中根据 TN 去除效果可知，其最适 C/N 为 5。

图 9(d) 反映了添加碳源至不同 C/N 时湿地自上而下沿程 (0.15~0.5 m) TN 浓度的变化情况。可以看出，TN 平均浓度沿程逐渐降低，去除率则沿程逐渐升高，底层 (0.5 m) 脱氮效果好于中上层。其可能的影响因素是溶解氧，底层溶氧浓度较低，更利于微生物进行反硝化作用脱氮。CW0 系统因缺乏碳源，不能为微生物反硝化作用提供充足的电子供体，导致其脱氮效果较差，沿程 TN 浓度降低缓慢。添加 C/N 为 4、5、7 时的 CW1 系统在 0.15 m 以下 TN 浓度持续降低，明显低于 CW0，脱氮效率较高。C/N=5 的系统 TN 浓度沿程降低幅度最大，其次为 C/N=7 系统、C/N=4 系统、CW0 系统。

图 10(a) 描述了 2 组人工湿地进出水 TP 的变化规律。可以看出，进水的 TP 平均浓度为 1.53 mg·L⁻¹，

CW0 和 CW1 出水 TP 的平均浓度分别为 $0.32 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $0.15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，结合图 10(b) 可知，平均去除率分别为 78.86% 和 90.45%，CW1 的 TP 去除率显著高于 CW0 ($P < 0.05$)。人工湿地对磷的去除主要是通过基质吸附、微生物以及植物吸收等作用实现。在人工湿地运行初期，因植物生长密度较低，致使其发挥的作用较低，而在基质吸附能力较差的情况下，微生物的除磷作用则更为重要^[40]。同时，在厌氧条件下，兼性反硝化细菌能够利用硝态氮作为电子受体，可产生与氧同样的摄磷作用，从而能将反硝化脱氮与生物除磷 2 个相互独立的过程有机地联合在一起^[41]。通过在人工湿地中添加植物碳源，系统中反硝化菌和聚磷菌都可获得充足的碳源进行反硝化和吸磷，进而同步提高了人工湿地的脱氮除磷效果。

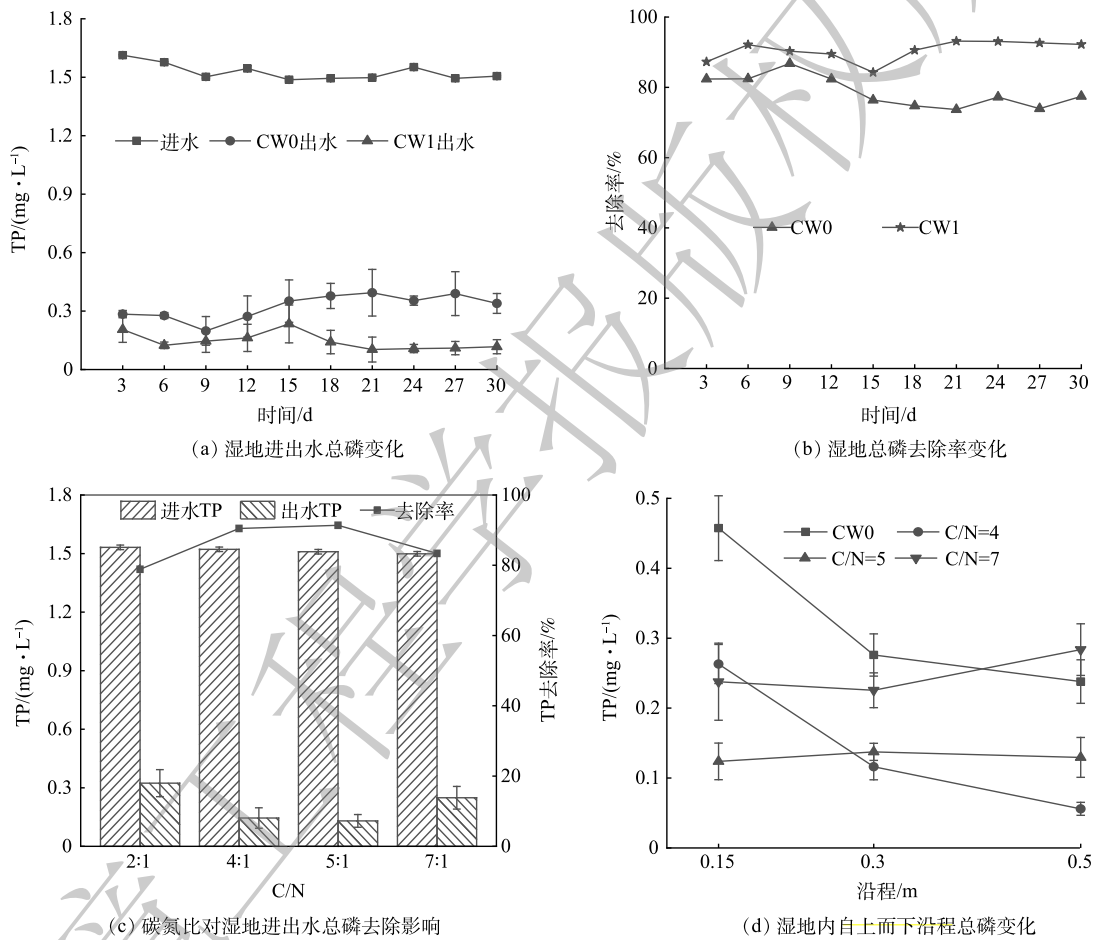


图 10 添加植物碳源对湿地系统总磷去除的影响

Fig. 10 Effect of TP removal in wetlands after adding plant carbon

从图 10(c) 可以看出不同 C/N 条件下湿地出水 TP 浓度及去除率。CW0 的 TP 去除率最低为 78.86%，当 C/N 从 4 提高到 7 时，TP 去除率先升高后降低，分别为 90.45% 和 91.37%、83.39%。当 C/N 提高到 7 时，因为过量的碳会消耗溶解氧，从而影响聚磷菌吸磷，使 TP 去除率降低。湿地系统内添加的植物碳源不仅为微生物反硝化作用提供电子供体，还可以作为微生物生长的载体，故随反应时间的持续，湿地系统内微生物量逐渐增大，从而加大了对湿地系统内 P 元素的吸收^[42]。结合图 9(c) 可知，外加碳源至 C/N 为 5 时，湿地系统内的 TN、TP 去除效果较好，达到了同步强化脱氮除磷的目的。

不同 C/N 下湿地内自上而下沿程 (0.15~0.5 m) TP 浓度的变化情况见图 10(d)。可以看出, C/N 为 4 和 5 的系统 TP 平均浓度随沿程低于 CW0, 碳源的添加强化了湿地系统的 TP 去除效果。在 CW0 及 C/N 为 4 的湿地系统内, 二者 TP 去除效果随沿程增加而增强, 底层 (0.5 m) 去磷效果最好; 在 C/N 为 5 的湿地系统内, 自上而下沿程 TP 的去除效果相差不大, 且效果较好, 为最适碳氮比。C/N 为 7 的系统因碳源增加底层除磷效果变差, 溶氧可能是限制因素。

3 结论

1) 2 种植物碳源经简单处理、碱泡处理和碱热处理后, 依据其 COD、TN、TP 的平均析出量可知, 碱热处理的芦苇能提供大量碳源, 氮、磷析出较少, 可作为人工湿地的优质外加碳源, 且具备持久析出碳源的特性。

2) 人工湿地系统中添加碱热处理的芦苇时, 在不显著增加系统出水 COD 的前提下, 总氮、总磷平均去除率可达 75.67%、91.37%, 显著提高了人工湿地的脱氮除磷能力。

3) 通过添加不同量植物碳源以调控初始水质 C/N, 发现植物碳源添加的最适 C/N 为 5, 此时可达到同步强化脱氮除磷的目的。

4) 由沿程 (0.15~0.5 m) 变化可知, 在碳源充足的情况下, TN、TP 在人工湿地底层的去除效果好于中上层, 底层微生物反硝化作用强, 可促进系统脱氮。其中, 氧气可能是脱氮的限制因素之一。

参考文献

- [1] 马克星, 吴海卿, 朱东海, 等. 农田退水浮床栽培空心菜产量及品质研究[J]. 农业环境与发展, 2012, 29(1): 75-78.
- [2] 常洋. 碳硫耦合-表面流人工湿地脱氮效能研究[D]. 西安: 长安大学, 2016.
- [3] 朱兆良, 孙波. 中国农业面源污染控制对策研究[J]. 环境保护, 2008(8): 4-6.
- [4] 李晓霞, 白洋. 浅谈河套灌区农田氮磷流失量及对乌梁素海输入量的估算[J]. 内蒙古环境科学, 2009, 21(3): 44-49.
- [5] 王一舒, 吴仁人, 荣楠, 等. 乌梁素海氮磷污染通量输入及海区水质空间异质性研究//中国环境科学学会[J]. 2020中国环境科学学会科学技术年会论文集, 南京, 2020: 7.
- [6] 丁怡, 王玮, 王宇晖, 等. 不同进水碳氮比对水平潜流人工湿地脱氮效果的影响[J]. 工业水处理, 2014, 34(10): 29-32.
- [7] 卢少勇, 金相灿, 余刚. 人工湿地的氮去除机理[J]. 生态学报, 2006, 26(8): 2670-2677.
- [8] WU S Q, GAO L, GU J Y, et al. Enhancement of nitrogen removal via addition of cattail litter in surface flow constructed wetland[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 204: 205-211.
- [9] HUANG R Y, LIU Q, FAN Y Z, et al. A comparative study on the use of palm bark as a supplementary carbon source in partially saturated vertical constructed wetland: Organic matter characterization, release-adsorption kinetics, and pilot-scale performance[J]. *Chemosphere*, 2020, 253: 126663.
- [10] LUO Z X, LI S G, ZHU X F, et al. Carbon source effects on nitrogen transformation processes and the quantitative molecular mechanism in long-term flooded constructed wetlands[J]. *Ecological Engineering*, 2018, 123: 19-29.
- [11] 张驰, 陈帅全, 王印, 等. 植物秸秆碳源强化人工湿地脱氮除磷[J]. 净水技术, 2021, 40(s2): 19-27.
- [12] 朱辉翔, 张树楠, 彭英湘, 等. 不同固体碳源释碳特征及其对反硝化脱氮效果研究[J]. 农业现代化研究, 2021, 42(2): 206-214.
- [13] 周卿伟, 祝惠, 阎百兴, 等. 添加填料的人工湿地反硝化过程研究[J]. 湿地科学, 2017, 15(4): 588-594.
- [14] 邵留, 徐祖信, 王晟, 等. 新型反硝化固体碳源释碳性能研究[J]. 环境科学, 2011, 32(8): 2323-2327.
- [15] 孙琳琳, 宋协法, 李蕊, 等. 外加植物碳源对人工湿地处理海水循环水养殖尾水脱氮性能的影响[J]. 环境工程学报, 2019, 13(6): 1382-1390.
- [16] LAI X S, ZHAO Y Q, PAN F X, et al. Enhanced nitrogen removal in filled-and-drained vertical flow constructed wetlands: microbial responses to aeration mode and carbon source[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27(2): 37650-37659.
- [17] LI X, LI Y Y, LI Y, et al. Enhanced nitrogen removal and quantitative analysis of removal mechanism in multistage surface flow constructed wetlands for the large-scale treatment of swine wastewater[J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 246: 575-582.
- [18] CHEN D Y, GU X S, ZHU W Y, et al. Electrons transfer determined

- greenhouse gas emissions in enhanced nitrogen-removal constructed wetlands with different carbon sources and carbon-to-nitrogen ratios[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 285: 121313.
- [19] JIA W, YANG Y C, YANG L Y, et al. High-efficient nitrogen removal and its microbiological mechanism of a novel carbon self-sufficient constructed wetland[J]. *Science of The Total Environment*, 2021, 775(1): 145901.
- [20] JI Z H, TANG W Z, PEI Y S. Constructed wetland substrates: A review on development, function mechanisms, and application in contaminants removal[J]. *Chemosphere*, 2021, 286(1): 131564.
- [21] 曹正旭. 干旱区浅水富营养化湖泊氮、磷营养盐时空分布及迁移通量研究[J]. 呼和浩特:内蒙古大学, 2021: 6.
- [22] 肖博文, 成文连, 姚荣, 等. 内蒙古乌梁素海N、P的变化趋势研究[J]. *水资源与水工程学报*, 2015, 26(1): 43-46.
- [23] 巴达日夫. 乌梁素海水环境因子时空分布特征及富营养化评价[J]. *海洋湖沼通报*, 2019(4): 108-114.
- [24] 宋晋栋, 杨婷婷, 张晶, 等. 芦苇对乌梁素海氮磷营养盐吸附动力学实验研究[J]. *中央民族大学学报(自然科学版)*, 2020, 29(2): 27-31.
- [25] 李兴, 徐效清, 勾芒芒. 内蒙古乌梁素海荷花种植对水环境的影响研究[J]. *环境与健康杂志*, 2018, 35(5): 457-459.
- [26] 于玲红, 原浩, 李卫平, 等. 乌梁素海人工浮岛技术应用研究[J]. *水处理技术*, 2016, 42(5): 97-99.
- [27] 关丽罡, 赵天祺, 崔晓东. 内蒙古乌梁素海水质改善措施及成效[J]. *水科学与工程学报*, 2021(5): 10-13.
- [28] 杨玉婷, 何小娟, 苏跃龙, 等. 外加植物碳源强化人工湿地脱氮的研究进展[J]. *水处理技术*, 2015, 41(5): 1-4.
- [29] 段晓男, 王效科, 欧阳志云, 等. 乌梁素海野生芦苇群落生物量及影响因子分析[J]. *植物生态学报*, 2004, 28(2): 246-251.
- [30] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 第4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [31] 孙建民. 固体碳源补给强化人工湿地脱氮研究[J]. 西安: 西安建筑科技大学, 2018: 21.
- [32] 钟胜强, 杨扬, 陶然, 等. 5种植物材料的水解释碳性能及反硝化效率[J]. *环境工程学报*, 2014, 8(5): 1817-1824.
- [33] 王玥, 秦帆, 唐燕华, 等. 农业废弃物作为反硝化脱氮外加碳源的研究[J]. *林业工程学报*, 2019, 4(5): 146-151.
- [34] 武海涛. 人工湿地反硝化脱氮外加碳源选择研究[J]. 杭州: 浙江大学, 2013: 9.
- [35] 赵文莉, 郝瑞霞, 李斌, 等. 预处理方法对玉米芯作为反硝化固体碳源的影响[J]. *环境科学*, 2014, 35(3): 987-994.
- [36] 张燕, 周巧红, 徐栋, 等. 不同C/N下人工湿地的脱氮效果及其强化措施[J]. *环境工程学报*, 2013, 7(11): 4246-4250.
- [37] 晋凯迪, 于鲁冀, 陈涛, 等. 植物碳源调控对人工湿地脱氮效果的影响[J]. *环境工程学报*, 2016, 10(10): 5611-5616.
- [38] 赵联芳, 朱伟, 赵建. 人工湿地处理低碳氮比污染河水时的脱氮机理[J]. *环境科学学报*, 2006, 26(11): 1821-1827.
- [39] 李晓晨, 杨敏, 吴成强, 等. 城市污水高效低耗生物脱氮工艺研究[J]. *江苏环境科技*, 2003(3): 1-3.
- [40] 肖蕾, 贺锋, 梁雪, 等. 添加固体碳源对垂直流人工湿地污水处理效果的影响[J]. *湖泊科学*, 2012, 24(6): 843-848.
- [41] 贾文林, 吴娟, 武爱国, 等. 碳氮比对人工湿地污水处理效果的影响[J]. *环境工程学报*, 2010, 4(4): 767-770.
- [42] 熊家晴, 孙建民, 郑于聪, 等. 植物固体碳源添加对人工湿地脱氮效果的影响[J]. *工业水处理*, 2018, 38(9): 41-44.

(责任编辑: 曲娜)

Analysis on the efficiency of a constructed wetland treating agricultural drainage water by adding plant carbon sources

LU Xingshun¹, DING Xiaoyu¹, LIN Yan¹, LV Hang¹, WU Linhui^{1,2,*}

1. College of Ecology and Environment, Inner Mongolia University, Hohhot 010021, China; 2. Inner Mongolia Key Laboratory of Environmental Pollution Control & Waste Resource Reuse, Inner Mongolia, Hohhot 010021, China

*Corresponding author, E-mail: imuwulinhui@163.com

Abstract The constructed wetland is an efficient treatment unit for agricultural drainage water, and its removal effect of pollutants will be reduced due to the lack of carbon sources in the system. In order to investigate the effect of additional carbon source on strengthening the treatment of agricultural drainage water by the constructed wetland, *Phragmites australis* and *Schoenoplectus tabernaemontani* were selected as carbon sources, and the static carbon release patterns of the two plants through three pretreatment methods, such as simple treatment, alkali-soaking treatment and alkali-heat treatment, were analyzed. Alkali-treated *Phragmites australis* was selected as a high-quality carbon source. Then the promotion for construct wetland treating agricultural drainage water through additional carbon source was studied. The results showed that the *Phragmites australis* by alkali-heat treatment had the ability to continuously release carbon, which could strengthen the denitrification function of the system and significantly improve the nitrogen and phosphorus removal ability of the constructed wetland. The average removal rates of total nitrogen and total phosphorus were up to 75.67% and 91.37%, respectively; and the content of nitrogen and phosphorus released from *Phragmites australis* by alkali-heat treatment was low, which could lead to little pollution to the wetland system. In addition, the optimum carbon to nitrogen ratio was 5, which achieved simultaneous strengthening of nitrogen and phosphorus removal. With enough carbon source, the removal effect of total nitrogen and total phosphorus in the bottom layer of the constructed wetland was better than that in the middle and upper layers, the denitrification effect of microorganisms in the bottom layer was strong and that oxygen was the limiting factor for denitrification.

Keywords plant carbon source; vertical flow constructed wetland; agricultural drainage water; nitrogen and phosphorus removal