

几种湿地植物净化生活污水 COD、总氮效果比较*

袁东海¹ 任全进² 高士祥¹ 张洪¹ 尹大强¹ 王连生^{1**}

(¹ 南京大学环境学院污染控制与资源化国家重点实验室, 南京 210093; ² 江苏省中国科学院南京植物研究所, 南京 210014)

【摘要】 以无植被、基质为河砂的潜流型人工湿地为对照,研究了石菖蒲、灯心草和蝴蝶花3种类型植被、基质均为河砂的潜流型人工湿地净化生活污水 COD、总氮的效果。结果表明,在污水 COD 浓度小于 200 mg L⁻¹、总氮浓度小于 30 mg L⁻¹ 的低浓度范围内,无植被的人工湿地和有植被的人工湿地对污水中 COD、总氮均有很好的去除效果,两者差异不大,其 COD 去除率均达 90% 以上,总氮的去除率达 80% 以上。随着污水中 COD 和总氮浓度的增加,无植被人工湿地和有植被人工湿地去除 COD 和总氮的效果均有不同程度下降,两者差异明显,有植被的人工湿地能维持较高的 COD、总氮的去除效果,无植被的人工湿地 COD 和总氮去除效果下降很快,植被在人工湿地系统去除污水 COD 和总氮过程中起着重要的作用。在整个试验阶段,石菖蒲植被人工湿地 COD 和总氮平均净化效率分别为 80.46% 和 77.77%、灯心草人工湿地分别为 75.53% 和 71.17%、蝴蝶花人工湿地分别为 70.50% 和 66.38%,无植被人工湿地分别为 61.39% 和 55.81%。同无植被人工湿地 COD 和总氮净化效果相比,石菖蒲植被人工湿地净化效果最好;其次为灯心草植被人工湿地,再次为蝴蝶花植被人工湿地。不同类型植被的人工湿地净化污水中 COD 和总氮的效果与其生物量关系密切。这与植被系统吸收同化有机物质和总氮数量、根际微生物分解有机物质和硝化-反硝化作用有关。

关键词 挺水植物 人工湿地 COD 总氮、净化

文章编号 1001-9332(2004)12-2337-05 **中图分类号** Q143;X171 **文献标识码** A

Purification efficiency of several wetland macrophytes on COD and nitrogen removal from domestic sewage. YUAN Donghai¹, REN Quanjin², GAO Shixiang¹, ZHANG Hong¹, YIN Daqiang¹, WANG Liansheng¹ (¹ School of the Environment, State Key Laboratory of Pollutant Control and Resources Reuse, Nanjing University, Nanjing 210093, China; ² Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210014, China). -Chin. J. Appl. Ecol., 2004, 15(12): 2337 ~ 2341.

In order to investigate the role of wetland macrophytes in waster water purification and to select appropriate native filter plants in constructed wetland, three vertical-flow constructed wetlands were built with river sands as the substrates of *Acorus gramineus*, *Juncus effusus* and *Iris japonica*, and one without plant as the control. Investigation on the removal of COD and total nitrogen (TN) from domestic sewage showed that within lower concentrations of COD (<200 mg L⁻¹) and TN (<30 mg L⁻¹), more than 90% of COD and 80% of TN were removed from domestic sewage in all constructed wetlands. When the concentration of COD and TN increased, the purification efficiency of all constructed wetlands decreased to some extent. The constructed wetlands with macrophytes had a higher efficiency than control. Among the three constructed wetlands with macrophytes, the one with *Acorus gramineus* had an average purification efficiency of 80.46% for COD and 77.77% for TN, that with *Juncus effusus* was 75.53% for COD and 71.17% for TN, and the one with *Iris japonica* was 70.50% for COD and 66.38% for TN. The constructed wetland without vegetation had an average purification efficiency of 61.39% for COD and 55.81% for TN. *Acorus gramineus* was more capable of removing COD and TN than *Juncus effusus* and *Iris japonica*. Vegetation biomass was the main factor affecting the removal rate of COD and nitrogen, because it significantly correlated with the ability of absorbing organic substance and nitrogen, and with the nitrification and denitrification around roots.

Key words Macrophytes, Constructed wetland, COD, Total Nitrogen, Purification.

1 引言

人工湿地具有净化污染物效果好、运行费用低、易维护的特点,作为污水处理技术已被广泛应用^[6-11,14,15,18~20,22,23,25]。人工湿地净化污染物的机理比较复杂,其中水生植被系统起着重要的作用,水生植被系统不仅本身能吸收同化污水中 N、P 等污染物,还能提高整个湿地生态系统微生物的数量,调整其组成类型,促进湿地生态系统的硝化和反硝

化作用进行,强化其净化能力^[1~5,12,13,15,17]。虽然湿地植被的净化能力有限,但在加强植被系统管理的前提下(定期收割等措施),植被系统能提高人工湿地净化效率,延长其使用年限。挺水植物是构建人工湿地植被系统的主要类型植物,具有同化吸收污

*国家重点基础研究发展规划项目(2002CB412307)和南京大学污染控制与资源化国家重点实验室开放基金资助项目(NJUESK03005)。

**通讯联系人。

2004-02-09 收稿,2004-04-19 接受。

染物和拦截、过滤污染物的作用^[2,3,5],部分挺水植物还有抑制藻类生长效应^[24]. 早期湿地植物净化污水中主要污染物效果和机理的研究主要集中在芦苇 (*Phragmites communis*)、香蒲 (*Typha latifolia*) 和凤眼莲 (*Eichhornia crassipes*) 等生物量较大的水生植物方面. 芦苇和香蒲植物比较高, 适合表面流人工湿地植被的构建; 凤眼莲易繁殖扩散, 局部地区已引起水体生态灾害, 目前多不主张使用^[1-5,7]. 不少学者认为, 选择当地优势挺水植物, 突出生物多样性特色是提高人工湿地净化能力的关键措施^[2,3]. 由于潜流型人工湿地占地面积较小, 适合在土地资源紧缺的地方建造, 近年来应用较为广泛, 目前潜流型人工湿地的建造朝着小型化、分散化和景观园林化趋势发展^[16]. 本研究在此基础上, 选择 3 种亚热带地区常见的、符合潜流型人工湿地建造趋势的、有一定景观观赏价值的挺水植物石菖蒲 (*Acorus gramineus*)、蝴蝶花 (*Iris japonica*) 和灯心草 (*Juncus effusus*) 构建潜流型人工湿地, 通过室内模拟对比的措施, 研究其去除生活污水 COD、总氮的能力, 为选择合适的、具有景观观赏价值的挺水植物, 野外构建中试规模和实际应用规模的人工湿地, 净化生活污水, 控制水体污染和富营养化提供理论依据.

2 材料与方法

2.1 供试材料

湿地植物为多年生草本植物灯心草、蝴蝶花和石菖蒲, 于 2002 年 12 月采自中国科学院南京中山植物园种质资源库, 均为亚热带常见的有一定观赏价值的挺水植物. 将其带回实验室, 洗净泥土、去除枯叶后, 置于营养液中培养备用. 人工湿地基质为河砂, 采自于长江下游南京段六合区支流河流, 过 0.5 cm 筛后, 用自来水冲洗 2 次备用, X-荧光分析和 X-衍射分析, 其主要成分为 SiO₂, 无背景碳氮元素含量.

2.2 研究方法

2.2.1 小型模拟人工湿地构建 于白色塑料桶(上部直径 50 cm、内径为 47 cm; 下部直径为 40 cm、内径为 37 cm, 桶高 60 cm) 底部铺设一出水管, 直径为 1.00 cm, 并在底部放置直径 3~5 cm 左右的鹅卵石作为滤水层, 厚度为 10 cm, 其上铺一层 10 目左右的塑料窗纱, 用以阻隔上层砂子堵塞鹅卵石孔隙, 在塑料窗纱上面放置河砂作为人工湿地基质, 厚度为 40 cm, 在上距砂子表面 5 cm, 下距桶沿 5 cm 的地方设一进水管, 直径 1.00 cm, 管子和塑料桶直径等长, 其上钻有直径 2.00 mm 的孔眼, 间隔 1 cm, 进水管用直径 0.50 cm 的乳胶管同磁力水泵相连, 用以布施污水. 人工湿地构建后, 稳定 15 d, 其间用磁力泵加自来水试运行 2~3 次, 并测定其实际容积和有效容积, 检验其完好性.

2.2.2 试验设计和运行 选择株型大小基本一致, 生物量基

本接近的上述备用的湿地植物, 每样 3 份, 一份用于测定叶和根的鲜生物量、含水量和 N、P 等元素含量; 两份用于试验, 栽于人工湿地砂子基质上; 设对照试验一组, 不栽任何植物. 试验共计 4 个处理, 分别为对照(CK)、灯心草、蝴蝶花和石菖蒲, 重复两次. 植物栽种后, 加自来水至砂子基质饱和, 并保持其上 2~3 cm 薄水层, 稳定 15 d, 其间换水 3 次. 稳定期结束后, 依据南京市排水监测站提供的南京市生活污水主要污染物 COD、总氮、铵态氮和总磷浓度多年监测结果, 用 KH₂PO₄、葡萄糖、蛋白胍和硫酸铵模拟配置 8 批不同浓度水平的人工污水, 其 COD 浓度分别为 50、100、200、300、400、500、600 和 700 mg L⁻¹, 总氮分别为 10、20、30、40、50、60、70 和 80 mg L⁻¹, 铵氮分别为 8、16、24、32、40、48、56 和 64 mg L⁻¹, 总磷为 1、2、4、8、10、12、16 和 20 mg L⁻¹, 每批人工污水湿地滞留时间设计为 5 d. 根据设定的污水滞留时间和试验设施的容积, 控制进水口水流通量, 用磁力泵定量地将污水布施到塑料桶中, 同时收集出水口的污水, 测定其主要污染物的浓度, 计算其污水处理效率.

试验设在室内进行, 试验时间约为 3 个月, 温度控制 25~28 ℃, 光照 10 000~12 000 lx(人工光源), 间隔 10 d 用 0.1% 多菌灵乳液喷洒, 以防治病害, 其间因石菖蒲植株密集除苗一次, 蝴蝶花过高修叶一次, 并收集枯叶, 计生物量, 试验结束后, 取出水生植物, 分根、叶两部分测其鲜重, 取部分植株样品烘干, 测含水量, 计算干生物量, 并将烘干样品磨碎, 过 100 目筛以备分析所用, 同时分层取砂子样品, 风干磨碎, 过 100 目筛子备用.

2.2.3 污水中主要污染物测定 COD 采用重铬酸钾氧化法; 总氮采用碱性过硫酸钾消解, 紫外分光光度法; 铵态氮采用纳氏试剂比色法; 总磷采用过硫酸钾消解, 钼锑抗比色法^[16,21].

2.2.4 植物中 N、P 含量测定 全氮采用硫酸消解, 硫酸钾-硫酸铜-硒混合催化剂催化, 凯氏定氮法; 全磷采用硫酸-双氧水消解, 钼锑抗比色法. 砂子基质吸附的 N、P 含量分析: 全氮采用硫酸消解, 硫酸钾-硫酸铜-硒混合催化剂催化, 凯氏定氮法; P 采用高氯酸-硫酸消解, 钼锑抗比色法^[16,21].

3 结果与讨论

3.1 不同植被系统模拟人工湿地净化生活污水 COD 效果分析

根据污水处理前和处理后的 COD 浓度, 计算其 COD 去除率, 取重复试验结果的平均值, 绘制不同浓度条件下人工湿地 COD 去除率变化曲线(图 1). 由图 1 可以看出, 4 种类型的人工湿地对污水中 COD 都有去除作用, 但不同浓度范围内的去除效率不同. 当进口污水 COD 浓度 < 200 mg L⁻¹, 4 种类型的人工湿地对 COD 的去除率都很高, 约达 90%; 随着进口污水中 COD 浓度的增加, COD 的去除率下降, 当进口污水 COD 浓度为 700 mg L⁻¹, 无植被

的人工湿地 COD 净化率为 47.5%、石菖蒲为 70.1%、灯心草为 65.9%、蝴蝶花为 58.7%。无植被的人工湿地 COD 去除率下降幅度最大,有植被的人工湿地系统 COD 去除率下降幅度变化较慢。在有植被的人工湿地系统中,石菖蒲植被的人工湿地 COD 下降最慢,其次为灯心草,说明植被在人工湿地 COD 去除中也起着重要作用,石菖蒲植被效果最好,其次为灯心草。许多研究认为,人工湿地对污水中有机污染物质净化机理主要是基质的过滤作用和微生物分解作用,即使在污水滞留时间较短的情况下,人工湿地对有机污染物质也有较好的滤过作用。在有植被情况下,植物根系微生物能促进有机污染物质分解,提高湿地 COD 的净化能力。本研究中没有植被系统的人工湿地,其对污水中 COD 的去除主要靠砂子基质的过滤作用。在 COD 浓度很低情况下,其过滤效果较好;但在 COD 浓度很高的情况下,这种过滤作用有限,其对 COD 去除效果会显著降低。有植被的人工湿地,不仅砂子基质有过滤作用,湿地植物也对 COD 有去除作用。这种作用与根系微生物活动有关,与其它报道相一致^[7,18,20]。

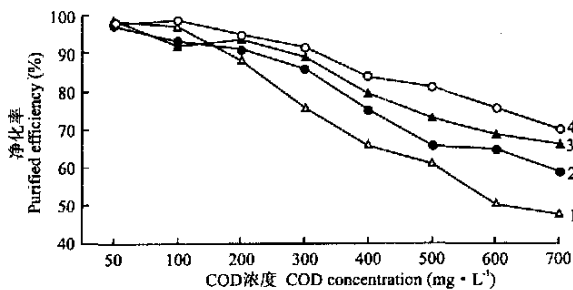


图1 不同植被系统人工湿地 COD 净化率

Fig. 1 Purified efficiency of COD in constructed wetlands with different vegetable.

1) 无植被 No vegetable; 2) 蝴蝶花 *Iris japonica*; 3) 灯心草 *Juncus effusus*; 4) 石菖蒲 *Acorus gramineus*. 下同 The same below.

3.2 不同植物系统人工湿地净化生活污水总氮效果

依据不同植被系统人工湿地去除不同浓度污水中总氮的效率(取重复试验结果的平均值),绘制人工湿地生活污水总氮去除效率的曲线(图2)。由图2可以看出,在总氮浓度 $< 30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的低浓度范围里,4种试验设计的人工湿地有较高的N去除效果。随着污水中总氮浓度的增加,这种效果有所下降,其中无植被系统的人工湿地除N效果下降速度较快,当污水中总氮的浓度为 $80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,其总氮去除率仅为37%左右,其它有植被系统的人工湿地除氮效果下降速度比较缓慢。在有植被系统的人工湿地

中,随着污水总氮浓度的增加,石菖蒲植被系统人工湿地仍有较高的N去除效率,在污水总氮浓度高达 $80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,其N去除效率仍维持在65%左右,其次为灯心草;铵态氮的去除也有同样的趋势,说明人工湿地植被系统对于污水中N的去除有着重要的作用。

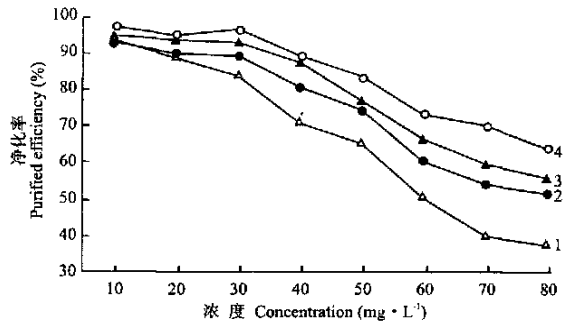


图2 不同植被系统人工湿地总氮去除率

Fig. 2 Purified efficiency of TN in constructed wetlands with different vegetables.

3.3 人工湿地植被系统净化污水 COD、总氮效果和机理

依据每次处理污水的数量(约30L)和污水处理前COD、总氮的浓度和处理后浓度的变化,估算了本研究中不同类型人工湿地去除COD、总氮的数量(表1)。由表1可以看出,在整个试验过程中,无植被人工湿地COD平均去除率为61.39%、石菖蒲植被人工湿地为80.46%、灯心草为75.53%、蝴蝶花为70.50%。同无植被湿地系统相比,石菖蒲植被能增加人工湿地COD去除率平均值为19.07%、灯心草为14.14%、蝴蝶花为9.11%。由此可见,本研究中人工湿地砂子基质对于COD去除有着重要的作用。这是因为砂子基质对于本研究中用于配置COD的有机物质有着较强的过滤作用,植被也能增强人工湿地去除COD的能力。一方面植被本身能吸收部分有机污染物质,另一方面植物根系微生物能促进有机污染物质的分解。植被也能显著增强人工湿地系统去除N污染的能力,石菖蒲植被人工湿地总氮平均去除率为77.77%、灯心草为71.17%、蝴蝶花为66.38%、无植被人工湿地为55.81%。同无植被人工湿地相比,石菖蒲植被系统能增加人工湿

表1 不同植被人工湿地净化污水中COD和总氮数量

Table 1 Removal of COD and TN from domestic sewage in constructed wetlands with different vegetable(mg)

	无植被 No vegetable	石菖蒲 <i>Acorus gramineus</i>	灯心草 <i>Juncus effusus</i>	蝴蝶花 <i>Iris japonica</i>
COD	52488	68792	64575	60279
TN	6027	8399	7686	7169

地 N 去除率 21.96%、灯心草为 15.36%、蝴蝶花为 10.57%。从不同类型植被人工湿地净化生活污水 COD 和总氮平均效率来看,石菖蒲植被人工湿地净化污水中 COD 和总氮效果优于灯心草和蝴蝶花植被类型人工湿地。N 的环境行为比较复杂,为了探讨植被在人工湿地系统的净化污水中总氮的机制,本研究监测了试验过程中植被生物量和植物体中不同部位 N 含量的变化以及 N 在人工湿地系统的分布状况,并根据质量守恒定律计算了人工湿地不同净化途径 N 净化数量(表 2 和表 3)。

表 2 人工湿地植被系统 N 含量变化和 N 吸收量

Table 2 Amount of nitrogen adsorbed by different vegetable systems in constructed wetlands(DW)

		初始生物量 Weight of vegetable at initial (g)	期末生物量 Weight of vegetable at final (g)	初始含氮量 Content of N at initial (%)	期末含氮量 Content of N at final (%)	N 吸收量 Amount of N (mg)
石菖蒲	根 Root	34.3	37.9	1.95	2.34	218.0
<i>Acorus gramineus</i>	叶 Leaves	14.9	22.2	2.88	3.20	281.3
灯心草	根 Root	30.2	33.0	1.08	1.58	195.2
<i>Juncus effuses</i>	叶 Leaves	16.9	21.7	2.24	2.54	172.6
蝴蝶花	根 Root	20.1	22.0	0.94	1.42	123.5
<i>Iris japonica</i>	叶 Leaves	18.1	27.6	2.34	2.31	214.0

表 3 不同植被系统人工湿地 N 净化途径

Table 3 Removal ways of nitrogen in constructed wetlands with different vegetable systems(mg)

	基质吸附量 Substrate adsorption	植被同化量 Vegetable absorption	其它途径净 化量 Other loss way
无植被 No vegetable	4160	-	1867.0
石菖蒲 <i>Acorus gramineus</i>	4160	499.3	3739.7
灯心草 <i>Juncus effuses</i>	4160	367.8	3158.2
蝴蝶花 <i>Iris japonica</i>	4160	337.5	2671.5

由表 2 可以看出,在整个试验过程中,有植被的人工湿地生物量都有不同程度地增加,其中石菖蒲的生物量增加最高,灯心草和蝴蝶花次之。在增加的生物量中,叶的生物量增加量高于根的生物量增加量。植物体中含 N 量的变化,根的含 N 量都有不同程度的增加,除蝴蝶花叶子的含 N 量略有下降外,其他水生植物叶子的含 N 量均呈增加趋势。不同植被系统人工湿地以石菖蒲吸收同化污水中 N 数量最多,其次为灯心草。在不同类型植被系统人工湿地中(表 3),石菖蒲直接吸收同化 N 的净化效率石菖蒲为 4.62%、灯心草为 3.41%、蝴蝶花为 3.13%。人工湿地不仅通过植被吸收,还通过基质吸附、硝化和反硝化及氨的挥发等途径净化污水中的 N。由于人工湿地基质是砂子,对 N 的吸附能力较弱,容易达到饱和。本研究结果表明,所有湿地基质砂子的 N 含量,不论层次,都没有较大的差别,其均值约为 52 mg·kg⁻¹,考虑其砂子基质的重量约为 80 kg,整个

基质吸附的 N 总量为 4 160 mg,所有人工湿地通过基质吸附途径的 N 净化率均为 38.52%(表 3)。Koottatep^[13]报道,人工湿地中污水 pH 值 < 8 时,氨的挥发净化途径基本上可以忽略。本研究中,人工湿地进口污水和出口污水 pH 均在中性附近,除了植物吸收和基质吸附的 N 净化途径以外,N 的其它净化途径基本上是 N 的硝化和反硝化途径。由表 3 可以看出,无植被系统人工湿地通过硝化和反硝化途径净化的 N 净化率为 17.29%、石菖蒲植被系统为 34.63%、灯心草为 29.24%、蝴蝶花占 24.74%。由此可见,在短期内通过植物吸收同化的 N 污染物净化效率虽然较低,但是通过微生物硝化和反硝化途径净化的 N 效率较高,有植被的人工湿地通过硝化和反硝化途径净化的 N 高于无植被的人工湿地,其中以石菖蒲人工湿地硝化和反硝化途径净化的 N 最多,其次为灯心草和蝴蝶花。这与植被根系环境和微生物作用有关。研究结果表明,试验结束后,石菖蒲根系特别是新生的须根较多,根系生物量增加较多,有利于根际微生物的着生,而其它两种类型植物根系生物量增加值相对较少,依赖于根际环境的根际微生物数量相对较少,根际微生物硝化和反硝化作用相对较弱,通过硝化和反硝化途径净化的 N 数量相对较少,从长期角度出发微生物硝化和反硝化作用是人工湿地净化 N 的主要途径。由此可见,优选人工湿地植被,特别是根系发达的植被是提高该系统 N 去除率的重要措施之一。

4 结 语

随着城镇化水平的加快,生活污水排放量日益增多,大部分污水未经处理直接排入水体。我国目前水体污染较为严重。人工湿地是近几十年来发展较快的一种有效的污水处理技术,投资少、易维护、净化效果好、适用范围广,受到高度重视,目前在我国已有不少应用实例,取得了良好的环境效果。人工湿地净化污染物的机理极为复杂。它整合协调了基质-微生物-植物的净化机理,由于基质吸附净化能力有一定限度,尽管一些学者提出了基质强化净化能力的方法,但是随着时间的推移,基质的吸附净化容量是要饱和的,一旦基质的吸附容量达到饱和,一般情况下不能重复利用。人工湿地生态系统中具有净化污染物能力的植被资源可以重复利用,通过收获、刈割和换茬等植被管理方式可以延续利用植被系统的净化能力,选择生物量较大、富集污染元素较强的植物,也是提高植被系统净化能力和人工湿地净化效

果的关键措施. 人工湿地一般要遵循小型模拟—野外中试—实际应用的构建程序, 可通过模拟试验选择合适的水生植物是构建人工湿地, 提高人工湿地净化能力的关键措施. 本研究基于人工湿地这种构建程序比较研究了 3 种有一定观赏价值、适合构建潜流型人工湿地的植被净化生活污水 COD 和总氮的效果, 以期筛选合适的水生植物构建植被生态系统提供理论依据和实践措施. 从本研究结果来看, 植被系统净化污染物的能力一方面取决于植物的生物量和污染元素的富集量, 另一方面取决于植被根系微生物的硝化和反硝化作用效果. 同植物同化吸收的污染元素数量相比, 微生物的硝化和反硝化作用仍是人工湿地 N 净化的主要途径. 本研究中石菖蒲生长较快, 生物量较大, 特别是须根数量较多, 而且有较强的 N 富集能力, 吸收同化污水中 N 的数量较多. 此外, 通过根系微生物硝化和反硝化途径净化的 N 也相应较多, 其净化污水中 N 效果较好, 而灯心草和蝴蝶花在本研究中生物量增长量较低, 特别是根系生物量增长较少, 其吸收同化 N 数量相对较少, 通过根系微生物硝化和反硝化途径净化的 N 数量也相对较少, 其净化污水中 N 的效果相对较差. 但人工湿地植被的构建不是靠单一类型的植物, 一些学者建议依据生物多样性协同净化作用原理来提高系统的净化能力. 从本研究结果来看, 人工湿地对污水中污染物的初始浓度有一定的要求, 污染物较低情况下, 人工湿地净化效果较好; 污染物浓度较高情况下, 其净化效果下降. 对于污染物浓度较高的污水一定要经过前置处理. 其污染物浓度达到人工湿地处理污水要求后, 才能经人工湿地处理, 以发挥人工湿地的净化效果.

参考文献

- Bachand PAM, Horne AJ. 2000. Denitrification in constructed free-water surface wetlands. Effects of vegetation and temperature. *Ecol Eng*, **14**: 17 ~ 32
- Brij G. 1999. Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: Potential and problems. *Water Sci Technol*, **40**(3): 27 ~ 35
- Brix H. 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands. *Water Sci Technol*, **35**(5): 11 ~ 17
- Cheng S-P (成水平), Wu Z-B (吴振斌), Kuang Q-J (况琪军). 2002. Macrophytes in artificial wetland. *J Lake Sci (湖泊科学)*, **14**(2): 179 ~ 184 (in Chinese)
- Chong Y-X (种云霄), Hu H-Y (胡洪营), Qian Y (钱易). 2003. Advance in utilization of macrophytes in water pollution control. *Tech Equip Environ Poll Contr (环境污染治理技术与设备)*, **4**(2): 36 ~ 40 (in Chinese)
- Cui L-H (崔理华), Zhu X-Z (朱夕珍), Luo S-M (骆世明). 2003. Advances in the research of infiltration wetland wastewater treatment systems. *Chin J Appl Ecol (应用生态学报)*, **14**(4): 623 ~ 626 (in Chinese)
- Feng P-Y (冯培勇), Chen Z-P (陈兆平), Jing Y-X (靖元孝). 2002. Review on constructed wetland and its mechanism of wastewater treatment. *Ecol Sci (生态科学)*, **21**(3): 264 ~ 268 (in Chinese)
- Greenway M. 1997. Nutrient content of wetland plant in constructed wetlands receiving municipal effluent in tropical Australia. *Water Sci Technol*, **35**(5): 135 ~ 142
- Huang G-Q (黄淦泉), Yang C-F (杨昌凤), Jin L-J (靳立军), et al. 1993. Mechanism of artificial wetland treatment of Pb and Cd containing wastewater. *Chin J Appl Ecol (应用生态学报)*, **4**(4): 456 ~ 459 (in Chinese)
- Huang J, Reneau JRB, Hagedorn C. 2000. Nitrogen removal in constructed wetlands employed to treat domestic wastewater. *Water Res*, **34**(9): 2582 ~ 2588
- Ji G-D (籍国东), Sun T-H (孙铁珩), Li S (李顺). 2002. Constructed wetland and its application for industrial wastewater treatment. *Chin J Appl Ecol (应用生态学报)*, **13**(2): 224 ~ 228 (in Chinese)
- Kantawanichkul S, Pilaila S, Tanapiyanich W, et al. 1999. Wastewater treatment by tropical plants in vertical-flow constructed wetlands. *Water Sci Technol*, **40**(3): 173 ~ 178
- Koottatep T. 1997. Role of plant uptake on nitrogen removal in constructed wetlands located in the tropics. *Water Sci Technol*, **36**(12): 1 ~ 8
- Kuusemets V, Mander Ü. 1999. Ecotechnological measures to control nutrient losses from catchments. *Water Sci Technol*, **40**(10): 195 ~ 202
- Liao X-D (廖新佛), Luo S-M (骆世明). 2002. Effects on constructed wetlands on treating with nitrogen and phosphorus in wastewater from hogery. *Chin J Appl Ecol (应用生态学报)*, **13**(6): 719 ~ 722 (in Chinese)
- Lu R-K (鲁如坤), eds. 2000. Assay on Agro-Chemical Properties of Soil. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press. (in Chinese)
- Lund LJ, Horne AJ, Williams AE. 2000. Estimating denitrification in a large constructed wetland using stable nitrogen isotope ratios. *Ecol Eng*, **14**: 67 ~ 76
- Neralla S. 2000. Improvement of domestic wastewater quality by subsurface flow constructed wetlands. *Bioresour Technol*, **75**: 19 ~ 25
- Shutes RBE. 2001. Artificial wetlands and water quality improvement. *Environ Intern*, **26**: 441 ~ 447
- Srinivasan N, Weaver RW, Lesikar BJ, et al. 2000. Improvement of domestic wastewater quality by subsurface flow constructed wetland. *Bioresour Technol*, **75**: 19 ~ 25
- State Environment Protection Administration of China (国家环保总局) ed. 2002. Monitor Methods for Water and Wastewater. Beijing: China Environmental Science Press. (in Chinese)
- Wu Z-B (吴振斌), Cheng S-P (成水平), He F (贺锋), et al. 2002. Design and purification performance of vertical flow constructed wetland. *Chin J Appl Ecol (应用生态学报)*, **13**(6): 715 ~ 718 (in Chinese)
- Yang D (杨敦), Xu L-H (徐丽花), Zhou Q (周琪). 2002. Application of subsurface flow constructed wetlands in controlling storm runoff pollution. *Agric Environ Protec (农业环境保护)*, **21**(4): 334 ~ 336 (in Chinese)
- Ye J-X (叶居新), He C-Q (何池全), Chen S-F (陈少凤). 1999. Allelopathic effect of *Acorus tatarinowii* on algae growth. *Acta Phytocol Sin (植物生态学报)*, **23**(4): 379 ~ 384 (in Chinese)
- Zhang R-S (张荣社), Zhou Q (周琪), Shi Y-P (史云鹏), et al. 2003. Study on nitrogen removal treating agriculture waster water in subsurface constructed wetland. *Environ Sci (环境科学)*, **24**(1): 113 ~ 116 (in Chinese)

作者简介 袁东海,男,1964年生,博士后,副教授,主要从事湿地生态、流域利用和管理,土壤侵蚀等的研究和教学工作,发表论文 20 余篇. Tel: 025-83592841; E-mail: donghaiyuan@163.com