

赵联芳, 朱 伟, 赵 建. 2006. 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, 26(11): 1821 - 1827

Zhao L F, Zhu W, Zhao J. 2006. Nitrogen removal mechanism in constructed wetland used for treating polluted river water with lower ratio of carbon to nitrogen [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 26(11): 1821 - 1827

# 人工湿地处理低碳氮比污染河水时的脱氮机理

赵联芳<sup>1,2</sup>, 朱 伟<sup>1,2,\*</sup>, 赵 建<sup>2</sup>

1. 河海大学环境科学与工程学院, 南京 210098

2. 河海大学水文水资源与水利工程科学国家重点实验室, 南京 210098

收稿日期: 2006-02-08 修回日期: 2006-09-25 录用日期: 2006-09-26

**摘要:** 针对人工湿地处理城市污染河水时出现的脱氮效果不佳的问题, 以受到严重面源污染的镇江古运河水为例, 采用芦苇碎石床复合垂直流人工湿地小试装置研究了人工湿地处理此类低碳氮比污水时的脱氮机理. 试验结果表明, 人工湿地对于污水中氮的去除主要发生在表层 30 cm 处, 其去除机理主要包括填料、植物根系等对悬浮态氮的过滤、截留作用, 微生物对溶解态氮的硝化反硝化作用以及植物的吸收作用; 湿地下部由于碳源缺乏抑制了反硝化过程, 基本不能发挥除氮的作用; 对于硝氮浓度高的污水, 通过补充有机碳可以有效提高除氮效果, 但对于氨氮浓度高的污水, 补充有机碳没有明显的效果.

**关键词:** 人工湿地; 河水; 碳氮比; 脱氮; 机理

文章编号: 0253-2468(2006)11-1821-07 中图分类号: X522 文献标识码: A

## Nitrogen removal mechanism in constructed wetland used for treating polluted river water with lower ratio of carbon to nitrogen

ZHAO Lianfang<sup>1,2</sup>, ZHU Wei<sup>1,2,\*</sup>, ZHAO Jian<sup>2</sup>

1. College of Environmental Science and Engineering, Hohai University, Nanjing 210098

2. State Key Laboratory of Hydrology-Water Resources and Hydraulic Engineering, Hohai University, Nanjing 210098

Received 8 February 2006; received in revised form 25 September 2006; accepted 26 September 2006

**Abstract:** Taken the contaminated seriously Zhenjiang Old Canal as an polluted water example of lower ratio of carbon to nitrogen, the nitrogen removal mechanism in constructed wetland with the integrated vertical-flow gravel-bed constructed wetland microcosm was investigated. Based on the experiments, three conclusions showed that nitrogen was mostly removed in surface layer (0~30cm) and the removal mechanism was composed of suspended-nitrogen filtration of medium and plant roots, while the dissolved nitrogen was removed by nitrification and denitrification of microorganisms and absorption of hydrophytes. Owing to Lack of carbon source under layer, denitrification was inhibited and little nitrogen was removed. Supplying organic carbon source was an effective method to improve nitrogen removal efficiency for nitrate-nitrogen rich wastewater, while it was not valid obviously to high ammonium concentration wastewater.

**Keywords:** constructed wetland; polluted river; ratio of carbon to nitrogen; nitrogen removal; mechanism

### 1 引言 (Introduction)

人工湿地是欧美于 20 世纪 70 年代发展起来的一项污水生物处理技术. 由于其利用自然生态系统中的物理、化学和生物作用来实现对污水的净化,

具有效率高、投资低、运转费低、维持费低等优点 (白晓慧等, 1999), 在污水收集率低、大型污水厂建设滞后的发展中国家得到了较多的应用 (Patrick, 1997). 近十几年来, 人工湿地已经被广泛用于处理各种污水, 如生活污水 (David *et al*, 2002; 龚琴红

基金项目: 国家高技术研究发展计划 (863 计划) 重点专项资助项目 (No. 2003AA601100); 江苏省自然科学基金项目 (No. BK2006710)

Supported by the Hi-Tech Research and Development Program of China (863 Program) (No. 2003AA601100) and Natural Science Foundation of Jiangsu Province (No. BK2006710)

作者简介: 赵联芳 (1972—), 女, 讲师 (博士). E-mail: waterblue1972@163.com, Tel: 025 - 83787922; \* 通讯作者 (责任作者), E-mail: weizhu@jonline.com

Biography: ZHAO Lianfang (1972—), female, prelector (Ph. D.), E-mail: waterblue1972@163.com, Tel: 025 - 83787922; \* Corresponding author, E-mail: weizhu@jonline.com

等, 2004; Majer *et al*, 1997)、工业废水 (Vrhovsek, 1996; Ji *et al*, 2002)、暴雨径流 (Green *et al*, 1996, Scholes *et al*, 1998)、农业面源废水 (Braskerud, 2002; Raisin *et al*, 1995)等, 在污染控制方面发挥了独特的作用. 我国应用人工湿地处理污水开始于上世纪 80年代, 1987年天津市环保所建成我国第一个芦苇湿地工程 (唐运平等, 1992), 国家环保局华南环保所 1990年在深圳建立了白泥坑人工湿地示范工程; 以后我国关于人工湿地处理污水的研究有了很多经验和实例, 如深圳环境科学研究所建立的洪湖人工湿地系统及观澜高尔夫球场生活污水处理人工湿地 (贺锋等, 1999)等. 近几年, 由于我国河流、湖泊、水库等水体的富营养化问题日趋严重, 人工湿地用于处理河湖面源污水的研究 (刘红等, 2003; 汪俊三等, 2005)与应用日益兴起, 如中国科学院武汉水生生物研究所在武汉东湖建立的复合垂直流人工湿地 (Liang *et al*, 2004; 安树青, 2003), 就是将入湖污染物通过体外的人工湿地进行处理的代表实例. 总体而言, 人工湿地在生活污水方面的研究及工程经验较多, 用于处理河湖面源污水研究起步较晚.

由于河湖面源污水的污染类型、发生形态都与生活污水有较大的区别, 应用人工湿地处理面源污水时出现了新的问题. 一般生活污水中有机物浓度很高,  $COD_{Cr}$  大于  $500mg \cdot L^{-1}$ 、 $TN$  大于  $40mg \cdot L^{-1}$ 、 $TP$  大于  $8mg \cdot L^{-1}$  (何亚丽等, 2003); 而雨水径流形成的面源污染物中  $N$  的浓度较高、相对有机物浓度不高, 这是面源污染的一个主要特点, 如滇池流域的暴雨径流, 初期平均  $COD$  为  $80mg \cdot L^{-1}$ , 后期则不足  $20mg \cdot L^{-1}$ , 湿地进水的碳氮比甚至还不能达到 1.0 (薛玉等, 2003). 并且由于面源污染主要发生于暴雨时期, 暴雨对地表的冲刷, 使得雨水径流中携带大量的泥砂等悬浮物质, 面源污水中的氮主要以颗粒态 (particulate) 或颗粒结合态 (particle - band) 存在. 正是由于这样的水质特点, 无论是将人工湿地建于岸边用于削减进入河、湖等水体的面源污染物, 还是抽取受到污染的河、湖污水进入人工湿地进行处理, 其脱氮效果均不理想 (Sakadevan *et al*, 1999). 只有清楚人工湿地对此类低碳源污水的脱氮过程和机理, 才能采取有效的措施提高氮的去除效果.

本研究以国家“十五”重大科技专项“863”——“镇江城市水环境质量改善与生态修复综合示范项

目”中的“人工湿地技术处理城市面源污染在镇江古运河的应用”为背景, 针对古运河的水质特点, 采用芦苇碎石床复合垂直流人工湿地小试装置系统讨论人工湿地处理低碳源污水时的脱氮过程和机理, 以为实际工程中提高氮的去除效果提供理论依据.

## 2 试验装置与方法 (Methods)

### 2.1 试验装置

试验采用芦苇碎石床复合垂直流人工湿地小试装置, 如图 1 所示.

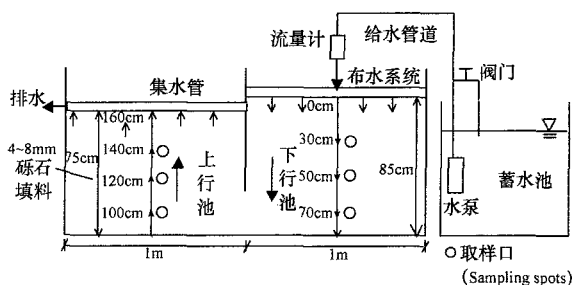


图 1 垂直复合流人工湿地系统试验装置图

Fig 1 Schematic map of integrated vertical-flow constructed wetland microcosm

复合垂直流人工湿地系统是由 2 个  $1m \times 1m \times 1m$  的池子组合而成, 中间用隔板隔开, 隔板底部以尺寸为  $1.0m \times 0.2m$  的矩形开口相通. 填料采用碎石, 粒径为  $4 \sim 8mm$ , 填料在进入湿地之前用自来水反复清洗, 以免带入污染物质影响试验. 下行池填料厚度为  $85cm$ , 上行池填料厚度为  $75cm$ , 两池之间  $10cm$  的填料厚度差使得水流可以从下行池自行流入上行池. 沿湿地中的实际水流方向, 以下行池填料表面为原点, 在池体设置取样口, 使上行池填料底部与下行池填料底部距离为  $0cm$ , 各取样口离下行池填料表面的距离详见图 1 (沿程试验即监测水流从下行池填料表面进入上行池填料表面流出过程中各水质指标的变化). 下行池与上行池的湿地植物均选择芦苇, 2005 年 2 月底移栽入芦苇  $16株 \cdot m^{-2}$ , 用泵抽取古运河水对芦苇进行驯化培养, 同时平均每隔  $4d$  取样测污染物的去除率. 4 月初, 人工湿地对污染物的去除率维持稳定, 开始做污染物的沿程去除规律试验, 此时植株密度为  $40株 \cdot m^{-2}$ , 且长势旺盛.

为了实现复合垂直流人工湿地连续流的运行方式, 建有一个容积为  $6m^3$  的蓄水池, 采用水泵抽水

送至给水管道,在给水管边设置回流管路调控给水管路内的水压,在污水进入湿地布水系统之前通过流量计控制流入污水量。上行池填料表面具有集水管路,将处理后的水收集排走。

## 2.2 试验方法

人工湿地对污染河水脱氮效果试验:将古运河河水直接泵送到容量为  $6\text{m}^3$  的蓄水池,为了避免河水水质波动的影响,每次储备水量不小于  $5\text{m}^3$ 。复合垂直流人工湿地的运行方式为连续流,控制水力负荷为  $750\text{mm}\cdot\text{d}^{-1}$ ,从 4 月 2 日至 4 月 30 日,每隔 3d 沿水流方向在取样口取水样测试 TN、TDN、 $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 、DO 等水质指标。

人工湿地对污染河水的脱氮机理试验:在 3 月 8 日至 6 月 24 日内,每隔 7d 对古运河进行水质监测一次,监测指标有 TN、TDN 等。TDN (总溶解氮) 指的是将水样经过  $0.45\mu\text{m}$  滤膜过滤,滤液按照 TN 测定方法测出的值,并且定义 TN 与 TDN 的数值之差为“总悬浮态氮”(用 TSN 表示);这里的 TSN 包括颗粒态有机氮及结合在细小颗粒上的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$  离子或胶体分子。根据古运河水质监测的结果发现,古运河水中的 TSN 占 TN 的 20%~30%。由于 TN 的去除表现为 TDN 和 TSN 的去除之和,为了研究人工湿地对面源污水中 TN 的去除机理,根据古运河水质监测的结果,在蓄水池中配制全部为溶解态氮的污水,碳源采用葡萄糖,氮采用  $\text{NH}_4\text{HCO}_3$ ,磷采用  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ,配水水质见表 1。5 月 1 日起,人工湿地进水全部为此配水,运行 1 周待出水稳定后,沿程取样测试  $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 、TN、TDN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 。

表 1 古运河水(4月26日)及人工配水中污染物浓度

Table 1 Concentration of pollutants in old canal river and synthetic wastewater

进水类型	进水水质指标 / ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )		
	$\text{COD}_{\text{Mn}}$	TN	TP
古运河水	12.52	5.00	3.62
人工配水	12.00	5.00	3.50

补充碳源试验:保持 TN 浓度  $5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  不变,以葡萄糖作为有机碳源,改变进水的  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  分别为 10、20、30、40、50、60  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,配制  $\text{COD}_{\text{Mn}}/\text{TN}$  分别为 2、4、6、8、10、12 的污水,其中  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$  分别单独以  $\text{KNO}_3$ 、 $\text{NH}_4\text{HCO}_3$  配制。湿地出水稳定后,沿程取样测试 TN、TDN (总溶解氮)、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、

$\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、TP、 $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 、浊度、DO。

## 2.3 水质指标的测试方法

采用中国国家环境保护总局推荐的方法测定分析 TP、TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{COD}_{\text{Mn}}$  等水质指标(国家环境保护总局,2002),DO 的测定采用 SENS DN6 51850-10 便携式溶氧仪测定。

## 3 试验结果 (Results)

### 3.1 氮的沿程变化规律与脱氮机理

在试验时间内人工湿地对古运河水中 TN 的去除率维持在 40% 左右,并表现出相似的沿程去除规律。以 4 月 2 日、4 月 17 日、4 月 26 日 TN 的沿程去除规律分析氮在人工湿地中的去除过程,试验结果见图 2。

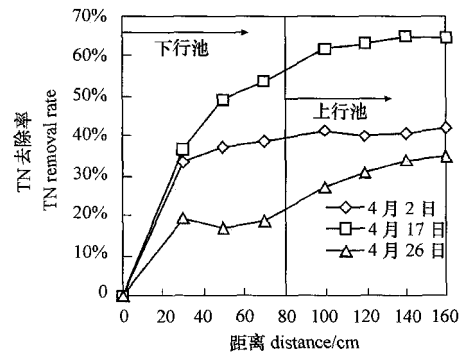


图 2 TN 的沿程去除效果

Fig 2 Total nitrogen removal efficiency along the distance

由图 2 可以看出,整个湿地系统对 TN 的平均去除率为 34%~42%,仅下行池 (0cm~85cm) 的去除率即已达到总去除率的 80% 以上,4 月 2 日下行池的去除率甚至占总去除率的 90% 以上,整个上行池 (85cm~160cm) TN 去除效率还不到 10%;并且主要是下行池填料表层 (0cm~30cm,即距离进水口处 30cm) 发挥作用,在 30cm 的距离范围内去除率即达到总去除率的 80% 以上。这表明,复合垂直流人工湿地对河水中 TN 的去除主要发生在下行池,尤其是湿地表层,而上行池及下行池的下部未发挥应有的作用。

4 月 17 日的 TN 去除率高于 4 月 26 日,分析认为主要包括以下原因:一方面是由于 4 月 17 日的河水中悬浮态污染物含量比 4 月 26 日的高。根据水质监测数据,4 月 17 日人工湿地进水的 TN 浓度为  $2.67\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,溶解态总氮 TDN 浓度为  $1.10\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,也即悬浮态氮占 TN 的 58.8%;而 4 月 26 日的 TN 浓度为  $5.00\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,溶解态总氮 TDN 浓度为  $3.86$

$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 悬浮态氮占 TN 的 22.8%, 由于湿地填料、植物根系的过滤、截留作用去除了大量悬浮态氮, 表现为 4月17日 TN 去除率较高; 其次, 4月26日人工湿地进水水质也较差, 进水 TN 浓度为  $5.00\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 而 4月17日 TN 浓度为  $2.67\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 这可能也是造成 4月26日人工湿地对 TN 去除率较低的原因; 另外, 由于填料过滤、截留的悬浮态有机污染物在微生物的作用下缓慢的矿化分解成溶解态的氮, 也表现为后续去除率的降低。

由于古运河水中悬浮态氮 (TSN) 含量较高 (占 TN 的 20%~30%), 为讨论人工湿地对此类污水中氮的去除机理, 以铵盐配制全部为溶解态氮的污水作对照, 分析不同形态氮的沿程去除规律, 试验结果见图 3。由于河水中 TN 包括 TDN 与 TSN, 因此 TN 的去除表现为 TDN 与 TSN 的去除之和。由图 3 可以看出, 在湿地下行池表层 (0~30cm) 古运河水中 TN 浓度沿程降低, TDN 浓度没有明显下降, TSN 浓度的降低非常明显, 表明此时 TN 的去除主要是 TSN 的去除, 其机理为填料及植物根系的过滤、截留作用。虽然在湿地下行池表层 (0~30cm) 古运河水中的 TDN 在这一段距离没有表现出明显下降, 但不能否定包括微生物的硝化、反硝化作用及植物吸收作用下的 TDN 的去除, 这由湿地下行池下部 (30~85cm) 及整个上行池 (85~160cm) 氮的沿程变化规律可以看出。在这一段距离 (30~160cm) 处河水 TSN 浓度没有明显变化, TN 的下降趋势与 TDN 的一致, 且浓度相近, 表明此时 TN 的去除主要是微生物作用和植物作用 (主要是上行池 140cm~160cm 处植物根系发达处) 下的 TDN 去除。这也可由配水全部为溶解态氮的 TN 浓度沿程变化情况看出 (图 3), 在湿地下行池表层 (0~30cm) TDN 浓度沿程显著下降, 排除表层的过滤、截留作用及  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  挥发 (配水 pH 均小于 8) 导致的 TN 浓度降低, TDN 的去除主要是微生物的作用与植物的吸收作用。至于河水中的 TDN 在湿地表层没有表现出下降的原因, 可能是实际河水中的 TDN 浓度较之配水低, 微生物的硝化、反硝化过程驱动力较低; 同时湿地下行池表层 (0~30cm) 截留下来的 TSN 中部分颗粒有机氮在微生物的矿化作用下很容易分解为溶解态氮, 从而增加了水中的 TDN 浓度。关于后者, 由人工湿地 30~50cm 处河水 TDN 及 TN 浓度均表现出上升的趋势, 即氮的“释放”现象可以得到证明。因此, 对悬浮态物质浓度较高的污水, 湿地对 TN 的去除作

用首先表现为对悬浮态氮的过滤、截留去除作用, 随后才表现为植物和微生物对溶解态氮的作用。

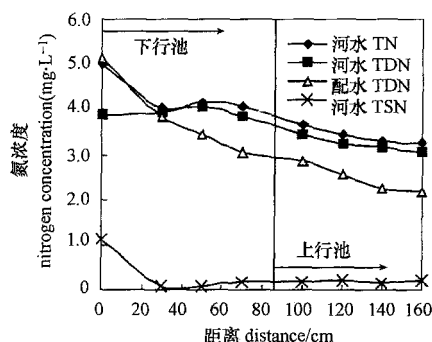


图 3 河水与人工配水 TN 的沿程变化规律 (河水数据取自 4 月 26 日, 人工配水数据取自 5 月 10 日)

Fig 3 Variation with distance of total nitrogen in river water and synthetic wastewater

### 3.2 碳源不足对脱氮的影响

由图 3 还可以看出, 复合垂直流人工湿地不仅对悬浮物浓度高的古运河水的脱氮作用主要发生在下行池, 对于全部为溶解态氮的配水中氮的去除也主要发生在下行池, 而上行池的作用较小。由于 N 从水中最终的去除主要是依靠微生物的反硝化作用转化为气体逸出系统, 而一般认为有机碳源的不足是制约反硝化的关键因素, 因此, 可以认为, 可能是由于河水中碳源的缺乏抑制了微生物的反硝化作用, 从而影响了脱氮的效果。为了讨论碳源的缺乏对人工湿地脱氮效果的影响, 向  $\text{KNO}_3$  为氮源的配水中增加葡萄糖的投加量以补充有机碳源, 分析人工湿地 TN 的沿程去除效果与 C/N 之间的关系, 结果见图 4。

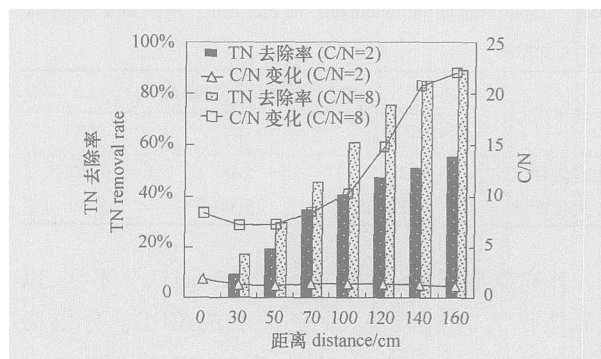


图 4 补充碳源前后 TN 沿程去除率及 C/N 的沿程变化

Fig 4 Total nitrogen removal efficiency and C/N variation with distance fore-and-after supplying organic carbon

图 4 中,  $\text{C/N}=2$  是根据 4 月 26 日古运河水质调查结果确定的数值, 以讨论在碳源缺乏情况下实

际河水的反硝化情况;  $C/N = 8$  讨论充足碳源情况下的反硝化情况 ( $N$  源为  $KNO_3$ )。由图 4 可以看出, 在充足碳源 ( $C/N = 8$ ) 的情况下,  $TN$  去除率由未补充碳源之前 ( $C/N = 2$ ) 的 55% 上升到 89%, 尤其对于下行池下部 (30 ~ 85cm) 及上行池 (85 ~ 160cm)。未补充碳源前,  $TN$  去除率在此距离段仅增加了 21%, 而补充碳源后,  $TN$  去除率在此距离段增加了 44%。分析图 4 可知, 在配水  $C/N = 2$  时, 整个湿地系统  $C/N$  均小于 2, 由于有机碳源的缺乏表现为反硝化速率较低,  $TN$  沿程去除缓慢; 在上行池, 除了  $C/N$  比失调造成的反硝化菌活性受到抑制, 同时还由于缺乏植物根系作为大量反硝化微生物栖息的场所, 因此  $TN$  去除更加缓慢。在配水  $C/N = 8$  时, 湿地下行池沿程各处的  $C/N$  大于 8, 有机碳源充足, 反硝化反应顺利进行,  $TN$  沿程表现出较好的去除效果, 而在上行池  $C/N$  均大于 10, 甚至达到 20, 表现出良好的  $N$  去除效果, 此时反硝化反应仅受  $NO_3^- - N$  浓度的影响。由此, 湿地下部碳源不足是造成  $TN$  去除率不高的主要原因, 通过增加碳源解除对反硝化的抑制可以有效提高湿地对  $TN$  的去除效果。

### 3.3 补充碳源对提高脱氮效果的有效性

由于溶解态氮的去除主要是微生物的硝化 - 反硝化作用的结果, 而由图 4 可以分析得出, 有机碳源是抑制反硝化作用的关键因素。污水中的溶解态氮主要以  $NO_3^- - N$  和  $NH_4^+ - N$  2 种形态存在, 因此, 分别向  $NO_3^- - N$  与  $NH_4^+ - N$  配水中补充碳源, 分析补充碳源对于提高脱氮效果的有效性, 试验结果见图 5。

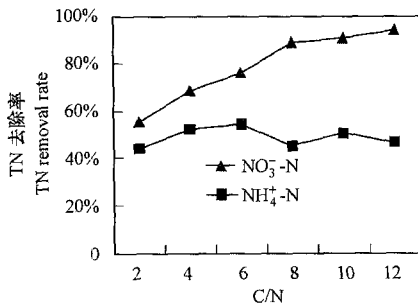


图 5 不同  $C/N$  对  $TN$  去除率的影响

Fig 5 Effect of  $C/N$  to total nitrogen removal efficiency

由图 5 可以看出, 对于以  $NO_3^- - N$  为主的污水, 补充碳源对  $TN$  的去除有明显的作用,  $TN$  的去除率由  $C/N$  为 2 时的 55% 上升到  $C/N$  为 12 时的 94%, 这是由于以  $NO_3^- - N$  为主的污水,  $TN$  的去除主要依赖于  $NO_3^- - N$  反硝化为  $N_2$  从系统中逸出, 由于补充

碳源解除了对反硝化的抑制作用, 因此  $TN$  去除效果明显改善; 但是, 对于以  $NH_4^+ - N$  为主的污水, 补充碳源则无效, 这是由于  $NH_4^+ - N$  在去除过程中存在着形态上的转化, 氮的去除不只受反硝化过程的控制。为了解及分析  $NH_4^+ - N$  的去除过程, 测定  $C/N = 2$ 、 $C/N = 10$  时  $NH_4^+ - N$  配水情况下氮形态的沿程变化规律, 以及  $COD$ 、 $DO$  的沿程变化, 试验结果分别见图 6、图 7。

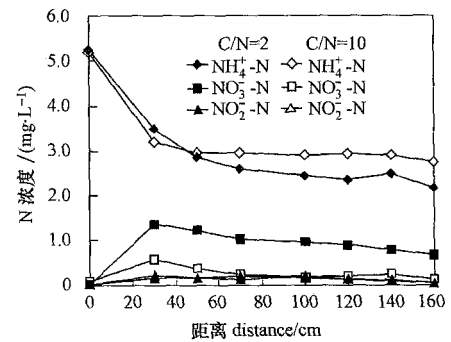


图 6 氮形态的沿程变化情况

Fig 6 Nitrogen forms variation with distance

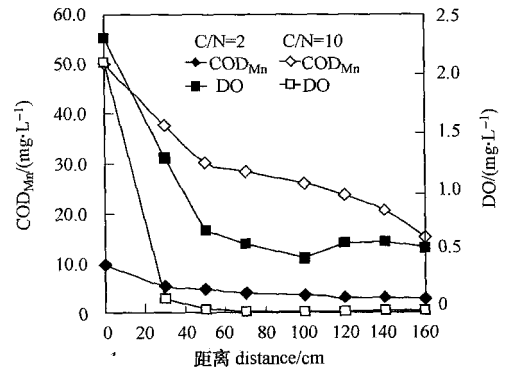


图 7  $COD_{Mn}$  及  $DO$  沿程变化情况

Fig 7  $COD_{Mn}$  and  $DO$  variation with distance

图 6 为配水全部为  $NH_4^+ - N$  的污水在人工湿地中沿程形态转化情况。可以看出, 对于不补充碳源 (即  $C/N = 2$ ) 的情况,  $NH_4^+ - N$  浓度在人工湿地表层 (0 ~ 30cm) 有明显降低, 随后降低缓慢, 在 30cm 处出现较多量  $NO_3^- - N$  和少量  $NO_2^- - N$ , 但沿程下降缓慢, 并且在出口处仍有近  $0.7 mg \cdot L^{-1}$  的  $NO_3^- - N$ 。由图 7 溶氧的沿程变化曲线可以看出,  $DO$  在整个湿地中均大于  $0.5 mg \cdot L^{-1}$ , 保证了  $NH_4^+ - N$  硝化作用所需的溶氧浓度, 但由于  $C/N < 2$ , 反硝化作用受到抑制,  $NO_3^- - N$  不能继续通过反硝化生成  $N_2$  逸出系统, 因此  $TN$  的去除效率不高。

提高 C/N 比后,如 C/N = 10,较之 C/N = 2 的情况,在 30cm 处产生的  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度明显较低,并且至出口处浓度接近于 0.由图 7  $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 及 DO 的沿程变化曲线可以看出,只有进水口处 DO 大于  $0.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,随后 DO 浓度急剧降低,至距离进水口处 30cm 开始,DO 一直小于  $0.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ .分析认为,C/N = 10 的情况由于  $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 较高,其降解时消耗了大量的溶氧,导致 DO 急剧降低,使  $\text{NH}_4^+$ -N 的硝化作用受到抑制,不能产生反硝化所需要的足够的底物  $\text{NO}_3^-$ -N;但此时的厌氧和充足的碳源状况,保证了部分  $\text{NH}_4^+$ -N 产生的  $\text{NO}_3^-$ -N 能够进行充分的反硝化,使出口处  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度接近 0.由于此时进水中的 TN 只有一部分转化为  $\text{NO}_3^-$ -N,因此 TN 的去除效果不会明显上升.

因此,利用人工湿地处理低碳源面源污水中的氮时,应充分考虑污水中氮的形态.对于以  $\text{NO}_3^-$ -N 为主的污水,可以通过补充碳源提高 TN 的去除效果;对于以  $\text{NH}_4^+$ -N 为主的污水,仅仅靠投加碳源是不够的,还要考虑复氧的问题.关于向人工湿地中投加何种形式的碳、多少碳能够既满足有效性又满足经济性,以及外加碳源投加在湿地哪个位置才能更好的发挥作用,是今后要研究的课题.

#### 4 结论 (Conclusions)

1)人工湿地处理面源污水时对氮的去除主要是湿地表层的作用,其它部位的作用较小.

2)人工湿地表层对面源污水中氮的脱除首先是悬浮态氮在填料和植物根系作用下的过滤、截留及溶解态氮在微生物作用和植物吸收作用下的去除;被截留下来的悬浮态氮中的颗粒有机氮在微生物作用下分解为溶解态氮,出现沿程瞬时的“氮释放”现象.

3)湿地下部因碳源不足导致微生物的反硝化作用受到抑制,是湿地表层以下不能很好的发挥脱氮作用的根本原因.

4)向人工湿地中补充有机碳源,对于以  $\text{NO}_3^-$ -N 为主的污水有效;但对于以  $\text{NH}_4^+$ -N 为主的污水,由于有机物分解耗氧造成污水中溶氧值过低,影响了微生物的硝化反应过程从而难以产生效果.

责任作者简介:朱伟(1962-),男,河海大学环境科学与工程学院副院长,博导,教授.主要研究方向为城市水环境与水生生态修复理论与技术. Tel: 025 - 83786710(办公室); E-

mail: weizhu@jlonline.com.

#### References:

- An S Q. 2003. Wetland Ecological engineering—Optimization Model of utilization and protection of wetland [M]. Beijing: Chemical Industry Press (in Chinese)
- Bai X H, Wang B Z, Yu Min, *et al*. 1999. Development of constructed wetland wastewater treatment technology and its application in China [J]. Journal of Harbin University of Civil Engineering and Architecture, 32(6): 88—32 (in Chinese)
- Braskenud B C. 2002. Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution [J]. Ecological Engineering, 18: 351—370
- David S, Lauchlan F, *et al*. 2002. Efficiency of small constructed wetlands for subsurface treatment of single family domestic effluent [J]. Ecological Engineering, 18: 429—440
- Gong Q H, Tian G M, Wu J Y, *et al*. 2004. Hydraulic loading of vertical-flow wetland applied in low concentration sewage treatment [J]. China Environmental Science, 24(3): 275—279 (in Chinese)
- Green M B, Martin J R. 1996. Constructed reed beds clean up storm overflows on small wastewater treatment works [J]. Wat Environ Res, 68: 1054—1060
- He F, Wu Z B, Fu G P, *et al*. 1999. Phys-chemical Character And Nitrogen Changes in Integrated Constructed Wetland at The initial Stage of Operation [J]. Resources and Environment in the Yangtza Basin, 11(3): 279—283 (in Chinese)
- He Y L, Zhu W P. 2003. Technology Study of Treatment of Municipal Wastewater with Constructed Wetlands [J]. Journal of Xuchang University, 22(2): 49—50 (in Chinese)
- Ji G D, Sun T H, Zh Q X, *et al*. 2002. Constructed subsurface flow wetland for treating heavy oil-produced water of the Liaohe Oilfield in China [J]. Ecological Engineering, 18: 459—465
- Liang W, Wu Z B, Zhan F C, *et al*. 2004. Root zone microbial populations, urease activities, and purification efficiency for a constructed wetland [J]. Pedosphere, 14(3): 401—404
- Liu H, Dai M L, Ou Y W, *et al*. 2003. Experimental studies on subsurface flow constructed wetland for water quality improvement in Guanting Reservoir [J]. China Environmental Science, 23(5): 462—466 (in Chinese)
- Majer Newman J, Clausen J C. 1997. Seasonal effectiveness of a constructed wetland for processing milkhouse wastewater [J]. Wetlands, 17(3): 375—382
- Patrick D. 1997. Implementation of constructed wetlands in developing countries [J]. Wat Sci Tech, 35(5): 27—34
- Raisin G W, Mitchell D S. 1995. The use of wetlands for the control of non-point source pollution [J]. Wat Sci Tech, 32(3): 177—186
- Sakadevan K, Bovar H J. 1999. Nutrient removal mechanisms in constructed wetlands and sustainable water management [J]. Wat Sci Tech, 40(2): 121—128
- Scholes L, Shutes R B E, Revitt D M, *et al*. 1998. The treatment of

- metals in urban runoff by constructed wetlands [J]. *The Science of the Total Environment*, 214: 211—219
- State Environmental Protection Administration of China. 2002. Standard methods for testing water and wastewater (the 4<sup>th</sup> edition) [M]. Beijing: China Environmental Science Press (in Chinese)
- Tang Y P, Mi R L. 1992. Study on Treatment of Municipal Wastewater with Reed Wetland [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 10 (2): 1—5 (in Chinese)
- Vrhovsek K D. 1996. Constructed wetland for industrial wasted water treatment [J]. *Wat Res*, 30: 2287—2292 (in Chinese)
- Wang J S, Qin H. 2005. Constructed Wetland at High Hydraulic Loading for Eutrophic Lake Water Treatment [J]. *China Water & Wastewater*, 21 (1): 1—4 (in Chinese)
- Xue Y, Zhang X, Li X D *et al*. 2003. Storm-water pollution control using zeolite nitrogen absorption system [J]. *Journal of Tsinghua University (Science and Technology)*, 43 (6): 854—857 (in Chinese)
- 中文参考文献:
- 安树青. 2003. 湿地生态工程—湿地资源利用与保护的优化模式 [M]. 北京: 化学工业出版社
- 白晓慧, 王宝贞, 余敏, 等. 1999. 人工湿地污水处理技术及其发展应用 [J]. *哈尔滨建筑大学学报*, 32 (6): 88—32
- 龚琴红, 田光明, 吴坚阳, 等. 2004. 垂直流湿地处理低浓度生活污水的水力负荷 [J]. *中国环境科学*, 24 (3): 275—279
- 国家环境保护总局. 2002. 水和废水监测分析方法 (第四版) [M]. 北京: 中国环境科学出版社
- 贺锋, 吴振斌, 付贵萍, 等. 1999. 复合构建湿地运行初期理化性质及氮的变化 [J]. *长江流域资源与环境*, 11 (3): 279—283
- 何亚丽, 朱伟萍. 2003. 利用人工湿地处理小区污水的技术研究 [J]. *许昌学院学报*, 22 (2): 49—50
- 刘红, 代明利, 欧阳威, 等. 2003. 潜流人工湿地改善官厅水库水质试验研究 [J]. *中国环境科学*, 23 (5): 462—466
- 唐运平, 米瑞兰. 1992. 芦苇湿地滤床处理城市污水的研究 [J]. *环境工程*, 10 (2): 1—5
- 汪俊三, 覃环. 2005. 高水力负荷人工湿地处理富营养化湖水 [J]. *中国给水排水*, 21 (1): 1—4
- 薛玉, 张旭, 李旭东, 等. 2003. 复合沸石吸氮系统控制暴雨径流污染 [J]. *清华大学学报 (自然科学版)*, 43 (6): 854—857