

潜流人工湿地中氮磷污染物净化的分层效应研究

刘树元^{1,2}, 阎百兴^{1*}, 王莉霞¹

(1. 中国科学院东北地理与农业生态研究所湿地生态与环境重点实验室, 长春 130012; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要:选定芦苇、小叶章为湿地植物, 土壤、炉渣为基质, 构建3个小型潜流人工湿地系统, 通过间歇运行方式, 考察了模拟系统上层、下层中N、P和pH值等指标的变化。结果表明, 当水力停留时间为10 d时, 小叶章和芦苇湿地上层总氮的去除负荷分别为 $0.771 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ 和 $1.481 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, 分别是下层的1.15倍和1.31倍; 小叶章和芦苇湿地上层溶解性总磷的去除负荷分别为 $1.655 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ 和 $6.838 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, 分别是下层的1.13倍和1.28倍, 湿地系统上层N、P净化能力高于下层。湿地系统pH值具有规律性变化趋势, 以土壤-炉渣为基质的湿地上层pH值小于下层, 以土壤为基质的湿地上层pH值大于下层, 系统具有良好的缓冲能力。pH值先升高后降低的拐点可作为 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 反应结束的指示参数。

关键词:人工湿地; 分层效应; 去除负荷; 去除率; pH

中图分类号:X173 **文献标识码:**A **文章编号:**0250-3301(2011)03-0723-06

Segregation Effect of Purification for Nitrogen and Phosphate Pollution in the Subsurface Flow Constructed Wetlands

LIU Shu-yuan^{1,2}, YAN Bai-xing¹, WANG Li-xia¹

(1. Key Laboratory of Wetland Ecology and Environment, Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun 130012, China; 2. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Three minitype subsurface-horizontal flow constructed wetlands planted with *Calamagrostis angustifolia* and *Phragmites australis* and filled with soil and slag were used to investigate the N, P and pH for upper layer and underlayer wetland system by intermission operation. Results demonstrated that TN removal rates in the superstratum of *Calamagrostis angustifolia* and *Phragmites australis* wetlands were $0.771 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, $1.481 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ with 10 days of the hydraulic retention, which were 1.15 and 1.31 times higher than that of underlayer wetland systems, respectively. Simultaneity, TP removal rates in the superstratum of *Calamagrostis angustifolia* and *Phragmites australis* wetlands were $1.655 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, $6.838 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, respectively, which were 1.13 and 1.28 times higher than that of underlayer wetland systems, respectively. The purification ability of upper layer in the wetland system was higher than that of underlayer. A regular trend of pH changes and upstanding buffer ability of wetland system were found. The pH values in the upper layer of soil-slag wetlands were smaller than that of underlayer which was contrary to the soil wetland. The break-point of pH curve indicates the termination of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ reaction in constructed wetland.

Key words: constructed wetland; segregation effect; removal rate; removal efficiency; pH

近年来, 污染物去除的研究重点已由重金属、有机污染物向N、P污染物转移^[1]。人工湿地(constructed wetland)作为一种新型N、P污染物生态处理技术, 与传统的污水处理方法相比, 是一种高效、低成本的生态处理系统, 故被广泛用于城市生活污水、工农业生产废水的净化处理^[2,3]。潜流人工湿地相对于表面流人工湿地具有污染物处理效能高、保证环境卫生、易于进行植物种植等优点, 因此已成为非点源污水的重要处理方法^[4,5]。

研究人工湿地生态系统中N、P污染物的沿程变化对于认识湿地系统净化污染物的能力, 进而在湿地系统构建过程中, 适当合理地配置湿地的外部尺寸, 减少湿地的基建成本有着重要意义。国内外有关这方面的研究报道较多。但是, 在各种有关人工湿

地的研究报道中, 人工湿地生态系统中N、P污染物垂直方向的变化关注度较少。在各种研究报道中, 作为研究对象的人工湿地深度从0.35~1.1 m, 没有统一的深度标准^[6~8]。事实上, 由于湿地生态系统植物、基质和微生物的物理、化学和生物作用的影响, 湿地生态系统具有特殊的结构和功能, 表现在N、P污染物在湿地系统中垂直方向上的变化具有明显的“分层”效应^[9]。因此, 深入考察人工湿地生态系统的分层变化, 对探究人工湿地对N和P的去除机制、工程设计及实际应用具有重要意义。考察人工湿

收稿日期: 2010-03-18; 修订日期: 2010-05-31

基金项目: 中国科学院知识创新工程项目(KZCX2-YW-Q06-03); 国家自然科学基金项目(40901128)

作者简介: 刘树元(1971~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为水环境污染与防治, E-mail: lxmxm521@163.com

* 通讯联系人, E-mail: yanbx@neigae.ac.cn

地营养物质在垂直深度的变化,有助于明晰净化氮磷等营养物质的影响因素,明确植物、基质和微生物等在人工湿地中的贡献以及相互关系,有利于在提高湿地系统处理效能的同时节约湿地规模化应用的建设成本.

为此,本试验采用技术比较成熟的潜流人工湿地系统,在人工湿地系统经过初期的安装启动后,以农田退水作为湿地系统的进水,利用间歇运行方式,通过考察湿地系统上、下层 N、P 污染物等指标的动态变化,探讨潜流人工湿地系统在垂直方向上的分层效应,以期为人工湿地的设计提供理论依据.

1 材料与方法

1.1 试验用原水

采用中国科学院三江平原试验站试验场内池塘储水作为试验用原水.该池塘以大气降水及地下水作为补给水源,不含其他污染物质,不会对实验产生其他不利影响.原水水质指标如下:pH 值为 8.24, COD 为 32 ~ 45 mg/L, TN 为 0.885 mg/L, TP 为 0.066 mg/L, $PO_4^{3-}-P$ 为 0.055 mg/L, $NO_3^{-}-N$ 为 0.588 mg/L, $NH_4^{+}-N$ 为 0.125 mg/L.

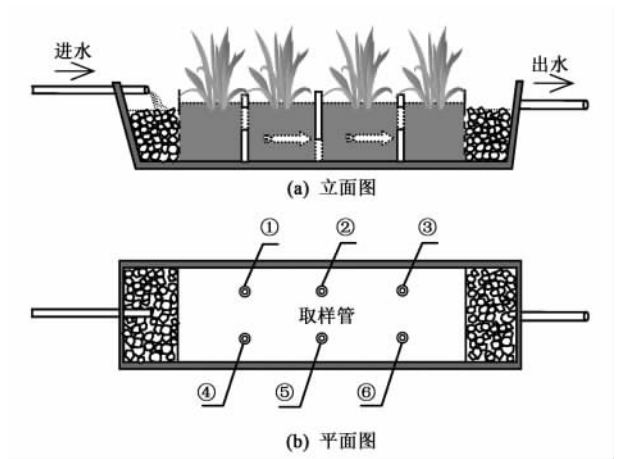
1.2 湿地植物和基质的选取

2009 年 5 月,按照适用性、实用性、经济性及易得性的选择原则,在三江平原当地采集炉渣,炉渣过筛后粒径为 5 ~ 20 mm.从自然湿地上层采集土壤,经晾晒、过筛、均匀搅拌后作为人工湿地模拟装置的基质备用.选取并采集三江平原典型湿地植物——芦苇(*Phragmites australis*)和小叶章(*Calamagrostis angustifolia*)作为人工湿地试验装置的植物.其中,芦苇的栽种方法为向试验装置中植入带有芽苞的植物根,而小叶章则取带有 5 ~ 10 cm 土壤的原状土直接移入试验装置中.

1.3 人工湿地的构建

采用潜流型人工湿地系统,试验装置如图 1 所示,每套装置的箱体材料均为 PVC,单个箱体长 2.0 m,宽 0.5 m,深 0.65 m,基质深度 0.5 m,有效水深 0.4 m.每个系统分为进水段(0.2 m)、处理段(1.6 m)、出水段(0.2 m).进水经过粒径 30 ~ 50 mm 砾石布水区进入湿地填料床.出水经穿孔板进入粒径 30 ~ 50 mm 砾石收水区,流出湿地系统.

如表 1 所示,共设计 3 套试验装置,植物分别选定为芦苇和小叶章,小叶章栽种密度为 45 株·m⁻²,芦苇栽种密度为 25 株·m⁻².基质选定为 4 ~ 8 mm 粒径的煤渣以及土壤,系统内植物和基质的布置如



①、②、③为上层取样管;④、⑤、⑥为下层取样管

图 1 人工湿地模拟装置示意

Fig. 1 Scheme of constructed wetland

表 1 所示,其中, W1 和 W2 为试验装置, W3 为模拟自然湿地的对照装置. 布设场地选定在中国科学院三江平原试验站试验场,启动期间以试验用原水培养,日均换水 100 L. 湿地植物生长至 7 月中旬基本布满整个池子.

表 1 人工湿地的布置

Table 1 Configuration of constructed wetlands

编号	湿地类型	植物	基质	
			表层 (15 cm 厚)	底层 (35 cm 厚)
W1	小叶章-土壤-炉渣	小叶章	土壤	炉渣
W2	芦苇-土壤-炉渣	芦苇	土壤	炉渣
W3	芦苇-土壤	芦苇	土壤	土壤

1.4 试验设计

2009 年 7 月初至 9 月下旬,根据实地调查和文献资料^[10,11],模拟农田退水水质配置湿地系统进水,进水氮素以 NH_4NO_3 (分析纯) 配制,磷素以 $NaH_2PO_4 \cdot 2H_2O$ (分析纯) 配制.根据进水氮磷浓度的不同试验共进行 4 个周期,每个周期人工湿地系统的分层效应表现出了相似规律,因此仅以 8 月 18 日~9 月 4 日的第 3 周期试验为例进行说明.8 月 20 日进水后,实测系统进水水质 TN 为 61.65 mg/L, $NO_3^{-}-N$ 为 31.24 mg/L, $NH_4^{+}-N$ 为 29.46 mg/L, DTP 为 10.28 mg/L, $PO_4^{3-}-P$ 为 10.15 mg/L.采用间歇运行方式:落干(2 d)→瞬时进水→净化试验(10 d)→瞬时出水.试验期间, W1、W2 和 W3 的进水量分别为 148.5 L、148.5 L 和 66 L,以原水保持因植物蒸腾作用而下降的人工湿地试验装置水位,每隔 24 h 补水 20 L 左右,一次性由进水段汇入装置内部.

1.5 水样的采集及分析

水样采集:湿地中的上、下层水样从湿地上表面采用虹吸法利用取样管抽取,上层定义为距土壤基质表层下 20 cm 处,下层定义为距土壤基质表层 35 cm处。取样管为各自在上下部位穿孔的 PVC 管,埋入系统基质中。如图 1 所示,汲取系统上层水样的穿孔管开孔部分中心部位距基质表层 20 cm,汲取系统下层水样的穿孔管开孔部分中心部位距 PVC 槽底部 15 cm,开孔部分总长度 20 cm。pH 值每日按照固定时间测定,水样采样频次按照停留时间分别设定为 1 d(8 月 22 日)、4 d(8 月 25 日)、7 d(8 月 28 日)、10 d(8 月 31 日),每池每次采集上、下层水样各 3 个,在取样前首先将取样管中原有的水抽干 2 次,除去管内原有积水,然后取样测定。

分析方法:各指标均采用文献[12]中方法进行测定,其中 NO_3^- -N 采用紫外分光光度法测定; NO_2^- -N 采用 *N*-(1-萘基)-乙二胺光度法测定; NH_4^+ -N 采用纳氏试剂分光光度法测定;TN 采用过硫酸钾氧化-紫外分光光度法测定;TP 采用过硫酸

钾氧化-钼锑抗比色法测定; PO_4^{3-} -P 采用钼锑抗比色法测定;pH 值采用精密 pH 计测定。试验结果以其平均值来表示,试验误差控制在 10% 以内。

2 结果与讨论

2.1 人工湿地系统 N 去除能力的分层效应

运行周期内土壤-炉渣人工湿地系统(W1 和 W2)TN、 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 与 TP 的去除效率随停留时间的变化见图 2。由图 2(a)~2(c)可见,湿地系统上下层中各种污染物的去除效率均随着停留时间的延长而增加。由图 2 可见,在本试验中,至 7 d 时,小叶章湿地上层的 TN 去除负荷(平均值,下同)为 $0.771 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$,降解速率为 $5.731 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$,分别是下层的 1.15 倍和 1.23 倍;而芦苇湿地的 TN 去除负荷为 $1.481 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$,降解速率为 $8.789 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$,分别是下层的 1.31 倍和 1.47 倍;W1 的氮素净化效能要低于 W2,两湿地系统上层氮素净化效能均高于下层($p < 0.05$)。

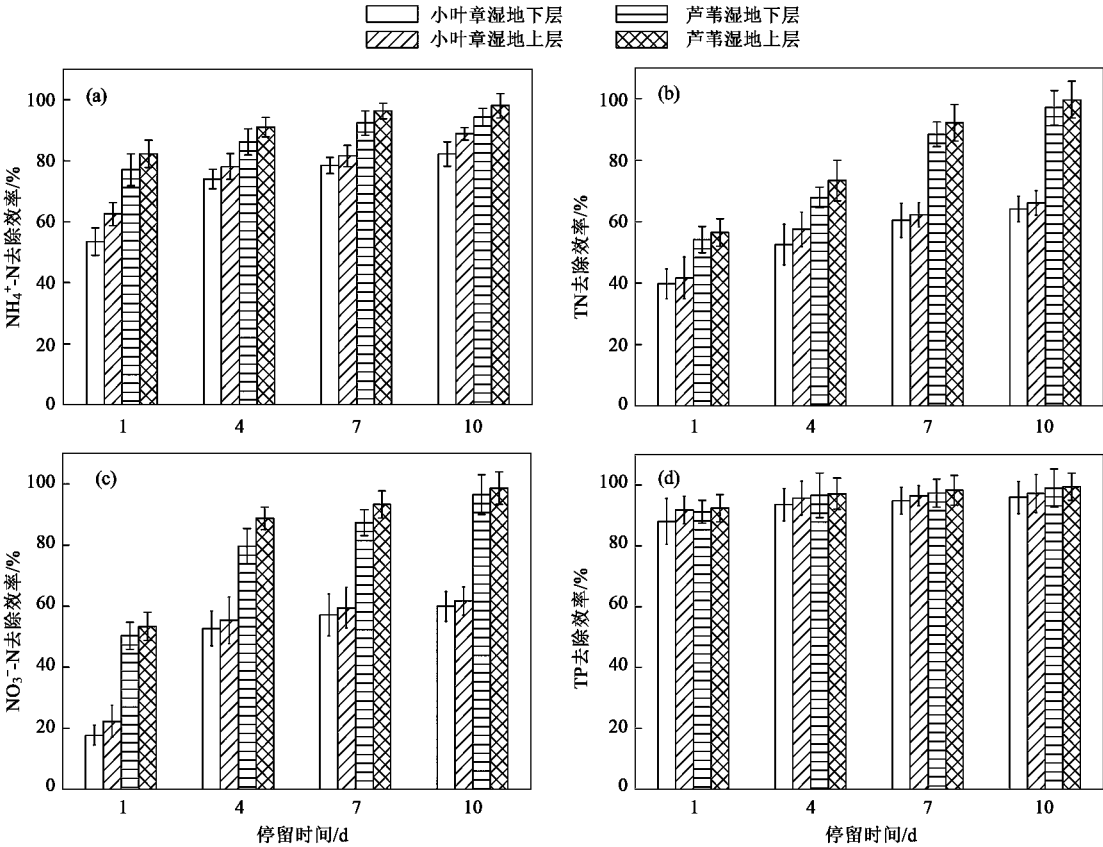


图 2 运行周期内 W1 和 W2 中 TN、 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 与 TP 的去除效率随停留时间的变化

Fig.2 Removal efficiencies of TN, NH_4^+ -N, NO_3^- -N and TP in W1 and W2 during experimental cycle

基质整体均一的湿地上层氮素的净化能力高于下层主要与上层湿地植物根系的作用有关。根据 Kichuth 的根区理论,植物根系的释氧,使其周围的根际微环境依次出现好氧、缺氧和厌氧状态,这是水平潜流型人工湿地脱氮的重要机制之一。由于湿地系统的上层为植物根系富集区,植物不但通过自身的生物代谢活动吸收污染物质,而且通过根系的生命活动为微生物生长繁殖以及氮素的硝化反硝化提供微环境。因此,富集了植物根系的系统上层的氮素净化能力高于系统下层。不同植物种类在营养吸收能力、根系分布深度、氧气释放量、生物量和抗逆性方面存在的差异,因而对污染物的净化作用各异。湿地植物芦苇根系发达,并具有中空的特殊结构,这是导致 W1 的污染物去除效率低于 W2 的主要原因。

在人工湿地植物选定后,系统的基质本身以及基质为微生物生命活动提供的微环境成为影响湿地系统除氮效能的决定因素。由于炉渣基质具有的特殊多孔结构,为微生物的生长繁殖创造了良好的生长环境,同时为微生物与水体氮素接触提供场所。生物膜可附着于炉渣表面,而污水可通过渗透和扩散作用与微生物接触。炉渣的多孔结构同时有利于空气进入湿地内部,提升系统的复氧能力,为系统硝化作用提供条件。

试验观察中发现,作为对照系统的 W3 对于 N 的去除没有表现出明显的分层效应。可能的原因是由于土壤作为人工湿地基质的低渗透性,导致 N 素在系统内的污染负荷过低、停留时间过短,因此分层效应表现不明显。

2.2 人工湿地系统内 P 去除能力的分层效应

由图 2(d) 可知, W1 和 W2 湿地系统的上层 TP 去除效率高于下层。本试验中,至 7 d 时,小叶章湿地上层的 TP 去除负荷为 $1.655 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$,降解速率为 $6.838 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$,分别是下层的 1.13 倍和 1.15 倍;而芦苇湿地的 TP 去除负荷为 $2.653 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$,降解速率为 $9.789 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$,分别是下层的 1.28 倍和 1.39 倍;两湿地系统上层磷素净化效能均高于下层 ($p < 0.05$)。

人工湿地对磷的去除是通过植物吸收、微生物的净化作用和基质吸附过滤等几方面的途径共同作用完成的。N 和 P 一样,都是植物的必需元素,污水中的无机磷在植物的吸收和同化作用下,被合成 ATP 等有机成分,利用于植物的生长。微生物对 P 的去除作用包括微生物对磷的正常吸收和过量积

累,湿地系统中的填料对磷的吸附及与磷酸根离子的反应,也对污水中磷的去除起到了重要作用。由于湿地系统上层为植物根系的富集区,植物吸收作用、微生物净化作用活跃,在基质均一的情况下,湿地系统上层的磷素净化能力要高于下层。对磷的吸附是潜流人工湿地系统早期运行中除磷的重要途径,基质的吸附活动一般在数小时内即基本完成。但是随着基质的吸附趋于饱和,此途径的除磷能力将大幅度降低,甚至还有释放现象,所以人工湿地基质选取的适当与否也是影响人工湿地系统使用寿命的关键因素之一。土壤因其较小的粒径,较大的比表面积,成为磷去除的优良吸附基质;同样,煤炭经高温烧结后的炉渣,形貌发生改变,表面及内部形成了多孔结构,比表面积增大,非常有利于磷素的吸附。所以土壤和炉渣作为人工湿地的基质除磷效率较高。

与对 N 的去除相仿,对照系统 W3 中对于 P 的去除分层效应同样不明显。由于土壤的低渗透性,进入 W3 的 P 要显著少于 W1 和 W2,同时,土壤对于 P 的吸收速率较快,在数十分钟内即可达到饱和和吸附量。上述两方面的共同作用,导致土壤吸附成为 W3 中 P 去除的决定因素。因此在 24 h 后的取样不会反映 W3 的明显分层效应。

2.3 人工湿地系统内上下层 pH 的变化

在试验运行周期内人工湿地系统上下层 pH 值的变化如图 3 所示。

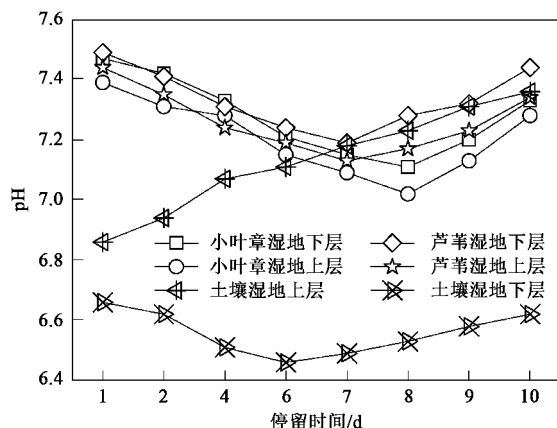


图 3 湿地系统 pH 随停留时间的变化

Fig. 3 Variations of pH in experimental cycle

由图 3 可看出:①虽然进水 pH 值较高 (pH 为 7.5~8.5),但是各系统内 pH 却能维持在相对稳定的范围内,一般在 6~8 之间;且芦苇-土壤人工湿地系统 W3 的 pH 值小于土壤-炉渣人工湿地系统 W1 和 W2 ($p < 0.05$);②不同基质的人工湿地系统表

现出了不同的 pH 值变化规律. W1 和 W2 的上层 pH 值总是小于下层,而 W3 上层 pH 值总是大于下层($p < 0.05$);③人工湿地的 pH 值在运行过程中表现出了规律性的变化.随着运行时间的延长,炉渣人工湿地(W1 和 W2)的上层 pH 值、湿地的上下层 pH 都随着运行时间的延长而逐渐降低,当降低到最低点后又开始升高,即出现 pH 值拐点,而 W3 只有上层出现 pH 值拐点.

湿地系统的 pH 值变化规律与 NH_4^+ -N 的氧化反应密切相关^[13],由于整个湿地系统的进水是以 NH_4NO_3 配置的,所以进水中大量的 NH_4^+ -N.在湿地系统的 NH_4^+ -N 耗尽前, NH_4^+ -N 的氧化反应使 pH 值持续下降,整体反应以亚硝酸化为主导,而且由于湿地植物根系的输氧以及与大气的空气交换作用,这种作用主要发生在湿地系统的上层.而当 NH_4^+ -N 消耗完毕后,逸散作用开始占主导地位,pH 值开始缓慢上升,因此可以用 pH 值变化过程中出现的拐点作为人工湿地系统 NH_4^+ -N 反应结束的指示指标.

本试验中,在同样运行条件下,湿地系统上、下层之间的不同主要在于:与大气的接触面积、植物根系的富集程度、基质的种类和分布、以及由上述原因导致的复氧能力的差异.潜流人工湿地上层没有水体覆盖,因此有更多与空气接触的可能,同时由于芦苇的根系主要富集在湿地系统的上层以及植物通过叶、茎一直到根的氧传输,都会使上层好氧环境显著多于下层,而随着深度的增加,由于水体及基质的覆盖,缺氧及厌氧环境也将大大增加;因此,湿地系统的硝化作用、 NH_4^+ -N 的氧化反应主要集中在湿地系统的上层,有研究表明在硝化过程中需要消耗大量的碱度,1 mg 氨氮被氧化大约需要消耗 8.64 mg HCO_3^- ^[14].而植物的新陈代谢活动——光合作用和呼吸作用,将直接影响湿地系统的 pH 值.植物夜间呼吸作用主要从大气中吸收 O_2 ,向水体中释放部分 CO_2 ,其白天的光合作用所吸收的 CO_2 又来自大气环境,这势必使废水中溶解的 CO_2 增加^[15],导致上层的 pH 值也相应地降低了.研究表明,土壤具有优良的缓冲能力^[16,17].通过图 3 的对比亦可看出,同样进水,以土壤为基质的湿地系统 W3 的 pH 值明显小于主要以炉渣为基质的人工湿地 W1 和 W2.说明作为人工湿地的基质,土壤的缓冲能力要高于炉渣.由于各个湿地系统上层覆盖土壤,因此其对于上层 pH 值的影响也是导致上层与底层 pH 值出现差异的原因之一.

W3 在 pH 值方面表现的不同于 W1 和 W2 的异常变化,可能是由于土壤基质的水通量以及在此影响下的进水方式引起的.试验中观察发现,W3 在进水槽导入氮磷进水后,在整个试验阶段(10 d)只有在 24 h 后才能在出水槽看到水体渗透的现象,同时,进水量为 $41.25 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2}$,只有 W1 和 W2 进水量($145.5 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2}$)的 28.6%.W3 进水经进水槽后从底部进入湿地系统,由于土壤基质的渗透性能较差,进水量较小,污染负荷较低,导致系统中底部土壤水中 NH_4^+ -N 浓度要低于上部基质中的浓度,所以在 24 h 内(即第 1 次取样测定前),上层 NH_4^+ -N 的氨氧化反应即已完成,因此在整个反应周期内上层 pH 不断升高,而底部 pH 值的变化与 W1 和 W2 变化趋同,只是发生 pH 变化曲线拐点相对提前,具体原因是由于 NH_4^+ -N 的氨氧化反应提前完成所致.从而亦导致基质底部的 pH 值要小于上部,与 W1 和 W2 上下层 pH 变化趋势不同.

3 结论

(1) 湿地系统上层硝化反硝化、 NH_4^+ -N 的氧化反应活跃,富集了植物根系的湿地上层氮素的处理效能显著高于湿地下层,植物根系对于 TN 、 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 的净化效能均产生影响,成为影响湿地分层效应的主要因素,在本试验条件下,湿地系统上层 TN 去除负荷是下层的 1.15 ~ 1.31 倍.芦苇湿地系统较小叶章湿地系统的 N 净化效能为高.

(2) 湿地系统上层的磷素处理能力高于下层,在基质均一的湿地系统中,系统植物根系的直接吸收作用成为上层净化效能高于下层的主要驱动作用.在本试验条件下,湿地系统上层 TP 去除负荷是下层的 1.13 ~ 1.28 倍.芦苇湿地系统 P 净化效能高于小叶章湿地系统.

(3) 湿地系统具有良好的 pH 缓冲能力;湿地系统的 pH 值表现了有规律的变化,土壤-煤渣人工湿地 pH 值上层小于下层,湿地系统的 pH 值变化与系统内部硝化反应、 NH_4^+ -N 的氧化反应密切相关.可以用 pH 值动态变化曲线的拐点作为氨氧化反应的终结指示.

参考文献:

- [1] 刘超翔,胡洪营,张建,等.不同深度人工复合生态床处理农村生活污水的比较[J].环境科学,2003,24(5):92-96.
- [2] 于少鹏,王海霞,万忠娟,等.人工湿地污水处理技术及其在我国发展的现状与前景[J].地理科学进展,2004,23(1):22-29.
- [3] Kohler E A, Poole V L, Reicher Z J, et al. Nutrient, metal, and

pesticide removal during storm and nonstorm events by a constructed wetland on an urban golf course [J]. Ecological Engineering,2004,**23**(4-5) : 285-298.

[4] 张荣社,周琪,张建,等. 潜流构造湿地去除农田排水中氮的研究 [J]. 环境科学,2003,**24**(1) : 113-116.

[5] Holloway T,Levy H,Carmichael G. Transfer of reactive nitrogen in Asia: development and evaluation of a source-receptor model [J]. Atmospheric Environment,2002,**36**(26) : 4251-4264.

[6] 王媛媛,张衍林. 人工湿地的基质及其深度对生活污水中氮磷去除效果的影响 [J]. 农业环境科学学报,2009,**28**(3) : 581-586.

[7] Lin Y F, Jing S R, Lee D Y, *et al.* Nitrate removal from groundwater using constructed wetlands under various hydraulic loading rates [J]. Bioresource Technology, 2008, **99** (16) : 7504-7513.

[8] Zhu N W, An P, Krishnakumar B, *et al.* Effect of plant harvest on methane emission from two constructed wetlands designed for the treatment of wastewater [J]. Journal of Environmental Management,2007,**85**(4) : 936-943.

[9] Wu Y, Chung A, Tam N F Y, *et al.* Constructed mangrove wetland as secondary treatment system for municipal wastewater [J]. Ecological Engineering,2008,**34**(2) : 137-146.

[10] 黑龙江统计局. 黑龙江统计年鉴 [M]. 北京: 中国统计出版社,2007.

[11] 刘兴土,马学慧. 三江平原大面积开荒对自然环境影响及区域生态环境保护 [J]. 地理科学,2000,**20**(1) : 14-19.

[12] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法 [M]. 北京: 中国环境科学出版社,2002.

[13] 张杰,付昆明,曹相生,等. 序批式生物膜 CANON 工艺的运行与温度的影响 [J]. 中国环境科学,2009,**29**(8) : 850-855.

[14] Vymazal J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands [J]. Science of the Total Environment,2007,**380**(1-3) : 48-65.

[15] Janjit I,Su W Y,Jae S R. Nutrient removals by 21 aquatic plants for vertical free surface-flow (VFS) constructed wetland [J]. Ecological Engineering,2007,**29**(3) : 287-293.

[16] 刘伟,尚庆昌. 长春地区不同类型土壤的缓冲性及其影响因素 [J]. 吉林农业大学学报,2001,**23**(3) : 78-82.

[17] 朱晓帆,蒋文举,周励,等. 模拟酸雨对峨眉山土壤缓冲能力与冷杉生长的关系 [J]. 中国环境科学,1998,**18**(1) : 21-24.