doi:10.6041/j.issn.1000-1298.2017.05.029

河岸渗滤系统净化再生水效果试验研究

潘维艳[1,2]　普薇如[1,2]　黄权中[1,2]　黄冠华[1,2]

(1. 中国农业大学中国-以色列国际农业研究培训中心, 北京 100083;
2. 中国农业大学中国农业水问题研究中心, 北京 100083)

摘要: 以北京市清河再生水厂出水为研究对象,构建 100 cm 土柱模拟河岸渗滤系统,研究长周期供水条件下,持续淹水与交替淹水落干 2 种补水方式下渗滤系统对再生水中有机物和总氮(TN)的净化效果及系统稳定性。通过 3 年的试验研究发现,持续淹水与交替淹水落干补水方式下,渗滤系统对再生水中有机物的平均去除率分别为 40.5% 和 50.8%,交替淹水落干补水方式对有机物去除效果略优于持续淹水的情况。有机物的去除主要发生在溶解氧浓度较高、微生物数量最多的上部 0 ~ 40 cm 土层范围内。2 种补水条件下渗滤系统对有机物的去除率在年际间变化不大,系统净化性能稳定。2 种补水方式下渗滤系统对 TN 的平均去除率分别为 31.2% 和 80.7%,交替淹水落干补水方式对 TN 的去除效果明显优于持续淹水的情况。2 种补水条件下渗滤系统对 TN 的去除率逐年增大,系统净化性能随时间呈增强趋势。试验期间,水温在 15 ~ 31℃范围内变化时,2 种渗滤系统对 TN 的去除率随温度的增大呈指数或对数趋势增加,当温度在 30℃以上时,交替淹水落干补水方式下系统对 TN 的去除率最高可达 90% 以上。再生水经过河岸渗滤系统后,总氮和有机物能够得到有效的去除,再生水回补河湖对地下水污染的风险大幅降低。

关键词: 再生水; 河岸渗滤系统; 净化; 有机物; 总氮; 水力条件; 温度

中图分类号: S273　　**文献标识码**: A　　**文章编号**: 1000-1298(2017)05-0237-07

Experiment on Purification of Reclaimed Water by Simulated Riverbank Filtration System

PAN Weiyan[1,2]　PU Weiru[1,2]　HUANG Quanzhong[1,2]　HUANG Guanhua[1,2]

(1. *Chinese - Israeli International Center for Research and Training in Agriculture, China Agricultural University, Beijing* 100083, *China*
2. *Center for Agricultural Water Research in China, China Agricultural University, Beijing* 100083, *China*)

Abstract: Aiming to study the long-term efficiency and performance of chemical oxygen demand (COD) and total nitrogen (TN) removal in riverbank filtration system under different hydraulic conditions, a long term simulated riverbank filtration system was built by using soil columns supplied with reclaimed water from Qinghe reclaimed wastewater treatment plant. The results showed that the system was effective in removing COD, the average removal rates of COD under continuous wetting condition and wetting/drying condition were 40.5% and 50.8%, respectively, over three-year period. COD removal primarily occurred at the upper part of the soil column (0 ~ 40 cm), where there was high dissolved oxygen content and a large amount of microorganism. The removal performance of COD was improved in the wetting/drying column with relatively higher dissolved oxygen (DO) concentration under the unsaturated condition. And performance for the annual average COD removal kept stable under both conditions. The much higher removal rate of TN was obtained under the wetting/drying condition (80.7%) than that under the saturated condition (31.2%). Performance for TN removal under both conditions was increased gradually year by year. Temperature was one of the impact factors for TN removal in riverbank filtration system. The results showed that the removal rate of TN was increased exponentially under continuous wetting condition and increased logarithmically under wetting/drying condition with the temperature ranging from 15℃ to 31℃, respectively. The TN removal efficiency could reach higher than

收稿日期: 2016 - 09 - 09　修回日期: 2016 - 10 - 14

基金项目: 国家自然科学基金项目(51379209、51079149)

作者简介: 潘维艳(1987—),女,博士生,主要从事水环境保护与治理研究,E-mail: weiyanpan@126.com

通信作者: 黄权中(1974—),男,副教授,博士,主要从事水土环境响应和水分溶质迁移模拟研究,E-mail: huangqzh@cau.edu.cn

90% as the temperature was higher than 30℃. The results can provide important information and basis for reclaimed water reuse for rivers and lakes.

Key words: reclaimed water; river bank filtration system; purification; organic matter; total nitrogen; hydraulic condition; temperature

引言

河岸渗滤是指在河水补给地下水时,河水中的污染物经河床沉积物的渗滤后进入两岸抽水井或地下水的过程[1]。该过程中,沉积层的过滤、生物降解、吸附、沉淀以及地下水混合稀释等作用可以使污染物浓度发生变化[2]。作为天然过滤器,河岸渗滤被认为是一种经济、高效的水质净化技术[3-4]。研究表明河水经过河岸渗滤系统后,水质能够得到一定程度的改善[5-7]。

在渗滤系统中,有机物的去除主要包括吸附和生物降解两种机制,吸附作用主要是将有机物暂时截留在土壤中,当吸附达到饱和后,吸附作用减弱,属于短期行为。而被截留在土壤中的有机物能使土壤或污水中自然存在的微生物增殖,增殖后的微生物形成菌胶团和大量真菌菌丝组成的生物膜。生物膜在降解有机物的同时,发生新陈代谢而不断更新,使土壤剖面的好氧条件和过滤、截留容量不断地得以恢复,能长期稳定地保持对有机物的去除作用。生物降解可以在需氧、厌氧以及缺氧条件下进行。渗滤系统对有机物的去除效果受土壤质地、氧化还原条件、水力条件以及微生物等多种因素的影响。粗质砂渗滤系统可以促进入渗速率,但不利于污染物的去除,而如果渗滤介质粘土含量过高则不利于入渗[8],因此渗滤系统多选用细砂、壤质砂土以及砂质壤土。ESSANDOH 等[9]试验发现,非饱和条件下土柱系统对有机物的去除要比饱和条件下高。而 ABEL[8]发现溶解性有机物的去除效果不受水力负荷的影响。田光明[10]通过人工土渗滤试验发现,有机物的生物降解是以好氧生物降解为主,而且渗滤系统中好氧菌数始终比厌氧菌数大 1~2 个数量级。渗滤系统中 TN 的去除首先需要充分的硝化作用,但如果不发生反硝化作用,N_2O^-、NO_3^- 等则会继续停留在溶液中并随着水分的运移而迁移,因此,渗滤系统中的氮素主要通过硝化和反硝化作用最终生成 N_2 或 N_2O 得以去除[11-12]。渗滤系统中反硝化作用过程通常受反硝化微生物、温度、土壤质地、碳源以及碳氮比等的影响。传统观念认为,反硝化只有在厌氧条件下发生,而 ESSANDOH 等[9]和 LUDWIG 等[13]发现土柱系统中有溶解氧存在时,NO_3^- 也可以充当电子受体,经过反硝化作用转化成 NO_2-N 和 NO 等低价氮。研究还发现,如果缺少碳源则会导致反硝化速率下降,TN 去除减弱[14]。

在我国,再生水回补河湖已成为解决景观水体水资源匮乏及水环境污染的重要途径之一[15]。我国再生水厂出水水质大部分达到地表 IV 类水质标准,基本满足公园水系水质要求。但再生水中仍有部分污染物如氮、有机物、磷等残留[16-18],再生水经过河岸渗滤进入地下水后,残留的污染物仍有可能对河湖附近地下水造成污染。而目前我国关于再生水在河岸渗滤系统中净化效果的研究尚不多见。随着再生水河湖回用规模的不断扩大,开展河岸渗滤系统对再生水的净化效果及长期补水条件下系统的稳定性研究具有十分重要的意义。综合来看,河岸渗滤系统的净化效果受诸多因素影响,包括水力条件、土质、土壤有机质含量以及系统中的氧化还原环境等。考虑到野外试验条件受不可控因素的影响,本文采用土柱模拟河岸渗滤系统,以清河再生水厂出水为试验用水,探讨长周期试验条件下,河岸渗滤系统在 2 种不同补水方式下对再生水中有机物和 TN 的净化效果,同时考虑温度对河岸渗滤系统再生水净化效率的影响。

1 材料和方法

1.1 河岸渗滤系统

室内土柱模拟的河岸渗滤系统简称土柱渗滤系统,由供水装置和渗滤系统 2 部分组成,如图 1 所示。试验设置的 2 组土柱渗滤系统具有相同的供水装置和渗滤系统。供水装置包括蓄水箱、蠕动泵和马氏瓶,通过马氏瓶直接向渗滤系统供水。渗滤系统使用有机玻璃柱,柱高 115 cm、直径 20 cm。土柱填装前,在底部预先装 2~3 cm 厚石英砂作为过滤层,以便于排水。土柱填土深 100 cm,填装过程中,层间打毛、夯实,使密度均匀,避免形成明显的层间界面。土柱表面放置石英砂,防止进水冲刷。沿土柱剖面设置 6 处分层取样孔,分别为自土表面以下 20、40、50、60、70、90 cm 处(图 1),多孔陶土头埋设在土柱中心;并在底部 100 cm 处安装出水口以采集底层出水。通过自制的 DLS 土壤采集器(由多孔陶土头、采样瓶和抽水泵组成)采集分层水。用 PVC 遮光布将蓄水箱、土柱渗滤系统、马氏瓶及采样瓶进行避光处理,以避免光解作用并抑制藻类生长。

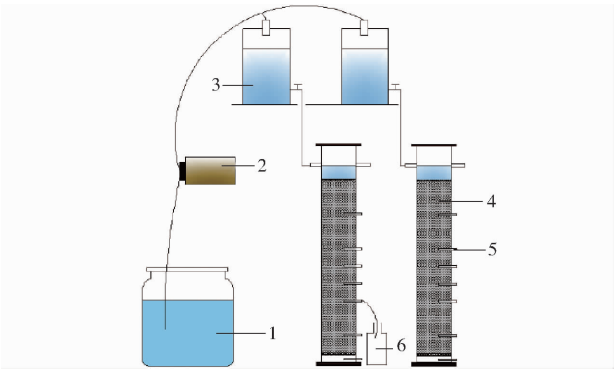

图 1　试验装置图

Fig. 1　Schematic of experiment setup

1. 蓄水箱　2. 蠕动泵　3. 马氏瓶　4. 有机玻璃柱　5. 分层采样器　6. 取样瓶

1.2　渗滤介质

选用粉砂壤土作为渗滤介质。土壤的物理化学性质如表 1 所示。土壤粒径组成采用马尔文激光粒度分析仪(Mastersizer 2000 型,英国)测定,土壤容重采用环刀法测定,有机质采用完全湿烧法测定[19]。

1.3　再生水水质指标

试验用再生水定期取自北京市清河再生水厂,室温条件下置于塑料桶中加盖避光储存。试验用再生水水质在试验期间呈现动态变化,这是由于不同时期取自再生水厂的再生水本底值有所差异;同时室温条件下,水温随环境仍有变化,影响再生水中微生物和藻类的生长繁殖。再生水的水质指标情况和分析方法见表 2。

表 1　土壤的物理化学性质

Tab. 1　Physical and chemical properties of test soil

土层深度/cm	干容重/($g \cdot cm^{-3}$)	土壤粒径组成(质量分数)/%			有机质含量/($g \cdot kg^{-1}$)
		粘粒	粉粒	砂粒	
0 ~ 5	1.57	7.87	56.82	35.31	12.42
5 ~ 15	1.57	8.42	56.50	35.08	8.30
15 ~ 35	1.48	11.36	60.72	27.92	4.82
35 ~ 55	1.55	16.44	71.95	11.61	6.39
55 ~ 75	1.54	13.50	67.84	18.66	5.42
75 ~ 95	1.50	13.97	66.42	19.61	2.65

表 2　再生水水质指标浓度和分析方法

Tab. 2　Concentrations of reclaimed water quality parameters and analysis methods

水质参数	浓度范围/($mg \cdot L^{-1}$)	浓度均值/($mg \cdot L^{-1}$)	分析方法
生物需氧量(BOD_5)	1.00 ~ 4.70	2.70	接种法(HJ 505—2009)
化学需氧量(COD)	15.50 ~ 25.90	19.30	重铬酸钾法(GB 11914—1989)
氨态氮(NH_4^+-N)	0.10 ~ 0.30	0.20	纳氏试剂比色法(GB 7479—1987)
硝态氮(NO_3^--N)	10.62 ~ 16.80	15.50	酚二磺分光光度法(GB/T 7480—1987)
总磷(TP)	0.02 ~ 0.18	0.10	钼酸铵分光光度法(GB/T 11893—1989)
总氮(TN)	11.50 ~ 18.85	17.30	碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法(GB/T 11894—1989)

1.4　试验过程

土柱渗滤系统构建完成后,为降低待测溶质的本底浓度,稳定孔隙结构和渗透速率,首先将土柱自下而上饱和至土柱上部形成水头,以排出土柱内气体;当顶部水头稳定后,改为自上而下进水,用去离子水对土柱进行清洗,清洗大约 21 d 至土柱底层出水浓度已降低至等于或低于检测下限并稳定后,瞬时换为再生水。在不同补水方式下开始生化培养,进行自然挂膜,正式开始渗滤试验。试验设置 2 组处理,分别记为 C1、C2,采用不同的再生水补水方式。C1 采用定水头持续淹水方式补水,水头保持 8 cm;C2 采用 2 d 淹水/5 d 落干的交替淹水落干方式补水,以 7 d 为 1 个周期,前 2 d 保持 8 cm 定水头淹水,后 5 d 落干,落干期间土柱顶端停水并保持土壤表面通风。在试验初期每 14 d 采集 1 次水样,系统稳定后每 30 d 采集 1 次水样。本文选择 COD 作为检测指标来表征有机物浓度。水样的测试指标包括 COD、TN 和溶解氧浓度,其中溶解氧浓度采用 DO 仪(DO 200 型,美国)进行检测,COD 和 TN 的检测方法见表 2。试验进行近 3 年(2012—2014 年),在试验末期,采集土柱不同深度处的土样进行微生物分析,获得土样中的细菌和真菌数量,微生物计数采用稀释培养计数法[20]。

2　结果与讨论

2.1　土柱中的微生物

在降解有机物的各种生物化学反应过程中,细菌和真菌发挥着主要作用[21-22]。由于微生物种类

复杂,难以全部检测,本研究选择细菌和真菌来表征土柱渗滤系统中的微生物群落特征。试验末期土柱渗滤系统不同深度处每克土中的细菌和真菌的数量见表 3。由表 3 可以看出,随着土柱深度增大,两土柱渗滤系统中细菌数量均呈现整体下降趋势,这与 LIAN 等[22]在饱和土柱中观测到的细菌数量随土层深度自上而下减少的规律相似。而真菌主要分布在表面 0 ~ 10 cm 的土层中,30 cm 以下土层只检测到少量真菌,ATLAS 等[23]也得到相同的试验结论。相对于其他土层,土柱渗滤系统表层土壤中氧气含量和有机质含量较高(表 1)。随着再生水持续输入,渗滤系统中的有机物会不断增加,为微生物提供了充足的可用有机质、营养物和大量可吸附部位,刺激了土柱系统表层微生物的生长和繁殖[24],同时微生物菌落细胞能够被吸附、截留在表层土中[25],因此两土柱渗滤系统 0 ~ 10 cm 土层中观测到最多的微生物数量。随着土柱深度增加,相应的可用有机质减少,微生物数量下降。

表 3 土柱中的细菌和真菌数量

Tab. 3 Numbers of bacteria and fungi in two columns

个/g

土层深度	C1		C2	
/cm	细菌	真菌	细菌	真菌
0 ~ 10	8.25×10^6	5.7×10^5	7.7×10^6	4.9×10^5
10 ~ 20	7.20×10^5	1.1×10^5	7.8×10^5	8.6×10^4
20 ~ 40	8.30×10^5	2.8×10^4	5.3×10^5	2.3×10^4
40 ~ 60	7.90×10^5	3.0×10^4	4.2×10^5	2.4×10^4
60 ~ 70	7.50×10^5	2.5×10^4	3.5×10^5	2.0×10^4
70 ~ 90	6.40×10^5	2.6×10^4	2.3×10^5	2.1×10^4

2.2 溶解氧在土柱渗滤系统中的分布

图 2 是试验后期测定的土柱渗滤系统中溶解氧浓度的垂向分布情况。两土柱渗滤系统进水中的溶解氧浓度相同,但土柱内的溶解氧浓度分布有所差异。持续淹水的土柱达到饱和状态,较高的含水率降低了氧气在水中的扩散速率,溶解氧浓度较低。在交替淹水落干土柱中,淹水停止后,氧气会重新进入土柱系统。吴永峰等[26]的研究发现大部分氧气在落干期的前 3 d 即可进入土柱,因此,在 C2 中会形成不断变化的氧化-还原环境。

从图 2 可以看出,两土柱渗滤系统中的溶解氧浓度整体上呈现随深度增大而下降的趋势。C1 中,溶解氧浓度在 0 ~ 20 cm 土层下降迅速,进水中溶解氧浓度为 7.7 mg/L,20 cm 处水样中溶解氧浓度下降到 4.8 mg/L,随着土柱深度的继续增大溶解氧浓度变化缓慢。与 C1 不同,C2 中 20 cm 处水样中溶解氧浓度为 6.3 mg/L。随着土柱深度的继续增大,溶解氧浓度下降相对平缓。溶解氧浓度的下降主要集中在 0 ~ 20 cm 土层,40 cm 以下土层的溶解氧浓度没有明显下降。C1 的水力负荷和有机物的质量负荷明显高于 C2,C1 可以为微生物提供更多的有机物,因此,C1 比 C2 需要消耗更多的氧气。溶解氧主要用于系统顶部好氧微生物对有机物的生物降解,伴随着再生水的输入,溶解氧会继续进入系统,试验发现在渗滤系统内的溶解氧并没有被完全消耗。由于土柱表层有大量的有机物和充足的溶解氧,微生物活跃,导致有机物和溶解氧在土壤表层得到迅速降解和消耗,而土柱下部微生物数量减少,微生物活动减弱,对有机物和溶解氧的消耗作用也减弱。

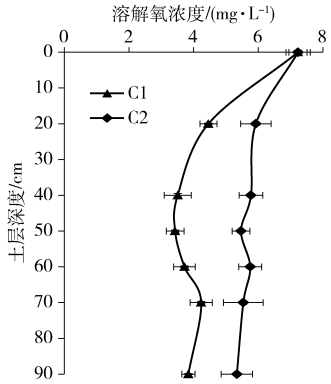

图 2 渗滤系统不同深度处的溶解氧浓度

Fig. 2 DO concentration in two columns

2.3 土柱渗滤系统中 COD 浓度的变化

图 3a 是土柱渗滤系统中 3 年平均 COD 浓度的分布。通过相关性分析发现,在持续淹水土柱中,不同深度处的微生物数量与 COD 浓度呈现较好的对数关系($R^2 = 0.90$);在交替淹水落干的土柱中,微生物数量与 COD 浓度则呈现较好的指数关系($R^2 = 0.96$)。C1 中,进水中 COD 浓度为 19.3 mg/L,底层出水中 COD 浓度下降到 11.4 mg/L;C2 中,底层出水中的 COD 浓度下降到 9.5 mg/L。不同深度处 COD 去除率是特定取样点处水样 COD 浓度相对于再生水中 COD 浓度的变化率。COD 的平均去除率沿土柱渗滤系统剖面的变化规律如图 3b 所示。C1 中,0 ~ 40 cm 土层对 COD 的去除率为 46.7%,整个土柱对 COD 的总去除率为 40.7%。C2 中,0 ~ 40 cm 土层对 COD 的去除率为 62.2%,整个土柱对 COD 的总去除率为 50.2%。可以看出,COD 大部分的去除发生在土柱渗滤系统 0 ~ 40 cm 范围内,即微生物数量最多的部位。本文试验得到的底层出水中 COD 的去除率小于 AK 等[27]土柱试验的结果(58.3%),去除率的差异可能是由试验用水水质不同造成的,后者试验用水中 COD 的浓度高达

100 mg/L。而本研究的试验结果要高于郑艳侠等[28]通过细砂介质土柱试验获得的 COD 去除率(16%),表明利用粉砂壤土作为渗滤介质的渗滤系统更利于有机物的降解。

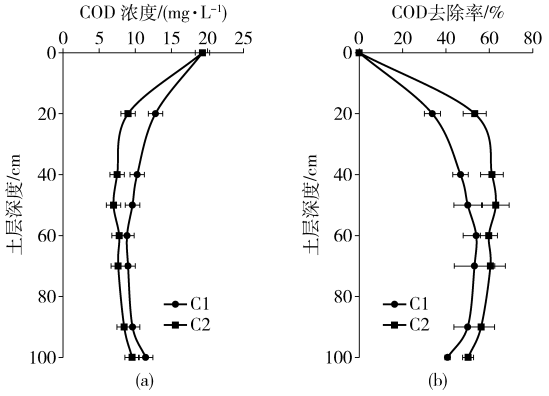

图 3　两系统中的 COD 浓度和相应的去除率

Fig. 3　COD concentration and corresponding removal rate in two columns

两土柱渗滤系统底层出水中 COD 浓度的年内变化见图 4。两土柱渗滤系统底层出水的 COD 浓度随时间的波动与再生水中 COD 浓度的波动规律接近,可见进水水质是影响渗滤系统底层出水 COD 浓度的一个因素。两土柱渗滤系统底层出水中的 COD 浓度始终小于进水中 COD 浓度,且 C2 底层出水浓度略低于 C1。随着系统运行时间增长,土壤颗粒截留再生水中的有机物使得微生物迅速生长繁殖,形成优势菌群,对输入的 COD 保持相对稳定的去除效果。C1 对 COD 的去除率在 20% ~62% 之间;C2 对 COD 的去除率在 27% ~68% 之间。结果表明,交替淹水落干的条件有利于土柱渗滤系统中氧气的恢复和利用,可以提高 COD 的去除率,对 COD 的净化效果略优于持续淹水土柱系统。同时,交替淹水落干土柱的水力负荷要小于饱和淹水土柱,较小的水力负荷增大了有机物与渗滤系统的接触时间与反应时间,该结果与 ABEL[8] 的结论相似,水力负荷较小时,有利于有机物的去除。表 4 是 3 年试验期间渗滤系统对 COD 的年平均去除率。两土柱渗滤系统对 COD 的去除率没有明显年际变化,对 COD 的 3 年平均去除率分别为 40.5% 和 50.8%,淹水落干土柱对 COD 的去除效果持续优于淹水土柱,去除性能具有较好的稳定性。

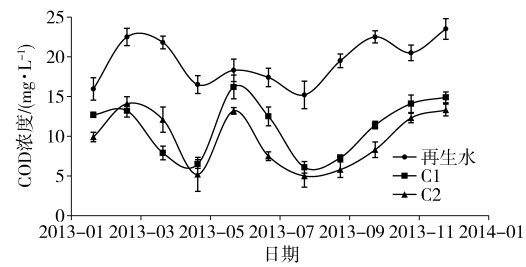

图 4　再生水和底层出水中 COD 浓度随时间的变化

Fig. 4　Temporal variation of COD concentration in reclaimed water and effluents

表 4　两土柱渗滤系统对 COD 和 TN 的年平均去除率

Tab. 4　Annual average removal rates of COD and TN in two columns　%

年份	C1		C2	
	COD 去除率	TN 去除率	COD 去除率	TN 去除率
2012 年	39.5	20.2	53.9	73.6
2013 年	45.0	27.2	49.1	75.1
2014 年	37.1	46.2	49.4	93.4

试验期间水温在 15 ~31℃之间波动,但是底层出水中的 COD 浓度没有明显的季节性波动,水温与土柱渗滤系统底层出水中 COD 去除率之间无明显相关性,表明两土柱渗滤系统对 COD 的去除受温度影响不明显。而 ABEL[8] 的研究发现,在 15 ~25℃范围内,每升高 5℃,系统对有机物的去除率增加 10%。但 ABEL[8] 的结论是在有氧、恒温且其他因素不变的条件下得到的,本试验中温度、再生水的 pH 值、溶解氧等因素都在一定范围内波动,因此没能很好地反映出温度变化对 COD 去除率的影响。

2.4　土柱渗滤系统中 TN 浓度的变化

由于试验采用的 2 种水力条件下,水力负荷小,分层出水水量不足,试验期间没有进行不同深度处 TN 浓度的检测。再生水和两土柱渗滤系统底层出水中的 TN 浓度年内变化如图 5 所示。两系统底层出水中 TN 浓度均小于再生水,且 C2 出水 TN 浓度明显低于 C1。两土柱渗滤系统对 TN 的年内平均去除率分别为 47% 和 83%。检测结果发现再生水与土柱底部出水中硝态氮均占 TN 的 85% ~90%,是 TN 的主要组成部分,氨态氮只占 0.1% ~1.8%,因此反硝化是两土柱渗滤系统中 TN 去除的主要机制[9]。由表 4 可知,在 3 年试验期间,C2 对 TN 的去除率均高于 C1。结果表明在进水水质相同的情况下,C2 对 TN 的去除率要持续显著高于 C1,表明交

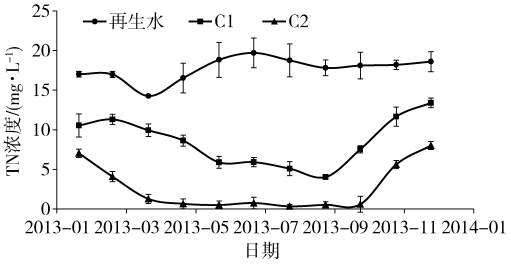

图 5　两土柱中再生水和底层出水中 TN 浓度随时间的变化

Fig. 5　Temporal variation of TN concentration in reclaimed water and effluents in two columns

替淹水落干的水力条件促进了渗滤系统中 TN 的去除。长期试验发现,土柱渗滤系统在 2 种水力条件下对 TN 的去除率呈现逐年增大的趋势,系统 TN 净化性能逐年增强,有利于对再生水中 TN 的持续净化。

通过年内水温和 TN 去除率之间的相关性分析发现,水温与 TN 去除率之间呈现正向相关关系。因为水温升高,系统内微生物活性增大[29],微生物活动越来越活跃,从而增强了渗滤系统对 TN 的去除效果。结果发现,当水温较高(30℃)时,交替淹水落干运行的渗滤系统对 TN 的去除率可高达 90% 以上。可见温度是影响渗滤系统对 TN 去除的一个重要因子。

3 结束语

用室内土柱模拟河岸渗滤系统来研究持续淹水和交替淹水落干(2 d 淹水/5 d 落干)2 种补水方式下,渗滤系统对再生水中 COD 和 TN 的去除效果及净化性能。结果发现,交替淹水落干补水方式下,土柱渗滤系统对 COD 的平均去除率为 50.8%,略高于持续淹水补水方式下的平均 COD 去除率 40.5%。大量微生物集中在两土柱渗滤系统的上部,微生物降解有机物消耗氧气,土柱系统 0 ~ 40 cm 土层是 COD 去除的主要作用部位,40 cm 以下土层土柱渗滤系统对 COD 的去除效果不明显。系统运行 3 年后,两土柱渗滤系统对 COD 的净化性能没有减弱,表明生物降解是土柱渗滤系统去除 COD 的主要作用机制,此外,渗滤系统对 COD 的去除效果受水温变化影响不明显。交替淹水落干的补水方式下,土柱渗滤系统对 TN 的平均去除率为 80.7%,显著高于持续淹水补水方式下的平均去除率 31.2%。两土柱渗滤系统中,反硝化是 TN 去除的主要机制,水温在 15 ~ 31℃之间变化时,2 种补水方式下,土柱渗滤系统对 TN 的去除率均随温度的升高呈指数或对数趋势增加。长期运行条件下,渗滤系统对 TN 的净化性能逐年增加。结果表明,在粉砂壤质的河岸渗滤系统中,交替淹水落干补水方式对 COD 和 TN 的去除效果优于持续淹水,2 种补水方式对 COD 和 TN 的净化性能稳定。

参 考 文 献

1 CHITTARANJAN R, GRISCHEK T, SCHUBERT J, et al. A perspective of riverbank filtration[J]. Journal American Water Works Association, 2002, 94(4):149 – 160.

2 REGNERY J, BARRINGER J, WING A D, et al. Start-up performance of a full-scale riverbank filtration site regarding removal of DOC, nutrients, and trace organic chemicals[J]. Chemosphere, 2015, 127:136 – 142

3 ABDEL-LAH A K. Riverbank filtration for water supply in semi arid environment[J]. Journal of Engineering Sciences, 2013, 41(3):840 – 850.

4 KUEBN W, MUELLER U. Riverbank filtration: an review[J]. Journal American Water Works Association, 2000,92(2):60 – 69.

5 邢永强, 李金荣, 杨振放. 河岸渗滤系统除污功效的研究进展[J]. 安徽农业科学, 2007, 35(13):3946 – 3948.
XING Yongqiang, LI Jinrong, YANG Zhenfang. Progress of pollutants removal efficiency of riverbank filtration system[J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2007, 35(13):3946 – 3948. (in Chinese)

6 KWON D Y. Study on water quality improvement by bank filtration[J]. Desalination and Water Treatment, 2014, 54(4 – 5): 1385 – 1392.

7 SANDHU C, GRISCHEK T, KUMAR P, et al. Potential for riverbank filtration in India[J]. Clean Technologies and Environmental Policy, 2011, 13(2):295 – 316.

8 ABEL C D T. Soil aquifer treatment assessment and applicability of primary effluent reuse in developing countries [D]. Netherlands: Delft University of Technology, 2014.

9 ESSANDOH H M K, TIZAOUI C, MOHAMED M H A. Removal of dissolved organic carbon and nitrogen during simulated soil aquifer treatment[J]. Water Research, 2013, 47(11):3559 – 3572.

10 田光明. 人工土快滤滤床对耗氧有机污染物的去除机制[J]. 土壤学报, 2002, 39(1):127 – 134.
TIAN Guangming. Mechanism of COD removal in artificial rapid infiltration system[J]. Acta Pedologica Sinica, 2002, 39(1): 127 – 134. (in Chinese)

11 WOODWARD K B, FELLOWS C S, CONWAY C L, et al. Nitrate removal, denitrification and nitrous oxide production in the riparian zone of an ephemeral stream[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2009, 41(4):671 – 680.

12 ESSANDOH H M K, TIZAOUI C, MOHAMED M H A, et al. Soil aquifer treatment of artificial wastewater under saturated conditions[J]. Water Research, 2011, 45(14):4211 – 4226.

13 LUDWIG U, GRISCHEK T, NESTLER W, et al. Behavior of different molecular-weight fractions of DOC of Elbe River water during riverbank infiltration[J]. Acta Hydrochimica et Hydrobiologica, 1997, 25(3):145 – 150.

14 ZHANG L Y, YE Y B, WANG L J, et al. Nitrogen removal processes in deep subsurface wastewater infiltration systems[J]. Ecological Engineering, 2015, 77:275 – 283.

15 路璐, 杨培岭, 李云开, 等. 水生植物对河湖中回用的再生水富营养化的控制效应[J]. 农业工程学报, 2011, 27(增刊

2):196 – 203.
LU Lu, YANG Peiling, LI Yunkai, et al. Control effects of aquatic plants on eutrophication in reclaimed water river – lake[J]. Transactions of the CSAE, 2011, 27(Supp. 2):196 – 203. (in Chinese)

16 赵秋, 吴迪, 钱姗, 等. 局部循环供氧生物膜技术处理分散污水脱氮除磷分析[J/OL]. 农业机械学报, 2017, 48(2): 294 – 299. http://www.j-csam.org/jcsam/ch/reader/view_abstract.aspx? flag = 1&file_no = 20170239&journal_id = jcsam. DOI: 10.6041/j.issn.1000-1298.2017.02.039.
ZHAO Qiu, WU Di, QIAN Shan, et al. Nitrogen and phosphorus removal effect of decentralized sewage treatment using biofilm technology with integration of local circulating and oxygen-supply[J/OL]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2017, 48(2):294 – 299. (in Chinese)

17 陈卫平, 吕斯丹, 王美娥, 等. 再生水回灌对地下水水质影响研究进展[J]. 应用生态学报, 2013,24(5):1253 – 1262.
CHEN Weiping, LÜ Sidan, WANG Meie, et al. Effects of reclaimed water recharge on groundwater quality: a review[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2013, 24(5):1253 – 1262. (in Chinese)

18 栗岩峰,李久生,赵伟霞,等. 再生水高效安全灌溉关键理论与技术研究进展[J/OL]. 农业机械学报, 2015,46(6):102 – 110. http://www.j-csam.org/jcsam/ch/reader/view_abstract.aspx? flag = 1&file_no = 20150616&journal_id = jcsam DOI: 10.6041/j.issn.1000-1298.2015.06.016.
LI Yanfeng, LI Jiusheng, ZHAO Weixia, et al. Review on irrigation technology applying sewage effluent-advances and prospects[J/OL]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2015,46(6):102 – 110. (in Chinese)

19 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京:中国农业出版社, 2000.

20 李振高,骆永明,滕应. 土壤与环境微生物研究法[M]. 北京:科学出版社,2008.

21 OGUNMWONYI I N, IGBINOSA O E, AIYEGORO O A, et al. Microbial analysis of different top soil samples of selected site in Obafemi Awolowo University, Nigeria[J]. Scientific Research and Essays, 2008, 3(3):120 – 124.

22 LIAN J, LUO Z, JIN M. Transport and fate of bacteria in SAT system recharged with recycling water[J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2013, 76:98 – 101.

23 ATLAS R M, BARTHA R. Microbial ecology: fundamentals and applications[M]. 4th ed. Menlo Park: Addison Wesley Longman, Inc., 1998: 300 – 350.

24 SLEYTR K, TIETZ A, LANGERGRABER G, et al. Investigation of bacterial removal during the filtration process in constructed wetlands[J]. Science of the Total Environment, 2007, 380(1): 173 – 180.

25 FOLADORI P, BRUNI L, TAMBURINI S. Bacteria viability and decay in water and soil of vertical subsurface flow constructed wetlands[J]. Ecological Engineering, 2015, 82: 49 – 56.

26 吴永锋, 汪民. 有机废水快速渗滤处理系统中氧化还原环境特征[J]. 环境保护科学, 1995, 21(4):32 – 35.
WU Yongfeng, WANG Min. The redox condition in rapid infiltration treatment system of organic wastewater[J]. Environmental Protection Science, 1995, 21(4):32 – 35. (in Chinese)

27 AK M, GUNDUZ O. Comparison of organic matter removal from synthetic and real wastewater in a laboratory-scale soil aquifer treatment system[J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2013, 224(3):1 – 16.

28 郑艳侠,冯绍元,蔡金宝,等. 用土壤含水层处理系统去除水库微污染有机物的试验研究[J]. 水利学报, 2005,36(9): 1083 – 1087.
ZHENG Yanxia, FENG Shaoyuan, CAI Jinbao, et al. Experimental study on removal of organic substance in reservoir water by means of soil aquifer treatment system[J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2005, 36(9):1083 – 1087. (in Chinese)

29 YUAN H P, NIE J Y, ZHU N W, et al. Effect of temperature on the wastewater treatment of a novel anti-clogging soil infiltration system[J]. Ecological Engineering, 2013, 57:375 – 379.