

Research on Operation Efficiency of A²O-MBR-Worm Bed Coupling Process

Li Anran^{1,*}, Huang Danping¹, Li Lipin¹, Zhang Jun¹, Tian Yu¹, Sun Zhimin²

¹School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin, China

²Guangzhou Municipal Engineering Design and Research Institute, Guangzhou, China

Email address:

1112720108@hit.edu.cn (Li Anran)

*Corresponding author

To cite this article:

Li Anran, Huang Danping, Li Lipin, Zhang Jun, Tian Yu, Sun Zhimin. Research on Operation Efficiency of A²O-MBR-Worm Bed Coupling Process. *Science Discovery*. Vol. 5, No. 3, 2017, pp. 210-216. doi: 10.11648/j.sd.20170503.19

Received: January 19, 2017; Accepted: March 16, 2017; Published: May 11, 2017

Abstract: The combination of worm bed and sewage treatment system shows a great performance in sludge reduction, and the return of sludge with worm's predation will also have effects on the sewage treatment system. The system of A²O-MBR, A²O-MBR-blank worm bed and A²O-MBR-worm bed were constructed. After long-term operation, the sludge reduction of A²O-MBR-worm bed coupling system could reach 48.4%. By optimizing the A²O-MBR-worm bed coupling system, the effluent quality of the wastewater treatment system finally can be improved. In addition, the return of sludge with worm's predation also changed the character of the aerobic tank sludge. Compared with A²O-MBR system and A²O-MBR-blank worm bed, the MLVSS/MLSS of A²O-MBR-worm-bed coupled system was decreased, activated sludge settling characters got weaker and sludge dewatering performance was improved. From the results of TMP and membrane fouling resistance analysis, it was found that the return of sludge with worm's predation could effectively relieve the process of membrane fouling.

Keywords: Worms Prey, Wastewater Treatment, Sludge Character, Membrane Fouling

A²O-MBR-蠕虫床耦合工艺运行效能研究

李安然^{1*}, 黄丹平¹, 李俐频¹, 张军¹, 田禹¹, 孙志民²

¹市政环境工程学院, 哈尔滨工业大学, 哈尔滨, 中国

²广州市市政工程设计研究院, 广州, 中国

邮箱

1112720108@hit.edu.cn (李安然)

摘要: 蠕虫床与污水处理系统的联用具有很好的污泥减量效果, 捕食后污泥的回流也会对污水处理系统造成影响。本文构建了A²O-MBR、A²O-MBR-空白蠕虫床和A²O-MBR-蠕虫床三组系统, 经过长期运行可发现A²O-MBR-蠕虫床耦合系统的污泥减量效果可达48.4%。通过对A²O-MBR-蠕虫床耦合系统的优化, 最终可使污水处理系统的出水水质得到提高。此外, 蠕虫床污泥的回流也使好氧池的污泥性质发生了改变。与A²O-MBR和A²O-MBR-空白蠕虫床系统对比可知, A²O-MBR-蠕虫床耦合系统好氧池的MLVSS/MLSS值有一定的降低, 沉降性能减弱, 污泥脱水性能得到改善。从TMP结果和膜污染阻力分析可知, 蠕虫捕食后污泥的回流可有效缓解膜污染进程。

关键词: 蠕虫捕食, 污水处理, 污泥性质, 膜污染

1. 引言

蠕虫捕食污泥减量技术属于污泥生物捕食技术,具有良好的泥减量效果。目前,单独运行蠕虫床污泥减量工艺已较为成熟,污泥减量效果可达30%~70%。Guo等[1]采用寡毛类蠕虫反应器处理污水处理系统产生的剩余污泥,可以达到46.4%的减量效果。随着研究深入,研究者逐渐将蠕虫捕食污泥减量技术与现有的污水处理工艺相耦合。2009年,Hendrickx[2-4]等从操作条件方面优化了蠕虫污泥减量装置,同时与污水处理系统相耦合,最终可达41~71%的减量效果。经过蠕虫捕食后的污泥回流至污水处理系统,将对系统的水质和泥质带来一定的影响。由于蠕虫的捕食作用会导致污泥的胞外聚合物和细胞的破裂,释放大量的有机物质,污泥混合液中N、P等营养物质也随之提高。此外,研究也发现蠕虫对污泥的捕食不仅加速了污泥的矿化,减小了污泥产率,还伴随着污泥泥质的变化。卢耀斌[5]在MBR+蠕虫床组合工艺长期运行中发现,组合工艺能有效改善为污泥的沉降性能和脱水性能,与常规MBR相比,组合工艺中MBR的SVI值减少33%,比阻下降35%。Klein等[6]将蠕虫滴于用于生物膜生长的ACBW水中进行接种,实验发现蠕虫的存在可使膜流量提升50%。本文将蠕虫床与A²O-MBR(膜生物反应器)相耦合,基于A²O-MBR-蠕虫床耦合系统污泥减量的基础上,探究蠕虫捕食后的污泥回流对污水处理系统所带来的影响,从而进一步提高耦合系统污水处理效能。

2. 材料与方法

2.1. 实验装置与运行操作

实验装置如图1所示,包括A²O-MBR反应器、蠕虫床和化学除磷池三部分。A²O反应器的厌氧池、缺氧池、好氧池体积分别为2.4L、4.8L、9.6L,对应的水力停留时间分别为1.8h、3.6h、7.2h。膜组件与好氧池相结合,采用膜孔径为0.03mm的聚偏氟乙烯中空纤维膜,其有效过滤面积为0.348m²,出水流量为7.2L/(m²·h),下置条形曝气条。蠕虫床设计尺寸25cm×15cm×16cm(长×宽×高),有效容积为4L,内置用于附着蠕虫的载体。本研究同时运行三组反应器,其中A²O-MBR系统为1#空白对照组,A²O-MBR-空白蠕虫床耦合系统为2#对照组,A²O-MBR-蠕虫床耦合系统为实验组。

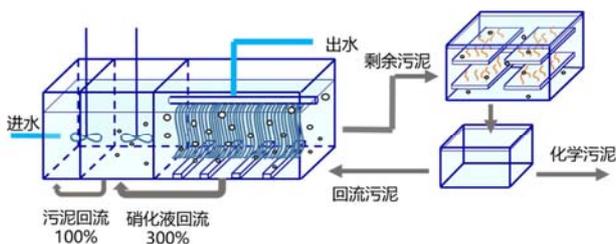


图1 A²O-MBR-蠕虫床耦合系统示意图。

三组耦合系统平行运行,控制三组所有可控参数一致。A²O-MBR为主体水处理单元,间歇向蠕虫床排放水质处理系统产生的剩余污泥。蠕虫床主要利用蠕虫对污泥中微生物的摄食消化作用进行污泥减量。主体反应器硝化液回流比为300%,污泥回流比为100%,其中好氧池的溶解氧控制在2~4mg/L,污泥浓度控制在7000mg/L左右,缺氧池DO控制在0.5mg/L以下,温度控制为24℃。三组系统采用统一实际生活污水作为进水,进水流量为32L/d,其水质指标如表1所示。系统膜组件的出水抽吸时间/停止时间比为8min/2min。蠕虫床采用连续弱爆气和间歇强曝气联合的曝气方式,用长时间维持弱爆气以供蠕虫生长,每小时强曝气3min起刺激蠕虫附着,保障床内污泥混合均与。蠕虫湿重为60g。运行过程中,每天从好氧池中排出2L剩余污泥至蠕虫床,蠕虫床每天回流2L污泥混合液至好氧池。

表1 进水水质理化特性(mg/L)。

指标	COD	NH ₄ ⁺ -N	TN	TP	pH
范围	323-578	30-48	30-87	4-6	6-8

系统运行稳定后,连续运行90d,考察经过蠕虫捕食后污泥的回流对污水处理系统出水水质、污泥性质及膜污染的影响。主要测定系统进出水水样,A²O反应器厌氧池、缺氧池、好氧池和蠕虫床回流污泥前、排入污泥后的水样和污泥性质,其中水质指标主要有COD、NH₄⁺-N、TN及TP,污泥性质为MLSS、SVI、CST、污泥粘度。与此同时,采用无纸记录仪记录系统TMP变化,当膜压接近40kPa时进行清洗。

2.2. 分析测试方法

实验中需检测的指标为COD、总磷、氨氮、硝态氮、悬浮固体浓度、挥发性悬浮固体浓度、SV、CST和污泥粘度,其对应方法如表2所示。

表2 检测指标及方法。

检测指标	检测方法
COD	重铬酸钾法
总磷(TP)	过二硫酸钾消解-钼锑抗显色分光光度法
氨氮(NH ₃ -N)	纳氏试剂显色分光光度法
硝态氮(NO ₃ ⁻)	氨基磺酸铵-麝香草酚显色分光光度法
悬浮固体浓度(MLSS)	称重法
挥发性悬浮固体浓度(MLVSS)	称重法
毛细吸水时间	电感耦合等离子体发射光谱法
粘度	粘度仪

3. 结果与讨论

3.1. 污水处理效果分析

反应器启动后,经过30d的连续运行,三组系统的出水水质如表3所示。经比较,A²O-MBR、A²O-MBR-空白蠕虫床和A²O-MBR-蠕虫床三组系统COD的处理效率大致相同,而在NH₄⁺-N和TP的处理方面,A²O-MBR-空白蠕虫床系统最好,A²O-MBR-蠕虫床系统处理效果相对较差。A²O-MBR-空

白蠕虫床系统中,由于空白蠕虫床处于厌氧好氧交替运行的微厌氧环境中,在此情况下,有利于床内污泥进行反硝化和吸磷作用,从而使水体中的 NH_4^+-N 和TP得到削减。而在 A^2O -MBR-蠕虫床系统中,蠕虫床内TP含量由进入的 2.4mg/L 上升至 34.8mg/L ,增加了近15倍,影响系统的出水水质。蠕虫的加入加速了污泥胞外聚合物和细胞体的破裂,由于蠕虫捕食所带来的营养物质的释放高于污泥的再次吸收分解量,因此相对于 A^2O -MBR、 A^2O -MBR-空白蠕虫床系统而言, A^2O -MBR-蠕虫床系统内污泥的回流一定程度上增加了好氧池水质负荷,最终呈现 A^2O -MBR-蠕虫床系统 NH_4^+-N 和TP相对较高的趋势。

表3 30d三组系统出水水质 (mg/L)。

	COD	NH_4^+-N	TN	TP
A^2O +MBR	29.2	1.1	17.2	2.1
A^2O +MBR+空白蠕虫床	30	0.8	12.8	1.81
A^2O +MBR+蠕虫床	27.2	0.9	14.2	2.41

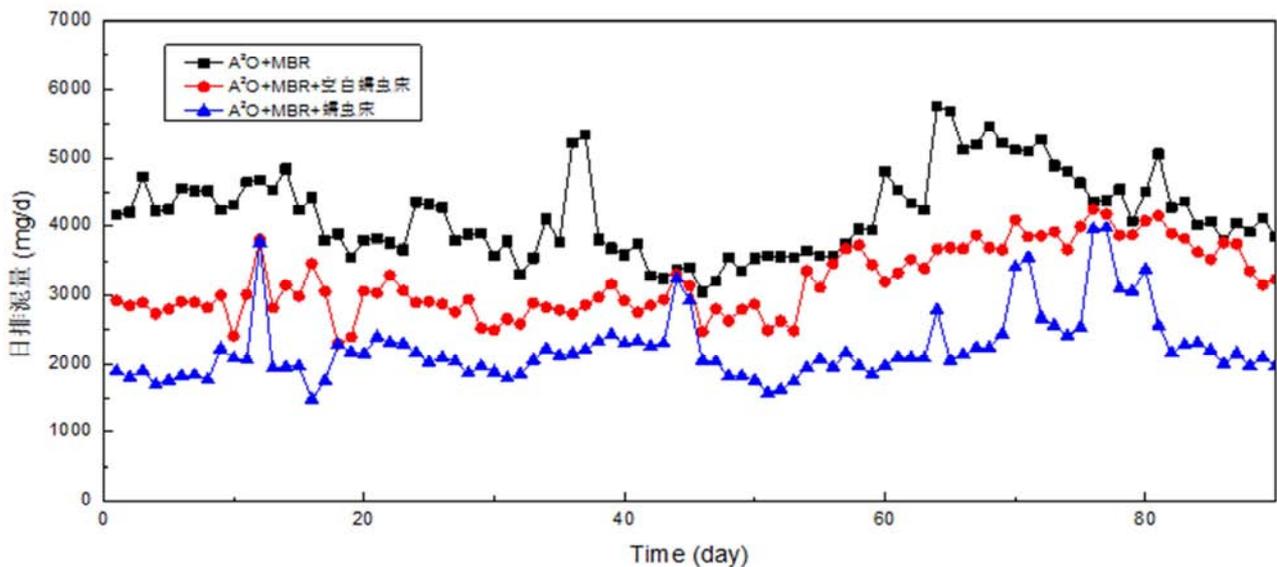


图2 三组系统日污泥排放量变化情况。

在运行的90d中, A^2O -MBR-蠕虫床系统始终保持着较低的日污泥排放量 2097mg/L , A^2O -MBR系统日排放量最高,为 4054mg/L 。说明 A^2O -MBR-蠕虫床系统有着较低的日污泥增长量。其中, A^2O -MBR、 A^2O -MBR-空白蠕虫床、 A^2O -MBR-蠕虫床三组系统的污泥产率分别为 0.292 、 0.224 和 0.151KgMLSS/KgCOD 。与1#空白对照组相比, A^2O -MBR-蠕虫床系统的污泥减量达到 48.4% , A^2O -MBR-空白蠕虫床的污泥减量为 23.4% ,可见由于蠕虫捕食所带来的系统污泥减量约为 25% ,占 A^2O -MBR-蠕虫床系统污泥减量的 51.7% 。说明蠕虫床与 A^2O -MBR的耦合具有较好的污泥减量效果,其中蠕虫捕食所带来的减量作用最大。此外,由于 A^2O -MBR-蠕虫床系统每天进行蠕虫床污泥回收时,采用了PAC进行磷回收,产生了部分化学污泥,化学污泥日产量大概为 430mg/L ,此时 A^2O -MBR-蠕虫床系统表观污泥产率为 37.7% 。与此同时, A^2O -MBR-蠕虫床系统中的 A^2O -MBR污水处理系统部分的污泥产率为 $0.271\text{kg MLSS/kg COD}$,相比于空白 A^2O +MBR

为减轻污泥回流对污水处理系统带来水质负荷,使出水TP达到一级A标准,采用投加PAC的方式对蠕虫床回流污泥进行化学除磷[7-9]。配备 50g/L 的PCA溶液,针对 A^2O -MBR-蠕虫床系统蠕虫床的回流污泥进行 3mL/L 的药剂投加量。经过化学除P后, A^2O -MBR-蠕虫床系统的出水TP得到了一定的降低,长期运行条件下,系统出水TP低于 0.5mg/L ,达到一级A出水标准。

3.2. 污泥特性分析

3.2.1. 污泥减量效果分析

对于污泥减量效果一般可通过日污泥排放量来反映污泥增长情况,利用污泥产率可计算系统的污泥减量效果。长期运行过程中三组系统的日污泥排放情况如图2所示。

系统,污泥减量率为 7.2% ,可见 A^2O -MBR-蠕虫床耦合系统的污泥减量不仅发生在蠕虫床内,污水处理系统中也存在。

3.2.2. 捕食后污泥回流对MLVSS/MLSS值的影响

如图3所示,系统运行初期三组系统的MLVSS/MLSS值都为 0.7 ,20d后MLVSS/MLSS值趋于稳定并呈现上升趋势,最终稳定在 $74\% \sim 80\%$ 之间。由于MLVSS/MLSS值可以间接反映污泥活性,所以随着系统运行的逐渐稳定,三组系统中好氧池的污泥活性也逐渐升高。蠕虫对污泥的减量主要以有机物为主,一般蠕虫消耗的有机物可以占总污泥消耗量的 85% 以上[10],而在蠕虫消耗有机物和无机物的比例比活性污泥中MLVSS/MLSS值高的情况下,污泥的矿化率会有所提高。相较于 A^2O -MBR系统, A^2O -MBR-蠕虫床系统MLVSS/MLSS值小了 0.03 ,说明蠕虫在摄食消化部分无机必需成分的同时,更多的是消耗水体中的有机物[11]。此外, A^2O -MBR-空白蠕虫床系统矿化程度高于 A^2O -MBR-蠕虫床系统,MLVSS/MLSS值约为 A^2O -MBR-蠕虫床系统的 96% 。推测

在A²O-MBR-空白蠕虫床系统空白蠕虫床内, 污泥减量大部分通过污泥细胞自身的衰减完成, 主要消耗有机物。而A²O-MBR-蠕虫床系统MLVSS/MLSS值较高, 可能是因为蠕虫捕食不仅消耗有机物, 同时对无机物也有一定摄取。此外, 蠕虫捕食作用所释放出大量有机物也提高了污泥中有机

物和无机物的比例。一般具有较低MLVSS/MLSS值的污泥其沉降性较高, 但无机成分较高也会使污泥的活性降低, 因而要求污水处理系统中MLVSS/MLSS值一般不能过低。从图中可见A²O-MBR-蠕虫床系统在运行60d后, MLVSS/MLSS值基本保持稳定, 说明系统的可持续性较强。

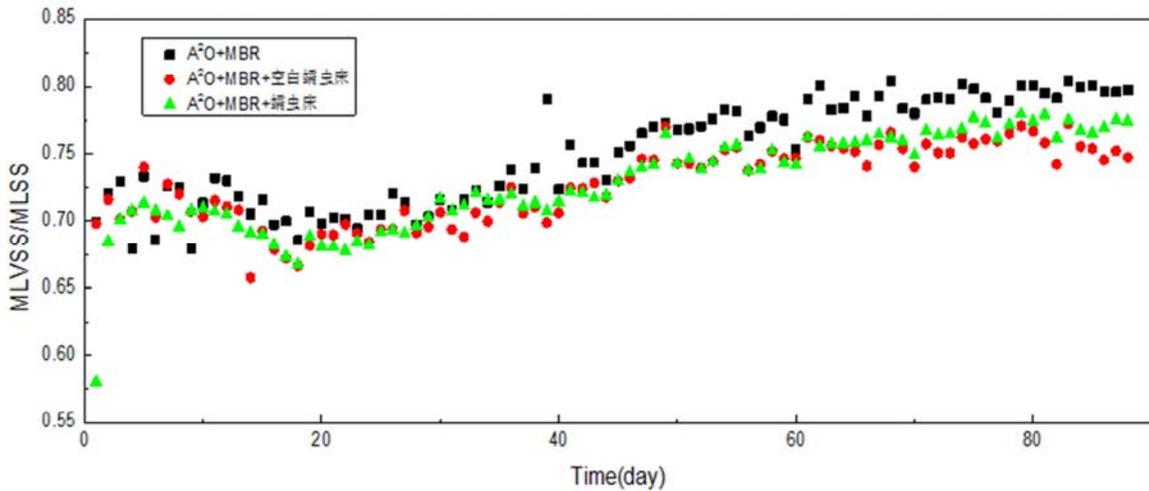


图3 三组系统好氧池MLVSS/MLSS值变化情况。

3.2.3. 捕食后污泥回流对污泥脱水性的影响

毛细吸水时间 (Capillary Suction Time, 简称CST) 可用于表征污水处理系统好氧池污泥脱水性能, CST越大, 表明污泥的脱水性能越差。如图4所示, 长期运行过程中三组系统CST值都发生了一定程度的波动变化, 其中A²O-MBR-空白蠕虫床系统和A²O-MBR-蠕虫床系统CST值略

有减小, 而后期A²O-MBR系统CST呈增大趋势, 说明蠕虫捕食后的污泥回流可以改善A²O-MBR-蠕虫床系统好氧池污泥的脱水性能, 而单纯的污泥停留也可使污泥的脱水性能得到提高。污泥脱水性能与污泥的颗粒大小和污泥粘度有关, 经过蠕虫捕食后的污泥粒度减小, 不利于污泥脱水, 系统污泥的粘性变化情况如图5所示。

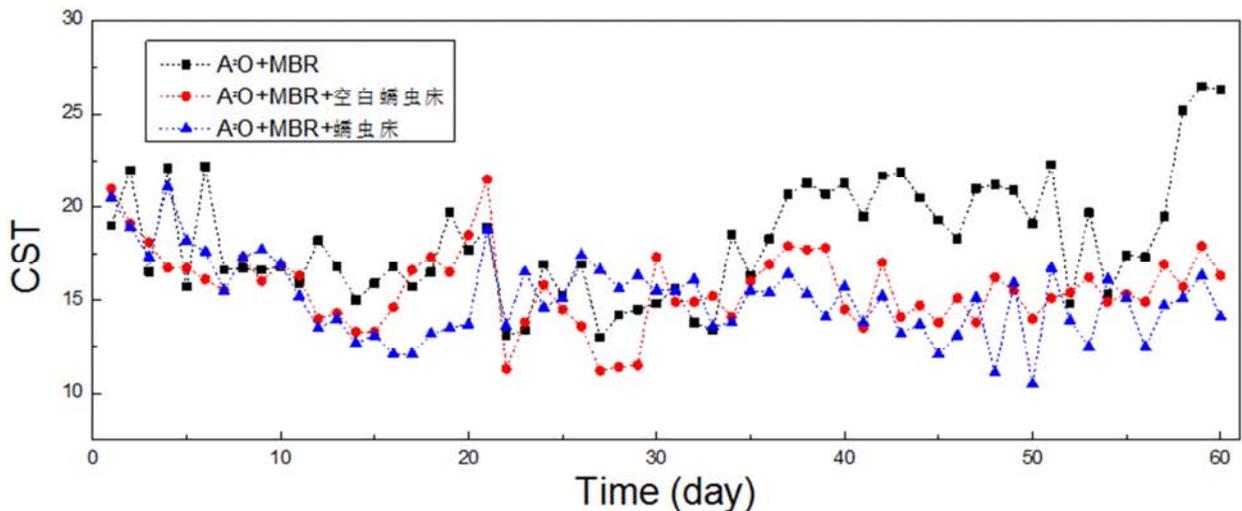


图4 三组系统好氧池CST变化情况。

污泥粘度是污泥流动时在与流动方向相垂直的方向上产生单位速度梯度所受的剪应力, 粘度越大脱水越困难。从图5可以看出, 相对于A²O-MBR系统, A²O-MBR-蠕虫床系统粘度得到降低, 而A²O-MBR-空白蠕虫床系统粘度相对有所提高。由于污泥的粘度主要跟溶解性和胶体有机物有关, 而A²O-MBR-空白蠕虫床系统污泥自身衰减所释放的多糖、

核酸等物质具有高度的粘性, 从而导致A²O-MBR-空白蠕虫床系统好氧池污泥粘度提升。在A²O-MBR-蠕虫床系统中, 蠕虫对污泥的捕食也会带来内容物大量的释放, 而图中A²O-MBR-蠕虫床系统好氧池污泥粘度未升反降, 说明蠕虫捕食作用使粘性物质得到了削减与改性, 污泥絮体的破坏有利于污泥脱水, 弥补了粒径减小所带来的负面影响。

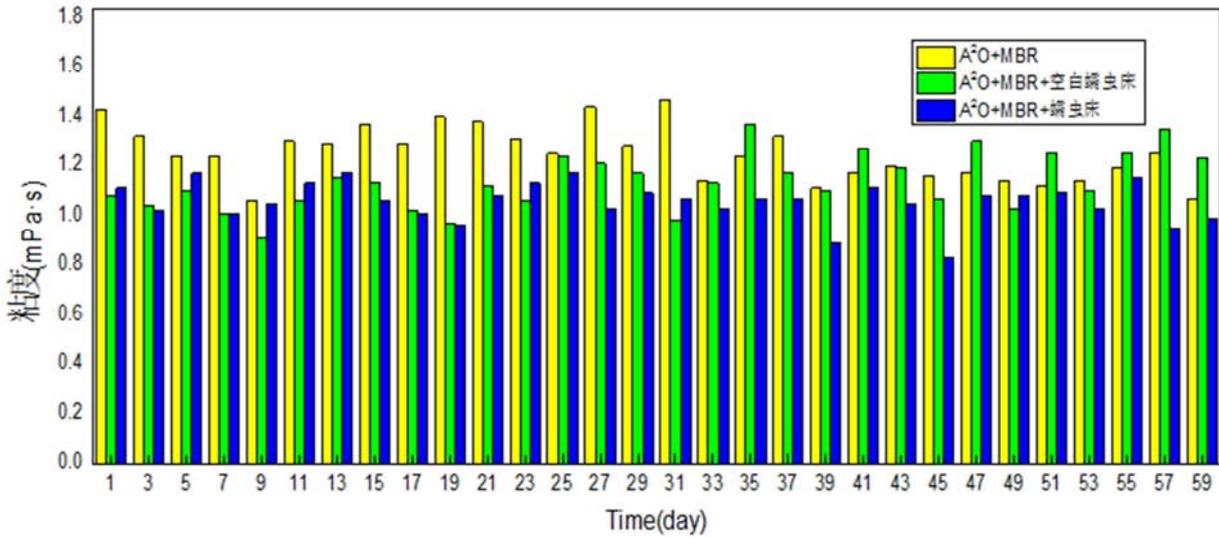


图5 三组系统好氧池粘度变化情况。

3.2.4. 捕食后污泥回流对污泥沉降性能的影响

污泥沉降性是衡量污泥发育良好的性质之一，直接影响到排泥的后续处理，其中污泥溶度积指数（SVI）常用作污泥沉降性衡量指标。长期运行期间，三组系统污泥的SVI值变化如图6所示，可见A²O-MBR-空白蠕虫床和A²O-MBR-蠕虫床系统的SVI值整体呈现上升趋势，其中A²O-MBR-蠕虫床系统的SVI值增加低于A²O-MBR-空白蠕虫床系统，说明蠕虫的捕食作用减弱了污泥的沉降性能。结

合前期课题组对蠕虫捕食后污泥性质的研究，蠕虫的捕食作用一方面破坏了污泥絮体的形态，使污泥粒径减小，不利于污泥沉降。另一方面由于蠕虫主要摄入有机成分，影响了污泥的MLVSS/MLSS，而污泥矿化度的增加可改善污泥沉降性能。从A²O-MBR-蠕虫床系统SVI升高可以看出污泥整体沉降性能减弱，说明蠕虫捕食带来的前者影响大于后者影响[10]。

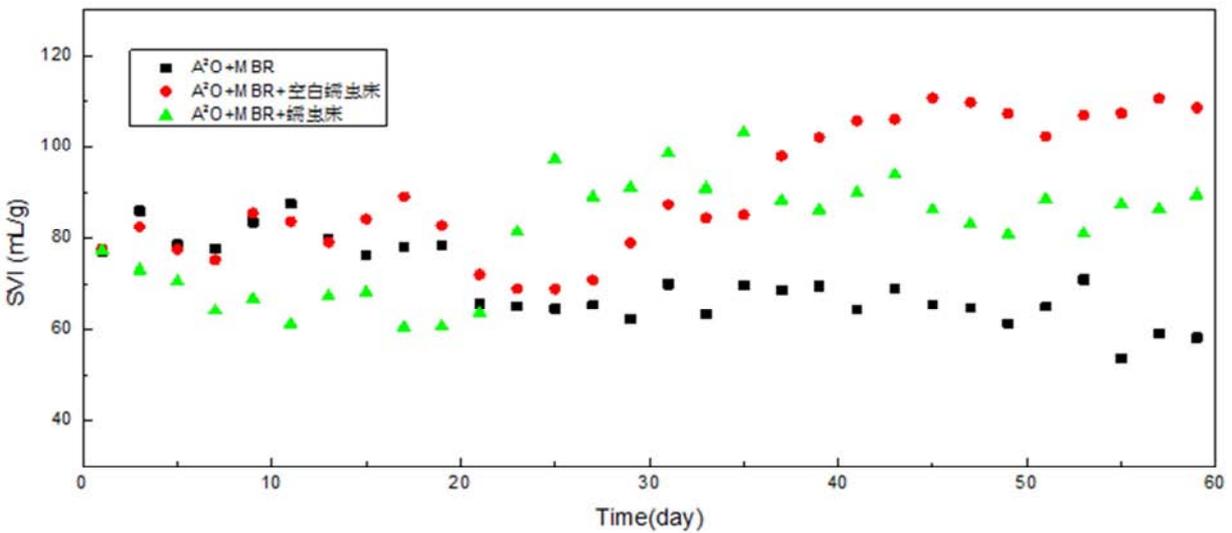


图6 三组系统好氧池SVI值变化情况。

3.3. 捕食后污泥回流对系统膜污染影响分析

3.3.1. 系统MBR过膜压力增长情况分析

TMP是衡量膜污染的重要指标之一，TMP增长的越缓慢，周期越长，说明膜污染越小。A²O-MBR系统，A²O-MBR-空白蠕虫床系统和A²O-MBR-蠕虫床系统的TMP增长情况如图7所示。

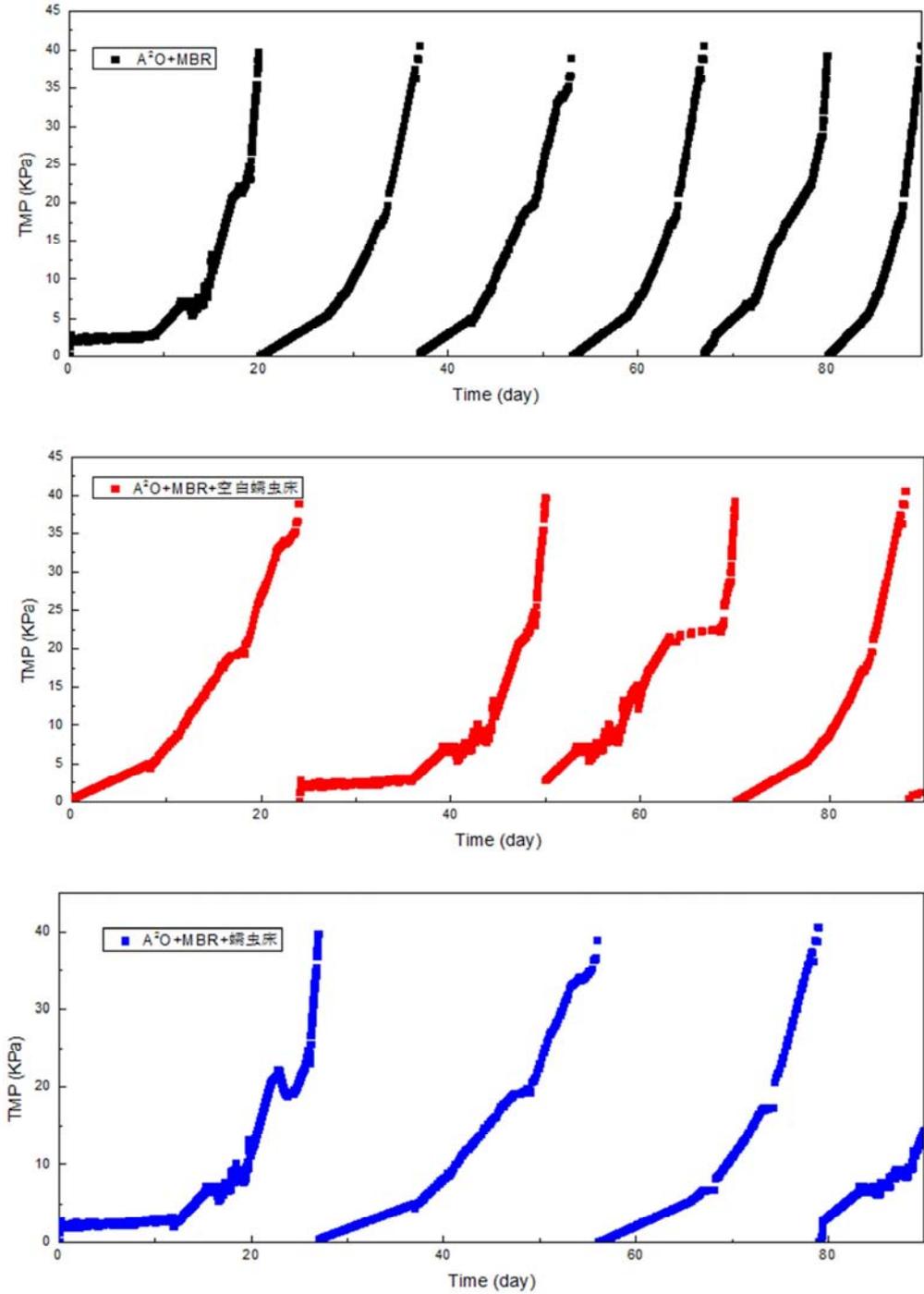


图7 三组系统TMP值变化情况。

由上图可知, 三组系统的TMP增长过程均经过了较为缓慢的TMP增长阶段, 如A²O-MBR-蠕虫床中0-20dTMP的增长情况, 接着TMP将迅速上升增大, 此阶段被称为跳跃阶段。A²O-MBR系统由于其膜池中活性污泥具有的浓度高、粘度大、污泥龄长、MLVSS/MLSS值大和污泥沉降性能差等特性, 膜污染发生较为频繁, 运行成本也随之提高。相同的运行时间内, A²O-MBR-蠕虫床A²O-MBR-蠕虫床系统洗膜的次数远少于A²O-MBR系统, 其TMP的增长速率约为A²O-MBR系的62%, 说明蠕虫捕食后的污泥回流可以对好氧池污泥

进行改性, 对泥饼层污染和膜孔堵塞均有明显的延缓作用。此外, A²O-MBR-空白蠕虫床系统的TMP相较A²O-MBR系统增长的也较为缓慢, 说明污泥的微厌氧停留对膜污染也有减缓作用。

3.3.2. 系统MBR膜过滤阻力分析

长期运行过程中, 当A²O-MBR系统, A²O-MBR-空白蠕虫床系统和A²O-MBR-蠕虫床系统的膜组件过膜压差达到40kPa时进行膜组件清洗, 包括物理清洗和化学清洗, 其膜污染阻力分析如下表4所示。

表4 三组系统膜污染阻力分析表。

项目	A ² O+MBR	A ² O+MBR+空白 蠕虫床	A ² O+MB+蠕虫 床
污染结束膜通量 (10 ⁻⁶ L·m ⁻² ·s ⁻¹)	1.59	1.78	1.85
Rt (10 ¹² m ⁻¹)	21.5 (100%)	17.7 (100%)	12.5 (100%)
Rm (10 ¹² m ⁻¹)	6.2 (28.9%)	3.07 (16.9%)	5.91 (47.3%)
Rc (10 ¹² m ⁻¹)	13.7 (63.9%)	13.3 (73.1%)	4.43 (35.5%)
Rp (10 ¹² m ⁻¹)	1.54 (7.2%)	1.82 (10%)	2.15 (17.2%)

由上表可知, 当三组系统过膜压力达到40KPa时, A²O-MBR系统的膜污染总阻力Rt最高, 为21.5×10¹² m⁻¹, 而实验组A²O-MBR-蠕虫床系统最低, 比A²O-MBR系统减少了约41.9%。污染周期结束时的膜通量是造成三组系统Rt差异的主要原因, 说明在膜污染发生污染时, A²O-MBR-蠕虫床系统仍能保持较高的渗透能力。

通过比较膜自身阻力Rm、泥饼层阻力Rc和膜孔污染阻力Rp可知, 对于A²O-MBR和A²O-MBR-空白蠕虫床系统, 膜污染阻力均以泥饼层阻力为主, 分别占总阻力的63.9%和73.1%, 而A²O-MBR-蠕虫床系统的泥饼层阻力较小, 只占其总阻力的35.5%, 说明蠕虫捕食后污泥的回流可明显减缓泥饼层污染。在膜孔污染阻力Rp方面, A²O-MBR-蠕虫床系统略高于A²O-MBR和A²O-MBR-空白蠕虫床系统。在膜污染过程中, 溶解性和胶体性物质会在膜表面和膜孔内沉积, 因而成为膜孔堵塞的主要原因 [5]。A²O-MBR-蠕虫床系统Rp较高可能是由于其耦合工艺污染周期较长, 运行时间越长, 溶解性和胶体性膜污染物质经过膜表面和膜孔的数量越多, 沉积于膜表面和膜孔内的几率越大。综上所述, 虽然A²O-MBR-蠕虫床系统有较高的膜孔污染阻力, 但其在减缓泥饼层阻力效果显著, 致使最终呈现较低的膜污染总阻力。而将A²O-MBR-空白蠕虫床系统与A²O-MBR系统对比可知, 虽然Rc略有减小, 但Rp增加幅度相对较大, 说明经微厌氧停留的污泥回流对延缓膜孔和泥饼层污染的作用较小。从而证明, 经蠕虫捕食后的污泥回流对污水处理系统的膜污染有明显减缓作用。

4. 结论

A²O-MBR-蠕虫床系统具有良好的污泥减量效果, 系统减量可达48.4%, 在污泥脱水方面也有较好的改善作用。蠕虫的捕食作用增加了系统污泥的矿化度, 减小了污泥产率, 而zeta 电位降低有利于增强污泥的沉降性能。但由于蠕虫的捕食减小了污泥粒径, 使污泥的过滤性能变差, 最终致使污泥的沉降性减弱。由于蠕虫捕食污泥释放出大量的有机营养物质, 释放量大于吸收削减量, 给A²O-MBR-蠕虫床污水处理系统带来一定负荷, 通过投加PAC进行化学除磷及运行参数优化, 耦合系统出水可达到一级A出水标准。此外, 蠕虫捕食污泥的回流能有效延缓膜污染, A²O-MBR-蠕虫床膜污染周期最长为29天, 平均TMP增长速率为1.44 kPa/d, 为A²O-MBR系统的62%。膜污染阻力分析可知A²O-MBR-蠕虫床系统膜污染总阻力最低, 比

A²O-MBR系统减少了约41.9%, 在泥饼层污染方面具有明显的延缓作用。

致谢

本研究受到广东省广州市市政工程设计研究院城市环境治理院士工作站(2013B090400006)的支持。

参考文献

- [1] Guo X.-s., Liu J.-x., Wei Y.-s., et al. Sludge reduction with Tubificidae and the impact on the performance of the wastewater treatment process [J]. Journal of Environmental Sciences, 2007, 19, (3): 257-263.
- [2] Hendrickx T. L. G., Temmink H., Elissen H. J. H., et al. Aquatic worms eating waste sludge in a continuous system [J]. Bioresource Technology, 2009, 100, (20): 4642-4648.
- [3] Hendrickx T. L. G., Temmink H., Elissen H. J. H., et al. The effect of operating conditions on aquatic worms eating waste sludge [J]. Water Research, 2009, 43, (4): 943-950.
- [4] Hendrickx T. L. G., Temmink H., Elissen H. J. H., et al. Design parameters for sludge reduction in an aquatic worm reactor [J]. Water Research, 2010, 44, (3): 1017-1023.
- [5] 卢耀斌. MBR+蠕虫床污泥减量效能及膜污染控制机制[D]. 哈尔滨, 哈尔滨工业大学环境工程与科学专业博士学位论文, 2014.
- [6] Klein, Theresa, Zihlmann, David, Derlon, Nicolas. Biological control of biofilms on membranes by metazoans [J]. Water Research. 2016, (88): 20-29.
- [7] 杨拓. 城市污水厂除磷实验研究[D]. 太原, 太原理工大学土木工程硕士学位论文, 2013.
- [8] 周小琴. 废水除磷技术的实验研究[J]. 辽宁化工. 2015, 44(11): 1324-1326.
- [9] 陈广. 城镇污水处理厂化学除磷研究[J]. 中国市政工程 2015, 3: 33-36.
- [10] 邓胜平. CAST+斜板蠕虫附着床污泥减量工艺实验研究[D]. 重庆, 重庆大学市政工程专业硕士学位论文, 2014.
- [11] 李明智, 梅荣武, 张宇, 韦彦斐, 王慧荣. 利用微型后生动物进行污泥原位减量的实验研究[J]. 环境科学与技术. 2014. 37(1):120-124.