

## 垂直流人工湿地填料的淤堵机理初探\*

童巍<sup>1</sup>, 朱伟<sup>1,2</sup>, 阮爱东<sup>2</sup>

(1: 河海大学环境科学与工程学院, 南京 210098)

(2: 水文水资源与水利工程科学国家重点实验室, 南京 210098)

**摘要:**应用人工湿地技术处理污水时,填料的淤堵往往是制约其处理功效和使用寿命的主要因素。本研究采用垂直流人工湿地单元模型,通过测定填料有效孔隙率与截留 SS 总量、COD 降解量、生物膜的增长量之间的关系,初步探讨填料淤堵机理。结果表明:进水中悬浮颗粒全部为无机颗粒的系统较进水中全部为溶解态污染物质的系统更易造成淤堵,进水中全部为溶解态污染物的系统至实验结束时未出现淤堵现象。淤堵发生后,填料上层的渗透系数明显低于中下层,表明淤堵主要发生在填料上层部分;截留的不可生物降解无机 SS、被截留但未被降解的有机 SS、生物膜的生长及老化脱落、以及被上述物质吸附的水是导致淤堵的主要原因。淤堵发生后,湿地日污染物去除总量降低,湿地功效受到影响。

**关键词:**垂直流人工湿地;填料淤堵;湿地功效

## Primary study of clogging mechanisms of substrates in vertical flow constructed wetland

TONG Wei<sup>1</sup>, ZHU Wei<sup>1,2</sup> & RUAN Aidong<sup>2</sup>

(1: College of Environmental Science and Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, P. R. China)

(2: State Key Laboratory of Hydrology, Water resources and Hydraulic Engineering, Nanjing 210098, P. R. China)

**Abstract:** When constructed wetlands are applied in the sewage treatment, the clogging of substrates appears to be the primary limiting factor in its processing efficiency and the service life. In the present study, the clogging mechanism was primarily discussed by analyzing the relationships between the available porosity rate and SS, COD and the biomembrane growth in the vertical flow constructed wetland (VCW) unit models. The results indicated that the inorganic SS resulted in the clogging of substrates easier than the organic SS to create. There was no clogging phenomena in the system with the soluble pollutants in influent. When the clogging was present, the penetration coefficient in upper part became obviously smaller than that of the middle and lower part, indicating that the clogging mainly occurred in the upper part. The main reasons for the clogging of substrates were the temporarily intercepted inorganic SS, which could not be biodegraded, the intercepted organic SS that hadn't been biodegraded in time, the growing and falling-off of biomembranes, as well as the water adsorbed by those above materials. The pollutants removal quantities per day reduced as the clogging appeared, and the wetland efficiency was affected.

**Keywords:** Vertical flow constructed wetland; clogging of the substrate; wetland efficiency

人工湿地可以因地制宜构建,而且造价和运行成本都比较低,在分散污水以及面源控制方面正越来越多地得到应用。在我国,人工湿地正被广泛地应用于广大中小城镇和乡村地区的生活污水处理。但人工湿地在长期运行过程中会难以避免地存在填料淤堵问题。因此,人工湿地在运行一段时间后会因填料系统的淤堵而需要修整,这是应用中需要解决的重要问题。

国内外关于人工湿地填料淤堵现象都有一些报道<sup>[1,2]</sup>。目前,国内外学者针对人工湿地的淤堵问题开展了许多相关研究工作。新西兰水和大气研究所的 Tanner 等<sup>[2]</sup>研究了有植被和无植被砾石床人工湿地处

\* 江苏省自然科学基金(BK2006170)和国家“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(2003AA601100)联合资助。2006-01-23 收稿;2006-04-12 收修改稿。童巍,男,1981年生;E-mail: tongwei81@yahoo.com.cn.

理经好氧塘、厌氧塘预处理的奶牛场废水淤堵后有机颗粒累积情况,发现有植被系统保持了较高的砂砾渗透性,同时也导致了更多的有机物累积. 波兰农业大学的 Jewski 等<sup>[3]</sup>初步研究了潜流人工湿地处理生活污水的淤堵现象,并提出了一个理论方程来描述淤堵后的孔隙率变化. 德国柏林大学的 Platzer 和 Mauch<sup>[4]</sup>综述了垂直流芦苇床人工湿地淤堵的机理、参数和后果,但尚未提出实际的解决办法. 维也纳农业大学的 Laber 等<sup>[5]</sup>研究了复合垂直流湿地的淤堵现象,总结了淤堵与水头损失之间的变化规律. 詹德昊等<sup>[6]</sup>针对复合垂直流人工湿地淤堵前后的水力特征进行研究,发现淤堵后人工湿地水力特征发生变化,出水流量减少,停留时间变长,下行池表面积水. 詹德昊等<sup>[7]</sup>还利用灼烧失重法研究了复合垂直流人工湿地中有机质的积累规律及其与湿地填料淤堵的关系,发现有机质积累是导致人工湿地淤堵的一个重要原因,且有机质含量与填料渗透系数呈明显负相关性. 目前淤堵的研究中,得到的研究成果主要都是侧重于淤堵后人工湿地填料单位体积内的有机质积累、水力特征变化等问题. 从预测淤堵时间、探讨防治措施的角度出发,研究淤堵发生的过程以及滤料孔隙中积累物质的性质和积累规律有着极为重要的意义.

在人工湿地淤堵中悬浮颗粒起着重要的作用. 本文以污水中的悬浮颗粒为研究对象,从颗粒的分类以及表征人工湿地淤堵的本质特征有效孔隙率、渗透系数的降低入手,结合人工湿地淤堵过程中的进出水质指标、生物膜增长量以及悬浮颗粒的积累量的研究,试图了解淤堵过程中悬浮颗粒的积累规律,以此探讨人工湿地填料的淤堵机理.

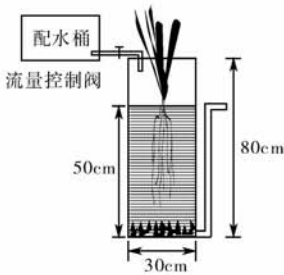


图1 垂直流人工湿地单元模型  
Fig. 1 Schematic description of the experimental unit model

## 1 材料与方法

### 1.1 垂直流人工湿地单元模型

由于人工湿地淤堵实验的周期较长,必须采用多个模型同时进行平行实验,实验装置如图1所示. 垂直流人工湿地单元模型采用内衬塑料薄膜的铁皮圆桶,其直径为30 cm、高80 cm. 圆桶底部装填5 cm厚配水砾石(10–20 mm),砾石上部装填45 cm厚粗砂,底部设有可调节水位的出水口. 在单元模型的表层种植大花美人蕉,美人蕉采自镇江当地,栽种时平均株高30 cm、平均株重0.25 kg,栽种密度为14株/m<sup>2</sup>. 人工湿地进水方式为连续流,设有一个容积为60 L的配水桶,通过一根带有流量控制阀的皮管进行配水.

实验所用填料的基本参数如下:渗透系数 $4.85 \times 10^{-2}$  cm/s;总孔隙率36%;有效孔隙率21%,粒径( $d_{10}$ )0.10 cm,不均匀系数4.4. 由于采

用了较易发生淤堵的细粒滤料,直径在1–2 mm之间,不均匀系数小于5,可认为是较为均匀的填料,具有较好的过滤能力<sup>[8]</sup>.

### 1.2 实验方案

实验模拟污水由人工配制而成,配制方法如下: I、II、III号水源均为自来水, N源为硝酸钾, P源为磷酸氢二钾,有机物来源 I、II号为葡萄糖, III号为淀粉. 为了模拟污水中的不可生物降解悬浮颗粒,在其中添加了细颗粒膨润土( I号污水),同时将淀粉考虑为可生物降解悬浮颗粒在 III号污水中进行了添加,而 II号污水为无悬浮物(SS)污水. 配制后实测的进水水质为 COD<sub>Mn</sub>, 119.48 ± 21.79 mg/L; TN, 10.52 ± 4.20 mg/L; TP, 2.06 ± 0.46 mg/L; TSS, 100.57 ± 12.22 mg/L, 三种污水的 TN, TP 基本相同, I号污水与 III号污水的 TSS 相同, II号污水的 TSS 接近于零.

本实验采用6套系统进行比较,实验方案如表1所示. 由于加大了悬浮颗粒的含量,从实验开始到淤堵发生的时间在1个月左右,从2005年8月18日开始,到2005年9月17日结束. 实验水力负荷设置为850 mm/d. 实验期间定期测定滤料有效孔隙的变化反映模型内部填料孔隙中微生物膜和截留下来的悬浮颗粒的积累情况,同时观测其进出水 TN、TP、COD<sub>Mn</sub>、SS 的变化,测定填料渗透系数随模型运行的变化.

### 1.3 监测项目及其分析方法

实验过程中,每隔一定的时期取水样测定 SS、TN、TP、高锰酸盐指数,同时测定系统的有效孔隙率和渗透系数. SS 采用烘干失重法测定<sup>[9]</sup>, TP 采用钼锑抗分光光度法测定<sup>[9]</sup>, TN 采用过硫酸钾氧化–紫外分光

光度法测定<sup>[9]</sup>,高锰酸盐指数采用高锰酸钾氧化法测定<sup>[9]</sup>.有效孔隙体积通过滤料饱和和放空时的水量体积进行测定.同时,模型在设计时考虑了便于渗透系数的测定,参照中华人民共和国国家标准《土工试验方法标准》渗透系数通过常水头法现场测定<sup>[10]</sup>.

表 1 实验系统分类  
Tab.1 Classification of unit models

Case1	Case2	Case3	Case4	Case5	Case6
进 I 号水 无植物系统	进 I 号水 有植物系统	进 II 号水 无植物系统	进 II 号水 有植物系统	进 III 号水 无植物系统	进 III 号水 有植物系统

1.4 淤堵的判定方法

为了对淤堵的发生进行定量评价,考虑了采用填料渗透系数的减小来判定实验系统的淤堵程度.系统在运行一段时间后,填料在实验系统所能给予的最大水头差下(即上部溢流口到填料底部的高差),能够渗过填料的平均流量小于系统设计进水流量时,可以认为填料发生了淤堵.淤堵发生的临界渗透系数  $k_{\text{临}}$  可用下式计算:

$$k_{\text{临}} = \frac{VL}{hAT} = \frac{Q_{\text{设}}L}{h_{\text{max}}A}$$

式中,  $k_{\text{临}}$  为临界渗透系数( $\text{cm/s}$ );  $Q_{\text{设}}$  为系统设计最小进水流量( $\text{cm}^3/\text{s}$ );  $L$  为填料长度( $\text{cm}$ );  $h_{\text{max}}$  为最大水头差( $\text{cm}$ );  $A$  为系统上部表面积( $\text{cm}^2$ ).

实验采用的人工湿地模型设计流量为  $7.28 \text{ L/h}$ (以每日运行  $8 \text{ h}$  计),填料长  $45 \text{ cm}$ ,最大水头差  $80 \text{ cm}$ (模型底部至模型顶部溢流口高度),表面积  $706.5 \text{ cm}^2$ . 可算出实验人工湿地模型的临界渗透系数为  $1.61 \times 10^{-3} \text{ cm/s}$ .

2 结果与讨论

2.1 有效孔隙率与处理污水 SS 性质和栽培植物的关系

试验条件下,各垂直流人工湿地单元模型的有效孔隙率变化如图 2 所示.对六个系统的实测数据进行分析,可以认为在人工湿地运行过程中有效孔隙率均有一定程度降低,但降幅存在明显差异.其中,进水中悬浮颗粒为无机颗粒的 1、2 号系统有效孔隙率降低最多,运行至  $30 \text{ d}$ ,其有效孔隙率已由初始的  $20\%$  降至  $7\%$  左右;进水中无悬浮态污染物的 3、4 号系统有效孔隙率降幅最少,仍然保持在  $13\%$  左右;进水中悬浮颗粒全部为有机颗粒的 5、6 号系统的有效孔隙率也降低至  $9\%$ ,降幅介于 1、2 号和 3、4 号之间.实验还证明,短期试验条件下,没有发现有效孔隙率的变化与栽培植物有显著性相关关系.本实验中植物系统对滤料内物质的积累没有明显的影响.

2.2 渗透系数与处理污水 SS 性质的关系

实验设定条件下,各垂直流单元模型渗透系数的变化如图 3 所示.由图 3 可以看出,随着运行时间的增长,各系统的渗透系数均表现为降低趋势,一般在开始阶段降低较快,到后期逐渐变缓.6 个实验装置的透水系数均降低到原来的  $1/10$  以下,降低最为明显的 1、2 号系统最终降低为原来的  $1/100$  左右.在第  $27 \text{ d}$  时 1、2 号系统的渗透系数降至临界值  $1.61 \times 10^{-3} \text{ cm/s}$  以下,此时湿地表面出现持续淹水、渗水不畅的现象.3、4 号系统到实验结束时渗透系数仍高于临界渗透系数,未出现表面持续淹水现象.5、6 号系统在第  $29 \text{ d}$  渗透

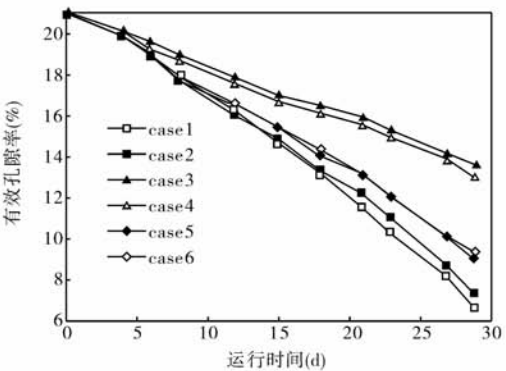


图 2 有效孔隙率变化  
Fig.2 Variation of available porosity rate in experimental period

系数降至临界渗透系数以下,在第 28 d 时出现表面持续淹水现象. 可以看出,进水中悬浮颗粒为无机颗粒的系统淤堵程度明显高于进水中悬浮颗粒为有机颗粒的系统,同时进水中无悬浮颗粒的系统堵塞程度明显低于上述其它系统. 图 4 为实验结束后在系统内分层取样测定的分层渗透系数. 填料底部的砂样渗透系数明显高于上层填料,因此,悬浮颗粒主要在上层被截留,降低了上层的有效孔隙率,导致上层渗透系数大幅度地降低.

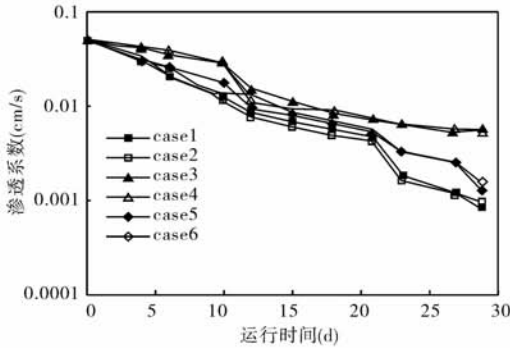


图 3 渗透系数变化

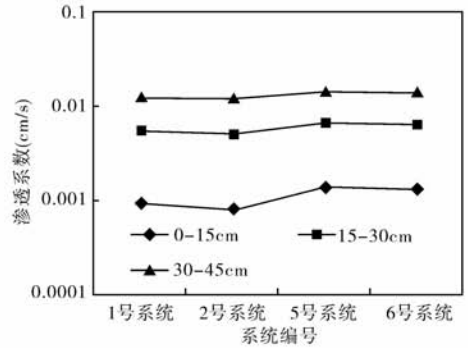


图 4 分层渗透系数

Fig. 3 Variation of penetration coefficient in experimental period Fig. 4 The penetration coefficient in different layer

### 2.3 SS 的积累与填料有效孔隙率的关系

通过定期对模型有效孔隙体积和进出水 SS 的测定可计算得到 SS 在滤料内部的积累量和系统淤堵的影响关系(图 5). 由图 5 可以看出,由于滤料内 SS 的积累占据一定的孔隙,有效孔隙率呈不断下降的趋势. 在相同的时间内,含有悬浮颗粒的 4 个系统截留 SS 量都在 150 g 左右,说明实验采用的沙质填料对污水中不同悬浮颗粒的物理过滤相似. 在相同的 SS 累积量下,进水中悬浮颗粒为无机颗粒的 1、2 号系统的有效孔隙率明显低于进水中悬浮颗粒为有机颗粒的 5、6 号系统,且随着悬浮颗粒的不断积累差距越来越大. 可以认为这是由于无机悬浮颗粒-膨润土颗粒属于不可生物降解的物质,它被过滤截留后以原有形态残留在孔隙中,随着 SS 的不断截留,它所占据的孔隙体积越来越大,导致了有效孔隙率不断下降;而有机悬浮颗粒-淀粉颗粒属于易被生物降解的物质,它被填料过滤截留后一部分被微生物降解成  $\text{CO}_2$  和  $\text{H}_2\text{O}$ . 由于短期内微生物的降解能力有限,截留的有机 SS 并未能被完全降解,仍有部分有机颗粒以颗粒形态残留在孔隙中,占据了孔隙体积,这部分残留的颗粒态有机 SS 的不断积累也造成了有效孔隙率的不断减小.

### 2.4 生物量的增长对系统有效孔隙率变化的影响

可以通过实验过程测定的  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  的去除量换算 BOD5 降解量,并以每降解 1 g BOD5 产生 0.6 g 生物量计<sup>[11]</sup>,计算出系统运行过程中所产生的生物膜量. 图 6 为产生的生物膜量与有效孔隙率之间关系. 从 3、4 号系统生物膜增加与有效孔隙率的关系可以看出,在没有悬浮颗粒的条件下,生物膜量的增多也能造成有效孔隙率的下降. 而 1、2 号系统孔隙体积不仅有部分被生物膜占据,还有部分被截留的无机 SS 所占据,5、6 号系统由于截留的部分有机 SS 被生物降解,因此在产生相同的生物膜时有效孔隙率大于 1、2 号系统而小于进水中无悬浮态污染物的 3、4 号系统. 另外,实验结果中未能看出植物系统对系统有效孔隙率变化的影响.

### 2.5 单元模型内孔隙体积各组成部分的变化

初始情况下模型内孔隙体积由有效孔隙、毛细水所占体积组成. 经过一段时间的运行以后,孔隙体积由有效孔隙所占体积、毛细水所占体积、生物膜所占体积和 SS 形成的胶状物质所占体积组成. 本文通过截留的 SS 量估算 SS 占据的体积,通过生物膜产生量估算生物膜占据体积,通过测定得到有效孔隙体积. 图 7 为孔隙体积各组成部分的变化图. 三组实验模型内部微生物膜占据的体积都达到了 13% 左右. 1、2 号桶内无机悬浮颗粒所占体积达到了总孔隙体积的 21.8%,5、6 号桶内未降解的有机悬浮颗粒占据的体积也达到

了总孔隙体积的 15.2%。在填料淤堵过程中悬浮颗粒和微生物膜所占据的孔隙体积高达总孔隙体积的 30%,可见悬浮颗粒的累积和微生物膜的生长是填料淤堵的主要原因。另外,无论在淤堵前后,填料中的毛细水都占有较大比重,由于孔隙变小导致的毛细水体积增大可能也是导致填料淤堵的重要原因。

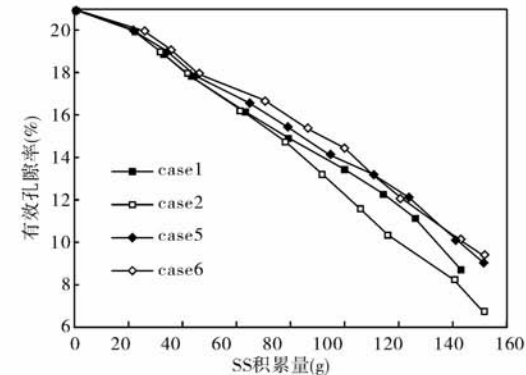


图 5 有效孔隙率随 SS 积累量的变化  
Fig.5 Variation of active porosity rate along with SS accumulation

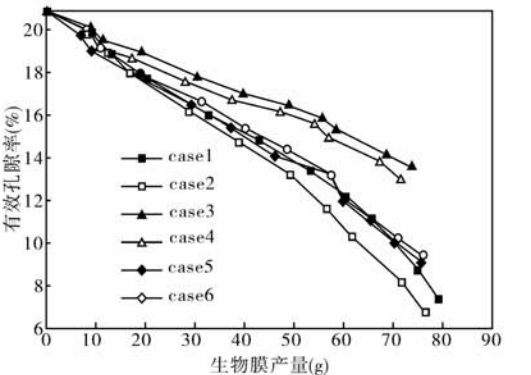


图 6 有效孔隙率随生物膜积累量  
Fig.6 Variation of available porosity rate along with biomass growth

2.6 湿地功效

2.6.1 去除率 人工湿地模型对污水中 TP、TN、SS 和  $COD_{Mn}$  的处理效果表明(图 8),人工湿地模型对 TP 的去除率稳定在 65% 以上,和一般采用沙的人工湿地系统较为接近。但 TP 的去除率随着湿地运行时间的增加呈下降的趋势,这可能是由于人工湿地模型对 P 的去除主要依靠于其中填料的吸附<sup>[12]</sup>,随着系统的运行,填料对 P 的吸附能力开始降低,因此 TP 的去除率有所下降。由图 8b 可见,人工湿地模型对 TN 去除率一直维持在 60% 以上,随着湿地运行时间的增加,TN 的去除率虽有所反复,但总体呈逐渐升高的趋势。可主要考虑为湿地系统微生物系统逐渐成熟产生的作用。另外,由于堵塞造成渗透系数的降低,污水在填料系统中的停留时间变长,使得污水与生物膜的接触时间随之增长也是原因之一。整个实验过程中人工湿地对 SS 去除率未出现随渗透系数降低而发生明显变化,一般保持了 85% 左右的平均去除率(图 8c),这可能是由于实验所用填料不均匀系数为 4.4,属于均匀填料,它对 SS 的过滤吸附能力较强<sup>[8]</sup>。从图 8c 也可以看出,有植物系统表现出略强于无植物系统对悬浮颗粒的截留能力,这可以考虑为植物根系可增强填料的过滤作用,但由于本试验时间较短,这一作用的累积效果并不明显。人工湿地对  $COD_{Mn}$  的去除与 TN 的去除规律相似,也是随着运行时间的增加去除效果有所变好,其原理应该与 TN 相同。从以上实验结果可以看出,随着系统的堵塞,人工湿地模型在淤堵前后对流经填料的污染物的去除效率基本不变,对各种污染物的平均去除率都能保持在 70% 以上。这主要是因为湿地模型在经过了前期的微生物驯化阶段后,加之系统运行后不断的营养补给,微生物系统逐渐趋于稳定,去除污染物的能力随之也达到了一个稳定的阶段。另一方面,滤料渗透系数的降低实际是在同一水头下造成了流量的减小,也就是系统的负荷有所减小,因此去除率也会有所上升。

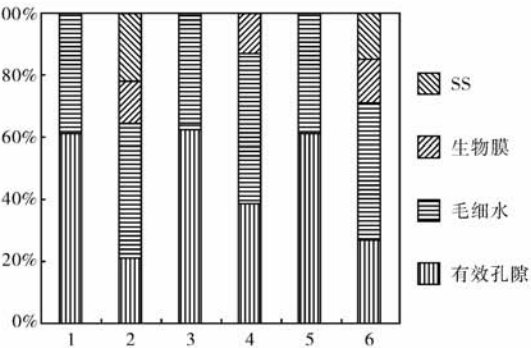


图 7 单元模型内孔隙体积各组成部分  
(1:有机 SS 组,实验前;2:有机 SS 组,实验后;  
3:溶解态组,实验前;4:溶解态组,实验后;  
5:无机 SS 组,实验前;6:无机 SS 组,实验后)  
Fig.7 Variations of void volume in unit model

变化,一般保持了 85% 左右的平均去除率(图 8c),这可能是由于实验所用填料不均匀系数为 4.4,属于均匀填料,它对 SS 的过滤吸附能力较强<sup>[8]</sup>。从图 8c 也可以看出,有植物系统表现出略强于无植物系统对悬浮颗粒的截留能力,这可以考虑为植物根系可增强填料的过滤作用,但由于本试验时间较短,这一作用的累积效果并不明显。人工湿地对  $COD_{Mn}$  的去除与 TN 的去除规律相似,也是随着运行时间的增加去除效果有所变好,其原理应该与 TN 相同。从以上实验结果可以看出,随着系统的堵塞,人工湿地模型在淤堵前后对流经填料的污染物的去除效率基本不变,对各种污染物的平均去除率都能保持在 70% 以上。这主要是因为湿地模型在经过了前期的微生物驯化阶段后,加之系统运行后不断的营养补给,微生物系统逐渐趋于稳定,去除污染物的能力随之也达到了一个稳定的阶段。另一方面,滤料渗透系数的降低实际是在同一水头下造成了流量的减小,也就是系统的负荷有所减小,因此去除率也会有所上升。

2.6.2 去除量 由于用去除率无法表达淤堵所造成的影响,对湿地每天的去除量进行了计算。图 9 表示了湿地每日去除污染物总量随着渗透系数的变化。 $COD_{Mn}$  和 TN 的每日去除总量随着渗透系数的逐渐减少呈



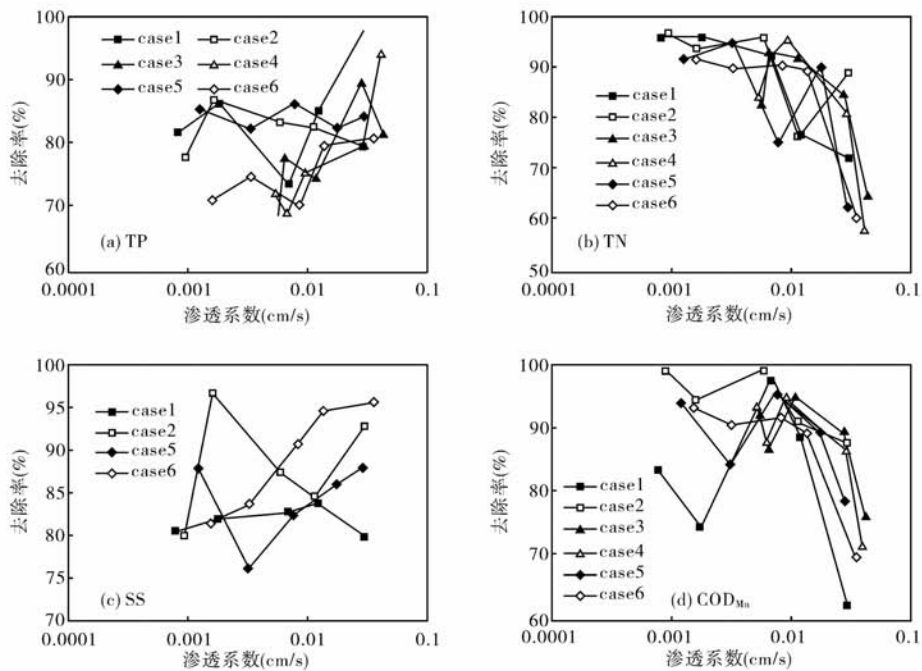


图 8 去除率变化  
Fig. 8 Removal rates

现出先变大然后保持稳定再变小的趋势. 这是因为  $COD_{Mn}$  和 TN 的去除主要依靠微生物的作用, 在系统运行的初始阶段, 微生物系统还处于发育期, 虽然湿地系统的每日污水处理量较大, 但由于较低的去除效率使得系统的每日去除量较低. 随着微生物系统的逐渐成熟, 生物膜的不断生长, 使得系统的每日去除量增加并趋于稳定. 此后由于淤堵使填料系统的渗透系数逐渐降低, 湿地的水力负荷减小, 处理的污水量逐渐减少, 虽然去除率略有增加, 但去除总量表现为下降. 由此我们可以猜测可能存在着一个对于  $COD_{Mn}$  和 TN 每日去除总量的最佳渗透系数范围, 在这个范围内, 人工湿地系统可以保持对  $COD_{Mn}$  和 TN 的最佳每日去除量. 磷和悬浮物的去除主要依靠填料的吸附和过滤, 由于随着渗透系数的降低, 流经人工湿地单元模型的污水量减少, 而湿地对污染物的去除效率并未发生很大改变 (图 9a、b), 所以单元模型去除污染物的量不断减少, TP 和 SS 的每日去除总量随着渗透系数的降低呈不断变小的趋势. 无论是哪种污染物质, 实验末期的每日去除总量均小于实验初期的每日去除总量, 湿地功效受到了填料淤堵的限制.

3 结论

- (1) 根据本论文提出的计算方法, 实验湿地系统填料的临界渗透系数计算为  $1.61 \times 10^{-3}$  cm/s. 在实验运行中发现, 当填料堵塞、渗透系数接近于  $1.61 \times 10^{-3}$  cm/s 时, 湿地出现表面积水、流水不畅等淤堵现象;
- (2) 本实验中淤堵后填料上层的渗透系数明显低于中下层, 表明悬浮颗粒主要截留在填料上层, 淤堵主要发生在填料上层部分;
- (3) 进水中悬浮颗粒全部为无机颗粒的系统较进水中全部为溶解态污染物质的系统更易造成淤堵; 如果被截留的有机 SS 能被微生物及时降解, 有机 SS 对填料淤堵能够在很大程度上缓解;
- (4) 可以认为被填料截留的不可生物降解无机 SS、被截留但未能及时降解的可生物降解有机 SS, 生物膜的生长以及被上述物质吸附的水是导致淤堵的主要原因;
- (5) 在人工湿地模型的运行实验中, 填料有效孔隙率不断下降, 渗透系数也不断降低, 但人工湿地对流经填料系统的各种污染物的平均去除率都没有发生明显的变化. 可以认为淤堵并没有对人工湿地内部的微生物系统产生不良影响, 主要是造成了水流的不畅;

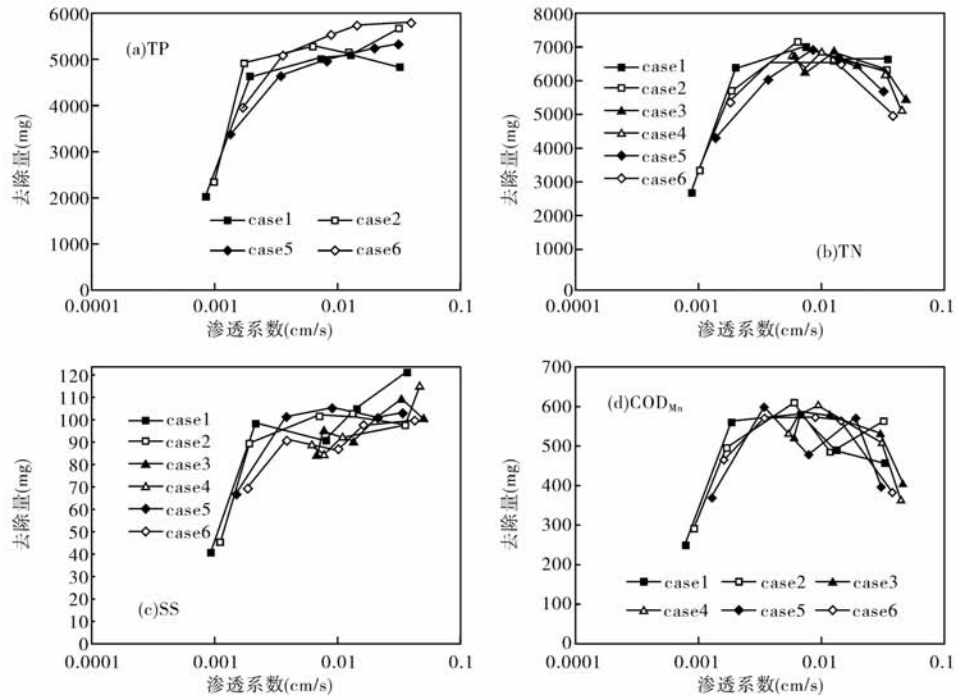


图9 去除量变化

Fig. 9 Removal quantity

(6)随着人工湿地的运行,有效孔隙率、渗透系数不断降低,人工湿地的总磷、SS 每日去除量随之降低。淤堵主要是通过的水量减少,造成湿地对 TN、COD<sub>Mn</sub> 的每日去除总量发生影响,从而影响了人工湿地的效率。

#### 4 参考文献

[1] 朱 彤,许振成,胡康萍等. 人工湿地污水处理系统应用研究. 环境科学研究,1994,4(5):17-22.

[2] Tanner C C, James P S. Accumulation of organic solids in gravel-bed constructed wetlands. *Wat Sci Tech*, 1995,32(3):229-239.

[3] Blazejewski R, Murat S. Soil clogging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow. *Wat Sci Tech*, 1997,35:183-188.

[4] Platzer C, Mauch K. Soil clogging in vertical flow reed beds-mechanism, parameters, consequences and solutions. *Wat Sci Tech*, 1997,35:175-181.

[5] Labeer J, Haberl R, Perfer R *et al*. Influence of substrate clogging on the treatment capacity of a vertical-flow constructed wetland system. In: *Proceeding of 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Floria, 2000.

[6] 詹德昊,吴振斌,张 晟等. 堵塞对复合垂直流湿地水力特征的影响. 中国给水排水,2003,19(2):1-4.

[7] 詹德昊,吴振斌,徐光来. 复合垂直流构建湿地中有机质积累与基质堵塞. 中国环境科学,2003,23(5):457-461.

[8] 付贵萍,吴振斌,张 晟等. 构建湿地堵塞问题的研究. 环境科学. 2004,25(3):144-149.

[9] 中国标准出版社第二辑室主编. 中国环境保护标准汇编 水质分析方法. 北京:中国标准出版社,2001.

[10] 中华人民共和国水利部主编. 土工试验方法标准. 北京:中国计划出版社,1999:68-74.

[11] Sun G Z, Zhao Y Q, Allen S. Enhanced removal of organic matter and ammoniacal-nitrogen in a column experiment of tidal flow constructed wetland system. *Journal of Biotechnology*, 2005,115:189-197.

[12] 龚琴红,田光明,丁 晔等. 垂直流湿地对生活污水中磷的去除效果研究. 农业环境科学学报,2004,23(6):1046-1049.