

# 温度对活性污泥沉降性能与微生物种群结构的影响

王杰,彭永臻\*,杨雄,王淑莹,张健伟(北京工业大学,北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室,北京市污水脱氮除磷处理与过程控制工程技术研究中心,北京 100124)

**摘要** 为探究运行温度与活性污泥沉降性能之间的关系,采用5个带有自控设备的序批式反应器考察了不同的运行温度(15,20,25,30和35℃)对活性污泥沉降性能及微生物种群结构的影响。结果表明,采用短时进水,由于运行温度对污泥沉降性能的影响远远弱于底物浓度的影响,且系统中的优势丝状菌以 Type 0041 和 Type 0092 为主,所以5个系统均未发生污泥膨胀现象;采用长时进水,5个系统均发生了丝状膨胀现象,温度与低底物浓度的相互作用导致污泥的SVI值随运行温度(15~30℃)的增加而升高,而运行温度为35℃时污泥的SVI值要低于30℃的情况。同时不同的运行温度下污泥胞内胞外贮存特性及优势丝状菌的种类差异较大。

**关键词** 温度;污泥沉降性能;污泥膨胀;丝状菌;贮存物

中图分类号:X703.1 文献标识码:A 文章编号:1000-6923(2016)01-0109-08

**Effect of temperature on activated sludge settleability and microbial community structure.** WANG Jie, PENG Yong-zhen\*, YANG Xiong, WANG Shu-ying, ZHANG Jian-wei (Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Engineering Research Center of Beijing, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China). *China Environmental Science*, 2016,36(1): 109~116

**Abstract** : In order to investigate the relationship between operating temperature and sludge settleability, five sequencing batch reactors with automatic control equipment were adopted to explore the effect of different operating temperature (15, 20, 25, 30 and 35 °C) on sludge settleability and microbial community structure. The results showed that: when inflowing time was five minutes, sludge bulking did not occurred in all systems. This was due to that effect of operating temperature on sludge settleability was much weaker than substrate concentration, and the dominating filamentous bacterium were Type 0041 and Type 0092; when five hours were adopted, five systems were occurred filamentous bulking phenomenon and SVI value increased as operating temperature (15~30 °C) rising due to the interaction between temperature and low substrate concentration. While operating temperature was 35 °C, SVI value was lower than that in 30 °C. Moreover, the features of the intracellular storage and extracellular storage as well as the types of dominating filamentous bacteria had a great difference when operating temperature was different.

**Key words** : temperature ; activated sludge settleability ; sludge bulking ; filamentous bulking sludge ; storage

活性污泥法工艺是国内外污水处理厂中最常用的污水处理工艺<sup>[1]</sup>,该工艺的运行性能对丝状菌和菌胶团的平衡性依赖极大。这两种菌群的平衡性一旦遭到破坏,丝状菌便可能得到大量增殖从而引发污泥膨胀问题,严重威胁污水处理厂的长期稳定运行<sup>[2]</sup>。因此探究污泥膨胀问题发生的运行条件至关重要。目前对污泥膨胀诱发因素的研究主要集中在 pH 值,溶解氧(DO),污泥龄(SRT),污泥负荷(F/M)等方面,杨雄等<sup>[3-4]</sup>探究了碳源类型和氮/磷缺乏对污泥沉降性能及丝状菌生长的影响,也有人考察了不同的温度与污泥膨

胀的关系<sup>[5]</sup>,通常认为低温下微生物的代谢速率降低,使部分有机碳源不能被充分氧化而在胞外形成大量胞外聚合物(EPS),从而引起高粘性膨胀,而高温则有利于丝状菌的生长,从而导致丝状菌膨胀<sup>[6]</sup>。但 Knoop 等<sup>[7]</sup>通过观察 *M.parvicella* 在 5,12,20℃ 下的生长状况则认为低温有利于丝状菌生长。温度对污泥沉降性能的影响及发生的膨

收稿日期:2015-05-09

基金项目:“十二五”国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07302002-06);北京市教委资助项目

\* 责任作者, 院士, pyz@bjut.edu.cn

胀类型尚未得到统一论,且已有的研究仅对不同温度下污泥的沉降性能和出水水质作出分析,并未涉及污泥胞内胞外贮存特性及丝状菌种群结构的变化情况,因此该方面的内容仍需进一步明确.本试验以带有自控设备的 SBR 系统探究了运行温度分别为 15,20,25,30,35 时污泥沉降性能的变化情况,污泥胞内胞外贮存特性以及丝状菌种群结构的差异,从而为实际污水处理厂的长期稳定运行提供理论支撑,并对污泥膨胀诱发因素的理论体系作出进一步完善.

## 1 材料与方法

### 1.1 试验装置及运行方式

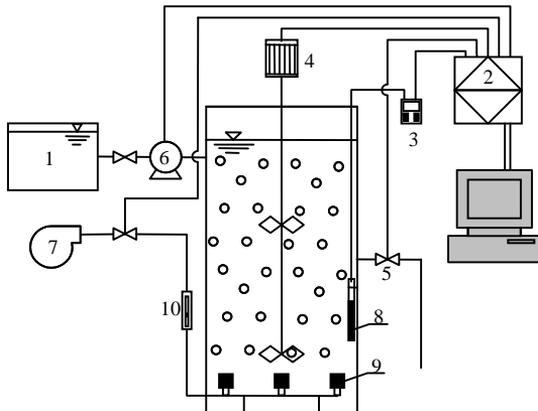


图 1 SBR 试验系统及控制装置示意

Fig.1 The Set-up diagram of SBR system and PLC

1.进水箱; 2.自控系统; 3. pH, DO 测定仪; 4.搅拌器; 5.排水阀; 6.蠕动泵; 7.空气压缩机; 8. pH, DO 探头; 9.曝气头; 10.流量计

试验在 5 个有效容积为 5L,具有自动控制系统的序批式反应器(SBR)中进行(图 1).SBR 的进水泵,搅拌器,曝气泵,排水泵的启停均由可编程控制器(PLC)控制,采用 IKA REO basic C 型磁力搅拌器使系统混合均匀,采用鼓风曝气充氧,好氧期间 DO 浓度维持在 $(2.0\pm 0.2)$ mg/L.试验设定 5 个反应器的运行温度分别为 15,20,25,30,35 ,通过加热棒对系统加热.运行过程中 DO 探头及温度探头将 SBR 内的溶解氧(DO)浓度值和温度值实时反馈给 PLC,PLC 根据上位机软件设定参数值对曝气泵和加热棒进行调节,以维持系统内 DO 浓度和温度的恒定.试验共进行 78d,分两个

阶段:阶段 (0~56d)采用 5min 进水以模拟具有高底物浓度梯度的系统,考察该种情况下不同的运行温度能否造成污泥沉降性能的差异;阶段 (56~78d)改为长时进水(5h)以模拟完全混合式系统,考察低底物浓度梯度下不同的运行温度对污泥沉降性能的影响.两个阶段均采用先厌氧后好氧的运行方式,每天运行 4 个周期,其中厌氧搅拌时间为 120min,曝气时间为 180min,沉淀时间为 50min,排水及闲置时间为 10min.运行过程中 SBR 每周期进水 2.5L,排水比为 50%.

### 1.2 试验水质及接种污泥

5 个 SBR 均采用人工配水作进水水质,如表 1 所示,进水 COD( $\text{NaCH}_2\text{CH}_3$ )为 400mg/L, C:N:P = 400:40:8,此外进水中还加入了微生物生长所必须的微量元素(表 1).系统的接种污泥取自高碑店某污水处理厂二沉池剩余污泥,该污泥具有良好的脱氮除磷能力且污泥的 SVI 值低于 100mL/g.

表 1 配水的组成

Table 1 The composition of feedwater

营养液	质量浓度(g/L)	微量元素液	质量浓度(g/L)
$\text{NH}_4\text{Cl}$	0.15	$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.15
$\text{K}_2\text{HPO}_4$	0.01	$\text{NaMo}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	0.06
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.10	$\text{MnCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	0.12
$\text{CaCl}_2$	0.03	KI	0.18
$\text{NaCH}_2\text{CO}_3$	5.13	$\text{H}_3\text{BO}_3$	0.15
		$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	1.5
		EDTA	10
		$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	0.03

### 1.3 试验指标及分析方法

试验期间,测定了污泥体积指数(SVI),混合液悬浮固体浓度(MLSS),混合液挥发性悬浮固体浓度(MLVSS),聚- $\beta$ -羟基烷酸酯(PHA),胞外聚合物(EPS),PH,DO 等.SVI, MLSS, MLVSS 按照标准方法测定<sup>[8]</sup>.污泥中 PHA 测定前先用三氯甲烷和酸化甲醇在 100 下消解 20h,然后对有机相中的 PHA 成分进行检测,主要检测聚- $\beta$ -羟基丁酸(PHB)和聚- $\beta$ -羟基戊酸(PHV),PHA 以 PHB 和 PHV 之和计.PHB 和 PHV 按照 Oehmen<sup>[9]</sup>所述的操作方法测定.采用 Agilent 6890N 型气相

色谱以及 Agilent DB-1 型气相色谱柱,分别以 3-羟基丁酸和 3-羟基戊酸(两种物质比例为 95%:5%, Fluka,Buchs SG, Switzerland)作为标准物质测定.EPS 采用阳离子树脂交换法提取<sup>[10]</sup>,多糖采用蒽酮法测定<sup>[11]</sup>,蛋白质采用修正的 Lowery 法测定<sup>[10]</sup>,DNA 采用二苯胺法测定<sup>[12]</sup>, EPS 为 3 种组分的测定值之和.试验过程中污泥形态结构的观察,革兰氏钠氏染色镜检均采用 Olympus\_BX61 型显微镜在微分干涉模式下进行.丝状菌丰度(FI)的鉴定根据 Eikelboom 所提出的方法进行认定<sup>[13]</sup>.

## 2 结果与讨论

### 2.1 不同的运行温度对污泥沉降性能的影响

不同的运行温度对污泥沉降性能的影响如图 2 所示.由图 2 可以看出,系统在 5min 短时进水(阶段 I)的情况下,不同的运行温度并未对污泥的沉降性能产生较大影响,5 个系统中除了 25 的系统外污泥的 SVI 值均维持在 50mL/g 左右,污泥絮体结构密实,絮体之间仅有极少量的丝状菌出现,这些丝状菌构成了污泥絮体的骨架,使絮体相互连接形成菌胶团.5 个系统在不同的运行温度下均表现出良好的沉降性能(图 3a).这是因为采用缺氧模式运行,反应器前 10min 的进水阶段起到缺氧选择器的作用<sup>[14]</sup>,运行温度对污泥沉降性能的影响要远远弱于高底物浓度的影响,根据 Chudoba 的动力学选择理论<sup>[15]</sup>,高底物浓度下丝状菌的最大比增长速率( $\mu_{max}$ )比菌胶团小,而饱和常数( $K_s$ )则大于菌胶团,菌胶团在系统中呈优势生长,同时菌胶团在高底物浓度下能将大量有机物贮存为胞内的 PHA 和多糖等物质,使菌胶团在与丝状菌的底物竞争中占据优势,从而抑制丝状菌的大量生长,防止污泥膨胀的发生.而 25 的系统在 35d 的运行后 SVI 值有所上升,之后稳定维持在 100mL/g 左右,该 SVI 值要高于其他各系统,分析认为 25 属于常温环境,无论是丝状菌还是菌胶团对这一温度都有较好的适应性,丝状菌在这一环境下得到一定生长,但由于运行条件对菌胶团更为有利,因此系统并未发生膨胀现象.由此可见,仅仅通过调节运行温度的高低

并不能引起污泥沉降性能的恶化,而温度的突变或温度与其他运行环境的相互作用则可能是造成实际污水处理厂在不同的季节发生周期性污泥膨胀的原因.

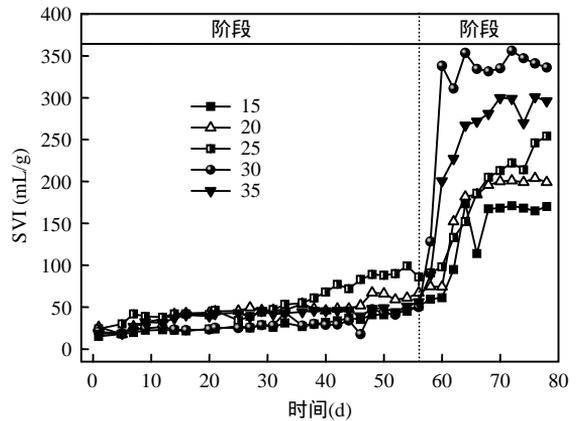


图 2 不同的运行温度对污泥沉降性能的影响

Fig.2 Effect of different temperature on settleability of activated sludge

经过近 56d 的运行,在 5 个 SBR 内污泥的沉降性能仍维持在稳定水平,于是将 5 个系统的进水时间延长为 5h(阶段 II),以考察不同的运行温度与低底物浓度共同作用时污泥沉降性能的变化情况.在调整后的仅仅一周之内,5 个 SBR 的沉降性能均迅速恶化,尤其是当温度为 30 时,污泥的 SVI 值达到 350mL/g 以上,污泥结构松散,絮体周围可见大量丝状菌呈网状蔓延,丝状菌丰度为 5(图 3e),系统发生了严重的膨胀.同时其他温度下的系统也发生了不同程度的膨胀(图 3b~f).事实上,污泥的 SVI 值与运行温度呈现出较高的相关性,当系统的运行温度为 15 时,污泥的 SVI 值在 157mL/g 左右,随着运行温度的升高,系统的 SVI 值也继续升高,当运行温度为 30 时污泥的 SVI 值达到 356mL/g.但当运行温度为 35 时,污泥的 SVI 值却低于 30 的系统,SVI 值维持在 300mL/g.Dilek<sup>[16]</sup>采用半连续流系统探究不同的运行温度对污泥沉降性能的影响时发现,在 15~30 的温度范围内,污泥的沉降性能随着温度的升高而降低,但并未发生膨胀问题,当运行温度为 35 时,污泥的 SVI 值达到 120mL/g,表现

出较大的膨胀趋势.本试验在阶段 的运行过程中同样未发现污泥膨胀现象,而在阶段 中系统的 SVI 值随运行温度的变化具有与上述类似的趋势.也就是说温度引起的污泥沉降性能的恶化大多是与其他因素(如低底物浓度)相互作用的结果.阶段 采用长时进水,反应器在流态上类似完全混合式,5 个系统的底物浓度均较低,这时不同的运行温度便会对污泥的沉降性能产生显著影响.经过分析认为,温度对污泥沉降性能的影响主要体现在以下几个方面,首先运行温度影响微生物体内的酶活性,而微生物体内的酶活性与微生物的生长速率关系密切<sup>[16]</sup>.当底物浓度较低时,丝状菌对底物具有更强的亲和力,随着运行温度的升高,微生物体内的酶活性也随之增强,丝状菌的生长速率就更快,但并非温度越高

酶的活性越强,当超过一定温度时,酶的活性开始下降,丝状菌的生长速率也随着下降,这就解释了低底物浓度的情况下,当运行温度为 15~30 时,污泥的 SVI 值逐渐升高,而当运行温度为 35 时,污泥的 SVI 值要低于 30 的情况.其次不同的运行温度影响微生物的新陈代谢能力,从而使微生物胞内胞外的贮存特性产生差异. Shin<sup>[17]</sup>指出较低的蛋白质/多糖(PN/PS)比会导致污泥的沉降性能变差,本试验在阶段 的运行中观察到,随着运行温度的升高(15~35 ),系统内的 PN/PS 比与污泥的沉降性能具有明显的负相关关系.同时, Van den Eijnde<sup>[18]</sup>指出,菌胶团对糖原具有较大的贮存能力,而丝状菌仅有有限的贮存能力,这必然造成不同的运行温度下微生物对有限底物的竞争,从而引起污泥沉降性能的差异.

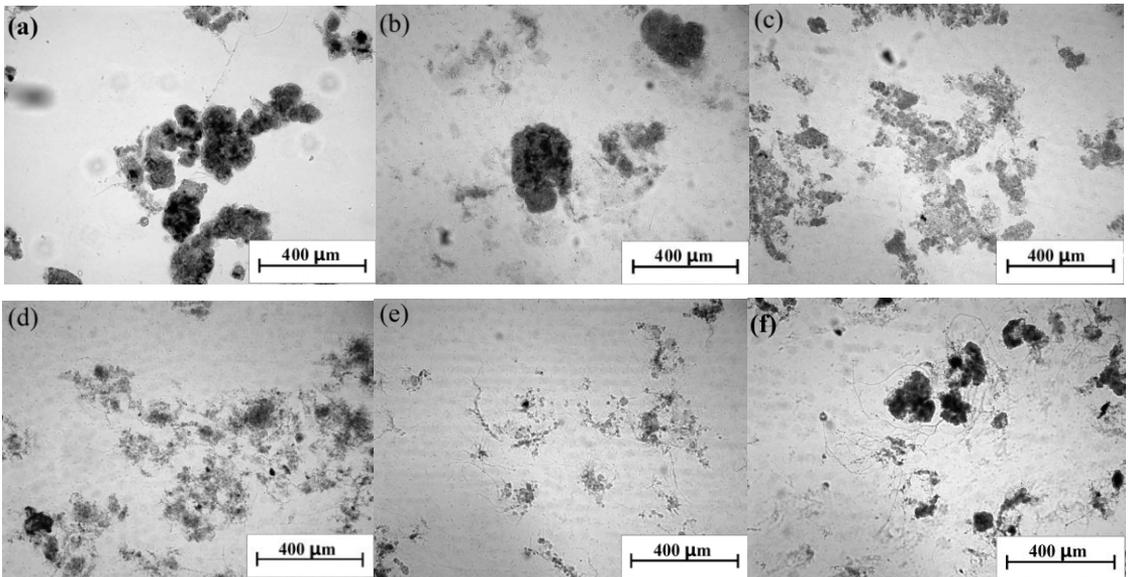


图3 不同阶段不同系统内污泥形态镜检结果(400x)

Fig.3 Morphological observation results in different systems

(a)阶段 25 系统;(b)阶段 15 系统;(c)阶段 20 系统;(d)阶段 25 系统;(e)阶段 30 系统;(f)阶段 35 系统

## 2.2 不同的运行温度对活性污泥合成 PHA、糖原及 EPS 特性的影响

图 4(a)和(c)为系统在第 阶段稳定运行后(50d)的一个周期内底物贮存情况的变化规律;图 4(b)和(d)为系统在第 阶段稳定运行后(70d)的一个周期内底物贮存情况的变化规律.由图 4(a)和(c)可以看出,阶段 期间 5 个系统均存在

较明显的 PHA 和糖原的贮存,消耗现象,PHA 的贮存和消耗规律与糖原的相反且不同的运行温度下 PHA 和糖原的贮存量和消耗量不同.这是因为缺氧阶段存在较高的底物浓度梯度,菌胶团能够迅速利用底物并将大量底物以 PHA 的形式储存起来<sup>[3]</sup>,所以不同运行系统(除 35 的系统)的 PHA 最大积累量出现的时间均在

120min 的缺氧末期.当运行温度由 15 升高到 30 时,系统的 PHA 最大贮存量由 15.3mmolC/ gVSS 下降到 7.09mmolC/ gVSS,PHA 最大贮存量随运行温度的升高而降低.但当运行温度为 35 时,系统的 PHA 最大贮存量最大,其最大贮存量出现的时间与 15~30 系统有所不同,其最大贮存量明显高于上述 4 个系统,达到 15.91mmolC/

gVSS,其最大贮存量出现的时间为 60min. Krishna<sup>[19]</sup>指出在营养丰盛期运行温度的升高会导致微生物新陈代谢的旺盛,微生物将大量有机物用来维持生命活动,从而使合成 PHA 的量减少.但当温度升高到一定程度(35 ),微生物体内的酶活性受到抑制,新陈代谢量降低,从而合成大量 PHA.

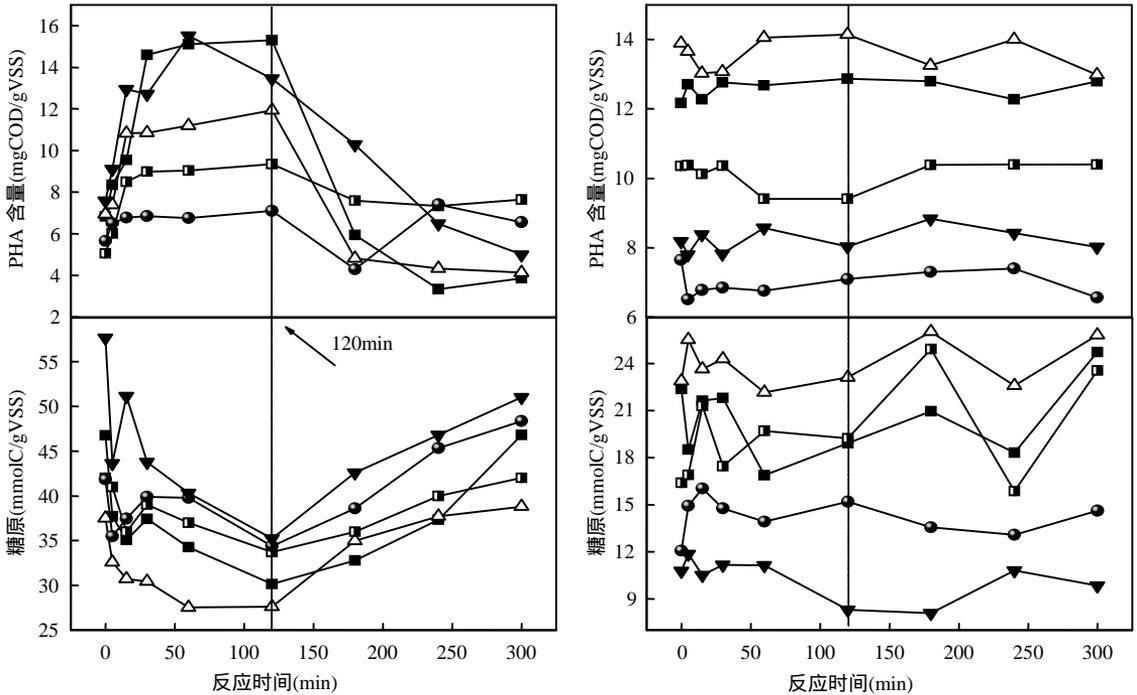


图 4 不同的运行温度下系统中 PHA 及糖原的变化情况

Fig.4 The changes of PHA and glucogen in systems under different operating temperature

—■— 15    —△— 20    —■— 25    —●— 30    —▼— 35

由图 4(c)可知糖原在 120min 的消耗量达到最大值,且不同的运行温度下糖原的消耗量不同,糖原的消耗量与系统的运行温度具有一定的相关性,但并不十分明显.总体来说随着运行温度的升高,糖原的最大消耗量表现出降低的趋势.进入好氧阶段后,菌胶团贮存的 PHA 开始消耗,各系统内的 PHA 贮存量不断下降,与此同时胞内糖原开始积累.虽然 PHA 的贮存和消耗情况与糖原具有相反的趋势,但 PHA 和糖原的贮存量和消耗量差异较大.糖原的消耗量和贮存量要远远高于 PHA 的贮存量和消耗量.Mino 模型<sup>[20]</sup>认为 PHA 的合成能量来源于糖原的降解,同时也有文献指

出,PHA 至少有 30%的合成能量可能来源于三羧酸(TCA)循环过程<sup>[21]</sup>,因此 PHA 贮存和糖原消耗的变化规律可能出现与本文不一致的现象.由图 4(b)和(d)可以看出,在阶段的运行期间,系统内并不存在明显的 PHA 和糖原的贮存和消耗现象,但不同的运行温度下,PHA 和糖原的基值差异较大.这是因为,阶段采用长时进水,系统流态类似完全混合式,即使存在缺氧阶段,但系统内较低的底物浓度梯度对菌胶团的生长不利,丝状菌在低底物浓度下迅速生长,导致 5 个系统均出现污泥膨胀现象.由 2.1 节可知,系统的运行温度越高,污泥的膨胀程度越严重,系统内丝状菌的种

类和数量就越多.由于菌胶团具备贮存 PHA 的能力而绝大多数的丝状菌不具备,所以污泥的膨胀程度越严重,说明系统内的丝状菌种类和数量越多,则系统贮存能力越低,因此在阶段 I 中,5 个系统 PHA 和糖原的贮存基值均随着运行温度的升高呈现出下降的趋势.

表 2 不同的运行温度下系统中 EPS 及 PN/PS 比的变化情况

Table 2 Effect of different temperature on EPS and PN/PS ratio

运行温度(°C)	阶段 I (50d)			阶段 II (70d)		
	EPS (mg/gVSS)	PN/PS	SVI (mL/g)	EPS (mg/gVSS)	PN/PS	SVI (mL/g)
15	36.96	3.68	41	18.00	3.29	171
20	61.10	2.52	66	16.37	2.83	201
25	46.21	2.23	88	23.76	2.76	222
30	30.01	1.78	43	25.53	2.10	354
35	40.47	1.31	49	17.58	2.15	299

表 2 为不同的运行温度下系统 EPS 及 PN/PS 比的变化情况.由表可以看出,阶段 I 和阶段 II 运行稳定后 EPS 的分泌量差距较大,阶段 I 不同运行系统的 EPS 分泌量均在 30mg/gVSS 以上,而阶段 II 5 个运行系统的最大分泌量仅为 25mg/gVSS.国内外有关研究显示 EPS 含量与污泥的沉降性能存在直接关系,这可能是因为,EPS 成分通常显示负电性,其更容易与系统内的  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  离子相结合以增加絮体疏水性能和沉降性能<sup>[22]</sup>.由于阶段 I 各系统的污泥沉降性能远优于阶段 II,所以阶段 I 各系统的 EPS 总量均高于阶段 II 的各系统.但污泥的沉降性能与 EPS 单成分如多糖和 DNA 的分泌量并无直接联系.本试验各阶段 EPS 单组分的变化情况与污泥的沉降性能较差的相关性即验证了这一点.值得注意的是,本试验中阶段 I 的 PN/PS 比普遍低于阶段 II 的 PN/PS 比,且同一阶段 PN/PS 比随运行温度的升高而降低,这可能是因为温度越高越有利于多糖的合成,而对蛋白质的合成不利,当 PN/PS 比较高且 EPS 分泌量较低时会导致污泥较差的沉降性能.Liao<sup>[23]</sup>发现 EPS 组分中多糖含量对污泥表面的疏水性及表面电荷有负面影响,Morgon<sup>[24]</sup>亦报道 EPS 组成

之间的比例关系对厌氧和好氧污泥絮体比单个 EPS 组分在决定污泥表面疏水性及表面电荷方面更加重要.由此可见,阶段 I 期间污泥的沉降性能随着温度的升高而恶化与系统 EPS 单组分 PN/PS 比的逐渐减小关系极大.也有相关研究指出<sup>[22-25]</sup>,EPS 的存在不利于污泥的沉降性能,EPS 各单成分含量均与 SVI 成正比,沉降性能恶化与高浓度 EPS 有关.目前对 EPS 及其单成分对污泥沉降性能的影响并无定论,仍需进一步探究.

### 2.3 不同的运行温度对丝状菌种类的影响

表 3 丝状菌鉴定结果

Table 3 Filamentous identification results

温度(°C)	阶段	丝状菌鉴定结果	FI
15		Type 1701, Type 0041, Type 0092, Type 0581	0
		Type 0581*, Type 0041	2
20		Type 0581, Type 0092, <i>S.natans</i> , Type 0041	0
		Type 1701*, Type 0092, Type 0581	2~3
25		Type 0092, Type 0041, <i>M.parvicella</i> , Type 021N	0~1
		Type 0041*, <i>M.parvicella</i> , Type 021N	3
30		Type 0041, Type 0092, <i>actinomycetes</i> , Type 0581	0
		<i>Thiothrix.spp*</i> , <i>actinomycetes</i> , Type 0581, Type 0092	5
35		Type 0092, Type 0581, Type 021N, Type 0041	0
		<i>S.natans*</i> , <i>M.parvicella</i> , Type 0092, Type 0581	4

注:\*为优势丝状菌

不同的运行温度下活性污泥微生物种群结构差异较大,活性污泥微生物种群结构的差异尤其是丝状菌种类的不同是造成活性污泥系统沉降性能差异的根本原因<sup>[13]</sup>.表 3 为不同的运行温度下丝状菌的鉴定结果.由表 3 可以看出,阶段 I 期间不同的运行温度下系统的 FI 几乎全部为 0,污泥的沉降性能良好.然而在沉降性能良好的活性污泥系统中仍能发现一些丝状菌,这些丝状菌以 Type 0041 和 Type 0092 为主,构成活性污泥的骨架.根据 Eikelboom<sup>[13]</sup>记载,Type 0041, Type 0092 是市政污水处理系统中的常见丝状菌,适应能力较强,其为优势丝状菌时一般不会导致污泥沉降性能严重恶化,这是因为 Type 0041 为附着型生长的丝状菌,其构型有利于菌胶团的附着,而 Type 0092 通常生长在菌胶团的内部,对污泥沉降性能没有太大影响.由表 3 还可以看出,阶段

期间系统的 FI 随着运行温度的升高逐渐升高且不同系统中丝状菌的种类差异较大.低温系统丝状菌种类比较单一,说明很多丝状菌在低底物浓度下不能适应低温环境而逐渐从系统中淘洗出去.15 的系统以 Type 0581 型丝状菌为主,且 5 个系统中几乎都存在 Type 0581,由此可知该类丝状菌对温度的适应性极强, Eikelboom<sup>[13]</sup>指出 Type 0581 容易在低负荷非连续流系统中生长且一般不会引起较高的 SVI 值(120~130mL/g),因此该类丝状菌在 15 的系统中虽然呈优势生长趋势,但并不会引起污泥沉降性能的严重恶化, FI=2(图 5a).当运行温度为 20 时,系统的优势丝状菌为 Type 1701,据报道 Type 1701 的大量增殖容易引起较高的 SVI 值,但该系统的 SVI 值稳定维持在 200mL/g 左右.经过考察发现系统中还存在较多的 Type 0092 和 Type 0581,这两种丝状菌的存在通常不会引起污泥沉降性能的恶化,所以

该系统并没有发生恶性污泥膨胀.25 的常温系统下 Type 0041 和 Type 0092 型丝状菌得到了优势生长(图 5c),这与实际污水处理厂的情况类似.采用 30 的运行温度时,污泥系统发生了严重的膨胀现象,其中 *Thiothrix.spp* 型丝状菌大量增殖,经过革兰氏和钠氏染色后发现,该类丝状菌呈现莲花丛型生长,且具有很多分生体,FI=5(图 5d).根据记载,若丝状菌呈莲花丛型生长则意味着该类丝状菌新陈代谢旺盛,正在快速增殖.因此可以认为 *Thiothrix.spp* 型丝状菌的最适生长温度为 30 ,并能引发严重的污泥膨胀问题.同时还发现系统中存在大量 *antimomyces* 菌属,该类菌属对温度的依赖性极强,所以其他系统中并未出现类似菌属.当运行温度为 35 时系统的优势丝状菌为 *S.natans*. *S.natans* 的大量增殖能够引起较高的 SVI 值,这与试验结论一致.此外该系统中还存在少量的 *M.parvicella*, Type 0092 和 Type 0581.

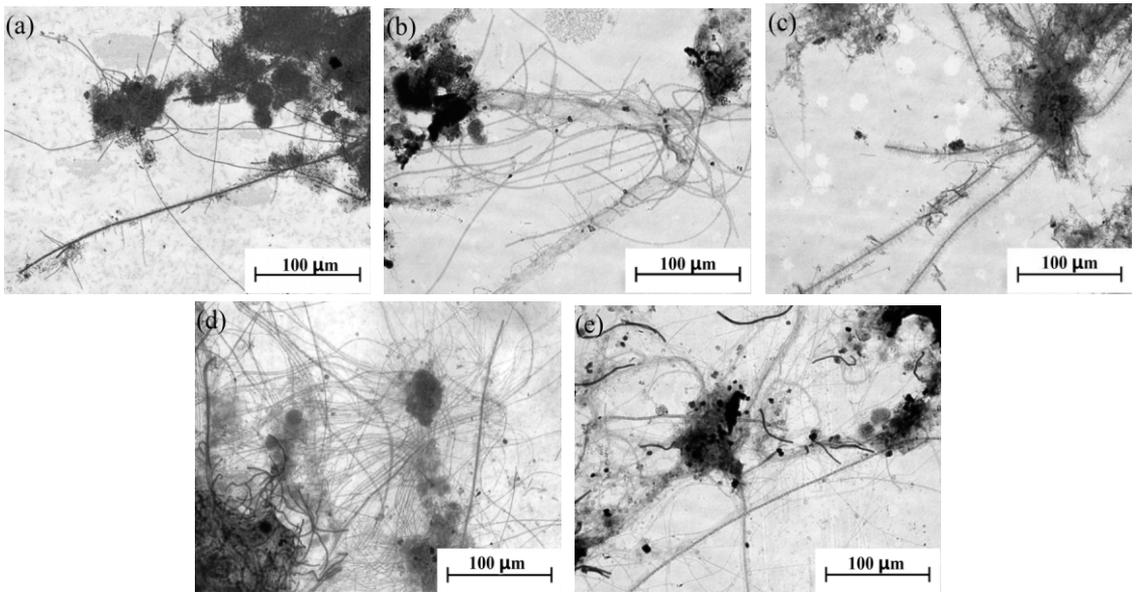


图 5 阶段 5 个系统中污泥形态镜检结果

Fig.5 Morphological observation results of five syetems in phase

(a)15 系统,G 染色;(b)20 系统,N 染色;(c)25 系统,G 染色;(d)30 系统,G 染色;(e)35 系统,N 染色

### 3 结论

3.1 运行温度对活性污泥沉降性能的影响要远远弱于高底物浓度的影响,仅仅改变系统的运行

温度并不能引起活性污泥沉降性能的变化.

3.2 当运行温度与低底物浓度共同作用时,活性污泥的 SVI 值随着运行温度的升高而增大.

3.3 阶段 系统具有明显的底物贮存和消耗现

象,其胞内贮存物 PHA 和糖原的贮存和消耗具有相反的规律,而阶段 I 不存在底物贮存和消耗现象,但 PHA 和糖原的贮存基值随运行温度的升高呈下降的趋势;

3.4 运行温度较低时,丝状菌种类较单一.阶段 I 系统均未发生污泥膨胀问题,丝状菌以 Type 0041 和 Type 0092 为主,阶段 II 五个系统发生了不同程度的污泥膨胀问题,不同的运行温度导致优势丝状菌的种类不同.

#### 参考文献:

- [1] Martins A M P, Pagilla K, Heijnen J J, et al. Filamentous bulking sludge-a critical review [J]. *Water Research*, 2004,38(4):793-817.
- [2] Tandoi V, Jenkins D, Wanner J. Activated sludge separation problems theory, control measures, practical experience [M]. London: IWA, 2006.
- [3] 杨雄,霍明昕,王淑莹,等.碳源类型对污泥沉降性能及丝状菌生长的影响 [J]. *化工学报*, 2011,62(12):3471-3477.
- [4] 杨雄,彭永臻,郭建华,等.氮磷缺乏对污泥沉降性能及丝状菌生长的影响 [J]. *化工学报*, 2014,65(3):1040-1048.
- [5] 张相忠,王淑莹,陈滢,等.污泥膨胀的研究 [J]. *哈尔滨商业大学学报(自然科学版)*, 2002,18(4):464-467.
- [6] Krishna C, Van Loosdrecht M C M. Effect of temperature on storage polymers and settleability of activated sludge [J]. *Water Research*, 1999,33(10):2374-2382.
- [7] Knoop S, Kunst S. Influence of temperature and sludge loading on activated sludge settling, especially on *Microthrix parvicella* [J]. *Water Science and Technology*, 1998,37(4/5):27-35.
- [8] Apha. Standard methods for the examination of water and waste water [M]. Washington D C: American Water Works Association and Water Environment Federation, 1998.
- [9] Oehmen A, Keller-Lehmann B, Zeng R J, et al. Optimisation of poly-beta-hydroxyalkanoate analysis using gas chromatography for enhanced biological phosphorus removal systems [J]. *Journal of Chromatography A*, 2005,1070(1/2):131-136.
- [10] Frolund B, Palmgren R, Keiding K, et al. Nielsen. Extraction of extracellular polymers from activated sludge using a cation exchange resin [J]. *Water Research*, 1996,30(8):1749-1758.
- [11] Gerhardt P, Murray R G E, Costilow R N. Manual of Methods for General Bacteriology [M]. American Society for Microbiology, 1981.
- [12] Liu H, Fang H H P. Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) of sludges [J]. *Journal of Biotechnology*, 2002,95(3).
- [13] Eikelboom D H. Process Control of Activated Sludge Plants by Microscopic Investigation [M]. London, UK: IWA Publishing, 2000:127-143.
- [14] Martins A M P, Heijnen J J, Van Loosdrecht M C M. Effect of feeding pattern and storage on the sludge settleability under aerobic conditions [J]. *Water Research*, 2003,37(11):2555-2570.
- [15] Chudoba J. Operational experience with an anoxic selector treating rendering-plant wastewaters [J]. *Water Science and Technology*, 1991,24(7):1-7.
- [16] Dilek Cetin F, Gumerman S. Effects of temperature and pH on the settleability of activated sludge flocs [J]. *Water Science and Technology*, 1990,22(9):249-254.
- [17] Shin H S, Kang S T, Nam S Y. Effect of carbohydrate and protein in the EPS on sludge settling characteristics [J]. *Water Science and Technology*, 2001,43(6):193-196.
- [18] Van den Eijnde E, Vriens L, Wynants M, et al. Transient behaviour and time aspects of inter- mittently and continuously fed bacterial cultures with regard to filamentous bulking of activated sludge. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 1984,19(6):44-52.
- [19] Krishna C, Mark C M. Effect of temperature on storage polymers and settleability of activated sludge [J]. *Water Research*, 1999, 10(33):2374-2382.
- [20] Arun V, Mino T, Matsuo T. Biological mechanism of acetate uptake mediated by carbohydrate consumption in excess phosphorus removal systems [J]. *Water Research*, 1988,22(5): 565-570.
- [21] Pereira H, Lemos P C, Reis M A M, et al. Model for carbon metabolism in biological phosphorus removal processes based on in vivo labelling experiments [J]. *Water Research*, 1996,30(9): 2128-2138.
- [22] Urbain V, Block J C, Manem J. Bioflocculation in activated sludge: an analytic approach [J]. *Water Research*, 1993,27(5): 829-838.
- [23] Liao B Q, Allen D G, Droppo I G, et al. Surface properties of sludge and their role in bioflocculation and settleability [J]. *Water Research*, 2001,35(2):339-350.
- [24] Morgon J W, Forster C F, Evison L. A comparative study of the nature of biopolymers extracted from anaerobic and activated sludges [J]. *Water Research*, 1990,24(6):743-750.
- [25] Forster C F. Factors involved in the settlement of activated sludge-II:The binding of polyvalent metals [J]. *Water Research*, 1985,19(10):1265-1271.

作者简介:王杰(1989-),女,河南省信阳人,北京工业大学硕士研究生,主要从事污水生物处理理论与应用研究.