

文章编号: 0253 - 374X(2009)01 - 0078 - 06

污水处理生物絮体絮凝沉淀机理分析的综述

周 琪, 林 涛, 谢 丽, 谭学军

(同济大学 环境科学与工程学院, 上海 200092)

摘要:通过介绍胞外聚合物(EPS)架桥、DLVO理论和疏水作用力3种最具代表性的理论体系,阐述了生物絮体絮凝沉淀过程、影响因素以及有待解决的问题。分析结果表明:生物絮体分泌的EPS所含蛋白质含量越少,其絮体沉淀效果越好;而疏水作用力却随EPS中蛋白质增加而加强,疏水作用力较大生物絮体絮凝能力较好,疏水作用力同时受到表面电荷的影响。此外,DLVO理论解决了EPS架桥无法解释的抗絮凝反应问题,离子强度在一定范围内越大,则絮体絮凝能力越好。

关键词:活性污泥;絮凝沉淀性能;胞外聚合物;DLVO理论;疏水作用力

中图分类号: X 829

文献标识码: A

Review of Mechanism of Bioflocculation and Settleability of Activated Sludge Bioflocs

ZHOU Qi, LIN Tao, XIE Li, TAN Xuejun

(School of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract: Bioflocculation of activated sludge is crucial to overall performance and efficiency of the treatment process as well as the settleability. The bindings between flocs are due to the intermolecular interactions, which can be mainly categorized into 3 interdependent and interactional types including bridging of extracellular polymeric substance (EPS), DLVO-type interactions and hydrophobic interactions. Flocs and EPS carry negative charges and zeta potentials that not only produce the electrostatic interactions but create bridges among cells by means of divalent and trivalent cations. EPS contains more protein and carbohydrate than any other substances, the low concentration of which is believed to correlate with good settleability but poorly hydrophobic interactions. Moreover, low hydrophobicity which is also affected by surface charge, is associated with poor

flocculation. Also high ionic strength contributes to good performance of bioflocculation. The goal of this study is to gain a comprehensive insight into sludge floc characteristics and to identify the key factors which determine the solid-liquid separation properties of activated sludge.

Key words: activated sludge flocs; bioflocculation; settleability; EPS; DLVO; hydrophobicity

活性污泥法是废水处理领域运用最为广泛的方法之一。在活性污泥系统中,污泥的生物絮体絮凝沉淀能力是决定系统处理效果的关键因素。活性污泥的絮凝沉淀能力与生物絮体密切相关。深入研究生物絮体的形成机理及影响因素对提高系统处理效率有十分重要的意义。

活性污泥生物絮体是一个复杂的生物聚合体,由细菌、有机纤维、无机颗粒及胞外聚合物等成分所组成^[1]。因各个成分的物理、化学和微生物性质不同,所表现出的特点也不相同。研究者采用几种理论模型从不同的角度解释了生物絮体聚合的原因,主要包括胞外聚合物(extracellular polymeric substance, EPS)架桥作用^[2]、DLVO(Derjarguin-Landau-Verwey-Overbeek)理论^[3]和疏水作用力^[4-6]等。

1 EPS 架桥

1.1 EPS 架桥机理与絮体絮凝沉淀

EPS可以利用2价或3价阳离子之间架桥作用将各种细菌体以一种3维立体结构聚合在一起形成絮凝体结构。当细菌之间的距离足够近时,在EPS和表面结构的影响下,可以导致架桥发生。随着细菌的

收稿日期: 2007 - 08 - 23

基金项目: 国家“八六三”高技术研究发展计划资助项目(2002AA601023)

作者简介: 周 琪(1955—),男,教授,博士生导师,工学博士,主要研究方向为水污染控制理论与技术。E-mail: zhouqi@tongji.edu.cn

聚合,絮体不断扩大,渐渐形成一个外部延伸,内部为多网孔的形态结构。随着越来越多的聚合体的合成,细胞之间的相互作用力越紧密,絮体形状也越向球体结构发展。在一定程度之内,EPS 的增加对絮体形成有促进作用;然而当超过这个范围后,增加的 EPS 反而对絮体的形成起反作用,使絮体逐渐散开。

Mc Kinney 较早发现微生物表面胞外物质与生物絮凝之间存在一定关系^[7]。为进一步确定特定生物聚合物与生物絮凝之间的关系,Wilkinson 研究了细胞 3 个部分聚合体的特性,其中包括细胞内聚合体、细胞壁聚合体和细胞外聚合体(EPS)。其中细胞外聚合体又可分 2 种:一种是荚膜型 EPS,紧贴于细胞壁的外表面;一种是黏液型 EPS,松散地附着在细胞壁外而不是紧密地粘合在一起^[8]。研究结果表明,只有细胞外聚合体与生物絮凝之间存在着密切的关系。胞外聚合物的化学成分包括蛋白质、糖类、核酸及脂类等。在纯培养环境下,EPS 的主要成分是糖类^[9-10]。Horan 等人对糖类组分进行了测定,提纯分析认为有 5 种单体占绝大部分,包括葡萄糖、半乳糖、甘露糖、葡萄糖醛酸和半乳糖醛酸^[11]。在活性污泥混合环境下,EPS 的主要成分是蛋白质^[12]。EPS 中蛋白质和糖类的比例关系大约在 0.5~21.2,其中大多数情况下在 2.0~10.0 的范围内,只有很少一部分研究认为该比例关系小于 1^[13]。

活性污泥中的 EPS 数量及成分决定了污泥沉降性能的好坏^[9-10]。评价污泥的沉降性能通常采用区域沉淀速度(ZSV)和污泥容积指数(SVI)这 2 个指标。通常污水厂活性污泥 SVI 高于 120 时,其值越高污泥沉降性能则越差。ZSV 则具有指示二沉池负荷的作用。对于 EPS 与 SVI 之间的关系,研究者并未得到一致的结论。Martinez 等人认为,SVI 仅与 EPS 中的蛋白质有一定线性关系,而与糖类、脂类等无关^[14]。然而,Jin 等人通过实验发现,从生活污水厂活性污泥中提取的 EPS 所包含的几种物质与 SVI 都具有一定相关性(SVI 小于 150 时),其中包括蛋白质、腐殖质和糖类。这些物质的浓度越高,则 SVI 值越大。同时,蛋白质与 SVI 的相关性比其余 2 种要好得多。但这条规律却不适用于工业废水处理厂的活性污泥。相对于 SVI,EPS 与 ZSV 之间的关系则很难建立起来^[15],这说明污泥的沉降能力可能更多地受到絮体物理性质的影响,如絮体大小与结构、丝状菌含量等。但总体而言,EPS 中蛋白质含量较低时污泥沉降性能良好;而糖类物质增加则会导致污泥 SVI 的增加。

1.2 影响因素

EPS 的分泌量与细胞所处的生长阶段密切相关。研究者对二者之间的关系进行了研究,发现当环境中的营养物质缺乏时,细胞生长进入衰减及内源呼吸阶段,细胞会分泌大量的生物聚合物并暴露在细胞壁表面,这时生物絮凝能力才得以发挥。然而在细胞的对数生长阶段,细胞分泌出的聚合体数量很少,并不足以聚合在一起^[16]。此时生物絮体表现为一种松散的结构,此时絮凝能力最弱。因此,活性污泥系统采用较长的污泥龄会取得较好污泥沉降效果^[17]。细胞分泌的 EPS 量还与生物絮体所处的环境有关。比较厌氧消化污泥和活性污泥发现前者所分泌的 EPS 要比后者低得多^[17]。同时,人们发现生活污水处理厂的活性污泥中可提取的 EPS 要多于工业废水处理厂和综合废水处理厂^[13]。因此,污泥的化学组分对其自身的聚合沉降性能有重要的影响。

活性污泥缺氧过程有利于污泥的沉降。活性污泥在沉淀之前,经过短时间的无氧环境将会提高污泥整体的沉淀性能。这是因为细胞死亡溶解后的产物也是生物多聚体来源之一,对微生物的吸附和聚合产生了积极的影响^[17]。在短暂的无氧过程中,活性污泥的新陈代谢并没有停止^[19]。一个能够产生大量 EPS 且细胞新陈代谢作用不受到影响的最好办法就是让微生物经历一段短暂的缺氧环境,这样也会加速细胞的溶解过程。根据这一原理,很多研究者采用了类似的办法来对活性污泥的沉降性能进行控制^[20]。

然而,在硫酸根存在下,由于硫酸盐还原而产生的高强度缺氧环境却会减弱污泥沉降性能的提升^[21]。因此,活性污泥在缺氧环境中停留的时间应该适当。如果在缺氧条件下停留时间过长,不但会进入硫酸盐还原的不利环境,而且也会由于内部细胞的激增致使细胞内多聚合物质的积累,从而阻碍生物絮体的絮凝过程^[22]。

但还有研究者认为,活性污泥絮体在供氧不足或氧耗尽的环境下会分解破碎从而影响污泥的絮凝沉淀能力^[23]。其原因可能是 EPS 的分泌受到抑制^[24]和 EPS 的水解^[23]。此外,另一个争论在于污泥停留时间(SRT)对 EPS 分泌的影响。一种观点认为 SRT 越长则产生的 EPS 越多。Chao 等人在连续流反应器中采用人工配水的方式培养活性污泥(MLSS 质量浓度维持在 $1.5 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右),研究发现当 SRT 从 1~2 d 延长至 11 d 时,EPS 含量(以蛋白质等价物表示)从每克 SS(悬浮固体)含 20 mg 提高至 67 mg^[17];而其他研究者则认为 SRT 对 EPS 分泌量无影响。Liao 等人在序批式反应中采用人工配水方

式培养污泥(MLSS 维持在 $2.0 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右),研究表明 SRT 在 4~20 d 的范围内变化对 EPS 的产生没有影响,但很大程度上会影响 EPS 中糖类与蛋白质成分比例^[25]. 这些问题有待通过对微生物细胞不同生长阶段特性的进一步深入了解而得以解决.

1.3 待解决的问题

目前争议最多的话题则是在 EPS 架桥过程中发挥了重要中介作用的多价阳离子,其浓度与絮体絮凝沉淀之间的关系. Urbain 等人通过实验认为,污泥的絮凝和沉淀能力都随钙、镁及铁、铝等阳离子的浓度增加而提高^[3]. 然而, Bruus 等人却发现,阳离子(如镁、钾)浓度的增加会引起絮体产生抗凝聚作用,从而降低污泥沉降性能^[26]. 这也同时说明,活性污泥中的生物絮体同时受到多种因素的影响,如活性污泥胞外聚合物的成分和浓度同时会影响到污泥的表面电荷,如果污泥的表面电荷太低则会产生排斥力,会使污泥的沉降性能恶化. 据此来看,单一的理论已无法得到较完美的解释.

2 DLVO 理论

2.1 DLVO 理论与絮体絮凝沉淀

DLVO 理论是由 Derjaguin, Landau, Verwey 和 Overbeek 4 位物理化学家提出的,即 Derjaguin-Landau-Verwey-Overbeek 理论,简称 DLVO 理论^[27-28]. 该理论最早应用于液体中胶体的凝聚效应,近 20 年来才被应用于活性污泥絮凝过程中. DLVO 理论所解释的是一个“凝聚”过程而不是絮凝. 废水处理领域中悬浮颗粒的聚集状态,常常用“絮凝”来描述,它是指某些类型的长链聚合物或聚合电解质通过在颗粒之间产生架桥作用使颗粒聚集. 凝聚是指通过改变电解质溶液中离子的性质和浓度而使电解质中悬浮颗粒的 Zeta 电位降低^[29].

DLVO 理论在研究胶体悬浮液絮凝现象时,考虑的是胶体粒子间各种作用力相互叠加后的最终作用力. 如果最终作用力表现为斥力,则粒子可以稳定地悬浮在液相中,不会发生凝聚现象,此时称该系统为稳定状态;反之,不稳定的系统则发生絮凝现象. 活性污泥系统中生物絮体的凝聚理论正是从此发展而来的. 在这一过程中,希望系统维持在有利于污泥沉降的不稳定状态.

细胞的带电特性可以用表面电荷或 Zeta 电势来描述. 活性污泥的表面电荷多在 $-20 \sim -10 \text{ mV}$ 之间^[11]. 污泥絮体的表面带负电产生静电排斥力,

表面电荷数越多则絮体结构越不稳定. 所以,静电力对活性污泥絮体的形成和稳定有重要作用^[30]. 环境中盐的存在对细胞带电特性有重要影响. 盐可以对电荷产生屏蔽作用. 当盐的浓度达到 $0.1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,静电力就不再存在^[29]. Zeta 电势是指分散系双电层的电势差. 人们对 Zeta 电势所代表的内在含义争论较多. 有研究者认为,Zeta 电势只反映单个细胞或少数细胞簇的表面电势,并不代表大块絮体的表面电势^[25]. 也有人认为,大块絮体的 Zeta 电势可以代表絮体内部 EPS 的电势^[31]. 所以导致 Zeta 电势与污泥沉降性能的关系也无法得到统一的结论. 一种观点认为 Zeta 电位增加 SVI 升高. Forster 从采用预曝气—初沉—曝气工艺处理城市污水和部分医院废水的废水处理中试设备的曝气池中提取污泥样品(平均 MLSS 质量浓度为 $4.9 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$)进行电泳淌度测定,结果发现污泥的平均淌度和 SVI 成正比关系^[32]. 然而 Magara 等人的研究结果却与此相反,他们通过人工配水的方式对 SBR 反应器中的污泥进行培养(MLSS 质量浓度约为 $2.0 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$),对电泳淌度和 SVI 值进行分析发现二者之间存在负相关性,并在 $-2 \mu\text{m} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{V}^{-1} \cdot \text{cm}^{-1}$ 时达到极值^[30]. 由于废水性质以及工艺条件的差异,目前还不能得到一个较为统一的结论,这些争论有待于进一步研究和探讨.

2.2 影响因素

在 DLVO 理论中,离子强度是影响生物絮体絮凝的主要原因. 在一定范围内絮凝能力随离子强度的增加而加强. 这是因为絮体结构中的相互作用力决定于表面电荷及双电层的厚度. 而双电层厚度与离子强度的平方根成反比,离子浓度增加后导致双电层厚度降低同时使表面电势降低. 但如果离子浓度过高,则会出现抗凝聚作用,而导致污泥絮凝能力降低. DLVO 理论的优点在于它仅考虑了范德华力和静电力(双层排斥力),由这 2 种作用力决定了生物絮体的状态,解决了 EPS 架桥机理无法解释的离子浓度问题,大大简化了分析过程,同时又满足了 Schuzze-Hardy 原则^[28].

2.3 待解决的问题

从前述可以看出,DLVO 理论只适用于离子强度不高的环境^[5]. 对其适用性问题早就有人提出,如 Barber 等人认为,表面电荷产生的排斥力只在无丝状菌的活性污泥中发挥作用,而丝状菌自身则会在絮体之间产生物理架桥作用^[33]. 因此,表面负电荷的减少并不是生物絮凝过程的惟一机理^[17]. 越来越多的研究发现,DLVO 理论已经不足以解释许多的现

象.如在某些情况下,2个带相同电荷的表面之间可能是引力而不是斥力,胶体浓度的影响,胶体间作用力除静电力和范德华力外还应考虑其他作用力等等.于是人们又提出了许多非 DLVO 型力理论来解释微颗粒间的凝聚和排斥现象,如氢键结合以及疏水作用力、水合作用力、无电荷传递的 Lewis 酸碱相互作用力和空间相互作用力等^[34].因此该模型无论在理论方面还是实际应用上都需要进行适当的修正和改进.

3 疏水作用力

3.1 疏水作用力与絮体絮凝沉淀

在生物絮体絮凝沉淀机理研究中,疏水作用力在非 DLVO 作用力中是研究最多最重要的一种.这种作用力又称为疏水吸引力,是指两疏水表面(如烃或氟化烃基团暴露于水中)之间存在的长程吸引力,其作用范围大于几十 nm.该吸引力不能简单地用 Hamaker 方法中的范德华力来解释,且似乎对盐的存在相当不敏感.研究发现细胞表面存在的疏水区域,可以吸附疏水性的蛋白质和脂类.但疏水作用力的形成机理人们不甚了解,有研究者认为可能是由于空腔的形成产生了吸引力或排斥力^[29].

通过一系列的实验观察,人们逐步发现疏水作用力对活性污泥絮体絮凝沉淀过程起重要作用.这其中有一些最重要的实验现象:污泥沉降性能和絮体疏水性成正比关系^[3];疏水细菌优先黏着在絮体上^[6];活性污泥絮体可以吸附水溶性差的有机物质^[35];在活性污泥系统中可以观测到疏水细胞存在且受细胞生理学特性及溶解氧浓度的影响^[4];光谱分析证明活性污泥絮体内存在显著的疏水作用区^[36];把短链烷基移植到合成聚合物上后,可以发现其絮凝作用明显加强^[37].

由于该作用力形成机理未知,研究者开始把研究重点转移到疏水作用力的测定上,试图通过这种方式来间接分析疏水作用力的形成机理.目前,疏水作用力的测定通常指相对的疏水作用,其中包括接触角法、盐聚合法及细菌对碳氢化合物的附着法(BATH)等.这些方法主要可分为2类:一类采用活性污泥直接测量,这种方法较多体现了活性污泥絮体外部的疏水特性;另一类则采用超声波使污泥破碎后再测量,这种方法则较多体现出污泥内部的疏水性^[13].活性污泥中疏水性部分所占比例受到测定方法的影响,如果以 DOC(溶解性有机碳)来衡量,EPS 中至少 7%的部分是疏水性的,且疏水性部

分的主要成分为蛋白质而不是糖类^[38].因此,EPS 的成分及含量对疏水作用力影响很大,这也直接影响了絮体的絮凝沉淀性能.

疏水作用力与污泥絮凝沉淀的关系目前存在一些争论. Urbain 等人认为絮体内部间的疏水作用力可以加强污泥的沉降性能^[3]. Liao 等人通过实验发现,较高的疏水作用力可以使出水浊度降低,但与系统的 SVI 之间无一定关系.据此,研究者认为疏水作用力只与污泥的絮凝能力有关,而和污泥沉淀能力无关^[28].总体而言,活性污泥的疏水作用力随絮体 EPS 中蛋白质含量的增加而加强,疏水作用力较高的污泥具有较好的絮凝能力^[17].

3.2 影响因素

在活性污泥系统中细菌分为疏水性与亲水性,二者比例并不确定.但已知亲水性的细菌产生的 EPS 要高于疏水性细菌.细胞间的疏水作用力可能也与 EPS 的各成分比例有关.如前述, EPS 的主要成分为蛋白质和糖类.糖类本身为亲水性,所以会减少细胞形成的疏水作用力.而另一类物质蛋白质则会对疏水作用力有促进作用.这一点已被实验证明^[25,38].环境因素对疏水作用力影响很大.通过溶解氧对疏水作用力影响的研究表明,当环境中的氧气不足时,疏水作用力也随之下降^[4].而细菌的生长阶段也是一个重要的影响因素.细菌在静止适应期所表现的疏水作用力要强于对数生长期^[39].污泥表面电荷越高则疏水作用力越小^[25].阳离子聚合物的存在也可以加强污泥的疏水作用力^[40].此外,疏水作用力会随 SRT 的增加而加强^[41].影响活性污泥絮体疏水性状的因素还有物料比、pH 值、离子强度等^[42].

3.3 待解决的问题

疏水作用力具有广泛存在性,但只发生在呈类似液晶态、整齐排列的碳氢链段聚集体间,例如液珠上整齐排列活性剂分子层.这种作用力与范德华力的作用范围是相同的,但在大小上比其高出 1 个数量级.目前还无法对这种特性进行解释.更根本的问题在于由于对疏水性物质的产生机理并不了解,导致无法对该理论进行系统分析.但随着越来越多的人注意到该理论在解释活性污泥生物絮凝过程中起到的重要作用,对该理论的研究也必将深入下去.根据目前研究成果可以预期,今后对蛋白质折叠(proteinfolding)、配体(ligand)对疏水受体(receptor)的结合以及膜结构的变形等众多现象的研究将会是今后理论研究的热点.

4 3 种机理的比较与展望

活性污泥中生物絮凝沉淀过程十分复杂,受到

物理、化学及生物学各方面因素的协调作用影响.目前并没有一种机理可以独立圆满地解释整个过程.表 1 对上述 3 种理论解释及特点进行了归纳.

表 1 活性污泥生物絮体絮凝沉淀的 3 种重要机理特性

Tab.1 Characteristics of three main mechanisms for bioflocculation and settleability of activated sludge biofloc

特性	EPS 架桥	DLVO 理论	疏水作用力
优点	提出较早,研究深入,应用广泛	简单易用	理论较新,日益受到关注
不足和局限	无法对许多新近观察到的现象进行解释	限制条件多,适用范围较窄	理论基础尚未完善,大量问题有待探讨
与絮体絮凝沉淀关系	EPS 中蛋白质含量较低时絮体沉降性能较好	在限值内离子强度越大絮凝能力越好	疏水作用力较高则絮凝能力较好
争论和待解决的问题	DO, SRT 等因素对 EPS 分泌的影响;多价阳离子的作用	Zeta 电势所代表的含义;同电荷表面作用力;胶体浓度影响等	疏水作用力形成机理

EPS 架桥是提出最早且研究最深入的一种解释机理.目前人们的共识是微生物细胞及 EPS 为各种作用力提供了物质基础,絮体的沉降性能与 EPS 的成分含量有关.但 EPS 理论无法解释多价阳离子的作用及抗絮凝反应. DLVO 理论产生于胶体化学理论中,其优势在于简单易用,直接建立了离子作用与絮体的絮凝能力之间的关系.但由于 DLVO 理论限制条件较多且适用性不强,可作为其他理论的有效补充.疏水作用力作为非 DLVO 型力中重要的一种,近年来在废水处理领域受到越来越多的关注.活性污泥絮体中的疏水作用力受到表面电荷和 EPS 的成分影响,并直接影响絮体的絮凝能力.但疏水作用力的形成机理目前还不明确,许多的理论问题有待进一步的研究和探索.综上所述,各理论相对独立又互为补充,今后的研究重点将会集中在以下几个方面:将微观粒子间相互作用力概念,如 DLVO 理论,引入 EPS 架桥过程,进而完善架桥过程中阳离子浓度作用等遗留问题;将 DLVO 理论(静电力和范德华力)与非 DLVO 型力相结合,建立更广义的粒子间作用力理论;疏水作用力等非 DLVO 型力的形成机理和作用范围.而随着检测手段的不断进步,生物絮体的絮凝沉淀已趋于更微观的方向发展,相信不久的将来,一种根据更本质的作用力而建立起的理论必将发展完善起来.

5 结语

从已有研究成果来看,已有理论可以对生物絮体絮凝沉淀的主要过程进行解释,这一过程的影响

因素以及相互之间的关系也已经明确和建立.但还存在着许多不足之处,对个别现象还不能很好地解释或存在争议.随着研究的不断深入,更本质的机理必将被揭示出来.

参考文献:

- [1] Frølund B, Palmgren R, Keiding K, et al. Extraction of extracellular polymers from activated sludge using a cation exchange resin[J]. *Wat Res*, 1996, 30(8):1749.
- [2] Eriksson L, Alm B. Study of flocculating mechanisms by observing effects of a complexing agent on activated sludge properties[J]. *Wat Sci Tech*, 1991, 24:21.
- [3] Urbain V, Block J C, Manem J. Bioflocculation in activated sludge: analytical approach[J]. *Wat Res*, 1993, 27(5):829.
- [4] Jorand F, Guicherd P, Urbain V, et al. Hydrophobicity of activated sludge flocs and laboratory-grown bacteria[J]. *Wat Sci Tech*, 1994, 30(11):211.
- [5] Zita A, Hermansson M. Effects of ionic strength on bacterial adhesion and stability of activated flocs in wastewater activated sludge systems[J]. *Appl Environ Microbiol*, 1994, 60(9):3041.
- [6] Zita A, Hermansson M. Effects of bacterial cell surface structures and hydrophobicity on attachment to activated sludge flocs[J]. *Appl Environ Microbiol*, 1997, 63(3):1168.
- [7] Mc Kinney R E. Biological flocculation in biological treatment of sewage and industrial wastes [M]. New York: McGraw Hill, 1956.
- [8] Wilkinson J. The extracellular polysaccharides of bacterial[J]. *Bacterial Rev*, 1958, 22:46.
- [9] Eriksson L, Axberg C. Direct influence of wastewater pollutants on flocculation and sedimentation behavior in biological wastewater treatment—Part I. Model system *E coli B*[J]. *Wat Res*, 1981, 15(4):421.
- [10] Eriksson L, Harden A M. Settling properties of activated sludge related to floc structures [J]. *Wat Sci Tech*, 1984,

- 16: 55.
- [11] Horan N J, Eccles C R. Purification and characterization of extracellular polysaccharide from activated sludges [J]. *Wat Res*, 1986, 20(11): 1427.
- [12] Dignac M C, Urbain V, Rybacki D, et al. Chemical description of extracellular polymers: implication on activated sludge floc structure [J]. *Wat Sci Tech*, 1998, 38(8-9): 45.
- [13] Liu Y, Fang Herbert H P. Influences of extracellular polymeric substances (EPS) on flocculation, settling and dewatering of activated sludge [J]. *Critical Review in Environ Sci Tech*, 2003, 33(3): 237.
- [14] Martinez F, Favela-Torres E, Gomez J. Oscillations of exopolymeric composition and sludge volume index in nitrifying flocs [J]. *Appl Biochem Biotechnol*, 2000, 87(3): 177.
- [15] Jin B, Wilén B Marie, Lant Paul. A comprehensive insight into floc characteristics and their impact on compressibility and settleability of activated sludge [J]. *Chem Eng J*, 2003, 95(1-3): 221.
- [16] Busch P L, Stum W. Chemical interactions in the aggregation of bacteria bioflocculation in waste treatment [J]. *Environ Sci Tech*, 1968, 2(1): 49.
- [17] Chao A C, Keinath T M. Influence of process loading intensity on sludge clarification and thickening characteristics [J]. *Wat Res*, 1979, 13(12): 1213.
- [18] Karapanagiotis N K, Rudd T, Sterritt R M, et al. Extraction and characterization of extracellular polymers in digested sewage sludge [J]. *J Chem Technol Biotechnol*, 1989, 44: 107.
- [19] Ford D, Eckenfelder W W. Variables on sludge floc formation and settling characteristics [J]. *J Wat Poll Cont Fed*, 1996, 39: 798.
- [20] Wagner F. Studies on the causes and prevention of bulking sludge in Germany [J]. *Wat Sci Tech*, 1984, 16(10-11): 1.
- [21] Wanner J, Kucman K, Ottová V, et al. Effect of anaerobic conditions on activated sludge filamentous bulking in laboratory system [J]. *Wat Res*, 1987, 21(12): 1541.
- [22] Chudoba J. Quantitative estimation in COD units of refractory organic compounds produced by activated sludge microorganisms [J]. *Wat Res*, 1985, 19(1): 37.
- [23] Nielsen P H, Frølund B, Keiding K. Changes in exopolymer composition by anaerobic storage of activated sludge [J]. *Appl Microbiol Biotechnol*, 1996, 44(6): 823.
- [24] Starkey J E, Karr J E. Effect of low dissolved oxygen concentration on effluent turbidity [J]. *J Wat Pollut Control Fed*, 1984, 56(7): 837.
- [25] Liao B Q, Allen D G, Droppo I G, et al. Surface properties of sludge and their role in bioflocculation and settleability [J]. *Wat Res*, 2001, 35(2): 339.
- [26] Bruus J H, Nielsen P H, Keiding K. On the stability of activated sludge flocs with implications to dewatering [J]. *Wat Res*, 1992, 26(12): 1597.
- [27] Magara Y. Biochemical and physical properties of an activated sludge on settling characteristics [J]. *Wat Res*, 1976, 10(1): 71.
- [28] Overbeek G A. Mode of action of ACTH [J]. *Int Arch Allergy Appl Immunol*, 1952, 3(3): 257.
- [29] Hermansson Malte. The DLVO theory in microbial adhesion [J]. *Colloids Surface B Biointer*, 1999, 14(1-4): 105.
- [30] Mikkelsen L H, Gotfredsen A K, Agerbæk M L, et al. Effect of colloidal stability on clarification and dewatering of activated sludge [J]. *Wat Sci Tech*, 1996, 34(3-4): 449.
- [31] Boyette S M, Lovett J M, Gaboda W G, et al. Cell surface and exopolymer characterization of laboratory stabilized activated sludge from a beverage bottling plant [J]. *Wat Sci Tech*, 2001, 43(6): 175.
- [32] Forster C F. The surface of activated sludge particles in relation to their settling characteristics [J]. *Wat Res*, 1968, 2(11): 767.
- [33] Barber J B, Veenstra J N. Evaluating of biological sludge properties influencing volume reduction [J]. *J Wat Pollut Control Fed*, 1986, 58(2): 149.
- [34] Grasso D, Subramaniam K, Butkus M, et al. A review of non-DLVO interactions in environmental colloidal systems [J]. *Reviews in Environ Sci Bio/ Tech*, 2002, 1(1): 17.
- [35] Struijs J, Stoltenkamp J, Van De Meent D. A spreadsheet-based model to predict the fate of xenobiotics in a municipal wastewater treatment plant [J]. *Wat Res*, 1991, 25(7): 891.
- [36] Ganaye V A, Keiding K, Viriot M L, et al. Evaluation of soil organic matter polarity by pyrene fluorescence spectrum variations [J]. *Environ Sci Tech*, 1997, 31: 2701.
- [37] Chausset M N. Synthèse et étude physico-chimique de polymères amphiphiles: application à la dépollution des eaux. DEA report. [R]. Paris: University Pierre et Marie Curie, Ecole Nationale Supérieure de Chimie de Paris, 1989.
- [38] Jorand F, Boue-Bigne F, Black J, C, Urbain V. Hydrophobicity/hydrophilic properties of activated sludge exopolymeric substances [J]. *Wat Sci Tech*, 1998, 37(4-5): 307.
- [39] Hazen B W, Hazen K C. Modification and application of a simple surface hydrophobicity detection method to immune cells [J]. *J Immunol Methods*, 1988, 107(2): 157.
- [40] Goldberg S, Doyle R J, Rosenberg M. Mechanism of enhancement of microbial cell hydrophobicity by cationic polymers [J]. *J Bacteriol*, 1990, 172(10): 5650.
- [41] Frølund B, Griebe T, Nielsen P H. Enzymatic activity in the activated sludge floc matrix [J]. *Appl Microbiol Biotechnol*, 1995, 43(4): 755.
- [42] Pere J, Alen R, Viikari L, et al. Characteristics and dewatering characteristics of activated sludge from the pulp and paper industry [J]. *Wat Sci Tech*, 1993, 28(1): 193.