

# The Theoretical Analysis for the Formation and Wastewater Treatment Mechanism of “Bio-Nest”

Zhiren Wu<sup>1,2\*</sup>, Suying Jiang<sup>2</sup>, Xiangtong Zhou<sup>2</sup>, Peijie Cai<sup>2</sup>, Jing Xie<sup>2</sup>, Yuanyuan Chen<sup>2</sup>,  
Linglong Shi<sup>2</sup>, Bo Zhang<sup>1</sup>, Zhijun Luo<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Academy of Environmental Health and Ecological Security of Jiangsu University, Zhenjiang Jiangsu

<sup>2</sup>Jiangsu ATK Environment Engineering Design and Research Institute Co., LTD, Yixing Jiangsu

Email: \*wuzhiren@ujs.edu.cn

Received: Jul. 25<sup>th</sup>, 2016; accepted: Aug. 12<sup>th</sup>, 2016; published: Aug. 15<sup>th</sup>, 2016

Copyright © 2016 by authors and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

---

## Abstract

Currently, the traditional packing can only provide a two-dimensional attachment surface, and the attached bacteria can't form the three-dimensional multilayered structure which is like aerobic sludge granular. In allusion to these problems, “bio-nest” as a novel concept is proposed, in order to treat the wastewater with a special three-dimensional multilayered structure. The “bio-nest” is based on soft Basalt Fibre (BF) packing which is modified in the surface electrical behavior. And the modified BF (MBF) shows excellent dispersibility in water and biocompatibility. The MBF packing can offer the effects of winding, parcels and support to the bacteria under the hydraulic agitation, and a globular activated sludge aggregate is formed with a large diameter of more than 10 cm. In addition, the removal of C, N, P, S and other pollutants by “bio-nest” is in a single reactor synchronously in theory due to the three-dimensional multilayered structure and the abundant biological species. Thus, in this work, the confirmation of packing materials, the parameters for the forming process and working mechanism of the “bio-nest” is analyzed systematically in theory.

## Keywords

Bio-Nest, Basalt Fibre, Three-Dimensional Multilayered Structure, Activated Sludge

---

\*通讯作者。

# “生物巢”形成及其水处理机制的理论分析

吴智仁<sup>1,2\*</sup>, 蒋素英<sup>2</sup>, 周向同<sup>2</sup>, 蔡培杰<sup>2</sup>, 谢 菁<sup>2</sup>, 陈园园<sup>2</sup>, 石玲珑<sup>2</sup>, 张 波<sup>1</sup>, 罗志军<sup>1</sup>

<sup>1</sup>江苏大学环境健康与生态安全研究院, 江苏 镇江

<sup>2</sup>江苏艾特克环境设计研究院有限公司, 江苏 宜兴

Email: wuzhiren@ujs.edu.cn

收稿日期: 2016年7月25日; 录用日期: 2016年8月12日; 发布日期: 2016年8月15日

## 摘 要

针对目前生物法中的常规填料只能提供二维生物附着面, 而无法形成类似好氧颗粒的三维多膜层结构的问题, 我们提出了“生物巢”的概念: 经过电活性改性的柔性玄武岩纤维在水中的分散性和生物亲和性有明显的提升, 经过合理编制的改性玄武岩纤维填料在水力作用下对微生物进行高效缠绕、包裹、支撑, 以形成大尺寸的活性污泥聚集体(直径可达10 cm以上)。其所拥有的丰富微生物种群以及明显的三维多膜层微环境结构理论上可实现污水中C、N、P、S等污染物质在单一反应器中的同步去除, 可有效缩短水处理工艺流程。本文将对所提出的“生物巢”进行概念解释, 并对其构建过程中的填料选择、形成过程以及作用机制等方面进行理论分析。

## 关键词

生物巢, 玄武岩纤维, 三维多膜层结构, 活性污泥法

## 1. 引言

中国是一个水资源相对匮乏的国家, 我国的人均水资源量只有 2300 立方米, 仅为世界平均水平的 1/4, 是全球人均水资源最贫乏的国家之一。作为最大的发展中国家, 我国已经成为用水量最大的国家。同时, 由于污水的肆意排放, 直接导致了淡水资源的急剧萎缩, 用水的环境压力日趋严重。水利部于 2016 年 1 月公布的《地下水动态月报》显示, 我国八成的浅层地下水属 IV 或 V 类水, 不能直接饮用, 这只是中国水环境现状的一个缩影。因此, 加大污水的治理, 最大限度地实现达标排放, 将是国家实行可持续发展战略的必经之路。

污水的处理方法主要包括物理法、化学法、生物法以及基于以上方法的组合法[1]。现阶段, 我国应用较为广泛的污水处理技术主要包括传统沉淀技术[2]、混凝沉淀技术[3]、膜技术[4]、磁分离水体净化技术[5]、活性污泥技术、人工湿地技术[6]和生物浮岛技术[7]等等, 这些技术分别适用于污水处理的不同领域或阶段。其中, 作为典型的生物水处理法, 活性污泥法已拥有百年历史, 因其成本低廉, 适用范围广, 已成为当前应用最广泛的污水处理方法之一。但其也存在一些不容忽视的缺点: 1) 抗冲击负荷能力差, 易发生污泥膨胀; 2) 构筑物占地面积大, 基建投资费用高, 管理复杂; 3) 污泥发生量大, 后期处理成本高。事实上, 随着城镇化的推进, 所排放的污水成分复杂多变, 传统的活性污泥法已无法适应, 因此, 众多基于活性污泥法的生物水处理技术被开发应用, 诸如 A/O 工艺、A<sup>2</sup>/O 工艺、A<sup>2</sup>/O<sup>2</sup> 工艺、氧化沟技术等等。但以上诸多的技术仍无法有效地解决活性污泥法所普遍存在的问题, 限制了其更大规模的应用。因此, 低成本、少占地、节能降耗、污泥发生量少新型生物水处理技术的开发势在必行。

必行。

## 2. “生物巢”概念的提出

1991年, Mishilla 等发现了基于活性污泥法的“好氧颗粒污泥”技术[8]。颗粒污泥是通过微生物自凝聚作用而形成的颗粒状活性污泥。因其不易发生污泥膨胀、抗冲击力强、能承受高有机负荷而被应用于高浓度有机废水[9]、高盐度废水[10]及其他工业废水[11] [12]的处理。好氧颗粒污泥在兼具接触氧化法的诸多优点的同时, 可集不同种类的微生物于一体(好氧菌、兼氧菌和厌氧菌), 以实现 COD、NH<sub>3</sub>-N、TN、S 等污染物的同步去除[13], 应用前景广阔。但事实上, 好氧颗粒污泥技术并没有得到广泛的应用, 尤其是实际工程上的应用, 其中一个很重要的技术瓶颈在于好氧颗粒是一个自支撑系统, 主要通过微生物的自凝聚作用而形成的; 而其在一些不稳定因素(水力环境变化、进水水质不稳定、环境温度大等)的作用下, 会发生解体, 即颗粒的长期稳定性尚待改进[14]。与此同时, 利用填料来强化生物法水处理效能已成为重要的发展趋势。因此, 我们可以在微生物聚集过程中, 通过柔性填料在水中自由分散所形成的笼状结构, 辅助微生物的凝聚过程, 形成球状(或类球状)的微生物聚集体——“生物巢”。相比于毫米尺度的好氧颗粒污泥, 基于柔性填料的球状(或类球状)微生物聚集体的尺寸将大大增加, 甚至可以实现 10 cm 以上(主要取决于填料的长度)微生物聚集体的形成, 生物增量明显。

在传统的活性污泥水处理工艺中, 为了实现 COD、NH<sub>3</sub>-N、TN、TP、S 等污染物的去除, 需要拉长工艺流程(即对处理工艺进行有效组合), 以实现较好的处理效果(达标排放), 但其会进一步地提高基建用地面积与以及投资成本。而由于“生物巢”的尺寸较大, 活性污泥的堆叠明显, 受限于氧气的传质等因素, 其具有和好氧颗粒污泥类似的三维多膜层结构(好氧层、兼氧层和厌氧层), 可以通过“生物巢”中不同微生物种群的协同作用以实现 COD、NH<sub>3</sub>-N、TN、TP、S 等的同步去除。这将极大地缩短污水处理工艺的流程, 降低占地面积及投资成本。“生物巢”概念的提出, 将打破活性污泥法占地面积大、工艺复杂、基建成本高等传统观念, 为基于活性污泥法的水处理工艺的更大规模应用提供技术支持。

## 3. “生物巢”构建材料的选择

在生物处理工艺中, 填料作为微生物的载体材料可以强化生物法的水处理效能。现阶段, 填料的种类有很多, 从材料成分上可分为有机填料和无机填料; 从呈现形式上可分为固定式填料、分散式填料和悬挂式填料。针对构建“生物巢”的实际需求, 所需的填料能在水中能自由分散, 形成的笼状结构, 对微生物的凝聚起到支撑、包裹的作用。在所有的填料类型中, 柔性纤维类填料在水力作用下可自由分散, 能形成无规则的笼状结构, 这也是硬质和半柔性填料所不具备的性质。鉴于有机类柔性纤维填料生产过程不环保、使用寿命短、力学性能差的缺陷, 无机类柔性填料因在生产过程相对环保、力学性能优异而成为构建“生物巢”的理想填料。

玄武岩纤维作为无机类柔性填料的典型代表, 拥有其他纤维类填料所不具备的优异性能: 1) 玄武岩纤维的生产过程产生的废弃物少, 无 CO<sub>2</sub> 等污染气体排放, 能耗低(仅为碳纤维生产能耗的 1/16), 产品废弃后可直接转入生态环境中或回收再加工, 与传统的有机填料相比, 玄武岩纤维是名副其实的可循环再生的绿色材料; 2) 玄武岩纤维具有优良的力学性能, 拉伸强度、弹性模量及断裂伸长率都比较大, 与常用的玻璃纤维相比, 其力学性能增强了 30%, 不易断裂; 3) 玄武岩纤维耐酸、碱、盐性能好, 耐紫外线老化能力强, 比有机柔性纤维填料的使用寿命长; 4) 经过数年的改性研究, 玄武岩纤维表面的 ζ 电位可控在 0~+30 mV 范围之内, 可有效消除细菌与玄武岩纤维表面的能量势垒, 提高玄武岩纤维的表面生物亲和性, 促进微生物在玄武岩纤维表面的高效附着; 5) 玄武岩纤维的丝径为微米级(7~21 μm)且柔韧性好, 在水力作用下很容易相互交错, 自发地形成空间笼状结构, 对已附着的高密度微生物具有缠绕、包

裹、支撑作用。因此，我们认为玄武岩纤维将是构建“生物巢”的最优填料。

## 4. “生物巢”形成过程的理论分析

### 4.1. 玄武岩纤维表面 $\zeta$ 电位的改性对“生物巢”的构建的影响

经过项目组多年的研究，已研究了多种玄武岩纤维表面电位改性的复合制剂，其主要由界面剂、活性剂、改质剂等组成，如聚丙烯树脂、EDTA 和含钙试剂所组成的复合制剂可以使玄武岩纤维表面的 $\zeta$ 电位呈正电性。通过复合制剂的改性后发现玄武岩纤维表面的 $\zeta$ 电位可以实现可控修饰，控制范围为0~+30 mV。 $\zeta$ 电位是分散系稳定性的重要指标，随着玄武岩纤维表面的 $\zeta$ 电位(正)的增加，玄武岩纤维在水体中的分散性以及分散的稳定性将会得到增强，可以使其在水体中充分分散，增大其与微生物接触的几率，实现更多活性污泥的吸附；

与此同时，我们还开发了一种表征纤维材料表面生物亲和性的方法：将0.5 g的纤维放置在含有 $8.0 \times 10^8$ 个细菌的溶液中，经过两个小时后，通过观测溶液中的菌含量来估测纤维材料的表面亲和性。结果显示经过电活性改性后，使呈负电性的玄武岩纤维带上正电荷，其可以与带负电荷的微生物高效结合，数据显示改性玄武岩纤维的细菌吸附率可达95%以上。这说明该类改性可以有效地降低或消除微生物与玄武岩纤维表面的势能壁垒，提高玄武岩纤维表面的生物亲和性，增强了微生物在其表面的附着能力，增加了活性污泥的附着量，这将有利于“生物巢”的快速构建。

### 4.2. 玄武岩纤维的直径及其数量对“生物巢”的构建的影响

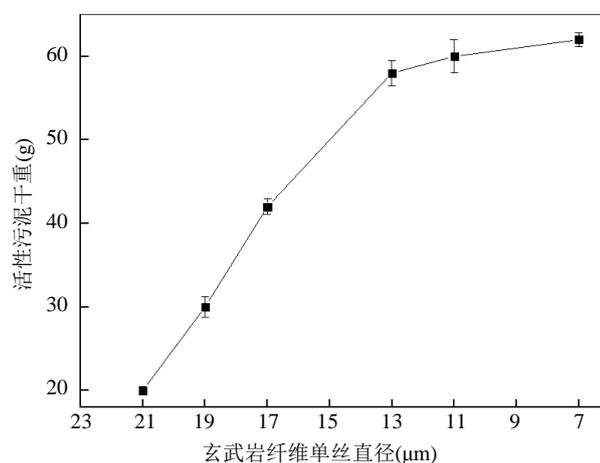
经过研究发现，玄武岩纤维的直径将直接影响材料在水中的分散性、力学性能、柔韧性等。如果玄武岩纤维的直径较粗，虽然在受力能力方面会有所增加，但在分散性、柔韧性方面会有明显减弱；如果玄武岩纤维的直径较细，虽然在分散性、柔韧性方面有所增加，但在受力能力方面会有所减弱。为了进一步验证我们的分析，我们对同等质量的7 $\mu\text{m}$ 、9 $\mu\text{m}$ 、11 $\mu\text{m}$ 、13 $\mu\text{m}$ 、17 $\mu\text{m}$ 、19 $\mu\text{m}$ 、21 $\mu\text{m}$ 改性玄武岩纤维填料进行了2个月的培养，并对所得到的“生物巢”的生物负载量(污泥负载量)进行了监测，结果如图1所示。结果表明，同等质量的改性玄武岩纤维填料随着纤维直径的减小，活性污泥的负载量呈不断上升的趋势，在13 $\mu\text{m}$ 处出现明显的拐点：增速变缓。这说明纤维直径越小，它的承载力会变弱，对于活性污泥的支撑力减弱；所以到后期，单丝直径较小的玄武岩纤维填料会因为过多过重的污泥而出现单丝断裂的现象，从而引发污泥剥落的情况，致使活性污泥附着量几乎无增加。与此同时，改性玄武岩纤维的制造成本随着纤维的单丝直径不断变小而不断攀升。综上，我们选择单丝直径为13 $\mu\text{m}$ 的改性玄武岩纤维作为构建新型填料的最佳直径。

与此同时，纤维束单丝的数量也影响到“生物巢”的构建。只有当玄武岩纤维的单丝达到一定数量的时候，才能在水力作用下，快速分散并形成笼状结构，对附着在玄武岩纤维表面的活性污泥起到包裹、支撑的作用。玄武岩纤维丝的数量过少，包裹、支撑能力不够，活性污泥无法高效附着；其数量过多，成本增加的同时，纤维细丝之间会相互干扰，影响其分散性，“生物巢”的球径增大也会受到干扰。通过对5~30万根纤维丝所构成的纤维束进行对比发现单丝达到20万根时(如图2所示)，对“生物巢”的构建最为有利。

## 5. “生物巢”作用机制的理论分析

活性污泥在玄武岩纤维的层层包裹下，可形成直径达10 cm以上的球状活性污泥聚集体(如图3所示)。通过类比好氧颗粒污泥，我们认为“生物巢”同样具备多膜层结构。

之所以这么认为，主要基于以下几点认识：



**Figure 1.** Sludge load for modified Basalt Fibre packing with the same mass and different diameter  
**图 1.** 同等质量、不同丝径改性玄武岩纤维填料的污泥负载量



**Figure 2.** Basalt Fibre packing  
**图 2.** 玄武岩纤维填料



**Figure 3.** Bio-nest  
**图 3.** “生物巢”

### 5.1. 物理结构上的异质性

通常，生物膜具有异质性，组成膜的菌团、胞外聚合物及孔穴等在膜内离散分布。这种非均质性决定了流体能够通过扩散和对流等形式完成传质过程[15]。“生物巢”除具有膜层结构外，作为其载体的纤维束能够在水中飘散、缠绕；在紊流的作用下，废水和菌团之间存在动态、紧密接触，有利于改善“生物巢”内的水力和传质条件。

与此同时，我们发现“生物巢”的形成过程中，由于玄武岩纤维在水中分散过程中的无规则性，造成“生物巢”本体上会有一些无规则的孔洞，这将影响包括 DO、营养物质等在巢体内的传质均匀性，这也是“生物巢”在物理结构上产生异质性的原因之一。

## 5.2. 结构分层现象

在好氧处理工艺中，随着 DO 从本体溶液向生物膜内部的传输与消耗，有序的好氧-缺氧和/或厌氧层就会出现。活性生物膜的厚度一般小于 2 mm [16]。由于生物膜具有高度异质性，生物膜不同深度方向上各分层之间的厚度会存在差异。通常好氧层的厚度一般介于 0.2~0.8 mm，不过 DO 在生物膜内的浓度和异质性会随深度而降低。生物膜内的分层现象为复杂反应的进行创造了条件。

就本研究而言，成熟的“生物巢”在水体中的直径可达到 10 cm 以上，因此 DO 扩散和消耗造成的分层现象将会更加多样和明显。此外，各分层的厚度是限制 DO 或营养成分传输的一个重要因素[17]。在生物脱氮过程中，如果好氧层过厚，或厌氧层过薄，硝化/反硝化效率就会受到影响。与普通填料上的生物膜厚度相比，“生物巢”在厚度上增加了 1 个数量级，“生物巢”各分层之间的厚度已超出一般生物膜，各分层内的生物处理效率会增强。

## 5.3. 呼吸类型分层现象

就普通生物膜而言，随着各膜层微环境的改变，菌群的组成与呼吸类型也存在分层化现象。比如，生物膜的好氧层存在着异养菌和自养硝化菌对氧(氧为其共同电子受体)的竞争，快速生长的异养菌更倾向于在生物膜表面生长，而自养硝化细菌由于生长缓慢通常在好氧层较深处生长[18]。当生物膜上好氧菌和硫酸盐还原菌共存时，好氧氧化只在生物膜表面很浅的一层进行；而硫酸盐还原过程却发生在较深的厌氧层[19]。硫酸盐还原是厌氧过程，事实上，硫酸盐还原菌仍能存在于生物膜的有氧和缺氧区[20]，只是不起还原作用而已。就“生物巢”而言，可推测当 DO 或营养物质传质阻力较小时，各分层内部的生物量将会比一般生物膜大幅增加，微生物种群多样性也更丰富，生态系统变得稳定，抗冲击负荷能力增强。

此外，在废水中存在多种电子供体(如有机物、 $S^{2-}$ 等)和受体(如  $NO_3^-$ 、 $O_2$  等)。因此，在废水的生物处理中，主要的几种呼吸过程可能会在生物膜内外层上同步发生，并在其上出现明显的分层现象[21] [22]。比如，硫酸盐的还原过程出现在较深的厌氧膜层。相应地，在紧邻硫酸盐还原的区域，生成的硫化物在氧或硝酸盐的作用下发生再氧化，这取决于氧或硝酸盐的渗透深度。可推测“生物巢”所提供的良好水力和传质条件可以为各分层微生物的呼吸过程提供所需的电子受体和供体。

在前期的探索中发现，“生物巢”确实存在脱氮(硝化和反硝化同时存在)和除硫效果。上面的分析显示，硝化菌分布在好氧区，反硝化菌分布在缺氧区，而硫酸盐还原菌又是绝对的厌氧菌，存在于厌氧区。也就是说，脱氮和除硫的效果从一个侧面验证了“生物巢”存在多膜层结构。与此同时，我们对“生物巢”内部的菌群做了初步的分析。结果表明，“生物巢”内部存在着丰富的微生物菌群，其中存在包括硝化细菌、亚硝化单胞菌等好氧型自养菌群；也包括反硝化杆菌等兼性厌氧菌；也同时还存在包括硫酸盐还原菌等绝对厌氧菌群，直接证明了“生物巢”存在适合好氧、缺氧、厌氧菌群生长的环境，也从侧面证明“生物巢”可能存在的多膜层结构。而对于多膜层具体的内部结构还不得而知，需要进一步地研发。

## 6. 总结与展望

综上所述，我们可以利用玄武岩纤维作为悬挂式柔性填料，通过控制其表面的  $\zeta$  电位、细丝直径以及单体中细丝的数量，可以有效地控制玄武岩纤维填料在水中的分散性，表面的微生物附着能力以及承

重能力,促进“生物巢”的快速高效的构建。受限于氧气的传质,“生物巢”呈现出明显多膜层结构。和好氧颗粒污泥类似,丰富的好氧、兼氧、厌氧菌群的同时存在,可以实现C、N、P、S等污染物的同步去除。也就是说“生物巢”不仅具备好氧颗粒污泥技术的不易膨胀、抗冲击力强、有机负荷承受能力大等优点,同时还具有结构稳定可控、生物量丰富等优点。

现阶段,水处理工艺包括A/O工艺、A<sup>2</sup>/O工艺、A<sup>2</sup>/O<sup>2</sup>工艺、氧化沟技术等都有着工艺流程长,控制单元多,人力、物力、财力消耗严重等技术瓶颈,因此,工艺流程短,控制单元少,节能降耗的新工艺技术将备受青睐。而基于改性玄武岩纤维新型填料的“生物巢”因其丰富的生物量、明晰的多膜层结构,由于内部支撑所获得高效稳定性,可以在单一反应器中实现C、N、P、S等多组分的高效去除,这将促进水处理工艺流程的大大缩减。这也正是水处理工艺技术发展的方向。我们坚信“生物巢”技术将在未来的污废水治理领域占有一席之地。

## 致 谢

感谢“十二五”国家科技支撑计划项目(2014BAC08B01);江苏省科技成果转化专项资金项目(BA2015017);江苏省重点研发计划项目(社会发展)(BE2016636)对本工作的资金支持。

## 参考文献 (References)

- [1] 郭玲德. 工业废水处理技术综述[J]. 东北水利水电, 1994(2): 30-32.
- [2] 张行赫. 石灰沉淀法水处理的现状与发展[J]. 水处理技术, 1982(4): 27-30.
- [3] 周琪, 林涛, 谢丽, 谭学军. 污水处理生物絮体絮凝沉淀机理分析的综述[J]. 同济大学学报: 自然科学版, 2009, 37(1): 78-83.
- [4] Rautenbach, R., Linn, T. and Eilers, L. (2000) Treatment of Severely Contaminated Waste Water by a Combination of RO, High-Pressure RO and NF-Potential and Limit of the Process. *Journal of Membrane Science*, **174**, 231-241. [http://dx.doi.org/10.1016/S0376-7388\(00\)00388-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0376-7388(00)00388-4)
- [5] 宗绍宇, 魏范凯, 梁类钧. 磁分离技术在污水处理中的应用前景[J]. 能源与环境, 2008(4): 64-65, 72.
- [6] Heather, L.S., Mark, E.C. and George, T. (2001) Treatment of High-Strength Winery Wastewater Using a Subsurface-Flow Constructed Wetland. *Water Environment Research*, **73**, 394-403. <http://dx.doi.org/10.2175/106143001X139434>
- [7] 丁则平. 日本湿地净化技术人工浮岛介绍[J]. 海河水利, 2007(2): 63-65.
- [8] Mishima, K. and Nakamura, M. (1991) Self-Immobilization of Aerobic Activated Sludge—A Pilot Study of the Aerobic Upflow Sludge Blanket Process in Municipal Sewage Treatment. *Water Science Technology*, **23**, 981-990.
- [9] Liu, Y., Yang, S.F., Xu, H., Woon, K.H., Lin, Y.M. and Tay, J.H. (2003) Biosorption Kinetics of Cadmium (II) on Aerobic Granular Sludge. *Process Biochemistry*, **38**, 997-1001. [http://dx.doi.org/10.1016/S0032-9592\(02\)00225-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0032-9592(02)00225-X)
- [10] Zhuang, X.L., Han, Z., Bai, Z.H., Zhuang, G.Q. and Shim, H. (2010) Progress in Decontamination by Halophilic Microorganisms in Saline Wastewater and Soil. *Environmental Pollution*, **158**, 1119-1126. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2010.01.007>
- [11] 刘莉莉, 王志平, 蔡伟民. 聚丙烯酰胺废水的好氧颗粒污泥降解研究[J]. 环境污染与防治, 2008, 30(8): 1-3.
- [12] 郑晓英, 陈卫. 好氧颗粒污泥特质及其在工业废水处理中的应用[J]. 水资源保护, 2005, 21(3): 35-38.
- [13] de Kreuk, M.K., Heijene, J.J. and van Loosdrecht, M.C.M. (2005) Simultaneous COD, Nitrogen, and Phosphate Removal by Aerobic Granular Sludge. *Biotechnology and Bioengineering*, **90**, 761-769. <http://dx.doi.org/10.1002/bit.20470>
- [14] 王芳, 杨凤林, 张兴文, 张捍民, 刘毅慧, 周军. 好氧颗粒污泥稳定性影响因素分析[J]. 环境科学与技术, 2006, 29(1): 47-49.
- [15] de Beer, D., Stoodley, P. and Lewandowski, Z. (1994) Liquid Flow in Heterogeneous Biofilms. *Biotechnology and Bioengineering*, **44**, 636-641. <http://dx.doi.org/10.1002/bit.260440510>
- [16] Dos Santos, L.M. and Livingston, A.G. (1995) Membrane-Attached Biofilms for VOC Wastewater Treatment I: Novel *In Situ* Biofilm Thickness Measurement Technique. *Biotechnology and Bioengineering*, **47**, 82-89.

<http://dx.doi.org/10.1002/bit.260470110>

- [17] Yun, M.A., Yeon, K.M., Park, J.S., Lee, C.H., Chun, J. and Lim, D.J. (2006) Characterization of Biofilm Structure and Its Effect on Membrane Permeability in MBR for Dye Wastewater Treatment. *Water Research*, **40**, 45-52.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2005.10.035>
- [18] Elenter, D., Milferstedt, K., Zhang, W., Hausner, M. and Morgenroth, E. (2007) Influence of Detachment on Substrate Removal and Microbial Ecology in a Heterotrophic/Autotrophic Biofilm. *Water Research*, **41**, 4657-4671.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2007.06.050>
- [19] Bishop, P.L. and Yu, T. (1999) A Microelectrode Study of Redox Potential Change in Biofilms. *Water Science and Technology*, **39**, 179-185. [http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00166-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00166-3)
- [20] Santegoeds, C.M., Ferdelman, T.G., Muyzer, G. and de Beer, D. (1998) Structural and Functional Dynamics of Sulfate-Reducing Populations in Bacterial Biofilms. *Applied and Environmental Microbiology*, **64**, 3731-3739.
- [21] Kuhl, M. and Jorgensen, B.B. (1992) Microsensor Measurements of Sulfate Reduction and Sulfide Oxidation in Compact Microbial Communities of Aerobic Biofilms. *Applied and Environmental Microbiology*, **58**, 1164-1174.
- [22] de Beer, D., Schramm, A., Santegoeds, C.M. and Kuhl, M. (1997) A Nitrite Microsensor for Profiling Environmental Biofilms. *Applied and Environmental Microbiology*, **63**, 973-977.

期刊投稿者将享受如下服务:

1. 投稿前咨询服务 (QQ、微信、邮箱皆可)
2. 为您匹配最合适的期刊
3. 24 小时以内解答您的所有疑问
4. 友好的在线投稿界面
5. 专业的同行评审
6. 知网检索
7. 全网络覆盖式推广您的研究

投稿请点击: <http://www.hanspub.org/Submission.aspx>