

操家顺,朱哲莹,方芳,等. 2013. 活性污泥处理偶氮染料废水过程中胞外聚合物特性研究[J]. 环境科学学报, 33(9): 2498-2503

Cao J S, Zhu Z Y, Fang F, et al. 2013. Characteristics of extracellular polymeric substances (EPS) in the azo dye wastewater treated by activated sludge [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 33(9): 2498-2503

活性污泥处理偶氮染料废水过程中胞外聚合物特性研究

操家顺^{1,2}, 朱哲莹^{1,2}, 方芳^{1,2,*}, 李宇昇^{1,2}, 胡海兰^{1,2}

1. 河海大学浅水湖泊综合治理与资源开发教育部重点实验室, 南京 210098

2. 河海大学环境学院, 南京 210098

收稿日期: 2012-12-27

修回日期: 2013-02-04

录用日期: 2013-02-22

摘要: 采用序批式反应器 (SBR) 考察了偶氮染料浓度对活性污泥的污染物去除性能及胞外聚合物 (Extracellular polymeric substances, EPS) 的影响。结果表明, COD、染料及营养物的去除率均随着进水染料浓度的增加而下降, 但进水染料浓度对 EPS 的影响却呈现不同的趋势。当进水染料浓度为 5 ~ 40 mg·L⁻¹ 时, EPS 含量随着染料浓度的增加而增加; 当进水染料浓度超过 40 mg·L⁻¹ 时, EPS 含量却随着染料浓度的增加而减少。染料的加入导致活性污泥 EPS 中蛋白质的含量增加, 且其变化趋势与 EPS 变化一致; EPS 中腐殖酸的浓度低于蛋白质浓度; 而 EPS 中多糖的浓度最低, 为 8 mg·g⁻¹。三维荧光光谱结果显示, 不同染料浓度下 EPS 荧光吸收峰数量及位置相同, 分别为类蛋白峰 ($\lambda_{Ex}/\lambda_{Em} = 240 \text{ nm}/375 \sim 394 \text{ nm}$) 和类富里酸类峰 ($\lambda_{Ex}/\lambda_{Em} = 270 \text{ nm}/410 \sim 416 \text{ nm}$), 但两个吸收峰的荧光强度不同。

关键词: 活性污泥; 偶氮染料; 胞外聚合物 (EPS); 三维荧光光谱

文章编号: 0253-2468 (2013) 09-2498-06

中图分类号: X703

文献标识码: A

Characteristics of extracellular polymeric substances (EPS) in the azo dye wastewater treated by activated sludge

CAO Jiashun^{1,2}, ZHU Zheyang^{1,2}, FANG Fang^{1,2,*}, LI Yusheng^{1,2}, HU Hailan^{1,2}

1. Key Laboratory of Integrated Regulation and Resource Development on Shallow Lakes, Ministry of Education, Hohai University, Nanjing 210098

2. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098

Received 27 December 2012;

received in revised form 4 February 2013;

accepted 22 February 2013

Abstract: In this study, a sequencing batch reactor (SBR) was used to investigate the nutrient removal and extracellular polymeric substances (EPS) production by activated sludge with different azo dye concentrations. The results indicated that the chemical oxygen demand (COD), azo dye and nutrient removal efficiencies all decreased with the increase in dye concentration. However, the influence of dye concentration on EPS production showed a different trend. When the dye concentration was 5 ~ 40 mg·L⁻¹, EPS concentration increased with increasing dye concentration. However, the EPS concentration decreased when the concentration of influent dye exceeded 40 mg·L⁻¹. Furthermore, azo dye led to more protein production than humus, and the protein concentration showed the same trend with that of total EPS. Polysaccharides was the least fraction in EPS, which was 8 mg·g⁻¹. The spectral information about the chemical compositions of EPS was presented by the three-dimensional excitation-emission matrix (EEM). They were similar in the peak locations, but had different fluorescence intensities. Two major components of EPS were identified as fulvic acid-like at $\lambda_{Ex}/\lambda_{Em} = 270 \text{ nm}/410 \sim 416 \text{ nm}$ and proteins at $\lambda_{Ex}/\lambda_{Em} = 240 \text{ nm}/370 \sim 394 \text{ nm}$.

Keywords: activated sludge; azo dye; extracellular polymeric substances (EPS); three-dimensional excitation-emission matrix (EEM)

1 引言 (Introduction)

偶氮染料是一类具有一个或者多个偶氮键的

芳香族化合物, 是合成染料的最大组成部分, 广泛应用于印染、食品、造纸、皮革和化妆品工业中 (Tan et al., 2000). 偶氮染料可以在环境中长期稳定地

基金项目: 国家自然科学基金 (No. 51008112); 国家重大科技专项 (No. 2012ZX07101-003)

Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 51008112) and the National Science and Technology Major Project (No. 2012ZX07101-003)

作者简介: 操家顺 (1964—), 男, 教授 (博士), E-mail: caojiashun@163.com; * 通讯作者 (责任作者), E-mail: ffang65@hhu.edu.cn

Biography: CAO Jiashun (1964—), male, professor (Ph. D.), E-mail: caojiashun@163.com; * **Corresponding author**, E-mail: ffang65@hhu.edu.cn

存在,造成水体环境污染;同时,部分降解产物会对水生动植物造成危害(Saratale *et al.*, 2011),对人类产生致癌和致畸变的影响(Weisburger, 2002).因此,含有偶氮染料废水的处理成为保护水体环境急需解决的问题.目前,处理偶氮染料废水的技术种类繁多,而生物法特别是其中的活性污泥法以其能耗低、代谢彻底、环境友好等特点,成为应用最为广泛的处理方法.

活性污泥胞外聚合物(Extracellular polymeric substances, EPS)是微生物细胞外的高分子聚合物,其主要组分是蛋白质、多糖、核酸和腐殖质等(Wang *et al.*, 2011).由于EPS与溶解性微生物代谢产物(Soluble microbial products, SMP)密切相关,而SMP是活性污泥系统出水COD中的主要成分,因此,EPS的产生会影响活性污泥系统出水水质(Laspidou *et al.*, 2002; Ni *et al.*, 2009).目前有文献报道进水中有毒物质会影响活性污泥EPS的产生(Sheng *et al.*, 2005, 2012; 康福星等, 2009),含有偶氮染料的废水作为一种有毒废水亦会对活性污泥EPS产生影响,从而影响系统对污染物的去除.但目前对于偶氮染料废水的研究大多关注活性污泥对其脱色效果和COD去除效果,而对EPS的研究较少.

因此,本实验利用厌氧/好氧方式运行的SBR反应器,在研究偶氮染料对活性污泥系统污染物去除效果的基础上,进一步研究其对活性污泥EPS含量和组分变化的影响,并结合三维荧光(Three-dimensional EEM)光谱技术,分析活性污泥EPS中荧光物质的组分变化.本研究对于阐明染料废水生物处理过程中EPS的产生和性质,提高反应器处理效率,优化反应器运行,具有一定的理论意义.

2 材料和方法 (Materials and methods)

2.1 反应器与接种污泥

实验采用两套相同的SBR反应器,其有效容积均为3.2 L.反应器均采用厌氧/好氧(A/O)的方式运行,运行周期为12 h,包括进水7 min,搅拌6 h,曝气5 h,沉淀40 min,排水7 min,闲置6 min.反应器水力停留时间为24 h,污泥龄控制在15 d左右.曝气阶段溶解氧浓度控制为 $6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,实验温度设定为 $25 \text{ }^{\circ}\text{C}$.

接种污泥取自南京汉佰纺织品有限公司污水处理站二沉池.实验前将接种污泥用自来水清洗数

遍,以去除原有基质对实验的影响.接种污泥初始混合液悬浮固体浓度(MLSS)约为 $3000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,挥发性悬浮固体浓度(MLVSS)为 $1700 \sim 1800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

2.2 模拟废水

反应器污泥采用模拟废水培养,包括不同浓度的偶氮染料(甲基红MR)、乙酸钠和无机培养液.进水COD为 $400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;染料浓度逐渐增加,分别为5、10、20、40和 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;无机培养液的物质组成及浓度($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)如下: NH_4Cl 170, $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 90, NaH_2PO_4 48, MgCl_2 11, KCl 25;每升模拟废水中加入0.5 mL已配制好的微量元素储备液.微量元素储备液的组成及浓度($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)为: H_3BO_3 2, $\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 2, EDTA 2, $\text{ZnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 0.4, $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 0.8, $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 0.2, $(\text{NH}_4)_6\text{MoO}_7 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 1.1和 $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 1.采用 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ HCl或NaOH调节进水pH为7左右.进水前向模拟废水中通入高纯氩气20 min,保证反应器中初始厌氧条件.

2.3 分析方法

2.3.1 水质的测定 COD、氨氮(NH_4^+)、硝酸盐(NO_3^-)、磷酸盐(PO_4^{3-})、MLSS、MLVSS根据标准方法测定(APHA, 1998).甲基红浓度根据Wong等(1996)报道的方法改进后测得.测定前将待测水样经 $0.45 \mu\text{m}$ 的醋酸纤维滤膜过滤,在甲基红最大吸收波长(431nm)下用紫外-可见分光光度计(ALPHA-1506)测定.

2.3.2 EPS提取与测定 EPS采用离子交换树脂(Cation exchange resin, CER)进行提取(001 \times 7, 中国上海):取50 mL污泥样品,经 $5000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 离心15 min,用 $100 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ NaCl溶液洗涤2次后,磷酸缓冲溶液(pH = 7)补充污泥混合溶液体积到50 mL,并转移至提取容器中,加入一定量的CER($60 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1}$).在 $4 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 、 $200 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 下连续搅拌6 h后将混合液静置3 min,保证CER完全沉淀.剩余溶液在 $4 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 下经 $10000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 离心30 min,得到的上清液经过 $0.45 \mu\text{m}$ 醋酸纤维素膜过滤,即为提取的EPS溶液(Frolund *et al.*, 1996).

EPS中多糖采用蒽酮比色法测定(Dubois *et al.*, 1956),用葡萄糖作为标准.蛋白质和腐殖酸采用改进Lowry法测定(Lowry *et al.*, 1951),分别用牛蛋白血清与腐殖酸作为标准.EPS总量为多糖、蛋白质和腐殖酸的总和(以COD计).

2.3.3 三维荧光光谱分析 提取得到的EPS采用

荧光光谱仪(Hitachi, F7000)进行分析,三维荧光光谱的激发波长(λ_{Ex})和发射波长(λ_{Em})范围均为200~600 nm,增量分别为10 nm和2 nm;激发和发射狭缝设为5 nm,扫描速度60000 nm·min⁻¹.采用Origin 8.0处理三维荧光光谱数据,三维荧光光谱采用等高线图来表示.

3 结果与讨论 (Results and discussion)

3.1 水质变化情况

不同进水染料浓度下污染物的去除情况如图1所示.从图1a可以看出,当进水染料浓度为

5 mg·L⁻¹时,出水染料浓度几乎为0,去除率基本达到100%.随着进水染料浓度的增加,染料的去除率呈下降趋势.当进水染料浓度增加到50 mg·L⁻¹时,反应器对染料的去除率稳定在79%左右.这可能是由于偶氮染料的毒性阻碍了偶氮还原酶的活性,使染料去除率降低(Sheng *et al.*, 2005).图1b是不同进水染料浓度下COD的去除情况,当进水染料浓度从5 mg·L⁻¹增加到40 mg·L⁻¹时,COD的平均去除率从90%缓慢降到80%;而当染料浓度超过40 mg·L⁻¹时,COD的去除率快速下降到67%,说明染料浓度较高时会抑制活性污泥对COD的去除.

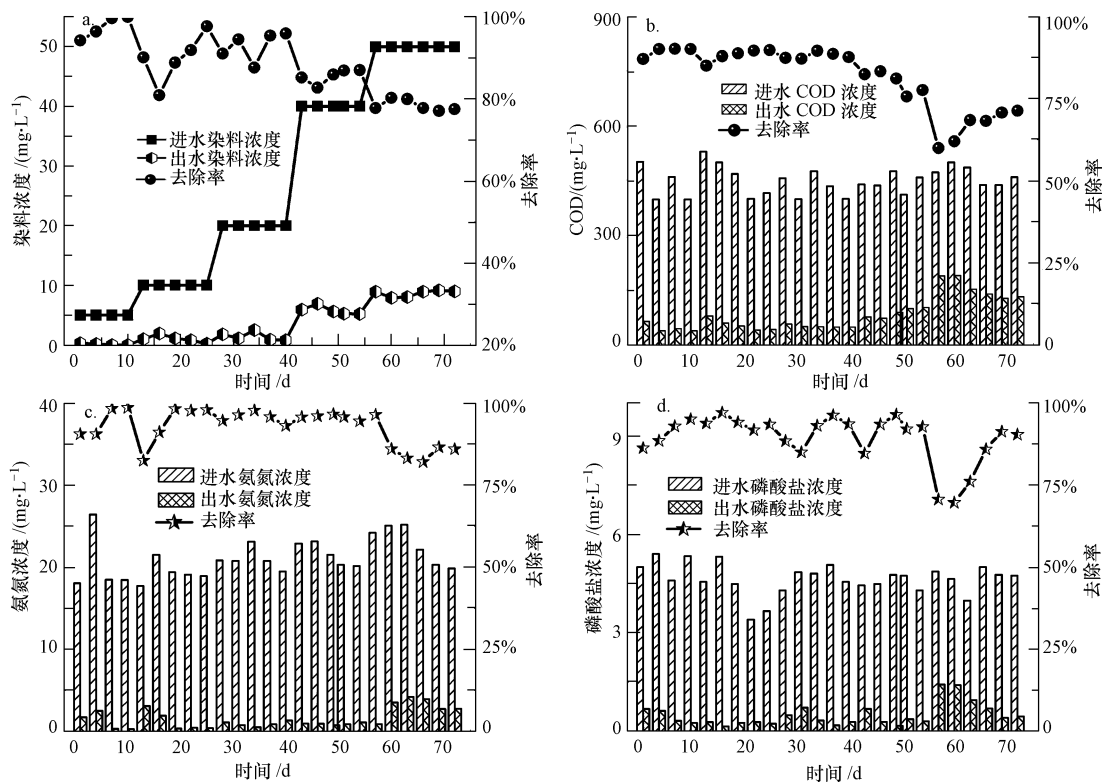


图1 水质变化情况(a.染料; b. COD; c. 氨氮; d. 磷酸盐)

Fig. 1 Influent and effluent water qualities of the SBR system (a. MR; b. COD; c. NH₄⁺; d. PO₄³⁻)

不同进水染料浓度下营养物质氮和磷的去除情况如图1c和d所示.从图1c中可以看出,当进水染料浓度在5~40 mg·L⁻¹时,出水氨氮浓度很低,反应器对氨氮去除率达到93%左右,可见低染料浓度对硝化细菌的影响不大;而当进水染料浓度达到50 mg·L⁻¹时,氨氮的去除率下降到87%,高染料浓度会抑制活性污泥的硝化作用.当进水染料浓度增加时,系统对磷酸盐的去除效率先降低而后略有恢复(图1d).例如,染料浓度为50 mg·L⁻¹的初期,磷酸盐的去除率从94%迅速下降到71%,然后去除率

呈波动上升趋势,到后期磷酸盐的去除率稳定在89%左右.总体来看,磷酸盐的去除率随着进水染料浓度的增加而逐渐降低,从94%下降到89%.氮和磷去除率的下降,说明染料浓度的增加降低了活性污泥脱氮除磷的效果.

3.2 染料脱色的紫外-可见光图谱特征

偶氮染料在反应器一个周期内的紫外-可见扫描图谱如图2所示.从图2a可以看出,从0~6 h的厌氧反应过程中,可见光区(400~800 nm)最大吸收峰431 nm处的峰值在逐渐下降(MR的最大吸收

波长);紫外区(200~400 nm)在 241 nm 和 305 nm 处出现明显的波峰,且在反应过程中 241 nm 处的峰值逐渐增大.由此可以看出,在厌氧反应过程中,染料分子中发色基团(不饱和基团—N=N—和—COOH等构成的共轭体系)含量在降低;而 305 nm 和 241 nm 处吸收峰的出现,说明有中间产物芳香胺—N-N'-二甲基苯二胺(简称 DMP)的生成(Yemashova *et al.*, 2009).可见,染料在厌氧条件下

还原转化的过程中,生物降解起主要作用.

从 6 h 到 11 h 的好氧反应过程中,最大吸收峰 431 nm 处的峰值在逐渐下降(图 2b),与图 2a 中的厌氧过程相比,下降的幅度不及厌氧过程时大;在 305 nm 和 240 nm 处的波峰也发生明显的降低.305 nm 和 241 nm 吸收峰的下降,说明中间产物芳香胺化合物在好氧阶段被降解(Supaka *et al.*, 2004).

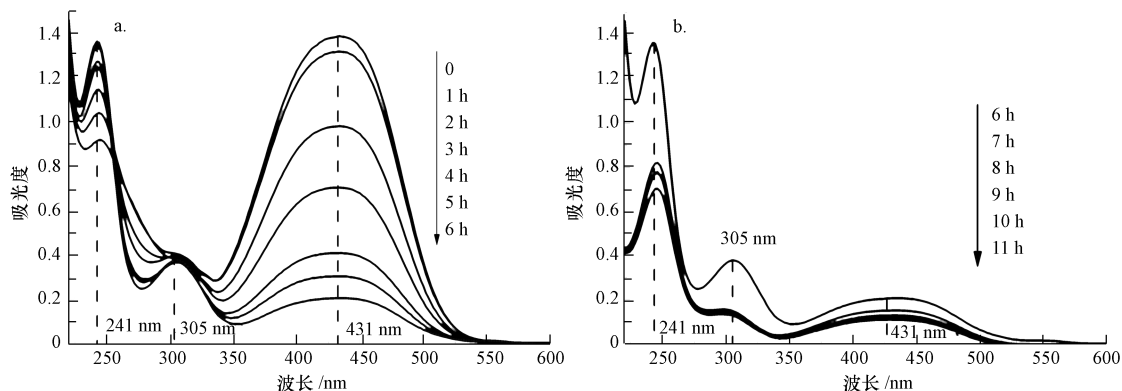


图 2 厌氧段出水 and 好氧段出水的紫外-可见图谱(a.厌氧段;b.好氧段)

Fig. 2. UV-Vis spectra of the effluent in the anaerobic and aerobic process (a. anaerobic process; b. aerobic process)

3.3 EPS 成分分析

不同进水染料浓度下活性污泥 EPS 总量及其组分变化情况如图 3 所示.从图 3a 中可以看出,当进水染料浓度从 $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 上升到 $40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, EPS 平均含量从 $28 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 增加到 $56 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$;而当进水染料浓度达到 $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, EPS 平均含量降为 35

$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$.当染料浓度提高时,微生物为了抵御胞外有毒物质的影响会分泌更多的 EPS,使得系统中 EPS 含量增加(Fang *et al.*, 2002).而当进水中染料超过一定浓度时, EPS 含量却呈下降趋势,这说明过量的有毒物质会降低细菌代谢活动,从而降低 EPS 的含量(Sheng *et al.*, 2005).

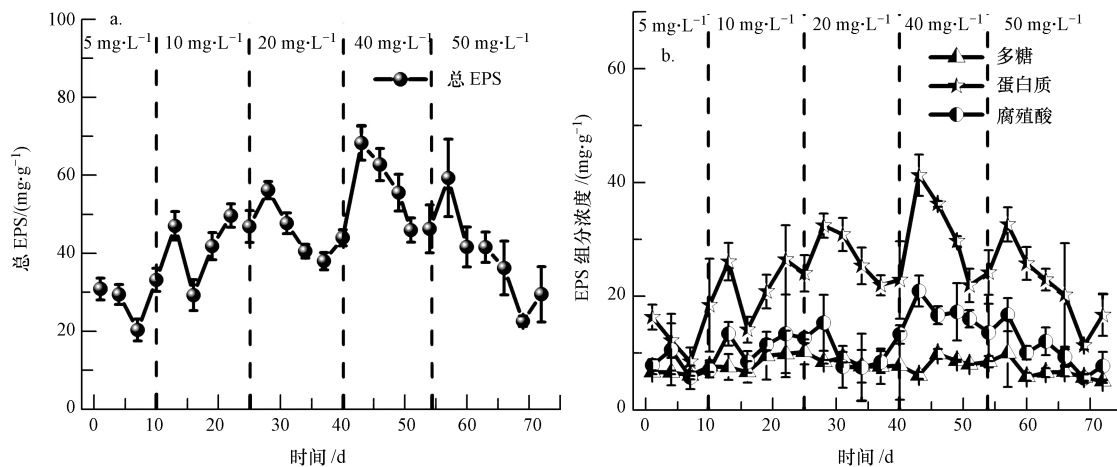


图 3 染料浓度对 EPS 的影响(a. EPS 总量;b. EPS 组分)

Fig. 3. Effect of MR concentration on the EPS production (a. Total EPS; b. Polysaccharides, proteins and humus)

图 3b 为 EPS 中多糖、蛋白质和腐殖酸在不同

进水染料浓度条件下的变化趋势.染料浓度的增加

对 EPS 中蛋白质含量影响最大,当进水染料浓度为 $5 \sim 40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, EPS 中蛋白质浓度逐渐增加,从初始的平均含量 $13.8 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 上升到 $30.4 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$;而随着进水染料浓度进一步提高到 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, EPS 中蛋白质的含量降低到约 $21.9 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$,该变化趋势与 EPS 总量变化一致. EPS 中腐殖酸的浓度亦随着染料浓度的增加而增加,但当染料浓度增至 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,腐殖酸含量亦呈现下降趋势. EPS 中多糖含量受染料浓度影响最小,其浓度基本稳定在 $8 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 左右.可见,在染料浓度不高时,活性污泥微生物会产生更多的 EPS 以形成保护层以抵御有毒物质;在有毒染料条件下, EPS 中蛋白质含量远远超过其它组分,蛋白质可能会限制染料扩散,以及通过化学反应来延缓或防止毒性物质进入微生物,从而保护活性污泥微生物免受伤害 (Sheng *et al.*, 2005). 当染料浓度超过一定阈值后,其中间产物芳香胺浓度增加,且芳香胺毒性更强,从而降低微生物的新陈代谢活性,导致 EPS 含量降低 (Kapdan *et al.*, 2003).

3.4 EPS 的三维荧光特性

图 4 为在不同染料浓度下反应器好氧末端活性污泥 EPS 的三维荧光光谱图. 由图 4 可以看出,不同染料浓度下 EPS 荧光吸收峰数量及位置相同,且未出现荧光吸收峰重叠及信号叠加的情况,这说明 EPS 中组分单一、稳定 (张兰河等, 2012). 吸收峰 A ($\lambda_{\text{Ex}}/\lambda_{\text{Em}} = 270 \text{ nm}/410 \sim 416 \text{ nm}$) 为富里酸类物质,与胞外聚合物中的羧基和羰基结构有关;吸收峰 B ($\lambda_{\text{Ex}}/\lambda_{\text{Em}} = 240 \text{ nm}/375 \sim 394 \text{ nm}$) 为类蛋白质物质,与胞外聚合物中的芳香氨基酸结构有关 (Pons *et al.*, 2004). 三维荧光光谱图显示,不同染料浓度下 EPS 的吸收峰 A 和 B 的荧光强度不同. 染料浓度从 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 增加到 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,吸收峰 A 和 B 的荧光强度分别从 56.65 和 83.28 增加到 68.25 和 101.4 ;而当染料浓度增加到 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,吸收峰 A 和 B 的荧光强度却降低到 66.67 和 85.19 . 两个吸收峰的荧光强度不同说明 EPS 的浓度不同,荧光强度高 EPS 的含量也高,这一结果与前述实验结果一致.

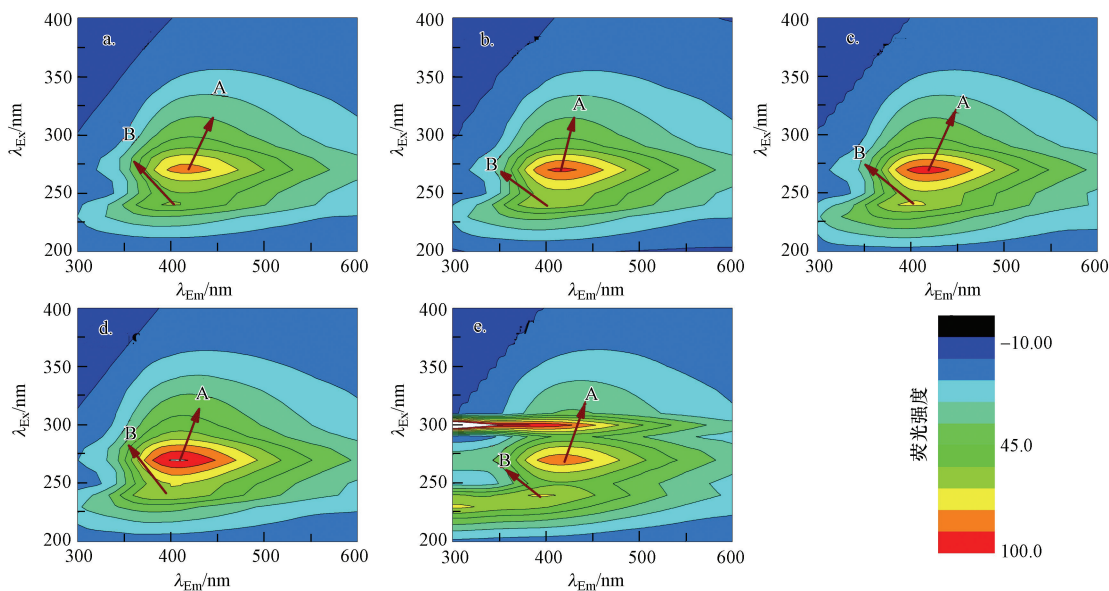


图 4 不同进水染料浓度下三维荧光光谱图 (a. $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, b. $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, c. $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, d. $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, e. $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

Fig. 4 EEM fluorescence spectra of sludge EPS

4 结论 (Conclusions)

1) 进水染料浓度增加会导致活性污泥系统对 COD、染料、氮和磷去除效率的降低.

2) 不同进水染料浓度对活性污泥 EPS 的影响呈现不同趋势. 当染料浓度为 $5 \sim 40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, EPS 的含量随着染料浓度的增加而增加,而当染料浓度

超过 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, EPS 含量却随着染料浓度的增加而减少. 染料的加入导致活性污泥 EPS 中蛋白质含量增加,且其变化趋势与 EPS 浓度变化一致; EPS 中腐殖酸的浓度低于蛋白质浓度;而 EPS 中多糖浓度最低,为 $8 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$.

3) 三维荧光光谱结果显示,不同染料浓度下活性污泥 EPS 荧光吸收峰数量及位置相同,分别为类

蛋白峰($\lambda_{Ex}/\lambda_{Em} = 240 \text{ nm} / 375 \sim 394 \text{ nm}$)和类富里酸类峰($\lambda_{Ex}/\lambda_{Em} = 270 \text{ nm} / 410 \sim 416 \text{ nm}$),但影响吸收峰的荧光强度。

责任作者简介:方芳,女,讲师,研究方向为水污染控制。E-mail: ffang65@hhu.edu.cn.

参考文献 (References):

- APHA. 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (20th edition) [M]. Washington, DC: American Public Health Association
- Dubois M, Gilles K A, Hamilton J K, *et al.* 1956. Colorimetric method for determination of sugars and related substance [J]. Analytical Chemistry, 28: 350-356
- Fang H H P, Xu L C, Chan K Y. 2002. Effects of toxic metals and chemicals on biofilms and biocorrosion [J]. Water Research, 36: 4709-4716
- Frolund B, Palmgren R, Keiding K, *et al.* 1996. Extraction of extracellular polymers from activated sludge using a cation exchange resin [J]. Water Research, 30: 1749-1758
- Lapidou C S, Rittmann B E. 2002. A unified theory for extracellular polymeric substances, soluble microbial products, and active and inert biomass [J]. Water Research, 36: 2711-2720
- Lowry O H, Farr A L, Randall R J. 1951. Protein measurement with the folin phenol reagent [J]. Journal of Biological Chemistry, 193: 265-275
- 康福星,龙健,潘响亮,等. 2009. 镉对松散和紧密胞外聚合物类蛋白的荧光滴定[J]. 环境科学学报, 29 (2): 360-366
- Kapdan I K, Tekol M, Sengul F. 2003. Decolorization of simulated textile wastewater in an anaerobic-aerobic sequential treatment system[J]. Process Biochemistry, 38: 1031-1037
- 倪丙杰,徐得潜,刘绍根. 2006. 污泥性质的重要影响物质—胞外聚合物(EPS) [J]. 环境科学与技术, 29 (3): 108-110
- Ni B J, Fang F, Rittmann B E, *et al.*, 2009. Modeling microbial products in activated sludge under feast-famine conditions [J]. Environmental Science & Technology, 43: 2489-2497
- Ni B J, Yu H Q. 2012. Microbial products of activated sludge in biological wastewater treatment systems; a critical review [J]. Critical Reviews in Environment Science and Technology, 42 (2): 187-223
- Pons M N, Bonté S L, Potier O. 2004. Spectral analysis and fingerprinting for biomedica characteristics [J]. Journal of Biotechnology, 113: 211-230
- Saratale R G, Saratale D G, Chang J S, *et al.* 2011. Bacterial decolorization and degradation of azo dyes: A review [J]. Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers, 42: 137-158
- Sheng G P, Yu H Q, Yue Z B. 2005. Production of EPS from *Rhodospseudomonas acidophila* in the presence of toxic substances [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 69: 216-222
- Sheng G P, Xu J, Luo H W, *et al.* 2012. Thermodynamic analysis on the binding of heavy metals onto extracellular polymeric substances (EPS) of activated sludge [J]. Water Research, 37: 1-8
- Supaka N, Juntongjin K, Danronglerd S, *et al.* 2004. Microbial decolorization of reactive azo dyes in sequential anaerobic-aerobic system[J]. Chemical Engineering Journal, 99: 169-176
- Tan N C G, Borger A, Slenders P, *et al.* 2000. Decolorization of azo dye Mordant Yellow 10 in a sequential anaerobic and bioaugmented aerobic bioreactor [J]. Water Science and Technology, 42: 337-344
- Wang Z, Hessler C M, Xue Z, *et al.* 2011. The role of extracellular polymeric substances on the sorption of natural organic [J]. Water Research, 46(4): 1052-1060
- Weisburger J H. 2002. Comments on the history and importance of aromatic and heterocyclic amines in public health [J]. Mutation Research, (506/507): 9-20
- Wong R K, Yuen P Y. 1996. Decolourization and biodegradation of methyl red by *Klebsiella pneumoniae* RS-13 [J]. Water Research, 30: 1736-1744
- Ye F X, Ye Y F, Li Y. 2011. Effect of C/N ratio on extracellular polymeric substances (EPS) and physicochemical properties of activated sludge flocs [J]. Journal of Hazardous Materials, 188: 37-43
- Yemashova N A, Kotova I B, *et al.* 2009. Special traits of decomposition of azo dyes by anaerobic microbial communities [J]. Applied Biochemistry and Microbiology, 45: 176-181
- 张兰河,王莹,马放,等. 2012. 进水容积负荷对胞外聚合物的影响 [J]. 南京理工大学学报, 36(3): 545-550
- 周健,龙腾锐,苗利利. 2004. 胞外聚合物 EPS 对活性污泥沉降性能的影响研究[J]. 环境科学学报, 24(4): 613-618
- Zhu L, Qi H Y, Lü M L, *et al.* 2012. Component analysis of extracellular polymeric substances (EPS) during aerobic sludge granulation using FTIR and 3D- EEM technologies [J]. Bioresource Technology, 124: 455-459