

研究论文

苯酚对氨氧化菌硝化和污泥性能冲击影响

路聪聪, 葛士建, 王淑莹, 曹 旭, 彭永臻

(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: 以苯酚为毒性抑制剂, 短程硝化污泥为对象, 分析研究了不同苯酚浓度对氨氧化菌硝化过程的抑制特性和抑制动力学, 以及对污泥胞外聚合物组分及呼吸速率的短期冲击影响。结果表明, $55 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 苯酚的存在使硝化速率降低 37%; 低浓度苯酚条件下 ($< 80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 符合 Monod 单分子一级动力学方程, 且为可逆性抑制, 恢复后呼吸速率可达 $20 \sim 25 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$; 且因接种污泥含大量异养菌使得抑制常数 ($52.871 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 远大于纯硝化菌群系统。另外, 苯酚的存在促使菌群启动自我保护机制产生更多的胞外聚合物 (EPS) 抵抗环境变化。苯酚浓度升至 $135 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 蛋白质和多糖分别增加 87.4% 和 311.7%; 而且 EPS 组分发生相应变化, 蛋白质/多糖 (P/C) 与初始 COD/氮氨 (C/N) 比呈负相关性, P/C 从 22.1 降至 3.80。

关键词: 短程硝化; 氨氧化菌; 抑制动力学; 苯酚; 胞外聚合物; 耗氧呼吸速率

DOI: 10.3969/j.issn.0438-1157.2012.08.033

中图分类号: X 703.1

文献标志码: A

文章编号: 0438-1157 (2012) 08-2576-08

Shock effect of phenol on nitrification by ammonia oxidation bacteria
and sludge performance

LU Congcong, GE Shijian, WANG Shuying, CAO Xu, PENG Yongzhen

(Key Laboratory of Beijing Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering,
Beijing University of Technology, Beijing 100124, China)

Abstract: The kinetics of nitrification inhibition, the components of polymeric substances on extracellular and oxygen uptake rate (OUR) of partial nitrification sludge were studied at various concentrations of phenol that was served as short-term toxic inhibitor. The results showed that rate of ammonia nitrification reduced by 37% due to inhibition effect of phenol on the ammonia oxidation bacteria. Under low phenol concentrations ($< 80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), it followed Monod's kinetics for single molecule inhibition, indicating that was a kind of reversible inhibition, and OUR achieved at $20 \sim 25 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ after the rescission of inhibition. The inhibition constant ($52.871 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) of mixed sludge system used in this study was far larger than that of an enrichment nitrifier culture. In addition, the phenol promoted the starting of microbial self protection mechanism that could produce more extracellular polymeric substances (EPS) to resist environment change. With the phenol concentrations up to $135 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, proteins and

2011-11-28 收到初稿, 2012-02-21 收到修改稿。

联系人: 王淑莹。第一作者: 路聪聪 (1987—), 女, 硕士研究生。

基金项目: 国家自然科学基金项目 (21177005); 北京市教委科技创新平台项目; 2012 年学科与研究生教育-创新人才培养计划-博士生创新基金项目 (YB201210)。

Received date: 2011-11-28.

Corresponding author: WANG Shuying, wsy@bjut.edu.cn

Foundation item: supported by the National Natural Science Foundation China (21177005), the Project of Scientific Research Base and Scientific Innovation Platform of Beijing Municipal Education Commission and the Doctoral Fund of Innovation, Training Plan of Innovative Talents, Project of Disciplines and Postgraduate Education, 2012 (YB201210).

carbohydrate in EPS increased up to 87.4% and 311.7% respectively. The ratio of proteins to carbohydrates fell from 22.1 to 3.80 with the increasing initial COD/N.

Key words: partial nitrification; ammonia oxidation bacteria; inhibition kinetics; phenol; extracellular polymeric substance; oxygen uptake rate

引言

在氮循环中,微生物起了主导作用。作为生态圈氮循环生物固氮最关键的环节,Winogradsky^[1]首次发现了自然界的硝化作用。氮氧化物种类形态很多,引起各种环境问题,如温室效应、水体富营养化等。与物理法、化学法相比,生物法脱氮以其经济、灵活、有效性被广泛运用到污水处理中。污水生物硝化作用一般分为全程硝化作用和短程硝化作用。其中,短程硝化反硝化以其独特的优势受到越来越多的关注:能耗降低、有机碳源减少、反应时间缩短、污泥产量低等^[2-3]。

城市污水进水水质时而含有工业废水污染物质,如酚类化合物、重金属等,这些有毒有害物质的瞬时冲击严重影响生物处理系统的脱氮效果。苯酚是工业废水中常见毒性物质^[4-5],被美国环保局列入129种优先控制的污染物名单,也是我国重点控制的污染物之一。目前虽然各化工厂均设置相应的苯酚水处理设施,但仍有含一定浓度苯酚废水进入自然水体或城市排水管网,对污水处理厂造成毒害的冲击作用,影响系统脱氮性能。

目前关于温度、pH、溶解氧(DO)、污泥龄、有毒有害物质等因素对生物脱氮作用的影响较多且集中在全程硝化污泥的硝化过程^[6-9],本文旨在研究中低浓度苯酚对城市污水短程硝化氨氧化菌的短期冲击影响,分析预测抑制规律,为城市污水处理厂工业废水短期冲击的调控与恢复提供一定的技术支持。

1 材料与方法

1.1 试验装置

实验所用污泥为取自某中试规模的短程硝化SBR反应器内的短程硝化污泥,该SBR容积8.8 m³,有效容积7.1 m³,日处理水量2.6 m³,通过实时控制系统在线控制短程硝化反硝化过程,目前该反应器已稳定运行2年,FISH(荧光原位杂交)结果表明AOB(氨氧化菌)占菌群总数的5%,NOB(亚硝酸氧化菌)占菌群总数的百分数<1%,

反应器出水中硝态氮浓度可以忽略不计。

试验前将接种污泥曝气20 h,沉淀过滤以去除残余氨氮和有机物,清洗后进行不同梯度苯酚浓度的冲击试验。试验采用1.5 L SBR反应器(图1),加入碳酸氢铵溶液及苯酚保证反应器初始氨氮质量浓度为50 mg·L⁻¹左右,苯酚浓度分别为0、15、35、55、95、175和195 mg·L⁻¹,同时进行微孔曝气与磁力搅拌。控制反应温度为(25±1)℃,曝气过程控制DO在4 mg·L⁻¹左右,pH 7.2~7.8。

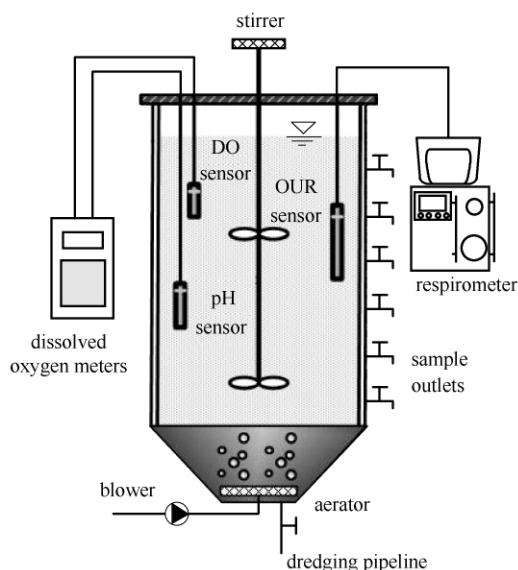


图1 试验装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram of SBR reactor

1.2 分析方法

水样采用0.45 μm中速滤纸过滤。氨氮(NH₄⁺-N)采用纳氏试剂比色法测定;亚硝酸盐和硝酸盐(NO₂⁻-N和NO₃⁻-N)采用美国LACHAT公司QuikChem 8500流动注射全自动分析仪测定;COD采用COD快速测定仪5B-3(A);呼吸速率(OUR)采用Strathtox呼吸仪测定;DO、pH和温度采用德国WTW pH/oxi340i仪在线监测;污泥浓度采用重量法测定。

聚合物采用超声波-阳离子交换树脂法提取^[10],蛋白质采用Folin-酚试剂显色法测定,多

糖采用蒽酮法测定, DNA 采用二苯胺- $C_{12}H_{11}N$ 显色法提取。

苯酚使用 Waters 1525 高效液相色谱仪, 配 waters 2875 双通道检测器及 Breeze 色谱操作软件测定。色谱柱选用: Waters Symmetry # C18 ($4.6\text{ mm} \times 250\text{ mm}$, $5\text{ }\mu\text{m}$); 流动相体积分配为: $V(\text{甲醇}):V(5\% \text{ 乙酸})=7:3$; 进样体积 $20\text{ }\mu\text{l}$; 流量 $1.0\text{ ml} \cdot \text{min}^{-1}$; 柱温 25°C ; 检测波长范围为 $190\sim700\text{ nm}$ 。

2 结果与讨论

2.1 苯酚对短程硝化污泥硝化作用的抑制情况

2.1.1 苯酚对 AOB 的抑制 在 pH、DO、温度适宜, 碱度充足的条件下, 氨氮浓度是硝化反应的主要决定因素。此外苯酚可作为碳源被微生物降解利用, 苯酚对 COD 贡献的线性关系为 $y = 2.446x + 0.029$, $R^2 = 0.995$ 。

图 2 表示了不同苯酚初始浓度条件下, 氨氮和亚硝浓度的转移变化情况。可知, 在对照试验 (苯酚浓度为 0) 中, 反应 4 h 后氨氮去除率即达 100%, 几乎全部转化为亚硝态氮。随着苯酚浓度的增加硝化过程完成所需要的时间也相应变长, 抑制作用明显。在反应初期, 低浓度苯酚 ($<80\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 对氨氮硝化作用有影响但未抑制反应的进行, 与对照组相比氨氮的硝化速率降低了 37% 左右。高浓度苯酚 ($>90\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 负荷下硝化细菌受到冲击并在反应初期有一个停滞, 推测认为该阶段微生物絮体主要进行对苯酚的吸附作用, 短时间内降低苯酚的毒性浓度。反应 9 h 后所有梯度氨氮浓度 $<1\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 而此时 $175\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和

$195\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 苯酚浓度条件下氨氮浓度下降亚硝浓度上升 (图 2)。

从图 2 可以看出, 在 $90\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 等高浓度苯酚抑制作用下, 细胞硝化功能并没有受到破坏, 随着抑制剂的降解, 微生物活性逐渐得到恢复进而继续完成硝化作用。Neufeld 等^[11-12]曾得出同样的结论, 在苯酚抑制解除后氨氮硝化速率基本可恢复到未受抑制时的水平, 属于可逆性抑制。此外, Denyer 等^[13]研究认为, 苯酚对硝化反应的抑制属非竞争性抑制, 在生化反应中仅与胞外酶或细胞膜上的酶 (主要为氨氧化单加氧酶, AMO) 发生作用, 对细胞不会造成永久性的破坏和解体。

2.1.2 苯酚抑制动力学 根据试验结果建立苯酚对硝化过程的抑制动力学模型。苯酚作为抑制剂在生物硝化反应过程中会被异养菌降解, 抑制剂浓度改变会直接影响半饱和常数 K 和最大反应速率 $v_{\max}$ 。因此为了简化抑制动力学模型, 采用单因子变量实验设计法, 选取苯酚浓度基本不变的时段考虑硝化作用的抑制情况。

由于微生物的胞外聚合物对有毒有害物质有一定吸附作用, 在反应初始阶段苯酚浓度稍有下降但并未开始降解, 此时微生物胞外环境、抑制剂浓度影响处于一个相对稳定的阶段, 因此对该时期的硝化过程进行分析, 研究苯酚对硝化过程的抑制动力学。

Monod 方程在硝化动力学方面的应用已经被广泛接受, 在本试验中, 对不同苯酚浓度梯度进行数据分析拟合

$$L = 1 - \frac{v}{v_0} = \frac{[I]}{K_1 + [I]}$$

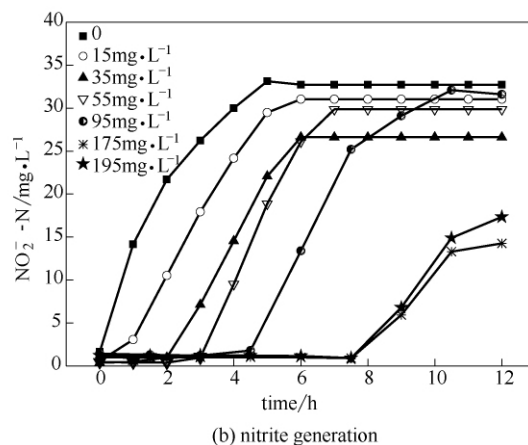
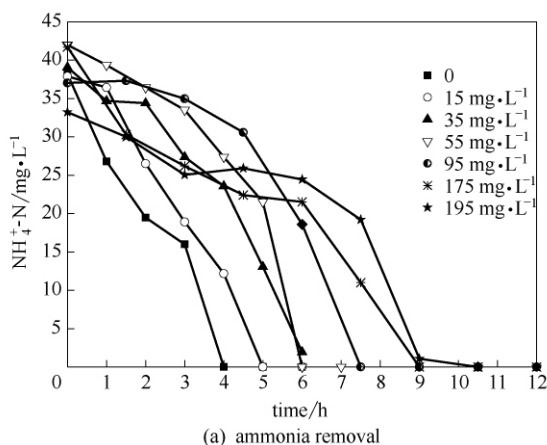


图 2 不同苯酚浓度条件下氨氮和亚硝的变化情况

Fig. 2 Profiles of ammonia and nitrite concentrations under various phenol concentration

表 1 反应初期苯酚抑制动力学参数

Table 1 Kinetics parameters of phenol inhibition

Phenol/[I] /mg · L ⁻¹	v_i /d ⁻¹	L/%
0	2.898	0
15	2.259	22.04
35	1.756	39.41
55	1.164	59.83
85	0.982	66.11
115	1.057	63.53
155	0.988	65.91
195	0.694	76.06

式中 v 为不同抑制剂浓度下的最大比基质利用速率, v_0 为无抑制剂条件下的最大比基质利用速率, d⁻¹; K_I 为抑制常数, mg · L⁻¹; L 为抑制率, %; $[I]$ 为抑制剂浓度, mg · L⁻¹。求得污泥的抑制动力学参数、抑制率, 见表 1。

数学模型在简化过程中将抑制方程默认为标准方程, 然而在实际过程中这一点有待更严格的验证。综合考虑各种因素, 对苯酚吸附阶段的氨氮硝化抑制过程进行更进一步的分析, 将该过程进行单分子一级动力学方程和单分子多级动力学模拟

$$L = \frac{[I]}{K_I + [I]} \quad \text{和} \quad L = \frac{[I]^n}{K_I + [I]^n}$$

拟合结果如图 3 所示, 由动力学拟合结果证明, 苯酚对硝化作用为非竞争抑制。采用单分子一级动力学方程拟合结果为 $L = \frac{[I]}{52.871 + [I]}$, $R_1^2 = 0.9579$; 单分子多级动力学方程拟合结果为 $L = \frac{[I]^n}{51.025 + [I]^n}$, $R_2^2 = 0.9045$, $n = 0.8580$ 。综上所述, $R_1 > R_2$, 苯酚对硝化作用的抑制更符合 Monod 单分子一级动力学方程, 微生物抑制常数 K_I

表 2 酚类化合物抑制常数

Table 2 Kinetic constant of phenolics

Phenolics	K_I /mg · L ⁻¹	Sludge type	Ref
phenol	2.61	enrichment culture	[14]
2,4-dichlorophenol	1.92		
<i>p</i> -aminophenol	8.50		
<i>o</i> -cresol	1.18		
<i>p</i> -nitrophenol	6.65		
phenol	21	enrichment culture	[15]
<i>p</i> -cresol	27		
4-ethylphenol	14		
phenol	20	enrichment culture	[16]
phenol	52.87	mixed culture	this work

为 52.871 mg · L⁻¹。可能由于苯酚本身的 C、O 原子以 sp² 杂化轨道成键, 较弱的原子极性对微生物胞外结构影响稳定单一。

从表 2 可知, 受污泥、环境因素、运行条件、培养基组分浓度的影响不同试验条件下所得酚类有毒物质对硝化污泥抑制常数相差较大。Blum 等^[15]、徐美燕等^[16]测定富集硝化污泥抑制常数为 21 mg · L⁻¹, 比李娟英等^[14]研究结果 2.61 mg · L⁻¹ 高一个数量级, 而本文计算结果又明显高于其他研究者。对于动力学参数的测定, 富集纯培养硝化细菌可以最大程度上减少异养菌等杂菌对抑制剂、硝化反应的影响, 试验结论更科学严谨, 但是, 该理想化条件下的试验结论对于实际污水处理系统有毒抑制问题的解决缺乏实际的指导意义。与富集纯化硝化污泥相比, 本试验所取短程硝化污泥在动力学研究上更接近于城市污水处理厂实际运行条件, 异养菌的存在可能导致参数计算不够严谨, 但在一定程度上可以表征系统状态更具有实际意义。混合活性污泥系统种群丰富, 异养菌对苯酚的

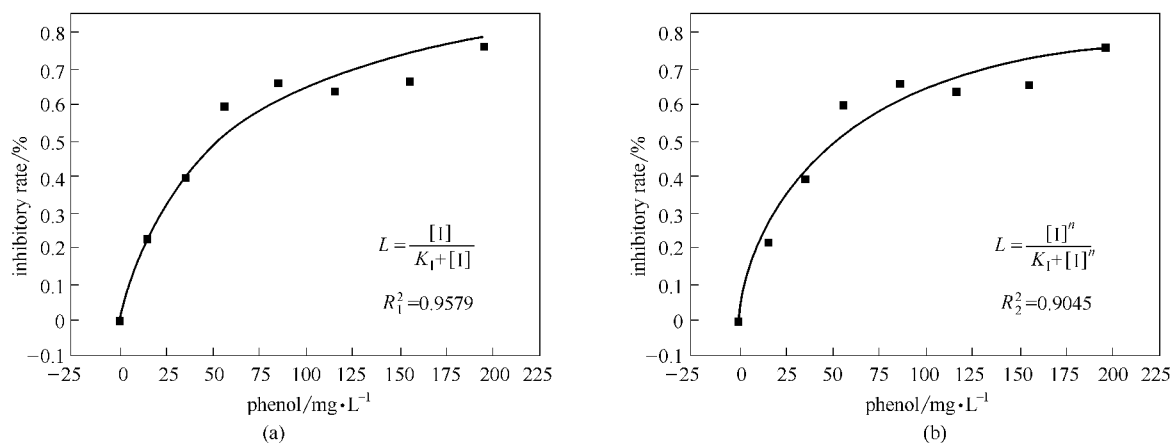


图 3 苯酚动力学拟合曲线

Fig. 3 Fit curves of phenol inhibition kinetics

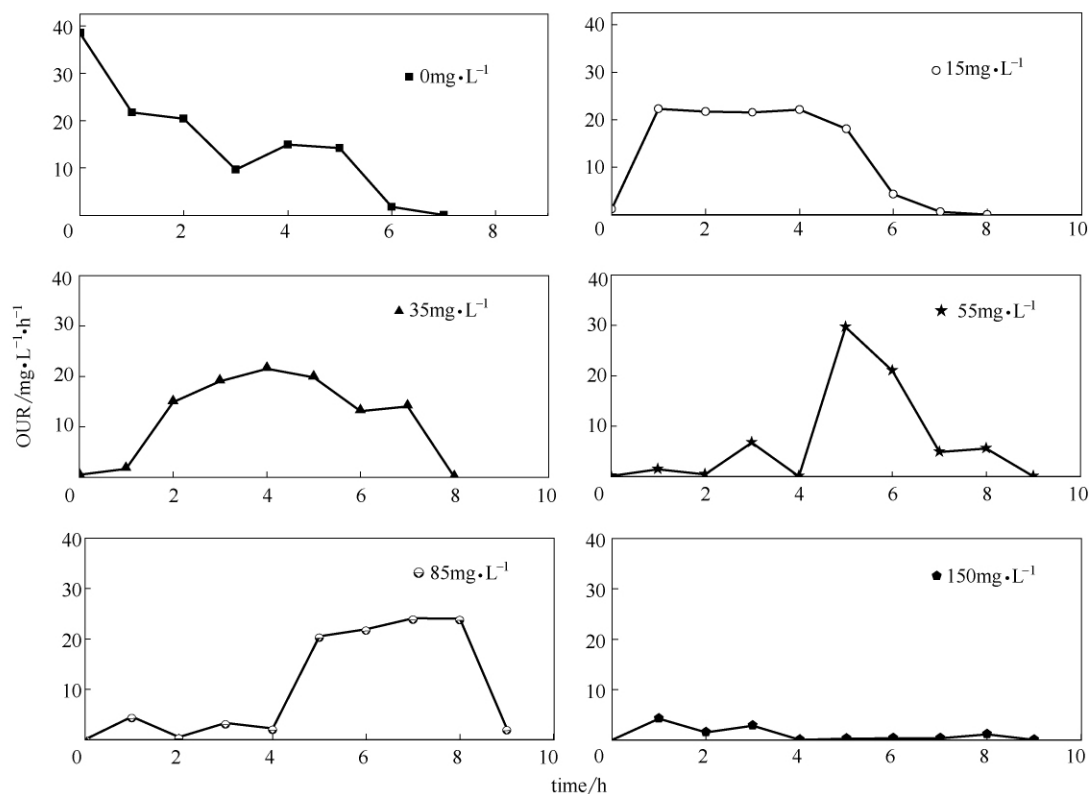


图 4 苯酚降解过程硝化细菌的呼吸速率

Fig 4 OUR of nitrifying during phenol degradation process

吸附降解和絮体对硝化菌的保护作用使得毒物冲击较纯培养污泥稳定性强, 抑制常数 K_1 大于纯硝化污泥。

2.1.3 OUR 对硝化抑制的表征特性 采用 OUR 为指标研究表征短程硝化污泥活性。硝化活性为单位时间内氧化 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 的量, 以 $\text{mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 或 $\text{mg O}_2 \cdot (\text{g MLSS})^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 来表示耗氧速率。丙烯基硫脲 (ATU) 为 AOB 常用的硝化抑制剂, 因此本文采用 ATU 选择性抑制氨氮氧化过程, 通过总 OUR 与碳氧化过程 OUR 的差值得出试验硝化过程呼吸速率, 从而表征 AOB 的活性状况。

监测 6 个梯度下苯酚对活性污泥中微生物活性的抑制效应 (图 4), 需氧量不同 OUR 曲线呈现不同的趋势拐点。由于苯酚的存在, 硝化作用存在明显延迟, 抑制剂浓度的变化使得 AOB 活性受到不同程度的毒性抑制, 从而产生硝化作用的延迟效应。对照试验中 AOB 活性未受到影响, 在底物浓度充足条件下, 零时刻呼吸速率即达到最大值。对比苯酚降解曲线和氨氮硝化曲线可以得知: (1) 在苯酚存在下, AOB 呼吸速率在初始阶段会出现迟

滞期, 苯酚浓度愈高延迟效应愈加明显。随着苯酚被异养菌逐步降解, 苯酚浓度处于低浓度时, 毒性抑制的缓解使得 AOB 活性得以部分恢复, 呼吸速率有所上升; 苯酚浓度较高时, 毒性抑制难以恢复。(2) 不同苯酚浓度抑制下, 呼吸速率所达到的最大值均在 $20 \sim 25 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, 说明抑制缓解后 AOB 活性可以较快得到恢复, 从而也证明了苯酚对硝化作用为可逆性抑制^[11-12]。

2.2 短程污泥胞外聚合物的变化情况

EPS 是细菌在一定的环境条件下分泌于细胞体外的一些高分子有机物, 包含了蛋白质、多糖、核酸、类腐殖质、脂类和杂聚物如核蛋白, 主要物质是蛋白质和多糖^[17-18]。在环境突变、外力干扰、有毒物质存在时, EPS 能够通过形成复杂多变的水分子结构来保护菌体细胞完整不受侵害。影响 EPS 含量组成的因素有很多, 如生长周期、工艺参数、反应器类型、提取方法、检测仪器等^[19], 因此仅仅对各个指标进行单独分析是不够的。Liao 等^[20]发现蛋白质/多糖的比值 (protein/carbohydrate, P/C) 对污泥性能的指示作用优于 EPS 总量, Wilen 等^[21]发现蛋白质和核酸能够很好地表

征 EPS 性质, 因此本试验综合蛋白质、多糖、P/C、核酸等指标对 EPS 进行评估讨论。

2.2.1 底物(有毒物质)对 EPS 的影响 在苯酚冲击下微生物环境产生变化, 由稳定条件变为恶劣条件, 此时 EPS 随着抑制剂浓度的不同呈现了不同的变化。图 5 显示, 当苯酚浓度由 $15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 变为 $135 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, EPS 的总量上升了 63.92%, 从 $37.25 \text{ mg} \cdot (\text{g VSS})^{-1}$ 上升至 $61.05 \text{ mg} \cdot (\text{g VSS})^{-1}$ 。有毒有害物质等不稳定因素的存在促使微生物启动自我保护机制, 激发产生更多的 EPS 抵抗环境变化^[22]。苯酚浓度 $> 135 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, EPS 总量略微下降并逐渐达到了一个较稳定的值。此时, 该梯度的苯酚浓度超过了促使微生物分泌产生 EPS 的阈值^[23], 环境的恶化无法使微生物通过自我调节适应变化, 机体活性变差, 不再过多分泌胞外聚合物。由于不同苯酚浓度梯度下胞外聚合物中所含 DNA 均在 $3.322 \sim 5.600 \text{ mg} \cdot (\text{g VSS})^{-1}$ 之间, 没有发生突跃, 故而可以排除微生物细胞水解释放的胞内物质对 EPS 的影响, 试验中 EPS 是由有活性的微生物通过新陈代谢酶途径分泌产生, 而不是死亡微生物裂解产物。

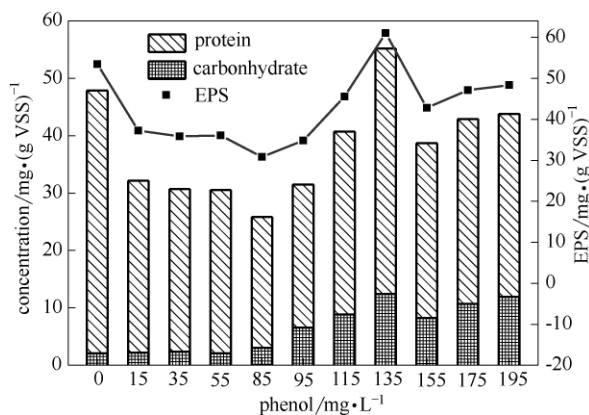


图 5 污泥 EPS 随苯酚浓度变化情况

Fig 5 Inhibitory effect of phenol on EPS concentration

2.2.2 苯酚 C/N 对 EPS 组分的影响 苯酚作为碳源能被微生物降解利用, 因此 C/N 比对生物硝化过程的影响不可忽略。C/N 比从 4 升至 10 时, 多糖和蛋白质分别增加了 300% 和 20%, 尽管蛋白质的增幅并不明显但多糖的增加导致了 EPS 总量的大幅度增加。与对照试验相比, 不同苯酚梯度中蛋白质的含量都有不同程度的降低, 这一点与 Sponza 的研究结果类似。Sponza 在研究不同水质对 EPS 产生的影响时发现, 状态较稳定的普通城市污水、啤酒废水 EPS 中蛋白质含量要远高于酚

类废水^[24]。由图 6 可知, 随着 C/N 比的增大, 多糖增长速率大于蛋白质的增长速率, P/C (蛋白质/多糖) 比值从最初的 22.1 降至 3.80, 苯酚浓度进一步增加过程中, P/C 的比值稳定在 3.5 左右。低 C/N 比条件下, 生物絮体利用丰富的氮类化合物合成蛋白质和核酸, 而此时碳源相对较少且几乎都被生物体自身消耗降解, 无法在胞外生成过多的碳水化合物产物, 因此 P/C 比值较高; 而在高 C/N 比条件下, 丰富的碳源不仅能被细胞利用合成自身组织结构, 还能大量生成胞外多糖类物质, 从而使得多糖含量大幅度跃升、P/C 值降低, 前人的研究也证实了这一点^[25-26]。在实际污水处理工艺中, C/N 比直接影响 EPS 的含量及组成, 而蛋白质、多糖、P/C 值对微生物絮体表面特性的作用直接影响污泥的沉降性能、脱水比以及出水的浊度、SS, 因此合理设计工艺参数对出水质量至关重要。

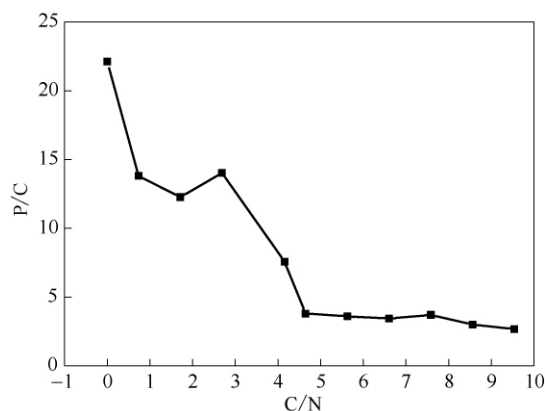


图 6 苯酚抑制硝化过程 C/N 与 P/C 的关系

Fig 6 Relationship between C/N and P/C during phenol inhibition process

3 结论

(1) 低浓度苯酚 ($< 80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 条件下氨氮的硝化速率降低 37%, 硝化作用受到影响但未抑制反应的进行, 高浓度苯酚 ($> 90 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 负荷下硝化细菌活性受到冲击存在迟滞期。

(2) 通过对数据拟合, 苯酚对硝化初期的抑制符合 Monod 单分子一级动力学方程, 抑制常数 K_i 为 $52.871 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。异养菌存在的混合污泥系统中, 微生物对苯酚的吸附降解及絮体对硝化菌的保护作用使得毒物对硝化污泥的冲击较纯培养污泥的稳定性强, 且抑制常数 K_i 大于纯硝化污泥的抑制常数。

(3) 随着苯酚浓度增加促使微生物启动自我保护机制产生更多的 EPS, 胞外聚合物中蛋白质和多糖分别增加 87.4% 和 311.7%。此外 C/N 与 P/C 呈现负相关性, P/C 随着 C/N 在 0~9.6 范围内变化时由 22.1 降低到 3.80。

(4) 由 OUR 特性曲线显示苯酚对 AOB 的硝化作用为可逆性抑制, 抑制缓解后呼吸速率最大值均在 20~25 mg O₂ · L⁻¹ · h⁻¹ 之间。苯酚冲击使得硝化作用出现短暂停滞, 抑制缓解后活性恢复至未抑制状态时。

References

- [1] Winogradsky S. Recherches sur les organismes de la nitrification [J]. *Ann. Inst. Pasteur.*, 1890, 4: 259-270
- [2] Zhou Shaoqi (周少奇), Fang Hanping (方汉平). Biotreatment of low COD/N NH₄ ratio wastewater by simultaneous nitrification and denitrification process [J]. *Environmental Pollution & Control (环境污染与防治)*, 2000, 22 (1): 18-21
- [3] van Benthum W A J, Derissen B P, van Loosdrecht M C M, et al. Nitrogen removal using nitrifying biofilm growth and denitrifying suspended growth in a biofilm airlift suspension reactor coupled with a chemostat [J]. *Water Research*, 1998, 32 (7): 2009-2018
- [4] Pan Xiaxia (潘霞霞), Li Yuanyuan (李媛媛), Huang Huijing (黄会静), Ren Yuan (任源), Wei Chaohai (韦朝海). Biodegradation of thiocyanate and inhibitory interaction with phenol, ammonia in coking wastewater [J]. *CIESC Journal (化工学报)*, 2009, 60 (12): 3089-3096
- [5] Yu Ping (于萍), Yao Lin (姚琳), Luo Yunbo (罗运柏). Degradation treatment of highly concentrated phenol-containing industrial wastewater [J]. *Industrial Water Treatment (工业水处理)*, 2009, 22 (9): 5-8
- [6] Joost Groeneweg B S, Wolfgang Tappe. Ammoniaoxidation in nitrosomonas at NH₃ concentrations near km; effects of pH and temperature [J]. *Water Research*, 1994, 28 (12): 2561-2566
- [7] Komorowska-Kaufman M, Majcherek H, Klaczyński E. Factors affecting the biological nitrogen removal from wastewater [J]. *Process Biochemistry*, 2006, 41 (5): 1015-1021
- [8] Sudarno U, Winter J, Gallert C. Effect of varying salinity, temperature, ammonia and nitrous acid concentrations on nitrification of saline wastewater in fixed-bed reactors [J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102 (10): 5665-5673
- [9] Kim Y M, Park D, Lee D S. Inhibitory effects of toxic compounds on nitrification process for cokes wastewater treatment [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, 152 (3): 915-921
- [10] Long Tengrui (龙腾锐), Luo Taizhong (罗太忠), Long Xiangyu (龙向宇), Li Jinyin (李金印), Tang Ran (唐然). Research on extraction of extracellular polymeric substances from activated sludge by ultrasonic and cation resin [J]. *Water & Wastewater Engineering (给水排水)*, 2008, 34 (5): 34-39
- [11] Neufeld R D, Hill A J, Adekoya D O. Phenol and free ammonia inhibition to nitrosomonas activity [J]. *Water Research*, 1980, 14 (12): 1695-1703
- [12] Juliatuti S R, Baeyens J, Creemers C. The inhibitory effects of heavy metals and organic compounds on the net maximum specific growth rate of the autotrophic biomass in activated sludge [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2003, 100 (1/2/3): 271-283
- [13] Denyer S P, Stewart G S A B. Mechanisms of action of disinfectants [J]. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 1998, 41 (3/4): 261-268
- [14] Li Juanying (李娟英), Zhao Qingxiang (赵庆祥), Jiang Min (江敏). Inhibition of phenol and its derivatives on ammonia nitrification [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering (环境工程学报)*, 2008, 2 (1): 27-30
- [15] Blum D J W, Speece R E. A database of chemical toxicity to environmental bacteria and its use in interspecies comparisons and correlations [J]. *Research Journal of the Water Pollution Control Federation*, 1991, 63 (3): 198-207
- [16] Xu Meiyan (徐美燕), Zhao Qingxiang (赵庆祥), Liu Ying (刘颖). Phenol inhibition to biological nitrification process [J]. *Journal of Safety and Environment (安全与环境学报)*, 2005, 5 (1): 43-46
- [17] Yu T, Zheng L, Sun D Z. Functions and behaviors of activated sludge extra cellular polymeric substances (EPS): a promising environmental interest [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2006, 18 (3): 420-427
- [18] Ismail S B, de La Parra C J, Temmink H. Extracellular polymeric substances (EPS) in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors operated under high salinity conditions [J]. *Water Research*, 2010, 44 (6): 1909-1917
- [19] Wingender J, Neu T R, Flemming H C. Microbial Extracellular Polymeric Substances: Characterization, Structures and Function [M]. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, 1999
- [20] Liao B Q, Allen D G, Droppo I G. Surface properties of sludge and their role in bioflocculation and settleability [J]. *Water Research*, 2001, 35 (2): 339-350
- [21] Wilen B M, Jin B, Lant P. The influence of key chemical constituents in activated sludge on surface and flocculating properties [J]. *Water Research*, 2003, 37 (9): 2127-2139

- [22] Aquino S F, Stuckey D C. Soluble microbial products formation in anaerobic chemostats in the presence of toxic compounds [J]. *Water Research*, 2004, **38** (2): 255-266
- [23] Sheng G P, Yu H Q, Yue Z B. Production of extracellular polymeric substances from *Rhodospseudomonas acidophila* in the presence of toxic substances [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2005, **69** (2): 216-222
- [24] Sponza D T. Extracellular polymer substances and physicochemical properties of flocs in steady- and unsteady-state activated sludge systems [J]. *Process Biochemistry*, 2002, **37** (9): 983-998
- [25] Bura R, Cheung M, Liao B, Finlayson J, Lee B C, Droppo I G, Leppard G G, Liss S N. Composition of extracellular polymeric substances in the activated sludge floc matrix [J]. *Water Science and Technology*, 1998, **37** (4): 325-333
- [26] Ye F X, Ye Y F, Li Y. Effect of C/N ratio on extracellular polymeric substances (EPS) and physicochemical properties of activated sludge flocs [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, **188** (1/2/3): 37-43