

文章编号: 1001-8689(2019)02-0179-07

## 抗生素在污水生物脱氮除磷中的抑制效应

马娟 周猛 俞小军 孙雷军 孙洪伟  
(兰州交通大学环境与市政工程学院, 兰州 730070)

**摘要:** 抗生素作为一种新兴污染物, 具有痕量、难降解、毒性大和对污水处理厂中诸多生化过程产生不同程度抑制作用等特点, 近年来引起越来越多的关注。本文概述了水环境中主要抗生素的种类、来源和危害, 分析了抗生素对微生物抑制作用的 5 个主要影响因素, 分别是抗生素浓度、抗生素种类、暴露时间、抗生素之间的混合作用以及抗生素与重金属的混合作用。此外, 从作用菌种、作用原理及脱氮除磷功能菌的耐受性 3 个方面探讨了抗生素对生物脱氮除磷过程的抑制机制, 并对进一步研究提出了展望。

**关键词:** 抗生素; 微生物; 生物脱氮除磷; 抑制影响因素; 抑制机理

**中图分类号:** R978.1 **文献标志码:** A

## Inhibitory effects of antibiotics on biological nitrogen and phosphorus removal in wastewater treatment

Ma Juan, Zhou Meng, Yu Xiao-jun, Sun Lei-jun and Sun Hong-wei  
(College of Environmental and Municipal Engineering, Lanzhou Jiaotong University, Lanzhou 730070)

**Abstract** Antibiotics as emerging contaminants have gained more and more attention of researchers in recent years due to their trace level, toxicity, hardly biodegradable characteristics, and inhibitory effects on biochemical processes in wastewater treatment plant. In this paper, the main types of antibiotics, sources, and harmfulness in aquatic environment have been summarized. The main influential factors including concentrations, the type of antibiotics, the exposure time, mixing functions among antibiotics as well as mixing functions of antibiotics and heavy metals have been analyzed. Moreover, the inhibition mechanism of antibiotics on nitrogen and phosphorus removal process has been discussed from three aspects including the inhibited organisms, the inhibition mechanism, and the tolerance of nitrogen and phosphorus removal functional bacteria. In addition, expectations have been proposed for further researches.

**Key words** Antibiotics; Microorganism; Biological nitrogen and phosphorus removal; Effects of inhibition; Inhibition mechanism

氮磷是造成水体富营养化和环境污染的重要污染物质, 国际上将水体中总磷浓度高于 0.02mg/L 或者总氮浓度高于 0.2mg/L 时即视为富营养化水体。随着我国水体营养化过程不断加剧, 人们对氮、磷污染愈加重视, 制定排放标准也更加严格<sup>[1-2]</sup>。氮磷的去除过程比较复杂, 需要涉及硝化、反硝化、吸磷

和释磷等多个生化过程, 每一个过程都对微生物组成、基质类型及周围环境有不同的要求, 任何一个要求得不到满足, 都会对去除效果产生严重影响<sup>[3]</sup>。

抗生素(antibiotics)是生物(微生物、植物和动物)在其生命活动过程中产生的, 或由其他方法获得的, 能在低微浓度下有选择地抑制或影响其他生物功能

收稿日期: 2017-11-23

基金项目: 国家自然科学基金(No. 51168027); 国家自然科学基金(No. 51668031)

作者简介: 马娟, 女, 生于 1978 年, 博士, 教授, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: meggyma@163.com

的有机物质，主要应用于人、植物和动物疾病的预防和治理。截至目前，世界上存在的抗生素有成千上万种，根据其结构分为四环素类、磺胺类、大环内酯类、β-内酰胺类、喹诺酮类、氨基糖苷类、碳青霉烯类、酰胺醇类等。近年来，抗生素在养殖业和医疗业的大量使用，使得自然界中抗生素含量中逐渐增加，加上大部分情况下基本不被生物体吸收，通过尿液和粪便以未改变和转化的形式排出进入水体中，给水环境的稳定造成极大影响<sup>[4-5]</sup>。

高浓度抗生素对城镇污水处理系统中氮磷处理微生物产生了严重抑制作用，导致微生物活性下降，给氮、磷达标处理带来极大挑战<sup>[6]</sup>。本文综述国内外多年来抗生素对脱氮除磷系统影响的研究成果，将抗生素对脱氮除磷系统的影响因素进行阐述，并在此基础上进一步分析对脱氮除磷的抑制机理。

1 抗生素的作用机制

城镇中的生活污水均经过污水处理厂处理后排放

至自然界中，生活中产生的氮磷及抗生素也随污水汇集于污水处理厂内进行处理。经调查，水厂中常见抗生素的种类、物化特性及作用机理如表 1 所示。不同种类抗生素浓度不尽相同，一般为 ng/L~μg/L，在医院和制药公司废水中可以达到 mg/L 级别，且一级处理中对抗生素去除效果十分有限，大部分进入微生物系统中，给二级生物处理产生极大影响<sup>[7-10]</sup>。

抗生素的抑制机制可从作用菌种、作用性质及抑制机理 3 个方面进行分析。就作用菌种而言，根据革兰染色法，将细菌分为革兰阳性菌 (G<sup>+</sup>) 与革兰阴性菌 (G<sup>-</sup>)，不同抗生素作用菌种有所不同；按作用性质，可将抗生素分为杀菌剂与抑菌剂，根据各自作用时间，又可分为速效杀菌剂 (繁殖期杀菌剂)、缓效杀菌剂 (静止期杀菌剂)、速效抑菌剂与缓效抑菌剂，具体分类见表 1。就抑制机理而言，主要表现在 4 个方面：①抑制细胞壁的合成；②破坏微生物的细胞膜；③抑制细菌蛋白质的合成；④干扰核酸

表 1 水体中常见抗生素的种类及作用机制<sup>[7,11-12]</sup>  
Tab. 1 Types and mechanism of common antibiotics in water

分类	名称	作用菌种	作用性质	作用原理
四环素类	四环素 (yetracycline, TC)	广谱抗生素	速效抑菌剂	与细菌 30S 核糖体可逆结合从而抑制蛋白质合成
	金霉素 (chlorotetracycline, CTC)			
	土霉素 (oxytetracycline, OTC)			
	多西环素 (doxycycline, DOX)			
磺胺类	磺胺甲基嘧啶 (sulfamerazine, SM1)	广谱抗生素	缓效抑菌剂	与 PABA 竞争二氢叶酸合成酶，影响了二氢叶酸的合成，从而使细菌生长和繁殖受到抑制
	磺胺嘧啶 (sulfadiazine, SD)			
	磺胺甲恶唑 (sulfamethoxazole, SMZ)			
	磺胺二甲嘧啶 (sulfadimidin, SM2)			
喹诺酮类	诺氟沙星 (norfloxacin)	革兰阴性菌	缓效杀菌剂	以细菌的脱氧核糖核酸 (DNA) 为靶，妨碍 DNA 回旋酶，造成细菌 DNA 的不可逆损害
	恩诺沙星 (enrofloxacin)			
	环丙沙星 (ciprofloxacin)			
	氧氟沙星 (ofloxacin)			
大环内酯类	红霉素 (erythromycin,)	革兰阳性菌和革兰阴性菌	速效抑菌剂	能不可逆结合到细菌核糖体 50S 亚基上，阻断转肽作用及 mRNA 位移，选择性抑制蛋白质合成
	阿奇霉素 (azithromycin)			
	泰乐菌素 (tylosin, TYL)			
青霉素类	苄青霉素 (benzylpenicillinic, BP)	革兰阳性菌和支原体	速效杀菌剂	二者属于 β-内酰胺类抗生素，能抑制胞壁黏肽合成酶，从而阻碍细胞壁黏肽合成，使细菌胞壁缺损，菌体膨胀裂解；此外，对细菌的致死效应还应包括触发细菌的自溶酶活性
	阿莫西林 (amoxicillin)			
头孢菌素类	头孢氨苄 (cephalexin)	革兰阳性菌菌	速效杀菌剂	
	头孢曲松钠 (ceftriaxone sodium)			
	头孢噻肟钠 (cefotaxime, CTX)			
氯霉素类	氯霉素 (Cchloramphenicol)	需氧型革兰阳性菌和革兰阴性菌	速效抑菌剂	可逆地与 50S 亚基结合，阻断转肽酰酶的作用，从而使新肽链的形成受阻，抑制蛋白质合成
	甲砒霉素 (thiamphenicol)			
	氟苯尼考 (florfenicol)			
氨基糖苷类	链霉素 (streptomycin, ST)	对需氧菌有效，尤其是需氧型革兰阴性菌	缓效杀菌剂	全过程抑制细菌蛋白质的合成，碱性环境中抗菌活性增强
	沙加霉素 (micronomicin)			

的形成; 具体如表 1 所示。

## 2 抗生素抑制效应的影响因素

聚磷菌 (PAOs)、氨化菌 (AOB)、硝化菌 (NOB) 和反硝化菌是城镇污水厂中去除氮磷的主要微生物, 其活性、数量在氮磷处理中起着决定性作用, 随着研究深入, 科学家发现厌氧氨氧化菌 (ANAMMOX 菌) 也是氮循环过程的重要参与者, 并发展出短程反硝化新工艺。抗生素能够抑制微生物活性, 在水中污染物分类中属于有毒有害物质, 其对微生物活性的抑制程度可通过半数效应浓度 / 半数抑制浓度 (the half maximal effect/inhibitory concentration,  $EC_{50}/IC_{50}$ ) 体现出来。

$EC_{50}/IC_{50}$  均是概念值, 指在外在条件影响下, 系统中污泥活性被抑制一半时的浓度, 由于微生物数量繁多, 不便统计, 故通常通过其他指标间接表达, 如比呼吸速率  $sOUR$  (specific oxygen uptake rater)、比吸磷率  $sPUR$  (specific phosphorus uptake rate)、比释磷率  $sPRR$  (the specific phosphorus release rate)、比亚硝化速率  $sAUR$  (the specific ammonium uptake rate) 和比亚硝反硝化速率  $sNUR$  (the specific nitrite uptake rate) 等比去除率或各种氮磷化合物的处理效率<sup>[13-14]</sup>。此外, 还可通过观察微生物胞外聚合物 EPS (extracellular polymeric substances) 中蛋白质、多糖及 DNA 变化情形反映抗生素对微生物的影响效果。

计算具体抑制效果时, 可通过 Weibull 方程将实验中得到的浓度效应数据代入进行计算, 然后用 Orange 软件进行模拟, Weibull 方程如下:

$$y = (1 - \exp(-\exp(\theta_1 + \theta_2 \times \lg x))) \times 100\%$$

式中:  $\theta_1$  是位置参数;  $\theta_2$  是斜率参数;  $x$  是抗生素的浓度 (mol/L);  $y$  是抑制百分率 (%)。

通过对以上指标的检测, 可发现抗生素对微生物抑制效应的主要影响因素有抗生素浓度、种类、暴露时间及抗生素之间的混合作用 4 个方面。

### 2.1 抗生素浓度

对任何有毒有害物质而言, 浓度都是十分重要的影响因素。李娟英等<sup>[15]</sup>通过研究四环素类抗生素和磺胺类抗生素对硝化反应的影响发现, 随着两类抗生素浓度的增加, 硝化速率迅速降低; Alighardashi 等<sup>[16]</sup>的研究也表明, 当系统中的红霉素浓度为 5mg/L 时, 硝化过程就会受到抑制, 浓度达到 20mg/L 时, 会使污泥絮状体分解, 丝状细菌破碎; 赵美玲<sup>[17]</sup>研究磺胺甲恶唑对强化生物除磷系统的影响也得出相同结论, 当磺胺甲恶唑浓度为 5 $\mu$ g/L

时, 磷去除率降至 81%, 当浓度升为 5mg/L 时, 磷去除率降至 50% 左右。因此, 处理含有抗生素的污水时一定要注意进水中抗生素的浓度。

除抑制作用外, 经过长期低浓度抗生素环境驯化的微生物还可使其对抗生素产生抗性, 并同时具备分解水体中抗生素的能力。需要注意的是, 驯化过程对抗生素也有一定浓度要求, 只有抗生素浓度达到一定要求时才能起到驯化效果。如 Fan 等<sup>[18]</sup>在研究红霉素对脱氮除磷系统影响时发现, 活性污泥经过含 100 $\mu$ g/L 红霉素的污水驯化后可将浓度为 10mg/L 的红霉素降解, 但 50 $\mu$ g/L 浓度驯化时却没有这种效果。

### 2.2 抗生素种类

不同种类抗生素的构造不同, 作用机理及作用性质不同, 对微生物的抑制程度大小也不相同。

李娟英等<sup>[15]</sup>研究结果表明, 在四环素类抗生素的影响下, 硝化菌的  $EC_{50}$  均在 10mg/L 以下, 而在磺胺类抗生素影响时, 硝化菌的  $EC_{50}$  则在 150mg/L 以上; 王静等<sup>[19]</sup>通过研究磺胺类和四环素类抗生素对活性污泥酶性能的影响, 也发现四环素类抗生素的  $EC_{50}$  比磺胺类抗生素的  $EC_{50}$  低一个数量级, 说明四环素类抗生素对硝化速率的影响远大于磺胺类抗生素。胡哲太等<sup>[20]</sup>通过分析不同浓度的红霉素与土霉素对 EPBR 系统的影响也发现, 10mg/L 的红霉素能够对 EBPR 系统形成明显冲击, 而土霉素的浓度达到 5mg/L 时就能对系统形成同样效果, 说明四环素类抗生素毒性强于喹诺酮类抗生素。综合国内外部分研究, 总结不同种类抗生素的  $EC_{50}$  值如表 2 所示。

### 2.3 暴露时间

在污水处理过程中, 抗生素的暴露时间等同于系统的水力停留时间, 是系统稳定运行的重要控制参数之一。徐菁等<sup>[22]</sup>研究金霉素对全程自养脱氮微生物影响时发现, 进水总氮浓度为 180mg/L 时, 在暴露时间为 2、4、8 和 12h 的条件下, 对全程自养脱氮功能微生物的半数抑制浓度  $IC_{50}$  分别为 870.79、498.24、324.47 和 278.91mg/L, 这表明在同一条件下, 金霉素对脱氮效果的抑制率随着暴露时间的延长而上升。王静<sup>[19]</sup>研究亦表明, 同样条件下, 3 种四环素类抗生素污染物和 3 种磺胺类抗生素污染物对微生物酶活性的 2h 培养时间的  $EC_{50}$  高于 24h 培养时间的  $EC_{50}$ , 表明抗生素的生物抑制毒性具有累积效应, 随培养时间的延长而加大。此外, Louvet 等<sup>[23]</sup>采用荧光原位杂交技术在共聚焦扫描显微镜下细致观察了红霉素对硝化菌形态的影响, 结果显示在低

表 2 不同种类抗生素 EC<sub>50</sub> 值对比  
Tab. 2 Comparison of different types of antibiotics EC<sub>50</sub>

抗生素种类	名称	活性污泥 OUR <sup>[8]</sup>	NOBEC <sub>50</sub> <sup>[15]</sup>	亚硝化单胞菌 EC <sub>50</sub> <sup>[21]</sup>	月牙藻 <sup>[12]</sup>
四环素类抗生素	四环素 (tetracycline, TC)	6.45	7.95	4	-
	土霉素 (oxytetracycline, OTC)	7.82	8.38	1.7	5.49
	金霉素 (chlorotetracycline, CTC)	-	5.69	0.64	-
	多西环素 (doxycycline, DOX)	-	-	-	5.72
磺胺类抗生素	磺胺嘧啶 (sulfadiazine, SD)	-	200.88	17	-
	磺胺甲基嘧啶 (sulfamerazine, SM1)	10(30)	136.50	-	5.05
	磺胺甲恶唑 (sulfamethoxazole, SMZ)	10(30)	126.81	-	-
胺辅助类	甲氧苄啶 (trimethoprim, TMP)	20(20)	-	-	-
喹诺酮类	沙拉沙星 (sarafloxacin)	10(30)	-	-	-
	环丙沙星 (ciprofloxacin)	-	-	1	4.66
	诺氟沙星 (norfloxacin)	-	-	-	3.86
	氧氟沙星 (ofloxacin)	-	-	-	4.72
β- 内酰胺类	头孢噻肟钠 (cefotaxime, CTX)	-	-	-	2.99
	苄青霉素 (benzylpenicillin, BP)	-	-	84.6	-
	阿莫西林 (amoxicillin)	-	-	-	2.83
大环内酯类	泰乐菌素 (tylosin, TYL)	-	-	54.7	-
	阿奇霉素 (azithromycin)	-	-	-	8.17
氯霉素类	氟苯尼考 (florfenicol)	-	-	-	5.07
氨基糖苷类	链霉素 (streptomycin, ST)	-	-	0.02	-

注：表格内 (30) 表示该浓度下抑制率为 30%，抑制程度为磺胺甲恶唑 > 磺胺甲基嘧啶 > 沙拉沙星；“-”表示未做相应抗生素的抑制影响研究

浓度 (4μg/L) 时红霉素具有一定的潜伏期，在最开始 15h 内对硝化作用没有任何影响，直到 15h 后才发现有絮体破裂，且随着时间延长，絮体破裂越来越多；而随着系统中红霉素浓度提高，潜伏期越来越短。

2.4 抗生素之间的联合作用

根据不同种类有毒物质联合作用后对微生物的抑制效果，可分为协同作用与拮抗作用两种情形。协同作用指两种或两种以上化学污染物联用时效果大于它们单独使用时的效果之和；拮抗作用指两种或两种以上化学污染物联用时的效果不大于它们分别使用时的效果之和。

抗生素之间的联合作用效果，取决于其作用机理与作用性质，起决定性作用的是作用机理。如邵一如等<sup>[8]</sup>研究磺胺类与四环素类抗生素及四环素类与沙拉沙星联合作用，就前者而言，四环素类作用性质上为速效抑菌剂，磺胺类属于缓效抑菌剂，四环素类作用机理为抑制细菌蛋白质的合成，而磺胺类为干扰细菌的叶酸代谢，二者互不干扰，从而表现出协同作用。后者而言，沙拉沙星作用性质为缓效杀菌剂，四环素类为缓效抑菌剂，沙拉沙星作用机理为抑制细菌 DNA 回旋酶，阻碍 DNA 合成，而四环素类抗生素在其作用之前已经快速与受体结合

抑制细菌的繁殖，使其不再合成 DNA，阻碍沙拉沙星发挥作用，故二者表现出拮抗作用。由此可见，不同种类四环素共同作用结果为拮抗作用还是协同作用关键取决于作用机理与作用性质，且作用机理影响比重大于作用性质。

2.5 抗生素与重金属的混合作用

重金属作为某些酶的组成部分和某些酶的活化剂，参与微生物的氧化还原过程，少量重金属对微生物成长是有益的；但重金属浓度过大时，便会对微生物产生毒害作用。主要表现在以下 4 个方面：1) 抑制生物大分子的形成，破坏核酸和蛋白质的功能，导致微生物代谢紊乱；2) 与蛋白质分子里的巯基等官能团结合，抑制酶的活性；3) 破坏细胞体内渗透压平衡，破坏细胞体内外物质的运输；4) 改变脱氧核糖核酸的构象，使其丧失功能。

研究发现，当重金属与抗生素混合后，多表现为协同作用；如戴勇等<sup>[24]</sup>用铜与土霉素混合研究对养殖废水污泥影响时，发现土霉素浓度小于 1.6mg/L 对微生物呼吸的影响不大，表现先抑制后恢复，单因素铜对微生物代谢的抑制浓度为 16mg/L，但铜与土霉素的联合可以把铜对微生物代谢的抑制浓度降低至 8mg/L；章洪涛<sup>[25]</sup>实验中也发现抗生素与铜、

锌等金属离子混合时会加强对微生物的抑制作用。此现象可能是因为重金属以下两个特性：①重金属能够加强微生物絮体的结合性，不易破碎；②重金属离子和抗生素具有很好的配位性，使二者很好结合在一起。如此，强结构性的微生物絮体在沉淀网捕机理下能够吸附水体中更多的金属离子和抗生素；另一方面，已经被吸附的金属离子和抗生素亦能够通过配位吸附水体中其他的金属离子或抗生素，增加去除率的同时也使其具有更强的抑制效应<sup>[26]</sup>。

2.6 其他影响因素

除以上 5 个主要影响因素外，运行工况及水环境的变化也对抗生素的抑制效率有一定影响。Henriques 等<sup>[27]</sup>在研究正辛醇、镉等有毒化学物质对 EPS 的影响时发现，机械搅拌时对 EPS 的破坏比没有机械搅拌时严重得多。Louvet 等<sup>[28]</sup>的研究 10mg/L 红霉素对硝化作用的影响，污泥分别取自法国南部的 Epinal 污水厂和 Nancy 污水厂，实验结果发现，红霉素对 Nancy 污水厂污泥硝化的抑制效率为 40%，而 Epinal 污水厂污泥的消化速率相对对照组反而提高了 12%；此种现象是因为污泥来源不同，进一步讲，则是因两个污水厂的进水水质及运行工况有所差异。

综上，对抗生素抑制效应产生影响的因素可分为运行工况及进水水质两大类，其中与运行工况相关的有机械搅拌、水力停留时间、底物种类及浓度等，与进水水质相关的因素有抗生素浓度、种类及其他有毒有害物质等。

3 抑制机理的探讨

抗生素对脱氮除磷影响机理可从抗生素的作用机制及脱氮除磷过程中功能菌的影响两个方面进行分析。

如表 1 所示，不同种类抗生素的作用机制可从作用菌种、作用原理及作用性质 3 个方面进行分析。首先，就作用菌种而言，经分离鉴定发现，脱氮除磷系统中氨氧化菌群、硝化菌群、反硝化菌群及聚磷菌群中起脱氮除磷效果的菌种均属于革兰阴性菌<sup>[29-30]</sup>，因而表 2 中磺胺类、四环素类抗生素对 NOB 的抑制程度强于大环内酯类、青霉素类。其次，就作用原理而言，不同抗生素作用部位不同，因而作用机理有所差异，具体如图 1 所示。 $\beta$ -内酰胺类抗生素主要作用于有细胞壁的生物，若作用对象没有细胞壁，则不会产生影响，作用对象具有选择性。故表 2 中青霉素 G 对亚硝化单细胞菌抑制效果最小，对月牙藻的抑制效果最强；此外，同一种抗生素可能具有双重作用机理，Stepanek 等<sup>[31]</sup>研究非典型四环素配位诺卡菌素对枯草芽孢杆菌影响发现，低浓度 (3 $\mu$ g/L) 诺卡菌素作用机理和四环素一样主要对蛋白质生物合成酶产生抑制，而高浓度 (30 $\mu$ g/L) 时，会以细胞膜为主要攻击目标，使细胞膜去极化。最后，就作用性质而言，速效抗生素要强于缓效抗生素，因此表 2 中四环素对 NOB 的抑制效果强于磺胺类，而杀菌剂与抑菌剂因作用原理不同无法得出准确结论。

脱氮除磷功能菌影响方面，抗生素对脱氮除磷的抑制机理主要取决于每种微生物对抗生素的耐受程度。氮磷去除是一个复杂过程，需经历多个过程

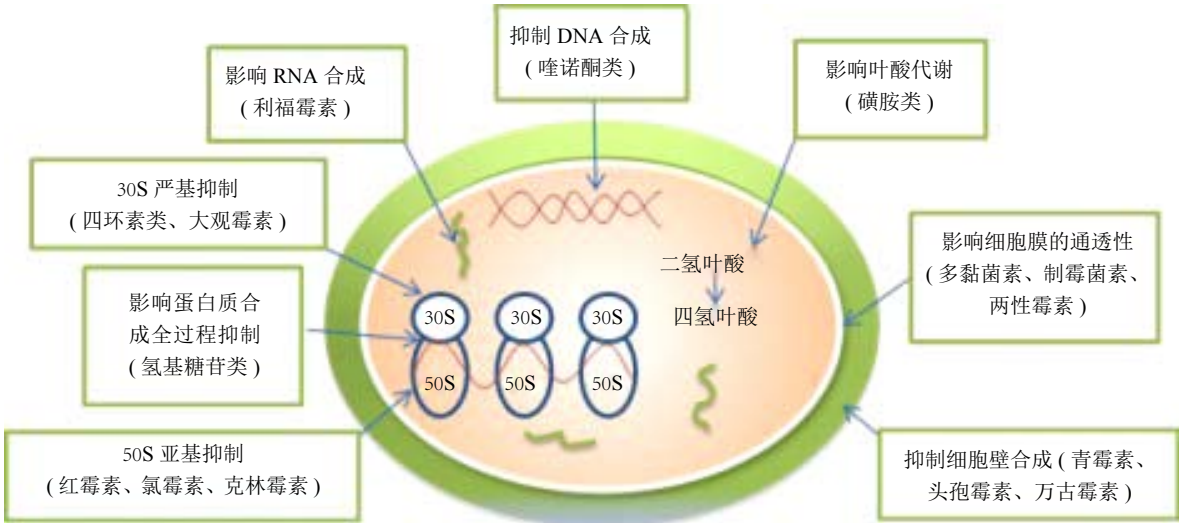


图 1 不同种类抗生素的作用原理  
Fig. 1 The principle of different types of antibiotics

及多种微生物参与,不同抗生素影响下微生物的耐受性不同。徐菁等<sup>[23]</sup>研究金霉素对全程自养脱氮微生物的抑制时发现,在系统受到强烈抑制条件下,AOB可以逐渐恢复活性,但ANAMMOX菌的活性没有恢复,表明AOB比ANAMMOX菌有更强的耐受性。Alvarino等<sup>[32]</sup>研究扑热息痛和多西环素对短程反硝化除磷的抑制作用,结果证明同等条件下,短程反硝化系统中3种脱氮微生物的抗抑制能力依次为:反硝化菌、亚硝化菌以及厌氧氨氧化菌。此外,该实验通过对比处理不同氮浓度污泥对抗生素的耐受性发现,处理低浓度氮污泥的耐受性要强于处理高浓度氮的污泥。

除磷方面,胡哲太等<sup>[33]</sup>分析了红霉素与土霉素对EPBR系统的影响,通过对比实验中厌氧释磷和好氧吸磷阶段活性污泥胞外聚合物中PN合成量及比耗氧速率发现,在整个除磷过程中好氧吸磷比厌氧释磷更易受到抑制,其他科学家研究游离氨(FA)、 $\text{Ag}^+$ 及 $\text{Cr(IV)}$ 等有毒有害物质对除磷过程的影响时也得出相同结论<sup>[34-36]</sup>,这可能是因为在好氧阶段发挥吸磷作用的酶更容易受到抑制。但Katsou等<sup>[13]</sup>研究四环素、多西环素及阿莫西林对聚磷菌除磷过程的影响时却出现了不同结果,相同浓度、相同条件下多西环素对好氧吸磷的抑制强于对厌氧释磷的抑制,但四环素及阿莫西林却与之相反。不同种类抗生素作用机制及外在环境不同,因而其对微生物的影响程度并不绝对一致,这或许是出现不同实验结果的原因。因此,抗生素对聚磷菌微生物的抑制方式仍需进一步分析。

研究抗生素对脱氮除磷功能菌抑制作用的同时,也应考虑其抑制作用的有利部分,如金霉素对NOB的抑制作用大于AOB,造成亚硝态氮累积<sup>[37]</sup>,或可利用此特性达到短程脱氮或短程反硝化除磷目的。此外,抗生素长时间存在于水环境中,除了对微生物活性的抑制外,还会诱导产生耐药菌群和抗性基因(antibiotic resistance genes, ARGs)。ARGs在菌群间转移、传播,使得受影响菌群耐受性更强,比抗生素残留对环境的影响及危害更大<sup>[38]</sup>,应予以关注。

#### 4 展望

目前,抗生素对活性污泥微生物活性抑制作用的研究通常有两种思路:一种基于污水厂进水中长期存在一定浓度的抗生素,探究长期低浓度抗生素的抑制作用及对微生物种类及种群数量变化的影响;另一种是基于污水处理厂中可能出现的由于管理不

善或外界进水中抗生素浓度突然提高所导致的短期内突发性的低浓度抗生素,探究短期低浓度抗生素对各个处理系统的冲击作用。这些年尽管与抗生素有关的研究进展很快,也取得诸多成果,但仍有些许缺失。

①关于抗生素对微生物活性抑制机理的研究较少且不够深入,对硝化菌、聚磷菌等功能性微生物的抑制机理研究更是匮乏,使得对抗生素抑制机理的认识不足,有必要加强这些方面的研究;②关于一种抗生素对微生物活性的抑制效应做了大量研究,但鲜有关于抗生素互相之间、抗生素与水体中其他有毒有害物质(如游离氨、游离亚硝酸、重金属离子、抗生素外的有机毒物等)的复合抑制效应的报道,应对其进行深入研究;③研究抗生素长时间存在水体环境诱导产生的耐药菌群或ARGs在水体中繁殖、传播对脱氮除磷过程的影响;④利用抗生素对不同种类微生物的抑制作用程度不同,加以引导以优化污水处理工艺。

#### 参考文献

- [1] 李如忠,刘科峰,钱靖,等.合肥市典型景观水体氮磷污染特征及富营养化评价[J].环境科学,2014,35(5):1718-1726.
- [2] 任慕华,张光明,彭猛.中美两国城镇污水排放标准对比分析[J].环境保护,2016,44(2):68-70.
- [3] 华光辉,张波.城市污水生物除磷脱氮工艺中的矛盾关系及对策[J].给水排水,2000,26(12):1-4.
- [4] Benotti M J, Trenholm R A, Vanderford B J, et al. Pharmaceuticals and endocrine disrupting compounds in U.S. Drinking Water[J]. *Environ Sci Technol*, 2009, 43(3): 597-603.
- [5] 李经纬,刘小燕,王美欢,等.抗生素在水环境中的分布及其毒性效应研究进展[J].广州化工,2016,44(17):10-13.
- [6] Hernando M, Mezcua M, Fernandezalba A, et al. Environmental risk assessment of pharmaceutical residues in wastewater effluents, surface waters and sediments[J]. *Talanta*, 2006, 69(2): 334-342.
- [7] Zorita S, Mårtensson L, Mathiasson L. Occurrence and removal of pharmaceuticals in a municipal sewage treatment system in the south of Sweden[J]. *Sci Total Environment*, 2009, 407(8): 2760-2770.
- [8] 邵一如.污水处理厂中抗生素分布及影响效应研究[D].保定:河北农业大学,2013.
- [9] Carballa M, Omil F, Ternes T, et al. Fate of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) during anaerobic



- digestion of sewage sludge[J]. *Water Res*, 2007, 41(10): 2139-2150.
- [10] 高俊红, 王兆炜, 张涵瑜, 等. 兰州市污水处理厂中典型抗生素的污染特征研究 [J]. *环境科学学报*, 2016, 36(10): 3765-3773.
- [11] Halling-Sørensen B. Inhibition of aerobic growth and nitrification of bacteria in sewage sludge by antibacterial agents[J]. *Arch Environ Contam Toxicol*, 2001, 40(4): 451-460.
- [12] Fu L, Huang T, Wang S, *et al*. Toxicity of 13 different antibiotics towards freshwater green algae *Pseudokirchneriella subcapitata* and their modes of action[J]. *Chemosphere*, 2017, 168: 217-222.
- [13] Katsou E, Alvarino T, Malamis S, *et al*. Effects of selected pharmaceuticals on nitrogen and phosphorus removal bioprocesses[J]. *Chem Engineer J*, 2016, 295: 509-517.
- [14] Alvarino T, Katsou E, Malamis S, *et al*. Inhibition of biomass activity in the via nitrite nitrogen removal processes by veterinary pharmaceuticals[J]. *Biores Technol*, 2014, 152(1): 477-483.
- [15] 李娟英, 胡谦, 陈美娜, 等. 抗生素类污染物对硝化污泥的生物抑制 [J]. *环境工程学报*, 2015, 9(7): 3325-3331.
- [16] Alighardashi A, Pandolfi D, Potier O, *et al*. Acute sensitivity of activated sludge bacteria to erythromycin[J]. *J Hazard Mater*, 2009, 172(2-3): 685-692.
- [17] 赵美玲. 磺胺甲噁唑对强化生物除磷系统的影响研究 [D]. 天津: 天津大学, 2012.
- [18] Fan C, He J. Proliferation of antibiotic resistance genes in microbial consortia of sequencing batch reactors (SBRs) upon exposure to trace erythromycin or erythromycin-H<sub>2</sub>O[J]. *Water Res*, 2011, 45(10): 3098-3106.
- [19] 王静, 黄申斌, 江敏, 等. 抗生素类污染物对活性污泥酶活的影响研究 [J]. *环境污染与防治*, 2011, 33(12): 27-32.
- [20] 胡哲太, 孙培德, 王如意, 等. 两类抗生素对 EBPR 系统的短期生物抑制作用实验研究 [J]. *环境科学学报*, 2017, 37(5): 1722-1731.
- [21] Halling-Sørensen B. Inhibition of aerobic growth and nitrification of bacteria in sewage sludge by antibacterial agents[J]. *Arch Environ Contam Toxicol*, 2001, 40(4): 451-460.
- [22] 徐菁. 金霉素对全程自养脱氮微生物的抑制及机理研究 [D]. 北京: 北京交通大学, 2014.
- [23] Louvet J, Heluin Y, Attik G, *et al*. Assessment of erythromycin toxicity on activated sludge via batch experiments and microscopic techniques (epifluorescence and CLSM)[J]. *Process Biochem*, 2010, 45(11): 1787-1794.
- [24] 戴勇. 重金属与抗生素对 SBBR 中微生物活性的影响 [D]. 南昌: 南昌大学, 2015.
- [25] 章洪涛. 重金属与抗生素对 SBBR 处理猪场废水的影响 [D]. 南昌: 南昌大学, 2015.
- [26] Yang Z, Jia S, Zhang T, *et al*. How heavy metals impact on flocculation of combined pollution of heavy metals-antibiotics: A comparative study[J]. *Separat Purificat Technol*, 2015, 149: 398-406.
- [27] Henriques I D, Love N G. The role of extracellular polymeric substances in the toxicity response of activated sludge bacteria to chemical toxins[J]. *Water Res*, 2007, 41(18): 4177-4185.
- [28] Louvet J N, Giammarino C, Potier O, *et al*. Adverse effects of erythromycin on the structure and chemistry of activated sludge[J]. *Environ Pollut*, 2010, 158(3): 688-693.
- [29] Lee H W, Lee S Y, Lee J O, *et al*. The microbial community analysis of a 5-stage BNR process with step feed system[J]. *Environ Sci Technol*, 2003, 48(8): 135-141.
- [30] 刘天琪. 异养硝化-好氧反硝化菌 *Pseudomonas* sp. ADN-42 的鉴定与脱氮特性研究 [D]. 大连: 大连理工大学, 2014.
- [31] Stepanek J J, Lukežič T, Teichert I, *et al*. Dual mechanism of action of the atypical tetracycline chelocardin[J]. *Biochim Biophys Acta*, 2016, 1864(6): 645-654.
- [32] Alvarino T, Katsou E, Malamis S, *et al*. Inhibition of biomass activity in the via nitrite nitrogen removal processes by veterinary pharmaceuticals[J]. *Biores Technol*, 2014, 152(1): 477-483.
- [33] 胡哲太, 孙培德, 王如意, 等. 两类抗生素对 EBPR 系统的短期生物抑制作用实验研究 [J]. *环境科学学报*, 2017, 37(5): 1722-1731.
- [34] Fang J, Sun P, Xu S, *et al*. Impact of Cr(VI) on P removal performance in enhanced biological phosphorus removal (EBPR) system based on the anaerobic and aerobic metabolism[J]. *Biores Technol*, 2012, 121(121): 379-385.
- [35] Zheng X, Sun P, Lou J, *et al*. Inhibition of free ammonia to the granule-based enhanced biological phosphorus removal system and the recoverability[J]. *Biores Technol*, 2013, 148(11): 343-351.
- [36] Chen Y, Chen H, Zheng X, *et al*. The impacts of silver nanoparticles and silver ions on wastewater biological phosphorous removal and the mechanisms[J]. *J Hazardous Materials*, 2012, 239-240(18): 88-94.
- [37] Martinez J L. Antibiotics and antibiotic resistance genes in natural environments[J]. *Science*, 2008, 321(5887): 365-367.
- [38] 李敏, 陈滢, 刘敏, 等. 畜禽养殖废水沼液生物脱氮的影响因素研究 [J]. *环境工程*, 2015, 33(4): 20-24.