

活性污泥运转效能的生物监测*

陈声贵 许木启** 曹宏 杨向平¹ 甘一萍¹ 翟家骥¹ 刘伟岩¹ 邵永怡¹

(中国科学院动物研究所 北京 100080)

(¹北京城市排水公司 北京 100022)

摘要 讨论了 θ 、pH、 $\rho(\text{BOD})/\text{mg L}^{-1}$ 、 $\rho(\text{COD})/\text{mg L}^{-1}$ 、 $\rho(\text{SS})/\text{mg L}^{-1}$ 、 $\rho(\text{N})/\text{mg L}^{-1}$ 、 $\rho(\text{P})/\text{mg L}^{-1}$ 、 $w(\text{Cu}^{2+})/10^{-6}$ 等几个影响活性污泥状况的理化因素,认为必须调节均化进水的水质水量,并调控污泥龄、回流比、曝气量等各种运行参数. 分析了活性污泥的生理、生化监测法及运用细菌、藻类、原生动物、后生动物所进行的生物监测,提出通过监测原生动物群落动态是判断活性污泥运行效能的一种较简便准确的方法. 比较了斑点杂交法(dot blot hybridization)、最大机率法(maximum probable number methods, MPNM)、抗体(antibody)法和荧光原位杂交(fluorescent *in situ* hybridization, FISH)法检测氨氧化菌(ammonia-oxidizing bacteria)数量的效果,表明斑点杂交法具有高的准确度,并能检测出较低密度的细菌,MPNM 低估了细菌数量,抗体法有高估细菌数的可能, FISH 法对氨氮含量高的活性污泥混合液检测结果较好,但对低氨氮含量污水厂出水和河水的检测效果不佳. 参 46

关键词 污水处理; 活性污泥; 生物监测

CLC X703 1 X17

BIOLOGICAL MONITORING OF THE ACTIVATED SLUDGE ACTIVITY

CHEN Shenggui, XU Muqi**, CAO Hong, YANG Xiangping¹, GAN Yiping¹,
ZHAI Jiaji¹, LIU Weiyan¹ & SHAO Yongyi¹

(Institute of Zoology, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100080, China)

(¹ Beijing Municipal Drainage Corporation, Beijing 100022, China)

Abstract The activity of activated sludge is affected by several factors including temperature, pH, $\rho(\text{BOD})/\text{mg L}^{-1}$, $\rho(\text{COD})/\text{mg L}^{-1}$, $\rho(\text{SS})/\text{mg L}^{-1}$, $\rho(\text{N})/\text{mg L}^{-1}$, $\rho(\text{P})/\text{mg L}^{-1}$ and toxic pollutants. It is necessary to regulate the influent and control processes. The applications of OUR, ATP, dehydrogenase, bacteria, algae, protozoa and metazoan to monitor the activity of activated sludge were discussed, respectively. It was pointed out that monitoring the community of protozoa was one of the successful methods. MPNM, antibody, fluorescent *in situ* hybridization (FISH) and dot blot hybridization methods for enumeration of ammonia-oxidizing bacteria were applied to various samples from activated sludge mixed liquor. Dot blot hybridization had low detection limit and high reliability. FISH could be successfully applied to high ammonium loading system, but it caused problems when applied to low ammonium loading systems. Ref 46

Keywords wastewater treatment; activated sludge; biological monitoring

CLC X703 1 X17

1913 年, 英国的 Arden 和 Lockett 在曼彻斯特建立了世界上第一座活性污泥试验工厂, 现在活性污泥法已经成为世界各国广泛采用的污水处理方法. 我国城市污水处理厂中, 采用活性污泥法的占 85% 以上. 污水的活性污泥法处理是指细菌、原生动物等微型生物在曝气条件下, 吸收分解污水中的污染物,

并将其最大限度地从污水中分离出来的过程. 该过程类似于土壤表层生物的分解过程, 只是活性污泥过程是在人工控制的液体环境中进行. 活性污泥中的主力军细菌降解污染物是个协同过程, 一种细菌的代谢产物可以成为另一种细菌的食物, 由此得以将复杂的有机污染物逐步分解成较易被细菌吸收的低分子量的有机物, 从而进一步促进了细菌的大量生长. 细菌在曝气条件下形成絮状的活性污泥, 活性污泥生物将一部分污染物转化为生物量, 这部分生物量在沉淀池中沉淀分离出来, 另一部分通过呼吸作用释放出来^[1].

污染物 + 微型生物 $\xrightarrow{\text{O}_2}$ 絮凝体 $\uparrow$ + CO_2 $\downarrow$ + H_2O + 能量
为了保证污水处理厂的正常运行, 使处理后的污水达标排

收稿日期: 2001-09-10 修回日期: 2002-01-22

* 国家自然科学基金 (No. 30170159, 39970138)、中国科学院知识创新工程重要方向项目 (KSCX2-SW-102)、国家自然科学基金重点项目 (No. 39730070)、中国科学院知识创新工程领域前沿项目和中国科学院院长择优基金的部分研究内容. Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 30170159, 39970138, 39730070), the Knowledge Innovation Project of the Chinese Academy of Sciences and the President Foundation of the Chinese Academy of Sciences

** 通讯作者 Corresponding author (E-mail: xumq@panda. ioz. ac. cn, Tel: (010) 62545968)

放,必须对活性污泥的状况进行检测。 $\rho(\text{BOD})/\text{mg L}^{-1}$ 、 $\rho(\text{COD})/\text{mg L}^{-1}$ 、 $\rho(\text{SS})/\text{mg L}^{-1}$ 、 $\rho(\text{N})/\text{mg L}^{-1}$ 、 $\rho(\text{P})/\text{mg L}^{-1}$ 等指标的去除率可间接反映活性污泥的活性,但这些指标必须依赖出水的水质数据,因此不能及时准确地反映活性污泥的状况。由于活性污泥系统中的微型生物以污水中的污染物为营养源,它们的状况综合反映了进水水质并直接关系到出水质量。只有直接监测活性污泥系统中的生物,才能准确快速地掌握活性污泥的生物活性及其运行状况,以便及时采取相应的措施进行技术上的调节。

1 影响活性污泥的几个理化因素

1.1 $\rho(\text{BOD})$ 、 $\rho(\text{COD})$ 和 $\rho(\text{SS})$

$\rho(\text{BOD})$ 可以表示流入污水厂的污水中可被生物利用的有机物量,它是影响活性污泥状态和出水水质的重要参数^[2]。由于测量 $\rho(\text{BOD}_5)$ 需要 5 d,而测 $\rho(\text{COD})$ 仅需要 3 h,所以可以通过以往的 $\rho(\text{BOD}_5)/\rho(\text{COD})$ 值来预测 $\rho(\text{BOD})$ 值。 $\rho(\text{COD})$ 中包含了难以生化分解的有机物,可用 $\rho(\text{BOD}_5)/\rho(\text{COD})$ 表示污水的可生化性,生活污水的可生化性通常要比工业废水的高,污水的可生化性影响污泥的沉降和脱水^[3]。由于活性污泥生物对水质的波动存在时滞, $\rho(\text{BOD}_5)$ 和 $\rho(\text{COD})$ 的剧烈波动会对活性污泥造成很大冲击,因此有必要均化调节水质水量波动大的工业废水和排水管网短的生活污水。悬浮固体 SS 中包含着可被生物利用的有机成分 VSS,MLSS 指曝气池混合液中的悬浮固体,MLVSS 指曝气池混合液中的可挥发性悬浮固体,MLVSS 浓度可以用来估测单位体积的生物量,MLSS 和 MLVSS 是计算 F/M、回流比和排泥量的重要参数。

1.2 温度和 pH

温度影响污水处理系统中微生物的活性。温度太低会影响某些污染物的去除率^[4]。随着温度的升高,微生物体内的酶活性增强,35℃ 时酶的活性最高,随后酶则开始变性而逐渐失活^[5]。在夏季,微生物生长繁殖速度快,比低温时更早进入衰老期,由于该期的细胞絮凝性降低,如果不降低污泥龄或者增加 MLSS 浓度,则 SS 值升高且出水浑浊。pH 值影响生物处理系统中生物的活性,活性污泥生物的最适 pH 值为 6.5 至 8.5,对 pH 过高或者过低的工业废水要预先进行中和调节^[5]。王歆鹏等^[6]研究发现在 30℃、pH 8.5 时,硝化细菌群的比生长率 μ 和比降解率 v 最大,分别为 5.18 d^{-1} 和 48.43 h^{-1} 。

1.3 营养物质

活性污泥微生态系统需要各种营养物质来维持生物体的能量代谢和物质循环,每降解 100 kg 的 BOD_5 需要消耗 5 kg 的 N 和 1 kg 的 P^[7]。绝大多数营养物质在污水中的含量都是充足的,在城市生活污水中,还需要去除过量的氮和磷,但在工业废水中,氮和磷通常是废水进行生物处理的限制因子。氮的缺乏会导致丝状细菌和游离细菌在曝气池中大量生长,因为相对于絮状生长方式,单位体积的丝状和游离细菌所含有的有效表面积(与污水直接接触的面积)更大,从而在营养物质不充足时处于有利地位。Richard^[8]用 021N 型丝状菌进行实验,发现其对低浓度的营养物质具有较强的吸收和积累能力。在丝状细菌和游

离细菌的大量生长会导致沉淀池中的污泥膨胀和出水的浑浊,因此应给缺氮的废水“施肥”。在污水处理系统过程中测量氮和磷等营养元素的变化,除了测量混合液外,还要测量过滤液中的营养元素,因为新生长的细菌难以利用内含在生物量中的那部分营养物质。

1.4 毒物

多数纤毛虫种类能耐受较高浓度的金属污染物,但高浓度的重金属和氰化物等毒物会降低活性污泥的活性,并使处理后的出水具有生物毒性,因此必须预处理这些有毒物质使其改性或去除^[9]。Madoni 等^[10]发现 5 种金属对活性污泥中的原生动物的毒性顺序为 $\text{Cd} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Zn} > \text{Cr}$ 。王磊等^[11]研究了 *Pseudomonas putida* 5-x 对 Cu^{2+} 的吸附容量,结果表明高浓度的 Cu^{2+} 对对数生长期的细胞的吸附能力有抑制作用,而对衰亡期的细胞影响较小,且衰亡期的细胞对 Cu^{2+} 的吸附力强。菌胶团能够捕获废水中沉析出的重金属,细菌向胞外分泌多糖等多聚产物,这些产物带负电荷,可以键合溶解状态的重金属^[12,13],较高的污泥龄和有机负荷有利于胞外多聚产物的产生及其在生物体表面的积累,因此可以调节这些参数来提高毒物的去除率^[14]。

2 活性污泥的生物监测

2.1 生理指标

氧吸收速率(OUR)可以反映污水的可生化性,指示活性污泥的活性是正常还是受到抑制。Orupold 等^[15]向处于内源呼吸的活性污泥中加入一定量的污水(CK 组不加),当活性污泥再次处于内源呼吸时,将对照组和实验组的氧浓度相减,即得短期耗氧量 ΔC , ΔC 与 $\rho(\text{BOD}_7)$ 线性相关,且 ΔC 约为 $\rho(\text{BOD}_7)$ 的 25%~45%。王建龙等^[16]用 OUR 法测得的活性污泥硝化活性与理论值很接近。活性污泥状态良好时,菌胶团代谢旺盛,呼吸作用强,OUR 值高。在其它运行条件正常的情况下,进水 $\rho(\text{BOD}_5)$ 增高会引起 OUR 的增高。而太高或太低的 pH、低的溶解氧水平、低的进水 $\rho(\text{BOD}_5)$ 值和有毒物质引起的活性污泥中毒都会降低其溶解氧的利用率^[17,18]。

2.2 生化指标

正常的活性污泥为灰褐色,略带土腥味,正在腐败发酵且供氧不足的污泥则为浓黑色,并发出由 H_2S 气体导致的臭鸡蛋气味。Stuetz 等^[19]用非特异性电子鼻检测污水处理系统中的气味量,将输出结果与 $\rho(\text{BOD}_5)$ 、 $\rho(\text{COD})$ 、 $\rho(\text{TOC})$ 进行相关分析,并较准确地预测了水质。曝气池中的泡沫随着污泥龄的增高而变大变多变黑,细微的泡沫表明污泥龄低,应减少排泥,反之则应该加大排泥量。出水 SS 浓度高时,泡沫增多。沉淀池表面漂浮着过多的泡沫,则表示进水的油脂含量高或者是曝气过度。

生物体内进行着各种生化反应,这些反应都是在酶的催化下进行的。脱氢酶在细菌氧化分解有机物过程中起着非常重要的作用,并且只有活菌体中它才有活性,因此脱氢酶活性在一定程度上能够表示出活菌数量。脱氢酶对毒物非常敏感,在活

性污泥中毒时,活性迅速下降,因此脱氢酶活性较准确地反映了活性污泥的活性^[20]。

细菌体内进行着吸能和放能反应,放能反应放出的能量一般被储存在 ATP 和 酰基辅酶 A 中,测量 MLSS 中 ATP 含量可以反映出活性污泥的生物活性并估测具有生物活性的那部分生物量。Nelson 基于 ATP 含量的测试算,将 MLVSS 分成 3 部分:(1)活生物体;(2)可降解的生物碎屑;(3)难以降解的生物碎屑^[21]。Kang 通过用 ATP 法估测活性生物量,并成功检测了活性污泥受毒物抑制的程度^[22]。

2.3 细菌

性状良好的活性污泥絮粒中细菌排列紧密、絮粒中间无网状空隙、絮粒边缘与外部悬液界限清晰且游离细菌数量少。Fang 发现菌胶团的结构越紧密,越能耐受硫化氢重金属及芳香族类污染物的抑制作用^[23]。活性污泥中优势菌有产碱菌属 (*Alcaligenes*)、芽胞杆菌属 (*Bacillus*)、黄杆菌属 (*Flavobacterium*)、假单胞菌属 (*Pseudomonas*) 和动胶杆菌属 (*Zoogloea*) 等,这些细菌都具有凝聚性,可以形成絮凝体,活性污泥主要依赖这些细菌发挥净化污水的功能作用。多数学者认为动胶杆菌属细菌在活性污泥中占有首要位置,从活性污泥中分离出来的生枝动胶杆菌 (*Z. ramigera*) 是种可产酸并且能运动的单鞭毛菌。笔者在北京高碑店污水处理厂检出了大肠杆菌 (*E. coli*)、酵母菌和霉菌等细菌,但这些细菌在活性污泥中不起主要的功能作用。正常的活性污泥在镜检时胶团的直径约为 500 ~ 800 μm ,且大小较为均一,菌胶团周围的游离细菌少。污泥龄太低时菌胶团细小,游离细菌很多,污泥老化时,菌胶团破碎。

导致活性污泥膨胀的细菌从形态上可以分为丝状菌和非丝状菌两类。镜检丝状菌膨胀的活性污泥可见大量丝状或者是链状生长的细菌,丝状菌主要有球衣菌属 (*Sphaerotilus*)、贝氏硫菌属 (*Beggiatoa*)、发硫细菌属 (*Thiothrix*)、地霉属 (*Geotrichum*) 等^[24],这些细菌的丝状体延伸进污泥絮凝体,使其结构变得疏松而无法凝聚、沉降和压缩,导致泥水无法分离而使污泥大量外流。芽胞杆菌属、黄杆菌属和假单胞菌属的一些种类也可成为丝状膨胀的诱因菌。非丝状菌膨胀的活性污泥在镜检时与正常的活性污泥类似,在高 BOD 负荷和低 MLSS 浓度时,活性污泥细菌向细胞表面分泌大量多糖类物质,这些粘性多糖的亲水性高,可在表面吸附大量水分子,菌胶团的比重下降,无法正常压缩脱水,最终导致了污泥的非丝状菌膨胀^[15]。

2.4 原生动物

原生动物是活性污泥中最主要的捕食者,通过捕食活性污泥中细菌,使细菌保持在对数生长期,维持了细菌降解污染物的活性并减少了污泥的生成量,在活性污泥中的作用仅次于细菌^[25,26]。活性污泥原生动物包括鞭毛虫、肉足虫和纤毛虫。纤毛虫在运行良好的活性污泥中是优势种,占原生动物总数的 70%,是活性污泥中常见的重要捕食者,每毫升曝气池悬浮液中,可含几百至几万个体,约占总生物量的 5%^[27]。北京几个污水处理厂中出现的鞭毛虫有三角袋鞭毛虫 (*Peranema trichophorum*) 和葡萄异鞭毛虫 (*Anisonema acinus*) 等,肉足虫有后湖马氏虫 (*Mayorella hohuensis*) 和半圆表壳虫 (*Arcella hemisphaerica*)

等,它们对水质有指示作用,但不是优势类群。活性污泥纤毛虫依生活型可分为三类:(1)游泳类群。例如半眉虫 (*Hemiophrys*) 和板壳虫 (*Coleps*) 等,它们通过自由游泳主动取食;(2)爬行类群。例如游仆虫 (*Euplotes*) 和纤虫 (*Aspidisca*) 等,它们在活性污泥表面爬行取食;(3)固着类群。主要为缘毛类纤毛虫,例如累枝虫 (*Epistylis*)、钟虫 (*Vorticella*) 和盖虫 (*Opercularia*) 等。固着类群依靠柄固着在活性污泥上,通过口纤毛的波动进行滤食,如果它们的纤毛摆动快速,食物泡数量多,表明活性污泥状态良好,如果纤毛虫的身体畸形、口盘缩进、伸缩泡很大、细胞质空泡化、行动迟缓,有接合生殖和形成孢囊等现象,则表明活性污泥的活性受到破坏^[28]。当溶解氧过高或过低时,能见钟虫口围盘附近突出一个大空泡,俗称“头顶气泡”。进水中难分解物或抑制物浓度过高时,可见钟虫体内积累有未消化颗粒并呈不活跃状态^[29]。

虽然原生动物的生态位较宽,但每个种类得以大量繁殖的最适生态位是很窄的,因此可以根据出现的原生动物的优势种类来指示活性污泥的状态^[30]。曝气池中的纤毛虫尤其是缘毛类纤毛虫占优势时,出水水质好。而鞭毛虫和肉足虫占优势时,出水水质一般较差^[27,30~33]。当活性污泥恶化或者解体时,滴虫 (*Monas*)、波豆虫 (*Bodo*)、袋鞭虫、变形虫 (*Amoeba*)、太阳虫 (*Actinophrys*) 和肾形虫属 (*Colpoda*) 的纤毛虫大量出现。 $\rho(\text{BOD}_5)$ 负荷低、溶解氧含量高时,出现表壳虫、鳞壳虫 (*Euglypha*)、板壳虫和喇叭虫 (*Stentor*) 等,此时出水水质良好。出现筒变虫 (*Vahalkamphya*) 可能意味着曝气过度,而游仆虫的出现表明流入曝气池的污水中有机物的浓度很低。纤毛虫对水质的感受性很高,当其数目骤减时,表明有有害物质流入^[34],我们在北京几个污水厂也观察到类似结果。

活性污泥系统中的原生动物种类和数量都很多,且每天都处于动态之中,有必要将原生动物的种群动态与各种水质净化指标进行定量的关联分析。王运涛等对山东白马山啤酒厂废水处理系统中的原生动物进行研究表明:(1)出水的 $\rho(\text{BOD}_5)$ 与有柄纤毛虫的对数值呈显著负相关 ($P < 0.05$),相关系数 $r = -0.7754$,相关公式 $\rho(\text{BOD})/\text{mg L}^{-1} = 11.65 - 51.755\lg X$ (X 为有柄纤毛虫数量);(2)曝气池中的溶解氧与纤毛虫总数呈显著正相关 ($P < 0.05$), $r = 0.5702$, $\rho(\text{DO})/\text{mg L}^{-1} = 0.09 + 0.0098x$ (DO 为溶解氧, x 为纤毛虫总数)^[35]。Shahwani 和 Horan 对两个分别处理生活废水和工业废水的活性污泥污水处理厂进行每周取样并做定性和定量观察,发现原生动物群落的种类组成及其数量动态由环境因子及污水厂的运行条件决定,他们对纤毛虫群落动态、污水厂运行参数及出水水质进行回归分析,并建立了仅根据 20 种纤毛虫的数量动态就可预测出水 $\rho(\text{BOD}_5)$ 的数学模型: $\rho(\text{BOD}_5)/\text{mg L}^{-1} = a_0 + a_1x_1 + a_2x_2 + a_3x_3 + \dots$ (其中 a 为回归系数, x 为各原生动物种类的数量)^[36]。Paolo 等对 17 个活性污泥污水处理厂的原生动物群落进行了为期 1 a 的观察,并对 19 种原生动物种类与 7 个理化因子进行了多因子统计分析和主成分分析 (PCA),发现一些种类的有无和多少与环境因子和运行条件密切相关。例如,表壳虫、鳞壳虫和透明鞘居虫 (*Vaginicola crystallina*) 与硝化状况正相关,

而小口钟虫 (*V. microstoma*) 和一种盖虫 (*Opercularia* sp.) 则与硝化状况负相关, 并且指示了曝气池的高负荷、低溶解氧及出水的高 BOD 值^[32]。

2.5 藻类

藻类不是活性污泥系统中的固有类群, 但可以通过观察沉淀池壁上附生的藻类多少来判断出水中是否含有过量的氮和磷等营养元素及污水厂的脱氮和除磷能力。即使出水中仅含少量的氮, 但含有大量的磷时, 一些具有固氮作用的藻类也可以大量增殖。Fjordingstad 用藻类群落中的优势种来划分污染带, 裸藻和绿色颤藻 (*Oscillatoria chlorina*) 指示多污带, 环丝藻 (*Ulothrix zonata*)、席藻 (*Phormidium*) 群落、红藻群落分别指示甲型、乙型、丙型中污带, 而寡污带和清水带则以绿藻群落为主^[37]。笔者在北京高碑店污水处理厂二沉池的壁上发现附生有优美胶毛藻 (*Chaetophora elegans*)、四角十字藻 (*Crucigenia quadrata*)、皮状席藻 (*P. corium*)、窝形席藻 (*P. foveolarum*) 及多种硅藻, 这是由于该厂处理的污水以氮磷含量高的城市生活污水为主, 经过二级处理后, 出水中仍会含有较高浓度的磷, 为了防止接纳水体的富营养化, 现在该厂正在逐步增加脱磷脱氮工艺并向出水中加生石灰进行深度除磷。

2.6 后生生物

活性污泥系统是一种人工控制的微生态系统, 在其它条件稳定的情况下, 随着污泥龄的增加, 逐渐出现一些比原生动物高等的后生动物类群, 它们摄食细菌、原生动物、活性污泥的碎片。轮虫是活性污泥中最常见的后生动物。北京几个污水处理厂中出现的轮虫有懒轮虫 (*Rotatoria tardigrada*)、红眼旋轮虫 (*Philodina erythrophthalma*)、粗壮猪吻轮虫 (*Dicranophorus robustus*)、盘状鞍甲轮虫 (*Lepadella patella*) 和四角平甲轮虫 (*Platyias quadricornis*) 等, 在正常的活性污泥中, 轮虫种类和个体数量都很少。但在 BOD 负荷低, 污泥停留时间长时, 轮虫拥有足够的世代时间得以生长繁殖, 又由于活性污泥细菌进入衰老期, 活性污泥解体破碎, 为其提供了充足的饵料, 使轮虫得以大量生长, 每毫升的数量多时可达几百甚至上千个。当轮虫活动缓慢, 缩入被甲中时, 表明溶解氧过低或有抑制物流入。当原污水浓度极低时, 鞍甲轮虫、狭甲轮虫 (*Colurella*)、单趾轮虫 (*Monostyla*) 和腔轮虫 (*Lecane*) 大量出现。当曝气池中的污泥堆积, 存在死水区时, 会出现线虫 (*Nematoda*) 及寡毛类的仙女虫 (*Nais*)。泥龄高的活性污泥中偶尔还可见到熊虫 (*Tardigrada*)、枝角类 (*Cladocera*)、桡足类 (*Copepoda*) 和摇蚊 (*Chironomidae*) 幼虫等节肢动物。

3 结语

随着生化技术和分子生物学的发展, 出现了许多直接监测活性污泥细菌群落结构动态的方法^[39]。由于每种细菌仅含有一种优势醌, 所以可以根据醌的类型反映细菌群落结构, Hu 等^[38]将活性污泥中提取的醌分成泛醌 (ubiquinone) 和甲基萘醌 (menaquinone) 两大类, 并求出泛醌类的细菌多样性指数为 13.4 ~ 16.8, 甲基萘醌类细菌的多样性指数比前者高并随着温度的升高而增高。Mudaly^[40]等运用寡聚核苷酸探针对固定的活性污泥

样品进行荧光原位杂交 (fluorescent in situ hybridization, FISH) 发现在脱磷脱氮能力强的活性污泥中, α 亚纲的变形杆菌 (proteobacteria) 含量占总菌数的 20%, 而 CK 组仅含 12%。但是 Philip 却发现在脱磷能力强的活性污泥中, α 亚纲的变形杆菌含量较低^[41]。Dabert 给一个循环间歇反应器 (SBR) 接种了具有强脱磷能力的活性污泥, 用荧光标记的引物对活性污泥细菌的 16S rDNA 进行 PCR 扩增, 将变性后的单链构象多态 DNA 片段进行电泳分离, 电泳图谱上每个波峰代表不同的菌群, 前 3 个月的结果表明, 接种改变了活性污泥的细菌群落结构, 并提高了磷的去除率, 但此后的细菌群落组成和除磷效果与对照组没有显著差别^[42]。Ikuta 等^[43]运用单克隆抗体 IgM 和 IgG 对活性污泥中的硝化细菌进行夹心式 (sandwich) 酶连免疫吸附测定 (enzyme-linked immunosorbent assay, ELISA), 结果表明传统的依赖培养基进行计数的最大机率法 (most probable number methods, MPNM) 低估了硝化细菌数量, 而 ELISA 比 MPNM 更能快速准确地反映特定类群的细菌数。Konuma 等^[44]运用斑点杂交 (dot blot hybridization)、MPNM、抗体 (antibody) 和 FISH 法分别来测定氨氧化菌 (ammonia oxidizing bacteria) 的数量, 结果表明斑点杂交法具有高的准确度并能检测出较低密度的细菌, MPNM 低估了细菌数量, 抗体能与水样中的杂质非特异性连接, 有高估细菌数的可能, FISH 法对氨氮含量高的活性污泥混合液检测结果较好, 但对氨氮含量低的污水厂出水和河水的检测效果不佳。

前述的几种监测方法中, OUR 法和生化法虽然准确, 但实验较复杂, 藻类和后生动物在活性污泥法污水处理系统中数量较少, 也难以准确反映活性污泥状况。而细菌的种类变化只有在活性污泥膨胀时才明显地观察到。活性污泥系统中的原生动物和后生动物适合于镜检, 能灵敏地反映出水质变化和运行条件的变化^[45], 且活性污泥中的原生动物种类和数量通常比后生动物要多, 因此是对活性污泥进行生物监测的首选类群。由于所处理的污水水质、采取的工艺和运行参数不同, 不同的污水处理厂的活性污泥系统中微生物群落结构常常不同^[46]。采用氧化沟法的北京酒仙桥污水厂其活性污泥系统中的生物群落结构就与其它 3 个采用传统活性污泥工艺的污水厂显著不同。同一个污水处理厂在不同季节的微生物群落结构也不同, 例如北京高碑店污水处理厂的活性污泥中, 冬季和春季的原生动物优势种类分别为褶裂枝虫 (*O. plicatilis*) 和凹缝纤虫 (*A. sulcata*), 而夏季和秋季则无明显的优势种类。如果能长期定性定量地监测活性污泥系统中微生物群落, 运用分子生物学技术监测细菌群落动态, 并将检测到的生物信息与各种理化参数进行综合分析, 建立相应的预测模型, 必能更加准确快速地反映活性污泥的运行效能。

References

- 1 Randy Junkins. The Activated Sludge Process: Fundamentals of Operation. West Chester: Ann Arbor Sci Pub, 1983. 1 ~ 16
- 2 Semra Siber, Eckenfelder WW. Effluent quality variation from multicomponent substrates in the activated sludge process. Wat Res, 1980, 14: 471 ~ 476
- 3 Lovett DA. Effect of sludge age and substrate composition on the settling and dewatering characteristics of activated sludge. Water Res, 1983, 17 (11): 1511 ~ 1515

- 4 Painter HA. The effect of phosphate and temperature on growth of activated sludge and on biodegradation of surfactants. *Wat Res*, 1978, **12**:909 ~ 915
- 5 张自杰, 周帆. 活性污泥生物学与反应动力学. 北京: 中国环境科学出版社, 1992
- 6 WANG XP (王歆鹏), CHEN J (陈坚), HUA ZZ (华兆哲). The optimum growth nitrification conditions of nitrifying bacteria. *Chin J Appl Environ Biol* (应用与环境生物学报), 1999, **5**(1): 64 ~ 68
- 7 Hamer G, Egli T, Mechsner K. Biological treatment of industrial wastewater: a microbiological basis for process performance. *J Appl Bacteriol*, 1985 (suppl): 127 ~ 140
- 8 Richard MG, Shimizu GP, Jenkins D. The growth physiology of the filamentous organism Type 021N and its significance to activated sludge bulking. *J Water Pollu Control Fed*, 1985, **57**(12): 1152 ~ 1162
- 9 Abraham JV, Butier RD, Sigee DC. Ciliate populations and metals in an activated-sludge plant. *Wat Res*, 1997, **31**(5): 1103 ~ 1111
- 10 Madoni P, Davoli D, Corbi G. Toxic effect of heavy metals on the activated sludge protozoan community. *Wat Res*, 1996, **30**(1): 135 ~ 141
- 11 Wang L (王磊), Fan LM (范立梅), Zhou Q (周琪). Biosorption of *Pseudomonas putida* 5-x cell in different growth phases on Cu^{2+} removal in industry effluent. *Acta Sci Circumst* (环境科学学报), 2001, **21**(2): 208 ~ 212
- 12 Ser A E. The nature of activated sludge flocs. *Water Res*, 1976, **10**: 25 ~ 30
- 13 Melant JB, Lester JN. Metal removal inactivated sludge: the role of bacterial extracellular polymers. *Wat Res*, 1979, **13**: 817 ~ 837
- 14 Eckenfelder WW, Musterman JL. Activated Sludge Treatment of Industrial Wastewater. Technomic Publishing Company, 1995. 12 ~ 18
- 15 Orupold K, Hellat K, Tenno T. Estimation of treatability of different industrial wastewaters by activated sludge oxygen uptake measurements. *Wat Sci Tech*, 1999, **40**(1): 31 ~ 36
- 16 WANG Jianlong (王建龙), WU Libo (吴立波), QI Xing (齐星). Characterization of nitrification activity of activated sludge by oxygen uptake rate (OUR). *Acta Sci Circumst* (环境科学学报), 1999, **19**(3): 225 ~ 229
- 17 Howell J. On-line measurement of respiration and mass transfer rates in an activated sludge aeration tank. *J Water Pollut Control Fed*, 1984, **56**: 369
- 18 Walker I, Davies M. The relationship between viability and respiration rate in the activated 8. sludge process. *Wat Res*, 1977, **11**: 575 ~ 578
- 19 Stuetz RM, Fenner RA, Hall SJ. Monitoring of wastewater odours using an electronic nose. *Wat Sci Tech*, 2000, **41**(6): 41 ~ 46
- 20 Upadhyaya AK, Eckenfelder WW. Biodegradable fraction as an activity activated sludge. *Wat Res*, 1975, **9**: 691 ~ 694
- 21 Nelson PO. Microbial viability measurements and activated sludge kinetics. *Wat Res*, 1980, **14**: 217 ~ 225
- 22 Kang SJ. ATP as a Measure of Active Biomass Concentration and Inhibition in Biological Wastewater Treatment Processes. Proc 38th Ind Waste Conf, West Chester: Ann Arbor Sci Pub, 1983
- 23 Fang HHP. Microbial distribution in UASB granules and its resulting effects. *Wat Sci Tech*, 2000, **42**(12): 201 ~ 208
- 24 Eikelboom DH. Filamentous organisms observed in activated sludge. *Wat Res*, 1975, **8**: 365 ~ 388
- 25 Curds CR, Cockburn A. Studies on the growth and feeding of *Tetrahymena puriformis* in axenic and monoxenic culture. *J Gen Microil*, 1968, **54**: 343 ~ 358
- 26 Wheale G, Williamson DJ. Unusual behaviour of ciliated protozoa in a secondary settlement tank. *Wat Pollut Control*, 1980, **80**: 496 ~ 500
- 27 Curds CR. The ecology and role of protozoa in aerobic sewage treatment processes. *Rev Microbiol*, 1982, **36**: 27 ~ 46
- 28 沈韞芬, 章宗涉, 龚循矩等. 微型生物监测新技术. 北京: 中国建筑工业出版社, 1990
- 29 徐亚同. 废水生物处理的监测和运行管理. 上海环境科学, 1997, **16**(10): 34 ~ 36
- 30 Curds CR. An ecological study of the ciliated protozoa in activated sludge. *Oikos*, 1965, **15**: 282 ~ 289
- 31 Madony P, Davoli D, Chierici E. Comparative analysis of the activated sludge microfauna in several sewage treatment works. *Wat Res*, 1993, **27**: 1485 ~ 1491
- 32 Poole JEP. A study of the relationship between the mixed liquor fauna and plant performance for a variety of activated sludge sewage treatment. *Wat Res*, 1984, **18**: 281 ~ 287
- 33 Salavado H, Gracia MP. Determination of organic loading rate of activated sludge plants based on protozoan analysis. *Wat Res*, 1993, **27**: 891 ~ 895
- 34 桥本奖著; 李至时译. 新活性污泥法. 北京: 学术书刊出版社, 1990
- 35 王运涛, 周淑美, 张汉光. 山东白马山啤酒厂废水处理系统中的原生动物进行研究. 见: 中国原生动物学会编. 中国原生动物学会第七次学术讨论会论文摘要汇编. 武汉: 武汉水利电力大学出版社, 1993. 71 ~ 72
- 36 Al-Shahwani SM, Horan NJ. The use protozoa to indicate changes in the performance of activated sludge plants. *Wat Res*, 1991, **25**: 633 ~ 638
- 37 Fjerdingstad E. Microbial criteria of environmental qualities. *Ann Rev Microbiol*, 1971, **25**: 563 ~ 582
- 38 Hu HY, Lim BR, Goto N. Characterization of microbial community in an activated sludge process treating domestic wastewater using quinone profiles. *Wat Sci Tech*, 2001, **43**(1): 99 ~ 106
- 39 Liu ZP (刘志培), Yang HF (杨惠芳). Advances in molecular microbial ecology. *Chin J Appl Biol* (应用与环境生物学报), 1999, **5**(Suppl): 43 ~ 48
- 40 Mudaly D D, Atkinson B W, Bux F. 16S rRNA *in situ* probing for the determination of the family level community structure implicated in enhanced biological nutrient removal. *Wat Sci Tech*, 2001, **43**(1): 91 ~ 98
- 41 Philip L, Bond J, Ugg Keller, Linda L. Bio-P and Non-Bio-P bacteria identification by novel microbial approach. *Wat Sci Tech*, 1999, **39**(6): 13 ~ 20
- 42 Dabert P, Fleurat-Lessard A, Mounier E. Monitoring of the microbial community of a sequencing batch reactor bioaugmented to improve its phosphorus. *Wat Sci Tech*, 2001, **43**(3): 1 ~ 8
- 43 Ikuta H, Noda N, Ebie Y. The rapid quantification and detection of nitrifying bacteria by using monoclonal antibody method. *Wat Sci Tech*, 2000, **42**(3 ~ 4): 1 ~ 7
- 44 Konuma S, Satoh H, Mino T. Comparison of enumeration methods for ammonia-oxidizing bacteria. *Wat Sci Tech*, 2001, **43**(1): 107 ~ 114
- 45 Fried J, Mayr G, Berger H. Monitoring protozoa and metazoa biofilm communities for assessing wastewater quality impact and reactor up-scaling effect. *Wat Sci Tech*, 2000, **41**(4 ~ 5): 309 ~ 316
- 46 Paoli Madoni, Pier Francesco Ghetti. The structure of ciliated protozoa communities in biological sewage-treatment plants. *Hydrobiologia*, 1981, **83**: 207 ~ 215