

# 二乙二醇丁醚好氧降解污泥培养驯化及动力学分析

关莹<sup>1</sup>, 刘润<sup>2</sup>, 李博文<sup>1</sup>, 刘伟京<sup>3</sup>

(1. 江苏开放大学, 江苏南京 210017; 2. 南京理工大学, 江苏南京 210094;

3. 江苏省环境工程重点实验室, 江苏南京 210036)

**[摘要]** 以二乙二醇丁醚(DGBE)为唯一碳源,采用阶段性提荷的方式,对好氧活性污泥进行培养驯化,考察好氧活性污泥法对 DGBE 模拟废水的降解效果和耐受浓度,并对其降解动力学进行分析。实验结果表明:以农药生产废水处理工艺的好氧段污泥进行接种,DGBE 进水 COD 为 600~700 mg/L,驯化初期微生物可较快适应 DGBE 模拟废水。随后以 200 mg/L 的理论 COD 提升进水负荷,在一定浓度条件下 COD 去除率均可达 90%~95%,整体降解效果较好。当进水 DGBE 质量浓度低于 620 mg/L 时,DGBE 可在 5~6 h 内完全降解,之后随着进水 DGBE 质量浓度的升高,降解时间逐渐延长。在该实验条件下,好氧活性污泥对 DGBE 的最高耐受质量浓度在 1 103 mg/L 左右,继续提高进水 DGBE,好氧活性污泥的降解效果及状态均变差,并出现 COD 降解迟滞期。活性污泥对 DGBE 的降解符合一级动力学特征,DGBE 及 COD 的降解速率随浓度的上升均呈先快后慢的趋势,说明高浓度的 DGBE 对微生物具有抑制作用。

**[关键词]** 二乙二醇丁醚;好氧生物降解;光伏废水

**[中图分类号]** X52 **[文献标识码]** A **[文章编号]** 1005-829X(2022)12-0100-06

## Cultivation, acclimatization and kinetic analysis of diethylene glycol butyl ether aerobically degraded sludge

GUAN Ying<sup>1</sup>, LIU Run<sup>2</sup>, LI Bowen<sup>1</sup>, LIU Weijing<sup>3</sup>

(1. Jiangsu Open University, Nanjing 210017, China; 2. Nanjing University of Science and Technology,

Nanjing 210094, China; 3. Jiangsu Provincial Key Laboratory of Environmental

Engineering, Nanjing 210036, China)

**Abstract:** Using diethylene glycol butyl ether(DGBE) as the only carbon source, the aerobic activated sludge was cultivated and acclimated by phasing up the load. The degradation effectiveness and tolerance concentrations of the aerobic activated sludge method on DGBE simulated wastewater were examined and the degradation kinetics were analysed. The experimental results showed that the aerobic sludge of pesticide production wastewater process was used for inoculation, influent COD was 600-700 mg/L, and the microorganisms could adapt to the DGBE simulated wastewater quickly at the early stage of acclimatization. Subsequently, the influent load was increased with a theoretical COD of 200 mg/L, and the overall degradation effect was good as the COD removal rate could reach 90%-95% under certain concentration conditions. When the influent DGBE mass concentration was below 620 mg/L, DGBE could be completely degraded within 5-6 hours. After that, the degradation time was gradually extended as the influent DGBE mass concentration increased. Under the experimental condition, the maximum tolerated mass concentration of aerobic activated sludge to DGBE was around 1 103 mg/L. Continuing to increase the influent DGBE, the degradation effect and state of aerobic activated sludge became worse and a lag period of COD degradation appeared. The degradation of DGBE by activated sludge was in accordance with the first-order kinetics, and the degradation rate of DGBE and COD showed a trend of fast and then slow with the increase of concentration, indicating that high concentration of DGBE had an inhibitory effect on microorganisms.

**[基金项目]** 江苏省环境工程重点实验室科研开放基金课题(HX2017004);江苏开放大学(江苏城市职业学院)“十四五”2022年度科研规划课题(学科研究青年专项,2022XK014);校级科研平台区域农村环境污染研究中心项目(22-KYPT-Z04)

**Key words:** diethylene glycol butyl ether; aerobic biodegradation; photovoltaic wastewater

二乙二醇丁醚(DGEB)是乙二醇丁醚类产品的子产品,具有低毒性,在工业中广泛应用<sup>[1]</sup>。染料废水、有机光伏废水、清洁剂生产废水中常含有一定量的DGEB<sup>[2]</sup>,进入环境中将对人体健康构成一定威胁<sup>[3]</sup>。有研究表明DGEB不具有环境积累性,在自然环境中可依靠微生物和氧化作用部分降解<sup>[4]</sup>;虽然该研究建立在一定浓度值的基础上,且自然降解速度较慢,但为生物法处理含DGEB废水提供了依据。

在光伏废水处理项目中,废水中的DGEB受生产工艺的影响,在500~1 500 mg/L之间波动,DGEB的存在导致COD较高。考虑到生物法仍是去除废水中有机物的主要技术,笔者采用好氧生物法对DGEB模拟废水进行处理,探究其对DGEB的降解效果,以期为实际DGEB废水处理提供一定理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 污泥及模拟废水

活性污泥取自南京某农药生产废水处理工艺的好氧段。

实验以模拟废水为处理对象。其中DGEB(质量分数99%,上海麦克林生化科技有限公司)为唯一碳源, $\text{NH}_4\text{Cl}$ (分析纯,国药集团化学试剂有限公司)为氮源, $\text{KH}_2\text{PO}_4$ (分析纯,国药集团化学试剂有限公司)为磷源,按 $m(\text{C}):m(\text{N}):m(\text{P})=100:5:1$ 配制模拟废水。

### 1.2 实验装置

实验装置如图1所示。

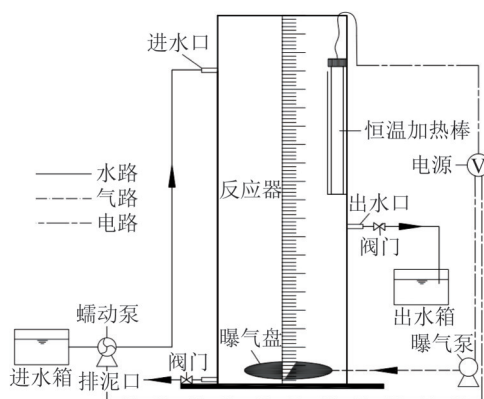


图1 实验装置

Fig. 1 Experimental device

反应器主体为有机玻璃材质,外径140 mm,总高400 mm,壁厚5 mm,有效容积4 L。用恒温加热棒控制温度在22~25 ℃,反应器底部曝气盘外连可调流量曝气泵。反应器采用序批式运行方式,进水通过蠕动泵泵入,出水口位于进水口1/2处,每周期废水体积交换率为50%。

### 1.3 实验方法

取活性污泥在大烧杯中曝气2 d,排除上清液后移入反应器内。加入适量葡萄糖溶液,曝气2 d恢复污泥活性,测得MLSS、 $\text{SV}_{30}$ 和SVI分别为3 234 mg/L、24%、74.2 mL/g,各参数范围合理,肉眼观察污泥呈较大矾花絮体,性状良好,静止沉降排除上清液,准备进水。

按2.17 kg COD:1 kg  $\text{C}_8\text{H}_{18}\text{O}_3$  配水,进水理论COD从600 mg/L开始,至出水水质稳定5 d后,监测COD及DGEB浓度的变化,之后以200 mg/L为COD浓度梯度逐步提升进水负荷,直至降解率明显下降时停止提荷。每批进水运行周期为24 h,其中曝气23 h,静止沉淀、排水及进水1 h。

### 1.4 分析方法

COD采用快速消解分光光度法测定。DGEB采用直接进样气相色谱法测定,7890B气相色谱仪(安捷伦),FID检测器,温度280 ℃;HP-INNOWax色谱柱,30 m×0.32 mm×0.5 μm。进样量1 μL,进样口温度220 ℃,分流比10:1; $\text{SV}_{30}$ 、MLSS和SVI按标准方法测定<sup>[5]</sup>。

## 2 结果与讨论

### 2.1 污泥培养驯化

污泥的培养驯化期共持续65 d,其间每个进水浓度梯度的稳定期为5 d,COD变化情况如图2所示。

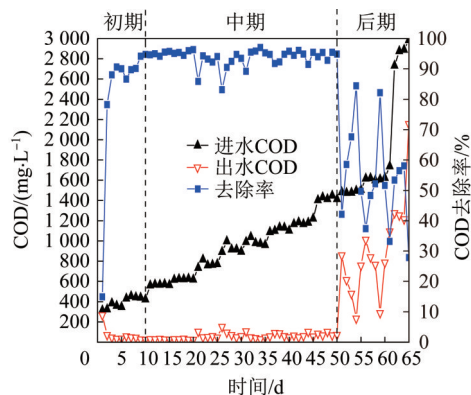


图2 污泥培养驯化过程中COD的变化

Fig. 2 Changes of COD during sludge cultivation and domestication

培养初期,进水 COD 在 313~454 mg/L(由 50% 体积交换率换算的质量浓度,后续均为换算后的质量浓度),前 4 天 COD 去除率快速提升,依次为 14.9%、78.2%、88.1%、90.6%,(其间随进水 COD 的提升去除率稍有降低),随后 COD 去除率逐步稳定在 94.0% 左右。由此可见,好氧活性污泥对 DGBE 废水的适应性较强,这可能与接种污泥及驯化方式有关:一方面,接种的农药废水处理工艺好氧段污泥经过了毒性强、有机物浓度高的农药废水的驯化,其中的微生物的耐毒性、降解能力及有机负荷承受力均较强;另一方面,阶段性提荷方式可保证微生物有较长的适应稳定期。培养中期,进水 COD 在 561~1 448 mg/L,出水 COD 稳定,除在提升进水浓度的第 1 天去除率稍有下降,大部分情况下去除率可保持在 90.0%~95.0%,出水 COD 保持在 22~100 mg/L,降解效果较好。培养后期,进水 COD 在 1 475~1 737 mg/L,活性污泥上清液开始出现浑浊,COD 去除率明显下降,但进水 COD<1 617 mg/L 时,其去除率仍呈现一定范围内的上升趋势,此时延长降解时间 COD 去除率可进一步提升,但进水 COD 继续提升后,从第 62 天开始出现有机物累积,导致 COD 骤升,去除率降至 28%,停止提荷。

## 2.2 不同 DGBE 浓度下的降解效果

### 2.2.1 COD 的变化情况

在污泥培养驯化过程中,稳定 5 d 后监测不同进水条件下 COD 随时间的变化情况,如图 3 所示。

由图 3 可见,进水 COD 低于 1 409 mg/L 时,在一个运行周期内出水 COD 均可降到 100 mg/L 以下,最终去除率达到 90% 以上。其中,当进水 COD 低于 1 085 mg/L 时,COD 的去除速度较快,除驯化初期稍有延迟外,基本可在 6~7 h 内完成降解反应。此后,随着进水 COD 继续升高,COD 去除率达到最高值的时间明显延长。

当进水 COD 升至 1 469、1 617、1 722 mg/L 时,一个运行周期内 COD 去除率明显降低,分别降至 59%、48%、31%。在此阶段,前 0.5 h 内由于活性污泥的吸附作用 COD 出现短暂降低,之后分别出现不同长时的迟滞期,且进水 COD 越高,迟滞期越长<sup>[6]</sup>。进水 COD 为 1 469、1 617 mg/L 时,COD 分别在第 6、第 12 小时后开始逐步降低,而 COD 为 1 722 mg/L 时,则出现 COD 持续不变的情况。

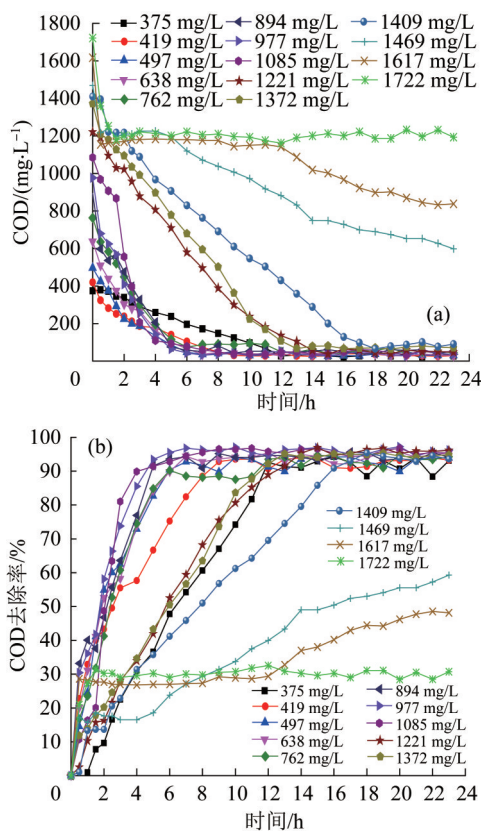


图3 不同进水浓度下 COD(a) 及其去除率(b) 的变化情况

Fig. 3 Change of COD (a) and its removal rate (b) under different influent concentration

### 2.2.2 DGBE 的变化情况

监测不同进水条件下 DGBE 随时间的变化情况,如图 4 所示。

由图 4 可见,DGBE 的质量浓度在整个周期内均呈现不断降低的趋势,说明培养驯化的好氧活性污泥对不同质量浓度的 DGBE 具有一定降解能力。当进水 DGBE<610 mg/L 时,DGBE 在 5~6 h 内即降解完全,同样在培养初期稍有延迟。此后,随着进水 DGBE 质量浓度的不断升高,其被完全降解的时间延长;DGBE 质量浓度达到 1 103、1 212 mg/L 时,一个运行周期内出水剩余 DGBE 分别为 20、260 mg/L,去除率分别为 98%、78%,出水中的 DGBE 升高。

相比于 COD 的去除,在进水 DGBE 质量浓度较高的条件下,尽管出水 DGBE 去除率有所降低,但 DGBE 总体仍呈现逐渐下降的趋势,这与高 COD 条件下 COD 出现迟滞期的情形有所不同。

### 2.2.3 高浓度条件下 DGBE 和 COD 的降解情况对比

此前的实验结果表明,进水浓度较高时,出水 DGBE 随时间的延长持续降低,COD 则出现短时或

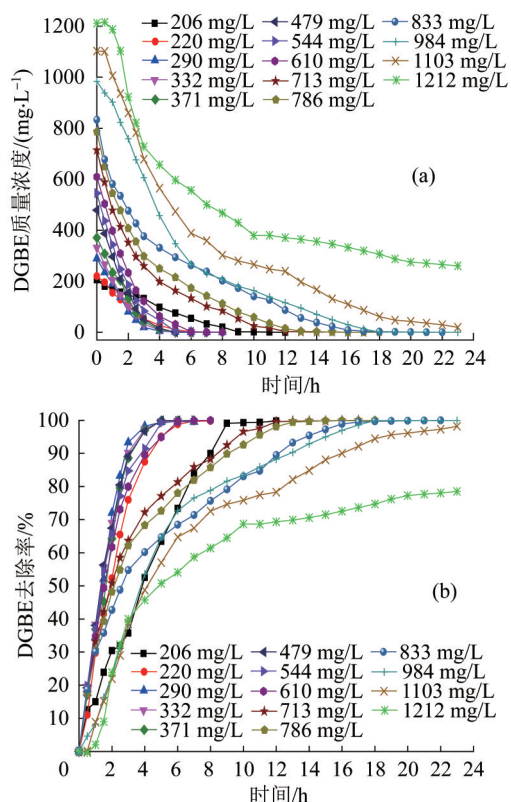


图4 不同进水浓度下DGBE(a)及其去除率(b)的变化情况

Fig. 4 Change of DGBE (a) and its removal rate (b) under different influent concentration

持续不变的情况。对比了高浓度进水条件下DGBE和COD的降解情况,如图5所示。

由图5可见,当进水COD为1 469 mg/L(DGBE质量浓度为984 mg/L)、1 617 mg/L(DGBE为1 103 mg/L)时,反应开始后的0.5 h内COD在活性污泥的吸附作用下快速降低,之后分别在3.5、11.5 h内维持不变,出现COD降解迟滞期,而DGBE却随时间的延长持续下降。分析原因认为,可能降解前期高浓度的DGBE是微生物的主要降解对象,随着反应进行不断转化为中间产物,而此时COD维持不变;当DGBE降至一定量后,微生物同时以DGBE及其中间产物为降解对象,此时中间产物进一步转化为无机物,COD开始降低。

当进水DGBE、COD分别升至1 212、1 722 mg/L时,随反应的进行DGBE持续降低,COD则维持不变。分析了其可能原因:(1)高浓度DGBE具有一定生物毒性,使微生物的胞外聚合物EPS的形成及酶反应活性受到抑制,导致降解能力下降<sup>[7-8]</sup>,此时延长降解时间COD变化不明显;(2)在一个运行周期内,由于DGBE浓度较高,微生物始终将DGBE作为

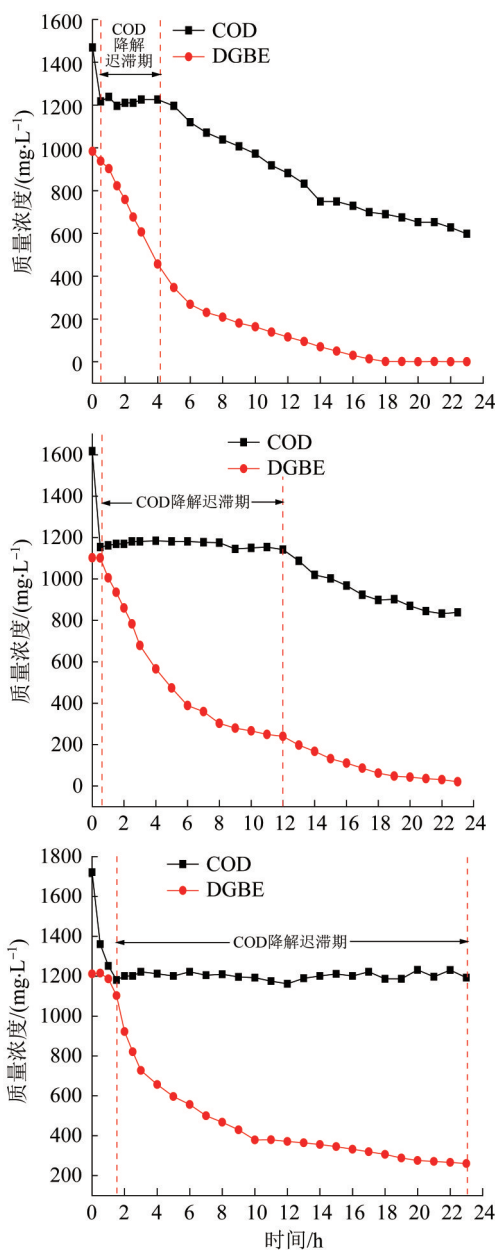


图5 高浓度进水条件下DGBE及COD去除情况对比

Fig. 5 Comparison of DGBE and COD removal under high influent concentration

主要降解对象,不断将其转化为中间产物,未产生最终无机降解物,此时若延长降解时间可能会出现COD逐步降低;(3)DGBE的某一降解中间产物累积浓度较高,且对微生物有抑制作用<sup>[9]</sup>,此时延长降解时间COD变化可能不明显。

## 2.3 降解动力学分析

### 2.3.1 反应级数

相关研究表明,大部分生物降解动力学遵循零级和一级反应,也有部分为二级反应,但少有三级反

应<sup>[10]</sup>。而指数速率模型可在较大范围内拟合有机物的生物降解过程<sup>[11]</sup>。因此基于指数速率模型〔式(1)〕,同时根据污染物浓度与时间拟合的二次多项式〔式(2)〕,推导出反应级数的计算等式〔式(3)〕。依据式(3)采用图解法求出生物降解过程的反应级数<sup>[12]</sup>,如表1所示。

$$-\frac{dc}{dt}=kc^n \quad (1)$$

$$c=at^2+bt+m \quad (2)$$

$$\ln(-2at-b)=n\ln c+\ln k \quad (3)$$

式中: $k$ ——反应速率常数;

$c$ ——有机底物质量浓度,mg/L;

$t$ ——反应时间,h;

$n$ ——反应级数;

$a$ 、 $b$ 、 $m$ ——拟合多项式常数。

表1 不同COD及DGBE质量浓度下拟合反应级数

Table 1 Reaction order of COD and DGBE at different concentrations

| 初始COD/<br>(mg·L <sup>-1</sup> ) | 反应<br>级数 $n$ | $R^2$   | 初始DGBE/<br>(mg·L <sup>-1</sup> ) | 反应<br>级数 $n$ | $R^2$   |
|---------------------------------|--------------|---------|----------------------------------|--------------|---------|
| 375                             | 0.102 3      | 0.973 8 | 206                              | 0.297 4      | 0.963 7 |
| 419                             | 0.893 4      | 0.972 6 | 220                              | 0.508 4      | 0.992 8 |
| 497                             | 0.997 5      | 0.935 6 | 290                              | 0.428 9      | 0.980 7 |
| 638                             | 0.779 4      | 0.969 6 | 332                              | 0.562 2      | 0.983 1 |
| 762                             | 0.583 5      | 0.988 2 | 371                              | 0.478 1      | 0.991 2 |
| 894                             | 0.472 8      | 0.968 0 | 479                              | 0.488 4      | 0.989 6 |
| 977                             | 0.630 7      | 0.985 3 | 544                              | 0.519 3      | 0.991 2 |
| 1 085                           | 0.421 2      | 0.918 9 | 610                              | 0.654 6      | 0.976 9 |
| 1 221                           | 0.401 5      | 0.996 1 | 713                              | 0.596 4      | 0.978 6 |
| 1 372                           | 0.110 0      | 0.935 6 | 786                              | 0.620 5      | 0.982 0 |
| 1 409                           | 0.232 6      | 0.951 1 | 833                              | 0.614 0      | 0.982 2 |

由表1可见,不同COD和DGBE质量浓度下,反应级数拟合方程的 $R^2$ 均在0.900 0以上,相关性整体较好。对于COD降解反应级数 $n$ ,前期进水COD低时, $n>0.500 0$ 更贴近一级反应;当进水COD升至1 085 mg/L后,因底物浓度高,微生物降解反应处于近饱和状态,反应级数 $n$ 开始逐步降低,此时贴近零级反应。DGBE降解反应级数 $n$ 无明显变化趋势,可能处于混合过渡阶段,但大部分情况下 $n>0.500 0$ ,所以整体更趋近一级反应。对于更高浓度的进水,由于其降解活性受到影响,导致其拟合线性关系较差。

### 2.3.2 降解动力学方程拟合

基于酶促反应与底物浓度关系提出的米氏方程

(Michaelis-Menten),是废水生物处理工程中常用的反应动力学公式<sup>[13]</sup>。根据该方程可得出底物降解速度与底物浓度之间的关系<sup>[14]</sup>,如式(4)所示。

$$v=v_{\max} \frac{c}{K_s+c} \quad (4)$$

式中: $v$ ——有机底物比降解速率;

$v_{\max}$ ——有机底物最大比降解速率;

$c$ ——底物质量浓度,mg/L;

$K_s$ ——饱和常数。

当 $K_s \gg c$ 时,公式化简为 $v=v_{\max} \frac{c}{K_s}$ ,此时底物降解速率与底物浓度成正比,为一级反应动力学,可整理为:

$$\ln(c_0/c_t)=k_1 t \quad (5)$$

当 $c \gg K_s$ 时,公式化简为 $v=v_{\max}$ ,此时底物降解速率与底物浓度无关,为零级反应动力学,可整理为:

$$c_0-c_t=k_0 t \quad (6)$$

式中: $c_0$ ——底物初始质量浓度,mg/L;

$t$ ——反应时间,h;

$c_t$ —— $t$ 时刻底物质量浓度,mg/L;

$k_1$ ——一级动力学降解速率常数;

$k_0$ ——零级动力学降解速率常数。

根据降解反应级数,考虑COD和DGBE的降解在较多情况下更接近一级反应,按照一级动力学方程对其进行拟合,并计算不同浓度下的降解半衰期,如表2、图6所示。

由表2可知,对于不同质量浓度的COD和DGBE,一级动力学方程拟合的 $R^2$ 大部分较好,其中进水COD为375、1 617 mg/L时,由于分别处于稳定期和高浓度抑制条件,因此相关性稍差。

由图6可见,DGBE的降解速率整体快于COD降解速率,尤其在中低进水浓度下,说明微生物在降解DGBE过程中有新的中间产物生成<sup>[15-16]</sup>,同时随着进水浓度的增加,反应速率和半衰期分别呈现先快后慢和先短后长的变化趋势。

根据反应速率常数及半衰期计算结果,DGBE为479 mg/L时降解速率最快,对应的降解速率常数 $k_1$ 为1.464 9,半衰期 $t_{1/2}$ 为1.42 h;当COD为977 mg/L时其降解速率最快,对应的降解速率常数 $k_1$ 为0.520 7,半衰期 $t_{1/2}$ 为1.54 h。此后随着二者继续增加,反应速率持续下降,半衰期也随之延长。说明在低浓度进水条件下降解速率随底物浓度的增加而增大,呈现显著的一级动力学关系,而高浓度进水条件对微生物有一定抑

表2 COD及DGBE降解动力学拟合方程

Table 2 Kinetic equation of COD and DGBE degradation

| COD降解动力学                     |                    |                |                     | DGBE降解动力学                    |                    |                |                     |
|------------------------------|--------------------|----------------|---------------------|------------------------------|--------------------|----------------|---------------------|
| 初始质量浓度/(mg·L <sup>-1</sup> ) | 拟合方程               | R <sup>2</sup> | t <sub>1/2</sub> /h | 初始质量浓度/(mg·L <sup>-1</sup> ) | 拟合方程               | R <sup>2</sup> | t <sub>1/2</sub> /h |
| 375                          | y=0.182 7x-0.300 2 | 0.895 7        | 5.44                | 206                          | y=0.651 9x-1.055 1 | 0.946 0        | 2.68                |
| 419                          | y=0.262 4x+0.018 4 | 0.969 5        | 2.57                | 220                          | y=0.828 6x-0.797 9 | 0.953 1        | 1.80                |
| 497                          | y=0.380 3x-0.067 7 | 0.989 0        | 2.00                | 290                          | y=1.174 3x-0.800 1 | 0.976 8        | 1.27                |
| 638                          | y=0.398 5x-0.101 9 | 0.980 0        | 2.00                | 332                          | y=1.208 5x-0.941 3 | 0.943 6        | 1.35                |
| 762                          | y=0.403 3x-0.183 4 | 0.984 8        | 2.17                | 371                          | y=1.322 5x-1.252 1 | 0.9551         | 1.47                |
| 894                          | y=0.459 8x-0.132 6 | 0.930 0        | 1.80                | 479                          | y=1.464 9x-1.395 7 | 0.9612         | 1.42                |
| 977                          | y=0.520 7x-0.107 1 | 0.985 8        | 1.54                | 544                          | y=1.148x-1.051 3   | 0.9547         | 1.52                |
| 1085                         | y=0.414 1x+0.008 3 | 0.929 4        | 1.65                | 610                          | y=1.021x-1.009 3   | 0.9490         | 1.67                |
| 1221                         | y=0.205 4x-0.293 9 | 0.958 4        | 4.80                | 713                          | y=0.452 4x-0.533 5 | 0.9507         | 2.71                |
| 1372                         | y=0.213 2x-0.293 4 | 0.914 0        | 4.63                | 786                          | y=0.433 7x-0.645 6 | 0.9358         | 3.09                |
| 1409                         | y=0.149 3x-0.263 7 | 0.909 2        | 6.41                | 833                          | y=0.336 7x-0.688 5 | 0.9053         | 4.10                |
| 1469                         | y=0.035 4x+0.098 7 | 0.976 0        | 16.79               | 984                          | y=0.216 7x-0.163 7 | 0.9622         | 3.95                |
| 1617                         | y=0.016 7x+0.245 5 | 0.846 6        | 26.80               | 1103                         | y=0.162 6x-0.100 6 | 0.9798         | 4.88                |

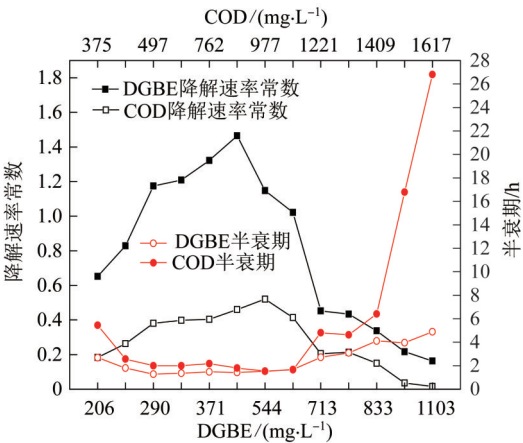


图6 不同质量浓度COD和DGBE下k<sub>1</sub>和t<sub>1/2</sub>的变化  
Fig. 6 Changes of k<sub>1</sub> and t<sub>1/2</sub> of COD and DGBE at different concentrations

制作用,其中DGBE的抑制质量浓度在544 mg/L左右,对应的COD抑制质量浓度在1 085 mg/L左右。

3 结论

(1)以某农药废水处理工艺好氧段活性污泥为接种污泥,对DGBE为唯一碳源的模拟废水进行处理,污泥能够在较短时间内快速适应,COD去除率短期内快速提升。

(2)当进水COD<1 448 mg/L时,出水COD保持在22~100 mg/L,对应去除率在90.0%~95.0%。继续提升进水COD负荷,上清液出现浑浊,COD去除率明显下降。

(3)在不同进水浓度下,DGBE均随时间推移不断降低,但COD在高浓度进水条件下出现变化迟滞期,且进水浓度越高迟滞期越长,当进水COD达到1 722 mg/L时,运行周期内COD基本维持不变。

(4)采用指数模型对不同进水浓度下DGBE及COD的降解动力学级数进行拟合,除高浓度下降解受到抑制,其余条件下两者的降解更倾向于一级动力学模型。对基于米氏方程的一级动力学方程进行拟合,最快降解速率和最短半衰期分别出现在DGBE为479 mg/L、COD为977 mg/L时。

参考文献

[1] 陆继来,白永刚,张耀辉,等.一种表面处理过程产生的含乙二醇丁醚废水的处理方法:105174529B[P].2017-08-11.

[2] 关莹,裴晨鑫,韩慧丽.二乙二醇丁醚(DGBE)好氧生物降解效果[J].广州化工,2020,48(18):28-30.

GUAN Ying, PEI Chenxin, HAN Huili. Aerobic biodegradation of diethylene glycol butyl ether[J]. Guangzhou Chemical Industry, 2020, 48(18): 28-30.

[3] NOLEN G A, GIBSON W B, BENEDICT J H, et al. Fertility and teratogenic studies of diethylene glycol monobutyl ether in rats and rabbits[J]. Fundamental and Applied Toxicology, 1985, 5(6): 1137-1143.

[4] STAPLES C A, BOATMAN R J, CANO M L. Ethylene glycol ethers: An environmental risk assessment[J]. Chemosphere, 1998, 36(7): 1585-1613.

[5] APHA. Standard methods for examination of water and wastewater. 20th ed. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation[S]. Washington DC: 1988.

[6] 王巧蕊,程星星,范宇睿,等.一株丛毛单胞菌对2-吡啶甲酸的好氧生物降解[J].西安交通大学学报,2018,52(3):168-174.

WANG Qiaorui, CHENG Xingxing, FAN Yurui, et al. Aerobic biodegradation of 2-picolinic acid by a comamonas sp[J]. Journal of Xi'an Jiaotong University, 2018, 52(3): 168-174.

(下转第173页)