

# 以混合单氯酚驯化厌氧颗粒污泥降解 2,4-DCP 的研究

张文, 陈玲\*, 计军平, 夏四清

(同济大学污染控制与资源化国家重点实验室, 上海 200092)

**摘要:** 利用邻氯酚(2-CP)和对氯酚(4-MCP)的模拟废水驯化厌氧颗粒污泥并考察驯化的污泥对2,4-二氯酚(2,4-DCP)的降解性, 通过摇瓶试验和运行连续流反应器研究了将2种单氯酚驯化过的污泥混合后对混合单氯酚以及2,4-DCP的降解特性, 并比较了驯化与未驯化的污泥降解2,4-DCP过程的差异。驯化与未驯化的污泥分别在50 h和180 h左右将2,4-DCP降解完全, 表明混合单氯酚驯化的厌氧颗粒污泥降解2,4-DCP比未驯化的厌氧颗粒污泥快。虽然2种污泥降解过程都出现了4-MCP积累现象, 但驯化的污泥可以逐渐降解4-MCP, 未驯化的污泥则无法降解。因此, 混合单氯酚驯化的污泥可以强化邻、对位脱氯功能, 并且提高污泥对2,4-DCP的降解性。连续流厌氧颗粒污泥-悬浮载体反应器的运行结果表明, 接种混合单氯酚驯化的厌氧污泥能够同时降解2种单氯酚, 可缩短启动时间, 并提高了降解二氯酚效率。2-CP的去除率一直维持在80%左右, 4-MCP随着进水浓度变化去除率在30%~80%波动。

**关键词:** 氯酚; 厌氧降解; 2,4-二氯酚; 脱氯

中图分类号:X703.1 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2007)06-1252-06

## Study on Biodegradation of 2,4-DCP by Anaerobic Sludge Acclimated by Mixed Mono-Chlorphenols

ZHANG Wen, CHEN Ling, JI Jun-ping, XIA Si-qing

(State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse, Tongji University, Shanghai 200092, China)

**Abstract:** Purpose of this study was to determine the treatability of 2,4-dichlorophenol (2,4-DCP) by anaerobic granular sludge which was acclimated by mixed mono-chlorphenols (2-CP, 4-MCP). The characteristic of degradation of 2,4-DCP by anaerobic sludge acclimated by mixed mono-chlorphenols was investigated through shake flask study and performance of continuous flow anaerobic bioreactors. The difference of degradation of 2,4-DCP by acclimated and unacclimated sludge was also compared. 2,4-DCP was degraded at 50 h and 180 h respectively for acclimated and unacclimated sludge, which testified that acclimated sludge could more effectively degrade 2,4-DCP. Although the intermediate product 4-MCP was present in both reaction system, 4-MCP could be degraded completely after 400 h in the acclimated sludge but accumulated in the unacclimated sludge. Therefore, acclimation by the mixed mono-chlorphenols (2-CP, 4-MCP) could enhance the ability of para- and meta-dechlorination for anaerobic sludge and increase the treatability of 2,4-DCP. The results of continuous anaerobic sludge-suspended carrier bioreactor (ASSCB) indicate that inoculation of the acclimated sludge by mixed mono-chlorphenols can degrade two mono-chlorphenols simultaneously, shorten the setup period, and increase the efficiency of degrading 2,4-DCP. 2-CP was easily degraded with removal rate of over 80%. While the removal rate of 4-MCP was fluctuating within 30%~80% with changes of its influent concentration.

**Key words:** chlorphenol; anaerobic degradation; 2,4-DCP; dechlorination

氯酚是一种环境积累、有毒难降解的卤代芳香族化合物。氯酚的毒性主要是由苯环及其环上氯取代基引起的, 并且随着氯取代基数目增加, 毒性逐渐增强。不同氯酚对厌氧产甲烷菌群的毒性顺序是<sup>[1]</sup>: 3,4,5-TCP > PCP > 3,5-DCP > 2,4,6-TCP > 2,4-DCP > 4-MCP > 3-CP > 2-CP, 根据不同氯取代位置厌氧脱氯一般需要不同的菌群或催化酶<sup>[2]</sup>, 驯化出具有去除不同位置氯功能的厌氧污泥是处理氯酚废水的关键。

有文献报道在好氧条件下单氯取代的苯酚比二氯代苯酚对微生物毒害作用更大<sup>[3]</sup>, 更难以被微生物分解, 而含氯酚废水中往往会有多种氯代酚类化

合物共存<sup>[4]</sup>, 或中间代谢产物含有氯酚<sup>[5]</sup>, 因而导致废水中既存在较易于被微生物利用的基质, 又存在难被微生物利用甚至对微生物活性起到抑制作用的基质。因此, 研究多种氯酚存在下厌氧脱氯性能和特征具有一定的理论和现实意义。

本实验利用小试 UASB 培养具有降解 2-CP 和 4-MCP 的 2 种厌氧颗粒污泥<sup>[6]</sup>, 并研究了厌氧污泥-悬浮载体复合反应器对混合单氯酚的去除效果, 比

收稿日期: 2006-07-06; 修订日期: 2006-09-27

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863)项目(2002AA601270)

作者简介: 张文(1981~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为厌氧污水处理, E-mail: v21c@163.com

\* 通讯联系人, E-mail: chenling@mail.tongji.edu.cn

较了混合单氯酚驯化的污泥和未驯化的污泥对 2,4-DCP 降解特征,探讨了接种单氯酚驯化污泥处理毒性更强的二氯酚的潜力和可行性.

## 1 材料与方法

### 1.1 试验废水与厌氧颗粒污泥

模拟废水以葡萄糖为主要碳源,碳酸氢铵和磷酸二氢钾提供氮磷元素.进水氯酚浓度变化见图 4.金属盐及微量元素(mg/L)组成为:  $\text{CaCl}_2$  20,  $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  40,  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  20,  $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  5,  $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$  30,  $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  10,  $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  5,  $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  1,  $\text{NaCl}$  10,  $\text{CuSO}_4$  1, 硼酸 10, 酵母 10.以碳酸氢钠调节 pH 为中性.

厌氧颗粒污泥取自处理柠檬酸废水的厌氧内回流反应器(IC).污泥性质 VSS/SS 为 0.93.接种污泥浓度约 29 g/L,平均粒径 0.8 mm.利用 2 台小试 UASB 反应器培养和驯化降解 2-CP 和 4-MCP 的厌氧颗粒污泥.

### 1.2 试验装置

连续流反应器采用了厌氧污泥-悬浮载体复合反应器(anaerobic sludge-suspended carrier hybrid bioreactor, ASSCB),见图 1.反应器主体为有机玻璃制成,总高约 1 m,内径约 15 cm,三相分离器内径约 20 cm.4 个主要反应区从下至上分别为颗粒污泥区,液体缓冲区,悬浮载体区,以及三相分离器清水区.

该复合反应器有 3 个优点:① 悬浮填料有效拦截上升的颗粒污泥,使下层颗粒污泥区保持稳定的生物量,减少污泥流失;② 附着生物膜对出水 COD 以及其他目标有机物具有一定的去除;③ 稳定的生物量可以提高反应器有机负荷以及抗冲击负荷能力.在本研究中,悬浮填料中心进行了适量曝气,产生的缺氧环境对降解氯酚有潜在的促进作用<sup>[7]</sup>.

对照试验是对比未驯化颗粒污泥和混合氯酚长期驯化的颗粒污泥对 2,4-DCP 降解的差异.试验设计见表 1,营养液配制同连续流反应器的进水.

### 1.3 氯酚分析方法

氯酚采用高效液相色谱法,测试仪器为 HP1050(Agilent Co.),分析条件参照文献[8].出峰时间(min)分别为: 2-CP 6.8, 4-MCP 7.5, 2,4-DCP 10.1.样品通过 12 000 r/min 高速离心,取上清液进行测试.

### 1.4 脱氢酶活性的分析方法

污泥活性以 TTC 法测试的脱氢酶活性(dehydrogenase activity, DHA)表征<sup>[9, 10]</sup>.

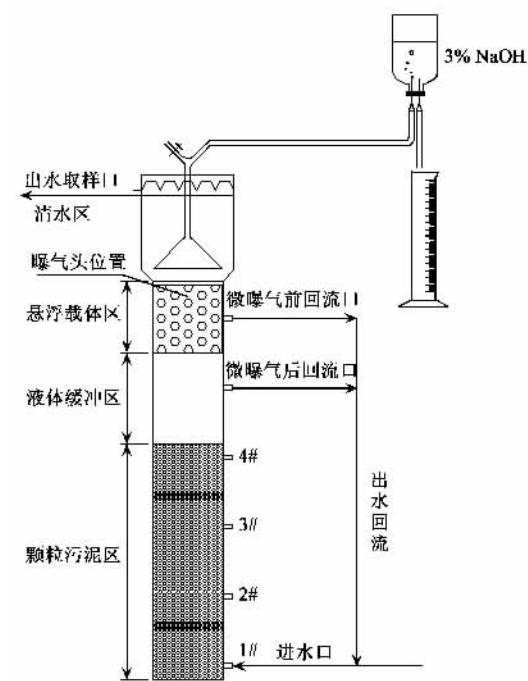


图 1 厌氧污泥-悬浮载体复合反应器结构

Fig. 1 Schematic diagram of the lab-scale ASSCB

### 1.5 其他指标的分析方法

COD 采用分光光度快速法<sup>[11]</sup>;MLSS 采用重量法;碱度用盐酸滴定法.

表 1 平行对照试验设计

Table 1 Parallel experimental plan

组号	摇瓶污泥	2,4-DCP 浓度/mg·L <sup>-1</sup>
1		
2	不加污泥(空白)	15
3		
4		
5	驯化的污泥	15
6		
7		
8	未驯化的污泥	15
9		

## 2 结果与讨论

### 2.1 ASSCB 反应器对 COD 的去除

连续流反应器 ASSCB 进水流量和回流量控制见图 2.在第 1~10 d 进水流量控制在 8~21 L/d 的范围,回流量为 0,上升流速控制在 0.018~0.050 m/h, HRT 逐渐从 37 h 减少到 14 h.较低的表面负荷使颗粒污泥逐渐达到并适应膨胀状态<sup>[12]</sup>.回流量在第 10~15 d 维持在 24 L/d,上升流速提高到约 0.100 m/h.此时 COD 去除率维持在 80% 以上,回流量进一步提

高,进一步强化污泥膨胀状态.第23~37 d进水流为25 L/d,回流量稳定在39 L/d,上升流速为0.15 m/h<sup>[13]</sup>.

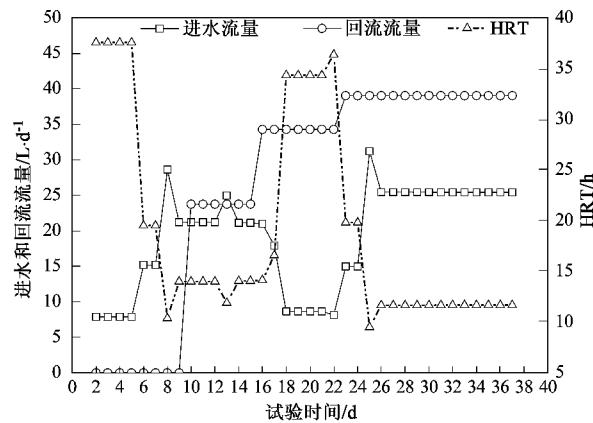


图2 ASSCB反应器进水流量、回流量以及HRT随时间变化曲线

Fig.2 Curves for the influent flow, the recycled flow, and HRT of ASSCB

如图3所示,进水COD在第1~22 d维持在2 000 mg/L左右,出水浓度200 mg/L左右,去除率维持在80%~90%.氯酚浓度进一步提高的同时,逐渐减少葡萄糖的浓度,第22 d以后,COD进水浓度减少到约1 000 mg/L.从图4中可以看出在第34 d之后,2-CP和4-MCP二者浓度均为50 mg/L左右.可能由于氯酚毒性作用,虽然进水COD降低了,但其去除率却没有提高,而降低到了75%.这说明葡萄糖在厌氧降解氯酚过程中起到了共代谢基质的作用<sup>[14]</sup>,葡萄糖浓度减少后厌氧菌降解氯酚能力受到削弱.

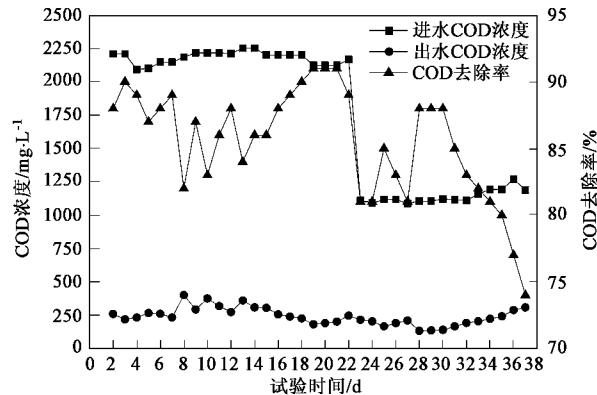


图3 进出水 COD 及去除率变化曲线

Fig.3 Curves of COD<sub>in/out</sub> concentration and its removal rate

## 2.2 ASSCB反应器对混合单氯酚的去除

由于单氯酚毒性相对较弱,驯化出具有降解功能的厌氧污泥时间较短.而实验中 ASSCB 反应器中

污泥是由2种已经分别被驯化并能够降解4-MCP 和2-CP的厌氧污泥等体积混合而成,因此该反应器启动期较短,并很快能够降解2种单氯酚,同时也表明2种污泥混合后能够保持原有的降解功能.图4显示了ASSCB反应器进出水中2种单氯酚浓度及其去除率变化.当进水4-MCP浓度低于15 mg/L时,去除率可以达到80%以上,但在高于此浓度后,去除率却处于较低水平(低于30%),而进水2-CP浓度从5 mg/L增加到50 mg/L过程中去除率一直稳定在80%以上.4-MCP在较高浓度后不能降解主要原因是4-MCP生物毒性对污泥抑制较大,驯化出降解4-MCP的厌氧污泥所需时间较长.Mohn等<sup>[15]</sup>证实了对位氯在厌氧环境难以脱氯的特点.其原因是:一方面,4-MCP分子结构的稳定性使得在酶作用下氯原子难以被亲核取代;另一方面2-CP邻位氯原子易于还原脱氯,从而使厌氧菌优先降解相对易降解基质.有人<sup>[5]</sup>提出当邻位和对位或间位共存时,邻位优先脱氯,可能该路径具有较小的氧化还原电势.从基质竞争角度看,葡萄糖、2-CP等易降解有机物的存在,使厌氧污泥菌群排斥了对4-MCP的吸收和降解,造成了4-MCP去除率较低.

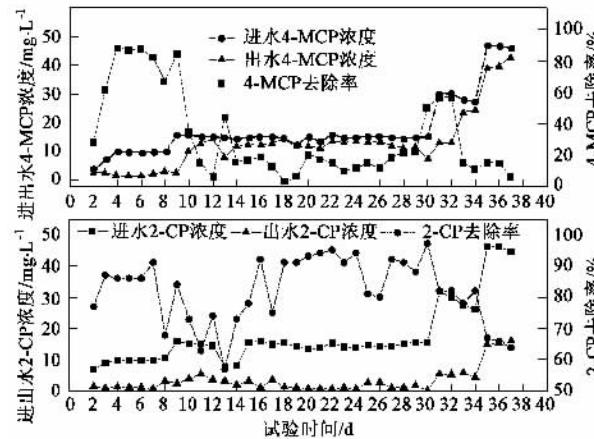


图4 进出水 4-MCP 和 2-CP 浓度及其去除率曲线

Fig.4 Curves for the concentration of 4-MCP and 2-CP in influent and effluent and their removal rates

在第23 d时,将进水COD降低至1 000 mg/L,考察了减少共代谢基质对单氯酚降解的影响.从图4可以看到,COD降低后2-CP去除率略有降低但2 d后又恢复到80%以上,而4-MCP去除率也有所波动,降低到了20%左右.降低易降解有机物的浓度对对位脱氯产生较大的影响.第35 d后逐步减少混合单氯酚进水浓度,而逐渐增加2,4-DCP浓度.此时发现2种单氯酚的去除率都有所下降,表明2,4-DCP

的生物毒性对厌氧菌代谢产生抑制,从而降低了单氯酚的降解能力。

第 31 d 后 2 种氯酚进水浓度分别提高到 30~45 mg/L, 氯酚的降解率及 COD 去除率逐渐下降, 原因一方面是厌氧污泥需要更长的时间驯化以获得降解较高浓度的氯酚能力, 另一方面是厌氧污泥活性降低。而导致厌氧污泥活性降低的原因主要包括 3 方面, 一是氯酚浓度升高而未被有效降解, 氯酚毒性积累对厌氧菌产生抑制; 二是进水 COD 浓度下降至 1 000 mg/L 左右后, 厌氧菌在自身生理代谢以及在降解氯酚过程中需要的易降解有机物或称为共代谢基质浓度不够导致了厌氧污泥活性下降; 三是第 35 d 后逐步减少 2 种混合单氯酚进水浓度, 而逐渐增加 2,4-DCP 浓度, 而 2,4-DCP 的生物毒性大于 2 种单氯酚对厌氧菌的毒性, 从而厌氧菌活性降低导致了 2 种单氯酚及 COD 的降解能力下降。

### 2.3 驯化与未驯化污泥对 2,4-DCP 的去除效果比较

为了比较单氯酚驯化污泥和未驯化的厌氧污泥对 2,4-DCP 的降解差异, 设计了摇瓶对照试验。污泥从反应器中取出后用无菌水洗 3 次以上, 以去除污泥中滞留的氯酚。在摇瓶中投加污泥体积为 8 mL, MLSS 为 0.48~0.54 g, 加入营养液以及 2,4-DCP 溶液后终体积 100 mL。营养液中葡萄糖浓度为 1 000 mg/L, 微量元素浓度同反应器配水, 其中 1 个空白对照瓶中不加污泥, 其余成分同其他瓶。

图 5 中可以看出, 50 h 时, 经驯化的污泥已基本将 2,4-DCP 降解完毕, 到 75 h 时降解完全, 但出现了 4-MCP 的积累, 其浓度在 75 h 时达到最高值, 其后 4-MCP 逐步缓慢降解。整个过程中未检测出 2-CP 的存在。该结果同反应器的运行状况也是一致的。而未经驯化的污泥对 2,4-DCP 的降解十分缓慢。如图 6 所示, 在初始的 30 h 内, 2,4-DCP 浓度降低很快, 从 15 mg/L 减低到 5 mg/L, 但之后的 70 h 内 2,4-DCP 处于稳定不降解阶段。在第 100~180 h 后才缓慢降解, 同时 4-MCP 出现大量积累。未驯化污泥最初能够迅速降解 2,4-DCP 说明污泥含有丰富的细菌种群, 但由于没有经过 2,4-DCP 驯化, 二氯酚和 4-MCP 的毒性抑制了污泥活性, 因此出现了 2,4-DCP 降解的停滞阶段。但之后污泥在 5 mg/L 左右 2,4-DCP 浓度下经过 70 h 的驯化期而逐渐具有了脱氯功能, 使 2,4-DCP 得以脱掉邻位氯, 但 4-MCP 却不能被降解。该结果说明未驯化的污泥降解 2,4-DCP 的瓶颈在于能否具有降解中间产物 4-MCP 的高效功能菌群, 因

此, 利用混合单氯酚驯化污泥, 使污泥富集具有降解单氯酚功能的菌群对于降解高氯取代氯酚具有十分重要的意义。

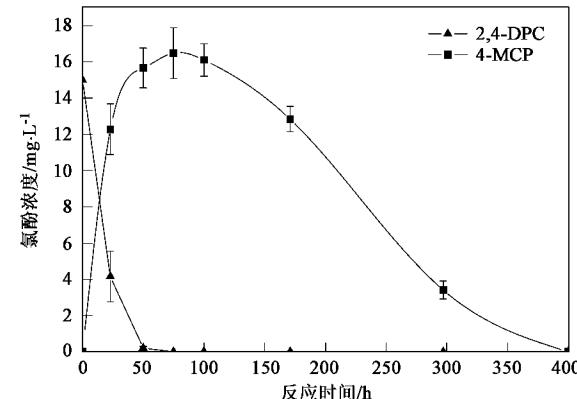


图 5 驯化厌氧污泥处理 2,4-DCP 的降解曲线  
及中间产物 4-MCP 生成曲线

Fig. 5 Degradation curves of 2,4-DCP and intermediate production 4-MCP in the acclimated sludge

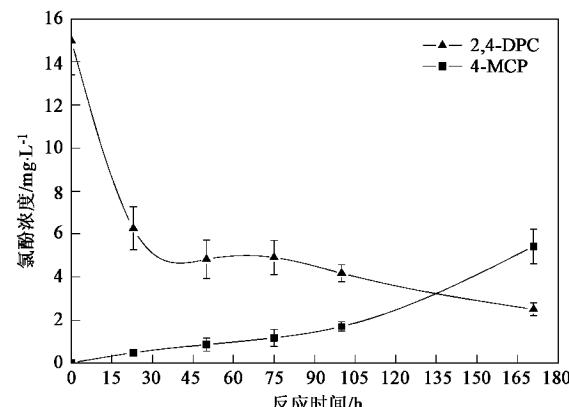


图 6 未驯化厌氧污泥处理 2,4-DCP 的降解  
曲线及中间产物 4-MCP 生成曲线

Fig. 6 Degradation curve of 2,4-DCP and intermediate production 4-MCP in the unacclimated sludge

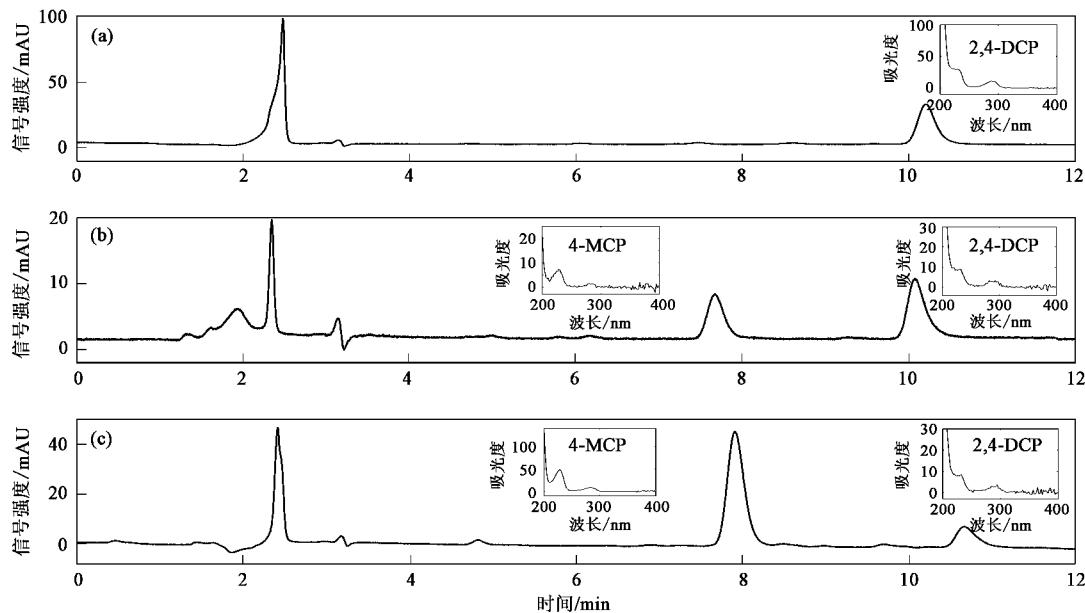
图 7 是摇瓶试验中 2,4-DCP 降解过程以及降解产物 4-MCP 的液相色谱图, 其中小图为 2,4-DCP 和 4-MCP 的紫外光谱图。从图 7 中可以看出, 未驯化污泥长时间的反应期后也能够降解 2,4-DCP, 而驯化污泥能够在 23 h 内降解大量 2,4-DCP, 说明驯化污泥具有很强的邻位脱氯能力, 但由于对位脱氯功能尚未强化, 导致大量 4-MCP 积累。

### 2.4 ASSCB 反应器对 2,4-DCP 的去除

Chen 等<sup>[16]</sup>研究了多种氧化还原条件下 2,4-二氯酚的降解性, 提出 2,4-二氯酚在多种厌氧环境(产甲烷菌, 金属还原, 还原脱氯)下都没有显著降解现

象,单独的厌氧工艺在处理2,4-DCP废水方面不占优势。因此研究者<sup>[17, 18]</sup>将厌氧与好氧工艺结合起来降解2,4-DCP,并取得了很好成效。然而,本试验结果表明经过单氯酚长期驯化可以加强厌氧菌的邻、对位脱氯功能,使厌氧菌能够降解2,4-DCP。同时,从厌氧颗粒污泥-悬浮载体反应器对2,4-DCP降解特性中发现接种2种单氯酚驯化后的厌氧污泥可以缩短反应器启动期(约10 d),较短时间内反应器便可降解2,4-DCP。图8为ASSCB反应器进出水

2,4-DCP浓度及去除率和中间产物对氯酚的浓度变化。反应器在运行到第51~55 d,进水2,4-DCP浓度约为6 mg/L,去除率接近100%。在第56 d后,进水2,4-DCP浓度进一步增加到32 mg/L,去除率有所下降至82%~90%。同时观察到4-MCP随着2,4-DCP浓度增加而积累浓度提高。因此可以看出,要使二氯酚彻底降解,关键在于强化厌氧菌具有脱邻、间、对位氯功能,也就是培养出高效降解各种单氯酚功能的细菌。



(a)为空白组;(b)为未驯化厌氧污泥100 h降解产物;(c)为驯化厌氧污泥23 h降解产物

图7 摆瓶试验中2,4-DCP及降解产物4-MCP的HPLC色谱图和紫外光谱图

Fig. 7 HPLC chromatogram and ultraviolet spectrum of 2,4-DCP and 4-MCP in shake flask study

Nitayapat等<sup>[19]</sup>指出2,4-DCP会对厌氧产甲烷菌活性产生相当大抑制。本试验利用TTC法测定污泥

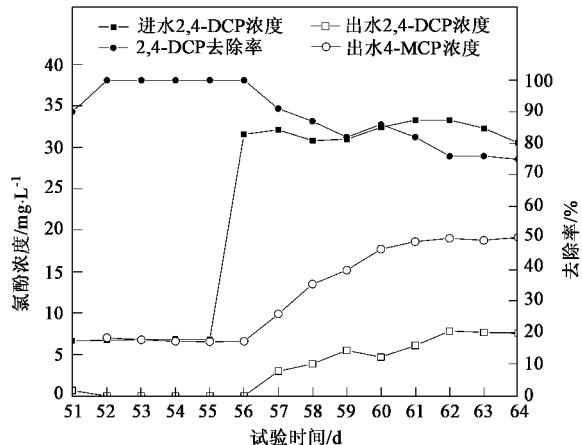


图8 ASSCB反应器进出水2,4-二氯酚浓度及其去除率曲线

Fig. 8 Curves of the concentration of 2,4-DCP<sub>in/out</sub>

and its removal rate in ASSCB

脱氢酶活性,反映二氯酚投加后反应器内厌氧菌活性的变化<sup>[20]</sup>。被混合氯酚驯化的污泥脱氢酶为0.91  $\mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{h})$ 。进水中加入2,4-DCP后的3~7 d,脱氢酶活性逐渐减少,从0.75  $\mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{h})$ 减少到0.59  $\mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{h})$ ,经2,4-DCP驯化2周后,脱氢酶活性略有升高,但仍低于原有水平。

### 3 结论

(1) 混合单氯酚驯化的厌氧颗粒污泥降解2,4-DCP比未驯化的厌氧颗粒污泥快,而未驯化的污泥只能缓慢降解了2,4-DCP。二者降解的中间产物4-MCP出现积累,驯化污泥能够将其进一步降解,而未驯化污泥则无法降解。因此,降解二氯酚关键在于厌氧污泥具有脱邻、间、对位功能的高效厌氧菌群。

(2) 混合单氯酚驯化是强化污泥邻、对位功能的一种手段,接种混合单氯酚驯化污泥可以减少反

应器启动时间,加速降解效率。

(3) 厌氧颗粒污泥-悬浮载体反应器(ASCB)成功地处理了混合单氯酚和二氯酚。运行结果发现2-CP容易降解,去除率维持在80%;而4-MCP浓度低于15 mg/L时,去除率可达80%以上,浓度进一步提高后,去除率一直无法提高(低于30%),一方面可能由于基质竞争,2-CP以及其他易降解有机物存在不利于厌氧菌降解4-MCP,另一方面由于4-MCP空间结构对称和化学稳定性,驯化污泥降解4-MCP可能需要较长时间。

#### 参考文献:

- [1] Vallecillo A, Garcia-Encina P A, Pena M. Anaerobic biodegradability and toxicity of chlorophenols [J]. Water Sci Technol, 1999, **40**(8): 161~168.
- [2] 施汉昌,赵胤慧,冀静平.氯酚废水的生物处理技术的研究与进展[J].化学通报,1998, **8**: 1~5.
- [3] Lu C J, Tsai Y H. The effects of a secondary carbon source on the biodegradation of recalcitrant compounds[J]. Water Sci Technol, 1993, **28**(7): 97~101.
- [4] 全向春,施汉昌,王建龙,等.4-氯酚存在对生物强化系统降解2,4-二氯酚的影响研究[J].环境科学学报,2003, **23**(1): 69~73.
- [5] Takeuchi R, Suwa Y, Yamagishi T, et al. Anaerobic transformation of chlorophenols in methanogenic sludge unexposed to chlorophenols [J]. Chemosphere, 2000, **41**(9): 1457~1462.
- [6] Ye F X, Shen D S. Acclimation of anaerobic sludge degrading chlorophenols and the biodegradation kinetics during acclimation period[J]. Chemosphere, 2004, **54**(10): 1573~1580.
- [7] Liu S M, Kuo C E, Hsu T B. Reductive dechlorination of chlorophenols and pentachlorophenol in anoxic estuarine sediments [J]. Chemosphere, 1996, **32**(7): 1287~1300.
- [8] 陈皓.几种典型重金属离子对2-氯酚厌氧降解的影响研究[D].上海:同济大学,2005.30~32.
- [9] Blenkinsopp S A, Lock M A. The measurement of electron transport system activity in river biofilms[J]. Water Res, 1990, **24**(4): 441~445.
- [10] Ryssov-Nielsen H. Measurement of the inhibition of respiration in activated sludge by a modified determination of the ttc-dehydrogenase activity[J]. Water Res, 1975, **9**(12): 1179~1185.
- [11] 龙麟,向军,胡彬.分光光度法快速测定废水COD的改进[J].化工环保,2005, **25**(3): 243~247.
- [12] Liu Y, Xu H L, Yang S F, et al. Mechanisms and models for anaerobic granulation in upflow anaerobic sludge blanket reactor[J]. Water Res, 2003, **37**(3): 661~673.
- [13] Kettunen R H, Rintala J A. Performance of an on-site UASB reactor treating leachate at low temperature[J]. Water Res, 1998, **32**(3): 537~546.
- [14] Shen D S, Liu X Wen, Feng H J. Effect of easily degradable substrate on anaerobic degradation of pentachlorophenol in an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor[J]. J Hazard Mater, 2005, **119**(1~3): 239~243.
- [15] Mohn W W, Kennedy K J. Limited degradation of chlorophenols by anaerobic sludge granules[J]. Appl Environ Microbiol, 1992, **58**(7): 2131~2136.
- [16] Chen K F, Huang W Y, Yeh T Y, et al. Biodegradability of 2,4-dichlorophenol under different redox conditions[J]. Pract Periodical of Haz, Toxic, and Radioactive Waste Mgmt, 2005, **9**(3): 141~146.
- [17] Sponza D T, Uluköy A. Treatment of 2,4-dichlorophenol (DCP) in a sequential anaerobic (upflow anaerobic sludge blanket) aerobic (completely stirred tank) reactor system[J]. Process Biochem, 2005, **40**: 3419~3428.
- [18] Lyew D, Tartakousky B, Manuel M F, et al. A microcosm test for potential mineralization of chlorinated compounds under coupled aerobic/anaerobic conditions[J]. Chemosphere, 2002, **47**(7): 695~699.
- [19] Nitayapat N, Watson-Craik I A. The influence of experimental conditions on the assessment of the toxicity of 2,4-dichlorophenol to anaerobic degradative bacteria[J]. Water Sci Technol, 2002, **45**(10): 61~63.
- [20] Klapwuk A, Drent J, Steenvoorden J H A M. A modified procedure for the TTC-dehydrogenase test in activated-sludge[J]. Water Res, 1974, **8**(2): 121~125.