

五氯酚在污染沉积物泥浆固液两相中厌氧生物降解*

唐全¹ 徐向阳^{1*} 朱有为²

(¹浙江大学环境工程系, 杭州 310029; ²浙江省农业厅农业环保站, 杭州 310004)

【摘要】 研究了污染沉积物泥浆液、固两相五氯酚(PCP)厌氧生物降解. 结果表明, 投加 10 g·kg⁻¹ 厌氧颗粒污泥, 经 31 d 处理泥浆液、固两相 PCP 降解率达 98.9%, 平均降解速率达到 8.0 mg·kg⁻¹·d⁻¹, 对照处理平均降解速率仅为 4.4 mg·kg⁻¹·d⁻¹, 颗粒污泥生物强化作用明显. 作为泥浆修复过程的调控因子, 有机溶剂、共基质和表面活性剂对 PCP 降解效应不同, 投加乙醇, 可提高 PCP 解吸和降解速率, 4 d 内两相 PCP 降解速率达到 54.3 mg·kg⁻¹·d⁻¹; 而投加共基质和非离子表面活性剂乙二醇-丁醚后, 液、固两相 PCP 降解均出现迟滞, 两者均不同程度地抑制 PCP 降解.

关键词 厌氧降解 颗粒污泥 五氯酚 液固两相 泥浆

文章编号 1001-9332(2005)04-0683-05 **中图分类号** X703.1 **文献标识码** A

Anaerobic biodegradation of pentachlorophenol (PCP) in solid-liquid phase of contaminated sediment slurry. TANG Quan¹, XU Xiangyang¹, ZHU Youwei² (¹Department of Environmental Engineering, Zhejiang University, Hangzhou 310029, China; ²Station of Agro-Environmental Management of Zhejiang Province, Hangzhou 310004, China). -Chin. J. Appl. Ecol., 2005, 16(4): 683~687.

The study showed that after inoculating 10 g·kg⁻¹ anaerobic dechlorinated granular sludge (ADGS) for 31 days, the biodegradation rate of pentachlorophenol (PCP) in solid-liquid phase of contaminated sediment slurry was up to 98.9%, with an average of 8.0 mg·kg⁻¹·d⁻¹, while that of the control was only 4.4 mg·kg⁻¹·d⁻¹. As the regulation factors in slurry remediation, organic solvent, co-substrate and surfactant had different effects on PCP degradation. The addition of ethanol could enhance the desorption and degradation of PCP, the degradation rate being up to 54.3 mg·kg⁻¹·d⁻¹ within 4 days, while the addition of co-substrate and non-ionic surfactant EGME (ethylene glycol monobutyl- ether) inhibited the PCP degradation in solid- liquid phase of slurry.

Key words Anaerobic degradation, Granular sludge, Pentachlorophenol, Solid-Liquid phase, Slurry.

1 引言

氯酚类(CPs)有机物广泛用于木材防腐、除锈和杀虫杀菌剂生产等领域, 也是一些高氯代芳香烃污染物的代谢产物. 这类污染物进入水体后, 通过分配和表面吸附作用在沉积物中富集, 构成持久性污染. 有研究表明, 五氯酚(PCP)与沉积物中胡敏酸、富里酸等腐殖质结合紧密, 且其毒性强烈抑制了土著微生物的活性, 导致原位生物降解过程极其缓慢^[2]. 近年来, 生物修复技术得到了国内外研究者的普遍关注^[3, 11, 12, 26, 30]. 作为异位生物修复的典型技术, 泥浆生物修复工艺具有修复速率快、可控性强、占地省等特点, 已在含氯苯类、氯酚类、TNT 等有毒难降解有机物的土壤/沉积物修复得到应用^[1, 5, 11].

鉴于厌氧微生物的还原脱氯活性和沉积物的厌氧生境, 厌氧泥浆生物工艺修复氯代芳烃污染沉积

物具有开发潜力^[6, 24]. 然而, 目前国内外在这方面的研究相对较少, 尤其在厌氧泥浆修复性能、强化机理、两相分配及调控手段上均缺乏较为系统的认识, 从而限制了该技术的工程化应用^[13, 28, 30]. 本文基于水体沉积物有机污染物在泥浆工艺液、固两相分配, 研究了厌氧脱氯颗粒污泥对泥浆体系液、固两相 PCP 降解的强化作用, 重点考察了污泥投加量、共基质、有机溶剂和表面活性剂对两相 PCP 降解的影响, 初步探索厌氧泥浆修复工艺的效能和潜力.

2 材料与方法

2.1 材料

2.1.1 目标污染物与沉积物 五氯酚(PCP)化学纯, 含量 > 98.5%, 上海青浦新产品研究所生产. 水体沉积物取自某湖泊底泥, 经除杂质、风干、过筛后, 与一定浓度 PCP 溶液按 1:

* 国家自然科学基金资助项目(30070026).

** 通讯联系人. E-mail: xuxy@zju.edu.cn

2004-05-02 收稿, 2005-01-17 接受.

2 搅拌均匀,自然风干后,制成模拟污染沉积物,沉积相 PCP 浓度 $250 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

2.1.2 接种物 厌氧脱氯颗粒污泥取自运行 4 个月的 EGSB 反应器,PCP 污泥负荷为 $5.34 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,粒径 $1.3 \sim 2.0 \text{ mm}$ 。DGGE 分析显示,颗粒污泥中存在不可培养的脱氯细菌,优势产甲烷细菌为 *Methanosaeta concilii*、*Methanobacterium* sp.、*Methanobrevibacter* sp. 和 *Methanotherix soehngeni* [25]。

2.2 试验设计

在 250 ml 锥形瓶中加入 50 g 污染沉积物及水,按水土比 4:1 制成泥浆,同时根据试验方案加入一定量的共基质、有机溶剂和表面活性剂,振荡 1 h 后(开始取样测定),投加厌氧颗粒污泥,并充 N_2 密封,形成厌氧环境。各处理 2 个重复,处理样置于 $30 \text{ }^\circ\text{C}$ 恒温室中,每天振荡一次,每隔 4~5 d 取样,液、固样品经预处理后,作 HPLC 分析。试验设计具体方案见表 1。

表 1 试验设计方案

Table 1 Scheme of experiments for PCP degradation with anaerobic slurry

试验组 Tested groups	目的 Experimental aims	处理 Treatment
1	厌氧脱氯颗粒污泥投加量对 PCP 降解的影响 Effect of anaerobic dechlorination granule sludge (ADGS) on PCP degradation	CK $10 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 颗粒污泥 Granule sludge $30 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 颗粒污泥 Granule sludge
2	共基质对 PCP 降解的影响 Effect of co-substrates on PCP degradation	$10 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 颗粒污泥 Granule sludge + $1700 \text{ mg COD} \cdot \text{L}^{-1}$ $10 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 颗粒污泥 Granule sludge + $2500 \text{ mg COD} \cdot \text{L}^{-1}$
3	有机溶剂/表面活性剂对 PCP 降解影响 Effect of organic solvent and surfactant on PCP degradation	$10 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 颗粒污泥 Granule sludge + 5 ml 2% 乙醇 Ethanol $10 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 颗粒污泥 Granule sludge + 5 ml 2% 乙二醇-乙醚 EGM E

2.3 分析与计算方法

液相样品经离心($10 \text{ min} \times 10^4 \text{ rpm}$)、过滤($0.45 \text{ } \mu\text{m}$ 滤膜)后 HPLC 分析待测样。固相泥样预处理参考文献 [4, 19, 22, 28], 并作修改,具体步骤为取泥样 $1.0 \sim 1.5 \text{ ml}$, 加

入 $5 \text{ ml } 0.05 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 硫酸酸化振荡 20 min, 加入 10 ml 乙腈超声提取 45 min, 离心、上清液调 pH 至中性, 过滤定容, 待测; 离心沉淀物烘干恒重。该方法 PCP 回收率为 $84.4\% \sim 92\%$ 。

HPLC 分析条件: 采用 Waters 1525 HPLC 仪, 717 自动进样器、1525 泵、2487 双波长可编程检测器、ODS C8 反相柱; 流速 $1 \text{ ml} \cdot \text{min}^{-1}$, 流动相: 1% HAC / CH_3OH (10/90), 波长 250 nm , 标准曲线相关系数 > 0.9997 。

本研究根据泥浆体系中 PCP 物料平衡, 以泥浆液、固两相初始 PCP 总量减去处理后两相 PCP 残量, 分别得到两相 PCP 降解总量, 叠加计算得到泥浆体系 PCP 总去除率。

3 结果与讨论

3.1 厌氧颗粒污泥对 PCP 降解的影响

厌氧(颗粒)污泥或高活性厌氧脱氯菌作为强化剂用于厌氧修复氯代有机物污染土壤、水体沉积物已有报道 [4, 8, 17, 22, 30]。图 1 为投加颗粒污泥对泥浆体系液、固两相 PCP 降解的影响。由图 1 可见, 污染沉积物按水土比 4:1 制成泥浆、振荡后, 沉积物 PCP 因解吸而在液相与固相间分配, 其泥浆液、固两相 PCP 初始浓度分别为 $11.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $205 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。不投加颗粒污泥的对照泥浆体系, 起始 8 d 内两相 PCP 浓度分别为 $4.49 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $178.33 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 平均降解速率分别为 0.84 和 $3.33 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$; 在第 31 天试验结束时液、固两相 PCP 浓度分别为 $1.7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $107.7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。可见, 厌氧泥浆体系在土著微生物作用下, 液、固两相 PCP 可转化降解, 但速度缓慢。

泥浆体系投加颗粒污泥, 在投加量 $10 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 起始 8 d 内液相 PCP 浓度由 $11.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降至 $0.9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均降解速率达到 $1.29 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 。

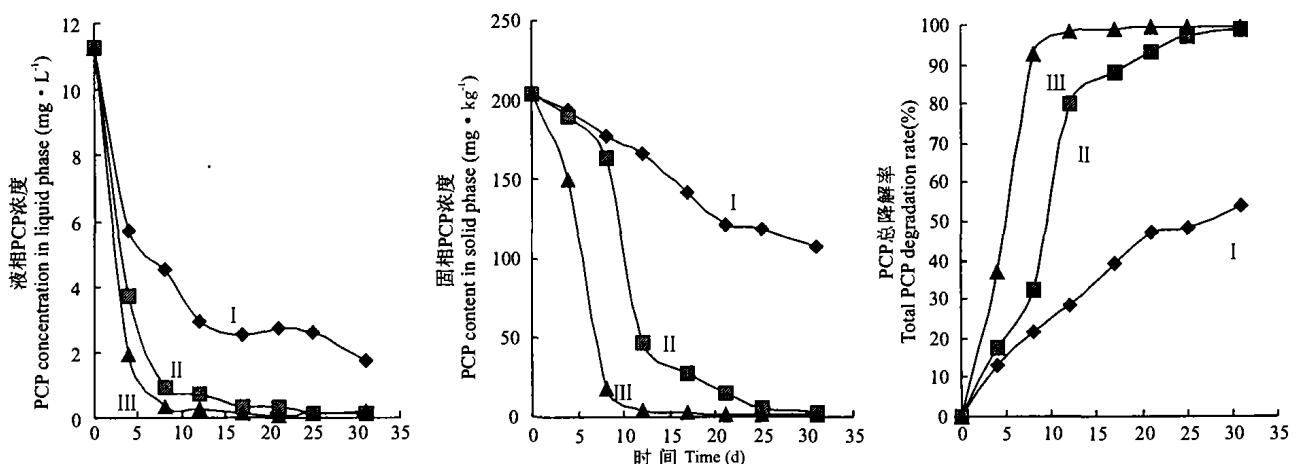


图 1 污泥投加量对泥浆修复体系液、固两相 PCP 降解的影响

Fig. 1 Effect of inoculation of granule sludge on PCP degradation in liquid-solid phase of slurry system.

I. CK; II. $10 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 颗粒污泥 Granule sludge; III. $30 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 颗粒污泥 Granule sludge.

d^{-1} ,后期液相 PCP 降解相对缓慢,浓度在 $0.71 \sim 0.15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;对固相 PCP,其降解主要发生在 $8 \sim 12 \text{ d}$,PCP 浓度由 $166.9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 降至 $47.4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,降解速率达到 $29.88 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$;随后固相 PCP 可进一步降低,试验结束(31 d)其浓度可降至 $2.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

当颗粒污泥投加量为 $30 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,起始 8 d 内液相 PCP 降至 $0.34 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,平均降解速率为 $1.36 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,后期液相 PCP 浓度在 $0.26 \sim 0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,与前一处理相比增幅不大;固相 PCP,起始 8 d 内其浓度可降至 $17.8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,降解速率明显加快,达到 $23.4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,在 $12 \sim 31 \text{ d}$ 期间,PCP 浓度由 $3.52 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 逐渐降至 $1.20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. 31 d 平均降解速率 $8.04 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$.

比较发现,颗粒污泥投加量 10 和 $30 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 泥浆体系, 31 d 内 PCP 总去除率分别达到 98.8% 和 99.2% ,平均降解速率为 $8.0, 8.04 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,而对照泥浆体系总去除率 54.2% ,平均降解速率为 $4.4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. 故投加颗粒污泥促进了液、固两相 PCP 的降解. 一般认为,沉积物污染物生物可利用性直接影响污染物降解,固相污染物先解吸而后降解,固相污染物解吸往往是沉积物修复的限速步骤,本研究不同处理所获得的结果也证实这一点. 当沉积物泥浆体系投加颗粒污泥后,颗粒污泥功能菌可快速降解液相 PCP,随着液相 PCP 的降解,液、固两相间形成 PCP 浓度梯度与推动力,固相 PCP 解吸、扩散进入液相,从而表现为同时促进液、固两相 PCP 的降解. 也有研究发现,固相通过固定化作用富集降解 PCP 功能菌,PCP 直接在固相间发生降解^[3].

3.2 共基质对 PCP 降解的影响

共基质通过提供的电子供体、诱导微生物分泌关键酶,达到与难降解物质共代谢的目的;在 PCP 还原脱氯降解中必须有电子供体参与,共基质存在可强化 PCP 降解速率^[5, 14, 23, 26, 30]. 然而 Liu 等^[19] 发现,添加乙酸、丙酸和乳酸对沉积物中 PCP 降解的促进作用不明显;Beaudet 等^[4] 在投加 *Desulfitobacterium frappieri* strain PCP-1 强化土壤中 PCP 生物降解时也发现,外加碳源(葡萄糖、丙酸钠)和电子受体(Na_2SO_3)并未明显促进 PCP 降解,这与土壤修复过程中碳源充足有关. 可见,共基质包括基质种类对沉积物等环境中 PCP 脱氯降解影响较为复杂. 本试验考察投加蔗糖共基质对沉积物泥浆液固两相 PCP 降解的影响,结果见图 2.

由图 2 可见,沉积物泥浆在对照与投加共基质情况下,起始 4 d 液、固两相 PCP 总降解速率分别为 $20.4, 24.8$ 和 $21.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,说明投加共基质对促进液、固两相 PCP 降解有一定作用,但不明显. 在 $4 \sim 8 \text{ d}$,对照液相 PCP 降至 $0.9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $8 \sim 12 \text{ d}$,固相 PCP 快速降至 $47.4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,而投加基质浓度 $1700 \text{ mg COD} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $2500 \text{ mg COD} \cdot \text{L}^{-1}$ 共基质下,两相 PCP 降解相对缓慢,特别在后期共基质浓度越高,降解速率越慢,说明外加共基质对沉积物泥浆体系液、固两相 PCP 降解有制约影响.

试验结果表明,共基质对液、固两相 PCP 降解影响,与沉积物泥浆体系可利用有机物有关. 分析该沉积物发现其有机碳高达 $5.87 \pm 0.3\%$,结合所获得的结果提示,沉积物内源性有机质可作为 PCP 还原脱氯降解的电子供体;本实验利用降解 PCP 颗粒污泥来自以易降解有机物为反应器,降解 PCP 功能

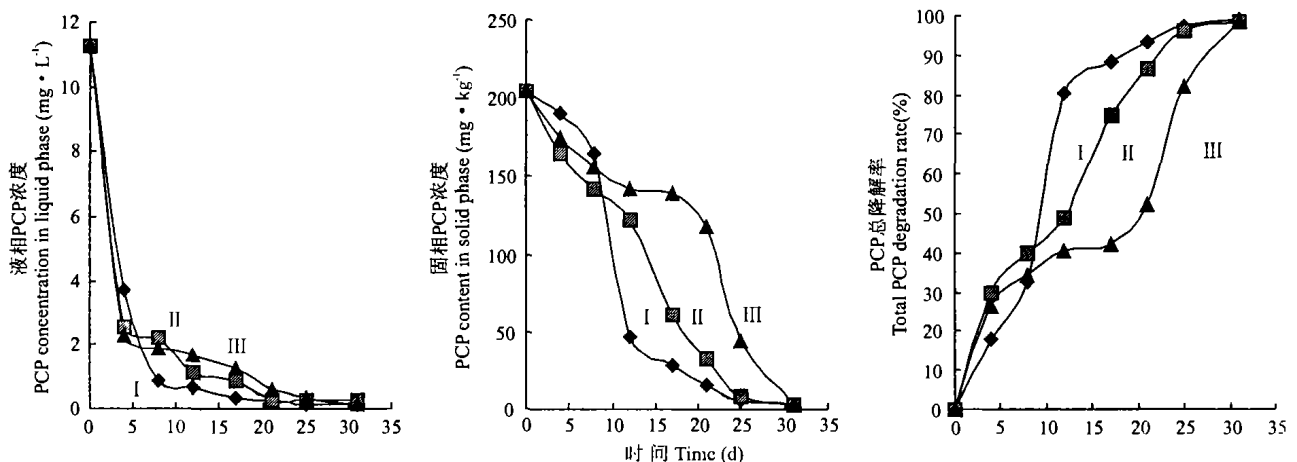


图 2 共基质对沉积物泥浆液固两相 PCP 降解的影响

Fig. 2 Effect of co-substrates on PCP degradation in liquid-solid phase of slurry system.

I. $10 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 颗粒污泥(对照) Granule sludge(CK); II. $10 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 颗粒污泥 Granule sludge + $1700 \text{ mg COD} \cdot \text{L}^{-1}$; III. $10 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 颗粒污泥 Granule sludge + $2500 \text{ mg COD} \cdot \text{L}^{-1}$.

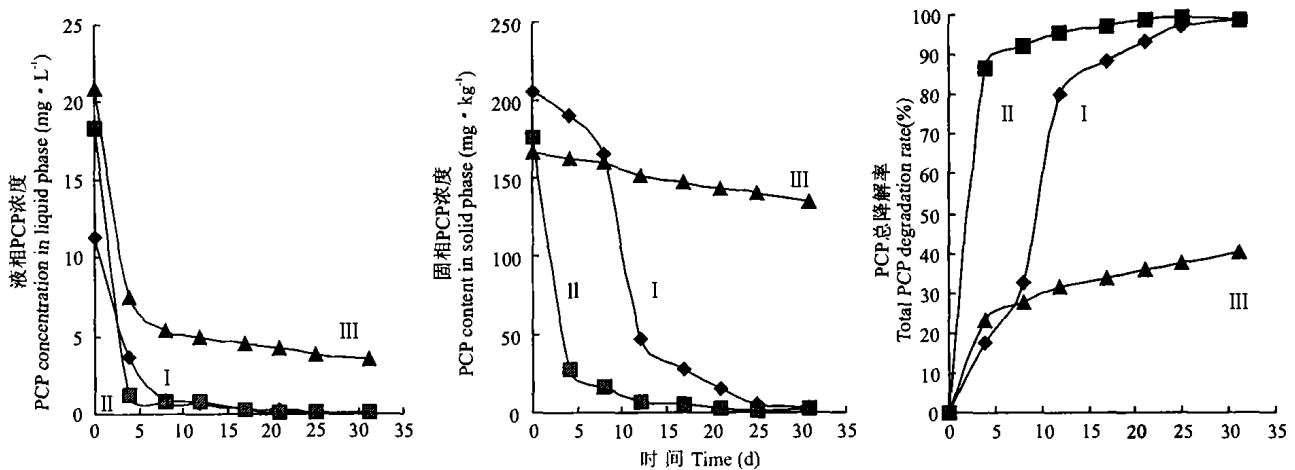


图3 有机溶剂/表面活性剂对泥浆液、固两相PCP降解的影响

Fig. 3 Effect of solvent and non-ionic surfactant on PCP degradation in liquid-solid phase of slurry system.

I. $10 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 颗粒污泥 Granule sludge; II. $10 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 颗粒污泥 Granule sludge + 5 ml 2% 乙醇 Ethanol; III. $10 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 颗粒污泥 Granule sludge + 5 ml 2% 乙二醇-丁醚 $10 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ EGME.

菌很可能属于产氢产乙酸细菌,在外加共基质负荷较高条件下,发生厌氧代谢中间产物积累如酸化,而导致降解PCP活性受抑制而降低,表现为液、固两相PCP降解速率下降。

3.3 有机溶剂/表面活性剂对PCP降解的影响

有机污染物从固相主体向液相慢速扩散是沉积物修复的限速步骤^[18]。鉴于有机溶剂、表面活性剂对疏水性有机物的增溶作用,一些研究者发现,表面活性剂泡沫、生物表面活性剂和溶剂淋洗可提高污染土壤/沉积物有机污染物生物可利用性^[9, 10, 15, 21]。本试验考察乙醇和非离子表面活性剂乙二醇-丁醚对沉积物PCP解吸和降解的影响,结果见图3。

由图3可见,投加乙醇和乙二醇-丁醚后,泥浆体系液相PCP初始浓度从 $11.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 分别增至 18.3 和 $20.9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,增溶效果明显。乙醇和乙二醇-丁醚对PCP降解效用明显不同。当加入乙醇后,液、固两相PCP快速降解,4 d内两相PCP浓度分别降至 $1.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $27.4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,两相总降解速率达到 $54.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,与其他处理相比,强化固相PCP快速降解更为明显。由于乙醇对PCP的高溶解性和与水之间的互溶性^[16],使其通过桥连作用,可提高固相PCP向液相扩散迁移速度,在降解PCP颗粒污泥作用下,从而发生PCP快速降解。

尽管非离子表面活性剂乙二醇-丁醚对PCP的解吸效果优于乙醇,但在试验中发现两相降解均出现迟滞现象,前4 d液、固两相PCP浓度仅仅分别降至 $7.515 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $162.22 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,31 d两相PCP总降解速率仅为 $3.246 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 。比较可见,乙二醇-丁醚对PCP降解有抑制作用。有关表面

活性剂对生物降解抑制与如下因素有关:①表面活性剂及其降解中间产物对微生物毒性抑制^[20];②表面活性剂作用于细胞膜及其蛋白,使微生物失活^[29];③直接抑制降解酶^[7];④有机污染物在水相中形成有机微胶团(micelles),降低有机污染物的可生物利用率^[27]。由于乙二醇-丁醚属于低毒性的表面活性剂,因此本试验中乙二醇-丁醚对PCP降解的抑制,可能是由于乙二醇-丁醚首先在水相中形成包裹PCP分子的微胶团,部分被吸附到沉积物表面,降低PCP生物利用率,阻碍固相PCP向液相的扩散迁移,进而影响PCP降解。这一假设还有待试验进一步验证。

4 结 论

4.1 厌氧脱氯颗粒污泥的生物强化作用明显,投加颗粒污泥促进了沉积物泥浆液、固两相PCP的降解,固相PCP降解是沉积物泥浆修复的限速步骤。

4.2 沉积物内源性有机质可为PCP还原脱氯降解提供电子供体,外加共基质对泥浆液、固两相PCP降解强化不明显。

4.3 乙醇明显提高沉积物泥浆液、固两相PCP降解速率;非离子表面活性剂乙二醇-丁醚抑制液、固两相PCP降解。

参考文献

- 1 Abraham WR, Nogales B, Golyshin PN, et al. 2002. Polychlorinated biphenyl-degrading microbial communities in soils and sediments. *Current Opinion Microbiol*, 5(3):246~253
- 2 Antizar-Ladislao B, Galil NL. 2003. Simulation of bioremediation of chlorophenols in a sandy aquifer. *Wat Res*, 37:238~244
- 3 Barbeau C, Deschenes L, Karamanev D, et al. 1997. Bioremediation of pentachlorophenol-contaminated soil by bioaugmentation using activated soil. *Appl Microbiol Biotechnol*, 48:745~752

- 4 Beaudet R, Levesque MJ, Villemur R, *et al.* 1998. Anaerobic biodegradation of pentachlorophenol in a contaminated soil inoculated with a methanogenic consortium or with *Desulfotobacterium frappieri* strain PCP-1. *Appl Microbiol Biotechnol*, **50**:135~141
- 5 Boopathy R. 2000. Factors limiting bioremediation technologies. *Bioresour Technol*, **74**:63~67
- 6 Boopathy R. 2003. Use of anaerobic soil slurry reactors for the removal of petroleum hydrocarbons in soil. *Inter Biodet Biodegr*, **52**(3):161~166
- 7 Chan EC, Kuo J, Lin HP, *et al.* 1991. Stimulation of n-alkane conversion to dicarboxylic acid by organic solvent-and detergent-treated microbes. *Appl Microbiol Biotechnol*, **34**:772~779
- 8 Chen ST, Berthouex PM, Ascem AM. 2003. Use of an anaerobic sludge digestion process to treat pentachlorophenol (PCP) contaminated soil. *J Environ Eng*, **129**(12):1112~1119
- 9 Chu W, Kwan CY. 2003. Remediation of contaminated soil by a solvent/surfactant system. *Chemosphere*, **53**:9~15
- 10 Cort TL, Song MS, Bielefeldt AR. 2002. Nonionic surfactant effects on pentachlorophenol biodegradation. *Wat Res*, **36**:1253~1261
- 11 Crawford RL, Crawford DL. 1996. *Bioremediation: Principles and Applications*. New York: Cambridge University Press. 11~14
- 12 Ding K-Q(丁克强), Yin R(尹睿), Liu S-L(刘世亮). 2002. Bioremediation for petroleum-contaminated soil by composting technology. *Chin J Appl Ecol(应用生态学报)*, **12**(3):1137~1140(in Chinese)
- 13 Ferguson JF, Pietari JM. 2000. Anaerobic transformations and bioremediation of chlorinated solvents. *Environ Pollut*, **107**(2):209~215
- 14 Kennes C, Wu WM, Bhatnagar L, *et al.* 1996. Anaerobic dechlorination and mineralization of pentachlorophenol and 2, 4, 6-trichlorophenol by methanogenic pentachlorophenol-degrading granules. *Appl Microbiol Biotechnol*, **44**:801~806
- 15 Khodadoust AP, Suidan MT, Acheson CM, *et al.* 1999. Remediation of soils contaminated with wood preserving wastes: Crosscurrent and countercurrent solvent washing. *J Hazardous Materials*, **64**:167~179
- 16 Khodadoust AP, Suidan MT, Sorial GA, *et al.* 1999. Desorption of pentachlorophenol from soils using mixed solvents. *Environ Sci Technol*, **33**:4483~4491
- 17 Koran KM, Suidan MT, Khodadoust AP, *et al.* 2001. Effectiveness of an anaerobic granular activated carbon fluidized-bed bioreactor to treat soil wash fluids: A proposed strategy for remediating PCP/PAH contaminated soil. *Wat Res*, **35**(10):2363~2370
- 18 Li KY, Annamalai SN, Hopper JR. 1993. Rate controlling model for bioremediation of oil contaminated soil. *Environ Prog*, **12**:257~261
- 19 Liu SM, Kuo CE, Hsu TB. 1996. Reductive dechlorination of chlorophenols and pentachlorophenol in anoxic estuarine sediments. *Chemosphere*, **32**(7):1287~1300
- 20 McAllister KA, Lee H, Trevors JT. 1996. Microbial degradation of pentachlorophenol. *Biodegradation*, **7**:1~40
- 21 Mulligan CN, Eftekhari F. 2003. Remediation with surfactant foam of PCP-contaminated soil. *Eng Geol*, **70**:269~279
- 22 Natrajan MR, Wu WM, Wang H. 1998. Dechlorination of spiked PCBs in lake sediment by anaerobic microbial granules. *Wat Res*, **32**(10):3013~3020
- 23 Parker SK, Bielefeldt AR. 2003. Aqueous chemistry and interactive effects on non-ionic surfactant and pentachlorophenol sorption to soil. *Wat Res*, **37**:4663~4672
- 24 Rulkens WH, Tichy R, Grotenhuis JTC. 1998. Remediation of polluted soil and sediment: Perspectives and failures. *Wat Sci Technol*, **37**(8):27~35
- 25 Scheibenbogen K, Zytner RG, Lee H, *et al.* 1994. Enhanced removal of selected hydrocarbons from soil by *Pseudomonas aeruginosa* UG2 biosurfactants and some chemical surfactants. *J Chem Technol Biotechnol*, **59**:53~59
- 26 Sun T-H(孙铁珩), Song Y-F(宋玉芳), Xu H-X(许华夏). 1998. Regulation of polycyclic aromatic hydrocarbons biodegradation in contaminated soil. *Chin J Appl Ecol(应用生态学报)*, **9**(6):640~644 (in Chinese)
- 27 Todd LC, Song MS, Angela RB. 2002. Nonionic surfactant effects on pentachlorophenol biodegradation. *Wat Res*, **36**:1253~1261
- 28 Warner KA, Gilmour CC, Capone DG. 2002. Reductive dechlorination of 2, 4-dichlorophenol and related microbial processes under limiting and non-limiting sulfate concentration in anaerobic mid-Chesapeake Bay sediments. *FEMS Microbiol Ecol*, **40**:159~165
- 29 Willumsen PA, Karlson U. 1998. Effect of calcium on the surfactant tolerance of a flouranthene degrading bacterium. *Biodegradation*, **9**:369~379
- 30 Xu X-Y(徐向阳), Feng X-S(冯孝善). 2001. Preliminary study on anaerobic bioremediation process of pentachlorophenol(PCP)-contaminated soil. *Chin J Appl Ecol(应用生态学报)*, **12**(3):439~442(in Chinese)

作者简介 唐 全,男,1975年生,硕士.主要从事环境微生物技术应用研究,发表论文3篇. E-mail: Tangq@zju.edu.cn
