

表面活性剂对白腐真菌降解多环芳烃的影响

陈静, 王学军, 胡俊栋, 陶澍

(北京大学环境学院地表过程分析与模拟教育部重点实验室, 北京 100871)

摘要:研究了 4 种表面活性剂吐温 80(Tween80)、曲拉通 100(Triton X-100)、十二烷基苯磺酸钠(LAS)、十二烷基硫酸钠(SDS)对白腐真菌降解水溶液和土水系统中多环芳烃(PAHs)的影响。结果表明,表面活性剂的类型、浓度、PAHs 的赋存状态以及体系 pH 值、温度等均影响着 PAHs 的降解。在水溶液中(无土),加入 4 种表面活性剂均降低溶液中 PAHs 的降解。在土水系统中,Triton X-100 和 SDS 抑制 PAHs 降解,而 Tween80 和 LAS 对 PAHs 的影响则受到浓度的影响。低浓度 Tween80 和 LAS 对土壤中 PAHs 的降解没有促进作用,甚至有微弱的抑制作用,但适当浓度的 Tween80 和 LAS 促进 PAHs 降解,并且对土壤中 PAHs 降解的促进作用随着浓度的增大而逐渐增大,但过高浓度的 Tween80 和 LAS 没有表现出对 PAHs 降解更大的促进作用。

关键词:表面活性剂;白腐真菌;降解;多环芳烃

中图分类号:X172 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2006)01-0154-06

Effect of Surfactants on Biodegradation of PAHs by White-Rot Fungi

CHEN Jing, WANG Xue-jun, HU Jun-dong, TAO Shu

(MOE Laboratory of Earth Surface Processes, College of Environment sciences, Peking University, Beijing 100871, China)

Abstract: The impacts of surfactants (Tween80, Triton X-100, LAS and SDS) on PAHs degradation by white-rot fungi in aqueous system and soil-water system were studied. Results show that the type and concentration of surfactants, PAHs statues, pH value of the systems and temperature have impacts on the degradation of PAHs. In aqueous system, all the four surfactants restrained the degradation of PAHs. In soil-water system, Triton X-100 and SDS restrained the degradation of PAHs, while the impacts of Tween80 and LAS on PAHs degradation were influenced by the concentration of the surfactants. Low concentration Tween80 and LAS didn't promote the degradation of PAHs, and even played minor effects of restrain. But the degradation of PAHs could be enhanced with the increasing of the concentrations of Tween80 and LAS to certain levels. However, Tween80 and LAS with significant higher concentrations didn't show higher abilities on the promotion of PAHs degradation.

Key words: surfactant; PAHs; degradation; white-rot fungi

土壤中 PAHs 不易发生迁移转化,多富集在土壤的表层和次表层。由于 PAHs 较易与土壤有机质结合,在环境中性质稳定,使得 PAHs 在土壤的表层和次表层有逐渐富集的趋势。因此,对 PAHs 污染土壤的修复是当前环境修复中急需解决的问题。生物降解被认为是修复 PAHs 污染的土壤最有效的手段^[1~4]。但生物降解过程常常受到一些因素的影响,不能完全去除土壤中的 PAHs,使得生物修复后土壤中的 PAHs 仍然很难达到安全标准^[5,6]。大量研究表明,表面活性剂能促进 PAHs 从土壤中释放,使 PAHs 分配到表面活性剂胶束中或吸附到表面活性剂单体上,提高其表观溶解度,从而促进与土壤束缚的 PAHs 的移动,提高其生物有效性^[7,8]。本文从经济和商品化的角度,选用了 4 种表面活性剂:十二烷基苯磺酸钠(LAS)、十二烷基硫酸钠(SDS)、吐温 80(Tween80)和曲拉通 100(Triton X-100),研究它们对水溶液和土水系统中 PAHs 降解的影响,并探讨了表面活性剂的影响机制,以期为土壤修复提供

技术支持。

1 材料与方法

1.1 土样和试剂

土样:清洁土样采自北京大学校园土壤的次表层(5~10cm)。去除根茎、树叶等残骸,室内风干,混匀研磨,过 2mm 筛。经测定,土壤中 $\sum$ PAHs 含量(USEPA 指定的 16 种组分)为 0.002 1 μ g/g,有机碳(TOC)含量为 1.325%,粘粒含量为 0.5%。将溶于二氯甲烷中的 16 种 PAHs 混合液与清洁土样充分搅拌均匀,在黑暗处敞口放置,以挥发掉二氯甲烷溶剂,待溶剂挥发完毕后,用铝箔包裹容器,温度设定为 4℃。于黑暗处老化 1 周。然后将土壤风干,研磨混匀,放入棕色玻璃罐中,低温(4℃)保存以备用。土

收稿日期:2004-12-12;修订日期:2005-03-16

基金项目:国家重点基础研究发展规划(973)项目(2003CB415004);
国家自然科学基金项目(40332015, 40371105)

作者简介:陈静(1975~),女,博士后, E-mail: chjing@mail.
tsinghua.edu.cn

表 1 土样中 PAHs 的含量 / $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$
Table 1 PAHs concentration in soil/ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$

多环芳烃	Nap	Any	Ane	Fle	Phe	Ant	Fla	Pyr	Baa	Chr	Bbf	Bkf	Bap	Ilp	Daa	Bgp
含量	5.25	5.56	5.73	5.46	5.89	5.76	5.58	5.89	5.87	5.92	5.95	5.95	5.87	5.98	5.96	5.93

壤中 PAHs 的含量见表 1.

试剂: LAS、SDS、Tween80 和 Triton X-100, 均为 AR 级, 纯度 > 99.8%, 表面活性剂性质见表 2. 硝酸钠、磷酸氢二钾、硫酸镁、氯化钾、硫酸亚铁、蔗糖、琼脂、马铃薯固体培养基、二甲基替甲酰胺、戊烷

均购于北京试剂公司, AR 级, 无需纯化处理. 丙酮、二氯甲烷、正己烷经过了蒸馏纯化处理.

菌种: 购于北京中国科学院微生物研究所, 白腐真菌 *Chrysosporium phanerochaete*.

1.2 白腐真菌的培养和生长

表 2 表面活性剂的性质

Table 2 Characteristic of surfactant

表面活性剂	分子名称	分子量	HLB ¹⁾	CMC/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	类型
Tween 80	聚氧乙烯(20)失水山梨醇单油酸酯(吐温 80)	1 310	15	15.72	非离子
Triton X-100	辛烷基聚氧乙烯醚(曲拉通 100)	625	18.7	144	非离子
LAS	十二烷基苯磺酸钠	348	—	1 000	阴离子
SDS	十二烷基硫酸钠	288	51.4	2 100	阴离子

1) HLB 为亲水亲油平衡值

白腐真菌在装有马铃薯固体培养基的培养皿中生长, 每月继代 1 次, 培养温度设置为 25℃, 均在生物超净台中无菌操作. 每 2 周观察 1 次真菌的生长情况. 生物降解实验所用菌悬液来自于含有 PAHs 的查氏液体培养基. 将白腐真菌接入表面活性剂溶液中, 观察真菌生长情况.

1.3 表面活性剂对水溶液中白腐真菌降解 PAHs 的影响

将 1mL PAHs 溶于正己烷, 然后放入 50mL 具塞三角瓶中, 敞口, 待正己烷挥发后加入 40mL 不同浓度的表面活性剂水溶液(Triton X-100、Tween 80、LAS 和 SDS), 使得 PAHs 浓度为 1mg/L, 振荡, 使 PAHs 完全与表面活性剂溶液混合, 然后滴入 2mL 白腐真菌悬液, 摇匀, 测得孢子浓度为 10^6 个/mL, 然后用特制棉塞塞住瓶口, 用铝箔包住三角瓶防止 PAHs 光解, 将三角瓶放入空气浴恒温振荡器中, 于 25℃恒温振荡, 于不同时间取液样, 测定溶液中 PAHs 含量. 对照实验条件相同, 将表面活性剂溶液换成去离子水, 以上实验均做一个重复.

1.4 表面活性剂对土水系统中白腐真菌降解 PAHs 的影响

根据白腐真菌在表面活性剂溶液中的生长情况, 表面活性剂选用 Tween80 和 LAS. 将土样加入到 250 mL 灭菌的锥形瓶中, 加入查氏培养基, 再加入白腐真菌悬液和表面活性剂溶液, 使得真菌浓度为 10^6 个孢子/mL, 然后用特制棉塞塞住瓶口, 用铝

箔包住三角瓶防止 PAHs 光解. 将锥形瓶放入空气浴振荡器中, 温度为 25℃. 定期测定液相和土壤相中的 PAHs 含量. 对照实验条件相同, 将表面活性剂溶液换成去离子水, 以上实验均做一个重复.

1.5 温度和 pH 值对表面活性剂对土水系统中 PAHs 降解的影响

实验条件与 1.4 相同, 调节 pH 值(5.6、7.8、9)或温度(10、25、30℃).

以上所有实验均做一个重复, 对照实验根据实际情况选择不加表面活性剂或加入生物抑制剂 0.5% HgCl_2 .

1.6 土壤和溶液中多环芳烃的提取和分析

液相中 PAHs 的测定: 实验结束后, 离心, 将离心得到的液相用 5mL 正己烷萃取, 萃取所得有机相中再加入 5mL 新鲜配制的二甲基替甲酰胺/水(9:1)混合液, 振荡, 加入 4mL 水, 再用 5mL 正己烷萃取 2 次. 混合 2 次萃取的正己烷相, 用 4mL 水萃取 2 次, 再用 Na_2SO_4 脱水, 旋转蒸发, N_2 吹定容为 1mL, 用 GC-MS 测定.

土壤相中 PAHs 的加速溶剂提取, 然后用层析柱分离, GC-MS 测定, 具体方法参考文献[9].

2 结果与讨论

2.1 表面活性剂溶液中白腐真菌的生长情况

本实验研究了白腐真菌在浓度为 2CMC 的表面活性剂(Triton X-100、Tween 80、LAS 和 SDS)和

浓度为 $1\mu\text{g/mL}$ PAHs 溶液中生长情况(图 1). 从图 1 可以看出, 白腐真菌在 PAHs 溶液中生长情况最好, 其次为 Tween 80 LAS 和查氏培养基, 在 Triton X-100 和 SDS 溶液中生长效果最差. 由于白腐真菌预先经过了在滴加 PAHs 的查氏培养液中的适应性生长, 所以真菌能够较快适应 PAHs 的溶液环境, 并在某种程度上, 在共代谢作用下, 将 PAHs 作为其生长的碳源和能源. 接种 8h 后, 白腐真菌孢子数即增长了一个数量级, 达到了 1.18×10^7 个/mL. 在实验的 70h 内, 观察到白腐真菌在表面活性剂 Tween 80 和 LAS 溶液中生长情况良好. 白腐真菌在 Tween80 溶液中经过 2h 的适应, 开始有明显的生长, 大约在 10h 达到生长平衡, 孢子数量达到 10^7 个/mL. 白腐真菌适应 LAS 溶液环境则需要更长的时间, 5h 后才有明显的生长, 12h 后, 白腐真菌孢子数增长了一个数量级. 在表面活性剂溶液 Tween 80 和 LAS 和 PAHs 中, 白腐真菌最初的生长速率低于在查氏培养基中的生长速率, 表面活性剂溶液和 PAHs 中的真菌数量低于查氏培养液中的真菌数量, 但随着真菌逐渐适应新的环境(在 Tween 80 和 PAHs 需要 20 多小时, 而在 LAS 溶液中则更长, 大约 40h), 表面活性剂溶液(Tween 80 和 LAS)和 PAHs 溶液中真菌的生长开始逐渐显示出优势.

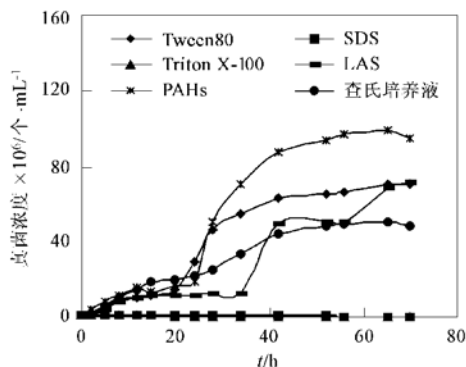


图 1 表面活性剂溶液和 PAHs 溶液、查氏培养基中白腐真菌的生长情况

Fig. 1 Growth of white-rot fungi in surfactant, PAHs and Chashi medium

从图 1 可以看出, 表面活性剂的类型影响着降解菌的生长. 白腐真菌在 Tween 80 和 LAS 溶液中的生长均未出现受抑制现象, 但真菌在 Triton X-100 和 SDS 溶液的生长受到抑制. 从接种开始, 表面活性剂 Tween 80 和 LAS 溶液中真菌孢子数量一致呈现不同幅度的增长趋势, 说明这 2 种表面活性剂对白腐真菌生长无毒害作用. 但在 Triton X-100 和

SDS 溶液, 真菌孢子数量逐渐降低, 到 70h 时, 真菌孢子数量减少了近一个数量级(分别从 10^6 降低到 0.16×10^6 和 0.1×10^6), 说明 Triton X-100 和 SDS 溶液不适宜白腐真菌的生长, 对真菌生长有毒害和抑制作用. 研究表明, 表面活性剂是否对菌群的生长产生毒害和抑制作用与表面活性剂的种类、浓度以及菌群的类型有关^[7-9]. 另外菌群在表面活性剂溶液中生长的时间也需要考虑, 菌群可能因最初不适应表面活性剂溶液环境导致生长受到抑制, 随着菌群逐渐的适应, 菌群开始迅速繁殖生长^[10]. 本实验表明, 白腐真菌在 Tween 80 和 LAS 溶液中生长情况良好. 因此, 进一步的降解实验选用 Tween 80 和 LAS 作为促进 PAHs 降解的表面活性剂.

2.2 不同浓度表面活性剂对水溶液中白腐真菌降解 PAHs 的影响

图 2 显示了 Tween 80 和 LAS 溶液中白腐真菌对 PAHs 降解的影响. 表面活性剂的浓度分别为 0.25、0.5、1、2 和 5CMC, 另设 1 个不加表面活性剂的对照实验. 从图 2 可以看出, 液相中加入表面活性剂抑制了白腐真菌对 PAHs 的降解. 无表面活性剂时, 接种后, 白腐真菌对 PAHs 开始迅速降解, 接种 10h, PAHs 的降解率为 10%, 接种 30h, PAHs 的降解率增加到 34%, 30h 后 PAHs 的降解速率减缓, 150h 时 PAHs 的降解率达到 43%. 而在 Tween 80 和 LAS 溶液中, PAHs 的降解率明显降低, 并且降解均有时间滞后现象. 这与表面活性剂溶液和 PAHs 溶液中白腐真菌孢子生长情况一致(图 1). 真菌在 PAHs 溶液中生长迅速, 因此对 PAHs 的降解率也较高, 而真菌在表面活性剂溶液中需要适应一段时间才能明显生长, 因此对 PAHs 的降解也相对较慢. 加入表面活性剂, 溶液中存在 Tween 80 和 PAHs 双重基质, 此时真菌能够利用这 2 种基质作为碳源和能源生长, 而对于那些分配到胶束内部的多环芳烃, 其生物有效性可能受到抑制^[11].

比较 Tween 80 和 LAS 溶液中 PAHs 的降解情况发现, PAHs 在 Tween 80 溶液中的降解趋势与在 LAS 溶液中的降解趋势相似, 但降解率和降解速率均大于 LAS 溶液, 这与图 1 显示的白腐真菌孢子生长情况一致, 真菌在 Tween80 能较快地生长繁殖, 从而有利于对溶液中 PAHs 的降解, 而真菌适应 LAS 溶液环境较慢, 因此 LAS 溶液中 PAHs 降解率和降解速率相对较低.

从图 2 可以看出, 不同浓度 Tween80 溶液中 PAHs 的降解差异较为明显, 而不同浓度 LAS 对

PAHs 降解的影响差异不大. 当 Tween80 浓度为 1~2CMC 时, PAHs 的降解率较高, 139h 时, PAHs 的降解率分别为 33.2% 和 36%, 而较低浓度(0.25、0.5CMC)和高浓度(5CMC) Tween80 溶液中 PAHs 的降解率均相对较低, 为 25%~29%. 不同浓度 LAS 溶液中, 白腐真菌降解 PAHs 没有明显差异, 可能与本实验 LAS 浓度范围(0.25~5CMC)和实验时间(139h)对真菌在的生长尚不足以产生明显的

差异有关. 目前关于高浓度表面活性剂抑制溶液中 PAHs 降解的主要原因有: ①较高浓度的表面活性剂产生毒性, 抑制了生物的活性^[6, 12~14], ②由于表面活性剂浓度大于临界胶束浓度后, 溶液中形成大量胶束, 一部分 PAHs 分布于表面活性剂胶束内部, PAHs 从胶束中迁移到真菌中的速率受限制^[6, 12], ③表面活性剂-微生物相互作用干扰了微生物对 PAHs 的降解.

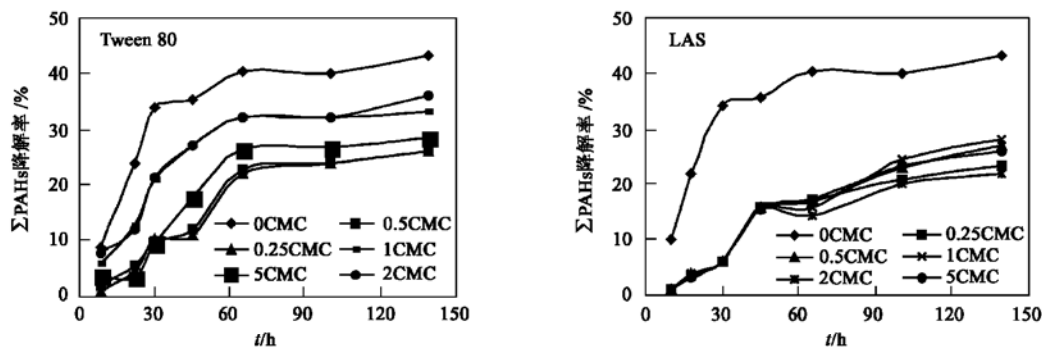


图 2 水溶液中不同浓度表面活性剂对白腐真菌降解 PAHs 的影响

Fig. 2 Effect of surfactants with different concentration on PAHs degradation in water

2.3 表面活性剂对人工污染土样中 PAHs 降解的影响

本实验研究了不同浓度 LAS 和 Tween80 对污染时间为 1 周的人工污染土样中 PAHs 降解的影响(图 3). 从图 3 可以看出, 表面活性剂的浓度对土水

系统中 PAHs 的降解有显著的影响. 低浓度($\leq 1\text{CMC}$)表面活性剂抑制土壤中 PAHs 的降解, 而高浓度(2~5CMC)表面活性剂促进土壤中 PAHs 的降解, 并且随着浓度的增加, PAHs 的降解率也逐渐增大.

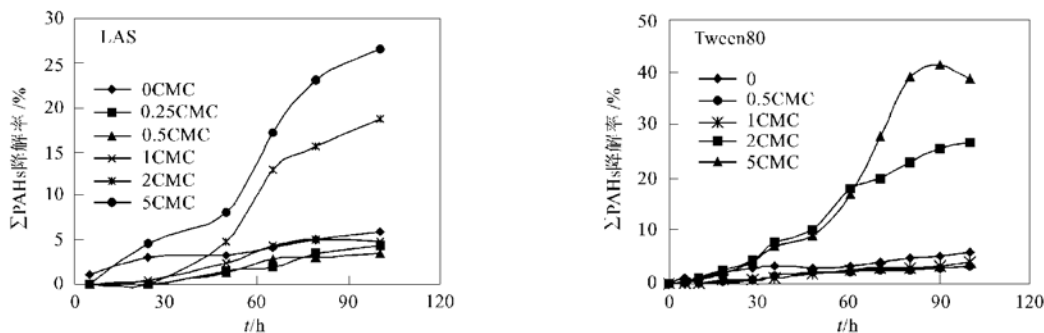


图 3 不同浓度 LAS 和 Tween80 对人工污染土样中 PAHs 降解的影响

Fig. 3 Effect of surfactants on PAHs degradation in artificially contaminated soil

实验最初, 高浓度(2~5CMC)表面活性剂抑制了土壤中 PAHs 的降解, 但经过一段时间后, 表面活性剂对土壤中 PAHs 降解的促进作用开始显现出来. 这与部分表面活性剂吸附到土壤有关. 研究表明, 土壤吸附表面活性剂, 降低了水相中自由胶束的浓度, 减少了表面活性剂和微生物细胞的接触, 从而阻止了土壤中 PAHs 的解吸和降解^[10], 且吸附到土

壤中的表面活性剂可丧失活性^[15]. 由于表面活性剂在土壤中的吸附, 使得 PAHs 从土壤中的释放受到阻碍和延迟, 导致 PAHs 的降解也受到抑制和延迟. 此时, 白腐真菌利用溶液中的表面活性剂作为生长基质. 随着溶液中表面活性剂浓度的增加, PAHs 大量进入溶液中, 已有相当数量的白腐真菌开始迅速降解 PAHs.

降解实验表明,表面活性剂的作用不仅仅促进了土壤中 PAHs 的释放,提高了 PAHs 的降解率,同时也可能充当了 PAHs 降解的共代谢底物,促进了白腐真菌的生长,从而提高了 PAHs 的降解。

比较 LAS 和 Tween80 对土水系统中 PAHs 降解的影响(图 3)可以看出, Tween 80 对土水系统中 PAHs 降解的影响与 LAS 相似,但 Tween 80 对 PAHs 的降解速率和降解率的促进程度明显高于 LAS. 例如加入浓度为 2CMC 和 5CMC Tween80, 接种 100h 后,土壤中 PAHs 的降解率分别为 26.8% 和 38.9%, 比对照实验(不加 Tween80 的土水系统)中 PAHs 的降解率(6%) 分别提高了 3.5 和 5.5 倍, 而土水系统中加入浓度为 2CMC 和 5CMC LAS, 接种 100h 后,土壤中 PAHs 的降解率分别为提高了 2.1 和 3.4 倍. 表面活性剂对土壤中 PAHs 降解的促进作用与其对土壤中 PAHs 解吸的促进有关^[10]. 另外, 2 种表面活性剂对白腐真菌生长的影响也是影响 PAHs 降解的重要因素. 白腐真菌在 LAS 溶液中适应期较长,从而延缓了对 PAHs 的降解。

比较水溶液中和土水系统中表面活性剂对 PAHs 降解的影响发现,水溶液中 PAHs 的降解随着表面活性剂浓度的增加而降低,而土水系统中

PAHs 的降解趋势则相反,即随着表面活性剂浓度的增加降解率也逐渐增大. 水溶液中,由于 PAHs 分布到表面活性剂胶束内部,微生物优先利用表面活性剂,使得 PAHs 的降解受到抑制和延迟. 而在土水系统中,表面活性剂促进了 PAHs 从土壤中的释放,从而提高了 PAHs 的降解。

2.4 温度和 pH 值对人工污染土样中多环芳烃降解的影响

选用人工污染 1 周的土样、浓度为 2CMC 的 Tween 80, 研究土水体系中温度和 pH 值对土样中 PAHs 降解的影响(图 4). 从图 4 中可以看出温度和 pH 值均影响着 PAHs 的降解. 适宜的温度对白腐真菌的生长十分重要,温度太高和太低均不利于白腐真菌的生长,因此也不利于 PAHs 的降解,这与 2.2 节降解实验得到的结果一致. 本实验结果显示, 25 °C 时, PAHs 的降解率明显高于 10 °C 和 40 °C 时的降解率. pH 值对 PAHs 的降解有显著影响. 中偏酸性环境(pH= 6~ 7)有利于 PAHs 的降解,酸性(pH= 5)和碱性(pH= 8~ 9)环境均不利于 PAHs 的降解. 筛选温度和 pH 值影响因素,确定优化实验条件为: 温度为 25 °C, pH 为 6~ 7.

从以上表面活性剂对土壤中 PAHs 降解的影响

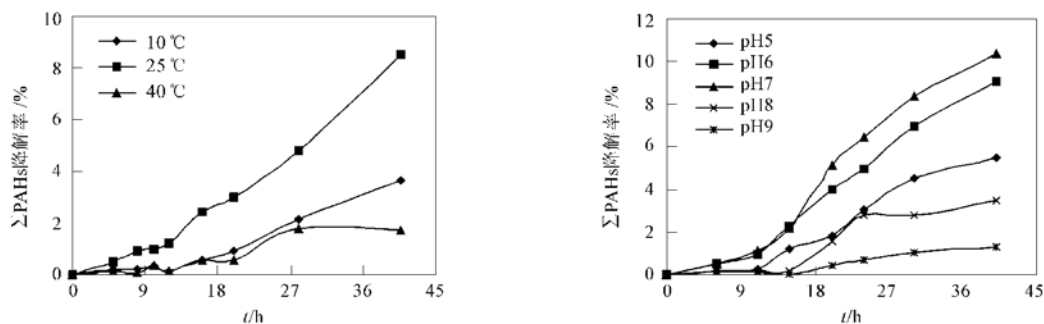


图 4 温度和 pH 值对 Tween80 降解人工污染土壤中 PAHs 的影响

Fig. 4 Effect of pH value and temperature on PAHs degradation in artificially contaminated soil

实验结果可以看出,表面活性剂对土壤中 PAHs 降解的影响是双重的. 表面活性剂既能促进土壤中 PAHs 的降解,但同时也存在着一些负面作用. 表面活性剂正面的影响主要表现在表面活性剂有助于土壤中 PAHs 的解吸,从而提高 PAHs 在水相中的分配,提高其生物有效性^[6,8]. 表面活性剂的负面作用包括表面活性剂的毒性、分配到胶束中 PAHs 的生物有效性降低、微生物与 PAHs 直接接触受到限制等. 因此,在对土壤中的 PAHs 进行化学-生物修复

过程中,选用合适的表面活性剂十分关键.

3 结论

PAHs 的降解受 PAHs 的赋存状态、表面活性剂类型与浓度、体系 pH 值和温度的影响. Tween80 和 LAS 促进 PAHs 降解,而 Triton X-100 和 SDS 抑制 PAHs 降解. 在水溶液中,表面活性剂降低了 PAHs 的降解,但在土水系统中,表面活性剂可促进土壤中 PAHs 的降解. 表面活性剂对土壤中 PAHs

降解的促进作用随着表面活性剂浓度的增大而逐渐增大,但过高浓度的表面活性剂抑制 PAHs 降解.

参考文献:

- [1] Chang B V, Shiung L C, Yuan S Y. Anaerobic biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbon in soil[J]. Chemosphere, 2002, **48**: 717~ 724.
- [2] Hwang S, Cutright T J. Preliminary exploration of relationship between soil characteristics and PAH desorption and biodegradation[J]. Environmental International, 2003, **29**: 887~ 894.
- [3] Smith M J, Lethbridge G, Burns R G. Fate of phenanthrene, pyrene and benzo[a] pyrene during bio degradation of crude oil added to two soils[J]. FEMS Microbiology Letters, 1999, **173**: 445~ 452.
- [4] Nam N C K, Alexander M. Relation between organic matter content of soil and the sequestration of phenanthrene[J]. Environment Science & Technology, 1998, **32**: 3785~ 3788.
- [5] Amellal N, Portal J M, Berthelin J. Effect of soil structure on the bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons within aggregates of a contaminated soil[J]. Applied Geochemistry, 2001, **16**: 1611~ 1619.
- [6] Lee M, Fountain J C. The effectiveness of surfactants for remediation of organic pollutants in unsaturated zone[J]. Journal of Soil Contaminant, 1999, **9** (1): 39~ 62.
- [7] Doong R A, Lei W G. Solubilization and mineralization of polycyclic aromatic hydrocarbons by *Pseudomonas putida* in the presence of surfactant[J]. Journal of Hazardous Materials, 2003, **B96**: 15~ 27.
- [8] Kim I S, Park J S, Kim K W. Enhanced biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons using nonionic surfactants in soil slurry[J]. Applied Geochemistry, 2001, **16**: 1419~ 1428.
- [9] 陈静, 王学军, 陶澍, 等. 天津地区土壤多环芳烃在剖面中的纵向分布特征[J]. 环境科学学报, 2004, **24**(2): 286~ 290.
- [10] Tsomindse H J, Hughes J B, Thomas J M, *et al.* Effect of surfactant addition on phenanthrene bio degradation in sediments[J]. Environment Toxicology and Chemistry, 1995, **14** (6): 953~ 959.
- [11] Sobisch T, Heb H, Niebelschutz H, *et al.* Effect of additives on biodegradation of PAH in soils[J]. Colloids and Surfaces. A: Physicochemical and Engineering Aspects, 2000, **162**: 1~ 14.
- [12] Guha S, Jaffe P R. Biodegradation kinetics of Phenanthrene partitioned into the micellar phase of nonionic surfactants[J]. Environmental Science and Technology, 1996a, **30**: 605~ 611.
- [13] Volkerling F, Breure A M, Van Anel J G. Influence of nonionic surfactants on bioavailability and biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons [J]. Application Environmental Microbiology, 1995, **61**: 1699~ 1705.
- [14] Thibault S L, Anderson M, Frankenberger W T. Influence of surfactants on pyrene desorption and degradation in soils[J]. Applied Environmental Microbiology, 1996, **62** (1): 283~ 287.
- [15] Gamerdonger A P, Achin R S, Traxler R W. Approximating the impact of sorption on biodegradation kinetics in soil-water systems[J]. Soil Science Society of America Journal, 1997, **61**: 1618~ 1625.