

李亦然, 夏星辉, 冯承莲. 2009 沉积物中吸附态菲的解吸与微生物降解的相互作用 [J]. 环境科学学报, 29(2): 305–311

Li Y R, Xia X H, Feng C L. 2009. Desorption and biodegradation of attached phenanthrene in sediments [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 29(2): 305–311

沉积物中吸附态菲的解吸与微生物降解的相互作用

李亦然¹, 夏星辉^{1*}, 冯承莲², 呼丽娟¹, 张平¹

1 北京师范大学环境学院, 水环境模拟国家重点实验室, 北京 100875

2 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085

收稿日期: 2008-03-31 修回日期: 2008-06-19 录用日期: 2008-12-22

摘要: 从长江武汉段采集 4 个沉积物样品, 向样品中添加菲后采用 XAD-2 大孔树脂模拟研究沉积物中吸附态菲的非生物解吸过程, 并且利用从长江水样中分离纯化的菲降解菌进行吸附态菲的生物降解试验, 比较吸附态菲的生物降解和非生物解吸过程。结果表明, 菲的非生物解吸大致可分为快速、慢速和极慢速解吸 3 个阶段。在慢速解吸阶段, 生物条件下沉积相菲浓度降低速率是其非生物解吸速率的 1.9~4.0 倍, 微生物加速了菲从沉积物中的释放过程。微生物的活性影响沉积物中吸附态菲的微生物可利用性, 在降解后期通过向体系添加微生物和营养盐, 在保持微生物活性的条件下, 生物降解时菲的固相残留值远小于非生物解吸条件下菲的固相残留值, 吸附态菲的平均生物降解速率约为其解吸速率的 1.2 倍, 且沉积物中与黑炭结合的菲也能部分被微生物利用。由此说明, 沉积物中吸附态菲的解吸过程并不完全限制其微生物降解, 微生物能够部分利用沉积物中较难解吸的吸附态菲。

关键词: PAHs 沉积物; 生物降解; 解吸

文章编号: 0253-2468(2009)02-305-07 中图分类号: X171 文献标识码: A

Desorption and biodegradation of attached phenanthrene in sediments

LI Yiran¹, XIA Xinghui^{1*}, FENG Chenglian², HU Lijuan¹, ZHANG Ping¹

1 State Key Laboratory of Environmental Simulation and Pollution Control School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875

2 Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085

Received 31 March 2008 received in revised form 19 June 2008 accepted 22 December 2008

Abstract The desorption and polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) biodegradation processes in Yangtze River sediments was studied. Sediment samples were collected from four sites of the Wuhan reaches of the Yangtze River, then spiked with phenanthrene. The abiotic desorption process of attached phenanthrene was studied using Amberlite XAD-2. PAH-degrading strains were isolated from the natural water of the Yangtze River, then enriched in laboratory conditions before being introduced into the experimental system. The abiotic desorption process of phenanthrene could be divided into three stages: fast, slow and very slow desorption. During the slow desorption stage, the rate of desorption of attached phenanthrene under microbial conditions was 1.9 to 4 times of the abiotic desorption rate. That is to say, the microbes accelerated the release of attached phenanthrene from the sediments. Microbial activity influenced the micro-bioavailability of attached PAHs. When the microbial activity was enhanced by adding nutritive salts and fresh microbes into the system in the late period of biodegradation, the residual concentrations of phenanthrene in the sediments were much lower than under abiotic conditions. Moreover, the average biodegradation rate of attached phenanthrene was 1.2 times as high as the abiotic desorption rate, and the phenanthrene attached to black carbon was partially micro-bioavailable. Therefore, desorption of the attached phenanthrene in sediments incompletely restricted the biodegradation process, furthermore, microbes could partly utilize the attached phenanthrene which was difficult to desorb.

Keywords PAHs sediment biodegradation desorption

1 引言 (Introduction)

多环芳烃 (PAHs) 是一类广泛存在于环境中的有毒有机污染物, 由 2 个或 2 个以上的苯环构成, 环

境中的多环芳烃主要来源于能源利用过程等人类活动和森林火灾、火山活动等自然过程。由于许多 PAHs 具有致癌、致畸、致突变的作用, 对人体健康危害很大 (Wilson *et al.*, 1993; Kogevinas *et al.*,

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (No. 40571138, 40871228)

Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 40571138, 40871228)

作者简介: 李亦然 (1984—), 男, E-mail: lyr2006xd@yahoo.com.cn; * 通讯作者 (责任作者), E-mail: xiaxh@bnu.edu.cn

Biography LI Yiran (1984—), male, E-mail: lyr2006xd@yahoo.com.cn; * Corresponding author, E-mail: xiaxh@bnu.edu.cn

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. <http://www.cnki.net>

2003), 因此, 多环芳烃一直是环境研究的热点和重点问题。

水体中 PAHs 主要通过微生物降解而被去除 (Cerniglia et al., 1992). 由于多环芳烃的疏水性, 其在水环境中主要与颗粒物相结合, 沉积物是水体中 PAHs 的主要源和汇。因此, 固相吸附态 PAHs 的解吸过程对 PAHs 在自然界中的归趋有重要影响。一般认为, 只有溶解态的污染物才能被微生物利用, 吸附态 PAHs 的解吸是微生物降解的控制过程 (Wodzinski et al., 1974; Pian et al., 2004; Ghoshal et al., 1996; Camichael et al., 2002; Wick et al., 2001)。然而近期有研究表明, 吸附态 PAHs 的生物降解过程并非完全受限于解吸过程。有研究者观测到吸附态污染物的降解速率大于其解吸速率, 如 Guerin 等 (1997) 发现, 在 *Pseudomonas putida* 17484 菌株的作用下, 萍的降解速率超过其解吸速率; Maarten Uyttebroek 等 (2006) 发现, *Mycobacterium* spp 和 *Sphingomonas* spp 菌株能够促进吸附态菲的解吸。但是, 有关沉积物中吸附态 PAHs 的解吸和微生物降解过程的相互作用机制还不清楚。

因此, 本研究中以菲为研究对象, 重点研究吸附态菲的解吸和微生物降解过程之间的相互作用, 利用 Amberlite XAD 树脂对有机物的强吸附作用 (Baun et al., 1996), 用 XAD-2 树脂研究非生物条件下固相中 PAHs 的解吸过程; 同时采用从长江水体筛选驯化的菲特效降解菌, 研究沉积相吸附态菲的生物降解作用, 比较生物降解速率和非生物解吸速率; 并且在生物降解一定时间后向体系中添加具有高度活性的微生物和营养盐, 确保降解后期微生物的活性, 以研究微生物对吸附态菲的主动作用机制。

2 材料与方法 (Materials and methods)

2.1 样品采集与分析

从长江武汉段的金口 ($E114^{\circ} 7' 25''$, $N30^{\circ} 20' 17''$)、阳逻 ($E114^{\circ} 34' 30''$, $N30^{\circ} 37' 21''$)、曾家港 ($E111^{\circ} 49' 25''$, $N31^{\circ} 13' 57''$) 和武汉关 ($E114^{\circ} 19' 6''$, $N30^{\circ} 36' 50''$) 采集沉积物样品 (冯承莲等, 2007), 烘干后过 100 目筛, 放入深色广口瓶中保存。从武汉关采集长江水样, 于 4°C 下冰箱内保存。

用 Elementar Analysensysteme GmbH VarioEL 元素分析仪测定沉积物中的总有机碳 (TOC)。黑炭 (BC) 的测定方法如下: 土样研磨后放入马弗炉中,

在 375°C 下通空气加热 24 h, 土样冷却后加稀盐酸酸化, 干燥后用元素分析仪测定碳的质量百分数 (Gustafsson et al., 2001)。

2.2 主要试剂

本研究中所用试剂包括菲(固体)(分析纯, 北京化学试剂公司)、甲醇(色谱纯, 德国 Merck 公司)、正己烷(色谱纯, 天津市化学试剂有限公司)、XAD-2 树脂(Amberlite 公司)。菲的标准样品购自中国国家标准样品中心。菲的储备液为在长江水中添加分析纯固体菲, 浓度为 $0.4\sim0.6\text{ mg L}^{-1}$ 。

2.3 菲降解菌的分离、富集与降解效率实验

向新鲜的长江水样中加入固体菲样品, 25°C 下培养 30 d 后采用平板划线的方法在以菲为唯一碳源和能源的无机盐固体培养基上划线分离, 并且培养 1 周, 得到以菲为唯一碳源和能源进行生长的菲降解菌株。将分离得到的菲降解菌株重复上述过程进行纯化 3~4 次, 持续 3~4 个月, 直到无机盐培养基中为单一菌种为止。在降解试验开始前将上述纯化后的菌株放入牛肉膏液体培养基中扩增 2 d, 3000 r m i^{-1} 离心 30 min, 富集至磷酸盐缓冲溶液中备用。经过 16S rDNA 扩增及序列测定, 该分离纯化后的细菌为 *Agrobacterium*。

无机盐培养基配方: $2\text{ g Na}_2\text{HPO}_4$ 、 $0.8\text{ g KH}_2\text{PO}_4$ 、 $3.0\text{ g NH}_4\text{NO}_3$ 、 $0.2\text{ g MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、 $10\text{ mg FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、 $10\text{ mg CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 、 10 mL 矿物溶液、 $1000\text{ mL H}_2\text{O}$, $\text{pH}=7.2\sim7.4$ 。其中矿物溶液的组成: $50\text{ mg ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、 $50\text{ mg MnSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 、 $10\text{ mg Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 、 $5\text{ mg CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 、 $100\text{ mL H}_2\text{O}$ 。牛肉膏液体培养基配方: 牛肉膏 3.2 g 氯化钠 5.0 g 蒸馏水 1000 mL , $\text{pH}=7.2\sim7.4$ 。磷酸盐缓冲溶液: $\text{pH}=7.0$ 的 $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$ 和 $\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 混合液。

为了研究微生物的降解效率, 在未加颗粒物时向菲的储备液中加入菌悬液, 一定时间后取样, 1500 r m i^{-1} 离心 15 min, 上清液用液相色谱测定菲的浓度, 绘制微生物降解菲的效率曲线。

2.4 固相吸附态菲的微生物降解和非生物解吸模拟试验

在 100 mL 锥形瓶中加入 0.2 g 沉积物和 50 mL 菲的储备液, 放入恒温振荡培养箱, 温度为 24°C , 转速为 130 r m i^{-1} 。2 d 后, 弃去锥形瓶体系的上清液, 加入 50 mL 经过灭菌处理的长江水和 2 mL 菌悬液, 通过比色法确定菌悬液中细菌数量, 保证各瓶中微生物数量约等于 10^7 个。将锥形瓶封口, 置于恒温振

荡培养箱中(24°C , 130 r m^{-1})培养,每隔一定时间取3个平行样。用液相色谱分别测定水相和颗粒相菲的浓度,以绘制吸附态菲的微生物降解曲线,即体系菲浓度随时间的变化曲线;并计算污染物的降解速率,以单位时间污染物质量浓度的变化幅度来表示,单位为 $\mu\text{g g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 或 $\mu\text{g L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 。同时将样品高温灭菌后并加入 NaNO_3 作为抑菌剂,进行灭菌条件下的对照实验。

与降解试验相同,弃去经过2d吸附后锥形瓶体系的上清液,加入50mL经过灭菌处理的长江水和0.4g XAD-2大孔树脂。每隔一定时间将锥形瓶中XAD-2树脂吸出,更换新树脂。用液相色谱测定树脂富集菲的浓度。所有实验均设计了平行实验和对照实验。

2.5 菲的萃取和测定

水相中的菲直接用 Waters-1525高效液相色谱仪测定浓度。沉积相中的菲用甲醇:甲苯混合溶液(体积比为6:1)10mL震荡萃取1h,重复3次,将萃取液合并,用旋转蒸发仪60°C蒸发浓缩,定容,待测。树脂中吸附的菲用正己烷5mL萃取3次,将萃取液合并,用旋转蒸发仪浓缩,定容,待测(王然等,2006)。

2.6 质量控制和质量保证

菲标准曲线的可决系数大于0.999,沉积相菲的回收率高于85%。XAD-2树脂实验的质量平衡表明,解吸过程中颗粒物、树脂和水相菲质量之和在 $19.82\sim 20.00\mu\text{g}$ 之间,与加入体系中菲($20\mu\text{g}$)的质量接近,实验过程中损失量小于1%。对照实验表明,在无微生物条件下体系菲的浓度变化小于9%,因此,泄露、瓶壁吸附、萃取不完全或其它非微生物的降解作用可忽略。

3 结果(R esults)

3.1 颗粒物 TOC 和 BC 值

本研究中测定了长江武汉段4种沉积物样品的TOC和BC值,如表1所示,BC占TOC的20%~30%,该比率与文献报道值具有可比性(Forbes et al., 2006 Amy et al., 2006 Muri et al., 2002)。如挪威港沉积物、德国软土、加拿大黑土等样品的BC/TOC比值范围在1.3%~22.3%之间(Myma et al., 2004)。

表1 颗粒物的TOC和BC含量

Table 1 TOC and BC values of the sediment samples

地点	TOC	BC	BC/TOC
曾家港	0.906%	0.206%	22.7%
武汉关	0.750%	0.203%	27.0%
阳逻	0.421%	0.134%	31.8%
金口	0.603%	0.180%	30.0%

3.2 微生物的降解效率

如图1所示,当体系不存在沉积相,液相菲的初始浓度为 $0.47\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,微生物的投加量约为 10^5 个 $\cdot \text{mL}^{-1}$,菲的降解符合一级动力学规律,一级动力学速率常数为 0.059h^{-1} 。在72h内,体系菲浓度从 $0.47\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 下降到 $0.03\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,降解效率达到94.3%,表明本研究中分离纯化的菲特效降解菌有较高的降解效率。

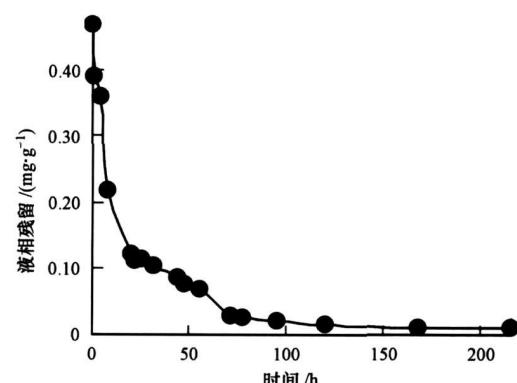


图1 液相菲的生物降解速率

Fig. 1 Biodegradation rate of phenanthrene in the water phase

3.4 吸附态菲的生物降解

生物降解过程中液相和固相菲的浓度变化如图2所示,除阳逻土样外,金口土样在48h以前,武汉关、曾家港在72h以前,体系菲浓度呈现较为平缓的降低趋势,表现出微生物加入体系后有一定的滞后效应。根据体系菲浓度的变化情况,可以将生物降解大致分为3个阶段,滞后期、快降解期和慢降解期。

在培养144h以后,4个土样的液相菲浓度都趋于 $0\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,武汉关、金口、阳逻和曾家港沉积样中体系菲的残留浓度分别为 $6.7\text{ }\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $10.0\text{ }\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $11.2\text{ }\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $13.3\text{ }\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,体系菲的降解效率分别为96.5%、97.3%、95.6%和94.1%。随后,固相菲的降低速率极慢,这一现象可能是后期微生物的活性降低或者吸附态菲的生物有效性降低所导致。为了研究导致降解速率极慢的原因,在生物培养120h后向体系中

添加具有高度活性的微生物(牛肉膏液态培养基扩增1d后的微生物)和葡萄糖(0.4 g L^{-1})进一步研究武汉关和曾家港2个土样的慢降解过程,体系菲浓度变化见图3c、图3d。为了比较体系中固相和液相菲浓度的变化,将固相菲按式(1)换算成与液相浓度单位一致的浓度:

$$C_1 = C_2 \times M_1 / V \quad (1)$$

C_1 : 固相菲浓度($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$); C_2 : 固相菲浓度(mg g^{-1}); M_1 : 固相质量(g); V : 体系体积(L)

结果表明,添加微生物和葡萄糖后,2个土样体

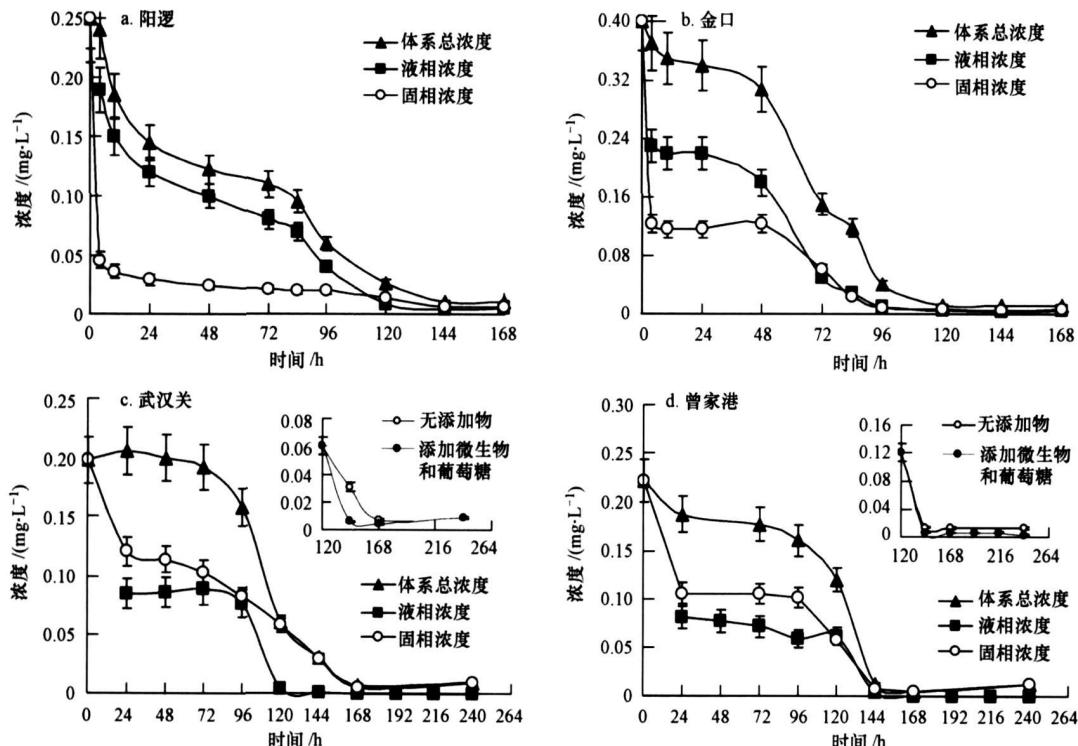


图2 吸附态菲的生物降解曲线(a. 阳逻, b. 金口, c. 武汉关, d. 曾家港)

Fig. 2 Biodegradation curves of attached phenanthrene in sediments(a. Yangtze, b. Jinkou, c. Wuhan Guan, d. Zengjiagang)

3.5 非生物解吸与生物降解的对比

通过向体系中添加XAD-2大孔树脂研究吸附态菲的非生物解吸过程。如图3所示,4个沉积物样品中菲的非生物解吸均可大致分为快速解吸、慢解吸和极慢解吸3个阶段。在快解吸阶段,微生物存在时体系固相菲浓度的降低速率均不超过其非生物条件下的解吸速率。但是,在慢解吸阶段,如表4所示,生物条件下固相菲浓度的降低速率均大于非生物条件下的解吸速率。对于武汉关、金口、阳逻和曾家港沉积物样品,生物条件下固相菲浓度的降低速率分别为非生物条件下解吸速率的4.019、3.7和2.4倍。在实验进行168h以后,生物和非生物条

件下固相菲浓度的降低速率都极慢,其浓度基本维持不变。非生物条件下固相菲的解吸残留值分别为9.78(武汉关)、1.20(金口)、1.10(阳逻)和3.45 $\mu\text{g g}^{-1}$ (曾家港);生物条件下固相菲的降解残留值分别为2.24、1.53、1.60和0.64 $\mu\text{g g}^{-1}$ 。其中,对于武汉关和曾家港沉积物样品,非生物条件下固相菲的解吸残留值大于生物条件下固相菲的降解残留值,在实验进行168h期间,吸附态菲的平均生物降解速率约为其解吸速率的1.2倍。而对于金口和阳逻,实验进行168h后,非生物条件下固相菲的解吸残留值略小于生物条件下固相菲的降解残留值。导致这4个站点残留浓度差异的原因是,在生物降解

实验后期往武汉关和曾家港样品中添加了微生物和葡萄糖, 这样保持了微生物的活性; 另一方面, 添加的葡萄糖为小分子有机物, 其对菲的解吸或许有一定的促进作用 (Bengtsson *et al.*, 2003), 从而促进

了吸附态菲的降解。对于金口和阳逻, 由于后期微生物活性的降低, 导致固相菲降解的残留值略大于解吸的残留值。

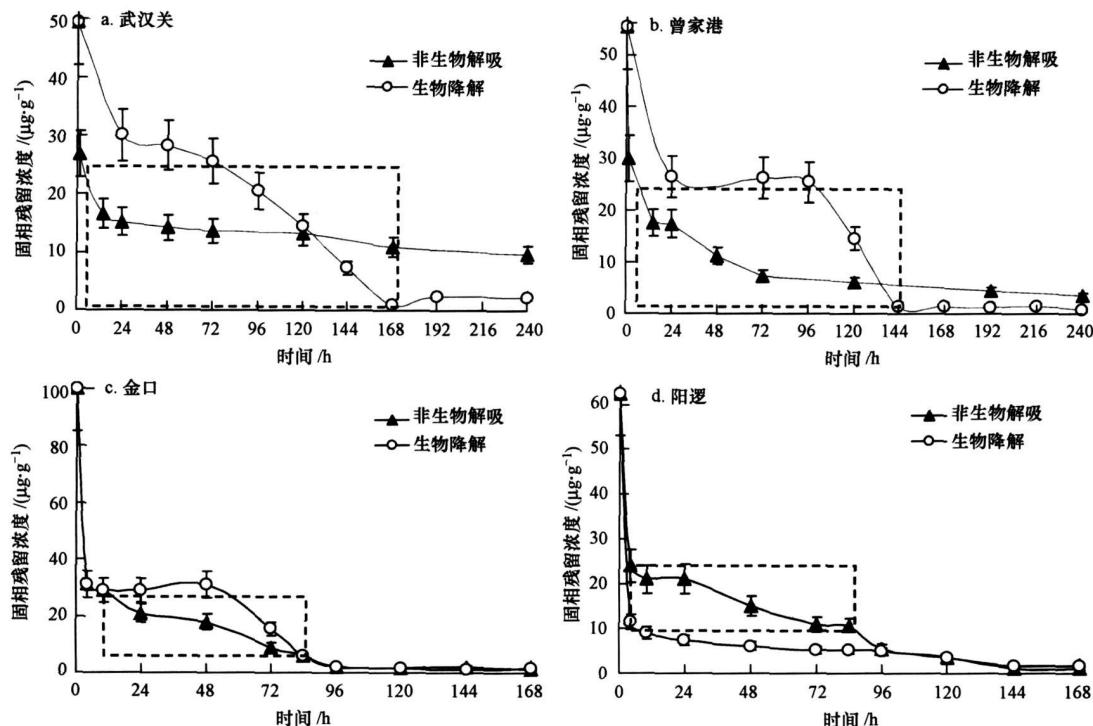


图 3 吸附态菲的非生物解吸与生物降解曲线的比较 (a 武汉关, b 曾家港, c 金口, d 阳逻)(虚线所示为生物降解速率大于解吸速率的区域)

Fig. 3 Comparison between the biodegradation rate and desorption rate of attached phenanthrene (a Wuhanguan b Zengjiagang c Jinkou d Yangtze)

表 2 慢解吸阶段生物和非生物条件下固相吸附态菲浓度降低速率的比较

Table 2 Comparison between biotic and abiotic rates of decrease of attached phenanthrene during the slow desorption stage

地点	非生物条件下吸附态菲浓度降低速率 ($\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$)	生物条件下吸附态菲浓度降低速率 ($\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$)
武汉关	0.09	0.36
金口	0.29	0.56
阳逻	0.19	0.70
曾家港	0.16	0.38

4 讨论 (Discussion)

有研究表明, XAD-2 树脂对 PAHs 的吸附量能够很好地模拟沉积物中该类污染物的生物可利用性 (Stuart *et al.*, 2006), 沉积物中 XAD-2 无法提取的部分一般认为不能被微生物利用。但是, 本研究

的结果表明, 如能保持微生物的生物活性, 沉积物中 XAD-2 无法提取的 PAHs 也能部分为微生物所利用。

由于非生物解吸是在有 XAD-2 大孔树脂存在的条件下进行, 液相菲的浓度基本维持在零, 因此, 其解吸速率将高于实际条件下的非生物解吸速率。又如前面所述, 在慢解吸阶段, 生物条件下沉积相菲浓度的降低速率明显高于非生物条件下的解吸速率。导致这一现象的原因可能有 2 个, 微生物促进了菲的解吸; 微生物能直接利用沉积相吸附态的菲。部分研究者认为, 微生物本身性质对吸附态有机物的生物降解有重要影响, 微生物可能直接利用吸附态的污染物 (Tang *et al.*, 1998; Guerin *et al.*, 1992; Robert *et al.*, 2000)。但是, 上述 2 种可能因素中何者起主要作用还有待进一步研究。另外, 在

保持微生物活性的条件下,生物降解时菲的固相残留值小于非生物解吸条件下菲的固相残留值,吸附态菲的生物降解速率大于其解吸速率。由此说明,沉积物中吸附态菲的解吸过程并不完全限制其微生物降解,微生物能够部分利用沉积物中较难解吸的吸附态菲。

沉积物样品中黑炭组分吸附的菲浓度可以根据Freundlich等温吸附模型进行理论计算:

$$C_s = f_{OC}K_{OC}C_w + f_{BC}K_{BC}C_w^n \quad (2)$$

式中, C_s 为固相中菲浓度 ($\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$); f_{OC} 、 f_{BC} 分别为 OC(无定型有机碳)和 BC(黑炭)所占的质量百分含量, K_{OC} 、 K_{BC} 分别为 OC 和 BC 的 Freundlich 吸附常数, 单位分别为 $(\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}) [(\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1})]^{-1}$ 和 $(\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}) [(\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1})^n]^{-1}$, n 为非线性 Freundlich 常数; C_w 为液相平衡浓度 ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)。根据 K_{OW} 与 K_{OC} 换算的普适公式 (Lyman *et al.*, 1990):

$$\log K_{OC} = 0.544 \log K_{OW} + 1.377 \quad (3)$$

菲的 $\log K_{OW}$ 理论值为 4.57, 利用式 (3) 计算菲的理论 $\log K_{OC} = 3.86$ 根据吸附后水相菲的实测浓度和式 (4) 计算得到武汉关和曾家港 2 个土样 OC 组分在 2d 后吸附的菲浓度最大分别为 12.18 和 $19.78 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ 。

$$C_{s,OC} = f_{OC}K_{OC}C_w \quad (4)$$

经过 2d 吸附后, 武汉关和曾家港 2 个土样的固相实测总浓度 C_s 分别为 49.44 和 $55.32 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ 。根据式 (2) 计算得到上述 2 个土样中 BC 组分菲的吸附量分别为 37.26 和 $35.55 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ 。该值远高于生物降解体系中固相菲的实际残留值 $2.24 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ (武汉关) 和 $0.64 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ (曾家港)。由此说明, 经过 2d 吸附后, 沉积物中与黑炭结合的菲能被微生物部分利用。

5 结论 (Conclusions)

1) 从长江水体分离纯化的菲降解菌具有较高的生物降解效率, 72h 降解效率为 94.3%。

2) 吸附态菲的生物降解过程可分为滞后期、快速降解期和慢速降解期。解吸过程大致可分为快速、慢速和极慢速解吸 3 个阶段。

3) 在快速解吸阶段, 微生物存在条件下固相菲的降低速率均不超过其非生物条件下的解吸速率。而在慢解吸阶段, 生物条件下沉积物中菲浓度降低速率大于非生物解吸速率, 可能是由于微生物促进了菲的解吸或者是微生物直接利用了沉积相吸附

态的菲。

4) 微生物的活性会影响沉积物中吸附态菲的微生物可利用性, 在保持微生物活性的条件下生物降解时菲的固相残留值小于非生物解吸条件下菲的固相残留值, 吸附态菲的生物降解速率大于其解吸速率, 且沉积物中与黑炭结合的菲也能部分被微生物利用。由此说明, 沉积物中吸附态菲的解吸过程并不完全限制其微生物降解, 微生物能够部分利用沉积物中较难解吸的吸附态菲。

责任作者简介: 夏星辉 (1971—), 女, 教授, 博士生导师。主要从事河流水化学和污染物的迁移转化机理研究。E-mail: xiaxh@bnu.edu.cn

参考文献 (References):

- Baum A, Nyholm N. 1996. Monitoring pesticides in surface water using bioassays on XAD-2 preconcentrated samples [J]. Water Sci Technol 33: 339—350
- Bengtsson G, Zerhouni P. 2003. Effects of carbon substrate enrichment and DOC concentration on biodegradation of PAHs in soil [J]. Journal of Applied Microbiology, 94: 608—617
- Camphausen M, Christian R F, Pfandender F K. 2002. Desorption and mineralization kinetics of phenanthrene and chrysene in contaminated soils [J]. Environ Sci Technol 31: 126—132
- Cemgilin C E. 1992. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons [J]. Biodegradation, 3 (3): 351—368
- Comelissen G, Gustafsson O. 2005. Importance of unburned coal carbon black carbon and amorphous organic carbon to phenanthrene sorption in sediments [J]. Environ Sci Technol 39: 764—769
- Comelissen G, Gustafsson O. 2006. Effects of added PAHs and precipitated humic acid coatings on phenanthrene sorption to environmental black carbon [J]. Environmental Pollution, 141: 526—531
- 冯承莲, 夏星辉, 周追, 等. 2007. 长江武汉段水体中多环芳烃的分布及来源分析 [J]. 环境科学学报, 27 (11): 1900—1908
- Feng C L, Xia X H, Zhou Z, *et al.* 2007. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Wuhan section of the Yangtze River [J]. Acta Scientiae Circumstantiae 27 (11): 1900—1908 (in Chinese)
- Forbes M S, Raision R J. 2006. Formation, transformation and transport of black carbon (charcoal) in terrestrial and aquatic ecosystems [J]. Science of the Total Environment 370: 190—206
- Friedrich M, Grosser R J, Kem E A, *et al.* 2000. Effect of model sorptive phases on phenanthrene biodegradation: different enrichment conditions influence bioavailability and selection of phenanthrene-degrading isolates [J]. Applied and Environmental Microbiology, 66: 2695—2702
- Ghoshal S, Ranawani A, Luthy R G. 1996. Biodegradation of

- naphthalene from coal tar and heptane in mixed batch systems [J]. Environ Sci Technol 30 1282—1291
- Guerin W F, Boyd S A. 1992. Differential bioavailability of soil-sorbed naphthalene to two bacterial species [J]. Appl Environ Microbiol 58 1142—1152
- Guerin W F, Boyd S A. 1997. Bioavailability of naphthalene associated with natural and synthetic sorbents [J]. Water Res 31: 1504—1513
- Gustafsson O, Budde T D, Kukulka Z, et al. 2001. Evaluation of a protocol for the quantification of black carbon in sediments [J]. Global Biogeochemical Cycles 15 881—890
- Jensen P H, Hansen H C, Rasmussen J, et al. 2004. Sorption-Controlled Degradation Kinetics of MCPA in Soil [J]. Environ Sci Technol 38 6662—6668
- Kogevinas M, Mannetje A, Cordier S, et al. 2003. Occupation and bladder cancer among men in Western Europe [J]. Cancer Causes Control 14 (10) : 907—914
- Lyman W J, Reehl W F, Rosenblatt D H. 1990. Handbook of chemical property estimation methods 2nd ed ; American Chemical Society, Washington DC, 1990 Chapter 4
- Muri G, Cemelj B. 2002. Black carbon in Slovenian alpine lacustrine sediments [J]. Chemosphere, 46 1225—1234
- Oen A M P, Comelissen G, Breedveld G D. 2006. Relation between PAH and black carbon contents in size fractions of Norwegian harbor sediments [J]. Environmental Pollution 141: 370—380
- Simpson M J, Hatcher P G. 2004. Determination of black carbon in natural organic matter by chemical oxidation and solid-state ¹³C nuclear magnetic resonance spectroscopy [J]. Organic Geochemistry 35: 923—935
- Simpson S L, Burston V L, Jolley D F, et al. 2006. Application of surrogate methods for assessing the bioavailability of PAHs in sediments to a sediment-ingesting bivalve [J]. Chemosphere 65 2401—2410
- Tang W C, White J C, Alexander M. 1998. Utilization of sorbed compounds by microorganisms specifically isolated for that purpose [J]. Appl Microbiol Biotechnol 49: 117—121
- Uyttebroek M, Orieja-Calvo J J, Breugelmans P, et al. 2006. Comparison of mineralization of solid-sorbed phenanthrene by polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-degrading *Mycobacterium* spp. and *Sphingomonas* spp [J]. Appl Microbiol Biotechnol 21 201—213
- 王然, 夏星辉, 孟丽红, 等. 2006. 水体颗粒物的粒径和组成对多环芳烃生物降解的影响 [J]. 环境科学, 27(5): 855—861
- Wang R, Xia X H, Meng LH, et al. 2006. Effect of particulate size and composition on the biodegradation of PAHs in natural waters [J]. Environmental Science, 27(5): 855—861 (in Chinese)
- Wick L Y, Colangelo T, Hams H. 2001. Kinetics of Mass Transfer Limited Bacterial Growth on Solid PAHs [J]. Environ Sci Technol 35: 354—361
- Wilson S C, Jones K C. 1993. Bioremediation of soil contaminated with polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs): A review [J]. Environ Pollut 81 (3) : 229—249
- Wodzinski R S, Coyle J. 1974. Physical state of phenanthrene for utilization by bacteria [J]. Applied Microbiology, 27 1081—1084