

# 气单胞菌 (*Aeromonas* sp. D-4) 降解 LAS 的研究

李 峤\* 邓家齐 王德铭

(中国科学院水生生物研究所, 武汉)

## 提 要

*Aeromonas* sp. D-4 不能以 LAS 作为唯一碳源, 它对 LAS 的利用是通过共代谢来完成的。LAS 对 D-4 具有毒害作用, 而且, 起始 LAS 浓度越高, 毒害作用越大。LAS 的最大去除率与起始 LAS 浓度呈负相关。当起始 LAS 在 40—120mg/L 之间时, 去除率较高; 如果起始 LAS 在 40mg/L 左右, 则去除率可达 80% 以上。研究还表明, *Aeromonas* sp. D-4 纯培养对 LAS 的去除率 (最大值 84.97%) 大于混合菌 (最大值 78.57%)。耗氧呼吸测定证实了 *Aeromonas* sp. D-4 对于 LAS 的共代谢和 LAS 对细菌的毒性, 同时也证实了培养基中 LAS 的消失是细菌作用的结果。

**关键词** 直链型烷基苯磺酸盐, 气单胞菌, 共代谢, 去除率

50 年代初期, 由于广泛应用不易被生物降解的 ABS (Alkylbenzosulfonate, 枝链型烷基苯磺酸盐) 型合成洗涤剂而造成了环境污染, 合成洗涤剂的生物降解问题才引起人们的重视。1964 年 10 月, 德国最先颁布有关法律, 随后, 美、英、日等各国政府也纷纷作出规定, 限制了生物难降解的合成洗涤剂的生产和销售, 并对洗涤剂产品的生物降解性作出了一系列明确而严格的要求。为了达到洗涤剂产品的生物分解指标, 人们通过改革生产工艺, 变换生产原料, 如用 LAS (Linear alkylbenzene sulfonate, 直链型烷基苯磺酸盐) 代替 ABS, 以降低其在环境中的残留, 提高产品的竞争能力。同时, 关于 LAS 的微生物降解诸方面的研究工作也相继开展起来<sup>[3,7-10,12,14,15,17-19]</sup>。

研究微生物对于 LAS 的代谢作用, 有助于充实微生物降解 LAS 的基础理论, 阐明微生物对于含 LAS 工业废水中主要污染物的利用, 以便深入地探讨微生物对于含 LAS 工业废水的净化效果。

## 材 料 和 方 法

### (一) 微生物

从处理洗涤剂工业废水模拟试验的塔式生物滤池生物膜中<sup>1)</sup>, 分离出了菌落特征明显

\* 现在武汉大学环境科学系工作。

1) 李峤等, 塔式生物滤池处理洗涤剂工业废水的模拟试验。(待发表)。

1986 年 10 月 21 日收到。

不同的 6 种菌,编号为菌 1、菌 2、菌 3、菌 4、菌 5、菌 6。其中以菌 4 的数量最多,初步认为是生物膜中的优势菌种。经鉴定,菌 4 为假单胞菌科气单胞菌属的种 (*Aeromonas* sp.),我们将其编号为 *Aeromonas* sp. D-4(以下简称 D-4)。

曾有文献报道过一种气单胞菌 (*Aeromonas* sp.) 对于增塑剂苯二酸二丁酯 (DBP) 具有很强的分解活性<sup>[4]</sup>。而且,在设计本实验的过程中,通过连续转接培养,发现 D-4 能耐受 500mg/L 左右的 LAS,并能利用 LAS 作为辅助碳源而生长。因此,即以 D-4 作为研究微生物降解 LAS 的菌种。

## (二) 器械

THZ-82 型恒温振荡器(上海跃进医疗器械四厂); 72 型光电分光光度计(上海分析仪器厂); LG10-24 型离心机(北京医用离心机厂); 培养瓶——500ml 三角瓶,棉塞。

## (三) 试验用培养基

蛋白胨 0.5%; 硝酸铵 0.5%; 磷酸氢二钾 0.1%; 磷酸二氢钾 0.1%; 氯化钠 0.5%; 30 型合成洗涤剂 0.02—0.1%; 蒸馏水。pH6.7—7.2。

## (四) 培养

采用摇瓶法(振荡培养法),每只 500ml 三角瓶盛 100ml 培养基,经 15 磅 20 分钟灭菌后,接种细菌,同时留有不接种的空白培养基作对照。然后,置培养瓶于振荡器上,控制转速为 170—220r/min,于  $32 \pm 1^\circ\text{C}$  恒温振荡培养。

## (五) LAS 残留测定

振荡培养开始时,取样测定 LAS 含量(亚甲蓝显色法)<sup>[1,5]</sup>,并视为起始(0hr) LAS。经过不同时间培养后,分别取样,经 8000r/min 离心 10 分钟(或 4000r/min 离心 30 分钟),以去除微生物细胞,再测定上清液(培养基)中的残留 LAS,并通过与空白培养基进行比较,计算 LAS 的微生物去除率。

## (六) 细菌生长测定

采用 72 型分光光度计,1cm 比色皿,以空白培养基作对照,在不同的培养时间取样测定培养液的浊度(652nm 处的光密度),并通过已经求得的光密度-细胞干重关系系数将其换算成细胞干重。

# 实 验 结 果

## (一) D-4 的生长基质

采用不同的碳源和氮源组合, D-4 的生长情况明显不同(表 1)。

试验表明,蛋白胨可以作为 D-4 生长的唯一碳源和氮源, D-4 也能以葡萄糖作为

表 1 D-4 利用不同生长基质的生长效果

Tab. 1 Growth of *Aeromonas* sp. D-4 on different media

唯一碳源 Sole carbon source	蛋白胨	葡萄糖	LAS	LAS	LAS + 蛋白胨
唯一氮源 Sole nitrogen source	蛋白胨	硝酸铵	硝酸铵	硫酸铵	蛋白胨
生长情况 Growth	大量生长 thick growth	生长 growth	不生长 no growth	不生长 no growth	大量生长 thick growth

唯一碳源,硝酸铵作为唯一氮源而生长。但是,LAS 不能作为 D-4 生长的唯一碳源。只有当培养基中同时存在着更容易被利用的碳源和氮源(如蛋白胨)时,D-4 才能生长并表现出对 LAS 的利用(详后)。可见,D-4 对 LAS 的降解,是通过共代谢来完成的。

蛋白胨是许多细菌生长的良好氮源,D-4 利用蛋白胨的生长也比利用硝酸铵时生长得好。由于 D-4 对 LAS 的利用基于共代谢,所以在实验过程中选用了既可作碳源又可作氮源的蛋白胨作为生长基质。

## (二) LAS 对 D-4 的毒性

D-4 在 LAS 浓度高达 500mg/L 的普通斜面上虽然仍能生长得很好,但是通过振荡培养实验,我们发现,随起始 LAS 浓度的升高,D-4 的生长仍会受到影响(表 2)。

表 2 不同起始 LAS 浓度对 D-4 生长的影响

Tab. 2 Effect of different initial concentrations of LAS on growth of *Aeromonas* sp. D-4

起始 LAS 浓度 (mg/l) Initial concentrations of LAS	0	41.25	119.20	177.34	236.70
培养液的最大光密度 The maximum optical density of culture fluid	0.90	0.85	0.74	0.73	0.55
最大细胞干重 (mg) The maximum dry weight of cells	336	318	276	273	205

注: 最大生长状况一般均在 24h 左右到达

Notes: The maximum growth is generally reached after about 24 hours of culture of bacteria

可见,在生长基质及其它培养条件基本相同的情况下,起始 LAS 浓度越高时,对 D-4 生长的影响越大(表现为细菌所能达到的最大细胞干重越小)。或者说,LAS 的浓度越大,毒害作用越大。

## (三) 起始 LAS 浓度与去除率

振荡培养过程中,通过在不同的时间取样测定 LAS 的残留量,可得到 D-4 经过不同时间的培养后对 LAS 的去除率。而对于每一种起始 LAS 浓度,经过每个周期(通常为 96h)的培养后,将出现最大去除率(表 3)。

表 3 不同起始 LAS 的最大去除率

Tab. 3 The maximum removal rates of different initial concentrations of LAS

起始 LAS (mg/L) Initial concentrations of LAS	236.70	177.34	119.20	41.25
最大去除率(%) Maximum removal rates	62.27	65.32	78.19	84.97

由表3可见,起始 LAS 浓度与它们的最大去除率呈现明显的负相关,即起始 LAS 浓度越小,去除率相应增大。当起始 LAS 在 40—120mg/L 之间时,去除率较高。如果起始 LAS 在 40mg/L 左右,则去除率可达 80% 以上。换言之,在我们的实验所采用的四种起始 LAS 浓度中,LAS 的最佳去除率出现在起始 LAS 浓度为 40mg/L 左右时。

#### (四) 混合菌对 LAS 的利用

当起始 LAS 浓度为 40.60mg/L 时,采用菌 1、菌 2、菌 3、菌 4、菌 5 和菌 6 混合接种(菌 4 即 D-4),观察了混合菌对 LAS 的利用情况(表 4),并与 D-4 单独培养时对 LAS 的利用(表 5)相比较。

表 4 起始 LAS = 40.60mg/L 时,混合菌对 LAS 的利用\*

Tab. 4 The utilization of LAS by mixed bacteria when LAS = 40.60mg/L

培养时间 (h) Time	0	22	48	72	96
LAS 残留 (mg/L) Residue of LAS	40.60	9.80	8.70	9.90	11.80
LAS 去除率(%) Removal rates of LAS		75.86	78.57	75.62	70.96

\* LAS 去除率在 48h 出现最大值后又有所下降,有关试验结果及分析请参见气单胞菌 (*Aeromonas* sp. D-4) 降解 LAS 过程中的吸附作用研究(待发表)。

表 5 起始 LAS = 41.25mg/L 时, D-4 对 LAS 的利用

Tab. 5 The utilization of LAS by *Aeromonas* sp. D-4 when LAS = 41.25mg/L

培养时间 (h) Time	20	36	48	72	96
LAS 残留 (mg/L) Residue of LAS	23.84	9.83	7.35	7.00	6.20
LAS 去除率(%) Removal rates of LAS	42.20	76.80	82.20	83.03	84.97

实验结果表明,虽然混合培养的起始 LAS,蛋白胨含量及其它培养条件与单独利用 D-4 培养时的情况相同,但混合菌的 LAS 去除率(最大值 78.57%)却有所减小(利用 D-4 单独培养时,LAS 的最大去除率为 84.97%)。可见,能够通过共代谢降解 LAS 的 D-4 在生长基质相同的情况下,纯种培养时对 LAS 的去除率大于受到杂菌污染时(混合菌)的去除率。

另外,生长测定的结果也同时表明:采用混合菌接种后,细菌的生长较早进入衰亡

期,因此 LAS 去除率最大值(78.57%)提前出现在 48h 左右。

### (五) 呼吸测定

为了验证振荡培养过程中 LAS 的消失是微生物代谢的结果,进行了细菌的耗氧呼吸测定。

按照常规方法制备静息细胞悬液,并求得每 ml 菌液中的菌体干重为 8.03mg。随后,按表 6 所示的组合加样,进行呼吸测定实验,并将实验结果列于表 7。

表 6 呼吸测定反应瓶中样品的添加组合

Tab. 6 The combination of samples in the reaction flasks for the respiration test

编号 No.	瓶号 No. of flaskets	反 应 瓶 Reaction flasks				中央小杯 Central cup NaOH (滤纸) (Filter paper)
		缓冲液 Buffer	培养基 Media	LAS (30mg/L)	菌液 Suspension of bacteria	
1	421—2	42ml	—	—	—	— 温压校正
2	255	2ml	—	—	2ml	0.2ml 内呼吸
3	364	—	2ml	—	2ml	0.2ml 呼吸强度
4	407	—	2ml	—	2ml	0.2ml 呼吸强度
5	478	—	—	2ml	2ml	0.2ml 利用 LAS
6	436	—	—	2ml	2ml	0.2ml 的呼吸强度

表 7 呼吸测定实验结果

Tab. 7 The experimental results of respiration test

瓶 号 No. of flaskets	呼吸强度 Respiration		内呼吸 Endogenous respiration	利用 LAS 的呼吸强度 Respiration on LAS		
	364	407	255	436	364	407
K 值	1.2727	1.2948	1.2671	1.2309	1.2727	1.2948
$\Delta h(\text{mm})$	180	174	24	16	16	16
$\text{O}_2$ 耗体积 ( $\mu\text{l}$ ) Volume of oxygen consumed	229.09	225.30	30.41	19.69	20.36	20.72
$\text{QO}_2$ ( $\mu\text{lO}_2/\text{mg}$ 干菌体小时) $\text{QO}_2$ ( $\mu\text{lO}_2/\text{mg}$ dry cells·h)	14.26	14.03	1.89	1.23	1.27	1.29
$\text{QO}_2$ 平均值 $\text{QO}_2$ average	14.15		1.89	1.26		

K 值: 现有反应瓶的常数;  $\Delta h$ : 恒温培养 1 小时后测计左侧液面高度的变化;  $\text{O}_2$  耗体积 ( $\mu\text{l}$ ) = K ·  $\Delta h(\text{mm})$ ;  $\text{QO}_2$  定义为每 mg 干菌体每小时消耗的氧量  $\mu\text{l}$

$$\text{QO}_2 = \frac{\text{O}_2 \text{ 耗体积 } \mu\text{l}}{\text{干菌体 mg}} = \frac{\text{O}_2 \text{ 耗体积 } \mu\text{l}}{8.03\text{mg 干菌体/ml 菌液} \times 2\text{ml 菌液}} = \frac{\text{O}_2 \text{ 耗体积 } \mu\text{l}}{16.06\text{mg}}$$

由表 7 可见, 菌液利用 LAS 的呼吸强度 ( $1.26\mu\text{l}$  氧/mg 干菌体 · 小时) 与内呼吸 ( $1.89\mu\text{l}$  氧/mg 干菌体 · 小时) 差不多, 这是因为培养液中缺乏生长基质。所以, 只能作为

辅助碳源而提供碳素营养的 LAS 不能维持细菌的生长, 这即是我们前面所说的“共代谢”。

同时, 从菌液利用 LAS 的呼吸强度略小于内呼吸这一点看来, LAS 在一定程度上抑制了内呼吸。因而, 呼吸测定的结果也验证了 LAS 对细菌的毒害作用。

“菌液+培养基”经培养后检测到了明显的呼吸作用(表 7, 呼吸强度为  $14.15 \mu\text{l}$  氧/ $\text{mg}$  干菌体 $\cdot$ 小时), 因而说明了微生物的代谢和生长。而且, 在测定 LAS 去除率时, 未接种的空白培养基在相同的培养条件下经恒温振荡之后, LAS 的含量没有发生变化。这些都说明: 培养基中 LAS 的消失是细菌作用的结果。

## 讨 论

### (一) D-4 降解 LAS 与生长代谢的关系

虽然 Willetts 和 Cain (1972)<sup>[20]</sup> 分离出了能以 LAS 作为碳源和硫源的微生物(杆菌属的一个种, *Bacillus* sp.), 但是更多的研究结果表明<sup>[6,7,11,13,14]</sup>, 烷基苯磺酸盐, 特别是 ABS, 一般不能作为细菌生长的唯一碳源。LAS 或 ABS 究竟是作为微生物的生长基质(唯一碳源)还是通过共代谢而被降解, 主要取决于微生物的种类及 LAS 或 ABS 的分子构型<sup>[16]</sup>。我们分离出的是一种气单胞菌 (*Aeromonas* sp. D-4), 它不能以 LAS 作为唯一碳源, 对 LAS 的利用只能基于共代谢。

有人认为, 共代谢的发生可能是由于有关的微生物酶对生长基质并无高度专一性, 因而与生长基质结构类似的其它化合物也能被降解而无须供给微生物以更多的能量<sup>[2]</sup>。这即是说, 共代谢与生长代谢无直接关系, 非生长基质的转化对这些酶来说可能具有附带性质, 或准确些说, 可能带有偶然性。但是, 这里的生长基质(蛋白胨)与被转化的物质 LAS 在结构上差异甚大, LAS 不可能是由分解蛋白胨的酶类“附带”或“偶然”降解的。由此可以设想, 在这种情况下发生的共代谢, 是微生物在利用蛋白胨作为生长基质时, 由另一些酶同时实现的酶促过程, 而这些酶可以由 LAS 诱导产生, 导致 LAS 被用作辅助碳源或辅助硫源而参入 D-4 的生长代谢。

Ripin 等人(1971)<sup>[14]</sup>证明了 *P. testosteroni* H-8 在利用苯磺酸盐时所涉及的酶系统是诱导型的。而且, 他们还采用复合培养基(营养肉汤)观察了苯磺酸盐对细菌酶系统的诱导效应, 以探讨容易被利用的营养物(如蛋白胨)对苯磺酸盐氧化系统的诱导作用的影响。其结果与采用无机盐培养基时相似, 即只要苯磺酸盐存在于生长培养基中, 则所获得的细菌体就能迅速氧化苯磺酸盐而无延迟期。也表明, 生长培养基中其它营养物(如蛋白胨)的存在并不会干扰诱导型苯磺酸盐氧化酶系统的形成。事实上, 我们在实验过程中选用蛋白胨作为生长基质之后, D-4 可以大量生长和繁殖, 并最终利用和降解了 LAS。培养基中, LAS 是作为辅助碳源和辅助硫源而存在的, 它被 D-4 利用, 必然会涉及到诱导酶的产生。

自然, 培养基中添加了蛋白胨之后, LAS 就不是唯一碳源了。微生物通过共代谢对 LAS 的利用总是有限的。所以, 如果能找到合适的氮素营养(只作氮源而不同时作碳源, 如铵盐), 使 D-4 在利用它们的同时能以 LAS 作为唯一碳源而生长, 则可望获得更高的

LAS 去除率。我们曾这样尝试过,但尚未找到能使 LAS 作为 D-4 生长的唯一碳源的氮素营养(表 1)。我们在实验过程中适当控制了蛋白胨的用量(0.5%,为普通培养基中 1.0%的一半),并用铵盐来补足部分氮源(0.5%硝酸铵),其目的就是为了使 LAS 能够更好地作为 D-4 生长的辅助碳源而被氧化利用。

## (二) 起始 LAS 浓度与去除率的相关性分析

表3中的结果表明,起始 LAS 浓度与去除率呈负相关。我们试图从微生物生理的角度出发,分析一下造成这种现象的原因。

如前所述,D-4 是通过共代谢来降解 LAS 的。而在分批培养(即摇瓶法)的过程中,主要生长基质(蛋白胨)的数量有限。当生长基质趋于耗尽时,细菌便停止生长而进入自身氧化的衰亡期。虽然 LAS 可以作为 D-4 生长的辅助碳源,细菌也会因为氮源的耗竭而停止生长,因而不能继续降解 LAS。这样,没有被利用的 LAS 就残留下来。由于每次实验所采用的生长基质的量恒定,故细菌通过共代谢所能利用的 LAS 的绝对含量也是一定的。所以,开始加入的 LAS 越多,则培养基中残留的 LAS 就会越多,因而表现为去除率较小。

另一方面,LAS 对细菌的毒性分析(表 2)也表明,随 LAS 浓度升高,毒性增强,细菌的生长及代谢活动受到的影响更大,因而对 LAS 的利用能力必然会减小。

基于共代谢和 LAS 毒性分析,可见 LAS 浓度较高时,既会使残留 LAS 增多,也会使细菌受到的毒害作用加大。因此我们认为:起始 LAS 浓度之所以与去除率呈负相关,是由于细菌在生长基质一定的条件下通过共代谢对 LAS 的利用是有限的,以及高浓度的 LAS 对细菌的代谢活性具有更强的毒害作用这两个方面的原因共同造成的。

## (三) 生长基质的数量对 LAS 去除率的影响

由上节中的分析已知,当生长基质的量一定时,起始 LAS 越大,去除率越小;起始 LAS 越小,去除率越大。由此我们引出一条推论:当起始 LAS 一定时(这时, LAS 的毒性也一定),生长基质越少,去除率越小;生长基质越多,去除率越大。这一推论在“混合菌对 LAS 的利用”一节的结果中很好地反应了出来。

当起始 LAS 基本相同(均为 40mg/L 左右)时,比较表4和表5中的结果,说明了 D-4 纯培养对 LAS 的去除率大于混合菌(最大去除率分别为 84.97% 和 78.57%)。实验结果表明,当起始 LAS 在 40mg/L 左右时,菌 2、3、6 能够生长,因此它们会消耗培养基中的部分蛋白胨。由于混合菌竞相利用蛋白胨,使具有降解 LAS 能力的 D-4 所能利用的蛋白胨的量减少,因而它们通过共代谢所利用的 LAS 的量也会减少,所以表现为 LAS 去除率减小。而且,采用混合菌接种后的细菌生长过早衰亡(表 4),这是由于生长基质消耗较快的结果。这一事实反过来又证明了混合菌对蛋白胨的竞争利用,削弱了 D-4 对 LAS 的去除。

另外,山东潍坊合成洗涤剂厂分离出的 *Pseudomonas* sp. B-3 菌在利用 LAS 时,培养基中也含有生长基质蛋白胨,而且其用量(1%)是我们在振荡培养基中用量(0.5%)的两倍。所以,其 LAS 去除率(90% 以上)略高于我们的实验结果。这些现象都表明了生

长基质的数量对 D-4 的 LAS 去除率的影响。

最后, 值得一提的是, 我们的实验结果表明 D-4 纯培养对 LAS 的去除效果比混合菌好, 必须有一个重要的前提, 即 D-4 对 LAS 的利用基于共代谢, 而且生长基质的量是一定的。如果某种微生物能够利用 LAS 作为唯一碳源, 则它对于 LAS 的去除就不会受到生长基质的限制, 因而就不一定会得到我们这样的实验结果。

根据微生物纯培养 D-4 对于 LAS 的降解特性, 在将其应用于含 LAS 工业废水的生化处理时, 为了提高净化效率, 必须控制工艺条件, 如控制废水的组成以提供最佳的生长基质等营养条件, 控制进水 LAS 浓度以减少其毒害作用等。为了充分发挥 D-4 对 LAS 较高的去除能力, 是否可以设想将这些纯培养的细胞固定化, 甚至将有关的酶类分离出来固定化, 制成固相酶, 如酶粒、酶柱、酶片而应用于废水生化处理工艺等; 这些都是值得进一步研究和探讨的问题。

### 参 考 文 献

- [1] 中国医学科学院卫生研究所, 1983. 水质分析法. 第四版, 205—207 页. 人民卫生出版社。
- [2] 顾宗灏, 1981. 土壤环境中微生物对合成农药的降解作用. 环境污染与防治, (4): 30—34。
- [3] 曹孝全, 桑志军, 1983. 微生物降解污水中洗涤剂的初步试验. 轻工环保, (1): 13—17。
- [4] 潼口宽治, 1980. 微生物对化学物质的降解(II). 环境科学丛刊, (2): 65—72。
- [5] APHA-AWWA-WPCF, 1980. Standard methods for the examination of water and wastewater, 15th ed. pp. 530—536, Wash. D. C.
- [6] Benardem, M. A., Koft, B. W., Horvath, R. and Shaulis, L., 1965. Microbial degradation of the sulfonate of dodecyl benzene sulfonate. *Appl. Microbiol.*, **13**(1): 103—105.
- [7] Bird, J. A. and Cain, R. B., 1974. Microbial degradation of alkylbenzenesulfonates. *Biochem. J.*, **140**(2): 121—134.
- [8] Cain, R. B. and Farr, D. R., 1968. Metabolism of arylsulphonates by micro-organism. *Biochem. J.*, **106**(4): 859—877.
- [9] Cain, R. B., Bilton, R. F. and Darrah, J. A., 1968. The Metabolism of aromatic acids by micro-organisms. *Biochem. J.*, **108**(5): 797—828.
- [10] Cooper, R. S., 1963. Anionic phosphate surfactants. *J. A. O. C. S.*, **40**(11): 642—645.
- [11] Farr, D. R. and Cain, R. B., 1965. Utilization of aromatic sulphonic acids by micro-organisms. *J. Gen. Microbiol.*, **41**(3): XV.
- [12] Hopper, D. J., 1978. Microbial degradation of aromatic hydrocarbons. In developments in Biodegradation of hydrocarbons-1, Edited by Watkinson, R. J., pp. 85—112. Applied Science Publishers Ltd, London.
- [13] Horvath, R. S. and Koft, B. W., 1972. Degradation of alkyl benzene sulfonate by *Pseudomonas* species. *Appl. Microbiol.*, **23**(2): 407—414.
- [14] Ripin, M. J., Noon, K. F. and Cook, T. M., 1971. Bacterial metabolism of arylsulfonates. *Appl. Microbiol.*, **21**(3): 495—499.
- [15] Sutherland, J. B., 1981. Catabolism of substituted benzoic acids by *Streptomyces* species. *Appl. Environ. Microbiol.*, **41**(2): 442—448.
- [16] Swisher, R. D., 1963. Biodegradation of ABS in Relation to chemical structure. *J. W. P. C. F.*, **35**(7): 877—892.
- [17] Trudgill, P. W., 1978. Microbial degradation of alicyclic hydrocarbons. In Developments in Biodegradation of Hydrocarbons-1, Edited by Watkinson, R. J., pp. 47—81. Applied Science Publishers Ltd, London.
- [18] Webley, D. M., Duff, R. B. and Farmer, V. C., 1955. Beta-Oxidation of fatty acids by *Nocardia opaca*. *J. Gen. Microbiol.*, **13**(2): 361—369.
- [19] Webley, D. M., Duff, R. B. and Farmer, V. C., 1956. Evidence for oxidation in the metabolism of saturated aliphatic hydrocarbons by soil species of *Nocardia*. *Nature*, **178**(4548): 1467—1468.
- [20] Willetts, A. J. and Cain, R. B., 1972. Microbial metabolism of alkylbenzene sulphonates. *Biochem. J.*, **129**(2): 389—402.



## A STUDY ON THE DEGRADATION OF LAS BY *AEROMONAS* SP. D-4

Li Qiao\* Deng Jiaqi and Wang Deming

(*Institute of Hydrobiology, Academia Sinica, Wuhan*)

### Abstract

The degradation and utilization of the anionic surfactant LAS (Linear alkylbenzene sulfonate) by *Aeromonas* sp. D-4 were studied with flask shaking technique. Results show that *Aeromonas* sp. D-4 cannot use LAS as sole carbon source directly, but it is able to utilize LAS through certain process during co-metabolism. LAS is toxic to D-4 and its toxicity appears to be higher when higher concentration of LAS is present in the medium. The maximum removal rate of LAS is negatively correlated with the initial concentration of LAS. When the initial concentration of LAS ranges 40-120 mg/l, comparatively higher removal rates can be obtained. And, in the experiment, over 80% of the pollutant was removed when an initial concentration of LAS was about 40 mg/l. Moreover, the removal rate (Max. 84.97%) of pure culture of *Aeromonas* sp. D-4 was higher than that (Max. 78.57%) of mixed bacterial culture.

**Key words** LAS, *Aeromonas* sp. D-4, Co-metabolism, Removal rate

---

\* Environmental Science Department, Wuhan University.