

蛭弧菌的噬菌特性及其在水污染检测和控制应用中的研究进展

王丽娜 吴联熙

(中国预防医学科学院环境卫生与卫生工程研究所, 北京 100050)

蛭弧菌 (*Bdellovibrio*) 是 Stolp 和 Petzold 于 1962 年从土壤中分离噬菌体时首次发现的^[1], 其独特的噬菌特性引起了广泛的兴趣。30 年来, 对蛭弧菌的分类学、生物学、生理学及生态学等进行了研究。在环境保护中蛭弧菌的研究着重于两个方面: 一是利用蛭弧菌对其他细菌的寄生和裂解作用, 清除病原微生物, 作为天然的水体自净因素; 二是利用蛭弧菌以其它细菌为宿主进行生长繁殖的特性, 作为水质污染的指示菌。上述两方面, 均以蛭弧菌的噬菌特性为基础。

1 蛭弧菌的噬菌特性

蛭弧菌为螺菌科、蛭弧菌属, 含 3 个种: 噬菌蛭弧菌 (*Bdellovibrio bacteriovorus*)、斯托普蛭弧菌 (*Bdellovibrio stolpi*)、斯塔尔蛭弧菌 (*Bdellovibrio starrii*) 和未定名的海洋菌株^[2]。

在实验室培养条件下, 腐生的蛭弧菌变异菌株已多次检出, 但在自然界中蛭弧菌皆以寄生状态存在^[3]。根据其寄生的生活周期蛭弧菌可分为两相: 细胞外的游离状态和细胞内的繁殖状态^[4,5]。

寄生和裂解细菌是蛭弧菌的最重要特性, 也是学术上引起广泛关注的问题。蛭弧菌与宿主菌的相互作用有下列几种形式: (1) 当蛭弧菌和宿主菌的数量比例过大时, 多个蛭弧菌同时吸附于同一宿主, 导致宿主迅速裂解而不复制蛭弧菌^[2]。(2) 当蛭弧菌和宿主菌比例适合时, 蛭弧菌即通过宿主菌的细胞壁进入宿主进行生命活动, 完成独特的生活周期^[3,6]。图 1 表示: ①当宿主细胞为中等大小 (如 *E. coli*) 时, 蛭弧菌吸附、穿入宿主细胞, 导致宿主细胞球

形化, 蛭弧菌在宿主菌的质壁间隙中繁殖; 随着细胞壁的裂解, 子代细胞释放出来, 再去感染新的宿主。②当宿主菌为长丝状的多核细胞时, 宿主只局部膨胀并不球形化; 每个宿主菌释放的子代蛭弧菌远远多于中等大小的宿主菌。③在特殊状态 (如饥饿) 下, 蛭弧菌还可进入囊体周期 (图 1-c)^[3,6]: 蛭弧菌在吸附穿入后, 菌体增大, 由于包含物累积形成肾状的、周围包有一层厚壳的包裹休止细胞, 即蛭弧菌囊体; 当条件适宜时, 蛭弧菌囊体又可发育成正常细胞。

2 蛭弧菌用作水体自净因子的可能性

蛭弧菌的宿主范围很广。它可以裂解大多数科属的革兰氏阴性菌, 有些菌株还可以裂解革兰氏阳性菌。埃希氏菌属、沙门氏菌属、志贺氏菌属、钩端螺旋体、假单胞菌属、变形杆菌属和霍乱弧菌等均可被蛭弧菌裂解^[4-8]。蛭弧菌对致病菌的裂解能力明显大于非致病菌, 尤其是肠道病原菌更易被裂解^[9,10]。蛭弧菌还可以裂解军团菌^[11,12], 对肠道病毒也有一定的灭活作用, 但其作用机理不同于对细菌^[10]。

蛭弧菌广泛的宿主范围, 对致病微生物较强的灭活能力以及很少有抗蛭弧菌的细菌突变株的存在等, 为利用蛭弧菌清除致病菌、净化水体提供了依据。许多研究者在这方面进行了探索, 结果并不乐观^[6]。Fry 和 Staples 指出^[13], 在实验条件下, 当宿主菌浓度采用 $10^9/\text{ml}$ 、培养温度为 30℃ 时, 蛭弧菌对河水中的细菌有明显的清除作用。而一般情况下, 河水的温度及

宿主菌浓度均偏低，蛭弧菌生长繁殖慢，因而其除菌作用很有限。据秦生巨报道^[8]，在灭菌的自来水、湖水及模拟自然条件下的河水中，蛭弧菌对大肠杆菌、沙门氏菌、痢疾杆菌、霍乱弧菌等均有明显的清除作用，清除效率达90%以上，甚至100%。秦生巨等进行了现场模拟实验^[14,15]。在大肠菌群本底值为 $2.38 \times 10^4/L$ 的天然河水中加入蛭弧菌，21天后大肠菌群由 $2.38 \times 10^7/L$ 减少到 $2.38 \times 10^3/L$ ，对照组由 $2.38 \times 10^8/L$ 减少到 $2.38 \times 10^4/L$ ；在细菌总数本底值为 $3.3 \times 10^4 \text{cfu/ml}$ 的天然河水中加入蛭弧菌，30天后细菌总数由 $4.22 \times 10^5 \text{cfu/ml}$ ，减少到 $5.10 \times 10^2 \text{cfu/ml}$ ，对照组由 $9.80 \times 10^5 \text{cfu/ml}$ 减少到 $4.6 \times 10^3 \text{cfu/ml}$ 。由此可见，蛭弧菌对高浓度的污染菌具有清除作用，但在天然河水的本底状态下蛭弧菌对大肠菌群及细

菌总数的降低作用如何，则没有实验证实。而有些文献指出^[6]，宿主菌的浓度是蛭弧菌和宿主菌相互作用的关键因素。此外，自然条件下的水体状态比模拟条件下的水体状态复杂而多变，其中蛭弧菌和宿主菌的相互关系取决于多种因素，例如宿主菌群的组成、生理状态、生长速率以及温度、胶体颗粒、水流速度等等。所以，尽管蛭弧菌在环境中普遍存在，其裂解细菌的能力在实验中也得到了验证，但能否用它控制生物污染仍无法断言。或许如 Varon 和 Shilo 所说，蛭弧菌的作用局限于特定的状态、特定的时间和特定的局部环境^[6]。另外，在自然条件下常看到蛭弧菌含量与细菌污染程度呈正相关。这一事实似乎表明，蛭弧菌在自然水体中并没有显著的清除作用，同时也表明了用蛭弧菌含量指示水体污染的可能性。

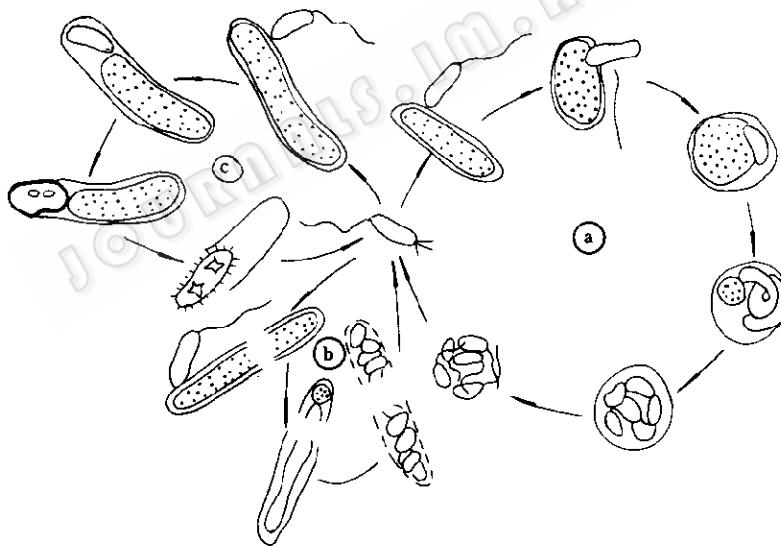


图1 蛭弧菌的生活周期模式图

3 蛭弧菌用作水质评价指示菌的可能性

蛭弧菌是许多细菌的寄生菌，依靠对宿主菌的裂解使自身得到生长繁殖。水体污染越厉害，供蛭弧菌寄生的细菌品种和数量越多，蛭弧菌的数量也越大。因此许多文献提出了用蛭

弧菌作为水质污染指示菌的设想^[9,10,16,17]。

蛭弧菌在自然界分布非常广泛，普遍存在于土壤、污水、湖水、河水、井水及海水等环境中。在调查水体中蛭弧菌的分布时发现，蛭弧菌含量与污染程度相关。Staples 等报

道^[6,18], 洁净的河水中检不出蛭弧菌, 而污染的河水中则普遍存在。值得注意的是, 蛭弧菌虽不属于肠道寄生菌, 但其在河水中的数量与埃希氏大肠菌群和革兰氏阴性菌均相关, 与采样点离污水排放口的距离也相关, 即河水水质与

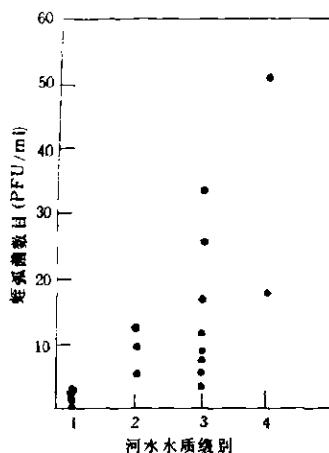


图2 河水水质与蛭弧菌数量的关系

河水水质分级是根据1970年

River Pollution Survey of England and Wales

- 1. 未污染的 2. 轻度污染的
- 3. 严重污染的 4. 全部污染的

其中蛭弧菌的数量存在相关关系(图2)。Сидоренко等通过对污水及江、河、湖、海水等的考察后指出^[19], 蛭弧菌含量最多的是下水道中的污水和被污水严重污染的水体; 污水经净化处理后与未处理水相比, 蛭弧菌含量显著减少。又据报道^[20], 在含有肠道细菌丛(沙门、志贺、肠道病毒)的自然水体样品中, 蛭弧菌含量最大。张贤良等报道^[21], 在南通市城郊的河水、浅井水、自来水、塘水等水源中, 细菌总数与蛭弧菌的检出率及含量均呈高度正相关(相关系数分别为 $r=0.9801, p<0.0024$ 和 $r=0.9522, p<0.01$), 大肠菌群数与蛭弧菌的检出率及含量亦均呈高度正相关(相关系数分别为 $r=0.9878, p<0.001$ 和 $r=0.9744, p<0.0025$)。蛭弧菌的数量分布与水体中卫生细菌(即水体污染程度)的相关关系, 预示着蛭弧菌

有可能作为水质评价的指示菌。Букаева等连续两年测定了伏尔加三角洲开放水体(江、河、湖、海等)的卫生状况^[16]。结果表明, 蛭弧菌数与细菌总数显著相关($r=0.55\pm0.14$), 与大肠菌群及肠道致病菌阳性样本数呈直线关系。根据细菌学和流行病学资料可以认为, 伏尔加三角洲地区传播急性肠道传染病最主要的途径是水; 水的细菌污染程度与居民发病率之间存在着相互依赖的关系; 急性肠道传染病总发病率与水中蛭弧菌含量也有明显的相关性($r=0.64\pm0.12$)。因此, 开放水体中蛭弧菌的数量增大可能表示水体卫生质量下降, 潜在的流行病危险性增加。

值得注意的是, 蛭弧菌虽与大肠菌群等存在相关关系, 但二者来源不同。大肠菌群是肠道的正常菌群, 其存在表明水被粪便污染, 也就有病原菌污染的可能性。而蛭弧菌是环境中的天然寄居菌。虽然Ибрадимов从马、牛、猪和鸭等动物肠道中检出少量蛭弧菌^[18], 也有的从人粪便中偶而分离出蛭弧菌^[20], 但蛭弧菌并非肠道寄生菌。它是在水体受到污染、可供它寄生的宿主细菌菌量增加时, 使其含量增加的, 从而起到一定的指示作用。考虑到蛭弧菌的生长繁殖需要一定的时间, 故其含量的增加与污染并非同步。能否将蛭弧菌的这种特性与大肠菌群联合用于判断水体所受污染的新旧及距离污染源的远近, 是值得进一步研究的问题。

综上所述, 蛭弧菌在水污染检测和控制中的作用有两点需要进一步探讨。一是能否和如何将实验条件下蛭弧菌的除菌效果应用到自然环境中, 用以清除致病微生物、净化水体。另一是进一步研究水体中蛭弧菌的分布及数量变化与水体污染的相互关系, 用以指示污染、检测和评价水体。在现有资料下, 后者似更值得优先考虑。

参 考 文 献

- [1] Stolp H, Petzold H. Phytopathol Z. 1962, 45: 364-390.
- [2] Burnham J C, Conn S F. Bergery's Manual

- of Systematic Bacteriology. Baltimore; the Williams and Wilkins Company, 1984, 1, 118—124.
- [3] Shilo M. Current Prospectives in Microbial Ecology. Washington D C: American Society for Microbiology, 1984. 334—339.
- [4] Starr M P, R J Seidler. Ann Rev Microbiol, 1971, **25**: 649—678.
- [5] Stolp H. Ann Rev Phytopathol, 1973, **11**: 53—76.
- [6] Varon M, M Shilo. Advances in Aquatic Microbiology. London: Academic Press, 1980. **2**: 1—48.
- [7] 司稚东, 秦生巨, 秋频等. 中华微生物学和免疫学杂志, 1982, **2** (1): 12—15.
- [8] 秦生巨. 微生物学通报, 1990, **17** (1): 26—29.
- [9] Багдареарян Г А, П Покорнбл, Т В Доскина., И др. ГигиТ И САН, 1981, **5**: 66—67.
- [10] Сидоренко Г И, Г А Бадасарян, Ю Т Тапаева, И д р. ВЕСТИ АМН СССР, 1975, **3**: 52—58.
- [11] Tomov A, V kassovsky, L chorbadjiiska, И др. Zentralbl Bakteriol Mikrobiol Hyg, 1982, **252**(1): 96—100.
- [12] Richardson I R. J Appl Bacteriol, 1990, **69** (1): 134—140.
- [13] Fry J C, D G Staples. Water Research, 1974, **8**: 1029—1035.
- [14] 秦生巨, 丁昌慧, 解桂如等. 中国公共卫生学报, 1991, **10** (1): 10—12.
- [15] 秦生巨, 丁昌慧, 解桂如等. 中国消毒学杂志, 1991, **8** (4): 204—207.
- [16] Букаева И Н, Ф Х Ибраимов, Н Б Д азеч ин, И др. ГигиТ И САН, 1984, **9**: 86.
- [17] 张贵良, 张圣光, 高庆芬等. 中国公共卫生学报, 1989, **8** (5): 317.
- [18] Fry J C, D G Staples. Appl Environ Microbiol, 1976, **31**: 469—474.
- [19] Ибраимов Ф Х. Жмди, 1980, **5**: 97—99.
- [20] 呼兰, 刘秉阳. 中华微生物学和免疫学杂志, 1990, **10** (2): 95—98.