

一种简单有效的海洋污染监测手段—— K -优势曲线

K -DOMINANCE CURVE: A CONVENIENT AND USEFUL MARINE ORGANIC POLLUTION MONITORING TOOL

党宏月 黄 勃

(中国科学院海洋研究所 青岛 266071)

底栖生物活动性小,地区性强,回避污染的能力远不及浮游生物和游泳动物,在海洋污染生物监测中具有特别重要的意义^[1]。在此领域,长期以来一直在寻找一种简单、快速、有效的监测手段,如指示生物^[6,15]、对数正态分布^[6,7]、线虫与桡足类比率^[17]等,但由于这些方法往往存在着这样或那样的不足而不能被广泛接受^[3,5,8,10]。Shaw 等提出可以应用 RSA 曲线,即等级丰度曲线(Rank species abundance curve)来简单直观地反映群落的多样性特征,并可由其变化来指示一个自然群落受扰动的状况(如污染等)^[19]。这一曲线可同时较好地反映出群落多样性的两个方面,即种的丰富度(总的种数)及均匀性(个体在种间的分布),因此比过于简化的数值多样性指数,如 Shannon-Wiener 信息指数(H')、Pielous 均匀度指数(J)和 Simpson 指数(D')等,能更好地反映污染对群落结构的影响。但这一方法在具体操作时比较繁琐,需对每一样品单独作图。因此, Lambshed 等对其改进,以累积百分比丰度对种的序列作图,即 K -优势曲线(K -dominance curve)^[11]。Lambshed 及 Platt 等的研究结果证明这是一种非常简单有效的海洋污染监测手段^[11,12,16]。

1991 年 4 月~1992 年 3 月,在青岛湾东侧有机质污染潮间带进行了底栖生物的调查研究。本文主要探讨 RSA 曲线, K -优势曲线及与其图形较为相似的 Sanders 稀疏曲线(Sanders rarefaction curve)在有机质污染监测中的适用性,为海洋环境监测和质量评价提供最优生物指标。

1 材料与方法

有关断面、站位的选取、理化因子的测定及生物样品的采集、处理、分析等,请参考作者的其他文章^{①②}。这里只简单介绍一下 RSA 曲线、 K -优势曲线及 Sanders 稀疏曲线的做法。

以样品中种的序列(从最优势种排起)为横坐标,以每个个体数占整个样品的相对丰度(%)为纵坐标作图,即得到 RSA 曲线。因为生物群落中单种优势的升高与污染的关系更为密切,所以具体操作中,为简单起见,可以将大量稀有种从图形中略去,只保留一、二十个最优势种,而没有必要将所有种都列出来。

K -优势曲线同样是以种的序列(从最优势种排起)为横坐标,而其纵坐标则是累积相对丰度(%),因此,图形中任一曲线的最高点其 y 值从理论上讲必然是 100(%)。为了直观上易于区别,一般将 x 轴转换成对数轴,这样做是为了视觉方便的考虑,对图形中各曲线的相对位置及其所代表的多样性特征无任何影响。

Sanders 稀疏曲线本文采用的是 Hurlbert 的修正公式^[9],图形具体做法参考 Sanders^[18]。

2 结果

理化因子、沉积粒度特征及主要生物调查结果本文作者将有较详尽的报道^{①②},这里不再赘述。根据理化因子及底栖生物生态特点,可将青岛湾东侧潮间带划分为 4 个污化带:严重污染带,以位于高潮区 RS1 站为中心的一个相对较小的区域;污染带,以上中潮区 RS2 站为中心较大面积的区域;半污染带,以下中潮区 RS3 为中心的大面积区域,其环境特点较接近污染带,但相对污染带已有所改善;污染边缘带,以低潮区 RS4 站为中心的较窄区域,环境质量以相当接近正常海滨沙质滩水平。

- ① 党宏月等,青岛湾有机质污染潮间带底栖生物研究。I. 大型底栖动物生态特点,海洋学报,待刊。
 - ② 党宏月等,青岛湾有机质污染潮间带底栖生物研究。II. 小型底栖动物生态特点,海洋科学集刊,待刊。
- 收稿日期:1995 年 5 月 19 日

对大型底栖动物 1991 年 4 月各站调查结果作 RSA 曲线 (其他月份与此相仿), 结果如图 1。由图 1 可看出, 污染最重的 RS1 站生物种类最少, 而污染带 RS2 站曲线陡度最大, 以后随着污染程度的减轻, 由半污染带向污染边缘带曲线渐趋平缓。RSA 曲线较好地反映了该污染断面各站的环境状况。

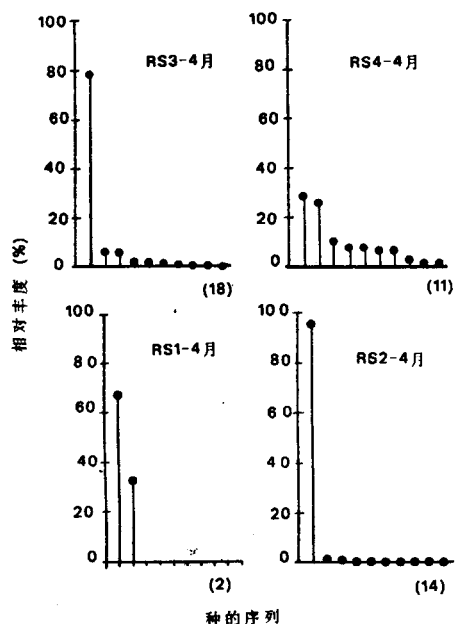


图 1 1991 年 4 月断面 R 大型底栖动物群落 RSA 曲线

对此同一组数据作 K -优势曲线, 结果如图 2a。根据 Lambshed 的判断原则^[11], RS4 站有着最大的多样性, 其次是 RS3 站, 再次是 RS2 站和 RS1 站。取周年合并的样品以消除季节的影响 (图 2b), K -优势曲线较好地反映了该污染断面各站的环境状况。

下面以小型底栖生物——自由生活海洋线虫的调查结果来验证 K -优势曲线在污染监测中的适用性。1992 年 1 月三断面线虫群落的 K -优势曲线如图 3, 参考断面 H 和 T 各站位的多样性普遍高于污染断面 R 相应站位的多样性, 由此图还可看出, RS4 站出现很大的偏差, 这显然是由于沉积结构及季节影响所致。RS4 站位于低潮区, 受到强烈的潮汐和波浪的冲刷, 底质中积累的有机物质少, 并且沉积物分选好, 为小型底栖生物提供的食物及小生境种类贫乏, 此处的小型底栖生物种类较少, 单一种的优势亦较高。另外, 由于小型底栖生物种类组成及丰度 (繁殖季节大量个体补充的结果) 存在较强烈的季节变化, 温带水域潮间带表现得特别明显, 使得线虫群落多样性亦表现出明显变化。为消除季节变

1996 年第 1 期

化对线虫群落结构的影响, 以污染断面 R 四个季节的混合样品作 K -优势曲线 (图 4), 结果对该断面的污染状况指示良好 (由于夏季海水潮位较高, RS4 站没能露出水面, 只好以春、秋、冬三季的样品合并作该站的周年样品, 故而 RS4 站曲线的代表性是有疑问的。另外, 如前所述, 沉积结构的影响也是一项重要因素, 因此 RS4 站偏差较大)。

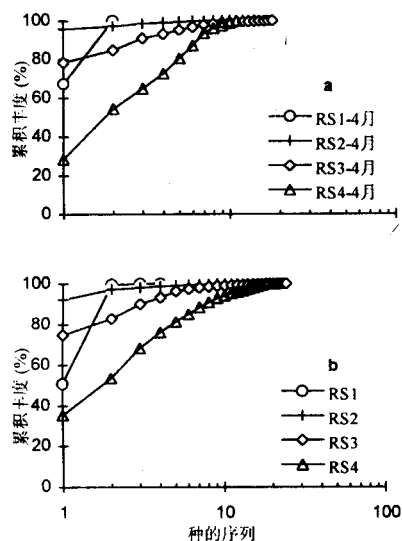


图 2 断面 R 大型底栖动物群落 K -优势曲线 (2a, 2b 分别为 1991 年 4 月和周年样品)

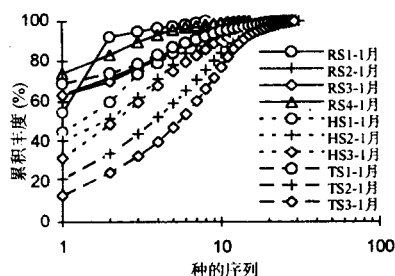


图 3 1992 年 1 月三断面线虫群落 K -优势曲线

以大型底栖动物的周年样品为例作 Sanders 稀疏曲线, 以比较 K -优势曲线, 结果如图 5。

为同数值多样性指数进行比较, 特做大型底栖动物群落的 Shannon-Wiener 信息指数 (H') 和 Simpson 指数 (D'), 结果如图 6。

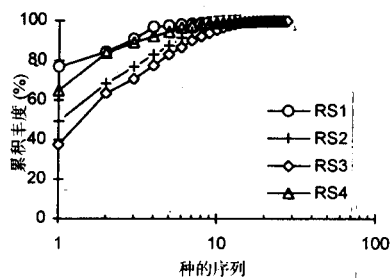


图4 断面R线虫周年样品K-优势曲线

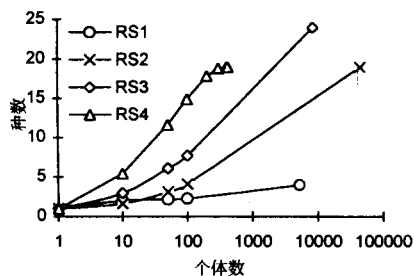


图5 断面R大型底栖动物周年样品 Sanders 稀疏曲线

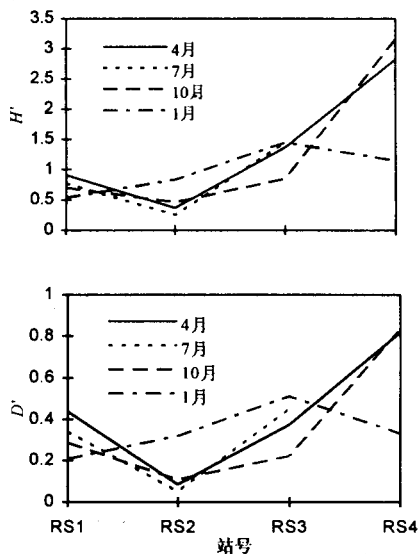


图6 断面R大型底栖动物群落 Shannon-Wiener 信息指数(H')和 Simpson 指数(D')

3 讨论

在有机质污染环境中,由于大量对污染敏感的种类的消失,而少数对污染有较好的适应能力的种有机会发

展成很大种群,导致群落中单一的优势显著升高,群落多样性指数降低。因此,可以用多样性指数来反映污染状况。

尽管 Shaw 等提出 RSA 曲线可作为一种敏感手段以检验群落优势图形 (Pattern) 的变化^[19],但人们更倾向于寻找一种更简单方便的指示方法。May 建议的 Berger 等曾应用的多样性指数 d ——最优势种的比例丰度 (Proportional abundance) 似乎是一个较理想的选择^[2,13]。而当单一的优势不是那么明显时,人们就把兴趣转移到两个、三个及至 K 个最优势种的合并丰度,由此即产生了 K -优势曲线。其实,所谓的 K -优势曲线,只不过就是 Patil & Taillie 的“内禀多样性曲线”(Intrinsic diversity profile)^[14],但由于 Patil 等在绘制这一曲线时是从最稀有种开始,而在污染监测研究中,人们的兴趣则更偏重于常见种的优势;为了避免混淆, Lambshed 等特将其改称为 K -优势曲线。实际上, K -优势曲线也可看作是一种累积 RSA 曲线。

对于两个群落 A, B, 如果对所有的 K 值, A 的累积丰度都大于或等于 B, 即在 K -优势曲线图形中, 曲线 A 上没有点在曲线 B 以下, 那么即可认为群落 A 的优势高于 B。而优势度是均匀度的倒数, 也就是说和多样性负相关, 由此, 根据 Lambshed 的判断原则^[11], 群落 B 有着比 A 更高的多样性。当然, 在实际作图中, 两个需要进行比较的样品并不一定能截然分开, 而有可能发生交叉, 即在某一点以前, 曲线 A 的所有点都比 B 上相应的点低, 而在该点以后, A 上的所有点又都比 B 上相应点高。当这一情况发生时, 单从多样性方面, 这两样品是无法进行比较的, 或者说, 样品多样性的大小将取决于所选用的到底是那一种多样性指数。以 1 月份线虫样品为例 (图 3), RS1-1 月同 RS4-1 月交叉明显, 若选用 Shannon-Wiener 指数, RS1-1 月小于 RS4-1 月 (1.483 : 1.518), 而若选用 Simpson 指数, 则 RS1-1 月大于 RS4-1 月 (0.564 : 0.438)。这是因为, 多样性指数包含着种的丰富程度及个体在种间分布的均匀性两方面的成分, 而几乎所有的多样性指数, 不是偏重于样品的种类丰富度方面 (如 H'), 就是偏重于均匀性方面 (如 D'), 而不可能两者完全均衡。Lambshed 及 Platt 等指出, 在作 K -优势曲线时, 如发现两样品发生交叉, 就没有必要再比较这两样品的多样性, 而应试图从群落结构的其他方面, 如种类组成等进行分析比较^[11,16]。因此, 掌握了这一手段, 就可在污染监测实际工作中少走许多弯路。

K -优势曲线图形同 Sanders 稀疏曲线直观上有些相似, 但这两个曲线在数学表达上没有任何联系, 并且这两曲线的行为也截然不同 (图 7)。随着个体在种间分

布均匀性的增加, K -优势曲线不但会变得更直, 而且也更靠近图形中对角线的位置; 而稀疏曲线则会变得更加弯曲, 更加远离对角线。在实际应用中, 这两曲线通常给出相似的监测结果, 说明它们所反映的是样品相同的内在特征, 即群落的真实多样性 (A real measurable entity)^[11]。Sanders 稀疏曲线在数学计算上相对来说比较复杂, 并且它的解释也不如 K -优势曲线直接。通常认为, 多样性指数的优势度 (均匀性的倒数) 方面同污染引起的变化关系更为密切^[16], 通过 K -优势曲线, 一个样品习见种的优势一目了然, 而稀疏曲线却要在大部分的种被认为是稀有时, 样品中的一个或几个种才会被认为

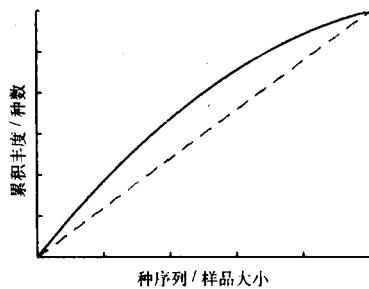


图 7 K -优势曲线和 Sanders 稀疏曲线比较
(X 轴为自然数轴)

为表现出较高的优势。

对比数值多样性指数 (如 Shannon-Wiener 信息指数 H' 和 Simpson 指数 D'), 可以发现 K -优势曲线具有更直观、更准确的优点。在青岛湾有机质污染潮间带, RS1 站污染最重, 而其数值多样性指数 (H' 和 D') 反而比 RS2 站高, 如果不对其环境因子和种群、群落结构详加分析, 单凭数值多样性指数的大小, 往往会得出错误的判断, 误认为 RS2 站污染最重。而 K -优势曲线却不会发生这一错误。从大型底栖动物 K -优势曲线图形可明显看出, RS1 站曲线极短, 说明其种类极少。对于底栖动物来说, 严重污染状况意味着种的濒临灭绝 (当然, 沉积结构对多样性亦有一定的影响, RS1 站位于高潮区, 底质类型为粗砂, 该种底质中的底栖动物不但种类较少, 数量也较贫乏。但通过与该站沉积结构相似的参考站点 HS1 和 TS1 的比较研究, 可证实有机质污染是 RS1 站底栖动物种类稀少的主要原因)。因此, 通过 K -优势曲线绝不可能得出 RS1 站比 RS2 站污染程度轻的错误结论。这里特别值得注意的是, 虽然曲线 RS1 同 RS2 往往发生交叉, 但并没有象 Lambshed 和 Platt 等所预测的: 就多样性方面这两样品是不可比的。事实上, 指数 H' 和 D' 在 RS1 和 RS2 有着相同的变化趋势, 即总是 $RS1 > RS2$ 。这是因为, 在极端环境中, 由于过大的污染

压力, 只有少数种才能在此存活, 并且每一种由于正常生理活动及生殖功能发生障碍而不可能发展成很大的种群, 使得个体在种间的分布较均匀, 因此不难理解 RS1 站有着相对大一些的 Simpson 指数。而 RS2 站虽然种数比 RS1 站有所增加, 但由于其第一优势种 (*Capitella capitata*) 的优势过高 (平均为 92%), 强烈削弱了种的丰富度对多样性的贡献, 使得 Shannon-Wiener 指数也表现出同 Simpson 指数相同的变化趋势, 即 $RS1 > RS2$ 。因此认为, 当两条交叉曲线长度相差特别悬殊时, 曲线的长度 (即样品中种的数量) 可直接用来指示污染状况, 只有当两交叉曲线长度相近时, 才需借助其它指标和分析手段进行判断。

当然, 正如 Dauer 等曾指出, 对于任何一种生态压力, 最好的方法是多种指标和分析手段的综合应用。没有那一种生物指标可作为万灵药^[4]。从调查结果分析, K -优势曲线同其它多样性指数一样, 同样受到季节变化 (繁殖季节个体大量补充) 及沉积结构 (尤其对小型底栖动物) 的影响。但是, 通过取周年样品及选取基本环境条件相似的参考站位, 是可以基本上消除这些自然变动的影响的。总之, K -优势曲线作为一种简单有效的海洋污染监测手段, 有着相当乐观的应用前景。

参考文献

- [1] 何明海, 1989. 海洋环境科学 8(4): 49~54.
- [2] Berger, W. H. et al., 1970. Science 168: 1 345-1 347.
- [3] Connor, E. F. et al., 1979. Am. Nat. 113: 791-833.
- [4] Dauer, D. M. et al., 1993. Mar. Biol. 116: 507-518.
- [5] Gee, J. M., et al., 1985. J. exp. mar. Biol. Ecol. 91: 247-262.
- [6] Gray, J. S., 1979. Phil. Trans. R. Soc. (Ser. B) 286: 545-561.
- [7] Gray, J. S., 1981. Mar. Pollut. Bull. 12: 173-176.
- [8] Grizzle, R. E., 1984. Mar. Ecol. Prog. Ser. 18: 191-200.
- [9] Hurlbert, S. H., 1971. Ecology 52: 577-586.
- [10] Lambshed, P. J. D., 1984. Mar. Pollut. Bull. 15: 256-259.
- [11] Lambshed, P. J. D., et al., 1983. J. nat. Hist. 17: 859-874.
- [12] Lambshed, P. J. D., 1986. Mar. Ecol. Prog. Ser. 29: 247-260.
- [13] May, R. M., 1975. In: Cody, M. L. et al. (eds), Ecology and Evolution of Communities Belknap Press, Cambridge Mass. 81-120.

- [14] Patil, G. P. *et al.* , 1977. Bulletin of the International Statistic Institute 47: 497-515.
- [15] Pearson, T. H. *et al.* , 1978. *Oceanogr. Mar. Biol. A. Rev.* 16: 229-311.
- [16] Platt, H. M. , *et al.* , 1984. *Hydrobiologia* 118: 59-66.
- [17] Raffaelli, D. G. *et al.* , 1981. *Mar. Pollut. Bull.* 12: 158-163.
- [18] Sanders, H. L. , 1968. *Am. Nat.* 102: 243-282.
- [19] Shaw, K. M. *et al.* , 1983. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 11: 195-202.