

近岸海域污染的生态效应评价

Ecological effect assessment of marine pollution

薛雄志^{1,2}, 杨喜爱¹

(1. 厦门大学 环境科学研究中心, 福建 厦门 361005; 2. 厦门大学 海洋环境科学教育部重点实验室, 福建 厦门 361005)

中图分类号: X826 文献标识码: A 文章编号: 1000- 3096(2004)10- 0075- 07

近岸海域包括从潮间带至大陆架边缘内侧的水体和海底, 生境复杂多变, 其间生活的生物种类较丰富, 根据其生活习性分为浮游生物、底栖生物和游泳生物三大生态类群。正常海域生态系统内部具有协调结构和功能, 良性的物质循环和能量流动。由于近几十年海岸带地区经济的发展, 近岸海域污染日益严重, 海域生态系统受到极大的干扰, 生态系统结构退化, 生态系统的功能失调。生物种类和数量日趋减少, 污染敏感种类消失, 耐污种的数量增加, 这种表现在生态系统中的响应即为污染生态效应。用各种定性和定量的方法对生态系统的响应做出评估, 可以了解海域环境质量状况和近岸海域生态所受到污染的长期、综合的累积效应, 为海岸带污染的监测、预防和海域环境管理提供依据。

1 污染生态效应

Odum^[1]认为, 生态系统在胁迫情况下会在能量、物质循环、群落结构和一般系统水平上发生变化。生态系统能量上的变化体现在群落呼吸增加, 生产力/呼吸量发生变化, 生产力/生物量和呼吸量/生物量增加, 辅助性能量的重要性增加, 冗余的初级生产力增加; 物质循环的变化则如流通率增加, 物质的水平运移增加而垂直循环降低, 群落的营养损失增加; 群落结构的变化表现在 v - 对策种比例增加, 生物个体大小减小, 生物寿命或部分器官寿命缩短, 食物链变短, 物种多样性降低等; 生态系统本身则变得更开放, 自然演替逆行, 资源利用效率变低, 寄生现象增加而互惠现象降低, 生态系统功能比结构更为强壮。水生生态系统也是如此, 在胁迫情况下, 它的初级生产力、水平营养运移、疾病普遍性将增加, 物种多样性、种群调控、复合稳定性减弱, 在群落结构方面, 则 v - 对策种、短命种、更小的生物群和外来种增加、乡土种消失, 种间相互作用减弱^[2]。这些变化为衡量生态系统

质量状况和生态系统所受的胁迫程度提供了依据, 即通过生态系统在胁迫情况下发生的系列变化构建定性或定量的指标, 来衡量生态系统质量状态以及评价生态所受到的污染胁迫, 反映污染物的生态效应。

2 海域污染生态效应评价

早期的污染生态效应评价, 主要是根据不同生物种群在污染条件下的变化来评价海域污染。德国的学者在 1916 年, 首先提出了用小头虫指示海洋污染, 开辟了利用生物指示海洋污染的研究领域。20 世纪初 50 年代以来, 许多学者研究应用简单的生物指数和物种多样性指数的方法来评价水质。从 80 年代开始, 研究包括群落结构与功能在内的生物完整性指数对水质进行整体性生物评价。到了 90 年代, 人们开始从整个生态系统角度来评价污染对生态系统的影响^[3]。

根据生态系统群落结构、物质循环、能量和一般生态系统水平上的污染生态效应可将海域污染生态效应评价方法分为以下几大类。

2.1 群落结构效应评价方法

不同种的生物对污染的敏感性有很大的差异, 在污染的压力下, 有些种类个体数量减少或消失, 而有些种类反而增加。通过生物群落中个别种类种群的变

收稿日期: 2003- 05- 26 修回日期: 2003- 10- 25

基金项目: 加拿大国际发展署“UPCD Tier- 1 之 Community-based Conservation Management”项目(01843-S53305); 国家自然科学基金项目(4031049); 福建省自然科学基金项目(D031002)

作者简介: 薛雄志(1961-), 男, 副教授, 博士, 研究方向: 海岸带可持续发展与海岸带综合管理, E-mail: xzxue@jingxi-an.xmu.edu.cn

化或群落组成和结构的变化可评价污染对生态系统的压力。群落结构效应评价方法目前研究最多,而且应用广泛。具体方法有指示生物法、生物指数法、多样性指数法、对数正态作图法、群落相似性比较法。

2.1.1 指示生物法

指示生物法就是对海域生物进行系统的调查、鉴定,根据物种的有无来评价海域水质的优劣。指示生物法有多种,除了根据生物系统中生物的有无来判断污染程度,还有根据一些耐污种类或敏感种类的出现或数量变化来评价水质的变化,有的则采用耐污种与敏感种的比例指示污染。

根据某些特征群落或种群评价水质的方法主要有污水生物系统、微型生物类群、优势种群和周丛生物群落^[3]等。该方法涉及的生物门类多,种类鉴定比较困难,而且在海域较难拟出适用于各个海域的指示生物表,因而该方法在海域的应用较少。但是,用优势种群和周丛生物群落法来评价同一海域的水质变化,是可以尝试的。

应用某一类生物来评价水质的方法在海域应用较多。德国学者 Wilhelmi 最早提出用小头虫指示海洋污染,此后的几十年中,小头虫指示方法应用于各个海域,如美国沿岸、日本濑户内海、有明海、黄海和东海沿岸、青岛湾、地中海、北欧等地^[3]。钱国珍等^[4]则用海洋线虫丰度、百分比组成和连续比较指数结合小头虫的数量来指示有机污染。Gyedu-Ababio 等^[5]通过南非 Swartkops 河流系统的研究得出,线虫种类数与叶绿素 a 及 2 种重金属铜和锌成明显负相关,提出用线虫种群作为河口污染的生物指标。Palm^[6]用 *Trichodinid ciliates* (纤毛虫) 的出现作为波罗的海西部海域富营养化海水的生物指标。Costanzo 等^[7]提出用红藻门的 *Gracilariaceae edulis* (可食江蓠) 的出现来指示贫营养海水受到营养盐的冲击。

除以上采用单一一种作为生物指示方法外, Raffaelli 等人^[8]提出了用小型底栖动物线虫/桡足类的比率作为污染的生物监测指标。Amjad、方少华^[9]等人在分别对挪威斯陆海湾和厦门浔江湾的底栖生物生态研究时也证实了这个结论。何明海等^[10]提出用大型底栖动物的多毛类和棘皮动物的丰度比率来指示厦门海域的有机污染。

单一指示生物法和比值法只需调查某一个或 2 个种群的数量,使用较简便。但单一指示种则由于不同海域的差异,难以确定评价标准,应用时有一定的

局限性。比值法得到的结果在不同海域则具有一定的可比性。

2.1.2 生物指数法

生物指数法是指运用数学方法求得的反映生物种群或群落结构的变化数值,用以评价环境质量。目前应用较多的是藻类和大型无脊椎动物构建的生物指数。藻类种类及数量与水质环境密切相关,因此藻类生物指数可较好地反应水质状况。已有生物指示公式:日本水道协会根据无叶绿素藻类与藻类总数的比值判断水质的污水生物指数;渡边仁治提出的硅藻生物指数 $I = [(2A + B - 2C) / (A + B + C)] \times 100$ (A 为不耐污染的种类数, B 为对有机物反应不敏感的广布种数, C 为污染区特有种数);章宗涉等^[11]提出的种类比值法,即以取样点藻类种类数与对照点种类数的比值判断水质状况。以上藻类生物指数主要应用于河流,海域则由于藻类受营养盐、盐度、海流等影响较大,海区藻类种类差异大,季节变化明显,应用受到一定限制。

大型无脊椎动物由于其个体较大,寿命较长,活动范围较小,有不同耐受力的物种及不同营养和物质循环的物种,很早就用来指示河流水质。20 世纪 80 年代,欧洲和北美将该方法用于估测海洋环境生态质量。主要的生物指数公式有:Beck^[12]提出的贝克生物指数 $I_B = 2A + B$ (A 为大型底栖无脊椎动物中对有机污染敏感的种类数目, B 为抗性种类数)。Eaton^[13]在北卡罗林纳州的 mesohaline and polyhaline 河口用综合每个种的敏感性与丰度的 Hilsenhoff type' 生物指数作为评价海域污染的标准。Lee^[14]用底栖生物污染指数 Benthic Pollution Index (BPI) 来评价韩国仁川海岸的海域环境和分析污染源。Cairns 等^[15]根据记号测验和轮回理论提出了连续比较指数 $= (N_i / N_s) \times N_t$ (N_i 为样品中的轮数, N_s 为样品个体总数, N_t 为样品类别数),这种方法是将采集的样品按形状、颜色等特征按顺序依次比较两种样品的异同,然后按公式计算连续比较指数。Borja^[16]则建立了可用于数据分析的生物系数 C_B ,具体方法为,根据软相底栖生物对环境压力的敏感性和生存环境类型,将其划分为 5 个类群,然后对欧洲河口和海岸带的 900 种生物鉴别,归类。在此基础上将各点样品中 5 个类群种类数目,计算生物系数 $C_B = [(0 \times \% G_1) + (1.5 \times \% G_2) + (3 \times \% G_3) + (4.5 \times \% G_4) + (6 \times \% G_5)]$ ($G_1 \sim G_5$ 为各类群的种类数目),根据计算的 C_B 可以判断各点的生态质量状况

和水质污染状况。

指示生物法根据物种的特性和出现的情况,用简单的数字表达污染的程度或生态质量的状况,报告简明扼要。应用大型无脊椎动物构建的生物指数是比较成熟的一种方法。在以上几种方法中,贝克生物指数较为简单,但首先要确定某一海域对污染敏感或抗性生物种类。连续比较指数法则克服了分类上的困难与麻烦,十分简便和快速,非生物工作者也可以胜任。由于连续比较指数通过比较不同样品获得,要求各采样点的生境要尽量一致,取样方法和次数也要统一。生物系数 C_B 法则可以用于数据分析,一旦一个地区海域的所有生物鉴别归类后,采用这种方法评价海域环境和生态质量的工作则非常容易进行。

2.1.3 多样性指数法

多样性指数,又称差异指数,是指用数理统计方法求得表示生物群落的个体数量的数值,用以评价环境质量和生态质量。其理论基础是,在未污染海域生物种类多样,数量较少;海域受到污染后,敏感种类消失,耐污种大量繁殖,种类单纯,数量很大,多样性下降。多样性指数包括两个基本要素:一是生物种类的丰度,一是个体在种内的均匀度。多样性指数主要有:辛普森多样性指数, Margalef 丰度指数, Shannon - Wiener 多样性指数等。

辛普森多样性指数是 Simpson 在 1949 年提出的,其公式为, $D = 1 - \sum_{i=1}^S n_i(n_i - 1) / N(N - 1)$, (其中 n_i 为第 i 种的生物数量, N 为总生物数量, S 为总种数)。该方法,引入古典概率的方法(从同一个集合中同时取出相同的两个种的概率)来研究群落种类的均匀度。辛普森多样性指数在 N 越大,越接近真值,因而要求研究时有足够的样品数。此外,这个公式对群落普通种作用大,稀有种作用小,单个体种被忽略。

Margalef 多样性指数也称丰度指数,是 Margalef^[17] 在研究大西洋、地中海的浮游生物多样性时提出的,其公式为 $d = (S - 1) \lg N$ (式中: S 为样品种类数; N 为样品个体总数)。这个指数用以表达藻类等浮游生物群落特征效果比较好,但该方法考虑种类数和个体数,未考虑各种生物的分配情况,容易掩盖不同群落的种类和个体的差异,并易受样品大小的影响。

Shannon - Wiener 指数公式为

$H' = - \sum_{i=1}^S (n_i/N) \log_2(n_i/N)$ (式中: n_i 为样品第 i 种的个体数; N 为样品中各种生物的总个数)^[18]。该指数引进了信息论的原理,数学关系严密,既考虑种类数也

考虑各种生物的相对丰度,比较全面;避免种类鉴定的困难,简化研究结果的报告^[19]。但是,阎铁等人^[20]指出用多样性指数进行生物样本分析时,需要综合考虑生物学的规律,特别要注意区别群落的自然变化和污染引起的多样性变化,样品的时间序列要长。

Pielous^[21]在 1968 年对 Shannon - Wiener 指数进行扩展、论证。他认为当 2 个群落的种数相近,结构相似时,属的类别多的那个群落的多样性更大。因而提出多样性指数 $H'_{GS} = H'_G + H'_{G(S)}$ 。其中, H'_G 为 Shannon - Wiener 种的多样性指数, $H'_{G(S)}$ 为属的多样性指数, $H'_{G(S)} = \sum_{i=1}^g (n_i/N) H_{i(S)}$ (g 表示种群属的数目, $H_{i(S)}$ 为第 i 属的物种多样性, n_i/N 表示第 i 个属占总个体数的比例)。

多样性指数对确定物种、判断物种耐性的要求不严格,较为简便,而且也能较好地反映群落的变化,在国内外普遍被用来监测淡水、海水底栖生物群落结构的变化。林双淡^[22]、Che^[23]、蔡立哲^[24]分别用群落物种多样性指数、种类均度指数和优势种的优劣势度分析了杭州湾北岸软相潮间带、Tai Tam 湾潮下带和香港维多利亚港潮下带大型底栖生物,认为这些指标可用于指示和评价污染状态。王化泉^[25]、陈宽智等^[26]应用 Shannon - Wiener 多样性指数分别分析了南海北部和胶州湾受污和未受污水域大型底栖动物群落的结构,认为可以通过不同的指数值来反映污染的程度。陈亚瞿^[27]、周云昕^[28]还应用了浮游动物的群落结构指数分析来评价海水污染程度。

2.1.4 对数正态分布作图法

Grey^[29]根据苏格兰海湾 1963~1973 年间底栖生物群落的 6 次调查资料,以每种个体的几何等级(几何等级为 $\times 2$ 级数)为横坐标,累积种数为纵坐标绘制对数正态图,发现:在根据污染前的图完全拟合正态分布,呈现一条直线;受到污染后,图中的线段有明显的折断;在污染严重时,底栖生物群落数据的对数正态分布图形表现出一条斜率很小的直线。这些对数正态图很敏感地反映生物群落受污染影响。其原理是:未受污染处于平衡状态的群落,在有机质轻微富集时,某些种的丰盛度增加,因此,当与非污染情况下的相似图形比较时,扩大了由对数正态图表包括的几何等级,这导致直线的弯折。在此阶段,稀有种未被污染物所消除,因此,在最初的几个几何等级内的种数和未受污染时相同,直线保持原来的斜率。随着污染的增加,一个平衡的生物群落重新建立起来,某些种占有极大的优势,而大部分稀有种被排除,这使对数正态图形的斜率变小,从而包括了许多几何等级。

对数正态作图法方便直观,受取样样方大小的影响较小。它与多样性指数相比较,适用于不同环境条件的生物群落,而且可以较敏感地反应出污染初期生物群落受到的影响并指示环境污染的程度。

2.1.5 生物量丰度比较法(ABC 曲线法)

应用生物量与丰度变化的比较来反映海域污染状况是目前应用较广的一种方法。生物量丰度比较法(ABC 曲线法)是 Warwick^[30]应用大型底栖生物来监测污染时提出的,它是一种作图比较法,用 Y 轴来表示百分优势度累积尺度,在 X 轴上表示不同种的排列顺序,种的排列顺序按丰度或生物量大小等级由左至右转换为对数尺度排列,在此坐标上比较同一群落的丰度和生物量。对于未受污染的群落,整条生物量曲线位于丰度曲线上方;中度污染时,丰度曲线与生物量曲线相互交叉右重叠在一起;当严重污染时,整条丰度曲线位于生物量上方。这种方法的原理是:在稳定的不受干扰的环境中,大个体长寿命的保守种类占多数,群落以高生物量为特征。当环境受到中度扰动时,部分种类消失,部分种类数量增加。当环境受到扰动较大时,小个体、短寿命的机会种将取代保守种,占优势,群落以高生物数量为特征。

生物量丰度比较法和正态分布作图法一样,可应用于不同环境的生物群落,敏感地反映群落受到的扰动状况。它不仅提供了种数及个体数在种间分布的信息,还提供了生物量的指标。该方法可通过一次取样将生物丰度及生物量累积曲线进行比较,对生物群落是否受到污染扰动作出评价。该方法有较大应用潜力,但生物量曲线受样方大小及其它随机因素影响较大,因而要求取样样方较大。王永泓等^[31]采用底栖生物量和数量的 K-优势曲线法,分析了浙江宁波镇海软相潮间带底栖动物的污染状况,并与 10 年前镇海炼油厂排污前的本底调查作了比较研究,认为该法有一定的应用价值。贾树林^[32]利用大连湾底栖动物调查数据,用种类中个体分布作图法反映污染程度。

生物量与丰度比较法可以较好地反映污染的变化,但无法反映其它环境因素扰动引起群落变化。蔡立哲等人^[33]在应用该方法评价东山岛潮下带所受环境影响时,认为即使底栖生物群落未受污染,在受到水动力引起的底质变化和过往船只的扰动时,生物量丰度曲线也会呈现污染扰动的效应。

2.1.6 相似性指数法

相似性指数法主要用于多个群落的相似性比较,常引入聚类分析的方法对比较的结果进行分析,来判

别群落受污染扰动的状态。目前应用较多有 Jaccard^[34]首次提出的种类相似系数: $J = c / (a + b - c) \times 100\%$, (式中 a, b 分别为 A, B 样品的种类数, c 为 A, B 样品的共有种类数); Bray and Curtis 相似性指数^[35] $I = [2c / (a + b)] \times 100\%$ (式中 a, b, c 与上式同); Wiltaker 提出的相似百分率(Pecentage of Similarity, PS):

$$S_{\text{pab}} = 1 - 0.5 \sum_{i=1}^s |a - b| \quad (\text{式中 } a, b \text{ 分别为 A, B 样品的种类数});$$

Pearson 提出的相关系数:

$$r_{ij} = \frac{\sum_{k=1}^s (Z_{ik} - \bar{Z}_i)(Z_{jk} - \bar{Z}_j)}{\sqrt{\sum_{k=1}^s (Z_{ik} - \bar{Z}_i)^2 (Z_{jk} - \bar{Z}_j)^2}}$$

其中, $\bar{Z}_i = \frac{1}{S} \sum_{k=1}^s Z_{ik}$, $\bar{Z}_j = \frac{1}{S} \sum_{k=1}^s Z_{jk}$ (Z_{ik} 表示 i 样本第 k 个隶属种群的生物数量, Z_{jk} 表示 j 样本第 k 个隶属种群的生物数量, S 表示种类数)。

通过相似性指数的计算,可以得知海域所受污染的影响程度,但以上方法都必须有参照点,而且要求采样点自然环境条件相似的,以剔除其它环境因子对群落相似性指数的影响。因此,该方法较适用于同站点的长期污染生物监测。Ieno^[36]等采用相似性指数(I_s)来研究阿根廷 Samborombon 海湾的大型底栖生物群落所受污染的影响。

2.2 群落功能效应评价法

生态系统中生物群落受到环境压力时,为抵抗这种压力,群落呼吸增加,辅助性能量的重要性和冗余的初级生产力增加,群落的营养损失增加。其结果是大部分群落用于生长和繁殖的物质和能量比例减少,个体变小,总生物量减少。但对少数种群而言,由于竞争和捕食压力减少大于污染压力增加,种群数量大大增加,总生物量增加。如海水中一些种类浮游植物在海域海水的营养盐增加时会大量繁殖。

应用群落生物量的变化和群落生产效率等生态系统能量流动上的变化来评价海域污染也是一个较有效的方法。主要方法有生产力法、生物量法、群落代谢比值法及生态系统能量指标等。

2.2.1 生产力

生产力的高低与水质关系密切,是水质评价的重要指标之一。应用藻类生物量或初级生产力作为划分水质营养状况的指标,国内外研究较多。据沈韞芬^[37]在武汉东湖的研究结果,藻类丰度大于 1×10^6 个/L 的

水体为富营养型水体, $0.3 \times 10^6 \sim 1 \times 10^6$ 个/L 为中营养型, 小于 0.3×10^6 个/L 为贫营养型。黄邦钦等^[38]用这个标准划分了厦门西海域的营养类型, 认为海洋微藻的丰度和生物量可以用来指示海域环境。国家环保局提出的划分水体营养状态的标准则是根据叶绿素 a 计算出的营养状态指数, 叶绿素 a 含量 $> 10.9 \text{ mg/m}^3$ 为富营养型水体, $2.13 \sim 9.84 \text{ mg/m}^3$ 为中营养型, $< 1.93 \text{ mg/m}^3$ 为贫营养型。Kitsiou 等人^[39]在研究希腊的 Saronicos 湾海水富营养的空间分布时, 用浮游植物种数和总个体数为指标, 能清楚地描述富营养的类型。

2.2.2 生物量

生物量是单位体积或单位面积生物的质量, 生物密度是单位体积或单位面积生物的个体数, 二者都能很好地反映环境的变化。

2.2.3 群落代谢比值法

根据受污染海域群落呼吸量增加的效应, 用群落代谢比值方法可反应生态系统受污染的程度。德国人 Caspers^[40]等根据群落生产量(P)和呼吸量(R)的比值, 把水质分为 6 个等级。即 $P/R > 1, \beta$ - 寡污带; $P/R > 1 \sim 1, \alpha$ - 寡污带; $P/R 1 \sim < 1, \beta$ - 中污带; $P/R < 1 \sim < < 1, \alpha$ - 中污带; $P/R < < < 1, \beta$ - 多污带; $P/R = 0, \alpha$ 多污带。

2.2.4 生态系统能量指标

为评价生态系统受到污染等环境因素的影响, Kay^[41]使用了“生态系统完整性”来说明生态系统维持其组织的能力。衡量完整性要反映生态系统的组织状态, 即功能和结构的组织状态。功能可通过计算生态系统从环境获取的总功及其在生态系统内的流动来衡量, 而贮存在生态系统中的能量则可作为群落结构的指标。因此, Jurgensen^[42]将两个最近提出的生态系统指标——系统的放射本能(exergy)和种的放射本能(specific exergy)应用于 12 个沿岸海域生态系统, 并将这些指标进行相关性分析。研究结果认为放射本能可以衡量生态系统生长的能力, 比生物量更能反映维持生态系统所需的能量。种的放射本能则可反映生态系统中有更高级的生物和生态系统具有更复杂的特性。这两个指标涵盖了生态系统健康的大部分属性, 因此可作为衡量生态系统质量很好的生态指标。

以上几种功能效应评价方法中, 生产力和藻类生物量由于受温度等环境因素的影响及采样的误差, 只能大致地反映海域环境状况。群落代谢比值法在理论

上是可行的, 但存在如何进行现场生产量和呼吸量测定的问题。生态系统能量指标——放射本能是衡量生态系统受污染压迫程度很好的指标, 但计算各种生物所含的放射本能存在一定困难, 而且计算的工作量大, 方法复杂, 目前较难应用。

2.3 一般系统水平效应评价

一个相对平衡的生态系统, 通常是通过演替达到成熟阶段的“顶级”生态系统, 生物多样性高, 功能相对稳定, 自身调节能力增强, 保持生态系统稳定的可能性也比较大。在污染情况下, 生态系统退化, 稳定性下降, 抵抗外来种的能力降低、营养级位之间的生态效率下降、种间相互作用减少。污染对一般生态系统水平和物质流动效应的研究较迟才开始。Perez^[43]研究认为, 海绵动物——海港常见的共生微生物群落是评价污染对微生物群落效应的一个显著而敏感的指标。从生物种间关系来考虑: 生物群落在稳定的环境中, 生态密度很大, 种间竞争发展到相当严重程度, 有些动物只得选择伙伴来共同占有空间, 即形成偏利共生。因此, 根据群落种间关系来判别群落受扰动的状态可能是一个较为简便的很好指标。

3 讨论

由上可知, 海域生态效应评价侧重于从污染对生态系统结构的效应进行。即根据群落中不同种的生物对污染的敏感差异性, 生物群落结构在污染压迫下发生变化, 来评价海域的污染状况。这些方法直观, 而且一般能较好地反映实际的海域污染或污染累积状况。但大多数指标只能反映海域环境质量的变化, 较难评价污染对整个生物群落及生态系统的影响, 即生态系统所处的状态。相对其它结构指标来说, 多样性指数包含了群落中大部分生物的信息, 从生物种类的丰度和个体在种内均匀度的变化两个方面对污染生态效应进行评价, 较好地反映生态系统受到污染压力的状况, 适用性较广。但目前使用多样性指数也存在一些问题。Margalef 指数(d)仅从种类的丰度来考虑生物种群的变化, 辛普森多样性指数则要求样品足够大, 而且稀有种作用小, 单个体种被忽略。Shannon-Weiner 多样性指数(H')则对生物种群密度的变化不敏感。Pielous 多样性指数则是建立在 Shannon-Weiner 多样性指数的基础上的。作者认为, 根据稳定群落是一个有序的系统, 各种生物在相互竞争中达到共存。因此, 种类多样性指数可以用公式来计算:

$J = \sum_{i=1}^n n_i / \delta$ (式中, n_i 为样品第 i 种的个体数; δ 为样品的标准差: $\delta = \sqrt{\frac{1}{S} \sum_{i=1}^S (n_i - \bar{n})^2}$)。从数理统计角度来说,可以用来判断离散程度。标准差越大,离散程度越高。用第 i 种的个体数量除以标准差则可以反映该种群在群落中所占的位置。在稳定的群落中,生物种类丰富,各个物种占据各自的生态位,在群落中所占的位置也是比较均匀的。对各个种群数量除以标准差进行求和,不仅可以反映群落的均匀度,还可以反映群落种类的丰富程度。越均匀、种类数越多的群落, J 值越大,多样性越高。因此,根据以上的多样性指数公式计算的值可以用来判断一个群落是否稳定或受到污染的压力。

一般生态系统水平和能量与物质循环的评价方法,可以较好地反映整个生态系统在污染压力下的变化。但是,这些方法要求在研究时充分了解海域自然环境、生态系统组成结构、食物网和营养级,并在此基础上找出正常生态系统各营养级之间的物质循环与能量流动的规律,以此来比较其它海域生态系统的的状态。由于海域生态的研究起步较陆域和内陆水域晚,人们对海洋生态系统的认识还不十分深入,对应用生态系统功能来评价污染对海域生态系统的效应及了解生态系统状态的研究刚开始。通过研究的深入,有可能从中找出一些相对简便,又可以全面评价海域污染效应和衡量海域生态质量的指标,为海域污染预防和海洋环境管理和生态保护提供依据。

参考文献:

- [1] Odum E.P. Trends expected in stressed ecosystems[J]. **BioScience**, 1985, 35(7): 419- 422.
- [2] Rapport D.J. Ecosystem Health[M]. Oxford: Blackwell Science, 1998. 1- 356.
- [3] 黄玉瑶. 内陆水域污染生态学[M]. 北京: 科学出版社, 2001. 1- 291.
- [4] 钱国珍, 倪 铮, 曲云龙. 用海洋线虫监测潮间带有机质污染的调查研究[J]. 海洋湖沼通报, 1992, 3: 48- 55.
- [5] Gyedu- Ababio T.K. Nematodes as indicators of pollution: a case study from the Swartkops River system, South Africa[J]. **Hydrobiologia**, 1999, 397: 155- 169.
- [6] Palm H.W. Occurrence of trichodinid ciliates (Peritricha: Urceolariidae) in the Kiel Fjord, Baltic Sea, and its possible use as a biological indicator[J]. **Parasitology Research**, 1999, 85(8- 9): 726- 732.
- [7] Costanzo S.D., O'Donohue M.J., Dennison W.C. Gracilaria edulis (Rhodophyta) as a biological indicator of pulsed nutrients in oligotrophic waters[J]. **Journal of Phycology**, 2000, 36(4): 680- 685.
- [8] Raffaelli D.G., Mason C.F. Pollution monitoring with meiofauna: Using the ratio of nematodes to copepods[J]. **Pollut Bull**, 1981, 12: 158- 163.
- [9] 方少华. 厦门浔江湾小型底栖生物数量分布及生态学意义[J]. 台湾海峡, 2000, 19(4): 474- 477.
- [10] 何明海, 吴启泉, 郑凤武. 厦门港多毛类的种类组成与数量分布[J]. 台湾海峡, 1987, 6(3): 251- 256.
- [11] 章宗涉. 用藻类监测和评价图门江的水污染[J]. 水生生物学集刊, 1983, 8: 97- 104.
- [12] Beck W.M. Suggested method for reporting biotocidafa[J]. **Sew Ind Wastes**, 1955, 27: 1193- 1197.
- [13] Eaton L. Development and validation of biocriteria using benthic macroinvertebrates for North Carolina Estuarine water[J]. **Marine Pollution Bulletin**, 2001, 42: 23- 30.
- [14] Lee J., Park H.S. Marine environmental assessment based on the benthic macrofaunal composition in the coastal area of Incho, Korea[J]. **Journal of the Korean Fisheries Society**, 1997, 30(5): 771- 781.
- [15] Cairns J.Jr., Dickin K.L. A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharges on aquatic bottom-dwelling organisms [J]. **J Water Pollut Contr Fed**, 1971, 43: 755- 772.
- [16] Borja A., Franco J., Perez V.A. Marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environment[J]. **Marine Pollution Bulletin**, 2000, 40: 1100- 1114.
- [17] Margalef R. Temporal succession and spatial heterogeneity in phytoplankton [A]. Buzzati-Traverso. Perspectives in Marine Biology [C]. Berkeley: Univ California Press, 1958. 323- 347.
- [18] Shannon C.E., Weaver W. The mathematical theory of Communication [M]. Urbana: Univ Illinois Press, 1964. 1- 278.
- [19] 李永祺, 丁美丽. 海洋污染生物学[M]. 北京: 海洋出版社, 1991. 1- 504.
- [20] 阎 铁, 吕海晶. 底栖生物与海洋污染监测[J]. 海洋环境科学, 1989, 8(2): 45- 52.
- [21] Pielou E.C. 著, 卢泽愚译. 数学生态学[M]. 北京: 科学出版社, 1988. 1- 406.
- [22] 林双淡, 张水浸, 蔡尔西, 等. 杭州湾北岸软相潮间带底栖动物群落结构的分析 [J]. 海洋学报, 1984, 6(2): 235- 243.

- [23] Che Rosita G O. Further studies on the subtidal macrobenthic community of Tai Tam Bay, Hong Kong [J]. **Asian Marine Biology**, 1996, 12: 53- 68.
- [24] 蔡立哲. 香港维多利亚港大型底栖生物群落的时空变化[J]. 海洋学报(中文版), 1997, 19(2): 65- 70.
- [25] 王化泉, 赵丽云. 南海北部近海大型底栖动物群落的多样性及其应用于海洋环境质量评价可能性的初步探讨[J]. 海洋环境科学, 1985, 4(3): 42- 49.
- [26] 陈宽智, 李泽东. 沧口区海滩环境污染对大型无脊椎动物生态的影响[J]. 山东海洋学院学报, 1983, 4(4): 38- 46.
- [27] 陈亚罡, 徐兆礼, 李志诚. 杭州湾北岸上海石化总厂附近海域浮游动物生态的初步研究 [J]. 海洋环境科学, 1992, 11(1): 9- 13.
- [28] 周云昕. 用浮游动物评价洱海水质和营养类型[J]. 水利渔业, 1998, 99: 4- 6.
- [29] 格雷 J S. 海洋沉积物生态学——底栖生物群落结构与功能导论[M]. 北京: 海洋出版社, 1987. 1- 231.
- [30] Warwick R M. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities [J]. **Mar Biol**, 1986, 92(4): 557- 652.
- [31] 王永泓, 黄立强, 王慧珍, 等. K 优势曲线分析污染对潮间带大型底栖生物群落影响的初步尝试 [J]. 海洋环境科学, 1992, 11(1): 91- 94.
- [32] 贾树林. 利用底栖动物监测污染的生态学方法 I 种类中个体作图法[J]. 海洋环境科学, 1991, 10(1): 68- 72.
- [33] 蔡立哲, 郑天凌. 东山岛潮下带大型底栖生物群落及其环境影响评价[J]. 厦门大学学报(自然科学版), 1994, 33: 37- 42.
- [34] Jaccard P. Distribution de la flore alpine dans le Bassin des Dranses et dans quelques regions voisines [J]. **Bull Soc Vaudoise Sci Nat**, 1901, 37: 241- 272.
- [35] Sprengren T. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish Common [J]. **Biol Skr**, 1948, 5(4): 1- 34.
- [36] Ieno E N. Spatial and temporal patterns in coastal macrobenthos of Samborombon Bay, Argentina: A case study of very low diversity [J]. **Estuaries**, 1998, 21(4): 690- 699.
- [37] 沈韞芬. 微生物监测新技术[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 1990. 119- 151.
- [38] 黄邦钦, 洪华生. 海洋微藻作为海洋生态环境的指示初探[J]. 海洋环境科学, 1998, 17(3): 24- 28.
- [39] Kitsiou. Categorical mapping of marine eutrophication based on ecological indices [J]. **Science of the Total Environment** 2000, 255(1- 3): 113- 127.
- [40] Caspers H, Karbe L. Trophie und saprobitalstoffwechsel dynamischer komplex [J]. **Arch Hydrobiol**, 1966, 61: 453- 470.
- [41] Kay J J. A non- equilibrium thermodynamic framework for discussing ecosystem integrity [J]. **Environ Mgmt** 1991, 15: 483- 495.
- [42] Jørgensen S E. Application of exergy and specific exergy as ecological indicators of coastal areas [J]. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, 2000, 3: 419- 430.
- [43] Perez T. Evaluation of coastal areas quality by sponges: state of the art [J]. **Bulletin de la societe zoologique de france**, 2000, 125(1): 17- 25.

(本文编辑: 张培新)