

污染物环境生态效应评价研究进展

王长友^{1,2,*}, 王修林³, 于文金^{1,2}, 钟珊珊^{1,2}, 杨胜朋^{1,2}

(1. 南京信息工程大学气象灾害省部共建教育部重点实验室, 南京 210044; 2. 南京信息工程大学大气科学学院, 南京 210044;
3 中国海洋大学化学化工学院, 青岛 266100)

摘要:总结了污染物环境生态效应评价的关键环节——生态受体选择、反应终点和评价参数确定等研究现状,分析讨论了这些环节目前存在的问题和今后的研究方向。个体和种群层次上的生态受体研究较为深入,相应的反应终点研究也较为成熟,但群落和系统层次上的生态受体研究较少,相应的反应终点还不能完整的表征其结构与功能发生的变化。应用能够完整反映生态系统功能及结构组织状态的反应终点,以生态系统为受体进行污染物环境生态效应评价是今后的研究方向。基于假设检验的 NOEC 只是一个实验设计浓度,不能构造置信区间; EC_x 由不同的数学模型计算的结果差异较大,置信区间随效应值 x 的降低而增大。研究综合假设检验与数学模型各自优点的评价参数估算是污染物环境生态效应评价的重要研究内容。

关键词:环境生态效应评价;生态受体;反应终点;评价参数;假设检验;数学模型

文章编号:1000-0933(2009)09-5081-07 中图分类号:Q142,X171 文献标识码:A

Researches progress of environmentally ecological effect assessment of pollutants

WANG Chang-You^{1,2,*}, WANG Xiu-Lin³, YU Wen-Jin^{1,2}, ZHONG Shan-Shan^{1,2}, YANG Sheng-Peng^{1,2}

1 Key Laboratory of Meteorological Disaster of Ministry of Education, NUIST, Nanjing 210044, China

2 College of atmospheric sciences, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044, China

3 College of Chemistry & Chemical Engineering, Ocean University of China, Qingdao 266003, China

Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(9): 5081 ~ 5087.

Abstract: The research progress of the key links of environmentally ecological effect assessment of pollutants, selection of ecological receptor, determinations of end point and assessment parameters are summarized. The problems in the current research and development trends in the near future are also discussed. Thoroughly research has been carried out on the ecological receptors based on the individual and population and their corresponding end points. However, the ecological receptors based on community and ecosystem drawn less concentration and the corresponding end points can not exactly characterize the variation of their structures and functions. Further research on environmentally ecological assessment of pollutant would be concentrated on the ecosystem as receptor on condition that the end points are adequate to characterie ecosystem structure and function. Based on hypothesis tests, the NOEC, can only take the values of a tested concentration and can not produce confidence limits for it. The estimates of EC_x depend on the selected models and its variation is significant. The confidence interval increases with decreasing effect size. It plays an important role in environmentally ecological effect assessment of pollutant to research estimation methodology of assessment parameter with a combination of advantages of hypothesis test with those of model.

Key Words: assessment of environmentally ecological effect; ecological receptor; end point; assessment parameter; hypothesis test; model

基金项目:国家“973”资助项目(2001CB409703);南京信息工程大学科研基金资助项目

收稿日期:2008-09-22; 修订日期:2009-02-01

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: chy. w@ hotmail. com

19 世纪以来的 3 次产业革命,在推动大工业化进程的同时,也使得大量污染物进入环境,造成日益严重的环境污染,对人类的生活和经济发展构成了严重威胁。1909 年科尔克威茨和马森提出污水生物系统(saprobien system)的概念,首次运用指示生物定性评价污染物对水体的环境生态效应,开创了污染物环境生态效应评价的先河。20 世纪 20 年代以后生态学由定性描述发展到定量分析的新高度,为污染物环境生态效应定量分析奠定了重要基础^[1]。20 世纪 90 年代后,随着环境化学、生态学、生态毒理学等学科的发展,研究有毒有害化学物质对生态环境的危害逐渐受到人们的重视,污染物环境生态效应评价的研究内容和方法也随之不断发展。由于环境管理的需要,1998 年美国国家环保局(USEPA)正式出台《生态风险评价指南》,加拿大、英国、澳大利亚等国也相继提出并开展了污染物生态风险评价的研究工作^[2~4],生态效应评价研究作为生态风险评价研究的关键环节,也受到社会的更多关注,成为环境生态研究的热点。污染物环境生态效应评价就是定量的分析和评价环境污染物对生态系统的不良效应,为环境质量评估、调控和环境管理提供科学依据。污染物环境生态效应评价的关键是生态受体选择、反应终点和评价参数确定。科学地度量 and 评价污染物的环境生态效应,对于制定科学有效的环境保护措施,保护环境,保障人类健康,保持人类可持续发展具有重要意义。

1 生态受体的研究

1.1 生态受体选择原则

所谓生态受体是指暴露于环境污染物压力之下的生态实体。它可以指生物体的组织、器官,也可以指种群、群落、生态系统等不同生命组建层次。由于生态系统中可能受到污染物危害的生态受体种类很多,不同生态受体对各种污染物的反应也各不相同,不可能对每种生物或生态受体都进行分析和评价,关键是选择一种或几种典型的、有代表性的生态受体,其受危害的情况可以反映整个生态系统的状况。然而,由于生态系统的复杂性和污染物的多样性,不仅不同受体对相同污染物的反应不同,同一受体对不同污染物的反应也不同。因此,选择什么生态受体作为系统评价指标或危害对象,受体的特性以及受体的生命和运动过程如何,成为污染物环境生态效应评价的关键^[5]。目前生态受体研究主要集中在个体和种群层次上,通常选择能较敏感和快速的对环境污染物产生明显反应的生物作为指示生物,通过其所作的反应可以了解环境的现状和变化。指示生物通常具有以下基本特征:对污染物反应敏感,有着“预警”的功能;具有代表性,应是常见种,最好是群落中的优势种;对污染物的反应在个体间的差异小、重现性高,用做指示生物的植物,最好选用无性植物^[1]。

1.2 生态受体研究现状

1909 年科尔克威茨和马森提出的污水生物系统首次运用指示生物评价污染物对水体的环境生态效应。其后,克列门茨把植物个体及群落对于污染物的反应作为指标,应用于农、林、牧业,监测污染物对环境中植物造成的影响。20 世纪 50 年代以后,经许多学者的深入研究,通过生物变化监测生态污染已成为活跃的研究领域,在理论和方法上也更加丰富^[1],并且由淡水生物向各种不同水域发展,由短期效应研究向着长期效应发展^[6]。

瑞典生态毒理学家 Goran Dave 等研究发现以斑马鱼胚胎仔鱼为受体能快速测定水环境污染对鱼类生长的长期效应^[7]。卤虫是生活在海洋及高盐水域中的无脊椎动物,具有虫卵易保存运输、便于孵化、实验快速、世界种等优点,被公认为评价海洋污染的优秀指示生物,桡足动物猛水蚤则可以用来评价咸淡水及河口污染^[6]。美国环保局(USEPA)建立海水水质基准时应用的指示生物包括藤壶的胚胎或幼虫、双壳类软体动物(蛤、贻贝、牡蛎、扇贝等)、海胆、龙虾、螃蟹、小虾、鲍鱼以及海洋浮游植物(*Selenastrum* 或 *Skeletonema*)或维管植物^[8]。蔡立哲等以香港维多利亚港底栖生物群落为生态受体评价了底质有机污染的严重程度^[9],Kay 应用“生态系统完整性”的概念探讨了以生态系统为受体进行污染物环境生态效应评价的可能性^[10]。

以生物个体作为生态受体,实验可控性、重复性高,实验结果变异性小,可以应用较为成熟的生态毒理学实验方法,但难以反映污染物对整个生态系统的影响状况,一般在生态系统优势种、关键种为敏感种的情况下应用。生物种群作为生态受体,实验可控性、重复性一般也较高,能够反映污染物在种群层次上的造成的不利

效应,如种群生长减慢等,但难以表征污染物对群落或生态系统结构等的不利效应,一般应用在细菌、微藻等微生物为优势种、指示种的生态系统。生物种群、生态系统水平上的生态受体,实验控制难度较高,实验结果变异性较大,一般难以定量研究污染物浓度-效应关系,通常用于定性的判断污染物对生态系统是否造成损害。

2 反应终点研究

2.1 反应终点选择原则

反应终点是用以表征生态系统发生变化的指标,是可以明确表达的需要保护的生态环境价值,通过生态受体及其属性来确定^[2],任何基本生态过程的不可接受的改变均可视为反应终点,也有文献称作评价终点^[5]、实验指标^[11]或生态终点^[12]。生态系统中不同营养级的生态受体存在不同的反应终点选择。

反应终点应根据生态受体和污染物毒性特征进行选择,体现生态关联性、污染物易感性和生态环境价值可控性等原则^[13]。由于生态系统的复杂性和污染物特性的多样性,研究者往往根据自己关注的生态环境价值来选择反应终点,导致反应终点的选择有很大偶然性,而不同反应终点的选择,经常导致污染物环境生态效应评价结果不一致。另外,污染物环境生态效应评价的定量化,要求对反应终点进行测定。如果确定的反应终点能够直接测定,可以将其直接用于污染物环境生态效应评价;如果反应终点不能直接测定,需要选择一种或几种与反应终点有关联的可测终点^[5],由可测终点的测定结果计算反应终点的变化。如对于多数污染物环境生态效应实验,受试生物在其生活史的不同时期,对不同的污染物具有不同的适应性,进行污染物环境生态效应评价时选择涵盖其整个生命周期的反应终点才可提高灵敏性和可靠性^[14],而这种反应终点往往需要通过可测终点来确定。因此,深入研究生态受体及其属性、污染物特性和环境生态效应反应终点确定方法,才能更加科学合理的选择反应终点。

2.2 反应终点研究进展

生物个体水平上的反应终点的研究迄今最为深入,可选择范围较广。甲壳类动物主要有存活、孤雌生殖、发育、运动和有性生殖等类别,鱼类主要有成鱼存活、成鱼生长、幼鱼存活、幼鱼生长、雄鱼和雌鱼性成熟、雌鱼产卵数量、仔鱼生存能力等类别^[8,15~17]。其中,存活类反应终点主要是寿命;繁殖类反应终点主要有产卵数、产幼数、第一次产卵时间、第一次产幼时间、最后一次产卵时间、最后一次产幼时间和繁殖周期等;发育类反应终点主要有胚胎发育时间、生殖前期、生殖期、生殖后期、最小世代时间等;运动类反应终点主要有游泳速度、游泳曲折度、游泳时间等;有性生殖类反应终点主要有休眠卵产生率、挂卵个体/非挂卵个体、雄体/雌体、混交雌体/非混交雌体的比例等^[14]。然而不同反应终点的敏感性是不同的,一般繁殖类反应终点的敏感性高于存活、生长类反应终点,幼年期的反应终点敏感性高于成年期的反应终点。

种群水平上的反应终点在当前污染物环境生态效应评价中已较为常用,主要有种群增长率、内禀增长率、世代时间、净生殖率、周限增长率、种群生物量等,如微藻通常是采用 72(96)h 指数相对增长率或种群生物量作为生态毒性效应的反应终点^[8,15,18]。种群水平反应终点的研究也是目前污染物环境生态效应研究较为活跃的领域。王长友等以 logistic 生长模型参数——环境容纳量作为反应终点分析了铜对中肋骨条藻的生态毒性效应,并与种群生物量或相对生长率为反应终点的分析结果进行了比较,结果表明环境容纳量为反应终点比种群生物量或相对生长率具有更高的灵敏性和可靠性^[19]。

生物种群、生态系统水平上的反应终点研究也取得了一定成果。群落水平的反应终点主要用群落指示种、群落关键种、物种多样性、物种均匀性、物种丰度等指标,如用 Simpson 多样性指数、Margalef 丰度指数等表征群落物种丰度和均匀度的变化。生态系统水平以上层次的反应终点主要用生物量、初级生产力、物种集群速度等表达^[5,20,21]。然而目前生物种群、生态系统水平上的反应终点仍不能全面反映生态系统功能和结构的变化。

近年来随着生物技术的快速发展和广泛应用,细胞、亚细胞和分子水平上的反应终点测试技术得到较大发展,为污染物环境生态效应研究提供了全新的思路和技术手段。卜元卿等以蚯蚓体腔细胞的尾部 DNA 百

分含量和尾长为反应终点评价了重金属 Cu 污染状况,认为分子和细胞水平的反应终点比个体和群落水平的反应终点对环境干扰和污染反应更为敏感,是指示重金属污染的重要指标^[22]。Seth 等研究了以 *Allium cepa* 根部组织分裂细胞染色体畸变和 DNA 损害为反应终点分析评价重金属 Cd 的毒害作用敏感性和有效性,认为环境中过高的重金属浓度通过影响环境生物基因组完整性会产生不可逆转的生态损害^[23]。这些测试技术使得与环境污染物暴露相关的可以测试的生物生理、生化、组织或分子以及代谢物水平的响应,能够用于指示污染物暴露和生物效应的变化,可以作为污染物环境生态效应评价的反应终点。

3 评价参数的研究

表征环境污染对生态受体毒性效应的参数可分为两类:半效浓度(EC_{50})(半致死浓度 LC_{50})和(准)非效应浓度。 EC_{50} (LC_{50})是指在一定时间内,实验系统中或某一生态系统中 50% 的实验生物或某一生物种群表现出可观察到的不良效应(或死亡)时污染物的浓度^[1, 24, 25]。 EC_{50} (LC_{50})常用于比较不同污染物的毒性效应大小。(准)非效应浓度是指在一定的时间内,生态系统暴露于环境污染物中的实验生物或生物种群还没有产生不良反应或产生的效应可忽略时的污染物浓度^[25]。(准)非效应浓度可用于推导保护人类和环境的基准浓度,是污染物环境生态效应评价的基础。

(准)非效应浓度代表性参数包括 NOEC (no observed effective concentration)、低效应浓度(EC_{05} 、 EC_{10})^[26, 27]、NEC(no effect concentration,)^[28]和安全浓度(safe concentration)^[1, 25]等。

NOEC 是指与对照实验没有显著性差异的最高实验浓度(显著性水平 $\alpha = 5\%$)^[25, 26]。常用的假设检验方法有 Dunnett t 检验、Williams t 检验^[27, 29]、Duncan t 检验^[30]、Jonkheere-Terpstra 检验^[27]和 Bonferroni-Holm 多重 U 检验^[29]等。前 3 种方法都为参数检验,要求样本数据符合独立正态分布,并且方差齐性;后两种方法是非参数检验,在样本数据不符合参数检验的要求时使用。可应用 Kolmogoroff-Smirnov 检验判别样本数据是否符合正态分布,Levene 检验判别方差是否齐性。NOEC 是一个实验设计浓度,受平行实验数量、数据样本大小以及平行实验数据变异性等的影响较大,许多学者认为应该逐步淘汰 NOEC 的应用^[26, 29]。由于 NOEC 概念明确、容易理解,目前一些学者仍将其应用于污染物环境生态效应分析评价中,并尝试完善 NOEC 的判定方法。Kroupova 等首先应用 Dunnett t 检验分析了地表水中不同浓度梯度的亚硝酸盐对虹鳟鱼死亡率的影响与对照试验是否具有显著性差异,然后应用概率单位(probit)模型建立亚硝酸盐浓度与虹鳟鱼死亡率的定量关系,将 0 死亡率下的亚硝酸盐浓度作为 NOEC^[31]。

EC_x 是指与对照实验相比,能使效应指标(如生物量、生长率等)减少 $x\%$ 的污染物浓度^[25]。由于 5% 或 10% 的生态毒性效应一般可以被人接受,并且计算结果不会因为所选择模型的不同而有显著差异,经济合作与发展组织(OECD)、国际环境毒理学和化学学会(SETAC)建议用 EC_{05} 或 EC_{10} 置信区间的下限作为生态安全暴露基准浓度^[27, 28]。污染物浓度与生态受体之间的剂量-效应曲线通常呈现反“S”形,log-logistic 模型^[26]能很好的拟合这类曲线,并且 EC_x 能作为参数在模型拟合过程中直接确定。probit 模型^[32]、Weibull 模型^[33]以及多项式模型^[27]等也能拟合污染物与受体之间的剂量-效应曲线,但低效应浓度 EC_x 要在模型参数确定后通过插值获得。Isnard 等分别应用 log-logistic 模型、probit 模型、Weibull 模型和多项式模型计算了不同污染物对微藻、水蚤和鱼的 EC_{05} 和 EC_{10} ,并对不同模型的计算结果做了比较,结果表明 log-logistic 模型计算结果更为稳定可靠,置信区间也较小^[27]。Florence 等应用 log-logistic 模型计算了自然水体中普遍存在的痕量元素铀对水蚤的生存、生长及繁殖的 EC_{10} ,以此作为自然水体尤其是铀矿开采、加工区域水环境中的铀浓度是否产生不利效应的基准^[34]。

NEC 是指污染物在生物组织中产生毒性效应的阈值浓度,通过动态能量预算模型(dynamic energy budgets model, DEB)来计算。Kooijman 等应用 DEB 模型计算了水蚤生存、繁殖的 NEC,并建议用 NEC 代替 NOEC 进行污染物环境生态效应评价^[28, 35, 36]。DEB 模型将污染物对生物功能的影响与生物体内能量资源分配的联系起来,似乎很有意义,但该模型涉及的多数生理过程及过程参数目前还难以通过实验进行验证,在种群、群落和生态系统水平上的模型构建还存在很多困难。

安全浓度是采用 LC_{50} 或 EC_{50} 除以安全系数获得的能够充分保护生态环境的可接受浓度^[25, 37, 38]。安全系数的确定是基于急性和慢性毒性效应的差异、种的敏感性差异、在实验室条件和野外现场条件下观测的效应差异, 取值范围一般 10 到 1000, 具体根据实验数据的数量和性质而定^[3, 24, 38]。安全系数具有很大的主观性, 安全浓度只有在根据现有实验数据难以判断计算 NOEC 或 EC_x 时才能应用。

4 存在的问题与发展趋势

由于生态系统的复杂性和污染物的多样性, 不同生态受体对污染物的反应不同, 个体和种群层次上的生态受体, 往往缺乏代表性, 其受危害的情况难以反映整个生态系统的状况, 而群落和系统层次上的生态受体则缺乏有效的反应终点表达群落或系统的效应变化。应用能够反映生态系统功能和结构变化的反应终点, 才能使得以生物群落或生态系统作为生态受体来研究污染物环境生态效应具有更强的可操作性。

生长类、发育类、繁殖类等反应终点都是反映个体和种群层次上生态受体特定发展阶段表现出来的污染物环境生态效应, 不能对生态受体在其生长周期内表现出来的污染物环境生态效应给出综合评价, 如评价污染物对微藻的生态毒性效应, 通常是采用 72(96)h 生物量或指数相对生长率作为反应终点^[8, 15, 18], 但以 72h 生物量或指数相对生长率为反应终点, 仅仅反映特定时间内浮游植物生长的毒性效应, 不能反映其整个生长过程的生态毒性效应。生物个体和种群层次上的污染物环境生态效应实验选择涵盖生态受体整个生长周期的反应终点能提高其灵敏性和可靠性, 是今后的研究方向。物种多样性、物种均匀性、物种丰度等反应终点只能定性反映群落和系统的结构效应; 生物量、初级生产力、物种集群速度等反应终点只能反映群落和系统的功能效应, 难以反映结构变化。20 世纪 70 年代末 Jørgensen 提出的生态系统放射本能(exergy)理论, 近年来获得较快发展。放射本能是指生态系统从有组织的、远离平衡的状态到达它所处的环境热力学平衡状态(熵最大状态)时所能做的有用功, 是生物量结构及其内在信息的量度, 可以衡量生态系统生长的能力^[39, 40], 能够较完整地表征群落和系统层次上结构与功能发生的变化, 但目前不同生物放射本能的计算还存在许多困难, 难以广泛应用, 然而却是今后反应终点研究的方向。

通过假设检验获得的 NOEC 只是一个实验浓度, 会随平行实验数据变异性的增大而增大, 不能构造置信区间, 不是一个理想的污染物环境生态效应评价参数^[26, 29], 但 NOEC 概念明确、容易理解、容易判断^[41], 仍是当前化学污染物环境生态效应分析评价程序的重要组成部分。数学模型能充分应用浓度-效应曲线反映的主要信息(如斜率、置信限等)^[32], 可计算污染物未测浓度的毒性效应水平, 但不同的数学模型计算的 EC_x 有时差异较大, 置信区间随效应值 x 的降低而增大。由于假设检验与数学模型基于相同的统计学理论, 是两种相互联系相互融合的数学工具, 通过假设检验可以确定数学模型拟合是否充分、假设条件是否得到满足, 能摒弃不可靠的实验数据和不适当的模型^[27], 应用假设检验时, 也需要数学模型分析因子和变量之间的关系^[42], 建立综合假设检验与数学模型各自优点的污染物环境生态效应评价参数估算方法是完全有可能的, 也是今后评价参数研究的方向。

References:

- [1] Jin L. Environmental ecology. Beijing: Higher Education Press, 2001.
- [2] USEPA. Guidelines for Ecological Risk Assessment (EPA 630-R-95-002F), 1998.
- [3] EU Communities. Technical Guidance Document on Risk Assessment, 2003.
- [4] Mao X L, Liu Y S. Current progress of environmental risk assessment research. Journal of Basic Science and Engineering, 2003, 11(3): 266—273.
- [5] Mao X L, Ni J R. Recent progress of ecological risk assessment. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis, 2005, 41(4): 646—654.
- [6] Xiu R Q. Environmentally ecotoxicological biotechnology. Chinese Journal of Pharmacology and Toxicology, 1997, 11(2): 95—96.
- [7] Dave G. The influence of pH on the toxicity of aluminium, cadmium, and iron to eggs and larvae of the zebrafish, Brachydanio rerio. Ecotoxicology and Environmental Safety, 1985, 10(2): 253—267.
- [8] Russo RC. Development of marine water quality criteria for the USA. Marine Pollution Bulletin, 2002, 45(1-12): 84—91.
- [9] Cai L Z, Hong H S, Huang Y S. Spatial-Temporal Changes of macrobenthos community in victoria harbor, HongKong. Acta Oceanologica Sinica,

- 1997, 19(2): 65—70.
- [10] Kay J J. A Nonequilibrium Thermodynamic Framework for Discussing Ecosystem Integrity. *Environmental Management* 1991, 15(4): 483—495.
- [11] Wang F, Wu D Y, Wang Z S, *et al.* Ecotoxicological assessment of river water and sediment of Suzhou creek with plankton as test organism. *Environmental Science and Technology*, 2007, 30(3): 52—54.
- [12] Yin H W. Principle and application of ecological risk assessment for water environment. *Pollution Control Technology*, 1995, 8(2): 113—115.
- [13] USEPA. Framework for application of the toxicity equivalence methodology for polychlorinated dioxins, furans and biphenyls in ecological risk assessment. EPA /630 /P203 /002A, 2003.
- [14] Zhu Y F, Lin X, Xu T C. Analyses of ecotoxicological index in rotifers. *Fisheries Science*, 2006, 25(3): 146—149.
- [15] USEPA. Environmental effects testing guidelines (Part 797), 1985.
- [16] Gao J X, Shen Y W, Cao H F. Advance of ecotoxicology in China. *Research of Environmental Sciences*, 1997, 10(3): 54—58.
- [17] Zhou M J, Yan T. Progress in marine eco-toxicology study in China. *Research of Environmental Sciences*, 1997, 10(3): 1—6.
- [18] Xie R, Tang X X, Li Y Q. Study on joint toxicity of heavy metal and organophosphorus pesticide to marine microalgae. *Marine Environmental Science*, 1999, 18(2): 16—20.
- [19] Wang C Y, Wang X L, Sun B Y, Su R G. *In situ* test of copper on *Skeletonema costatum* ecotoxicological effect. *China Environmental Science*, 2007, 27(5): 703—706.
- [20] Yin H W. Procedure of ecological risk assessment for water environment. *Shanghai Environmental Science*, 1995, 14(11): 11—14.
- [21] Wang X L, Li K Q, Shi X Y. Marine environmental capacity of pollutants in Jiaozhou Bay. Beijing: Science Press, 2006.
- [22] Bu Y Q, Luo Y Q, Teng Y, Li Z G. Detection of DNA Damage in Ear thworm (*Eisenia foetida*) in Vivo Exposure to Copper Ion. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2006, 1(3): 228—235.
- [23] Seth C S, Misra V, Chauhan L K S, Singh R R. Genotoxicity of cadmium on root meristem cells of *Allium cepa*: cytogenetic and Comet assay approach. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2008, 71(3): 711—716.
- [24] Meng Z Q. Ecotoxicology. Beijing: China Environmental Science Press, 2000.
- [25] Nelly H. Current issues in statistics and models for ecotoxicological risk assessment. *Acta Biotheoretica* 2004, 52(3): 201—217.
- [26] Pascal R, Marc L, Christos P. Comparison of four chronic toxicity tests using algae, bacteria and invertebrates assessed with sixteen chemicals. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2000, 47(2): 186—194.
- [27] Isnard P, Flammarion P, Roman G. Statistical analysis of regulatory ecotoxicity tests. *Chemosphere*, 2001, 45(4-5): 659—669.
- [28] Kooijman SALM. An alternative for NOEC exists, but the standard model has to be abandoned first. *Oikos* 1996, 75(2): 310—316.
- [29] Arnd W, Jorg R, Thomas M, Hanst T R. Statistical Results and Implications of the Enchytraeid Reproduction Ringtest. *Environmental Science & Technology*, 2002, 36(10): 2116—2121.
- [30] Girling A E, Pascoe D, Janssen C R, *et al.* Development of methods for evaluating toxicity to freshwater ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2000, 45(2): 148—176.
- [31] Kroupova H, Machova J, Piackova V, Blahova J, Dobsikova R, Novotny L, Svobodova Z. Effects of subchronic nitrite exposure on rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2008, 71(3): 813—820.
- [32] Moore D R J, Caux P Y. Estimating low toxic effects. *Environmental Toxicology and Chemistry* 1997, 16(4): 794—801.
- [33] Erik R C, Nyholm N. Ecotoxicological assays with algae: Weibull dose-response curves. *Environmental Science & Technology*, 1984, 18(9): 713—718.
- [34] Florence A Z, Rodolphe G, Fr d ric A, Catherine L, Jacqueline G, Catherine A. Effects of waterborne uranium on survival, growth, reproduction and physiological processes of the freshwater cladoceran *Daphnia magna*. *Aquatic Toxicology*, 2008, 86(3): 370—378.
- [35] Kooijman S A L M, Bedaux J J M. Analysis of toxicity tests on *Daphnia* survival and reproduction. *Water Research*, 1996, 30(7): 1711—1723.
- [36] Tjalling J, C. Trudie, Cornells A M V G, Kooijman S A L M. Simultaneous Modeling of Multiple End Points in Life-Cycle Toxicity Tests. *Environmental Science & Technology*, 2004, 38(10): 2894—2900.
- [37] Zhang S L, Liu M X, Li G J, *et al.* Influence of toxicity of heavy metal ions to growth of *Phaeodactylum Tricornutum*. *Oceanologia Et Limnologia Sinica*, 1995, 26(6): 582—585.
- [38] Peter C, Valery E F. Does Ecotoxicology inform ecological risk Assessment? *Environmental Science & Technology*, 2003, 37(7): 146A—151A.
- [39] Salas F, Marcos C, Perez-Ruzaa A, Marques J C. Application of the exergy index as ecological indicator of organically enrichment areas in the Mar Menor lagoon (south-eastern Spain). *Energy*, 2005, 30(13): 2505—2522.
- [40] Jørgensen S E, Nielsen N S. Application of exergy as thermodynamic indicator in ecology. *Energy*, 2007, 32(5): 673—685.
- [41] Eric PMG, Mark C, Claire J, Paul W. Estimation of demographic toxicity through the double bootstrap. *Water Research*, 2003, 37(3): 618—626.

- [42] Li Z H, Luo P, Hong N, *et al.* Statistical analysis tutorial of SPSS for Windows. Beijing: Electronic Industry Press, 2005.

参考文献:

- [1] 金岚. 环境生态学. 北京: 高等教育出版社, 2001.
- [4] 毛小琴, 刘阳生. 国内外环境风险评价研究进展. 应用基础与工程科学学报, 2003, 11(3): 266 ~ 273.
- [5] 毛小琴, 倪晋仁. 生态风险评价研究述评. 北京大学学报(自然科学版), 2005, 41(4): 646 ~ 654.
- [6] 修瑞琴. 生态毒理学环境生物技术. 中国药理学与毒理学杂志, 1997, 11(2): 95 ~ 96.
- [9] 蔡立哲, 洪华生, 黄玉山. 香港维多利亚港大型底栖生物群落的时空变化. 海洋学报, 1997(2), 19: 65 ~ 70.
- [11] 汪飞, 吴德意, 王灶生, 孔海南, 王明彦, 杨新羽. 以浮游生物为指示生物的苏州河生态安全评价. 环境科学与技术, 2007, 30(3): 52 ~ 54.
- [12] 殷浩文. 水环境生态风险评价的原则与应用. 污染防治技术, 1995, 8(2): 113 ~ 115.
- [14] 朱艺峰, 林霞, 徐同成. 轮虫生态毒理试验的指标分析. 水产科学, 2006, 25(3): 146 ~ 149.
- [16] 高吉喜, 沈英娃, 曹洪法. 中国生态毒理学研究现状. 环境科学研究, 1997, 10(3): 54 ~ 58.
- [17] 周名江, 颜天. 中国海洋生态毒理学的研究进展. 环境科学研究, 1997, 10(3): 1 ~ 6.
- [18] 谢荣, 唐学玺, 李永棋. 有机磷农药和重金属对海洋微藻的联合毒性研究. 海洋环境科学, 1999, 18(2): 16 ~ 20.
- [19] 王长友, 王修林, 孙百晔, 苏荣国. 铜对中肋骨条藻生态毒性效应的现场实验. 中国环境科学, 2007, 27(5): 703 ~ 706.
- [20] 殷浩文. 水环境生态风险评价评价程序. 上海环境科学, 1995, 14(11): 11 ~ 14.
- [21] 王修林, 李克强, 石晓勇. 胶州湾主要化学污染物海洋环境容量. 北京: 科学出版社, 2006.
- [22] 卜元卿, 骆永明, 滕应, 李振高. 铜暴露下赤子爱胜蚓(*Eisenia foetida*)活体基因的损伤研究. 生态毒理学报, 2006, 1(3): 228 ~ 235.
- [24] 孟紫强. 环境毒理学. 北京: 中国环境科学出版社, 2000.
- [37] 张首临, 刘明星, 李国基, 包万友, 顾宏堪. 4 种重金属离子对海洋三角褐指藻生长影响的研究. 海洋与湖沼, 1995, 26(6): 582 ~ 585.
- [42] 李志辉, 罗平, 洪楠, 吴伟健. SPSS for Windows 统计分析教程. 北京: 电子工业出版社, 2005.