



评述

水质基准研究与进展

冯承莲, 吴丰昌*, 赵晓丽, 李会仙, 常红

中国环境科学研究院环境基准与风险评估国家重点实验室, 北京 100012

* 联系人, E-mail: wufengchang@vip.skleg.cn

收稿日期: 2011-12-22; 接受日期: 2012-03-02

国家重点基础研究发展计划(编号: 2008CB418200)、环保公益项目(编号: 2010009032)和自然科学基金(批准号: U0833603, 40973090)资助

摘要 水质基准是基于科学实验和推论得出的结果, 是对水体中的污染物或其他有害因素阈值的限定. 目前中国的水质基准研究体系基本上是空白, 因此亟需在国家层面上开展适合中国区域特点的水质基准体系研究, 为水质标准的制修订和环境管理提供科学依据. 本文对水质基准的概况、理论方法学以及国内外研究进展进行了系统论述, 概括了水质基准研究中需要重点考虑的关键科学问题, 包括物种敏感度分析、污染物毒性终点选择、基准推导的模型等. 同时指出在水质基准研究中我国可以借鉴美国的基准推导方法, 将急性基准和慢性基准分开研究. 最后, 结合我国水质基准的研究现状, 指出未来我国水质基准研究中需要重点关注本地物种选择、模型的综合应用等发展方向.

关键词

水质基准
物种敏感度
环境管理
生物区系

水质基准(Water Quality Criteria, WQC)是制定水质标准的重要科学依据, 在环境保护方面发挥着重要作用, 是环保部门制定水质标准、评价水质和进行水质管理不可或缺的科学依据和理论基础^[1]. 不同的生态系统有不同的生物区系, 对一个生物区系无害的毒物浓度也许会对其他区系的生物产生不可逆转的毒性效应^[2]. 不同区域和国家的水生生物区系存在一定的差异, 所以同一污染物的针对不同保护对象的基准值也存在差异^[3]. 国外也将水质基准研究作为反映一个国家环境科学研究水平的标志之一. 正因为如此, 一些发达国家投入了极大的人力、物力、财力, 在水质基准研究领域取得了大量的成果.

在水质基准研究中, 环境暴露、效应识别和风险评估是水质基准研究的三个重要内容, 而生态与健康效应识别和机制是水质基准研究的重点, 也是毒理学研究领域的热点. 目前国外一些发达国家的水

质基准研究工作已经开展了几十年, 并且形成了较为系统的水质基准研究体系. 而我国的水质基准研究近几年才刚刚开始, 正在国外水质基准研究方法的基础上摸索前进. 迄今为止, 我国可用于环境管理的基准基本是空白, 至今仍没有建立一套完整的保护生态系统和人体健康的水质基准体系. 目前我国有关水体的标准或基准中, 只有《地表水环境质量标准》中涉及到污染物不同功能用水的标准极限值^[4], 但没有保护具体生态受体的相关标准. 因此, 在当前国际形势下, 针对我国水体污染物的污染现状, 深入了解国际上发达国家的水质基准研究方法体系, 并根据中国的区域特征建立适合中国区域特点的水质基准研究方法体系迫在眉睫. 水质基准的研究工作将会在我国环境标准体系的建立和完善、以及提升我国在环境科学领域的研究和管理水平方面发挥重要作用.

1 水质基准概况

水质基准是指一定自然特征下,水质成分对特定保护对象不产生有害影响的最大可接受浓度水平或限度.事实上,水质基准不是单一的浓度或者剂量,而是一个基于不同保护对象的一个范围值^[5].水质基准涉及的水体污染物包括重金属、非金属无机污染物、有机污染物、以及一些水质参数,如 pH、色度、浊度和大肠菌数量等.“水质基准”与“水质标准”是两个不同范畴的概念,在内涵和作用上有显著差异;同时,二者之间又有密切的关系.“水质基准”是一个自然科学的概念,是基于科学实验和推论获取的客观结果,一般来说,研究耗资大、周期长,基准资料的正确获取需要持续较长时间做大量细致的研究工作,但由于研究介质和对象的可变性,以及研究方法的差异性,其结果也往往具有不确定性.“水质标准”是由国家(或地方政府)制订,关于水体中污染物(或有害因素)容许含量的强制性管理限值或限度,具有法律强制性.水质标准是环境规划、环境管理的法律依据,体现了国家(或地区)的环境保护政策和要求.

水质基准是一个系统的框架,按照保护对象不同,水质基准可以大致分为保护水生生物水质基准和保护人体健康水质基准.近年来,考虑到污染物在食物链中的生物累积作用,逐渐将水环境以外的相关生物(如野生生物)纳入水质基准的保护对象^[6].另外,按照水体不同的使用功能,水质基准又可以分为饮用水水质基准、农业用水水质基准、休闲用水水质基准、渔业用水水质基准以及工业用水水质基准等.根据水环境中污染物的种类不同,水质基准包含了重金属、有机物、营养盐、病原菌等基准.2009 年美国环境保护局(US EPA)颁布了最新的水质基准文件,其中包括 120 种优控污染物和 47 种非优控污染物,共计 167 项污染物的淡水急性、淡水慢性、海水急性、海水慢性和人体健康基准值以及 23 项感官基准^[7].

水质基准有数值型和叙述型两种表达方式.数值型基准大部分以水体中污染物的浓度表示;而对于无法给出具体污染物的基准,则采用叙述型基准,如浊度等.水质基准的推导过程综合考虑了各种相关因素,基准值会受到许多环境要素的限制,如水体硬度、温度、pH 以及溶解性有机质等^[8].概括来说,水质基准具有 3 个显著的特点:科学性、基础性和区域性^[3,9].水质基准是在研究污染物在环境中的行为

和生态毒理效应等基础上确定的,涉及了环境化学、毒理学、生态学和生物学等前沿学科领域,具有科学性;同时,水质基准也是制订水质标准和环境管理的科学基础,是整个水质保护工作的基石,体现出它的基础性;另外,各国的水质基准研究都是建立在各自的区域环境基础上开展的,污染物在不同地区的环境行为和毒理学效应可能不同,因此水质基准也具有明显的区域性.

2 水质基准发展历程

1898 年俄国卫生学家 A. Φ.尼基京斯基发表了《石油制品对河流水质和鱼类的影响》一文,首次提出了环境基准的概念^[10].美国是最早进行水质基准研究的国家.水质基准的发展历程是伴随着一系列水质基准论文、报告以及专著的形式展现的.1907 年,Marsh^[11]发表了《工业废水对鱼类的影响》一文,这是美国最早关于水质基准的研究.紧接着不同学者针对水质基准的相关问题,介绍了水质基准的相关理论和方法^[12~14].自 20 世纪 60 年代以后,US EPA 相继颁布了水环境基准文献^[15~21],形成了较为完整的水质基准体系.同时,加拿大也在 1999 年发布了保护水生生物水质基准指南^[22].2000 年,US EPA^[23]又发布了《推导保护人体健康水质基准方法学指南》,系统介绍了人体健康水质基准的推导方法.2002, 2004, 2006 和 2009 年 US EPA 又分别修订了美国水质基准指南^[24~26].2000 年以后,澳大利亚和新西兰、欧盟、加拿大、荷兰以及世界卫生组织等也相继发布或者修定了各自的水质基准文件^[27~31].

我国水质基准的研究起步较晚,最初的研究仅仅是对国外资料的收集和整理工作.如 1981 年由中国建筑工业出版社最早翻译出版了美国的《水质基准》的译著《水质评价标准》^[32].随后,水质基准的译著和水质标准方面的著作相继出版,基本都是介绍美国和欧盟等国家和组织的水质基准研究方法^[33~36].2010 年,孟伟和吴丰昌^[8]根据中国生物区系特征和水质基准案例研究情况,综合了各国的水质基准研究方法,出版了《水质基准的理论与方法学导论》,对水质基准研究中的具体问题进行了阐述,这也是我国第一部关于水质基准理论方法学的系统论述.

3 水质基准理论和方法学

基于保护对象的不同, 水质基准主要分为保护水生生物水质基准和保护人体健康水质基准, 两者在理论和方法学上也是有差异的. 水生生物水质基准在研究方法上主要有评估因子法和统计外推法. 人体健康水质基准则针对污染物类别的不同, 根据污染物的毒理学效应, 分别产生了致癌和非致癌效应基准研究方法.

3.1 水生生物水质基准

水生生物水质基准是指水环境中的污染物对水生生物不产生长期和短期不良或有害效应的最大允许浓度. 国际上两类具有代表性的水质基准体系分别是美国和欧盟. 美国的水质基准指南采用的是毒性百分数排序法, 是双值基准体系^[19], 使用该方法得出的基准值包括基准最大浓度(Criteria Maximum Concentration, CMC)和基准连续浓度(Criteria Continuous Concentration, CCC). 该指南指出用于推导CMC的急性毒性数据至少涉及3个门、8个科的动物, 要为大多数生物物种(95%以上)提供适当的保护. 欧盟通过推导预测的无效应浓度(Predicted No Effect Concentration, PNEC), 来最终确定水质基准^[28]. 指出要用8种不同的生物、至少10个慢性毒性值来获得最终的PNEC值. 对于基准的计算, 则推荐使用物种敏感度分布(Species Sensitivity Distribution, SSD)和评价因子两种方法. 通过SSD最终获得保护95%以上物种的慢性基准值, 即HC₅(图1). 物种敏感度分布法最初是由Kooijman^[37]提出, 后来很多学者对其进行了改进^[38-42]. 它是利用已知污染物的所有毒性数据来拟合物种的敏感度分布曲线, 进而外推获得基准值. 基准值即曲线上指定百分点处所对应的浓度值, 通常用HC₅表示, 即5%物种受到危险的浓度^[43].

除了美国、欧盟两大主流水质基准体系之外, 荷兰、加拿大、澳大利亚和新西兰等国家也分别制定了各自的水质基准的纲领性文件^[27,29,30,44]. 在基准推导方法上基本上是采用了评估因子法和统计外推的方法进行基准的推导. 区别在于水质基准值的描述上, 不同国家对水质基准有不同的描述和分级^[19,28,45]. 主要代表国家的水质基准数值型描述如表1所示.

评价因子法、毒性百分数排序法和物种敏感度分

布法是目前国际上推导水生生物基准常用的方法, 这3种方法的理论方法学不同, 有各自的优缺点和使用范围. 评价因子法的优点在于它所需基础数据少、计算方法简单; 缺点是该法属于经验法, 依赖于敏感生物的毒性值, 不确定性很高; 另外, 评价因子法也没有考虑物种之间的相互关系以及污染物的生物富集效应. 因此只有在数据很难获得或者进行比较验证时采用. 毒性百分数排序法的优点是将污染物的急性和慢性毒性效应分开考虑, 并且考虑了污染物在生物体内的富集效应; 缺点是用于计算基准的只是累积概率接近0.05的4个属的相应数据, 存在一定的不确定性; 该法也没有考虑物种之间的相互关系. 目前除了美国之外, 我们也可以借鉴这种方法进行基准的相关研究. 物种敏感度分布法的优点在于充分利用了获得的所有物种的毒性数据, 并且假定有限的物种是从生态系统中随机取样的, 可以代表整个生态系统. 缺点就是由模型差异造成的最终基准值的差异很大, 而且该法没有考虑污染物在生物体内的富集效应. 在使用范围上, 当污染物的急/慢性毒性数据均较充分时, 可以用这种方法进行基准的推导. 目前澳大利亚、新西兰以及欧盟均采用了这种方法. 这也是未来一段时间水质基准研究的主要方法. 综合来看, 几类方法都没有系统考虑现场基质对基准的影响, 而且除了美国的方法中涉及了生物富集之外, 其他几类研究方法都没有涉及生物累积与生物放大, 这也为今后水质基准的研究指明了方向.

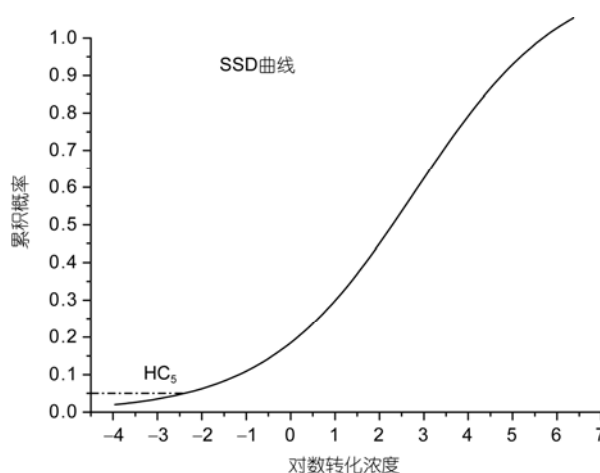


图1 应用物种敏感度分布法推导HC₅的示意图

表 1 主要代表国家的水质基准体系^{a)}

发布国家或部门	年份	水质基准类型	基准分级	基准描述
美国(US EPA)	2009	水生生物基准(ALC)	基准最大浓度(CMC)	短期(或急性)基准, 表示短期暴露不会对水生生物产生显著影响的最大浓度; 具体表述为: 化学品 1 h 平均浓度超过 CMC 的频率不得大于每 3 年 1 次
			基准连续浓度(CCC)	长期(或慢性)基准, 表示长期暴露不会对水生生物的生存、生长和繁殖产生慢性毒性效应的最大浓度; 具体表述为: 化学品 30 d 平均浓度超过 CCC 的频率不超过每 3 年 1 次
	1993	沉积物质量基准(SQC)	—	单一基准限值, 使用急性毒性数据, 通过间隙水浓度基准和沉积物有机碳分配系数估算(相平衡分配法)
	2003	预测无效应浓度(PNECs)	—	单一基准建议值, 主要用于风险评估
加拿大(CCME)	1999	水质基准指导值(WQG)	—	单一基准限值
澳大利亚和新西兰 (ANZECC & ARMCANZ)	2000	触发浓度(TVs)	高度可靠触发浓度(HRTV)	使用 5 种以上单物种慢性毒性数据或 1 种以上多物种毒性数据推导
			中等可靠临界浓度(MRTV)	使用 5 种以上急性毒性数据推导
			低可靠性触发浓度(LRTV)	使用 5 种以下急慢性毒性数据推导, 仅为参考, 不能用作基准
			无效应浓度(NC)	表示污染物对生态系统无显著影响的浓度, 一般以 MPC 除以安全系数计算
荷兰(RIVM)	2001	环境风险限值(ERLs)	最大允许浓度(MPC)	表示污染物对生态系统所有物种不产生有害影响的最大浓度, 超过该浓度需则要控制污染水体排放
			严重生态风险浓度(SRC _{ECO})	表示污染物对生态系统功能产生严重影响的浓度(指 50% 物种和/或 50% 微生物/酶分解受到胁迫), 超过该浓度则需要强化污水处理

a) —表示没有获得基准分级的相关资料

3.2 人体健康水质基准

人体健康水质基准是保护人体避免受到环境水体中污染物造成的有害影响的某一水体浓度值^[46]. 美国环保局在 2000 年颁布了人体健康水质基准指南, 并形成了人体健康基准基本的理论与方法^[23]. 针对不同污染物, 分别设定了致癌和非致癌两类毒性效应终点. 对于可疑的或已经证实的致癌物, 人体健康水质基准是指人体暴露于特定污染物时可能增加 10⁻⁶ 个体终生致癌风险的水体浓度, 而不考虑其他特定来源暴露引起的额外终生致癌风险; 对于非致癌物, 则估算不对人体健康产生有害影响的水体浓度. 人体健康水质基准主要通过剂量效应关系的无观察有害作用水平(No Observed Adverse Effect Level, NOAEL)以及最低观察有害作用水平(Lowest Observed Adverse Effect Level, LOAEL)等相关参数, 最终计算人体健康基准值^[8]. 图 2 列出了人体健康基准推导过程示意图.

4 水质基准研究进展

4.1 国外水质基准研究进展

近年来国际上水质基准的研究取得了较大的进

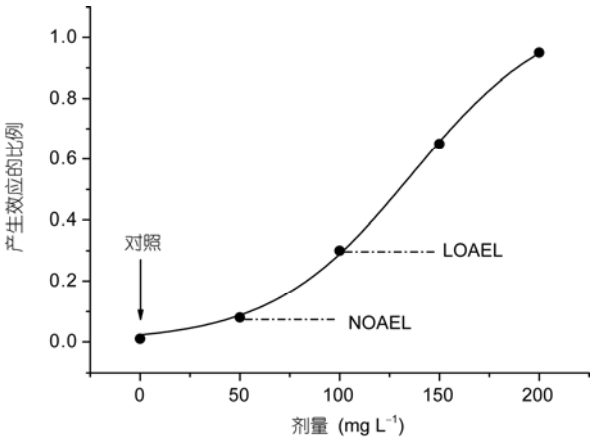


图 2 剂量效应关系示意图

展. 首先, 从污染物的角度来看, 不同类型的污染物, 其水质基准研究中考虑的因素也不同. 有机物对生物毒性效应相对复杂, 因此在基准的研究中需要明确有机污染物对生物造成的毒性效应终点, 进而进行基准的推导; 无机物(主要是重金属)的毒性效应受环境因子的影响较大, 因此在研究这类污染物的基准时, 需要重点考虑水环境因子对其生物有效性的影响. 在有机污染物的基准研究方面, 部分学者

(或组织)已经对一些有机污染物展开了水质基准的相关研究. 如 US EPA 鉴于地表水和地下水中甲基叔丁基醚(MTBE)的大量检出及其对水生生态系统不良效应的日趋严重, 开展了水生生态毒性以及 MTBE 水质基准研究^[47], 包括鱼类、无脊椎动物和藻类对 MTBE 的浓度反应、海洋生物对 MTBE 的急性毒性等, 最终得出 MTBE 的水质基准为 26 mg L^{-1} . Hohreiter 等^[48]对甲醛的水生生物基准进行了研究, 收集了有关甲醛对鱼类和水生无脊椎动物急性毒性的资料, 最终求得其 CMC 为 4.58 mg L^{-1} , CCC 为 1.61 mg L^{-1} . Yin 等^[49]根据美国的基准指南, 选用 9 种代表性的水生动物和 1 种藻类开展水生生物毒性实验, 最终获得了 2,4,6-三氯酚的 CMC 为 1.01 mg L^{-1} , CCC 为 0.23 mg L^{-1} . 在重金属的基准研究方面, 由于重金属的毒性作用受水环境条件影响较大, 如温度、溶解性有机质、硬度等, 因此在基准研究中应该充分考虑水环境条件(如硬度、温度)对重金属生物有效性的影响. USEPA 新修订的铜的水质基准中, 已经开始使用生物配体模型(Biotic Ligand Model, BLM)来推导铜的水质基准, 考虑了各种水质参数以及不同形态铜的生物有效性对水生生物毒性的影响^[50]. 这对于开展重金属的水质基准研究具有重要的参考意义. 不同类型的污染物, 其水质基准研究需要考虑的关键要素也存在差异. 对于一些常规的污染物, 在研究水质基准时, 通常选用的毒性终点一般为致死效应或生长抑制等效应数据; 而对于一些有特定效应终点的新型污染物及内分泌干扰物(如雌激素类物质), 虽然也可对生物产生致死效应, 但是污染物在未对生物体造成致死效应之前, 可能已经对其生殖和发育等产生了不可逆转的毒性效应影响, 所以在毒性终点的选择上也略有不同. 在这类污染物的基准研究方面, Caldwell 等^[51]在研究人工合成雌激素 17α -乙炔基雌二醇(EE2)时, 选用了繁殖毒性作为毒性终点, 在广泛收集 EE2 繁殖毒性数据的基础上, 最终推导出 EE2 的 PNEC 为 0.35 ng L^{-1} .

其次, 从水质基准类型来看, 不同类型的水质基准其推算方法可能完全不同. 考虑到传统的水生态毒性仅靠环境介质的浓度间接反映污染物对生物体本身的危害缺乏科学性, 因此就有了组织残留浓度的出现. 组织残留浓度反映了化学物质的生物有效性、吸收、代谢效率以及多种暴露途径, 所以被认为是外部浓度的更好的替代方法^[52], 因此也就产生了

组织残留基准的研究方法, 它是一种简单的使用组织浓度描述毒性反应的方法. 美国和加拿大都提出了组织残留基准的概念^[6,53], 组织残留基准是指用于保护以水生生物为食的野生生物(主要是鸟类和哺乳类)的一种化学物质在水生生物组织中的最大浓度, 这个概念是针对保护野生生物的, 此外还有保护人体健康和水生生物的组织残留基准, 其最终的表达方式都是以水生生物组织残留浓度表示. 使用组织残留浓度可以提供化学物质确切吸收量的证据, 避开了一些环境影响因素, 并且直接将生物累积量与毒性反应联系了起来, 降低了由于物种和环境因素差异导致的不确定性. 基于组织残留基准的理论, Steevens 等^[54]使用 SSD 法推导了 2,3,7,8-四氯二苯并二噁英(2,3,7,8-TCDD)的鱼类组织残留基准, 最终得出鱼类的组织残留基准浓度范围为 $0.057\sim0.699 \text{ ng g}^{-1}$, 分别对应保护 99%和 90%鱼类不受污染物危害作用. Beckvar 等^[55]使用了不同方法分别研究了汞和 DDT 的鱼类组织残留基准, 得出汞和 DDT 的鱼类组织残留基准分别为 0.2 和 0.6 mg kg^{-1} .

再次, 从水质基准的研究方法上来看, 不同的方法其原理也存在差异. 如污染物的复合污染以及联合毒性作用在环境中比较常见, 因此在水质基准的研究中, 如果存在污染物的复合污染或联合毒性作用, 也应该加以考虑. 如 Chèvren 等^[56]对农药的基准进行研究时建立了具有类似作用模式的农药污染物混合体的一致和类似的水质基准方法. 并将这一方法应用于 6 种有机磷杀虫剂、3 种医药品和其他类似化合物质量基准的研究. 结果表明, 有 2 种有机磷杀虫剂和 2 种医药品符合物种敏感度曲线平行规律, 可应用于污染物复合污染条件下水质基准的赋值. 另外, 在水质基准研究方法上, 运用模型进行预测的方式也越来越受到人们的重视. 考虑到动物保护组织对动物的保护要求, 为了尽量避免毒性实验中大量实验动物的消耗, 近年来在基准的研究方法上, USEPA 发展了一种采用种间关系预测(Interspecies Correlation Estimates, ICE)模型的方法对基准展开研究, 使用数据库中的毒性数据, 对未知物种的毒性数据进行预测, 从而避免了对实验动物的伤害^[57]. 如 Dyer 等^[58]采用了 ICE 模型, 选用替代物种对 55 种污染物的基准值进行预测, 将预测值和实际毒性数据得出的基准进行了比较, 结果发现两者并无数量级的差距, 在可接受范围之内. 因此, 当污染物的毒性

数据相对较少时,用ICE模型预测未知物种的毒性数据,进而推导污染物的水质基准也是一种比较理想的方法^[59],在未来水质基准的研究中可能会被广泛使用。

4.2 我国水质基准研究进展

相对发达国家来说,我国的水质基准研究工作才刚刚起步.其根本原因在于我国在水质基准方面的研究基础相对薄弱,缺乏具有可操作性的水质基准方法学,因而导致现有水质标准也只能参照发达国家的基准和标准制定,科学依据不充分,容易对整个生态系统的保护产生潜在的“过保护”或“欠保护”现象。

首先,在水质基准的研究方法中,污染物毒性数据是水质基准研究的关键.在污染物毒性数据的获取方面,我国目前基本是参考国外的数据库以及文献数据资料来获得基准所需要的毒性数据.其中,美国环保局建立的 ECOTOX 数据库(<http://cfpub.epa.gov/ecotox/>)、国际农药行动联盟建立的 PAN 农药数据库(<http://www.pesticideinfo.org/>)是较为常用的数据库.而我国目前仍旧没有建立自己的毒性数据库平台.在毒性测试方法方面,我国目前也只有大型蚤、斑马鱼等急性毒性测试标准方法^[60-62],缺乏其他物种的标准测试方法和慢性毒性测试方法,因此也只能参照其他国家的标准测试方法进行数据筛选.水质基准的方法学正在不断地补充和完善.如吴丰昌等^[3,9]以湖泊为例,系统地总结了水质基准的理论

和方法学;同时,根据中国生物区系特征,对几种典型有机污染物以及重金属的水生生物基准进行了推导^[63-66],在国内较早地开展了水质基准系统的研究工作,并且形成了较为系统的理论和方法学体系。

其次,在污染物水质基准的研究方面,借鉴国外的研究方法,部分学者也陆续开展了有机物和无机物的水质基准研究工作.最初关于污染物水质基准研究基本上都是参考美国的标准技术文件展开的,如丙烯腈、硫氰酸钠和乙腈以及氯酚类污染物基准^[67-70].随着基准研究的不断深入,一些学者开始借鉴其他国家的研究方法,采用国际上普遍认可的 SSD 方法对污染物展开系列研究,进而推导出污染物的水质基准值^[71].另外,沉积物质量基准是水质基准的重要组成部分,近年来也开始陆续开展研究,如祝凌燕等^[72,73]基于相平衡分配法,初步探讨了天津某水体 4 种重金属和 2 种有机氯农药的沉积物质量基准.表 2 总结概括了近十年来我国关于水质基准的研究工作.这些基准案例的研究对我国水质基准的发展起到了积极的推动作用.通过跟美国的相应污染物水质基准比较,发现两国基准值在数值上存在一定差异,这种差异性,主要是由两国生物区系存在差异引起的^[78].

5 水质基准研究的关键科学问题

水质基准研究要涉及到很多环节,综合来看,影响水质基准推导的主要因素包括基础数据的可靠性

表 2 中国和美国部分污染物水生生物水质基准比较^{a)}

污染物	中国基准($\mu\text{g L}^{-1}$)		美国基准($\mu\text{g L}^{-1}$)	
	急性基准	慢性基准	急性基准(CMC)	慢性基准(CCC)
锌 ^[65]	89.70	34.50	120	120
镉 ^[5,63]	2.10~7.30	0.21~0.23	2	0.25
铜 ^[66]	30.0	9.44	12.0	9
汞 ^[74]	1.743	0.467	1.4	0.77
硝基苯 ^[64]	572.0	114.0	3145	878
丙烯腈 ^[67]	2156	575	—	—
硫氰酸钠 ^[68]	1350	253	—	—
乙腈 ^[69]	1145000	413000	—	—
2,4-二氯酚 ^[70]	1250	212	—	—
2,4,6-三氯酚 ^[48]	1010	226	—	—
五氯酚 ^[75]	25	3	19	15
氨氮 ^[76]	403~38900	66.4~3920	299~57000	37.1~2240
三丁基锡 ^[77]	0.43*	0.002*	0.42*	0.0074*

a) —表示没有获得相关数据; * 表示海水水生生物水质基准

和统计分析方法的科学性。比如数据的筛选、物种敏感度分布特征分析、毒性终点的选择等, 这些要素在水质基准的研究中都起着非常关键的作用。

(i) 数据获取与筛选。数据的获取和筛选是水质基准研究中最关键的要素之一。主要包括测试物种的选择、毒性测试方法的筛选等。在物种选择方面, 需要根据区域特点和生物区系的差异选择所需物种。不同国家对物种的选择数量要求都有所界定。如 USEPA 用于基准推导的动物至少涵盖 3 门 8 科^[19]; 欧盟使用统计外推法时需要至少 8 种不同类群生物的至少 10 个 NOECs^[28]; 加拿大水质基准文件中要求至少 6 个物种, 包括北美地区常见的水生生物物种^[22]; 而澳大利亚和新西兰根据所推导触发值的不同可靠性, 需要的毒性数据量也不同^[27]。在毒性测试方法方面, 水质基准研究需要有标准化的毒性测试方法体系做支撑, 而这种标准化体系的构建也需要不断地验证才能获得。目前我国的标准测试方法只有发光菌、大型蚤、斑马鱼和栅藻, 还需要在标准方法构建方面进行补充。另外, 获得数据之后, 数据的筛选也是很重要的环节。所获得数据质量也要根据数据的可靠性和相关性等评价标准对数据进行评价。如欧盟依据可靠性和相关性原则来评价数据的质量^[28], 英国、荷兰、加拿大、澳大利亚和新西兰采用类似原则。Klimisch 等^[79]将毒性数据按照可靠性、相关性和适当性分为 4 个等级, 通常情况下筛选第 1 级和第 2 级的数据进行基准研究。另外, 在基准的推导过程中, 还要对其不确定性进行分析。目前, 用于不确定性分析方法主要有: 基于概率理论的方法, 如使用蒙特卡罗抽样(Monte Carlo Sampling, MCS)^[80]; 区间分析^[81]; 基于模糊理论的方法^[82]。在统计方法的选择上, 选用合适的概率评估方法得出符合要求的基准值也是基准研究考虑的重点, 比如传统的置信区间统计方法以及贝叶斯定理等^[83]。

(ii) 物种敏感度分布。物种敏感度分布特征是基准研究的核心和关键。基准的推导主要是基于敏感物种进行的, 最终得出的基准值很大程度上依赖于敏感物种的毒性数据大小。同一物种对不同污染物的敏感性存在差异, 不同营养级的生物对同一污染物的敏感性也存在差异, 从而最终导致了基准值的差异。如物种对锌的敏感度分布研究中发现, 甲壳类对锌最为敏感, 而鱼类次之^[65]。而对五氯酚的物种敏感度分析发现, 鱼类对五氯酚最敏感, 甲壳类等无

脊椎动物次之^[84]。可见, 针对不同污染物, 物种敏感度分布也是存在差异的, 从而导致最终基准的差异性。

(iii) 毒性终点判断。水质基准研究是基于污染物毒性数据展开的。不同的毒性效应终点获得的毒性数据数值往往差别很大。以雌二醇(E2)对日本青鳉的毒性效应为例^[85], 以青鳉体长变化为效应终点的 LOEC 为 1000 ng L^{-1} , 而以子代性别比率和卵黄蛋白原(VTG)诱导效应为终点的 LOEC 分别为 8.66 和 0.94 ng L^{-1} , 差距近 3 个数量级。另外, 用常规方法将斑马鱼胚胎暴露于双氯芬酸得出的 LC_{50} 为 $480 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ ^[86], 而采用组织形态学和细胞形态学方法观察到的双氯芬酸在 $1\sim5 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ 下即可引起鱼的肝肾组织及细胞形态的变化^[87]。对 EE2 的研究发现, 它在纳克级每升的水平就会对鱼等脊椎动物的生殖产生不可恢复的毒性效应, 但在毫克级每升的水平才会导致这些生物的死亡^[51]。可见, 在水质基准研究中, 应针对污染物的毒性效应, 选取恰当的毒性终点进行研究。对一些常规污染物, 一般要获得其生长抑制、呼吸抑制、运动抑制、致死等毒性终点的毒性数据; 而对一些内分泌干扰物(如雌激素), 仅考虑其致死效应, 可能得出的基准值会远远大于实际的基准保护限值, 不足以保护生物免受污染物的毒害作用。需要将不同的毒性终点区别对待, 选取更敏感的遗传毒性、芳烃受体效应和内分泌干扰效应等毒性终点进行基准的推导。

(iv) 污染物类型。污染物的选择也是环境基准需要考虑的因素。环境中的污染物种类繁多, 性质也存在很大差异, 包括有毒有机污染物、重金属、营养元素等。不同类别的污染物其环境浓度、危害程度和污染程度不同, 作用位点和作用机制也存在差异。部分国外没有关注的污染物, 中国可能需要特别加强研究, 而其他国家关注的污染物, 在中国不一定最受关注。因此在污染物的选取方面, 应该综合考虑污染物类型及其毒性作用大小, 同时也应该考虑流域水体污染物的污染情况, 是否为该流域的优先控制污染物等, 同时也要结合参照官方发布的污染物名单进行选取。同时, 针对生态系统中的风险污染物, 也应该建立一套标准的污染物筛选方法, 如商值法等^[88]。

(v) 模型选择。模型的选择在水质基准研究中也起着非常关键的作用, 直接关系到基准值的确定。

在选择模型之前, 应该首先分析毒性数据的分布, 然后根据数据分布规律找到最适合基准推导的模型. 数据的选择和模型的差异均会造成基准值的差异. 在数据处理过程中, 应该根据统计学的相关参数综合考虑模型的适用性, 如拟合相关系数(R^2)、残差分布以及均方差等^[89]. 统计分析方法方面也要尽量避免使用点评估, 而要采用概率评估等. 对于一些受环境条件影响较大的重金属类物质, 采用 BLM 模型综合考虑污染物的生物有效性, 也是基准研究需要考虑的方面. 目前国际上关于锌、铜、镍等金属的基准已经开始使用 BLM 模型进行预测^[90-92]. 当污染物之间的联合作用不容忽视时, 采用联合毒作用模型来综合考虑多种污染物共同作用对生物产生的影响, 也是需要考虑的一个问题. 对作用机制相同的污染物可采用浓度加和模型, 作用机制不同的污染物则采用独立作用模型等^[93]. 另外, 采用 ICE 对基准展开预测研究, 也是基准研究的一个重要方向, 这种模型已经被证明是可行的^[58,59].

(vi) 区域差异性. 区域差异也是基准制定过程中需要考虑的关键因素. 水质基准是在污染物的环境行为和生态毒理效应的基础上确定的, 由生物区系的差异性而造成的水质基准的区域差异性也是非常显著的^[78]. 主要是因为区域的差异造成了本地敏感物种的差异, 从而最终导致毒性数据和基准值的差异性. 因此, 在水质基准研究时, 应尽可能选用本地物种毒性数据, 对于引进的外物种, 如果能代表一定的区域水生态特征, 也可以适当考虑.

6 我国水质基准研究的发展趋势

虽然我国在水环境质量标准体系方面已开展了大量工作, 但是我国至今尚未对水环境基准体系的

构建开展系统研究. 因此, 以国外的成熟经验作为借鉴, 结合我国的区域特征和实际国情, 建立我国自己的水质基准体系势在必行. 从水质基准的发展趋势来看, 未来我国水质基准需要重点考虑和关注以下几个方面:

(1) 新型污染物的水质基准研究. 常规污染物的水质基准研究中, 重点考虑的污染物毒性终点是致死、生长抑制、运动抑制等效应; 而对于一些新型污染物, 如溴代阻燃剂 PBDEs 类、内分泌干扰物(如雌激素类)、药物和个人护理品(PPCPs)类等, 污染物可能会导致遗传毒性、神经毒性、内分泌干扰性、芳烃受体效应等多方面的毒性效应, 需要进行全面关注.

(2) 急性、慢性基准和环境管理的紧密结合. 目前的水质基准研究得出的基准值通常对应一个急性基准和慢性基准. 而我国的水环境质量标准一般是单个具体值, 只是针对水体功能进行不同分类. 考虑到水质标准的制定通常是参考水质基准来指定, 因此建议在制定水质标准时, 也可以分别制定短期和长期的标准, 从而满足环境保护领域的应急和长效管理.

(3) 联合毒性作用对水质基准的影响. 几种污染物同时存在可能会对生物产生联合毒性作用, 这种现象在重金属的中比较常见, 比如协同作用、拮抗作用等. 因此在水质基准的研究中, 如果几种污染物同时存在, 污染物的联合毒性作用也应该加以考虑.

(4) 水质基准理论和方法学研究. 水质基准理论和方法学是研究水质基准的基础, 目前这方面的研究已经陆续开展, 但是在今后的水质基准研究中, 仍然要对其理论和方法学不断探索, 围绕水质基准存在的关键科学问题进行系统研究. 建立适合我国国情的水质基准体系, 为环境标准的制订和环境管理服务也是大势所趋.

致谢 感谢审稿人提出的修改建议.

参考文献

- 1 孟伟, 张远, 郑丙辉. 水环境质量基准、标准与流域水污染物总量控制策略. 环境科学研究, 2006, 19: 1-6
- 2 Maltby L, Blake N, Brock T C M, et al. Insecticide species sensitivity distribution: Importance of test species selection and relevance to aquatic ecosystems. Environ Toxicol Chem, 2005, 24: 379-388
- 3 Wu F C, Meng W, Zhao X L, et al. China embarking on development of its own national water quality criteria system. Environ Sci Technol, 2010, 44: 7792-7793
- 4 国家环境保护总局. GB3838-2002. 地表水环境质量标准. 北京: 中国标准出版社, 2002

- 5 闫振广, 孟伟, 刘征涛, 等. 我国淡水水生生物镉基准研究. 环境科学学报, 2009, 29: 2393–2406
- 6 US EPA. Great Lakes Water Quality Initiative Criteria Documents for the Protection of Wildlife. Technical Report, EPA/820/B-95/008. Washington DC: Office of Water, Office of Science and Technology, 1995
- 7 US EPA. National Recommended Water Quality Criteria. Technical Report. Washington DC: Office of Water, Office of Science and Technology, 2009
- 8 孟伟, 吴丰昌. 水质基准的理论与方法学导论. 北京: 科学出版社, 2010. 4
- 9 吴丰昌, 孟伟, 宋永会, 等. 中国湖泊水环境基准的研究进展. 环境科学学报, 2008, 28: 2385–2393
- 10 郑乃彤, 陆昌森. 中国大百科全书(环境科学). 北京: 中国大百科全书出版社, 1983. 224
- 11 Marsh M C. The effect of some industrial wastes on fishes. Water Supply and Irrigation Paper. US Geological Survey, 1907, (192): 337–348
- 12 Shelford V E. An experimental study of the effects of gas wastes upon fishes, with especial references to stream pollution. Bull Ill State Lab Nat His, 1917, 11: 381–412
- 13 Ellis M M. Detection and measurement of stream pollution. Bull Bureau Fish, 1937, 48: 365–437
- 14 California State Water Pollution Control Board. Water Quality Criteria. Technical Report. Sacramento: California State Water Pollution Control Board, 1952
- 15 US Department of the Interior. Report of the subcommittee on water quality criteria. Technical Report. Washington DC: US Department of the Interior, 1968
- 16 NAS, NAE. Water Quality Criteria. Technical Report. Washington DC: National Academy Press, 1972
- 17 US EPA. Quality Criteria for Water. Technical Report. Washington DC: Office of Water Regulations and Standards, 1976
- 18 US EPA. Ambient Water Quality Criteria (series). Technical Report. Washington DC: US EPA, 1980
- 19 Stephan C E, Mount D I, Hansen D J, et al. Guidelines for Deriving Numerical National Water Quality Criteria for the Protection of Aquatic Organisms and Their Uses. Technical Report. Washington DC: United States Environmental Protection Agency, 1985
- 20 US EPA. Quality Criteria for Water. Technical Report. Washington DC: Office of Water Regulations and Standards, 1986
- 21 US EPA. National Recommended Water Quality Criteria-correction. Technical Report. Washington DC: Office of Water Office of Science and Technology, 1999
- 22 CCME. Protocol for the Derivation of Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Technical Report. Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999
- 23 US EPA. Methodology for Deriving Ambient Water Quality Criteria for the Protection of Human Health. Technical Report, EPA-822-B-00-004. Washington DC: Office of Water, Office of Science and Technology, 2000
- 24 US EPA. National Recommended Water Quality Criteria. Technical Report. Washington DC: Office of Water, Office of Science and Technology, 2002
- 25 US EPA. National Recommended Water Quality Criteria. Technical Report. Washington, DC: Office of Water, Office of Science and Technology, 2004
- 26 US EPA. National Recommended Water Quality Criteria. Technical Report. Washington DC: Office of Water, Office of Science and Technology, 2006
- 27 ARMCANZ, ANZECC. Australian and New Zealand guidelines for Fresh and Marine Water Quality. Technical Report: Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, 2000
- 28 ECB. Technical Guidance Document on Risk Assessment-Part II. Technical Report. Ispra: Institute for Health and Consumer Protection, 2003
- 29 CCME. A Protocol for the Derivation of Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Technical Report. Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the Environment, 2007
- 30 van Vlaardingen P L A, Verbruggen E M J. Guidance for the Derivation of Environmental Risk Limits within the Framework of 'International and national environmental quality standards for substances in the Netherlands' (INS) Bilthoven, Technical Report. The Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment. RIVM-project No. 601782001. 2007
- 31 WHO. Guidelines for Drinking Water Quality: Incorporation 1st and 2nd Addenda, Vol.1, Recommendations. 3rd ed. Technical Report. Geneva: WHO, 2006
- 32 美国环境保护局. 水质评价标准. 徐宗仁, 译. 北京: 中国建筑工业出版社, 1981
- 33 阿拉巴斯特(Aiabaster J S). 淡水鱼类的水质标准. 姜礼燮, 译. 北京: 科学普及出版社, 1986
- 34 夏青, 张旭辉. 水质标准手册. 北京: 中国环境科学出版社, 1990
- 35 美国环境保护局. 水质评价标准. 水利电力部水质实验研究中心《水质评价标准》编译组, 译. 北京: 水利水电出版社, 1991

- 36 夏青, 陈艳卿, 刘宪兵. 水质基准与水质标准. 北京: 中国标准出版社, 2004. 13–20
- 37 Kooijman S A L M. A safety factor for LC50 values allowing for differences in sensitivity among species. *Water Res*, 1987, 21: 269–276
- 38 Aldenberg T, Slob W. Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. *Environ Eng Sci*, 1993, 25: 48–63
- 39 Newman M C, Ownby D R, Mézin L C A, et al. Applying species-sensitivity distributions in ecological risk assessment: Assumptions of distribution type and sufficient numbers of species. *Environ Toxicol Chem*, 2000, 19: 508–515
- 40 Posthuma L, Suter II G W, Traas T P. *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology*. Boca Raton: CRC Press LLC, 2002
- 41 Hall L W, Scott M C, Killen W D. Ecological risk assessment of copper and cadmium in surface waters of Chesapeake Bay watershed. *Environ Toxicol Chem*, 1998, 17: 1172–1189
- 42 Solomon K R, Baker D B, Richards R P, et al. Ecological risk assessment of atrazine in North American surface waters. *Environ Toxicol Chem*, 1996, 15: 31–76
- 43 Van Straalen N M, Van Rijn J P. Ecotoxicological risk assessment of soil fauna recovery from pesticide application. *Rev Environ Contamin Toxicol*, 1998, 154: 83–141
- 44 Janssen M P M, Traas T P, Rila J P, et al. Guidance for Deriving Dutch Environmental Risk Limits from EU-Risk Assessment Reports of Existing Substances. Technical Report. Report No. 6016501020. Bilthoven: National Institute for Public Health and the Environment, 2004. 35
- 45 OECD. Guidance Document for Aquatic Effects Assessment. Technical Report. Paris: OECD Environment Monographs No 92. Organization for Economic Co-operation and Development, 1995
- 46 US EPA. Health Effects Support Document for Hexachlorobutadiene. Technical Report. EPA 822-R-03-002. Washington DC: Office of Water, 2003
- 47 Rausina G A, Wong D C L, Raymon A W, et al. Toxicity of methyl tert-butyl ether to marine organisms: Ambient water quality criteria calculation. *Chemosphere*, 2002, 47: 525–534
- 48 Hohreiter D W, Rigg D K. Derivation of ambient water quality criteria for formaldehyde. *Chemosphere*, 2001, 45: 471–486
- 49 Yin D Q, Hu S Q, Jin H J, et al. Deriving freshwater quality criteria for 2, 4, 6-trichlorophenol for protection of aquatic life in China. *Chemosphere*, 2003, 52: 67–73
- 50 US EPA. Aquatic Life Ambient Freshwater Quality Criteria-Copper. Technical Report. Washington DC: Office of Water Regulations and Standards Criteria Division, 2007
- 51 Caldwell D J, Mastrocco F, Hutchinson T H, et al. Derivation of an aquatic predicted no-effect concentration for the synthetic hormone, 17 α -ethinylestradiol. *Environ Sci Technol*, 2008, 42: 7046–7054
- 52 Meador J P, McCarty L S, Escher B I, et al. 10th anniversary critical review: The tissue-residue approach for toxicity assessment: Concepts, issues, application, and recommendations. *J Environ Monit*, 2008, 10: 1486–1498
- 53 CCME. Canadian Tissue Residue Guidelines for the Protection of Wildlife Consumers of Aquatic Biota. Technical Report. Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the Environment. 2000
- 54 Steevens J A, Reiss M R, Pawlisz A V. A methodology for deriving tissue residue benchmarks for aquatic biota: A case study for fish exposed to 2, 3, 7, 8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin and equivalents. *Integ Environ Assess and Manage*, 2005, 1: 142–151
- 55 Beckvar N, Dillon T M, Read L B. Approaches for linking whole-body fish tissue residues of mercury or DDT to biological effects thresholds. *Environ Toxicol Chem*, 2005, 24: 2094–2105
- 56 Chèvren N, Maillard E, Loepfe C, et al. Determination of water quality standards for chemical mixtures: Extension of a methodology developed for herbicides to a group of insecticides and a group of pharmaceuticals. *Ecotoxicol Environ Saf*, 2008, 71: 740–748
- 57 Asfaw A, Ellersieck M R, Mayer F L. Interspecies correlation estimations (ICE) for acute toxicity to aquatic organisms and wildlife. II. User manual and software. Washington DC: United States Environmental Protection Agency, 2003. EPA/600/R-03/106
- 58 Dyer S D, Versteeg D J, Belanger S E, et al. Comparison of species sensitivity distributions derived from interspecies correlation models to distributions used to derive water quality criteria. *Environ Sci Technol*, 2008, 42: 3076–3083
- 59 Dyer S D, Versteeg D J, Belanger S E, et al. Interspecies correlation estimates predict protective environmental concentrations. *Environ Sci Technol*, 2006, 40: 3102–3111
- 60 国家环境保护总局. GB/13267-91. 水质: 物质对淡水鱼(斑马鱼)急性毒性测定方法. 北京: 中国标准出版社, 1991
- 61 国家环境保护总局. GB/13266-91. 水质: 物质对蚤类(大型蚤)急性毒性测定方法. 北京: 中国标准出版社, 1991
- 62 金小伟, 雷炳莉, 许宜平, 等. 水生态基准方法学概述及建立我国水生态基准的探讨. *生态毒理学报*, 2009, 4: 609–616
- 63 吴丰昌, 孟伟, 曹宇静, 等. 镉的淡水水生生物水质基准研究. *环境科学研究*, 2011, 24: 172–184

- 64 吴丰昌, 孟伟, 张瑞卿, 等. 保护淡水水生生物硝基苯水质基准研究. 环境科学研究, 2011, 24: 1–10
- 65 吴丰昌, 冯承莲, 曹宇静, 等. 锌对淡水生物的毒性特征与水质基准的研究. 生态毒理学报, 2011, 6: 367–382
- 66 吴丰昌, 冯承莲, 曹宇静, 等. 我国铜的淡水生物水质基准研究. 生态毒理学报, 2011, 6: 617–628
- 67 张彤, 金洪钧. 丙烯腈水生态基准研究. 环境科学学报, 1997, 17: 75–81
- 68 张彤, 金洪钧. 硫氰酸钠的水生态基准研究. 应用生态学报, 1997, 8: 99–103
- 69 张彤, 金洪钧. 乙腈的水生态基准. 水生生物学报, 1997, 21: 226–233
- 70 Yin D Q, Jin H J, Yu L W, et al. Deriving freshwater quality criteria for 2, 4-dichlorophenol for protection of aquatic life in China. Environ Pollut, 2003, 122: 217–222
- 71 Jin X, Zha J, Xu Y, et al. Derivation of aquatic predicted no-effect concentration (PNEC) for 2, 4-dichlorophenol: Comparing native species data with non-native species data. Chemosphere, 2011, 84: 1506–1511
- 72 祝凌燕, 邓保乐, 刘楠楠, 等. 应用相平衡分配法建立污染物的沉积物质量基准. 环境科学研究, 2009, 22: 762–767
- 73 祝凌燕, 刘楠楠, 邓保乐. 基于相平衡分配法的水体沉积物中有机污染物质量基准的研究进展. 应用生态学报, 2009, 20: 2574–2580
- 74 张瑞卿, 吴丰昌, 李会仙, 等. 应用物种敏感度分布法研究中国无机汞的水生生物水质基准. 环境科学学报, 2012, 32: 440–449
- 75 Lei B L, Huang S B, Jin X W, et al. Deriving the aquatic predicted no-effect concentrations (PNECs) of three chlorophenols for the Taihu Lake, China. J Environ Sci Health Part A, 2010, 45: 1823–1831
- 76 闫振广, 孟伟, 刘征涛, 等. 我国淡水生物氨氮基准研究. 环境科学, 2011, 32: 1564–1570
- 77 穆景利, 王莹, 王菊英. 我国海水水质基准的构建: 以三丁基锡为例. 生态毒理学报, 2010, 5: 776–786
- 78 苏海磊, 吴丰昌, 李会仙, 等. 太湖生物区系研究及与北美五大湖的比较. 环境科学研究, 2011, 24: 1346–1354
- 79 Klimisch H, Andreae M, Tillmann U. A. Systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. Regul Toxicol Pharm, 1997, 25: 1–5
- 80 Leung K M Y, Kwong R P Y, Ng W C, et al. Ecological risk assessments of endocrine disrupting organotin compounds using marine neogastropods in Hong Kong. Chemosphere, 2006, 65: 922–938
- 81 Jin J L, Wang S J, Wei Y M. Ideal interval method based model for water quality evaluation. Nat Sci, 2004, 2: 24–28
- 82 Chowdhury S, Husain T, Bose, N. Fuzzy risk-based modelling for human health risk from naturally occurring radioactive materials in produced water. J Environ Radioact, 2006, 89: 1–17
- 83 Aldenberg T, Jaworska J S. Uncertainty of the hazardous concentration and fraction affected for normal species sensitivity distributions. Ecotoxicol Environ Saf, 2000, 46: 1–18
- 84 Jin X, Zha J, Xu Y, et al. Toxicity of pentachlorophenol to native aquatic species in the Yangtze river. Environ Sci Pollut Res, 2011, doi: 10.1007/s11356-011-0594-1
- 85 Zhao J L, Ying G G, Chen F, et al. Estrogenic activity profiles and risks in surface waters and sediments of the pearl river system in south china assessed by chemical analysis and in vitro bioassay. J Environ Monit, 2010, 13: 813–821
- 86 Dietrich D, Prietz A. Fish embryotoxicity and teratogenicity of pharmaceuticals, detergents and pesticides regularly detected in sewage treatment plant effluents and surface waters. Toxicologist, 1999, 48: 151
- 87 Mehinto A C, Hill E M, Tyler C R. Uptake and biological effects of environmentally relevant concentrations of the nonsteroidal anti-inflammatory pharmaceutical diclofenac in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Environ Sci Technol, 2010, 44: 2176–2182
- 88 王东红, 原盛广, 马梅, 等. 饮用水中 toxic 污染物的筛查和健康风险评价. 环境科学学报, 2007, 27: 1937–1943
- 89 Wheeler J, Grist E, Leung K, et al. Species sensitivity distributions: Data and model choice. Mar Pollut Bull, 2002, 45: 192–202
- 90 De Schampheleere K A C, Janssen C R. A biotic ligand model predicting acute copper toxicity for daphnia magna: The effects of calcium, magnesium, sodium, potassium, and pH. Environ Sci Technol, 2002, 36: 48–54
- 91 Heijerick D G, De Schampheleere K A C, Janssen C R. Predicting acute zinc toxicity for Daphnia magna as a function of key water chemistry characteristics: Development and validation of a biotic ligand model. Environ Toxicol Chem, 2002, 21: 1309–1315
- 92 Schlegel C E, Van Genderen E, De Schampheleere K A C, et al. Cross-species extrapolation of chronic nickel biotic ligand models. Sci Total Environ, 2010, 408: 6148–6157
- 93 Choudhury H, Coglian J, Hertzberg R, et al. Supplementary guidance for conducting health risk assessment of chemical mixtures. Technical Report, Risk Assessment Forum. US Environmental Protection Agency, 2000