

中外水质基准发展趋势和存在的问题^{*}

张瑞卿^{1,2} 吴丰昌^{3**} 李会仙³ 曹宇静³ 苏海磊³ 林 樱³ 赵晓丽³

(¹中国科学院地球化学研究所环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550002; ²中国科学院研究生院, 北京 100049;

³中国环境科学研究院, 北京 100012)

摘要 水质基准,是制定水质标准限值的重要依据,是科学的水质管理体系的重要组成部分。我国水体污染形势严峻,区域环境差异明显,亟需建立适合我国水环境特征的水质基准作为水质控制和管理的理论依据。本文就中外水质基准的研究情况进行了探讨,主要包括以下几个方面:1)水质基准的概念及含义;2)欧美国家水质基准的研究历史、现状、发展趋势及存在的关键问题;3)我国水质基准体系的研究重点和发展趋势;包括区域水环境特征调查、人体流行病学调查和生物毒理学研究、水质基准理论与方法学的研究。

关键词 水质基准;水质管理;水环境

中图分类号 X820 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2010)10-2049-08

Water quality criteria at home and abroad: Development trend and existed problems
ZHANG Ruiqing², WU Fengchang³, LIHui xian³, CAO Yu jing³, SU Hai lei³, LN Ying³,
ZHAO Xiao li (¹ State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry,
Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China; ² Graduate University of Chinese Academy
of Sciences, Beijing 100049, China; ³ Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Bei-
jing 100012, China). Chinese Journal of Ecology 2010 29(10): 2049-2056

Abstract Ambient water quality criteria are the important basis for establishing water quality standards and the significant part of scientific water quality management system. Aiming at the grim situation of water pollution and the obvious differences in regional environment in China, it is urgent to establish water quality criteria fitting the characters of China water environment to supply theoretic bases for controlling and managing water quality. This paper reviewed the research advances on the water quality criteria at home and abroad with the focus on (1) the concept and connotation of ambient water quality criteria, (2) research history, status, development trend and scientific issues of water quality criteria in American, European and other countries, and (3) research emphasis and development trend in China, including regional water environment investigation, epidemiology, biotoxicology and theories and methodologies in establishing ambient water quality criteria.

Key words: water quality criteria; water quality management; water environment

水质基准全称是水环境质量基准 (ambient water quality criteria, AWQC), 是制定水质标准的重要依据, 保护特定水体用途的水质基准是水质标准必不可少的组成部分 (USEPA, 1998^a)。经过近 20 多年的发展, 我国已逐渐形成了相对完整的水质标准体系 (孟伟等, 2006), 然而, 由于缺乏主要参考依据——水质基准, 使得我国制定水质标准的科学依据并不完善。水质基准的系统研究在我国尚未开

展, 水质标准的制定大多依据世界卫生组织和美国等发达国家的水质基准资料 (夏青等, 2004)。直接采用国外数据不能客观地反映我国水环境质量的真实情况, 进而导致我国水质管理不能达到预期的效果。随着我国工业化进程的加快, 水污染也不断加剧, 亟需更加科学合理的水质管理体系, 开展我国水质基准的研究已迫在眉睫 (孟伟等, 2006; 周启星等, 2007; 吴丰昌等, 2008)。开展水质基准的研究也是《国家环境保护“十一五”规划》(国发〔2007〕37号)中环境科技创新的优先领域。

*国家重点基础研究发展计划资助项目 (2008CB418200)。

**通讯作者 E-mail: wufengchang@vip.sj.cn

收稿日期: 2010-04-01; 接受日期: 2010-06-02

由于水质基准在水环境管理和水体污染控制中的重要性,国际上很早就开展了水质基准的研究。到目前为止,欧美等发达国家已经建立了各自比较完善的水质基准体系。本文深入探讨了水质基准的概念,详细分析了美国等发达国家和国际组织对水质基准的研究历史、现状、发展趋势及存在的关键问题,提出了建立我国水质基准体系的研究重点和发展趋势,从而为我国水质基准研究提供理论参考。

1 水质基准的概念及含义

关于水质基准的概念,不同的国家和学者都给出了不同的表述(USEPA 1980^a, 2003^a; CCME 1999^a; Government of British Columbia 2001)。欧美国家对水质基准的研究比较深入和全面,与基准相对应的英文有“benchmark”和“criteria”,我国学者对于这 2 个词的翻译以及基准的含义一直存在很大争议。“benchmark”是在保护生态受体的指南或标准不存在时使用的数值,该值往往根据单一学科数据得到。而在不同国家“criteria”有 2 个不同但相关的含义,在澳大利亚和加拿大是指用来推导水质指南或标准的科学结果,比如“在指定时间内暴露于一定浓度污染物的受试生物的半数死亡数”,即是“criteria”;然而在美国“water quality criteria(水质基准)”是可以反映很多有效信息的数值,能够反映保护水生生物和人体健康的水体中化学物质的最大可接受浓度信息。

国外早期关于水质基准的研究是 1898 年俄国卫生学家 A. Ф. 尼基京斯基在《医生》杂志发表了《石油制品对河流水质和鱼类的影响》一文,阐述了原油、重油和其他石油制品对鱼类的毒害,提出了环境质量基准的概念(郑乃彤和陆昌森, 1984)。美国环保局认为,“水质基准是指期望能使水体适合其指定用途的水质水平,基准的依据是污染物的特定水平,这些污染物可能导致饮用水、娱乐用水、农业用水、鱼类生产或工业用水变的有害”(USEPA 1997)。我们可以从以下几个方面来理解水质基准的含义。首先,基准有数值型和叙述型 2 种表达形式。数值型基准大部分是以水体中污染物的浓度表示,或以生物组织中浓度表示(如甲基汞);而对于那些无法给出具体数值的污染物,就采用叙述型基准(如浊度等)。第二,水质基准总是与特定的水体功能相联系。制定水质基准的意义就在于保护水体的指定用途,不同的水体功能要求有不同的水质基

准与其相对应。第三,水质基准是在考虑了各种相关限制因素的基础上推导得出的数值。在推导保护人体健康的水质基准中,除了要采用毒性试验所获得的无可见有害效应水平或最低可见有害效应水平外,还要考虑人的体重、人对水和鱼类的平均摄入量以及生物累积效应等,所以最终的水质基准值并不是直接采用实验结果。第四,污染物的水质基准受许多环境要素的影响,包括水体硬度、温度以及地理气候等。水质基准所体现出的对文献和研究的科学判断,仅是限制在一定试验条件内的特定水质组分对特定生物的浓度—效应关系(USEPA 1976)。

需要强调的是,水质基准仅是依据污染物浓度与环境对人体健康效应间关系的数据和科学判断得出的,不考虑对于达到此水体浓度的经济效应或技术可行性(USEPA 1999)。随着国内外水质基准的不断研究,对水质基准概念的理解也在不断深入,我们认为水质基准是在一定环境条件下保护特定水体功能和生物体而推荐的定量浓度或叙述性陈述。

2 美国水质基准的研究概况

2.1 美国水质基准研究的发展历程

美国水质基准的研究起始于 20 世纪初,起初只是记录一些污染物的生物毒性效应数据(Marsh 1907; Powers 1917; Shelford 1917; USEPA 1976)。直到 1952 年,加利福尼亚州发布了一本“水质基准”,包含了 1369 篇参考文献(California State Water Pollution Control Board 1952)。随后,美国相继发布了《绿皮书》(NTAC 1968)、《蓝皮书》(NAS 1974)、《红皮书》(USEPA 1976)和《金皮书》(USEPA 1986)。此外,美国环境保护局分别于 1999、2002、2004、2006 和 2009 年针对人体健康和水生生物发布了水质基准推荐值。

2009 年美国环境保护局发布的《国家推荐水质基准》(USEPA 2009)是针对保护人体健康和水生生物的最新水质基准值文件。该文件涉及了 120 种优先污染物、47 种非优先污染物和 23 个感官效应基准。保护水生生物的水质基准分为淡水和海水两类,并分别给出了基准连续浓度和基准最大浓度。保护人体健康的基准值分为消费水和生物与仅消费生物两类。

此外,由于地表水的富营养化在美国仍然是一个长期存在的问题,营养物过剩是水体不能达到指定用途的主要原因之一。为了减少和防止富营养化

在全国范围内的加剧, 美国环境保护局于 2001 年针对湖泊和水库、河流和溪流以及湿地发布了 17 个生态区域的营养物基准文件, 以总磷、总氮、叶绿素 a 和浊度 4 个指标来表示营养物基准 (USEPA 2001)。

2003 年美国环保局科学与技术办公室提出了 15 项水质标准和基准优先战略行动, 主要集中在: 1) 制定基准执行指南, 进行实际的水质管理; 2) 贯彻微生物基准和沉积物基准制定战略; 3) 为各州提供制定营养物基准和生物学基准的技术指南; 4) 修订制定基准的方法以反映最新科学信息等 (USEPA 2003 b)。到目前为止, 美国已形成由不同保护对象结合多种水质基准类型构成的不断完善的水质基准体系, 以全面保护水体健康。

2.2 美国水质基准推导的方法学研究

2.2.1 推导保护人体健康水质基准的方法学

从最初研究水质基准到发布《红皮书》都没有形成统一的水质基准推导方法。《红皮书》中水质基准的推导没有涉及太多的参数, 仅根据实验或现场观察得到的科学数据推导得出基准值 (USEPA 1976)。比如, 铜在饮用水中的含量超过 $1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时可能会产生令人讨厌的气味, 结合铜可作为人体微量营养元素, 确定铜的饮用水基准为 $1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。有些项目的基准是由实验结果结合一定的应用因子得到的, 比如, 异狄氏剂对最敏感动物狗的最低效应或无长期效应的最高含量是每千克食物含量为 1.0 mg 或单位体重每日摄入量为 0.02 mg 。由于没有充足的人类毒性数据来印证动物实验结果, 所以假设总的安全摄入量为无效应水平的 $1/500$ 污染物总摄入量的 20% 来自饮用水, 人体平均体重为 70 kg 每人每天平均饮水量为 2 L 。通过公式 $(0.02 \times 20\% \times 70 \times 1/500 (\text{安全因子}) \times 1/2)$ 得出异狄氏剂的水质基准值 $0.2 \mu \text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ (USEPA 1976)。

1980 年美国“一致性法令水质基准文件的健康效应评价草案”中使用了保护人体健康水质基准的指南和方法学 (简称“1980 年方法学”) (USEPA 1980 b)。该方法陈述了 3 个毒性终点: 致癌、非致癌和感官效应。评估人体在接触环境污染物质后所导致健康危害, 考虑剂量—效应关系, 将流行病学资料和动物的剂量—效应数据结合起来推导水质基准是首选方法。推导致癌物的水质基准时, 要利用线性多级模型, 从高剂量到低剂量外推致癌效应, 随后依据动物数据对危害性进行评估。非致癌物的基准推

导依据不对人类产生有害影响的浓度估计值, 主要依据每日允许摄入量和动物研究所获得的不可见有害效应的数据来推导 (USEPA 1980 b)。此外, 默认设定以下参数值: 暴露个体为 70 kg 体重的成年男性; 淡水和河口鱼贝类的消费量为 $6.5 \text{ g} \cdot \text{d}^{-1}$; 以及饮用水摄入量为 $2 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$ 。

在“1980 年方法学”发布之后, 美国环境保护局在风险评价、暴露评价和生物富集评价领域取得了很大进展。1998 年, 美国环境保护局制定了《水质基准方法学草案: 人体健康》(USEPA 1998 b)。2000 年发布了《推导保护人体健康水质基准方法学》(USEPA 2000), 该方法学是目前仍在使用的最新的推导保护人体健康水质基准方法学。在致癌风险评价中, 量化致癌风险的低剂量外推法取代了线性多级模型。在非致癌风险评价中, 倾向于使用更多的统计模型推导参考剂量, 比如基准剂量法 (Crump 1984, Crump et al., 2000) 和分类回归法, 而不是仅仅使用传统的基于不可见有害效应水平的方法。在暴露评价中, 水和鱼类消耗的最新研究也为建立各区域更合理的消费模式提供了依据, 设定鱼类消耗量为 $17.5 \text{ g} \cdot \text{d}^{-1}$ 。在暴露评价中采用了更多的方法来考虑多种来源的人体暴露, 引入暴露决策树法来确定非水源暴露和非经口暴露, 使用相对源贡献来表示非水源暴露和非经口暴露。采用生物累积系数评价生物累积效应, 以反映生物从所有可接触源中吸收的污染物量, 代替了 1980 年方法学中仅反映通过水源吸收的生物浓缩系数或生物富集系数。同时美国环境保护局也发布了详细评价生物累积系数的指南 (USEPA 2003, 2008)。

2.2.2 推导保护水生生物水质基准的方法学

1980 年美国环境保护局首次发布了保护水生生物水质基准的推导方法, 即《推导保护水生生物及其用途的水质基准指南》随后在 1985 年发布了新的《推导保护水生生物及其用途的国家定量水质基准指南》(简称“指南”) (USEPA 1985), 这是一种比较成熟的推导水生生物水质基准的方法学。该方法需要大量的毒性实验数据, 其中包括: 1) 动物急性毒性数据和慢性毒性数据, 至少涉及 3 门 8 科的生物物种, 以及至少 3 个不同科的急性慢性比率; 2) 水生植物毒性数据, 需要用淡水藻类或者维管束植物所做的至少一个可接受的实验结果; 3) 生物富集性数据, 至少选用一种淡水物种来确定生物富集系数。然后依据所获得的数据分别推算最终急性值、

最终慢性值、最终植物值和最终残留值,最后通过这些值得出基准最大浓度和基准连续浓度。

2.3 美国水质基准研究中存在的问题

尽管经过多年的系统研究,美国已经形成由保护水体功能和保护环境受体相结合以及由多种基准类型组成的水质基准体系,但仍然存在一定的问题有待进一步研究和完善。

2006年《国家推荐水质基准》中涉及的 167种污染物,有很大一部分物质由于没有充足的毒性效应数据所以没能给出基准值。其中,95种优先控制污染物和 30种非优先控制污染物没有给出保护水生生物水质基准值;25种优先控制污染物和 28种非优先控制污染物没有给出保护人体健康水质基准值(USEPA 2006)。可以看出,保护水生生物和人体健康水质基准还有大量的工作有待开展。

此外,保护人体健康和保护水生生物水质基准各自的推导方法已经发布多年,尤其是目前仍在使用的《推导保护水生生物及其用途的国家定量水质基准指南》是在 1985年发布的。“指南”中所用水质基准推导方法仅使用了所获数据中 4个最小值,往往会由于其中一个属或物种比其他所有受试物种敏感性大很多而得出有偏差的基准值(Daniel et al, 2003)。除了方法本身的缺陷外,从发布“指南”到现在,生物学、生态毒理学、环境化学、生态风险评估、环境地球化学和统计学等与制定基准相关的各学科已经有了实质性的进展,甚至所关心的水环境质量也发生了变化,所有这些都要求能够制定更加准确反映当前科学进展的方法指南。

人体健康水质基准推导方法中使用的毒理学数据大多来自动物实验结果,由于没有充足的人体流行病学资料来验证动物实验结果,增加了基准推导过程中的不确定性。在使用低剂量外推法计算非致癌物的参考剂量时,优先选择无可见有害效应水平,但是在没有该值的情况下,只能选择最低可见有害效应水平,从而增大了计算的不确定性。比如铈的健康风险评估(USEPA 1987)由于没有充足的人体流行病学数据所以只能使用大鼠的毒性实验结果中的最低可见有害效应水平(单位体重每日摄入量为 0.35 mg)(Schroeder et al, 1970)来推导参考剂量,使用不确定因子 1000 包括种间差异 10、个体差异 10 以及使用最低可见有害效应水平代替无可见有害效应水平增加的不确定性 10。所以,人体健康水质基准仍需有大量人体流行病学数据来完善。

3 世界卫生组织和其他国家的水质基准研究

世界卫生组织在 1984—1985 和 1993—1997 年分 2 卷分别发布了《饮用水水质指南》并且不断进行滚动式修订。2008 年世界卫生组织又发布了最新的《饮用水水质指南:卷一,推荐》(第 3 版)(WHQ 2008),该指南解释了确保饮用水安全的一些条件,包括最低要求的程序和一些特定的指南值,还描述了这些指南值的推导方法。加拿大最早在 1987 年由环境部制定了《加拿大水质指南》提供了关于水质参数对加拿大水体用途影响(包括未净化的饮用水、水生生物用水、农业用水、休闲和美学以及工业用水)的基础科学信息。目前加拿大发布的最新文件还有《休闲用水水质指南和感官性质》(CCME 1998)和《推导保护农业用水水质基准草案》(CCME 1999c)等。

除美国对水生生物水质基准研究较早且较为系统外,加拿大、澳大利亚、欧盟和荷兰等国家也建立了较完善的水生生物水质基准体系。1999 年加拿大环境部发布了《推导保护水生生物水质基准草案》,详细论述了使用评价因子法推导水质基准值(CCME 1999b)。2007 年加拿大环境部将水质基准分为短期暴露基准和长期暴露基准,短期暴露基准主要防止在突发性事件中大多数物种发生的致死效应;长期暴露基准主要防止在非限制性暴露(慢性暴露)中所产生的有害效应(CCME 2007)。澳大利亚和新西兰 2000 年颁布的《淡水和海洋水质指南》中,采用了“指导性触发值(trigger values, TVs)(慢性暴露)”对水生生物进行保护。按照数据量和质量以及保护水平可将触发值分为高可靠触发值、中度可靠触发值和低可靠触发值(ANZECC and ARMCANZ 2000)。欧盟采用预测无效应浓度(predicted environmental concentration, PNEC)作为污染物水质基准的主要依据,保护水生生态系统中绝大多数物种(ECB 2003)。荷兰于 2007 年颁布了最新的“环境风险限值推导指南”,按照保护水平将环境风险限值分为 4 个等级:无效应浓度(negligible concentration, NC)、最大允许浓度(maximum permissible concentration, MPC)、严重风险浓度(serious risk concentration, SRC)和生态系统最大可接受浓度(maximum acceptable concentration for ecosystems, MAC_{eco})。NC 表示某一浓度对生态系统的效应可以忽略不计;MPC 是指能够保护生态系统中所有物

种免受有害效应的浓度; 当污染物浓度超过 SRC 时, 生态系统功能将遭受严重影响; MAC_{cc} 是荷兰水质标准设置框架中的一个新的指标, 保护水生生态系统免受短期高峰浓度暴露导致的急性毒性效应 (van Vlaardingen & Verburggen 2007)。

加拿大、澳大利亚、欧盟和荷兰水生生物水质基准的推导均使用评价因子法和物种敏感度分布曲线法。评价因子法主要依据敏感生物的毒性数据结合适当的评价因子推导水质基准, 不同国家的水质基准体系对数据和评价因子有不同的选择原则 (ANZECC and ARMCANZ 2000; CCME 2007)。物种敏感度分布曲线法最初是由 Koopman (1987) 提出的, 后来很多学者对其进行了改进 (Postuma et al., 2002)。方法假设所获物种的毒性数据为从整个生态系统中所有物种中随机选取的, 并且假设生态系统中不同物种的毒性数据符合某概率函数, 即“物种敏感度分布” (van der Hoeven 2004)。选择恰当的统计模型将污染物浓度和物种敏感性分布的累计概率进行拟合分析, 计算可以保护大多数物种的污染物浓度, 通常用 5% 物种受危险的浓度, 即 HC_5 (hazardous concentration for 5% of species) 表示, 或称作 95% 保护水平的浓度 (van Straalen & van Rijn 1998)。常用的拟合模型有 \log -normal (Wagner & Lokke 1991), \log -logistic (Aldenbergh & Sloj 1993), Burr Type III (Shao 2000) 等模型。在 Malby 等 (2003) 的研究中, 分析了 10 种模型的拟合效果, 结果显示没有任何一个模型可以对所有数据集都有很好的拟合效果。所以加拿大环保部在使用物种敏感度分布曲线法推导水质基准值时选择拟合效果最佳的统计模型作为水质基准推导的依据 (CCME 2007)。

以上这些国家在水质基准研究上已取得了一定的成果, 并形成了相对完善的水质基准体系。结合本国环境特点, 建立完善的水质基准体系以全面保护水体功能已是目前科学水质管理的主要趋势。

4 我国水质基准的研究进展

我国水质基准研究起步较晚, 最初仅是对国外资料进行收集和整理 (徐宗仁, 1981; 夏青和张旭辉, 1990; 夏青等, 2004), 以及对水质基准推导方法的论述 (张彤和金洪钧, 1996; 汪云岗和钱谊, 1998; 周忻等, 2005)。这些工作为之后我国水质基准的深入研究提供了丰富的参考资料。近年来, 由于我

国水体污染的不断加剧以及水污染修复成效甚微, 水质基准的研究也逐渐引起了政府和相关学者的关注和重视。吴丰昌等 (2008) 针对湖泊水环境质量阐述了我国开展区域性水质基准研究的重要性和迫切性, 并提出建立我国区域特点的湖泊水质基准理论、技术和方法体系是目前我国环境管理的重大科技任务。

目前, 多数研究集中于使用国外分析方法结合我国毒性数据推导适合我国的水质基准。张彤和金洪钧 (1997 a; 1997 b; 1997 c) 参照美国国家环保局推荐的《推导保护水生生物及其用途的国家定量水质基准指南》根据我国水生生物区系选取代表性生物进行毒性实验研究, 用获得的毒性数据推导了丙烯腈、硫氰酸钠和乙腈的水生态基准, 其中丙烯腈基准最大浓度为 $2.156 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、基准连续浓度为 $0.5751 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 硫氰酸钠基准最大浓度为 $1.350 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、基准连续浓度为 $0.2530 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 乙腈基准最大浓度为 $1145 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、基准连续浓度为 $413 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。Yin 等 (2003 a; 2003 b) 也使用类似的方法推导了 2,4-二氯苯酚和 2,4,6-三氯苯酚的基准, 2,4-二氯苯酚的基准最大浓度和基准连续浓度分别为 1.25 和 $0.212 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 2,4,6-三氯苯酚的基准最大浓度和基准连续浓度分别为 1.01 和 $0.226 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。在雷炳莉等 (2009) 的研究中, 比较分析了毒性百分数排序法、蒙特卡罗构建物种敏感度分布曲线法和生态毒理模型方法, 探讨了五氯酚、2,4-二氯酚和 2,4,6-三氯酚在我国太湖地区的水质基准, 研究显示生态毒理模型方法的计算结果低于其他 2 种方法, 体现了该方法更能够反映种间效应优势, 可以为水生生态系统提供足够保护。

总体来说, 我国水质基准研究成果还较少, 且缺乏系统研究。由于缺乏制定水质基准所需的, 如生物急慢性毒性实验、生态风险评价和环境行为等方面的基础数据, 建立适合我国国情的水质基准理论体系任重而道远。

5 我国水质基准研究展望

通过对国外水质基准的全面分析, 结合目前我国水质基准的研究现状以及水体污染特点, 研究认为我国水质基准研究应从以下几个方面着手:

(1) 区域水环境特征调查。包括水体的理化性质 (温度、溶解氧、pH 值、硬度和有机质等)、水生生物群落结构、主要污染物、水体污染程度以及污染物

的环境地球化学特性等。水质基准在保护特定水体功能或生物体时,都限定在一定环境条件内。环境条件不同,水体理化性质、生物多样性和气候因素等就会不同,这些都会影响到水质基准对水质的保护效果。目前,引起水质下降的污染物数目众多,而水质基准的制定工作又十分艰巨,在有限的时间内不可能制定出所有污染物的基准值,只能将有限的时间和精力放在对改善水质比较重要的水质项目上。所以,根据我国区域水环境污染特征筛选优先控制污染物是水质基准研究的基础工作。另外,在借鉴美国水质基准研究方法时应注意到美国和我国在生物区系上的差异,美国代表性鱼类为鲑科,而我国的淡水鱼类有一半属于鲤科(汪云岗和钱谊,1998)。一些暴露数据的选择也是有区域差异的,如人均每日摄入鱼总量、成年男性平均体重以及日饮水量等参数(周忻等,2005)。为更加准确地反映我国水质特点以及有效保护我国水体功能,水质基准研究的首要任务是调查区域水环境特征。

(2) 人体流行病学调查和生物毒理学研究。制定人体健康水质基准的依据是流行病学数据和人体毒性效应数据,然而这两方面的数据都很缺乏,尤其是人体毒性效应数据。在缺乏人体数据时,只能使用与人体代谢机理或毒性反应类似的动物毒理学数据。水生生物毒性效应数据的缺乏也正是美国没给出大部分污染物基准值的主要原因。为了能更加真实地反映我国的生物区系特点,以及很好地保护我国大部分人群,必须开展大量的毒理学研究。需要注意的是,在毒理学研究中,必须遵循一致公认的毒性实验方法准则。目前在有些研究中,没有给出具体的实验环境条件(如,温度、硬度、溶解氧和碱度等),暴露时间或毒性终点等毒理学重要参数,降低了毒性实验结果的可信度和实用性。当前在毒理学研究中比较常用的实验准则有美国试验与材料学会、美国环境保护局、经济合作与发展组织等发布的一系列化学品试验准则,还有我国发布的《国家环境保护化学品测试准则》(闫雷生,1990)等。

(3) 水质基准的理论研究。风险评价、环境暴露评价和生物富集评价是水质基准理论的重要组成部分,是人体健康水质基准推导的 3 个主要组成部分。水质基准是多学科综合研究的集成,反应了最新的科学进展,随着环境科学、毒理学和地球化学等学科研究的不断深入,水质基准基础理论也须不断提高和完善。而水质基准理论中仍需重点完善的内

容,包括风险评价理论框架、风险模型和不确定性的处理方法;暴露途径的合理分配;以及生物累积因子的推导模型等。建立适合我国区域水环境特征水质基准的前提是必须建立适合我国的风险评价、环境暴露评价和生物富集评价的模型和毒性数据库。另外,目前各国都依据国情建立了不同的水质基准体系,所以根据区域水环境差异和毒理学数据的充分性等建立适合我国水质管理的水质基准体系也是重中之重。

(4) 水质基准的方法学研究。推导水质基准的具体方法、参数、统计模型等原创性的研究成果在我国仍然较少,已有的研究大多是参考国外现有的方法。使用的统计模型是否恰当,考虑的影响因子是否合理和全面等都将影响水质基准值是否能充分保护指定的保护对象和水体功能。借鉴国外方法学的研究经验和成果非常必要,但是必须在此基础上根据我国水污染特点对其加以修正,以加强我国水质基准方法学的原创性。

参考文献

- 雷炳莉,金小伟,黄圣彪,等. 2009 太湖流域 3 种氯酚类化合物水质基准的探讨. 生态毒理学报, 4(1): 40-49
- 孟伟,张远,郑丙辉. 2006 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, 19(3): 1-6
- 汪云岗,钱谊. 1998 美国制定水质基准的方法概要. 环境监测管理与技术, 10(1): 23-25
- 吴丰昌,孟伟,宋永会,等. 2008 中国湖泊水环境基准的研究进展. 环境科学学报, 28(12): 2385-2393
- 夏青,陈艳卿,刘宪兵. 2004 水质基准与水质标准. 北京: 中国标准出版社.
- 夏青,张旭辉. 1990 水质标准手册. 北京: 中国环境科学出版社.
- 徐宗仁. 1981 水质评价标准. 北京: 中国建筑工业出版社.
- 闫雷生. 1990 国家环保局化学品测试准则. 北京: 化学工业出版社.
- 张彤,金洪钧. 1996 美国对水生态基准的研究. 上海环境科学, 15(3): 7-9
- 张彤,金洪钧. 1997^a 丙炔腈水生态基准研究. 环境科学学报, 17(1): 75-81
- 张彤,金洪钧. 1997^b 硫酸钠的水生态基准研究. 应用生态学报, 8(1): 99-103
- 张彤,金洪钧. 1997^c 乙腈的水生态基准. 水生生物学报, 21(3): 226-233
- 郑乃彤,陆昌森. 1984 中国大百科全书(环境科学). 北京: 中国大百科全书出版社.
- 周忻,刘存,张爱茜,等. 2005 非致癌有机物水质基准的推导方法研究. 环境保护科学, 31(1): 22-26
- 周启星,罗义,祝凌燕,等. 2007 环境基准值的科学研

- 究与我国环境标准的修订. 农业环境科学学报, 26 (1), 1—5.
- Aldenborg T, Sjöb W. 1993. Confidence limits for hazardous concentrations based on log-logistically distributed NOEC toxicity data. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 25: 48—63.
- ANZECC and ARMCANZ (Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand). 2000. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality. Australia: ANZECC and ARMCANZ.
- California State Water Pollution Control Board. 1952. Water quality criteria. Sacramento: California State Water Pollution Control Board.
- CCME. 1998. Recreational Water Quality Guidelines and Aesthetics. Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the Environment.
- CCME. 1999a. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Introduction. Winnipeg: Manitoba: Canadian Council of Ministers of the Environment.
- CCME. 1999b. A Protocol for the Derivation of Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Winnipeg: Manitoba: Canadian Council of Ministers of the Environment.
- CCME. 1999c. Protocols for Deriving Water Quality Guidelines for the Protection of Agricultural Water Uses. Winnipeg: Manitoba: Canadian Council of Ministers of the Environment.
- CCME. 2007. A Protocol for the Derivation of Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Winnipeg: Manitoba: Canadian Council of Ministers of the Environment.
- CrumP KS. 1984. A new method for determining allowable daily intakes. *Fundamental and Applied Toxicology* 4: 854—871.
- CrumP KS, Landingham CV, Shamlay C, et al. 2000. Benchmark concentrations for methylmercury obtained from the Seychelles child developmental study. *Environmental Health Perspectives* 108: 257—263.
- Daniel JF, Dennis TB, Lance TY, et al. 2003. Derivation of acute ecological risk criteria for chlorine in freshwater ecosystems. *Water Research* 37: 4359—4368.
- ECB (European Chemicals Bureau). Technical Guidance Document on Risk Assessment. Part II. Environmental Risk Assessment. Italy: European Chemicals Bureau, European Commission Joint Research Center.
- Government of British Columbia. Environmental Quality Branch. 2001. Policy statements regarding water quality guidelines and objectives [EB/OL]. [2001-08-08]. <http://www.envy.gov.bc.ca/wat/wq/homesubs/policy.htm>
- Kooijman SAIM. 1987. A safety factor for LC_{50} values allowing for differences in sensitivity among species. *Water Research* 21: 269—276.
- Malby L, Blake N, Brack TCM, et al. 2003. Using the species sensitivity approach for assessing the risk of pesticides. Implications of data selection and model choice. Solutions to Pollution Program Abstract Book. Christchurch, New Zealand, September—October 2003. Christchurch, New Zealand: The Society of Environmental Toxicology and Chemistry Asia/Pacific—The Australian Society of Ecotoxicology. 148.
- Marsh MC. 1907. The effect of some industrial wastes on fishes. // *Water Supply and Irrigation Paper No. 192*. US Geological Survey. 337—348.
- NAS (National Academy of Science and National Academy of Engineering). 1974. Water Quality Criteria. Washington DC: US Government Printing Office.
- NTAC (National Technical Advisory Committee to the Secretary of the Interior). 1968. Water Quality Criteria. Washington DC: US Government Printing Office.
- Posthuma L, Suter II GW, Traas TP. 2002. Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology. Boca Raton, USA: CRC Press LLC.
- Powers EB. 1917. The goldfish (*Carassius carassius*) as a test animal in the study of toxicity. *Illinois Biological Monographs* 4: 1—73.
- Schroeder HA, Mitchner M, Nasor AP. 1970. Zirconium, niobium, antimony, vanadium and lead in rats. Life term studies. *Journal of Nutrition* 100: 59—66.
- Shao Q. 2000. Estimation for hazardous concentrations based on NOEC data. An alternative approach. *Environmetrics* 11: 583—595.
- Shelford VE. 1917. An experimental study of the effects of gas wastes upon fishes with especial reference to steam pollution. *Bulletin of the Illinois State Laboratory of Natural History* 11: 381—412.
- USEPA. 1976. Quality Criteria for Water. Washington DC: National Technical Information Service.
- USEPA. 1980a. Ambient Water Quality Criteria (series). Washington DC: Office of Regulation and Standard.
- USEPA. 1980b. Guidelines and Methodology Used in the Preparation of Health Effect Assessment Chapters of the Consent Decree Water Criteria Documents. Washington DC: USEPA.
- USEPA. 1985. Guidelines for Deriving Numerical National Aquatic Life Criteria for Protection of Aquatic Organisms and Their Uses. Washington DC: Office of Research and Development.
- USEPA. 1986. Quality Criteria for Water. Washington DC: Office of Water Regulations and Standards.
- USEPA. 1987. Integrated Risk Information System: Antimony (CASRN 7440-36-0) [EB/OL]. Washington DC: USEPA [(2002-12-03)]. <http://www.epa.gov/iris/subst/0006.htm>
- USEPA. 1997. Terms of Environment Glossary Abbreviations and Acronyms [EB/OL]. [2006-10-02]. <http://www.epa.gov/OCEPA/terms/>. USEPA. 1998a. Water Quality

- Criteria and Standards Plan. Priorities for Future. Washington DC: Office of Water
- USEPA 1998 b. Draft Water Quality Criteria Methodology. Human Health. Federal Register Notice. Washington DC: Office of water
- USEPA 1999. National Recommended Water Quality Criteria Correction. Washington DC: Office of Water
- USEPA 2000. Methodology for Deriving Ambient Water Quality Criteria for the Protection of Human Health. Washington DC: Office of Science and Technology. Office of Water
- USEPA 2001. Nutrient criteria development. Notice of core gical nutrient criteria [EB/OL]. Washington DC: USEPA. [2009-01-14]. <http://www.epa.gov/EPA-WATER/2001/January/Day-09/w569.htm>
- USEPA 2003 a. National recommended water quality criteria for the protection of human health [EB/OL]. [2009-01-14]. <http://www.epa.gov/EPA-WATER/2003/December/Day-31/w32211.htm>
- USEPA 2003 b. Strategy for Water Quality Standards and Criteria. Washington DC: Office of Water
- USEPA 2003 c. Methodology for Deriving Ambient Water Quality Criteria for the Protection of Human Health. Technical Support Document Volume 2. Development of National Bioaccumulation Factors. Washington DC: Office of Science and Technology. Office of Water
- USEPA 2006. National Recommended Water Quality Criteria. Washington DC: Office of Water. Office of Science and Technology
- USEPA 2008. Methodology for Deriving Ambient Water Quality Criteria for the Protection of Human Health. Technical Support Document Volume 3. Development of Site-Specific Bioaccumulation Factors. Washington DC: Office of Science and Technology. Office of Water
- USEPA 2009. National Recommended Water Quality Criteria. Washington DC: Office of Water. Office of Science and Technology
- van der Hoeven N. 2004. Current issues in statistics and models for ecotoxicological risk assessment. *Acta Biotheor* **52**: 201—217.
- van Straalen NJ, van Rijn JP. 1998. Ecotoxicological risk assessment of soil fauna recovery from pesticide application. *Review of Environmental Contamination and Toxicology* **154**: 85—141.
- van Vlaardingen HA, Verburggen EMJ. 2007. Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framework of: International and national environmental quality standards for substances in the Netherlands (NS). Netherlands National Institute for Public Health and the Environment
- Wagner C, Løkke H. 1991. Estimation of ecotoxicological protection levels from NOEC toxicity data. *Water Research* **25**: 1237—1242.
- WHO 2008. Guidelines for Drinking Water Quality. Incorporating 1st and 2nd Addenda. Vol 1. Recommendations, 3rd edition. Geneva: World Health Organization
- Yin DQ, Hu SQ, Jin HJ, et al. 2003 a. Deriving freshwater quality criteria for 2,4,6-trichlorophenol for protection of aquatic life in China. *Chemosphere* **52**: 67—73.
- Yin DQ, Jin HJ, Yu LW, et al. 2003 b. Deriving freshwater quality criteria for 2,4-dichlorophenol for protection of aquatic life in China. *Environmental Pollution* **123**: 217—222.

作者简介 张瑞卿,男,1984年生,硕士研究生。从事环境地球化学和环境科学研究。E-mail: zruqin@126.com
责任编辑 魏中青
