

文章编号: 1001-8166(2006)01-0053-09

水体沉积物环境质量基准建立方法研究进展*

陈云增^{1,2} 杨 浩^{1,3}, 张振克⁴, 秦明周²

(¹·中国科学院南京土壤研究所土壤与农业可持续发展国家重点实验室 江苏 南京 210008 ;
²·河南大学环境与规划学院 河南 开封 475001 ;³·南京师范大学地理科学学院 江苏 南京
210097 ;⁴·南京大学海岸与海岛开发教育部重点实验室 江苏 南京 210093)

摘 要 近 20 年来,不同的研究机构和研究者先后提出了多种水体沉积物环境质量基准建立方法,这些方法大多产生于北美地区,都是以底栖动物为保护目标,直接或间接地以污染物的生物效应为依据,可划分为 2 类:即基于沉积物毒性试验、现场生物效应观察和效应发生频率统计的方法;基于平衡分配理论、污染物在沉积物固相—间隙水相间的分配关系的方法。各种方法都有其适用范围和局限性。目前研究中存在的主要问题是:无法明确污染物—生物效应间的因果关系,难以确定影响污染物生物有效性的因素及其影响程度。因此,至今还没有提出一种可广泛应用的沉积物环境质量基准建立方法。建立统一的沉积物毒性试验、测定标准,提高数据的可靠性,重视不同基准建立方法的结合,将是今后研究的重点和发展方向。

关键词 水体沉积物;沉积物环境质量基准;生物效应

中图分类号: X824 文献标识码: A

水体沉积物污染问题已十分严重^[1],建立切实可行的沉积物环境质量基准(Sediment Quality Guidelines, SQGs)是对沉积物污染进行科学评价和有效治理的前提^[2]。国外从 20 世纪 80 年代后期开始对水体沉积物环境质量基准建立方法的系统研究工作,美国和加拿大及其部分州、省环境管理部门根据其水体沉积物的污染状况,结合污染评估和治理实践,先后提出了多种水体沉积物环境质量基准建立方法^[3]。随后,英国、荷兰、挪威、澳大利亚和新西兰等国家采用这些方法,或者对这些方法加以改进,建立了各自的水体沉积物环境质量基准,其中一些作为临时基准已被当地的环境管理部门采用^[4]。但由于基准建立方法等方面的不同,以及沉积物中污染物化学行为和生物效应的复杂性,造成各基准间存在很大差异^[5]。因此,迄今还没有提出可用于不同地区和不同环境条件的沉积物环境质量基准建

立方法^[6]。

我国对水体沉积物环境质量基准的建立方法尚无系统的研究工作,目前仅有少量的研究。如刘文新等^[7]结合河流沉积物质量评价工作,探讨了应用相平衡分配法建立河流沉积物重金属质量基准的问题。张曙光等^[8]用相平衡分配法结合鱼体实验研究了黄河部分河段沉积物重金属质量基准的建立问题。但总体上还处于起步阶段^[5],因此,尽快有效地借鉴国外的研究经验,探索适合我国特点的水体沉积物环境质量基准的建立方法,是一项十分紧迫的工作^[1]。

1 目前主要的水体沉积物环境质量基准建立方法

到目前为止,国外研究者提出了 10 多种沉积物环境质量基准建立方法,其中影响较大的主要有背

* 收稿日期 2005-03-07;修回日期 2005-08-02。

* 基金项目:中国科学院土壤与农业可持续发展重点项目“滇池流域水土资源和生态环境综合调查研究”(编号:5022505);国家自然科学基金项目“人类活动与气候驱动下大型水库环境变化的沉积记录”(编号:40471128)资助。

作者简介:陈云增(1965-),男,河南邓州人,博士研究生,主要从事湖泊沉积物环境质量评价研究。E-mail: yzchen@issas.ac.cn

景值法(Background Approach, BKGA)、相平衡分配法(Equilibrium Partitioning Approach, EqPA)、生物效应数据库法(Biological Effects Database for Sediments, BEDS)、筛选水平浓度法(Screening Level Concentration Approach, SLCA)、表观效应阈值法(Apparent Effects Threshold Approach, AETA)、沉积物质量三元法(Sediment Quality Triad Approach, SQTA)等。这些方法大致上可以划分为 2 类^[9],一类是建立在经验基础上的,即直接基于沉积物中污染物与生物效应的关系(如生物效应数据库法^[10]);另一类是建立在理论上,如基于污染物在沉积物中的平衡分配关系的相平衡分配法^[11]。这些方法分别基于不同的管理和保护目标,都有不同的适用范围和局限性。

1.1 相平衡分配法(EqPA)

相平衡分配法由美国环保局(USEPA)1985 年提出,先后在北美的许多地区、荷兰、英国以及澳大利亚和新西兰等地得到应用,是研究较多、采用也较广的沉积物环境质量基准建立方法之一^[12]。该方法以热力学动态平衡分配理论为基础,并做以下假定^[13, 14]:

(1) 污染物在沉积物(固相)和间隙水(水相)间的交换是快速而可逆的,处于热力学的平衡,其平衡分配关系可用平衡分配系数 K_p 表述。

(2) 沉积物中的污染物主要是其在间隙水中的部分具生物有效性。

(3) 底栖生物和上覆水生物对同一污染物具有相似的敏感性。据此,如果间隙水中污染物浓度达到水质标准(WQC)时,此时沉积物中该污染物的含量即为该污染物的沉积物环境质量基准(SQG)^[15]:

$$SQG = K_p \cdot WQC \quad (1)$$

相平衡分配法的核心是分配系数 K_p 的确定。污染物在沉积物固相和间隙水相间的分配关系是当前研究的焦点问题。目前 K_p 的确定主要有 2 种方法:

用表面络合模式拟合 K_p ^[16]。常用表面络合模式有恒定容量模式(CCM)、扩散层模式(DLM)和三层模式(TLM)等。根据模式理论,通过沉积物吸附试验取得相应金属的固有表面络合常数,然后用实验结果图解外推法或用迭代逼近算法优化电位滴定数据的计算程序软件(如 FITEQL、MNTEQ 系列)计算 K_p 。

用实测数据直接计算 K_p ^[17]。实测同时同地某污染物在沉积物固相中的含量(C_s)和在间隙水相中的浓度(C_d)则:

$$K_p = C_s / C_d \quad (2)$$

对于非极性有机污染物单相吸附模式,一般以固相有机碳为主, K_p 则为有机碳含量(f_{oc})与有机碳分配系数(K_{oc})的乘积^[14]:

$$K_p = f_{oc} \cdot K_{oc} \quad (3)$$

$$SQG = f_{oc} \cdot K_{oc} \cdot WQC \quad (4)$$

需要注意的是,只有达到一定含量($TOC > 0.5\%$)时才主要为有机碳吸附^[18-20];对于重金属污染物,由于沉积物原生矿物中含有一定数量的重金属(相当于形态分析提取中的残渣态重金属含量 $[Me]_r$)这部分重金属实际上并不参与和水相的分配,不具生物有效性^[21, 22];此外,Di Toro 等^[23-25]发现,沉积物中酸可挥发性硫化物(Acid Volatile Sulfide, AVS)对 Cd 等金属的生物有效性有显著影响,当沉积物中 AVS 含量较高时,二价重金属 Me^{2+} 很容易和 S^{2-} 结合形成硫化物沉淀 MeS ,这部分金属($[Me]_{AVS}$)不再参与平衡分配,从而也不再具有生物有效性^[26],因此,

$$SQG = K_p \cdot WQC + [Me]_r + [Me]_{AVS} \quad (5)$$

研究中,可通过同步提取金属(Simultaneously Extracted Metal, SEM)与酸可挥发性硫化物的含量比较,对沉积物中重金属的生物可给性和毒性进行评估^[27],即:当 $SEM/AVS > 1$,会产生毒性效应; $SEM/AVS < 1$,一般不会产生毒性效应^[28]。但 Hare 和 Long 等^[29, 30]认为,仅用 SEM/AVS 评估沉积物是否具有毒性过于简单化,在金属和 AVS 含量同时很低时,虽然会出现 $SEM/AVS > 1$,但不会产生毒性;同时,AVS 不一定都能与金属结合, $SEM/AVS < 1$ 时,同样有可能产生毒性,从而造成对沉积物毒性的低估。

1.2 生物效应数据库法(BEDS)

围绕沉积物污染的生物效应问题,美国和加拿大进行了多种沉积物毒性实验以及观测调查,取得了大量数据。因此需要对这些观测和实验的生物效应数据进行分析、整理,以建立基于生物效应的沉积物环境质量基准。Long 等^[31, 32]结合美国国家海洋与大气管理局(NOAA)开展的国家状况与发展趋势项目(the National Status and Trends Program, NSTP)提出了通过建立生物效应数据库,收集各种污染物的生物效应数据资料,借助一定的统计分析手段,以建立响应型沉积物环境质量基准,该方法也称 NSTP 法。由于 BEDS 融合了现有的多种沉积物的生物效应实验、检测和调查数据,其建立的基准具有一定的可靠性和适用性,具有很大发展潜力。但

因建立生物效应数据库需要大量的数据支持,该方法目前主要用于北美地区,难以用于缺少足够生物效应数据的地区。

生物效应数据库法的关键是生物效应数据库的建立。数据库的质量直接关系到所建立的基准的可靠性。为保证数据库的全面性、代表性和信息量,需要尽可能广泛和详细地收集各种沉积物环境质量基准数据以及有关沉积物污染的化学和生物学数据,如沉积物实验室生物毒性实验数据、现场毒性检测数据、底栖生物群落调查数据、沉积物环境质量评价数据等,同时还要收集会对污染物生物有效性产生影响的各种因素的数据,如沉积物中总有机碳(TOC)和酸可挥发性硫化物(AVS)含量、沉积物粒径、Eh、pH值等^[33]。为保证数据库内部数据的可靠性和一致性,还需要对收集的数据进行严格的筛选^[34]并不断进行更新。数据统计分析时首先进行分类,按各污染物浓度分别从小到大划分为具有生物效应的“有效数据列(Effect Data Set)”和无生物效应的“无效数据列(No Effect Data Set)”,每一个数据列至少要有20个以上的数据,然后在“有效数据列”中确定第15个百分位数的浓度为效应范围低值(Effect Range-Low, ERL),第50个百分位数的浓度为效应范围中值(Effect Range-Median, ERM),在“无效数据列”中确定第50个百分位数的浓度为无效范围中值(No Effect Range-Median, NERM),第85个百分位数的浓度为无效范围高值(No Effect Range-High, NERH)。取效应范围低值(ERL)和无效范围中值(NERM)的几何平均值为阈值效应浓度(Threshold Effect Level, TEL),低于该浓度(TEL),不会产生不良生物效应。即:

$$TEL = (ERL \cdot NERM)^{1/2} \quad (6)$$

取效应范围中值和无效范围高值的几何平均值为可能效应浓度(Possible Effect Level, PEL),高于该浓度,则会产生不良生物效应。即:

$$PEL = (ERM \cdot NERH)^{1/2} \quad (7)$$

如果沉积物中污染物的浓度在二者之间,则为基准的灰色区域(the gray zone),表示会产生和不会产生不良生物效应的概率接近。最后,对阈值效应浓度TEL和可能效应浓度PEL进行与其他基准间的比较、实验检验和判别能力的评估,经修正后作为基准使用^[35]。

1.3 沉积物质量三元法(SQTA)

该方法提出于20世纪80年代中期^[36],最初是作为对特定沉积物进行环境质量评价的手段,并在

北美一些地区得到了应用。其理论依据是沉积物化学分析(sediment chemistry)、生物测试(sediment bioassays)和现场底栖生物调查(in situ biological effects)研究中观察到的生物响应现象,是沉积物中相关污染物浓度的函数,高浓度的污染物必定与生物响应现象有关^[37]。据此,可以把沉积物环境质量研究分为沉积物化学分析(C)、沉积物生物测试(T)和现场底栖生物调查(B)3个互补基元,将3个基元的分析结果与选定的参照点(reference site,一般为相对清洁的背景区域)进行定量比较,再把各种数据转换为参考比率(Ratio-to-Reference, RTR)的百分标度,借助综合响应矩阵和基元三轴图,对沉积物环境质量进行分类和评价^[38,39]。

沉积物质量三元法的3个基元中^[40,41],沉积物化学分析(C)主要是确定污染物的种类、形态和浓度,以及污染物的生物可给性分析。其中对于重金属污染物,应经酸可挥发性硫化物(AVS)的标准化校正,对非极性有机污染物应进行有机碳质量分数(foc)或总有机碳(TOC)的标准化校正^[42]。沉积物生物测试(T)一般通过测试生物的存活率、抑制率、致死水平(LC₅₀、EC₅₀)等指标检测沉积物(提取液或间隙水)的生物毒性,数据通常为百分数形式,通过反正弦函数等手段转换为RTR数值标度。现场底栖生物调查(B)选取针对性强和具较高灵敏度的底栖物种,对其种群丰度、均匀度、生物多样性指数以及数值优势度进行调查,与参照点水准(benchmark)比较后转化为RTR百分标度^[38]。最后,将各基元数据汇总整理,并与参照点比较,按是否存在显著统计差异建立综合响应矩阵,或绘制基元三轴图,对各样点沉积物的质量进行归类和评价^[37]。也可利用Bootstrap数学模拟技术设立RTR统计置信区间,以减少RTR计算可能产生的非正态分布和缺少置信度的影响^[38,43]。

1.4 表观效应阈值法(AETA)

表观效应阈值法最早由Barrick等提出,同沉积物质量三元法一样,开始只是作为对海湾沉积物进行质量评价的一种手段,用于华盛顿州皮吉特(Puget)海峡沉积物的环境质量评价工作^[44,45]。该方法与沉积物质量三元法以及筛选水平浓度法在许多方面有共同之处,三者都是基于生物效应数据与相应的沉积物化学分析数据的结合。

表观效应阈值法收集尽可能多的站点沉积物“相匹配的(paired)”有关污染物和生物效应数据^[46,47],对沉积物样品进行化学分析和生物效应测

定,根据生物效应测定结果,对参照样点沉积物(组成相似,相对清洁)进行生物效应显著性的统计分析,在 $\alpha = 0.001$ 的水平上,采用 t -检验,把有显著生物效应的站点列入“受影响站点”(与参照样点相比,如死亡率 50%、生长异常及统计显著的种群丰度减少),把无显著生物效应的站点列入“未受影响站点”,并按污染物浓度高低排列,污染物在“未受影响站点”的最高浓度即为表观效应阈值(AET),然后对初步确定的 AET 进行检验校正,直到污染物浓度高于校正后的 AET 的所有站点均观察到不良生物效应^[48],即:当污染物高于该浓度时,在适当的参照条件下必定有统计显著($P < 0.05$)的不良生物效应发生。

污染物的化学分析数据应归一化为沉积物干重(mg/kg)表示,这样可以避免因为污染物在沉积物和间隙水间未达到平衡,有机质对极性和非极性污染物的亲和力的差异,以及生物可能从沉积物直接摄取污染物(未通过间隙水)等所造成的表观效应阈值的偏差^[49]。生物测定可以进行几种生物指标的同步检验,一般对每一生物指标,要同时进行多个同步实验,以保证结果的准确性^[47,50]。

1.5 筛选水平浓度法(SLCA)

筛选水平浓度法最初由 Neff 等^[51]提出,用于建立美国海洋和淡水沉积物非极性有机污染物的环境质量基准。该方法的依据也是沉积物化学和污染物生物效应,即:通过现场测定沉积物中污染物的浓度和底栖生物丰度数据,计算一定比例(一般为 95%)底栖物种所能“容忍”的某污染物的最高浓度,该浓度即为筛选水平浓度(SLC),污染物在该浓度以下,一定比例(95%)的底栖物种得以保护。

筛选水平浓度的确定方法十分类似于生物效应数据库法中对 ERL 的计算。首先现场测定各站点(至少 10 个以上)目标污染物浓度和对应底栖生物(至少 10 种以上)丰度数据,对于某一底栖生物,把观察到该物种的站点按污染物浓度自低向高排列,选取第 90 个百分位数站点所对应的污染物的浓度,即为该污染物对该底栖生物的筛选水平浓度(the Species SLCA, SSLCA),最后把各底栖物种的筛选水平浓度 SSLCA 自低向高排列,选取第 5 个百分位数 SSLCA 即为最后确定的筛选水平浓度 SLCA^[52,53]。

筛选水平浓度的适用性和可靠性极大地依赖于观测数据量的多少及准确性,需要大量的数据支持,因而建立相应的数据库十分必要。纳入观测的站点越多,所确定的 SLCA 就越可靠。Chapman^[3]建议至

少有 20 个以上的站点和 20 种以上的底栖生物。

2 各种水体沉积物环境质量基准建立方法比较

目前的各种水体沉积物环境质量基准建立方法,均是在特定地域水体沉积物环境质量问题的研究中提出的,然后再结合不同地域的研究实践不断进行改进和完善^[54]。由于研究背景、研究方法和手段以及指导思想等方面的不同,使得每一种方法都有其优点和局限性,并在适用范围上存在差异。迄今还不能通过现有的任何一种方法,建立具有普遍意义的沉积物环境质量基准^[6]。因此,对这些基准建立方法进行客观认识和评估,有利于探索适合我国特点的水体沉积物环境质量基准的建立方法。各种基准建立方法比较如表 1 所示。

从比较可以看出,现有的沉积物环境质量基准建立方法均是以保护底栖生物为目标,以污染物的生物效应为依据。除相平衡分配法外,其他方法都依赖大量的生物效应数据。这些生物效应数据来源有 2 个:即实验室沉积物毒性检测或模拟毒性实验,以及现场生物效应调查。由于各种方法都是基于一定的经验和假设,不能明确污染物—生物效应间对应的因果关系,因而所建立基准的适用性受到很大限制^[55]。相平衡分配法具有可靠的理论基础,充分利用了基于广泛生物实验的水环境质量标准,间接考虑了污染物的生物有效性,因而有利于污染物—生物效应间关系的评估,且不需要大量的生物效应数据,所以具有很大的发展潜力。但是由于污染物在沉积物固相—间隙水相间的平衡分配关系十分复杂,受到多种因素的控制和影响,很难达到真正的平衡状态,分析和测试只能在“准平衡状态”下进行^[56]。同时不同的沉积物由于其机械组成、化学组成及理化性质等存在差异,使得相平衡分配法难以建立可用于不同类型沉积物的基准。另外,该方法忽略了底栖生物摄食(sediment-ingestion)、接触等其它暴露途径^[18],以及底栖生物和上覆水生物的差异。生物效应数据库法直接基于污染物的生物效应,能够利用广泛多样的生物效应数据,且建立的基准也可随数据库的扩大和更新而不断改进,因而是沉积物环境质量基准建立方法研究的主要方向。但数据库的建立需要进行广泛多样的沉积物化学分析、毒性试验和生物调查,同时对各种来源的数据的甄别、筛选和校正也存在一定的难度^[34]。沉积物质量三元法虽然融合了沉积物化学分析、生物测试及

现场生物调查等多种手段,但数据间的转换和分析处理还存在很大难度^[38, 43]。表观效应阈值法和筛选水平浓度法虽然也是基于污染物的生物效应,原

理上与生物效应数据库法有许多相似之处,但数据处理和基准的建立过于简单化,因而基准的可靠性和适用性也十分有限。

表1 各种沉积物环境质量基准建立方法比较
Table 1 Comparison and analyses of different SQG deriving approaches

方法	优点	局限
EqPA	有可靠的理论根据; 能适用于多数类型沉积物和几乎所有各种污染物; 考虑了污染物的生物有效性; 有利于污染物—生物效应关系评估	污染物在沉积物固—水相间分配难以达到真正平衡状态; 难以建立可用于不同类型沉积物的基准; K _P 受多种因素影响,忽视其它暴露途径
BEIS	基于污染物的生物效应,并利用了广泛多样的生物效应数据; 适用于多种类型沉积物和污染物; 考虑了多种污染物混合作用的影响; 基准可随数据库的扩大和更新而改进	需要大量的生物效应数据支持; 不能明确污染物—生物效应的因果关系; 对收集数据可靠性判别存在困难; 没有考虑污染物的生物有效性; 不能用于数据库未包含的沉积物类型
SQTA	基于污染物的生物效应; 融合了沉积物化学分析、生物测试及现场生物调查三种手段; 适用于各种污染物; 包括了污染物长期、慢性效应的影响; 适用于沉积物环境质量评价	难以确定量化的基准; 不能明确污染物—生物效应的因果关系; 难以确定适用的统计标准; 难以选择合适的参照点; 没有考虑污染物的生物有效性; 工作量大,费用高
AE TA	基于污染物的生物效应; 基于多样的污染物化学和生物效应数据; 对污染物类型及生物效应指标无特殊要求; 适用于各种污染物及多种类型沉积物	需至少一种生物指标数据库; 不能明确污染物—生物效应的因果关系; 会出现对环境保护不够或过度保护问题; 没有考虑污染物的生物有效性; 难以建立可用于不同类型沉积物的基准
SLCA	基于污染物的生物效应; 获取数据相对便利; 适用于各种污染物及多种类型沉积物; 有较好的实用性	不能明确污染物—生物效应的因果关系; 底栖生物的丰度并不只受污染物的影响; 可靠性依赖于考察站点的多少; 没有考虑污染物的生物有效性

3 存在的问题及研究趋势

目前基准建立方法研究中存在的主要问题包括:

(1) 不能阐明污染物剂量—效应关系。对污染物的暴露途径、作用机制,特别是污染物低剂量暴露的生物学效应缺乏足够认识,使得确定的基准出现对环境保护不够或过度保护问题。

(2) 目前还没有真正能得到广泛认可和使用的标准化沉积物毒性测定方法。由于用作测试的底栖生物不同,测试指标以及测试的条件、手段和方法的差异,使得所确定的基准间存在很大差异,往往不具有可比性^[57]。如 Ingersoll 等^[58] 分别用摇蚊(Chironomid)和端足类动物(Amphipod)进行沉积物重金属毒性测定,结果出现较大差别。

(3) 没有充分考虑污染物的生物有效性。污染物在沉积物中的不同存在形态,以及沉积物自身众多的物理和化学因素都会直接影响到污染物的生物有效性。如沉积物的 pH 值、Eh、粒径、微生物活动以及 AVS、TOC、铁锰氧化物的含量等都会制约污染物在沉积物中的迁移转化和存在形态,进而影响污染物的生物可给性。同时,沉积物中的各种污染物作为混合体对底栖生物产生作用,如何区分特定污染物对某一生物效应的关系及贡献大小,也是目前的难点问题。

(4) 现场生物效应调查以及毒性实验中所观察到的生物效应,可能并不完全是污染物作用的结果,不能排除其他因素的参与(如溶解氧 DO、温度、光照以及生态系统内部的运转状况等)。

(5) 忽视了污染物通过食物网对其他水生动物

(如鱼)以及人体健康的影响。持久性污染物(特别是已确定的环境内分泌干扰物质(如 PAHs、PCBs 等)通过食物链转化富集,并最终对人体健康产生影响。基准的建立应当包括相应的生态风险评估。

尽管各种基准建立方法都存在一定局限和不足,但这些方法都在不断的改进和完善之中。目前尚无最佳的水体沉积物环境质量基准建立方法,即使美国、加拿大等研究起步早、研究水平高的国家和地区,对基准建立的方法也仍处于探索阶段。现有的基准建立方法只是方法工具箱(tool-box)中的工具。从目前情况看,基准建立方法的研究将着重以下几个方面:

(1) 重视通过沉积物化学分析、毒性实验和生物学调查手段的结合,揭示沉积物污染和生物效应间的因果关系,提高基准的可靠性。

(2) 选择可靠的指示生物,发展敏感生物指标(biomarker),确定相对统一的沉积物毒性测定方法,以缩小数据间的差异。

(3) 重视沉积物生物效应数据库的建立。正如水体环境质量的建立,沉积物环境质量基准也必须建立在广泛的生物测试基础上。同时,生物效应数据库也是对基准进行检验、校正和可靠性评估的前提。

(4) 对不同方法建立的基准进行评估,并借助一定的统计分析手段,确定可多方接受的一致基准(Consensus-Based SQGs, CBSQGs),如 Swartz^[59]通过对“相似的”基准进行评估和统计分析,提出了 PAHs 的共同基准,MacDonald 等^[60]采用相似的方法,先后提出了 PCBs 等 28 种污染物的共同基准。

(5) 基准建立方法的确定,应充分考虑保护区沉积物的环境特点,以提高基准的准确性和针对性。USEPA 近期的年度报告也强调重视沉积物的特性以及特定环境条件对污染物生物有效性的影响,反对强制性统一方法^[61]。

我国对水体沉积物环境质量基准的研究尚属起步阶段,基准的建立缺少必要的沉积物化学和生物效应数据支持。目前的研究重点应当包括:

(1) 重视影响沉积物中污染物生物有效性因素的研究,如沉积物中的有机碳、酸可挥发性硫化物、细颗粒物($63 \mu\text{m}$)含量以及 E_h 、pH 值等,为基准的标准化校正(normalization)提供依据。

(2) 确定统一的沉积物化学分析、毒性测定和现场生物效应观测方法(如样品采集、贮存、受测试

生物的选择等),保证数据的可靠性和一致性,以建立我国的水体沉积物化学和生物效应数据库。从近期看,加强对沉积物污染突出区域,如“三河三湖”(淮河、海河、辽河、太湖、巢湖和滇池)等的研究,充分利用已有的沉积物化学数据和基于广泛生物试验的国家水质标准,采用相平衡分配法建立区域性沉积物环境质量基准是可行的。相平衡分配法虽然可以克服我国目前沉积物污染生物效应数据缺乏的问题,但由于不是直接建立在生物效应基础上,其可靠性是有限的。因此,从长远看,建立我国的沉积物污染生物效应数据库,综合运用沉积物化学分析、生物调查和毒理学试验手段,以建立直接基于生物效应的沉积物环境质量基准,应当是今后的发展方向。

参考文献(References):

- [1] Li Renwei. Contamination of sediments and environmental sedimentology [J]. *Advances in Earth Science*, 1998, 13(4): 388-402. [李任伟·沉积物污染和环境沉积学[J].地球科学进展, 1998, 13(4): 388-402.]
- [2] US EPA (United States Environmental Protection Agency). The Incidence and Severity of Sediment Contamination in Surface Waters of the United States: National Sediment Quality Survey[R]. Washington DC: EPA-823-R-04-007, 2004.
- [3] Chapman P M. Current approaches to developing sediment quality criteria [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1989, 8: 589-599.
- [4] Burton G A Jr. Sediment quality criteria in use around the world [J]. *The Japanese Society of Limnology*, 2002, 3: 65-75.
- [5] Chen Jingsheng, Wang Lixin, Hong Song, et al. The difference and cause analyses of the aquatic sediment quality guidelines for heavy metals [J]. *Environmental Chemistry*, 2001, 20(5): 417-424. [陈静生,王立新,洪松,等·各国水体沉积物重金属质量基准的差异及原因分析[J].环境化学, 2001, 20(5): 417-424.]
- [6] MacDonald D D. Approach to the Assessment of Sediment Quality in Florida Coastal Waters: An Evaluation of Existing Approaches to Developing Numerical Sediment Quality Guidelines[R]. VOR 2E0, British Columbia, 1994.15-62.
- [7] Liu Wenxin, Luan Zhaojun, Tang Hongxiao. Sediment quality criteria for heavy metal pollution in the lean river. Equilibrium partitioning approach [J]. *Acta Scientiae Cientiae Circumstantiae*, 1999, 19(3): 230-235. [刘文新,栾兆坤,汤鸿霄·河流沉积物重金属污染质量控制基准的研究[J].环境科学学报, 1999, 19(3): 230-235.]
- [8] Zhang Shuguang, Qi Shilian, Zhao Yuxian, et al. Criteria for assessing water quality of Yellow river [J]. *The Yellow River*, 1996, (7): 29-33. [张曙光,祁世莲,赵玉仙,等·多泥沙河流水质评价标准研究[J].人民黄河, 1996 (7): 29-33.]
- [9] Smith S L, MacDonald D D, Keenleyside K A, et al. A preliminary

- nary evaluation of sediment quality assessment values for freshwater ecosystems [J]. *Journal Great Lakes Research*, 1996, 22: 624-638.
- [10] Long E R. Ranges in chemical concentrations in sediments associated with adverse biological effects [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 1992, 24: 38-45.
- [11] Di Toro D M, Zarba C S, Hansen D J, et al. Technical basis for establishing sediment quality criteria for non-ionogenic organic chemicals using equilibrium partitioning [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1991, 10: 1541-1583.
- [12] US EPA. Evaluation of the Equilibrium Partitioning (EqP) Approach for Assessing Sediment Quality. Report of the Sediment Criteria Subcommittee of the Ecological Processes and Effects Committee [R]. Washington DC: EPA-SAB-EPEC-990-006, 1990.4-24.
- [13] US EPA. Briefing Report to the EPA Science Advisory Board on the Equilibrium Partitioning Approach to Generating Sediment Quality Criteria [R]. Washington DC: EPA-440-5-89-002, 1989.
- [14] NOAA. The Utility of AVS/EqP in Hazardous Waste Site Evaluations [R]. Washington: NOS ORCA 87, Seattle, 1995.11-40.
- [15] USEPA. Office of Water Science and Technology. Draft Implementation Framework for the Use of Equilibrium Partitioning Sediment Quality Guidelines [R]. Washington DC, 2000.4-17.
- [16] Wang F Y, Chen J, Forsling W. Modeling sorption of trace metals on natural sediments by surface complexation model [J]. *Environmental Science and Technology*, 1997, 31: 448-453.
- [17] Huo W enyi, Chen Jingsheng. Water-particulate distribution coefficient of heavy metal and application in sediment quality criteria in China river [J]. *Environmental Science*, 1997, 18 (4): 10-14. [霍文毅, 陈静生. 我国部分河流重金属水-固分配系数及在河流质量基准研究中的应用 [J]. *环境科学*, 1997, 18 (4): 10-14.]
- [18] Tessier A, Campbell P G, Auclair J C, et al. Relationships between the partitioning of trace metals in sediments and their accumulation in the tissues of the freshwater in a mining area [J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 1984, 41: 1463-1472.
- [19] Brannon J. Koc and Kdoc in Sediment Pore Water [R]. Seattle, Washington: NOAA Technical Memorandum NOS ORCA 87, 1995.32-36.
- [20] Ankley G T, Call D J, Cox J S, et al. Organic carbon partitioning as a basis for predicting the toxicity of chlorpyrifos in sediments [J]. *Environmental Toxicity and Chemistry*, 1994, 13: 621-626.
- [21] Burton G A Jr. Sediment Sampling and Analysis Plan-West Branch Grand Calumet River: 1993 Sediment Toxicity Test Data Summaries [R]. US EPA, 1993.
- [22] Chapman P M, Wang F, Adams W J, et al. Appropriate applications of sediment quality values for metals and metalloids [J]. *Environmental Science and Technology*, 1999, 33(22): 3937-3941.
- [23] Di Toro D M, Mahony J D, Hansen D J. Toxicity of cadmium in sediments: The role of acid volatile sulfide [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1990, 9: 1487-1502.
- [24] Di Toro D M, Mahony J D, Hansen K J, et al. Acid volatile sulfide predicts the acute toxicity of cadmium and nickel in sediments [J]. *Environmental Science and Technology*, 1991, 26: 96-101.
- [25] Carlson A R. The role of acid-volatile sulfide in determining cadmium bioavailability and toxicity in freshwater sediment [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1991, 10: 1309-1316.
- [26] Hansen D J, Berry W J, Mahony J D, et al. Predicting the toxicity of metal-contaminated field sediments using interstitial concentrations of metals and acid-volatile sulfide normalizations [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1996, 15: 2080-2094.
- [27] Ankley G T. Evaluation of metal/acid volatile sulfide relationships in the prediction of metal bioaccumulation by benthic macroinvertebrates [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1996, 15: 2138-2146.
- [28] Allen H E. Analysis of acid-volatile sulfide (AVS) and simultaneously extracted metals (SEM) for the estimation of potential toxicity in aquatic sediments [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1993, 12: 1441-1448.
- [29] Hare L, Carignan R, Huetta-Diaz M A. A field study of metal toxicity and accumulation by benthic invertebrates: Implications for the acid-volatile sulfide (AVS) model [J]. *Limnology and Oceanography*, 1994, 39: 653-668.
- [30] Long E R, MacDonald D D, Cubbage J C, et al. Predicting the toxicity of sediment-associated trace metals with simultaneously extracted trace metal: Acid volatile sulfide concentrations and dry weight-normalized concentrations: A critical comparison [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1998, 17: 972-974.
- [31] Long E R, Morgan L G. The Potential for Biological Effects of Sediment-Sorbed Contaminants Tested in the National Status and Trends Program [M]. Seattle, Washington: NOAA Technical Memorandum, NOS OMA 52, 1990.
- [32] Long E R, MacDonald D D. National status and trends program approach [A]. In: Baker B, Kravitz M, eds. *Sediment Classification Methods Compendium. Sediment Oversight Technical Committee* [C]. Washington DC: US EPA, 1993.
- [33] MacDonald D D, Charlish B L, Haines M L, et al. Development and Evaluation of an Approach to the Assessment of Sediment Quality in Florida Coastal Waters: Biological Effects Database for Sediments [R]. Tallahassee: FDEP (Florida Department of Environmental Protection), 1994.1-275.
- [34] NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). Sampling and Analytical Method of the National Status Trends Program [R]. Maryland Silver Spring, 1993.2-59.
- [35] CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). Protocol for the Derivation of Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life [R]. Ottawa: CCME, EPC-98E, 1995.17-24.

- [36] Long E R , Chapman P M . A sediment quality triad : Measurements of sediment contamination , toxicity , and in faunal community composition in Puget Sound [J] . *Marine Pollution Bulletin* , 1985 , 16 : 405-415 .
- [37] Chapman P M . Sediment criteria from the sediment quality triad : An example [J] . *Environmental Toxicology and Chemistry* , 1986 , 5 : 957-964 .
- [38] Chapman P M , Paine M D , Arthur A D , et al . A triad study of sediment quality associated with a major , relatively untreated marine sewage discharge [J] . *Marine Pollution Bulletin* , 1996 , 32 : 47-64 .
- [39] Hyland J L , Balthis W L , Hackney C T , et al . Sediment quality in North Carolina estuaries : An integrative assessment of sediment contamination , toxicity , and condition of benthic infauna [J] . *Journal of Aquatic Ecosystem Stress & Recovery* , 2000 , 8 : 107-124 .
- [40] Canfield T J , Dwyer F J , Fairchild J F , et al . Assessing contamination in Great Lakes sediments using benthic invertebrate communities and the sediment quality triad approach [J] . *Journal Great Lakes Research* , 1996 , 22 : 565-583 .
- [41] Carr R S , Chapman D C , Howard C L , et al . Sediment quality triad assessments survey of the Galveston bay [J] . *Ecotoxicology* , 1996 , 5 : 341-364 .
- [42] Loring D H . Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments [J] . *Marine Science* , 1991 , 48 : 101-115 .
- [43] Chapman P M , Anderson B , Carr S , et al . General guidelines for using the sediment quality triad [J] . *Marine Pollution Bulletin* , 1997 , 34 : 368-372 .
- [44] Barrick R C , Belier H R , Becker D S , et al . Use of the Apparent Effects Threshold (AET) Approach in Classifying Contaminated Sediments [A] . In : *Contaminated Marine Sediments-Assessment and Remediation* [C] . National Academy Press , Washington DC , 1989 : 421-437 .
- [45] Tetra Tech Inc . Development of sediment quality values for Puget Sound : Puget Sound Dredged Disposal Analysis Report [R] . 1986 : 43-75 .
- [46] US EPA . Evaluation of the Apparent Effects Threshold (AET) Approach for Assessing Sediment Quality : Report of the Sediment Criteria Subcommittee [R] . Washington DC : USEPA , SABEET-FC-89-027 , 1989 : 11-26 .
- [47] Malek J . Apparent Effects Threshold Approach . In : *Sediment Classification Methods Compendium* [R] . Washington DC : US EPA , 1992 .
- [48] Cabbage J , Batts D . Evaluation of Freshwater Sediment quality values including Apparent Effects Thresholds of *Hyalella azteca* and *Micrtox* [C] . Second SETAC World Congress (16th Annual Meeting) . Pensacola Florida , SETAC Press , 1995 .
- [49] Becker D S , Barrick R C , Read L B . Evaluation of the AET Approach for Assessing Contamination of Marine Sediments in California [R] . State Water Resources Control Board Report , 90-3 SW Q , Sacramento CA , 1990 .
- [50] Alden R W III , Rule J H . Uncertainty and sediment quality assessments ; II . Effects of correlations between contaminants on the interpretation of apparent effects threshold data [J] . *Environmental Toxicology and Chemistry* , 1992 , 11 : 654-661 .
- [51] Neff J M , Bean D J , Cornaby B W , et al . Sediment Quality Criteria Methodology Validation : Calculation of Screening Level Concentration from Field Data [R] . Battelle Washington Environmental Program Office for US EPA , 1986 .
- [52] Persaud D , Jaagumagi R , Hayton A . Provincial Sediment Quality Guidelines [R] . Water Resources Branch . Ontario Ministry of the Environment , Toronto , Ontario , 1990 : 7-21 .
- [53] Jaagumagi R . Development of the Ontario Provincial Sediment Quality Guidelines for Arsenic , Cadmium , Chromium , Copper , Iron , Lead , Manganese , Mercury , Nickel , and Zinc [R] . Toronto , Ontario , 1990 : 3-7 .
- [54] Landrum P F . How should numerical sediment quality criteria be used? [J] . *Human and Ecological Risk Assessment* , 1995 , 1 : 13-17 .
- [55] Gaudet C L , Keenleyside K A , Kent R A , et al . How should numerical criteria be used? The Canadian approach [J] . *Human and Ecological Risk Assessment* , 1995 , 1(1) : 19-28 .
- [56] Van Der Kooij L A , Van De Meent D , Van Leeuwen C J , et al . Deriving quality criteria for water and sediment from the results of aquatic toxicity tests and product standards : application of the equilibrium partitioning method [J] . *Water Research* , 1991 , 25 : 697-705 .
- [57] US EPA . Methods for Collection , Storage and Manipulation of Sediments for Chemical and Toxicological Analyses [R] . Washington DC : EPA-823-B-01-002 , 2001 .
- [58] Ingersoll C G , Haverland P S , Brunson E L , et al . Calculation and evaluation of sediment effect concentrations for the amphipod *Hyalella azteca* and the midge *Chironomus riparius* [J] . *Journal Great Lakes Research* , 1996 , 22 : 602-623 .
- [59] Swartz R C . Consensus sediment quality guidelines for PAH mixtures [J] . *Environmental Toxicology and Chemistry* , 1999 , 18 : 780-787 .
- [60] MacDonald D D , Ingersoll C G , Berger T A . Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystem [J] . *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* , 2000 , 39 : 20-31 .
- [61] US EPA . Review of the Agency's Approach for Developing Sediment Criteria for Five Metals [R] . Washington DC : EPA-SAB-EPEC-90-020 , 1995 .

Review of Approaches for Deriving Sediment Quality Guidelines

CHEN Yun-zeng^{1,2}, YANG Hao^{1,3}, ZHANG Zhen-ke⁴, QIN Ming-zhou²

(1. State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Science, Nanjing 210008, China; 2. College of Environment and Planning, Henan University, Kaifeng 475001, China; 3. College of Geography, Nanjing Normal University, Nanjing 210097, China; 4. Key Laboratory of Coast and Island Development of MOE, Nanjing University, Nanjing 210093, China)

Abstract: A variety of approaches have been devised to formulate national and regional sediment quality guidelines (SQGs) by various national and provincial agencies during the past 20 years. Most of these approaches are developed in North America, based directly or indirectly on the biological effects of sediment-associated contaminants, and focus on the protection of benthic organisms. These approaches can be categorized as the theoretically based approaches that attempt to account for the dynamic equilibrium of the contaminant existing between sediment solids and interstitial water through equilibrium partitioning (EqP), and approaches based on sediment toxicity test, in situ biological effects survey and biological effect frequency. Each approach has certain advantages and limitations. The major problems with current approaches are the difficulties to establish causal relation and identify the factors and their ability mediating the bioavailability of sediment-associated contaminants. This review indicates that no single approach is likely to support deriving sediment quality guidelines (SQGs) under all circumstances. Standard chemical and biological testing methods should be established to improve the reliability of relevant data, and the integration of different approaches is also important in deriving sediment quality guidelines (SQGs).

Key words: Aquatic sediments; Sediment quality guidelines; Biological effect.

模

2006 年第 2 期要目

中国土地利用/覆盖变化的生态环境安全响应与调控

----- 史培军,王静爱,冯文利,叶涛,葛怡,陈婧,刘婧

日本的泡沫经济与土地利用变化 ----- Yukio Himiyama

生态安全条件下亚洲沙区土地利用结构研究 --- 岳耀杰,周洪建,王静爱,史培军,吕红峰,何春阳,严平

以减少碳损失为目标的印度大城市可持续林业:以德里地区为例 ----- Abhineety Goel, R. B. Singh

孟加拉国农业利用强度增加、土地利用/覆盖变化和土地退化 ----- Abu Muhammad Shajaat Ali