

一致性沉积物质量基准 (CBSQGs) 及其在近海沉积物 环境质量评价中的应用*

吴 斌^{1,2} 宋金明^{1**} 李学刚¹ 袁华茂¹ 李 宁¹

(1. 中国科学院海洋研究所, 海洋生态与环境科学重点实验室, 青岛, 266071; 2. 中国科学院研究生院, 北京, 100049)

摘 要 基于结合几种单个沉积物质量基准的一致性沉积物质量基准 (Consensus-Based Sediment Quality Guidelines, CBSQGs), 以毒性效应预测准确度高、普适性强等优点近几年来逐渐发展成为主要的沉积物质量评价工具之一。本文阐述了 CBSQGs 的构建原理, 分析了其评价结果的可靠性以及方法的优劣。CBSQGs 通过对几种具有相似评价目标的单个基准值取几何平均来获得各种致污物的化学浓度生物效应值, 并以此预测沉积物毒性。样品毒性检验结果表明 CBSQGs 能够可靠地预测样品生物毒性效应的缺失。对于沉积物样品, 还可以通过计算平均可能效应浓度商数 (mean PEC Quotients, mPECQ) 评估 CBSQGs 的毒性预测能力。同时, 本文还针对 CBSQGs 在世界不同海域的应用情况与存在的不足, 提出了相关改进建议, 以期为我国近海沉积物环境质量评价方法的研究提供借鉴。

关键词 一致性沉积物质量基准, 沉积物质量基准, 沉积物质量评价, 近海沉积物。

沉积物是水生生态系统的重要组成部分^[1], 它不仅是致污物的集散地, 也是环境演变的产物, 承载着重要的环境演变信息^[2], 因此沉积物环境质量好坏攸关整个水生生态系统的健康与可持续发展。近些年来, 随着近海生态环境的变迁, 沉积物环境质量评价作为海洋生态系统环境质量监测、修复以及海洋资源开发与保护的重要基础, 已经引起了国内外的广泛关注。

沉积物质量基准 (Sediment Quality Guidelines, SQGs) 是评价海洋、河口以及淡水沉积物环境质量的有效工具^[3]。实践中, 通常将致污物的化学浓度与已有 SQGs 进行比较以评价沉积物环境质量^[4]。目前北美、欧洲, 以及澳大利亚、新西兰等地区利用不同方法建立了十多种数值型沉积物质量基准。按照构建原理的不同, 沉积物质量基准主要分为理论型基准和经验型基准两种, 前者主要有平衡分配法 (EqP), 后者包括效应范围法 (ER)、效应水平法 (EL)、表观效应阈值法 (AET)、筛分水平浓度法 (SLC)、沉积物质量三元法 (SQT) 等。根据拟保护生物、保护程度、应用区域尺度及评价目的的不同, 可选用不同的方法建立相应的沉积物质量基准^[5]。沉积物质量基准构建了致污物化学浓度与生物效应 (如生物毒性) 之间的耦合关系, 为解译沉积物化学数据, 预测可能造成的不利生物效应奠定了科学基础。然而, 每一种基准都有其特有的优势与不足, 保护对象、程度以及适用范围也存在差异, 加之致污物的生物有效性, 致污物之间的复合作用, 基准的生态相关性以及沉积物化学与生物效应之间的复杂关系 (相关关系、因果关系等), 因此, 要从诸多的 SQGs 中选取一个或一组合适的基准用于质量评价并不简单^[6], 这在一定程度上限制了各单个基准的应用。此外, 不同基准之间的毒性预测能力差别不大^[7], 这使得基准选择的难度进一步增加^[8]。因此, 基于现有 SQGs, 构建着重于协调不同基准优劣的聚合沉积物质量基准 (Aggregating SQGs) 具有重要现实意义。

一致性沉积物质量基准 (Consensus-Based SQGs, CBSQGs) 是一种简单、实用的聚合基准^[6, 9-14]。它通过筛选几种具有相似评价目标的单个 SQGs, 取其几何平均值来获得相应致污物的效应浓度, 不仅提高了基准本身的预测能力, 而且更真实地反映了致污物生物效应^[15]。对于每一种致污物, CBSQGs 包括两个阈值, 即阈值效应浓度 (TEC) 与可能效应浓度 (PEC), 前者表示低于该阈值时, 有害生物效应发生的可能性较小, 而后者则表示高于 PEC 时, 有害生物效应发生的可能性较大。Swartz^[13] 率先提出结合几

2011年1月24日收稿。

* 国家海洋局环境评价项目 (DOME (MEA)-01-01); 中国科学院知识创新方向群项目 (KZCX2-YW-Q07-02) 资助。

** 通讯联系人, E-mail: jmsong@ms.qdio.ac.cn

种不同基准获得 PAHs 的一致性基准, MacDonald 等^[6,12] 也运用该原理获取了 PCBs, PAHs 以及重金属等 28 种致污物的一致性基准. 随后, 一些环境保护机构、科学研究项目也陆续采用该方法, 并将其广泛用于各类水体沉积物的环境质量评价. 基于多种具有相似评价目标的单个沉积物质量基准建立的 CBSQGs 既解决了选择取舍的难题, 又简化了评价过程, 提高了毒性预测能力. 此外, CBSQGs 作为一种证据权重 (Weight of Evidence, WOE) 的方法, 还增强了其与实际生物效应的相关性^[16]. 当然, CBSQGs 在弥补单个基准不足的同时, 本身也存在一定的局限性.

本文旨在介绍 CBSQGs 的基本原理, 分析其评价结果的可靠性以及方法的优劣, 并根据 CBSQGs 在世界不同海域的应用情况与存在的不足, 提出了相关的改进建议, 以期为引入和构建适用于我国近海沉积物环境质量评价的方法提供借鉴.

1 CBSQGs 的基本原理

1.1 CBSQGs 构建方法

一致性沉积物质量基准可通过“三步法”进行构建. 首先, 收集待研究区域内已建立的各种沉积物质量基准, 包括经验型基准与理论型基准; 第二步, 评估所收集到的 SQGs 在本研究中的适用性, 评估原则包括: 1) 入选的单个 SQGs 具有相同或相似的评价目标, 2) 基准的数据应来源于直接的现场或实验室数据, 而不应来自其它间接的导出数据; 最后一步, 筛选符合要求的 SQGs, 将其值分别归入阈值效应浓度, 可能效应浓度两组限值, 并对同组的单个致污物或一组混合物的不同基准值取几何平均, 分别求得各自的一致性基准值上限 (PEC) 和下限 (TEC).

根据致污物化学种类的不同, 通常将 CBSQGs 分为重金属, 多环芳烃 (PAHs) 和多氯联苯 (PCBs) 等几组. CBSQGs 值以 1% OC 下沉积物干重校正浓度表示, 这比仅用有机碳归一化方法具有更好的毒性预测能力^[17,18]. 使用有机碳对 PAHs、PCBs 等非极性有机污染物进行归一化时, 要求沉积物有机碳含量大于 0.2%, 否则, 沉积物的粒径、无机矿物的吸附作用等将对沉积物中致污物的化学平衡起主导作用, 决定其生物有效性^[19]. 同时, 以几何平均计算 CBSQGs 相比于算术平均而言, 较不容易受化学浓度极值的影响, 因而更能反映各基准值的集中趋势. 所以, 相比于单个沉积物质量基准, CBSQGs 更能反映致污物的真实生物效应.

目前, 已经应用于 CBSQGs 计算的单个 SQGs 如表 1 所示. 虽然该表所列 SQGs 主要是淡水沉积物质量基准, 但对海洋沉积物 CBSQGs 的构建而言, 具有一定的参考作用, 在具体操作过程中, 应同时正确理解各种 SQGs 的基本原理与适用条件^[20].

表 1 用于 CBSQGs 计算的沉积物质量基准
Table 1 Individual sets of SQGs integrated to yield CBSQGs

SQGs 建立方法	TECs	PECs	SQGs 建立方法	TECs	PECs
平衡分配法	沉积物质量警告水平 (SQAL)	—	筛分水平浓度法	最低效应水平 (LEL)	严重效应水平 (SEL)
效应范围法	效应范围低值 (ERL)	效应范围中值 (ERM)	筛分水平浓度法	最小效应阈值 (MET)	毒性效应阈值 (TET)
效应水平法	阈值效应浓度 (TEL)	可能效应浓度 (PEL)	表观效应阈值法	—	表观效应阈值 (AET)

而对于不同水体沉积物的一致性沉积物基准值则如表 2 所示. 表 2 中各种不同的一致性沉积物质量基准值在 TEC 组和 PEC 组中, 各自组间差别不大; 从美国环境保护署 (USEPA)^[3] 制定的多种 SQGs 计算得到的 CBSQGs 值 (TSV) 来看, 海洋、河口沉积物的一致性基准值要比淡水沉积物的值稍偏高 (tPCBs、Hg 除外). 对于 Cr、Ni 的一致性基准值要特别注意, 尤其是使用 ERL 计算的 TEC 值, 因为 Cr、Ni 以效应范围法得到的 ERL 比平均地壳岩石值分别低 36% 和 62%, 这比许多海洋沉积物的自然背景水平还要低^[8, 21], 可能造成以效应范围法构建的 CBSQGs 对于上 Cr、Ni 评价趋于保守, 尤其是对于海洋沉积物而言, Cr、Ni 水平超出 CBSQGs 值下限未必说明这两种重金属存在生态风险.

1.2 CBSQGs 可靠性评估

一致性沉积物质量基准可采用如下两种方法对其毒性预测可靠性进行评估:1) 检验基准值预测样品有毒、无毒的准确率;2) 结合沉积物中致污物的毒性分类,采用可能效应浓度平均商数(mean PEC Quotients, mPECQ)进行评估. 对于第一种可靠性评估方法,如果阈值效应浓度值能够准确预测超过 75% 的沉积物样品无毒即表明此阈值可靠. 同理,如果可能效应浓度值能够准确预测超过 75% 的样品有毒亦即此基准具有可靠的预测能力. 因此,使用 TEC、PEC 进行毒性效应预测所对应的误报(false positives)、漏报(false negatives)水平均应小于 25%^[23]. 另外,为了减少评价结果受样品数的过度影响,一般要求沉积物样品数应在 20 以上^[11].

表 2 各种 CBSQGs(mg·kg⁻¹干重,在 1% OC 下)
Table 2 Various CBSQGs for metals, PAHs and PCBs(mg·kg⁻¹, DW at 1% OC)

CBSQG 值	As	Cd	Cr	Ni	Pb	Cu	Zn	Hg	tPAHs	tPCBs	资料来源
TEC ^a	9.79	0.99	43.40	22.70	35.80	31.60	121.00	0.18	1.61	0.0598	[6]
US TEC ^b	7.72	0.94	66.65	18.41	38.47	26.35	137.00	0.14	2.85	0.0220	[14]
TEC TEC(I) ^b	16.11	1.04	78.33	23.20	52.99	38.18	153.50	0.18	2.68	0.0670	[22]
TSV ^a	7.15	0.99	20.20	18.70	35.30	25.20	124.00	0.16	—	0.0404	[3]
TSV ^b	7.95	1.31	25.00	19.50	41.30	28.70	142.00	0.15	—	0.0236	
PEC ^a	33.00	4.98	111.00	48.60	128.00	149.00	459.00	1.06	22.80	0.6760	[6]
PEC US PEC ^b	56.20	5.50	208.80	68.13	253.39	256.07	363.67	0.61	30.78	0.1660	[14]
PEC(I) ^b	54.32	5.76	268.48	58.28	296.04	214.64	396.20	0.66	23.33	0.1750	[22]

注:TSV 表示毒性阈值基准值;a 表示淡水沉积物;b 表示近海、河口沉积物.

MacDonald 等^[6]应用第一种评估方法计算了淡水沉积物中重金属、持久性有机污染物等 28 种致污物的无毒、有毒发生概率,本文筛选了其中 10 种常见致污物进行了分析(As、Cd、Cr、Ni、Pb、Cu、Zn、Hg 以及 PAHs、PCBs),其评估结果如图 1 所示. TEC 准确预测样品无毒性生物效应的概率为 35.0%—88.9%,而 PEC 准确预测样品存在毒性生物效应的的概率为 76.9%—100%. 根据 Long 等^[23]的评估标准,TEC 能够可靠预测包括 Cd、Ni、Pb、Cu、Zn、tPAHs、tPCBs 的毒性生物效应,其中 Hg 的无毒性预测概率最低(35.0%),这可能与 Hg 在沉积物中的存在形态有关,如甲基汞通常以生物富集方式对生物产生有害效应,对底栖生物的直接生物毒性较小. 而 As、Cr 的 TEC 准确预测无生物毒性效应概率分别为 74.1% 和 72.0%,在实际应用中可以认为 As、Cr 的 TEC 值也能够可靠地预测无生物毒性效应. PEC 则可以全部可靠预测上述 10 种致污物的生物毒性效应. 据此,可以认为 CBSQGs 能够可靠预测沉积物的生物毒性效应.

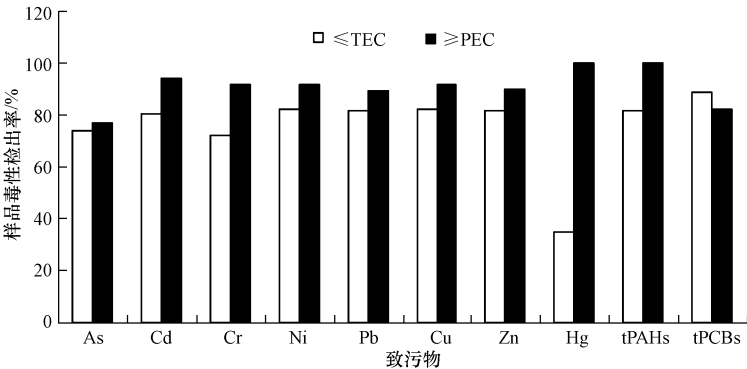


图 1 样品毒性检出率
Fig. 1 Incidence rate of toxic samples

对于第二种评估方法,即可能效应浓度平均商数法,是沉积物质量基准平均商数(mean SQGs Quotients, mSQGs)的一种,它是将特定致污物的化学浓度值与对应的沉积物质量基准值相除,然后对得到各种致污物的商数求和,再除以致污物个数以得平均商数的一种方法. 由于沉积物中常见的多环芳

烃,多氯联苯等都是以复杂的混合物形式存在,且具有类似的环境化学行为,因此,结合毒性分类,将 PAHs、PCBs 作为整体考量^[9],使用可能效应浓度的平均商数对 PEC 的毒性预测能力进行评估^[24-25]是一种可行的方法. 实验室毒性试验的结果显示,沉积物的毒性发生率与强度均随着其中致污物的 mSQGQs 的增加而升高,此剂量-响应关系为可靠评估沉积物中暴露于致污物相互作用下的底栖生物的生态毒理风险奠定了基础.

通常,mPECQ 有 3 种计算方法:第一种是“Mean-all”算法. 将样品中 Pb、Hg、Cr、Cd 等单个重金属以及致污混合物(tPAHs、tPCBs)赋予相同的权重,先计算他们各自的可能效应浓度商数(PECQ),单个 PECQ 值是致污物浓度与其相对应的 PEC 的商,将各 PECQ 相加求和,再除以 PECQ 个数即得“Mean-all”可能效应浓度平均商数. 第二种是“Mean-MPP (and)”算法. 赋予金属类致污物与 PAHs、PCBs 这 3 组混合致污物对沉积物的毒性权重相同,并假定他们之间具有某种形式的共同作用. 首先计算样品中各种金属的 PECQ,求和再除以 PECQ 个数求得金属类致污物的可能效应浓度平均商数,然后将它与 tPAH、tPCB 的 PECQ 相加,最后除以 3 即得 mPECQ 值. 第三种是“Mean-MPP (or)”算法. 分别计算金属类致污物的平均 PECQ,tPAH 和 tPCB 的 PECQ,再取这三者的均值($n = 1-3$),即得 mPECQ.

上述 3 种计算方法中,PAHs、PCBs 的可能效应浓度商数是以其混合物的形式进行计算,以此可避免通过计算单个 PAH、PCB 的 PECQ 再求和可能引起的 PAHs、PCBs 重复计算. 此外,第三种方法“Mean-MPP (or)”可以使用重金属、PAHs、PCBs 这 3 类致污物中的任一种或全部作为数据变量来计算 mPECQ,这对于沉积物化学数据不足的样品而言,仍得以继续计算 mPECQ,而第二种计算方法“Mean-MPP (and)”则只能在同时存在金属、PAHs、PCBs 3 类数据的时候才能计算 mPECQ.

为了更好地评估 mPECQ 预测毒性的准确性,本文分析了 mPECQ 与沉积物样品毒性发生率的关系(图 2). 图中不难看出,mPECQ 与样品毒性发生率高度相关. 当 mPECQ < 0.1 时,样品的毒性发生率较低,在 25% 以下;在 mPECQ > 1.0 时,样品毒性发生率大于 70%^[23];而当 mPECQ > 5.0 时,其毒性预测准确性都处在 75% 以上的可靠预测水平.

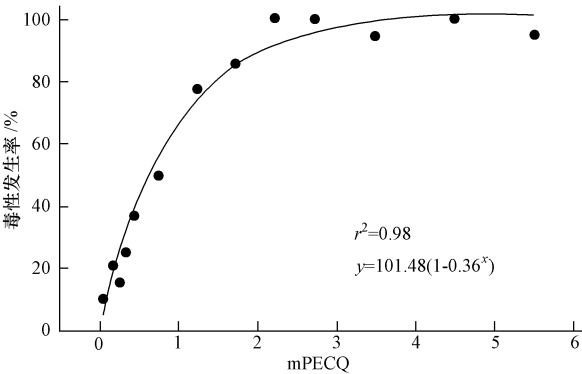


图 2 淡水沉积物 mPECQ 与毒性发生率的关系(引自 MacDonald 等^[6])
Fig. 2 Relationship between mPECQ and incidence of toxicity in freshwater sediments

以上评估结果显示,mPECQ 具有良好的预测可靠性. 实际上,mPECQ 毒性预测能力也受毒性试验暴露时间、测试终点等因素的影响. Ingersoll 等^[11]开展了包括端足类甲壳动物(*Hualella azteca*) 10 d (HA10), 28 d (HA28), 摇蚊虫(*Chironomus* spp.) 10 d (CS10)在内的 3 组毒性试验来分析其它因素的影响程度,其中受试生物测试终点包括存活率和生长率. 结果显示,HA28 试验中以存活率或增长率作为测试终点时,其 50% 毒性发生率对应的 mPECQ 为 0.63,而如果仅以存活率作为受试终点时,50% 毒性发生率对应的 mPECQ 为 3.2. 同样,CS10 试验中以存活率或增长率作为测试终点时,50% 毒性发生率所对应的 mPECQ 为 3.5,而仅以存活率作为受试终点时,对应的 mPECQ 为 9.0,因此,在 HA28 和 CS10 试验中,以存活率或增长率作为测试终点比仅以存活率作为测试终点时,mPECQ > 0.3 的毒性发生率增加一倍. 然而,不同的是,在 HA10 试验中,不管以存活率作为唯一测试终点还是以存活率或增长率作为测试终点,其 50% 毒性发生率所对应的 mPECQ 比较接近,分别为 4.5 和 3.4. 因此推知,使用 mPECQ 在评估沉积物毒性时,确实受到毒性试验暴露时间、测试终点等因素的明显影响.

为避免上述因素(毒性试验暴露时间、测试终点等)带来的不利影响,美国材料与试验协会(ASTM)^[26]建议使用不同营养级水平的多种生物进行长期毒性测试(28 d 或 42 d),并同时测定生长率与存活率两个受试生物终点.但该法人力、物力耗费较大,所以在实际操作中可考虑只对几个重要站点的样品进行上述试验,开展初步评价作为替代方案.此外,CBSQGs 预测能力还会随研究站位,沉积物中混合致污物组成的不同存在差异,使用相关分析等统计手段筛选最可靠的一组 SQGs 来构建 CBSQGs 可降低此类影响.

1.3 CBSQGs 的优点与不足

CBSQGs 通过聚合几组单个沉积物质量基准,可有效地整合现有的沉积物质量基准.同时,由于 CBSQGs 包括了经验型与理论型两类基准,在一定程度上得以综合两者的优点,减少单个基准的不足.CBSQGs 较好地解决了特定致污物在混合物相互作用下与生物响应的因果关系,评价结果体现的是沉积物中致污物化学参数与生物效应之间的因果关系而非一般相关关系^[6, 13].CBSQGs 的可靠性评估结果显示,各种致污物的 TEC、PEC 可以可靠地对沉积物进行毒性预测;沉积物的 mPECQ 代表沉积物种的混合物相互作用(假设各致污物或致污混合物的对生物毒性的贡献权重相同),其值与相应沉积物的毒性发生率高度相关^[9-11, 24].更重要的是,CBSQGs 综合了各单个基准的优劣,解决了不同沉积物质量基准的取舍难题^[16].因此,CBSQGs 目前广泛应用于确定沉积物污染区域、预测底栖生物潜在损害(如毒性、底栖生物群落结构改变等)、评估生态环境修复的需要和支撑水生生态系统环境监测等诸多方面.

当然,CBSQGs 也存在一些不足,例如现有一致性沉积物质量基准只考虑大型底栖生物物种的生物响应,未将野生动物(如鱼类、鸟类)以及人类纳入进去,这就导致 CBSQGs 对 Hg 等生物富集性致污物的预测能力下降,使得此基准对生物富集性致污物的评价准确度不高.

2 CBSQGs 在近海沉积物环境质量评价中的应用

一致性沉积物质量基准最早应用于淡水生态系统的沉积物环境质量评价,由于其可靠性在世界各地得以推广应用,适用对象范围也从淡水沉积物扩大到河口、海湾等半咸水、咸水沉积物.表 3 列出了 CBSQGs 在世界不同海域的沉积物质量评价中的应用情况.从地域上看,CBSQGs 主要应用在欧洲、北美等发达地区;从海域类型来看,涵盖了海湾、海港、潟湖以及近岸沿海等典型受人为活动影响较大的海域;从评价的沉积物化学参数上看,绝大多数的沉积物质量评价聚焦于 PAHs、PCBs 等有机致污物,这也反映了 CBSQGs 在结合沉积物毒性分类,以可能生物效应平均商数评价 PAHs、PCBs 等混合物时的优势;此外,从评价内容来看,基本上都是使用已有的一致性沉积物基准值(包括淡水沉积物的 CBSQGs),进行生物毒性预测、或比较不同基准的评价结果,而建立属于特定区域的 CBSQGs 及应用还比较少见.

表 3 CBSQGs 在海洋沉积物质量评价中的应用
Table 3 Application of CBSQGs in marine sediment quality assessment

研究区域	沉积物化学参数	评价内容	资料来源
中国渤海	HCH、DDT	确定致污物的生态风险	[27]
印度孟加拉湾	PAHs、PCBs、DDTs、PBDEs、HCHs 等	预测致污物的生物毒性	[28]
地中海	PCBs、DDTs、HCB	协助确定污染区域	[29]
西班牙巴塞罗那港	PAHs	预测致污物的急性生物毒性	[30]
澳大利亚悉尼港	PAHs、PCBs	比较不同 SQGs 的毒性预测能力	[31]
意大利威尼斯潟湖	重金属、PAHs、PCBs、HCB 等	比较不同 SQGs 差异	[8, 20, 32]
	PAHs、PCBs、DDTs、HCHs、HCB	评估可能的底栖生物损害效应	
美国南加州沿岸	重金属、PAHs、PCBs、DDTs 等	评估可能的底栖生物损害效应	[34]
西班牙桑坦德湾	PAHs	评价沉积物环境质量	[35]
美国威廉王子湾	PAHs	比较不同 SQGs 的毒性预测能力	[36]

从上述情况来看,目前对 CBSQGs 的应用尚处于起步阶段,将现有 CBSQGs 的重金属、PCBs、PAHs、DDTs 等一致性基准直接无差别地应用于不同海区沉积物的评价,不仅缺乏特定区域(Site-Specific)的

验证,而且对于一致性基准值的具体构建过程及优缺点缺乏理解,这将使评价结果的使用受到限制.如 Hu 等^[27]对渤海沉积物中六六六(HCH)和滴滴涕(DDT)的评价中,分别使用 TEL、LEL、ERL 和 PEL、SEL、ERM 的值来计算一致性基准值,但其中 ERL、ERM 的数据却来源于其它沉积物,此类数据的直接引用在其它的研究中也有出现^[37-38].虽然都是海洋沉积物的数据,但对于建立后的一致性基准值没有进行验证,故这些基准值不能准确反映致污物的实际生物效应,并有可能高估致污物的潜在生态风险.因此,将 CBSQs 应用于近海沉积物质量评价,其适用性和评价结果的可靠性还有待进一步的验证.对于 CBSQs 在近海沉积物环境质量评价中的应用,尤其对我国近海沉积物环境质量评价来说,建立特定区域并符合相应评价目标的 CBSQs 显得尤为重要,同时,选择重要站位的沉积物进行不同营养级生物、长期毒性试验并测量多个生物测试终点以提高 CBSQs 的预测能力和应用范围.此外,CBSQs 作为一种聚合的沉积物质量基准,本身不能单独用于评价沉积物环境质量,它还需结合其它诸底栖生物群落结构数据、毒性鉴定评价等手段,才能对沉积物做一个全面、准确的评价^[7].

3 结语

自上世纪 90 年代末以来,基于多个沉积物质量基准,通过取其几何平均值而构建的一致性沉积物质量基准已成为日益重要的沉积物环境质量评价手段.目前 CBSQs 已陆续从淡水沉积物应用到河口、海湾、港口等海洋沉积物的评价当中.大量的数据分析显示,TEC、PEC 能够较准确地预测沉积物毒性;mPECQ 不仅能够准确预测沉积物种混合物相互作用下的沉积物生物响应,而且可同时来评价该沉积物的污染强度.然而,CBSQs 并不适于生物富集性致污物(如 Hg)的生物毒性预测及环境质量评价.

对于特定的研究区域,CBSQs 的适用性及评价结果的可靠性都有待进一步验证.一致性沉积物质量基准可用于沉积物环境质量初步评价、制定环境修复目标等几个方面,但是,要对沉积物质量进行全面评价,只利用该基准是不够的,它必须结合如生物底栖群落结构数据、毒性鉴定评估等其它评价工具.对于 Hg 等此类生物富集性致污物则还需要结合生物富集型 SQGs、组织残留型 SQGs 以提高 CBSQs 预测能力和适用范围.目前,我国近海沉积物质量评价中已经使用了包括平衡分配法(EqP)法、生物效应数据库法(EBDS)以及沉积物质量基准平均商数法(mSQGQs)等制定了诸多沉积物质量基准,并于 2002 年颁布实施了第一版海洋沉积物质量评价标准(GB18668—2002).但我国的沉积物环境质量评价方法研究仍处于发展、壮大阶段,应该继续改进、升级现有评价方法,并朝着方法更优、评价更全面以及应用范围更广的方向发展.

结合我国沉积物环境质量评价实践以及评价方法发展趋势,提出如下建议,以期为我国近海沉积物环境质量评价方法的研究提供借鉴:首先,沉积物质量基准仍是有效的评价手段,但应进一步采用诸如 CBSQs、mSQGQs 等聚合沉积物质量基准替代单一的沉积物质量基准,以提高评价的准确性与普适性;其次,应当建立特定区域的沉积物质量基准,不同海区的沉积物从其中致污物种类、含量的差别,到所处环境的不同,都影响着沉积质量,因此对于特定区域的沉积物环境质量之准确评价需要考虑到不同海区的沉积物差异;最后,沉积物的评价最终应纳入层式框架(Tiered Framework)评价体系,沉积物环境质量评价因沉积物本身的复杂性,已经很难通过单一的手段、方法就可以给出准确、全面的评价,所以在综合沉积物化学、毒理、底栖生物群落生态的基础上,采用层式框架的方法,将上述信息有效综合起来,给出符合沉积物真实环境状态的评价结果.

参 考 文 献

- [1] Burton A G, Johnston E L. Assessing contaminated sediments in the context of multiple stressors[J]. Environ Toxicol Chem, 2010, 29 (12):2625-2643
- [2] Niu H, Deng W, Wu Q, et al. Potential toxic risk of heavy metals from sediment of the Pearl River in South China[J]. J Environ Sci, 2009, 21(8):1053-1058
- [3] MacDonald D D, Ingersoll C G. Tools for assessing contaminated sediments in freshwater, estuarine, and marine ecosystems[M].// Poletto C, Charlesworth S. Sedimentology of Aqueous Systems, 2010: 171-199
- [4] Chapman P M, Anderson J. A decision-making framework for sediment contamination[J]. Integr Environ Assess Manag, 2005, 1(3):

163-173

- [5] Long E R, MacDonald D. Calculation and uses of mean sediment quality guideline quotients: A critical review[J]. *Environ Sci Technol*, 2006, 40(6):1726-1736
- [6] MacDonald D D, Ingersoll C G, Berger T A. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems[J]. *Arch Environ Contam Toxicol*, 2000, 39(1):20-31
- [7] Wenning R J, Ingersoll C G. Use of sediment quality guidelines (SQGs) and related tools for the assessment of contaminated sediments. Summary from a SETAC Pellston Workshop[M]. Pensacola, Florida: SETAC Press, 2002
- [8] Apitz S E, Barbanti A, Bernstein A G, et al. The assessment of sediment screening risk in Venice lagoon and other coastal areas using international sediment quality guidelines[J]. *J Soil Sediment*, 2007, 7(5):326-341
- [9] Ingersoll C G, Kemble N, MacDonald D, et al. Prediction of sediment toxicity using consensus-based freshwater sediment quality guidelines[C]. *Proceedings of the 7th Federal Intergency Sedimentation Conference*, Reno, Nevada, 2001
- [10] Ingersoll C G, MacDonald D D, Brumbaugh W G, et al. Toxicity assessment of sediments from the Grand Calumet River and Indiana Harbor Canal in northwestern Indiana, USA[J]. *Arch Environ Contam Toxicol*, 2002, 43(2):156-167
- [11] Ingersoll C G, MacDonald D D, Wang N, et al. Predictions of sediment toxicity using consensus-based freshwater sediment quality guidelines, In EPA 905/R-00/007, Chicago[R]. Illinois: Great Lakes National Program Office, 2000
- [12] MacDonald D D, Dipinto L M, Field J, et al. Development and evaluation of consensusbased sediment effect concentrations for polychlorinated biphenyls[J]. *Environ Toxicol Chem*, 2000, 19(5):1403-1413
- [13] Swartz R C. Consensus sediment quality guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbon mixtures[J]. *Environ Toxicol Chem*, 1999, 18(4):780-787
- [14] Wenning R J, Dodge D G. Ecological risk assessment of navigation channel sediment in the Venice Lagoon, Italy[R]. Alameda (CA): ChemRisk Group, McLaren/Hart, 2000
- [15] Baudo R. The bioassaybased approach in sediment quality assessment[J]. *Ann Ist Super Sanita*, 2008, 44(3):233-238
- [16] WDNR (Wisconsin Department of Natural Resources). ConsensusBased Sediment Quality Guidelines Recommendations for use & Application Interim Guidelines[R]. Madison, 2003
- [17] Barrick R, Becker S, Brown L, et al. Sediment quality values refinement: 1988 update and evaluation of Puget Sound AET (Apparent Effects Threshold), Final report[R]. PTI Environmental Services, Bellevue, WA (USA), 1988
- [18] Long E R, MacDonald D D, Smith S. L, et al. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments[J]. *Environ Manage*, 1995, 19(1):81-97
- [19] Di Toro D M, Zarba C S, Hansen D J et al. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning[J]. *Environ Toxicol Chem*, 1991, 10(12):1541-1583
- [20] Apitz S E, Barbanti A, Bocci M, et al. The sediments of the Venice Lagoon (Italy) evaluated in a screening risk assessment approach: part I — Application of international sediment quality guidelines[J]. *Integr Environ Assess Manag*, 2007, 3(3):393-414
- [21] Wedepohl H. The composition of the continental crust[J]. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 1995, 59(7):1217-1232
- [22] Apitz S E. Analysis of the internationally used sediment quality guidelines (SQGs) for use in Venice Lagoon sediment assessment and management[R]. Report to Thetis SpA Venice, Italy, SEA Environmental Decisions, Herts, UK, 2003
- [23] Long E R, Field L J, MacDonald D D. Predicting toxicity in marine sediments with numerical sediment quality guidelines[J]. *Environ Toxicol Chem*, 1998, 17(4):714-727
- [24] Fairey R, Long E R, Roberts C A, et al. An evaluation of methods for calculating mean sediment quality guideline quotients as indicators of contamination and acute toxicity to amphipods by chemical mixtures[J]. *Environ Toxicol Chem*, 2001, 20(10):2276-2286
- [25] Long E R, MacDonald D D. Recommended uses of empirically derived, sediment quality guidelines for marine and estuarine ecosystems [J]. *Hum Ecol Risk Assess*, 1998, 4(5):1019-1039
- [26] ASTM (American Society for Testing and Materials). Standard test methods for measuring the toxicityof sediment—associated contaminants with freshwater invertebrates, E1706-05E1[R]. ASTM Annual Book of Standards, Volume 11.05. West Conshohocken, Pennsylvania
- [27] Hu W, Wang T, Khim J, et al. HCH and DDT in sediments from marine and adjacent riverine areas of north Bohai Sea, China[J]. *Arch Environ Contam Toxicol*, 2010, 59:71-79
- [28] Binelli A, Sarkar S K, Chatterjee M, et al. A comparison of sediment quality guidelines for toxicity assessment in the Sunderban wetlands (Bay of Bengal, India)[J]. *Chemosphere*, 2008, 73(7):1129-1137
- [29] Gómez-Gutiérrez A, Garnacho E, Bayona J M, et al. Screening ecological risk assessment of persistent organic pollutants in Mediterranean sea sediments[J]. *Environ Int*, 2007, 33(7):867-876
- [30] Martinez-Llado X, Gibert O, Marti V, et al. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and tributyltin (TBT) in Barcelona harbour sediments and their impact on benthic communities[J]. *Environ Pollut*, 2007, 149(1):104-113
- [31] McCready S, Birch G F, Long E R, et al. Predictive abilities of numerical sediment quality guidelines in Sydney Harbour, Australia, and vicinity[J]. *Environ Int*, 2006, 32(5):638-649
- [32] Apitz S E, Barbanti A, Bocci M, et al. The sediments of the Venice Lagoon (Italy) evaluated in a screening risk assessment approach:

part II—Lagoon sediment quality compared to hot spots, regional, and international case studies[J]. Integr Environ Assess Manag, 2007, 3(3):415-438

[33] Parolini M, Binelli A, Matozzo V, et al. Persistent organic pollutants in sediments from the Lagoon of Venice—A possible hazard for sediment-dwelling organisms[J]. J Soil Sediment, 2010, 10(7):1362-1379

[34] Vidal D E, Bay S M. Comparative sediment quality guideline performance for predicting sediment toxicity in southern California, USA[J]. Environ Toxicol Chem, 2005, 24(12):3173-3182

[35] Viguri J, Verde J, Irabien A. Environmental assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediments of the Santander Bay, Northern Spain[J]. Chemosphere, 2002, 48(2):157-165

[36] Page D S, Gilfillan E S, Boehm P D, et al. Sediment toxicity measurements in oil spill injury assessment; A study of shorelines affected by the Exxon Valdez oil spill in Prince William Sound, Alaska[C]. 1st International Conference on Remediation of Contaminated Sediments, Venice, Italy, 2001

[37] 马梅,王子健. 官厅水库和永定河沉积物中多氯联苯和有机氯农药的污染[J]. 环境化学,2001, 20(3): 238-243

[38] 李庆召,李国新,罗专溪,等. 厦门湾海域表层沉积物重金属和多环芳烃污染特征及生态风险评价[J]. 环境化学,2009,28(6): 869-875

CONSENSUS-BASED SEDIMENT QUALITY GUIDELINES (CBSQGs)
AND ITS APPLICATION IN COASTAL SEDIMENT
QUALITY ASSESSMENT

WU Bin^{1,2} SONG Jinming¹ LI Xuegang¹ YUAN Huamao¹ LI Ning¹
(1. Key Laboratory of Marine Ecology and Environmental Sciences, Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao, 266071, China; 2. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing, 100049, China)

ABSTRACT

Consensus-based sediment quality guidelines (CBSQGs), as one of the major evaluation tools in sediment quality assessment, has been extensively used for reliable prediction as well as easy application. This paper reviewed CBSQGs’s derivation process, advantages, limitations and reliability analysis. CBSQGs concentrate on the reconciliation of a variety of single SQGs by determining the geometric mean of selected SQGs, which have the similar assessment purpose. Sediment toxicity test results demonstrated that CBSQGs have reliable prediction ability. For each sediment sample, a mean probable effect concentration quotient (mPECQ) was also calculated to enhance CBSQGs’ predictive ability in combination with toxicity classification. mPECQ can be used to assess sediment pollution magnitude as well. Moreover, applications in coastal ecosystems in recent years were also summarized, and relevant recommendations were proposed for further study of sediment quality assessment in China.

Keywords: CBSQGs, SQGs, sediment quality assessment, marine sediment.