

泥沙污染水质模型研究综述

何 用 李义天

(武汉大学水资源与水电工程国家重点实验室 湖北 武汉 430072)

摘要 对现有的泥沙污染水质模型进行分类,总结了国内外泥沙污染基本问题及泥沙污染水质模型研究的成果,指出模型发展方面应加强泥沙与污染物相互作用机理研究,进一步揭示污染物在水体、悬浮泥沙、底泥之间迁移转化的机理,模型的建立应综合考虑污染物的沉降再悬浮、以及吸附解吸、底泥释放等动态过程。

关键词 泥沙污染 泥沙沉降 泥沙悬浮 吸附解吸过程 底泥释放 水质模型

中图分类号 :TV142+.1 文献标识码 :A 文章编号 :1004-693X(2004)05-0005-05

1 概 述

进入天然水体的大部分污染物,尤其是颗粒污染物会被水中悬浮泥沙所吸附并随同泥沙颗粒一起运动或沉积在河流湖泊底部,形成具有一定厚度的含有各种污染物的沉积物层,起到了污染物“汇”的作用,同时,沉积物也会在一定的水流作用下发生冲刷及再悬浮,使大量的污染物被重新释放出来,泥沙起到了污染“源”的作用,从而造成河湖水体的二次污染。泥沙在污染物的迁移中发挥着重要的载体作用,因此,一些学者研究指出绝大多数污染物在水环境中的迁移转化、归宿和泥沙运动密切相关,不考虑泥沙运动的影响和作用便不能正确理解和完整描述污染物在水环境中的迁移转化^[1]。泥沙污染水质模型是在一般水质模型的基础上,将泥沙作为载体,结合污染物在泥沙中的各种迁移过程,研究污染物迁移转化规律的综合模型。

根据模型建立过程,已建的泥沙污染水质模型大致可以分为 3 类:第一类为经验模型,如郭震远^[2]模型、Yi Yuan 等^[3]建立的重金属模型。这类模型的优点是计算简单,只需要有限的数据和参数输入,就能获得较为粗略的结果,但模型的适用性较差,其假定往往不能反映实际情况,且忽略了各输入条件在研究区域的差异。第二类为概念模型,现有的考虑泥沙污染水质模型大多数属于这一类,如 Thomas 模型、Dobbins-Comp 模型等^[4]。概念模型需要的资料相对较少,计算简单,但由于它是建立在对影响污染物迁移的泥沙和泥沙运动的一般性描述的基础上,有一定的经验性,不利于揭示泥沙污染迁移的机理。

第三类为机理模型。这类模型物理概念明晰,能够结合泥沙和泥沙运动考虑污染物的迁移,有利于正确理解和完整描述污染物在水环境中的迁移转化。但模型参数较多,需要大量的时间及空间分布的监测数据进行率定。对于缺少充分空间监测数据和验证数据过少情况,模型的适应性较差。随着认识和研究的深入,泥沙污染物监测信息的不断完善,机理模型将成为泥沙污染数学模型发展的主要方向。

水体污染问题由来已久。我国大多数江湖都受到了不同程度的污染,尤其是一些城市湖泊内河,水体和底泥污染十分严重,由泥沙和泥沙运动引起的水质问题也十分突出。因此,研究和建立科学合理的机理模型是准确地模拟泥沙污染水质问题,进行水质评价和管理的需要。本文主要总结了国内外现有泥沙污染机理模型研究的相关成果,并对模型的发展提出了展望。

2 污染物与泥沙作用机理研究进展

泥沙污染水质模型是为定量描述污染物在水环境泥沙系统中迁移转化规律而建立的。在考虑水体污染物对流、扩散等一般物理迁移过程的基础上,模型更侧重于污染物与泥沙相互作用,以及伴随泥沙运动的污染物迁移转化研究。污染物与泥沙作用机理研究是泥沙污染水质模型研究的基础和核心。

2.1 污染物与泥沙吸附解吸作用

进入天然水环境系统的污染物通过水/泥沙界面的运动主要是吸附解吸过程,吸附解吸作用是决定水环境系统中污染物分布和归宿的一个主要控制机制。卡里斯赫夫(1979)最先发展了一种简单的预

测沉积物和颗粒物对有机污染物在水环境系统分布影响的方法^[5],研究得到吸附解吸的分配模型方程为

$$Q_e = K_d C_e \quad (1)$$

式中: Q_e 为吸附量; K_d 为分配系数,反映特定的化合物和悬浮沉积物类型的特征; C_e 为溶液中污染物浓度。

研究指出,影响分配系数 K_d 的几个因素分别为:溶液中化合物的浓度、悬浮颗粒物的浓度、颗粒物的类型、颗粒物天然有机质的含量、时间等。卡里斯赫夫的研究成果为水环境的污染物吸附研究提供了基础。

过去20多年中,对影响吸附作用的化学和物理参数和沉积物特性等进行了大量研究。黄岁樑等^[6~8]采用室内试验的方法,研究了泥沙和重金属的初始浓度、泥沙颗粒粒径等对重金属吸附的影响。叶常明等^[9]通过颗粒物对水中邻苯二甲酸酯吸附研究,得到颗粒物与天然水体痕量有机物相互作用的动态模型。黄国兰等^[10]将海河河口表层底泥制成悬浮颗粒物,采用批量平衡法首次研究了丁基锡有毒化合物在水体悬浮颗粒物上的吸附行为。李铁等^[11]总结了污染物在沉积物上吸附的研究,指出目前研究主要集中在金属污染物和非极性有机污染物的吸附,所涉及的吸附理论一般为线性的平衡分配和非线性的吸附等温式。由于这些平衡分配理论所做的一个重要假设是,疏水性有机化学污染物(HOC)的吸附速度是快的,因此在吸附和溶解的污染物之间存在着化学平衡。然而Deane等^[12]最近对悬浮泥沙吸附解吸几种不同HOCs试验结果表明,平衡时间可能需要几周到几年,而且平衡时间取决于分配系数、泥沙中有机质含量及泥沙颗粒的大小。污染物在沉积物中的吸附解吸过程既受介质复杂性的影响,又受污染物复杂多样性的影响,从而导致了各种吸附模式及等温线型的存在^[13],其中平衡吸附模式有Langmuir型、Freundlich型、BET型、Henry型、Polanyi型等,非平衡吸附模式有单箱模型、双箱模型、颗粒内扩散模型、有机物扩散模型和受滞吸附的微孔内扩散模型等。

近年来,作为一种对传统吸附理论的挑战,亚稳平衡态吸附理论^[14]认为:传统定义的吸附反应平衡常数具有热力学非常数性,它从根本上受反应过程(如可逆性、动力学)的影响,因此无法用来准确描述实际反应的平衡特征。研究指出,只有建立可以描述亚稳平衡态吸附的理论体系,才有可能准确表征实际吸附反应的平衡限度。

2.2 伴随泥沙和泥沙运动的污染物迁移

2.2.1 污染物的沉淀和再悬浮

以往研究考虑的污染物沉淀和再悬浮过程,采用

的大多是经验方法。如Thomas(1948)模型的沉浮系数 k_3 ,Schreiner(1978)模型在系数 K_1 中引入的系数 α ^[4]等等。这些方法是对污染物的沉淀和再悬浮问题简化,没有涉及具体的作用机理,不利于研究的深入。

为此,一些学者从颗粒相污染物的迁移着手,结合泥沙运动,研究污染物的沉淀和再悬浮过程。如锥文生认为在水质模型中考虑污染物的沉淀和再悬浮可以按照河流动力学的原理,先计算出河段的冲淤过程,然后再考虑泥沙对污染物的吸附解吸作用,进一步算出污染的沉淀和再悬浮^[4]。这种考虑相对于经验方法更为科学,而且结合泥沙运动考虑问题无疑是一大进步。

随着受污底泥再悬浮过程研究的深入,研究发现,颗粒相污染物的迁移,尤其是再悬浮过程引起的底泥释放对水体污染有更大的贡献。国际上对于浅水湖泊底泥悬浮导致释放的问题研究较少,只是近年才有一些有关的报道。如对美国佛罗里达州的Apoka湖研究^[15]发现动力悬浮导致的SRP浓度远比没有悬浮情况下的SRP浓度为高。Reddy等^[16]实验研究发现对氨氮而言,悬浮作用(悬浮+扩散)造成的上覆水营养盐浓度增加可以达到单纯由扩散产生的营养盐浓度的数十倍。对丹麦的Arreso湖的野外调查发现,动力悬浮产生的营养盐浓度增加可以达到原先的20~30倍的数量级。李剑超等^[17]认为再悬浮过程对水质的影响主要是通过以下几个途径来实现的:悬浮底泥颗粒物的污染物扩散、底泥层的上表面向水体的污染物扩散、释放的间隙水的混合作用等。通过实验研究指出底泥冲刷悬浮过程中,底泥间隙水的混合作用是影响水质的主要因素,且是短时水质变化的主要根源。

2.2.2 底泥污染物的释放

污染底泥是水体潜在的污染源,对于底泥污染物释放引起的水体污染问题,较早引起了国内外学者的关注。如田升平等^[18]对滇池湖泊磷负荷研究、郑曦等^[19]通过对镜湖底泥氮磷释放的研究及国外学者Hong Wanga等^[20]研究指出大量的外源污染物进入湖泊水体,将积累在湖泊底泥上,一旦流入水体的污染物减少,积累在湖泊底部的污染物将再次释放进入水体,构成二次污染。

对于影响底泥释放的因素,过去做了大量的研究^[21~25],认为影响污染底泥释放的因素主要有4个,即溶解氧、pH值、温度和扰动。其主要研究成果归结起来有:①在高溶解氧水平下,水体呈现出好氧状态,有利于抑制底泥释放,反之,厌氧条件下将加速沉积物中污染物释放;②通过pH值对底泥磷释放研究表明,在中性条件下,磷释量最小;升高或降

低 pH 值时释磷量倍增。总溶解磷释放量与 pH 值呈抛物线相关;③温度升高,各种物理、化学、生物反应(如扩散、有机质矿化等)的速率加快,导致底泥的释放明显增加;④扰动对底泥中污染物的释放影响是一种物理过程,扰动将增加污染物向水体的释放,扰动越大,这种影响越明显。

对于底泥释放量的确定,国内外学者也进行了大量的研究。如国内学者于世繁等^[26]通过实验室模拟实验,研究了白洋淀不同区域沉积物中磷的释放,获得了不同条件下磷的释放曲线及释放速率。由文辉^[27]通过试验,研究其校河沉积物中磷负荷及其释放,指出沉积物中磷的释放量及释放速度与沉积物中的 TP 含量呈正相关关系,并得到了其回归方程。朱广伟等^[28]采用室内试验研究了运河(杭州段)沉积物磷释放,并得到了其上覆水磷含量的关系曲线。这些底泥释放量的确定多是采用试验分析的方法,范成新等^[29]总结了现有确定底泥释放的 5 种方法,即:质量衡算法(黄绍基,1992)、孔隙水扩散模型法(Tohru et al,1989)、表层底泥模拟法(Austin et al,1973)、柱状芯样模拟法(Boersetal,1988)和下水原位模拟法(Markert et al,1983),并指出各方法的优缺点。

采用理论方法确定底泥释放量,较早的是采用输入输出法,通过研究水体中磷的物质平衡,估算内部的磷的释放。随后一些学者基于扩散理论提出了确定底泥与水体间交换方法,其中较为典型是 Roboert Portielje 和 Lambertus Lijklema 的方法^[30]。该研究指出,理论上水体与底泥之间的污染物交换量可用下式表达

$$F = -u C_{z=0} + \varphi D \left(\frac{\partial C}{\partial z} \right) \Big|_{z=0} \quad (2)$$

式中: u 为渗透速率($u > 0$)或渗出速率($u < 0$), φ 为孔隙率; C 为污染物浓度。

但在实际中,扩散系数 D ,底泥的浓度梯度 $\frac{\partial C}{\partial z} \Big|_{z=0}$ 及渗透速率 u 难于确定。Vaneck 等人的研究认为,沉积物与水界面间的扩散特性和扩散系数值选择的不确定性,使得模型的验证成为困难,并且由于底泥的不均匀性,将一个地点的计算结果应用于整个湖泊也是不实际的^[15]。

随着污染物在泥沙上迁移规律认识的深入,研究开始结合影响底泥释放的物理化学生物过程,确定底泥释放量。如多层泥沙模拟方法^[20],就是将泥沙分成一个或若干个完全混合的层计算底泥磷的迁移。这种方法将磷在泥沙上的迁移转化简化为层与层之间的交换。Smits 和 Moler^[31]将湖床分成需氧、氧化、泥沙交换、沉降 4 层,确定泥沙与上层水之间

营养交换,并应用于研究荷兰 Veluwe 湖的营养物释放。Di Toro 和 Fitzpatrick^[32]将泥沙活动层分成厌氧和好氧两层,这种方法考虑了有机物的分解、迁移及线性分配过程,并采用质量平衡描述各层之间磷的迁移。由于各层之间详细的划分增加了问题的复杂性,且不利于精度提高,因此这些方法的主要问题在于参数多且难于确定。Hong Wang 等^[20]从磷在泥沙污染物上的作用机制出发,包括了磷的有效扩散、生物扰动、掩埋、有机分解、吸附和非线性分配等过程,并考虑了温度和溶解氧等环境因素的影响,计算底泥磷的释放。该方法结合底泥的各种物理化学和生物过程,考虑的过程和因素较多,较为全面深入,有利于从机理上揭示底泥的释放,但需要较多的数据资料支撑,其实际应用还存在一定的困难。

3 模型研究进展

以往的泥沙水质模型,考虑泥沙和泥沙运动的影响,主要是集中在河流悬浮物的沉降及冲刷再悬浮对污染物迁移的影响。

最早的模型是 Thomas 模型^[4](1948)。为适应污染严重、影响因素较多的河流水质计算的需要,Thomas 模型在 S-P 模型基础上,BOD 方程再考虑悬浮物的沉降及冲刷再悬浮的影响,其模型方程为

$$\frac{\partial L}{\partial t} + u \frac{\partial L}{\partial x} = D \frac{\partial^2 L}{\partial x^2} - (k_1 + k_3)L \quad (3)$$

$$\frac{\partial O}{\partial t} + u \frac{\partial O}{\partial x} = D \frac{\partial^2 O}{\partial x^2} - (k_1 + k_3)L + k_2(O_s - O) \quad (4)$$

式中: k_3 是一个新增的系数,它表示由于泥沙沉淀、悬浮、吸附以及再悬浮等过程而引起的 BOD 变化。随后的 Dobbins-Comp 模型(1964)在 Thomas 模型的基础上,考虑面源和局部径流而进入水体的 BOD,Velz-Gannon 模型,在 Streeter-Phelps 模型系数 K_1 中引入反映泥沙沉降、悬浮等因素的系数 α 考虑悬浮物的沉降和冲刷再悬浮对水质的影响。这些模型考虑泥沙的影响无疑是正确的,但无论是采用经验系数 k_3 或是 α ,其理论意义不强且系数难于确定。

在重金属迁移转化模型的研究中^[33],较多的模型也是采用经验关系来描述泥沙沉降、再悬浮等运动的影响。例如林玉环建立的汞污染一维数学模型,其基本方程为

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} \left[D_x A \frac{\partial C}{\partial x} \right] + \frac{1}{H} N \quad (5)$$

式中: D_x 为扩散系数; H 为水深; N 为底泥与覆盖水之间污染物的交换速度; A 为过水断面面积。

作者认为, N 由三部分组成,即水溶态传递 N_s ,

颗粒态的沉降 N_q 及由水流作用使底泥悬浮进入水体中的 N_x 即

$$N = N_s + N_q + N_x$$

其中 $N_s = k(C_0 - C) = k(C_s/k_s - C)$

$$N_q = k'u^{-2}C \quad N_x = K_0u^4C_s$$

式中: C 为水相浓度; C_s 为底泥相浓度; C_0 为底泥上覆水界面水相污染物浓度; k, k', k_0 为系数。

类似的模型还有周孝德、Donald J. O'Connor、张玉清等建立的重金属迁移转化模型^[33]。模型多是采用沉速关系式或简单的经验关系来考虑泥沙运动。由于泥沙运动本身极为复杂,因此采用这些经验关系式显然不确切的。

另一类模型按照污染物在水体的存在形态,将污染物分相,并根据颗粒相污染物的迁移,考虑沉淀和再悬浮的影响。如 Parmesha. L. Shrestha^[34]将水体中磷分为溶解态和颗粒态两部分,建立了磷迁移模型,方程为

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = -u \frac{\partial C_i}{\partial x} - v \frac{\partial C_i}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C_i}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial C_i}{\partial y} \right) \pm S_i \quad (6)$$

式中: u, v 分别为 x, y 方向的流速; D_x, D_y 分别为 x, y 方向的扩散系数; $\pm S_i$ 为源汇项。

对于泥沙的冲刷和淤积相应的源汇项 S_e, S_d 分别为

$$S_e = \sum_{j=1}^N \frac{\Delta M_{pj}}{h \Delta t}$$

$$S_d = -\frac{f_p C_t \Delta M}{Ch \Delta t} = -\frac{f_p C_t}{C} \frac{dC}{dt}$$

式中: ΔM_{pj} 为第 j 组泥沙的磷吸附量; f_p 为颗粒态磷占总磷的比重; C_t 为总磷污染物的浓度; C 为悬移质泥沙的浓度; h 为水深。

模型通过泥沙浓度的变化确定磷的沉淀和再悬浮的量,有一定科学性,但未考虑沉淀和再悬浮过程中的底泥释放是模型的不足之处。张玉清、周材敬、张瑞冬等在研究河流中重金属迁移转化模型时^[33],也采用了分相模型。分相模型考虑问题较为细致,但同时也增加了模型的复杂性,待定参数增加,而且由于泥沙与污染物之间存在吸附解吸的动态平衡过程,人为的割裂这一过程也是不确切的。

对于底泥释放的影响,大多水质模型是采用释放速率或转换系数进行考虑的。如湖泊水体中磷的迁移研究中很重要的就是量化底质与水体界面的磷交换过程。Larsen 和 Welch 等人对 Vollenweide 模型进行了修正^[35],使用了一个恒定的底质磷释放速率 J_{int} 表示底质与水体界面的磷交换,其模型方程为

$$V \frac{dC_p}{dt} = W - QC_p - V_s AC_p + J_{int} \quad (7)$$

式中: V 为湖泊容积; W 为负荷量速率; Q 为流量; C_p 为总磷浓度; V_s 为表面沉积速率; A 为湖泊面积。

该模型可以预测湖泊恢复健康的初始时间,但用于长期模拟时,它明显具有一定的局限性,原因是随着时间的改变,底质释放磷的速率会减小。Ahlgren 已经证实 Norrviken 湖在底质负荷减少以后,底质释放磷的速率也会随之减小。

为了更加直接地表述底质动态变化对湖泊磷负荷的影响,一些学者在他们的模型里增加了一个底质模块单元,如 Lorenzen 等人构建了一个底质-水相互作用的二单元总磷模型^[30]

$$V \frac{dC_p}{dt} = W - QC_p - k_1 AC_p + k_2 Ap_s \quad (8)$$

$$V_s \frac{dp_s}{dt} = k_1 AC_p - k_2 Ap_s - k_1 k_3 AC_p \quad (9)$$

式中: V_s 为表层底泥容积; p_s 为底质中可交换磷的浓度; k_1 为从水体向底质的物质转换系数; k_2 为从底质向水体可交换性磷的转换系数; k_3 为被输入到底质中的不可交换性磷占总磷的比例。

尽管该模型能较好地模拟底质对湖泊磷浓度的反馈效应,但模型未构建任何估算模型参数的方法,各种转换系数确定困难是模型最大的缺陷。

随后 Kamp 和 Lung 等人分别对 Lorenzen 模型做了进一步的改进^[30],构建了一些更具机理性的模型。这些模型通常参数较少,需要较少的实测资料就可以预测因负荷的变化而引起磷浓度的变化。但这些模型存在以下不足之处:①模型多是关于磷量收支平衡的长期平衡模型,无法反映短期内湖泊水质变化;②模型中,采用底质向水体、水体向底质及底质表层到深层等的物质转移系数来描述水体与底质之间磷的交换,系数确定上存在一定困难;③模型多为零维模型,没有考虑磷的对流与扩散,更没有考虑动水情况下的底泥释放,无法反映流动情况下湖泊水体中磷浓度空间的分布。

应用污染物吸附解吸理论、污染物的沉淀和再悬浮、底泥释放等研究成果,建立综合模型是今后泥沙水质模型的发展趋势,目前建立的模型还不多。

我国学者褚君达等^[36]将水质浓度 C 写成水流中无悬浮物时的水质浓度 C_f 和水中含悬浮颗粒时水质浓度增量 C_s 之和,根据质量平衡关系,建立了有机污染的水质模型,其模型方程为

$$\frac{\partial}{\partial t} (AC) + \frac{\partial}{\partial x} (QC) = \frac{\partial}{\partial x} \left(AE_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) - k_1 AC - k_3 \frac{A}{h} + S_r \frac{A}{h} + \frac{W_p}{dx} \quad (10)$$

式中: A 为水流断面面积; Q 为流量; E_x 为纵向扩散系数; h 为水深; k_1 为降解系数; k_3 是与悬浮颗粒沉降及底泥冲刷悬浮有关的系数, $k_3 = S_e - S_c$; S_c 和 S_e 分别为单位时间单位底面积的河流底泥冲起部分及悬浮颗粒下沉到河底部分引起的水流中污染物的变化量; S_r 为单位时间、单位底面积上河流底泥向上方水体释放的污染物质。

该模型由于引入了泥沙运动的有关理论, 较好地考虑了悬浮颗粒沉降及底泥冲刷悬浮对水质的影响, 同时采用释放速率考虑底泥释放的影响, 是一个较为完善的模型。但模型采用的含沙量变化引起水质浓度变化的转换系数 K_{se} 和 K_{sc} 的理论意义不强, 难于确定, 同时由于水体及底泥污染物浓度是随时间和空间变化的, 与之紧密相连的水体悬浮颗粒的吸附量、底泥的释放速率等也应是变化的, 这一点在模型中体现得不足。

总之, 就目前建立的泥沙污染水质模型而言, 或是偏重于对污染物的沉降和再悬浮过程的表述, 或是偏重于底泥释放的表述, 较为全面和完善的模型还不多, 而且模型在考虑这些过程时都作了较大的简化, 多是采用常数或系数表述泥沙和泥沙运动的影响, 同时忽略污染物吸附解吸、底泥的释放等的时空差异。

4 研究展望

综上所述, 由于泥沙和泥沙运动引起的水质问题日益严重, 建立科学合理的泥沙污染水质模型是水环境问题模拟的需要。

发展泥沙污染水质模型一方面应加强泥沙与污染物相互作用机理研究, 进一步揭示污染物在水体、悬浮泥沙、底泥之间迁移转化的机理。尤其需要加强污染物在泥沙颗粒物上的吸附解吸机理, 动力悬浮引起的污染物交换, 底泥释放机理等方面的研究, 这些理论和方法研究的深入将为泥沙污染水质模型考虑和确定各种过程奠定基础。目前泥沙与污染物间吸附的理论研究较多, 但对不同类型污染物吸附特性的实验研究较少, 这使得在应用一些理论方法计算吸附量时, 理论公式中的系数确定还存在较多的困难。最近的研究^[17]指出, 动力悬浮引起的污染物交换主要由悬浮底泥颗粒物的污染物扩散、底泥层的上表面向水体的污染物扩散、释放的间隙水的混合作用等过程组成, 但目前对于如何确定这些过程中的交换量还缺乏深入的研究, 释放过程包含着极其复杂的物理化学生物过程, 尤其是对各种环境条件下释放的实质研究还不够深入, 此外由于影响底泥释放的因素众多, 针对不同的情况如何进行适当的简化, 使确定方法既能考虑问题的主要方面, 又

不增加计算的复杂性也是需要进一步研究的工作。

另一方面, 模型的建立应综合考虑污染物的沉降再悬浮过程、吸附解吸、底泥释放等过程。完善的泥沙污染水质模型应该将污染物在泥沙上的迁移过程与污染物的对流、扩散、降解等过程结合, 目前这类综合模型还不多见。由于污染物在对流扩散过程中, 其浓度随时空变化, 相应悬浮泥沙上的吸附量以及底泥的释放量等也在不断的变化。因此, 综合模型应该反映污染物在泥沙上的吸附解吸动态平衡及底泥释放随时空变化的过程。

参考文献:

- [1] 黄岁樑, Onyx W H W. 水环境污染物迁移转化研究与泥沙运动[J]. 水科学进展, 1998(3): 205~211.
- [2] 郭震远. 铅山河金属污染物(Cu, Fe)迁移规律及污染预测研究[J]. 环境科学学报, 1983(3): 298~308.
- [3] Yi Y, Ken H, Carolyn O. A preliminary model for predicting heavy metal contaminant loading from an urban catchment[J]. The Science of the Total Environment, 2001, 266: 299~307.
- [4] 李炜. 环境水力学进展[M]. 武汉: 武汉水利电力大学出版社, 1999. 238~259.
- [5] 阿伦 R J. 水质管理——水环境中污染物的迁移和归宿[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1991. 36~52.
- [6] 黄岁樑, 万兆惠, 王兰香. 泥沙吸附重金属污染物室内静态试验研究[J]. 水科学进展, 1994(4): 271~279.
- [7] 黄岁樑, 万兆惠, 王兰香. 泥沙浓度和水相初始浓度对泥沙吸附重金属的影响研究[J]. 环境科学学报, 1995(1): 66~76.
- [8] 黄岁樑, 万兆惠, 张朝阳, 等. 泥沙粒径对重金属污染物吸附影响的研究[J]. 水利学报, 1994(10): 53~60.
- [9] 叶常明, 雷志芳, 王宏, 等. 颗粒物与天然水体痕量有机物相互作用的动态模型[J]. 水科学进展, 1995(3): 171~175.
- [10] 黄国兰, 陈志琼, 戴树桂. 丁基锡化合物在水体悬浮颗粒物上的吸附行为研究[J]. 环境科学学报, 1998(3): 137~143.
- [11] 李铁, 叶常明, 雷志芳. 沉积物与水间相互作用的研究进展[J]. 环境科学进展, 1998(10): 29~39.
- [12] Deane G, Chroner Z, Lick W. Diffusion and sorption of hexachlorobenzene in sediments and sand saturated soils[J]. Journal of Environmental Engineering, 1999, 125(8): 689~696.
- [13] 叶常明. 多介质环境污染研究[M]. 北京: 科学出版社, 1997. 62~178.
- [14] 潘纲. 亚稳平衡态吸附(MEA)理论——传统吸附热力学理论面临的挑战与发展[J]. 环境科学学报, 2003(2): 156~173.
- [15] 朱广伟, 陈英旭. 沉积物中有机质的环境行为研究进展[J]. 湖泊科学, 2001(3): 272~279.
- [16] Reddy K R, Fisher M M, Ivanoff D. Resuspension and diffusive flux of nitrogen and phosphorus in a hypereutrophic lake[J]. Journal of Environmental Quality, 1996, 25: 363~371.

(下转第15页)

重视农业面源污染问题,减少化肥和农药的使用量,以免出现环境缺水问题,使流域水资源得到可持续利用,并减轻下游的环境压力^[8]。

6 讨论和结论

生态需水量和生态环境需水量及环境需水量,从本质上来说并没有太大的差别^[1]。中国西南岩溶山区自然环境恶劣,石漠化严重,是中国西部大开发中需着重解决的问题之一。但经过生态环境恢复重建后,原先裸露的石地被土壤植被覆盖,土壤持水及土壤植被蒸散发必然会消耗掉部分水资源,这部分因生态建设而消耗的水资源也应该纳入流域生态需水量范畴来考虑。

贵州普定后寨河流域属于典型的高原喀斯特流域,岩溶发育,石漠化现象严重。目前流域天然水资源丰富,但由于生态建设需消耗一定的水资源,本研究预测,到2010年如出现 $P=95\%$ 的特枯年,全流域水资源量将缺少136.4万 m^3 ,而工程可供水量缺少794.0万 m^3 。因此在流域生态建设除了考虑水土保持、涵养水源外,必须建设全流域配套的供水保障体系,节约用水,大力发展节水灌溉农业,并重视工农业生产可能对环境造成的影响,使该地区水资源得以持续利用,保证流域经济发展。

本文得到韩国高等教育财团2002~2003年国际学者交流支援项目资助,特此致谢!

参考文献:

- [1] 崔树彬. 关于生态环境需水若干问题的探讨[J]. 中国水利, 2001(8): 71~74.
 - [2] 钱正英, 张光斗. 中国可持续发展水资源战略研究综合报告及各专题报告: 中国可持续发展水资源战略研究报告[M]. 北京: 中国水利水电出版社, 2001, 第1卷: 12~13.
 - [3] 王飞燕. 贵州高原喀斯特区流域结构与边界[J]. 南京大学学报(地理学专辑), 1992, 13: 122~133.
 - [4] 王腊春, 史运良. 非闭合流域岩溶水模型[J]. 水科学进展, 1995, 4(4): 318~324.
 - [5] 王腊春, 史运良, 顾国琴, 等. 岩溶地区地表地下水库联合优化调度模型[J]. 中国岩溶, 1999, 18(3): 245~250.
 - [6] Du T de Villiers G. South Africa's water resources and the lesotho highlands water scheme: a partial solution to the country's water problem[J]. Water Resources Development, 1996, 12(1): 65~77.
 - [7] 万洪涛, 杨勇, 史运良. 典型流域水资源可持续利用研究[J]. 南京大学学报, 1998, 34(3): 285~291.
 - [8] Harald D F. Water crisis in developing world: misconceptions about solution[J]. J of Water Resources Planning and Management, 1996(2): 79~87.
- (收稿日期 2003-10-27 编辑 高渭文)
-
- (上接第9页)
- [17] 李剑超, 褚君达, 丰华丽. 河流底泥冲刷悬浮对水质影响途径的实验研究[J]. 长江流域资源与环境, 2002(3): 137~140.
 - [18] 田升平. 滇池湖泊磷负荷及其对水环境的影响[J]. 化工矿产地质, 2002(3): 11~16.
 - [19] 郑曦, 刘登义. 镜湖富营养化污染及其治理的初步研究——底泥氮磷及入湖污水对富营养化的影响[J]. 徐州师范大学学报(自然科学版), 1999(2): 54~56.
 - [20] Hong W, Adhityan A, John S G. Modeling of phosphorus dynamics in aquatic sediments: a model development[J]. Water Research, 2003, 37: 3928~3938.
 - [21] 李文红, 陈英旭, 孙建平. 不同溶解氧水平对控制底泥向上覆水体释放污染物的影响研究[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(2): 170~173.
 - [22] 王庭健, 苏睿. 城市富营养湖泊沉积物中磷负荷及其释放对水质的影响[J]. 环境科学研究, 1994(4): 12~19.
 - [23] 汪家权, 孙亚敏. 巢湖底泥磷的释放模拟实验研究[J]. 环境科学学报, 2002(11): 738~742.
 - [24] 秦伯强, 范成新. 大型浅水湖泊内源营养盐释放的概念性模式探讨[J]. 中国环境科学, 2002, 22(2): 150~153.
 - [25] 李勇, 王超. 城市浅水型湖泊底泥磷释放特性实验研究[J]. 环境科学与技术, 2003(1): 29~28.
 - [26] 于世繁, 张国锋. 白洋淀底质磷的释放及与水体中磷的关系[J]. 环境科学, 1995, 16(增刊): 30~34.
 - [27] 由文辉. 沉积物中磷负荷及其释放对水质的影响[J]. 上海环境科学, 1997(6): 23~25.
 - [28] 朱广伟, 陈英旭. 运河(杭州段)沉积物磷释放的模拟试验[J]. 湖泊科学, 2002(6): 343~349.
 - [29] 范成新, 张路, 杨龙元, 等. 湖泊沉积物氮磷内源负荷模拟[J]. 海洋与湖沼, 2002(4): 370~378.
 - [30] Roboert P, Lambertus L. Estimation of sediment-water exchange of solutes in lake veluwe[J]. Wat Res, 1999, 33(1): 279~285.
 - [31] Smits JGC, van der Molen DT. Application of SWITCH, a model for sediment-water exchange of nutrients, to Lake Veluwe in The Netherlands[J]. Hydrobiologia, 1993, 253(2): 281~300.
 - [32] Di Toro DM. Sediment flux modeling[M]. New York: Wiley, 2001.
 - [33] 黄岁樑, 万兆惠. 河流重金属迁移转化数学模型研究综述[J]. 泥沙研究, 1995(4): 42~49.
 - [34] Parmesha L S. An integrated model suit for sediment and pollutants transport in shallow lake[J]. Advances in Engineering Software, 1996, 27: 201~212.
 - [35] 全为民, 严力蛟, 虞左明, 等. 湖泊富营养化模型研究进展[J]. 生物多样性, 2001, 9(2): 168~175.
 - [36] 褚君达, 徐惠慈. 河流底泥冲刷沉降对水质影响的研究[J]. 水利学报, 1999(11): 42~47.
- (收稿日期 2004-04-30 编辑 高渭文)