



太湖流域

富营养化控制机理研究

崔广柏 刘凌 姚琪 逢勇 姜翠玲 著



中国水利水电出版社
www.waterpub.com.cn



大明在线

中国书画函授大学肇庆分校

2007年 第 1 期 第 1 卷 第 1 期



中国书画函授大学肇庆分校
肇庆分校



太湖流域

富营养化控制机理研究

崔广柏 刘凌 姚琪 逢勇 姜翠玲 著

太湖流域富营养化控制机理研究

崔广柏 刘凌 姚琪 逢勇 姜翠玲 著

中国水利水电出版社

(北京市西城区玉渊潭南路1号D座 100038)

网址: www.waterpub.com.cn

E-mail: sales@waterpub.com.cn

电话: (010) 68364648 (营销中心)

北京科图图书中心(零售)

电话: (010) 88383841, 88383843

全国新华书店均有出售或向本社邮购

中国水利水电出版社出版

北京印刷厂印刷



中国水利水电出版社

www.waterpub.com.cn

内 容 提 要

针对目前太湖富营养化特征及其治理的主要科学问题与关键难点,本书紧密结合国家经济社会发展战略、环境污染控制目标和地方政府需求,把复杂的太湖流域生态系统分解为陆域、河网及湖泊3个子系统,采用多学科交叉研究的方法,将各子系统中水流与污染物迁移转化的内在联系耦合为一体进行研究。

本书主要包括以下4方面内容:一是流域非点源营养物质在水—土界面的迁移及量化研究;二是太湖流域河网水体污染物质累计和迁移规律;三是太湖污染物累计和迁移规律;四是太湖流域污染物负荷承载力与污染控制原理研究。本研究采用实验与数值模拟相结合、从机理到模型的研究方法,建立了污染物在水—土界面和河网及湖泊中迁移、转化的模型系统。

本书可供水文学与水资源、环境水利、自然地理、土壤学、水利工程等学科的科研人员、大学教师和相关专业的研究生,以及从事水资源管理专业的技术人员参考。

图书在版编目(CIP)数据

太湖流域富营养化控制机理研究 / 崔广柏等著. —北京:
中国水利水电出版社, 2009
ISBN 978-7-5084-6361-2

I. 太… II. 崔… III. 太湖-流域-富营养化-污染防治-研究 IV. X524

中国版本图书馆CIP数据核字(2009)第040529号

书 名	太湖流域富营养化控制机理研究
作 者	崔广柏 刘凌 姚琪 逢勇 姜翠玲 著
出版发行	中国水利水电出版社 (北京市海淀区玉渊潭南路1号D座 100038) 网址: www.waterpub.com.cn E-mail: sales@waterpub.com.cn 电话: (010) 68367658 (营销中心)
经 售	北京科水图书销售中心(零售) 电话: (010) 88383994、63202643 全国各地新华书店和相关出版物销售网点
排 版	中国水利水电出版社微机排版中心
印 刷	北京市兴怀印刷厂
规 格	184mm×260mm 16开本 16.5印张 391千字
版 次	2009年6月第1版 2009年6月第1次印刷
印 数	0001—2000册
定 价	45.00元

凡购买我社图书,如有缺页、倒页、脱页的,本社营销中心负责调换

版权所有·侵权必究

前言



太湖流域位于长江三角洲南缘,是我国经济发达、人口稠密的地区之一。随着经济的迅速发展及人口的不断增加,排放的污染物日趋增多。从太湖富营养化总体变化形势看,太湖的水环境问题远没有解决。由于太湖属浅水型湖泊,具有垂直空间边界界限模糊,风生流特征明显,底泥再悬浮作用显著,物质和能量交换剧烈,以及人类活动影响显著等特点。这些特点增大了对太湖水环境恶化、生态系统变化和富营养化发生机理研究的难度,特别是目前对太湖流域富营养化发生机理的研究没有从全流域生态环境系统的观点将陆域、河网和水体作为一个完整的系统进行研究,致使太湖流域富营养化发生机理和控制问题的研究进展不大。

笔者从20世纪90年代开始,在总结以往研究成果的基础上,进行了大量的野外及室内实验研究,获取了大量的资料,取得了具有价值的研究成果。基于大量的前期研究工作,并于2002年申请到国家自然科学基金重点项目“太湖流域富营养化控制机理研究”,在2003~2006年4年的研究工作中,进行了大量的野外和室内实验研究,并在太湖流域创建了多个示范研究基地;同时积极参加国际、国内学术交流,并邀请国外专家来华进行了考察和交流。这些工作为太湖流域富营养化控制机理的持续研究创造了有利条件,研究成果也为我国众多的浅水湖泊富营养化控制研究提供了借鉴作用。

本书主要特色如下:

(1) 首次将陆域、复杂平原河网、大型浅水湖泊有机耦合在一起进行污染物迁移转化机理研究。

(2) 在机理研究基础上,通过定量分析非点源、河网水体污染物对太湖富营养化的贡献,采用野外调查、选择典型区进行野外实验、进行室内模拟实验等方法,开展了污染物迁移转化的机理研究;并建立氮、磷、有机污染物在土壤、河网及湖泊水体中的迁移转化定量关系。

(3) 在机理研究的基础上,利用现有水利工程及截污工程对控制太湖流域富营养化原理进行了深入研究,提出了流域控制和区域控制相结合的太湖

流域水环境治理的新的科学思路。并就生态工程非点源治理进行了概念性研究。

本书共分为6章,第1章在综述了国内外研究进展的基础上提出了太湖流域富营养化问题研究的主要内容、方法及研究成果;第2章介绍了太湖流域的自然、经济、水资源与水环境概况,并分析了太湖流域的主要环境问题;第3章阐述了太湖流域几种主要下垫面:山丘区、平原非圩区、平原圩区的非点源污染产污机理与规律;第4章阐述了污染物在河网与底泥中的迁移转化规律,并由此结合非点源污染物输移规律建立了太湖流域河网水环境数学模型,得到了太湖流域河网区水体污染物对太湖富营养化的贡献;第5章基于太湖底泥与水体悬浮物沉降规律的实验研究,模拟了太湖的湖流与波浪以及这两者共同作用下太湖的悬浮物与透明度,并建立了太湖水质与富营养化模型;第6章介绍了流域调水、区域调水、流域截污以及生物—生态系统改善太湖流域水环境的实践与效果。

本书主要撰写人员为崔广柏、刘凌、姚琪、逢勇和姜翠玲,各部分分别由崔广柏、逢勇(第1章),崔广柏、王鹏、李一平、陈星(第2章),刘凌、陈星、刘宏伟、向龙、余熠(第3章),姚琪、吴浩云、王鹏(第4章),逢勇、林荷娟、李一平(第5章),姜翠玲、戴甦、薛联青、王卫平、潘彩英、张润润(第6章)撰写。

在本书撰写过程中得到水利部太湖流域管理局的大力支持。不少博士研究生和硕士研究生参与了大量的野外监测、室内试验研究以及分析计算工作,在此一并致谢。

虽然本书的作者都具有长期的水文水资源、水环境、水生态及水安全方向的教学和工作经验,写书中难免有不妥之处,望广大读者批评指正。

作者

2008年6月

本书符号对照表

化学符号	化学名称
COD	化学需氧量
BOD ₅	5 日生化需氧量
DO	溶解氧
NH ₃ —N	氨氮
TN	总氮
TP	总磷
SS	悬浮物
chl—a	叶绿素 a

目 录

前言

本书符号对照表

第 1 章 绪论	1
1.1 概述	1
1.2 国内外研究进展	2
1.3 研究目标	11
1.4 研究内容和解决的关键问题	12
1.5 技术路线	12
1.6 研究方法	13
1.7 主要成果	14
第 2 章 太湖流域概况	19
2.1 自然概况	19
2.2 社会经济概况	21
2.3 太湖流域水资源状况	22
2.4 太湖流域水环境质量概况	23
2.5 太湖流域主要环境问题分析	25
第 3 章 太湖流域非点源污染产污机理与规律研究	27
3.1 太湖流域分区	27
3.2 山丘区非点源产污规律试验研究	29
3.3 平原非圩区非点源产污规律实验研究	66
3.4 平原圩区水流及污染物迁移特征研究	91
3.5 本章小结	102
第 4 章 太湖流域河网污染物迁移转化规律研究	105
4.1 典型河网污染物降解规律研究	105
4.2 河道底泥污染物质迁移转化规律研究	112
4.3 太湖流域河网水环境数学模型建立	128
4.4 太湖流域河网水环境数学模型率定验证	140
4.5 太湖流域河网水环境数学模型计算结果分析	143
4.6 太湖流域河网区水体污染物对太湖富营养化的贡献	148
4.7 本章小结	152

第 5 章 太湖湖体富营养化控制机理研究	154
5.1 太湖底泥起动和水体悬浮物沉降规律试验研究	154
5.2 太湖水动力特征观测与模拟研究	171
5.3 太湖 SS 及透明度数值模型研究	180
5.4 太湖水质和富营养化模型研究	188
5.5 本章小结	199
第 6 章 太湖流域富营养化控制措施研究	201
6.1 流域调水改善水环境	201
6.2 区域调水改善水环境	210
6.3 流域截污改善水环境效果分析	226
6.4 区域截污改善水环境效果分析	235
6.5 污染物的生物—生态系统治理	242
6.6 本章小结	245
参考文献	247

第1章 绪 论

1.1 概述

太湖流域位于长江三角洲南缘,总面积 36894.9km²,人口 4533.39 万,在占 0.4% 的国土面积上,创造了占全国约 11% 的工农业总产值,是我国经济发达、人口稠密的地区之一。该地区随着经济的迅猛发展以及人口的不断增加,排放的污染物日趋增多。1990 年 7 月,太湖蓝藻水华暴发,梅园水厂无水可取,迫使无锡市 116 家工厂企业停产,直接经济损失 1.6 亿元。仅 20 世纪 90 年代,太湖藻类就暴发了 4 次,近期太湖藻类暴发的频次越来越高^[1-4]。

无锡市为了保证水源地的供水质量,自 20 世纪 70 年代以来数次将城市水厂取水口向湖心方向迁移,但 1996 年耗资 6 亿元新建的离市区约 20km 的贡湖水厂,现又面临夏季蓝藻水华暴发的威胁。1998 年底,两省一市联合进行的太湖流域“零点达标”排放行动,在一定程度上削减了工业污染负荷,遏止了水环境恶化的趋势。然而,从水质和富营养化的总体变化形势来看,太湖的水环境问题还远没有解决。太湖水质恶化与富营养化问题已经引起了党和国家的高度重视。

发达国家相关研究人员认为,流域上非点源污染是造成湖泊富营养化的主要原因。其中,农业污染占非点源污染的 64%。由于我国污染治理程度和国外有较大差异,如何准确界定各类污染源对湖泊富营养化的贡献是一个非常有意义的研究内容。污染物在土壤系统中的迁移转换过程,过去很少深入研究,一般将土壤系统作为“黑箱”处理,该方法局限性大,无法开展深层次研究。国际上十分重视非点源污染迁移转化机理及定量化的研究,取得了很多重要的成果,但是其研究成果在国内的应用效果并不是非常理想。我国正日益重视非点源污染的研究,但在研究方法和手段上,与国际先进水平相比还有相当大的差距^[5-6]。

对于污染物在河网及湖泊中的迁移转化规律国内外已有不少研究,但多见于单向、潮汐河流或树枝状河流,而对复杂的平原河网的研究在国内外尚不多见。平原复杂河网区,水网交错、坡降小、流向顺逆不定,加上水利工程众多、人为影响显著,使得水动力、水化学、水生物学过程极为复杂,弄清其水动力过程和污染物在不同污染状况(好氧、缺氧、厌氧)及不同底质状况下的迁移转化机理,对于利用水利工程、截污工程和生态工程进行合理调控、优化配置,改善太湖富营养化的研究,既具理论意义、又具重大现实意义。

太湖属于大型浅水湖泊,风生流和风成浪特征明显;垂直空间上边界层界限模糊,底泥在水动力作用下易于再悬浮,物质与能量交换频繁,这些都加大了太湖富营养化研究的难度^[4,7-8]。目前对太湖的水环境演化、生态系统变化和富营养化发生机理缺乏系统的理

论研究,没有将陆域、河网、湖泊作为一个完整的系统进行统一研究。

在此背景下,本书作者将问题进行了仔细的罗列和梳理后,结合已有的工作基础和实验条件,在2003年向国家自然科学基金委提出申请并得到了经费资助。研究项目“太湖流域富营养化控制机理研究(50239030)”从流域的角度,将陆域、河网、湖泊作为一个整体,对污染物产生、迁移、转化的全过程进行追踪,分析污染物迁移转化的内在规律,在机理研究的基础上,揭示了陆域、河网及湖泊水体中污染物迁移转换的内在联系;探讨了水利工程、截污工程及生态工程改善太湖流域富营养化的机理及控制措施。因此,该研究对于解决太湖富营养化问题具有重要的理论意义,同时对于我国长江中下游地区众多类似的浅水湖泊富营养化控制也具有重要借鉴作用。

1.2 国内外研究进展

1.2.1 流域非点源迁移转化规律研究

污染物在土壤中降解和转化对水体的污染负荷产生影响;而非点源污染的产生和输移过程则与水文循环中产汇流过程和泥沙侵蚀有关。

非点源污染产生的“源”受降水的随机性及其空间分布不均匀性的影响,其污染程度随雨水和大气中悬浮的污染物质变化而变化^[9]。据美国地表水监测数据表明,酸雨区内湖水中硫酸根的浓度与大气中硫酸根的沉降量呈正相关^[10]。而城市水体中污染物浓度则与晴天累积的交通、大气干沉降量有关。

降雨动能使得泥沙受雨滴溅蚀分离,而泥沙是有机物、重金属的主要挟带者。影响泥沙产生的因素——雨强、坡度、下垫面性质(土壤类型、粒径、植被覆盖等)、距受纳水体的距离等都会影响非点源污染负荷量。其中,以雨强和坡度对非点源污染物质影响的研究居多。如Meyer和Wschmeier采用线性回归方程建立了沟间泥沙运移率与有效降雨强度之间的关系^[11-12]。坡度的影响则采用坡度因子和雨强相结合计算沟间泥沙运移率^[13],从而获得产沙量。

水在汇流过程中会形成细沟侵蚀,也会挟带一部分泥沙。非点源污染浓度随泥沙的颗粒直径而变化。对路面沉积物特性的研究表明,沉积物中的重金属污染物浓度呈现随泥沙粒径增大而减小的趋势^[14-15]。我国路面沉积物的测定结果也显示了铅、锌含量随泥沙粒径减小略有增大的趋势^[16]。侵蚀泥沙与原位土壤相比具有较高的含磷量,对磷的富集作用明显^[17-18]。Sharples^[19]利用模拟降雨对土壤磷富集进行研究发现,富集率随降雨强度和土地坡度的增加而减小,与泥沙流失量呈对数关系。

水对土壤中污染物质有浸提和冲洗作用。土水之间的浓度差导致化学物质向径流中扩散,而吸附于土壤颗粒的物质由于径流的冲刷作用而解吸。因此,土壤中营养元素的损失主要以两种形态流失,即以溶解态形式被径流挟带和以吸附态形式附着于侵蚀泥沙。营养元素种类是非点源污染负荷中营养元素流失形态的主要影响因素。以磷为例,晏维金等^[20]发现,在特定的土壤和降雨径流条件下,80%以上的磷以颗粒态形式流失,其中60%~90%是随0.1mm粒径以下的泥沙颗粒流失。颗粒态污染物的迁移常用效能因子来描述^[21],效能因子随土壤特性、雨强、径流量、河流的水力学特性、土地利用类型以及



污染物性质等而变化。

淋溶损失是由降雨入渗所引起的,在重力作用下,土壤表层可溶性物质随水流进入土壤深层,增加了地下水污染风险。如表层土壤的硝态氮经水的入渗作用进入土壤深层,并随饱和水流在土壤剖面向下扩散,一部分硝态氮随根系延伸被植物吸收利用,一部分淋溶到植物不能利用的深度。因此,表层土壤中硝态氮的含量直接影响地下水中硝态氮的含量。而土壤硝态氮水平随施氮量增加而增加^[22]。淋溶损失还与降水量和灌溉水量呈正相关。Campbell^[23]等发现较多的降雨能使大量的硝态氮被淋至小麦根区之外。沙质土壤的灌水试验也表明土层残留硝态氮含量与灌溉水量呈正相关关系^[24]。此外,土壤类型、水文条件和管理措施(如耕地耕种和作物使用)对氮的渗滤都有影响。土壤中黏粒、粉粒和有机质越多,硝态氮就越不易淋失^[25-27]。

氮在自然界主要有两种形式:溶解态无机氮和吸附态氮。氮循环包括矿化/固化、硝化/反硝化、氮挥发等过程。矿化是影响植物利用氮素的关键步骤。不同种类的植物残落物或同一种类不同地区的残落物所含的碳氮比存在很大差异,使得氮的矿化研究十分复杂。目前,氮的矿化率研究主要从影响微生物生存环境(水分、温度、土壤酸碱度、碳氮比)方面入手,且假设各环境因素对氮矿化速率的影响相互独立,因此可用温度、湿度、酸碱度三个因子的效益函数乘积表示环境效益函数。研究发现,有机氮分解过程中碳氮比控制着净矿化率^[28]。矿化率还受异养微生物吸收率影响。含较高木质素的植物虽然有相当高的碳氮比,矿化率却不高^[29]。土壤中的微生物也影响氮的矿化率,如线虫类的存在会导致铵态氮释放,利于植物根系的吸收^[30]。

采用动力学模型和环境效应模型描述土壤中氮素的矿化过程。动力学模型从微生物角度考虑采用米—门公式计算矿化率。米—门公式中一阶模型可模拟各种土壤、土地利用模式、农作物和气候条件下的氮素矿化动力学,却不适合模拟污灌下的氮矿化^[31]。一阶模型中只有一个氮库,描述氮素矿化不完善,与很多实测结果存在系统误差。在培养开始和结束阶段低估了氮素的矿化量,而在培养阶段高估了氮素的矿化量^[32]。相对于单组分的一阶模型,多组分模型将土壤有机氮库分为不同组分,同时按各自的矿化速率矿化,而每一组分仍遵循一阶动力学模型。在多组分模型中常用的为双组分模型,一个组分为易矿化氮,另外一个组分为难矿化氮,两者的矿化速率常数不同。

目前矿化模型与实际应用仍存在一定距离,随着有机农业的逐步发展和规范、有机氮矿化过程中释放的氮素对环境质量的影响日益受到关注,研究方法也将从实验室可控条件模拟为主转移到以土壤有机氮原位矿化定量研究为主,这将在方法上和模型构建上寻求新的突破。

自然界中磷的主要存在形式有磷灰石的正磷酸盐、非磷灰石的无机磷、有机磷和溶解态正磷酸盐。正磷酸盐、非磷灰石的无机磷和有机磷主要为颗粒态。溶解态无机磷酸盐是可利用磷的唯一形式。颗粒态磷随泥沙侵蚀而流失,溶解态磷则随径流汇入水体,造成污染。磷的沉积及传输取决于水文系统的活动,而磷的转化过程则受土壤、植物和大气影响,所有这些因素综合起来使得预测磷的环境效应十分困难。土壤中的磷循环包括吸附/解吸、沉淀/溶解、矿化/固化、植物吸收这4个过程。吸附固定是控制磷含量的主要方式。早期,常用 Freundlich 方程描述磷吸附量与溶液浓度的关系^[33]。此后,Elovich 和

Langmuir 方程也被广泛用于吸附/解吸动力学研究^[34-35]。磷的吸附/解吸与土壤理化特性、水土比、相互作用时间以及水土相互作用等效深度等因素有关。由于土壤的吸附作用使得溶解态磷在土壤中的移动不会超过 2~3cm, 因此 Ahuja^[36] 提出用等效深度 (Effective Depth of Interaction, EDI) 来描述土壤与降雨—径流的相互作用程度, 而 EDI 测量则采用在土壤中施用磷 (^{32}P)^[37] 或利用经验公式进行估算^[38]。吸附 (解吸) 特性还与土壤表面活性组分有关。土壤中黏土、铝、铁、有机质、碳酸钙、酸碱度均控制着磷的吸附, 如一定量的有机质对吸附成分有很高的亲和力, 但过高的有机质反而使磷以溶解态形式出现^[39]。

土壤有机磷矿化与土壤微生物活动和土壤磷酸酶活性有关, 如 VA 菌根侵染通过影响土壤根际磷酸酶的活性而活化土壤有机磷, 促进土壤有机磷矿化。土壤微生物和磷酸酶活性受土壤温度、湿度、土壤 pH、碳磷比、耕作管理措施等因素影响, 这些因素也会影响土壤有机磷矿化。

20 世纪 90 年代, 随着全球人口的增加、城市化进程加快, 有毒物质、病菌、大气中挥发性有机物的干、湿沉降等已成为非点源污染研究关注的重点。因此, 模型模拟范围需不断扩大, 考虑因素也将不断增加, 使模拟结果更接近实际。

模型尺度问题的耦合也是今后的研究方向。目前, 非点源污染机理的研究局限于微观尺度上污染物的迁移和转化, 但由于流域在地形特征、土壤特征及气象条件上所具有的空间复杂性, 使得一些在小区或更微观尺度内获得的关于径流、土壤侵蚀和污染物迁移的研究成果难以向流域尺度推广。如何解决微观尺度机理模型向宏观尺度模型的推广, 是目前非点源污染模型面临的主要问题^[40]。

非点源污染模型的风险性分析和基于风险确定的经济管理模型相结合, 建立最佳的管理措施也是目前的研究方向。模型的风险性主要来自于自然条件、模拟过程以及模型参数的不确定性^[41]。模型的这种不确定性主要是由于模拟结果与真实系统间始终存在误差所产生的。由于非点源污染过程的机理十分复杂, 造成对它的认识十分有限, 建立的非点源污染模型存在很大的不确定性以及随之产生的风险性。根据非点源污染的风险性分析确定水环境的总量控制和点源污染的防治, 开展政策研究, 实现长期的点源—非点源整体控制, 最终达到环境—经济效益的最优化。

1.2.2 非点源污染模型研究

非点源污染负荷的量化研究是流域污染治理的重要基础性工作。这对于识别非点源污染的主要来源, 评价非点源污染对不同土地利用和管理措施的响应, 预测其对水生态环境的影响, 制定水资源规划的战略决策都有重要的意义。因此非点源污染的量化研究一直是国内外关注的焦点。非点源污染模型按其研究的对象不同可以分为城市暴雨径流污染模型和农业非点源污染模型。

城市暴雨径流污染模型中较为著名的模型为 SWMM。SWMM^[42] 是广泛应用于暴雨及城市排水系统中模拟水量水质的模型之一, 包括径流、输送、扩充输送、贮水处理、受纳水体 5 个计算模块以及执行、联合、绘图、统计、运行等服务模块, 各个模块之间相对独立。

农业非点源污染模型中较为著名的有 ANSWERS (The Areal Nonpoint Source Watershed Environmental Response Simulation)、BASINS (Better Assessment Science Integrating Point & Nonpoint Sources) 和 AGNPS (Agricultural Nonpoint Source) 模型等。

ANSWERS 是 Beasley 等人^[43]在 1982 年开发的一个单事件的、流域尺度的、以物理成因为基础的、分布式非点源污染模型,主要用来预测无资料流域的径流、侵蚀与沉积物的传输。Faycal Bouraoui^[44]于 1994 年对模型进行了改进,增加了污染物迁移转化子模块,目前 ANSWERS 已发展成为连续的、具有明确物理基础的非点源模型,可以连续预测农业流域长期的径流、泥沙侵蚀及污染物流失量。

美国国家环保局主持开发的 BASINS^[45]模型将地理信息系统 (GIS)、流域数据、环境评价和模型工具集成在一个体系架构中,集污染负荷、水质、工程治理以及费用效益分析等模型于一身。该模型的最新版本 BASINS 3.1 由 WinHSPF、GenScn、WDMUtil、SWAT、PLOAD 和 AGWA 等模型构成。

由美国农业部农业研究局和明尼苏达污染防治局共同研发的 AGNPS 模型^[46]是一个流域分布式模型,由水文、侵蚀和化学传输三大模块构成。早期的 AGNPS 是单事件模型,在应用中有许多局限性。因此,20 世纪 90 年代初,美国农业部自然资源保护局和农业研究局转向开发连续模拟模型 AnnAGNPS^[47] (Annualized AGNPS)。AnnAGNPS 模型按流域水文特征(集水区)将流域划分为一定的分区,并以日为单位连续模拟一个时段内各分区每日及累计的径流、泥沙、养分、农药等的输出量,用于评价流域内非点源污染的长期作用效果。

上述非点源污染模型在我国也被广泛应用。陈欣等^[48]在排溪冲小流域利用 AGNPS 模型对磷素流失量进行预测,评价该模型在我国南方丘陵区小流域应用的可行性。赵刚等^[49]在云南省捞鱼河小流域试验区将 AGNPS 模型与 GIS 技术相结合,模拟几种常用的侵蚀控制措施的效果,模拟结果与试验区的实际情况符合较好。王飞儿等^[50]应用 AnnAGNPS 模型对千岛湖流域农业非点源污染物输出总量及时空分布进行了预测,研究表明 AnnAGNPS 模型在该流域具有一定的适用性。

在国内,刘阳等^[51]从泥沙中养分的富集规律入手,通过建立坡面养分流失方程、养分沟道运移方程和流域沟道土壤养分运移方程,对小流域土壤养分运移进行数值模拟。李怀恩^[52]在标准负荷率概念的基础上,定义了标准产污量的概念,通过建立标准产污量过程与净雨过程的相关关系,提出了一个简便易用的计算流域产污的逆高斯分布瞬时单位线模型。张水龙^[53]以辽西地区典型农业小流域非点源污染形成的特点为基础,采用分散参数结构,建立了一个包含流域水文模型、产污模型、汇污模型等子模型的模型系统。

1.2.3 河网污染物迁移转化机理及模型研究

1.2.3.1 沉积物—水界面污染物迁移规律研究

污染物质进入河道水体后,在物理、化学、生物等过程的作用下,不断发生迁移和转化。随着工业、生活点源以及非点源污染的持续有效的治理,河道底泥中的污染物质就成为河网潜在的污染源,其也是引起河道水体富营养化的原因之一。

1. 沉积物—水界面及底泥中有机物迁移转化规律

沉积物有机质是水体生物的主要营养源,一方面有机质的释放受到各种环境因素的影响,另一方面有机物质的降解扩散等也会影响营养成分在沉积物与上覆水间的浓度梯度,从而改变其从沉积物向上覆水的扩散速度。Machiwa^[54]认为有机质的降解受多种因素影响,包括外界环境、生物作用及自身结构特性等,水体污染状况、固化程度和沉积厚度都会影响分解微生物的活性,有机物的固化高不利于降解^[55], Morris 和 Bowden^[56]的模拟实验认为降解主要发生在表层约 2cm 厚的沉积层。应时理等^[57]在研究中发现沉积物释放 COD 的量与沉积物中有机质的含量成正比,而其释放速率与沉积物有机质的含量关系不大。在沉积物有机质含量高的浅水湖泊中,沉积物释放是水体有机碳的主要来源之一,甚至可以占到 90% 以上^[58]。许世远等^[59]在苏州河底泥研究中发现,扰动对有机物的释放影响很大,当底泥未被扰动时,因底泥污染物静态释放而增加的 COD 浓度为 1mg/L;当底泥再悬浮时,因污染物动态释放而增加的 COD 浓度为 13~56mg/L,可以达到 V 类水标准的 0.3~1.4 倍。

2. 沉积物—水界面氮污染物释放规律研究

氮在沉积物—水界面的迁移和交换是一个复杂的生物化学过程,硝化和反硝化作用是沉积物—水界面上氮迁移和交换的主要形式^[60]。底泥中氮循环主要发生在沉积物表层 0~2cm 内^[61]。在好氧条件下,沉积物中的有机氮化物经矿化作用,生成 NH_4^+ 、 NO_3^- 等无机离子扩散进入上覆水体中,提高水体氮浓度和营养水平;而上覆水中的 NO_3^- 等也能反向扩散进入沉积物的厌氧层中,经反硝化还原成 N_2O 、 N_2 等散逸进入大气。这种脱氮过程是清除水体氮负荷的最彻底的唯一的有效机制,通过反硝化作用去除的内源氮负荷,可达外源性氮输入总量的一半以上^[62]。影响氮在沉积物—水界面上交换的因素很多,比如有机物^[63-65]、温度和氧化还原条件^[66]、水动力条件^[67],上覆水体污染物质的浓度,底栖生物扰动^[68]和沉积物的物理性质。污染物质的浓度梯度也会对交换速率的大小和方向产生一定的影响。

3. 沉积物—水界面磷污染物释放规律研究

对于大多数外源磷得到控制的水体来说,底泥磷的释放对长期维持藻类生长,促进富营养化的发生具有举足轻重的作用。水体底部存在的活性有机碎屑层在细菌等微生物的作用下,释放出较高的 PO_4^{3-} ,从而驱使 PO_4^{3-} 向沉积物中扩散迁移,在表层沉积物间隙水中形成高于上覆水的 PO_4^{3-} 浓度,在浓度梯度的趋势下, PO_4^{3-} 向上覆水扩散。一般,当下层水以正磷酸盐形式存在的磷的浓度很高且达到 1~2mg/L 时,无论厌氧和好氧环境,底泥都将吸收磷;低于 1mg/L 时,厌氧时底泥释放磷,好氧时吸收磷^[69]。Chang SC^[70]早在 20 世纪 50 年代就开始研究湖泊中磷的分布规律。此后,中外的学者开始研究沉积物中磷的不同形态^[71-72]。磷在底泥和上覆水中的整个扩散过程是由内部因素和外部因素决定的,在一定条件下是可逆的^[73]。外部因素包括 DO、温度、pH、微生物、水体扰动等^[74],内部因素是指底泥的组成和理化性质。徐俊等^[75]在淮河(淮南段)底泥释磷研究中发现,DO、pH、温度、扰动等环境因素对底泥释磷的速率和数量有较大影响,其中 pH 的改变和水温的变化对磷释放的影响相对更大一些。

1.2.3.2 河道水质模型研究

水质数学模型是指污染物在水环境中因物理、化学、生物作用而发生变化的规律及影响因素之间相互关系的数学描述,它既是水环境科学研究的内容之一,又是水环境研究的重要工具^[76]。水质模型从20世纪初诞生以来,经历了半个多世纪的发展,大致可分为以下几个阶段。

1925年,美国的两位工程师Streeter和Phelps对Ohio河流污染和自净过程的研究中,提出了氧平衡模型的最初形式——S—P模型。20世纪50年代开始,O'Connor^[77]和Dobbins^[78]在模型中增加了氮化物和底泥的作用,从模型参数和模型的求解技术上都有了较大的进展。在他们工作的基础上,Grenney^[79]制作的非线性氧平衡生态模型——QUAL—II水质模型已被广泛应用于河流水质预测和水质管理规划工作之中。20世纪60年代,除继续发展BOD—DO模型的多参数估值外,水质模型引进了空间变量、动力学系数,同时考虑了空气和水表面的热交换,发展为6个线性系统,计算方法由一维发展到二维。20世纪70年代初,人们研究开发了相互作用的非线性系统,计算方法一般采用数值解;70年代后期,除进一步研究生态模型外,还发展了多种相互作用系统,空间维数发展到三维。20世纪80年代以来,计算机的成功应用使水质数学模型的研究取得了突破性的进展,水动力学模型和水质模型间的耦合成为水环境模拟研究的重点。目前在湖泊和河口管理中最为广泛应用的水质模型是WASP^[80]。WASP利用变步长空间模型,分析各种水体(河流、湖泊、河口、海岸等)水质的变化问题。近年来,许多学者对这一模型进行了改进,并将其与生态学模型相耦合^[81]。

1.2.4 湖泊富营养化模型研究

自然水体的富营养化主要是由于水体中接纳过量的污染物质(如氮、磷等),导致浮游植物大量生长繁殖的过程。水体富营养化被列入水污染范畴还是近二三十年的事情,但是由于其发展快、危害大、处理难、恢复慢,富营养化问题已被列入全球性的水污染问题^[82]。富营养化模型无疑是研究藻类动态变化较为有力的工具,它能够将理论分析、实验研究的成果有机结合起来并应用到具体的湖泊之中,已逐渐成为一种相对独立的研究方法^[83]。从20世纪70年代初期开展富营养化研究至今,湖泊富营养化模型取得了飞速的发展,从Vollenweider提出的简单总磷模型^[84],发展到了包含几十个生态变量的多种生态动力学模型。现代的生态动力学模型考虑了系统中生态过程的时空变化,以及自然界中多因素之间的相互作用,使得更细致地模拟富营养化过程成为可能。尽管现行湖泊和水库富营养化模型很丰富,但是这类模型都包含了很多的生态变量和待定参数,受资料的限制,加上对复杂生态过程的认识不够,如何在现有实测资料的基础上,根据具体模拟对象选择合理实用的富营养化模型成为难点。这里以富营养化模型的发展为主线,介绍目前常用的3类富营养化模型,即统计型模型,简单的营养物平衡模型和生态动力学模型^[85]。

统计型模型通常反映的是一种经验关系,着重强调湖泊的TP浓度和藻类生物量这两个因素。这类模型应用方便,计算量小,但是建模时所需数据量大,在对某一特定湖泊的应用中,精度一般较低。简单的营养物平衡模型具有简单、使用方便等优点,营养盐循环



的深入研究有利于全面细致地模拟水体的富营养化。但是它也有自身难以克服的缺点：①仅将一种营养盐（如磷）视为限制性营养元素，不能模拟水体中两种营养盐含量相当的情况；②难以反映水体中多种养分的相互影响及其对生态系统的综合影响；③不能反映湖泊生态系统的动态发展过程等。

生态动力学模型以水动力学中的对流—扩散方程为理论基础。同时在生态系统水平上，对生态系统进行结构分析，研究生态系统内子系统间的相互作用过程，综合考虑系统外部环境驱动变量，建立微分方程组，运用数值求解方法，研究生态系统状态变量的动态变化过程。与前两类生态模型相比较，生态动力学模型能够更详细准确的模拟水体的富营养化。

生态动力学模型的研究工作始于Chen (1970)、Di Toro (1971)^[86]开发的简单水质动力模型。20世纪70年代后期至80年代初期，是生态模型开发的高峰期，专家们围绕着世界大湖的富营养化问题，建立了一批生态动力学模型，如Thomann (1975、1976)^[87]，Di toro (1977、1983)^[88]，Jorgensen (1976、1982、1986)^[89-91]，Scavia (1976、1979)^[92-93]，Park (1975、1981)^[94-95]，O’Cornor (1975)^[96]，Somlyody (1982)^[97]等。近期如刘玉生 (1991)^[98]，Gertrude (1998)^[99]，陈凯麒 (1999)^[100]等。Di toro 等 (1977)^[101]开发了以15个生态变量为模拟对象的湖泊富营养化模型，并在北美的休伦湖 (Huron) 和伊利湖 (Erie) 得到了较为成功的应用。

总的来说，湖泊富营养化生态动力学模型在其发展过程中正经历的变化是：状况变量逐步增加，由最初的几个发展到现在的十几个乃至几十个；从一维逐步向多维动态模型过渡，如3DWFGAS是一个三维生态动力学模型；包括的物理、化学和生物过程更加全面。目前使用十分广泛的生态动力学模型是WASP (Water Quality Simulation Program)^[102]，它有几个不同的版本，其中WASP5是使用最广泛的版本。

纵观现有模型，对富营养化发生的重要影响因子之一——太阳辐射对藻类生长影响的研究还不是很深入，尽管很多模型也考虑了太阳光线在水中的衰减，但模型中该参数的取值比较单一，要么全湖域均取为常数，要么简单的分湖区取值，未能建立光衰减系数与悬浮物、水质等因子的动态关系，不能很好地反应光衰减系数在全湖的分异性，本研究在这方面作了一些尝试：通过计算太湖透明度的分布，结合透明度与光衰减系数的关系，推算出光衰减系数在全太湖的分布。

湖水透明度是描述湖泊光学特征的一个重要参数，能直观反映湖水清澈和混浊的程度。湖水透明度与光学衰减系数、漫射衰减系数之间存在密切关系，它能够反映湖泊水体光学特性。水体光学成分一般包括4种物质，即非生物悬浮颗粒、浮游植物、溶解性有机物和纯水^[103]。目前，国内外对于透明度的研究也大都是围绕水体光学特性展开的，所以这里也从该角度展开简要综述。

湖泊光学作为湖泊物理学研究的一个方向，早在20世纪70年代国外就已开展了这方面的研究 (Hall, 1977)^[104]。由于湖泊光学特性及水下光传输与光强度分布对生物生长及水体初级生产力影响很大，越来越引起国内外研究的重视 (Jonasz, 1986; Gordan, 1972)^[105-106]。研究湖泊光学与湖泊环境、水生生物、植物生态学的相互关系已成为湖泊光学研究中极具生命力的部分，并发展了生物光学模式来计算水体初级生产力。尽管国外