

水动力与水生植物作用下 太湖底泥再悬浮特征及环境效应

SHUIDONGLI YU SHUISHENG ZHIWU ZUOYONGXIA

TAIHU DINI ZAIXUANFU TEZHENG JI HUANJING XIAOYING

陈昌仁 申霞 王鹏 著



中国水利水电出版社
www.waterpub.com.cn

水动力与水生植物作用下 太湖底泥再悬浮特征及环境效应

SHUIDONGLI YU SHUISHENG ZHIWU ZUOYONGXIA

TAIHU DINI ZAIXUANFU TEZHENG JI HUANJING XIAOYING

陈昌仁 申霞 王鹏 著



中国水利水电出版社
www.waterpub.com.cn

北京

内 容 提 要

本书是以太湖作为典型的浅水湖泊,其底泥易受风浪作用发生再悬浮,同时水生植物对湖泊水动力及水—土界面物质交换亦起着至关重要的影响。采用 PES 扰动装置、串联式沉积物再悬浮模拟器、波浪水槽等多种实验装置,模拟太湖沉积物受风浪扰动条件下的再悬浮过程,揭示悬浮颗粒物的运移规律,探究底泥悬浮及营养盐释放对动力扰动大小及方式、沉积物容重、水生植物种类及密度的响应过程及机制。本书成果对于揭示浅水湖泊水生生态系统中营养盐的迁移、转化以及归宿具有重要意义,可为湖泊富营养化治理及生态环境修复提供技术支撑。

本书可供环境科学专业本科高年级学生和研究生学习使用,还可供从事湖泊营养盐迁移转化机理及富营养化研究领域的科技人员参考。

图书在版编目(C I P)数据

水动力与水生植物作用下太湖底泥再悬浮特征及环境效应 / 陈昌仁, 申霞, 王鹏著. — 北京: 中国水利水电出版社, 2016. 9

ISBN 978-7-5170-4790-2

I. ①水… II. ①陈… ②申… ③王… III. ①太湖—底泥—悬浮物—研究 IV. ①P734. 2

中国版本图书馆CIP数据核字(2016)第241898号

书 名	水动力与水生植物作用下太湖底泥再悬浮特征及环境效应 SHUIDONGLI YU SHUISHENG ZHIWU ZUOYONG XIA TAIHU DINI ZAIXUANFU TEZHENG JI HUANJING XIAOYING
作 者	陈昌仁 申霞 王鹏 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、68545874 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	北京纪元彩艺印刷有限公司
规 格	184mm×260mm 16开本 8.75印张 207千字
版 次	2016年9月第1版 2016年9月第1次印刷
定 价	48.00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

太湖位于江苏省南部，是我国的第三大淡水湖。20 世纪 90 年代以来，随着太湖流域工农业发展和城镇化进程加快，大量废污水排入流域河网和湖泊，水污染问题日渐突出，太湖出现水质恶化、蓝藻水华、水生态系统退化等环境灾害问题，不仅直接威胁人体健康和饮用水安全，还影响周边地区社会的可持续发展，太湖流域环境已成为各级政府和民众高度关注的焦点。

导致湖泊水体污染及富营养化的污染物按来源可分为外源和内源，底泥向湖体释放的污染物质即属内源。国内外相关研究表明，即使外源污染得到了有效的控制，污染底泥释放仍有可能对水体造成二次污染，导致水质恶化、藻类暴发和富营养化。因此，底泥作为湖泊生态环境系统中重要的组成部分之一，对水环境和生态环境将产生重要影响。在太湖流域外源性污染得到不断治理的条件下，内源污染已成为太湖重要的污染源之一。

太湖属于浅水湖泊，底泥易受波浪、湖流、船行和生物扰动等外力的共同作用发生再悬浮，其中风生流和风成浪是其重要的水动力过程。受污染底泥在外力扰动下形成的悬浮颗粒物通过各类物理、化学反应和生物作用，将储存于其中的各类污染物释放进入上覆水，对水环境产生潜在威胁。此外，太湖湖滨带分布有一定面积的水生植物，水生植物类型及种群密度一方面会对湖泊水动力过程产生影响，另外，水生植物会降解、吸收氮、磷等生源要素，进而影响其在沉积物—水界面物质交换。

本书通过采用 PES 扰动装置、串联式沉积物再悬浮模拟器、波浪水槽等多种水动力扰动装置，模拟太湖沉积物受风浪扰动条件下的再悬浮过程，揭示悬浮颗粒物的运移规律，探究底泥悬浮特征及营养盐释放过程对水动力扰动强度、方式和时间、沉积物容重、水生植物种类及密度的响应过程及机制。

本书的研究和出版得到了“潮间带湿地土壤碳循环模拟及其控制机制研究”（BK 20150078）、水专项“太湖河网水环境安全调控与决策业务化平台课题”（2014 ZXDT101-011）、江苏省水利科技重点项目“水生植物群落构建技术在太湖退化水域中推广应用”（2009029）等项目的资助。全书共 9 章：第 3、第 5、第 8、第 9 章由陈昌仁撰写；第 1、第 2、第 6、第 7 章由申霞撰写；第 4 章由王鹏撰写；全书由王鹏统稿和审定。本书所涉研究主要受助于科学技

术部、江苏省科学技术厅、江苏省水利厅等部门，并主要依托浅水湖泊综合治理与资源开发教育部重点实验室的实验条件，在此一并表示感谢。

由于作者研究水平所限，书中难免存在疏漏和不足，恳请有关专家和广大读者批评指正。

作者

2016年3月于南京

目 录

前言	
第 1 章 绪论	1
1.1 研究背景	1
1.2 国内外研究进展	2
1.3 主要研究内容	12
第 2 章 研究区域概况	13
2.1 太湖流域概况	13
2.2 太湖水动力特征	14
2.3 太湖底泥分布及特性	16
2.4 太湖底泥污染状况及影响因素	19
2.5 太湖富营养化状况	23
2.6 太湖大型水生植物种类及其分布特征	26
第 3 章 太湖沉积物再悬浮及营养盐释放模拟装置	34
3.1 PES 扰动装置	34
3.2 串联式沉积物再悬浮模拟器	35
3.3 波浪水槽	38
第 4 章 PES 扰动条件下太湖沉积物再悬浮特征及响应机制	41
4.1 材料与方法	41
4.2 SPM 浓度与切应力和振荡时间的关系	45
4.3 沉积物通量与 SPM 浓度的关系	49
4.4 沉积物再悬浮通量时均值与切应力的关系	50
4.5 沉积物再悬浮潜力影响因素分析	52
4.6 本章小结	53
第 5 章 大型水生植物对太湖沉积物悬浮和沉降特征的驱动机制	54
5.1 材料与方法	55
5.2 大型水生植物对沉积物再悬浮特征影响研究	61
5.3 大型水生植物对悬浮物静沉降特性影响研究	71
5.4 本章小结	75
第 6 章 太湖沉积物再悬浮特征对清淤工程的响应机制	76
6.1 材料与方法	76

6.2	沉积物再悬浮对清淤工程的响应·····	80
6.3	本章小结·····	93
第7章	太湖沉积物营养盐释放的水动力驱动机制 ·····	94
7.1	PES 扰动条件下沉积物—水界面磷素释放特征·····	94
7.2	波浪扰动下太湖底泥磷释放规律·····	98
7.3	波浪扰动对氮释放的影响·····	105
7.4	本章小结·····	112
第8章	水生植物对太湖沉积物—水界面营养盐交换的影响 ·····	113
8.1	磷素浓度与切应力和振荡时间的关系·····	113
8.2	水生植物种群密度对上覆水总磷浓度的影响·····	117
8.3	外力扰动对上覆水各形态磷素变化特征的影响·····	117
8.4	本章小结·····	120
第9章	结论 ·····	121
	参考文献 ·····	123

第 1 章 绪 论

1.1 研究背景

我国湖泊数量众多,分布范围广,面积在 1km^2 以上的天然湖泊有 2759 个,总面积达 8.45万 km^2 ,其中 $1/3$ 为淡水型湖泊, $60\%\sim 70\%$ 分布在东部沿海与长江中下游地区。长江中下游地区湖泊均为浅水型湖泊^[1]。中华人民共和国成立以来,该地区经济社会发展迅猛,湖泊开发利用过度,多数已富营养或正富营养化^[2]。富营养化是水体自净功能衰退的表现之一,是湖泊分类的一个指标。日益严重的湖泊水环境恶化及富营养化问题,越来越成为制约经济社会可持续发展的瓶颈,成为全球面临的严重环境问题,其治理是一个全球性难题。

湖泊富营养是一种状态,而其富营养化则是一个过程,包括自然演进和人为影响两个部分,但均归于 N、P 等生源要素的增加和积累。实际上,湖泊沉积物作为水环境的重要组成部分,是各种营养盐的主要存储仓库,承担着对上覆水的净化功能,在水体污染研究中具有特殊的重要性。同时,在控制外源向湖泊输入营养盐的基础上,作为内源的湖泊沉积物,将不断地向水体中释放营养盐,维持着湖泊的富营养化状态^[3]。湖泊沉积物在一定程度上又发挥着营养源的作用,不断向上覆水释放营养盐,对水体富营养化有着重要贡献。根据相关研究资料^[4],江苏固城湖、大理洱海和杭州西湖沉积物中 P 的释放速率分别为 $7.74\sim 8.10\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 、 $2.2\sim 5.6\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 、 $1.02\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 。研究还表明^[4],西湖每年沉积物中磷的释放量可达 1.3t 左右,相当于年入湖磷负荷量的 41.5% ;巢湖底泥中每年磷的释放量为 220t ,占全年磷入湖负荷量的 21% ;玄武湖的磷释放量占入湖量的约 21.5% 。可见,湖泊沉积物既是水生生态系统的重要组成部分,又是水体中各种营养盐迁移和转化的载体、归宿和存储库。

太湖位于江苏省南部,是我国的第三大淡水湖^[5],其 69.83% 的面积为淤泥所覆盖,厚度最大处达 5m 以上,淤泥总蓄积量为 19.15亿 m^3 ;全湖平均泥厚 0.82m ,近 80% 的底泥在 2m 厚度以内^[6]。太湖底泥是湖体水—土界面物质的特殊缓冲载体,是营养物质的聚集库^[7]。太湖属于大型浅水湖泊,风浪是湖体水动力的主导因素。风浪产生的底部切应力使得表层沉积物容易发生起动、悬浮,导致沉积物中颗粒态的营养盐进入水体,同时随着沉积物的悬浮,以溶解态富存于底泥间隙水中的营养盐发生暴露,进而进入上覆水,导致湖水营养盐含量上升。上覆水中各种物质在风生环流作用下,进行空间再分配,使得整个湖泊中出现水质的空间差异。因此,湖泊底泥不仅可以反映湖泊水体的污染情况,而且由于底泥在外部水动力因子作用下向上覆水体释放营养成分,对湖泊水质和富营养化过程产生着影响和制约^[8]。研究表明,在无外源输入的条件下,仅湖内底泥的静态释放和动力作用下的再悬浮、溶出,也可能造成湖水富营养化和藻类的发生、发展^[9],其季节性的营

养盐释放可使富营养化状态维持数十年^[10]。历史资料显示,蓝藻水华的爆发往往伴随着风浪过程而出现,预示着通过对水体营养盐负荷的影响,动力过程导致的沉积物悬浮与湖泊生态系统发生了某种重要联系。据统计,太湖中N的内源释放贡献量约占全湖氮总负荷量的22.5%,P的内源释放贡献量约占全湖磷总负荷的25.1%。很显然,严重的内源污染是太湖富营养化的一个重要根源。目前,常用的控制底泥污染释放的治理措施包括清淤工程、水生植物修复工程等。

无论采取何种措施控制太湖内源污染,都必须首先了解太湖的内源释放规律,尤其是沉积物在不同动力条件下的污染物释放量,而污染物释放与沉积物的悬浮过程亦密切相关。因此,研究的核心问题就是探究水动力及水生植物作用下沉积物的再悬浮过程,以及在此过程中水—土界面物理、化学、生物过程的变化对界面物质交换通量的影响,模拟泥沙和污染物在水体中的相互作用方式及迁移转化规律。目前,比较多的是有关沉积物中营养盐赋存形态和含量的研究,以及通过现场观测^[11]和室内模拟试验^[12,13]研究不同条件下沉积物中营养盐的释放,往往忽略了沉积物再悬浮过程的改变对其中污染物释放的影响。

大型水生植物是浅水型湖泊生态系统的重要组成部分,其独特的空间结构,可为鱼类提供食物及繁殖栖息场所,有利于维持和提高湖泊生物多样性和生态系统的稳定性^[14]。大型水生植物可减小风浪等动力扰动,抑制湖泊沉积物的再悬浮、改善沉积物的特性、吸收一定数量的水体污染物,从而减少营养盐向上覆水的释放^[15-17]。同时,剧烈的动力条件也会对大型水生植物产生重大影响:风浪导致底泥悬浮,引起沉积物中营养盐的释放,并使浮游植物上浮,水体透明度下降,从而改变了大型水生植物的生境,使湖泊原有生态系统发生改变,导致大型水生植物群落退化甚至消失^[8,18-22]。例如,1947年之前,美国佛罗里达州 Apopka 湖曾是一个沉水植物繁茂的浅水湖泊,但是在一次风暴过后,湖泊原有水生群落遭受破坏,湖泊开始逐步从清水性湖泊向高浊度、蓝藻水华频发的藻型湖泊转变^[23]。

因此,模拟不同扰动条件下太湖沉积物再悬浮特性及污染物释放规律,在此基础上,研究有、无大型水生植物覆盖以及不同密度的不同种类水生植物条件下,沉积物—水界面的底泥悬浮和营养盐释放,对揭示浅水湖泊水生生态系统中营养盐的迁移、转化以及归宿、分析大型水生植物对湖泊底泥营养盐环境作用、把握湖泊水污染发生机制具有重要的意义,研究成果可为湖泊富营养化治理提供技术支撑。

1.2 国内外研究进展

1.2.1 湖泊富营养化研究进展

20世纪初,湖泊水体富营养化问题就引起了人们的广泛关注,国外一些生态学家和湖泊学家开始对其成因进行初步探索。1907年Weber最初用eutrophe、mestrophe和okigotrophe等三个形容词描述决定泥炭沼泽发展初期植物群落的营养状态;1919年Naumann则用以上三个词描述含有不同浓度N、P、Ca的淡水湖泊类型。20世纪40年代,Lindeman^[24]认为富营养化是湖泊发展过程中的自然过程。1968年,Vollenweider率先用P、N对湖泊的营养状态作定量依据,并提出了一个分类系统。20世纪中后期,随着全球

水体富营养化越来越严重,对湖泊生态系统健康问题的研究逐步深入,富营养化逐渐被特指人为富营养化 (artificial eutrophication),即由社会的城市化、植物营养物的工农业利用及其废弃物的排放等人为因素所引起^[25]。1982年,国际经济合作与开发组织 (OECD) 将富营养化定义为:水体营养盐增加所引起的一系列征兆变化,藻类和大型水生植物生产力的增加,引起水质恶化,破坏了水的资源价值。同时,OECD 将叶绿素和透明度首次纳入了水体富营养化评价指标体系。20世纪末以来,国内外学者又开始关注湖泊富营养化的自然演化,对湖泊营养自然演化规律、营养本底展开了大量研究^[26-35],使湖泊富营养化研究走上了全面、纵深发展的轨道。

根据 OECD 的富营养化定义,湖泊富营养化的实质是过量的营养物质进入湖泊水体,从而引起藻类大量繁殖、爆发并导致水质恶化。由此可见,湖泊富营养化—湖泊中营养盐—湖泊生态系统中初级生产力存在着响应或对应关系。根据这种对应关系,将湖泊分为响应型和非响应型两类^[36]:响应型湖泊水生生物量随水体中营养盐浓度的增加而增加,非响应型湖泊则反而下降或持平^[37]。响应型湖泊又存在着三种水生生物响应关系:浮游植物响应型 (藻型)、大型水生植物响应型 (草型)、草藻结合型^[36]。其中,草藻结合型是前两种的过渡型,目前大量的研究主要对象是前两种类型。

实际上,绝大多数响应型湖泊为藻型,约占响应型湖泊的 83.3%,也是目前湖泊富营养化的主要类型。其特点主要为:湖泊中 TN、TP 等无机营养盐浓度异常增高、大量大型水生植物消亡、自养型浮游植物 (藻类) 异常增殖并成为湖泊生态系统的主要生产者。藻类大规模繁殖,在湖水表面形成“水华”,使水体的感官性状和使用功能下降,引起水体缺氧并使鱼类窒息死亡。同时,藻类死亡后沉入湖底,导致湖水水质恶化、水体透明度下降、溶解氧减少、湖底沉积速率增加,悬浮物和有机物也随之增加,对湖泊水体的使用价值产生严重影响^[38]。

1.2.2 湖泊水—土界面物质交换研究

1.2.2.1 底泥—水界面特点

流域内各种溶解态物质、颗粒态物质随降雨径流进入湖泊后,将发生一系列的物理、化学和生物变化。颗粒物以及吸附其上的各种物质在一定的条件下会逐渐沉降到底,同时挟带各种溶解性物质一起进入水—土界面,从而沉积下来。该过程受氧化—还原、沉淀—溶解、吸附—解吸、电离平衡、络合平衡等条件以及微生物的影响和控制。因此,湖泊底泥是污染物蓄积和变化的主要场所。对湖泊沉积物的研究起始于 19 世纪的欧洲和北美洲,瑞士的一些湖泊从 19 世纪中期起就受到科学家们的注意。最初,学者们把沉积物和水作为单独体系分别进行研究,大多集中于研究沉积物中各元素的贮存状态及成分变化规律。

湖泊水—土界面与水—气、岩—土界面相比,差异在于水—土界面发生的所有反应都是在一定含氧量和一定水深条件下,并且都有有机质和微生物细菌的参与,属于典型的生物地球化学过程。水—土界面的环境特性不同于水体和沉积物,它是两者理化性质的突变区^[39]。沉积物中大量溶解性物质主要是以间隙水作为介质,通过表面扩散层向上覆水体扩散迁移并产生影响,通过生物同化、物理沉降和扩散等作用参与界面作用,与底部沉积物迁移上来的物质一起为界面反应提供物质基础^[40]。

湖泊水—土界面包含了一系列物质迁移转化过程,如吸附—解吸作用、分配—溶解作用、络合—解络作用、离子交换作用、沉淀—溶解作用等。吸附—解吸是水—土界面的重要反应之一,吸附是底泥表面吸住水体中的分子或离子,包含物理吸附和化学吸附,物理吸附是吸附质和吸附剂以分子间作用力为主的吸附,化学吸附是吸附质和吸附剂以分子间的化学键为主的吸附,解吸是吸附作用的逆过程。络合作用是由于沉积物表面有配位体而发生与金属离子的反应,形成不同种类的络合物,如简单络合物、螯合物等。离子交换作用指底泥与上覆水中的离子发生交换,该过程是可逆的且等当量的,该过程受电荷、胶体以及 pH 值等环境因素影响。沉淀作用分为自由沉淀、絮凝沉淀、拥挤沉淀和压缩沉淀,是液相可溶性物质转入固相的主要方式之一。水—土界面受物理过程驱动的物质和能量交换包括分子扩散迁移、生物扰动和动力扰动等。沉积物颗粒在水动力扰动或生物扰动下发生再悬浮,悬浮到水体中的颗粒为溶解态物质的吸附作用提供新的微粒表面。

1.2.2.2 底泥起动、悬浮及沉降规律研究

浅水湖泊底泥易受风浪、水流以及船行等外力扰动的共同作用发生再悬浮,悬浮动力主要来自波浪,其贡献率达到 70% 以上^[41]。国内外学者针对波浪作用下湖泊沉积物悬浮规律开展了大量研究,研究方法包括理论分析、现场观测、室内实验、数值模拟等。20 世纪 60 年代,刘家驹在总结国内外研究成果的基础上,提出了波浪作用下泥沙起动计算公式^[42]。窦国仁等^[43]通过对泥沙颗粒间的黏结力、薄膜水固体性质导致的附加静水压力和波浪惯性力的考虑,导出了适用于粗、细颗粒泥沙起动的统一公式,该公式也反映了细颗粒泥沙起动流速随容重的变化。Krone^[44]、Mehta^[45]和 Partheniades^[46]通过实验室实验和野外试验开展底泥沉积、冲刷与表层切应力关系的研究。Lick 等^[47]在美国五大湖开展的研究表明悬浮物浓度、粒径大小与泥—水界面上的剪切力大小有关。Garban 等^[48]对塞纳河中沉积物—水体界面间营养物质交换进行了实验研究和计算,利用芯式取样或渗析法取样测量间隙水中氮和磷的垂直分布,计算沉积物—水体界面间的分子扩散。

近年来,国内学者针对太湖在风浪作用下的底泥起动、悬浮及沉降特征开展了大量野外原位观测和室内模拟实验。张运林^[49]、胡春华^[50]等对太湖的悬浮物及风速等进行了现场观测,获得了各种条件下的太湖分层悬浮物浓度数据。虽然野外原位观测能较好的反应现场的情况,但风情的天气、频率、时间等因素难以控制,而且野外测量需要耗费较大的人力和物力。室内模拟实验将原体的沉积物或水样运回实验室,通过对现场动力条件进行概化,模拟沉积物—水之间的相互作用。黄建维等^[51]采集太湖底泥原状表层沉积物样本,进行了太湖水体悬浮泥沙及新淤泥的沉降特性试验研究,提出了悬浮物沉速与含沙量的关系。动态模拟可人为控制不同的模拟条件开展实验研究,常用的方法包括振荡方法、环形水槽法、波浪水槽法、矩形水槽法、搅拌法等。

范成新等^[52]在室内用机械振荡方法,进行风浪作用下底泥再悬浮模拟实验。通过比较实验中的悬浮物浓度与太湖表层实测的悬浮物浓度,确定振荡器转速与太湖风速的对应关系,从而获得风浪导致的太湖沉积物悬浮颗粒物通量。但是,利用太湖表层的悬浮物浓度代表整个水柱悬浮物浓度是有条件的,在较强风浪作用下,悬浮物浓度垂直分布差异极大,等级对比存在较大误差;风场一致,水深等其他条件不同,水体悬浮物含量也可不一致。李一平等^[53]在环形水槽内模拟了太湖底泥的启动规律,分析了太湖底泥运动的不同

状态,得出太湖底泥在3种启动标准下对应的启动流速,利用泥沙启动的理论模型计算了太湖底泥在3种不同启动标准下的启动流速和启动切应力。张彬等^[54]利用水体扰动模拟装置研究了太湖梅梁湾3个采样点的底泥在受到不同强度扰动后,水体浊度变化规律和悬浮颗粒物结构特性,分析了底泥含水率及粒度分布对底泥受扰动后再悬浮潜力的影响。尤本胜等^[55]应用Y型沉积物再悬浮装置,模拟了太湖南部长兜港水域不同风浪影响下悬浮物的垂向分布,获得水柱总悬浮物量与扰动频率的定量关系,结合现场实测风情下的水柱总悬浮物量,建立了室内水动力条件、水柱总悬浮物量和现场风情的定量关系。王忬等^[56]在矩形水槽中模拟了太湖底泥启动再悬浮规律,分析了湖流流速对太湖底泥再悬浮的作用规律,结果显示,流速小于20cm/s时,底泥未发生大量悬浮,流速大于40cm/s时,底泥发生大规模悬浮,试验以少量动作为底泥启动标准,得出太湖底泥启动再悬浮的临界流速和临界切应力。王鹏等^[57]采用沉积物再悬浮振荡器在0.2~0.5N/m²的切应力和60~1800s的振荡持续时间下,对太湖沉积物原状芯样的再悬浮特征开展模拟实验研究,揭示切应力大小和外力作用时间对沉积物再悬浮特征的影响。

近年来,针对波浪扰动下底泥再悬浮规律的研究主要借助于室内波浪水槽进行开展。周益人等^[58]在波浪水槽中对太湖底泥的启动和输移进行了研究,并提出波浪动力下含沙量经验公式。朱广伟^[59]、孙小静^[60]通过波浪水槽试验,研究了太湖经历大风浪后沉积物的悬浮特征以及水体中悬浮物含量。秦伯强等^[8]根据波浪水槽室内实验结果,分析太湖沉积物悬浮的临界应力,确定了太湖沉积物悬浮的临界值,以及沉积物大规模悬浮所需的风浪切应力,依据太湖沉积物柱样垂向剖面理化性质在表层5~10cm处存在明显的转折界面,将两者连接,从而得出参与水—沉积物界面物质交换主要位于顶部5~10cm。逢勇等^[61]采用太湖湖区底泥,根据波浪水槽实验总结了各种扰动强度下太湖底泥的启动切应力,通过实验确定了太湖底泥的临界切应力。

1.2.2.3 底泥污染物释放规律研究

虽然外源输入对水体有重要的环境影响^[62],但是沉积物内源释放所产生的环境效应已成为国内外极为关注的研究领域^[63-67]。沉积物中营养盐的释放包括物理释放、化学释放和生物释放。物理释放主要有两条途径:一是沉积物间隙水与上覆水体营养盐浓度梯度所产生的扩散作用,即静态释放;二是由于风浪扰动引起的沉积物再悬浮而产生的营养盐释放,即动态释放。化学释放是指水土界面发生氧化—还原等化学反应导致营养盐从沉积物中析出而进入上覆水。生物释放主要包含三条途径:细菌释放、大型水生植物的释放和底栖动物的消化道释放,它们相辅相成,特定的环境条件下某一过程可能占主导。目前,学者们主要关注沉积物与水体的物理释放,这个也是沉积物内源释放的主要途径。

湖泊沉积物内源释放规律及释放通量的研究方法及成果较多,主要有现场观测、实验室试验、理论计算、数值模拟等方法。室内模拟方法按照模拟条件分为静态和动态模拟。静态模拟不考虑水动力的扰动,多是野外采样后,结合化学分析和计算公式进行数据处理。Garban等^[48]对塞纳河中水—土界面营养盐交换进行实验和模拟研究,利用芯式取样和渗析法测量间隙水中N、P的垂向分布,计算界面的分子扩散量。范成新等^[68]采集柱状样并分层包装,采用营养物的释放速度公式,得出太湖大部分湖区的底泥为水体中磷的源。

沉积物的动态释放试验主要是通过室内模拟装置对现场动力条件概化,研究扰动下沉积物中污染物和营养盐的释放规律。Sondergaard 等^[65]在室内比较了阿瑞塞湖表层沉积物受扰动前后可溶性磷的释放,发现最大可增加释放量的 20~30 倍。范成新等^[67]对江苏太湖沉积物进行模拟研究,表明扰动作用使水体磷浓度增加约 2~4 倍。上述研究均表明,风浪所产生的扰动作用使湖体内源负荷明显增强。朱广伟等^[59]在波浪水槽中研究了小波掀沙和大波掀沙对 N、P 营养盐释放的作用规律,得出水体营养盐浓度变化滞后波高变化 1h 以上,并指出掀沙过程中水体充氧及颗粒物的絮凝、吸附作用可能是限制氨氮和 SRP 浓度增高的因素。孙小静等^[60]通过波浪水槽试验得出,掀沙过程使得表层底泥间隙水中溶解性磷释放到上覆水体中,沉积物颗粒所吸附的磷大量转化为 SRP 而解析释放;而水体溶解氧浓度的持续增加促进铁锰等物质的氧化,增大了其对磷酸根离子的吸附能力,由此遏制了波浪掀沙后期水体 SRP 浓度的持续升高。丁艳青等^[69]在波浪水槽中模拟了不同波高情况下扰动对水体、水土界面、底泥间隙水的磷、溶解氧的影响,结果显示,大波作用下,水体总磷随悬浮物增加而增加,溶解性磷增加不显著;波浪扰动增加了水体和沉积物界面的溶解氧浓度,并增加了溶解氧在沉积物中的侵蚀深度;波浪扰动降低了沉积物表层 10cm 内间隙水中磷的浓度;水体中活性磷浓度受沉积物性质、水—沉积物间隙水磷浓度差以及水—沉积物中氧含量等多方面因素影响。罗淑葱等^[70]通过波浪水槽试验,研究了不同水动力扰动条件下太湖梅梁湾水—沉积物界面的营养盐通量。张路等^[71]利用恒温振荡器构筑的模拟扰动环境,研究了太湖水—沉积物界面的磷释放和吸附行为,发现表层沉积物的磷酸盐释放作用在扰动过程中并不显著,在低强度的扰动条件下未观察到释放现象,高强度扰动下释放量较大。

现场观测亦可得到湖泊在风浪作用下底泥的污染物释放规律。Robarts 等^[66]跟踪观测了日本琵琶湖在强台风作用下水体中 P 的变化过程,发现风浪后 SRP 浓度增加了 2.5 倍。朱广伟等^[72]在太湖一次风速 12m/s 的强风浪过程中及在连续多天弱风浪之后,对太湖梅梁湾一浅水区营养盐、悬浮物等的垂向分布进行了观测和分析,结果表明,在水底沉积物约 20cm 的情况下,强风浪期间与弱风浪期间相比,总磷浓度提高了 3.6 倍。而强风浪期间与弱风浪期间的水体溶解性总磷、溶解性活性磷的浓度无显著差异。无论强风浪还是弱风浪期间,水体的表层至水土界面上 50cm 层的营养盐浓度没有明显的分层现象,但明显低于水土界面上 50cm 内总磷浓度,而表层到底层水体 SRP 浓度无显著差异。

秦伯强等^[8]通过野外调查观测和实验室分析,发现太湖水土界面处物质交换主要发生在沉积物表层 5~10cm 内,太湖一次大的动力过程将导致 TN 浓度增加 0.12mg/L, TP 增加 0.005mg/L。认为无风浪时,底泥中营养盐主要靠浓度梯度进行释放,有风浪作用时,沉积物大量悬浮导致其中的营养盐释放。由于风浪导致的复氧会部分削减扰动引起的营养盐释放。风浪过后,悬浮物沉降使得部分释放的营养盐通过吸附作用进入沉积物,有机颗粒物在沉积环境中降解析出进入间隙水,等待下一次风浪过程。

对于影响底泥释放的因素,大量的研究^[8,73-76]认为主要因素有 4 个,即溶解氧、pH 值、温度和动力条件。溶解氧浓度较高时,水体呈现出好氧状态,抑制了底泥释放,而厌氧条件会加速底泥中污染物释放。pH 值对底泥磷释放有一定影响,中性条件下磷释放量最小;pH 值升高或降低时磷释放量增加明显;DTP 释放量与 pH 值呈抛物线相关。各种

物理、化学、生物反应的速率随温度升高而加快,使得沉积物释放作用明显增加。动力扰动对污染物释放的影响较大,扰动强度越大,释放量越大。

由于水—土界面污染物迁移转化规律的深入研究,人们通过底泥释放的物理化学生物影响过程来计算底泥营养盐释放量。多层沉积物模拟方法^[77]将底泥分为若干层来计算底泥中P的迁移,该方法将沉积物中磷的迁移概化为层和层间的交换。Smits和Molen^[78]将床面划分成4层,分别为需氧、氧化、沉积物交换、沉降,计算水土间营养物质的交换,并应用于荷兰Veluwe湖营养盐释放研究。Di Toro^[79]将上层底泥分为好氧层和厌氧层,每一层考虑有机物分解、迁移和线性分配,采用质量平衡方程描述各层营养盐的迁移。Hong Wanga等^[77]基于磷在泥沙颗粒物上的作用机制,考虑磷的有效扩散、生物扰动、掩埋、分解、吸附和非线性分配,综合了温度、溶解氧等环境因素,计算底泥磷释放量。

1.2.2.4 污染物与泥沙的吸附解析规律研究

湖泊中的沉积物在水动力作用下发生悬浮进入上覆水体,水体中含沙量的增加使得水—沙界面的污染物吸附解析过程成为决定水体中污染物分布和归宿的主要因素之一。长期以来,学者们在泥沙对污染物的吸附解析机理以及影响该过程的环境因素方面进行了大量研究。

卡里斯赫夫最先发展了预测泥沙颗粒物对有机物分布影响的方法,得到两者间的吸附解析分配方程^[80]。黄岁樑等^[81-83]通过室内实验研究初始浓度、泥沙粒径对重金属吸附的影响。庞燕等^[84]利用吸附等温线方法测定了表层沉积物磷吸附等温线及沉积物对磷的吸附—解析平衡浓度。叶常明等^[85]通过颗粒物对邻苯二甲酸酯的吸附研究,得到颗粒物与有机物相互作用的动态模型。Deane等^[86]研究了疏水性有机物在悬浮物中的扩散和吸附规律,并对悬浮泥沙吸附和解析几种不同的疏水性有机化合物的结果进行分析,得出泥沙的吸附平衡可能要几百天,平衡的时间取决于分配系数、泥沙有机质含量及泥沙粒径等。李铁等^[87]总结了污染物在沉积物上的吸附—解析研究成果,认为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,所采用的吸附理论包括线性平衡分配和非线性吸附等温式。

由前人的研究方法及成果来看,污染物与泥沙的吸附—解析过程受介质复杂性、污染物多样性的影响,存在着多种吸附模式及等温线形式,包括Langmuir型、Freundlich型、BET型、Henry型、Polanyi型等平衡吸附型和单箱、双箱、颗粒内扩散、有机物扩散受滞吸附的微孔内扩散等非平衡吸附模式。

1.2.3 大型水生植物对湖泊底泥营养盐释放的影响机制

大型水生植物是湖泊生物栖息地中重要的结构组成部分,其独特的空间结构可降低水的流速与水动力扰动作用,稳定沉积物,为底栖生物提供良好的栖息地^[88,89],并能通过光合作用将光能转化为有机能,向水体释放氧气,促进生物地球化学循环,达到净化湖泊的目的^[90]。同时,大型水生植物植株高大、植被茂密、生物量大,生长过程中吸收同化C、N、P等营养元素,因此可以加强对水生植物的管理,通过人工收割利用,将其固定的N、P等营养元素带出水体,达到消减水体营养负荷的目的。目前,在大型水生植物对湖泊底泥营养盐释放影响的机理研究方面,国内外学者做了大量的工作,归纳各研究成果,可将大型水生植物—湖泊体系的作用机理总结为以下四方面作用过程。

1. 物理作用

物理作用主要是水生植物对矿质元素的吸附、过滤、淀积作用。大型水生植物一般根系发达, 具有较大的接触面积, 不溶性胶体、附着于根系的细菌(部分凝集的菌胶体)容易被根系黏附或吸附而沉积, 使水生植物群落区沉积物中 P 含量升高, 从而减少 P 向上覆水的释放, 使湖泊水体得到净化。同时, 大型水生植物区能有效减小上覆水流速、降低风浪的扰动影响, 维持沉积物—水界面原本状态, 既有利于微生物及其他生物栖息, 也有利于植物残体和悬浮物沉降、淀积以及自身对矿质元素的吸附, 使部分矿质元素脱离湖泊内的营养循环, 进入地球化学循环过程^[91-94]。

2. 化学作用

化学作用主要表现为水生植物对沉积物的生物地球化学特性的改变过程, 是湖泊最重要的去污机制之一。大型水生植物可通过自身输导组织, 将氧通过根部呼吸作用释放到沉积物中^[95-97], 改变沉积物的化学特性, 并在一定条件下使沉积物 pH 降低、Eh 升高、可溶性金属含量升高^[98], 提高植物对矿质元素的吸收利用率^[99], 减少沉积物矿质元素向上覆水释放, 从而改善湖泊水体质量。此外, 大型水生植物的根系分泌物可促进嗜 P、N 细菌的生长, 加速湖泊水体的生物地球化学循环, 间接提高湖泊水质净化率^[100]。大型水生植物还可以促进矿质元素与水体污染物本身的降解、固结、沉淀、挥发、络合等一系列复杂过程, 如 P 同 Fe^{3+} 及 Mn^{4+} 的化合; 或者由于根部氧的释放形成对 P 吸附的无定形氧化物^[101], 从而减少沉积物中 P 向上覆水的释放并提高湖泊水质^[17]。

3. 生物作用

生物作用主要表现为水生植物在光合作用过程中, 通过离子交换、吸附以及自身的分泌物, 对一些矿质元素发生整合沉积作用(如 Zn), 同时影响根际周围的 pH 值^[102,103], 提高 Eh, 进而影响湖泊水体中矿质元素活性^[104], 促进湖泊生态系统的生物地球化学循环, 对湖泊生态修复起到重要作用。大型水生植物还通过对营养物质及光能的利用, 成为藻类的竞争者^[105], 且某些大型水生植物根系还能分泌出克藻物质, 使浮游植物密度和叶绿素 a 大幅度下降^[106,107], 产生抑藻作用。大型水生植物自身对 N、P 的吸收能力也存在差异, 若能选择优良的水生植物, 将对湖泊水体的 N、P 去除具有明显效果^[108,109]。

4. 协同作用

协同作用主要表现为大型水生植物的生长, 可有效增加空间生态位和湖泊生态系统的生物多样性, 使大型水生植物之间的协同性得到提高, 从而促进湖泊的矿质元素生物地球化学循环。大型水生植物对湖泊系统中的营养盐的净化优势不仅与植物种类、植物组织、生长季节有关, 还与湖泊污染程度有关^[95,102]。多种植物组合既增加合理的物种多样性, 又容易保持长期稳定性。

大型水生植物对去除湖泊体系中 N、P 具有显著效果^[110,111], 无论对大型或小型水体均具有净化富营养化水体的作用^[2], 且具有低投资、低能耗等优点。其主要分为两大类: 水生维管束植物和高等藻类, 并且以前者为主要组成。水生维管束植物有四种生活型: 挺水(emergent)、漂浮(free-drifting)、浮叶(floating leaved)和沉水(submergent)^[112]。从目前实践效果看, 用于湖泊生态修复的水生植物中, 一般认为漂浮植物吸收能力最强, 挺水植物其次, 沉水植物最差^[38]。

1.2.4 湖泊内源营养盐释放的控制技术

湖泊内源污染的控制,应根据水深、pH 值、水体的规模及复氧能力、内源营养盐释放特点以及水文条件等因素,选择经济有效的控制措施。目前,控制湖泊内源营养盐释放主要技术有以下几点:

(1) 物理化学法:主要用于面积较小、风浪搅动较弱、湖底处于厌氧状态的水域。该方法包括沉积物氧化、化学沉淀、底泥覆盖等,使底泥处于氧化状态,或增加沉积物对磷的束缚力,或在沉积物表面形成覆盖层,从而抑制内源磷的释放。

(2) 物理机械法:包括引水冲刷、底泥疏浚等方法。引水冲刷的前提是要有清洁的水源和足够的冲刷强度。该方法对小型浅水湖泊(如南京玄武湖、杭州西湖)有效,而对于大型湖泊从技术和经济上都有一定的难度。对于有热分层的富营养型湖泊,深层水中的营养物浓度一般比上层水的大。因此,将深层水导出成为另一条除磷途径。对于面积较小的水域或者是风浪作用较弱的湖湾等地区,可以考虑疏浚的方法^[12]。

(3) 生物技术法:是利用水生生物的生命活动,对水中 N、P 营养物及其他污染物进行迁移、转化、降解和代谢,从而使水体得到净化的方法,主要通过放养控藻型生物、构建人工湿地、恢复大型水生植物等重建水生生态环境,使水体恢复其应有功能。其实质是按照仿生学原理和自然规律,强化自然界本身的恢复与自净能力,最终达到去污目的^[113]。这是目前国内外普遍采用的富营养化浅水湖泊治理的主体思路^[114]。

1.2.5 湖泊清淤工程的生态环境效应

1.2.5.1 底泥疏浚的环境效应

底泥疏浚被认为是控制水体富营养化重要的工程措施,被较多应用于湖泊治理^[115,116]。疏浚过程对环境的影响不容忽视。施工过程将导致水体中 SS 浓度显著升高,同时伴随着氮磷的释放。疏浚过后水体很快澄清,SS 浓度迅速降低,但水体中高浓度的营养盐能够维持较长的时间^[117]。疏浚后新生表层的水土界面会发生扩散、吸附和解吸等许多瞬时过程,这些过程对营养盐在水相和固相的分配起着重要的作用^[118]。

近年来我国以控制湖泊富营养化为目的,先后在昆明滇池、安徽巢湖、大理洱海、北京颐和园昆明湖等湖泊进行了疏浚。人们多采用现场对比观测和室内模拟实验来研究疏浚工程的环境效应。滇池草海污染底泥疏浚一期工程实施后,透明度由疏浚前的 0.37cm 增加到疏浚后的 80.00cm,且消除了疏浚前的水质恶臭现象^[119]。邢雅因等^[120]研究了苏州市古城区南园河不同疏浚深度下底泥中营养物氮和磷的释放规律,发现不同层位底泥样中氮的质量分数随着沉积深度的增加而减小;底泥中 TOC 的质量分数及释放量对总氮的累积与释放有较大影响;底泥中氮和磷的释放量与疏浚深度有关,当疏浚深度为 5cm 或 15cm 时,从泥水界面向水中扩散的氮和磷的通量均较小。

在国外的湖泊治理中,底泥疏浚从 20 世纪 70 年代初开始被用作控制湖泊内源污染的方法。日本先后在手贺沼、諏访湖、印幡沼和霞浦湖等湖泊^[121]进行了局部或大规模的湖泊底泥疏浚工程;美国在伊利湖和安大略湖南部、荷兰在 Ketelmeer 湖和 Geerplas 湖、匈牙利在 Balaton 湖、瑞典在 Trummen 湖^[122]等湖泊也进行了较大规模的湖底疏浚。美国对新泽西州两个姊妹湖进行了长期跟踪研究表明,疏浚湖泊的水质得到了明显的改善^[121]。瑞典的 Trummen 湖 1970 年采用静水吸泥方式疏浚厚度为 0.5m 的底泥,1971 年以同样

的方式疏浚了 0.5m, 2 次疏浚使 Trummen 湖的平均深度从 1.1m 增加到 1.75m, 最大深度从 2.1m 增加到 2.5m, 疏浚底泥总量大约为 $30 \times 10^5 \text{ m}^3$ 。疏浚后的底泥营养盐循环得到大幅度的削减, 总磷浓度大约降低了 90%, 磷在夏季的减少尤其明显。总氮的浓度降低 80%。间隙水中磷的浓度降低 200~300 倍, 氨氮浓度降低至疏浚前的 1/2。疏浚后新出露的底泥磷释放实验证实磷的释放率降低^[123]。合理的底泥疏浚对污染物去除、生态系统修复和重建具有十分重要的作用^[124]。

底泥疏浚后在短期内可能对营养盐有较好的控制作用, 但长期观察效果有可能减弱。太湖五里湖疏浚后对磷有较好的控制作用, 底泥中磷浓度下降了 30% 左右, 疏浚后短期内水体中总磷和溶解磷含量下降 10%~25%^[11]。但随时间的延长可能会出现某些污染元素的恢复, Kleeberg 等通过模拟疏浚试验发现一年后新生表层释放溶解态磷有所增加, 并预测在没有较好的控制外源输入的情况下, 污染状况只能得到暂时的改善并会缓慢回复到疏浚前的状态^[125]。Ryding 对瑞典 Trehorningen 湖底泥疏浚野外跟踪研究验证了磷的快速回复过程, 疏浚后初期对内源磷有较好的控制作用, 疏浚后水体可溶性磷和总磷分别下降了 73% 和 50%, 但两年后磷浓度和藻类生物量恢复到疏浚前的水平^[126]。但也有湖泊疏浚后对富营养化取得长效控制^[116]。范成新等对太湖五里湖和南京玄武湖两个湖泊的疏浚进行了比较研究, 五里湖疏浚较好地控制了磷的释放, 而玄武湖疏浚 7 个月后水体磷出现恢复, 长效而言, 疏浚对五里湖的底泥磷释放和玄武湖氮释放有一定的控制作用, 疏浚初期对内源负荷的控制效果较为明显, 但随时间延长, 出现了某些污染组分恢复的现象^[127]。上述研究结果表明底泥疏浚要满足所有预期效果是困难的, 原因通常是在疏浚前对底泥疏浚量估计的不足、疏浚技术差以及缺乏合理的流域土壤侵蚀控制措施等。

关于底泥疏浚目前大多数研究只关注于疏浚后营养盐释放量的多少, 缺乏对底泥疏浚后水土界面营养盐循环机制的研究。底泥疏浚后改变了原来表层沉积物物理、化学及生物条件, 这些环境因子的改变可能会改变沉积物—水界面原有的营养盐循环模式。Graca 等^[128]比较了波罗的海 Puck 内湾疏浚区与非疏浚区, 发现前者新生表层中有较多的有机碳、总氮、有机磷和总磷积累, 且有着更为强烈的有机质矿化作用, 疏浚区氮释放主要是通过氨化作用, 而非疏浚区氮释放则主要通过反硝化作用。底泥疏浚可能会破坏水体原有的营养盐平衡, 进而改变水体的营养限制因子, 破坏水生生态系统的稳定性。如湖泊从疏浚前的磷限制转变为疏浚后的氮限制, 从而引起水体中藻类优势种的变化^[116]。

1.2.5.2 底泥疏浚的生态效应

疏浚过程中的再悬浮及溢流散落的污泥沉降对环境造成的影响通常在半径几百米的范围内, 有的仅仅限定在疏浚区^[129]。疏浚过程对疏浚区和邻区沉积物物理性质的影响主要包括表层沉积物的去除、表层沉积物地貌的变更与溢流出的沉积物的沉降作用, 影响强度取决于疏浚方式、疏浚区沉积物的粒度特征和疏浚区水流速度^[130,131]。底泥疏浚导致沉积物理化性质的变化能够引起种群的更替, 从而改变群落的组成^[132,133]。Snelgrove 等认为水土界面的物理和生物因子相互作用控制着底栖生物群落, 而不是沉积物的粒度组成^[134], 但是沉积物的粒度组成的变化会直接影响到那些对沉积物类型有特殊需求的生物类群^[135,136]。底泥疏浚对大型底栖动物群落短期的直接影响表现为种类、丰度及生物量的减小^[137], Kenny 等^[138]发现疏浚后丧失的生物种群属于疏浚前具有较低丰度的或稀有的