

河湖治理与生态修复的理论与技术

——以江苏省淮安市白马湖为例



1. 河湖生态修复的背景及发展历程

河流湖泊不仅具有供水、发电等经济功能，而且具有维持全球物质和水分循环、调节气候等生态功能，是人类社会可持续发展的重要保障。随着人类非理性活动强度的增加，河流湖泊受到的负面影响日益显著^[1]，世界范围内河流面临严重退化的威胁。有研究显示^[2]，大部分亚洲国家、非洲、拉丁美洲及东欧国家均存在不同程度的河湖污染问题，河流湖泊生态系统破碎化程度增加，严重影响了社会经济的发展和人类文明的进步。

河湖生态修复理论最早从上世纪 30 年代产生雏形，经历了雏形、形成、实践三个阶段的发展^[3]。20 世纪 30 年代到 20 世纪 50 年代是河湖生态修复理论的雏形阶段，早期水利工程开发河流时使用了大量的混凝土和石块等硬质材料，造成河道渠化，打破了河湖生态系统的平衡，造成水质恶化。1938 年德国首先提出“近自然河溪治理”的概念，标志着河湖生态修复研究的开端。这一阶段，西方国家对河湖治理的重点主要放在污水处理和河流水质保护上。

20 世纪 50 年代到 20 世纪 80 年代是河湖生态修复理论的形成阶段，随着污染控制措施的有效实施，河流的水质明显改善，但河流的生物多样性、生物栖息环境的状况依然不佳，人们逐渐认识到混凝土护岸是导致河流生态系统恶化的重要原因，于是生态学原理开始应用于土木工程。这一阶段德国创立了“近自然河道治理工程学”，改变了传统的工程设计理念和技术方法，使河流的整治符合植物化和生命化的原理^[4]。在整治目标上，强调河流自然的健康状况；在整治方法上，强调人为控制和河流的自我恢复相结合。20 世纪 70 年代，瑞士又将



德国的生态护岸法发展为“多自然型河道生态修复技术”，将混凝土护岸改为柳树和自然石护岸，把直线型河道该修为具有深渊和浅滩的自然型河道，之后该方法在欧美和日本逐渐推广。

20 世纪 80 年代至今是河湖生态修复理论的实践阶段，随着生态工程在河湖治理中的实践，河湖保护的重点拓展到了河流生态系统的恢复。西方国家大范围开展了河道生态整治工程的实践，纷纷拆除了河床上人工铺设的硬质材料，以可以生长植物的生态边坡代替之。随着河湖生态修复技术方法的日渐成熟，发达国家于上世纪 90 年代尝试开展流域尺度下的生态修复工程。例如丹麦的凯恩斯河上正在进行着最大规模的河道复原工程^[5]，包括恢复河流和河漫滩的物理及水文动力，河流再次弯曲化，重新确定自然水位和河流河谷的水位波动，及改善动植物的栖息地条件等。

2. 河湖生态修复理论

2.1 河湖生态修复的内涵

生态修复作为一种恢复生态系统的方法，其定义多是简单的描述，并无公认的标准定义。河湖生态系统是一个复杂、开放、动态、非平衡和非线性的系统，认识河湖本质特征的核心便是认识河湖生态系统的组成结构与功能，修复受损河湖生态系统的核心便是进行河流生态修复^[6]。“水文-生物-生态功能河流连续体四维模型”是近年来发展出来的用于描述河湖生态系统的生态模型^[7]，其内涵包括：河流水文水动力学过程的空间连续性，生物群落结构的空间连续性，营养物质流和能量流空间连续性，信息流空间连续性，以及水文、生物及河流在时间上的系统演变和进化的动态特征。

2.2 河湖生态修复的目标与内容

健康的水循环系统是河湖生态修复的首要目标。人类的非理性开发活动，如森林过度砍伐、地表硬化、地下水过度开采等使得土壤的渗透保水能力显著降低，水循环系统受损。其可能的后果有洪涝频率和强度增加、山体滑坡与泥石流风险增加、地面沉降、水土流失、荒漠化、生物多样性损失等。河湖生态修复首先要考虑的应该是如何使生态系统和水循环恢复正常，避免相关的灾害。水循环系统的恢复是流域尺度上的工程，其关键在于停止不合理的开发模



式，逐步建立完备的防洪排水体系，重塑健康的水土环境。

提高水质质量和河湖生态修复最重要也最直观的目标之一。修复水质主要靠三个方面的措施，一是阻断污染物向水体的过量排放；二是通过人工布置滤墙、湿地、植被缓冲带等增加污染物处理能力；三是恢复河湖的生态系统，发挥河湖的自净能力。河流形态的多样化和丰富的水生生物是提高河流自净能力的关键。

重建河湖景观是近年来河湖生态修复必须考虑的目标。在河湖生态修复的设计中，通过原有景观要素的优化组合，新的景观成分的引入，调整或建造新的景观格局等创造出优于原有景观，形成高效的和谐的近自然河湖景观格局。河流是动植物的生息场所，也是人类的生息空间，具有满足人类精神需要的特殊功效。因此，近年来的生态修复工程常常与旅游休闲等紧密结合，实现经济与生态并重，人与自然和谐相处的美好局面。

2.3 河湖生态修复的生态学理论基础

（1）食物链理论

修复后的河流生态系统中既有水生植物、昆虫、鱼类等水生生物，也有鸟类、哺乳动物及微生物，它们构成完成的食物链，强化了水体的自净功能。河道的直线化和河岸的硬化给河流的生态环境造成很大的影响，因浮动砾石、河湾和深潭等生境的丧失会导致栖息在河道中的水生生物的数量和种类急剧减少。因此河流生态修复首先需要修复水生生物的栖息环境，重视生态系统的食物链关系，根据生态金字塔的原理，处于河流生态系统金字塔顶点的鱼类等高级消费者如果没有足够的食物就不能很好生存，为了养活高级消费者需要丰富的植物和小动物资源，因此，鱼类等高级消费者的健康生存指示着河流自然环境处于良好状态。

（2）生物群落演替理论

演替是一个植物群落为另一个植物群落所取代的过程，是植物群落动态的重要特征。演替导向稳定性，是植物植被生态学的首要的且共同的法则^[8]。旱生演替通常经历裸地、苔藓、草原、阳性灌木林、阳性乔木林和阴性乔木林等阶段；水生演替通常经历湖泊营养物质累积、



生物多样性的损失是人类活动对自然造成负面影响的主要表现之一，多样性拥有多层内涵，通常包括：遗传多样性、物种多样性、生态系统多样性和景观多样性。多样性与群落稳定性关系密切，群落稳定性最重要的影响因素是物种的多少和物种间相互作用的大小。物种的多少是最基本的要素，物种群落越多，也就更容易形成复杂的网状食物链结构，生态系统也就趋于稳定。生态修复的过程也一定是生态系统的物种多样性丰富化的过程，而生态系统的物种多样性多可以从植物多样性入手，因为多样性植物可以为更多的消费者提供食物；多样植被的根系可以为土壤动物和微生物等提供合适的生态位；多样的植物同时也为生态系统创造了多样的异质空间，从而容纳更多种类的生物。

（6）自我设计与自组织原理

自组织或自我设计是指系统不借助外力，自己形成具有充分组织性的有序结构，也就是生态系统通过反馈作用，依照最小能耗原理，建立内部结构和生态过程，使之发展和进化的行为。自组织系统具有三个主要特征：属于不断同环境交换物质和能量的开放系统；由大量子系统或微观单元组成的宏观系统；具有自己演变的历史。生态修复工程的目的是建立一个特定结构和功能的生态协调系统，人类对自组织过程的干涉应该保证其演替的方向，以便使设计的生态系统和它的结构与功能维持可持续性。生态系统的自我调节主要表现在三个方面：同种生物种群间密度的自我调节，有限的资源和空间使得种群达到环境容纳量时便不再增长；异种生物种群之间的数量调节，种群间的互利共生、捕食、竞争、排斥等关系使得异种生物种群的数量相互影响，最终趋于稳定；生物与环境之间的相互适应调节，生态因子与生物群落之间也具有相互作用。生态系统的自我调节特征是设计区域生态修复工程的重要理论依据。

3.河湖生态修复技术

基于前述的生态学原理及水利工程技术，在实践中有大量的河湖生态修复技术得以应用，如引清调度、底泥疏浚、河道曝气、机械除藻等物理方法；化学固定、化学除藻等化学方法；以及水生植物精华技术、微生物修复技术、人工湿地等生物方法。下面主要结合淮安市白马



湖上游中小河道花河整治及生态修复工程，阐述主要生态修复技术的特性。

3.1 白马湖及花河生态修复工程简介

白马湖地处淮河流域下游，分属淮安市金湖县、洪泽区、淮安区和扬州市宝应县，湖面面积 113.4km²。白马湖是江苏省十大淡水湖之一、南水北调东线工程的过境湖泊和淮安市第二饮用水源地，同时承担湖区农灌用水、渔业用水的需求，具有供水、航运、防洪滞涝、养殖、旅游等多种功能，在淮河下游地区社会、经济发展和生态环境保护方面具有重要地位。

白马湖南北长 17.8km，东西平均宽 6.4km，总面积 113.4km²，湖底高程一般在 5.0~5.5m，多年平均水位 6.56m，历史最高水位 8.16m，历史最低水位 5.42m，死水位 5.70m，正常蓄水位 6.50m。退圩还湖二期工程完成后正常蓄水面积 83.96km²，相应库容 9463 万 m³，兴利库容 5823 万 m³；排涝水位 7.50m，相应库容 11468 万 m³；防洪水位 8.00m，相应蓄水面积 110.59km²，相应库容 20024 万 m³，防洪库容 12450 万 m³。

白马湖地区多年平均降雨量 947.8mm，最高 1548.5mm，最低 494.2mm。汛期（6~9 月份）多年平均降雨量 593.2mm，最高 1167.1mm，最低 266.5mm。多年最大平均一日雨量 77.8mm，三日雨量 120.1mm，七日雨量 169.1mm。年蒸发量 1177.0~1594.0mm，平均 1415.0mm。

白马湖属于浮游生物——滤食鱼类型湖泊。区域内气候温和，四季分明，雨量充沛。湖区水位变幅较小，相对稳定，淤泥层厚，有机质含量较高，水生动植物资源丰富。湖区有鱼类 50 多种；水生植物 30 多种，主要有挺水植物芦、蒲、菰等，经济水生植物莲、芡、菱等，沉水植物有轮叶黑藻、聚草、马来眼子菜、苦草等。20 世纪 80 年代以前湖区渔业以天然捕捞为主，一片原生态湿地景象。后由于无序、过度开发，使湖区原生物种丧失生存空间，现状已有多物种消失。

花河整治及生态修复工程项目位置如图 1 所示，花河位于湖泊西北角，流经洪泽区高良涧及黄集镇、淮安苏淮高新区和淮安区范集镇，属跨县区河道，是白马湖地区的主要排涝河道。



河道长 14km，底宽 15~16m，汇水面积 55.7km²，排涝流量 73.6m³/s。花河生态修复工程的任务是：“控源截污，消除化工污染；生态修复，改善入湖水质；生态清淤，削减底泥污染；河道疏浚，提高排涝能力；堤防加固，防洪达标建设；环境整治，改善区域生态”。工程内容包括环保疏浚 13.16km，方量 38.11 万 m³；复堤加固 23.02km，土方 32.10 万 m³；新建沿线配套建筑物；建设 13.84km（两岸合计）阶梯式挡土墙护岸，1.6km（两岸合计）木桩护岸；建设 13.16km 河滨缓冲带，花河起点水系连通建筑物 1 座，设置 6 台纳米曝气机、4 处生态滤墙，建设 2 处人工湿地、8 处生态拦截沟，设 4 处小型岸边水质自动监测站；三条支流 11.80km（两岸合计）雷诺护垫护砌，张玉河东延，新建 4 座节制闸及支流配套建筑物，苏淮高新区 4 条支流复堤加固，下凹式绿地 12.2km。

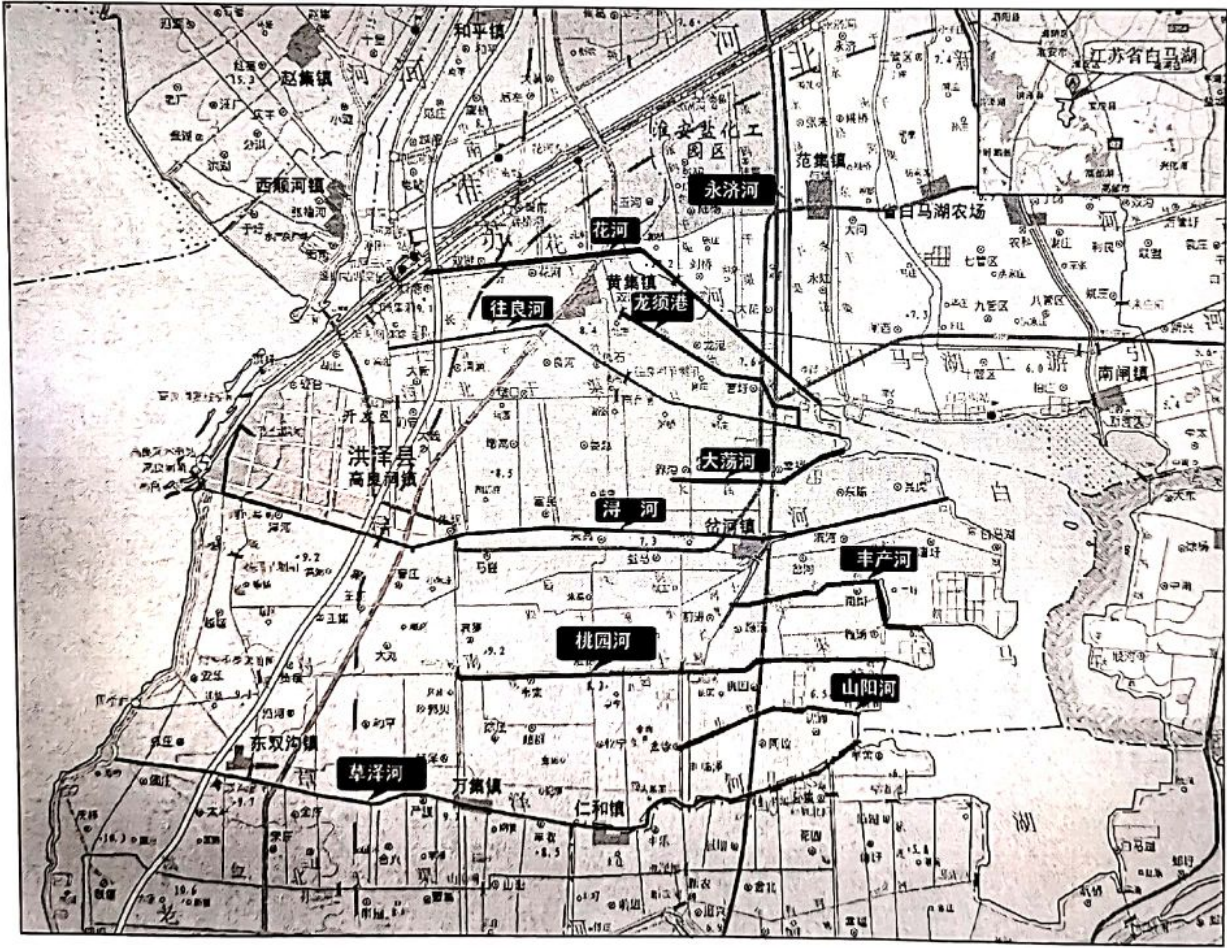


图 1 花河整治及生态修复工程项目位置示意图

根据 2016 年 12 月，江苏恒正检测技术有限公司对花河水质及底泥进行采样分析，其中 13 处水质采样点（8 处位于主河道，5 处位于支流），9 处底泥采样点，检测结果如表 1 所示。



表 1 2016 年 12 月水质检测结果 单位: mg/L

位置	PH	DO	COD	氨氮	总氮	总磷
0+000	7.82	8.7	26	0.062	0.78	0.039
4+257	8.13	7.3	19	0.071	0.88	0.078
6+410	7.94	7.8	39	0.626	1.42	0.132
6+988	8.09	7.3	36	0.46	1.42	0.155
8+245	8.1	8.3	44	0.45	1.45	0.147
10+360	8.18	8.1	53	0.354	1.27	0.144
11+475	8.12	8.1	59	0.656	1.46	0.139
13+160	8.09	7.4	75	1.08	1.95	0.15
胜天河汇流口上游 500m	8.29	10.9	<10	0.043	0.98	0.064
宁连路东侧排水河汇流 口上游 500m	8.36	8.3	55	1.32	1.94	0.247
张玉河汇流口上游 500m	8.31	9.7	24	0.067	0.67	0.194
安邦河汇流口上游 500m	8.23	7.3	16	1.13	1.92	0.178
张施河汇流口上游 500m	7.86	5.2	69	6.44	7.15	0.623

根据水质检测数据（地表水质量标准如表 2 所示），花河主河道上游水质总体处于Ⅲ~Ⅳ类水平，中下游水质总体处于Ⅴ~劣Ⅴ类水平，主要超标因子为 COD；5 条支流的水质除胜天河处于Ⅲ类水，其余 4 条处于Ⅴ~劣Ⅴ类水平。因此，可以看出苏淮高新区境内 4 条支流的汇水，是花河中下游水质较差的原因之一。

表 2 地表水环境质量标准基本项目标准限值 单位: mg/L

指标	I 类	II 类	III 类	IV 类	V 类
pH 值	6~9				



溶解氧 DO	$\geq$	7.5(或 90% 饱和率)	6	5	3	2
化学需氧量 COD	$\leq$	15	15	20	30	40
氨氮	$\leq$	0.15	0.5	1	1.5	2
总磷 TP	$\leq$	0.02	0.1	0.2	0.3	0.4
总氮 TN	$\leq$	0.2	0.5	1	1.5	2

从各水质采样点的 COD、氨氮、总氮、总磷检测数值看，有着基本一致的变化趋势，即由上游至下游逐渐增大，其中 COD 总体处于 V~劣 V 类水平，是花河的主要污染物，氨氮处于 III~IV 类水平，总氮处于 IV~V 类水平，总磷处于 III 类水平。

3.2 环保疏浚技术

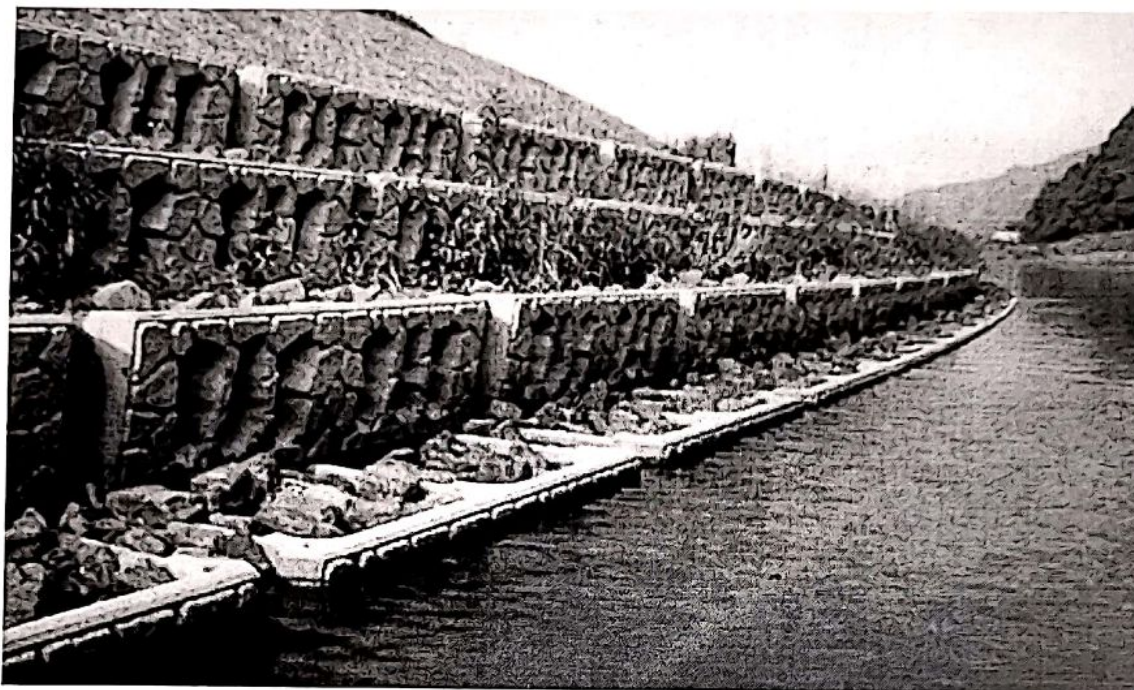
环保疏浚是解决内源污染的主要工程措施，其目标是清除水体中的污染底泥，为水生生态系统的恢复创造条件，是一种典型的物理修复技术^[9]。底泥的主要污染物是重金属、有机物和氮磷营养盐，在一定条件下，这些污染物会从底泥中释放到水体中，使水质恶化^[10]。

环保疏浚在勘测采样、疏浚设备选择、疏浚施工工艺与方法、余水处理技术以及底泥处理处置等疏浚过程中始终贯彻环保的理念，避免一切可能产生新污染及对环境的不利影响。环保疏浚能够将底泥中的污染物从河道体系中除去，可以有效减少内源污染，但是同时也存在一定的缺陷。首先是工程量大，治理费用高；其次如果底泥清除力度过大，可能破坏原有的河流生态系统^[11]，引起不良的生态反应。因此在环保疏浚设计中，必须依据实际情况选定合适的疏挖泥层厚度。



3.3 生态护岸技术

传统河道护岸工程往往采用块石和混凝土等硬质材料，功能也局限于防洪、排涝、引水和航运等。生态护岸则注重水体生态功能的发挥，具有多种不同的形式^[12]，在花河项目中主要



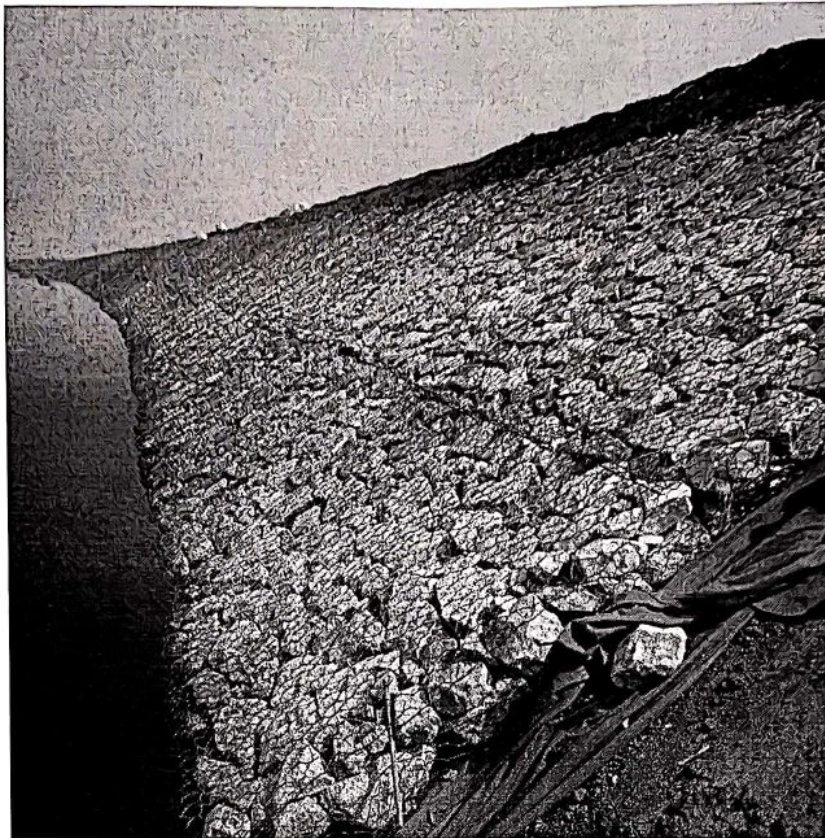
采用的有阶梯式生态挡土墙护岸、木桩护岸和格宾石笼护岸，其示意图如图 2、3、4 所示。

图 2 阶梯式生态挡土墙护岸效果图

花河项目中的阶梯式生态挡土墙高 1.5m，下设 $1.7 \times 0.3\text{m}$ 钢筋砼底板，墙体内填碎石，墙后铺设 30cm 级配碎石及 300g/m^2 土工布一层。阶梯式生态挡土墙护岸采用预制成型的空心砌块，通过高低错落、进退有序的形式叠筑成自然式的水岸线。空心砌块内部可填土，既可栽种绿化植物，又利于自然植被生长。这种驳岸形式不仅与环境有着很好的协调作用，并且美化了环境，成为环境的一个重要组成部分，也有效地避免了水土流失。通过砌块叠筑，能够创造出大大小小的空间，配以植物，不仅能够为水中动物提供另一种生存环境，也能为陆地的动物提供觅食或栖息空间。

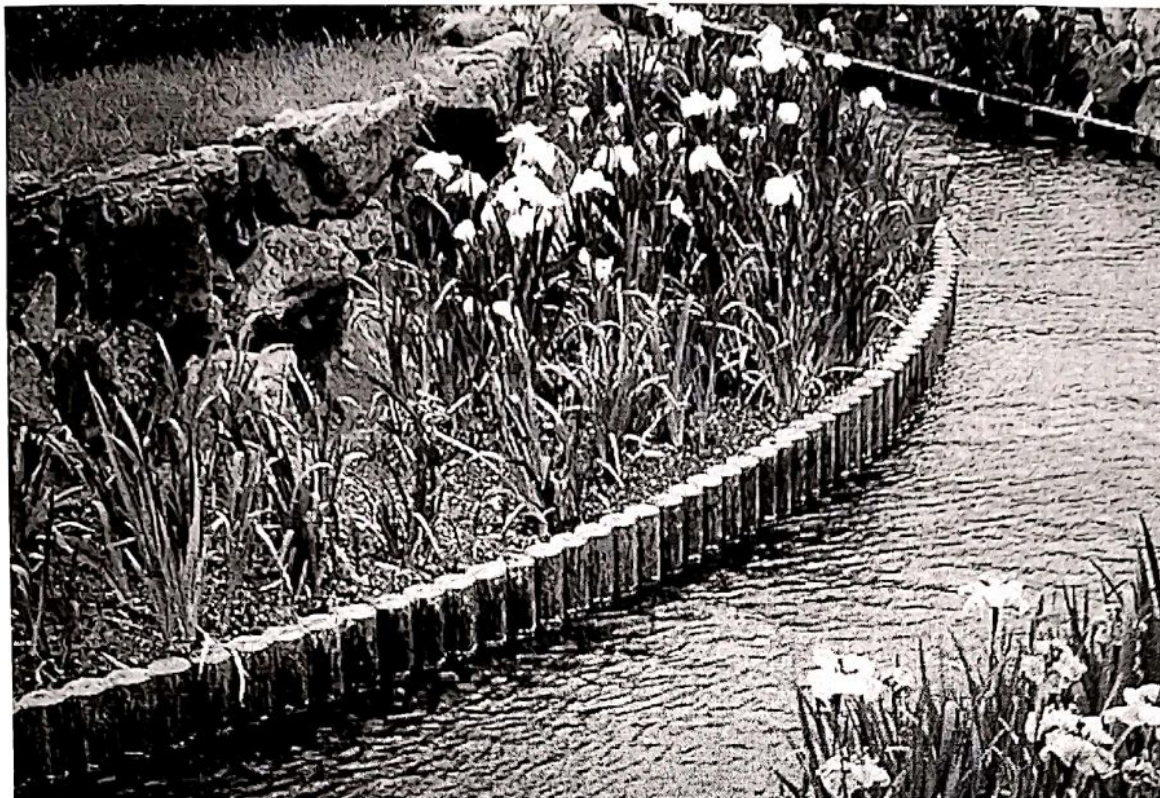
图 3 木桩护岸效果图





花河项目的木桩护岸布置于河道转弯段。木桩小头直径 16cm，桩顶设钢筋砼帽梁一道，桩顶至原状土向下 1m 及水平方向 0.5m 范围内设置 300g/m² 土工布一层，以防止桩后土体流失。木桩护岸做法环保、造价实惠，木桩能够最大消除与景观元素的异质性，通过植物配置，形成与周边环境融合的景观效果，起到良好的景观作用。木桩采用松木圆桩，沿岸坡连续打设布置。为提高木桩的耐久性，对水上及水位变幅区部分桩身进行柏油浸泡处理，且浸泡长度不得小于 2m。





格宾石笼护岸属于成型的柔性防护结构，可以适应地基的不均匀沉降，又能防止水流局部冲蚀河床，提高河床的抗冲刷能力。结构内部存在较多的填石空隙，可以实现河水和结构后土体的自由水交换，增强水体的自身净化能力，改善水质；同时为各类水生动植物提供生存空间，维持生态系统的平衡。

图4 格宾石笼护岸效果图

3.4 河滨缓冲带

河滨缓冲带是指河道两侧由乔灌木及其他植被组成的、为保持河道生态环境健康而划定的具有一定宽度范围且可一定程度上防止地表径流、废水排放、地下径流等所携带的养分、沉积物、有机质、杀虫剂及其他污染物进入河道的功能区域。

花河河滨缓冲带的设计依据花河立地条件、坡度、宽度、水质状况等建立多层次的植物组合模式，即上层乔木、中层灌木、下层草本的模式，来模拟原生的植物群落。以期通过缓冲



带过滤径流，防止泥沙和其他污染物、沉积物进入水体；吸收养分，减轻农业面源污染对水体水质的影响；降低径流速度，防止冲刷，从而保护河岸；通过缓冲带的拦截，使更多的雨水进入地下水，进而削减了洪水洪峰量；为鸟类等野生动物提供理想的栖息场所；美化河流景观，改善人居环境，增强河流的休闲娱乐功能。

3.5 曝气增氧技术

曝气增氧技术是针对河流受到污染后缺氧的特点，在适当的位置向水体中连续或间歇充入空气或纯氧，加速水体复氧过程，提高水体的溶解氧水平，从而恢复水体中好氧微生物的活力，在河道内形成多种微生物和水生动物共存的生态系统，通过各类微生物和水生生物共同作用降解污染物，使水体得以净化，改善河流的水质状况^[13]。

河道曝气技术操作简单，见效较快，一般用于处理水体溶解氧浓度较低及受到有机物污染的河道。实践表明^[14]，人工曝气对 COD、 NH_4^+-N 有一定的去除效果。河道曝气增氧技术也存在显著的缺点，就是治理费用较高，在曝气设备的布置上，具体的布置数量对治理成本影响很大，但目前对合理的数量布置研究还不够成熟，这里介绍一种借助 WASP 河流水质模型^[15]的研究方法。

WASP 模型系统是由两个模块组成的一维动力箱式模式：水动力模块 DYNHYD 与水质模拟模块 WASP。DYNHYD 是以水力运动连续性方程和质量守恒方程为基础，其水力运动控制方程为：

$$\frac{\partial U}{\partial t} = -U \frac{\partial U}{\partial x} + a_{g,\mu} + a_f + a_{\omega,\mu}$$

式中： $\frac{\partial U}{\partial t}$ 为时变加速度 (m/s^2)； $U \frac{\partial U}{\partial x}$ 为位变加速度 (m/s^2)； $a_{g,\mu}$ 为沿渠道方向重力加速度 (m/s^2)； a_f 为阻力加速度 (m/s^2)； $a_{\omega,\mu}$ 为沿渠道方向风加速度 (m/s^2)； t 为时间 (s)； U 为沿渠道的流速 (m/s)； x 为沿渠道的距离 (m)。

水流和水质的连续性方程为：

$$\frac{\partial H}{\partial t} = -\frac{1}{B} \frac{\partial Q}{\partial x}$$



式中: Q 为流量(m^3/s); B 为宽度(m); H 为水面高度(m); $\frac{\partial H}{\partial t}$ 为水面高度随时间变化率(m/s); $\frac{1}{B} \frac{\partial Q}{\partial x}$ 为单位宽度水体积变化率(m/s)。

DYNHYD 程序对上述方程采用有限差分法求解, 把需要计算的水体概化成计算网格, 流速、水头等在离散的网格点上求解。

WASP 水质模型的基本方程是一个对流-扩散质量迁移方程, 如下式所示, 该式可以描述任意水质指标的时间与空间的变化:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(-U_x C + E_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + S_L + S_B + S_K$$

式中: C 为水质成分浓度(mg/L); U_x 为河流流速(m/s); E_x 为河流扩散系数(m^2/s); S_L 为点源和非点源负荷($g \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$); S_B 为边界负荷, 包括上游、下游、底部和大气环境, ($g \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$); S_K 为源汇项($g \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$); t 为时间(s); x 为沿渠道的距离(m)。

模型的输入包括河道形态、污染负荷、初始浓度和边界浓度等。同时模型中有大量的参数需要进行初选和率定, 主要参数如表 3 所示。

表 3 WASP 模型主要动力学参数取值

参数名称	符号	单位	参考范围
流速指数	b	-	依据水文资料
水深指数	d	-	依据水文资料
氮碳比	$a_{n,c}$	$mg \cdot mg^{-1}$	0 ~ 2.67
浮游植物死亡速率	D_{p1}	d^{-1}	0 ~ 0.25
COD 衰减速率	K_D	d^{-1}	0.08 ~ 0.5
K_D 的温度系数	θ_D	-	1.02 ~ 1.08
氨化作用氮气限制的半饱和常数	K_{con}	$mg \cdot L^{-1}$	0 ~ 0.5
反硝化速率常数	K_{2n}	d^{-1}	0 ~ 0.09
K_{2n} 的温度系数	θ_{2n}	-	1.02 ~ 1.09
反硝化作用氮气限制的半饱和常数	K_{n2}	$mg \cdot L^{-1}$	0 ~ 2
氮碳比	$a_{n,c}$	$mg \cdot mg^{-1}$	0 ~ 0.25



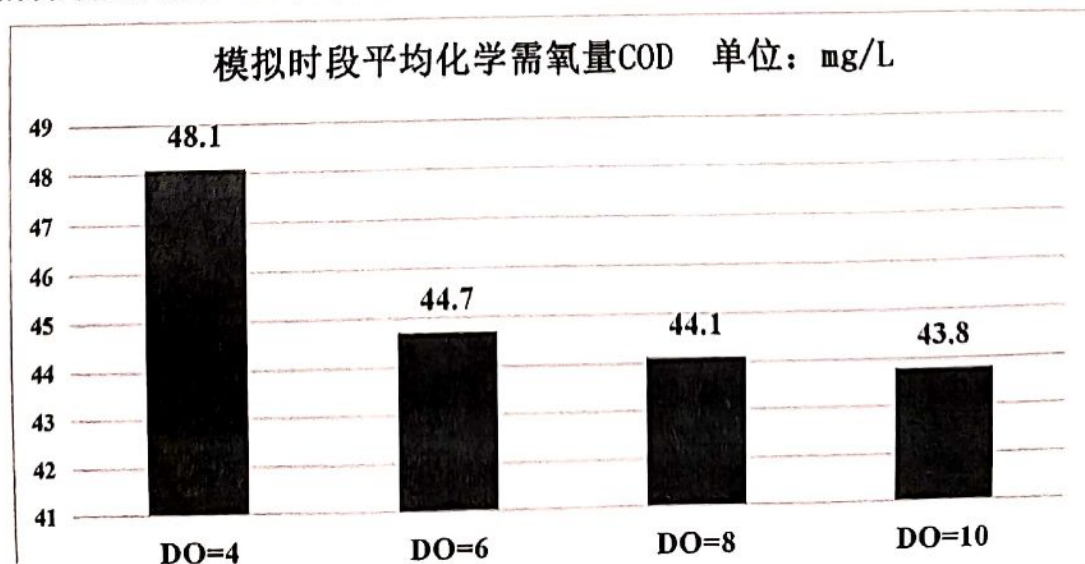
呼吸和死亡的浮游植物循环到有机氮的百分比	f_{res}	-	0.5
有机氮矿化速率常数	$k_{2,1}$	d^{-1}	0.02 ~ 0.075
$k_{2,1}$ 的温度系数	$\theta_{2,1}$	-	1 ~ 1.08
有机氮矿化时氧气限制的半饱和常数	K_{mN}	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	0 ~ 1
浮游植物生长速率	$G_{p,1}$	d^{-1}	0.1 ~ 0.5
硝化速率常数	$k_{1,2}$	d^{-1}	0 ~ 1
$k_{1,2}$ 的温度系数	$\theta_{1,2}$	-	1.02 ~ 1.08
硝化作用氧气限制的半饱和常数	K_{mO}	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	0 ~ 0.5

为了研究曝气增氧技术对 COD 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 等污染物的治理效果,将 DO 作为已知的输入条件。一般认为,有效的曝气效果需要曝气段内的 DO 水平稳定在不低于 $4.0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。通过改变投入曝气设备的数量和功率,可以使曝气量增加,但曝气量和水体 DO 水平之间并非线性关系,曝气设备标称的充氧动力效率均是通过清水实验获得,受污染的水体中需氧量和设备充氧量关系由下式确定:

$$R_0 = \frac{R_1 O_{s(20)}}{\alpha(\beta O_{s(T)} - O) \times 1.024^{(T-20)}}$$

式中, R_0 为曝气设备标称充氧量(g/h); R_1 为河道需氧量(g/h); $O_{s(20)}$ 为水温 20°C 下的饱和溶解氧浓度(mg/L); $O_{s(T)}$ 为水温 $T^\circ\text{C}$ 下的饱和溶解氧浓度(mg/L); O 为水体中实际溶解氧浓度(mg/L); α 、 β 为修正系数; T 为设计水温($^\circ\text{C}$)。

假设水温为 25°C ,通过计算得到,DO 达到 6、8、 $10\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 所需的充氧量分别为 26.6、55.5、 $169.0\text{t}\cdot\text{h}^{-1}$ 。由此可见,曝气设备的需求数量随着水体 DO 水平的提高而显著增加。朱文博在北方某小型城镇河流的研究^[16]显示,随着曝气河段内 DO 水平的提升,污染物浓度会有进一步

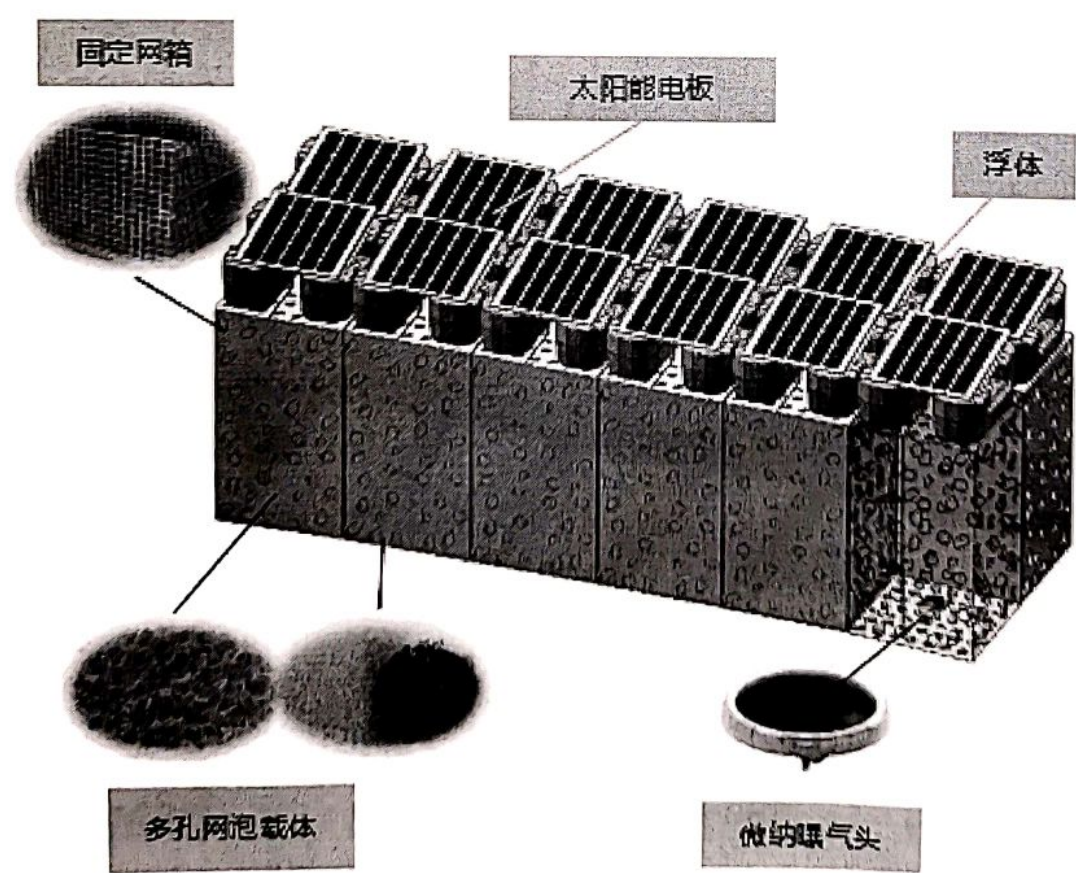


的下降，但是随着 DO 水平的提升，水体中污染物浓度进一步下降的幅度显著减小，具体结果如图 6、7 所示。结合这两方面的特性可知，增氧曝气技术的成本会因水质目标的小幅提升而显著增加，在实际应用时必须进行工程经济分析，以选择最合适的布置方案。

图 7 模拟时段平均氨氮

3.6 生态滤墙

生态滤墙为以生物滤池技术为基本原理，通过在固定网箱内部填充不同孔径的多孔网泡载体，为土著微生物附着提供条件，并在载体底部配置微孔曝气装置，利用太阳能提供动力对水体下层进行曝气，激活土著微生物生长，提高生物降解作用；同时生物膜絮体具有较强的



絮凝吸附作用，对水体中的悬浮底泥进行吸附拦截，能够在较短的停留时间下显著降低水体中 SS 含量。生态滤墙结构采用漂浮式

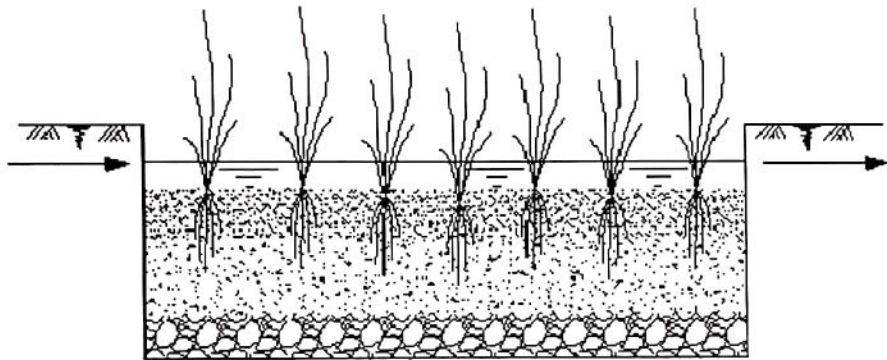


结构既能保证较好的过滤和挂膜效果，又能防止墙体阻水和水生动物的自由游动。有研究显
示^[16]，以铁屑、焦炭和沸石为介质的生态滤墙系统对 COD、TN、 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N 和 TP 都有较
好的去除效果，铁屑的内电解及净化材料的吸附是去除污染物的主要机制。

图 8 生态滤墙示意图

3.7 人工湿地

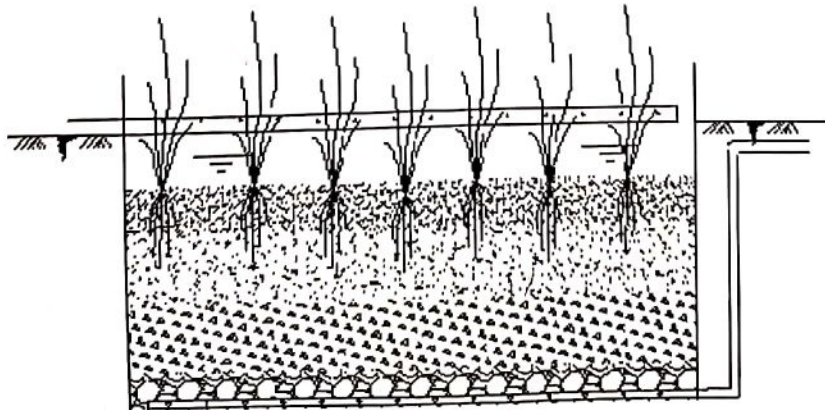
人工湿地是通过系统中的基质、水生植物和微生物，将物理、化学和生物作用相结合起到
水质修复的作用。人工湿地的水质净化机理主要包含基质的过滤及吸附、植物的吸收作用和
微生物的分解作用^[9]。人工湿地技术具有高效、低成本、操作简单等优点，是目前受污染河



流水质修复的主要技术之一。按不同的布置方式，人工湿地可分为表面流人工湿地和垂直潜
流型人工湿地。

图 9 表面流人工湿地示意图

表面流人工湿地在内部构造、生态结构和外观上都十分类似于天然湿地，经过科学的设计、
运行管理和维护，去污效果优于天然湿地系统。表面流人工湿地的水面位于湿地基质以上，
污水从进口以一定深度缓慢流过湿地表面，部分污水蒸发或渗入湿地，出水经溢流池流出。



湿地中接近水面的部分为好氧层，较深部分及底部通常为厌氧区。潜流型湿地的优点在于其充分利用了湿地的空间，发挥了系统间的协同作用，且卫生条件好，但建设费用较高。

图 10 垂直潜流型人工湿地示意图

湿地植物种类的选择对人工湿地的效果影响很大，湿地植物种类很多，其生长易受到介质、气候条件等的影响，植物吸收污染物的能力也随生长与生理活动的状态而变化。各种湿地植物对不同污染物的去除效果各有差异，所以多种植物组合使用时，将有利于植物之间取长补短，从而提高湿地系统的污水净化效率。由于人工湿地中的植物根系要长期浸泡在水中和接触污染物，因此所选用的水生植物除了耐污能力要强外，对当地的气候条件、土壤条件和周围环境都要有很好的适应能力，且最好为本土植物，以免带来生物入侵。花河项目中植物的选配主要参考淮安本地已有湿地工程中生长较好、去污能力强、耐旱的植物物种，选取对水体中主要污染物吸收较好的植物作为人工湿地的主要植物。选取的主要品种有：水生美人蕉、黄花鸢尾、再力花、风车草、剑叶梭鱼草、水葱、千屈菜等。

3.8 生态拦截沟

生态拦截沟是指具有一定宽度和深度，由水、土壤和生物组成，具有自身独特结构并发挥相应生态功能的沟渠生态系统，对沟渠水体中 N、P 等营养物质进行拦截、吸附，从而净化水质。生态拦截沟主要有固着藻类生态沟渠和水生植物生态沟渠两种，结合河道现状，花河工程选取水生植物生态沟渠，共布置 8 处，收集处理上游汇入的农田面源污染，并能构建良好



的生境空间，以进一步降低入河水体中的营养物质，达到净化水质的效果。

图 11 生态拦截沟示意图

4.总结

河湖生态修复是当今世界各国普遍面临的河湖治理问题,我国目前也处于河湖生态修复的全面实践阶段,大大小小的生态修复工程在全国各地正如火如荼地开展。恢复健康的水循环、提高水质质量及重建河湖景观是河湖生态修复的主要目标,由于河湖生态系统是一个复杂、开放、动态、非平衡和非线性的系统,生态修复工程常常是牵一发而动全身,本文总结了河湖生态修复中的生态学理论基础,为工程设计提供理论依据。

白马湖花河整治及生态修复工程中应用了大量的生态修复技术,包括环保疏浚、生态护岸、河滨缓冲带、曝气增氧、生态滤墙、人工湿地、生态拦截沟等。除概述了各种生态修复技术的原理和方法外,重点分析了曝气增氧技术的特性,从水力学角度解释了曝气增氧技术投入成本与水质目标之间关系,为工程优化决策提供重要依据。在实际工程的实施中,还需要根据实地情况合理调整技术方案,以保证工程效果,实现水质修复目标。

【参考文献】

- [1] 徐菲,王永刚,张楠,等.河流生态修复相关研究进展[J].生态环境学报,2014(3):515-520.
- [2] Dynesius M, Nilsson C. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world.[J]. Science, 1994, 266(5186):753-62.
- [3] 王文君,黄道明.国内外河流生态修复研究进展[J].水生态学杂志,2012,33(4):142-146.
- [4] Laub B G, Palmer M A. Restoration Ecology of Rivers[J]. Encyclopedia of Inland Waters, 2009:332-341.
- [5] 高凌.工程稳定问题的干扰能量法分析[D].河海大学,1993.
- [6] 董哲仁,孙东亚,赵进勇,等.河流生态系统结构功能整体性概念模型[J].水科学进展,2010,21(4):550-559.



- [7] 董哲仁, 孙东亚, 彭静. 河流生态修复理论技术及其应用[J]. 水利水电技术, 2009, 40(1):4-9.
- [8] 杨海军, 李永祥. 河流生态修复的理论与技术[M]. 吉林科学技术出版社, 2005.
- [9] 肖乐, 周琪. 受污染河流水质修复技术研究进展综述[J]. 净水技术, 2015(1):9-13.
- [10] 宋钊. 城市河流水污染治理及修复技术[J]. 工业用水与废水, 2013, 44(4):6-8.
- [11] 许巍, 袁斌, 孙水裕,等. 城镇污染河流修复技术研究进展[J]. 广东工业大学学报, 2004, 21(4):85-90.
- [12] 郭伟, 张茜. 生态护岸在平原河道整治中的应用[J]. 中国水运(下半月), 2016, 16(1):175-177.
- [13] 黄志金. 河道治理中的生态修复技术浅析[J]. 科学技术创新, 2011(30):151-151.
- [14] 张同祺. 人工曝气强化技术对缓流重污染水体水质应急修复的研究[D]. 苏州科技学院, 2011.
- [15] 朱文博, 王洪秀, 柳翠,等. 河道曝气提升河流水质的 WASP 模型研究[J]. 环境科学, 2015, 36(4):1326-1331.
- [16] 谌建宇, 许振成, 骆其金,等. 应用可渗透反应墙技术修复受污染河水水质的研究[J]. 中国给水排水, 2009, 25(9):5-7.

