

# 丹江口库区典型小流域面源污染生态阻控系统效果评估

王超<sup>1,2</sup>, 贾海燕<sup>1,2</sup>, 雷俊山<sup>1,2</sup>, 徐建锋<sup>1,2</sup>, 汪涛<sup>3</sup>, 柳根<sup>1,2</sup>, 尹炜<sup>1,2</sup>

(1.长江水资源保护科学研究所,武汉 430051;2.长江水利委员会湖库水源地面源污染生态调控重点实验室,武汉 430051;3.广西壮族自治区水利科学研究院,南宁 530023)

**摘要:**小流域面源生态阻控是控制农业面源的重要手段。选择丹江口库区典型小流域钱家沟为对象,通过小流域出口水质监测,阻控措施进出水监测,以及负荷削减核算,对面源生态阻控系统进行效果评估。结果表明:钱家沟生态阻控系统稳定半年后,小流域出口总氮(TN)、硝态氮(NO<sub>3</sub>-N)、铵态氮(NH<sub>3</sub>-N)、高锰酸盐指数(COD<sub>Mn</sub>)、总磷(TP)下降比例分别为38%,23%,63%,49%和16%。各阻控措施中,表面流湿地对NH<sub>3</sub>-N(54%)、TP(70%)和TSS(78%)去除率较高,生态塘、生态沟渠对TN(36%,39%)、NO<sub>3</sub>-N(43%,37%)、COD<sub>Mn</sub>(63%,56%)去除率较高,小型人工湿地对TN(56%)、NH<sub>3</sub>-N(85%)、COD<sub>Mn</sub>(84%)、TP(57%)和TSS(87%)均具有较高的去除率,生态滤墙主要对TSS(81%)去除率较高。阻控系统对COD<sub>Mn</sub>、NH<sub>3</sub>-N、TN、TP负荷的总体削减率分别为56%,73%,63%和59%。总体来看,小流域面源生态阻控系统能够有效降低主要污染物输出浓度,对面源污染阻控效果较好。

**关键词:**丹江口;南水北调;小流域;面源;生态阻控

**中图分类号:**X524 **文献标识码:**A **文章编号:**1009-2242(2021)03-0061-08

**DOI:**10.13870/j.cnki.stbcb.2021.03.009

## Evaluation on the Effect of Ecological Control System for Non-point Source Pollution in Typical Small Watershed in Danjiangkou Reservoir Area

WANG Chao<sup>1,2</sup>, JIA Haiyan<sup>1,2</sup>, LEI Junshan<sup>1,2</sup>, XU Jianfeng<sup>1,2</sup>,

WANG Tao<sup>3</sup>, LIU Gen<sup>1,2</sup>, YIN Wei<sup>1,2</sup>

(1.Changjiang Water Resources Protection Institute, Wuhan 430051;

2.Key Laboratory of Ecological Regulation of Non-point Source Pollution in Lake and Reservoir

Water Sources, Wuhan 430051; 3.Guangxi Institute of Water Resource Research, Nanning 530023)

**Abstract:** Ecological control of non-point source in small watershed is an important means to control agricultural non-point source. Qianjiagou, which is a typical small watershed in Danjiangkou reservoir area, was selected as the object, and the effect of non-point source ecological resistance control system was evaluated by monitoring the water quality at the outlet of the small watershed, monitoring the inflow and outflow water of each control measures, and calculating pollutant load reduction. The results showed that after the ecological resistance control system of Qianjiagou was stable for half a year, the TN, NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>3</sub>-N, COD<sub>Mn</sub> and TP in the outflow of the small watershed decreased by 38%, 23%, 63%, 49% and 16%, respectively. Among the resistance control measures, surface flow wetland had higher removal rates of NH<sub>3</sub>-N (54%), TP (70%) and TSS (78%), the ecological pond and ecological ditch had higher removal rates of TN (36%, 39%), NO<sub>3</sub>-N (43%, 37%) and COD<sub>Mn</sub> (63%, 56%), the small artificial wetland had higher removal rates of TN (56%), NH<sub>3</sub>-N(85%), COD<sub>Mn</sub> (84%), TP(57%) and TSS(87%) and the ecological filter wall had higher removal rate of TSS (81%). The overall reduction rates of COD<sub>Mn</sub>, NH<sub>3</sub>-N, TN and TP loads by the resistance control system were 56%, 73%, 63% and 59%, respectively.

**Keywords:** Danjiangkou; South-to-North Water Diversion Project; small watershed; non-point source pollution; ecological control

南水北调是解决我国北方地区水资源短缺、实现水资源合理配置的重大战略性工程。丹江口水库作

为中线工程的水源地,水质保护十分关键。丹江口库区及上游农业人口占比较高,广大农村地区比较落

收稿日期:2021-01-05

资助项目:国家自然科学基金项目(U2040210);国家重点研发计划项目(2019YFC0408901,2019YFC0408904)

第一作者:王超(1985—),男,博士,高级工程师,主要从事水资源保护生态工程研究。E-mail:cwzhu@163.com

通信作者:尹炜(1978—),男,博士,教授级高级工程师,主要从事流域水资源保护研究。E-mail:2000yinwei@163.com

后,基础设施建设水平低,加上农业生产多以单家独户的经营方式,污染治理配套措施不足,导致农业面源污染非常普遍<sup>[1]</sup>。随着“十一五”至“十三五”丹江口库区及上游水土保持和水污染防治规划的实施,库区及上游生态环境问题得到一定程度的缓解,但总体来看,流域面源污染对水质的影响依然不可忽略<sup>[2-3]</sup>。

面源通过降雨径流过程发生,通过沟渠、毛细河道输移,最后从流域汇水区地向水库汇集。以小流域为单元的面源污染生态阻控,就是针对面源污染产生、输移和汇集特点,以水的产流、汇流和径流过程为重点,以微地形调整和沟塘水系生态化改造为主要手段,使养分在流域内得到逐级削减和滞留,以达到减少面源污染的一种系统性方法<sup>[4]</sup>。面源污染生态阻控措施可根据地形条件灵活配置,典型的措施类型包括表面流湿地、生态塘、生态沟渠、生态滤墙、小型人工湿地等。其中表面流湿地是对浅水沼泽进行生态化改造,生态塘是对已有塘堰进行适当改造和植物强化。当前针对面源污染生态阻控的技术措施已开展了很多研究,如陈庆华等<sup>[5]</sup>通过沟壕结构将浅水沼泽地改造成表面流湿地;侯静文等<sup>[6]</sup>通过植物强化将农田排水沟改造为生态沟;王晓玲等<sup>[7]</sup>对农田区的自然塘堰进行植物群落改造,形成生态塘。这些研究为小流域面源生态阻控系统的设计提供了很好的基础。然而,在面源污染生态阻控系统的效果评估方面,目前尚未见相关报道。本研究以丹江口库区建设的典

型小流域面源污染生态阻控系统为对象,通过现场监测和模型分析等手段评估其污染阻控效果,为面源阻控系统的优化和推广提供依据和参考。

## 1 研究区概况

选择丹江口库周典型小流域—钱家沟小流域开展了面源污染生态阻控体系的示范建设。钱家沟小流域位于丹江口市浪河镇,流域面积约 2.4 km<sup>2</sup>。主沟道位于一狭长的“U”形山谷,坡面多为林地,山谷为农田。农田作物类型主要为玉米、水稻、蔬菜,其中玉米种植面积约占 50%,水稻约占 30%,种植制度均为单作,耕作方式均为人工耕种。农田施用的肥料以复合肥为主,施用强度为 1 124~1 499 kg/hm<sup>2</sup>,主要在作物生长季施用。主沟紧贴南侧山脚,沿途陆续有多条小型支沟汇入,主沟全长约 2.3 km(图 1)。基于沟道地形条件和农田—沟塘分布,按照“因地制宜,适当改造”的理念,在已有的沟塘湿地基础上开展生态化改造,形成表面流湿地、生态塘、生态沟渠、生态滤墙等阻控措施,强化面源污染的沉淀、阻滞和净化效果。小流域面源生态阻控措施体系涉及表面流湿地 3 处(面积分别为 160, 2 100, 390 m<sup>2</sup>)、生态塘 3 处(面积分别为 560, 120, 220 m<sup>2</sup>)、生态沟渠 3 段(长度分别为 80, 53, 78 m)、生态滤墙 3 处(长度分别为 6, 8, 6 m)、小型人工湿地 1 处(面积 80 m<sup>2</sup>),措施分布见图 1。

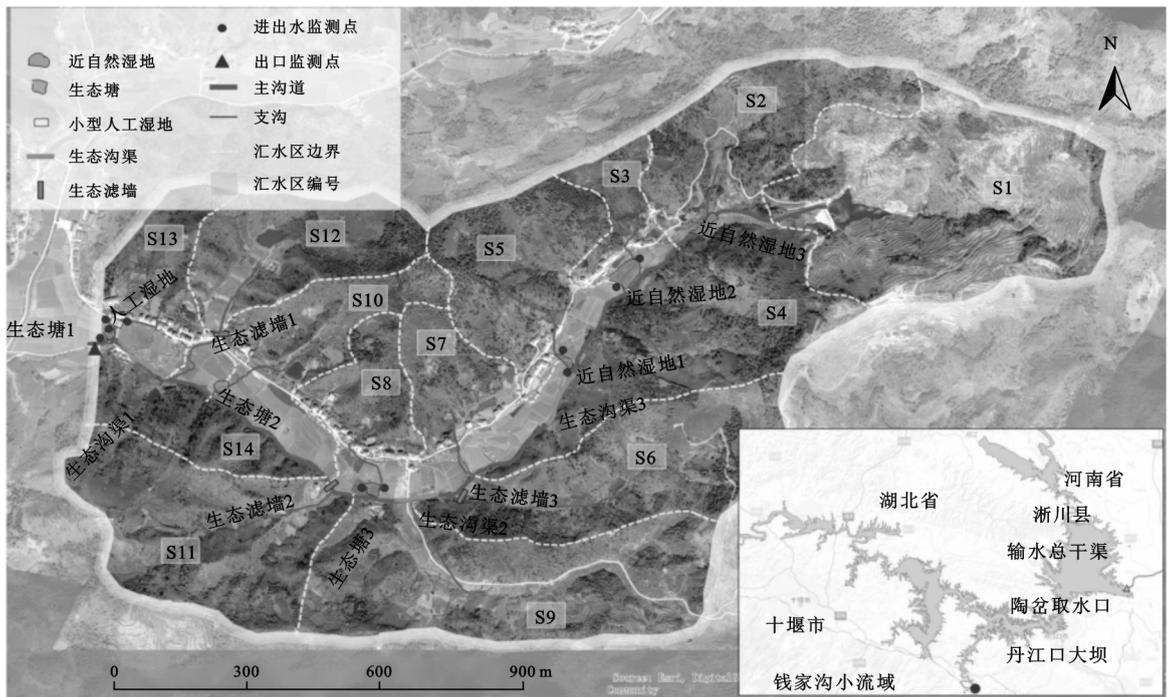


图 1 钱家沟小流域位置和面源阻控措施分布

表面流湿地是由浅水沼泽地改造而来,修建导流土埂,土埂之间种植水生植物,土埂上部植草。生态塘由废弃塘堰或者低洼坑塘改造而成,完善汇水和排水沟道系统,坡面设置植被缓冲,塘内浅水区域

种植水生植物。生态沟渠主要对沟渠边坡植草,并设置沉降池。生态滤墙为双层干砌石挡墙,中间填充木屑填料,上游来水可透水通过<sup>[8]</sup>。人工湿地采用水平潜流工艺,面积 80 m<sup>2</sup>,深度 1 m,填料层分砾石层、

粉砂层和土壤层,植物以美人蕉为主。人工湿地的服务范围有村民8户,常住人口30人,进水量约为 $6\text{ m}^3/\text{d}$ ,主要为生活污水。面源阻控措施体系2018年3月建成,2018年10月植被基本恢复,各项措施达到稳定运行状态。

## 2 研究方法

### 2.1 小流域出口水质监测

在主沟道出口布设采样点,逐月采样监测阻控系统建设前后的沟道水质变化,监测时段为2017年12月至2019年10月。监测指标均为高锰酸盐指数( $\text{COD}_{\text{Mn}}$ )、氨氮( $\text{NH}_3\text{-N}$ )、总氮(TN)、总磷(TP)、总悬浮物(TSS)。样品采集后置于车载冰箱 $0\sim 4\text{ }^\circ\text{C}$ 保存,尽快送至实验室分析。样品分析方法参照《水和废水监测分析方法(第4版)》<sup>[9]</sup>方法进行,其中 $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 含量采用酸性法测定, $\text{NH}_3\text{-N}$ 含量采用纳氏试剂比色法测定,TP采用钼锑抗分光光度法测定,TN含量采用硫酸钾氧化—紫外分光光度法测定,TSS采用烧失法测定。

以小流域出口的水质变化衡量生态阻控系统的水质改善效果,计算公式为:

$$T = (c_{\text{建设前}} - c_{\text{建设后}}) / c_{\text{建设前}} \quad (1)$$

式中: $T$ 为污染物浓度下降比例; $c_{\text{建设前}}$ 为阻控系统建设前(2017年12月至2018年3月)污染物平均浓度( $\text{mg}/\text{L}$ ); $c_{\text{建设后}}$ 为阻控系统建设后同期(2018年12月至2019年3月)污染物平均浓度( $\text{mg}/\text{L}$ )。

### 2.2 阻控措施进出水分析

在系统基本稳定后对主要阻控措施的进出水质变化进行逐月监测,包括表面流湿地1、表面流湿地2、生态塘1、生态塘3、生态沟渠2、生态沟渠3、人工湿地、生态滤墙2等,监测时段为2019年3—10月,具体监测点位分布见图1。监测指标和样品分析方法同2.1节。

以进出水的水质变化衡量各措施的阻控效果,计算公式为:

$$P = (c_{\text{进}} - c_{\text{出}}) / c_{\text{进}} \quad (2)$$

式中: $P$ 为阻控措施污染物去除率; $c_{\text{进}}$ 为进水污染物平均浓度( $\text{mg}/\text{L}$ ); $c_{\text{出}}$ 为出水污染物平均浓度( $\text{mg}/\text{L}$ )。

### 2.3 阻控系统污染负荷削减效果

2.3.1 面源污染负荷估算 小流域面源主要来源于降雨径流和散排生活污水。基于地形高程确定各汇水支沟的汇水范围,将小流域划分为14个汇水单元,见图1。降雨径流通过SCS模型计算,散排生活污水根据人口规模和排污系数估算。

美国水土保持局提出的SCS径流曲线数值方程是一种较好的净雨量计算方法。该方法综合考虑了流域降雨、土壤类型、土地利用方式及管理水平、前期

土壤湿润状况与径流间的关系。该模型所需参数较少,资料易获取,计算过程简单,是一种计算小流域降雨产流的较好方法<sup>[10]</sup>。产流计算公式为:

$$q = \begin{cases} (P - 0.2S)^2 / (P + 0.8S) & (P \geq 0.2S) \\ 0 & (P < 0.2S) \end{cases} \quad (3)$$

式中: $q$ 为1次净雨量( $\text{mm}$ ); $S$ 为可能最大滞留量( $\text{mm}$ ); $P$ 为1次降雨量( $\text{mm}$ )。 $S$ 表示降雨与径流之间的差值,可由公式(4)得到。

$$S = \frac{25400}{\text{CN}} - 254 \quad (4)$$

式中: $\text{CN}$ 为径流曲线数值,与下垫面特征有关。 $\text{CN}$ 值为土地利用类型、土壤类型、前期土壤湿润程度等下垫面因素的函数。一般在降雨一定的条件下,产流量较大的土地利用类型、土壤类型、前期土壤湿润程度,其 $\text{CN}$ 值较大,反之亦然。 $\text{CN}$ 值由降水量、土地利用特征及径流深等相关因素确定,其取值范围为 $0\sim 100$ ,具体计算和取值过程参考Williams等<sup>[11]</sup>。

各汇水单元的面源污染负荷计算方法为:

$$L = y \times P \times k \times 365 + \sum_{j=1}^M \frac{c_j V_j}{1000} \quad (5)$$

式中: $L$ 为汇水单元面源污染负荷量( $\text{kg}/\text{a}$ ); $y$ 为污染负荷排放定额( $\text{g}/(\text{人} \cdot \text{d})$ ); $k$ 为入河系数,无量纲; $P$ 为人口数量; $M$ 为汇水单元土地类型的种类; $c_j$ 为第 $j$ 种土地类型的径流污染物平均浓度( $\text{mg}/\text{L}$ ); $V_j$ 为汇水单元第 $j$ 种土地类型的产流量( $\text{m}^3/\text{a}$ )。相关基础数据见表1。

2.3.2 面源负荷削减量核算 阻控措施分为支沟阻控措施和主沟阻控措施2类。支沟阻控措施对本汇水单元污染负荷发挥阻控作用,负荷削减量为汇水单元负荷总量与去除率的乘积。主沟阻控措施对其上游的所有汇水单元污染负荷发挥阻控作用,负荷削减量为上游所有汇水单元污染负荷之和减去各支沟阻控措施的削减量后,乘以去除率。各项阻控措施与汇水单元的对应关系见表2。

阻控措施去除率通过监测的进出水污染物浓度差确定。表面流湿地3未开展监测,污染物去除率取表面流湿地1和表面流湿地2的平均值;生态塘2未开展监测,污染物去除率取生态塘1和生态塘3的平均值;生态沟渠1未开展监测,污染物去除率取生态沟渠2和生态沟渠3的平均值;生态滤墙1、生态滤墙3未开展监测,参考生态滤墙2去除率。

2.3.3 面源污染阻控效果评估 采用负荷削减比例评估阻控系统的污染阻控效果,计算公式为:

$$Y = (L_{\text{总}} - L_{\text{削减}}) / L_{\text{总}} \quad (6)$$

式中: $Y$ 为阻控系统污染阻控效率; $L_{\text{总}}$ 为小流域污染负荷总量( $\text{kg}/\text{a}$ ); $L_{\text{削减}}$ 为阻控措施污染负荷削减量( $\text{kg}/\text{a}$ )。

表 1 污染负荷估算基础数据

估算对象	参数	涉及基础数据类型	数据来源	说明
径流量	土地类型	航空影像解释结果	拍摄精度 0.5 m	按照 14 个汇水单元统计,包括林草地、道路、居民用地、农田、水域等 5 种土地类型
	降雨资料	2018 年丹江口市逐日降雨资料		全年共计 131 次降雨,平均降雨量 6.46 mm
降雨径流	CN 值	Williams 等 <sup>[11]</sup>		SCS 模型中,考虑了土壤前期湿度对径流的影响,根据前 5 天的总雨量将土壤湿润程度分成 3 类,分别表示土壤的干旱、正常、湿润 3 种状态。正常土壤水分条件下的径流曲线数由相关的表格查到,干旱和湿润状态对应 CN 值由正常状态的 CN 值修正得到
污染物浓度	COD <sub>Mn</sub>	于维坤 <sup>[12]</sup> 、谢强等 <sup>[13]</sup> 、王夏晖等 <sup>[14]</sup>		林草地 1.89 mg/L;道路 26.63 mg/L;居民地 13.02 mg/L;农田 2.55 mg/L
	NH <sub>3</sub> -N			林草地 0.25 mg/L;道路 2.1 mg/L;居民地 0.9 mg/L;农田 0.29 mg/L
	TN			林草地 0.50 mg/L;道路 5.04 mg/L;居民地 5.47 mg/L;农田 1.69 mg/L
	TP			林草地 0.05 mg/L;道路 0.62 mg/L;居民地 0.42 mg/L;农田 0.17 mg/L
污水量	人口数量	当地村委会统计数据		按照 14 个汇水单元统计,共计 71 户 284 人
	生活污水排放定额	杜欢等 <sup>[15]</sup>		取 50 L/(人·d)
分散污水污染负荷	污染物排放定额和入河系数	COD <sub>Mn</sub>	《全国第二次污染源普查生活源产排污系数手册(试用版)》、杜欢等 <sup>[15]</sup> 、申萌萌等 <sup>[16]</sup>	排放定额取 4.0 (g·人)/d,入河系数取 0.337
		NH <sub>3</sub> -N		排放定额取 1.3 (g·人)/d,入河系数取 0.337
		TN		排放定额取 1.5 (g·人)/d,入河系数取 0.385
		TP		排放定额取 0.3 (g·人)/d,入河系数取 0.351

表 2 面源阻控措施与汇水单元的对应关系

支沟阻控措施	主沟阻控措施	对应汇水单元
表面流湿地 2	表面流湿地 3	S1~S2
		S3
表面流湿地 1	生态沟渠 3	S1~S4
		S5
生态滤墙 3		S6
	生态沟渠 2	S1~S7, S9
生态塘 3		S8
	生态滤墙 2	S1~S9, S11
生态塘 2		S10
	生态滤墙 1	S12
生态塘 1	生态沟渠 1	S1~S12, S14
		S13

人工湿地,生态塘 1

### 3 结果与分析

#### 3.1 小流域出口水质变化

小流域出口的污染物浓度变化见图 2,阻控系统建设前(2017 年 12 月至 2018 年 3 月)TN、NO<sub>3</sub>-N、NH<sub>3</sub>-N、COD<sub>Mn</sub>波动较大,平均浓度分别为 2.71, 2.21, 0.37, 3.06 mg/L; TP 波动相对较小,平均浓度约为 0.044 mg/L; TSS 浓度在 2017 年 12 月高达 90 mg/L, 2018 年 1—3 月大幅下降,平均约为 20 mg/L。阻控系统建设完成初期(2018 年 4—10 月)持续波动,各污染物的平均浓度分别为 TN 2.05 mg/L, NO<sub>3</sub>-N 1.77 mg/L, NH<sub>3</sub>-N 0.18 mg/L, COD<sub>Mn</sub> 2.88 mg/L, TP 0.047 mg/L, TSS 12 mg/L。阻控系统建设后同期(2018 年 12 月至 2019 年 3 月)各污染物平均浓度分别为 TN 1.67 mg/L, NO<sub>3</sub>-N 1.56 mg/L, NH<sub>3</sub>-N 0.14 mg/L, COD<sub>Mn</sub> 1.55 mg/L, TP 0.036 mg/L, TSS 54 mg/L, 除 TSS 外各污染物浓度都有明显下降,下降比例分别为 TN 38%, NO<sub>3</sub>-N 29%, NH<sub>3</sub>-N 63%, COD<sub>Mn</sub> 49%, TP 16%。

面源阻控系统建设完成后,小流域出口的污染物浓度并没有立即下降,而是经过一段稳定期后逐步降低,主要是因为阻控系统建设过程中,对原有的土壤和植被产生了扰动,新增的植物措施尚未稳定,需要经历一段稳定期才能逐步发挥阻控效果。已有研究<sup>[17]</sup>表明,植被系统的稳定是面源治理措施发挥效率的前提。水生植被对氮磷的截留作用主要通过同化吸收,将水体和底泥中的氮磷转移到植物体。不同种类水生植被对氮磷的同化吸收年产量在 5.6~84.7, 0.9~11.3 kg/hm<sup>2</sup>,水生植被对氮磷面源污染负荷的截留率分别为 12.0%和 6.7%。除了对氮磷的直接吸收外,水生植被还能促进多水塘底泥氮的反硝化,植被区域沉积物中反硝化速率最高能达到 24 mg N/(kg·d),而无植被区域沉积物中反硝化速率最高仅为 9 mg N/(kg·d)。NH<sub>3</sub>-N、TP 和 TSS 在阻控体系建设后波动幅度较大,可能是因为本底浓度较低,容易受外部因素影响。

由于阻控系统建设前监测工作在作物非生长季开展,小流域总体阻控效果的计算采用作物非生长季的同期数据对比。但从阻控系统稳定期(2018 年 4—10 月)和建设后同期(2019 年 4—10 月)的监测数据对比来看,各污染物指标均呈现出明显的降低趋势。如总氮稳定期的浓度在 1.18~3.48 mg/L(平均 2.05 mg/L),建设后同期的浓度在 1.25~1.83 mg/L(平均 1.31 mg/L),波动幅度和平均浓度均明显降低。因此小流域阻控系统在作物生长季也表现出较好的阻控效果。

#### 3.2 阻控措施进出水质变化

图 3 和表 3 为各项阻控措施的进水出水监测结果和污染物去除率。表面流湿地主要对 NH<sub>3</sub>-N、TP 和 TSS 有较好的去除效果,如表面流湿地 1 和表面流湿地 2 的 NH<sub>3</sub>-N 进水平均浓度为 1.09, 1.36

mg/L,出水平均浓度为0.67,0.62 mg/L,去除率分别为38%和54%;TP进水平均浓度为0.071,0.063 mg/L,出水平均浓度为0.031,0.019 mg/L,去除率达到56%和70%。生态塘、生态沟渠对TN、NO<sub>3</sub>-N、COD<sub>Mn</sub>具有较好的去除效果,如生态塘1的NO<sub>3</sub>-N进水平均浓度为2.65 mg/L,出水平均浓度为1.70 mg/L,去除率为36%;COD<sub>Mn</sub>的进水平均浓度为5.11 mg/L,出水平均浓度为1.88 mg/L,去除率均为63%。生态沟渠2的TN进水平均浓度为2.88 mg/L,出水平均浓度为1.76 mg/L

去除率为39%。小型人工湿地对除NO<sub>3</sub>-N外的各项污染物都有较好的去除效果,如TN进水平均浓度达到33.40 mg/L,出水平均浓度为14.56 mg/L,去除率达到56%;TP进出水平均浓度分别为5.45,0.88 mg/L,去除率达到84%;COD<sub>Mn</sub>出水平均浓度分别为39.65,17.20 mg/L,去除率为57%。NO<sub>3</sub>-N出水浓度高于进水浓度,进水平均浓度仅为0.63 mg/L,出水平均浓度达到9.25 mg/L。生态滤墙主要对TSS去除效果较好,去除率达到81%。

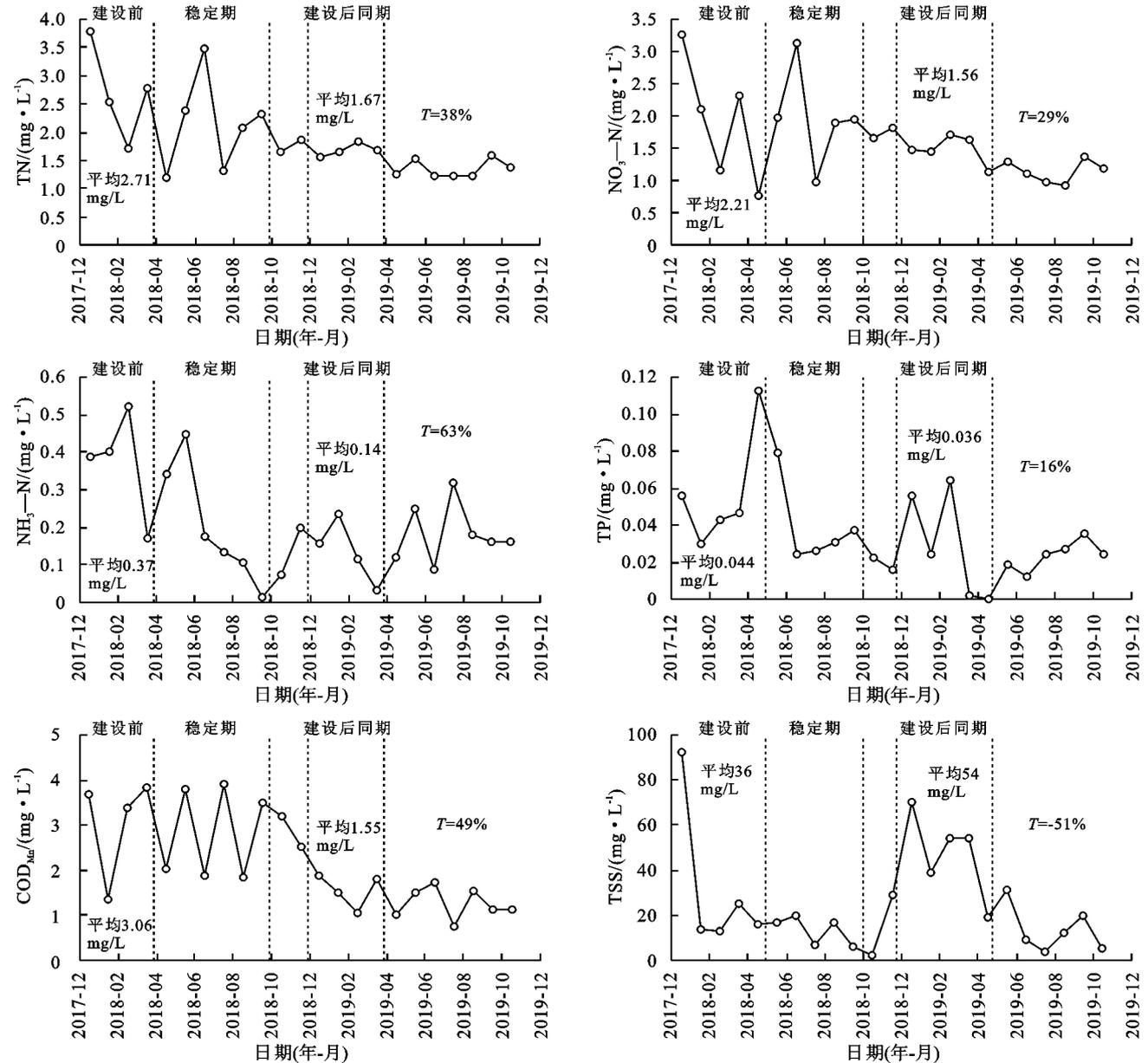


图2 小流域出口污染物浓度变化

本研究中表面流湿地对污染物的去除主要通过导流土壤提高水力停留时间,强化植物根系的作用<sup>[6]</sup>。水力停留时间增加能够增加复氧作用,同时土壤根系能够产生泌氧效应<sup>[18]</sup>,溶解氧可以强化硝化作用<sup>[19]</sup>,增加氨氮的去除。导流土壤还能够有效提高颗粒物的沉降效率,增加TSS的去除;而农业区总磷多以颗粒态为主<sup>[20]</sup>,颗粒态磷的沉降加上植物根系的吸收,使得磷的

去除效率较高。生态塘具有一定的水深,能够形成好氧-厌氧的分层结构,为硝化和反硝化作用提供了有利条件<sup>[21]</sup>。反硝化过程能够促进总氮浓度的降低,同时反硝化作用需要消耗有机碳,也会促进高锰酸盐指数的减少<sup>[22]</sup>。本研究设计的生态沟渠末端设置有沉降池,因此也能够形成好氧-厌氧分层结构,有利于硝化和反硝化作用的进行。人工湿地主要收集生活污水,进水各项污染物

浓度较高,氮素以氨氮为主,硝态氮相对较低。氨氮通过硝化作用转化为硝态氮,导致出水硝态氮大幅增加。

### 3.3 小流域阻控措施面源负荷削减效果

图 4 为小流域各项阻控措施的负荷削减量和各输出入过程,汇水单元沿程分布,污染负荷经各项阻控措施削减后,剩余负荷汇入主沟道。由于沿程负荷输入的累积,沟道各污染物的负荷总体上均表现出从上游到下游增大的趋势。该小流域  $COD_{Mn}$  负荷总量为 596 kg/a,各项措施去除总量为 332 kg/a,总体削减率为 56%。负荷去除量较大的措施为生态沟渠 1、生态沟渠 3、生态滤墙 2。小流域  $NH_3-N$  负荷总量为 88 kg/a,各项阻控措施削减 64 kg/a,总体削减率为 73%,人工湿地、生态沟渠 1、生态沟渠 2 和生态滤墙 2 削减量较高。TN 负荷总量为 191 kg/a,各项阻控措施削减量为

120 kg/a,总体削减率为 63%。生态沟渠 1 和生态沟渠 2 削减量较大。TP 负荷总量为 22 kg/a,各项阻控措施削减量为 13 kg/a,总体削减率为 59%,人工湿地和生态滤墙 2 削减量较大。

自然状态下,小流域沟塘湿地系统也能够起到一定的截留作用。如李玉凤等<sup>[23]</sup>对江苏邵伯湖的小流域研究表明,农村多水塘系统对  $NO_3-N$ 、 $NH_3-N$  和 TN 的截留率为分别为 39%、36% 和 41%,王沛芳等<sup>[24]</sup>对太湖周边的典型小流域研究发现,自然湿地塘对 TN 负荷的平均截留率约为 23%。本研究对研究区的自然沟塘湿地进行了微地形改造(如建设导流埂以增加水力停留时间,建设跌水阶梯增加复氧<sup>[6]</sup>),同时配置小型人工湿地和生态滤墙等措施,小流域对污染物的截留能力相对于自然湿地塘系统有明显的提升。

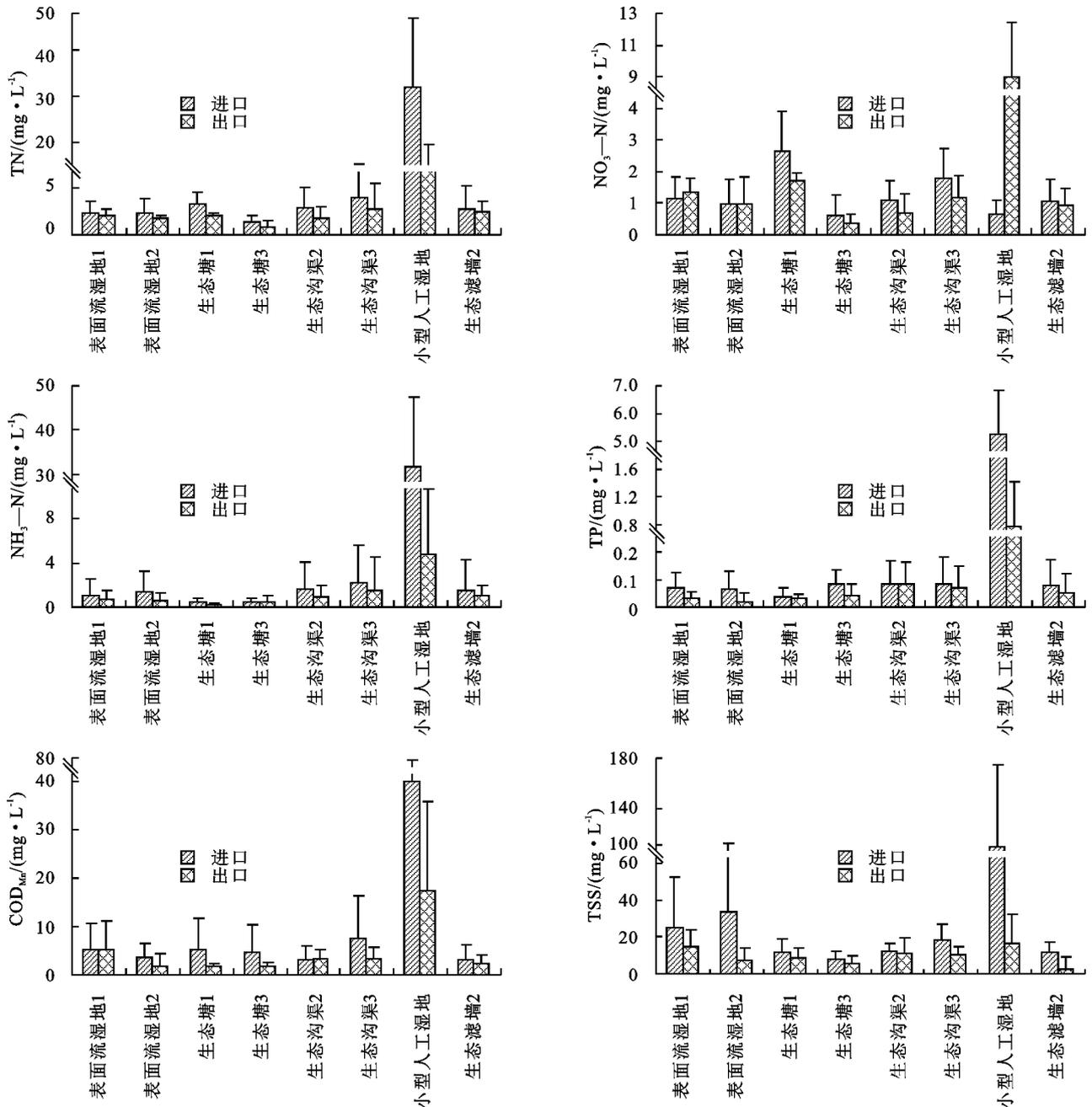


图 3 不同阻控措施进出水浓度变化

表 3 不同阻控措施进出水平均浓度及对污染物的去除率

阻控措施	TN			NO <sub>3</sub> -N			NH <sub>3</sub> -N			TP			COD <sub>Mn</sub>			TSS		
	进水/ (mg·L <sup>-1</sup> )	出水/ (mg·L <sup>-1</sup> )	去除率/ %	进水/ (mg·L <sup>-1</sup> )	出水/ (mg·L <sup>-1</sup> )	去除率/ %	进水/ (mg·L <sup>-1</sup> )	出水/ (mg·L <sup>-1</sup> )	去除率/ %	进水/ (mg·L <sup>-1</sup> )	出水/ (mg·L <sup>-1</sup> )	去除率/ %	进水/ (mg·L <sup>-1</sup> )	出水/ (mg·L <sup>-1</sup> )	去除率/ %	进水/ (mg·L <sup>-1</sup> )	出水/ (mg·L <sup>-1</sup> )	去除率/ %
表面流湿地 1	2.39	2.15	10	1.15	1.33	-15	1.09	0.67	38	0.071	0.031	56	5.17	5.17	0	21	13	38
表面流湿地 2	2.43	1.84	24	0.98	0.97	1	1.34	0.62	54	0.063	0.019	70	3.67	1.91	48	29	6	79
生态塘 1	3.29	2.10	36	2.65	1.70	36	0.46	0.27	40	0.036	0.030	16	5.11	1.88	63	10	7	30
生态塘 3	1.35	0.88	35	0.61	0.35	43	0.43	0.45	-5	0.085	0.041	52	4.61	1.69	63	7	5	29
生态沟渠 2	2.88	1.76	39	1.11	0.70	37	1.59	0.90	43	0.083	0.082	1	3.21	3.38	-5	10	9	10
生态沟渠 3	4.06	2.81	31	1.78	1.19	33	2.19	1.53	30	0.086	0.072	16	7.34	3.23	56	16	9	44
小型人工湿地	33.41	14.56	56	0.63	9.25	-1366	31.90	4.76	85	5.450	0.876	84	39.65	17.20	57	106	14	87
生态滤墙 2	2.74	2.44	11	1.06	0.94	11	1.51	1.06	30	0.079	0.052	34	3.05	2.43	20	10	2	80

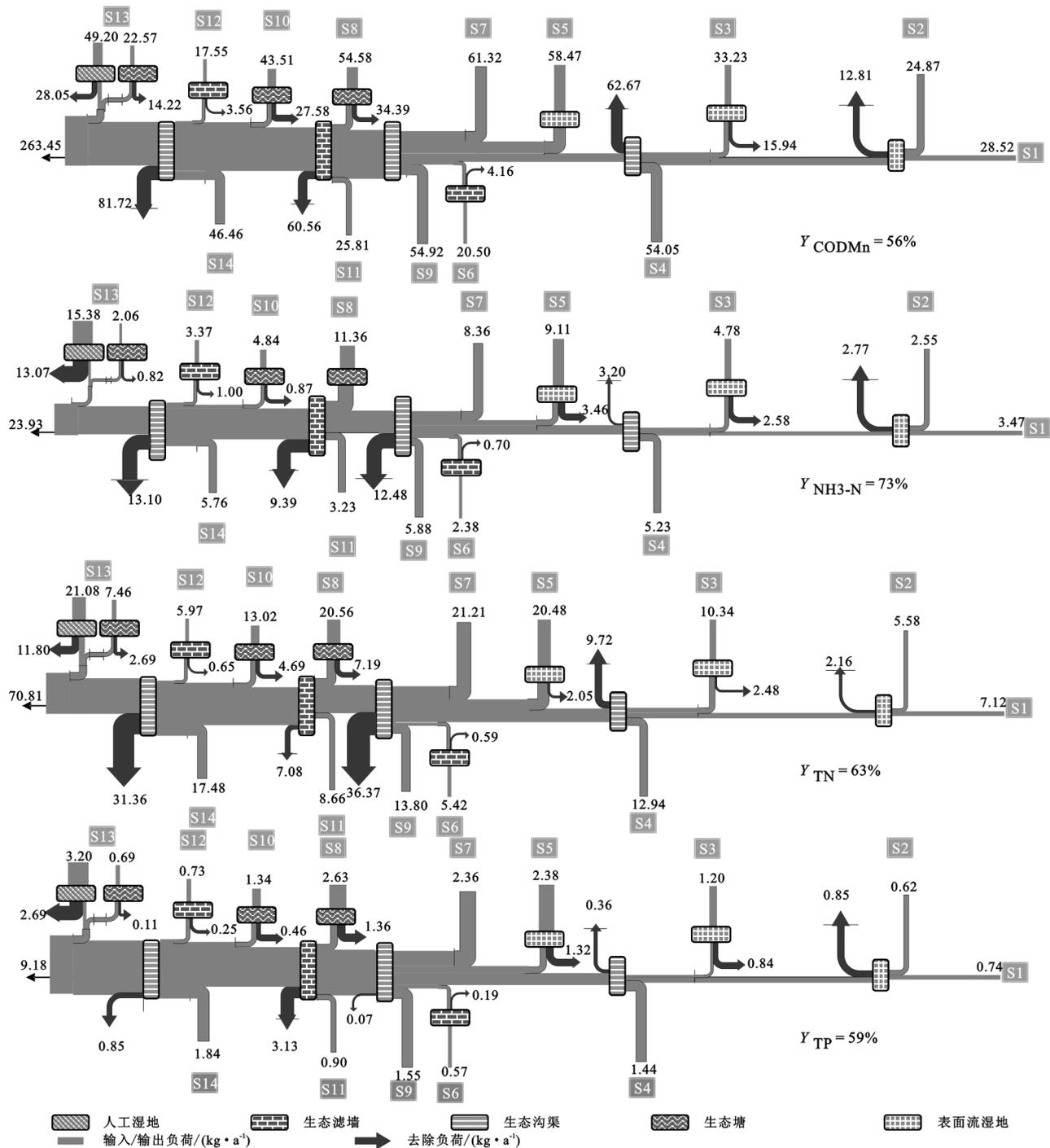


图 4 小流域面源生态阻控体系阻控效率分析

除微地形改造外,阻控措施的空间布局也会影响小流域面源污染负荷阻控效率。小流域面源污染负

荷沿程累积,阻控措施的布局与污染负荷的削减直接相关,总体的阻控效率是各项措施阻控效率的累积结果。小流域中不同类型的景观单元对面源负荷的贡献具有明显的差异,如农田和村落都是重要的面源负荷来源,将阻控措施布设在农田村落集中的下游沟道,将能够有效提升污染负荷的阻控效率。从各阻控措施的负荷削减量可以看到,位于下游主沟道的生态滤墙、生态沟渠负荷削减量相对较大,位于上游的表面流湿地负荷削减量相对较小。同时,控制各支沟的阻控措施的负荷削减量一般小于主沟道措施。

阻控措施布局过程中,以小流域出口的水质目标为依据,计算出污染物浓度下降比例的目标值,根据目标值对阻控措施布局进行优化。如氨氮水质目标设定为 0.2 mg/L,按照阻控系统建设前平均浓度 0.3 mg/L 计算,浓度下降比例目标值为 33%。而现状布局方案下小流域氨氮浓度的下降比例为 63%,高于目标要求,因此可适当精简阻控措施。通过计算,在去除表面流湿地 3、生态塘 3、生态沟渠 3 的条件下,氨氮负荷输出量增加至 31.19 kg/a,预计小流域出口的氨氮浓度平均为 0.18 mg/L,能够满足水质目标要求。

## 4 结论

(1)钱家沟生态阻控系统建设初期,各污染物持续波动,较建设前下降不明显;阻控系统稳定半年后, TN、NO<sub>3</sub>-N、NH<sub>3</sub>-N、COD<sub>Mn</sub>、TP 下降比例分别为 38%,29%,63%,49%,16%,污染阻控效果较好。

(2)表面流湿地主要对 NH<sub>3</sub>-N、TP 和 TSS 去除效果较好,去除率最高达到 54%,70%,78%;生态塘、生态沟渠对 TN、NO<sub>3</sub>-N、COD<sub>Mn</sub> 去除效果较好,生态塘去除率最高达到 36%,43%和 63%,生态沟渠去除率最高分别达到 39%,37%和 56%;小型人工湿地对 TN、NH<sub>3</sub>-N、COD<sub>Mn</sub>、TP 和 TSS 均具有较好的去除效果,去除率分别为 56%,85%,84%,57%,87%;生态滤墙主要对 TSS 去除效果较好,去除率达到 81%。

(3)小流域生态阻控系统对 COD<sub>Mn</sub>、NH<sub>3</sub>-N、TN、TP 负荷的总体削减率分别为 56%,73%,63%,59%。

### 参考文献:

[1] 杨林章,冯彦房,施卫明,等.我国农业面源污染治理技术研究进展[J].中国生态农业学报 2013,21(1):96-101.  
 [2] 方怒放,史志华,李璐.基于输出系数模型的丹江口库区非点源污染时空模拟[J].水生态学杂志,2011,32(4):7-12.  
 [3] 雷沛,曾祉祥,张洪,等.丹江口水库农业径流小区土壤氮磷流失特征[J].水土保持学报,2016,30(3):44-48.  
 [4] 王超,贾海燕,雷俊山,等.南水北调中线水源地小流域面源污染生态阻控[J].环境工程学报,2020,14(10):2615-2623.  
 [5] 陈庆华,俞新峰,王为东.石臼漾水源生态湿地工程的水质改善效果[J].中国给水排水,2013,29(1):43-48.

[6] 侯静文,崔远来,赵树君,等.生态沟对农业面源污染物的净化效果研究[J].灌溉排水学报,2014,33(3):7-10.  
 [7] 王晓玲,李建生,李松敏,等.生态塘对稻田降雨径流中氮磷的拦截效应研究[J].水利学报,2017,48(3):291-298.  
 [8] 边博,吴海锁,蒋永伟.农村水库型水源地水质安全保障技术研究:以塘马水库为例[C]//中国环境科学学会.2013 中国环境科学学会学术年会论文集(5 卷).昆明,2013:3799-3808.  
 [9] 国家环保局《水和废水监测分析方法》编委会.水和废水监测分析方法[M].4 版.北京:中国环境科学出版社,2002:10-20.  
 [10] 王国重,李中原,屈建钢,等.丹江口水库两个小流域农田养分流失特征比较[J].中国农学通报,2017,33(8):99-103.  
 [11] Williams J R, Laseur W V. Water yield model using scs curve numbers [J].Journal of the Hydraulics Division,1976,102(9):1241-1253.  
 [12] 于维坤.丹江口库区小流域面源污染特征研究[D].沈阳:沈阳航空工业学院,2009.  
 [13] 谢强,余红英,纪丁愈,等.典型农业小流域面源污染状况调查及特征分析[C]//中国环境科学学会.中国环境科学学会生态农业专业委员会 2013 年学术年会论文集.成都,2013:75-83.  
 [14] 王夏晖,尹澄清,单保庆,等.农业流域“汇”型景观结构对径流调控及磷污染物截留作用的研究[J].环境科学学报,2005,25(3):293-299.  
 [15] 杜欢,刘春敬,宋漫利,等.河北省清水河流域农村生活污水产污特征[J].江苏农业科学,2018,46(4):255-259.  
 [16] 申萌萌,苏保林,黄宁波,等.太湖周边农村生活污染调查及入湖系数估算[J].北京师范大学学报,2013,49(2):261-265.  
 [17] 韩小勇,孙璞.多水塘湿地系统中水生植被恢复及其对面源污染的截留作用[J].合肥学院学报,2007,17(1):71-74.  
 [18] 王文林,韩睿明,王国祥,等.湿地植物根系泌氧及其在自然基质中的扩散效应研究进展[J].生态学报,2015,35(22):7286-7297.  
 [19] 刘文如,顾广发,宋小康,等.不同溶解氧浓度下硝化工艺中微生物种群结构对比[J].环境科学,2019,40(8):3706-3712.  
 [20] 丁锁,臧宏伟.农业区磷流失形态的研究[J].水土保持应用技术,2006(4):3-5.  
 [21] 范立民,裘丽萍,吴伟,等.养殖池塘系统反硝化作用研究现状及展望[J].安徽农学通报,2012,18(13):157-160.  
 [22] 闫春妮,黄娟,李稹,等.湿地植物根系及其分泌物对土壤脲酶、硝化一反硝化的影响[J].生态环境学报,2017,26(2):125-130.  
 [23] 李玉凤,刘红玉,刘军志,等.农村多水塘系统景观结构对非点源污染中氮截留效应的影响[J].环境科学,2018,39(11):161-168.  
 [24] 王沛芳,王超,徐海波.自然水塘湿地系统对农业非点源氮的净化截留效应研究[J].农业环境科学学报,2006,25(3):782-785.