

复合生态沟渠对池塘养殖尾水和稻田退水的净化效果

芮金亮¹, 李奎¹, 孙静好¹, 李敏¹, 石伟², 邱文杰³, 管卫兵^{1,4,5}

(1.上海海洋大学 海洋生态与环境学院, 上海 201306; 2.银川科海生物技术有限公司, 宁夏 银川 750000; 3.银川市贺兰县农业农村局, 宁夏 银川 750000; 4.淮安市苏泽生态农业有限公司, 江苏 淮安 223218; 5.农业农村部稻渔综合种养生态重点实验室, 上海 201306)

摘要: [目的] 研究复合生态沟渠系统中的水质沿程变化以及其净化效果, 以期为稻渔共作循环水养殖模式的合理构建和绿色发展提供科学参考。[方法] 通过构建一种由不同类型生态沟渠联通耦合的复合生态沟渠系统, 于 2020 年和 2021 年对沿程水体进行采样监测, 研究复合生态沟渠对池塘养殖尾水和稻田退水的净化效果。[结果] 2020 年池塘养殖尾水磷酸盐去除率为 96.21%, 亚硝酸盐氮去除率为 91.27%, 氨氮去除率为 94.75%。2021 年池塘养殖尾水磷酸盐去除率为 68.96%, 亚硝酸盐氮去除率为 61.36%, 氨氮去除率为 51.92%; 稻田退水净化后达到《地表水环境质量标准(GB3838-2002)》的Ⅳ类标准。[结论] 复合生态沟渠应用于池塘养殖尾水和稻田退水的净化和循环利用, 效果显著, 具有广阔的前景。

关键词: 复合生态沟渠; 池塘养殖尾水; 稻田退水; 净化效果

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2022)06-0206-08

中图分类号: X52

文献参数: 芮金亮, 李奎, 孙静好, 等. 复合生态沟渠对池塘养殖尾水和稻田退水的净化效果[J]. 水土保持通报, 2022, 42(6): 206-213. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2022.06.026; Guo Jinliang, Li Kui, Sun Jingyu, et al. Purification effect of aquaculture wastewater and paddy field drainage water using a compound ecological ditch [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2022, 42(6): 206-213.

Purification Effect of Aquaculture Wastewater and Paddy Field Drainage Water Using a Compound Ecological Ditch

Guo Jinliang¹, Li Kui¹, Sun Jingyu¹, Li Min¹, Shi Wei², Qiu Wenjie³, Guan Weibing^{1,4,5}

(1.College of Marine Ecology and Environment, Shanghai Ocean University,

Shanghai 201306, China; 2.Yinchuan Kehai Biotechnology Co., Ltd., Yinchuan,

Ningxia 750000, China; 3.Yinchuan Helan County Agricultural and Rural Bureau, Yinchuan,

Ningxia 750000, China; 4.Huai'an Suze Ecological Agriculture Co. Ltd., Huaian, Jiangsu 223218, China;

5.Key Laboratory of Integrated Rice-Fish Farming, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Shanghai 201306, China)

Abstract: [Objective] The water quality changes along the way in the compound ecological ditch system and the system's purification effect were studied in order to provide a scientific reference for the rational construction and green development of a recirculating aquaculture model of rice-fish co-cropping. [Methods] After constructing a composite ecological ditch system connected by different types of ecological ditches, we sampled and monitored water bodies along the river in 2020 and 2021, and studied the purification effect of composite ecological ditches on aquaculture wastewater and paddy field drainage water. [Results] In 2020, the phosphate removal rate, nitrite nitrogen removal rate, and ammonia nitrogen removal rate of aquaculture wastewater were 96.21%, 91.27%, and 94.75%, respectively. In 2021, the phosphate removal rate, nitrite nitrogen removal rate, and ammonia nitrogen removal rate of aquaculture wastewater were 68.96%, 61.36%, and 51.92%, respectively. The water quality met the class Ⅳ standard specified in the environmental

收稿日期: 2022-04-24

修回日期: 2022-06-03

资助项目: 银川市农牧局 2017 年农业科技项目“陆基生态渔场养殖在西北地区的应用”(D-8006-18-0008); 宁夏回族自治区科技重点研发计划项目“稻渔综合种养立体复合系统生态养殖技术与示范”(2020BBF02009)

第一作者: 芮金亮(1997—), 男(汉族), 江苏省南京市人, 硕士研究生, 研究方向为水环境治理与生态修复。Email: 1357025381@qq.com。

通讯作者: 管卫兵(1972—), 男(汉族), 上海市人, 博士, 副教授, 硕士生导师, 主要从事生态渔业及恢复生态研究。Email: wbguan@shou.edu.cn。

quality standards for surface water (GB3838-2002) after the paddy field drainage was purified. [Conclusion] A compound ecological ditch was used to purify and recycle aquaculture wastewater and paddy field drainage water.

Keywords: compound ecological ditch; aquaculture wastewater; paddy field drainage; purification effect

池塘养殖作为中国当前养殖业的一种主要生产方式,随着高密度、高投饵率的精养模式的大规模推广,常引起水质恶化并导致病害、产量下降及影响品质等诸多问题,污水的排出还可能导致周边水体富营养化^[1],控制和处理养殖尾水污染是实现渔业健康发展和水资源可持续利用的重要保障。在鱼类养殖过程中,70%~80%投喂的饲料会以溶解或颗粒物的形式排放到水体中,其中最终约有 51%的氮和 64%的磷会成为废弃物^[2]。这不仅会影响鱼类的生长速度,提高鱼病的发生率,降低水产品的产量和质量,影响整个养殖产业的总体经济效益,而且随着养殖尾水的排出,会进一步加剧周围水体的富营养化。如今,面源污染正逐步取代点源污染,成为引发地表水环境问题的主要原因,而农业面源污染又是最主要来源之一。中国作为利用稻田进行农业生产的大国,其产生的稻田退水是引发农业面源污染的一类重要形式。据统计,稻田退水引发自然水体富营养化的贡献率高达 27%,大量未被利用的氮、磷随退水流失到周边水体中,继而引发河流和湖泊的富营养化^[3-4]。在池塘养殖尾水和稻田退水净化中,已有研究通过对排水沟渠进行改造,进而形成具备排水和湿地净化双重作用的生态沟渠^[5-7]。吴湘等^[8]通过生态沟渠对中华鳖温室的养殖排放水体进行净化,总氮浓度减少 75%,铵态氮浓度减少 91%,总磷浓度减少 83%,化学需氧量减少 62%,溶解氧增加近 4 倍。刘兴国等^[9]对生态工程化循环水池塘养殖系统进行研究,结果表明生态沟渠对养殖水体中 TN 的去除率达到 18.35%,TP 的去除率达到 17.39%,COD 的去除率达到 18.18%。陶玲等^[10]研究生态沟渠可以增加水中溶解氧,去除 N、P 等物质,达到对处理养殖废水的目的。吴军等^[11]运用排水沟与塘堰湿地结合的系统净化农田排水,一定程度上实现了减少农田面源污染和修复农田水环境的目的。张树楠等^[12]将原农业排水沟渠改建成生态沟后,出水氮、磷浓度分别达到地表水环境质量标准Ⅳ类和Ⅱ类,对水体总氮、总磷的平均去除率分别为 64.3%,69.7%。生态沟渠可同时通过植物吸收、泥沙截留和微生物分解等理化作用,降低水体中的污染物浓度^[13]。生态沟渠中的水生植物除能直接吸收水体中的氮、磷外,还可延长沟渠中的水力停留时间,为微生物提供有利的生长环境等^[14]。但已有

研究多针对小规模池塘养殖尾水和稻田退水的净化,对实际大型工程化循环水池塘养殖系统运行中的氮磷污染状况研究仍较缺乏^[15]。现有研究在通过生态沟渠实现池塘养殖尾水和稻田退水净化后一般直接排出系统,未实现水资源的循环利用和造成养分流失,不适合中国中西部等干旱缺水地区。本研究通过在稻蟹共生一池塘养殖耦合系统中^[16-17],构建一种复合生态沟渠系统,实现对池塘养殖尾水和稻田退水的污水净化和循环资源化利用。通过研究复合生态沟渠系统中的水质沿程变化,探讨其净化效果,以期为稻渔共作循环水养殖模式的合理构建和绿色发展提供科学参考。

1 材料与方法

1.1 试验条件

本研究试验地点位于宁夏回族自治区银川市贺兰县常信乡四十里店村科海渔业,整个养殖基地占地 71.10 hm²,其中水产养殖面积 19.34 hm²,稻田种植面积 51.76 hm²,基地日常运行是将池塘养殖尾水引入稻田净化后再返回池塘。试验分别在基地内的池塘养殖尾水复合生态沟渠和稻田退水复合生态沟渠中进行,沟渠系统全长约 3 050 m,宽 6~8 m,深约 2 m。池塘养殖尾水复合生态沟渠由 5 段组成,分别为第一段睡莲沟、二号沟、三号沟、第二段睡莲沟和三池两坝沟组成。第一段睡莲沟长约 120 m,沟中均匀栽种睡莲。二号沟为稻田进水沟,长约 820 m,沟内养殖有少量草鱼,日常喂养芦苇和浮萍等青饲料以产生生物絮团净化水质。三号沟为稻田排水沟,长约 730 m。第二段睡莲沟长约 170 m,沟中均匀栽种睡莲。三池两坝沟长约 220 m,沟内有沉淀池、曝气池和生态净化池,由两级过滤坝隔开,沟中均匀栽种狐尾藻、薄荷和芦竹等水生植物进一步净化水质。沟渠东侧放置有抽水泵,通过水泵将净化后的水再灌入池塘。稻田退水复合生态沟渠由 2 段组成,第一段由稻田排水沟改造而成,长约 990 m,沟内种植芦苇、菖蒲等水生植物,第二段为三池两坝沟。稻田退水复合生态沟渠和池塘养殖尾水复合生态沟渠的三池两坝沟为同一沟段。复合生态沟渠系统对池塘养殖尾水和稻田退水的净化流程(图 1)。沟渠结构形状为倒梯形(图 2)。

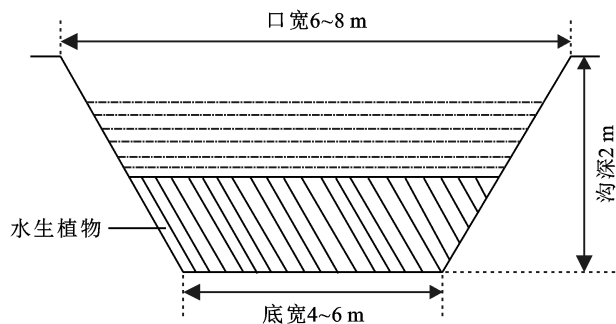
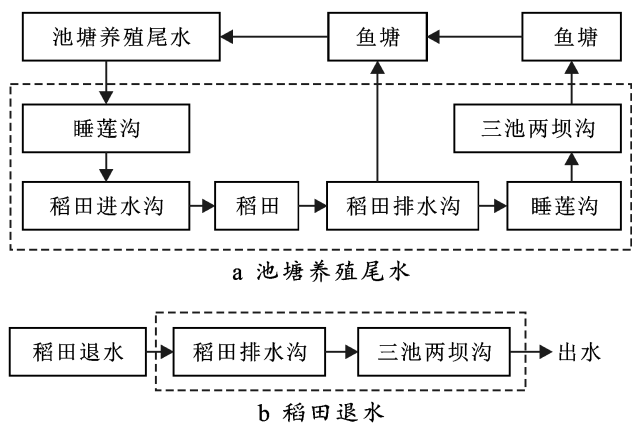


图 2 生态沟渠横断面示意

1.2 样品采集

宁夏地区稻渔综合种养的主要生产时间为5—9月,而8—9月正是水稻生长的灌溉需肥旺期和池塘养殖需换水周期的重要时期,考察其循环水水质沿程变化情况具有重要意义。2020年8月对池塘养殖尾水复合生态沟渠进行7次水质监测,共选取11个点位进行采样,采集上、中层混合水样,每个点位均采集3个平行样,此期间基地生产状况良好。检测指标为溶解氧(DO)、水温(WT)、磷酸盐($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$)、亚硝酸盐氮($\text{NO}_2^-\text{-N}$)和氨氮($\text{NH}_3\text{-N}$)等水质指标,采样时间为上午10:00—11:00。 S_1 位于鱼塘总出水口, S_2 位于睡莲沟和二号沟的交汇处, S_3 位于二号沟中间, S_4 位于二号沟出水口, S_5 位于三号沟进水口, S_6 位于三号沟中间, S_7 位于三号沟和睡莲沟的交汇处, S_8 位于睡莲沟出水口, S_9 位于三池两坝沟第一个坝前, S_{10} 位于第2个坝前, S_{11} 位于鱼塘总进水口。采样点分布如图3所示。精养鱼塘所产生的养殖尾水由鱼塘总出水口进入第一段睡莲沟,然后流入二号沟,由泵站抽水灌入稻田,经稻田净化后由稻田出水口进入三号沟,然后部分直接流入鱼塘,部分流入第二段睡莲沟,最后由睡莲沟出水口进入三池两坝沟,养殖尾水完全处理完毕。经过处理后的养殖尾水再由水泵抽入鱼塘总进水口供给至各鱼塘。

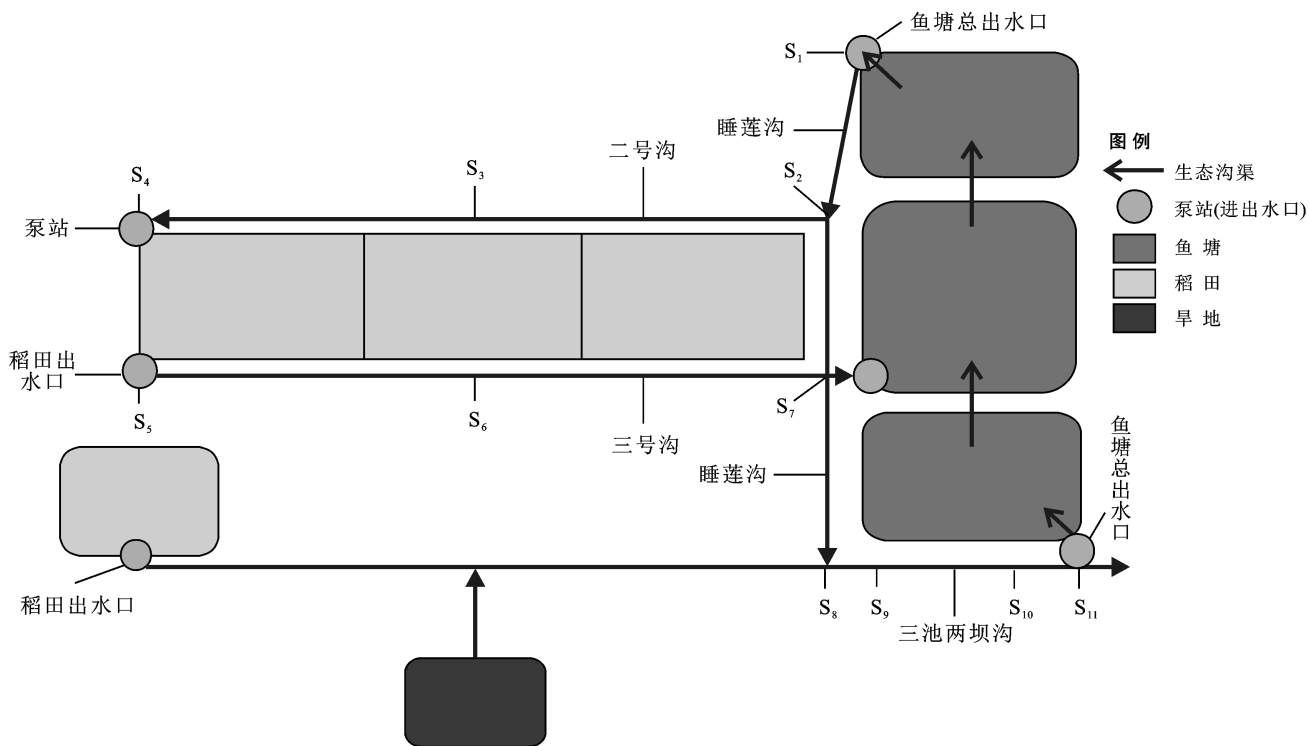


图 3 2020 年试验采样点分布

2021 年对池塘养殖尾水复合生态沟渠进行重复监测,共选取 7 个点位进行采样,采样点位、方法和检测指标与 2020 年一致。2021 年同时对基地稻田退

水复合生态沟渠中的水质情况进行了测试研究,于8—9月共进行7次水质监测,共选取11个点位进行采样检测。

P_1 位于稻田出水口, P_2 — P_7 位于改造后的稻田排水沟, 其中 P_4 — P_6 位于基地周边毗连旱地的排水沟渠, P_8 位于与睡莲沟的交汇处, P_9 位于三池两坝沟

第一个坝前, P_{10} 位于第 2 个坝前, P_{11} 位于沟渠出水处。采样点分布如图 4 所示。采样方法和检测指标与池塘养殖尾水复合生态沟渠一致。

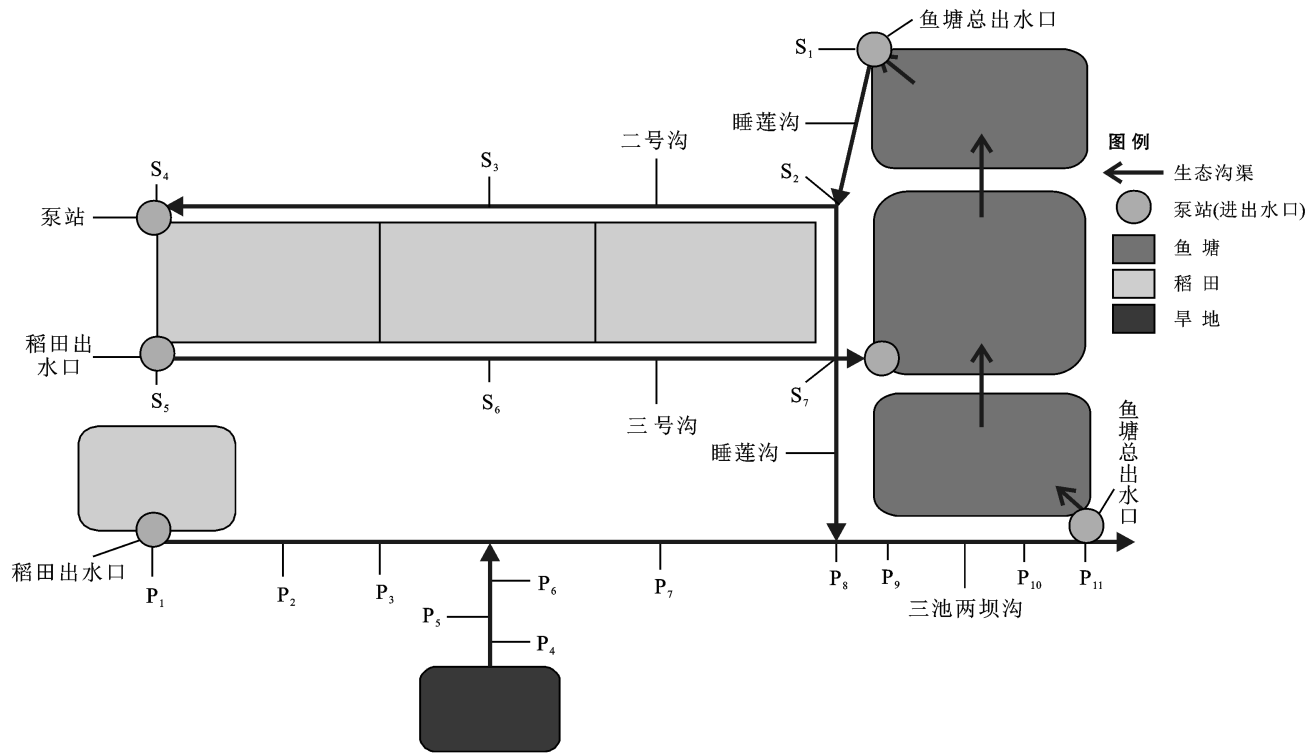


图 4 2021 年试验采样点分布

1.3 试验方法

采样容器均为无菌采样瓶, 将获得的水样置于便携冰箱进行低温保存, 24 h 完成样品的水质指标测定。溶解氧和水温使用哈希溶氧仪测定; 溶解性磷酸盐采用钼锑抗分光光度法(HJ632-2011)测定; 氨氮采用纳氏试剂分光光度法(HJ535-2009)测定, 亚硝酸盐氮采用 N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法(GB/T11889-1989)测定。

1.4 数据分析

试验数据通过 Excel 2010 进行制图, 通过 SPSS 26 统计软件进行方差分析(one-way ANOVA)检验各指标的显著性水平, $p<0.05$ 为显著, $p<0.01$ 为极显著。

2 结果与分析

2.1 池塘养殖尾水复合生态沟渠

2020 和 2021 年池塘养殖尾水复合生态沟渠溶氧、磷酸盐、亚硝酸盐氮和氨氮含量沿程变化分别如图 5—6 所示。

由图 5—6 可知池塘养殖尾水在进入复合生态沟渠后, 水体中的污染物浓度均有所下降。2020 年磷酸盐由 0.43 ± 0.36 mg/L 下降至 0.02 ± 0.01 mg/L, 平均去除率为 96.21%, 亚硝酸盐氮由 0.13 ± 0.08

mg/L 下降至 0.01 ± 0.01 mg/L, 平均去除率为 91.27%, 氨氮由 2.64 ± 1.00 mg/L 下降至 0.14 ± 0.10 mg/L, 平均去除率为 94.75%; 2021 年磷酸盐由 0.08 ± 0.08 mg/L 下降至 0.03 ± 0.03 mg/L, 平均去除率为 68.96%, 亚硝酸盐氮由 0.08 ± 0.03 mg/L 下降至 0.03 ± 0.01 mg/L, 平均去除率为 61.36%, 氨氮由 0.69 ± 0.29 mg/L 下降至 0.33 ± 0.07 mg/L, 平均去除率为 51.92%, 说明复合生态沟渠系统对池塘养殖尾水起到了很好的净化效果, 各采样点水质状况详见表 1—2。

表 1 不同采样点 2020 年水质的比较

采样点	DO/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}/$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	$\text{NO}_2^-\text{-N}/$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	$\text{NH}_3\text{-N}/$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
S_1	5.08 ± 3.28	0.43 ± 0.36	0.13 ± 0.08	2.64 ± 1.00
S_2	3.06 ± 3.11	0.39 ± 0.39	0.07 ± 0.06	1.77 ± 1.56
S_3	3.80 ± 2.66	0.36 ± 0.34	0.03 ± 0.04	1.11 ± 1.16
S_4	7.64 ± 1.77	0.25 ± 0.20	0.02 ± 0.04	0.55 ± 0.63
S_5	10.90 ± 2.94	0.05 ± 0.02	0.02 ± 0.02	0.16 ± 0.05
S_6	11.38 ± 2.61	0.03 ± 0.02	0.02 ± 0.03	0.24 ± 0.27
S_7	13.44 ± 2.14	0.02 ± 0.01	0.01 ± 0.01	0.14 ± 0.10
S_8	0.56 ± 0.53	0.58 ± 0.43	0.02 ± 0.03	2.06 ± 0.95
S_9	1.11 ± 1.11	0.44 ± 0.26	0.01 ± 0.02	1.46 ± 0.89
S_{10}	0.94 ± 0.73	0.49 ± 0.31	0.01 ± 0.02	1.50 ± 0.88
S_{11}	0.96 ± 0.66	0.58 ± 0.32	0.02 ± 0.02	1.65 ± 0.90

注: 表中数据为平均值±标准差。下同。

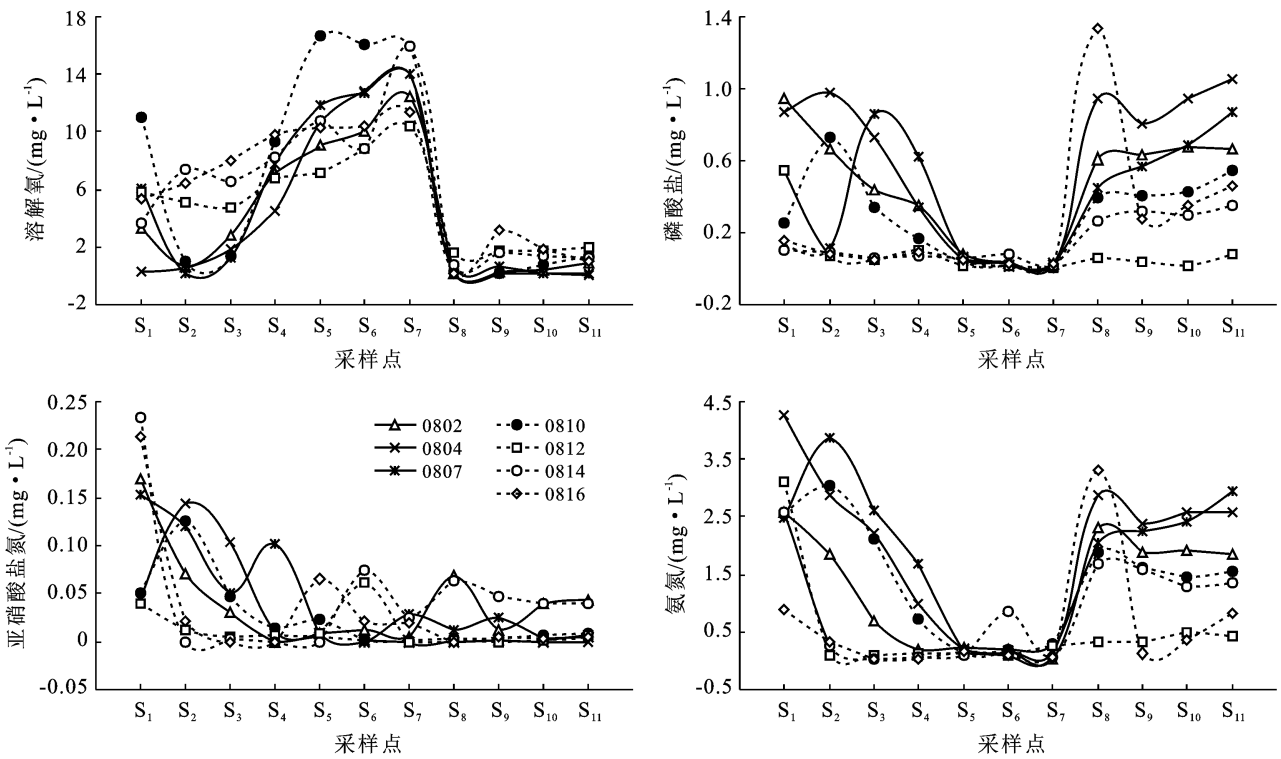


图 5 池塘养殖尾水复合生态沟渠 2020 年水质沿程变化

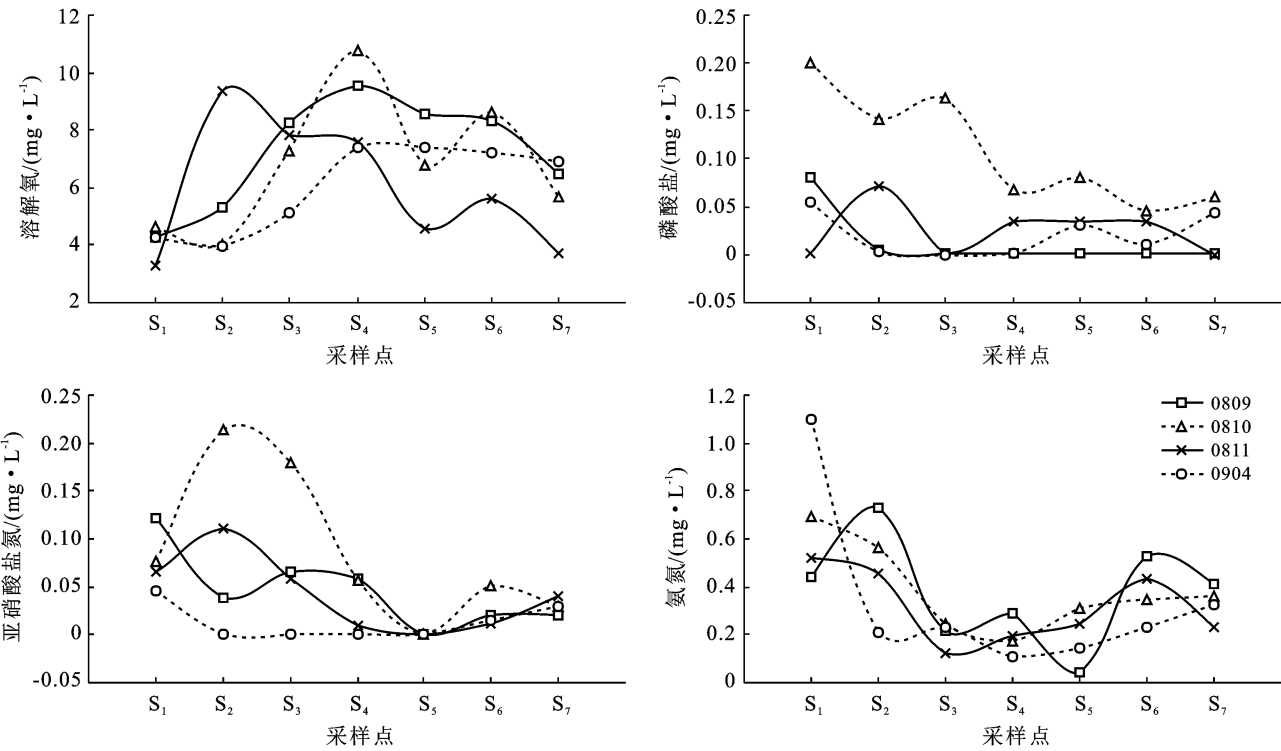


图 6 池塘养殖尾水复合生态沟渠 2021 年水质沿程变化

池塘养殖尾水在经过复合生态沟渠后,溶解氧含量有所上升。尾水在进入生态沟渠后,其流速缓慢,而且与空气的接触面积增大,溶解氧增加。另外,沟渠内水生植物的光合作用也是溶解氧增加的原因之一。睡莲沟出水口溶解氧浓度极显著低于鱼塘总出

水口、二号沟和三号沟溶解氧浓度($p<0.01$)。睡莲沟中睡莲生长茂密,遮蔽阳光,影响水体中藻类光合作用,从而使溶解氧较低。此外,睡莲生长速度快,茎叶脱落分解过程中也会消耗氧,因此要合理控制睡莲的种植密度。鱼塘总出水口排出的富营养化尾水和

沟渠排出的稻田水,经过睡莲沟中睡莲和浮游生物消耗,溶解氧在 S_1 — S_2 间和 S_7 — S_8 间迅速下降。尾水进入沟渠后经过四号沟泵站进入稻田,在稻田净化作用下,水中溶解氧迅速增高,净化后由稻田总出水口流入三号沟。但由于经过第二段睡莲沟的耗氧作用,所以最终进入三池两坝的尾水溶解氧含量并不高,仅 0.56 ± 0.53 mg/L。在经过三池两坝沟中曝气池作用后,溶解氧含量上升至 1.11 ± 1.11 mg/L。由于池塘养殖尾水在流入稻田后,磷酸盐被稻田被吸收,因此三号沟磷酸盐浓度显著低于鱼塘总出水口($p<0.05$)。睡莲沟中沉积了较多的磷酸盐,在厌氧环境下,会分解释放出大量可溶性磷酸盐,因此尾水在经三号沟出水口流入睡莲沟后,磷酸盐浓度极显著上升($p<0.01$)。经过三池两坝沟中水生植物吸收后,磷酸盐浓度又有所下降。鱼塘尾水经过复合生态沟渠后亚硝酸盐氮浓度呈极显著性下降($p<0.01$)。精养鱼塘在鱼类和其他动物作用下产生大量亚硝酸盐氮,尾水进入睡莲沟后,被微生物还原,亚硝酸盐氮含量迅速下降,但经过稻田在有氧条件下会转化为亚硝酸盐氮,故三号沟亚硝酸盐氮浓度有所上升。鱼塘养殖尾水在进入复合生态沟渠后氨氮呈下降趋势,经过稻田净化后三号沟中氨氮浓度和其他沟相比呈极显著降低($p<0.01$)。而在进入第二段睡莲沟后氨氮浓度呈极显著上升($p<0.01$),主要是由于睡莲沟内厌氧藻类较少,因而浓度上升。经过三池两坝沟中水生植物吸收后,鱼塘总进水口氨氮浓度有所下降。随着系统运行时间的推移,鱼塘内磷酸盐、亚硝酸盐氮和氨氮的浓度总体呈下降趋势,为鱼类生长提高了良好的养殖生态环境。

表 2 不同采样点 2021 年水质的比较

采样点	DO/ (mg·L ⁻¹)	PO ₄ ³⁻ -P/ (mg·L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N/ (mg·L ⁻¹)	NH ₃ -N/ (mg·L ⁻¹)
S ₁	4.13±0.58	0.08±0.08	0.08±0.03	0.69±0.29
S ₂	5.68±2.55	0.06±0.07	0.09±0.09	0.49±0.22
S ₃	7.13±1.41	0.04±0.08	0.08±0.08	0.20±0.06
S ₄	8.83±1.64	0.03±0.03	0.03±0.03	0.19±0.08
S ₅	6.82±1.68	0.04±0.03	0.001±0.001	0.19±0.12
S ₆	7.44±1.36	0.02±0.02	0.02±0.02	0.39±0.13
S ₇	5.70±1.41	0.03±0.03	0.03±0.01	0.33±0.07

生态沟渠中种植有各种水生植物,水生植物的根(茎)网络为微生物的附着、栖生、繁殖提供了条件,沟渠底部沉积物表面也附着大量微生物,这些微生物可对 N 进行硝化、反硝化等作用。沟渠底部有土壤和植物死亡后的腐殖质组成的沉积物,这些沉积物有较大的表面积,将吸附的 N、P 进行沉积、转化^[18]。同

时,沉积物表面的 N、P 会随着间隙水的迁移转移到沉积物内部,然后通过矿化等方式将部分 N、P 去除^[19]。另外,沟渠中的水生植物所形成的过滤带能降低水流速度,进而减缓污染物的输移,促使其在沟渠中沉淀下来^[20]。

2.2 稻田退水复合生态沟渠

2021 年稻田退水复合生态沟渠溶解氧、磷酸盐、亚硝酸盐氮和氨氮含量沿程变化如图 7 所示。由图 7 可知,稻田退水在经过复合生态沟渠后溶解氧浓度呈极显著下降($p<0.01$),生态沟渠中水生植物茂密,遮蔽了光照,影响水体中藻类的光合作用,从而使得稻田退水在进入沟渠后溶解氧下降。稻田退水在进入复合生态沟渠后,水体中的磷酸盐、亚硝酸盐氮、氨氮浓度均有所下降,说明复合生态沟渠系统对稻田退水起到了很好的净化作用。经过连续监测,发现随着系统运行时间的持续,出水磷酸盐、亚硝酸盐氮和氨氮的浓度总体呈下降趋势,净化效果更加稳定。在稻田退水流经至 P_8 时,因为有睡莲沟出水,导致磷酸盐、亚硝酸盐氮、氨氮浓度有所波动上升。9 月中旬水稻开始进入收割前的干田期,稻田退水量增大,水力停留时间变短,因此对复合生态沟渠的净化效果产生影响。另外,由于降雨等引起地表径流输入变化,也会对沟渠沿程及个别点位的水质产生影响。监测总体结果表明复合生态沟渠对稻田退水起到了很好的净化作用,经过净化后的稻田退水达到《地表水环境质量标准(GB3838-2002)》的Ⅳ类标准,减少了农业面源污染。

3 讨论与结论

水环境污染不仅制约中国池塘养殖的健康发展,而且对养殖区及其周边水域的生态环境也产生负面影响^[21]。虽然中国在 2007 年就颁布了《淡水池塘养殖水排放要求(SC/T9101-2007)》,但由于水产养殖区域分布较广且分散,难以对养殖用水集中组织排放,因此管控效果一直不佳。人工湿地作为一种新兴的水污染处理技术,目前已被广泛地应用处理各种类型废水。中国稻田面积广阔,水稻生长的需肥旺期与养殖需换水周期较一致,因此稻田湿地在池塘养殖尾水净化中可发挥独特的作用^[22-23]。稻田退水是农业面源污染的主要来源之一,如果不经处理直接排放也会污染周边水体。稻田退水沟渠是重要的农田水利设施,不仅承担着汇水、排水的作用,还具备一定程度的湿地净化水质功能^[24-25]。目前,稻田沟渠系统在污染物的截留与净化方面日益受到重视^[26]。杨林章等^[27]研究表明,生态沟渠对农业非点源氮污染的去

除率达到 48%~64%，磷污染的去除率达到 41%~70%。生态拦截型沟渠系统对农田径流中的氮、磷都有较好地去除效率，但易受其他因素影响，如进水氮磷浓度、水力停留时间和季节温度等^[28]。另外，一些水生植物在吸收营养物质后，会迅速生长从而减小沟渠的实际过水断面，再加上一些悬浮物的沉淀积累，

因而在比较长的时间里会影响复合生态沟渠的处理效果，甚至导致系统不能正常运行。因此，选取合适的水生植物，及时对水生植物进行刈割和定期清理沟渠是很重要的。余红兵等^[29]发现定期刈割沟渠植物，不仅能转移植物吸收的氮、磷，还能提高底泥的氮、磷去除率。

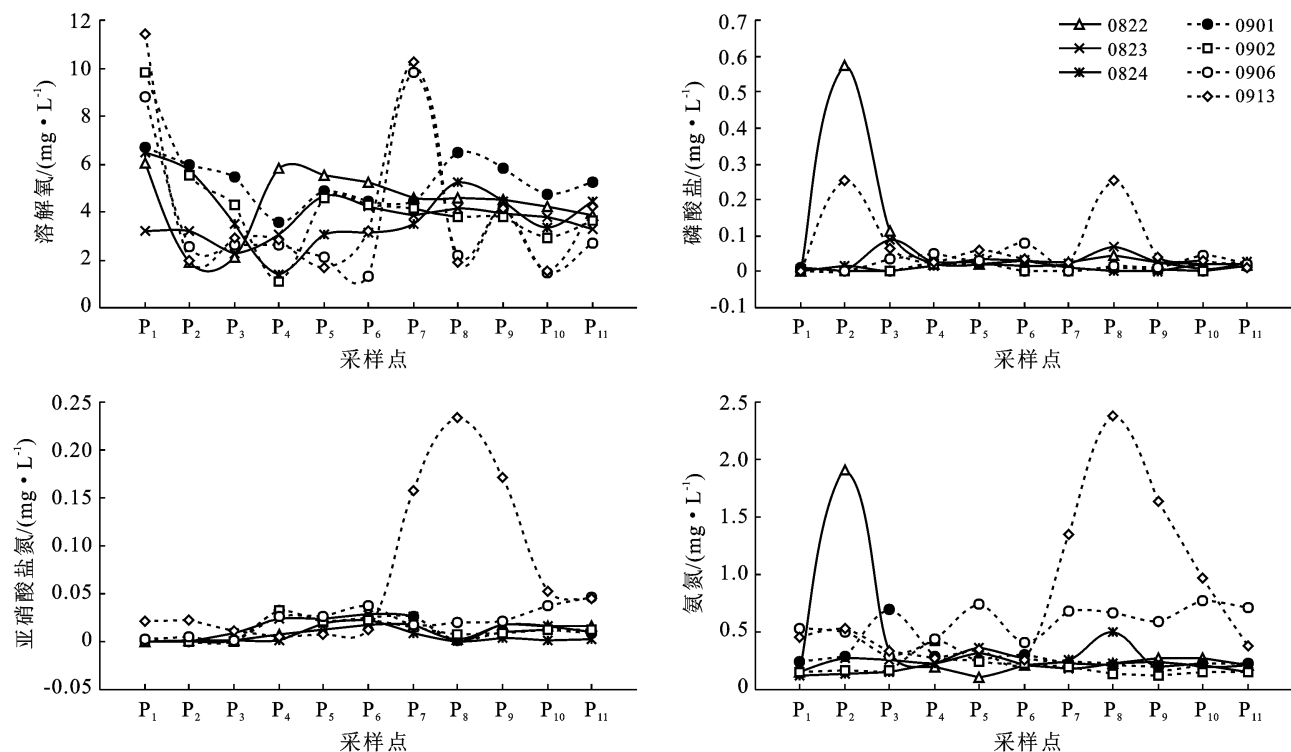


图 7 稻田退水复合生态沟渠水质沿程变化

复合生态沟渠中水质的沿程变化表明，池塘养殖尾水和稻田退水在经过净化后，总体水质状况得到明显改善。当水体流经复合生态沟渠时，水生植物的吸收、分解和稻田等基质的吸附作用降低了水体中的污染物浓度。池塘养殖尾水和稻田退水在经过复合生态沟渠系统净化后既可循环利用，减少养分流失，也可达标排出，在中国中西部等干旱缺水地区，具有较强的适应性。在稻渔共作模式下构建的复合生态沟渠系统，相较于直接利用改建后的排水沟渠净化池塘养殖尾水和稻田退水，对氮、磷具有更高的去除效率。利用复合生态沟渠系统可实现池塘养殖用水和稻田灌溉用水的循环利用，在保证充分利用养分的同时，又产生了节水效益。但复合生态沟渠在运行过程中，也需要定期维护和管理，从而保障系统正常运行。

[参 考 文 献]

[1] 董贯仓,王亚楠,孙鲁峰,等.不同稻渔系统对池塘养殖尾水的净化效果分析[J].环境监测管理与技术,2021,33(1):65-68.

[2] 刘松青,江华明,李仁全,等.水产养殖废水处理及循环利用技术[J].四川农业科技,2012,298(7):36-37.

[3] 刘红江,陈留根,朱普平,等.稻田流失养分循环利用系统构建研究初探[J].生态环境学报,2010,19(10):2275-2279.

[4] 李拴虎,雷坤,徐香勤,等.海岸带狭义非点源污染的研究现状[J].环境污染与防治,2014,36(3):94-98.

[5] 何军,崔远来,王建鹏,等.不同尺度稻田氮磷排放规律试验[J].农业工程学报,2010,26(10):56-62.

[6] 田昌,陈敏,周旋,等.生态沟渠对小流域农田排水中氮磷的拦截效果研究[J].中国土壤与肥料,2020,288(4):186-191.

[7] 朱金格,张晓皎,刘鑫,等.生态沟—湿地系统对农田排水氮磷的去除效应[J].农业环境科学学报,2019,38(2):405-411.

[8] 吴湘,叶金云,吴昊,等.生态沟渠对中华鳖温室养殖排放水体的净化效果[J].水土保持学报,2012,26(4):231-234.

[9] 刘兴国,刘兆普,徐皓,等.生态工程化循环水池塘养殖系统[J].农业工程学报,2010,26(11):237-244.

[10] 陶玲,李晓莉,张世羊,等.两种生态沟渠在池塘生态工程中的应用[C]//渔业科技创新与发展方式转变:2011年中国水产学会学术年会论文摘要集,2011.

[11] 吴军,崔远来,赵树君,等.沟塘湿地对农田面源污染的降解试验[J].水电能源科学,2012,30(10):107-109.

[12] 张树楠,肖润林,刘锋,等.生态沟渠对氮、磷污染物的拦截效应[J].环境科学,2015,36(12):4516-4522.

[13] 姜翠玲,崔广柏.湿地对农业非点源污染的去除效应[J].农业环境保护,2002,21(5):471-473,476.

[14] Bouldin J L, Farris J L, Moore M T, et al. Vegetative and structural characteristics of agricultural drainages in the Mississippi Delta landscapes [J]. Environmental Pollution, 2004,132(3):403-411.

[15] 林少华,周翔,周婷婷,等.大型循环水池塘养殖系统氮磷污染控制绩效评估[J].环境工程学报,2016,10(10):5535-5541.

[16] 刘凯.银川陆基生态渔场系统稻渔共作机制研究[D].上海:上海海洋大学,2019.

[17] 沈玺钦.银川大型稻蟹共生和水产养殖耦合系统水质和稻蟹生长研究[D].上海:上海海洋大学,2020.

[18] 梁笑琼,李怀正,程云.沟渠在控制农业面源污染中的作用[J].水土保持应用技术,2011,144(6):21-25.

[19] 席北斗,徐红灯,翟丽华,等. pH 对沟渠沉积物截留农田排水沟渠中氮、磷的影响研究[J].环境污染与防治,2007,176(7):490-494.

[20] 涂安国,尹炜,陈德强,等.多水塘系统调控农业非点源污染研究综述[J].人民长江,2009,40(21):71-73.

[21] 顾兆俊,刘兴国,程果锋,等.生态沟渠在淡水池塘养殖废水治理中的作用及构建技术[J].科技创新与应用,2019,282(26):127-132.

[22] Cui Bingjian, Luo Jinxue, Jin Decai, et al. Investigating the bacterial community and amoebae population in rural domestic wastewater reclamation for irrigation [J]. Journal of Environmental Sciences, 2018,70(8):97-105.

[23] Li Song, Li Hua, Liang Xingqiang, et al. Phosphorus removal of rural wastewater by the paddy-rice-wetland system in Tai Lake Basin [J]. Journal of Hazardous Materials, 2009,171(1):301-308.

[24] 宋常吉,李强坤,崔恩贵.农田排水沟渠调控农业非点源污染研究综述[J].水资源与水工程学报,2014,25(5):222-227.

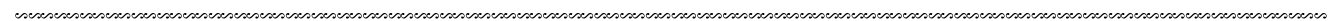
[25] 郝敏,吕宪国,姜明.人工沟渠对流域水文格局的影响研究[J].湿地科学,2005,3(4):310-314.

[26] 李海波,吕学东,王洪,等.稻田退水沟渠去除氮磷的强化措施及其应用概述[J].湖北农业科学,2015,54(20):4985-4990.

[27] 杨林章,周小平,王建国,等.用于农田非点源污染控制的生态拦截型沟渠系统及其效果[J].生态学杂志,2005,24(11):1371-1374.

[28] Diebel M W, Maxted J T, Robertson D M, et al. Landscape planning for agricultural nonpoint source pollution reduction (Ⅲ): Assessing phosphorus and sediment reduction potential [J]. Environmental Management, 2009,43(1):69-83.

[29] 余红兵,肖润林,杨知建,等.灌溉和降雨条件下生态沟渠氮、磷输出特征研究[J].长江流域资源与环境,2014,23(5):686-692.



(上接第 205 页)

[34] 焦伟,陈亚宁,李稚,等.基于多种回归分析方法的西北干旱区植被 NPP 遥感反演研究[J].资源科学,2017,39(3):545-556.

[35] Zandler H, Brenning A, Samimi C. Quantifying dwarf shrub biomass in an arid environment: comparing empirical methods in a high dimensional setting [J]. Remote Sensing of Environment, 2015,158:140-155.

[36] 王军,姜芸.基于无人机多光谱遥感的大豆叶面积指数反演[J].中国农学通报,2021,37(19):134-142.

[37] 王海燕,杨方廷,刘鲁.标准化系数与偏相关系数的比较与应用[J].数量经济技术经济研究,2006,23(9):150-155.

[38] Johnson J W, LeBreton J M. History and Use of Relative Importance Indices in organizational research [J]. Organizational Research Methods, 2004,7(3):238-257.

[39] 孙红卫,王玖,罗文海.线性回归模型中自变量相对重要的衡量[J].中国卫生统计,2012,29(6):900-902.

[40] 王杰,李卫朋.基于灵活的时空融合模型的植被覆盖度与植被指数关系[J].草业科学,2017,34(2):264-272.

[41] 赵晨光,程业森,李慧瑛,等.腾格里沙漠东北缘人工植被恢复区土地利用/覆被变化及其驱动因素分析[J].干旱区资源与环境,2021,35(6):131-138.

[42] 陈艳锋,杨美琳,陈军纪,等.基于植被指数极旱荒漠区生物量模型研究:以安西极旱荒漠保护区北片为例[J].干旱区资源与环境,2015,29(10):93-99.

[43] Yan Feng, Wu Bo, Wang YanJiao. Estimating aboveground biomass in Mu Us sandy land using Landsat spectral derived vegetation indices over the past 30 years [J]. Journal of Arid Land, 2013,5(4):521-530.

[44] 杨峰,李建龙,钱育蓉,等.天山北坡典型退化草地植被覆盖度监测模型构建与评价[J].自然资源学报,2012,27(8):1340-1348.