

雷晓寒, 李林阳, 张晴晴, 等. 底泥覆盖对黄花鸢尾微生态系统水体自净效应的影响[J]. 江苏农业科学, 2020, 48(19): 308–313.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2020.19.063

底泥覆盖对黄花鸢尾微生态系统水体自净效应的影响

雷晓寒, 李林阳, 张晴晴, 李 想, 罗康宁, 刘茂松

(南京大学生命科学院, 江苏南京 210023)

摘要:为了研究覆盖底泥对水质指标的影响,在温室中建立黄花鸢尾(*Iris wilsonii*)微生态系统,利用河沙覆盖底泥,并向河沙覆盖和无河沙覆盖处理中加入 2、4 mg/L 营养盐溶液,同时设置无营养盐的对照处理,在试验 1、2、3、5、7、9、11、13、17、21 d 测定不同处理下水中氨态氮含量、硝态氮含量、总氮含量、磷酸盐含量和总磷含量。研究表明,加入营养盐后不同处理组各水质指标变化过程存在一定差异。其中,加入营养盐处理组水体中氨态氮含量在处理 2 d 最大,硝态氮含量大都在处理后 7 d 最大,总氮含量在 2~5 d 内先后达到最大,水体磷酸盐和总磷含量在处理 2~3 d 最大。加入营养盐后,河沙覆盖处理下的氨态氮含量、硝态氮含量、总氮含量最大值明显高于相应的无河沙覆盖处理,而处理后 11~21 d 河沙覆盖和无河沙覆盖处理间上述水质指标差异不显著。无河沙覆盖处理下水中氨态氮含量、硝态氮含量、总氮含量大都分别在试验 5、9、11 d 降至较低(该处理组平均质量浓度),而河沙覆盖处理下大都分别在处理后 7、13、13 d 降至较低;无河沙覆盖处理下水中磷酸盐含量和总磷含量降至较低所需时间为 7~9 d,河沙覆盖处理下所需时间为 9~11 d。河沙覆盖处理下的各水质指标降至较低所需的时间长于无河沙覆盖处理,河沙覆盖对黄花鸢尾微生态系统水质指标影响大于加入营养盐浓度对其的影响。

关键词:底泥覆盖;黄花鸢尾;微生态系统;水质指标

中图分类号: X524 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2020)19-0308-05

底泥覆盖技术最早用于处理污染底泥中的多环芳烃、多氯联苯和重金属等有毒有害物质^[1-2],具有方便快捷和费用较低等优点^[3],近年来广泛应用于富营养化水体底泥的生态修复中^[4-5]。底泥覆盖主要通过底泥表面覆盖 1 层或多层清洁覆盖物,隔离底泥与上层水体的物质交换,稳固沉积物,防止再悬浮,从而阻止底泥中污染物向水体中迁移^[6-8]。研究发现,采用改性土壤和覆盖底泥,可提高水体的氧化还原电位和 pH 值,抑制沉积物中氮、磷的释放^[9-10]。

底泥覆盖可阻滞底泥中营养盐等向水体释放,但其对沉积物表层物理和化学特征的改变^[11-12],也会影响生态系统中植物的生长以及动物和微生物的活动^[8,13],影响水体与沉积物间的物质迁移。研究发现,底泥覆盖对水质的作用因试验条件、覆盖材料和持续时间不同存在较大差异^[3,14]。

黄花鸢尾(*Iris wilsonii*)有较强的氮、磷去除能力,是湿地生态修复中常用的湿地植物之一^[15-16]。本试验以种植黄花鸢尾的湿地微生态系统为研究对象,比较了在加入营养盐的湿地微生态系统中覆盖底泥与未覆盖底泥的水质变化及其规律,以期在水体生态修复提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

试验所用的黄花鸢尾购自江苏省无锡市,选用生长状况良好、大小相近的黄花鸢尾,平均鲜质量为 (3.10 ± 1.07) g/株,洗净根系后,浸入生根液(主要成分为萘乙酸 NAA)中 1 h,之后移入清水中,培养备用。

试验所用的底泥采自江苏省南京市栖霞区九乡河,共采底泥约 100 kg。底泥中总有机碳含量为 $(8\,278.13 \pm 496.92)$ mg/kg,全磷含量为 (666.84 ± 18.12) mg/kg,全氮含量为 (659.09 ± 116.11) mg/kg。

在蒸馏水中加入 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 、 KNO_3 和 KH_2PO_4 ,配制营养盐溶液,配制的溶液中氨态氮、硝态氮和磷酸盐质量浓度都为 230 mg/L。

收稿日期:2020-02-07

基金项目:国家重点研究计划(编号:2017YFC0506200)。

作者简介:雷晓寒(1992—),女,四川绵阳人,硕士研究生,主要从事湿地生态学研究。E-mail: sophielxh@163.com。

通信作者:刘茂松,副教授,主要从事湿地生态学及景观生态学研究。

E-mail: mslu@nju.edu.cn。

1.2 试验设计

试验于 2016 年 12 月在南京大学智能温室内进行,温室内气温为 18 ℃,空气湿度为 71.59%。选用长 48 cm、宽 34 cm、高 25 cm 的塑料箱作为培养箱,共设置 24 个培养箱。在每个培养箱中加入底泥 4 kg,在箱中均匀种植 6 株黄花鸢尾,加入蒸馏水至水深 9 cm。湿地微生态系统中的平均水温为 15.5 ℃。

培养 7 d 后,在其中 12 个培养箱中均匀撒入粒径为 0.7 ~ 1.0 mm 的细河沙,用以覆盖底泥表面,铺设厚度约 1 cm,其他 12 个培养箱不加河沙。

在河沙覆盖和无河沙覆盖的培养箱中,分别加入营养盐溶液 0、100、200 mL,再加入蒸馏水,使各培养箱中的水位保持基本一致(水深 10 cm,体积约 11.5 L),此时加入 100 mL 营养盐溶液的培养箱水中的氨态氮、硝态氮和磷酸盐含量都为 2 mg/L,加入 200 mL 营养盐溶液的培养箱水中的氨态氮、硝态氮和磷酸盐含量都为 4 mg/L。

共设 6 个处理,分别为河沙覆盖 + 无营养盐处理(SC₀)、河沙覆盖 + 2 mg/L 营养盐处理(SC₁)、河沙覆盖 + 4 mg/L 营养盐处理(SC₂)、无河沙覆盖 + 无营养盐处理(NC₀)、无河沙覆盖 + 2 mg/L 营养盐处理(NC₁)、无河沙覆盖 + 4 mg/L 营养盐处理(NC₂),每个处理有 4 个培养箱。

2016 年 12 月 20 日加入营养盐,试验共持续 21 d。在试验后 1、2、3、5、7、9、11、13、17、21 d,利用蒸馏水淋洗过的塑料广口瓶,采集水样,共采集水样 10 次。每天补充蒸馏水,以保持水位。将采集的水样放入保温箱中,立即带回实验室,测定水样的氨态氮含量、硝态氮含量、总氮含量、磷酸盐含量和总磷含量。

1.3 分析方法

利用哈希便携式多参数水质分析仪(HACH HQ 40 d),现场测定水温、pH 值和溶氧量。采用水杨酸法,测定水中氨态氮含量。采用硫酸肼还原法,测定水中硝态氮含量。采用碱性过硫酸钾消解法,测定水中总氮含量。采用钼酸铵-抗坏血酸还原法,测定水中磷酸盐含量。采用钼酸铵分光光度法,测定水中总磷含量。其中,利用 CleverChem200 全自动间断化学分析仪,测定氨态氮含量、硝态氮含量、磷酸盐含量和总磷含量;利用哈希便携式分光光度计(HACH DR/2800),测定总氮含量^[17]。

1.4 数据处理

采用单因素方差分析方法,分析各处理间的差

异;采用最小显著性差异法,进行差异显著性检验。利用 SPSS 23.0 和 Origin 2015 软件,进行数据分析和作图。

2 结果与分析

2.1 水质指标变化

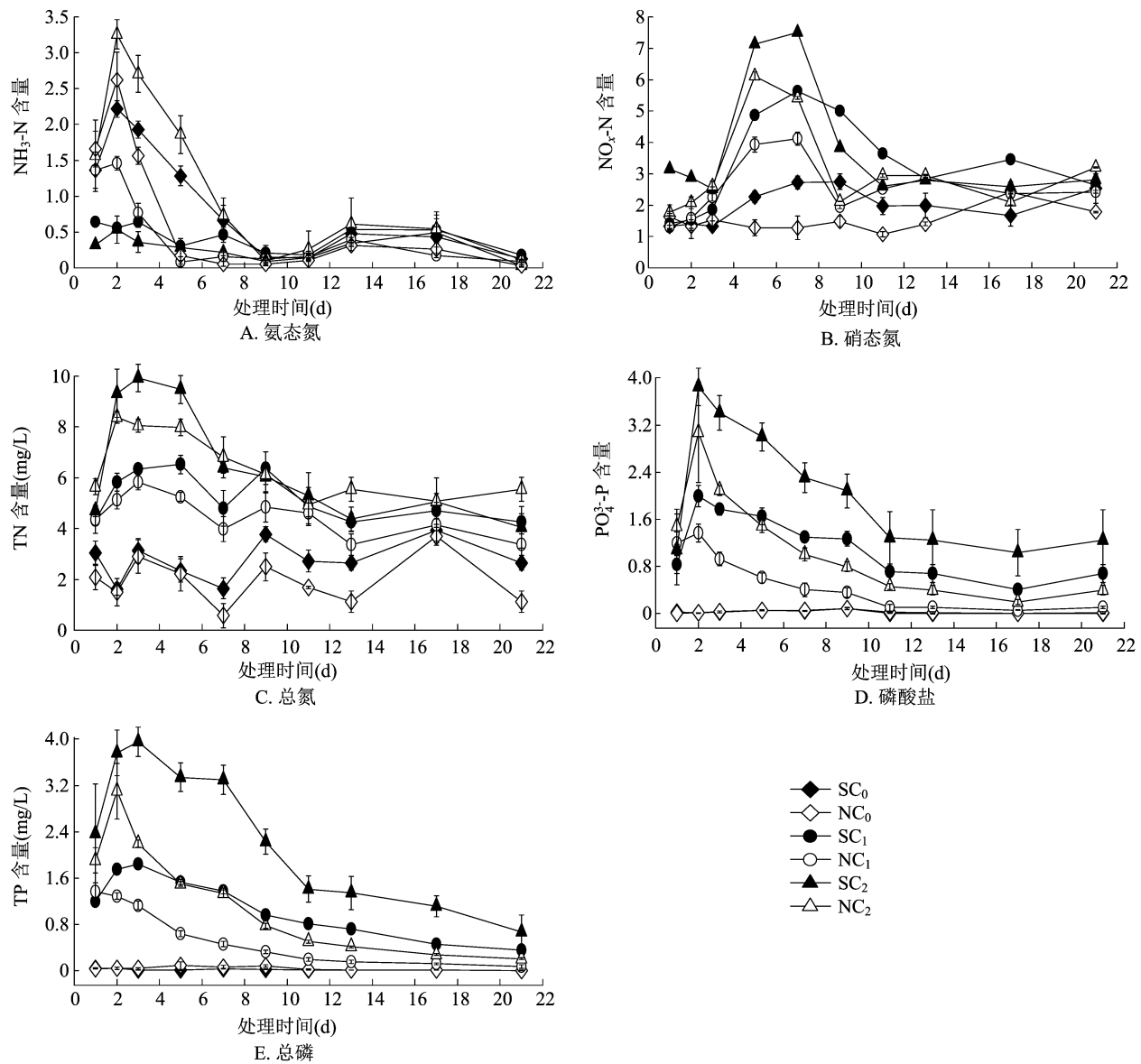
在河沙覆盖 + 2 mg/L 营养盐处理、河沙覆盖 + 4 mg/L 营养盐处理、无河沙覆盖 + 2 mg/L 营养盐处理、无河沙覆盖 + 4 mg/L 营养盐处理下,水中氨态氮含量都在处理后 2 d 最高,分别为(2.22 ± 0.12)、(3.26 ± 0.20)、(1.46 ± 0.10)、(2.62 ± 0.59) mg/L(图 1-A)。

在河沙覆盖 + 2 mg/L 营养盐处理、河沙覆盖 + 4 mg/L 营养盐处理、无河沙覆盖 + 2 mg/L 营养盐处理下,水中硝态氮含量在 7 d 时最大,分别为(5.30 ± 0.04)、(7.50 ± 0.03)、(4.13 ± 0.20) mg/L。未加营养盐处理下,水中硝态氮含量都在处理后 9 d 达到最大值(图 1-B)。

在河沙覆盖 + 2 mg/L 营养盐处理下,水中总氮含量在处理后 5 d 最大,为(6.53 ± 0.36) mg/L;在河沙覆盖 + 4 mg/L 营养盐处理和无河沙覆盖 + 2 mg/L 营养盐处理下,水中总氮含量都在处理后 3 d 最大,分别为(9.93 ± 0.53)、(5.83 ± 0.30) mg/L;在无河沙覆盖 + 4 mg/L 营养盐处理下,水中总氮含量在处理后 2 d 最大。在未加营养盐处理下,水中总氮含量波动变化,都在处理后 17 d 最大(图 1-C)。

在未加营养盐处理下,水中磷酸盐和总磷含量都很稳定。在加营养盐的条件下,河沙和无河沙处理水中磷酸盐和总磷含量都在处理后 2 ~ 3 d 达到最大值(图 1-D、图 1-E)。

比较发现,在试验过程中,水中硝态氮含量最大值显著大于加入的营养盐含量(2、4 mg/L)($n = 8, P < 0.01$),而氨态氮和磷酸盐含量大部分都小于加入的营养盐含量。加入营养盐溶液后,水中的氨态氮和硝态氮含量都快速上升,但当氨态氮含量开始下降时,硝态氮含量仍在上升(图 1)。与氨态氮和硝态氮含量变化不同,水中总氮含量的变化相对平缓,在试验前期快速上升,达到最大值后,开始逐渐下降,但下降的速度比氨态氮含量下降慢。在不同处理下,水中磷酸盐和总磷含量的变化规律相似,都在处理后 2 d 左右达到最大值后逐渐下降,与各形态氮含量波动下降不同,磷酸盐和总磷含量在下降过程中持续下降,下降速率相对平缓。



SC₀—覆盖+无营养盐; NC₀—无覆盖+无营养盐; SC₁—覆盖+2 mg/L 营养盐; NC₁: 无覆盖+2 mg/L 营养盐;
SC₂—覆盖+4 mg/L 营养盐; NC₂—无覆盖+4 mg/L 营养盐。下同

图1 不同处理条件下水中氨氮含量、硝态氮含量、总氮含量、磷酸盐含量和总磷含量比较

在加入不同量营养盐配置液的处理组中,总体未加营养盐的处理下,水质指标变化相对平缓;加入营养盐的不同处理下,水中各指标的变化规律有一定相似性,总体上加入营养盐 4 mg/L 的处理下水质指标下降速度比 2 mg/L 的处理下快。

2.2 覆盖与未覆盖处理间水质指标的差异

加入营养盐溶液后,河沙覆盖处理下的大部分水质指标最大值明显高于相应的无河沙覆盖处理。在未加营养盐的处理中,河沙覆盖处理的磷酸盐和总磷含量最大值低于无河沙覆盖处理。试验后 1 ~ 10 d,河沙覆盖处理的各水质指标显著大于无河沙覆盖处理($n=12, P<0.05$),而试验后 11 ~ 21 d,河

沙覆盖与无河沙覆盖处理下水中的氨态氮、硝态氮和总氮含量差异不显著。

无河沙覆盖 + 2 mg/L 营养盐和无河沙覆盖 + 4 mg/L 营养盐处理下,水中的氨态氮含量大都在试验后 5 d 降至较低(该处理组平均含量),而河沙覆盖 + 2 mg/L 营养盐和河沙覆盖 + 4 mg/L 营养盐处理下,大都在试验后 7 d 降至较低;无河沙覆盖 + 2 mg/L 营养盐和无河沙覆盖 + 4 mg/L 营养盐处理下,水中硝态氮含量大都在试验后 9 d 降至较低,河沙覆盖 + 2 mg/L 营养盐和河沙覆盖 + 4 mg/L 营养盐处理下,大都在试验后 13 d 降至较低;无河沙覆盖 + 2 mg/L 营养盐和无河沙覆盖 + 4 mg/L 营养盐

处理下,水中总氮含量降至较低水平所需时间约为 11 d,而河沙覆盖 + 2 mg/L 营养盐和河沙覆盖 + 4 mg/L 营养盐下所需时间约为 13 d。无论添加的营养盐含量为 2 mg/L 还是 4 mg/L,水中氨态氮含量、硝态氮含量和总氮含量变化的时间规律都一致。

无河沙覆盖 + 2 mg/L 营养盐、无河沙覆盖 + 4 mg/L 营养盐、河沙覆盖 + 2 mg/L 营养盐、河沙覆盖 + 4 mg/L 营养盐处理下,水中磷酸盐含量和总磷含量降至较低所需时间分别为 7、9、9、11 d,加入营养盐含量为 4 mg/L 的处理下水中的磷酸盐含量和总磷含量降至较低水平所需的时间比加入营养盐含量为 2 mg/L 的长。

综上所述,在试验前期(1~10 d),各水质指标上升至最大值后快速下降,在试验后期(11~21 d)水质指标变化相对较小,且各水质指标都较低。河沙覆盖处理下的各水质指标降至较低所需的时间长于无河沙覆盖处理;试验前期河沙覆盖处理下的水质指标都明显大于无河沙覆盖处理下,试验后期除磷酸盐和总磷外,有无河沙覆盖处理下的其他水质指标差异不显著。

3 讨论与结论

3.1 讨论

研究发现,在好氧条件下,氨态氮可以通过硝化作用氧化生成亚硝态氮和硝态氮,在厌氧条件下,硝态氮可以通过反硝化作用被还原成 N_2 离开水体,同时硝态氮也可以通过氨异化作用还原为氨态氮^[18-19]。磷除了被植物吸收转化,主要与 Ca、Mg 和 Fe 等金属氧化物形成共沉淀或通过离子交换作用吸附在沉积物表面,也可以通过吸附-解吸等过程迁移^[20]。

本研究发现,在培养箱中加入营养盐溶液后,各水质指标都快速上升,达到最高值后下降,但除硝态氮含量外,都未达到加入的营养盐配制浓度。这是由于营养盐溶液在微生态系统中扩散的同时,系统中的黄花鸢尾和微生物对营养物质具有吸收转化和物理吸附作用,消耗了输入的部分营养盐。硝态氮含量在其他指标达到最高值后,仍持续上升并超过加入的营养盐中的含量,直到氨态氮含量下降到较低时,硝态氮含量才开始下降,表明在微生态系统中,除了外加营养盐,硝态氮还有其他来源,考虑到微生态系统中硝态氮与氨态氮含量变化的对应关系,推测氨态氮经硝化作用转化为硝态氮可

能是其主要来源。各形态氮含量在试验后期持续下降但仍有小幅波动,而磷酸盐和总磷含量达到最大后即持续下降,其变化过程比各形态氮含量变化相对简单。

在无植物且厌氧条件的底泥覆盖试验中发现,沙土(粒径约 2 mm)覆盖和热改性凹凸棒黏土覆盖对底泥总磷释放的抑制率达 40% 以上^[21];在无植物且非厌氧条件的系统中使用生物炭(粒径为 0.15~1.00 mm)覆盖底泥,覆盖处理的氨态氮累计释放量比未覆盖的平均少 82.71%^[22]。底泥覆盖能够阻滞底泥中的营养盐向水体释放,但同时也可能降低水生生态系统的自净能力。研究发现,当有外源营养盐输入时,底泥覆盖+水生植物处理下水中的总氮含量和总磷含量高于底泥裸露+水生植物处理^[23];也有研究发现,物理材料覆盖率高的处理下水中氨态氮含量高于覆盖率低的处理^[24]。因此,不同的试验条件、对底泥的覆盖材料以及覆盖率,都对水质指标有不同的影响。

本研究中黄花鸢尾微生态系统加入营养盐溶液后,河沙覆盖处理的各水质指标最大值都显著大于相应的无河沙覆盖处理,在试验后期有无河沙覆盖处理之间水中的氨态氮含量、硝态氮含量和总氮含量无显著差异;河沙覆盖处理下各水质指标降至较低水平所需时间显著大于无河沙覆盖处理,而加入营养盐含量为 4 mg/L 处理下水质指标降至较低所需时间仅略大于 2 mg/L 处理。表明底泥覆盖后,黄花鸢尾微生态系统的自净能力减弱,相较于加入营养盐的含量,覆盖对各水质指标的下降速度影响更大。

研究认为,覆盖材料能够对底泥营养盐的释放产生抑制作用主要是通过覆盖效应、化学效应和吸附效应,不同覆盖材料起作用的原因不同。其中,河沙主要通过覆盖效应(物理隔离)来抑制底泥中营养盐的释放^[24]。而底泥-水界面是水中氮、磷等物质交换较频繁和复杂的区域,任何环境条件的变化都会直接或间接影响界面的物质交换和能量交换^[25]。在底泥营养盐含量高、水体 pH 值高^[26]、底泥扰动^[27-28]和水中溶氧量较低^[29]等情况下,会促进底泥中的营养盐向水体中释放。底泥覆盖还会改变沉积物-水界面的氧化还原条件,影响底泥表面的物化环境^[30]。底泥覆盖可以通过物理隔离抑制底泥营养盐释放,同时有外源营养盐输入时,底泥覆盖对沉积物-水界面的影响会使水中的营养

盐无法顺利通过底泥表面吸附、沉积以及硝化作用和反硝化作用等过程消减。

在本研究中,河沙覆盖对水质指标降低速度的影响大于营养盐浓度对其的影响,一方面可能是由于清洁的河沙作为覆盖层,阻碍了水中的营养盐向底泥中转移,同时河沙的吸附作用并不明显,没有有效去除水中的营养盐,使得覆盖处理后微生态系统中加入的营养盐需要更长的时间来降到相对较低的浓度;另一方面,河沙覆盖阻碍了底泥与上覆水的直接接触,改变了沉积物-水界面环境,这种对界面过程的影响可能导致水中营养盐浓度的下降速度减慢,减弱黄花鸂尾微生态系统的水体自净能力。

3.2 结论

加入营养盐后不同处理组各水质指标变化过程存在一定的差异,水中氨态氮、磷酸盐和总磷含量在试验后 2~3 d 即可达到最大,总氮含量在试验后 2~5 d 内达到最大,硝态氮含量达到最大的时间较晚,大都在试验后 7 d。当氨态氮含量开始下降时,硝态氮含量仍在上升,与氨态氮含量和硝态氮含量变化不同,水中总氮含量的变化相对平缓。在不同处理条件下,水中磷酸盐含量和总磷含量的变化规律相似。未加营养盐的处理下,水质指标变化相对平缓。

相较于加入的营养盐浓度,河沙覆盖对黄花鸂尾微生态系统水质指标影响更大。加入营养盐后,河沙覆盖处理下的氨态氮含量、硝态氮含量、总氮含量最大值明显高于相应的无河沙覆盖处理。无河沙覆盖处理下水中氨态氮含量、硝态氮含量和总氮含量大都分别在试验后 5、9、11 d 降至较低,而河沙覆盖处理下大都分别在试验后 7、13、13 d 降至较低。无河沙覆盖处理下水中磷酸盐含量和总磷含量降至较低所需时间为 7~9 d,河沙覆盖处理下所需时间为 9~11 d。河沙覆盖处理下的各水质指标降至较低所需时间长于无河沙覆盖处理。河沙覆盖一定程度上影响了黄花鸂尾微生态系统对加入的营养盐的消减能力。

参考文献:

- [1] Eek E, Cornelissen G, Kibsgaard A, et al. Diffusion of PAH and PCB from contaminated sediments with and without mineral capping: measurement and modelling [J]. *Chemosphere*, 2008, 71 (9): 1629 - 1638.
- [2] Gomes H I, Dias - Ferreira C, Ribeiro A B. Overview of *in situ* and

- ex situ* remediation technologies for PCB - contaminated soils and sediments and obstacles for full - scale application [J]. *The Science of the Total Environment*, 2013, 445 - 446: 237 - 260.
- [3] 刘宗亮. 原位修复技术抑制城市河道污染底泥氮磷释放 [D]. 淮南: 安徽理工大学, 2017.
- [4] 于翔霖, 程宪伟, 祝惠, 等. 长春西湖沉积物氮、磷营养盐释放通量及原位覆盖控释效果模拟研究 [J]. *湿地科学*, 2017, 15 (4): 595 - 600.
- [5] Li Y W, Yi F, Li X D, et al. Evaluation of zeolite/hydrous aluminum oxide as a sediment capping agent to reduce nutrients level in a pond [J]. *Ecological Engineering*, 2017, 101: 170 - 178.
- [6] Reible D D, Lampert D J. Capping for remediation of contaminated sediments [M]. New York: Springer, 2014.
- [7] 唐艳, 胡小贞, 卢少勇. 污染底泥原位覆盖技术综述 [J]. *生态学杂志*, 2007, 26 (7): 1125 - 1128.
- [8] 叶恒朋, 陈繁忠, 盛彦清, 等. 覆盖法控制城市河涌底泥磷释放研究 [J]. *环境科学学报*, 2006, 26 (2): 262 - 268.
- [9] Pan G, Dai L C, Li L, et al. Reducing the recruitment of sedimented algae and nutrient release into the overlying water using modified soil/sand flocculation - capping in eutrophic lakes [J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46 (9): 5077 - 5084.
- [10] Huang X, Shi W H, Ni J P, et al. Evaluation of laboratory - scale *in situ* capping sediments with purple parent rock to control the eutrophication [J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2017, 24 (8): 7114 - 7123.
- [11] Koning C O. Impacts of small amounts of sandy sediment on wetland soils and vegetation: results from field and greenhouse studies [J]. *Wetlands*, 2004, 24 (2): 295 - 308.
- [12] Vopel K, Gibbs M, Hickey C W, et al. Modification of sediment - water solute exchange by sediment - capping materials: effects on O_2 and pH [J]. *Marine and Freshwater Research*, 2009, 59 (12): 1101 - 1110.
- [13] Özkundakci D, Duggan I C, Hamilton D P. Does sediment capping have post - application effects on zooplankton and phytoplankton? [J]. *Hydrobiologia*, 2011, 661 (1): 55 - 64.
- [14] Gu B W, Lee C G, Lee T G, et al. Evaluation of sediment capping with activated carbon and nonwoven fabric mat to interrupt nutrient release from lake sediments [J]. *The Science of the Total Environment*, 2017, 599/600: 413 - 421.
- [15] 周林飞, 赵言稳, 关秀婷. 6 种水生植物腐烂过程中水质理化指标的变化室内模拟研究 [J]. *湿地科学*, 2016, 14 (6): 832 - 839.
- [16] 李胜男, 崔丽娟, 宋洪涛, 等. 不同湿地植物土壤氮、磷去除能力比较 [J]. *生态环境学报*, 2012, 21 (11): 1870 - 1874.
- [17] 国家环保总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.
- [18] Kalf J. *Limnology: inland water ecosystems* [M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2002.
- [19] 彭恋, 罗春艳, 卢雪梨, 等. 2017 年 8 月洞庭湖内湖底泥及其各支流水体中不同形态氮的赋存特征 [J]. *湿地科学*, 2018, 16 (6): 776 - 782.

闫铁梅,孔令成. 农业机械化、农村人力资本投资与农业经济增长——基于长江经济带 PVAR 的实证分析[J]. 江苏农业科学,2020,48(19):313-318.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2020.19.064

农业机械化、农村人力资本投资与农业经济增长 ——基于长江经济带 PVAR 的实证分析

闫铁梅¹, 孔令成^{1,2}

(1. 长江大学经济与管理学院,湖北荆州 434023;2. 湖北农村发展研究中心,湖北荆州 434023)

摘要:基于 2003—2017 年省级面板数据,在面板向量自回归模型(PVAR)的基础上,运用稳定性检验、脉冲响应和方差分解等方法对长江经济带农业机械化、农村人力资本投资与农业经济增长之间的关系进行实证研究。结果表明,长江经济带农业机械化、农村人力资本投资与农业经济增长之间相互影响,农村人力资本投资更容易受到农业经济增长的影响。建议积极推动农机作业向合作社联营方向发展,建立畅通的农村人力资本流动机制,促进科技含量高、能耗低、适应性强的农业机械大规模推广与运用。

关键词:农业机械化;农村人力资本投资;农业经济增长;面板向量自回归模型

中图分类号: F327 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2020)19-0313-06

在全面建成小康社会的决胜时期,“三农”问题发挥着压舱石的作用,巩固和发展农业农村经济是确保经济可持续发展和社会大局稳定的重要基础,同时打赢脱贫攻坚战、全面推进乡村振兴是农村改革发展的必然要求。农业经济的持续稳定增长有利于激发乡村的发展活力,从而进一步夯实农业基础。在农业领域,加快先进实用技术集成创新与推

广应用是解决“三农”问题的关键核心技术,加快农机装备的研发升级、推进农业机械化发展是建设新型农业的重要途径,农业机械化不仅加快了我国农业现代化进程,而且极大地促进了我国农业经济的增长。与此同时,农业经济的高质量增长亦离不开以专业农机经营户为代表的农村人力资本的投资和积累,这对农村人力资本提出了更高的要求,引导各类人才投身乡村振兴事业和培育新一代懂农技懂农业的涉农专业人才也是推动农业经济发展的重要工作。因此,深入探讨农业机械化、农村人力资本投资与农业经济增长之间的内在关联性意义重大。

农业机械化和农村人力资本投资对农业经济的影响一直是广大学者们研究的热点。在农业机械化与农业经济关系的研究上,基于 1996—2015 年

收稿日期:2019-12-03

基金项目:湖北省教育厅哲学社会科学基金项目(编号:19Q045);长江大学社会科学基金(编号:2017csza02)。

作者简介:闫铁梅(1999—),女,湖北宜昌人,主要从事农林经济管理研究。E-mail:1505742159@qq.com。

通信作者:孔令成,博士,讲师,主要从事农业经营与管理研究。E-mail:konglingcheng110@sina.com。

[20] 邓洪,刘惠见,包立,等. 铜绿微囊藻污染下滇池草海表层沉积物中各形态磷的含量[J]. 湿地科学,2018,16(6):808-815.

[21] 王行,张志剑,李津津,等. 模拟湿地生境升温条件下湿地底泥——水体磷元素循环特征[J]. 湿地科学,2011,9(4):345-354.

[22] 李扬,李锋民,张修稳,等. 生物炭覆盖对底泥污染物释放的影响[J]. 环境科学,2013,34(8):3071-3078.

[23] 童昌华,杨肖娥,濮培民. 水生植物控制湖泊底泥营养盐释放的效果与机理[J]. 农业环境科学学报,2003,22(6):673-676.

[24] 商传莲. 物理材料与沉水植物组合对富营养化水体的水质改善效果研究[D]. 上海:华东理工大学,2012.

[25] 王圣瑞. 湖泊沉积物-水界面过程-氮磷生物地球化学[M]. 北京:科学出版社,2016.

[26] Niemistö J P, Holmroos H, Nurminen L, et al. Resuspension -

mediated temporal variation in phosphorus concentrations and internal loading[J]. Journal of Environmental Quality, 2009, 38(2):560-566.

[27] 张路,范成新,秦伯强,等. 模拟扰动条件下太湖表层沉积物磷行为的研究[J]. 湖泊科学,2001,13(1):34-42.

[28] Elske M H, Michiel H K, Koelmans A A, et al. The impact of sediment reworking by opportunistic chironomids on specialised mayflies[J]. Freshwater Biology, 2005, 50(5):770-780.

[29] Moore P A, Reddy K R, Graetz D A. Nutrient transformations in sediments as influenced by oxygen supply[J]. Journal of Environmental Quality, 1992, 21(3):387-393.

[30] 商景阁,何伟,邵世光,等. 底泥覆盖对浅水湖泊藻源性湖泛的控制模拟[J]. 湖泊科学,2015,27(4):599-606.