

# 农田排水沟渠底泥对农业非点源污染的减量与修复

刘力旻, 刘娟, 张学伟, 徐丽君, 蒋岑

(湖南水利水电职业技术学院, 湖南长沙 410103)

**摘要:**基于近年来国内外对底泥污染的控制、处理、修复及利用等方面的研究,分析了沟渠底泥对农业非点源污染的减量机理,介绍了底泥污染的物理修复、化学修复和生物修复等主要的修复方法和技术,并阐述了堆肥、低温热解、湿地及栖息修复废弃地 and 建设填方等沟渠底泥资源化利用技术,以期对农业非点源污染的减量与修复提供参考。

**关键词:**农田排水沟渠;底泥;吸附;修复;资源化利用

**中图分类号:**X592

**文献标志码:**A

**文章编号:**1004-6933(2016)S1-0094-04

据《第一次全国污染源普查公报》,农业污染源TP、TN排放量分别占全国排放总量的38%和59%,农业非点源污染已经成为我国流域性水体污染的重要来源。农田排水沟渠中大量未充分利用的氮、磷随退水流失到周边水体中,造成河流、湖泊甚至海洋的富营养化。完整的水体概念包括上覆水、底泥以及周围的各种环境条件,在上覆水-底泥体系中,底泥是水生植物生长的基质和底栖动物繁衍的场所,同时底泥也为各种污染物累积富集比较稳定的场所,底泥中污染物的浓度可以初步反映河流的污染程度。目前底泥的重金属污染已成为世界性的问题,底泥的重金属蓄积量也可以反映底泥对上覆水体影响的持久能力,掌握底泥中重金属的含量能更加准确地分析水体重金属污染状况<sup>[1]</sup>。水体下底泥的污染状况对全面衡量水环境质量具有重要的作用。

基于农业排水沟渠底泥对农业非点源污染的减量与调控作用,本文综合现有的研究成果,进一步明确了沟渠底泥对农业非点源污染的减量机理、特征和影响因素;探讨了底泥污染修复的方法,并论述了底泥的资源化利用方向。

## 1 沟渠底泥对农业非点源污染的减量机理

### 1.1 沟渠底泥吸附机理和特征

沟渠底泥作为沟渠湿地的基质和载体,含有大量有机质,有很好的团粒结构和较大的表面积,吸附能力强,可以吸附较多的氮、磷。氮、磷随着底泥间隙水与上覆水进行物理、化学以及生物等作用,进行

物质转化:一方面,沟渠底泥本身对氮、磷有一定的净化作用,同时其将吸附的氮、磷进行沉积、转化等作用;另一方面,沟渠底泥表面附着大量微生物,这些微生物可对氮进行硝化、反硝化等作用,有助于吸附、降解污染物。随着底泥间隙水的迁移,将底泥表面的磷转移到底泥内部,从而将部分磷通过矿化以及植物吸收等方式去除<sup>[2-3]</sup>。

底泥对氨氮和磷酸盐的吸附是一个复合动力学过程。吸附试验结果表明<sup>[4]</sup>,主要吸附过程发生在0~5 h之内,氨氮、磷酸盐最大吸附速率分别为160 mg/(kg·h)和300 mg/(kg·h);与同流域内湖泊河流相比,氮、磷在农田沟渠中并未大量累积;当pH在5~9之间变化时,pH升高有利于沟渠底泥对氨氮的吸附。此外,沟渠底泥对氨氮的吸附存在快慢吸附2个阶段,其中快吸附阶段在2 h内完成,慢吸附阶段在6 h内完成,6 h后底泥对氨氮吸附达到平衡;底泥吸附氨氮的等温吸附呈现良好的线性关系,其中Langmuir模型等温吸附结果的拟合性较好。由此可见,干渠底泥对氨氮的吸附能力高于农沟;有机质、铁锰对底泥吸附氨氮均存在着不同程度的影响,随着有机质和铁锰含量的增高,底泥对氨氮的吸附量随之增加<sup>[5]</sup>。

### 1.2 影响因素

底泥对氮、磷的截留作用与多种因素有关,如pH、水深、流速、水温、溶解氧等。

#### 1.2.1 pH

在酸性和中性条件下,可溶性的无机磷化物很

容易与  $\text{Fe}^{3+}$  和  $\text{Al}^{3+}$  发生吸附和沉淀反应,生成溶解度很低的磷酸铁和磷酸铝等;在碱性条件下,磷主要与  $\text{Ca}^{2+}$  形成磷酸钙被截留在底泥中。土壤和底泥对磷的吸附主要发生在表层,随深度增加,吸附能力下降,这种沉淀反应是一个可逆的过程,当湿地排水中磷的浓度较低时,底泥吸附的一部分磷有可能重新释放到水中。在 pH 变化范围为 5~9 时,沟渠底泥  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的吸附量和  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  的硝化量以及对 TN 的截留率均随着 pH 的增加而增加;沟渠底泥对总溶解性磷(TDP)的吸附量随着 pH 的增加而增加,TP 的截留率在 5 d 前随 pH 的增加而增加,但在此后基本不发生变化;pH 通过影响微生物的活动直接或间接影响氮的界面交换行为,同时其通过影响底泥的吸附作用和离子交换作用来影响磷在底泥-水界面的交换行为<sup>[2]</sup>。

pH 范围在 7~9 之间对各污染物的截留效果最好,沟渠在碱性状态比在酸性状态更有利于对氮的去除<sup>[6]</sup>。当 pH 为 9.3、氨和铵离子的比例是 1:1 时,通过挥发造成的氨氮损失开始变得显著<sup>[7]</sup>。

1.2.2 水深

农田排水沟渠的水深变化影响沟渠中氮、磷等污染物的转化和释放。水深的自然波动,可导致氮周期性的释放。研究表明,夏季洪涝引起的沟渠水位上升可抑制底泥中氮的释放,也能显著增加氮的淋溶<sup>[8]</sup>。

降雨间接形成了水深变化,降雨不但是农田产流产氮、磷的主要驱动力,也是氮、磷元素在沟渠中发生物理迁移的重要条件之一。由于降雨作用使得沟渠内水流速度加大,而流速加大对悬浮颗粒的沉降极为不利,同时因流速大使得河流中充氧能力增强,加快了氮的氧化分解过程<sup>[9]</sup>。但水流加大使得沟渠水的停留时间较短,缩短了进入下游受纳水体的时间,所以氮的分解量减少。降雨同样引起沟渠的水位变化,水位变化又影响沟渠沉积物中氮、磷等营养物质的转化和释放<sup>[10-12]</sup>。

污染物截留率与水深之间并不是简单的线性关系,而是存在一个最佳值。同一渠道,在其他水文特征相同的条件下,沟渠排水水深为 38~47 cm 时能达到最佳氮、磷污染物截留效果,超过这个范围,污染物的截留率随着水深的增加而降低<sup>[6]</sup>。其主要原因为:水深加大后,水中的水生植物平均密度减少,植物根系与污染物接触面积变小,机械节流、根系吸收和生物降解等作用都会减弱,较小的水深有利于提高氮磷的截留率。

1.2.3 流速

流速的改变会同时影响沟渠的物理截留和生物

化学作用<sup>[13-14]</sup>。污染物截留率与流速之间不是简单的线性关系,而是存在一个最佳值。当流速小于最佳值时,一方面非点源污染物在沟渠中的传播阻力较大,有利于物理截留和过滤作用;另一方面,污染负荷相应降低,微生物出现营养不足,生物活性受到抑制,进而影响底泥中微生物的降解作用。随着流速增大,水体中有机负荷相应提高,促进了微生物的生长和生物活性的增强,对污染物的降解增加。当流速小于最佳值时,随着流速增大,污染物去除效果将同比增加。当流速大于最佳值时,水体停留时间较短,污染物还未被降解就被带出沟渠而导致污染物截留率明显降低。

1.2.4 水温

水温对反硝化作用的影响很重要。水体升温加速了水及底泥中有机物的物生降解和营养元素的循环,在 15~35℃ 的温度范围值,随着水温的逐渐上升,反硝化速率也不断升高;10℃ 时以下时,反硝化速率呈下降趋势。最适宜反硝化作用的水温范围是 15~30℃<sup>[15-16]</sup>。

水温对磷酸盐迁移的影响很小,可以忽略,这是因为化学沉淀法和物理化学吸附法是磷酸盐最重要的迁移方式,这一迁移过程与水温高低无关。

1.2.5 溶解氧

溶解氧对磷酸盐迁移的影响很小,这是因为溶解氧的浓度变化主要直接影响沟渠中的硝化作用与反硝化作用,这 2 个反应并不影响磷酸盐的迁移。将溶解氧控制在低水平有利于渠道中氮元素的去除。

1.2.6 其他

不同干涸天数再水淹条件对沟渠底泥净化水体氮的能力也有影响,试验结果表明<sup>[17]</sup>,初始浓度约为 4.5 mg/L 时,随着干涸时间的增加,沟渠底泥对  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的净化效率提高;水中  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  均呈先增加后减少的趋势;连续水淹、干涸 4 d 再水淹及干涸 8 d 再水淹条件下,总氮去除率分别为 84.5%、90.2%、93.3%。

盐度、 $\text{SO}_4^{2-}$  和  $\text{NO}_3^-$  会对底泥吸附  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  和  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  产生一定的抑制作用;而  $\text{Ca}^{2+}$  对两者的影响具有明显的差别: $\text{Ca}^{2+}$  对  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  的吸附在低浓度下抑制,在高浓度下有促进作用;对  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的吸附具有明显的抑制作用,且当  $\text{Ca}^{2+}$  浓度为 5 mg/L 时吸附量最小<sup>[6]</sup>。

2 修复底泥污染的方法

目前,对于农田排水沟渠系统中的底泥研究主要集中在底泥对氮磷污染的吸附能力及其影响因素方面。沟渠底泥对于氮磷的吸附有一个饱和值,超

过这个值,就会对受纳水体造成二次污染,所以此时应该对底泥进行处理,但是这方面的研究还非常少。国内外底泥处理的主要研究对象为江河湖泊中的底泥,目前农业退水被认为是江河湖泊污染的最主要来源,底泥性质取决于水体来源的非点源性质,但是同样具有减污控污的功能,有必要考虑无害化处理和资源化利用的问题。处理江河湖泊底泥的技术可以借鉴到农田排水沟渠系统底泥的处理中。

农田排水沟渠底泥的污染归根结底是对水体的污染和底栖生物的危害。如果能消除其对水体和底栖生物的作用,就能有效降低污染底泥的环境影响。因而,底泥污染的控制既可采用固定的方法阻止污染物在生态系统中的迁移<sup>[17]</sup>,也可采用各种处理方法降低或消除污染物的毒性,以减小其危害。有些河道底泥淤积严重,开展底泥修复工作是提高河道排洪能力和促进河水水质改善的必要措施。

修复底泥污染的方法主要有物理修复、化学修复、生物修复。

### 2.1 物理修复

底泥疏浚是常见的物理修复方法,底泥中含有大量的有机物、氮、磷、重金属等污染物质。清除水底淤泥,可削减水体内源性污染物的释放量,同时还可达到增大环境容量的目的。物理修复最大的优点是见效快。当底泥中污染物的浓度高出本底值 2~3 倍时,即认为对人类及水生生态系统有潜在危害,则要考虑进行疏浚。从国内外的相关研究和技术应用来看,物理疏浚技术在一定程度上取得了较为明显的效果,但总体来说存在成本高、疏浚过深会破坏原有的生态系统、疏浚底泥的处理困难等主要问题。

炉渣、炉渣与底泥的混合物(底泥占总重的 30%)、排水沟渠底泥对氨氮和磷酸盐的最大吸附量的对比试验表明,炉渣与底泥的混合物可以更好地吸附氮磷,减少氮磷的排放,且底泥与炉渣配合使用,还能够调节土壤密实度,所以选择炉渣与底泥的混合物作为沟渠基质坝的填充物。

### 2.2 化学修复

化学修复是一个人工的化学自然过程,被用来改变自然界物质的化学组成。主要靠向底泥施入化学修复剂与污染物发生化学反应,从而使被污染物易降解或毒性降低,不需底泥再处理。但是加入化学物质后,水底发生化学反应,会对底栖生物有较大影响,这些影响尚未明确。投加混凝剂后,可以抑制藻类生长,但是沟渠系统会逐渐形成新的生物群落,形成新的生态平衡,从而引发新的生态问题。

### 2.3 生物修复

底泥的生物修复技术,是指利用培育的植物或

培养、接种的微生物的生命活动,对底泥中的污染物进行转移、转化及降解,从而达到修复底泥的目的。常见的生物修复技术包括微生物修复技术、植物净化技术、生物调控技术、生物膜技术及土地处理技术。采用生物修复技术具有速度慢、随机性、对管理要求高等主要缺点。

## 3 底泥的综合利用

底泥最理想的处理方案必然是实现底泥的资源化利用<sup>[18-20]</sup>,将疏浚底泥作为其他产品的原材料,实现资源循环利用将成为底泥处理的必然方向。

### 3.1 底泥堆肥

底泥堆肥可以使底泥中含有的有机物重新进入自然环境,从而改良土壤结构、增加土壤肥力、促进作物的生长。底泥中含有大量植物生长所必需的养分(氮、磷、钾)、微量元素(钙、镁、铜、铁)及土壤改良剂(有机腐殖质),但是底泥中也含有大量对植物、土壤及水体有危害作用的物质,这些物质难降解且有毒,会造成对土壤地表水和地下水的严重污染,重金属离子等甚至可能产生致癌物质。因此,底泥在作农田林地利用前,应首先进行检测分析,用堆肥处理以杀死病菌及寄生虫卵,采取物理化学方法去除重金属离子等有害物质。但处理不当会产生相当危险的后果,化肥的普遍应用造成底泥堆肥销售市场难以开发等。这些使得此种处置方式在研究开发当中尚未得到普遍推广。

### 3.2 底泥低温热解

底泥低温热解是一种发展中的能量回收型底泥热化学处理技术,它通过在催化剂作用下无氧加热干燥底泥至一定温度,由于馏和热分解作用使底泥转化为油、反应水、不凝性气体和炭等可燃产物,最大转化率取决于底泥组成和催化剂的种类,其性质与柴油相似。

### 3.3 修复严重扰动的土地

疏浚底泥用于修复严重扰动的土地避开了食物链,对人类生活潜在威胁较小,既处置了疏浚底泥,又恢复了生态环境,是一种很好的利用途径。

### 3.4 用于填方

对疏浚底泥进行预处理,使其适合于工程要求,然后进行回填施工,可作为填方材料进行使用。用底泥修建滨湖绿化带、填地造景,用于筑堤或堤防加固工程和道路工程的路基、填方工程。

对处理过的底泥进行资源化利用也是当前研究的热点。由于我国人多地少非常突出,以及我国处在经济快速发展阶段,农业和建筑业可以消纳大量的底泥,这样不仅解决了底泥的出路问题,同时可以

变废为“宝”,带来一定的经济效益,走上一条可持续发展的道路。但是,利用的前提是不会给环境带来二次污染。

4 结 语

农业退水已成为我国农业面源污染和流域性水体污染的重要来源,通过有效截留和转化来阻止和控制农业退水沟渠中的污染物质是当前研究的热点之一,但是对于农田排水沟渠底泥的无害化利用和资源化处理还比较少,需要进一步研究。

参考文献:

[ 1 ] 许炼烽,邓绍龙,陈继鑫,等. 河流底泥污染及其控制与修复[J]. 生态环境学报, 2014, 23 (10): 1708-1715.

[ 2 ] 席北斗,徐红灯,翟丽华,等. pH 对沟渠底泥截留农田排水沟渠中氮、磷的影响研究[J]. 环境污染防治,2007 (7):490-495.

[ 3 ] 罗良国,陈崇娟,赵天成,等. 植物修复农田退水氮、磷污染研究进展[J]. 农业资源与环境学报,2016,33 (1):1-9.

[ 4 ] 翟丽华,刘鸿亮,席北斗,等. 农业源头沟渠底泥氮磷吸附特性研究[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(4) 1359-1363.

[ 5 ] 季现超,李海波,余艳艳,等. 河口区稻田退水后沟渠底泥氮氮的吸附行为[J]. 中国农学通报,2015,31 (32):148-153.

[ 6 ] 胡亚伟. 农业非点源污染物在排水沟渠中的迁移研究[D]. 西安:西安建筑科技大学,2013.

[ 7 ] 韩雪征. 沟渠湿地对农业面源污染的生态修复研究[D]. 邯郸:河北工程大学,2009.

[ 8 ] WILLIAMS J R, RENARD K J,DYKE P T. EPIC, a new method for assessing erosion’ s effect on soil productivity [J]. Soil and Water Cons,1983,38(5):381-383.

[ 9 ] 王沛芳,王超,胡颖. 氮在不同生态特征沟渠系统中的衰减规律研究[J]. 水利学报,2007(9):1135-1139.

[10] LEONARD R A,KNISEL W G, STILL D A. GLEAMS: Ground water loading effects of agricultural management

systems [J]. Transactions of the ASAE,1987,30(5):1403-1418.

[11] BREVE M A, SKAGGS R W, PARSONS J E, et al. DRAINMOD-N, a nitrogen model for artificially drained soils[J]. Transactions of the ASAE, 1997,40(4):1067-1075.

[12] HUTSON J L, WAGENET R J. LEACHM: leaching estimation and chemistry model: a process based model of water and solute movement transformations, plant uptake and chemical reactions in the unsaturated zone [R]. SCAS Research Series No:92-3. New York: Cornell University, Ithaca, NY, 1992.

[13] AHUJA L R, DECOURSEY D G, BARNES B B, et al. Charac teristics of macropore transport studied with the ARS root zone water quality model [J]. Transactions of the ASAE, 1993,36(2):369-380.

[14] BEASLEY D B, HUGGINS L F,MONKE E J. Answers: a model for watershed planning [J]. Transaction of the ASAE,1980, 23(4):938-944.

[15] YOUNG R A. AGNPS: a non-point source pollution model for evaluating agricultural watersheds [J]. J Soil and Water Conservation, 1989, 44(2):168-173.

[16] LAHLOU M, SHOEMAKER L, PAQUETTE M, et al. Better assessment science integrating point and non-point sources, BASINS Version 1.0 User’ s Manual[R]. EPA 823-R-96-001. Washington, D C; U. S. Environmental Protection Agency,1996.

[17] 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):224-227.

[18] 张燕,阎百兴. 干湿条件对沟渠底泥净化水体氮素的影响研究[J]. 水土保持学报,2011(6):113-116.

[19] 薛飞,刘文,夏品华,等. 贵州草海湿地农田沟渠底泥氮磷的吸附动力学及影响因素[J]. 农业环境科学学报, 2012,31(10):1999-2005.

[20] 张彦浩,黄理龙,杨连宽,等. 河道底泥重金属污染的原位修复技术[J]. 净水技术,2016,35(1):26-32.

( 收稿日期:2016 - 12 - 20 编辑:刘晓艳)

( 上接第 78 页)

[10] 滨海新区清水工程:理河道净水质 建宜居生态新城时间[N]. 天津网, 2011-03-31(01).

[11] 武萌,党志良,杨世雷,等. 西安护城河中水回用工程设计[J]. 西安给排水,2008(1):34-37.

[12] 杨邗,许粉英. 无锡市主城区防汛工程整体控制的实践与思考[J]. 中国水利, 2014(12):55-58.

[13] 中国水利部水资源司. 水利部关于加快推进水生态文明建设的意见[R]. 北京:中国水利部,2013.

[14] 常州市城乡建设局. 我市“生态补水”解决断头浜整治难题[EB/OL]. ( 2010-10-22 ) [ 2016-9-23 ]. <http://www.jsczzj.com.cn>.

[15] 南京水利科学研究院. 无锡市运东大包围防洪调度数学模型研究[R]. 南京:南京水利科学研究院,2012.

[16] 杨邗. 无锡市城市防洪工程长效管理的实践与思考[J]. 江苏水利, 2014(4):191-193.

( 收稿日期:2016 - 10 - 25 编辑:王 芳)