

农业非点源污染物在排水沟渠中的迁移转化研究进展*

李强坤^{1,2} 胡亚伟¹ 孙娟¹

(1. 黄河水利科学研究院 郑州 450003; 2. 水利部黄河泥沙重点实验室 郑州 450003)

摘要 农业非点源污染物在排水沟渠中的迁移转化是农业非点源污染控制和管理的重要环节。在简要分析农田排水沟渠生态结构和生态特征的基础上, 归纳总结了排水沟渠中水生植物、微生物和基质底泥各组分的生态功能以及各组分同氮磷污染物间的相互作用机理; 结合目前研究现状, 提出今后尚需进一步研究的问题, 包括沟渠生态系统中各组分不同作用的量化研究、农业非点源污染物在排水沟渠中的迁移模型以及宏观层面上沟渠湿地运用与区域生态环境间关系的研究等。

关键词 农业非点源污染 排水沟渠 污染物迁移转化 生态功能 迁移模型

中图分类号: X501 **文献标识码:** A **文章编号:** 1671-3990(2010)01-0210-05

Migration and transformation of agricultural non-point source pollutants in drainage ditches

LI Qiang-Kun^{1,2}, HU Ya-Wei¹, SUN Juan¹

(1. Yellow River Institute of Hydraulic Research, Yellow River Conservancy Commission, Zhengzhou 450003, China;
2. Key Laboratory of Yellow River Sediment Research, Ministry of Water Resources, Zhengzhou 450003, China)

Abstract The migration and transformation of agricultural non-point source pollutants in drainage ditches is an important step of agricultural non-point source pollution control and management. On the bases of analyses on the ecological structure and characteristics of drainage ditches, the ecology function of deposited materials, aquatic plant and microorganisms, and the interaction mechanism of these components to nitrogen, phosphorus pollutants were summarized. The study advances that further research should focus on the aspects of quantitative study on the reactions of different components of drainage ditch ecosystem, the migration model of agricultural non-point source pollutants in drainage ditches, and the relationship between ditch-wetland applications and regional eco-environments.

Key words Agricultural non-point source pollution, Drainage ditch, Pollutant migration and transformation, Ecological function, Migration model

(Received Jan. 7, 2009; accepted April 23, 2009)

近年来, 随着水环境问题的突出以及点源污染治理水平的相对提高, 非点源污染问题日益引起人们的关注和重视^[1-3]。农业非点源污染主要是指农业生产活动中所引起的各种污染物(盐分、营养物、农药、病菌等), 通过农田地表面径流、农田排水和地下渗漏等, 以低浓度、大范围的形式从土壤圈向水圈扩散的过程。大量研究表明, 非点源污染尤其是农业非点源污染已成为当前影响水体环境质量的主要因子^[4-6]。农业非点源污染物在排水沟渠中的迁移转化是农业非点源污染控制和管理的重要环节^[7]。排水沟渠具有复杂的生态结构和独特的生态特征, 同

时具有输水和人工湿地的双重功效。结合当前研究现状, 本文在简要分析农业排水沟渠系统组成、生态结构和生态特征的基础上, 归纳总结了排水沟渠中水生植物、微生物和基质底泥各组分的生态功能以及各组分同氮磷污染物间的相互作用机理, 并提出今后尚需进一步研究的问题。

1 农业排水沟渠的结构和特征

1.1 农业排水沟渠系统组成

农业排水沟渠是农田灌溉工程的重要组成部分。沟渠系统一般起始于田间毛沟或农沟, 经支沟、

* 国家自然科学基金项目(50879027、90610030)、黄河水利科学研究院基本科研业务费专项资金(HKY-JBYW—2009—13)和水利部黄河泥沙重点实验室开放基金(2009004)资助

李强坤(1968-), 男, 博士, 高级工程师, 主要从事生态水文与环境水文、农业水土环境等方面研究工作。E-mail: liqiangk@126.com

收稿日期: 2009-01-07 接受日期: 2009-04-23

干沟或总干沟排入外界大面积水体。毛沟或农沟密度大, 断面较小, 灌溉(降雨)期间直接承接田间地表和地下渗漏排水, 并逐级汇入支沟、干沟, 在非灌溉(降雨)期则基本呈干涸状态。相比较而言, 支沟、干沟间距、断面较大, 下切较深, 除接纳农(毛)沟排水外, 还承担着区域泄洪排涝的功能, 年内水位、流量呈周期性变化, 灌溉(降雨)期间水位较高, 流量较大, 非灌溉(降雨)期间由于接纳田间深层排水, 相对水位较低、流量较小, 部分沟(床)底暴露。

除此之外, 农业排水沟渠系统还包括一些与支、干沟相串联的水塘和季节性区域河流。

1.2 农业排水沟渠的生态结构

农业排水沟渠系统是农田灌溉(降雨径流)退水的主要输送廊道, 同时也是农业非点源污染物迁移的通道。在水动力作用下, 农田土壤中的盐分、氮、磷、有机质等农业非点源污染物随水流一起进入沟渠, 并随着水动力条件的改变, 在沟渠中不断沉积, 为水生植物的生长和微生物的繁衍、滋生提供了充足的“营养源”, 从而构成了农田排水沟渠独特的生态结构。农(毛)沟由于断面较小, 生态结构简单, 而支、干沟由于断面较大, 生态结构相对较为复杂。

农业排水沟渠的生态结构一般可分为 3 个层次(图 1)。上层为水生植物突出水面之外的茎、叶, 并随排水沟渠中的水位高低而有所变化, 水生植物一般为适于在排水沟渠环境中生长的芦苇、蒲草等挺水植物, 夏秋季生长旺盛, 冬春季枯萎; 中间层为排水沟渠中输送的农业退水、浮游生物以及水生植物淹没于水中的部分茎、叶, 沟渠中水位高低随农田灌溉(降雨径流)而呈现周期性的变化; 底层为水生植物的根系、排水沟渠中富含营养物的基质底泥(淤积物)以及滋生于其中的各类微生物。

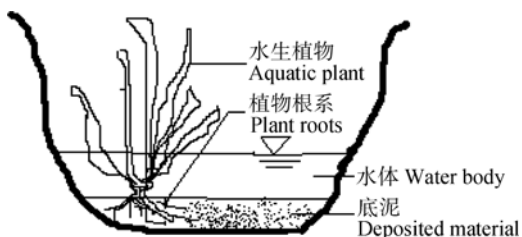


图 1 排水沟渠生态结构示意图

Fig. 1 Schematic diagram of ecological structure in drainage ditch

1.3 农业排水沟渠的生态特征

农田排水沟渠独特的生态结构决定了其特有的生态特征: 排水沟渠中生长着适应于此环境的水生植物, 并在年内周期性地生长变化; 渠底淤积物随水位升降周期性地暴露、淹没; 底泥淤积物中丰富的“营养源”保证了水生植物的生长需求和其中各类

微生物的持续生存。这一独特的土壤-植物-微生物生态系统表明农田排水沟渠在输送农田排水的同时具有人工湿地的生态功效。当农田排水流经时, 其中的有机质、氮、磷等营养成分将发生复杂的物理、化学和生物转化作用。

2 农业非点源污染物在排水沟渠中的迁移转化机理

2.1 各组分的生态功能

2.1.1 水生植物 农田排水沟渠中生长的水生植物在沟渠生态系统中具有重要的生态功能。水生植物不仅可以直接从水体吸收农田排水中的 NH_4^+ 、 NO_3^- 和 PO_4^- 离子, 并同化为自身所需要的物质(蛋白质和核酸等)^[8]; 更重要的是水生植物的新陈代谢为底泥中微生物的正常生长提供了一个良好的微生态环境。被水体淹没的缺氧环境, 对很多微生物来说都是一种严酷的逆境。而水生植物茎和根的中心具有较大的通气组织, 其根系又常形成一个网络状的结构, 利于植物将光合作用产生的 O_2 输送到根区, 在根区还原态的介质中形成氧化态的微环境^[9], 不仅可满足植物在缺氧环境的呼吸需要, 还可促进根区的氧化还原反应与好氧微生物的活动^[10]。另外, 植物的根系分泌物还可以促进某些嗜磷、氮细菌的生长, 促进氮、磷释放与转化, 从而间接提高污染物净化效率^[11]。

2.1.2 微生物 微生物在沟渠生态系统物质和能量循环中起着非常重要的作用。水生植物的 O_2 输送为各类微生物提供了良好的生存条件, 在植物根区附近同时发育着大量的好氧、厌氧及兼性微生物, 形成好氧、厌氧和兼性的不同环境, 使根系周围连续呈现出好氧、缺氧及厌氧状态, 为硝化菌和反硝化菌提供了生存及作用的条件, 使硝化和反硝化作用得以在沟渠湿地系统中同时进行, 最终使污染物以气体形式逸出。好氧细菌首先将排水中的氮、磷及其他有机物分解为 NO_3^- 、 PO_4^- 、 SO_4^{2-} 等离子, 厌氧微生物还原细菌和发酵细菌, 将有机物分解为 CO_2 、 NH_3 、 H_2S 、 PH_3 、 CH_4 等气体, 挥发进入大气。Lin 等^[12]通过收割试验分析表明, 湿地系统中只有 4%~11% 的氮是通过植物吸收去除的, 而绝大部分氮(89%~96%)是由反硝化作用去除的; Stottmeister 等^[13]也发现在人工湿地中, 营养物质的转化和矿化作用主要是由微生物引起的。所以说, 微生物在沟渠湿地系统营养物去除中起着主要作用。

2.1.3 底泥 排水沟渠中底层的基质底泥是水生植物和各类微生物赖以生存的基础。同时, 底泥还可以其强大的吸附作用吸附水中的氮、磷等营养物。当农田排水进入沟渠以后, 水体中的有机氮首先被

沟渠沉积物吸附,并通过矿化作用转化为 NH_4^+ ,再转化为气态 NH_3 ;在淹没环境下,底泥中 O_2 含量很低,形成厌氧环境,促使 NO_3^- 发生反硝化作用,形成 N_2 和 N_2O ,挥发进入大气。

2.2 氮磷在排水沟渠中的迁移转化

2.2.1 氮的迁移转化

氮在排水沟渠中的迁移转化是水生植物、微生物和基质底泥共同作用的结果,其中包括矿(氮)化作用、硝化与反硝化作用、植物吸收和底泥吸附作用等。氮在农业排水中主要以有机氮和无机氮两种形式存在,进入排水沟渠后,受底泥吸附作用,部分进入底泥淤积层,在水体和淤积层中同时进行氨化、硝化与反硝化作用。有氧条件下,首先通过氨化作用将有机氮转化为无机氮(主要表现为 NH_4^+-N),并在硝化细菌作用下进一步发生硝化作用,将氨态氮(NH_4^+-N)氧化成硝态氮(NO_3^--N)或亚硝态氮(NO_2^--N);厌氧条件下,受兼性菌脱氮作用,硝态氮(NO_3^--N)或亚硝态氮(NO_2^--N)还原成 N_2 逸出沟渠进入大气。硝化与反硝化作用一般也合称为脱氮过程,在这一环节氮最终以气体形式逸出,是氮永久从水体中去除的一个过程。排水沟渠中的水生植物也可从水体中直接吸收部分氮、磷营养物,同化为自身的组成物质,最后被直接收割或被草食动物进一步同化,也可视为从水体中直接去除。但受植物种类及本身干物质重量影响,这一作用十分有限。另外,如果水生植物在生长末期不及时收割,还容易引发二次氮污染^[14]。

2.2.2 磷的迁移转化

磷在沟渠湿地中的迁移转化是底泥吸附与解吸、植物吸收和微生物同化与积累等共同作用的结果。水体中的磷负荷主要以颗粒态的形式存在,随着排水沟渠中水流条件的改变,流速减缓,随同水体中的泥沙颗粒吸附于底层淤积物是磷在排水沟渠中的主要持留形式。但这一过程是可逆的,如果沟渠水体磷浓度降低,不能满足植物和其他生物的生长需求,底泥吸附的一部分磷有可能重新释放到水中,吸附和解吸是一个动态平衡过程。因此,底泥在某种程度上起到“磷缓冲器”的作用^[15]。底泥对磷的吸附在好氧条件下比厌氧条件高,因此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。吸附出现饱和状态,湿地对磷的去除就可能停止,甚至向水体释放^[16]。Reddy^[17]发现,湿地中 70%~87%的磷可能通过沉淀或吸附反应而截留,同时发现可溶性的无机磷很容易与土壤中的 Al、Fe、Ca 等元素发生吸附和沉淀反应。磷也是植物生长所必需的营养元素,农业排水中的磷也可被植物吸收利用组成卵磷脂、核酸及 ATP (Adenosine-triphosphate)等,然后通过植物的收割而移去^[18]。一般认为植物各器官对磷的吸收量依次为叶>茎>胚

轴^[19]。微生物对磷的去除包括对磷的正常同化和对磷的过量积累,由于沟渠湿地系统中植物光合作用光反应、暗反应交替进行以及系统内部不同区域对氧消耗量存在差异,从而导致系统中好氧和厌氧情况交替出现,使磷的过量释放和过量积累得以顺利完成^[20]。底泥、水生植物和微生物对磷的迁移转化是 3 条平行途径,以底泥对磷的吸附速度最快,水生植物最慢。水生植物对磷的吸收虽然很慢,但这是一个不可逆的过程,当底泥吸附达到饱和时,水生植物对磷的吸收发挥着非常重要的作用。同样,如果水生植物在生长末期不及时收割,也易引发二次污染问题。

3 农业非点源污染物在排水沟渠中迁移转化的影响因素分析

3.1 水生植物的种类和数量

不同种类湿地植物对污染物的去除效率有一些差异。植物的净化能力主要与生物量、根系发达程度、根系输氧能力等因素有关。一般而言,生物量较大、根系比较发达的植物,其根系输氧能力较强,净化能力亦较强。因此,在选择湿地植物时,一般应从以下几方面考虑:适合该地区气候条件以及土壤环境,根系发达,茎叶繁茂,生物量较大,耐污能力和抗寒能力强,同时应具有一定经济或景观价值^[21]。

3.2 温度

David 等^[22]通过 3 年的试验发现,湿地对氮、磷的净化在夏、秋温度高的季节更容易发生。夏秋季节,由于水生植物生长,可通过直接吸收去除一部分氮和磷。另外,微生物的生长和代谢活动也直接受温度的影响。周凤霞等^[23]研究表明,细菌的反硝化作用受温度影响,在 10~30 范围内,高温有利于反硝化。但温度高于 30 ,则会对硝化反硝化过程产生抑制作用。在北方,冬季氨氮去除效果低于夏季的原因还在于,冬季湿地的表面往往结一层厚厚的冰盖,阻止大气中 O_2 的输入,造成厌氧条件,抑制了硝化作用的进行,导致冬季氨氮去除效果下降。

3.3 排水沟渠的断面和水力特征

农业排水中氮、磷等营养物的迁移转化还与排水沟渠的断面尺寸以及排水沟渠中的水位、流速等水力特征有关。排水沟渠的断面大小和流速等水力特征决定了农业排水在排水沟渠中的滞留时间,而农业排水在沟渠湿地中滞留的时间与污染物去除率之间有很大关系。Huang 等^[24]指出,湿地中 NH_4^+-N 浓度随滞留时间的延长呈指数下降,其去除率是滞留时间的二次函数,先升后降;Brooks 等^[25]提出溶解磷的去除可以分为两个阶段:第一阶段速度很快,

主要是吸附作用和磷酸盐的形成, 第二阶段速度较慢, 主要是化学促沉作用和被吸附物结成固体物质, 因此为提高磷的去除效果, 滞留时间须保证达到第二阶段。也有研究指出, 人工湿地中小于 24 h 的水力停留时间不利于磷的净化^[26]。

3.4 pH 值

pH 值的大小影响沟渠排水中微生物的活性, 从而影响对氮、磷等营养物质的迁移转化^[27]。研究表明: NH_3 的挥发和 pH 值密切相关, pH=9.3 时, NH_3 和 NH_4^+ 的比例为 1:1, 氨挥发显著; pH=7.5~8.0 时, 氨挥发不显著; pH<7.5 时, 氨挥发可忽略^[28]。硝化细菌和反硝化细菌适宜在碱性条件下生长, 同样, 在碱性条件下, NH_4^+ 更易转化为气态 NH_3 挥发进入大气。因此, 沟渠湿地在碱性状态较酸性状态更有利于对氮的去除。磷在碱性条件下, 易与 Ca^{2+} 发生吸附和沉淀反应, 而在中性和酸性条件下, 主要通过配位体交换被吸附到 Al^{3+} 、 Fe^{2+} 表面, 这是磷酸根离子去除的主要途径。

3.5 微生物的种类

农业排水中氮磷等营养物的迁移转化还与沟渠湿地系统中繁衍滋生的微生物种类和数量有关。表 1 列举了芦苇湿地系统中不同微生物与水中不同污染物去除率之间的相关系数(r)值^[29]。相关系数的大小可以反映某一类微生物对某一类污染物的去除能力。 NH_4^+-N 的去除与硝化细菌和反硝化细菌都有明显相关性, 说明硝化和反硝化作用是去除氮的主要方式; 水中磷的去除与各类微生物均不具有明显相关性, 说明微生物不是人工湿地系统中去除磷的主要因素。

表 1 芦苇沟渠湿地中不同微生物与氮磷去除率之间的相关系数(r)^[29]

Tab. 1 Correlation coefficients between different microorganisms and removal rate of nitrogen and phosphorus in reed wetland

微生物 Microorganisms	NH_4^+-N	$\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$
真菌 Fungus	0.34~0.41	0.16
放线菌 Actinomyces	0.29~0.48	0.02~0.08
兼性厌氧菌 Facultative anaerobe	0.66	0.11
硝化细菌 Nitrifying bacteria	0.72~0.91	0.35
反硝化细菌 Denitrifying bacteria	0.82~0.89	0.38
原生动物 Protozoa	0.28~0.44	0.06~0.25
细菌总数 Total bacteria	0.46~0.64	0.09~0.14

4 需进一步研究的问题

4.1 沟渠生态系统中不同作用的量化研究

随着农业非点源污染问题的突出, 农业排水沟渠中污染物的迁移转化引起了很多学者的关注, 利用排水系统中的沟渠湿地进行污染物处理也成为当

前积极推行的生态工程措施之一。近年的相关研究表明^[30-33], 排水沟渠中水生植物、基质底泥以及其中的微生物等对农业排水中的氮磷等营养物去除都有积极作用。事实上, 污染物在排水沟渠中的迁移转化是一个非常复杂的系统问题, 影响污染物在沟渠中迁移转化的因子很多, 而表现出来的往往是综合作用效果, 因此, 如何揭示各组分在系统内的相互作用机理, 定量评价各组分对这种综合作用的“贡献”, 以确定不同组分的影响程度, 尚需进一步试验研究。

4.2 农业非点源污染物在排水沟渠中的迁移模型研究

农业排水沟渠系统是联系农田和接纳水体(湖泊、江河等)的过渡带, 对于农田径流是汇, 而对于接纳水体是源。在此过程中, 农业非点源污染物既有纵向(农沟-斗沟-支沟-干沟)演进过程中污染物浓度的衰减, 也有横向(水体-岸边植被)、垂向(水体-底泥)污染物的交换与作用; 时间尺度上, 不同季节的排水在水温、植物生长等外界条件的影响下, 污染物浓度也会呈现不同的变化趋势等, 众多因素都会使农业非点源污染物在迁移过程中发生变化, 从而最终影响进入外界水体的污染负荷。因此, 农业非点源污染物在排水沟渠系统中的迁移模型是整个非点源污染物控制、管理模型中的一个重要环节。因此, 在目前现有研究的基础上, 加强试验监测, 在揭示其间复杂迁移转化作用机理的同时, 积极构建农业非点源污染物在排水沟渠中的迁移转化模型是非常必要的。

4.3 加强沟渠湿地运用与区域生态环境间关系的宏观研究

农业排水沟渠系统是农业水土工程中的一个重要组成部分, 沟渠湿地的运用、水生植物的培育等, 必然影响到区域排涝泄洪能力, 改变区域地下水力条件, 并且带来新的区域生态环境问题。由于排水不畅, 20 世纪 60 年代黄河下游引黄灌溉事业一度中断、20 世纪 80 年代黄河上游宁蒙灌区诱发的大面积次生盐碱化问题等, 严重恶化了当地生态环境。因此, 对农业非点源污染物在排水沟渠中的迁移转化研究不能仅仅局限于农业排水沟渠系统, 而应该提升到区域生态环境的宏观层面, 加强沟渠湿地运用与区域生态环境间关系的宏观研究。

5 结语

农业非点源污染物在排水沟渠中的迁移转化是农业非点源污染控制和管理的环节。农业排水沟渠具有复杂的生态结构和独特的生态特征, 其特有的土壤-植物-微生物生态系统表明农田排水沟渠不仅具有输水功能, 同时具有人工湿地的生态功效。

排水沟渠中底层的基质底泥是水生植物和各类微生物赖以生存的基础,同时,底泥对水体中的污染物还具有吸附作用;水生植物不仅可以直接吸收农田排水中的营养物,更重要的是水生植物的光合作用为微生物的正常生长提供了一个良好的微生态环境;植物根系周围连续出现的好氧、缺氧及厌氧状态,使硝化和反硝化作用得以在沟渠湿地系统中同时进行,最终使污染物以气体形式逸出,微生物的分解与转化作用是水体中污染物去除的主要途径。

氮在排水沟渠中的作用包括矿(氨)化作用、硝化与反硝化作用、植物吸收和底泥吸附作用等;磷在排水沟渠中的迁移转化是底泥吸附与解吸、植物吸收和微生物同化与积累等共同作用的结果。

就目前研究现状而言,尚需进一步研究的问题包括:沟渠生态系统中不同组分作用的量化研究、农业非点源污染物在排水沟渠中的迁移模型研究以及沟渠湿地运用与区域生态环境间关系的宏观研究等。

参考文献

- [1] 郭鸿鹏,朱静雅,杨印生,等.农业非点源污染防治技术的研究现状及进展[J].农业工程学报,2008,24(4):290-295
- [2] 李强坤,李怀恩,胡亚伟,等.黄河干流潼关断面非点源污染负荷估算[J].水科学进展,2008,19(4):460-466
- [3] 仓衡谨,许炼峰,李志安,等.农业非点源污染控制中的最佳管理措施及其发展趋势[J].生态科学,2005,24(2):173-177
- [4] 殷福才,张之源.巢湖富营养化研究进展[J].湖泊科学,2003,15(4):377-384
- [5] Zhang W, Wang X J. Modeling for point-non-point source effluent trading: Perspective of non-point regulation in China [J]. The Science of the Total Environment, 2002, 292: 167-176
- [6] 李强坤,李怀恩,孙娟,等.青铜峡灌区氮素流失试验研究[J].农业环境科学学报,2008,27(2):683-686
- [7] 晏维金,尹澄清,孙濮,等.磷氮在水田湿地中的迁移转化及径流流失过程[J].应用生态学报,1999,10(3):312-316
- [8] 崔理华,朱夕珍,骆世明,等.垂直流人工湿地系统对污水磷的净化效果[J].环境污染治理技术与设备,2002,3(7):13-17
- [9] Fennessy M S, Cronk J K, Mitsch W J. Macrophyte productivity and community development in created freshwater wetlands under experimental hydrological conditions[J]. Ecological Engineering, 1994, 3(4): 469-484
- [10] Faulkner S P, Richardson C J. Physical and chemical characteristics of freshwater wetland soils[C]//Hammer K A. Constructed wetlands for wastewater treatment, municipal, industrial and agricultural. Chelsea M I: Lewis Publishers, 1989: 41-72
- [11] 张鸿,陈光荣.两种人工湿地中氮、磷净化率与细菌分布关系的初步研究[J].华中师范大学学报,1999,33(4):575-578
- [12] Lin Y F, Jing S R, Wang T W, et al. Effects macrophytes and external carbon sources on nitrate remove from groundwater in constructed wetlands[J]. Environment Pollution, 2002, 119: 413-420
- [13] Stottmeister U, Wiebner A, Kusch P, et al. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment[J]. Biotechnology Advances, 2003, 22(122): 93-117
- [14] 姜翠玲,范晓秋,章亦兵.农田沟渠挺水植物对N、P的吸收及二次污染防治[J].中国环境科学,2004,24(6):702-706
- [15] Cheseheir G M, Skaggs R W, Gilliam J W. Evaluation of wetland buffer areas for treatment of pumped agricultural drainage water[J]. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, 1992, 35: 175-182
- [16] Reddy K R, Conlter G A O, Gale P M. Phosphorus sorption capacities of wetland soils and stream sediments impacted by dairy effluent[J]. Journal of Environmental Quality, 1998, 27: 438-447
- [17] Reddy K R. Fate of nitrogen and phosphorus in wastewater retention reservoir containing aquatic macrophytes[J]. Journal of Environmental Quality, 1983, 12(1): 137-141
- [18] 郭万喜,侯文华,缪静,等.不同水生植物对系统中磷分配的影响[J].北京化工大学学报,2007,34(1):1-4
- [19] 马安娜,张洪刚,洪剑明.湿地植物在污水处理中的作用及机理[J].首都师范大学学报:自然科学版,2006,27(6):57-63
- [20] 熊飞,李文朝,潘继征,等.人工湿地脱氮除磷的效果与机理研究进展[J].湿地科学,2005,3(3):228-233
- [21] 张太平,陈韦丽.人工湿地生态系统提高氮磷去除率的研究进展[J].生态环境,2005,14(4):580-584
- [22] David A K, David M B, Gentry L E, et al. Effectiveness of constructed wetlands in reducing nitrogen and phosphorus export from agriculture tile drainage[J]. Journal of Environmental Quality, 2000, 29: 1262-1274
- [23] 周凤霞,姚运先,曹卫华,等.人工湿地处理污水的效率与研究展望[J].环境科学与管理,2007,32(6):106-113
- [24] Huang J, Reneau R B, Hagedorn C. Nitrogen removal in constructed wetlands employed to treat domestic wastewater[J]. Water Research, 2000, 34(9): 2582-2588
- [25] Brooks A S, Rozenwald M N, Geohring L D, et al. Phosphorus removal by wollastonite: A constructed wetland substrate[J]. Ecological Engineering, 2000, 15: 121-132
- [26] Lantzke L R, Mitchell D S, Heritage A D, et al. A model of factors controlling orthophosphate removal in planted vertical flow wetlands[J]. Ecological Engineering, 1999, 12: 93-105
- [27] 席北斗,徐红灯,翟丽华,等.pH对沟渠沉积物截留农田排氮、磷的影响研究[J].环境污染与防治,2007,29(7):490-494
- [28] 卢少勇,金相灿,余刚.人工湿地的氮去除机理[J].生态学报,2006,26(8):2670-2677
- [29] 徐丽华,周琪.不同填料人工湿地系统的净化能力研究[J].上海环境科学,2002,21(10):603-605
- [30] 姜翠玲,崔广柏,范晓秋,等.沟渠湿地对农业非点源污染物的净化能力研究[J].环境科学,2004,25(2):125-128
- [31] 徐红灯,席北斗,王京刚,等.水生植物对农田排水沟渠中氮、磷的截留效应[J].环境科学研究,2007,20(2):84-88
- [32] 郝敏,吕宪国,姜明,等.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
- [33] 陆琦,马克明,倪红伟.湿地农田渠系的生态环境影响研究综述[J].生态学报,2007,27(5):2118-2125