

华中师范大学

硕士学位论文

人工湿地降解污染河水的试验效果研究

姓名：刘涛

申请学位级别：硕士

专业：生物化学与分子生物学

指导教师：熊丽;杨扬

20060501



摘 要

人工湿地是以污水处理为目的而人工建造的湿地。它是一个完整的生态系统，具有效率高、投资、运行及维护费用低、适用面广、耐冲击负荷强等优点，是正在不断得到研究应用和发展的污水处理实用新技术。但是，由人工湿地有其地域性特征，目前人工湿地的建设缺乏统一的设计参数和方法。人工湿地污水处理工程一般都是在试验取得成功的基础上，扩大规模进行建设。

在国家“十五”重大科技专项“镇江水环境质量改善与生态修复技术研究及综合示范”分项课题-通内江河道生态修复与面源控制技术研究及示范工程中，城市河道面源控制技术及其效果研究是主要研究内容之一。本论文紧密围绕该研究中的核心技术之一——人工湿地技术，以现场微型阶梯式人工湿地系统及小试系统为基础，开展人工湿地基础研究以及对污染河水和雨水径流污染的处理效果研究。研究的主要内容包括：（1）人工湿地各部分在除氮方面的贡献（2）湿地沿程不同形态氮去除的特征变化（3）人工湿地对污染河水和雨水径流的处理效果及能力（4）人工湿地系统运行主要参数的确定。

试验结果表明：

（1）阶梯式人工湿地除氮主要由基质、湿地植物和微生物共同完成的，微生物的硝化反硝化是人工湿地脱氮的主要途径；基质脱氮不明显；植物吸收、硝化反硝化对总氮去除的贡献分别为 14.17%，66.41%；系统对总氮的去除率达到 80.5%。

（2）阶梯式人工湿地系统第一级对不同形态氮污染物去除速率都是最高的。在第一级湿地中，总氮去除速率为 $8.34\text{gm}^{-2}\text{d}^{-1}$ ，氨化、硝化、反硝化去除速率分别为 6.304、9.236、 $9.037\text{gm}^{-2}\text{d}^{-1}$ ，伴随着高的 COD 去除速率产生了高的总氮去除速率和硝化反硝化速率。

（3）推流湿地和垂直流湿地应用于污染河水的处理具有较好的处理效果，小试试验在夏秋季运行条件下，推流湿地对 COD_{Mn} 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TP 的平均去除率分别为 82.8%，87.6%，79.6%。垂直流湿地分别为 83%，90.9%，80.2%。

（4）香根草、风车草和美人蕉根系发达，能够在无土环境下生长，耐水抗污性能强，可以在人工湿地面源污染控制示范工程中应用。

（5） COD_{Mn} 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和总磷在人工湿地的去除符合一级反应动力学方程，其浓度沿流程或随停留时间的变化规律均可用指数方程来描述。

关键词：阶梯式人工湿地；硝化反应；反硝化反应；一级动力学方程；



Abstract

Constructed Wetlands(CW) is defined as a wetlands specially constructed for the purpose of pollution control and waste management. It is a complete ecological system and has many advantages, such as high treatment efficiency, low cost of construction, operation and maintenance, wide field of application and strong ability of shock loading resistance etc. As a new kind of applied wastewater treatment technology, researches on the application and development of CW have been paid more and more attention. However, there is lack of uniform design parameters and methods to build constructed wetland at present. So the construction of constructed wetland is usually based on successful pilot experiment.

The project "Study and pilot-plant on the ecology restoration and the Non-point pollution control in zhenjiang urban rivers" is subproject of the project "Study and Demostration on improvement of the water environment quality and the ecology restoration in zhenjiang city", which is a project in the Key Technologies R&D Programme in the Tenth Five-Year Plan. Study on technology and efficiency of the Non-point pollution control is one of major content. Associated with the key technique of constructed wetlands in the study, the efficiency of constructed wetland in treating polluted river water and rain water run-off were studied in this paper based on pint-sized experiment combining with small scale pilots in field). Main contents of this were as follows:

(1) The contributes of each part of multi-stage CW in nitrogen removal were studied.

(2) The characteristics of different nitrogen removal along multi-stage CW were analyzed.

(3) The efficiency and ability of CW in treating polluted river wate and rain water run-off were studied.

(4) The main parameters for multi-stage CW operation were determined

The results show that:

(1) Nitrification and denitrification were the main removal ways of total nitrogen, Media absorption can be ignored. The contributes of plant uptake and nitrification and denitrification in total nitrogen removal is 14.17%, 66.41% respectively. The total nitrogen removal efficiency reach 80.5%.

(2) The removal rates of different nitrogen were highest in the first stage in constructed wetlands, removal efficiency of total nitrogen was $8.34\text{gm}^{-2}\text{d}^{-1}$, The rates of



N mineralization, nitrification and denitrification were 6.304、9.236、9.037 $\text{gm}^{-2}\text{d}^{-1}$ respectively. Nitrification and denitrification occurred concurrently with COD removal

(3) SSFW and IVFW both had high removal efficiency in treating polluted river water. In summer and autumn, the average removal efficiency of COD_{Mn}, $\text{NH}_4\text{-N}$ and TP were 73.58%, 92.53%, 85.21% respectively in SSFW and are 80.3%, 90.9% and 80.2% respectively in IVFW.

(4) *Vetiveria Zizanioides*, *Cyperus alternifolius*, *Canna chinensis* have long roots. They can survive without soil and tolerate strong wastewater. So they all can be applied in the pilot-plant of the Non-point pollution control by constructed wetlands.

(5) The removal of COD_{Mn}, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and TP in CW were accorded with the law of first-order chemical kinetics. The degradation processes with length and hydraulic retention time of these pollutants both can be simulated with exponential equations.

Key words: multi-stage constructed wetlands; Nitrification; Denitrification;
First-Order kinetics equation



华中师范大学学位论文原创性声明和使用授权说明

原创性声明

本人郑重声明：所呈交的学位论文，是本人在导师指导下，独立进行研究工作所取得的研究成果。除文中已经标明引用的内容外，本论文不包含任何其他个人或集体已经发表或撰写过的研究成果。对本文的研究做出贡献的个人和集体，均已在文中以明确方式标明。本声明的法律结果由本人承担。

作者签名：

日期：2006年5月28日

学位论文版权使用授权书

本学位论文作者完全了解学校有关保留、使用学位论文的规定，即：学校有权保留并向国家有关部门或机构送交论文的复印件和电子版，允许论文被查阅和借阅。本人授权华中师范大学可以将本学位论文的全部内容编入有关数据库进行检索，可以采用影印、缩印或扫描等复制手段保存和汇编本学位论文。

作者签名：

日期：2006年5月28日

导师签名：

日期：2006年5月28日

本人已经认真阅读“CALIS 高校学位论文全文数据库发布章程”，同意将本人的学位论文提交“CALIS 高校学位论文全文数据库”中全文发布，并可按“章程”中的规定享受相关权益。同意论文提交后滞后：☐半年；☐一年；☐二年发布。

作者签名：

日期：2006年5月28日

导师签名：

日期：2006年5月28日



第一章 绪论

改革开放二十余年来,我国社会经济连续高速发展,全国人民的生活水平总体上达到了小康,尤其是在城市,人们已开始追求全面的小康乃至富裕的生活。然而,我国城市的水环境质量几乎无一例外的全面下降,乃至恶化黑臭,与追求全面小康生活的目标形成强烈的反差。问题的严重还在于 2000 年底实现全部工业点源的达标排放后,各城市水环境质量并没有得到根本的改观,许多城市污水处理厂投入运行后,城市水环境生态系统也没有得到恢复。

城市水环境质量下降的主要原因来自各种对水体环境不同程度的污染。随着城市水环境问题越来越引起人们的普遍关注,治理水体污染,改善水环境状况,成为我国的重要课题之一。

水环境污染就其污染源来说可分为点源污染和面源污染(Non-point Source pollution NPS),点源污染通常指有固定的排污口集中排放的工业废水和城市生活污水。面源污染相对点源污染而言,是指污染物从非特定的地点,在降雨或融雪冲刷作用下,通过径流过程而汇入受纳水体(包括河流、湖泊、水库、海湾等)并造成水体的富营养化或其它形式的污染^[1],美国《清洁水法修正案》(1997)对面源污染的定义为:污染物以广义的、分散的微量的形式进入地表或地下水体^[2]。这里的微量是指污染物浓度较点源浓度低,但由于面源污染面积范围较大,其总量贡献是非常巨大的。由于各国政府对点源污染重视较早,各种技术措施和工程手段广泛应用于点源控制,使得点源污染在一定程度上得到有效控制,因此,面源污染所占比例逐年上升。据美国 EPA 估计美国内陆水体污染超过 65%来自面源污染(US EPA,1990),台湾地区 EPA 估计地面水体污染有超过 20%来自面源污染。碳氢化合物、营养物、沉淀物、重金属和杀虫剂是面源污染中的主要有害物质,因此,有效的控制面源污染对改善城市水环境状况,提高城市水环境质量具有重要的意义。

镇江市水环境质量下降与生态破坏的特点不但具有我国城市水环境退化的共性,而且具有滨江城市水环境的特殊性。国家在“十五”、“863”计划中将“镇江城市水境质量改善与生态修复技术研究及综合示范”列为重大科技专项。

1.1 城市河流面源污染控制

所谓面源污染是相对于点源而言的,是一种分散型污染源的汇集。一般而言,城市河流的面源污染主要以降雨引起的雨水径流的形式产生,径流中的污染物主要来自于雨水对河流周边道路表面沉积物的、无植被覆盖裸露的地面、垃圾等的冲刷,



污染物的含量取决于城市河流的地形、地貌、植被的覆盖程度、污染物的分布情况,因此对面源污染的控制也可以理解成对城市河流周边降雨径流污染的控制^[3]。城市面源污染的突出特征是:污染物时空分布的分散性和不均匀性、污染途径的随机性和多样性、污染成分的复杂和多变性。生态技术是解决非点源污染的主要途径之一,控制降雨径流污染的生态技术主要包括:多水塘系统、缓冲带、湿地系统、土壤渗滤等

1) 多水塘系统在自然环境中,流域的天然水塘也是一种可以加以利用的条件。水塘与河流不断进行物质交换,滞留污染径流、沉降悬浮物,是非点源污染控制的一种十分有效的方法。多路串连水塘系统(即多水塘系统)的概念首先由尹澄清(1989年)提出,主要包括滞留池和水塘。多水塘系统是一类特殊的人工水塘湿地生态系统,是以水塘为点、沟渠为线的流域系。研究表明,多水塘系统能截留来自农业的氮、磷污染负荷 94%以上^[4]。通过修建暴雨滞留池,使污染物得到有效的沉降,是欧美国家中非点源污染控制的一种有效生态方法。暴雨滞留池利用天然低洼地或人工开挖的水塘削减非点源污染,对此美国总结出大量的经验,制定有国家规范。多水塘系统成本低廉,在滞留径流、循环利用水和营养物质、提高水资源利用率、增加生物的多样性有很好的效果。滞留池效率受入水和降雨的时空影响较大,功能较单一,对系统中植物的种类有一定要求,占用一定土地资源。

2) 缓冲带:长期用来稳定岸边带的河边缓冲带技术可以显著减少进入水体的非点源污染物负荷。世界各国,尤其是美国,在对农业非点源污染进行大量研究基础上,将缓冲带技术作为较有成效的措施之一推荐使用。缓冲带是与受纳水体邻近、具有一定宽度和植被、在管理上与农田分割的地带,其作用在于避免污染源和河流、湖泊贯通,减少侵蚀迁移的土壤进入水体,截持土壤侵蚀的养分污染物,改善水质^[5]。在截留粗沙颗粒和颗粒吸附物、促进水流下渗、截持黏土及可溶性污染物方面,缓冲带具有显著功效^[6]。缓冲带在减少非点源污染的同时,改善周围生态环境,增加植被覆盖和生物的多样性,但是也要占用一定土地资源,需要不定期的人工管理和养护,其效果持久性有待考证。

3) 湿地系统:人工和天然湿地系统能够大量截持非点源污染物,其作用日益得到人们重视。国外大量修建人工湿地和恢复自然湿地,将之作为处理暴雨径流实现非点源污染控制的重要手段之一^[7]。湿地作为陆生系统和水生系统之间的过渡带,通过土壤吸附、植被吸收、生物降解等一系列作用,减少进入水体的氮、磷含量。湿地对氮的吸收可达到 79%,对硝态氮的吸收能力较强,达到 96%,对磷的吸收率为 25%~98%。



4) 土壤渗滤。土壤渗滤使非点源污染物质经过土壤层时产生一系列的物理、化学和生物作用,得到去除和吸附降解。土壤渗滤技术因成本低,操作简单,净化效率高,补给地下水资源,而得到了越来越多的应用,同时其地表的植被可丰富绿化层次,美化环境,为污水资源化利用提供了一种有效方法。土壤下渗通道的堵塞问题以及土壤渗透效果因季节变化的影响是应该注意的。

在国家“十五”重大科技专项镇江水环境质量改善与生态修复技术研究及综合示范分项课题通内江河道生态修复与面源控制技术研究及示范工程中,城市河道面源控制技术及其效果研究是主要研究内容之一,考虑到研究项目的城市与水环境特征、面源污染情况和目标要求等方面的因素,此部分内容以高效生态滤床作为核心技术之一展开研究。生态滤床这种人工湿地的特殊技术形式控制城市河道面源污染,其运行效果与当地的气候条件、土壤关系密切,其设计应根据城市河流周边雨水径流污染的特征来选择参数,合理的设计生态滤床湿地系统应在充分理解湿地基本原理的基础上进行,以下就人工湿地污水处理技术做重点介绍。

1.2 人工湿地污水处理技术

1.2.1 湿地的定义

湿地在自然界的形式多样,可分为两大类:天然湿地(Natural Wetlands)和人工湿地(Constructed Wetlands)。

湿地是分布在陆地与水体之间过渡带的综合自然体。天然湿地是地球上水陆相互作用形成的独特生态系统,是重要的生存环境和自然界最富生物多样性的生态景观之一。由于湿地学是一门自身科学体系尚待完善的学科,湿地科学定义并不统一。目前较为广泛接受的湿地定义是《拉姆萨尔公约》中的规定:“湿地系指,不问其为天然或人工、长久或暂时性流水的沼泽地、泥炭地或水域地带,带有或静止或流动、或为淡水、半咸水者,包括低潮时不超过6米水深的海域。”可见湿地是一种复杂的自然综合体,不同学科研究者从不同的目的和角度出发,对湿地的解释不同。在生态学上,湿地是由水、永久性或间歇性处于水饱和状态下的基质以及水生植物和其他水生生物所组成的,是一类具有较高生产力和较大活性、处于水陆交接相的复杂生态系统^[8-10]

自然湿地的类型主要有:苔藓泥炭沼泽(bogs)、草本泥炭沼泽(fens)、灌丛沼泽(swamps)、草本沼泽(marshes)、浅水开放水体(shallow open water)和人工湿地^[11]。

湿地具有地表过湿、有积水;土壤潜育化以及长有喜湿植物等基本特征,属于



脆弱型生态系统,生态平衡极易受到破坏,且遭受破坏后难以恢复。湿地系统生产力极高,每 1m^2 湿地平均每年生产 9g 蛋白质,是陆地生态系统的3.5倍。

作为一种具有多功能的独特生态系统,湿地在维持河川径流平衡、补充地下水、调节气候、蓄洪防灾、净化水质等方面起着重要作用。此外湿地中还蕴藏着丰富的生物资源,是生物多样性的摇篮及物种基因库,还有各种各样的矿产资源。因此湿地不仅能为人类提供食品原料、医药、能源、水资源以及工业原料等,而且在维护生态平衡、降解环境污染等方面具有重要的应用价值和科学价值,被誉为“地球之肾”^[12-14]。

由于人类不合理的开发,湿地资源受到了很大破坏。为了对自然生态系统进行适度的补充,对其退化功能进行恢复性建设,同时也为了污水处理的需要,人们建造了人工湿地。人工湿地是在自然湿地降解污水的基础上发展起来的污水处理生态工程技术。是一种由人工建造和监督控制的,与沼泽地类似的地面,利用自然生态系统中的物理、化学和生物的三重协同作用来实现对污水的净化^[15-18]。

人工湿地也称作人工湿地,其名称也有多种说法,常见的有 constructed wetland, artificial wetland 或 manmade wetland, treatment wetland, engineered wetland 等。因为芦苇(*Phragmites australis*)是构建湿地中广泛栽培的植物,因此有称为芦苇床系统(Reed bed system)的。其它类似称呼还有根区法(Root zone method, RZM),植被滤床(Vegetated filter bed)^[19-23]。

自然湿地的生态系统可以用于处理废水,但是在地点、负荷量、处理能力等方面难以与实际需要相符合,自然湿地基本上是一个不可控制的环境。而人工建造的湿地,其生态系统中的生物种类多种多样,并处于人为的控制之下,综合处理废水的能力受到人工设计控制,处理能力大大超过了自然湿地

1.2.2 人工湿地的研究进展

早在中国古代和古埃及就开始利用自然湿地处理污水。人类最开始利用湿地处理污水是无意识的,污水常常直接或间接流入湿地得到净化。但是直到1904年才出现有意识地利用人工湿地处理污水,最早的公开报道是在澳大利亚的新南威尔士(New south wales)建成的一个郊区居民生活污水人工湿地处理系统^[24]。

世界上第一个科学研究的中试规模的污水处理构造湿地出现在德国 Max Plank Institute, 在此 Kathe Seidel 详细的考察了多种水生植物对化学污染物吸收和降解的能力。她的研究,1953年首次发表,证明水生植物如 *Scirpus lacustris* 有能力去除



苯酚、病原菌和其他污染物^[25]。60 年代, 这项技术开始推广用于许多大规模试验, 用以处理工业废水、江河水、地面径流和生活污水。

在这些研究的工作基础上, Seidel 于 20 世纪 60 年代建成了 Krefeld 湿地, 该湿地系统由四至五级串联组成, 每级由几个填有卵石基质并栽有挺水植物的池子并联; 该系统的第一级和第二级是采用间歇进水的垂直流湿地, 其余为水平流卵石床^[26]。

根据 Dr. Kathe Seidel 的思路, 荷兰于 1967 年还开发了一种现称为 Lelystad Process 的大规模处理系统, 该系统是一个占地一公顷的星形自由水面流湿地, 水深 0.4m, 随后大量这种湿地在荷兰建成。Seidel 的工作也刺激了德国在这方面的研究。在 60 年代中期, Dr. Seidel 与 Dr. Kickuth 合作并由 Dr. Kickuth 在 60 年代中期开发了“根区法”, (RZM), 此根区法由一种有芦苇的矩形池子组成。土壤经选择含有钙、铁、铝添加剂, 以改善土壤结构和对 P 的沉淀性能。水以地下潜流水平流过芦苇根。污水流过芦苇床时, 有机物降解, N 被硝化反硝化, P 与 Ca, Fe, Al 共沉积于土壤中。水面保持在地面水平, 在池子进口、出口进行布水和收集^[26]。

直到 1985 年, 英国才开始认识到湿地处理污水的作用。在 Kickuth 提出的“根区法”基础上, 英国建成了许多“芦苇床”湿地系统。考虑到提高基质水力渗透性能, 大部分“芦苇床”采用了卵石作为基质, 而不是 Kickuth 推荐的混合土壤。1986 年 9 个研究湿地处理系统的课题组合作提出了“芦苇床处理系统的欧洲设计与操作指南”, 1995 年。Coper 和 Green 将其改进并最终形成目前常用的设计与维护标准方法^[27]。

北美关于人工湿地的研究开始于 20 世纪 60 年代末期, 70 年代至 80 年代取得很大进展, 90 年代后进入推广应用阶段。在 60 年代末, 美国 NASA 的国家空间技术实验室研究开发了一种“采用厌氧微生物和芦苇处理污水的复合系统”, 该系统能有效去除污水中的 BOD₅, SS、大肠菌及氮。1983 年 Wolverton 报导了在路易斯安娜州的一个温室里进行的湿地处理系统实验, 其水力停留时间为 12--48 小时。在 HRT 为 24 小时, 有机物负荷为 58kg/ha/d 时能有效去除污水中的 BOD₅, TSS 及 NH₄⁺-N 等污染物, 加拿大等北美的其他国家也进行了一些开拓性工作^[28]。

有目的地利用湿地来处理污水则始于 70 年代。美国、澳大利亚、荷兰, 丹麦、英国、日本等都进行过这方面的尝试。70 年代的湿地污水处理系统大都利用原有的天然湿地, 即保持了天然湿地的结构, 大都以泥泽的形式出现, 而且常被结合到氧化塘处理工艺中以提高氧化塘系统的处理效果。大部分初期研究都使用自然湿地处理污水, 不久就暴露出应用自然处理系统处理污水会导致种类组成、种群结构、功



能及湿地总体价值的显著变化,并意识到人工湿地具有应用的巨大潜力。因人工湿地不影响自然湿地价值,且可对处理工艺优化控制。80年代后,人工湿地则发展到人工建造的、以不同粒径的砂石为基质的处理系统,并由试验进入应用阶段。

人工构造湿地经过几十年的发展,有关湿地污水处理能力和过程的基础研究已经比较成熟。许多国家建造了人工湿地污水处理设施,包括英国、加拿大、美国、墨西哥、印度、南非、巴西、澳大利亚以及许多欧洲国家,大小从一家一户的污水处理到每天处理 12 万加仑的污水,这些系统由于其较低建设和运行费用得到越来越多的当地和地区管理者的认可。目前欧洲已有数以百计的人工湿地投入废水处理,如英国就有 200 到 300 座湿地系统在运行^[29]。人工湿地的规模从小到大分布较宽,最小的仅有 40m²,用于一家一户废水处理,大的达 5000m²,可以处理 1000 人以上村镇的生活污水。起初,大多数人工湿地应用于生活污水及矿山酸性废水的处理,目前人工湿地技术被广泛应用于以下几个方面:

面源污染治理

- 城市暴雨径流(Schueler,1992;Shutes et al 1997)
- 农业区暴雨径流中化肥和杀虫剂的去除(Raisin et al, 1997)
- 垃圾渗滤液处理(Kadlec,1997)
- 尾矿废水处理(Eger et al,1993)
- 停车场与机场暴雨径流(Revitt et al, 1997)

点源污染处理

- 城市污水的二级和三级处理(Kadlec and Knight, 1996)
- 农场动物养殖径流废水处理(CH2M HILL and Payne Engineering, 1997)
- 食品工业废水(Kadlec et al 1997a)
- 石化工业废水(Knight et al 1998)

部分地区甚至有的用于处理一些难降解有毒有机物,如菲和除草剂^[30]。

目前在世界各地运行着的许多湿地在污水处理中发挥着重要作用。然而,它们对有机物、氮、磷的去除效率是不尽一样。这除了与环境、水质和湿地形式有关外,还与湿地的设计方法,水力学特性有着直接的关系。许多湿地尽管在试验中表现的非常好,但一旦运用到实际工程中却往往达不到预期的效果 (Mitchell, 1995)。

Breen(1995)对在温室、露天和经过植物收割后等条件下的人工湿地处理效果进行了试验,认为这些环境因素对 TN 和 TP 的去除影响不是很大。Kattlee,M(2000)对潜流人工湿地两种最流行的设计模式 EPA(U.S.Environmental Protection Agency)和 TVA(Tennessee Valley Authority)进行了比较。在反应速率为 0.7d⁻¹(按 EPA 法设计)



的条件下, TVA 模型所推荐的有机物负荷为 $11.4\text{kgBOD}_5\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, 远远高于 EPA 模型下的有机物负荷 $4.1\text{kgBOD}_5\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 。这样导致了系统的设计面积过大, 效率不能充分发挥。Breen(1989)认为系统设计和水力学特性是决定湿地处理效果的关键因素。设计中必须最大可能的增加废水和根区的接触机会, 避免产生短流。他采用了物料平衡法(mass balance method)对湿地试验进行了量化描述。通过这种方法可以对湿地系统进行了更加合理化的设计(Robert, 1995)。在湿地设计中, 对氮、磷的去除往往被忽视, 用于优化湿地系统中氮、磷去除的设计参数和与之相关的研究很少(Wood,A,1995)^[31]。这可能是因为湿地中氮、磷去除机制还没有完全解释清楚(Richardson,1985), 不同的湿地中氮、磷动力学规律是不一样的(Hemmond,1988)。另外, 氮、磷在湿地中的迁移转化也很难测定 (Bowmer.k.H,1987), Bowmer 指出为了优化湿地的运行参数, 必须要知道系统中氮、磷的迁移转化规律。J.Huang(2000)在其研究中, 通过试验数据得到了 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TKN 的温度速率常数(K_T)。国内有关这方面的研究报道则相对很少。

填料是人工湿地的重要组成部分。由于土壤通透性差, 容易发生堵塞, 从而形成短流或地表漫流, 所以单纯以土壤为填料的人工湿地已逐渐被以砂石或混合填料所代替(Cooper et al, 1995)。近年来, 一些通透性好、比表面积大、具有吸附能力的多孔介质也被填充到人工湿地系统里, 大大提高了污染物, 特别是氮、磷的去除效果^[32](Drizo,1997;Drizo,1999;)。澳大利亚西悉尼大学的 Manna,R.A(1987)对采用砾石和工业废弃物作用填料的湿地系统进行一些研究。在小试中, 他分析了砾石、炉渣(blast furnace slag)和粉煤灰(fly ash)三种物质的成分, 对磷的吸附曲线试验表明: 炉渣的吸附容量最大(420mg/kg 填料), 砾石则较差(25.8mg/kg 填料)。但他没有将三种物质的性能在人工湿地应用中加以比较。他指出应当对填料的吸附基团和活性部位进行深入的研究, 以便选择合适的填料应用到人工湿地中去。英国爱丁堡大学的 Drizo(2000)对人工湿地采用吸附填料进行了系统研究。他选用了七种物质: 矾土(Bauxite)、页岩(Shale)、油页岩(Burnt oil shale), 石灰石(Limestone), 沸石(Zeolite), 膨润土(Lightweight expanded clay aggregates)和粉煤灰(Fly ash)。对这七种物质的 pH, CEC(Cation exchange capacity)、水力传导系数、孔隙率、比面积和磷吸附容量进行了测定。试验表明页岩的吸附容量最高, 达到 730mg/kg 填料; 其次为矾土, 达到 355mg/kg 填料。对这七种物质的各种性质作了综合比较后, 结论为页岩性能最优。国内有关这方面的报道很少。

湿地水生植物一直是人们的研究对象。Gersherg,R.M(1986)的报道了美国加州 Santel 水厂的人工湿地试验。种植三种高等水生植物: 软茎蕉草(*Scripous validus*)、



芦苇(*Phragmites communis*)和宽叶香蒲(*Thypha latifolia*)。研究它们对氨、BOD 和 TSS 的去除情况。进水氨氮浓度为 24.7mg/L, BOD₅ 为 118.3mg/L, TSS 为 58.1 mg/L, 污水负荷率为 4.7cm/d, 停留时间 6d。结果表明, 蕉草和芦苇去除氨氮上比香蒲好, 平均出水浓度蕉草为 1.5mg/L, 芦苇为 5.4mg/L, 而香蒲为 17.7mg/L; BOD 的去除蕉草要优于芦苇和香蒲, 其去除率依次为 96、81 和 74%。对于 TSS 的去除, 三种植物无多大差异。Reddy,K.R(1987)也曾指出有植物系统和无植物系统对 SS 的去除影响不是很大。

我国在“七五”期间开始人工湿地的研究。首例采用人工湿地处理污水的研究工作始于 1990 年在北京昌平建成我国首例人工湿地污水处理系统^[33]。处理量为 500t/d 的生活污水和工业废水, 占地 2ha, 水力负荷 4.7cm/d, HRT: 4.3d, BOD 负荷: 59kgBOD/ha.d。用于处理水解池出水或原污水。1990 年, 国家环境保护局华南环境科研所在深圳白泥坑建造了占地 8400m² 人工湿地示范工程^[34], 处理规模为 3100m³/d 城镇污水。该系统自从投入运行以来, 取得较好的处理效果。

1989-1990 年, 天津环保科研所建立 11 个实验单元研究芦苇湿地对城市污水的处理能力, 并对水力负荷, 有机负荷, 停留时间及季节等与污水中主要污染物间的规律进行探索。试验结果表明出水可达二级排放标准, 有较高且稳定的脱氮除磷效果, 季节性差异较小。云南省环境科学研究所对不同水生植物的氮、磷吸收进行了研究。所选用的植物为芦苇(*Phragmites australis*)、水葱(*Scripus validus*)、黄昌蒲(*Pseudcorus L*)、美人蕉(*Canna chinensis*)和水蓼(*Cyperus alterni*)。结果指出, 对于氮, 其吸收比例顺序为水蓼(17.63%)>美人蕉(10.6%)>芦苇(5.31%)>黄昌蒲(2.93%)>水葱(1.65%); 磷的吸收比例顺序为水蓼(25.54%)>美人蕉(6.89%)>芦苇(5.46%)>黄昌蒲(2.39%)>水葱(1.78%)。但其进行的是盆栽试验, 有待于在湿地系统中得到进一步验证。中国环境科学院刘文祥在 1994.6-1995.8, 采用由漂浮植物、沉水植物、挺水植物及草滤带组成的人工湿地对控制农田径流污染进行了研究。湿地占地 1257m², 利用低洼弃耕地改造而成。系统投资少, 运行管理方便, 生态环境效益显著^[37]。中科院南京植物所采用人工湿地系统处理酸性铁矿废水, 面积 130m², 流量 0.5m³/h, 铜离子去除 99.7%, 铁离子去除 99.8%, 锰离子去除 70.9%, 每年运行费 5~10 万元。以上研究均针对湿地某一组成部分如植物和填料等或集中在小试规模进行了细致的研究, 但中试规模和结合工程运行报道结果较少, 其推广应用价值受到限制。此外, 在深圳雁田、四川成都活水公园、天津等地也先后建立了人工湿地系统, 对人工湿地处理污水规律及其机理进行了比较系统的研究^[35-46]。

近年来, 全世界范围内掀起了研究和利用湿地处理污水的热潮, 湿地成为一项



前景光明的新兴污水处理技术,被越来越多国家的政府所重视和采纳,所处理污水的种类也日益复杂化:研究人员在湿地处理污水的效率、机理以及湿地系统各组分的作用等方面取得了巨大成就。然而,目前世界各国所建造的人工湿地在工程设计、浸没面积、流速、出水水质、流量限制、植物群落、监测设备等方面仍相差很大,说明湿地处理污水数据库仍需发展和完善,以便为新湿地的规划和设计提供普遍的理论基础,国内对人工湿地这项技术的研究应用尚处于起步阶段。有关工艺设计资料和应用实例还不多见,有待结合我国不同地区的具体情况,深入开展研究工作,取得适合于不同地区,不同环境气候条件及不同污水特性的实用数据,以促进其在我国适当地区的推广应用。

1.2.3 人工湿地的基本类型

人工湿地系统按其布水方式和水流形态,可分为三类:表面流人工湿地 (Surface Flow Wetlands, 简称 SFW 型人工湿地), 潜流式人工湿地 (Subsurface Flow Wetlands, 简称 SSFW 型人工湿地) 和垂直流人工湿地 (Vertical Flow Wetland), 简称 VFW 型人工湿地^[47]。

(1) 表面流人工湿地 (Surface Flow Wetlands)

表面流人工湿地系统也称自由水面湿地系统 (Free Surface Flow Wetlands)。

这种类型的人工湿地和自然湿地相类似,废水在填料表面漫流,水位较浅,多在 0.1-0.6m 之间。废水进入人工湿地系统时,绝大部分有机物的去除是由长在植物上的水下茎、杆上的生物膜来完成,因而这种湿地系统难以充分利用湿地介质植物根系对污染物的降解作用,其处理能力较低。同时,这种湿地系统的卫生条件较差,在夏季易滋生蚊蝇、产生臭味等;在寒冷地区冬季易发生结冰以及系统的处理效果受温度影响较大等问题。但这种类型的湿地具有投资少、操作简单、运行费用低等优点。该类型人工湿地多用于气候温和、有广阔土地条件的大型城市污水处理系统

(2) 潜流式人工湿地 (Subsurface Flow Wetlands)

这种类型的人工湿地,废水在填料表面以下渗流。可充分利用介质表面上的微生物及植物根系上的生物膜,水力负荷比表面流湿地大。由于水在介质中呈水饱和状态,因而湿地系统一般呈厌氧状态,但由于水生植物可传输较多的氧进入根系,根区附近呈好氧状态,所以在系统中新成了连续的好氧、缺氧及厌氧状态,这对于污染物去除,特别是对脱氮具有重要意义,其处理效果和治理能力均较好,一般情



况下,这种人工湿地的出水水质优于传统的二级生物处理。另外,由于水流在填料表面以下流动,具有保温性较好、处理效果受气温影响小的特点。该工艺卫生条件较表面流湿地好,是目前研究和应用较多的一种湿地处理系统。但该湿地系统的投资要比表面流湿地系统的投资要高。第一个人工湿地于 1974 年在德国运行,由于该工艺利用了植物根系的输氧作用,也将其称为污水处理的根区方法(Root Zone Method, RZM),亦称之为根区处理床。在欧洲,水平潜流型湿地常常被成为“芦苇床处理系统”(Reed Bed Treatment System, RBTS),美国则称为“植被淹没床”(vegetated Submerged Bed, VSB)

(3)垂直流人工湿地(Vertical Flow Wetland, 简称 VFW 型人工湿地)

垂直流人工湿地系统中的水流综合了表面流人工湿地系统和潜流型人工湿地系统的特性,水流在填料床中由上而下或由下而上做竖向流,污染物去除机理基本与潜流型人工湿地相同。与表面流人工湿地相比,立式流底层氧化能力更高,因此对污水有较高的处理能力。这种系统的布水、集水系统复杂,因此对基建要求高,造价也高,较易生蚊蝇。目前,这种类型的人工湿地受到了更多的重视。

1.2.4 人工湿地的污染物去除机理

1.2.4.1 污染物的去除方式

人工湿地处理系统对污水净化的作用机理是多方面的,主要包括:物理的沉降作用;植物根系的阻截作用;某些物质的化学沉淀作用,土壤及植物表面的吸附与吸收作用;微生物的代谢作用等。此外,植物根系的某些分泌物对细菌和病毒有灭活作用;细菌和病毒也可能在对其不适应环境中自然死亡。

污染物的去除过程^[48]

污染物	去除过程
有机物(以 BOD 计)	生物降解, 沉淀, 微生物吸收
有机污染物(杀虫剂等)	吸附, 挥发, 光、生命/无生命降解
悬浮物	沉淀, 过滤
N	沉淀, 硝化/反硝化, 微生物、植物吸收, 挥发
P	沉积, 过滤, 吸附, 植物、微生物吸收
病原体	自然死亡, 沉积, 过滤, 捕食, 紫外降解, 吸附
重金属	沉积, 吸附, 植物吸收



物理沉积：污水进入湿地，经过基质层及密集的植物茎叶和根系，使污水中的浮物颗粒得到过滤，并沉积在基质层中。

化学反应：污水中许多污染物可以通过化学沉淀、吸附、离子交换等化学反应过程得以去除。化学反应是否显著取决于基质的化学成分。例如，含 CaCO_3 较多的石灰石有助于磷的去除；含有机物丰富的土壤有助于吸附各种污染物。

生化反应：生化反应是去除有机污染物的主要作用过程。在人工湿地生态系统不可忽视。大型水生植物的作用不可忽视。各种污染物的去除方式及机理如表 1.3 所示。

研究表明，除了镍、溴、硒、砷以外的大部分重金属可以与悬浮物一起被去除^[81-83]。

1.2.4.2 基质及净化机理

基质在人工湿地的构造中占有较大面积，是人工湿地区别于自然湿地的重要方面。陈博谦等人^[49]研究发现在排除了植物因子的前提下，人工湿地土壤-微生物系统对污水成分仍具有良好的去除作用。基质为湿地植物、微生物提供了生境，自身也参与了湿地净化污水的物理化学过程。自然泥土是人工湿地中经常使用的基质，但为了加大水力疏导功能，更多的湿地研究选用沙石来填充湿地，粒径从 0—10mm 不等^[50]。炉渣、煤灰等具有多孔性的材料也是基质的来源之一^[51-52]。为了特殊目的，如提供磷的吸附，促进对金属的吸收，研究者选用基质时会考虑某个方面的特性，如含 Ca 多的花岗岩、石灰石、贝壳，含 Fe、Al 多的矿石^[53]或多孔、吸附性好的工业莱卡材料(Leca)、砖红壤^[54]针对不同来源的污水，不同的植物及气候条件，也应结合实际选用的基质^[55]。在目前，沙、石混合仍是最常用的形式。

基质的深度依据植物根系发展的长度来设计。一方面要尽量加大接触面积，让污水充分通过湿地，利用净化功能的实现，另一方面不能设计太深，一面植物的根系不能到达底部^[23-56]。按照国外实践的经验，对芦苇等高大植物，一般设计深度在 60cm 左右，对某些根系不发达的植物，深度应适当减少。

基质的去污过程来自离子交换、专性与非专性吸附、螯合作用、沉降反应等。实际上，基质对污水中 P 和重金属的净化主要是通过上述反应实现的，其反应产物最终吸附或沉降在基质内，从而使基质内这些元素的含量急剧升高，几年之后即可高达入水浓度的 10-10000 倍以上。植物根系的吸收、滞留与腐烂，基质内无机与有机成分对金属的强烈固持很可能是基质具有强大聚积能力的原因。基质吸附金属的量在表层 10cm 的范围内不会随深度增加而有明显下降，也就是说，从地表往下至少深 10cm 的土层的吸附能力是基本一致的。可以说，基质的所有理化性状都可能



影响到它对污水的处理效果,其中最重要的影响因子之一要数氧化还原电位。湿地的一个重要特征是存在好氧与厌氧界面,从而使基质内的氧化还原电位(ORP)变幅高达 1000mV(-300-700mV),而旱地土壤的 ORP 通常只在 400-700mV 范围内变化。这意味着湿地基质能发生比旱地土壤多得多的氧化还原反应,如有机化合物的降解反应,金属氧化物的还原反应,硝化一反硝化反应,产沼反应(CO_3^{2-} 或 CO_2 被还原成 CH_4)。基质中无机磷等元素有效性与溶解状态也明显受 ORP 高低的影响。此外,基质 ORP 还会通过影响植物或微生物生长和代谢来间接影响湿地的去污效果。

1.2.4.3 水生植物及净化机理

目前对植物的废水处理的重要性方面,还存在有些争议。虽然一些研究人员认为植物是湿地的必要部分,人工湿地中的湿生植物,不仅在外观上引人注目,在湿地净化污水的过程中也起着重要作用;但其他研究人员则认为它们的价值主要的美学方面。

现有的大部分研究都证实湿地植物是湿地系统中的重要组成部分,在污水净化方面发挥了重要作用。植物及其枯枝败叶层形成了一个自然生物过滤器,有助于控制臭味;它们还能阻止杂草的生长,并使昆虫不至于在水面繁殖过多;植物自身可以吸收同化污水中的营养物质和有毒有害物质^[57-59],将它们转化为生物量;植物根系促进了悬浮物在基质中的物理过滤过程,可防止基质的堵塞;植物在冬季形成一个绝热层,有助于使地下的基质免受霜冻。除此以外,植物的根系为细菌提供了多样的生境,并输送氧气至根区,有利于微生物的好氧作用^[60-67]。

1977 年德国学者 Kickuth 提出了湿地净化污水的根区法(Root-zone method, RZM)理论,认为在污水渗过湿地的过程中,经过植物根区,在根区这一特殊的生态环境下,植物根系可对污水中的营养物质进行吸收、富集,而根区附近丰富的微生物群落更可以通过其旺盛的代谢活动将各种营养物质降解、转化。因此,植物根区成为人工湿地实行净化功能的主要场所。这一理论推动了人工湿地净化功能原理的研究。Armstrong 等^[68]发现,湿地中生长的芦苇、香蒲等湿生植物根系有强大的物氧功能,将空气中的氧气通过植物体的疏导组织直接输送到根部。在整个湿地低溶氧的环境下,湿地植物的根区附近能形成局部富氧区域,利于好氧菌的生长代谢。因此,种植于湿地的植物,除了必须适应于当地生境,有较长生长期外,还需要生长快速,根茎发达,有较大的地下生物量^[58,69]。

具体到各地的实践,研究者多结合当地的气候条件和植被分布,选择最合适的湿生植物^[35,71-73]。在欧洲,芦苇是最常用的植物,而蕉草用在美国应用更为普遍。一般地说,选择湿地植物尤为要注意以下几个原则^[74]:



- 根系比较发达的水生植物。
- 具有抗逆性(1) 抗冻、抗热能力；(2) 抗病虫害能力；(3) 对周围环境的适应能力。
- 净化能力强、抗逆性相仿，而生长量较小的植物，以减少管理上尤其是对植物体后处理上的许多麻烦。
- 综合利用价值高。若所处理的污水不含有毒、有害成分，其综合利用可从以下几个方面考虑，(1) 作饲料；(2) 作肥料；(3) 生产沼气。
- 美化景观。

1.2.4.4 微生物、藻类及其净化机理

微生物对整个生态系统具有重要的影响，微生物不仅是自然界的分解者，而且有些微生物也是食物链中的初级生产者，同时在自然界的元素转化中微生物也是一个不可缺少的成员。

人工湿地中的微生物是湿地净化污水的主要机制之一，现有研究发现在 BOD_5 、 COD 、 N 、 P 等降解过程中，微生物发挥了重要作用^[75-78]。其中，细菌是湿地微生物中数量最多的一个类群，在污水净化过程中起到巨大作用，它使复杂的含氮有机物转化成可供植物和微生物利用的无机氮化合物。真菌具有强大的酶系统，能促进纤维素、木质素、果胶等的分解，并能将蛋白质最终分解释放出氨。放线菌是有机化合物分解的积极参与者，还能形成抗生物物质维持湿地生物群落的动态平衡；原生物质摄取一些微生物和碎屑，起到调节微生物群落的动态平衡和清洁水体的作用。它们共同协成了互利共生的有机系统，共同来污水净化的任务^[79]。

真菌主要在植物根际形成菌根吸收养分。藻类有时成为湿地生态系统中生物量的主要组成成分，虽然藻类体内的元素组成的含量不是很高，但它们在贮藏和转移养分方面有时也能起着举足轻重的作用。另外，藻类有较快的周转速率，因此当污水有较高养分时可起到短期吸收固定再随后缓慢释放与循环的作用。丝状藻控制着湿地水体的 DO 与 CO_2 浓度及其日变化，它能使水体 pH 值在白天比在晚上要高出 2--3 个 pH 单位。很显然，水体中这种 DO 、 CO_2 和 pH 的剧烈日变化不仅影响水体的化学变化，还会影响植物的生长和植物对污染物的作用。

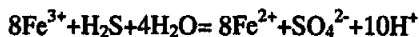
1.2.4.5 湿地处理综合过程^[80]

实际上，人工湿地之所以能够净化污水，除了湿地中的植物、基质和微生物等成分的分别作用外，更主要的还是这些成分的相互作用，使得湿地具有强大的净化功能。

湿地基质支撑着湿地动植物与微生物的生命过程，基质的任何性状发生改变都



可能影响到生物的生长发育及其对环境的作用,从而影响到它们的净化效果。微生物种群对湿地基质的很多化学反应产生重要影响,基质中各种元素的循环与转化都与微生物作用密切相关,而这些微生物过程又受基质 ORP 与 pH 的强烈影响。微生物的生物量随着基质 ORP 的降低而降低,结果基质酶活性与有机碳, N 和 P 的矿化反应也随之下降,它们之间有显著的相关性($p < 0.01$)。植物除吸收与吸附功能外,另一个重要的净化场所来自其根际微生物生态系统的综合作用。正如 Guntenspergen 等人所指出:“目前对根际微生物生态系统的化学过程还不很清楚,但可以肯定的是,这些过程都是有利于污水净化的”。当然,元素与污染物本身的降解、沉淀、固结、挥发等都能降低自身的浓度,使污水得到净化。而且这些理化反应在有植物存在时常常常会变得更强烈,因为根系的分泌物往往能加速这些反应,而且植物体外表亦为这些反应的发生提供物理支撑。固扎在基质中的根系所形成的根际微生物生态系统所起的作用更大,它不仅影响基质的物理结构,更重要的是它那具氧化效应的根际圈影响着基质中的化学过程, pH 和基质微生物的活动,而且基质 pH 的升降又影响到养分的有效状态和金属对生物的毒性。如前所述,湿地基质 ORP 有 -300—+700mV 的变化梯度,该梯度至少受 3 方面因子影响,即水文条件,电子受体(如 SO_4^{2-} , NO_3^- 等)的存在与否以及植物将 O_2 向根区的运输。湿地中有机质运转和养分循环与基质中电子受体的有效性和氧化还原条件有密切关系。由于氧气的扩散,即使在淹水条件下,基质和水体内也会维持不同程度的有氧条件,从而使得氧化还原反应能在湿地内持续发生。一些反应反过来又会使系统的酸碱度发生改变,如湿地基质内常发生的 Fe^{3+} 和 H_2S 之间的氧化还原反应:



就使基质和水体的 pH 明显降低,如果不采取措施(如施用石灰等)中和酸度,湿地的净化效率就会受到较大影响。

由此可见,湿地处理污水的功能是湿地中植物、基质、微生物甚至动物等组成成分以及众多环境因子综合作用的结果,这些组分之间以及组分与因子之间相互影响,相互促进,也相互制约,构成了湿地的强大净化功能。

1.3 课题概况及主要研究内容

1.3.1 课题来源

镇江是长江三角洲典型的滨江城市,位于长江与京杭运河两条黄金水道交汇之处。长江镇扬河段在镇江市区长江形成一个面积达 8.8km^2 的牛轭湖——内江。



内江是制约镇江其他几条城市河流水文、水质条件的主要水体。与内江相通的河流主 4 条：入内江的主要河流有运粮河、虹桥港和试办引河，出内江的河流有古运河，古运河横穿镇江城市中心向长江下游延伸。镇江市北依长江，城市河道通过内江直接、间接与长江相通，依赖长江丰富的优质水资源本应易于形成较为良好的水环境循环。由于长江河道的变迁江水流速减缓，致使滨江水体泥砂大量沉积，近年来泥沙的淤积量每年达 51.5 万吨之多，造成城市内河与长江水体沟通不畅，交换不及时，水体自净能力急剧下降；同时未经任何处理的工业废水和生活污水的直接排放，致使古运河、运粮河、虹桥港三条主要城市河流枯水期的水质恶化和丰水期的水涝灾害交替发生。2003 年镇江城市河流监测结果表明，河道主要受生活污水、航运和面源污染影响，尤其是古运河和运粮河，其有机污染物、石油类、氮、磷营养盐基本超过地表水 V 类水质标准；而且在丰水期，主要污染物、尤其是磷的含量均高于平水期，表明降雨径流引起的面源污染直接影响了河水水质。目前，城市水体的水质大多处于劣 V 类状态；在平水期内江水质已达不到地表水环境质量标准规定的 III 类水质标准，枯水期的水质达不到地表水环境质量规定的 IV 类水质标准。由于内江源水的恶化直接影响到古运河，其水质指标各水期已达不到地表水环境质量标准规定的 IV 类水质标准；而汇聚进入内江的运粮河、虹桥港、试办引河，由于水源不足，加上内江水位的顶托，在枯水季节工业及生活污水滞留于河道之中，水质达不到地表水环境质量规定的 V 类水质标准。

镇江城市最大的水体是内江。内江处于城市主要河流古运河的上游，为古运河提供源水。同时，内江又是运粮河、虹桥港、试办引河的受纳水体，其水质变化与这几条入内江河流有紧密的关系。内江水环境的好坏，不但在一定程度上决定了古运河的水环境质量，同时也取决于运粮河等入内江河道的污染控制工程。只有内江的水环境质量得到明显的改善，镇江整个城市的水环境质量才能得到提高，因此，加快镇江城市水环境整治、控制通内江河道—古运河、运粮河面源污染，已成为镇江城市发展的燃眉之急。

国家在“十五”、“863”计划中将“镇江城市水境质量改善与生态修复技术研究及综合示范”列为重大科技专项，其中通内江河道面源污染控制与生态修复技术研究及综合示范作为该课题分项课题之一，主要针对镇江两条主要城市河流—运粮河和古运河进行面源控制、生态修复的技术示范。



1.3.2 研究目的及意义

研究开发成本低廉、操作简单有效的城市河流面源污染控制和雨水径流污染控制技术是镇江城市河流面源污染控制的关键技术之一，同时对于我国减少城市面源污染，改善城市水环境质量有着重要的借鉴意义。

基于人工湿地用于污水处理已经在世界范围内广泛采用，尤其在控制面源污染方面有其独到之处，但该项技术在我国还处于研究起步阶段，本论文紧密围绕课题来研究人工湿地处理雨水径流污染和污染河水的可行性，探索人工湿地处理废水的机理以及人工湿地生态系统的各种因素与处理效果的相关性，为进一步设计和研究人工湿地系统净化污水提供理论依据和实用技术资料。在现场微型人工湿地系统及小试系统的基础上研究污染物在人工湿地中的迁移转化规律，为人工湿地处理技术在我国的应用提供设计运行参数及其优化组合方式，并在此研究基础上建设示范工程。结合示范区实际工程的应用情况，将为我国城市面源污染中处理提供一条可行的技术路线。

1.3.3 主要研究内容和方法

本论文将通过人工湿地的微型系统和现场小试试验对以下主要内容进行研究：

(1) 污染河水雨水径流处理效果研究

研究人工湿地启动运行阶段对污染河水中有有机物、氮、磷、浊度等主要污染的净化效果和净化能力。

(2) 氮在人工湿地中的去除转化机制研究

研究不同形态的氮在湿地中的迁移转化规律，湿地各部分对氮去除的贡献以及湿地沿程氮去除的特征变化。

(3) 人工湿地处理系统的主要影响因素研究

研究有机负荷、水力停留时间、植物系统、基质等因素对系统处理效果的影响程度。

(4) 确定人工湿地系统运行的主要参数

确定系统在启动阶段的主要运行参数，并根据试验结果推荐工程运行及设计主要参数。



第二章 人工湿地各部分除氮贡献研究

进入湿地系统中的氮有几种去除途径：随出水流出、微生物反硝化为气态氮排除、植物吸收、介质吸附和氨氮挥发。介质吸附主要是对还原态氮而言，还原态氮十分稳定，能够被床体的活性位点所吸附，但氨氮的吸附被认为是快速可逆的。除此以外，用于潜流构造湿地经常使用的材料(砾石、碎石等)通常是惰性的，并不能提供吸附需要的大量活性位点，因此介质吸附量在潜流砾石床湿地中是不予考虑的。

Reddy 和 Patrick 指出，如果 pH 值小于 7.5，则 NH_3 从淹没土壤和沉积物中通过挥发损失是不显著的；而 pH 值小于 8.0 时并不严重；在 pH 为 9.3 时，氨和铵离子的比例是 1:1，通过挥发造成的氨氮损失开始变得显著，在潜流式构造湿地中水体在通过填料层过滤时，pH 值变化不是很剧烈，一般不会超过 8.0，因此，潜流构造湿地中通过挥发损失氨氮的作用可以忽略^[64]，通过反硝化脱氮是潜流湿地脱氮的主要途径，植物吸收总氮量占投加总量 10% 左右，也是去除氮的重要途径^[65]，以下对两种微型人工湿地的植物的除氮贡献进行了研究，试图了解其氮去除的途径。

2.1 材料与方法

2.1.1 阶梯式人工湿地

阶梯式人工湿地建在课题综合示范区古运河边京口闸的院内，其潜流型由三级组成，由一组三个 50LPVC 桶向南设置在砌好的阶梯平台上，每个桶有一个内径为 20mm 的 PVC 插到底部进水管和表面的出水管。桶中均填充一定粒径的砾石，孔隙率为 0.46，桶高为 50cm。砾石上均种植有香根草和风车草。每组最上面的 PVC 桶为蓄水桶，其容积为 70L 左右，通过一个功率为 1000w 的潜水泵从河中抽水储存在蓄水桶中，间隔模拟示范区雨水径流水质添加硝酸钾、葡萄糖、碳酸铵到天然污水中，作为湿地进水。采用连续进水方式，水力负荷为 315mm/d，每级水力停留时间为 5 小时。系统每级都设有阀门控制的取样出水管，在各级水力停留时间下打开阀门取样。



2.1.2 基质全氮的测定^[87]

对阶梯式人工湿地各级基质样选用梅花点采样 5 个点, 每个点采 3 个样, 具体为: 0-5cm; 20-25cm; 40-45cm。

用减重法准确称取已挑除细根并磨碎通过 0.25 毫米筛的基质 0.2-0.6 克(精确至 0.1 毫克。试样中的含氮量以控制在 1-2 毫克范围内为宜)。移入 50 毫升克氏瓶的底部。移入时为了不让土壤粘附在瓶颈的内壁上, 可以借助于一根绕成弹簧状的金属丝用以固定称量管, 并将其送入克氏瓶中, 如此即可非常方便的完成这一操作。然后向瓶内注入约 2 毫升蒸馏水使样品湿润, 半小时后加入混合催化剂 1.1 克, 再用移液管加入 3 毫升浓硫酸。然后将克氏瓶放于电炉上进行消化。消化时口放一个小漏斗, 以减少硫酸的损失。刚开始消化时宜用低温加热, 待克氏瓶内的气泡消失后, 再逐渐升高电压, 提高温度, 使瓶内溶液保持轻微的沸腾(一般情况下, 消化 1.5 小时已可使溶液清澈, 但个别情况下则需 2-3 小时), 至溶液清澈后继续消煮一小时。在整个消化过程中, 应注意掌握温度, 勿使过高或过低, 以避免氮素的损失和消化不完全。一般可用调压变压器, 控制电炉的温度, 使硫酸烟雾在瓶颈上部三分之一处冷凝为宜。

消化完毕后, 从电炉上取下克氏瓶, 冷却, 用少量水冲洗小漏斗, 收集洗涤液于克氏瓶中(待冷却后方可用水冲洗小漏斗, 否则易发生喷溅)。该溶液即可供蒸馏 $\text{NH}_3\text{-N}$ 用。在蒸馏 $\text{NH}_3\text{-N}$ 前, 为防止溶液吸收空气中的 NH_3 , 应该用蒸馏水洗涤瓶口, 然后用橡皮塞将克氏瓶塞紧。

蒸馏前, 先把克氏瓶中的酸溶液连同土壤残渣一起用蒸馏水冲入半微量定氮蒸馏器中, 冲洗后若克氏瓶底仍有砂砾残留, 也不会影响分析结果。洗涤完毕后, 用移液管加入 5 毫升 2% 硼酸溶液于 50 毫升三角瓶中, 将此三角瓶置于冷凝管下面, 使瓶口淹没在 H_3BO_3 中。接着, 用碱式定量加液器量取 40% NaOH 溶液约 12 毫升, 通过小漏斗加入蒸馏器中, 再用少量水冲洗漏斗。此刻, 打开蒸馏瓶出气阀, 接通电源, 待蒸汽发生器中的水沸腾后关闭凯氏瓶夹, 并打开冷凝水龙头, 令蒸汽先通过废液收集瓶再进入蒸馏器中, 开始蒸馏。约经过 2-3 分钟, 蒸馏器内溶液开始沸腾, 器内溶液的颜色亦从淡蓝色转变为褐色或暗褐色。如颜色不变, 表明加碱量不足, 此时应停止蒸馏, 再加入适量的碱溶液。在蒸馏过程中, 应注意用调压变压器改变电压, 调节沸腾的强度(沸腾勿过于猛烈, 避免碱性溶液飞溅到蒸馏器的安全球内, 也不要过于微弱, 否则, 蒸汽在蒸馏瓶内即凝聚)。一般蒸馏出的液体的体积约为 30 毫升时, 即已蒸馏完全。此时, 将盛 H_3BO_3 的接受瓶的位置降低, 使冷凝管



口离开液面,并再沸腾一分钟左右。用比色瓷板接溜出液几滴,加钠氏试剂 1--2 滴,如不产生颜色反应即证明 NH_3 已被全部蒸出。应即停止蒸馏。否则蒸馏时间过久,溜出液体积过大,反而会使在滴定时发生困难,而且平行重复之间的误差也会增大。

蒸馏毕,立即将变压器指针退至零伏处,并关闭蒸馏瓶夹。此时,蒸馏器内的残留液将立即被吸入废液收集瓶中。在残留液快被吸完时,将事先准备好的蒸馏水 100 毫升放在冷凝管口,借废液收集瓶中内的负压,使水通过蒸馏器,达到清洗蒸馏器的目的。将馏出液定溶在 100ml 容量瓶中,取适量至 50ml 比色管中,用钠氏比色法测量其吸光度。根据吸光度,即可算出样品中的含氮量。

2.1.3 植物全氮测定

以阶梯式人工湿地各级的香根草和风车草为实验材料。称量植物地上部分茎、叶鲜重,然后置于烘箱中 85°C 烘干称量其恒重,测定含水率。研成粉末后测定茎、叶全氮含量,方法同 2.1.2。

2.2 结果与讨论

2.2.1 阶梯式人工湿地各层基质全氮的分布

人工湿地基质中的氮主要来自于污水,湿地中氮的去除路径主要是随出水带出系统;湿地植物吸收,微生物降解以及植物收割。

经过半年的运行,阶梯式人工湿地各级基质全氮的分布规律如图2.1、2.2所示。由图可以看出,潜流型湿地基质全氮含量呈逐级下降趋势,污染的河水先进入第一级,河水有机质主要在该级被过滤和阻截,因此基质中全氮含量最高。

填料对氮的吸附是一个复杂的过程,依靠填料吸附去除氮,应该存在氮在填料中的累积现象。为了考察填料对氮有无累积现象,取系统运行半年前后各级基质,分析其各级全氮含量(mg/g 基质)分别为第一级上层0.318, 0.389;中层0.342, 0.408;下层2.456, 2.879;第二级上层为0.278, 0.301;中层0.312, 0.375;下层为1.879, 1.964。第三级上层为0.265, 0.247;中层0.346, 0.381;下层1.540, 1.678。可以看出系统在运行半年后基质全氮含量基本没什么变化,而且各级上中下层也基本一致,所以,依靠填料吸附去除氮是不可能的。填料吸附的氮应该被植物和微生物所利用,使得氮素在湿地土壤中维持一个相对稳定的水平。

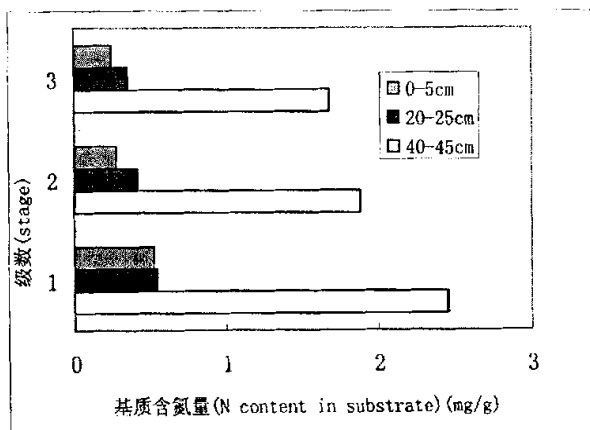


图2-1 2005年7月基质含氮量

Fig.2-1. N content in substrate in July .2005

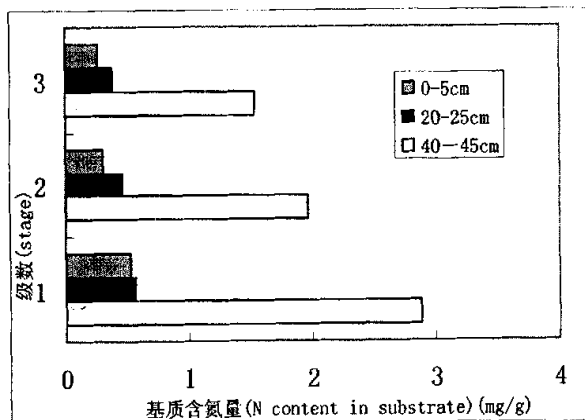


图2-2 2006年1月基质含氮量

Fig. 2-2 .N content in substrate in Jan.2006

2. 2. 2 植物对氮的吸收

植物摄取营养物的潜在速度受到其净生长量和植物组织中营养物质浓度的限制。营养物质储存同样取决于植物组织营养物质浓度和最大生物量。因此，希望作为营养物质消化和储存的植物特征应包括快速生长、高组织营养物质含量以及达到高生物量的能力(单位面积生物量)^[85,86]。本试验在阶梯式人工湿地各级均种植同样株数的香根草和风车草，整个试验结束后，测量各级植物的净生物量，实验室测定植物的含水率和植物干物质全氮含量，植物的净生物量、含水率、全氮含量三者相乘得到植物的



吸收量。

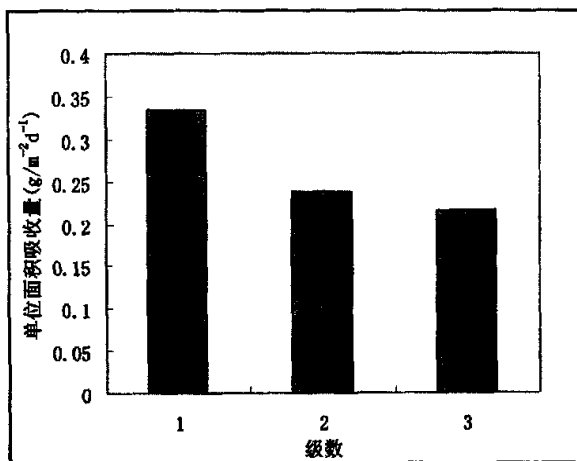


图2-3 各级植物对氮的吸收速率

Fig.2.3. N uptake of plant in different stage

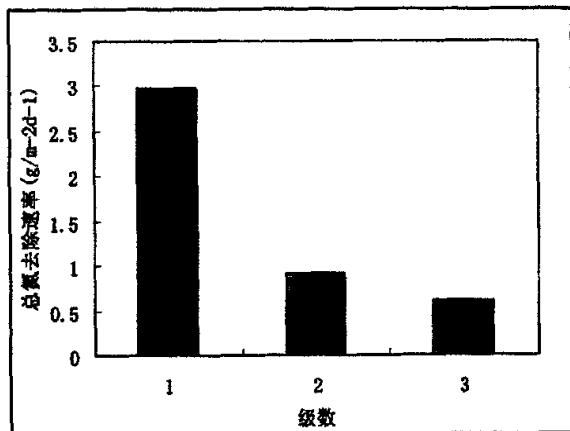


图2-4 各级总氮去除速率

Fig.2.4. TN removal rates in different stage

由图2.3可以看出, 各级植物吸收的氮速率逐级降低。而由图2.4可以得到, 试验期间各级总氮去除速率分别为2.96, 0.91, 0.61 $\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}^{-1}$, 植物吸收总氮量分别占总氮去除的11%, 26%, 35%。这种情况很可能是因为湿地沿程随着有机物的降解, 其反硝化作用因碳源的限制作用而降低, 反硝化作用对氮去除贡献显著降低产生的。



2.2.3 总氮的去向

通过分析^[9],可以认为进入潜流湿地中的总氮有3种去向,一是随出水排出系统,二是被湿地植物吸收,三是通过微生物作用去除。进水总氮量 TN_{in} 和出水总氮量 TN_{ef} 通过进出水总氮浓度、流量运行时间可以得到;植物吸收氮量 TN_{p} 通过测定植物净生物量、含水率、干物质全氮含量计算;微生物反硝化去除总氮量难以直接计算,可以通过 $TN_{in}-TN_{ef}-TN_{p}$ 计算反硝化氮去除量。实验运行期间测定了进出水总氮浓度、流量以及植物吸收氮量,经过计算,各去除途径占入水总氮的比例,植物吸收,硝化反硝化和出水氮量分别占进水总氮量的14.17%, 66.41%, 19.54%, 系统对总氮的去除率为80.46%。

综上所述,挥发、填料吸附和植物吸收去除的氮最十分有限,因此,可以断定阶梯式人工湿地脱氮的主要途径的是硝化-反硝化,硝化作用是在好气条件下进行,植物根系的充氧作用和自由表面的大气复氧作用能够保证硝化作用的顺利进行。反硝化是氮排出系统的一种最有效的途径,当基质内部水分含量大于田间持水量的60%时、就可能发生反硝化作用,基质含水率增加,反硝化作用增强^[9],湿地运行土壤通常处于饱水状态,有利于反硝化的进行。因此,湿地中的好氧、厌氧环境使得硝化和反硝化作用可以同时发生。

2.3 小结

(1) 微生物的硝化反硝化是人工湿地脱氮的主要途径,湿地中的好氧、厌氧环境使得硝化和反硝化作用可以同时发生。植物在人工湿地中对氮有一定的吸收作用。

(2) 基质吸附对除氮的贡献不明显,但却为植物和微生物提供场所,是人工湿地不可缺少的部分。

(3) 阶梯式人工湿地沿程植物吸收氮量对总氮去除的贡献是逐级增大的,总氮吸收速率逐渐降低,硝化反硝化作用对氮去除贡献显著降低。



第三章 不同形态的氮污染物沿程变化及降解规律研究

在CW系统中,氮的去除机理是十分复杂的,主要是氮的存在形式的多样性,包括有机氮,氨氮,硝态氮,亚硝态氮等,通过氧化还原相互转化。氮的去除作用包括基质的吸附、过滤、沉淀以及氮的挥发,植物的吸收和湿地中微生物的硝化一反硝化作用去除。不同形式氮的去除过程有所不同,其中微生物的硝化-反硝化作用在氮的去除中有重要作用。

目前对人工湿地去除含氮污染物的研究多是在静态条件下的测定水质变化或是比较系统进出水水质的变化来实现的,而对污染物在系统的竖向和沿程变化的研究极少,而这对于人工湿地污染物去除机理研究具有重要意义。本试验通过阶梯式人工湿地处理不同浓度形态氮的沿程变化规律以及处理效果的研究,试图阐明污染河水和城市雨水径流中氮污染物在CW系统中的变化规律和去除机制。

3.1 试验设计和方法

3.1.1 阶梯式人工湿地实验系统同 2.1.1

3.1.2 运行条件

实验系统系统全年运行,本实验运行采样主要为秋冬季(2005年10、11、12月,2006年1月),运行时主要以污染河水作为进水,间隔模拟示范区雨水径流水质添加硝酸钾、葡萄糖、碳酸铵到天然污水中,天然污水取自示范区污染河流古运河,其水质指标以运行时测定为准。采用连续进水方式,水力负荷为315mm/d。

3.1.3 分析测试

实验期间,开始取进水样置于冰箱低温保存。在停留时间下取阶梯式人工湿地各级出水样。总氮(过硫酸钾氧化-紫外分光光度法)、氨氮(纳氏比色法)、硝态氮(酚二磺酸光度法)和亚硝态氮(N-(1-萘基)-乙二胺光度法。分光光度计使用北京瑞利UV-1201紫外分光光度计。



3.2 结果与讨论

3.2.1 阶梯式人工湿地中不同形态氮的沿程变化规律

阶梯式人工湿地实验期间，各种形态的氮污染物的沿程方向上浓度变化如图3.1-3.5所示。

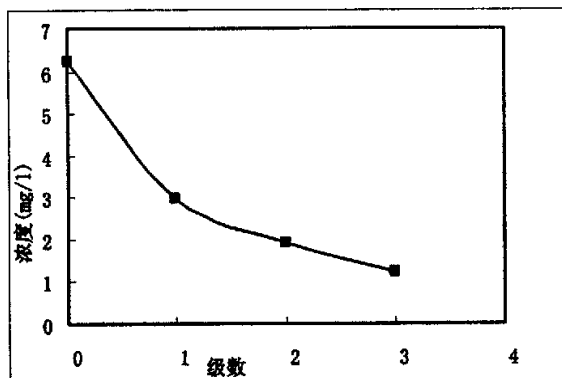


图3-1 阶梯式人工湿地总氮沿程变化趋势图

Fig.3-1. Concentration gradients of TN along the wetland.

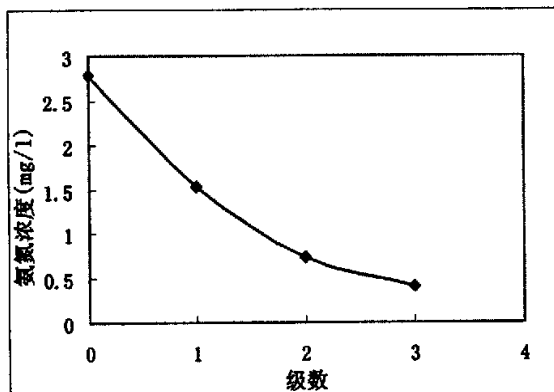


图3-2 阶梯式人工湿地氨氮浓度沿程变化趋势图

Fig.3-2. Concentration gradients of $\text{NH}_3\text{-N}$ along the wetland.

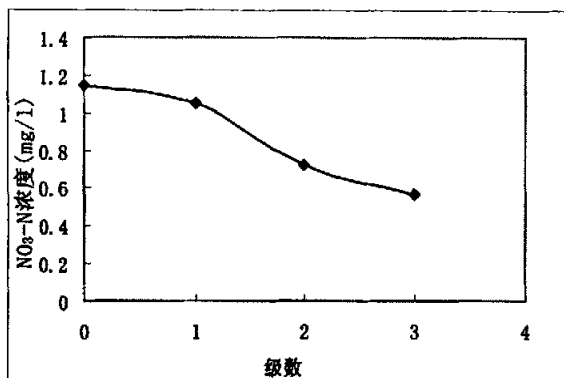


图3-3 阶梯式人工湿地NO₃-N沿程变化趋势图

Fig.3-3. Concentration gradients of NO₃-N along the wetland.

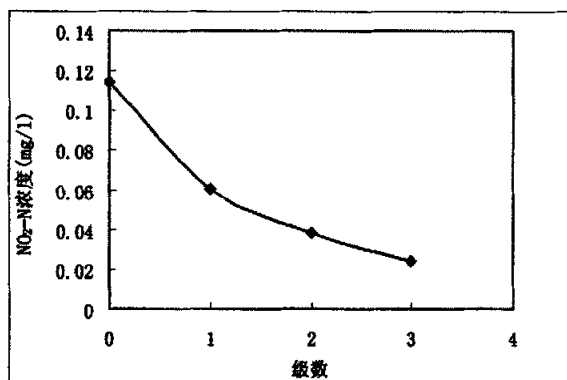


图3-4 阶梯式人工湿地NO₂-N沿程变化趋势图

Fig.3-4. Concentration gradients of NO₂-N along the wetland.

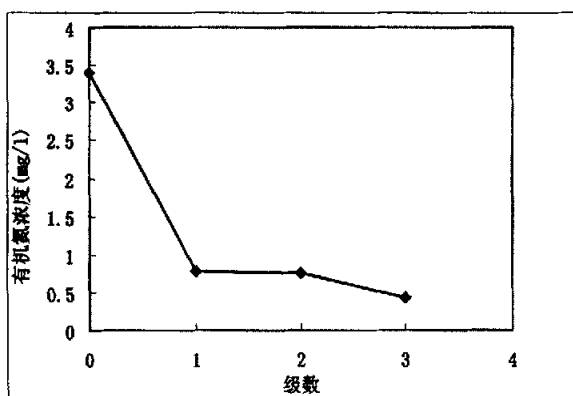


图3-5 阶梯式人工湿地有机氮沿程变化趋势图

Fig.3-5. Concentration gradients of organic-N along the wetland.



由图3.1-3.5可以看出,湿地沿程方向上,各种形态的氮污染物值是递减的,其中氨氮、总氮、有机氮和亚硝氮在第一级去除较快,到第二级和第三级去除速度逐渐减缓。尤其是有机氮,可以推断有机氮的氨化主要发生在湿地床的入水端,进水中的有机氮随悬浮物一起在第一级被基质以及植物的根系阻截、过滤、沉淀下来,然后在氨化细菌的作用下分解转化为氨态氮。

进入湿地中的氨氮以及有机氮转化成的氨氮,在亚硝化菌、硝化菌的作用下继续转化为硝态氮(NO_2^- , NO_3^-),最后硝态氮在反硝化作用下还原为 N_2O 和 N_2 从系统中排除。在湿地的第一级,硝氮浓度变化速度与其它两级相比较缓慢,说明硝化作用作用比其它两级强。系统中总氮的去除主要是反硝化作用的结果,所以对污水进行预处理使氮转化为硝态氮是当前推广的一种提高湿地除氮率的方式。

系统氨化作用大于硝化作用,没有足够的硝化强度就会造成氨氮的积累;硝化作用大于反硝化作用就会导致出水硝态氮浓度的增大。在本实验中虽然各种形态的氮去除速率不同,但每种形式的氮浓度沿程都没有上升的现象,说明湿地中反硝化作用大于硝化作用,硝化作用大于氨化作用,是一种比较理想的除氮过程。

3.2.2 不同形态氮污染物的去除速率研究

污染物的去除速率受到进水的污染物负荷率、污染物浓度、污染物比例、水力负荷以及运行方式的影响,本次试验研究了示范工程中污染河水以及雨水径流特征的人工配制污水的沿程去除速率和效果,为示范工程的设计和运行提供相应的参数。

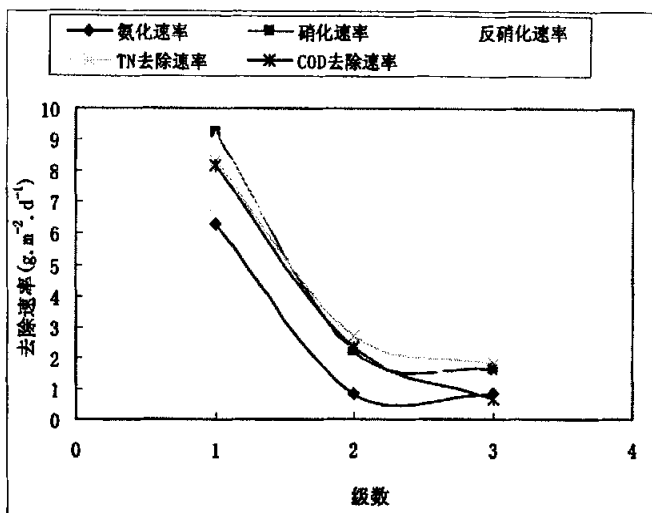


图3-6 阶梯式人工湿地沿程氮转化速率与COD去除速率关系图

Fig 3.6. N transformation rates compared to COD removal along the wetland

图3-6是阶梯式人工湿地沿程各级不同形态氮污染物的去除速率变化情况,由图可以看出,COD、TN的去除速率以及氨化、硝化、反硝化在第一级湿地都是最高的,总氮最高去除速率在污染负荷为 $15.98\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 下为 $8.34\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$,第一级的氨化、硝化、反硝化去除速率分别为 6.304 、 9.236 、 $9.037\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$,伴随着高的COD去除速率产生了高的总氮去除速率和硝化反硝化速率,因为高的硝化速率以及COD去除速率都需要充足的氧供应,这表明湿地中有足够的氧能支持这些反应。

与传统中试规模的人工湿地和实际运行的人工湿地处理污水项目相比,本试验不同形态氮污染物的去除速率无疑是相当高的,这可能是由于这种多级人工湿地类型的设计改进了水力条件,阶梯式人工湿地在通过每一级湿地中都有污水的垂直运动,这提供了比目前实际运行的湿地更好的水力学条件,更符合水流的推流状态,同时这种设计在湿地底部进水,表面出水,使污水可以通过湿地表面,湿地表面植物根系发达,大气复氧容易产生。充足的氧供应必然会产生良好的硝化作用,同时湿地底部厌氧条件保证了反硝化的过程。

阶梯式人工湿地第一级有很高的反硝化速率,反硝化过程需要提供足够的碳源,因此该级COD的去除很大一部分可能是因为反硝化过程消耗的碳源产生的,而不是好氧异养细菌降解可溶性有机物产生的,从纯种培养研究得到越来越多的证据,表明硝酸根还原在氧气存在下也可发生。因此在浸满水的土壤中硝酸根还原也可以在氧气耗尽前发生。并且湿地中好氧区和厌氧区是同时存在的,也保证了反硝



化所需的厌氧条件，当然这还有待进一步的论证。

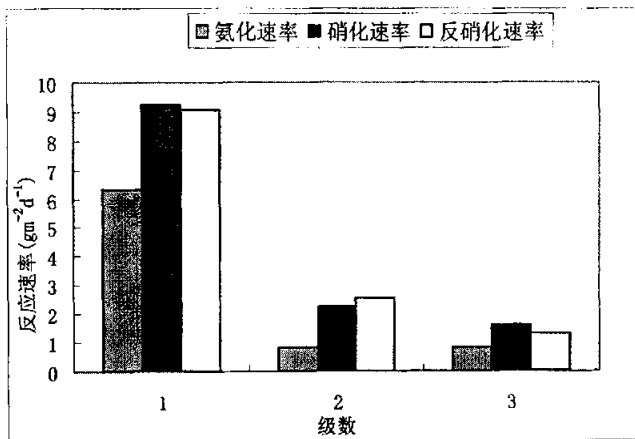


图3-7 阶梯式人工湿地氮转化速率沿程比较图

Fig.3-7.Comparison of Nitrogen transformation rates along the wetland

图3-7是阶梯式湿地各级氨化速率、硝化速率和反硝化速率的比较图，由图可以看出湿地各级的速率是递减的，但第一级反硝化速率与硝化速率很接近。这必然导致第一级出水硝氮浓度与进水相比降低较少，甚至会出现浓度升高的现象，这与图3-8显示的湿地第一级出水硝氮浓度升高的数据相吻合。

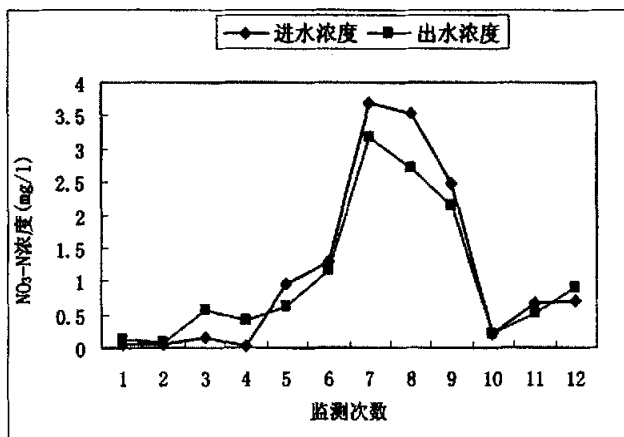


图3-8 阶梯式人工湿地NO₃-N 进出水比较图

Fig 3.8.Comparison of NO₃-N concentration of influent and effluent in wetland



3.3 小结

(1) 阶梯式人工湿地中 COD、TN 的去除速率以及氨化、硝化、反硝化速率在第一级湿地都是最高的，伴随着高的 COD 去除速率产生了高的总氮去除速率和硝化反硝化速率。

(2) 阶梯式人工湿地的设计改进了水力条件，在通过每一级湿地中都有污水的垂直运动，这提供了比目前实际运行的湿地更好的水力学条件，大气复氧容易产生，更有利于硝化作用。

(3) 阶梯式人工湿地中反硝化作用大于硝化作用，硝化作用大于氨化作用，是一种比较理想的除氮过程。



第四章 小试模拟试验研究

拟通过小试研究,考察不同植物对污水的适应性和处理能力,为示范工程工程筛选合适的植物;明确人工湿地对模拟试验污水的处理效果及能力;研究污染负荷对系统处理效果的影响和污染物沿程变化规律。同时可为示范工程的设计、建设和运行提供借鉴和指导依据。

4.1 试验设计和方法

4.1.1 推流式人工湿地系统

(1) 床体

推流式人工湿地由三级构成,每级尺寸为 $100\text{cm} \times 100\text{cm} \times 60\text{cm}$,床体由砖和水泥砌成池子构成,取样管在湿地构建时通过 PVC 管从墙体嵌入,外侧套接阀门控制,PVC 管内侧端四面穿孔以收集水样,推流式人工湿地设置一个无植物对照系统,床体规格与有植物系统完全一样。

(2) 基质

推流式人工湿地基质的填装见图 4.2,每级填充不同粒径的砾石,第一级填充粒径最大的砾石,逐级降低砾石的粒径,采用体积法直接灌水测得各级的孔隙率分别为 0.49, 0.44, 0.35。

(3) 植物

植物床第一级栽种香根草,第二级栽种风车草和纸莎草,第三级种植美人蕉,栽种的植物选用的是已经在苗圃培育好幼苗,根部带有栽培时的土壤,直接栽入砾石床,这样可以保证栽入砾石床中的成活率。

(4) 布水系统

为了使配水尽量均匀,系统采用蓄水池配水,蓄水池建在地势较高处,其底部高于床体。用 25mm 的 PPR 管将蓄水池与各湿地床相连,各湿地床进水之前通过阀门和流量计控制流量。湿地进水端通过一长 50mm 的底部穿孔管在床表面均匀布水,床体另一端底部通过一穿孔管集水,集水管与下一级表面的进水管相通,继续进行湿地第二级的布水。



4.1.2 垂直流人工湿地系统

(1) 床体

复合流人工湿地床的同样由三级构成,每级床体尺寸为 $100\text{cm} \times 100\text{cm} \times 60\text{cm}$, 同样由砖和水泥砌成,三级构成分别为下行池、上行池、下行池。取样管在湿地构建时通过 PVC 管从墙体嵌入,外侧套接阀门控制, PVC 管内侧端四面穿孔以收集水样,并同样设置了相同的床体规格的无植物对照系统。

(2) 基质

垂直流人工湿地每级填充不同粒径的砾石,第一级填充粒径最大的砾石,逐级降低砾石的粒径,采用体积法直接灌水测得各级的孔隙率分别为 0.49, 0.44, 0.35。

(3) 植物

植物床第一级栽种香根草,第二级栽种风车草和纸莎草,第三级种植美人蕉,栽种的植物选用的是已经在苗圃培育好的幼苗,根部带有栽培时的土壤,直接栽入砾石床。

(4) 布水及集水系统

复合流人工湿地的布水和集水系统和推流式有所不同,在第一级下行池的表面设置 H 型的底部穿孔管形成均匀的表面布水系统,底部集水系统相似,并与第二级的下行池相同,在第二级的底部布水,表面集水。通过这样的布集水系统完成水流的上行下行运动。

4.1.3 运行条件

小试试验期间正值盛夏多雨的季节,为防止降雨对系统的影响和系统外的污染物的进入,小试运行一般选择天气晴好的时候运行。

所有系统的进水均采用连续进水的方式,进水流量通过配水池主阀门和各湿的进水端的流量计调节。两种类型的湿地在运行前都进行大流量的冲洗,以避免湿地运行时堵塞现象的产生和上次运行时污染物在床体中积累效应。运行时,采用边进水边排水的方式,以防表面流的发生。

4.1.4 试验过程

小试试验从 5 月底开始到 12 月底结束,历时 8 个月。小试建成后,填充基质,然后各系统开始大流量进水,对各级基质进行冲洗,以去除基质表面吸附的污染物。



5月20号植物床开始移种植物,种植完植物后,进水运行,并使植物床的水位保持在较高位置,因为刚移栽的植物是幼苗,这样可使植物根系吸收充分的水分和营养物,保证移栽到砾石床的植物成活。经过10天左右的微生物驯化的时间,基质表面的微生物膜初步形成。

4.1.5 试验水质

试验用水为古运河的污染河水和在天然河水中添加葡萄糖、硝酸钾、碳酸铵配制的人工污水,自配污水参照对污染河水本底检测指标和城市径流污染监测指标。

4.1.6 水样分析方法

小试试验连续监测的指标为水温、 COD_{Mn} 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN、TP,试验过程各指标均采用国家标准方法测定^[64],具体的为: COD_{Mn} 采用酸性法, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 采用纳氏试剂光度法,TN采用紫外分光光度法,TP采用钼锑比色法。

4.2 结果与讨论

4.2.1 植物对污水的适应性分析

香根草、风车草、纸莎草、美人蕉分株移植入系统后,未见任何不良反应,所有的植株全部成活。可见,两种植物完全能够在由粗砂和砾石构成的无土环境下生长,具有很好的污水适应性。植株叶片呈暗绿色,表明其生长环境营养充沛,植株能够高效地吸收污水中的营养元素供其生长所需。可以观察到其根系不断增多并不断向底部延伸。到试验结束时,风车草的根系最长的可到达湿地床底,根系长度大多在40cm之间,但根系密度均比较大。整个试验过程,香根草和风车草两种植物均分蘖不断,美人蕉更是开出红花和黄花。这几种植物作为湿地植物,不仅可以高效地处理污水而且可以美化环境,充分体现了人工湿地污水处理工艺的生态特性。

香根草、风车草、纸莎草、美人蕉可以在无土环境下生长,可以运用于人工湿地示范工程中。



4.2.2 植物对污水处理效果的影响分析

为了研究水生植物对污水处理效果的影响, 试验设置两套结构完全相同的湿地系统装置, 其中一个为有植物系统, 另一个为无植物系统, 两套系统将在相同的条件下运行。其处理效果分别见图 4.1-4.2。

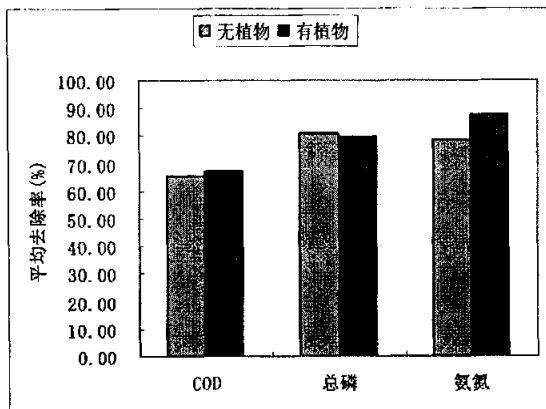


图 4.1 推流式人工湿地植物床与无植物床的处理效果对比图

Fig.4.1 Comparison of treatment efficiency between SSFW with plant and without plant

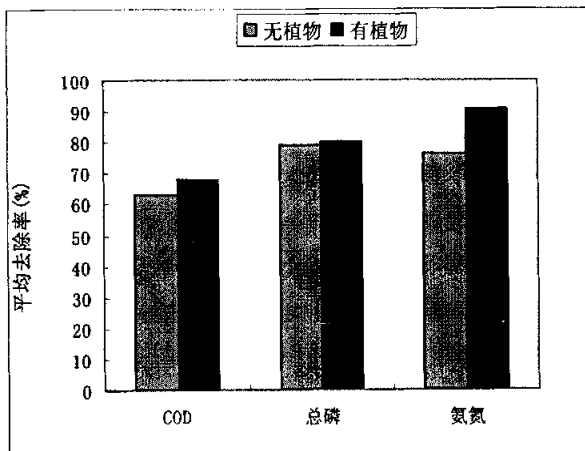


图 4.2 垂直流人工湿地植物床与无植物床的处理效果对比图

Fig.4.2 Comparison of treatment efficiency between VFW with plant and without plant

由图 4.1 和图 4.2 可知, 无植物的对照系统对污染河水和自配污水也具有很高的去除效果, 其中推流式人工湿地对 COD_{Mn} 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TP 的平均去除率分别为



65.4%, 78.4%, 80.6%。在类型相同的人工湿地中,植物床系统和无植物床对 COD_{Mn} 的去除率都比较高,两者差异均不显著。结构相同的植物床系统和无植物床系统中有机物的去除作用差异不大,主要是因为系统是在温度较高的条件下运行,污水中的有机物主要在潜流系统中通过沉积和过滤作用很快被微生物降解,试验中 COD 的污染负荷较低,所以有无植物对 COD 去除率影响不大。

在两种类型人工湿地中,植物床系统和无植物床对 TP 的去除率都很高,并且差异均不大,主要是因为湿地刚建好不久就开始运行,试验时湿地使用时间不长,填料吸附磷的作用起主导作用,磷的去除可能主要为填料吸附产生的,湿地中的植物类型对磷的吸收比较少。推流式无植物床和植物床系统总磷去除率分别为 80.6%, 79.6%。

两种湿地中植物床系统和无植物床对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除有较大差异,植物系统的去除率均显著高于无植物对照系统。这主要是因为植物床系统发达的根系改善了湿地的供氧状况,根系微生物促进了硝化反硝化作用,另外湿地植物对氮的吸收也提高了 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除。推流式人工湿地植物床系统其氨氮去除率比无植物床高出 8.2%,垂直流高出 14%。

4.2.3 小试装置运行效果分析

(1) COD_{Mn} 的去除效果

小试试验研究中,推流式人工湿地和复合流人工湿地 COD_{Mn} 进出水水质变化过程见图 4.3。

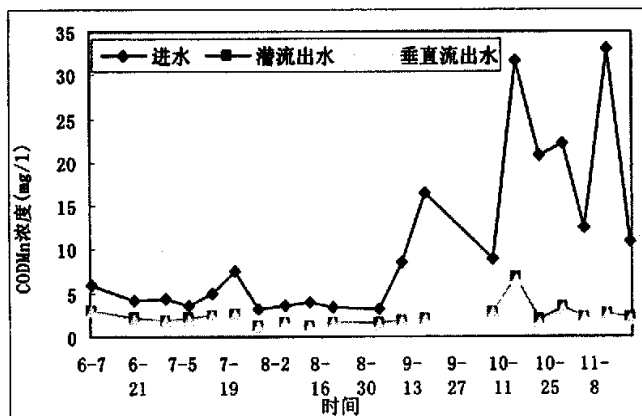


图 4.3 推流式人工湿地和复合流人工湿地 COD_{Mn} 进出水水质变化图

Fig.4-3. Changes of COD_{Mn} concentration of influent and effluent in SSFW and VFW



由图 4.3 可以看出, 两种类型的人工湿地对有机物都具有很好的去除效果, 在进水 COD_{Mn} 为 8.48~32.96mg/l 之间, 去除率均在 70% 以上。其中推流人工湿地去除率在 70-92% 之间波动, 平均去除率为 82.8%; 垂直流湿地去除率在 69-92% 之间波动, 平均去除率为 83%。从出水水质变化曲线上看, 系统出水浓度并不随进水浓度的变化而剧烈变化, 出水非常稳定且浓度都比较低。方差分析表明, 推流式人工湿地 COD_{Mn} 去除率与复合流人工湿地差异不显著 ($P>0.05$)。

(2) $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除效果

小试试验研究中, 氮素主要以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 构成。推流式人工湿地和复合流人工湿地 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 进出水水质变化过程见图 4.4。

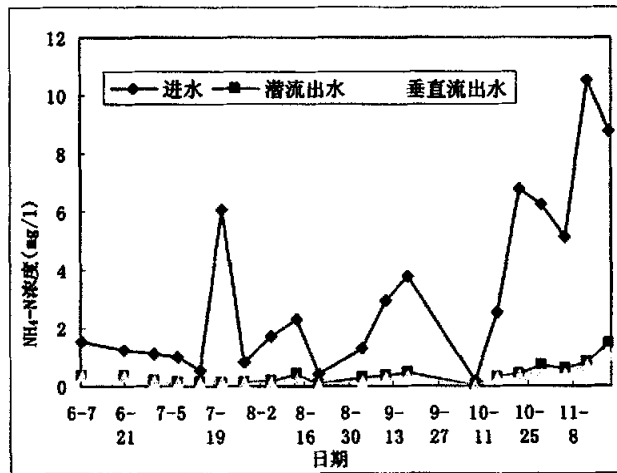


图 4.4 推流式人工湿地和复合流人工湿地 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 进出水水质变化图
Fig.4-4. Changes of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration of influent and effluent in SSFW and VFW

由图 4.4 可以看出, 两种类型的人工湿地对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 都具有很好的去除效果, 在进水浓度 0.395~10.523mg/l 之间大范围波动的情况下, 去除率保持在 75% 以上。其中推流人工湿地去除率为 76.4~98.5%, 平均 87.6%。复合垂直流人工湿地去除率 82.2~98.5%, 平均 90.9%。从出水水质变化曲线上看, 出水浓度也很低, 推流人工湿地出水浓度为 0.02~1.46mg/L, 复合流人工湿地为 0.02~1.05mg/L。

方差分析表明, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率两者差异极显著 ($P<0.01$), 垂直流湿地明显高于推流式湿地。

(3) TP 的去除效果

小试试验研究中, 推流式人工湿地和复合流人工湿地 TP 进出水水质变化过程见图 4.5。

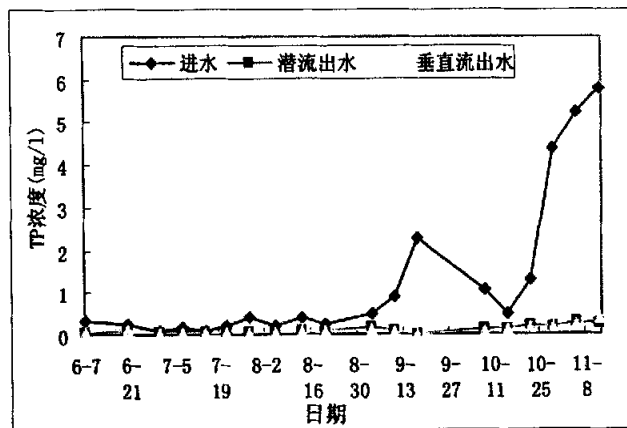


图 4.5 推流式人工湿地和复合流人工湿地 TP 进出水水质变化图

Fig.4-4. Changes of TP concentration of influent and effluent in SSFW and VFW

由图 4.5 可以看出,两种类型的人工湿地对 TP 都具有很好的去除效果,在进水浓度为 $0.079 \sim 5.802 \text{ mg/L}$ 时,去除率均在 54% 以上。其中潜流湿地去除率为 54.1~99.6%,平均为 79.6%;垂直流湿地去除率 50.6~99.2%,平均为 80.2%。从出水水质变化曲线上看,出水浓度较低且比较稳定,推流湿地出水浓度为 $0.01 \sim 0.28 \text{ mg/L}$,复合流湿地为 $0.02 \sim 0.36 \text{ mg/L}$ 。

方差分析表明,推流式人工湿地 TP 去除率与复合流人工湿地差异不显著 ($P > 0.05$)。

(4) 小结

不论推流湿地还是复合垂直流湿地对 COD_{Mn} 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TP 都有很好的去除效果。可见,人工湿地系统可以营造一种很好的微生物—基质—植物生长环境,从而大大加快污染物的降解过程。系统的进水浓度变幅很大,但出水水质却非常稳定,说明人工湿地系统具有非常好的耐冲击性能力。

4.2.4 污染负荷对系统处理效果的影响分析

在小试试验中,水力负荷将是可控因素,污染负荷只能被动地随着河水水质和进水水量而变化,因此小试研究基本采用固定水力负荷、改变污染负荷的方式进行运行。系统运行过程中,水力负荷一般采用 $0.6 \text{ m}^3/\text{d}$,在该负荷条件下,推流湿地污染负荷与净化负荷的关系如图 4.6-4.8。

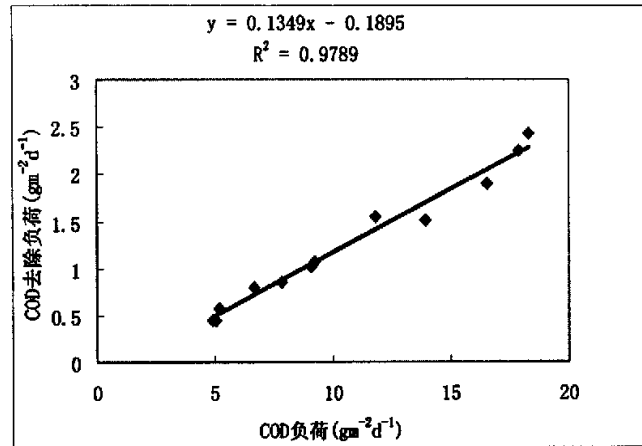


图 4.6 潜流式人工湿地 CODMn 负荷与净化负荷的关系
Figure.4.6 Relationship between CODMn load and removal load in SSFW

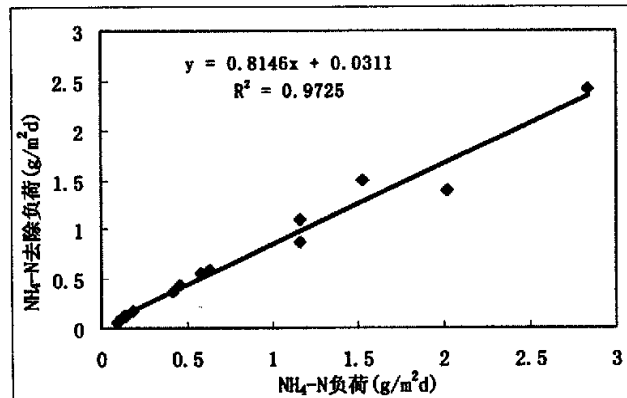


图 4.7 推流式人工湿地 $\text{NH}_4\text{-N}$ 负荷与净化负荷的关系
Figure.4.7 Relationship between $\text{NH}_4\text{-N}$ pollution load and removal load in SSFW

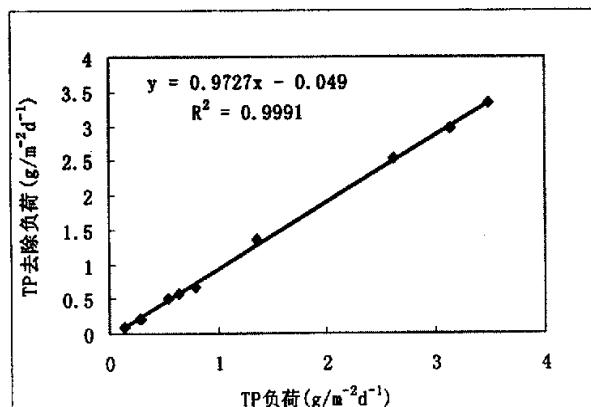




图 4.8 潜流式人工湿地污水 TP 负荷与净化负荷的关系
Figure.4.8 Relationship between TP pollution load and removal load in SSFW

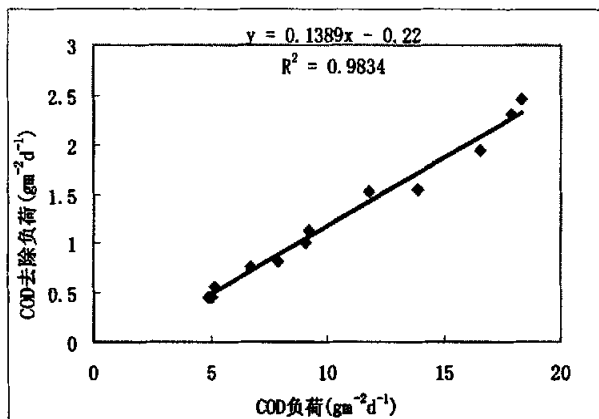


图 4.9 垂直流人工湿地污水 CODMn 负荷与净化负荷的关系
Figure.4.9 Relationship between CODMn pollution load and removal load in VFW

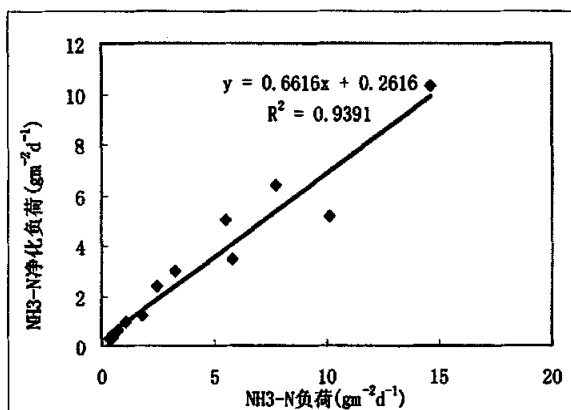


图 4.10 垂直流人工湿地污水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 负荷与净化负荷的关系
Figure.4.10 Relationship between $\text{NH}_4\text{-N}$ pollution load and removal load in VFW

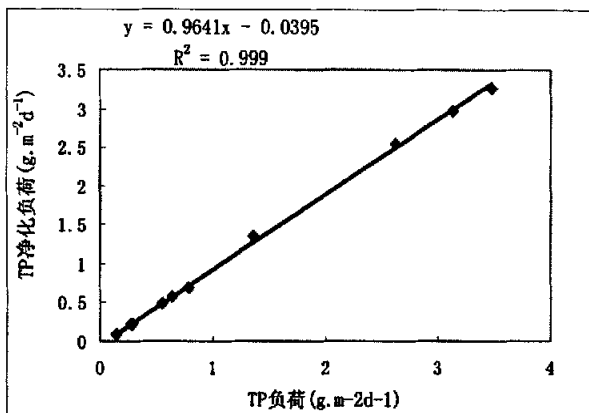


图 4.11 垂直流人工湿地 TP 负荷与净化负荷的关系

Figure.4.11 Relationship between TP pollution load and removal load in VFWS.

由图 4.6~8 可知, 推流式人工湿地的 COD_{Mn} 负荷、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 负荷和 TP 负荷与其相应的净化负荷均呈极显著的线性关系(R^2 值分别为: 0.9789、0.9725 和 0.9991,)。同样的, 由图 4.9~11 可知复合流人工湿地也有相同的净化负荷与污染负荷极显著线性关系 (R^2 值分别为: 0.9834、0.9391 和 0.999,)。可见两个系统在污染负荷不大时, 均表现出了随污染负荷提高, 净化负荷也相应提高的较佳反应状况。

4. 2. 5 污染物沿程变化过程试验分析

污染物的去除和停留时间的关系是十分密切的, 在连续进水的条件下, 在污水流程的不同位置处, 污水的停留时间是不同的。因此, 在推流式人工湿地沿长度方向和复合流人工湿地的不同深度处分别布置若干取样孔, 在这些取样孔中同时取样分析, 可以得到污染物在植物床中沿程动态变化规律。

试验共进行了 4 次污水沿程变化水质监测。根据监测结果, 以污水的 COD_{Mn} 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TP 浓度值为纵坐标, 以污水的迁移距离为横坐标, 可分别得出两种人工湿地不同污染物质沿程变化的趋势图 (见图 4.13~23)。以各监测点污染物监测值 C_L 与污水初始浓度值 C_0 的商 C_L/C_0 为纵坐标, 以各监测点沿水流方向至进水端的距离与植物床长度的百分比 $L(\%)$ 为横坐标, 可得出各污染物在植物床内的变化趋势图 (见图 4.9~14)

(1) 推流式人工湿地各污染物沿程变化趋势

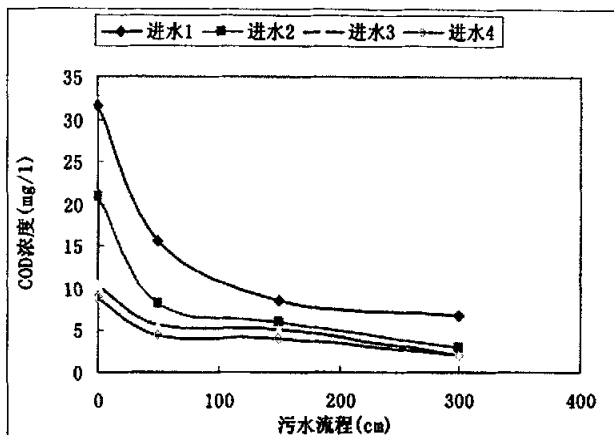


图 4.12 潜流湿地 COD_{Mn} 沿程变化图

Fig.4.12. Changes of COD_{Mn} concentration along the SSFW

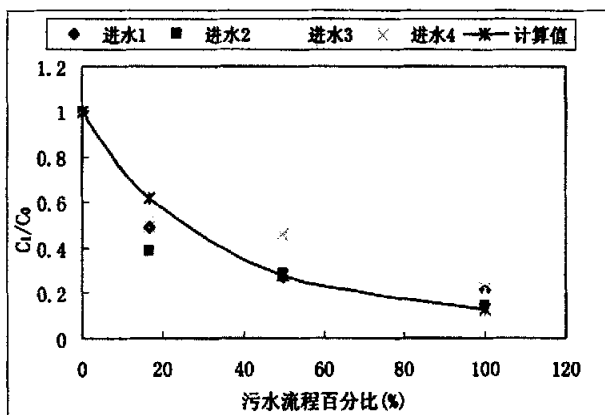


图 4.18 潜流湿地 COD_{Mn} 动态模型预测曲线图

Fig.4.18. Curve of dynamic model of COD_{Mn} in SSFW

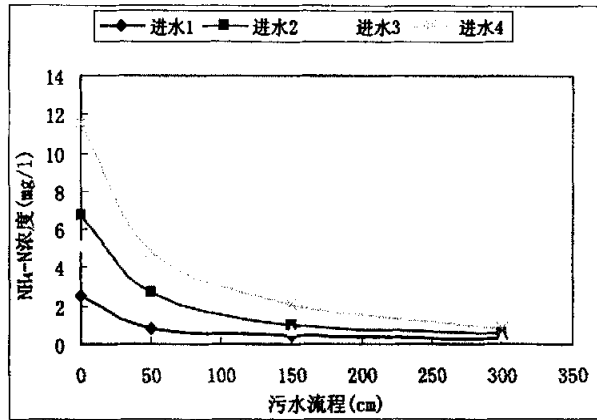


图 4.13 潜流湿地 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 沿程变化图

Fig .4.13 .Changes of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration along the SSFW

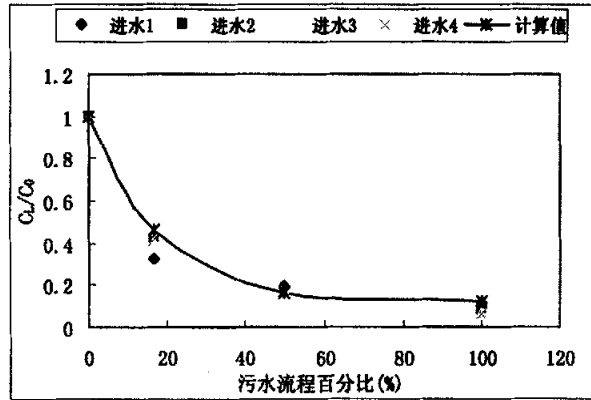


图 4.19.潜流湿地 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 动态模型预测曲线图

Fig.4.19 Curve of dynamic model of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in SSFW

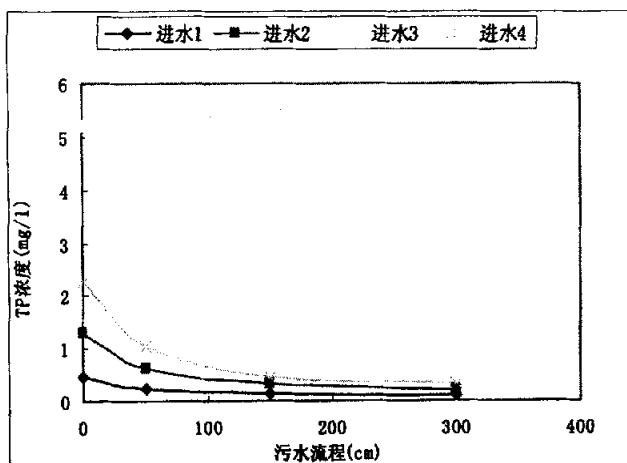


图 4.14 潜流湿地 TP 沿程变化趋势图

Fig.4.14 Changes of TP concentration along the SSFW

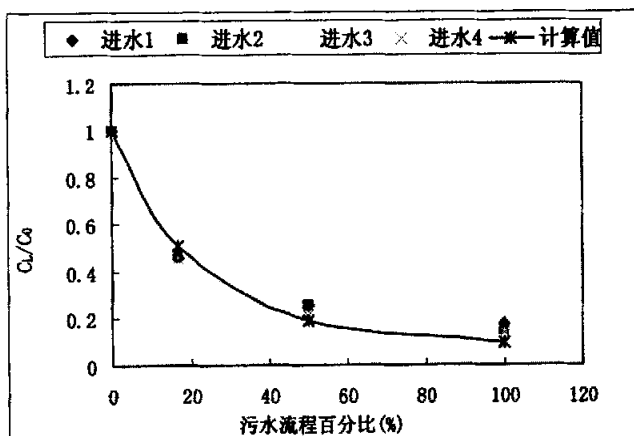


图 4.20 潜流湿地 TP 动态模型预测曲线图

Fig.4.20. Curve of dynamic model of TP in SSFW

由图 4.12、图 4.13 和图 4.14 可看出，污水中三种主要污染物的去除速率在开始阶段很快，在第一级出水取样口（污水在该处的流程占全流程的 16.7%）， $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率最大，达 68% 左右。 COD_{Mn} 的去除率次之在 62% 左右，TP 的去除率最慢，在 55% 左右，在第二级出水取样口（污水在该处的流程占全流程的 50%）， COD_{Mn} 、TP 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率分别为：74%、82% 和 89% 左右。可见，推流式人工湿地污染物的去除主要发生在植物床的前半段。

三种污染物以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除速率最快，这说明在运行污染负荷下，湿地内提



供了良好的硝化反硝化条件, 由于植物对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸收有限, 所以湿地内部微生物降解污染物的活动是很强的。

在经历开始阶段很快的去除速率后, 随着污水在植物床内迁移的距离的延长, 各污染物的去除速率逐渐减缓并趋于平直, 三种污染物的最终去除率均稳定在 90 % 左右。这充分体现了人工湿地具有耐冲击负荷、出水水质稳定的优点。

污水中的污染物经过人工湿地处理后, 并没有被全部去除, 而是在植物床的末端较长的距离内, 保持一个比较稳定的浓度。这反映了人工湿地的另一个特点, 即污染物一般不能在系统内被完全去除, 因此对于实际运行的湿地工程, 投资费用和降低土地利用占用的情况, 在对进水污染负荷不高的情况湿, 可以考虑缩短湿地床的长度或减少湿地的级数。

(2) 复合流人工湿地各污染物沿程变化趋势

由图 4.12、图 4.13 和图 4.14 可看出, 复合流湿地污染物的去除规律与推流湿地类似, 三种主要污染物的去除速率也在开始阶段很快, 随着污水迁移距离的延长, 各污染物的去除速率逐渐减缓, 但是污染物在垂直流湿地中的去除速率比推流湿地的的大。在第一级出水取样口 (污水在该处的流程占全流程的 16.7%), COD_{Mn} 的去除率最大, 达到 80% 左右, TP 的去除率和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除速率接近, 在 61% 左右, 在下行池的底部, COD_{Mn} 、TP 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率分别为: 77%、84% 和 90% 左右。复合流湿地由于在表层 15cm 内有大量的植物根系生长, 可以为微生物提供氧气, 微生物新陈代谢非常旺盛, 污染物的去除速率极高。污染物的去除主要发生在下行池, 绝大部分污染物在该段得到降解。

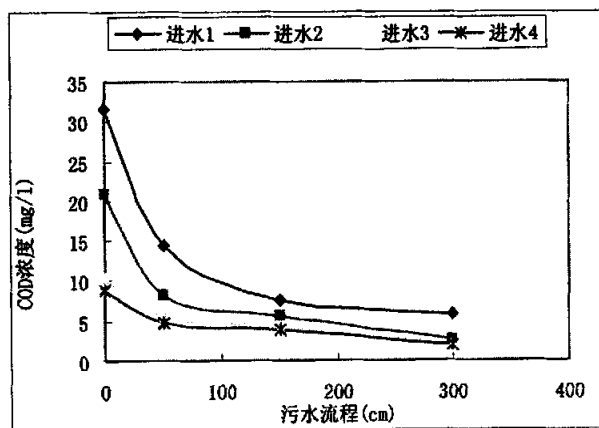


图 4.15 垂直流湿地 COD_{Mn} 沿程变化图

Fig.4.15 Changes of COD_{Mn} concentration along the VFW

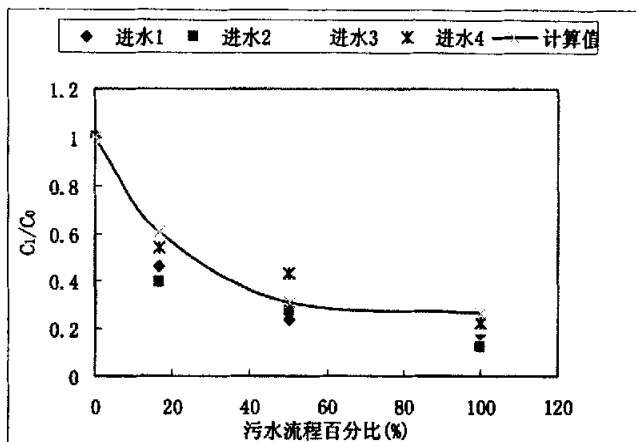


图 4.21 垂直流湿地 COD_{Mn} 动态模型预测曲线图

Fig.4.21 Curve of dynamic model of COD_{Mn} in VFW

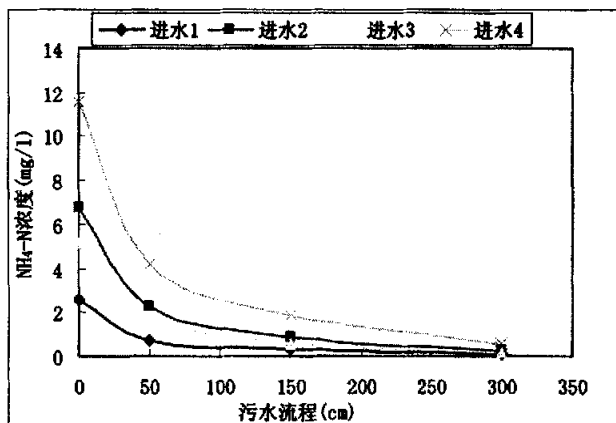


图 4.16 垂直流湿地 NH_4^+-N 沿程变化趋势

Fig.4.16.Changes of COD_{Mn} concentration along the VFW

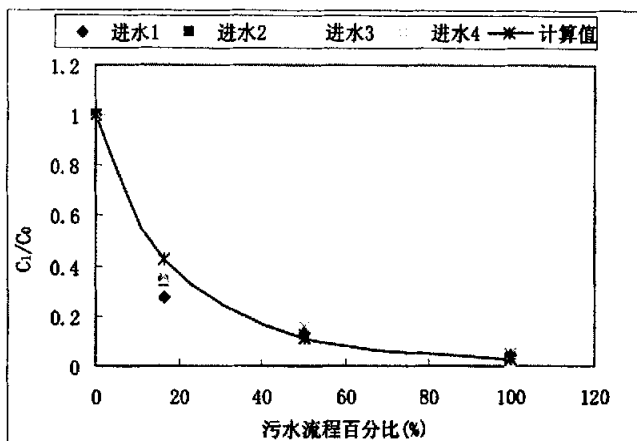


图 4.22 垂直流湿地 NH_4^+-N 动态模型预测曲线图
Fig.4.22 .Curve of dynamic model of NH_4^+-N in VFW

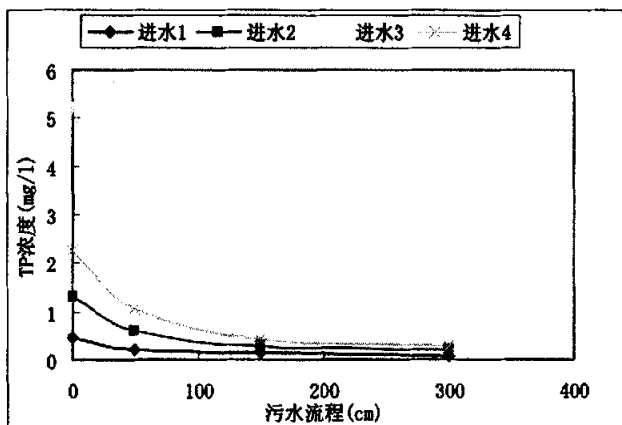


图 4.17 垂直流流湿地 TP 沿程变化趋势图
Fig.4.17. Changes of TP concentration along the VFW

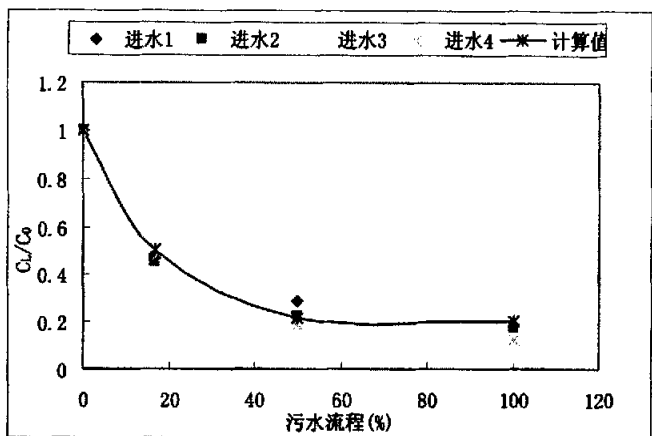


图 4.23 垂直流湿地 TP 动态模型预测曲线图

Fig.4.23. Curve of dynamic model of TP in VFW

由图 4.18-4.23 可看出，不论是推流式人工湿地还是垂直流人工湿地，三种污染物在植物床的动态变化规律均可用指数方程来描述。故本论文采用方程 $C_L = C_0 \exp(-K_0 L)$ 对 COD_{Mn} 、 NH_4^+-N 和 TP 在植物床中的变化过程进行模拟。式中 K_0 是和水温、植物床结构、污水流量、植物种类等多种因素有关的综合降解系数。采用最小二乘法求解得到 K_0 值代入方程，即可得到三种污染物在两种类型人工湿地植物床内沿程动态变化模型。（见表 4-1）

该模型是在人工湿地污水处理装置特定条件下建立的， K_0 值也是在特定条件下求得的，有一定的局限性，还须在示范工程试验中进一步检验、修正和完善。

表 4-1 污染物在植物床随距离变化模型

污染物	推流式人工湿地	复合流人工湿地
	沿程动态变化模型	沿程动态变化模型
COD_{Mn}	$C_L = C_0 \exp(-0.0178L)$	$C_L = C_0 \exp(-0.0189L)$
NH_4^+-N	$C_L = C_0 \exp(-0.0279L)$	$C_L = C_0 \exp(-0.0375L)$
TP	$C_L = C_0 \exp(-0.0219L)$	$C_L = C_0 \exp(-0.0221L)$



第五章 结论与展望

5.1 结论

在国家“十五”重大科技专项“镇江水环境质量改善与生态修复技术研究及综合示范”分项课题-通内江河道生态修复与面源控制技术研究及示范工程中,城市河道面源控制技术及其效果研究是主要研究内容之一。本论文紧密围绕该研究中的核心技术之一——人工湿地技术,以现场微型阶梯式人工湿地系统及小试系统为基础,开展人工湿地基础研究以及对污染河水和雨水径流污染的处理效果研究。在实际运行和实验结果分析的基础上,得出以下主要结论:

(1) 构建湿地除氮主要由基质、湿地植物和微生物共同完成的,微生物的硝化反硝化是人工湿地脱氮的主要途径。植物吸收、硝化反硝化对总氮去除的贡献分别为14.17%, 66.41%。阶梯式人工湿地沿程植物吸收氮量对总氮去除的贡献是逐级增大的,总氮吸收速率逐渐降低,硝化反硝化作用对氮去除贡献逐级降低。系统对总氮的去除率达到80.5%。

(2) 微型阶梯式人工湿地系统第一级对不同形态氮污染物去除速率都是最高的。在第一级湿地中,总氮去除速率为 $8.34\text{gm}^{-2}\text{d}^{-1}$,氨化、硝化、反硝化去除速率分别为6.304、9.236、 $9.037\text{gm}^{-2}\text{d}^{-1}$,伴随着高的COD去除速率产生了高的总氮去除速率和硝化反硝化速率。湿地中反硝化作用大于硝化作用,硝化作用大于氨化作用,是一种比较理想的除氮过程。

(3) 推流湿地和垂流湿地应用于污染河水的处理具有较好的处理效果,小试试验在夏秋季运行条件下,在进水 COD_{Mn} 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TP浓度分别在3.2~32.96mg/l、0.152~10.523mg/l、0.211~5.802mg/l波动下,推流湿地对三种污染指标的平均去除率分别为73.58%, 92.53%, 85.21%。

(4) 香根草、风车草和美人蕉和纸莎草根系发达,能够在无土环境下生长,耐水抗污性能强,可以在人工湿地面源污染控制示范工程中应用。

(5) 在类型相同的人工湿地中,植物床系统和无植物床对 COD_{Mn} 和TP的去除率效果差异不明显,两种湿地中植物床系统和无植物床对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除有较大差异,推流式人工湿地植物床系统其氨氮去除率比无植物床高出8.2%,复合流高出14%。

(6) COD_{Mn} 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和总磷在人工湿地的去除符合一级反应动力学方程,其浓度沿流程或随停留时间的变化规律均可用指数方程来描述。



5.2 展望

人工湿地处理污染河水和城市河道雨水径流污染的实验表明其具有良好的经济效益,污水处理效果明显,操作简单,是一种理想的污水处理工艺。作为一种应用前景广阔的新型污水处理工艺,人工湿地在我国的研究已经成为热点。但要将这一技术广泛的应用于城市河道面源污染控制,还必须结合各地的实际情况,根据具体的城市河道面源污染的特征来选择设计人工湿地系统。这有待于在今后的实践中进一步研究,以获得更多相关技术数据。本论文仅在人工湿地微型和小试系统基础上对其处理污染河水和雨水径流污染中的主要污染物的迁移转化机制和去除效果开展了初步研究,有关其在示范工程中的运行效果还有待做进一步的研究。

人工湿地工程自身具有诸多优点,随着这方便研究工作的进一步开展,人们对其净化机理和运行规律也会进一步明确,在设计和运行管理等方面会趋于完善。尽管人工湿地占地较多,但若能因地制宜,巧妙地在设计上加以改造,吸收传统技术上的优点,同时对新技术加以应用,该工程的应用将会更加广泛。

人工湿地的主体为植物,而且多种湿地植物如美人蕉等,很具有观赏性。众所周知,城市水环境质量问题已成为一个日趋严重的问题。现代城市水体面源污染严重,水环境质量全面下降,城市河道基本都采用水泥护坡,不具景观效果。如果结合城市河道护坡实施人工湿地工程,则既处理流入河道的面源污染,又可为河道护坡增添景观功能。

随着对人工湿地的深入研究,它将会在多方面发挥其巨大的应用价值,尤其在我国这样的发展中国家,人工湿地的应用将会有广阔的前景。



参考文献

- [1] 陈吉宁,李广贺,王洪涛.滇池流域面源污染控制研究.中国水利,2004, (9):47-50.
- [2] 郑涛,穆环珍,黄衍初,张春萍.非点源污染控制研究进展.污染控制,2005,环境保护(2): 31-34.
- [3] 许志兰,廖日红等.城市河流面源污染控制技术.北京水利,2005,水环境(4):26-28.
- [4] 尹澄清等.用生态工程技术控制农村非点源水污染.应用生态学报,2002,13(2): 229~232.
- [5] 倪九派等.缓冲带在农业非点源污染防治中的应用.环境污染与防治,2002,24(4): 229~231.
- [6] Kye-HanLee et al. Multispecies riparian buffer strap sediment and nutrients during rainfall simulations. Journal of Environmental Quality,2000,(29): 1200~1205.
- [7] Johannes Laber. Constructed wetland system for storm water treated. J.Environ.Sci.Health,2000,35(8),1279~1288.
- [8] 朱彤,许振成,胡康萍等.人工湿地污水处理系统应用研究.环境科学研究,1991,4(5):17-22.
- [9] 黄锡畴.沼泽生态系统的性质.地理科学,1989,9(2): 97-104.
- [10] 王宪礼,李秀珍.湿地的国内外研究进展.生态学杂志,1997,16(1): 58-62.
- [11] 陈宜瑜.湿地功能与湿地科学研究的方向.中国基础科学.科学前沿,2001, 1:17-19.
- [12] 黄进良,蔡述明.湿地分类探讨.见:中国湿地研究.长春:吉林科学技术出版社,1995, 42-47.
- [13] 刘厚田.湿地的定义和类型划分.生态学杂志,1995, 14(4): 73-77.
- [14] 刘红玉,赵志春. 中国湿地资源及其保护研究资源科学.1999, 21(6): 34-37.
- [15] Tilton D. L., Kadlec R.H. and Richardson C.J.(Eds).Freshwater wetlands and Sewage Effluent Disposal. University of Michagan, Ann Arbor, Mich. 1976.
- [16] Gersberg R. M., Elkins B. V. and Goldman C. R. Use of artificial wetlands to remove nitrogen from wastewater. J. Wat. Polut. Control Fed. 1984a, 56:152-156.
- [17] Reed S., Bastian R., Black S. and Khettry R. Wetlands for wastewater treatment in cold climates. Proceedings of Water Reuse Symposium III, San Diego, Calif, AWWA Research Foundation Denver ,Colo.1984.
- [18] Mitchell C. Pollutant removal mechanisms in artificial wetlands unpublished course notes for the International Winter Enviromental School(IWES),1996b, july,Gold



Coast.

- [19] Kickuth, R. Okochemische Leistungenttoherer Pflanzen. *Naturwiss* 1970, 57: 55-61.
- [20] Kadlec, R.M. Overview: surface flow constructed wetlands. In: 4th International Conference on Wetland Systems for WaterPollution Control. Guangzhou,RR. China, November 1994.
- [21] Dale, S. N. Capacity of natural wetlands to removal nutrients from wastewater. *Journal WPCF*, 1983,55(5): 495-505.
- [22] Nichols, D. S. Capacity of natural wetlands to removal nutrients from wastewater Res. *JWPCF* 1983,55:495-505.
- [23] Reed S.C., Brown and Donald. Subsurface flow wetlands- A performance
- [24] Trevor price and Douglas probert. Role of Constructed Wetlands in Environmentally-sustainable Developments, *Applied Energy*. 1997, 57:129-174.
- [25] 徐光来.复合垂直流人工湿地对污水中氮去除效果研究.武汉大学硕士论文,2004.
- [26] 张荣社.人工湿地去除农业区暴雨径流中氮磷的研究.同济大学博士论文,2003.
- [27] Cooper, P.F., Job,G.D., Green, M.B. and Shutes, R.B.E.(1996)), Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment. Water Research Centre, Medmenham, UK.
- [28] USEPA. Subsurface Flow Constructred wetlands for wastewater treatment. USEPA 832-R-93-008,1993.
- [29] Magmedov, V.G., Zakharchenko, M.A et al. The use of consturcted wetlands for the treatment of run-off and drainage waters:the UK and Ukalne experience. *Wat. Sci. Tech.* 33(4-5), 315-323,1996.
- [30] Machate, T,Nol,H et al. Degration of phenanthrene and hydraulic characteristics in a constructed wetland . *Wat. Sci.Tech.*31(3),554-560, 1997
- [31] Wood, A. Application of constructed wetlands for wasterwater treatment in South Africa, WISA.Biennial Coference ,Kempton Park, May. 13-15,. 1991.
- [32] Drizo ,A. Phosphate and ammonium removal from waste water, using constructed wetland systems .Ph.D. thesis, University of Edinburgh. 1998.
- [33] 国家环境保护局科技司.城市污水土地处理技术指南.北京:中国环境科学出版社,1997.
- [34] 胡康萍,刘少宁.一种经济、有效、简便、可靠的污水处理技术—人造湿地.环境工程,1991,9(2):6-10.
- [35] 王庆安,钱骏等.人工湿地系统处理技术在成都市活水公园中的应用.科学中国人.2000,(6): 27-29.



- [36] 许春华,周琪,宋乐平.人工湿地在农业面源污染控制方面的应用,重庆环境科学,2001,23(3): 70-72.
- [37] 刘文样.人工湿地在农业面源污染控制中的应用研究.环境科学研究,1997,10(4): 15-19.
- [38] 毕慈芬,王富贵等.发展沟道人工湿地改善基岩产沙区生态.中国水土保持,2001,(5):6-7.
- [39] 籍国东,隋欣等.自由表面流人工湿地处理超稠油废水.环境科学,2001,22(4):95-99.
- [40] 胡焕,王桂珍.人工湿地处理矿山炸药污水.环境科学与技术,1997,(3):17-18.
- [41] 黄淦泉,杨昌凤,靳立军,郑桥飞.人工湿地处理重金属 Pb,Cd 机理探讨,应用生态学报,1993,4(4): 456-459.
- [42] 胡康萍,许振成,朱彤等.人工湿地污水处理系统初步研究.上海环境科学,1991,10(9): 41-46.
- [43] 丁廷华.污水芦苇湿地处理系统示范工程的研究.环境科学,1992,13(2): 8-13.
- [44] 唐运平.芦苇湿地滤床处理城市污水的研究.环境工程,1992,2: 1-5.
- [45] 王薇,俞燕,王世和.人工湿地污水处理工艺与设计,城市环境与城市生态,2001,14(1): 59-62.
- [46] 白晓慈,王宝贞,余敏,聂梅生.人工湿地污水处理技术及其发展应用.哈尔滨建筑大学学报,1999,32(6): 88-92.
- [47] 吴晓磊.人工湿地废水处理机理.环境科学,1995,16(3): 83-86.
- [48] Mitchell C. Easom. *International wastewater microbiology unpublished course notes for the International water Environmental School(IWES) 1996a,July,Gold Coast.*
- [49] 陈博谦,王星,尹澄清.湿地土壤因素对污水作用的模拟研究,城市环境与城市生态,1999,12(1): 19-2
- [50] Arias ,C.A., Bubba ,M.D. and Brix H. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. Water Research. 2001, 35(5): 1159-1168.
- [51] Mann, R.A., Bavor, H.J., Phosphorus removal in constructed wetlands using gravel and industrial waste substrate. Wat.Sci.Tech.1993, 27(1): 107-113
- [52] 尹连庆,张建平.粉煤灰基质人工湿地系统净化污水的研究.华北电力大学学报.1999, 26(4): 76-79.
- [53] Kaneko, S. and Nakajima, K. Phosphorus removal by crystallisation using a granular activated clinker. Journal WPCR 1988, 60:1239-1244
- [54] Thesis, T.L and McCabe, P.J., Retardation of sediment phosphorus release by fly ash



- application. Journal WPCF.1998, 2666-2676
- [55] 杨昌凤、夏盛林、马为军.模拟人工湿地去除富营养化湖水中藻类.水处理技术,1993, 19(3):158-161
- [56] 成水平,况琪军,夏宜铮.香蒲、灯心草人工湿地的研究— 1、净化污水的效果.湖泊科学,197, (即):351-358.
- [57] 阳承胜,蓝崇任等.宽叶香蒲人工湿地对铅/锌矿废水净化效能的研究.深圳大学学报:理工版.2000, 17(2): 51-57.
- [58] Gersberg, R.M., Elkins,B.V., Lyon, S.R. and Goldman, C. R. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. Water Research, 1986, 20: 363-368.
- [59] Mars, R., Mathew, K and Ho, G The role of the submergent macrophytes *Triglochin huegelii* in domestic greywater treatment. Ecological Engineering. 1999, 12: 57-66.
- [60] Teal, J.M. and Kanwisher J.W. Gas transport in the marsh grass *Spartina alterniflora*. J. exp. Bot. 1966, 17:355-361.
- [61] Koottatep ,T., Polprasert, C. Role of plant uptake on nitrogen removal in constructed wetlands located in the tropics. Water quality conservation in Asia, Lee-S.E.ed.1987. 36(12):385.
- [62] Reedy, K.R. and Smith, WH. (eds) Aquatic plants for water treatment and resource recovery. Magnolia Press, Orlando, FL. 1987.
- [63] Tanner. Plant for constructed wetland treatment systems- a comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. Eco. Eng. 1996,7(1): 59-83.
- [64] Cooper P. F and Hobson J.A. Sewage treatment by reed bed system: the present situation in the Unite Kingdom in constructed wetlands for wastewater treatment, 2nd printing ed. D A Hammer, Lewis Publishes, Chelsea, Michigan, pp 153-171.
- [65] Howes B.L., Howarth R.W, Teal J.M and Valiela, I. Oxidation-reduction Potentials in a san marsn: spatial patterns and interactions with primary production. Limnol. Oceanogr.1981, 26:350-360
- [66] Hansen J. I and Andersen F.O. Effects of *Phragmites australis* roots and rhizomes on redox potentials, nitrification, and bacteria numbers in the sediment. Proceedings of the 9th Nordic Symposium on sediments. (Edited by Broberg A and Tiren.T).
- [67] Grosse,W., Buchel HB. And Tibel, H. Pressurized ventilation in wetland plant Aquatic Bot. 1991, 49:75-89.
- [68] Armstrong, Land Armstrong, W (1998). *Phragmites australis*-a preliminary study of soil-oxidizing sites and internal gas transport pathway. New Phyto.108: 373-382.
- [69] Reed S.C., Brown and Donald .Subsurface flow wetlands- A performance evaluation. Water Environmental Research, 1995,67(2): 244-248.
- [70] Brix,H. Do macrophytes play role in-constructed treatment wetland? Wat.Sci.Tech,



- 1995,35(5):11-17.
- [71] 温志良,陈桂珠.香蒲植物人工湿地系统的开发利用 广州环境科学15(1):
- [72] 张甲耀,崔克辉.潜流型人工湿地污水处理系统中芦苇的生长特性及净化能力. 水处理技术 .1998,24(6),363-367.
- [73] 彭江燕,刘忠翰.不同水生植物影响污水处理效果的主要参数比较.云南环境科学,1998, 17(2);47-51.
- [74] 郑雅杰,人工湿地系统处理污水新模式的探讨,环境科学进展,1995, 3(6); 1-8.
- [75] 吴晓磊.污染物质在人工湿地中的流向,中国给水排水, 1994, , 10(1): 40-43
- [76] 吴晓磊.人工湿地废水处理机理.环境科学,1995,16(3)83-86.
- [77] 梁威,吴振斌,周巧红等.复合垂直流构建湿地基质微生物类群及酶活性的空间分布.云南环境科学,2002, 21(1); 5-8.
- [78] 张鸿,陈光荣,吴振斌,邓家齐.两种构建湿地中氮、磷净化率与细菌分布关系的初步研究.华中师范大学学(自然科学版),1999, 33(4): 575—578.
- [79] 成水平,夏宜铮.香蒲、灯芯草人工湿地的研究-11净化污水的空间.湖泊科学, 1998, 10(1): 62-66.
- [80] 詹德吴.复合垂直流构建湿地长期安全运行机理与对策研究.中国科学院水生生物研究所博士毕业论文,2003.
- [81] Dombeck,G.D.,Perry,M.W., Phinney,J.T. Mass balance on water column trace metals in a free-surface-constructed wetlands in Sacramento, California. Ecol Eng.,1998,10:313.339.
- [82] Dunbabin J.S, Pokorny, J. and Bowmer, K.H. Rhizosphere oxygenation by *Typha domingensis* pers. In miniature artifical wetland filters used for metal removal from wastewater .Aquatic Botany . 1988,29:303-317.
- [83] Mays,P.A and Edwards,G.S. Comparison of heavy metal accumulation in a natural wetland and constructed wetlands receiving acid mine drainage .Ecological Engineering,2001,16:487-500.
- [84] Vymazal J., Brix H., Cooper P., Haberal R et, al. Removal mechanisms and types of constructed wetlands. Leiden Backhuys Publishers, 1998,17-66.
- [85] 张荣社,周琪,张建等.潜流构造湿地去除农田排水中氮的研究.环境科学,2003(1):113-116.
- [86] 胡鹰堂.植物营养学(下册) 北京:北京农业大学出版社,1995.
- [87] 文启孝等编.土壤有机质研究法.农业出版社,1984.



致 谢

在本论文完成之际，首先感谢导师熊丽副教授和杨扬研究员三年来对我学习、工作和生活的关心、指导和帮助。您们严谨的治学、忘我的工作、宽广的胸怀和豁达的为人、积极乐观的生活态度将深深地影响着我，使我终生受益。在校园学习基础理论课程的一年，是熊老师的悉心传授让我在专业上打下了良好的理论和实验基础。在华南所完成毕业论文的两年，杨老师从论文选题、实验方案的设计、实验的进行到论文的撰写无不给我严厉督促和正确指引，自知生性愚拙，三年来一定让两位导师操心不少。借此谨向两位恩师表达我由衷的感谢。

感谢华中师范大学生命科学院的袁均林副教授、刘德立、杨旭、彭建新教授在教授基础理论知识时的辛勤工作！

感谢华南环境科学研究所许振成副所长、研究员对毕业论文给予的建议和指导。

感谢华南所分析测试中心的实验人员在实验中给予的指导和方便，他们是方建德主任、韩静磊博士、杨晓云、陈桂华、蓝福燕、陈婵工程师。

感谢华南所咨询中心的洪伟工程师在小试建设中给予的关心和帮助，感谢林学瑞工程师在学术上给予的建议和启发。

感谢华中师范大学生科院的生秀梅师姐在学习中的帮助，祝你工作顺利，生活美满！

感谢华师的同窗好友张山、刘治华、王景玉、张成伟、唐红枫、王媛、谭宏亮等在学习和生活中给予的帮助和支持。

感谢在华南所的同窗周广飞、张雨葵、刘爱萍、郭森、范辉，师妹叶玉香、邓碧云以及其他在华南所期间给予我帮助和关心的同学和朋友们，祝你们前程似锦！学业有成！

特别要感谢一直默默支持和鼓励我的父母和哥哥姐姐，祝你们身体健康！万事

特别要感谢一直默默支持和鼓励我的父母和哥哥姐姐，祝你们身体健康！万事顺心！

刘涛

2006年5月于华南所

人工湿地降解污染河水的试验效果研究

作者：[刘涛](#)

学位授予单位：[华中师范大学](#)

本文链接：http://d.g.wanfangdata.com.cn/Thesis_Y875790.aspx

授权使用：西昌学院(xcxy)，授权号：5653d790-b1c7-4f14-ae83-9e3b0122c9cd

下载时间：2010年11月27日