

绿色住区水质保障生态化技术研究



重庆大学硕士学位论文

学生姓名：王 焱

指导教师：何 强 教 授

专 业：城市环境与生态工程

学科门类：工 学

重庆大学城市建设与环境工程学院

二〇一〇年四月

Study on Eco-Protecting Technology of Water Quality in Green Residential District



A Thesis Submitted to Chongqing University
in Partial Fulfillment of the Requirement for the
Degree of Master of Engineering

By
Wang Yan

Supervised by Prof. He Qiang

Major: Urban Environment and

Ecological Engineering

Faculty of Urban Construction and Environmental Engineering,
Chongqing University, Chongqing, China

April 2010

摘 要

随着我国建设资源节约型和环境友好型社会的发展以及建筑节能事业的大力推广,绿色建筑、绿色住区理念正不断深入人心,受到越来越多人的关注。论文针对绿色住区水质及生态景观要求,进行了三种水质生态化保障技术研究,重点考察了 7 种植物人工湿地对生活污水的处理效能,并筛选出适合应用于重庆地区的植物,同时考察了卵石沟的启动特性、对屋面径流的净化机理、净化能力和运行特性,监测景观水体自然状况下水质变化和降雨前、中、后期景观水体水质的变化情况,并得到了人工湿地处理优质灰水出水应用于景观水体的最佳工况条件。研究得出的主要结论如下:

① 人工湿地植物筛选试验研究

人工湿地植物筛选试验研究表明,栽有植物的人工湿地对污水处理的效果优于无植物湿地,且各植物湿地对 COD、TP、TN 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除率都随时间的延长而增大,但不同植物湿地对污染物的去除率存在差异。对污水中 COD 的去除,7 种植物湿地的出水水质除芦苇外,在第 7 天都达到了国家地面水环境质量标准(GB3838-2002)的 V 类水质标准($\leq 40\text{mg/L}$),以马蹄莲湿地表现较好;对 TP 的去除,7 天后马蹄莲出水 TP 浓度达到 IV 类水质标准($\leq 0.3\text{mg/L}$),美人蕉出水 TP 浓度达到 V 类水质标准($\leq 0.4\text{mg/L}$),其余植物湿地出水 TP 浓度均未达 V 类水质标准;去除 TN 效果较好的是芦苇湿地和马蹄莲湿地,但均未达到 V 类水质标准($\leq 2.0\text{mg/L}$);去除 $\text{NH}_3\text{-N}$ 效果较好的是美人蕉湿地和芦苇湿地,但均未达到 V 类水质标准($\leq 2.0\text{mg/L}$)。

人工湿地植物筛选试验研究表明,对污染物去除效果较好的四种植物分别是风车草、美人蕉、芦苇和马蹄莲,且不同植物对不同的污染物去除效果不同,其中美人蕉、马蹄莲对 TP 的去除效果好,芦苇对 TN 的去除较高。

② 卵石沟处理屋面雨水效能试验研究

雨水流量对卵石沟处理屋面雨水效能的影响试验研究表明,系统对雨水中 COD 去除率保持在 8%~67%之间;TP 去除率可保持在 12%~46%;氨氮去除率为 8.45%~46.7%,浊度去除率保持在 46%~67%之间。随着雨水流量的增大,各污染物去除率均有明显的下降,以 COD 去除率下降趋势最为明显。

进水水质对卵石沟处理屋面雨水效能的影响试验研究表明,对于低浓度进水,卵石沟去除径流污染物的效果较好,试验出水优于地表水 V 类水质;对于高浓度进水,虽然污染物去除率较高,但出水污染物浓度的绝对量仍不低。

③ 景观水体水质保障效果研究

景观水体水质自然变化试验研究表明,景观水体水质恶化较快,5天后水体 COD 达 20mg/L,劣于地表水环境质量标准 III 类标准,11 天后水体 $\text{NH}_3\text{-N}$ 达 1.1 mg/L,劣于地表水环境质量标准 III 类标准,13 天后水体 TP 达 0.2 mg/L,劣于地表水环境质量标准 V 类标准。

中水进水对景观水体水质保障影响试验研究表明,人工湿地水力负荷在 $0.15\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 时,景观水体水质变化较缓,第 8 天后 COD 含量劣于地表水环境质量标准 III 类标准,第 10 天后 COD 含量劣于地表水环境质量标准 IV 类标准;第 4 天后 TP 含量劣于地表水环境质量标准 III 类标准,第 8 天后 TP 含量劣于地表水环境质量标准 IV 类标准,第 12 天后 TP 含量劣于地表水环境质量标准 V 类标准;第 4 天后 TN 含量劣于地表水环境质量标准 II 类标准,第 8 天后 TN 含量劣于地表水环境质量标准 III 类标准,第 10 天后 TN 含量劣于地表水环境质量标准 IV 类标准;第 8 天后 $\text{NH}_3\text{-N}$ 含量劣于地表水环境质量标准 II 类标准,第 10 天后 $\text{NH}_3\text{-N}$ 含量劣于地表水环境质量标准 III 类标准。

降雨径流对景观水体水质保障影响试验研究表明,屋面雨水径流所携带的各类污染物对景观水体污染较大,COD 均值从 8mg/L 上升到 11mg/L;氨氮均值从 0.12mg/L 上升到 0.5mg/L;总氮均值从 0.3mg/L 上升到 0.8mg/L;总磷均值从 0mg/L 上升到 0.1mg/L;DO 均值有小幅下降;浊度均值从 0.71 上升到 1.74。

本论文的研究成果,将为绿色住区水资源利用系统提供技术支撑,为绿色住区水资源利用系统的设计提供参考,具有重要的现实意义。

关键词: 绿色住区, 人工湿地, 卵石沟, 景观水体

ABSTRACT

With the development of the resource-saving and environment-friendly society and the spread of the career of building energy saving, the idea of green building and green residential district has been enjoying popular support and receiving more and more attention. This article aims at the demand of the green residential district for the water quality and eco-landscape, undertakes the research of eco-protecting Technology of water quality for three water quality, focused investigates the disposal efficiency of seven construed wetland with different plant against domestic sewage, screens out plants fit for the territory of Chongqing, investigates the starting characteristic of Gravel trench and its purification mechanism, purification ability and operation characteristics for the roof runoff, surveys water quality variation of landscape water under natural circumstance and that of former, medium and later range of rainfall, and achieves the best optimum working condition for the application of the effluent of grey-water with high quality disposed by constructed wetlands to landscape water. The chief conclusions by research are as follows:

① The research for the screening out of plant fit for the constructed wetlands

Through the detection of the water quality of the constructed wetlands effluent after the 1st, 2nd, 3rd, 4th, and 7th day after inflow, the removal rate of each plant wetland against COD、TP、TN and $\text{NH}_3\text{-N}$ enlarges along with the prolonging of the time, that is, the largest figure of removal rate appears on the 7th day. The research of removing COD from sewage shows that the water quality of the six plant wetlands effluent meets the Class-V of the standard of water quality ($\leq 40\text{mg/L}$) of environmental quality standards for surface water (GB3838-2002) other than reed one on the 7th day, and the result of calla wetlands is better than others. The removal rates among the seven plant wetlands against TP are different. The TP concentration of effluent of calla reaches Class-IV of the water quality ($\leq 0.3\text{mg/L}$), and the canna's reaches that of Class-V($\leq 0.4\text{mg/L}$), while the rest plant wetland fails to reach Class-V thereof. Despite that the best result of removing $\text{NH}_3\text{-N}$ appears in canna wetland and reed wetland, they fails to reach Class-V of the standard of water quality ($\leq 2.0\text{mg/L}$).

The result of the research shows that the best four plants to remove the pollutants are windmill grass, canna, reed and calla. They are all green flowers and plants to purify the sewage and beautify the environment when used as wetland plant. Since different

plant has different effect to different pollutants, such as canna and calla removes TP well, and reed has the well removal against TN, the appropriate plants can be chosen in accordance with the different nature of the pollutants to build appropriate plant communities so that the purification of the wetland disposal system against sewage shall be improved.

② The approval test study of the effectiveness of disposing the roof rainfall by gravel trench

The experiment of purification effectiveness of gravel trench shows that the remove rate of system may reach 8%~67% against COD, 12%~46% against TP, 8.45%~46.7% against ammonia nitrogen, 46%~67% against turbidity. The removal rates against the pollutants descent obviously along with the increase of the flow of rainfall, among which the downtrend of the removal rate of COD is most obvious.

For the inflow with light concentration, the effectiveness of removing runoff pollutant by gravel trench is well, and the effluent of experiment is superior to Class-V of surface water quality. For the inflow with high concentration, in spite that the removal rate against pollutant is high, the absolute quantity of the concentration of water pollutant is not low.

③ The study of the effectiveness of landscape water quality protection

The result of the detention for the variation of landscape water quality shows that the reason for the rapid water degradation is its lack of self-purification capacity so as to result in the high concentration of ammonia nitrogen and total phosphorus. Where hard disposal is also accounted, eutrophication of the water especially conversion to phosphorus is caused. Because of the short of self-purification capacity, the function of microbe is not obvious; especially when the nutrition is disproportion, the water trends eutrophication more. Properly deepen the water may enhance the self-purification capacity. The deep of the water is benefit for the growth of anaerobe, and the self-purification capacity shall be enhanced accordingly. Another reason for the inferior of the water quality is liquidity shortage so that dead space is easily caused. When the water is in the state of non-flowing, the dissolved oxygen would reduced, which is bound to lead to smelly black issues, and further brings the water bloom.

When the hydraulic loading wetlands reaches $0.15\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$, the landscape water quality changes moderately, after 8th day, the content of COD is inferior to Class-III of environmental quality standards for surface water, after 10th day, the content of COD is inferior to Class-IV of environmental quality standards for surface water; after 4th day,

the content of TP is inferior to Class-III thereof , after 8th day, the content of TP is inferior to Class-IV, after 12th day, the content of TP is inferior to Class-V; after 4th day, the content of TN is inferior to Class-II of environmental quality standards for surface water , after 8th day, the content of TN is inferior to Class-III of environmental quality standards for surface water, after 10th day, the content of TN is inferior to Class-IV of environmental quality standards for surface water; after 8th day, the content of $\text{NH}_3\text{-N}$ is inferior to Class-II of environmental quality standards for surface water, after 10th day, the content of $\text{NH}_3\text{-N}$ is inferior to Class-III of environmental quality standards for surface water. Life cycle of water extends, and color, smell and other sensory characteristics are easy to accept. $0.15\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ can be considered as the best wetland conditions.

Analysis upon the variation of the former, medium and later range of rainfall shows that concentrations of kinds of pollutants carried by roof runoff of rainfall is well above the landscape, in which N, P nutrients in the water is one of the major sources of pollution.

The results of this article of research will provide technical support and reference for the designs for green residential water resource utilize system, which shall have great practical significance.

Keywords: Green residential district, Constructed wetlands, Gravel trench, landscape water

目 录

| | |
|------------------------------|-----|
| 中文摘要..... | I |
| 英文摘要..... | III |
| 1 绪 论..... | 1 |
| 1.1 研究背景..... | 1 |
| 1.1.1 绿色建筑的发展概况..... | 1 |
| 1.1.2 绿色住区理论的提出..... | 2 |
| 1.2 研究现状..... | 3 |
| 1.2.1 绿色住区水资源利用研究现状..... | 3 |
| 1.2.2 生态处理技术概述..... | 6 |
| 1.3 课题的提出、研究目的及内容..... | 11 |
| 1.3.1 课题的提出..... | 11 |
| 1.3.2 课题的研究目的及内容..... | 12 |
| 2 试验材料及研究方法..... | 13 |
| 2.1 人工湿地..... | 13 |
| 2.2 卵石沟系统试验研究..... | 14 |
| 2.2.1 卵石沟系统的设计原则..... | 15 |
| 2.2.2 卵石沟系统的结构..... | 15 |
| 2.2.3 卵石沟滤料的选择..... | 17 |
| 2.3 景观水体水质保障系统..... | 19 |
| 2.3.1 人工湿地试验装置..... | 20 |
| 2.3.2 卵石沟试验装置..... | 22 |
| 2.3.3 植物池试验装置..... | 22 |
| 2.3.4 景观水池试验装置..... | 23 |
| 2.4 试验仪器及分析方法..... | 23 |
| 3 人工湿地植物筛选试验研究..... | 25 |
| 3.1 不同植物人工湿地对生活污水净化效能分析..... | 25 |
| 3.1.1 试验装置..... | 25 |
| 3.1.2 试验水质..... | 25 |
| 3.1.3 试验方法..... | 25 |
| 3.1.4 试验结果及分析..... | 26 |
| 3.2 人工湿地植物生长状况分析..... | 30 |

| | |
|-----------------------------------|----|
| 3.2.1 植物生长状况分析 | 30 |
| 3.2.2 污染物去除率与植物生长状况相关性分析 | 30 |
| 3.3 本章小结 | 30 |
| 4 卵石沟处理屋面雨水效能试验研究 | 33 |
| 4.1 卵石沟的启动 | 33 |
| 4.1.1 试验装置 | 33 |
| 4.1.2 试验水质 | 33 |
| 4.1.3 试验方法 | 33 |
| 4.1.4 试验结果及分析 | 33 |
| 4.2 雨水流量对卵石沟处理屋面雨水效能的影响研究 | 35 |
| 4.2.1 试验装置 | 35 |
| 4.2.2 试验水质 | 35 |
| 4.2.3 试验方法 | 35 |
| 4.2.4 试验结果及分析 | 35 |
| 4.3 进水水质对卵石沟处理屋面雨水效能的影响研究 | 39 |
| 4.3.1 试验装置 | 39 |
| 4.3.2 试验水质 | 39 |
| 4.3.3 试验方法 | 39 |
| 4.3.4 试验结果及分析 | 39 |
| 4.4 本章小结 | 42 |
| 5 景观水体水质保障试验研究 | 43 |
| 5.1 景观水体水质自然变化试验研究 | 43 |
| 5.1.1 试验装置 | 43 |
| 5.1.2 试验水质 | 43 |
| 5.1.3 试验方法 | 43 |
| 5.1.4 试验结果及分析 | 44 |
| 5.2 中水进水对景观水体水质保障影响试验研究 | 49 |
| 5.2.1 试验装置 | 49 |
| 5.2.2 试验水质 | 49 |
| 5.2.3 试验方法 | 49 |
| 5.2.4 试验结果及分析 | 51 |
| 5.3 降雨径流对景观水体水质保障影响试验研究 | 57 |
| 5.3.1 降雨径流污染源特征分析及对地表水体水质影响 | 57 |
| 5.3.2 试验装置 | 58 |

| | |
|----------------------|-----------|
| 5.3.3 试验水质 | 59 |
| 5.3.4 试验方法 | 59 |
| 5.3.5 试验结果及分析 | 59 |
| 5.4 本章小结 | 62 |
| 6 结论与建议 | 65 |
| 6.1 结论 | 65 |
| 6.2 建议 | 66 |
| 致 谢 | 67 |
| 参考文献 | 69 |
| 附 录 | 73 |

1 绪 论

城市是消耗资源、产生污染、破坏生态的集聚地，实现城市生态化，让绿色充满城市空间，是人类走向可持续发展的重中之重。而住宅小区是城市这部复杂机器的重要组成部件，它在城市空间占有重要位置。将每个住宅小区营造成为“绿色住区”，是实施城市生态化的重要组成部分，是当代人不可推卸的重要职责。但由于城镇化进程的加快，大量人口移植城镇，加上房屋产权的私有化，使得住宅小区内环境维护、资源节约和共享、事物共管和责任共担等一系列社会问题难以实现，最终导致自然资源的浪费和城市环境污染的负荷急剧加重，其中水资源就是最突出的问题之一。因此，在住宅小区内大力发展水资源综合利用，积极开展污水处理回用水设施建设，使污水资源化，提高水循环利用率和用水效率，必将有效缓解城镇生活用水短缺，改善城市的生态环境，实现城市的可持续发展。

1.1 研究背景

1.1.1 绿色建筑的发展概况

绿色建筑是指为人们提供健康、舒适、安全的居住、工作、生活的空间，同时在建筑的全生命周期^[1]内（即建材的生产和运输、建筑的规划、设计、施工、维护到拆除建筑原材料回用的整个过程）实现高效率地利用资源（能源、土地、水、材料）、最低限度地影响环境的建筑物。它关注的是建筑全过程的节约，强调的是居住人的健康，同时也涉及到对环境最少的干扰。

绿色建筑是以节约能源、有效利用资源的方式来建造低环境负荷下安全、健康、高效、舒适的环境空间，是人、环境与建筑共生共容、永续发展的新建筑模式，是“四节二环保”的建筑。所谓“二环保”，第一是对外部的生态环境保护，对大自然最低的干扰；第二是对室内环境保护，增进居住人的健康^[2]。

绿色建筑在国外首先开始于 20 世纪 60 年代，意大利建筑师在凤凰城建成了世界上第一个生态建筑阿科桑底（Arcosanti），并第一次提出了生态建筑学（Arology）的概念^[3]。70 年代爆发的世界能源危机，使得众多发达国家意识到能源与环保对人类生存的重要性，将建筑节能纳入社会的发展战略之中。80 年代，建筑节能体系日趋完善，并在英、德等发达国家广为应用。90 年代后，绿色建筑理论研究开始走入正轨，提出了综合考虑能源、气候、材料、住户、区域环境的整体的设计观，并建立了相对完善的评估体系，主要包括美国绿色建筑协会（USGBC）1998 年创立的能源与环保设计指标（Leadership in Energy & Environmental Design—LEED），英国建筑研究组织（BRE）于 1990 年制定的建筑

研究组织环境评价 (BREEAM), 加拿大自然资源部于 1998 年发起的绿色建筑挑战 (Green Building Challenge), 以及荷兰的 ECO Quantum、德国的 ECO-PRO、法国的 EQUER、国际可持续建筑环境促进会 (iSBE) 的 GBTool 评价工具和日本“建筑物综合环境评价委员会”开发的 CASEBEE 工具等^[4]。经过不断的发展, 国外绿色建筑的研究已经由建筑个体、单纯技术上升到体系层面, 由建筑设计扩展到环境评估、区域规划等多种领域, 形成了整体性、综合性和多学科交叉的特点^[5]。

我国的绿色建筑的发展主要分为三个阶段。第一是起步阶段: 上世纪后半叶, 绿色建筑以建筑节能为核心内容, 以科技项目和示范工程为重点逐步推广。第二是探索阶段: 1996 年, 绿色建筑体系研究列入国家重点课题。1999 年《北京宪章》的发布, 明确要求将可持续发展作为建筑师和工程师的工作准则^[6]。第三是实践推广阶段: 2001 年提出绿色生态住宅小区建设要点与技术导则, 2004 年提出中国绿色建筑评价标准和技术导则, 2004 年下半年设立“全国绿色建筑创新奖”和 2005 年的《北京宣言》。2006 年 3 月 7 日, 建设部和国家质量监督及检验检疫总局联合发布了《绿色建筑评价标准》(GB/T 50378-2006), 2006 年 6 月 1 日在全国范围内开始实施^[7]。

我国绿色建筑的发展策略是通过建立绿色建筑规范和评价体系, 一方面国家出台相关激励政策鼓励市场的发展, 另一方面强制执行相关标准, 通过加强国际间的交流与合作, 提高自身在绿色建筑领域的技术和管理水平。

1.1.2 绿色住区理论的提出

20 世纪 60 年代美籍意大利建筑师保罗·索勒瑞(Paolo Soleri)把生态学(Ecology)和建筑学(Architecture)两词合并为“Arology”, 提出“生态建筑学”的新理念。1969 年美国著名风景建筑师、城市规划师伊恩·麦克哈格(Ian L. McHarg)所著《设计结合自然》一书的出版, 标志着生态建筑学的正式诞生, 并从理论上站住了脚。绿色生态住宅是生态建筑应用的典生原则, 把自然的营造与住宅建设相互结合, 让住宅规划建设遵循自然生态规律与生态住宅小区的发展要求。绿色住宅(亦有称绿色生态住宅)在国际上亦被称为“绿色住宅”、“生态住宅”、“可持续发展住宅”等。虽然国际上对“绿色生态住宅”还没有一个公认的定义, 标准也不尽相同, 但业内人士及专家们普遍认同的是: 绿色住宅是根据当地自然环境, 运用生态学原理以及建筑技术和现代科技手段等, 遵循生态平衡及可持续发展的原则, 即综合系统效率最优原则, 设计、组织建筑内外空间中的各种物质因素, 使建筑与环境之间成为一个有机的结合体, 而使物质、能源在建筑系统内有秩序地循环转换, 获得一种高效、低耗、无废、无污染、生态平衡的建筑环境, 在人和建筑、自然生态环境之间形成一个良性的循环系统^[8]。由此可见, 我们经常听到的节能住宅、健康住宅等, 都只是满足绿色生态住宅某一方而要求的住宅。同时我们也要看到,

绿色住宅所重点强调的就是尽量减少能耗和对环境的污染，因此，“节能”，特别是节约常规能源，就成为其最主要的特征，这也使节能住宅成为了生态住宅的最基本形式。

绿色住区的概念则是在绿色住宅的基础上自然产生的。绿色的概念由生态环境到建筑，由建筑到城市，而住宅小区是城市这部复杂机器的重要组成部件，它在城市空间占有重要的位置。将每个住宅小区营造成为“绿色住区”，以符合绿色城市的大目标，于是成为一个自然的议题。

绿色住区不同于单纯绿色建筑的的地方在于，住区是建筑的组合体，是人们聚集生活的地方，绿色的概念即不再只局限于单体的设计，而还包括整个小区的组织，公共场地的设计，以及小区人的行为和消费等的绿色度。目前虽然还没有一个统一的定义，但多数人一致认为它包含有物质层面和精神层面两个方面，是一个相对复杂的体系^[9]。

1.2 研究现状

1.2.1 绿色住区水资源利用研究现状

水资源短缺是未来人类生存所面临的最严峻的挑战之一。解决水资源短缺的最根本出路，除了尽快加强对水资源流域生态环境的恢复与保护，大力倡导节约节约用水之外，最直接有效的措施就是增加水的重复利用。作为节水技术，中水回用和雨水利用技术已日渐引起人们关注。

① 国外水资源利用系统研究

中水技术早在 20 世纪中叶随着工业化国家经济的发展，世界性水资源的紧缺和水环境污染的加剧已经突现出来了，面对水资源的危机，发达国家重视得较早。

1926 年，美国亚利桑那州的 Crand Canyon 国家公园将处理的废水回用于冲厕、绿化、冷却水和锅炉用水。1960 年科罗拉多州建立一条中水系统供高尔夫球、公园、高速公路等的景观用水。美国在 1975 年的中水利用率达到 37.8%，并以每年 4~5% 的速度递增。1977 年佛罗利达州建成一套 200km 的中水系统为公园、校园、高尔夫球场、住宅区草地等提供水源^[10]。

日本住宅公团 1972 年起对生活污水进行深度处理后作冲洗厕所及室外清扫等杂用水在利用的问题进行了 5 年的研究，认为可行。1976 年开始在芝山住宅区建设实施，1977 年 2 月投产，有住宅 2247 户，幼儿园 2 所，小学 2 所，初中 1 所，高中 1 所及商店等。中水以芝山西地区的 8~11 层的高层住宅 13 栋，住户 888 户，3222 人为对象。按照当地污水排放标准，污水经活性污泥法二级处理后，再进行混凝沉淀过滤处理，处理出水的 75%~80% 排放，余下 20%~25% 作为中水水源利用^[11]。

澳大利亚悉尼的 Homebush 海岸是悉尼奥运会的比赛所在地,来自雨水和处理后的污水量达 $7000 \text{ m}^3/\text{天}$,用于冲洗比赛地点的卫生间、浇灌露天运动场地、浇灌 2000 个住户的花园和冲洗卫生间。对回用水进行微滤和反渗透膜处理能够获得所需的水质。这项措施将要减少悉尼的淡水供给量约为 $850,000 \text{ m}^3/\text{年}$ ^[12]。英国 WD 公司 (Water Dynamics Co.Ltd) 发明的专利技术 SMR,即灰水 (Greywater) 和雨水 (Rainwater) 收集再利用技术成功地解决了中水处理技术难题,采用简单的设备就可有效处理已收集的中水和雨水,出水水质符合欧洲 BRE 标准,从而完全满足低水质用水需求^[13]。

雨水利用方面,1993 年,荷兰第一个生态节能示范小区伊克鲁尼亚小区 (Ecolonia) 建成,小区内采用低耗水量马桶、淋浴设备和雨水回收系统,实现用水降低 20%。

澳大利亚堪培拉有一个供孤寡老人居住的小区,该小区中心安装了全套水资源循环设备,沐浴和洗衣的废水经过分流、过滤和氧化分解等物理和生物处理后,用来做小区的绿化用水,部分水在达标后返回河道,实现了水资源的循环。该小区因此获得联合国人居中心 1998 年世界人居奖小区^[14]。

泰晤士河水公司为了研究不同规模的水循环方案,设计了英国 2000 年的展示建筑——世纪圆顶示范工程。在该建筑物内每天回收 500 立方米水用以冲洗该建筑物内的厕所,其中 100 立方米为从屋顶收集的雨水。这使其成为欧洲最大的建筑物内的水循环设施。从面积相当于 12 个足球场大小的 10 万平方米的圆顶盖上收集来的雨水,经过 24 个专门设置的汇水斗进入地表水排放管中,初降雨水含有从圆顶上冲刷下的污染物,通过地表水排放管道直接排入泰晤士河。由于储存容积有限,多余的雨水排入泰晤士河。收集的雨水在芦苇床中进行处理,芦苇床还能增加城市的景观多样性^[15]。

丹麦从屋顶收集雨水,收集后的雨水经管底的预过滤设备,进入储水池,使用时利用泵经进水口的浮筒式过滤器过滤后,用于冲洗厕所和洗衣服^[16]。

2005 年瑞典马尔默市西码头区建成了 Bo01 住宅示范区,总建筑面积 12 万平方米。采用节水马桶和节水龙头的同时,针对瑞典南部多雨的特点,将雨水首先经过屋顶绿化系统过滤处理补充绿化系统水分,其余雨水经过路面两侧开放式排水道汇集,经简单过滤处理后最终排入大海。对于生活污水,一方面将收集的污水进行发酵处理从而生产沼气,经净化后可以达到天然气的品位;还有一个厂房的功能是对污水中磷等富营养化学物质进行回收再利用,如制造化肥,以减少其对生态系统的破坏^[17]。

德国柏林 Potsdamer 广场 Daimlerchrysler 区域城市水体工程设计是雨水生态系统成功范例。该区域年产径流雨水量 2.3 万 m^3 。采取的主要管理措施:建有屋顶花

园 4 hm^2 , 雨水贮存池 $3\,500 \text{ m}^3$, 主要用于冲厕和浇灌绿地(包括屋顶花园);建有人工湖 12 hm^2 , 人工湿地 $1\,900 \text{ m}^2$, 雨水先收集进入贮存池, 在贮存池中, 较大颗粒的污染物可经沉淀去除, 之后用泵将水输送至人工湿地和人工水体。通过基层、植物和藻类等来净化雨水。此外, 还建有自动控制系统, 可对水质进行连续监测和控制。在这里, 水不断循环, 鸭子、水鸟、鱼等动物都可栖息在水体中或水体周围, 建筑、水、生物达到了高度和谐和统一^[18]。

② 国内水资源利用系统研究

随着我国社会经济的发展, 水资源短缺问题日益突出。发展“污水处理回用”以实现“资源的可持续利用”被明确写入“国民经济和社会发展第十个五年计划纲要”中。作为污水处理回用的一个重要组成部分, 在住宅小区建设中水系统已经提上了各级政府相关职能部门的议事日程。

1987 年北京市规定: 新建的面积 2 万 m^2 以上的旅馆、饭店、公寓等, 新建的面积 3 万 m^2 以上的机关、科研单位、大专院校、大型文化体育建筑等, 按规定应配套建设中水设施的住宅小区、集中建设区等都应配套建设中水设施, 现有建筑属前两项的可根据条件逐步配建中水设施^[19]。

2001 年 6 月, 北京市规划委员会、建设委员会、市政管理委员会联合发布《关于加强中水设施建设管理的通告》, 确定了建筑面积在 5 万 m^2 以上, 或可回收水量大于 $150 \text{ m}^3/\text{d}$ 的居住区和集中建筑区必须建设中水设施^[20]。

另据天津《每日新报》报道, 从 2003 年 12 月 1 日起开始实施的《天津市住宅建设中水供水系统技术规定》中明确规定, 天津市新建住宅必须按照规定设计并使用中水供水管道或自循环中水处理系统, 未按规定实施住宅中水供水系统的工程, 将不予竣工备案。另外, 随着市政自来水水价的不断提高和相关政策法规的陆续出台, 使投资中水设施已具备了初步的经济动力。因此, 建设管理中水处理设施, 将是房地产开发商及物业管理公司未来必须面对的一个课题, 而经济、有效、安全的处理并使用中水, 使投资商在最大限度节水, 满足社会效益的同时, 产生最大的经济效益, 将是政策制定及技术研究的重要内容。

中水处理利用的工艺趋于多样化和简易化, 同时用水安全性也在逐步提高。2000 年, 中国航天建筑设计研究院在北京梅源小区项目中采用生物与物化处理相结合的方法, 污水经两级生物接触氧化后经过陶粒滤池过滤、消毒后使用, 每天处理 3 栋高层建筑的洗浴、盥洗和厨房污水并回用于冲洗厕所^[21]。同年, 北京北潞春小区采用内循环三相生物流化床+生物陶粒滤池处理小区的生活污水并回用于小区绿化、洗车和景观用水, 甚至补充消防用水, 实际日处理量达 $600 \text{ m}^3/\text{天}$ ^[22]。黑龙江省五洲大酒店建筑中水工程采用厌氧—兼氧—好氧的生物处理方法对原水进行处理。来水首先经过格栅和毛发截留器对漂浮物加以截留, 而后进入厌氧沉

淀池去除悬浮物、泥沙，同时部分有机物厌氧酸化，初沉后的污水进入曝气调节池，之后进入接触氧化池，水中的有机物得以降解。接触氧化池的出水进入高效沉淀池去除活性污泥，出水再经纤维球过滤器过滤并经二氧化氯消毒后，达到中水水质标准^[23]。以水生/湿生植物为主体的生态工程技术也逐步推广应用，人工湿地系统能有效地去除水体中的氮、磷等营养物质，防止富营养化的产生，同时具有运行费用低、易管理等特点。人工湿地系统还可以营造一个半自然空间，具有美化、绿化建筑小区的作用^[24]。

我国城市雨水利用起步较晚。目前，北京、海、大连、南京、长岛等许多城市已相继投入研究和应用，取得了一些成就。

北京市 2004 年颁布《关于加强建筑工程内雨水资源利用的暂行规定》，要求所有新建工程均配套雨水利用工程否则将不予验收，对奥运场馆实行“一票否决”制，作为“新北京，绿色奥运”的新措施，这是城市雨水利用的重要成果。

目前，我国雨水利用技术主要有三种。第一：雨水的集蓄利用。主要有：屋面雨水的集蓄利用技术、屋顶绿化雨水利用系统、小区雨水集蓄利用系统。第二：雨水的渗透技术。雨水渗透即是采用各种雨水渗透设施，让雨水回灌地下，补充涵养地下水资源，是一种间接的雨水利用技术，具有缓解地面沉降、减少水涝和海水倒灌等多种效益。可分为分散渗透技术和集中回灌技术两大类。第三：雨水综合利用技术。生态园区雨水综合利用系统是利用生态学、工程学、经济学原理，通过人工净化和自然净化的结合，雨水集蓄利用、渗透与园艺水景观等相结合的综合设计，从而实现建筑、园林、景观和水系的协调统一，实现经济效益和环境效益的统一，以及人与自然的和谐共存^[25]。

天津水利科技大厦设计了中水处理设备，与调节池、中水池、雨水池等组成中水回用系统将大楼内人员洗手、洗脸等生活污水和雨水收集起来经处理后用于冲洗厕所、浇灌花草树木、清洁道路等^[26]。获得我国首届绿色建筑创新奖的南京聚福园，采用 MBR 处理雨水，将处理后的雨水作为景观水体的补充水源，全年可利用雨水 30600m³，雨水利用率达到 40%^[27]。青岛市浮山新区“山水居”组团住宅非机动车道路、地面停车场等硬质地面采用高透水地面，降低地表径流；改造自然水库形成的人工湖保留了自然水系，积蓄雨水用作绿化浇灌，达到了很好的节水效果。该组团荣获了“第二届全国绿色建筑创新奖综合奖”三等奖^[28]。深圳万科城四期工程采用雨、污分流系统，雨水经收集后与优质杂排水一起通过处理后回用，目标是为万科城提供所有景观水体的补水，同时还要满足万科城四期项目内的绿化、道路冲洗、空调循环冷却补水以及小区用户洗车水的用水量需求^[29]。

1.2.2 生态处理技术概述

污水从生态学的角度上看，是具有可利用价值的资源^{[30][31]}，在当前水资源日

益贫乏、紧缺的形势下，如何利用好这些污水，已经成为迫切需要得到解决的实际问题。实践证明，解决水资源短缺问题，是一项耗资巨大而且又十分复杂的系统工程，需要多学科、多目标、多方面配合，综合分析各种因素，制定出最佳方案。就我国目前的经济实力而言，多数情况下，选择方案时首先必须考虑的问题往往是污水处理的经济指标。传统的污水处理技术已经经历了上百年的发展历史，生物处理工艺(以活性污泥法为代表)已发展到较高水平，技术上日臻成熟，对水污染控制的作用是十分积极的。但目前的活性污泥工艺仍存在着诸多问题，如基建投资大，运行费用高，主要的目的是去除碳源污染物，对氮、磷等营养物质的去除率则较低(30%-50%)，处理后的出水排入水体后仍会引起“富营养化”等问题。

生态处理技术是有效解决上述问题的途径之一，且该技术基本上不涉及化学能的投入和化学品的消耗^[32]，大大降低了处理费用，为污水资源化和回用提供了广阔的前景，有助于缓和缺水地区水资源紧张的局面，对富水地区水环境污染的减轻、消除也具有重要意义。

① 中水处理中的生态技术

中水回用，处理出水以居住小区杂用水和环境景观用水为主。对于回用于水景的再生水，为了防止富营养化现象，处理工艺须具有脱氮除磷功效。有关研究表明，生态处理技术在进水浓度较低的条件下，具有较强的脱氮除磷功能，氮去除率可大于 90%，磷去除率可大于 60%，高于传统的生物处理技术。将再生水的生态处理纳入小区景观建设，用人工湿地、稳定塘等生态处理技术弥补生物、物化等深度处理工艺在脱氮除磷方面的不足，不仅与小区环境具有高度协调性，而且达到净水、节地和生态的目的^[33]。

1) 人工湿地技术

湿地能净化污水，是自然环境中自净能力很强的区域之一。它利用自然生态系统中的物理、化学和生物的三重协同作用，通过过滤、吸附、共沉、离子交换、植物吸收和微生物分解来实现对污水的高效净化。人工湿地技术是人为模拟自然湿地系统，而建设的人工强化了了的“自然净化系统”。

人工湿地系统因水流方式差异可分为以下 3 类：表面流湿地，潜流湿地和立式流湿地^[34]。

表面流湿地 (Surface Flow Wetlands 缩写为 SFW)：废水在填料表面漫流，它与自然湿地最为接近，绝大部分有机物的去除是由长在植物水下茎，杆上的生物膜来完成。这种湿地不能充分利用填料及丰富的植物根系，卫生条件亦不好，故设计中一般不采用，其构造如图 1.1 所示。

潜流湿地 (Subsurface Flow Wetlands 缩写为 SSFW)：水在填料表面下渗流，因而可充分利用填料表面及根系上生物膜及其它作用处理废水，而且卫生条件较

好，故被广泛采用。其构造如图 1.2 所示。

立式流湿地 (Vertical Flow Wetlands 缩写为 VFW): 水流流动情况综合了 SFW 和 SSFW 的特点，但建造要求高，易滋蚊蝇。

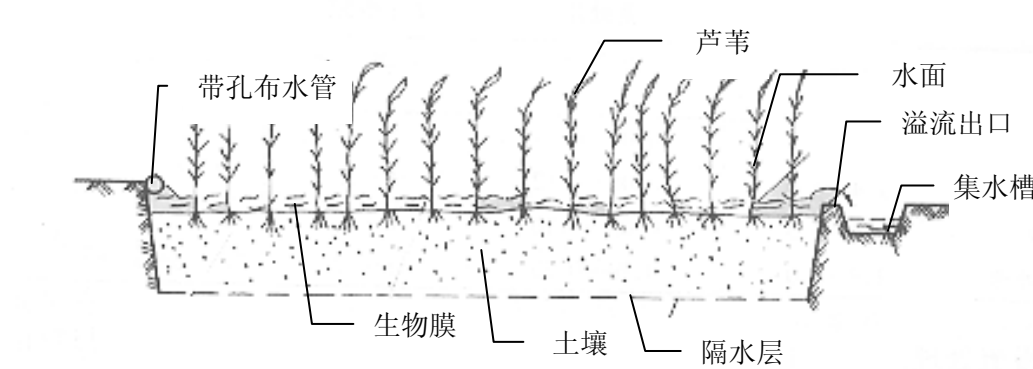


图 1.1 自由水面人工湿地
Fig.1.1 Surface Flow Wetlands

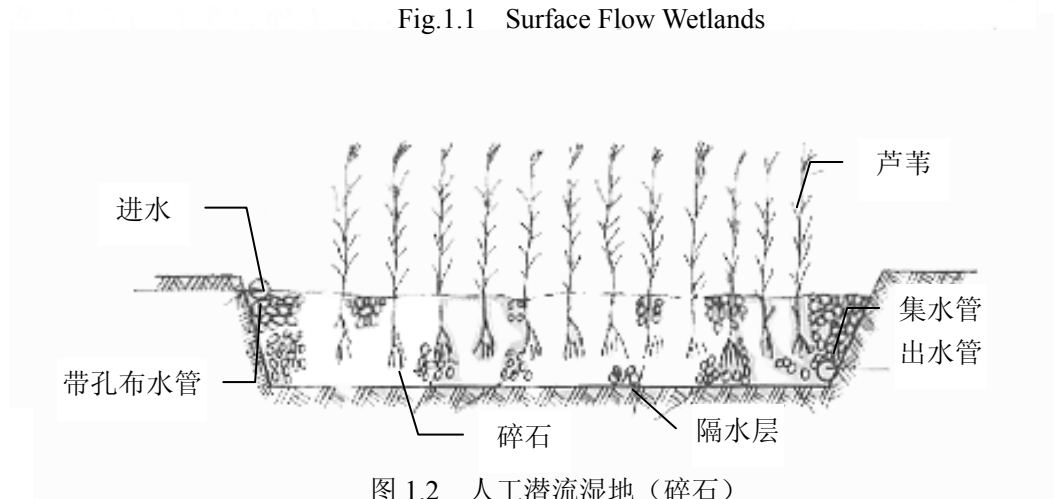


图 1.2 人工潜流湿地 (碎石)
Fig.1.2 Subsurface Flow Wetlands

人工湿地的处理单元由水生植物、填料和微生物组成，一般包括：(1)具有各种透水性的填料；(2)适于在饱和水和厌氧填料中生长的湿生和水生植物；(3)在填料表面或填料表层以下一定深度流动的水体；(4)适合于生存的无脊椎或脊椎动物；(5)好氧或厌氧微生物种群^[35]。人工湿地具有十分复杂的净化机理，一般认为，综合了物理、化学、生物三种作用^{[36][37]}。人工湿地成熟后，填料表面和植物根系中生长了大量的微生物，形成生物膜，废水流经生物膜时，SS 被填料及根系阻拦拦截，有机质则通过吸附、同化和异化作用得以去除。湿地床层中因植物根系对氧的传递释放，在周围的微环境中依次呈现好氧、缺氧和厌氧状态，使废水中的氮、磷不仅能被植物及微生物作为营养成分直接吸收，而且可以通过硝化、反硝化作用及微生物对磷的积累作用从废水中去除，最后通过湿地填料的定期更换或植物的收割使污染物质最终从系统中去除^[38]。人工湿地对污水的净化效果受多种因素

的影响,主要包括:湿地类型、植物类型、填料类型、水力负荷、停留时间、气候、季节等因素,其中湿地类型、植物类型和填料类型是影响人工湿地净化作用的三个主要因素^[39]。

2) 稳定塘技术

稳定塘又称氧化塘、生物塘,其净化污水的原理与自然水域的自净机理十分相似,污水在塘内滞留的过程中,水中的有机物通过好氧微生物的代谢活动被氧化分解,或经过厌氧微生物的分解而达到稳定化的目的。好氧微生物代谢所需的溶解氧由塘表面的大气复氧作用以及藻类的光合作用提供,有时也可以通过人工曝气补充供氧。

稳定塘是复杂的半人工生态系统。稳定塘生态系统由生物及非生物两部分构成。其中生态系统部分主要有细菌、藻类、原生动物、后生动物、水生植物以及高等水生动物。非生物部分主要包括光照、风力、温度、有机负荷、PH 值、溶解氧、二氧化碳、氮和磷营养元素等。

细菌与藻类的共生关系构成稳定塘的重要生态特征。在光照及温度适宜的条件下,藻类利用二氧化碳、无机营养和水,通过光合作用合成藻类细胞并放出氧气。异养菌利用溶解在水中的氧降解有机质,合成 CO_2 、 NH_3 、 H_2O 等,又成为藻类合成的原料,其结果是污水中溶解性有机物逐渐减少,藻类细胞和惰性生物残渣逐渐增加并随水排出。

在稳定塘中,细菌和藻类是浮游动物的食料,而浮游动物又作为鱼类的食物,高等水生动物也可以直接以大型藻类和水生植物为饲料,形成多条食物链,构成稳定塘中各种生物相互依存、相互制约的复杂生态系统。

稳定塘生态系统的非生物组成部分的作用也是非常重要的。光照影响藻类的生长及中溶解氧的浓度,温度会影响微生物的代谢作用,有机负荷则对塘内细菌的繁殖及氧、二氧化碳含量产生影响,pH 值、营养元素等其他因子也可能成为制约因素。

稳定塘按塘内充氧状况和微生物的优势群体不同,可将稳定塘分为好氧塘、兼性塘、厌氧塘和曝气原四种类型。按照处理后达到的水质要求,污水稳定塘又可分为常规塘和深度处理塘。按照出水的连续性和出水量,可以把塘分为连续塘和贮存塘。不同类型的塘可以单独用于污水处理中,也可以是多种类型稳定塘的组合。在稳定塘污水处理系统中,常常出现系统的各种组合方式,有各类塘不同排列的组合,有串联和并联的组合,有带回流或多级配水的串联组合等。

② 雨水处理中的生态技术

1) 植被浅沟、滤沟与缓冲带

植被浅沟 (swale)、滤沟 (filter strip) 及植被缓冲带 (baffle strip) 是利用地

表植物和土壤或滤料来截留净化径流污染物的一种设施。当雨水流过地表，污染物在过滤、渗透、吸收和生物降解的联合作用下被去除，同时植被也降低了雨水流速，使颗粒物得到沉淀，达到了控制暴雨径流水质的目的。

植被浅沟、滤沟和缓冲带中污染物的去除是个复杂的过程，包括多种物理、化学和生物过程。用于颗粒物去除（及随之的颗粒吸附污染物如 P）的物理过程包括渗透、沉积、过滤。N 去除包括反硝化作用、生物储存（植物、动物吸收）以及土壤储存作用。这些作用都受到场地及其土壤层的化学、生物及水力性质（如渗透系数）的影响^{[40][41][42]}。

2) 雨水土壤渗透技术^{[43][44]}

雨水渗透是一种间接的雨水利用技术，是合理利用和管理雨水资源，改善生态环境的有效方法之一。雨水渗透的目的包括将雨水回灌地下，涵养地下水资源，改善生态环境，缓解地面沉降和减少水涝等。雨水土壤渗透技术实质是一种生物过滤。其核心是通过土壤—植被—微生物生态系统净化功能来完成物理、化学、物理化学以及生物等净化过程。土壤渗透的作用机理包括土壤颗粒的过滤作用、表面吸附作用、离子交换、植被根系和土壤中生物对污染物的吸收分解等。植被可有效改善天然土壤生态系统中的有机环境条件和生物活性、强化土壤生态系统的功能、提高处理能力和效果，将雨水收集、净化、回用三者结合起来，构成一个雨水处理与绿化、景观相结合的生态系统。

3) 雨水生态塘

雨水生态塘是指能调蓄雨水并兼有生态净化功能的天然或人工水塘。按常态下有水或无水可分为三类：干塘、湿塘、延时滞留塘。干塘在无暴雨时是干的，用来临时调蓄暴雨径流，以对洪峰流量进行控制，并兼有水处理功能；延时滞留塘时干时湿，提供暂时调蓄功能，雨后缓慢地排泄贮存的雨水；湿塘是一种标准的永久性水池，塘内常有水，湿塘可以单独用于水质控制，也可以和延时滞留塘联合使用。

雨水生态塘作为净化设施其主要的去除机理是沉淀去除和生物作用。能去除的污染物包括悬浮颗粒物、氮、磷和一些金属离子。去除能力从低到高依次为：干塘、延时滞留塘与湿塘。提高去除率的最好办法就是延时滞留塘和湿塘的联合运行。另外，滞留塘对于缓解洪峰流量也是有效的。如果设计合理并设在汇水区域中的位置合理，会减少对下游渠道的冲蚀，降低下游水面高度和减小洪涝灾害。

4) 生物岛

生物岛是指在水中修建的供动植物生息并具有一定净化和生态功能的场所或设施。作为雨水的净化利用设施，生物岛属于终端处理措施，特别适用于一些缺乏自净能力、硬化设计的人工水体或雨水塘，其主要功能可以归纳为四个方面：(1)

水质净化；(2)适创造生物生息空间；(3)改善景观；(4)消波作用，对岸的保护。

生物岛对水质净化作用主要包括以下几个方面：(1)水植物根茎等表面对生物，特别是藻类的吸附；(2)植物的营养吸收；(3)水生昆虫的摄饵、羽化等；(4)防止已沉淀的悬浮性物质再次上浮；(5)日光的遮蔽效果；(6)在湖泥表面的除氮等。

传统的物化、生化处理方法要消耗较高的能源及化学药品，对维护、监测要求也很高，与之相比，生态处理系统具有以下特点：

- a. 耐冲击负荷能力强。小区径流的水量、水质受降雨情况、大气污染状况及路面清洁程度影响，有很大变化，对系统的耐冲击负荷能力要求很高。
- b. 运行成本低、能耗低。生态系统无需采用人工曝气、污泥回流、搅拌推流等措施，处理过程几乎可以不消耗能源，为大范围的分散处理创造了条件。
- c. 运行维护方便。生态系统无需大型的处理机械和自控系统，流程简单，无人操作也能正常运行。
- d. 具有很强的生态景观效益。生态处理系统可以很好的与建筑景观相结合，能营造健康、和谐的生态环境。

虽然生态处理系统在出水水质的稳定性、系统的运行周期等方面存在一些问题，但它在处理小区灰水及雨水径流方面，具有传统方法不可比拟的优势，因此对该处理工艺进行全面、深入的研究，探讨工程上可行的设计参数，对绿色住区水资源利用系统发展具有重要的现实意义。

1.3 课题的提出、研究目的及内容

1.3.1 课题的提出

住宅小区是人类生存和发展整体的一个重要组成部分，是人类生活质量关系最密切的生态环境。它包括住房和基础服务设施。世界各城市、城镇以及乡村居住区的环境问题正被提升到大多数政府及国际组织的议事日程中。住宅小区的建设一直同水资源的开发利用联系在一起，研究绿色住区水资源的综合利用是人类住区可持续发展的要求。

绿色住区是绿色建筑体系的重要组成部分。其水资源的利用应该有别于传统的人类住区水资源利用模式，开展绿色住区水资源利用研究的目的是探索人类住区新模式下如何实现水资源的可持续开发与利用，探索人类住区利用水资源的新模式。

水资源短缺与水质污染是绿色住区建设所面临的严重危机，它制约着人类经济的发展，影响了人类的生存环境，开展这项研究是绿色住区建设的要求，也是人类绿色住区建设的一个非常重要的方面。

本课题受中荷国际合作项目（编号 018530-switch）资助，主要目的是采用生

态化技术实现绿色住区中水及屋面雨水资源化利用和景观水体水质保持。

1.3.2 课题的研究目的及内容

① 研究目的

随着我国国民经济的发展以及居民生活水平的提高,居民用水量也在不断增加,研究绿色建筑水资源利用系统,是降低建筑水耗并缓解城市水资源紧张状况的有效途径。本研究主要针对节水与水资源利用的要求,对当今绿色住区几种新型水质保障生态化技术进行试验,考察其处理效果,并对去除污染物的机理进行分析,其研究成果将为绿色住区水资源利用系统设计提供技术支撑,对以此技术为基础的工程应用提供可靠的理论依据和运行维护经验。

② 研究内容

1) 湿地植物筛选及试验研究

该部分主要包括:

a. 人工湿地可用植物资源调查与初选:综合考虑人工湿地植物的选择原则,结合重庆地区的气候环境条件,对湿地植物进行初选;

b. 人工湿地对污染物的去除效果:测定不同停留时间内不同植物人工湿地对污染物的去除效果;

c. 人工湿地植物在污水中的生长状况:测定试验初期和末期时植株高度及生物量,分析污染物去除率与植物生长状况相关性

2) 卵石沟处理屋面雨水效能试验研究

该部分主要包括:

a. 卵石沟系统的设计建造:根据相关资料,设计建造卵石沟系统,对滤料进行筛选;

b. 卵石沟系统启动试验:研究卵石沟的启动方式和启动特性;

c. 卵石沟系统对屋面雨水污染物的处理效能研究:研究卵石沟系统对污染物的去除能力,考察水质、水量波动对其净化能力的影响

3) 景观水体水质保障技术试验研究

该部分主要包括:

a. 景观水体水质变化规律分析:对以自来水为水源的人工景观水体水质进行连续测定,分析水质自然变化规律;

b. 人工湿地负荷对水质保障效果影响:考察人工湿地不同水力负荷下出水补水对景观水体水质变化影响,确定人工湿地最佳工况;

c. 降雨径流对水质保障效果影响:测定径流水质和降雨前、中、后期景观水体水质,考察径流水质对景观水体水质影响情况。

2 试验材料及研究方法

2.1 人工湿地

本试验人工湿地采用模拟装置,模拟装置为长 56cm、宽 42cm、高 37cm 的塑料箱,其有效容积为 0.07m^3 ,共设 8 组,进行平行试验研究。塑料箱内上部填装 1-1.5cm 砾石层,厚度约为 10cm 厚,下部填装 2-3cm 的砾石层,厚度约为 15cm。同时在距桶底部 5 厘米处设置排放口及取样口。具体试验装置分别见图 2.1 及图 2.2。

目前在国外已有许多水生植物种类被用于人工湿地废水处理系统。国外最常用的植物种类是芦苇、香蒲和灯心草^{[45][46]}。此外,凤眼莲、黑三棱、水葱等植物也比较常用。在国内湿地植物种类的应用主要借鉴了国外的经验,最常用的植物种类与国外基本一致。除了上面提到的植物种类以外,国内采用的植物还有香根草、茭白、苔草、大米草、小叶浮萍、菹草、池杉等^[47]。

在综合考虑人工湿地植物的选择原则下,同时结合重庆地区的气候环境条件,采集了 7 种代表性植物为人工湿地植物筛选材料。供试植物材料介绍见表 2.1。

对上述 7 种供试植物材料,引种时每种植物尽量控制在中等密度,如风车草、美人蕉、马蹄莲每块湿地控制在 9 株左右,芦苇、香蒲、灯心草、菹蒲每块湿地 6 丛,每丛 3-5 株。以无植物的人工湿地作为对照。栽种初期植物情况见图 2.1、2.2。

表 2.1 供试植物

Tab. 2.1 Plants of Experiment

| 常见名称 | 学名 | 原产地 | 描述 |
|------|--------------------------------|------------|---|
| 风车草 | <i>Cyperus alternifolius</i> | 马达加斯加 | 喜温暖湿润和腐殖质丰富的粘性土壤,耐阴不耐寒,冬季温度不低于 5°C ,广泛分布于森林、草原地区的大湖、河流边缘的沼泽中。 |
| 美人蕉 | <i>Canna generalis</i> | 印度 马来西亚 | 多年生草本,美人蕉科,美人蕉属。地下具匍匐延伸的肉质粗壮根茎,呈不规则的块状。对土壤要求不严,在疏松肥沃、排水良好的沙壤土中生长最佳。 |
| 芦苇 | <i>Phragmites australis</i> | | 生长于沼泽、河滩、海滩等湿地,遍布于全世界温带和热带地区。多年生草本植物,可以在适合的地区迅速地铺展繁殖,属风媒花,以根茎繁殖为主。 |
| 马蹄莲 | <i>Zantedeschia aethiopica</i> | 非洲南部 | 性喜温暖气候,不耐寒,不耐高温,生长适温为 20°C 左右, 0°C 时根茎就会受冻死亡。喜疏松肥沃、腐殖 |

| 常见名称 | 学名 | 原产地 | 描述 |
|----------------------|-------------------------------|---------------|--|
| 质丰富的粘壤土，其休眠期随地区不同而异。 | | | |
| 香蒲 | <i>Typha orientalis</i> Presl | 中国华北及东北、台湾、日本 | 分布于热带和温带地区之溪床、废鱼池、水稻田、沼泽、海岸湿地，呈现带状分布。 |
| 灯芯草 | <i>Medulla Junci</i> | 中国、韩国、日本、北美 | 多年生草本，根茎横走，密生须根。茎簇生，高 40~120cm，直径 1.5~4mm。种子褐色。花期 5~6 月，果期 6~7 月，生于湿地或沼泽边。 |
| 菖蒲 | <i>Acorus calamus</i> | 日本 | 天南星科多年生水生草本植物，叶很长，最长能够到 80 厘米，分布于我国南北各地，广布世界温带、亚热带。 |



图 2.1 风车草、美人蕉、芦苇及马蹄莲
Fig. 2.1 *Cyperus alternifolius*, *Canna generalis*, etc



图 2.2 香蒲、灯芯草及菖蒲
Fig. 2.2 *Typha orientalis* Presl, *Medulla Junci*, etc

2.2 卵石沟系统试验研究

通过对重庆市屋面径流水质的调查发现，此类废水的主要污染成分为悬浮固体和有机物污染物，且水质水量变化极大，这就要求处理系统具有很好的抗水质、水量冲击负荷能力。本试验设计采用卵石沟为屋面雨水径流的分散处理设施，沟内填有粒径较大的砾石和卵石，通过滤料的净化作用，加强系统的除磷脱氮功能，得到更好的出水水质。在枯水期，排水只在滤料层进行；遇暴雨时，泄洪雨水漫过砾石层成为泄洪沟，可作为暴雨径流的输送设施，在一定程度上代替传统的雨水排水管道系统，具有延缓和削减暴雨洪峰、保障地区排水安全的作用。卵石沟的工程应用见图 2.3。



图 2.3 卵石沟工程应用

Fig. 2.3 Engineering applications of gravel trench

2.2.1 卵石沟系统的设计原则

卵石沟系统的设计主要涉及水力流态和满足净化功能两部分内容，应遵循以下原则：

- ① 卵石沟应布置在道路的中间或两侧，沿道路纵向设置并具有一定坡度，保证卵石沟在重力流排水时畅通无阻。
- ② 受污染雨水以层流状态流经卵石沟，悬浮固体在滤料间被截留。
- ③ 卵石沟的布置应与周围环境（建筑物、道路、景观等）相协调，自然美观发挥其景观作用。

2.2.2 卵石沟系统的结构

① 断面尺寸

卵石沟的横断面常见形式有矩形、梯形和抛物线形。本试验采用矩形横断面（见图 2.4）。

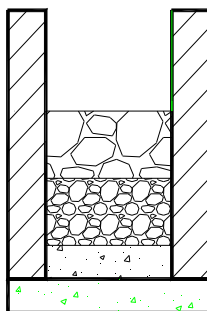


图 2.4 卵石沟断面示意图

Fig.2.4 Sketch map of gravel trench

② 水力计算^[48]

卵石沟的断面尺寸是以设计降雨径流量 Q 为基础确定的:

$$Q = \Psi q F \times 10^{-3} \quad (2.1)$$

式中 Q ——设计降雨径流量, m^3/s ;

Ψ ——汇水面综合径流系数;

q ——设计暴雨强度, $\text{L}/(\text{s} \cdot \text{hm}^2)$, 该值由当地暴雨强度公式计算得出;

F ——汇水面积, hm^2

卵石沟输送的暴雨径流量可以用曼宁(Manning)公式表示:

$$Q = AR^{\frac{2}{3}} i^{\frac{1}{2}} / n \quad (2.2)$$

式中 A ——横断面面积, m^2 ;

R ——横断面的水力半径, m ;

i ——卵石沟的纵向坡度;

n ——曼宁系数(阻力系数)

按横断面为矩形考虑, 式(2.2)中:

$$A = b \times d \quad (2.3)$$

式中 b ——矩形断面宽, m ;

d ——设计径流深度

$$R = \frac{bd}{b + 2d} \quad (2.4)$$

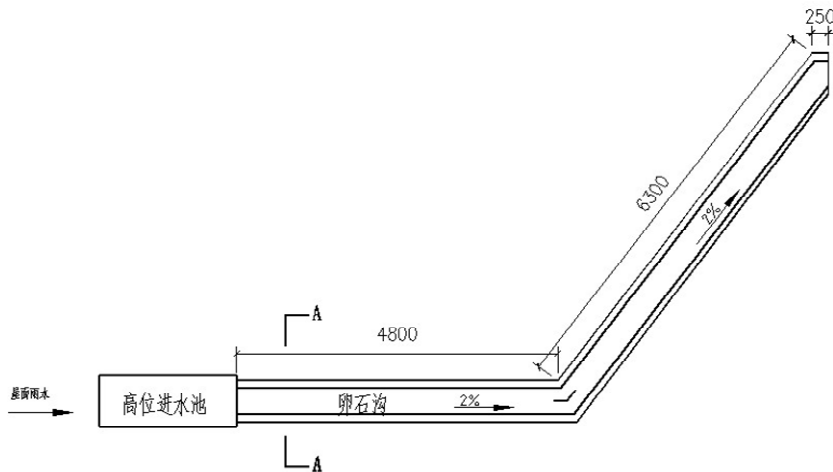


图 2.5 卵石沟系统平面图

Fig. 2.5 Planar graph of gravel trench

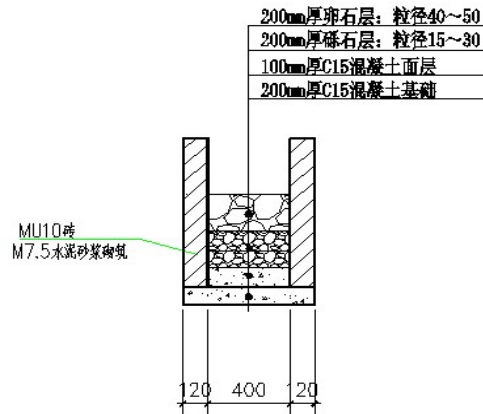


图 2.6 A-A 剖面图

Fig. 2.6 Profile graph of A-A

③ 卵石沟尺寸的确定

由于试验场地限制，卵石沟平面依靠建筑边墙修建，布置较不规则，卵石沟全长约 11.35 米，平面结构和具体尺寸如上图所示：

2.2.3 卵石沟滤料的选择

雨水过滤是指使雨水通过滤料（如砂等）或多孔介质（如土工布、微孔、网等），以截留雨水中的悬浮物质，从而使雨水净化的处理方法，主要用于预处理或出水能够再次复用的深度处理。

① 过滤机理

过滤包括输送和附着两个阶段，输送是过滤过程的前提，只有将悬浮粒子输送到滤料表面，并使之与滤料表面接触才能产生附着作用，附着以后不再移动才

算是被滤料截留。过滤过程中颗粒物的去除包括一系列复杂的作用机理，目前已

确认的基本机理列于表 2.2 内。

② 滤料的选择

滤料对卵石沟的总体功能是十分重要的：滤料为废水在其中的渗流提供良好的水力条件；滤料也为微生物的生长提供稳定的依附表面，以及进行过滤和促进悬浮固体的沉淀。此外，滤料还可通过物理和化学途径去除废水中的污染物。理想的滤料应具备下述特性^[49]：1) 具有较大的比表面积；2) 有足够的空隙率，保证通风；3) 具有较好的化学稳定性，有一定的机械强度；4) 价格低廉。

目前常被应用于人工湿地等生态处理系统中的滤料有砾石、沸石、粗砂以及一些新型填料等。以下对这几种滤料的性质作简要介绍。

表 2.2 颗粒滤料深床过滤器去除颗粒物的基本机理

Tab. 2.2 Filtration mechanism of particle filter media deep bed filtration

| 类 型 | 机 理 |
|-----------|--|
| 1、隔滤 | |
| a、机械隔滤 | 粒径大于滤料孔隙的颗粒通过机械的拦截被去除 |
| b、偶然接触过滤 | 粒径小于滤料孔隙的颗粒由于偶然接触被捕获在过滤器内 |
| 2、沉淀 | 颗粒沉积在过滤器内的滤料上 |
| 3、碰撞 | 重质颗粒不沿水流方向流动 |
| 4、截留 | 许多沿水流方向运动的颗粒与滤料表面接触时被捕获 |
| 5、黏附 | 颗粒迁移到滤料表面上时，在范德华引力和静电力相互作用下，以及某些化学键和某些特殊的化学吸附力下，被黏附于滤料颗粒表面上或原先黏附的颗粒上 |
| 6、絮凝 | 在滤料空隙内可能会发生絮凝作用，通过过滤器内部的速度梯度形成更大的颗粒，再通过上述一种或几种机理的作用而被去除 |
| 7、物理、化学吸附 | 包括静电吸附、动电吸附、范德华力、键吸附以及化学作用，在这些作用下颗粒可附着于滤料表面或与其它颗粒结合 |
| 8、生物生长 | 会减小空隙容积，加强任何一种机理去除颗粒的效率；可将含碳有机物、氮、磷转化为细胞组织和各种气体最终产物，将各种污染组分从水中去除 |

1) 砾石

砾石指的是风化岩石经水流长期搬运而成的粒径为 2~60mm 的无棱角的天然粒料。砾石有一定的离子交换能力，表现出较强的除磷能力^[50]。汤显强等^[51]研究表明：单一填料粗砾石对污染物的去除率不高，但其颗粒较粗、透水性好、强度高、可作为人工湿地基质使用。同时，砾石结构稳定，价格便宜，来源广泛，经机械加工后粒径均匀，比表面积大，在雨水径流的生态处理中有着其它滤料所不能比拟的优势。

2) 沸石

沸石是一族架状构造的含水铝硅酸盐矿物，主要化学成分是 SiO_2 ，其内部有着宽阔的空洞和孔道，占据着 K、Ca 等阳离子和水分子，经过烘烤脱水后，结晶格架不会被破坏，从而形成内表面很大的孔穴，因此，沸石具有高效吸附性能，此外还有很高的离子交换性能，耐酸性和热稳定性。沸石的微孔结构适合微生物生长繁殖，因而可成为一种优良的微生物载体，将其进行微生物的适当引种、培养及驯化后，应用到废水脱氮领域，不仅可发挥其优良的吸附性能，而且能利用

微生物作用有效地去除各种形态的氮^{[52][53]}。但沸石的除磷效果很差，远不如砾石填料。此外，沸石填料价格较高，约为砾石填料的 5~7 倍。

3) 酶促生物填料

酶促生物填料是由重庆大学的龙腾锐等学者开发的一种新型人工填料^[54]，该填料以粘土为骨料，火力发电厂生产废渣粉煤灰为掺合料，添加了适当的发泡剂和微生物生长促进剂烧制而成，该填料最大的特点是能刺激生物活性，易于微生物生长，同时具有质轻、多孔，机械强度高等特点。

黄莉等^[55]选取了砾石和酶促生物填料进行对比试验，结果表明两种滤料对各种污染物的净化效果差异不大，并综合经济、便利等方面考虑，认为砾石滤料更有优势。

此外，粒径是影响过滤操作的滤料的基本特性。从理论上讲，滤料粒径越小，滤床的可附着面积越大，滤床的工作能力也越大，但粒径越小，孔隙就越小，滤床越容易被生物膜堵塞，滤床的通风也越差，可见滤料的粒径不宜太小。

综合以上各种因素，本试验选用砾石作为滤料。具体滤料使用情况见表 2.3。

表 2.3 滤料使用情况

Table 2.3 The filter material

| 滤料材质 | 粒径 (mm) | 空隙率 (%) | 近似比表面积 (m ² /m ³) | 高度 (cm) |
|------|------------|------------|---|------------|
| 砾石 | 10~20 | 49 | 100 | 20 |
| 砾石 | 20~30 | 43 | 80 | 20 |

2.3 景观水体水质保障系统

景观水体水质生态保障系统装置分为四部分：人工湿地系统（灰水处理）、卵石沟系统（雨水处理）、植物池系统（综合处理）及景观水池系统。试验流程见图 2.7。反应器整体布置见图 2.8。

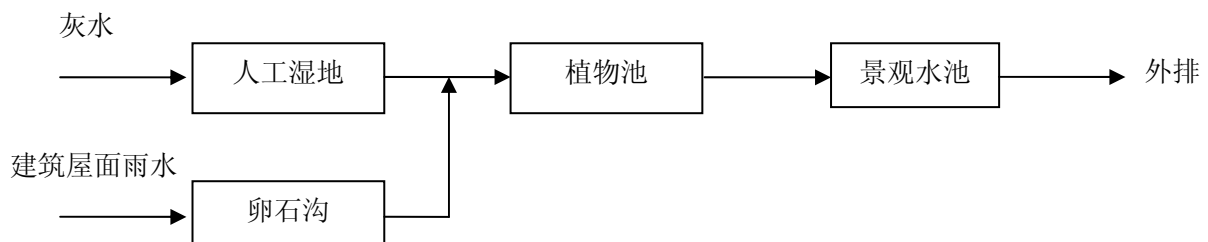


图 2.7 试验流程图

Fig. 2.7 Experiment process

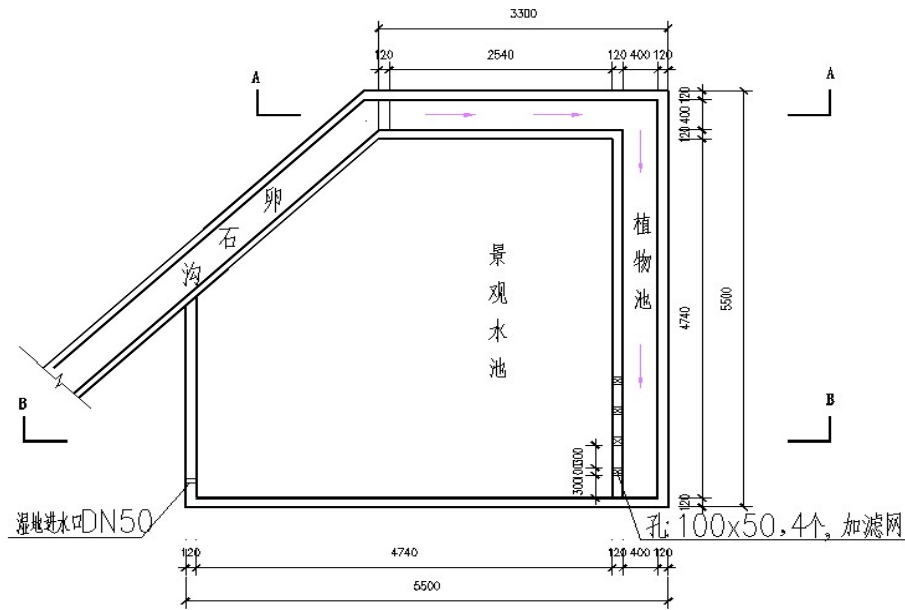


图 2.8 反应器布置图

Fig. 2.8 Arrangement of reactors

2.3.1 人工湿地试验装置

人工湿地试验装置由三级侧向湿地床、自然复氧槽和稳定塘组成。实物见图 2.9。

侧向潜流湿地床内设置有平行交错的导流墙，将湿地床内空间分隔成 S 形的水流廊道，尽量避免死水区，沿廊道水流方向底坡为 1%，同时每级之间设有自然复氧槽。



图 2.9 人工湿地

Fig. 2.9 Constructed wetland system

人工湿地试验装置平、剖面具体尺寸分别见图 2.10 及图 2.11。

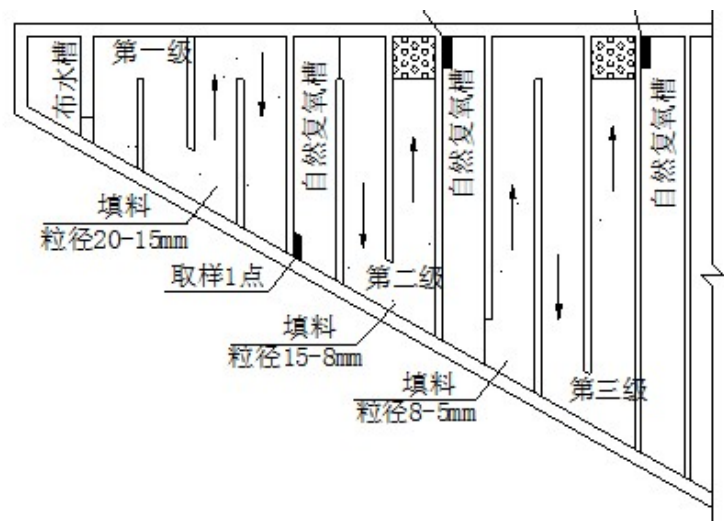


图 2.10 人工湿地试验装置平面示意图
Fig. 2.10 Plane schematic of wetland

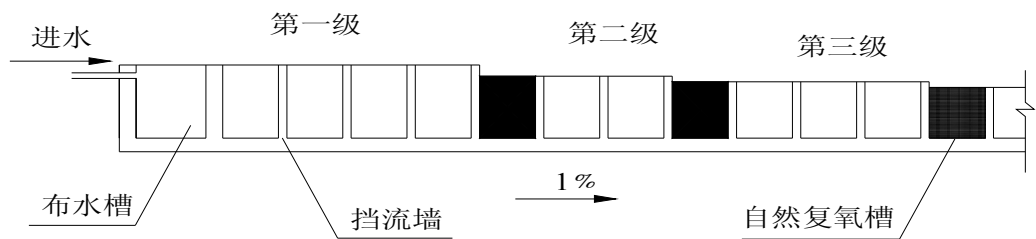


图 2.11 人工湿地试验装置剖面示意图
Fig. 2.11 Section schematic of CW

人工湿地试验装置各部分具体尺寸见表 2.4。

表 2.4 人工湿地试验装置各部分尺寸

| Table 2. 4 Parameters of CW | | | | | | | |
|-----------------------------|-------------------------|-----------|-------------------------|-------------|---------------------------|--------------|-------------------------------|
| 反应器主体 部分名称 | 面积 (m ²) | 深度 (m) | 净空 (m ³) | 填料深度 (m) | 填料体积 (m ³) | 平均空隙 度(%) | 装填后有效 容积 (m ³) |
| 第一级 | 2.6 | 0.65 | 1.69 | 0.6 | 1.56 | 0.35 | 0.55 |
| II 复氧槽 | 0.9 | | | | — | | |
| 第二级 | 2.2 | 0.6 | 1.32 | 0.55 | 1.21 | 0.32 | 0.39 |

| 反应器主体 部分名称 | 面积 (m^2) | 深度 (m) | 净空 (m^3) | 填料深度 (m) | 填料体积 (m^3) | 平均空隙 度(%) | 装填后有效 容积 (m^3) |
|---------------|------------------------|-----------|------------------------|-------------|--------------------------|--------------|------------------------------|
| II 复氧槽 | 1.2 | | | | — | | |
| 第三级 | 4.5 | 0.55 | 2.475 | 0.5 | 2.25 | 0.27 | 0.61 |
| III 复氧槽 | 1.6 | | | | — | | |
| 稳定塘 | | | | | — | | |
| 稳定塘 | | | | | — | | |
| 求和 | 9.3 | | | | 5.02 | | 1.55 |

2.3.2 卵石沟试验装置

卵石沟试验装置参数见 2.2 章节。

2.3.3 植物池试验装置

植物池分布于景观水体周围，对人工湿地出水及卵石沟出水进行生态处理。植物池内滤料选择参照卵石沟，并在池底铺设种植土，栽种美人蕉，种植密度为 $20 \text{ 株}/\text{m}^2$ 。植物池试验装置尺寸见图 2.12、2.13。

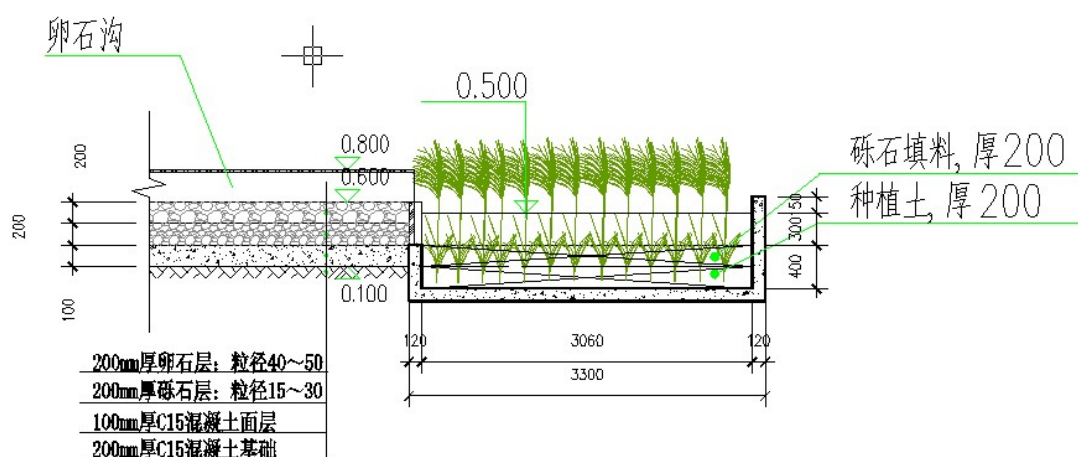


图 2.12 植物池 A-A 剖面图

Fig. 2.12 Profile graph of A-A

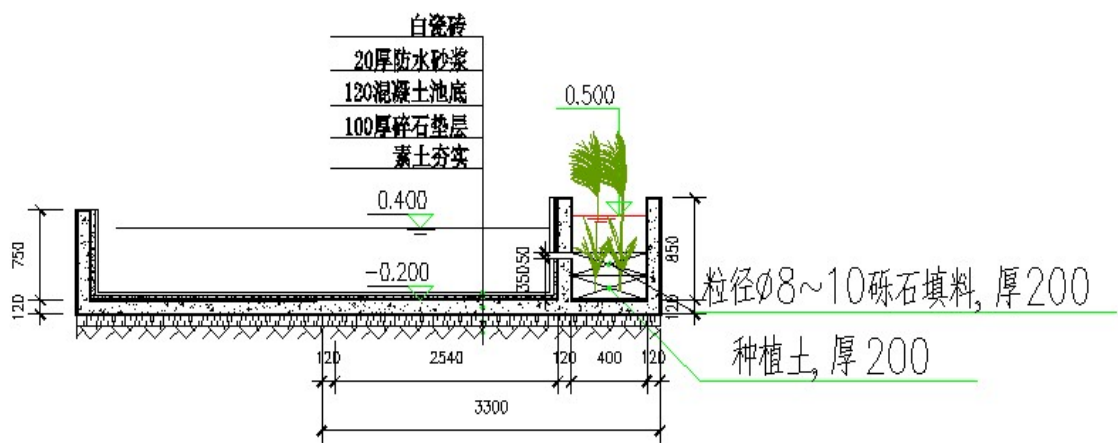


图 2.13 植物池 B-B 剖面图

Fig.2.13 Profile graph of B-B

2.3.4 景观水池试验装置

景观水池试验装置尺寸见图 2.8。

2.4 试验仪器及分析方法

① 物理指标

物理指标的测定方法及测定频率见表 2.4。

表 2.4 物理测试项目

| Table 2.4 Physical item in the experiment | | |
|---|---------|-------|
| 项 目 | 测定方法或仪器 | 测定频率 |
| 水 温 | 水银温度计 | 1 次/日 |
| 流 量 | 秒表+量筒 | 不定时 |

表 2.5 主要的试验仪器及分析方法

| Table 2.5 Main analytical apparatus and methods | | |
|---|-----------------|---------------------|
| 分析项目 | 测定方法 | 仪器、设备和型号 |
| COD | 重铬酸钾比色法 | HACH COD Reactor、 |
| NTU | | 哈希 2100P 型浊度仪 |
| 氨氮 | 纳氏试剂分光光度法 | 721 可见分光光度计 |
| 总氮 | 过硫酸钾氧化分光光度法 | HACH DR4000UV 分光光度计 |
| 总磷 | 过硫酸钾氧化-钼酸盐分光光度法 | 721 可见分光光度计 |
| 溶解氧 | 仪器直读法 | 溶解氧仪 |

水质评价标准参照《地表水环境质量标准》(GB3838- 2002)。

② 常规指标

常规指标的分析测试主要参考《水和废水监测分析方法（第四版）》一书中规定的标准方法进行，具体的分析项目、方法和所用仪器设备见表 2.5。

③ 生物特性指标

生物量：试验开始及结束时小心冲掉植物根部土壤，测其全鲜重。

生物相：主要使用 MOTIC 生物显微镜进行镜检，并拍摄显微摄影照片和视频片断记录生物膜特征形态。显微镜最大放大倍数为 1000 倍，可观察到原生动物、后生动物及形态较大的细菌个体。

3 人工湿地植物筛选试验研究

目前对植物在净化废水中的作用大小、对植物吸收利用污染物的潜能、植物对系统水力传导性的维护等方面存在分歧。由于不同植物种类在根系深度、氧气释放量、生物量和抗逆性等方面存在差异，它们在人工湿地中的净化作用不同。因此，在提高处理效率研究方面一个很重要的内容是如何选择合适的植物种类。准确选择植物种类是达到最佳净化效果的关键，不同植物其生长特点不同，对污水的净化能力不同，即使具有相同生长特性的植物，也会因为从属于不同的科属而具有不同的去污能力。因此，筛选出更多更有效的适合于人工湿地的植物资源，已经成为提高人工湿地的净化能力的一个重要方面。

3.1 不同植物人工湿地对生活污水净化效能分析

3.1.1 试验装置

试验装置见图 2.1 及 2.2。

3.1.2 试验水质

试验用水采用某校区学生宿舍生活污水，试验水质见表 3.1。

表 3.1 试验水质一览表

Table 3.1 Influent quality of the experiment

| 水质指标 | COD (mg/L) | TN (mg/L) | NH ₃ -N (mg/L) | TP (mg/L) |
|------|---------------|--------------|------------------------------|--------------|
| 数值 | 229.8 | 60.4 | 42.3 | 5.3 |

3.1.3 试验方法

植物的引种安排在 4 月中旬，引种后把植物的尖端剪掉以使植物营养生长的时间延长，期望以此提高成活率。植物移栽到塑料箱中后先灌入自来水，待植物适应一周后，再灌入污水，使植物适应并使箱体内生物膜挂上，两周后开始试验污水处理效果。2009 年 5 月，试验期间气温为 15~25℃，试验采用间歇进水，间歇出水，排空闲置 24 小时方式，测定了停留时间分别为 1、2、3、4、7 天时不同植物人工湿地对污染物的去除效果，并在试验初期和后期对植株高度和生物量进行测定，探讨其净化效能及机理，分析污染物去除率与植物生长状况相关性，筛选出适应重庆地区生长且去污效果好的湿地植物。

3.1.4 试验结果及分析

① 试验结果

试验结果见表 3.2~表 3.5 及图 3.1~图 3.4。

表 3.2 不同植物人工湿地出水 COD (mg/L)

Table 3.2 Concentration of COD of outlet in constructed wetlands(mg/L)

| 周期 | 风车草 | 美人蕉 | 芦苇 | 马蹄莲 | 香蒲 | 灯芯草 | 菖蒲 | 对照 |
|----|-----|-----|----|-----|----|-----|----|-----|
| 1d | 86 | 74 | 71 | 51 | 62 | 80 | 78 | 107 |
| 2d | 64 | 46 | 69 | 45 | 44 | 83 | 50 | 97 |
| 3d | 48 | 38 | 67 | 38 | 37 | 44 | 49 | 88 |
| 4d | 30 | 31 | 64 | 27 | 25 | 32 | 30 | 63 |
| 7d | 25 | 25 | 51 | 21 | 23 | 37 | 27 | 65 |

表 3.3 不同植物人工湿地出水 TP (mg/L)

Table 3.3 Concentration of TP of outlet in constructed wetlands(mg/L)

| | | | | | | | | |
|----|------|------|------|------|------|------|------|------|
| 1d | 1.89 | 1.77 | 2.7 | 2.12 | 2.6 | 2.9 | 3.1 | 2.17 |
| 2d | 1.7 | 1.42 | 1.85 | 1.61 | 2.1 | 1.8 | 1.71 | 1.3 |
| 3d | 1.62 | 1.15 | 1.69 | 1.53 | 1.62 | 1.21 | 1.07 | 1.15 |
| 4d | 1.3 | 0.9 | 1.48 | 1.21 | 1.58 | 1.53 | 1.61 | 1.2 |
| 7d | 0.6 | 0.38 | 0.68 | 0.22 | 0.65 | 0.84 | 0.87 | 0.6 |

表 3.4 不同植物人工湿地出水 TN (mg/L)

Table 3.4 Concentration of TN of outlet in constructed wetlands(mg/L)

| 周期 | 风车草 | 美人蕉 | 芦苇 | 马蹄莲 | 香蒲 | 灯芯草 | 菖蒲 | 对照 |
|----|------|------|----|------|------|-----|------|------|
| 1d | 38.7 | 42.1 | 41 | 51.1 | 43 | 43 | 50.8 | 52.8 |
| 2d | 36 | 34 | 32 | 33 | 36 | 38 | 40 | 44 |
| 3d | 28 | 26 | 27 | 24 | 28.5 | 34 | 30 | 37 |
| 4d | 25 | 22 | 18 | 23 | 23.1 | 26 | 21 | 26 |
| 7d | 21 | 18 | 15 | 19 | 22 | 23 | 24 | 28 |

表 3.5 不同植物人工湿地出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ (mg/L)Table 3.5 Concentration of $\text{NH}_3\text{-N}$ of outlet in constructed wetlands(mg/L)

| 周期 | 风车草 | 美人蕉 | 芦苇 | 马蹄莲 | 香蒲 | 灯芯草 | 菖蒲 | 对照 |
|----|-----|-----|-----|-----|------|------|------|------|
| 1d | 24 | 19 | 20 | 21 | 23.9 | 25 | 23 | 26 |
| 2d | 16 | 12 | 10 | 12 | 16.7 | 18.4 | 17 | 10 |
| 3d | 11 | 6 | 5 | 7.8 | 12.5 | 9 | 15.6 | 20 |
| 4d | 7 | 4 | 4 | 7 | 8.5 | 8.7 | 13 | 19.5 |
| 7d | 4.5 | 3.2 | 2.9 | 5 | 6.4 | 9.5 | 10 | 18 |

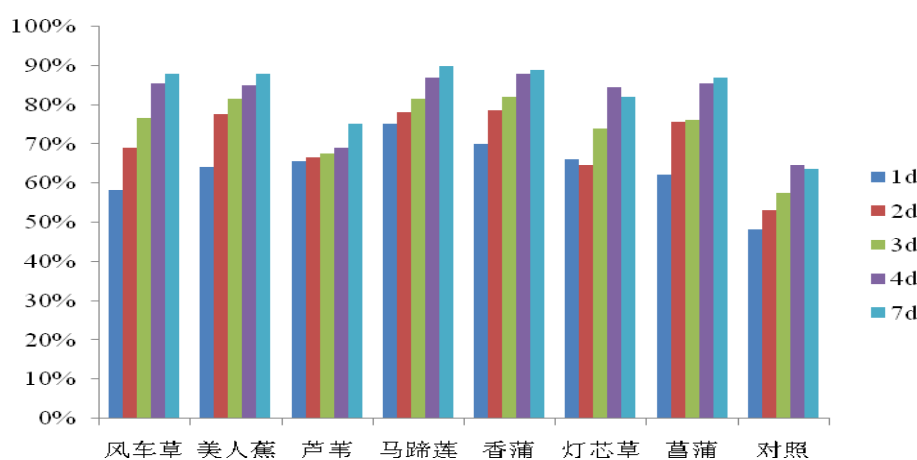


图 3.1 不同植物人工湿地 COD 去除率

Fig. 3.1 The COD removal rate in different constructed wetlands

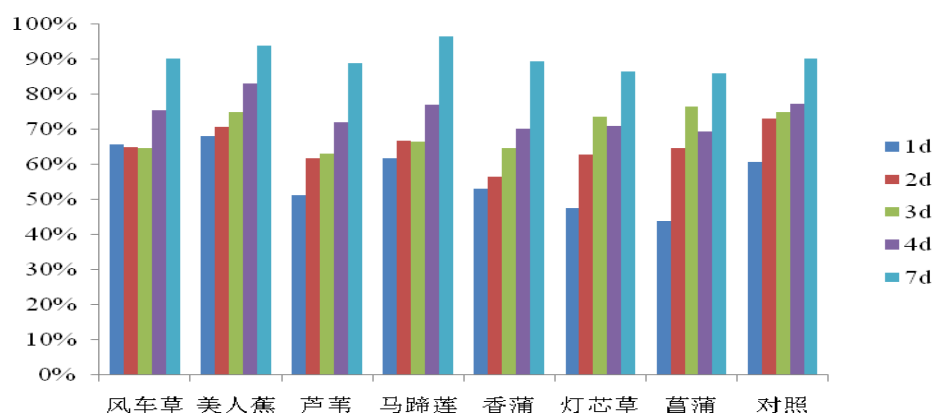


图 3.2 不同植物人工湿地对 TP 的去除率

Fig. 3.2 The TP removal rate in different constructed wetlands

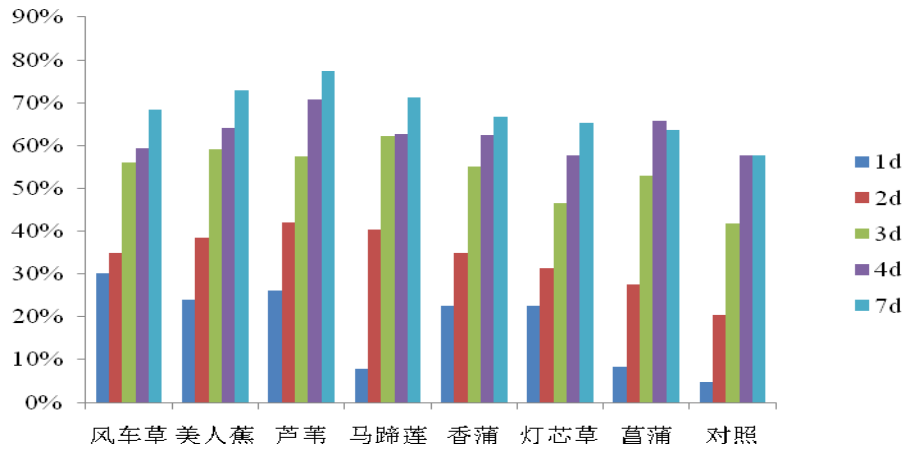


图 3.3 不同植物人工湿地对 TN 的去除率

Fig.3.3 The TN removal rate in different constructed wetlands

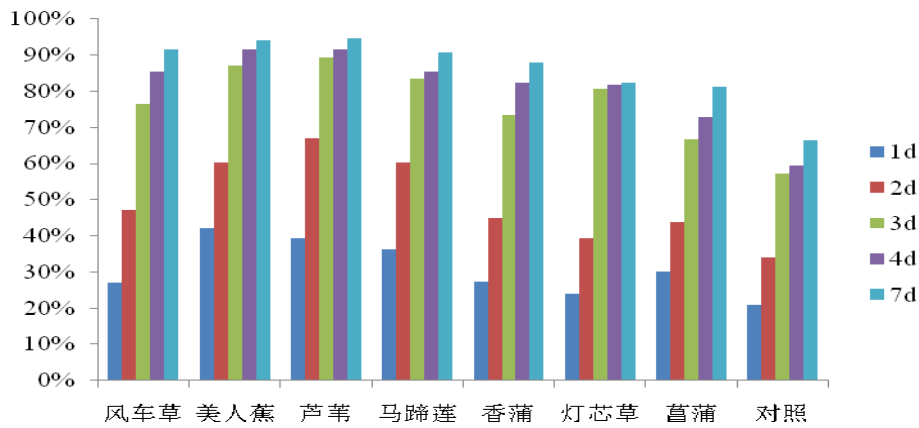


图 3.4 不同植物人工湿地对 NH₃-N 的去除率

Fig. 3.4 The NH₃-N removal rate in different constructed wetlands

② 结果分析

由表 3.2 和图 3.1 可知，各植物人工湿地对有机物的净化效能均随着停留时间的延长而升高，且均高于无植物栽种的空白人工湿地。第 1 天时各植物人工湿地均表现出较好的净化效果，COD 去除率均在 50%以上。除芦苇及空白湿地外，其他 6 组植物湿地对 COD 去除率随时间增加而显著提高，在第 7 天时基本达到 85% 以上，而此时对照组去除率仅为 64%。试验研究结果表明，植物对 COD 的去除发挥了一定的作用，且各植物人工湿地对 COD 的去除效果最好在第 1 天，第一天时风车草、美人蕉、芦苇、马蹄莲、香蒲、灯芯草及菖蒲的 COD 去除率比空白湿地

分别高出 8%、14%、16%、15%、10%、16%、12%，但在第 4 天和第 7 天增加的幅度不大，与前人报道的相一致。

由表 3.3 和图 3.2 可知，植物湿地及空白湿地均对 TP 表现出较好的去除效果，对 TP 的去除率基本随着停留时间的延长而增大，第 4 天均在 70%以上。各植物湿地中以美人蕉、马蹄莲湿地去除效果较好，第 3 天的去除率已达 83%和 75%以上。人工湿地对 TP 的去除是植物吸收、微生物的积累及基质的物理化学作用等三个方面协同作用的结果。本研究空白对照和植物湿地对 TP 的去除均随停留时间的增长而增大，但与空白对照相比较，植物人工湿地系统对 TP 的去除效果并不明显。分析认为，植物的吸收与微生物降解对于磷的去除并非人工湿地去除 TP 主要因素，而基质的物理化学作用才是人工湿地系统除磷的决定性因素，与前人研究结果一致^[56]。不同植物相比较，不同植物湿地之间对 TP 的去除存在差异，美人蕉、马蹄莲第 4 天去除率稍高于对照。缪绅裕^[57]等人的研究表明，不同植物种类及植物体不同部位对磷的吸收能力不同，人工湿地运行一段时间后，植物体各器官含磷量各不相同，依次为叶>根>茎>胚轴。分析认为，美人蕉及马蹄莲的叶片宽大肥厚，对磷的需求量大，有利于磷的吸收去除。

由表 3.4 和表 3.3 可知，随着停留时间的延长，各植物湿地出水 TN 的浓度呈下降趋势。除马蹄莲、菖蒲湿地与空白对照湿地对 TN 的去除率在第 1 天没有显著差异外，其他植物湿地与空白对照具有极显著的差异，其中去除效果最好的为芦苇，在第 7 天的去除率高达 77%。人工湿地对 TN 的去除主要依靠微生物的氨化、硝化和反硝化作用。在植物生长正常的情况下，有植物的湿地比无植物的对照湿地的去除率高些，分析认为主要基于以下原因：湿地植物对各种形式的氮，尤其是硝态氮的吸收利用占很大比例；植物庞大的根系表面附着大量微生物，并创造了利于微生物生长的微环境；植物通过光合作用产生氧气，部分传输至植物根系，在根系周围形成有利于硝化作用的好氧微区；厌氧区内富含的枯枝碎叶含有大量的可利用碳源，提供了反硝化条件；此外，植物根系的生长增大了土壤孔隙率，使水分蒸散和氨氮挥发作用增强。由此可以看出，湿地植物在 TN 去除中起到十分重要的作用。

由表 3.5 和图 3.4 可知，各植物及空白对照的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的出水浓度均低于进水浓度。植物人工湿地对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率在第 3 天后基本保持稳定，美人蕉、芦苇、马蹄莲湿地的去除效果好。 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除效果也是衡量污水处理效果的重要指标。分析认为，氨氮的去除主要取决于植物的供氧能力，美人蕉、芦苇、马蹄莲湿地的去除效果好，这是由于春、夏季芦苇光合作用强，氧传输能力强，有利于 $\text{NH}_3\text{-N}$ 硝化作用进行；美人蕉、马蹄莲此时发芽、繁殖，对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 吸收量大；此外，还包括系统氨氮挥发作用的影响。

3.2 人工湿地植物生长状况分析

3.2.1 植物生长状况分析

试验期间 (2009 年 5 月 2 日至 7 月 8 日)各植物均长势良好。风车草和美人蕉的生长速度最快, 长出大量须根且延伸到箱体底部; 美人蕉和马蹄莲绽放出了美丽的花朵, 灯芯草长势稍差, 叶子末端出现枯黄, 且根系不发达, 至 6 月末时开花及长出蒴果。

各植物株高在试验期内有明显增加。其中, 风车草的植株高度由试验初期的 500mm 长至试验结束时的 800mm; 美人蕉的植株高度由试验初期的 400mm 长至试验结束时的 850mm; 芦苇的植株高度由试验初期的 1000mm 长至试验结束时的 1500mm; 马蹄莲由试验初期 250mm 长到试验结束时的 450mm; 香蒲由 235mm 长至 620mm; 灯芯草由 300mm 长至 500mm; 菖蒲由 450mm 长至 700mm。

试验中, 各植物的生物量均明显增加, 美人蕉和马蹄莲长势最好, 风车草次之。整个试验过程中植物的生物量变化情况如下: 风车草由 95g 长至 390g, 增长率为 311%; 美人蕉由 60g 长至 280g, 增长率为 367%; 芦苇由 70g 长至 204g, 增长率为 191%; 马蹄莲由 80g 长至 380g, 增长率为 375%; 香蒲由 40g 长至 150g, 增长率为 275%; 灯芯草由 40g 长至 124g, 增长率为 210%; 菖蒲由 55g 长至 185g, 增长率为 236%。

3.2.2 污染物去除率与植物生长状况相关性分析

植物在人工湿地污水净化过程中的作用与其生长密切相关, 生长越旺盛, 根系越发达的植株, 其净化污水的能力、输氧和穿透作用越大。本研究中风车草、美人蕉、芦苇、和马蹄莲等植物生长速度较快, 根系发达, 长势良好, 在各项污染物指标中其去除效果均居前列。而香蒲、灯芯草根系稀少, 生长过于缓慢, 对污染物去除效果较差。

3.3 本章小结

通过对进水后第 1 天、第 2 天第 3 天、第 4 天和第 7 天人工湿地出水水质的检测, 结果为各植物湿地对 COD、TP、TN 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除率都随时间的延长而增大, 即第 7 天的去除率最大。对污水中 COD 的去除, 7 种植物湿地的出水水质除芦苇外, 在第 7 天都达到了国家地面水环境质量标准(GB3838-2002)的 V 类水质标准($\leq 40\text{mg/L}$), 以马蹄莲湿地表现较好; 7 种植物湿地对 TP 的去除率有差异, 7 天后, 马蹄莲出水 TP 浓度达到 IV 类水质标准($\leq 0.3\text{mg/L}$), 美人蕉出水 TP 浓度达到 V 类水质标准($\leq 0.4\text{mg/L}$), 其余植物湿地出水 TP 浓度均未达 V 类水质标准; 去除 TN 效果较好的是芦苇湿地和马蹄莲湿地, 但均未达到 V 类水质标准($\leq 2.0\text{mg/L}$); 去除 $\text{NH}_3\text{-N}$ 效果较好的是美人蕉湿地和芦苇湿地, 但均未达到 V 类水质标准

($\leq 2.0\text{mg/L}$)。

试验研究表明,栽有植物的人工湿地对污水处理的效果优于无植物湿地,不同植物湿地对污水的去除率是有差异的,且植物生长的优劣与其对污染物的去除呈正相关。

本研究筛选出对污染物去除效果好的四种植物是风车草、美人蕉、芦苇和马蹄莲。风车草、美人蕉、芦苇和马蹄莲是绿化花卉植物,用其作湿地植物既可美化环境,也可净化污水。而且,不同植物对不同的污染物去除效果不同,如美人蕉、马蹄莲对 TP 的去除效果好,芦苇对 TN 的去除较高,因此,可根据污染物的不同性质来选择适宜的植物,建立适宜的植物群落,从而提高湿地污水处理系统的净化效能。此外,可适当增加植物的种植密度,以提高湿地去污效果。

4 卵石沟处理屋面雨水效能试验研究

卵石沟处理屋面雨水效能试验研究共耗时 6 个月，主要考察水质、水量波动对卵石沟净化能力的影响。

4.1 卵石沟的启动

4.1.1 试验装置

试验装置见图 2.5 和图 2.6。

4.1.2 试验水质

试验进水来自某校区实验大楼雨水立管排出的雨水。试验进水雨水水质见表 4.1。

表 4.1 卵石沟试验进水雨水水质

Table 4.1 Water quality of gravel trench influent

| 指标 项目 | COD (mg/L) | NH ₃ -N(mg/L) | TN (mg/L) | TP (mg/L) | NTU |
|----------|------------|--------------------------|-----------|-----------|----------|
| 范围 | 25~121 | 0.96~6.24 | 1.3~8.5 | 0.1~0.5 | 7.5~10.5 |

4.1.3 试验方法

当达到以下两方面内容时，本试验认为卵石沟启动成功：1) 填料中的微生物、微型动物适应新环境，建立了新的完整的生态系统，参与到水质净化过程中；2) 降雨径流中主要污染物去除效果相对稳定。

卵石沟滤料层是一个生态系统，它的启动方式有两种：自然挂膜启动和接种挂膜启动。本试验选择自然启动，启动试验期间，记录进水和 30min 后卵石沟出水的 COD 和浊度 2 个指标进行了测试分析。

4.1.4 试验结果及分析

① 试验结果

本次启动试验由于降雨不连续的因素限制导致启动时间较长，共耗时 61 天，至 2009 年 4 月 27 日，卵石沟系统出水 COD 和浊度基本达到稳定，至此认为卵石沟系统启动成功。试验进出水 COD 及浊度变化曲线分别见图 4.1 和图 4.2。

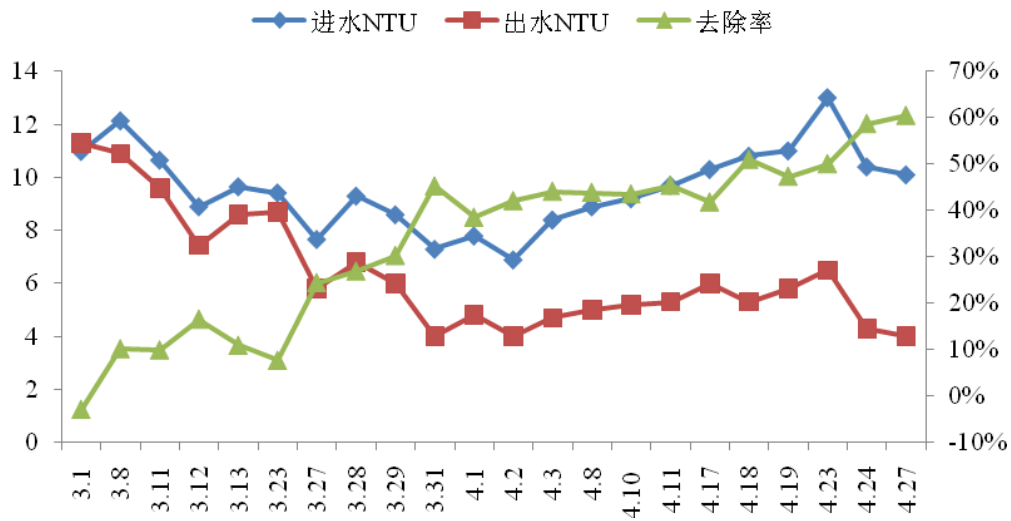


图 4.1 启动试验中 COD 去除效果

Fig. 4.1 COD removal effect of start-up experiment

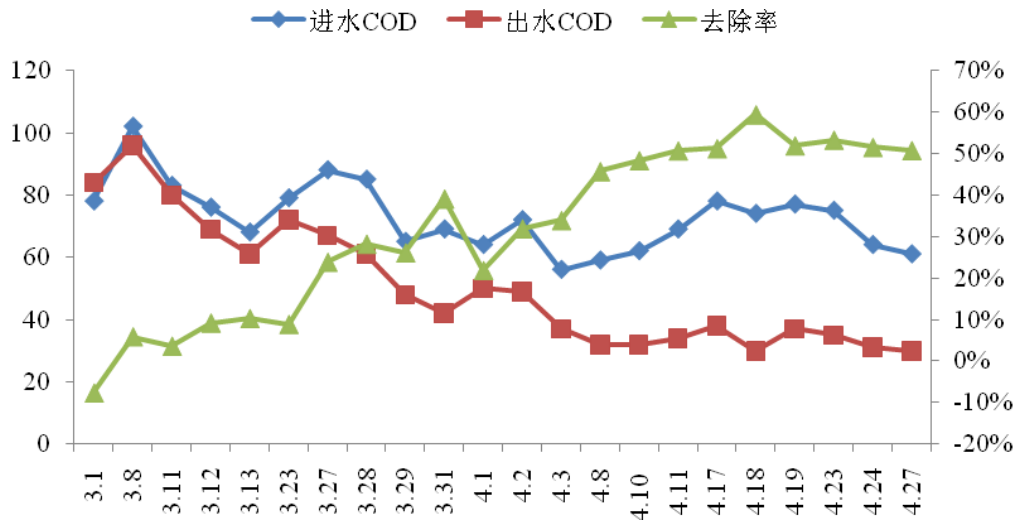


图 4.2 浊度去除效果

Fig. 4.2 Removal effect of turbidity

② 结果分析

由图 4.1 可知,在启动阶段初期,前 3 次降雨的出水 COD 高于或接近进水值,第 3 次降雨以后,出水 COD 值低于进水值,并且随着试验进行,COD 去除率逐渐升高,在 10%~40% 的范围内波动;直到 4 月 8 日,有机物的去除效果逐渐稳定,系统表现出较高的 COD 去除率,出水 COD 达到 40mg/L 以下,COD 去除率在 46%~59% 左右。分析认为,有机物的去除依赖过滤、吸附、生物降解等多种机理,而本试验滤料采用自然启动,进水有机物含量较低,且由于进水不连续的

影响,卵石沟需要经历较长的时间后才能建立完整的微生物生态系统。

由图 4.2 可知,在启动阶段初期,浊度去除率不高,随着试验进行,去除效果逐渐改善,直至启动阶段中后期,卵石沟系统能稳定有效地去除进水中悬浮和胶体物质,浊度的去除率基本稳定在 42%~60%之间,出水值基本稳定在 5NTU 以下。分析认为,卵石沟系统悬浮物质的去除主要依靠物理过滤作用,在启动阶段中后期,生物膜也渐渐形成,减小了系统的空隙率,加强了对无机颗粒的截留,且微生物对悬浮和胶体状有机污染物有较强的吸附、凝聚作用,因此,启动阶段中后期悬浮和胶体物质去除率较高。

4.2 雨水流量对卵石沟处理屋面雨水效能的影响研究

4.2.1 试验装置

试验装置见图 2.5 和图 2.6。

4.2.2 试验水质

试验进水来自重某校区实验大楼雨水立管排出的雨水。试验进水雨水水质见表 4.1。

4.2.3 试验方法

该试验主要考察屋面雨水水量波动对卵石沟净化能力的影响,根据实际降雨量,将 20 次降雨分为三组(即小、中、暴雨^[58]),并测出各降雨类型对应的实际降雨流量($Q_{均}$ 分别为 126ml/s, 232.5ml/s, 324ml/s),试验采集降雨 5min、10min、20min、30min、60 min、120 min 时卵石沟进出水水样,测定 COD、NH₃-N、TP、浊度等指标。

4.2.4 试验结果及分析

① 试验结果

试验结果见表 4.2 和图 4.3~图 4.6。

表 4.2 各流量下平均进出水水质

Table 4.2 Influent and effluent quality of various flows

| 流量 ml/s | 降雨 历时 | COD | | | TP | | | NH ₃ -N | | | 浊度 | | |
|------------|----------|------|------|-------|------|------|-------|--------------------|------|-------|-------|-------|-------|
| | | 进水 | 出水 | 去除率 | 进水 | 出水 | 去除 | 进水 | 出水 | 去除 | 进水 | 出水 | 去除 |
| | | mg/L | mg/L | % | mg/L | mg/L | 率% | mg/L | mg/L | 率% | NTU | NTU | 率% |
| 126 | 5' | 77 | 26 | 66.67 | 0.43 | 0.23 | 46.23 | 5.70 | 3.04 | 46.70 | 31.37 | 12.59 | 59.86 |
| | 10' | 67 | 30 | 55.33 | 0.37 | 0.20 | 45.23 | 4.32 | 2.37 | 45.20 | 27.70 | 10.64 | 61.58 |
| | 20' | 64 | 25 | 60.45 | 0.33 | 0.19 | 42.53 | 3.62 | 2.10 | 42.00 | 24.00 | 10.63 | 55.70 |
| | 30' | 57 | 28 | 50.72 | 0.32 | 0.19 | 40.22 | 3.27 | 1.91 | 41.70 | 19.85 | 8.65 | 56.43 |

| 流量 ml/s | 降雨 历时 | COD | | | TP | | | NH ₃ -N | | | 浊度 | | |
|------------|----------|------|------|-------|------|------|-------|--------------------|------|-------|-------|------|-------|
| | | 进水 | 出水 | 去除率 | 进水 | 出水 | 去除 | 进水 | 出水 | 去除 | 进水 | 出水 | 去除 |
| | | mg/L | mg/L | % | mg/L | mg/L | 率% | mg/L | mg/L | 率% | NTU | NTU | 率% |
| 232.5 | 60' | 49 | 23 | 52.10 | 0.30 | 0.18 | 40.87 | 2.27 | 1.49 | 34.40 | 3.47 | 1.88 | 45.97 |
| | 120' | 46 | 22 | 51.20 | 0.23 | 0.15 | 37.65 | 2.16 | 1.51 | 29.8 | 2.32 | 1.30 | 43.74 |
| | 5' | 74 | 30 | 59.02 | 0.35 | 0.21 | 42.89 | 4.42 | 3.03 | 31.30 | 19.43 | 8.87 | 54.35 |
| | 10' | 62 | 34 | 45.12 | 0.35 | 0.20 | 41.32 | 3.89 | 2.64 | 32.00 | 18.03 | 7.91 | 56.12 |
| | 20' | 60 | 35 | 34.89 | 0.37 | 0.21 | 43.51 | 2.85 | 1.94 | 31.80 | 16.50 | 7.80 | 52.72 |
| | 30' | 56 | 35 | 38.06 | 0.33 | 0.22 | 35.53 | 1.81 | 1.30 | 28.36 | 14.88 | 6.46 | 56.56 |
| 324 | 60' | 47 | 32 | 33.33 | 0.30 | 0.20 | 32.32 | 1.75 | 1.27 | 27.40 | 13.66 | 6.56 | 51.96 |
| | 120' | 40 | 28 | 29.73 | 0.20 | 0.15 | 26.74 | 1.56 | 1.16 | 25.26 | 5.25 | 3.18 | 39.39 |
| | 5' | 32 | 20 | 37.50 | 0.10 | 0.07 | 35.63 | 1.55 | 1.25 | 19.75 | 7.07 | 3.72 | 47.36 |
| | 10' | 28 | 18 | 35.14 | 0.13 | 0.09 | 32.42 | 1.38 | 1.15 | 16.11 | 6.18 | 3.21 | 48.08 |
| | 20' | 24 | 16 | 32.77 | 0.17 | 0.13 | 25.36 | 1.30 | 1.08 | 16.87 | 4.72 | 2.55 | 45.94 |
| | 30' | 23 | 16 | 29.69 | 0.13 | 0.11 | 16.58 | 1.21 | 1.10 | 9.13 | 4.15 | 2.13 | 48.80 |
| | 60' | 18 | 15 | 17.00 | 0.13 | 0.12 | 13.37 | 1.00 | 0.86 | 13.91 | 3.26 | 1.94 | 40.55 |
| | 120' | 11 | 10 | 8.00 | 0.10 | 0.09 | 12.23 | 0.92 | 0.84 | 8.45 | 2.19 | 1.49 | 32.01 |

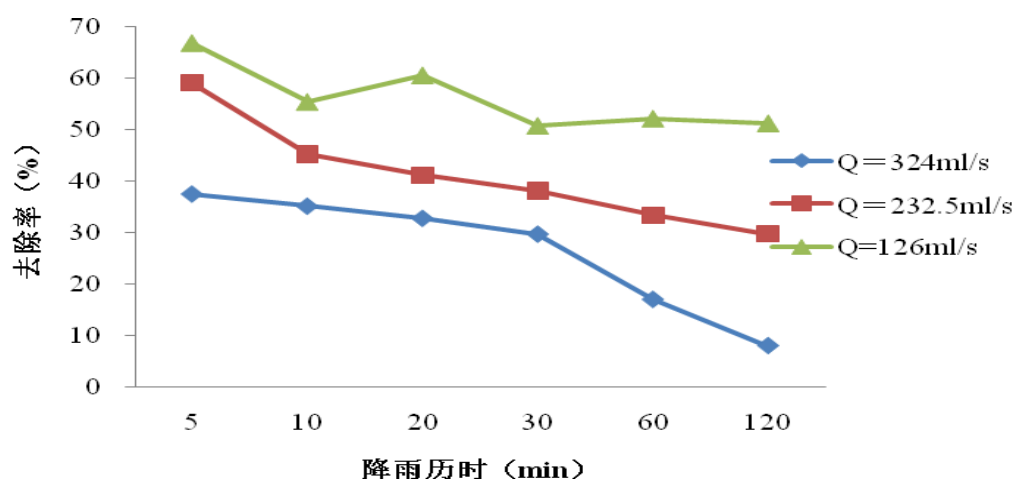


图 4.3 流量对有机物去除效果的影响

Fig.4.3 Effect of flow on organic matters removal

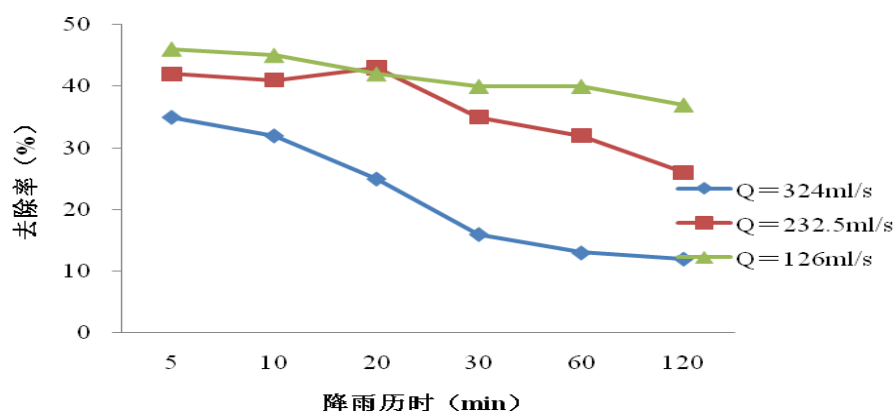


图 4.4 流量对总磷去除效果的影响

Fig.4.4 Effect of flow on TP removal

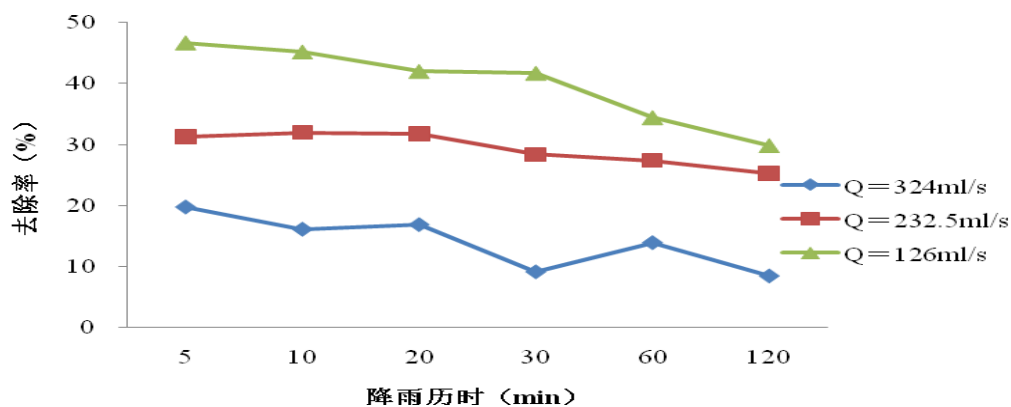


图 4.5 流量对氨氮去除效果的影响

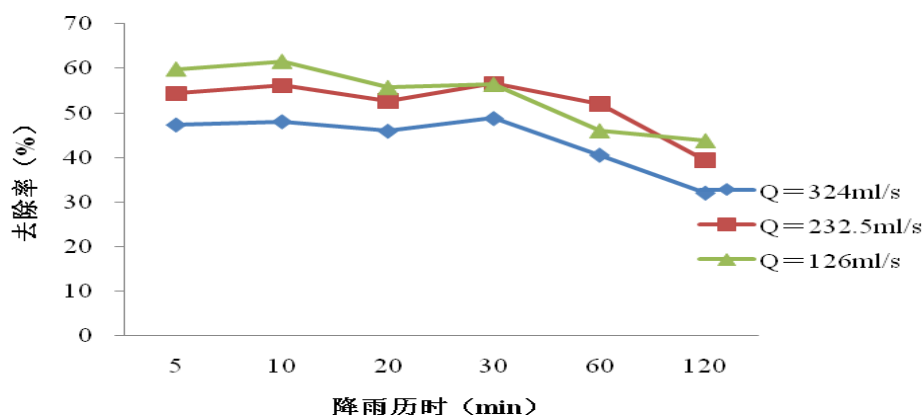
Fig. 4.5 Effect of flow on NH₃-N removal

图 4.6 流量对浊度去除效果的影响

Fig. 4.6 Effect of flow on turbidity removal

② 结果分析

由图 4.3 可知, 小雨 ($Q_{\text{均}}=126\text{ml/s}$) 时, COD 去除率保持在 51.2%~66.7% 之间, 随着流量的增加, COD 去除率存在下降趋势。当暴雨 ($Q_{\text{均}}=324\text{ml/s}$) 时, 试验初期 COD 去除率为 37.6%, 试验后期的 COD 去除率已经降低到 8% 左右。分析认为, 随着流量的增大, 废水在滤料间的流速变大、水力剪切作用加大, 物理沉淀、截滤等作用降低, 而且微生物与废水的接触时间也会减少, 影响可溶性有机污染物的吸收, 因此出水有机物含量增高。

由图 4.4 可知, 小雨 (平均流量 $Q=126\text{ml/s}$) 时, TP 去除率保持在 37%~46% 之间, 去除效果较稳定, 随着流量的增加, TP 去除率明显降低。中雨 (平均流量 $Q=232.5\text{ml/s}$) 时, 总磷去除率保持在 26%~42% 之间, 出现较大波动; 暴雨 (平均流量 $Q=324\text{ml/s}$) 时, TP 的去除率从初期的 35% 降低到后期的 12%。分析认为, 废水中磷的存在形态有溶解态、悬浮态和胶体 3 种, 卵石沟除磷的机理主要有两方面: 一方面是填料对磷的物理截留、吸附及化学沉淀作用; 另一方面是填料、微生物构成的生态系统的生物除磷作用。由于卵石沟系统的水力停留时间较短, 在渗透和侧渗过程中, 废水中的磷主要通过填料表面去除, 因此吸附和沉淀作用就成为卵石沟系统中磷净化的主要因素^[59], 从而导致 TP 的去除率随着雨水流量的增加而降低。

由图 4.5 可见, 随着雨水流量的增大, 氨氮去除率呈现下降趋势; 流量较大时, 氨氮去除率受降雨历时影响较大, 而流量较低时, 去除率较稳定, 波动较小。卵石沟对氨氮的去除主要依靠微生物脱氮。雨水径流中的氮通常以有机氮和氨氮的形式存在。在卵石沟系统中, 有机氮首先被截留或沉淀, 然后在微生物作用下被转化为氨氮。由于填料带有负电荷, 氨氮很容易被吸附^[60], 微生物通过硝化作用将氨氮转化为 NO_3^- 后, 填料又恢复对氨氮的吸附功能。由于填料表层呈好氧状态, 而对流弱的填料面呈现出缺氧, 部分区域甚至呈现厌氧状态。这种微区像多级串联的好氧、缺氧、厌氧单元, 提供了硝化、反硝化反应所需的氧环境, 大量氨氮通过硝化作用去除。因此分析认为造成上述现象原因可能如下: 一方面雨水流量冲击会影响系统的空隙率, 从而降低填料对氨氮的吸附作用; 另一方面流量冲击会加大对生物膜的冲刷, 加速生物膜脱落, 使其保持在比较薄的状态, 从而降低生物硝化能力。

由图 4.6 可见, 卵石沟对浊度物质的去除效果较好。随着雨水流量的增大, 卵石沟对浊度的去除率有所下降, 但随着降雨历时的延长, 去除率下降幅度并不大。分析认为, 卵石沟系统中, 废水呈层流状态流过滤料, 其中的悬浮物质和胶体物质通过沉淀、截滤以及吸附作用得以去除。

4.3 进水水质对卵石沟处理屋面雨水效能的影响研究

4.3.1 试验装置

试验装置见图 2.5 和图 2.6。

4.3.2 试验水质

试验进水来自某校区实验大楼雨水立管排出的雨水。试验进水雨水水质见表 4.1。

4.3.3 试验方法

该试验主要考察屋面雨水水质波动对卵石沟净化能力的影响，将各污染物初期进水浓度分为低、中、高 3 个进水浓度进行试验，采集降雨 5min、10min、20min、30min、1h、2h 时卵石沟进出水水样，测定 COD、NH₃-N、TP、浊度等指标。

4.3.4 试验结果及分析

① 试验结果

② 试验结果见表 4.3 和图 4.7~图 4.10。

表 4.3 各进水浓度下平均进出水水质

Table 4.3 Influent and effluent quality of various influent concentrations

| 进水 浓度 | 降雨 历时 | COD | | | TP | | | NH ₃ -N | | | 浊度 | | |
|----------|----------|------------|------------|----------|------------|------------|----------|--------------------|------------|----------|-----------|-----------|----------|
| | | 进水 mg/L | 出水 mg/L | 去除 率% | 进水 mg/L | 出水 mg/L | 去除 率% | 进水 mg/L | 出水 mg/L | 去除 率% | 进水 NTU | 出水 NTU | 去除 率% |
| 低 | 5' | 29 | 11 | 62.12 | 0.13 | 0.08 | 41.17 | 1.47 | 0.85 | 42.22 | 9.44 | 4.51 | 52.19 |
| | 10' | 21 | 8 | 62.08 | 0.12 | 0.07 | 40.52 | 1.44 | 0.86 | 40.62 | 7.52 | 3.57 | 52.59 |
| | 20' | 19 | 7 | 60.65 | 0.17 | 0.10 | 40.50 | 0.99 | 0.57 | 42.42 | 6.36 | 3.12 | 51.32 |
| | 30' | 17 | 7 | 59.32 | 0.13 | 0.08 | 39.53 | 1.01 | 0.64 | 36.47 | 5.60 | 2.63 | 53.57 |
| | 60' | 14 | 5 | 61.14 | 0.15 | 0.09 | 39.20 | 0.89 | 0.56 | 36.95 | 4.32 | 1.99 | 54.56 |
| | 120' | 17 | 7 | 59.85 | 0.10 | 0.06 | 38.03 | 0.84 | 0.55 | 34.18 | 1.81 | 0.85 | 53.67 |
| 中 | 5' | 55 | 12 | 79.76 | 0.29 | 0.09 | 66.98 | 4.60 | 2.73 | 40.63 | 18.44 | 7.93 | 57.00 |
| | 10' | 47 | 11 | 77.23 | 0.30 | 0.11 | 63.41 | 3.82 | 2.55 | 33.30 | 16.16 | 7.27 | 55.67 |
| | 20' | 44 | 11 | 76.65 | 0.30 | 0.13 | 58.13 | 3.19 | 2.15 | 32.47 | 14.85 | 6.68 | 55.42 |
| | 30' | 43 | 10 | 77.61 | 0.27 | 0.13 | 53.45 | 2.43 | 1.65 | 32.17 | 12.61 | 6.18 | 51.56 |
| | 60' | 30 | 8 | 72.35 | 0.22 | 0.11 | 47.16 | 1.64 | 1.27 | 22.76 | 10.55 | 5.38 | 49.32 |
| | 120' | 27 | 9 | 68.17 | 0.17 | 0.10 | 41.23 | 1.46 | 1.10 | 24.55 | 6.55 | 3.47 | 47.23 |
| 高 | 5' | 99 | 9 | 91.62 | 0.47 | 0.08 | 82.00 | 5.61 | 4.06 | 27.64 | 30.00 | 11.60 | 61.32 |
| | 10' | 90 | 13 | 85.43 | 0.43 | 0.10 | 78.31 | 4.32 | 3.07 | 28.87 | 28.19 | 9.26 | 67.17 |
| | 20' | 85 | 20 | 76.72 | 0.27 | 0.08 | 69.76 | 2.33 | 1.56 | 33.15 | 24.34 | 9.29 | 61.83 |
| | 30' | 76 | 28 | 63.26 | 0.38 | 0.16 | 58.24 | 2.85 | 2.06 | 27.95 | 20.67 | 8.34 | 59.68 |
| | 60' | 70 | 32 | 54.64 | 0.37 | 0.19 | 47.64 | 2.50 | 1.89 | 24.60 | 13.52 | 6.15 | 54.50 |
| | 120' | 70 | 38 | 46.52 | 0.30 | 0.20 | 33.33 | 0.30 | 0.20 | 32.00 | 7.69 | 4.15 | 46.00 |

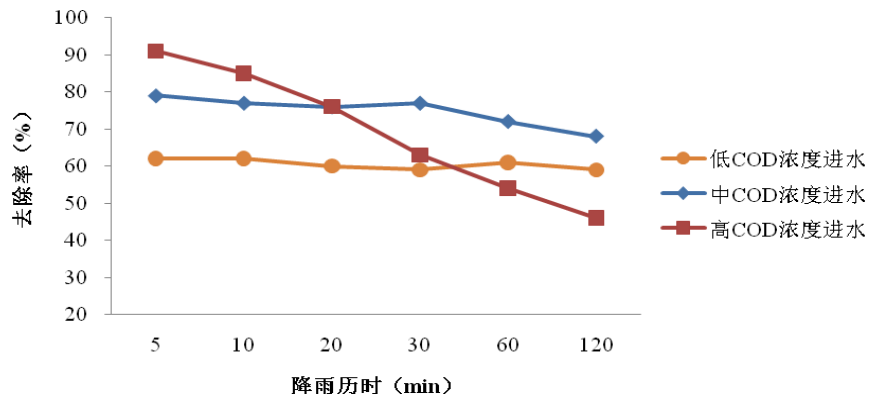


图 4.7 进水水质对有机物去除效果的影响

Fig. 4.7 Effect of influent quality on organic matters removal

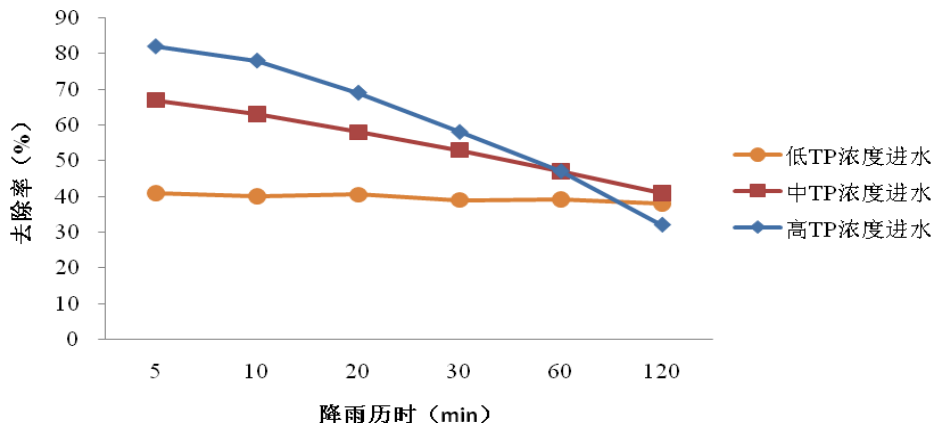


图 4.8 进水水质对总磷去除效果的影响

Fig. 4.8 Effect of influent quality on TP removal

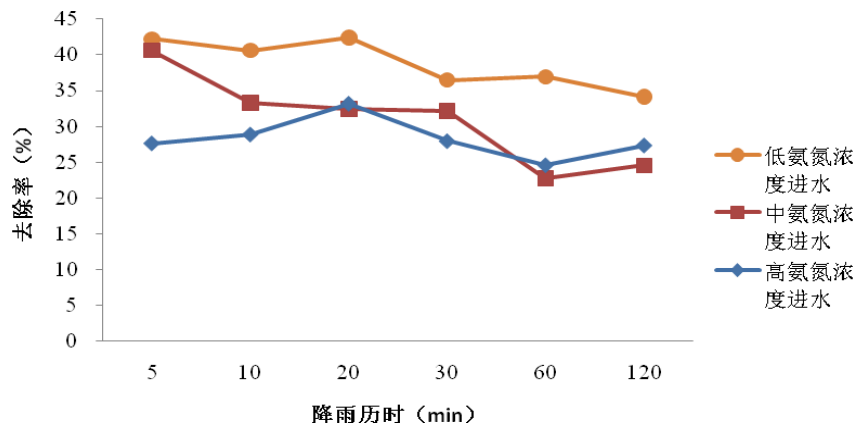


图 4.9 进水水质对氨氮去除效果的影响

Fig. 4.9 Effect of influent quality on NH₃-N removal

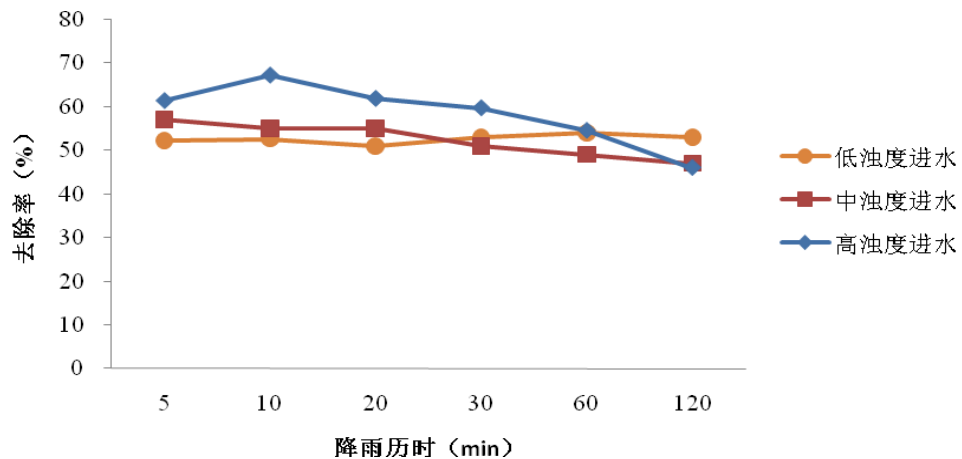


图 4.10 进水水质对浊度去除效果的影响

Fig.4.10 Effect of influent quality on NTU removal

③ 结果分析

由图 4.7 可知, 对于低、中浓度进水 (初期进水平均 COD 分别为 29 mg/L 和 55mg/L), 卵石沟去除有机物的效果波动很小, 低浓度进水时去除率可达 59~62%, 中浓度进水时去除率可达 72~79%, 平均出水值在 15mg/L 以下, 优于地表水 II 类水质; 对于高浓度进水 (初期进水平均 COD=99mg/L), 虽然 COD 去除率较高, 但污染物的绝对量仍不低, 120min 后平均出水值为 38mg/L, 接近地表水 V 类水质上限, 基本不满足回用要求。分析认为, 随着进水 COD 浓度的提高, 导致卵石沟物理沉淀、截滤等作用降低, 而且由于卵石沟微生物系统相对脆弱, 难以短时间处理高浓度污水。

由图 4.8 可知, 卵石沟系统对总磷的去除效果比较理想。对于低浓度雨水 (初期进水 TP=0.13mg/L), 总磷去除率保持在 38%~41%之间; 波动非常小, 去除效果稳定; 当进水 TP 浓度 0.29mg/L 和 0.47mg/L 时, 试验初期的总磷去除率较高, 随降雨历时增加, 去除率呈缓慢下降趋势, 初期进水 TP 浓度=0.47mg/L 时, 120min 后平均出水值为 0.2mg/L, 劣于地表水 V 类水质。分析认为, 废水中磷的存在形态有溶解态、悬浮态和胶体 3 种, 卵石沟除磷的机理主要有两方面: 一方面是填料对磷的物理截留、吸附及化学沉淀作用; 另一方面是填料、微生物构成的生态系统的生物除磷作用。由于卵石沟系统的水力停留时间较短, 因此吸附和沉淀作用就成为卵石沟系统中磷净化的主要因素^[61], 从而导致 TP 的去除率随着雨水 TP 的升高而降低。

由图 4.9 可见, 当初期进水氨氮浓度为 1.5mg/L, 卵石沟对氨氮去除率保持在 34.2%~42.2%之间, 当初期进水氨氮增至 5.6 mg/L 时, 去除率下降至 24.6%~

33.15%之间。分析认为,这和废水在卵石沟内停留时间较短、氨氮在进水中主要为溶解态有关。

由图 4.10 可见,对各种浓度的进水,卵石沟对浊度均具有较高的去除率,去除率均可保持在 47%~67%之间。分析认为,卵石沟系统对废水中的悬浮态物质具有较好的吸附去除能力。

4.4 本章小结

本试验提出的卵石沟系统旨在实现绿色住区屋面雨水的分散处理、回用,控制面源污染,缓解水资源紧缺问题。系统采用生态处理和传统砂石过滤相结合的方式,既强化了处理效果,又增加了系统的美学价值。本章讨论了系统的净化机理,为滤料的选择提供依据。

在 8℃~23℃条件下,采用自然屋面雨水为启动用水、用自然挂膜方式可以成功启动卵石沟系统。系统的启动应选在 3、4 月进行,气候温暖,日照适中,能促进微生物的增长,启动最快。

雨水流量对卵石沟处理屋面雨水效能的影响研究表明,系统对雨水中 COD 去除率保持在 8%~67%之间;TP 去除率可保持在 12%~46%;氨氮去除率为 8.45%~46.7%,浊度去除率保持在 46%~67%之间。随着雨水流量的增大,各污染物去除率均有明显的下降,以 COD 去除率下降趋势最为明显。这说明卵石沟对污染物的去除主要依靠填料的物理截留、吸附和沉淀作用。实际工程中应增加卵石沟长度和减少表面漫流,以增大雨水在卵石沟中的水力停留时间。整体而言,卵石沟处理屋面雨水效果较好,出水能够基本满足回用要求,而且卵石沟没有恶臭,不会滋生蚊蝇,环境效应好。

进水水质对卵石沟处理屋面雨水效能的影响研究表明,对于低浓度进水,卵石沟去除径流污染物的效果很好,试验出水优于地表水 V 类水质;对于高浓度进水,虽然污染物去除率很高,但出水污染物浓度的绝对量仍不低。

5 景观水体水质保障试验研究

景观水体具流动性差、水域面积小、易污染、水环境容量小、水体自净能力低、美学要求高等特点。因此，研究如何延长景观水体的生命周期，对于改善景观水体的水质、控制水污染、提高水资源利用率、改善绿色住区环境、增加其经济价值具有重要的意义。本节主要研究景观水体分别在自然条件下和在中水进水条件下景观水体水质保障效果即对其生命周期的影响。

5.1 景观水体水质自然变化试验研究

5.1.1 试验装置

试验所用景观水池面积约为 23.2m^2 ，平均水深 0.6m ，试验装置见图 2.8。

5.1.2 试验水质

试验用水采用市政给水管网供水。

5.1.3 试验方法

本试验对人工景观水体在自然条件下的水质变化进行连续测定，分析其水质变化规律，探求水质变化原因，进而对研究景观水池水质生态化保障提供可行的技术措施。监测时间段选择为 2009.10.26 日-2009.11.8 日，将市政给水注满景观水池，对景观水体水质变化进行监测，同时监测期间重庆沙坪坝降雨情况，期间重庆沙坪坝仅有的 2 两次降雨分布图见图 5.1。为保证水体水质监测的准确性，选择水池内两个采样点（取样点 1、2）进行观察，如图 5.2 所示，水质指标为两者均值。

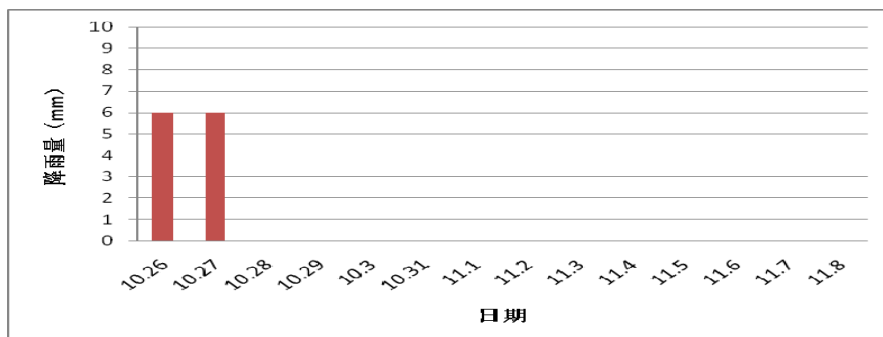


图 5.1 重庆沙坪坝区降雨量分布图（数据来源：重庆市气象局）

Fig. 5.1 Precipitation distribution of Shapingba District, Chongqing

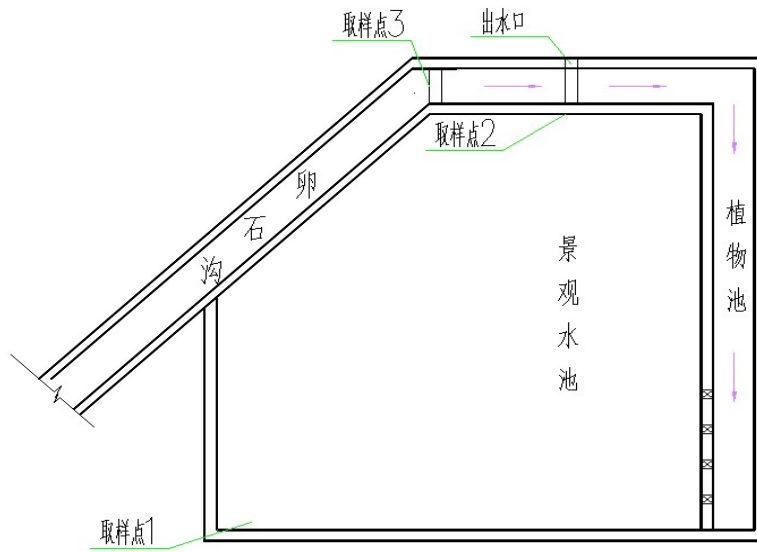


图 5.2 采样点布置

Fig. 5.2 Arrangement of point sampling

5.1.4 试验结果及分析

① 试验结果

试验结果见表 5.1 和图 5.3~5.7

表 5.1 景观水体水质变化

Table 5.1 Water quality of landscape water

| 日期 \ 指标 | COD (mg/L) | NH ₃ -N (mg/L) | TP (mg/L) | NTU |
|---------|-----------------------------|------------------------------|------------------------------|------|
| 10.26 | 7 | 0.23 | 0.02 | 0.3 |
| 10.27 | 10 | 0.26 | 0.04 | 0.7 |
| 10.28 | 13 | 0.30 | 0.05 | 1.09 |
| 10.29 | 15(劣于地表水环境 质量标准 II 类标准) | | 0.07 | 1.31 |
| 10.30 | 17 | 0.41 | 0.08 | 1.58 |
| 10.31 | 20(劣于地表水环境 质量标准 III 类标准) | | 0.1(劣于地表水环境质 量标准 III 类标准) | 1.79 |

| 指标 日期 | COD (mg/L) | NH ₃ -N (mg/L) | TP (mg/L) | NTU |
|----------|---------------|----------------------------------|------------------------------|------|
| 11.1 | 22 | 0.54 | 0.12 | 2.01 |
| 11.2 | 25 | 0.76 | 0.14 | 2.22 |
| 11.3 | 26 | 0.73 | 0.15(劣于地表水环境 质量标准 IV 类标准) | 2.56 |
| 11.4 | 24 | 0.89 | 0.15 | 2.53 |
| 11.5 | 25 | 0.92 | 0.17 | 2.32 |
| 11.6 | 27 | 1.1(劣于地表水环 境质量标准 III 类 标准) | 0.18 | 2.47 |
| 11.7 | 25 | 1.23 | 0.18 | 2.38 |
| 11.8 | 25 | 1.3 | .0.2(劣于地表水环境 质量标准 V 类标准) | 2.6 |

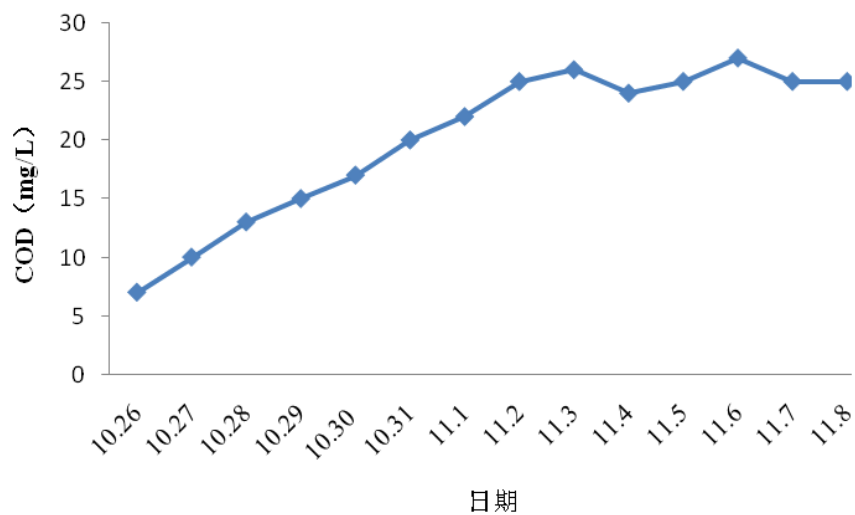


图 5.3 景观水体的 COD 变化

Fig. 5.3 Change of COD

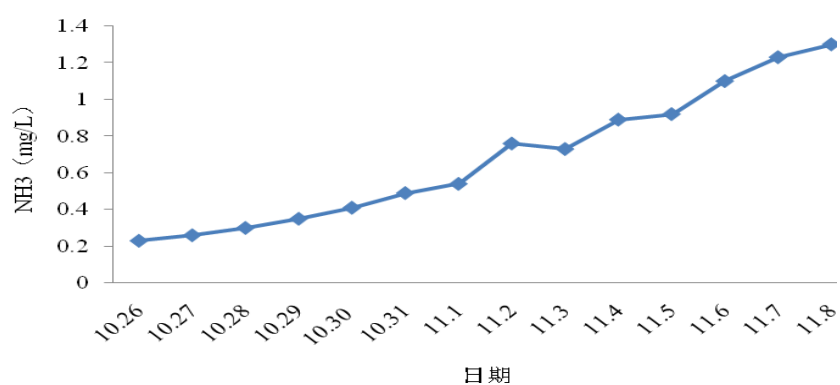


图 5.4 景观水体的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 变化

Fig. 5.4 Change of $\text{NH}_3\text{-N}$

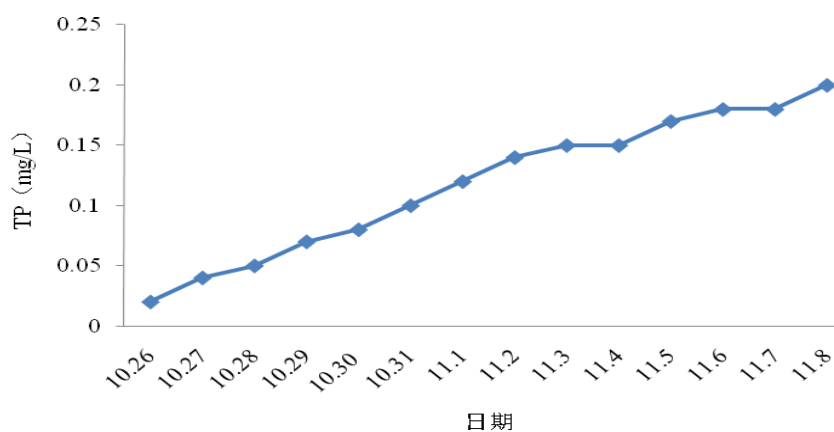


图 5.5 景观水体的 TP 变化

Fig. 5.5 Change of TP

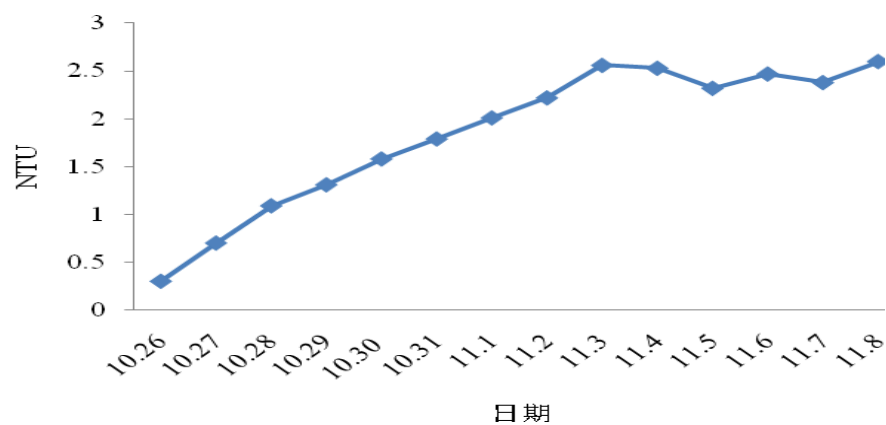


图 5.6 景观水体的 NTU 变化

Fig.5.6 Change of NTU

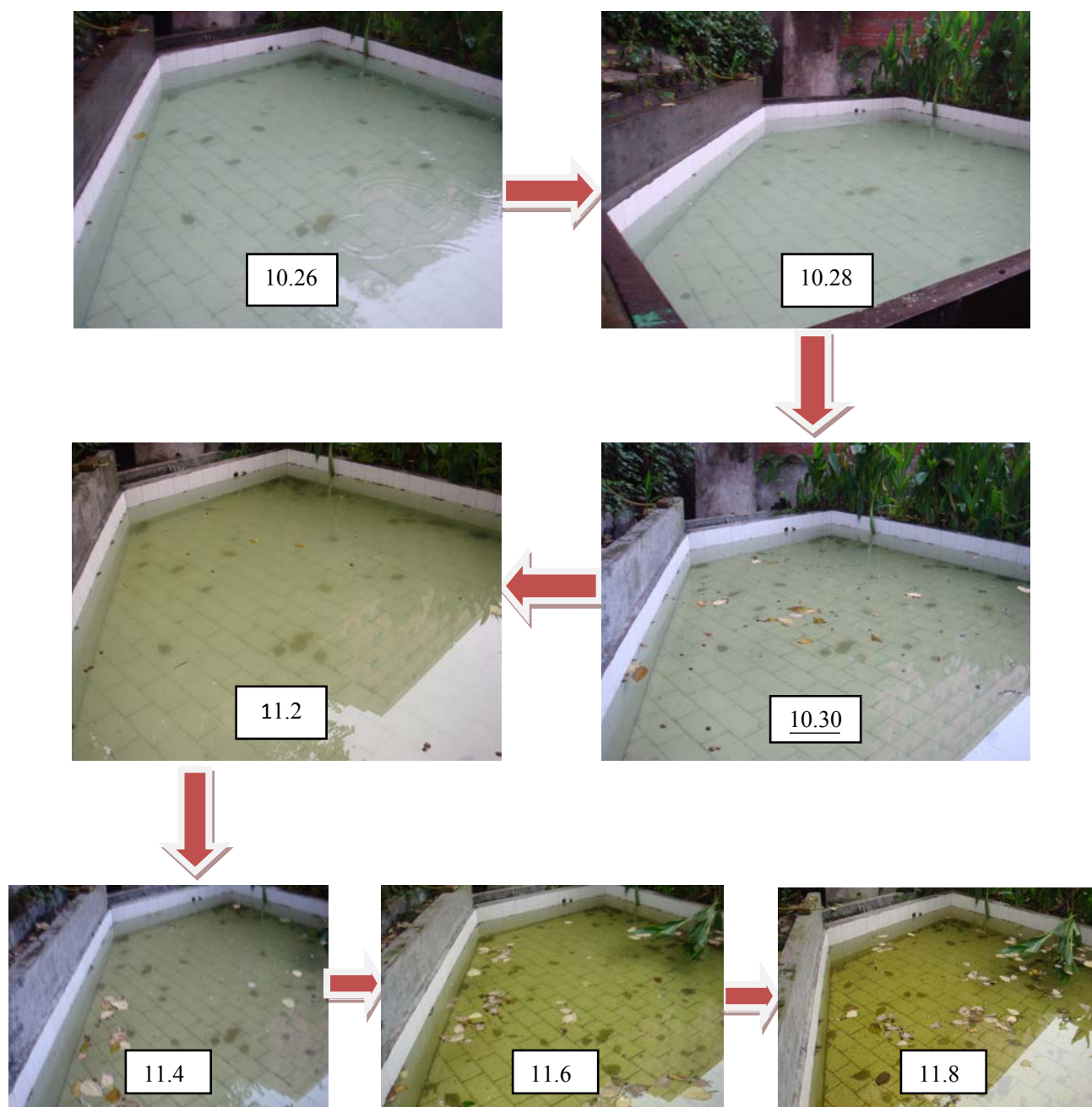


图 5.7 水质表观变化

Fig.5.7 Change of water quality

② 结果分析

由图 5.3 可知，试验初期，由于降雨导致景观水体中 COD 浓度迅速升高，至 26 日时，水体 COD 浓度上升至 7mg/L；10 月 28 日-11 月 3 日期间，水体 COD 浓度上升趋势减缓，至 11 月 3 日时，水体 COD 浓度增高至 26 mg/L；11 月 3 日-11 月 8 日期间，水体 COD 浓度基本保持稳定，在 24 mg/L~27 mg/L 之间波动。分析

认为, 初期雨水径流污染中包含大量有机物, 排入景观水体后导致水体 COD 迅速提高, 随着雨水径流中污染物减少, 对景观水体水质冲击变小, 水质恶化趋势有所改善。10 月 28 日至 11 月 3 日期间的水体 COD 浓度提高与落入水体中的果实、落叶及大气扬尘有关。监测后期, 景观水体开始出现水体自净作用, 处理了一部分污染物, 从而导致水体水质变化趋于平缓。

由图 5.4 可知, 试验初期, 由于降雨导致景观水体 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度迅速升高, 至 26 日时, 水体 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度上升至 0.23mg/L ; 10 月 30 日-11 月 3 日之间时, 水体 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度继续缓慢上升, 这一变化趋势与 COD 基本一致; 监测后期, 即 11 月 4 日-11 月 8 日之间景观水体 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度仍呈逐步上升趋势; 开始监测后的第 12 天, $\text{NH}_3\text{-N}$ 含量劣于地表水环境质量标准 III 类标准。分析认为, 与初期水体 COD 浓度迅速提升一样, $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度的迅速提高同样为初期雨水径流污染所致。同时, 水体中的树叶及果实的腐蚀导致水体 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度的进一步提高。试验后期, $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度变化持续上升的原因可能是前、中期微生物降解 COD 消耗水体溶解氧, 导致试验后期水体出现缺氧状态甚至厌氧状态, 硝化菌无法进行好氧硝化。

由图 5.5 可知, 试验初期, 由于降雨导致景观水体 TP 浓度迅速升高, 至 26 日时, 水体 TP 浓度上升至 0.02mg/L ; 10 月 31 日, 即开始观测第 6 天 TP 含量劣于地表水环境质量标准 III 类标准; 10 月 31 日-11 月 3 日之间时, TP 浓度逐步上升, 显现增加的趋势; 11 月 3 日 TP 含量劣于地表水环境质量标准 IV 类标准, 11 月 8 日 TP 含量劣于地表水环境质量标准 V 类标准。分析认为, 屋面径流所携带的大量含磷物质汇入景观水体, 使初期水体中 TP 浓度升高, 随时间推移, 果实及落叶腐蚀倒是水体 TP 浓度进一步升高, 与此同时, 由于水体的单一环境无法实现聚磷菌去除磷酸盐所需的好氧/厌氧交替环境, 导致水体 TP 无法去除, 持续积累。

由图 5.6 可知, 当连续两天降雨 (10 月 26、27 日) 后, 湖水中悬浮物有所增加, 水质曲线出现向上趋势; 10 月 28 日-11 月 3 日之间, NTU 数值呈持续向上趋势, 且增幅变小; 11 月 3 日-11 月 8 日之间, NTU 数值缓慢波动上升趋势。分析认为, 雨水径流携带大量悬浮固体进入水体, 是 NTU 数值升高现象的原因, 可以将 NTU 出现上升曲线看作是屋面径流污染正在水体中进行扩散作用, 景观水体附近的植物枝叶大量掉落, 连带上面的灰尘颗粒进入了景观水体中, 导致 NTU 数值继续增加, 监测后期, 景观水体出现的水体自净作用及部分悬浮物沉淀于景观水池池底导致 NTU 数值变化趋于平缓。

③ 污染物来源分析

通过对景观水池附近的观察和在水质监测中的各种情况分析, 我们可以了解到人工水体中污染物的来源主要集中在以下几个方面:

1) 景观水体的四周一般都会栽种很多草坪、花卉和树木, 并饲养一些鱼类用以增加水体的观赏性, 但是当动植物走向衰败时候, 植物枝叶和鱼类尸体等污染物会对水体产生大量营养物和蛋白质, 同时植物枝干上附带的大气降尘也随之

进入到水体中，维护不到位的时候这些植物死亡残体增加并在水质腐化，最后造成氨氮浓度的升高及浊度激增。

2) 蓝绿藻的入侵，蓝绿藻对人工水体有很大威胁。由于其孢子可通过空气传播，因此它们可能生长在任何有水的地方。景观水体的有效深度只有 0.6 米左右，这种条件有助于藻类的光合作用，使得藻类大量繁殖。藻类过快的繁殖速度，消耗大量的溶解氧，而当藻类死亡后，它的蛋白质会分解，并产生有毒物质，对待蓝绿藻要足够重视。

3) 蚊蝇幼虫的入侵。由于景观水体流动性较差，导致大量蚊蝇滋生，对景观水体的观赏性造成破坏。

5.2 中水进水对景观水体水质保障影响试验研究

5.2.1 试验装置

景观水体水质生态保障试验研究系统装置分为四部分：人工湿地系统（灰水处理）、植物池系统（综合处理）及景观水池系统。试验流程见图 5.8。反应器整体布置见图 2.8。

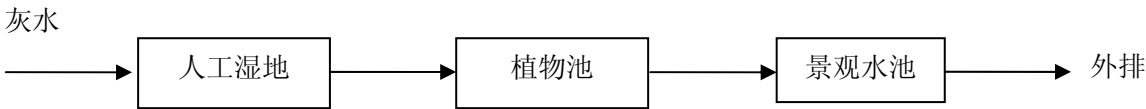


图 5.8 试验流程图

Fig. 5.8 Experiment process

5.2.2 试验水质

试验灰水为简易处理后生活污水，具体水质见表 5.2

表 5.2 试验进水灰水水质

Table 5.2 Water quality of influent

| 项目 | 指标 | COD (mg/L) | TP (mg/L) | TN (mg/L) | NH ₃ -N(mg/L) | NTU |
|----|----|------------|-----------|-----------|--------------------------|------------|
| | 范围 | 58~306 | 1.6~5.4 | 18.7~65.7 | 11.7~60.3 | 15.06~34.8 |

5.2.3 试验方法

本节试验通过改变人工湿地进水水质从而调节景观水池进水中水水质，从而达到研究中水水质变化对景观水池生命周期影响的目的。试验共拟定人工湿地进

水 3 个水力负荷，分别为 $0.1\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 、 $0.15\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 、 $0.2\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ ，在同一负荷下重复试验 3 次，监测景观水体水质变化情况，从人工湿地出水进入景观水体到水体某一项水质指标劣于地表水环境质量标准 V 类标准时，认为该水体生命周期结束。为保证水体水质监测的准确性，选择水池内两个采样点（取样点 1、2）进行观察，如图 5.2 所示，水质指标为两者均值。

启动过程中，分别对人工湿地填料上的生物膜和出水进行了生物相观测。生物膜上以大量的细菌为主，主要以菌胶团的形式存在。另外，还发现了各种藻类和草履虫、等枝虫以及线虫等微型动物。在出水中，除镜检发现轮虫、线虫等后生动物外，还发现了肉眼可见的丝状沙虫及一些软体小虫。由此可见，湿地床内生物相十分丰富，而且已经建立了一个较完整的食物链系统。启动后期，湿地中的风车草和美人蕉也呈现良好的长势。

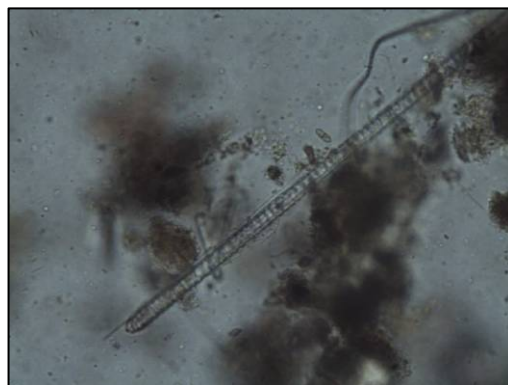
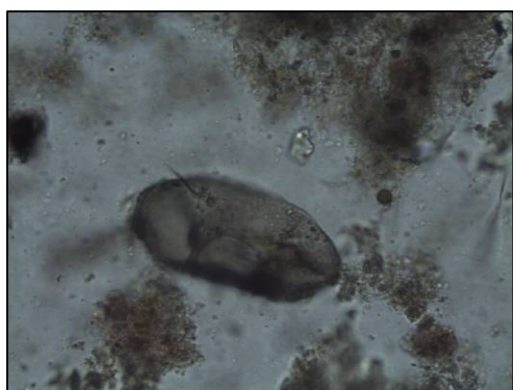


图 5.9 生物膜生物相

Fig.5.9 Biology photograph of biofilm



图 5.10 美人蕉根系

Fig. 5.20 Canna rootstalk stems



图 5.11 风车草根系

Fig. 5.11 Cyperus alternifolies stems

5.2.4 试验结果及分析

① 试验结果

试验运行工况及进出水质均值见表 5.3，景观水体水质变化情况见表 5.4-5.6。

表 5.3 试验运行工况及进出水质

Table 5.3 Running condition and water quality of in/out

| 人工湿地水力负荷 | 湿地进水流量 | 湿地进水水质 | 湿地出水水质 |
|---------------------------------------|----------------------|-------------|-------------|
| 0.10m ³ /m ² ·d | 1m ³ /d | 157.57 mg/L | 75.00 mg/L |
| 0.15m ³ /m ² ·d | 1.4m ³ /d | 92.33 mg/L | 32.67 mg/L |
| 0.20m ³ /m ² ·d | 1.86 ³ /d | 276.50 mg/L | 128.38 mg/L |

表 5.4 试验运行工况 0.10m³/m²·d 时水体水质变化

Table 5.4 Water quality of landscape water at 0.10m³/m²·d

| 日期 (6.3 进) | 天气 | 指标 | 植物池进 | 植物池出 | 水池内 |
|------------|--|--------------------|------|------|-------|
| 6.5 | 晴 平均气温: 30 °C | COD | 101 | 58 | 7 |
| | | TP | 1.3 | 0.4 | 0 |
| | | TN | 28.6 | 14.4 | 0.4 |
| | | NH ₃ -N | 20.8 | 5.8 | 0.12 |
| | | DO | 1.71 | 1 | 5.51 |
| | | NTU | 12.5 | 8.11 | 0.71 |
| 6.7 | 中雨 平均气温: 26 °C 降雨量: 86m ³ | COD | 47 | 15 | 11 |
| | | TP | 1.6 | 0.5 | 0.05 |
| | | TN | 27.6 | 18.5 | 0.6 |
| | | NH ₃ -N | 21.1 | 4.7 | 0.2 |
| | | DO | 1.9 | 0.8 | 6.1 |
| | | NTU | 9.79 | 7.97 | 0.735 |
| 6.9 | 中雨 平均气温: 22 °C 降雨量: 69m ³ | COD | 45 | 13 | 12.5 |
| | | TP | 1.3 | 1 | 0.06 |
| | | TN | 25.8 | 18.6 | 0.7 |
| | | NH ₃ -N | 19.7 | 5.1 | 0.4 |
| | | DO | 1.68 | 0.68 | 5.7 |
| | | NTU | 9.87 | 8.84 | 0.985 |
| 6.11 | 中雨 平均气温: 22 °C 降雨量: 70m ³ | COD | 57 | 48 | 14 |
| | | TP | 1.2 | 0.4 | 0.11 |
| | | TN | 34 | 15.4 | 0.95 |
| | | NH ₃ -N | 21.7 | 5.6 | 0.65 |
| | | DO | 1.74 | 0.96 | 5.6 |

| 日期 (6.3 进) | 天气 | 指标 | 植物池进 | 植物池出 | 水池内 |
|------------|------------------|--------------------|------|------|-------|
| 6.13 | 晴 平均气温: 24°C | NTU | 9.77 | 9.65 | 1.08 |
| | | COD | 157 | 29 | 14.5 |
| | | TP | 0.8 | 0.4 | 0.14 |
| | | TN | 42 | 21.5 | 1.1 |
| | | NH ₃ -N | 26.9 | 8.07 | 0.73 |
| | | DO | 1.78 | 1.2 | 5.4 |
| | | NTU | 6.87 | 5.21 | 1.54 |
| 6.15 | 晴, 平均气温: 26°C | COD | 20 | 9 | 20.5 |
| | | TP | 0.9 | 0.4 | 0.15 |
| | | TN | 23.8 | 17.4 | 1.45 |
| | | NH ₃ -N | 21.5 | 5.6 | 1 |
| | | DO | 1.67 | 1.22 | 5.29 |
| | | NTU | 6.98 | 6.35 | 1.63 |
| 6.17 | 晴 平均气温: 26°C | COD | 16 | 15 | 33.5 |
| | | TP | 2 | 1.1 | 0.21 |
| | | TN | 26.5 | 14.8 | 1.55 |
| | | NH ₃ -N | 17.5 | 7.8 | 1.15 |
| | | DO | 1.76 | 1.14 | 4.76 |
| | | NTU | 6.8 | 5.17 | 1.685 |

表 5.5 试验运行工况 0.15m³/m²·d 时水体水质变化Table 5.5 Water quality of landscape water at 0.15m³/m²·d

| 日期 (7.26 进) | 天气 | 指标 | 植物池进 | 植物池出 | 水池内 |
|-------------|---------------------|--------------------|------|------|-------|
| 7.28 | 晴 平均气温: 26 °C | COD | 29 | 11 | 6.5 |
| | | TP | 0.8 | 0.4 | 0 |
| | | TN | 25.2 | 6.9 | 0.3 |
| | | NH ₃ -N | 16.5 | 4.9 | 0.2 |
| | | DO | 1.53 | 2.7 | 5.82 |
| | | NTU | 6.9 | 2.87 | 0.915 |
| 7.30 | 晴, 平均气温: 30 °C | COD | 27 | 7 | 9.5 |
| | | TP | 0.8 | 0.3 | 0.06 |
| | | TN | 19.7 | 7.84 | 0.65 |
| | | NH ₃ -N | 15.4 | 4.21 | 0.25 |
| | | DO | 1.73 | 2 | 5.62 |
| | | NTU | 6.32 | 1.98 | 1.095 |
| 8.1 | 晴, 平均气温: 28 °C | COD | 26 | 11 | 13.5 |
| | | TP | 0.7 | 0.4 | 0.09 |
| | | TN | 21.8 | 10.2 | 0.85 |
| | | NH ₃ -N | 14.3 | 5.8 | 0.52 |

| 日期 (7.26 进) | 天气 | 指标 | 植物池进 | 植物池出 | 水池内 |
|-------------|--|--------------------|------|------|-------|
| 8.3 | 中雨, 平均气温: 27 °C, 降雨量: 99m ³ | DO | 1.83 | 1.3 | 5.57 |
| | | NTU | 5.52 | 1.83 | 1.64 |
| | | COD | 22 | 14 | 22.5 |
| | | TP | 0.8 | 0.3 | 0.13 |
| | | TN | 21.5 | 11.2 | 1.25 |
| | | NH ₃ -N | 12.8 | 4.8 | 0.9 |
| | | DO | 1.56 | 1.21 | 5.43 |
| | | NTU | 5.54 | 2.09 | 1.79 |
| | | COD | 21 | 13 | 35.5 |
| | | TP | 0.8 | 0.4 | 0.15 |
| 8.5 | 晴, 平均气温: 27 °C | TN | 21.6 | 10.9 | 1.55 |
| | | NH ₃ -N | 17.6 | 5.6 | 1.23 |
| | | DO | 1.65 | 1.24 | 5.1 |
| | | NTU | 5.86 | 3.01 | 1.895 |
| | | COD | 23 | 12 | 39 |
| | | TP | 0.6 | 0.3 | 0.2 |
| 8.7 | 晴, 平均气温: 29 °C | TN | 21.7 | 9.8 | 1.75 |
| | | NH ₃ -N | 17.4 | 4.43 | 1.3 |
| | | DO | 1.69 | 1.32 | 4.67 |
| | | NTU | 6.31 | 2.97 | 2.02 |

表 5.6 试验运行工况 0.20m³/m²·d 时水体水质变化Table 5.6 Water quality of landscape water at 0.20m³/m²·d

| 日期 (9.13 进) | 天气 | 指标 | 植物池进 | 植物池出 | 水池出水 |
|-------------|----------------|--------------------|-------|------|------|
| 9.15 | 晴, 平均气温: 24 °C | COD | 43 | 15 | 13.5 |
| | | TP | 0.5 | 0.2 | 0.01 |
| | | TN | 15.2 | 5 | 0.4 |
| | | NH ₃ -N | 13.38 | 4.1 | 0.23 |
| | | DO | 2.11 | 2.56 | 6.15 |
| | | NTU | 3.8 | 1.6 | 0.94 |
| 9.17 | 晴, 平均气温: 26 °C | COD | 31 | 20 | 19.5 |
| | | TP | 0.9 | 0.3 | 0.09 |
| | | TN | 15.4 | 6.78 | 0.85 |
| | | NH ₃ -N | 14.4 | 5.12 | 0.45 |
| | | DO | 1.82 | 2.34 | 5.93 |
| | | NTU | 6.76 | 2.01 | 1.12 |
| 9.19 | 晴, 平均气温: 26 °C | COD | 26 | 24 | 25.5 |
| | | TP | 0.7 | 0.4 | 0.15 |
| | | TN | 21.8 | 10.2 | 1.2 |

| 日期 (9.13 进) | 天气 | 指标 | 植物池进 | 植物池出 | 水池出水 |
|-------------|---------------|--------------------|-------|------|------|
| 9.21 | 小雨，平均气温：20 °C | NH ₃ -N | 16.14 | 9.87 | 0.7 |
| | | DO | 1.89 | 1.32 | 4.74 |
| | | NTU | 3.13 | 1.82 | 1.81 |
| | | COD | 46 | 32 | 27.5 |
| | | TP | 0.8 | 0.4 | 0.21 |
| | | TN | 12.7 | 11.2 | 1.45 |
| | | NH ₃ -N | 9.85 | 8.8 | 0.87 |
| | | DO | 1.67 | 1.43 | 3.95 |
| | | NTU | 3.76 | 4.12 | 2.98 |

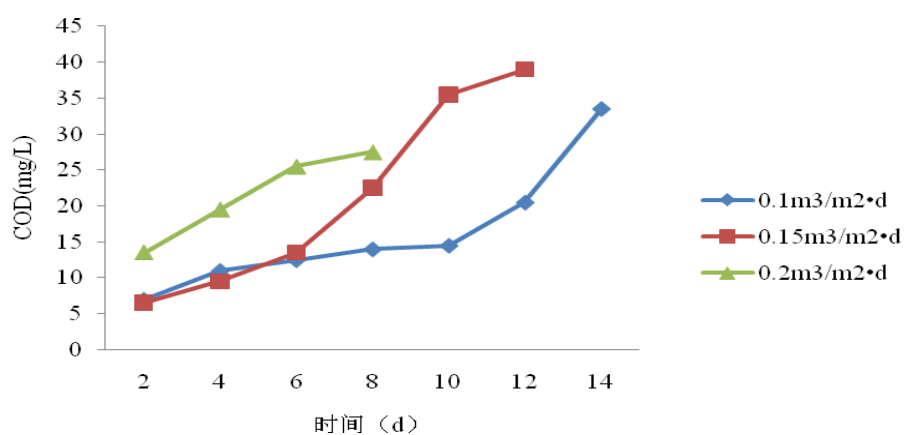


图 5.12 景观水体的 COD 变化

Fig.5.12 Change of COD

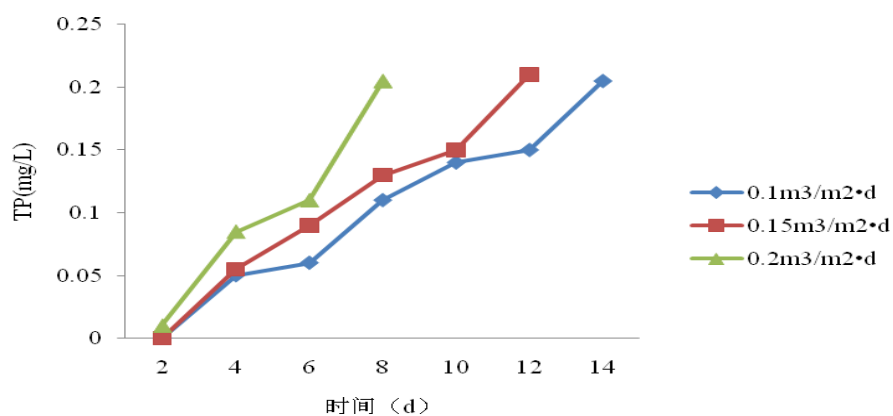


图 5.13 景观水体的 TP 变化

Fig.5.13 Change of TP

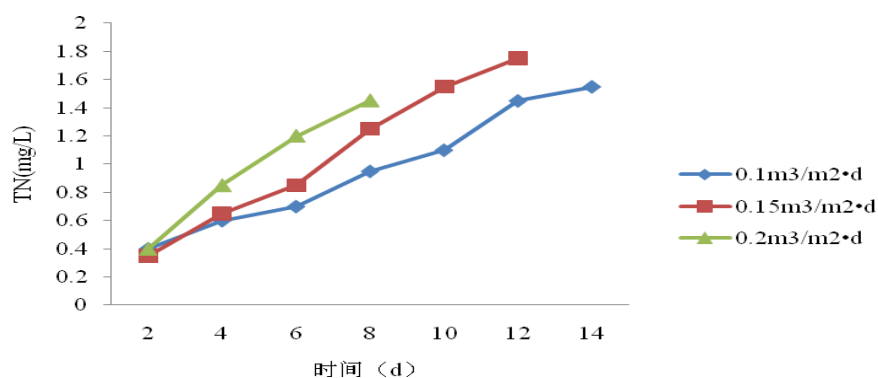


图 5.14 景观水体的 TN 变化

Fig. 5.14 Change of TN

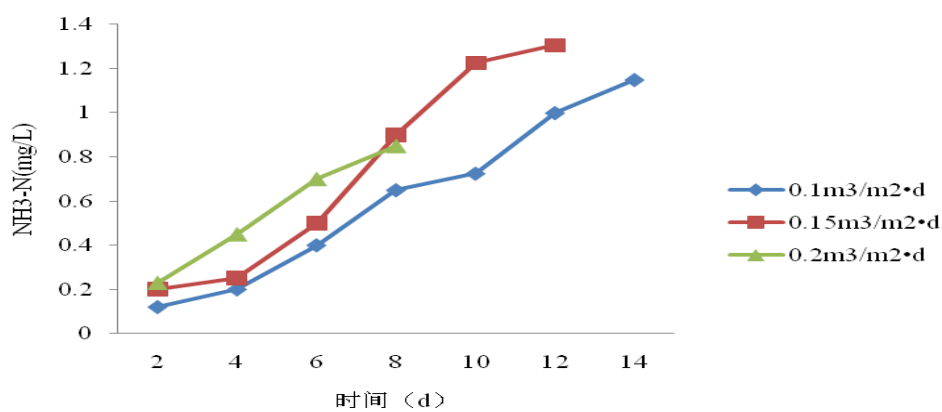


图 5.15 景观水体的 NH₃-N 变化

Fig.5.15 Change of NH₃-N

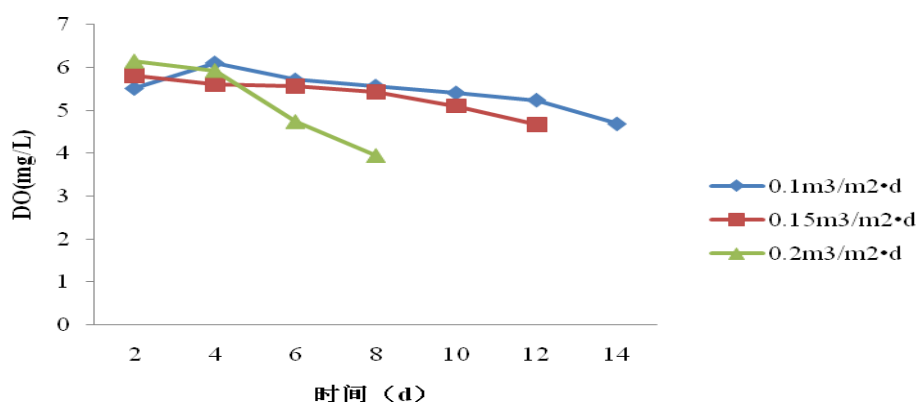


图 5.16 景观水体的 DO 变化

Fig.5.16 Change of DO

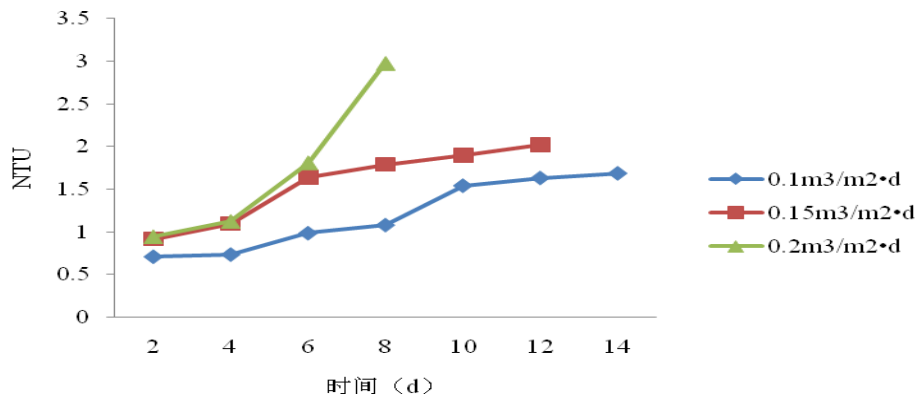


图 5.17 景观水体的 NTU 变化

Fig.5.17 Change of NTU

② 结果分析

由图 5.12~5.17 可知景观水体的生命周期随着人工湿地的水力负荷提高而缩短,当水力负荷为 $0.10\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 时,生命周期为 14d,当水力负荷为 $0.15\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 时,生命周期为 12d,当水力负荷提高至 $0.20\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 时,生命周期缩短为 8d;景观水体中的 COD、TP、TN、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 及 NTU 均随着负荷的提高迅速积累,而水体中的 DO 则随着负荷的提高迅速下降;由图 5.10 可知,TP 为景观水体水质恶化最快的指标,在水力负荷为 $0.10\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 时,14d 水质 TP 劣于地表水环境质量标准 V 类标准,在水力负荷为 $0.15\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 时,12d 水质 TP 劣于地表水环境质量标准 V 类标准,在水力负荷为 $0.20\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 时,8d 水质 TP 即劣于地表水环境质量标准 V 类标准。从感观性状来看,水体的水质逐渐变差:试验初期引入的市政给水清澈见底,随试验时间的推移,水中可见有藻类生成并迅速增多,透明度变差,究其原因,由于人工湿地处理过的回用水氮磷浓度依然较高,容易造成藻类爆发、水质恶化的情况。水体浊度由于藻类的滋生而增大,这与感观透明度的降低是一致的。同时,水体中出现大量浮游动物并滋生蚊蝇幼虫。

分析认为,对于景观水体的生命周期随着人工湿地的水力负荷提高而缩短,但在水力负荷为 $0.10\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 和 $0.15\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 生命周期并无太大差别,说明景观水体净化及自我修复能力较弱,无法在高浓度进水条件下长期运行,但对于低浓度进水水质适应性则较强,具有一定纳污能力。相对与其他指标,TP 做为景观水体水质恶化最快的指标,进一步说明水体的单一环境无法实现聚磷菌去除磷酸盐所需的好氧/厌氧交替环境,导致水体 TP 无法去除,持续积累。

综合以上分析可以认为,人工湿地水力负荷在 $0.15\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 时,景观水体水质变化较缓,水体生命周期延长,色、嗅等感官性状易接受,因此,推荐 $0.15\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$

为人工湿地最佳运行工况。

5.3 降雨径流对景观水体水质保障影响试验研究

5.3.1 降雨径流污染源特征分析及对地表水体水质影响

地表径流中的污染物主要来源为降雨对城市地表的冲刷,因此,城市地表沉积物是地表径流中污染物的主要来源。城市地表沉积物的组成决定了城市地表径流污染物的性质。城市地表沉积物包含众多污染物质,有固体废物碎屑(城市垃圾、动物粪便、城市建筑施工场地的堆积物)、化学药品(草坪施用的化肥农药)、空气沉降物和车辆排放物等。具有不同土地使用功能的城市地表,其沉积物的来源不同^[62]。

屋面、路面和绿地是城市主要的下垫面类型,当暴雨产生时,下垫面(主要是屋面和路面)上大量污染物在雨水的冲刷下随径流一起进入受纳水体,对城市生态环境构成严重威胁。根据文献报导^[63],城市降雨径流中含有悬浮物、耗氧物质、营养物质、有毒物质、油脂类物质等多种污染物。这些污染物随径流进入,造成水体污染。径流污染物的排放特征为表现为晴天累积,雨天排放。

城市下垫面的不同对径流水质的影响较大。Gromaire^{[64][65]}对巴黎“Marais”集水区的屋面、庭院和街道径流水质进行了监测,发现屋面径流重金属污染大于COD、BOD₅和SS;庭院和街道径流污染主要表现为SS和COD。Legret^[66]和Sansalone^[67]指出道路雨水径流中含有大量SS、碳氢化合物和重金属等而且COD较高。Chang^{[68][69]}认为屋面径流Zn和Cu污染超标严重,而车武^[70]的研究则得出屋面径流主要是COD和SS污染,TN、TP、重金属和无机盐等浓度则较低。绿地汇集的雨水径流,由于植物、土壤的吸收截纳作用,一般水质较好。但如果绿地植被覆盖较差,或呈半裸露状态,暴雨也容易冲刷出大量泥沙,对管道系统、水体和雨水回灌设施有很大的危害,应通过与处理设施去除。如果绿地或植被带被施用过多的化肥和农药,一些污染物也会随着雨水带出,进入受纳水体,从而对水体产生污染。

影响城市下垫面径流污染的因素包括:降雨强度、降雨量、降雨历时、降雨时间间隔、交通流量、清扫及维护状况等^[71]。降雨强度决定着冲刷下垫面污染物的能量的大小;降雨量决定着稀释污染物的水量;降雨历时决定着污染物在降雨期间累积于下垫面的时间长短;降雨历时和路面清扫的频率及效果影响着晴天时在下垫面累积的污染物的数量。

地表径流中污染物的种类、浓度及雨水排放量是决定地表水体影响程度的主要因素。降雨状况及气候状况决定着雨水排放量的大小,集雨流域的特点和功用决定着排放的污染物种类和浓度。如,城市合流制排水系统雨天溢流中的污染物

主要是与生活污水有关的耗氧污染物和病原微生物；路面径流中污染物主要是与汽车交通有关的 SS、重金属和来自汽车尾气的由于燃料的不完全燃烧而产生的有毒有机物 PAHs(多环芳烃)等；屋面径流水质则与屋面材料和非降雨期屋面大气沉降物积累等因素具有很大关系，沥青油毡类屋面比水泥砖、瓦质类屋面的污染量高许多倍，房顶材料老化和夏季高温曝晒，都会使径流中的污染物浓度显著升高，色度变大^[72]，径流主要污染物为 COD 和 SS，沥青油毡屋面初期雨水中的 COD 浓度可高达上千^[73]。除集雨流域的特点和功用外，接纳水体的自然特点和尺寸规模也决定了其同化径流污染物的能力和其设计用途是否会因之改变^[74]。

对接纳水体水质的影响是城市地表径流污染研究的重要组成部分。国外于 20 世纪 70 年代初就开始了这方面的研究。根据 Brian 等^[75]的研究结果，1995 年苏格兰海岸水的污染物来源见表 5.6，其中氨氮输入竟高达 91.4%，另外两种可能来源于车辆或与城市道路径流有关的金属铅和镉的输入也高达 71.0%~77.4%和 77.1%~94.8%。

表 5.6 苏格兰海岸水的污染物来源于面源污染的百分数

Table 5.6 The percent of scotland coast pollution from non-point pollution

| 污染物 | 百分数% | 污染物 | 百分数% |
|-----|-----------|--------------------|-----------|
| Hg | 73.3~93.5 | G-HCH | 58.0~74.5 |
| Cd | 77.1~94.8 | NO ₃ -N | 91.4 |
| Pb | 71.0~77.4 | PO ₄ -P | 35.9~36.8 |
| PCB | 0~96 | P | 38.1~38.2 |

Vitale 等研究发现，中型城市水体中 BOD 与 COD 的总含量约有 40%~80%来自面源^[76]。城市地表径流中污染物 SS、重金属及碳氢化合物的浓度与未经处理的城市污水基本相同。可见，城市地表径流污染的危害是相当大的。研究城市地表径流污染的特征及规律，开发可行的污染控制技术对策，为政府部门对面源污染的控制管理决策提供科学依据及改善城市生态环境具有重要意义。

一般而言降雨径流对接纳水体的影响主要从物理化学影响、微生物影响和美学影响三方面进行研究^[77]。

5.3.2 试验装置

景观水体水质生态保障试验研究系统装置分为三部分：卵石沟系统，植物池系统（综合处理）及景观水池系统。试验流程见图 5.18。反应器整体布置见图 2.8。



图 5.18 试验流程图

Fig. 5.18 Experiment process

5.3.3 试验水质

试验雨水具体水质见表 5.8

5.3.4 试验方法

为获得降雨径流水质及其对景观水体水质保障效果影响情况，本试验在 2009 年 6 月 7 日对校内一次较明显的降雨进行了监测，并分析了降雨前中后期景观水体水质差异。采用的方法为：选取在 B 校区内经卵石沟处理过的雨水及景观水体水质进行间隔连续测量，并将采集的水样带回试验室分析。

① 采样点布置

试验共设 1、2、3 三个采样点，布置见图 5.2。

② 采样时间间隔与记录

雨前采样：降雨前 3h 内采样，分别从 1、2 两个采样点取样。

雨中采样：每次采样从实验大楼雨水立管刚排出雨水开始时计时，采样时刻为 5min, 10min, 20min, 30min, 60min, 120min, 分别从 1、2、3 三个采样点取样；

雨后采样：降雨停止后约 30min 时分别从 1、2 两个采样点取样。

③ 采样时间

试验从 2009 年 4 月到 2009 年 12 月共监测了 20 场降雨，但由于降雨时准确时间的不可预知性，绝大部分的观测是不完整的，在此选择 1 场观测较完整的降雨进行径流水质分析。

④ 水质分析项目及测定方法

通常我们在水质分析时都把 SS 作为一项衡量悬浮物浓度的重要指标，由于 SS 与浊度存在着一定的线性关系，因此在本试验中采用浊度作为衡量悬浮物浓度的指标。径流水质分析项目为 COD、NH₃-N、TP、浊度。

⑤ 水质评价标准

地表水环境质量标准(GB3838—2002)

5.3.5 试验结果及分析

① 试验结果

降雨时间从 2009 年 6 月 7 日中午 12 左右开始，历时约 6h 左右，降雨量约 18mm。雨前景观水池水质见表 5.7。雨水水质见表 5.8。雨中 1h 时水质见表 5.9。雨后水质见表 5.10。各点雨前、中及后期各项水质指标变化见图 5.16~5.21。

表 5.7 雨前景观水池水质

Table 5.7 Measurement values in the artificial lake before the rain

| 采样点 | COD | 氨氮(mg/L) | 总氮(mg/L) | 总磷(mg/L) | DO(mg/L) | 浊度 |
|-----|-----|----------|----------|----------|----------|------|
| 1 | 6 | 0.11 | 0.2 | 0 | 5.7 | 0.86 |
| 2 | 10 | 0.13 | 0.4 | 0 | 5.32 | 0.56 |
| 均值 | 8 | 0.12 | 0.3 | 0 | 5.51 | 0.71 |

表 5.8 雨水水质

Table 5.8 Measurement value of the rainfall

| 采集时间 | COD | 氨氮(mg/L) | 总氮(mg/L) | 总磷(mg/L) | 浊度 |
|--------|-----|----------|----------|----------|------|
| 5min | 121 | 5.21 | 8.5 | 0.5 | 10.3 |
| 10min | 90 | 4.72 | 5.4 | 0.47 | 8.79 |
| 20min | 50 | 3.28 | 4.1 | 0.42 | 6.49 |
| 30min | 42 | 2.59 | 3.6 | 0.35 | 5.76 |
| 60min | 39 | 2.16 | 2.9 | 0.27 | 3.41 |
| 120min | 30 | 2.63 | 1.4 | 0.2 | 2.32 |

表 5.9 雨中 1h 景观水池水质

Table 5.9 Measurement values in the artificial lake in the rain

| 采样点 | COD(mg/L) | 氨氮(mg/L) | 总氮(mg/L) | 总磷(mg/L) | DO | 浊度 |
|-----|-----------|----------|----------|----------|------|------|
| 1 | 10 | 0.4 | 0.6 | 0.1 | 6.0 | 1.84 |
| 2 | 12 | 0.6 | 1.0 | 0.1 | 6.21 | 1.63 |
| 均值 | 11 | 0.5 | 0.8 | 0.1 | 6.11 | 1.44 |

表 5.10 雨后景观水池水质

Table 5.10 Measurement values in the artificial lake after the rain

| 采样点 | COD(mg/L) | 氨氮(mg/L) | 总氮(mg/L) | 总磷(mg/L) | DO | 浊度 |
|-----|-----------|----------|----------|----------|------|------|
| 1 | 13 | 0.8 | 0.9 | 0.1 | 5.88 | 1.96 |
| 2 | 12 | 0.5 | 0.8 | 0.1 | 5.54 | 2.01 |
| 均值 | 12.5 | 0.65 | 0.85 | 0.1 | 5.71 | 1.99 |

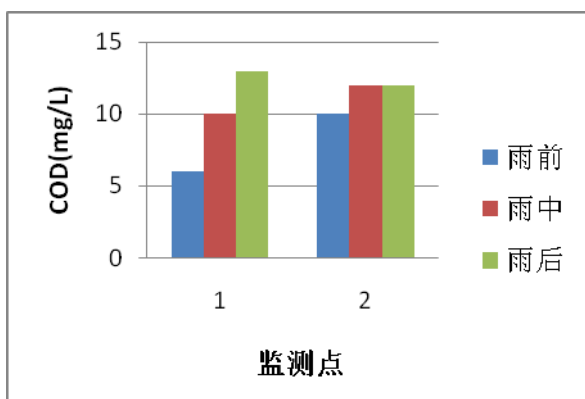


图 5.19 各点雨前中后 COD 浓度变化

Fig. 5.19 The change of COD before, in, after the rain

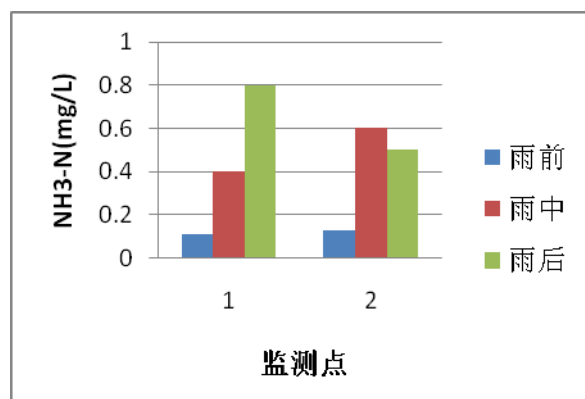
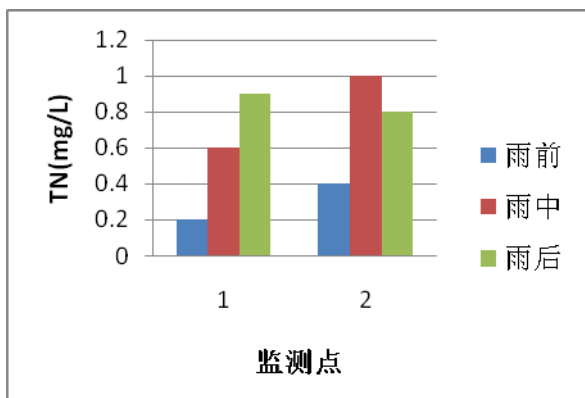
图 5.20 各点雨前中后 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度变化Fig. 5.20 The change of $\text{NH}_3\text{-N}$ before, in, after the rain

图 5.21 各点雨前中后 TN 浓度变化

Fig. 5.21 The change of TN before, in, after the rain

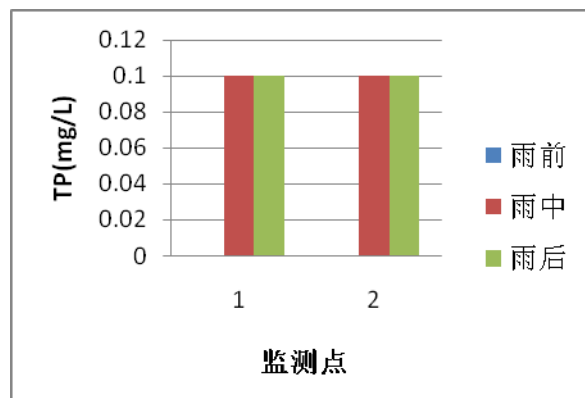


图 5.22 各点雨前中后 TP 浓度变化

Fig. 5.22 The change of TP before, in, after the rain

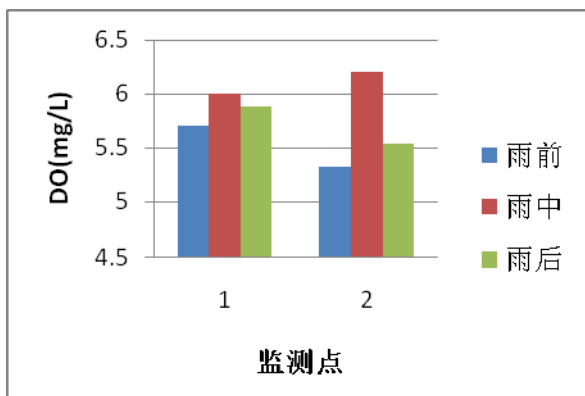


图 5.23 各点雨前中后 DO 浓度变化

Fig. 5.23 The change of DO before, in, after the rain

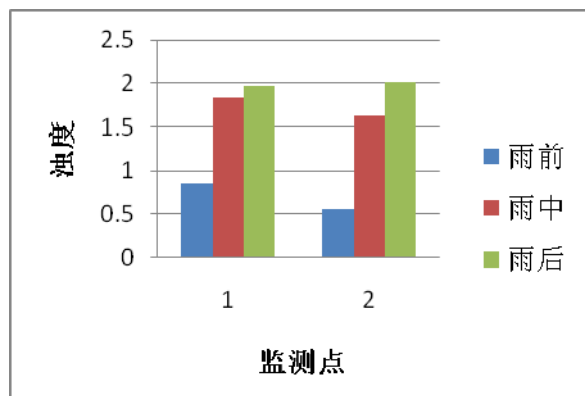


图 5.24 各点雨前中后浊度变化

Fig. 5.24 The change of NTU before, in, after the rain

由表 5.7 和表 5.8 可知, 初期雨水中各污染物浓度远高于景观水体, 降雨 5min 时, 雨水中 COD 浓度是水体 COD 浓度的 15 倍, 氨氮浓度是水体氨氮浓度的 43 倍, 总氮浓度是水体总氮浓度的 28 倍, 总磷浓度是水体总磷浓度的 10 倍, 雨水各污染物浓度均高于地面水环境质量标准 V 类上限。随降雨历时的增加, 污染物浓度有所降低, 至降雨 120min 时, 雨水中 COD、TP、TN 浓度接近雨前景观水体指标监测值, 但氨氮和浊度仍然较高。试验结果表明, 雨水中含有超标污染物, 尤其是初期雨水, 其浓度远高于景观水体监测值。雨水的注入不仅不存在对景观水体水质的稀释作用, 反而成为其污染源之一。

由表 5.9、5.10 和图 5.19~5.24 可知, 降雨过程中, 2 个监测点的 COD 值总体升高, 采样点 1 的 COD 值从 6mg/L 上升到 10mg/L, 采样点 2 的 COD 值从 10mg/L 上升到 12mg/L。降雨停止后 30min 时, 2 个监测点的 COD 值继续增加, 但增加幅度不大。2 个监测点的氨氮值随着降雨过程有较大程度的升高, 采样点 1 的氨氮值从 0.11mg/L 上升到 0.4mg/L, 采样点 2 的氨氮值从 0.13mg/L 上升到 0.6mg/L。降雨停止后 30min 时, 2 个监测点的氨氮值继续增加。降雨过程中, 2 个监测点的总氮值有较大程度的升高, 采样点 1 的总氮值从 0.2mg/L 上升到 0.6mg/L; 采样点 2 的总氮值从 0.4mg/L 上升到 1.0mg/L, 增幅均超过 2 倍。降雨停止后 30min 时, 2 个监测点的总氮值继续增加, 但幅度不大。降雨时, 2 个监测点的总磷值有所升高, 2 个采样点的总磷值均从 0mg/L 上升到 0.1mg/L。降雨停止后 30min 时, 2 个监测点的总磷值未发生变化。降雨时, 2 个监测点的 DO 值有所升高。降雨停止后 30min 时, 2 个监测点的 DO 值有小幅下降。降雨时, 2 个监测点的浊度值有较大程度的升高, 如: 采样点 1 的浊度值从 0.86 上升到 1.84; 采样点 2 的浊度值从 0.56 上升到 1.63, 增幅均超过 2 倍。降雨停止后 30min 时, 2 个监测点的浊度值继续增加, 但幅度不大。

试验结果表明, 降雨过程中, 随着雨水对屋面的冲刷, 将屋面中的污染物引入景观水体中, 屋面污染物中含有较高浓度的氮磷污染物质扩散至水体中, 导致水体各个监测点氮磷浓度均有不同幅度的增加, 降雨停止后短时间内水体的自净作用不明显及降雨停止后仍有屋面径流流入水体, 导致在降雨停止后水体中各污染物浓度仍有小幅度的上升。

5.4 本章小结

① 通过对景观水体水质变化的监测结果可以得出, 景观水体水质恶化比较快的原因是景观水体的水体自净能力的缺乏, 导致水体中氨氮和总磷浓度较高, 且处理困难, 最终造成水体富营养化, 特别是对磷的转化。由于自净能力比较差, 导致微生物作用不明显, 特别是当水体的营养不均衡时候, 水质更容易富营养化。

水体水质较差的另一个原因是流动性差，容易产生死角，当水体处于无流动状态的时候，导致溶解氧的减少，必然引起发黑发臭等问题，进而带了水华现象。因此及时掌握人工水体的水质情况可以用来分析水质恶化程度和水体自净程度，并用以确定在合理有效的水质保障措施。对水质变化的掌握还可以用来计算水体水源补充量，使得清洁水排放量不再盲目。

② 人工湿地水力负荷在 $0.15\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 时，景观水体水质变化较缓，第 8 天后 COD 含量劣于地表水环境质量标准 III 类标准，第 10 天后 COD 含量劣于地表水环境质量标准 IV 类标准；第 4 天后 TP 含量劣于地表水环境质量标准 III 类标准，第 8 天后 TP 含量劣于地表水环境质量标准 IV 类标准，第 12 天后 TP 含量劣于地表水环境质量标准 V 类标准；第 4 天后 TN 含量劣于地表水环境质量标准 II 类标准，第 8 天后 TN 含量劣于地表水环境质量标准 III 类标准，第 10 天后 TN 含量劣于地表水环境质量标准 IV 类标准；第 8 天后 $\text{NH}_3\text{-N}$ 含量劣于地表水环境质量标准 II 类标准，第 10 天后 $\text{NH}_3\text{-N}$ 含量劣于地表水环境质量标准 III 类标准。水体生命周期延长，色、嗅等感官性状易接受，可认为 $0.15\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 是人工湿地的最佳工况。

③ 对降雨前、中、后景观水体水质的变化分析表明：屋面雨水径流所携带的各类污染物浓度远高于景观水体，其中 N、P 营养盐是对该水体的主要污染源之一。

6 结论与建议

6.1 结论

本试验通过对绿色建筑水质保障生态化技术的研究,得出以下结论:

① 人工湿地植物筛选试验研究表明,栽有植物的人工湿地对污水处理的效果优于无植物湿地,且各植物湿地对 COD、TP、TN 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除率都随时间的延长而增大,但不同植物湿地对污染物的去除率存在差异。对污水中 COD 的去除,7 种植物湿地的出水水质除芦苇外,在第 7 天都达到了国家地面水环境质量标准 (GB3838-2002) 的 V 类水质标准($\leq 40\text{mg/L}$),以马蹄莲湿地表现较好;对 TP 的去除,7 天后马蹄莲出水 TP 浓度达到 IV 类水质标准($\leq 0.3\text{mg/L}$),美人蕉出水 TP 浓度达到 V 类水质标准($\leq 0.4\text{mg/L}$),其余植物湿地出水 TP 浓度均未达 V 类水质标准;去除 TN 效果较好的是芦苇湿地和马蹄莲湿地,但均未达到 V 类水质标准($\leq 2.0\text{mg/L}$);去除 $\text{NH}_3\text{-N}$ 效果较好的是美人蕉湿地和芦苇湿地,但均未达到 V 类水质标准($\leq 2.0\text{mg/L}$)。

② 人工湿地植物筛选试验研究表明,对污染物去除效果较好的四种植物分别是风车草、美人蕉、芦苇和马蹄莲,且不同植物对不同的污染物去除效果不同,其中美人蕉、马蹄莲对 TP 的去除效果好,芦苇对 TN 的去除较高。

③ 雨水流量对卵石沟处理屋面雨水效能的影响试验研究表明,系统对雨水中 COD 去除率保持在 8%~67%之间;TP 去除率可保持在 12%~46%;氨氮去除率为 8.45%~46.7%,浊度去除率保持在 46%~67%之间。随着雨水流量的增大,各污染物去除率均有明显的下降,以 COD 去除率下降趋势最为明显。

④ 进水水质对卵石沟处理屋面雨水效能的影响试验研究表明,对于低浓度进水,卵石沟去除径流污染物的效果较好,试验出水优于地表水 V 类水质;对于高浓度进水,虽然污染物去除率较高,但出水污染物浓度的绝对量仍不低。

⑤ 景观水体水质自然变化试验研究结果表明,景观水体水质恶化较快,5 天后水体 COD 达 20mg/L ,劣于地表水环境质量标准 III 类标准,11 天后水体 $\text{NH}_3\text{-N}$ 达 1.1mg/L ,劣于地表水环境质量标准 III 类标准,13 天后水体 TP 达 0.2mg/L ,劣于地表水环境质量标准 V 类标准。

⑥ 中水进水对景观水体水质保障影响试验研究表明,人工湿地水力负荷在 $0.15\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 时,景观水体水质变化较缓,第 8 天后 COD 含量劣于地表水环境质量标准 III 类标准,第 10 天后 COD 含量劣于地表水环境质量标准 IV 类标准;第 4 天后 TP 含量劣于地表水环境质量标准 III 类标准,第 8 天后 TP 含量劣于地表水环境质量标准 IV 类标准,第 12 天后 TP 含量劣于地表水环境质量标准 V 类标准;第

4 天后 TN 含量劣于地表水环境质量标准 II 类标准,第 8 天后 TN 含量劣于地表水环境质量标准 III 类标准,第 10 天后 TN 含量劣于地表水环境质量标准 IV 类标准;第 8 天后 $\text{NH}_3\text{-N}$ 含量劣于地表水环境质量标准 II 类标准,第 10 天后 $\text{NH}_3\text{-N}$ 含量劣于地表水环境质量标准 III 类标准。

⑦ 降雨径流对景观水体水质保障影响试验研究表明,屋面雨水径流所携带的各类污染物对景观水体污染较大,其中采样点 1 的 COD 值从 6mg/L 上升到 10mg/L,采样点 2 的 COD 值从 10mg/L 上升到 12mg/L; 采样点 1 的氨氮值从 0.11mg/L 上升到 0.4mg/L,采样点 2 的氨氮值从 0.13mg/L 上升到 0.6mg/L; 采样点 1 的总氮值从 0.2mg/L 上升到 0.6mg/L; 采样点 2 的总氮值从 0.4mg/L 上升到 1.0mg/L; 2 个采样点的总磷值均从 0mg/L 上升到 0.1mg/L; 2 个监测点的 DO 值有小幅下降; 采样点 1 的浊度值从 0.86 上升到 1.84, 采样点 2 的浊度值从 0.56 上升到 1.63。

6.2 建议

① 为保证回用水质要求,可考虑初期雨水的弃流处理或增加后续雨水处理措施。

② 为进一步延长景观水体生命周期,可在今后试验中增设水体自循环系统,将水池出水循环至人工湿地进一步处理。

致 谢

回首在重庆大学七年的求学之路，最大的感触是得到了很多人的关心、鼓励和支持，在此献上我最诚挚的谢意！

首先要感谢我的导师何强教授，学习期间，得到了何老师无微不至的关怀和指导，何老师渊博的知识、丰富的实践经验和严谨治学的态度使我受益匪浅。在论文的选题、调研、撰写时，何老师都为我提供了悉心的指导，使我的论文得以顺利完成。何老师乐观积极的人生态度和丰富的阅历以及严谨的治学风格，使我获得了很多的宝贵的知识和人生经验。

其次，我要感谢翟俊老师在论文写作期间，提供了大量的文献资料，并在论文撰写和修改期间给我的细心指导，在此衷心表示感谢！

感谢我所在课题组的黄莉、杜俊、杨婧、何蔚、李进丰等师兄师姐及同学朱姝、彭飞、唐川东、段送华在平时的工作、学习和生活上给予的关心！

我要深深的感谢我的父亲、母亲以及所有的亲人，感谢父母一如既往的付出、没有他们的理解和支持，我也不能顺利完成学业。谨以此论文献给我的亲人。

最后，对参加本文评议、评阅、答辩和对论文提出宝贵意见的所有专家和老师表示真诚的感谢！

王 焱

二〇一〇年 四月

参考文献

- [1] U. Arena, M.L. Mastellone, F. Perugini. The environmental performance of alternative solid waste management options: a life cycle assessment study Elsevier[J]. Chemical Engineering Journal, 2003, (96): 207-222.
- [2] 仇保兴. 建筑节能的紧迫性与绿色建筑. TopEnergy 建筑节能&绿色建筑论坛, 2007.
- [3] 李炳华, 李新宽. 探访德国生态建筑[J]. 智能建筑电气技术, 2004, (3): 105-107.
- [4] 何方. 世界绿色建筑: 潮流与标准[J]. 建设科技, 2005, (06): 34-35.
- [5] 马芸, 鲍世民. 国外绿色建筑发展概况[J]. 中国地产市场, 2006, (04): 68.
- [6] 赵华. 浅谈绿色建筑在我国的应用[J]. 黑龙江科技信息, 2007, (04): 209.
- [7] 中华人民共和国建设部. 绿色建筑评价标准[M]. 中国: 中国建工, 2006: 34-47.
- [8] 周曦, 李湛东. 生态设计新论——对生态设计的反思和再认识[M]. 南京: 东南大学出版社, 2003: 1-13.
- [9] 陈易. 自然之韵——生态居住社区设计[M]. 上海: 同济大学出版社, 2003: 1-107.
- [10] Metcalf, Edd. Wastewater Engineering[M]. USA: Mcgraw-hill International Edition, 1991: 1137-1139.
- [11] 建筑中水的现状与发展. 中华环保互联网, 2009.
- [12] 梁鸿杰. 悉尼奥运村中水回用工程[J]. 深圳土木与建筑, 2005, 2(2): 23-25.
- [13] 刘叶冰, 曾维嘉. 建筑中水和雨水回用技术应用探讨. 工程设计 CAD 与智能建筑, 2001, (2): 32-34.
- [14] 薛明. BedZED——综合应用生态策略的典范. 建筑知识, 2004, (6): 1-8.
- [15] 发达国家的城市雨水利用. 浙江日报, 2004.
- [16] 孙彦青. 建筑住宅给排水工程生态化设计的经验与思考[J]. 洛阳大学学报, 2001, 16(4): 36-40.
- [17] 于萍. 瑞典 Bo01 住宅示范区对我国建设“节能省地型住宅”的启示[J]. 北京房地产, 2006, (03): 101-104.
- [18] Fakt, IRCSEA/Europe. 10th International Conference on Rainwater Catchment Systems[M]. Mannheim (Germany): Margraf Verlag, 2001, (3): 297.
- [19] 北京市中水设施建设管理试行办法. 北京市人民政府, 1987.
- [20] 甘一萍. 北京城市污水资源化及中水回用发展现状. 城市管理与科技, 2003, 5(4): 160-161.
- [21] 中水工程实例及评析. 中国建筑工业出版社, 2003.
- [22] 节水新技术与示范工程实例. 中国建筑工业出版社, 2004.

- [23] 王学斌. 建筑中水回用的工艺理论和工程实践. 黑龙江科技信息.
- [24] 陈立, 郭兴芳. 建筑水循环安全保障的综虑[J]. 2006-03-22.
- [25] 车伍, 李俊奇. 现代城市雨水利用技术体系[J]. 北京水利, 2003(3):16-18.
- [26] 奕永庆. 雨水利用的历史现状和前景[J]. 中国农村水利水电, 2004(9):48-50
- [27] 吕伟娅, 张瀛洲, 关丹桔. 聚福园景观用水的循环处理与雨水利用研究[J]. 给水排水, 2002, 28(5):56-58.
- [28] 曹明. 山水居: 绿色住区建设新样板[J]. 住宅科技, 2007(7):44-45.
- [29] 万科城四期绿色建筑示范项目可行性研究报告[R]. 重庆建筑设计研究院, 2005.
- [30] 孙铁晰, 周思毅. 城市污水土地处理技术指南[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1997.
- [31] Mareueei Mand Tognotti L. Reuse of wastewater for industrial needs: the Pontedera case[J]. Resources, Conservation and Recycling, 2002, 34(7): 249-259.
- [32] 孙铁珩. 污水生态处理技术体系及发展趋势[J]. 水土保持研究, 2004, 11(3): 1-3.
- [33] 孙敏, 陈卫. 居住小区污水再生回用模式探讨[J]. 给水排水, 2005, 31(9): 76-79.
- [34] 吴晓磊. 人工湿地废水处理机理[J]. 环境科学, 1994, 16(3):8.
- [35] 白晓慧, 王宝贞, 余敏, 聂梅生. 人工湿地污水处理技术及其发展应用[J]. 哈尔滨建筑大学学报, 1999, 32(6):88-92.
- [36] 胡康萍. 一种经济、有效、简便、可靠的污水处理技术--人造湿地系统[J]. 环境工程, 1991, 9(2):128-136.
- [37] 梁威, 胡洪营. 人工湿地净化污水过程中的生物作用[J]. 中国给水排水, 2003, 19(10): 28-31.
- [38] 沈耀良, 杨铨大. 新型废水处理技术—人工湿地[J]. 污染防治技术, 1996, 9(1-2):1-8.
- [39] 刘超翔, 胡洪营, 张健, 盛建武等. 人工复合生态床处理低浓度农村污水[J]. 中国给水排水, 2002, 18(7):1-4.
- [40] Ana Deletic, Tim D. Fletcher. Performance of grass filters used for stormwater treatment—a field and modeling study[J]. Journal of Hydrology, 2006(317):261-275.
- [41] Ana Deletic. Sediment transport in urban runoff over grassed areas[J]. Journal of Hydrology, 2005, 301: 108-122.
- [42] 郎建, 肖海文, 王涛等. 生物滤沟处理景观水体试验研究[J]. 给水排水, 2002, 28(12): 54-56.
- [43] 王晓燕. 非点源污染及其管理[M]. 北京: 海洋出版社, 2003.
- [44] 汪慧贞, 刘宏宇. 城区雨水渗透设施计算新方法[J]. 给水排水, 2004, 30 (1) : 35-37.
- [45] Bankston J L. Degradation of trichloroethylene in wetland microcosms containing broad-leaved cattail and eastern cottonwood[J]. Water Research, 2002, (36): 539-1546.
- [46] Aberl R, Perfler R, Mayer H. Constructed wetlands in Europe[J]. Wat. Sci. Tech, 1995, 32(3): 306-315.
- [47] 李志炎, 唐宇力, 杨在娟等. 人工湿地植物研究现状[J]. 浙江林业科技, 2004, 24(4):

- 56-58.
- [48] Gary R M. Revisiting design criteria for stormwater treatment systems[J]. Stormwater, 2005, 6(2): 7-12.
- [49] Clark, S. and R. Pitt. Stormwater runoff treatment: evaluation of filtration media. EPA. U. S., 1999.
- [50] 李旭东, 周琪等. 三种人工湿地脱氮除磷效果比较研究[J]. 地学前缘. 2005, 2(4)特刊: 73-76.
- [51] 汤显强等. 人工湿地不同填料去污性能比较[J]. 水处理技术, 2007, 33(5): 45-48.
- [52] Baykal B. Clinoptilolite and multipurpose filters for upgrading effluent ammonia quality under peak loads[J]. Water Science and Technology, 1998, 37(9): 235-242.
- [53] Labav O, Green M. Ammonium removal using ion exchange and biological regeneration [J]. Water Research, 1998, 32(7): 2019-2028.
- [54] 龙腾锐等. 水处理酶促生物填料的生产性试验研制[J]. 重庆建筑大学学报, 2000, 2(3): 2-6.
- [55] 黄莉. 生态滤沟处理城市降雨径流的中试研究[D]. 重庆: 重庆大学, 2006.
- [56] 刘春常, 夏汉平. 人工湿地处理生活污水研究——以深圳岩石河人工湿地为例[J]. 生态环境, 2005, 14(4): 536-539.
- [57] 缪绅裕, 陈规住等. 人工湿地中的临在模拟秋茄湿地系统中的分配与循环[J]. 生态学报, 1999, 19(2): 236-241.
- [58] 中国气象局 <http://www.cma.gov.cn/qxkp/>.
- [59] P. 伦斯等编, 王小昌等译. 分散式污水处理和再利用[M]. 北京: 化学工业出版社, 2004.
- [60] 方升华. 不同生态河道基质材料对氮磷的吸附对比研究[J]. 北京水务, 2006, (4): 27-32.
- [61] P. 伦斯等编, 王小昌等译. 分散式污水处理和再利用[M]. 北京: 化学工业出版社, 2004.
- [62] 潘华. 城市地表径流污染特性及排污规律的研究[D]. 西安: 长安大学, 2005.
- [63] 李养龙, 金林. 城市降雨径流水质污染分析[J]. 城市环境与城市生态, 1996, 9(1): 55-58.
- [64] Gromaire M C, Garnaud S. Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers[J]. Water Research, 2001, 35(2): 521-533.
- [65] Gromaire M C, Garnaud S. Characterization of urban runoff pollution in Paris[J]. Water Science&Technology, 1999, 39(2): 1-8.
- [66] Legret M, Pagotto C. Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway[J]. The Science of the Total Environment, 1999, 235: 143-150.
- [67] Sansalone J J, Buchberger S G. Partitioning and First Flush of Metals in Urban Roadway Storm Water[J]. J. of Envir. Engrg. ASCE, 1997, 123(2): 134-143.
- [68] Chang M. Roofing as a source of nonpoint water pollution[J]. Journal of Environmental

- Management, 2004, 73: 307-315.
- [69] Chang M, Crowley C M. Preliminary observations on water quality of storm runoff from four selected residential roofs[J]. Water Resources Bulletin, 1993, 29: 777-783.
- [70] Che W, Wang H Z. Research on roof runoff pollution and utilization in Beijing urban area[J]. China Water&Wastewater, 2001, 17(6): 57-61.
- [71] Tai Wik Chui., Brian W. Mar, a Richard R. Horner. Pollutant loading model for highway runoff[J]. Journal of the Environmental Engineering Division, 1982, 108(6): 1193-1210.
- [72] 陈炬锋, 刘磊磊. 雨水水质研究进展[J]. 安徽农业科学, 2007, 35(7) : 2045 – 2046..
- [73] 车武, 汪慧珍, 任超等. 北京城区屋面雨水污染及利用研究[J]. 中国给水排水, 2001, 17 (6) : 57-61.
- [74] 赵剑强. 城市地表径流污染与控制[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [75] Brian J, Fauzia U, David G. Initiatives to tackle diffuse pollution in the UK[J]. Wat Sci Tech, 1998, 38(10): 131-138.
- [76] 陆雍森. 环境评价[M]. 上海: 同济大学出版社 , 1990.
- [77] 吴雅芳. 南昌大学前湖校区降雨径流污染特征及控制管理措施[D]. 南昌: 南昌大学, 2007.

附 录

作者在攻读硕士学位期间发表的论文目录

- [1] 何强, 王焱. 高浓度农药废水处理工艺研究. 土木建筑与环境工程 (已录用).

