

基于“总量控制”的城市径流污染模拟及 生态化处理技术研究



重庆大学硕士学位论文

学生姓名：韩 易

导师姓名：何 强 教授

专 业：市政工程

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

Simulation and Ecological Treatment of Urban Runoff based on Total Quantity Control



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

By
Han Yi

Supervisorby Prof. He Qiang

Major: Municipal Engineering

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

April, 2010

摘 要

随着我国近几年来对点源污染的控制力度的不断加强和管理体系的日益完善,点源污染的防治已经有十分显著的成效,但对非点源污染的防治仍然处在探索阶段,防治手段尚显薄弱。与此同时,快速的城市化导致我国大量的天然流域被开发,植被被破坏,土地利用格局剧烈改变,使得城市区域的不透水地面比例迅速提高,水文循环状况发生了很大的变化。因此城市下垫面类型的变化所引起的径流污染已经成为影响城市地表水环境的重要污染源之一。为了有效地控制城市径流污染,本文主要是从以下几个方面对其进行研究:

第一,借鉴了在点源污染防治中应用较为成功的“总量控制”思想,并将其引入,建立城市径流污染负荷总量和受纳水体水环境保护目标之间的定量关系。具体的研究内容主要包括三大部分,分别是:城市径流污染特征研究、负荷总量模拟研究以及生态化处理技术研究。

第二,鉴于降雨径流具有随机性、非连续性、突发性、难控性等特点,因此为了缓解其对城市水体产生的冲击,掌握城市径流的产污特性并针对性地采取相应的控制措施尤为迫切。以重庆市某大学校园为实验对象,通过监测其典型城市下垫面的径流水质,对城市径流污染的特征进行分析,并探讨其主要因素对径流水质变化的影响规律,从而为后续的模拟研究及污染控制提供理论依据。

第三,以城市径流污染特征以及其“产-汇-流”规律为基础,建立城市径流污染负荷总量模拟系统。并且通过引入“总量控制”思想,将产污与纳污有机结合起来,得到城市径流污染负荷的“总量控制目标”。以重庆大学虎溪校区的多场降雨实测资料为例,对该模拟系统进行参数率定及模型验证,并且通过对相关参数的敏感性和最优域分析,得到该模型系统的适用范围。

第四,在总结国内外生态化处理技术的研究结论及实践经验的基础上,结合关于我国城市地表径流污染规律及污染特征的研究结果,提出适宜于我国实际情况的生态化单元处理技术。并且针对径流污染过程中的三个不同阶段(源头、中途扩散、末端汇流),选择相应的单元处理技术及其组合模式,从而建立适宜的生态化处理系统,对城市径流污染负荷总量进行有效削减。

第五,以重庆大学虎溪校区为研究对象,将城市径流污染总量模拟系统应用于对该区域径流污染负荷(包括单场降雨及长期径流负荷)以及受纳水体在降雨期间的水环境容量的模拟计算,通过对该结果的分析得到污染负荷的“总量控制目

标”。然后以此目标为前提，结合该区域的实际情况，提出两种生态化控制方案。最后通过对比两种方案的去污效果，得到最优化的生态化处理系统。

关键词：总量控制，城市径流，污染特征，模拟研究，生态化处理技术

ABSTRACT

Recently, as the control efforts continued to strengthen and management system improving, point source pollution control has been very significant results in China. However, the prevention for non-point source pollution is still in the exploratory stage and the control measures are rather weak. At the same time, rapid urbanization in China have been developed a lot of natural watershed, vegetation destruction, drastic changes in land use pattern. The above makes the proportion of impervious surface increased rapidly as well as the hydrological cycle conditions changed greatly. Therefore, the non-point pollution caused by urban underlying changes has become a major source for surface water environment pollution. In order to effectively control urban runoff pollution, this article is from the following aspects of its research:

Firstly, reference the ideology of quantity control which has been successfully applied in the management of point pollution, and establish a quantitative relationship between total pollution load of urban runoff and protection objectives of receiving water environment. The specific research contents mainly include three parts: characteristics of urban runoff pollution, simulation of total pollution load, technology of ecological treatment.

Secondly, in view of the randomness, non-continuous, sudden, difficult control of urban runoff, mastering the characteristics of urban runoff pollution and adopting the appropriate control measures is especially urgent to ease the impact influence for water environment. So as to provide theoretical basis for simulation and control, taking a university of Chongqing as experimental subject, analyzed the pollution characteristics of urban runoff by monitoring the water quality of different urban underlyings, and discussed the law of influence for main causes.

Thirdly, based on the pollution characteristics of urban runoff as well as the law of "generation-collection-discharge", the total quantity simulation system for urban runoff pollution load was established. And made the production and receiving pollution process together by taking the ideology of quantity control as reference in order to get the total quantity control objective of urban runoff pollution. Taking the measured data of Huxi university district as example, the parameter calibration and model validation were analyzed. While, the scope of model was determined by discussing the sensitivity and best domain of parameter.

Fourthly, on the basis of summing up the research findings and practical experiences about ecological technologies, as well as considering the results of the above chapters, unit ecological treatments suited for our national conditions were proposed. In view of the three stages (generation- collection-discharge) during the runoff pollution process, the suitable unit technologies and combination patterns were collected. Thus, an appropriate ecological treatment system was established to reduce the total pollution load of urban runoff effectively.

Finally, by applying the model system in Hu xi campus of Chongqing university, the total quantity control target on urban runoff pollution load was obtained via analyzing the results of total pollution load on urban runoff and water environment capacity of Hu xi river. And then, based on the target as well as the environment conditions in this region, two ecological control plans were proposed. Finally, through comparing the reduction effect on total pollution load, the optimal ecological treatment system was put forward.

Keywords: Total Quantity Control, Urban Runoff, Pollution Characteristic,
Load Simulation, Ecological Treatment

目 录

中文摘要.....	I
英文摘要.....	III
1 绪 论	1
1.1 引言	1
1.2 城市径流污染概述	1
1.2.1 概念	1
1.2.2 污染物种类及性质.....	1
1.2.3 污染特点.....	2
1.2.4 影响及危害.....	4
1.3 本领域相关研究现状及发展趋势	5
1.3.1 城市径流污染特征研究现状及发展趋势.....	5
1.3.2 城市径流污染负荷模拟研究现状及发展趋势.....	6
1.3.3 城市径流污染生态化技术研究现状及发展趋势.....	9
1.4 课题的提出	10
1.4.1 研究目的和意义.....	10
1.4.2 研究内容.....	11
1.5 研究方法及技术路线	12
1.5.1 研究方法.....	12
1.5.2 技术路线.....	13
1.6 本课题的创新之处	13
2 城市径流污染总量控制方法	15
2.1 “总量控制”思想概述	15
2.1.1 “总量控制”的概念	15
2.1.2 “总量控制”的特点	15
2.1.3 总量控制的类型.....	16
2.2 “总量控制”在城市径流污染控制方面的应用.....	16
2.3 城市径流污染总量控制方法	19
3 城市径流污染特征研究	21
3.1 实验区域概况	21
3.2 实验方法	22
3.2.1 取样方法.....	23

3.2.2 样品处理	25
3.2.3 水质分析指标	25
3.2.4 实验仪器及测试方法	27
3.3 实验结果及分析	27
3.4 讨论	30
3.4.1 下垫面材质对径流水质的影响规律	30
3.4.2 初期冲刷效应对径流水质的影响规律	31
3.4.3 降雨强度对径流水质的影响规律	32
3.5 本章小结	34
4 城市径流污染负荷总量模拟研究	36
4.1 城市径流污染负荷概念	36
4.2 模型系统的构建及模拟研究技术路线	37
4.2.1 模型系统的构建	37
4.2.2 模拟研究技术路线	38
4.3 城市径流污染负荷总量模拟方法	39
4.3.1 单场降雨径流污染负荷的模拟计算	39
4.3.2 长期污染负荷模型的选取和计算方法	47
4.3.3 水环境容量计算方法	48
4.4 参数率定及模型验证	51
4.4.1 参数率定	51
4.4.2 模型验证	53
4.5 讨论	56
4.5.1 灵敏度分析	56
4.5.2 模型参数的最优域分析	57
4.6 本章小结	58
5 城市径流污染生态化处理技术研究	60
5.1 概述	60
5.2 单元技术措施	62
5.2.1 渗透/过滤系统中的常用技术	62
5.2.2 滞留/持留系统中的常用技术	68
5.3 控制模式	72
5.3.1 单元技术的选择	72
5.3.2 组合方式的选择	73
5.4 集成控制系统	75

5.4.1 “源头”污染过程的生态化控制模式	75
5.4.2 “中途扩散”污染过程的生态化控制模式	76
5.4.3 “末端汇流”污染过程的生态化控制模式	77
5.5 本章小结	78
6 实例与应用	80
6.1 研究区域概况	80
6.2 城市径流污染负荷模拟计算	82
6.2.1 基本数据	82
6.2.2 模拟结果	82
6.2.3 总量控制目标	83
6.3 最优方案设计	84
6.3.1 单元控制措施的选择	84
6.3.2 不同集成方式的设计方案	85
6.3.3 最优方案确定	88
6.4 本章小结	88
7 结论与展望	90
7.1 结论	90
7.2 展望	91
致 谢	92
参考文献	94
附 录	104

1 绪 论

1.1 引言

水环境污染是当前城市化进程中普遍存在的一个世界性难题，其污染态势日趋加重。因此，如何解决水环境问题已经成为中国甚至是全世界关注的焦点。

造成水环境污染的发生源主要可分为点源和面源两大类。点源污染是指集中排放的污染源所引起的污染，如城市生活污水和工业废水等；根据美国清洁水法修正案的定义^[1]，面源污染为：“污染物以分散、广域、微量的形式进入地表及地下水体”。面源污染主要指在降雨径流的淋溶和冲刷作用下，污染物随径流进入水体而引起的污染。随着点源污染治理的深入，面源引起的污染问题凸现。如美国等发达国家，至少有一半以上的水质问题来源于面源污染，其中城市雨水径流污染是仅次于农业面源污染的第二大面污染源。

近二十年来，我国人口急速增加，城市化进程加快，新城区面积迅速扩展，而旧城区仍存在“脏乱差”现象，使得城市径流污染程度加剧，其引起的水环境污染问题已经对我国城市的经济和社会发展产生严重制约。与此同时，鉴于长期以来我国对于面源污染的重视力度不足，导致对其的相关研究较为薄弱，控制效果不够理想。因此，深入分析我国城市径流的污染特征和水质变化规律以及建立适宜的生态化技术体系，对于解决我国水环境污染的问题，具有重大的现实意义。

1.2 城市径流污染概述

1.2.1 概念

城市径流污染属于面源污染的一种，是指由城市降雨径流的淋浴和冲刷作用产生的对受纳水体的污染^[2-4]，通常也被称为城市降雨径流污染、城市雨水径流污染、城市降水径流污染或者城市地表径流污染，但其实质是相同的，因此笔者认为城市径流污染主要是指：在降雨过程中，雨水及所形成的径流流经城市下垫面(如街道、停车场、屋顶、绿化带等)时，对其表面沉积的污染物质（如有机物、油类、盐分、氮、磷、有毒物质及杂物等）进行冲刷后排入河流、湖泊等受纳水体，从而影响城市水体水质的现象。

1.2.2 污染物种类及性质

根据污染性质的不同，可将城市雨水径流中的污染物质分为：物理性，化学性和生物性三大类^[3,4]。物理性污染物主要指悬浮物；化学性污染物主要是指富营养化物质和溶解性有机物；而生物性污染物则主要是指病原性微生物。

① 悬浮沉积物

悬浮沉积物属于物理性污染物,其来源包括:交通工具锈蚀产生的碎屑物质、机动车产生的废气物、大气干湿沉降、轮胎和刹车摩擦产生的物质以及居民烟囱释放出的烟尘等,其主要表现为 SS 含量超标。

一般来说,由于老城区的土壤侵蚀程度要低于新城区,故对于新建成区和快速城市化区域而言,悬浮沉积物是控制的重点。而对于整个城市来说,工业区、商业区以及高速公路和建筑工地等是悬浮沉积物含量较高的区域。

② 营养物质

营养物质属于化学性污染物,主要是通过地面径流输送至河流或湖泊以及大型的河口、海洋等,过量的营养物质会导致水体富营养化现象的产生,对水生态平衡造成破坏,其主要表现为氮磷化合物含量超标。

③ 耗氧物质

由于城市径流中携带有大量的有机物质,如生活垃圾、树叶、草以及杂乱废弃物等,当这些物质腐烂时,它们会消耗掉水体中大量的氧气,一场暴雨过后,城市湖泊或河流中的溶解氧基本上会被消耗尽,其中来自于老城区的城市径流耗氧负荷是最高的,其主要表现为径流中 COD 或 BOD₅ 含量超标。

④ 细菌

一般来说,城市径流中细菌的含量都超过了公众对水要求的健康标准。径流中粪大肠杆菌的数量要比游泳健康标准高出 20-40 倍^[4]。细菌的来源主要是合流制排水管道溢流、宠物以及城市中的野生生物等。

⑤ 有毒污染物

城市径流中有毒污染物包括重金属、杀虫剂、多氯联苯(PCBS)和多环芳烃(PAHS)等。重金属是城市径流中一种最典型的有毒污染物,其首要来源是机动车。杀虫剂、多氯联苯(PCBS)和多环芳烃(PAHS)等的主要来源是草地、机动车辆排放的废气物以及大气的干湿沉降等。

1.2.3 污染特点

由于城市非点源污染形成的主要因素是降雨,同时其迁移的载体又是降雨形成的径流,所以城市非点源污染的特征与城市降雨和径流的特征联系紧密。具体而言,城市径流污染的特点有以下几点:

① 污染物含量较高

城市径流污染物含量较高,尤其是初期雨水。国内赵剑强、车武等人^[5,6]分别调查分析了路面径流和屋面径流中的污染物含量,研究结果表明,路面径流中主要污染物的平均浓度和典型生活污水污染物的平均浓度相当;屋面初期径流的污染也比较严重,其主要污染物为 COD 和 SS,具体对比情况见表 1.1:

表 1.1 城市径流与城市污水污染物质浓度对比^[5,6] (单位: mg/L)

Tab. 1.1 Concentration of pollutants between urban runoff and municipal wastewater

污染源	污染物质				
	SS	BOD ₅	COD	总氮	总磷
城市暴雨径流	100~1000 (630)	10~250 (30)	20~600	3~10	0.6
合流制下水道	100~2000 (410)	20~600 (115)	20~1000	9~10	1.9
未处理城市污水	100~330 (200)	100~300 (200)	250~750	40	10
处理后城市污水	10~30	15~30	25~80	30	5

注: 括号中的数值是指 90%样本均值, 即根据样本信息推断置信区间为 90%的总体均值, 意味着有 90%的机会是实际总体均值存在于给定的置信区间内。

② 影响因素多且随机性大

城市雨水径流污染物含量不但与降雨强度、降雨量、降雨历时等有关, 而且还与土地利用类型、不透水地面面积、城市化程度等有关^[11,13]。同时影响城市地表径流污染物的因素不但多, 且随机性大, 其主要表现在地表污染物的累积和冲刷的两重要个环节中, 从而导致对降雨径流的研究随机性强、偶然性大, 这严重的制约了相关研究的进展。

③ 组分复杂

城市雨水径流污染物不但含量较高, 而且由于来源多样, 导致其污染物组分复杂。这些污染物可分为以下几大类: 悬浮固体 (SS)、好氧物质、重金属、富营养物质、细菌和病毒、油脂类物质、酸类物质、有毒有机物 (除草剂等) 和腐殖质, 其中悬浮固体 (SS)、好氧物质、重金属以及富营养物质是最主要的污染物。

④ 排放规律复杂

由于城市径流污染只在降雨时产生, 且随径流迁移、转输、排放, 故其具有间歇性、突发性、随机性, 以及瞬时排放量较大的特点; 同时, 径流污染物浓度变化较大, 主要表现在初期污染物浓度较高, 末期则相对水质较好, 因此其具有排放负荷不稳定的特点。另外, 由于径流污染物可出现在城市的任何类型的下垫面上, 因此径流污染还存在着广泛性。除此以外, 径流污染物中的某些成分对生态环境所造成的影响是潜在性的, 即其危害从产生到表现有一定的时间差, 例如城市路面上沉积的重金属 (Pb, Zn, Cu, Cr 等) 和其它污染物进入水体之后, 往往经过很长时间的物理化学生物变化, 才能综合表现出其危害性, 所以城市径流污染还存在着滞后性。

⑤ 时空性变化显著

污染负荷的时间变化(降雨径流过程、年内不同季节及年际间)和空间(不同地点)变幅大^[14-18]。

⑥ 具有初期效应

城市径流污染负荷在降雨初期量值较大,因此在时间上存在一个明显的初期效应。研究表明:在一场降雨过程中,占总径流 20%或 25%的初期径流,冲刷排放了约 50%得总径流污染负荷^[19,20]。

1.2.4 影响及危害

随着近年来我国城市化的快速发展,导致了大量的天然流域被开发,植被被破坏,土地利用状况被改变,同时混凝土建筑、道路、商业区、住宅区、停车场等不透水地面比例迅速提高,而这些因素均使城市的水文循环状况发生了很大的变化,同时点源污染治理的不断深入,更使得由面源污染引起的问题日益凸现,主要表现在以下几个方面^[21,22]:

① 城市化区域降雨特性发生改变,暴雨现象增多

根据美国 Vijay P.Singh 教授对城市化带来城市化区域气候变化和降雨变化的研究结果,可以看出:城市化区域的降雨雨量比非城市化区域高 10%~15%。另外由于市区和其下风向区域的降雨强度较非城市化区域更大,降水时空分布趋势明显,降雨强度以市区为中心向外依次减少,同时城市化还会延长降雨历时^[23]。因此,城市化会使该区域降雨量增加,降雨强度提高,降雨历时延长。

② 不透水区域比例提高,洪峰提前,洪量增大

随着城市化进程的加快,建成区面积不断扩大,从而导致不透水面积大幅度增加,致使相同降雨条件下,径流系数增大,洪峰提前,洪量增大,对城市排水和河道行洪构成巨大压力,也威胁着城市安全。以重庆为例,近几年来城市内涝频繁,尤其是 2007 年 7 月百年一遇特大暴雨洪灾,使重庆遭遇 115 年来最强雷暴雨袭击,一些地区降水量打破气象记录,特别是沙坪坝降雨量达到 266.6 毫米,突破了自 1892 年有气象观测记录以来的历史最大日降雨量(1996 年 7 月 21 日降雨量为 206.1 毫米),给人民的生命财产安全造成极大的威胁。

③ 加大对城市雨水管网的冲击负荷

由于降雨径流流速增大,流态及洪峰形态发生变化,导致雨水管网设计状态不能满足现有要求,容易造成城市内涝。

④ 径流污染严重,城市生态平衡受到威胁

目前,城市径流污染已经成为影响城市地表水环境的第二大污染源^[24]。随着径流量的急剧增长,一方面导致大量雨水资源流失,水循环系统的平衡受到严重影响,另一方面其携带的大量污染物质排入城市水体,导致其水质恶化,环境问题严重,从而进一步加剧了城市水资源的紧张状况。

多年来我国对点源污染的控制力度不断加强,相关管理体系也日趋完善,对点源污染的防治已经取得十分显著的成效,但对非点源污染的防治由于起步较晚,仍然处于探索阶段,因此防治手段尚显薄弱。与此同时,快速的城市化导致我国城市中不透水地面的比例迅速提高,而这种城市下垫面类型的剧烈变化所引起的径流污染已经成为影响城市地表水环境的重要污染源。另外,城乡结合部、大学城、工业园区等快速城市化区域的大量出现,也使其逐渐演变成为新的城市径流污染源,从而进一步加快了城市径流对受纳水体水生态环境的破坏速度。可见,如何对城市径流污染进行卓有成效的控制和管理已经成为我国目前水污染控制研究的重点,也是保障城市化健康快速推进的基础。

笔者在参考了大量国内外城市径流污染控制模型的研究成果和相应生态化控制技术及其集约化组合模式的实践经验的基础上,结合城市雨水径流的水质特性及其降雨条件,气候环境,土壤特性,城市规划等实际情况,提出以“总量控制”为目标,以不降低人居环境标准为基础的径流污染生态化处理系统,从而达到满足快速城市化进程中环境效益和社会经济效益和谐发展的目标。

1.3 本领域相关研究现状及发展趋势

1.3.1 城市径流污染特征研究现状及发展趋势

① 国外相关研究现状及发展趋势

国外对于径流污染的相关研究始于 20 世纪 30 年代,尤其在以美国为典型代表的发达国家研究深入且思想方式活跃。在研究初期,其重点主要是对径流污染与暴雨事件之间的相关联系和其对受纳水体富营养化的影响的探索,而直到 20 世纪 60 年代,才逐渐开始对径流污染的类型、特征、影响因素、单场暴雨和长期平均污染负荷输出等方面的初步研究^[25]。70 年代中后期,径流污染问题才开始受到各国普遍关注和重视,其研究领域开始转向与非点源污染控制密切相关的主控因子和危险区域空间分析^[26]。同时,对相应污染物的迁移和转化规律的机理性研究也有了初步雏形。80 年代后期,国外学者对径流污染的基础研究已经呈现出地域范围广、类型多样(新增生物源),因素分析和污染物(特别是有毒有害物质)迁移机理研究更加深入的特点,全面开展了对径流污染特征方面的研究。进入 90 年代后,径流污染的范畴被进一步的扩大,不断有新的影响因子被发掘,其中微生物的迁移成为径流污染物迁移,转化研究的新方向。除此以外,地下水反补给,非点源污染物毒理学研究也逐渐成为热点^[25,26]。由于非点源毒性污染物(包括本身无毒,但却可诱发其它污染物毒性的物质)进入地表水环境后,造成的不仅是污染指标的超标,而且还会产生污染物的协同作用,直接对水生生物构成危害,并通过食物链对人体产生影响。同时,湖库富营养化、酸化也会直接或间接地对水生生物或

人体产生某些近期、远期的影响^[27]。因此在进入新世纪以后，随着人类对健康要求的不断提高，对径流污染物毒理学的相关研究表现得极为活跃，已经成为径流污染特征研究的新方向。

② 国内相关研究现状及发展趋势

我国城市地表水环境非点源污染的研究起步相对较晚，直到 20 世纪 80 年代初才开始对北京的城市径流污染进行研究，随后在珠江流域、辽河流域、长江中下游流域的广州、沈阳、上海、杭州、苏州、南京大中城市也逐渐开展了相关的研究。但由于点源污染矛盾突出，我国对城市径流所造成的水环境污染未予以足够的重视。

我国真正意义上的非点源污染的研究是从地表径流污染对水环境的影响开始的，研究结果表明，地表径流污染主要取决于降雨的强度、历时、土地利用方式、地面累积物的数量及特征等^[28]，但这类研究仅局限于城区径流污染的宏观特征，其研究深度已经远远滞后于美国和欧盟等发达国家。

直到 2000 年以后，随着我国城市化的大力推进和对环境保护的不断强调与重视，城市径流污染才引起国内学者们的广泛关注。目前我国先后在北京、武汉、澳门以及北方缺水地区开展了径流污染特征的研究，积累了部分与径流污染密切相关的基础性数据^[18,29-34]。但由于国内对于径流污染特征的研究缺乏系统性，地域和时间的延续性，使得数据的有效性不足，因此导致我国对于城市径流特征的研究需要大量数据才能做出合理的分析。同时，由于我国在城市降水径流污染的数据采集方面多为人工观测与采样，可利用的数据少，在一定程度上制约着我国城市降水径流污染特性研究的进展。另外，鉴于我国在数据库方面的发展仍处于起步探索阶段，对大量基础性数据的分类与管理存在一定的难度，使得目前很难对降雨-径流的水文过程与对应的水质变化进行同步分析，存在一定的滞后性而不利于后期利用模型或其它手段进行污染负荷的估算。

1.3.2 城市径流污染负荷模拟研究现状及发展趋势

① 国外相关研究现状及发展趋势

国际上对径流污染的量化模拟研究最早开始于 20 世纪 60 年代，通过半个多世纪的探索，已经建立和形成了数量众多的控制模型，并且经过实践的检验和自身的发展形成了若干种相对较为完善的常用操作软件系统，为实际工程的设计奠定坚实的基础。因此，根据不同时期发展特点的不同，将其发展历程分为以下几个阶段^[35,36]：

第一阶段：主要是指 20 世纪 60 年代至 70 年代初期，在这十年间，人们开始意识到由于径流污染所带来的水体污染的严重性，并且对其污染源特性，污染机理等进行研究，因此这一阶段又被称为“研究探索期”。

第二阶段：主要是指 20 世纪 70 年代至 80 年代初。在这一阶段，非点源污染基础研究进入降雨—径流—污染物迁移转化过程的研究，相应模型的研究也发展迅速，而在这一阶段，还建立了著名的最佳管理措施 BMPs(best management practice)，同时提供了大量的实用非点源模型，并详细介绍了如何应用模型分析法评价和预测管理措施的实施效果。

第三阶段：主要是指 80 年代初至 90 年代初。在这十年间，径流污染的控制问题进一步得到重视。主要表现在其因素分析和污染物的迁移转化机理研究更加深入，而在该时期还涌现出了大量的研究成果，并且这些研究大多致力于将理论模型与管理模型相结合，形成了众多包含经济评价与系统优化理论的管理类模型。另外，最佳管理措施 BMPs 也发展得更加成熟，模型分析技术被大量应用于评价 BMPs 的效果。

第四阶段：主要是指 90 年代初至今。在这一阶段，非点源污染模型呈现出以下几个发展趋势：第一，向集成系统发展的趋势。第二，与遥感，地理信息系统等相结合的发展趋势。

目前，国外经典模型中应用较为广泛和成熟的有 STORM 模型，暴雨管理模型 SWMM，沃林福特模型(Wallingford Model)以及修正 RRL 法等，笔者就以上几种模型的功能特点进行简要的阐述：

1) STORM 模型^[38,58]

STORM 模型是美国工程师协会水文工程中心的蓄水、处理、溢流、径流模型，能够模拟城市流域的径流和污染负荷，适用于规划阶段对排水流域长期径流过程的模拟。该模型被大量应用在 20 世纪 70 年代和 80 年代初期，曾用于旧金山市主排水系统消除合流系统溢流的设计。

2) 暴雨管理模型 SWMM^[37,57]

SWMM 是最早提出的，也是广泛应用于暴雨及城市排水系统中模拟水量、水质的模型之一。该模型主要应用于以下领域：设计为控制洪灾而建的排水系统各设施，制定最小的合流制溢流策略，评估入流和入渗对生活污水管溢流的影响。在用于非点源污染研究时，可以评估最佳管理措施的污染负荷削减效果。

3) 沃林福特模型(Wallingford Model)^[36,43]

沃林福特模型早期于 1978 年由英国沃林福特水力学研究机构开发，包括降雨径流模型(WASSP)、简单管道演算模型(WALLRUS)和完整管道演算模型(SPIDA)、以及水质模拟模块(MOSQUITO)，模型可以模拟暴雨和污水系统或者雨污合流污水系统(时间步长为 15 min)，早年就广泛应用于暴雨设施的运行、设计和规划中。目前的最新版本软件是 InfoWorksCS(改进并集成于 1998 年)，专门用于雨污水收集系统和污水处理厂，可以细致、精确模拟雨污水收集系统的工作环境。

4) 修正 RRL 法^[39,40]

修正 RRL 法是在英国建立的 RRL 法的基础上,经日本建设省土木研究所改进后用来计算雨水径流量的模型。修正 RRL 法根据城市雨水径流区域的水文特点形成的凹面贮存损失和渗透损失对降雨量作了修正,形成有效降雨量;并且利用划分到达时间相等的汇水区域面积来计算雨水流入量,利用雨水管线内部贮留量 S 与雨水流出量 Q 的关系(S - Q 曲线)来计算雨水流出量。因此,修正 RRL 法由有效降雨量计算、雨水流入量计算和雨水流出量计算三部分组成。

② 国内相关研究现状及发展趋势

相较于国外长期的探索研究而言,我国对于径流污染的研究起步较晚,其真正意义上的非点源污染研究起始于对北京城市径流污染的研究,随后上海、杭州、苏州、南京、成都等城市也逐渐开展起来。虽然有大量的国外研究成果与实践经验可以借鉴,但由于国外模型的建立基础是丰富的调研资料与监测数据,模型中的参数并不适宜于我国的实际情况,盲目应用所产生的研究数据可信度不高。因此,国内学者根据我国时域,地域的特征,建立了适宜于我国的径流污染模型,具体而言可以分为以下两大类:

1) 建立适宜我国特点的经验统计模型和简单的机理模型^[41-48]

该类基理模型数学结构简单,计算方便,对监测数据的精度要求不高,与国外同类模型相比,对数据的数量和质量要更为宽松。但由于数据的延续性要求较高,使得应用时的基础资料收集工作十分复杂,实施难度较大。因此,针对我国的实际情况,在基础调研条件和经济条件均不足时,大力推进该类模型的研究和应用是十分必要的。

2) 引进及改进国外开发的模型软件^[49-50,52-56]

当前,我国对面源污染的模拟研究以引进国外成熟且广泛应用的模型为主。早在 20 世纪 80 年代,我国就引入了通用土壤流失方程(USLE)和年径流量 SCS 曲线方程。目前,我国应用最为广泛的是 AGNPS 模型与 SWAT 模型,国内众多学者从不同角度对其进行修改,从而将其应用于我国的径流污染模拟控制。除此以外,近年来我国新引进了一些面源污染的综合模型,如 HSPF 模型、SWMM 模型、CREAMS 模型、GLEAMS 模型等。

3) 3S 技术与模型的结合应用^[45,51,54]

随着“3S”技术在中国的蓬勃发展,基于相关技术的径流污染模拟研究也逐步普及,其中王晓燕^[54]通过 GIS 建立了小流域非点源污染信息数据库,从而建立了非点源污染负荷模型,并对其核心模块 SCS 方程进行修正。章北平等^[41]依据流域地表形态,功能与植被覆盖特征,当地降雨径流时空特点等,建立相应的资料库,从而为最终模型系统的建立提供有力的数据支持。

虽然目前我国对于径流污染的模拟研究已经有了明显的进步,但由于大部分模型都是由国外研究机构开发,其公式的形式和参数的取值范围都并不适用于我国的具体情况,另外这些模型在运行管理时需要考虑的因素多且复杂,并且对于监测资料的完整程度要求很高,这对于我国大部分城市的设计管理机构而言工作难度很高,因此并不是完全适宜我国国情的。因此,建立一种参数较少、因果关系清楚、简便直接,开发成本较经济的现代化城市径流污染负荷预测模型系统将是今后我国相关研究的主流发展趋势。

1.3.3 城市径流污染生态化技术研究现状及发展趋势

① 国外相关研究现状及发展趋势

早在 20 世纪 70 年代,欧美的主要发达国家开始进行可持续雨水管理的研究和应用,主要以分散式“源控制”为指导思想,采取蓄水池、湿地、土壤渗透和植被缓冲带等生态化技术削减雨水径流对水体的污染负荷^[59-64]。

德国是欧洲开展雨水利用最好的国家,早在 1989 年就已经开始对雨水进行管理,并且在 20 世纪 90 年代基本实现对城市雨水污染的控制。其典型的生态化技术有修建雨水截流池、雨水渗透沟和坡地雨水滞留道等,同时结合景观规划对城市雨水进行资源化利用,而汉诺威康斯伯格城是其中典范之一,通过颁布《屋顶绿化规划指导方针》,详细说明屋顶绿化的优点,并明确规定了在哪些情况下应该进行屋顶绿化^[66]。

新西兰于 1983 年对河流生态、资源利用、河滨带管理、景观设计与水质控制等开展广泛地研究,并且不断完善对城市雨水水质水量的控制管制措施。80 年代后期更详细地研究城市活动对雨水径流水质的影响及相应的控制措施,指出该地区径流中主要为 SS、COD、N、P、金属、杀虫剂等污染物,并在 1992 年完成雨水处理装置设计指南,其中重点强调应尽量利用分散式技术措施,如:湿地、自然水道、河岸缓冲带、土壤渗透、天然植被带等对雨水进行资源化管理。2000 年完成了控制雨水径流污染的技术手册,根据现场条件选择分散式技术措施,如湿地、自然水道、土壤渗透、天然植被带的利用等,为雨水径流污染控制提供更完善的参考依据^[64,65]。

日本东京则明文规定对占地面积超过 1000 m² 的新建筑,其屋顶的 1/5 必须为绿色植物所覆盖,否则就对开发商进行罚款^[64,65,67]。

最具代表性的是 1981—1983 年美国 EPA 投入 1.5 亿美元进行的“全美城市雨水径流项目”(National Urban Runoff)研究,在许多城市大规模地收集分析水径流水质数据,研究污染情况及控制对策。美国于 1987 年修订水污染防治法正式将非点源污染列为水污染防治内容之一,并在 1990 年正式发布实施,其效果良好。而在 1999 年 12 月重新修订后,将防治重点集中于城市径流污染,并在 2003 年 3 月全面实

施。美国在 1970 年就制定了城市雨水资源管理的“最佳管理方案”——BMPs，但在通过 20 多年的探索与实践后，才制订了第二代 BMP 体系，该体系更加严厉和完善，着重强调与植物、绿地、水体等自然条件和景观结合的生态设计，获得环境、生态、景观多重功效。以马里兰州为代表，研究应用的低影响发展策略(简称 LID)，以实现自然的水循环为目标，从水环境生态系统的角度考虑，采用生态化的措施使土地开发前后水环境影响降到最低^[64,65,67]。

② 国内相关研究现状及发展趋势

城市非点源污染是随着城市快速发展而出现的新问题，因此随着我国的城市化进程的不断推进，近年来，城市径流污染已经有了明显的加重趋势，如何有效的控制和管理已经成为我国亟待解决的问题。

我国对城市雨水径流污染的研究始于 70 年代，但由于点源污染的控制力度不够，使得其一度成为研究热点，而忽视了非点源的污染，因此其研究水平发展缓慢。近年来，随着我国点源污染控制的效果不断提高，非点源污染与水环境保护的矛盾就凸显出来，尤其是城市化后其带来的径流污染已经成为重要污染源之一，国内对其的控制研究也已相应的深入开展^[68-73]。

鉴于当前我国径流污染研究的整体水平与发达国家相比仍然处于较低的水平，因此对径流污染的控制对策研究相对薄弱。为使我国目前正在实施的水污染总量控制工作能够顺利达到既定的环境保护目标，使污染物允许排放量的分配最优化，必须考虑到水污染中非点源的影响，以保证污染物总量控制的健康发展，真正实现经济与环境的持续性，协调性发展。

生态化 BMPs 措施是一系列高生态要求、经济投入较少、工艺简单、且适合城市降雨径流的复杂特性的水环境管理措施，因此逐渐成为我国在城市降雨径流污染管理和控制中的主要手段之一，并且已经国内的诸多城市中推广使用^[74-77]。由于目前国内对于 BMPs 主要是在局部采用，而并未和城市整体景观规划相结合，而使得其对污染负荷的削减能力不足。因此，通过有机结合局部的 BMPs 控制，构建合理的生态化控制模式，并且与区域的景观格局控制相协调，才能从根本上对城市径流污染进行有效治理。

1.4 课题的提出

1.4.1 研究目的和意义

在国外，城市雨水面源污染问题已成为主要的水环境问题，由于雨水径流能将城镇地面上的有毒有害污染物带入水体，而且种类多、数量大，成为水体污染的主要发生源。同时，雨水面源污染所占比重也随着点源污染的有效控制而不断加大。如：奥地利北部地区进入水环境的非点源氮量远比点源大；丹麦 270 条河

流 94%的氮负荷、52%的磷负荷由非点源污染引起^[6]；美国 60%的水体污染起源于非点源^[9]。

近年来，我国在水体污染治理的实践中，也已深刻体会到了雨水面源污染的危害。尤其是在对滇池、太湖和淮河流域污染等重大河流湖泊污染治理中，都发现雨水面源污染在其中起着重要的作用。如对滇池富营养化问题的研究结果表明，工业废水、城市污水及雨水面源污染分担率分别为 9%、24%和 67%^[3]。这个数据足以表明我国雨水面源污染的危害性已经十分严重。

由于城市雨水径流污染在不同区域、不同季节有着不同的水质、水量特性，且其发生有着很强的随机性^[2-7]，因此，对雨水径流污染进行控制的技术与措施就必须适应雨水径流污染的复杂性。这就决定了城市雨水径流污染的控制与治理必是一项涉及多学科、复杂的系统工程，其目标是减轻城市雨水径流质和量引起的不良后果。

解决好城市雨水径流污染问题的关键是能否针对具体情况解决好源头治理、汇的治理、末端治理和生态环境建设之间的关系；能否根据不同流域的水质、水量特点优化选用各种生态化处理技术；能否根据雨水径流污染发生规律对单元处理技术进行合理组合和搭配，以达到最佳处理效果；能否兼顾环境效益和经济利益，合理制定处理方案。这就需要对流域的雨水径流水质水量排放规律和长期的污染负荷平均值和分布规律进行模拟和预测，为城市雨水径流污染控制模式的建立提供理论依据，减少不必要的风险，以达到环境效益和经济效益的和谐统一。

总而言之，针对我国所面临的水资源短缺和水环境污染双重压力的现状，对城市径流水质特性进行分析，并建立相应的污染负荷总量模拟体系，进而提出适宜的径流污染生态化处理体系，不仅能够对城市化可能带来的水环境危害进行有效防治，还能起到一定的景观美化效果。

1.4.2 研究内容

基于我国在城市径流污染研究过程中所存在的问题，本文主要是从对相关主要污染物负荷总量进行模拟控制的角度出发，遵循生态发展的思路，以重庆市为例，探讨适宜于重庆市区雨水径流特性的污染控制系统。其主要研究内容为：

① 以重庆城区内某大学校园为例，选取屋面、路面以及绿地等典型的城市下垫面进行径流水质监测，并对重庆城区径流的污染特征进行初步探讨，分析了径流中主要污染物浓度的变化情况及影响径流水质的主要因素，并以此作为建立相应模型的理论依据。

② 借鉴了在点源污染防治中应用较为成功的“总量控制”思想^[78-80]，并将其引入，建立描述非点源污染排放总量和水环境保护目标之间的定量关系的城市径流污染负荷总量控制模型系统，从而提出以保障接纳水体水质为核心的总量控制目

标。

③ 基于城市径流“源—汇—流”的污染规律，对相应的生态化单元处理技术的特点及去污能力进行阐述，并且提出多种单元处理措施的组合方案，达到在控污的同时能够提升城市化区域的整体生态景观效果的目标。

以重庆大学虎溪校区为例，根据对该研究区域的非点源污染负荷及受纳水域的水环境容量的模拟计算，提出适宜该区域径流水质特征的污染负荷“总量控制目标”，然后结合该城市化区域相应的景观规划思路，提出生态化单元技术及其组合方案。通过对比两种不同组合方案的污染负荷总量削减效果，最终得到该城市化区域的最优的径流污染生态化处理方案。

1.5 研究方法及技术路线

1.5.1 研究方法

虽然城市径流污染的来源广泛并且排放规律较为复杂，但其污染物的迁移和转化的主要载体均为雨水及其所形成的径流，而其水动力因素主要是降雨动能的冲刷作用和地表径流的携带作用，因此国内外普遍采用的基本研究方法是在实地监测降雨径流水质、水量或模拟试验的基础上，应用适宜的流域水文模型或与水文模型密切相关的物理模型来模拟和估算非点源污染负荷，并以此为基础建立相应的水污染控制模式。对于我国来说，城市地表径流污染的研究方法主要是在研究区域布点采集地面累积物或监测降雨径流水质，然后根据具体的研究目的，采用国外的成熟模型或在此基础上加以修正来模拟和估算出污染负荷，然后以径流特征和污染负荷总量控制目标为依据，提出相应的生态化污染控制体系。

对于城市径流污染特征的研究，本文主要是以重庆市为例，在重庆主城区内选择典型产流区，并通过监测各产流区单场降雨污染物平均浓度(EMC)的变化情况，对我国的城区径流污染特征进行分析，从而为进一步的模拟及控制措施的研究奠定理论基础。由于国内目前所采用的模型大多是直接应用国外成熟的面源污染控制模型，这些模型系统庞大，参数多并且不适宜于我国的实际情况，软件购买开发成本高，本文建立了一种量化计算城市径流面污染负荷的数学模型系统，它具有参数少、因果关系清楚、简便直接等特点。针对目前我国对于环境生态保护的重点关注，在参考大量国内外有关径流污染控制的文献和工程实例的基础上，结合我国城区雨水径流水质特性及其他社会、经济因素，提出适宜于我国实际情况的雨水径流污染控制体系。

最后，以重庆市梁滩河流域范围内的重庆大学虎溪校区为例，在对该区域雨水径流污染负荷总量控制目标量化计算结果的基础上，提出解决该区域由于快速城市化而带来的雨水径流污染的生态化处理系统，从而保证该区域能够健康，

快速，可持续性发展。

1.5.2 技术路线

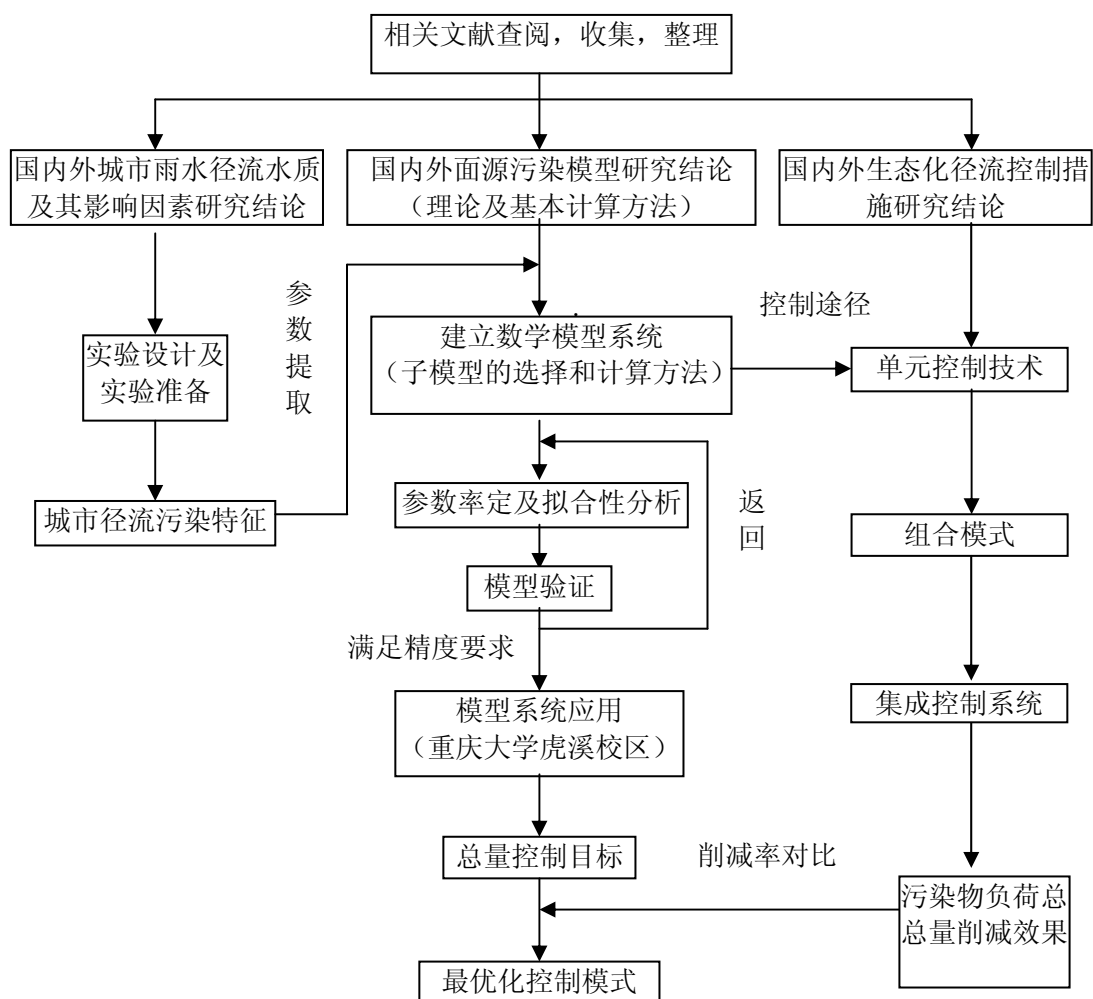


图 1.1 技术路线示意图

Fig. 1.1 Schematic diagram of technical route

1.6 本课题的创新之处

① 对于城市径流污染特征的研究，本文主要是从下垫面和初期径流污染两方面着手，通过对不同下垫面径流中主要污染物质平均浓度的对比和降雨全过程中浓度的变化规律的分析，得出影响城市径流水质的主要因素为下垫面材质和初期冲刷强度。另外，考虑到重庆市特有的空气环境特点——酸雨，因此在监测径流水质时不仅仅着眼于径流污染物中含量较多的有机物，营养物质和悬浮物，还对其酸碱程度（即：PH 值）进行了考察。

② 本文以修正 RRL 模型与积累——冲刷模型为基础，结合对我国城市径流污染特征的研究结论，对相应计算方法进行改进，并将“总量控制”思想引入，同时

考虑到受纳水体的环境容量，建立了以控制污染负荷排放总量为目标的模型系统。该模型可以在城市规划阶段对可能产生的径流污染负荷进行预测或在采取相应控制模式之前进行污染负荷削减效果的预测，从而更加有效地对因城市化而带来的水环境污染进行防治。

③ 在自然界中，由于种种原因，降雨径流形成机制十分复杂，而传统的产流理论是霍顿在 1935 年提出的，但对产流的概括过分简单，并不能充分地反映客观产流现象的全部内容，在产流条件和产流面积上均须进行必要的补充，更重要的是应对产流过程的物理机制加以分析阐述。据此，笔者提出了蓄满——超渗兼容的耦合产流模型，来对我国城市化区域的径流量进行模拟计算。

⑤ 城市雨水径流污染生态化控制设施不仅是解决径流污染问题的关键，也能够增添城市的景观效果，如人工湿地、绿色屋面、下凹式绿地，植被过滤带等，但这些生态化技术能否发挥其应有的效果关键在于正确的选用和合理的组合。因此，本文以重庆为例，在对城市径流特征及生态化控制措施的研究的基础上，将城市径流污染负荷总量控制模型系统与生态化处理方案相结合，以污染负荷总量控制目标为依据选择适宜的生态化单元处理技术，并通过对比不同组合模式的污染负荷削减效果，提出了最优化控制方案，从而达到最佳的城市径流污染防治效果。

2 城市径流污染总量控制方法

2.1 “总量控制”思想概述

2.1.1 “总量控制”的概念

随着我国近几年来对点源污染的控制力度的不断加强和管理体系的日益完善,点源污染的防治已经有十分显著的成效,但对非点源污染的防治仍然处在探索阶段,防治手段尚显薄弱。与此同时,快速的城市化导致我国大量的天然流域被开发,植被被破坏,土地利用状况被改变,同时混凝土建筑、道路、商业区、住宅区、停车场等不透水地面比例迅速提高,这些均使城市的水文循环状况发生了很大的变化^[8,9]。因此,城市下垫面类型的变化所引起的径流污染已经成为影响城市地表水环境的重要污染源。可见,如何对市径流污染源进行防治已经成为今后研究的重点方向,因此建立一种适宜于非点源特性的负荷估算方法是十分必要的。

由于“总量控制”在点源污染的防治中能够较好地解决污染源排放总量和环境目标之间的定量关系,因此可以将总量控制思想引入,作为城市径流污染防治的核心思想。总量控制的基本思想是由于在污染源密集的地区,只对一个个单独的污染源规定排放浓度,不能保证整个地区(或流域)达到环境质量标准的要求;应该以环境质量标准为基础,考虑自然特征,计算出为满足环境质量标准的污染物总允许排放量,然后综合分析所在区域(或流域)内的污染源,建立一定的数学模型,计算每个源的合理污染分担率和相应的允许排放量,求得最优方案^[78-80]。因此,城市径流污染负荷总量控制是从水环境保护目标出发,以接纳水体对某种污染物的最大允许排放量(即:接纳水体的环境容量)为依据,确定污染物的最大排放负荷或最小削减量,从而对非点源污染进行卓有成效的控制管理,甚至对城市规划产生一定的影响,从而真正做到对城市径流污染的“源头控制”。

2.1.2 “总量控制”的特点

根据梁博、王晓燕等在《我国水环境污染物总量控制研究的现状与展望》一文中对“总量控制”的研究结论^[84],其特点主要有以下几点:

① 总量控制通过限制水环境中污染物的总量,不管区域的污染源是否增加,只要排入水体中的污染物负荷总量不超过其水环境容量,则可保证水质目标的实现,避免了浓度控制下可以通过稀释排放达标的弊病。

② 总量控制把水域看作一个整体,将污染源排污和水体环境标准直接联系起来,既可保证水环境保护目标的实现,又可充分利用水环境容量这一宝贵资源。

③ 总量控制方法所确定的污染源治理方案既照顾到各污染源在具体的经济、技术、规模上的差别,同时也发挥另外污染源集中处理的优势,既经济又合理。

总量控制的管理方式具有针对性和灵活性。为今后排污许可证的实施和排污权交易的顺利进行奠定了基础。

2.1.3 总量控制的类型

总量控制的类型可以分为容量总量控制、目标总量控制和行业总量控制 3 种类型, 具体而言, 各类型的定义与研究方法如下^[84]:

① 容量总量控制

将允许排放的污染物总量控制在受纳水体给定功能所确定的水质标准范围内。此时的“总量”是以受纳水体中的污染物不超过水质标准为计算依据, 而反算得出的排污负荷。容量控制的特点是通过水环境容量, 将水污染控制管理目标与受纳水体水质目标紧密联系起来, 通过水质模型计算水环境容量, 然后再用水环境容量推算受纳水体的排污总量。该方法主要适用于确定总量控制的最终目标, 也可以作为总量控制阶段性目标可达性分析的依据, 其研究路线为: 受纳水域容许纳污量——控制区域容许排污量——总量控制方案技术、经济评价——排放口总量控制负荷指标。

② 目标总量控制

将允许排放污染物总量控制在管理目标所规定的污染负荷消减范围内, 此时目标总量控制的总量基于源排放的污染物不超过认为规定的管理上能达到的允许限额。其特点是以达到城市发展为目标, 以不破坏城市受纳水体水生态平衡为要求, 可以作为确定最大允许排放负荷的依据, 其研究路线为: 控制区域容许排污量——总量控制方案技术经济评价——排放口总量控制负荷指标。

③ 行业总量控制

从主要工艺着手, 通过控制生产过程中的资源和能源的投入以及控制污染源的产生, 使其排放的污染物总量限制在管理目标所规定的限额之内, 即行业总量控制的总量是基于资源、能源的利用水平以及“少废”、“无废”工艺的发展水平。其特点是把污染控制与生产工艺的改革及资源、能源的利用紧密联系起来, 主要步骤为: 总量控制方案技术、经济评价——排放口总量控制负荷指标。

2.2 “总量控制”在城市径流污染控制方面的应用

污染负荷总量控制的理念源于 20 世纪 60 年代日本和美国的水质规划。当时环境污染控制已由单纯的排污口治理进入到综合防治的新阶段, 以预防为主, 协调人类活动与环境保护之间的相互关系, 并引入环境影响评价制度和水环境区域综合防治规划的方法, 而该方法比传统的单纯排污口治理更加经济合理。相比而言, 随着排入水体的污染物的总量或排放源数量的增多以及人们对生活环境要求的提高, 单纯对污染物的浓度进行控制已难以达到水环境保护的目标。因此, 以美国

为主的发达国家在其水质规划中率先提出了“总量控制”这一新方法。

“总量控制”主要是从定量的角度，把受纳水体所在流域视为一个整体，根据受纳水体的功能要求（一般为水质目标）和污染源（包括：点源及非点源）的分布情况，推算出达到该环境目标所允许的污染物最大排放量，然后通过优化计算确定分配到各污染源的排放量及其削减量，并确定治理措施，以达到改善水质、满足水环境质量标准的目的。与传统的浓度控制相比，该方法使得污染源与污染对象联系更加紧密，不仅实现受纳水体不同水质要求控制断面的功能分类，也将污染源治理目标量化，同时也弥补了“浓度控制”方法中对“稀释排放”控制不足的弱点，因此对“总量控制”方法大力推进是势在必行的。

目前，总量控制已经成为一种水环境管理战略和制定水环境规划的指导思想，同时，针对不同用户的不同要求，该方法仍在不断改进与完善，使得其应用更加灵活。作为该方法的创始人—美国，为了满足水体的环境标准下充分利用其自净能力的生态化目标，采用了“季节总量控制”的方法。该方法是为适应水体不同季节不同用途对水质不同的标准要求，如一年中水生生物产卵期实行了严格的溶解氧标准，而在其余时间则可实行另一水质标准，允许排污量在一年内的不同季节有所变化，可根据水量、水温、pH 值等因素在个季节的差异来确定。于此同时，为了更加充分的利用河流自身的水环境容量，美国的某些州还提出了以河流实测的同化能力来变更允许排放量，而不同于根据历史资料以界定条件而得出固定的排污限量，而这种方法被称为“变量总量控制”^[84]。

美国环保局于 1972 年最先提出 TMDL(Total Maximum Daily Loads)概念，TMDL 为最大日负荷总量。污染负荷量可以表示为单位时间的质量、毒性和其它适合测定的指标，也可以用 TMYL 表达最大年负荷总量。“TMDL”的定义为：在满足水质标准情况下，水体能够接受的某种污染物的最大日负荷量，它包括污染负荷在点源和非点源之间的分配，同时还要考虑安全临界和季节性的变化^[85]。TMDL 计划总的目标就是用来识别具体污染区和土地利用状况，并且考虑对这些具体区域点源和非点源污染物浓度和数量提出控制措施，从而引导整个流域执行最好的流域管理计划。该计划主要包括：标明未达标的水体及其用途，并将这些水体进行优先治理排序，列出清单；确定关键水质管理区；确定水质指示剂及其指标值；调查并确认危害水体的污染物及污染源类型(点源、非点源)、数量、地理位置、对水体的影响程度；根据水体具体用途确定最大允许污染负荷、点源与非点源的实际负荷及污染削减量；在点源与非点源及污染个体之间进行污染负荷分配；在国家综合性法规政策前提下，针对流域内自然、经济、社会条件，设计制定流域水污染控制管理具体政策措施；从经济学角度，对政策措施进行成本—效益定量评估及技术与制度上的可行性评价，最终选取使社会效益最大化的水污染控制与管理最

优方案。EPA 为了进一步提高国家的水体质量,不断地努力改善 TMDL 计划,在 2001 和 2002 两年,在当前 TMDL 计划规则下,被批准或被建成的 TMDL 计划超过 5 000 多个, TMDL 计划在最后四年中每年都以稳定的速度上升,例如从 1999 年的 500 个上升到 2002 年的大约 3 000 个。TMDL 计划在整个美国广泛实施,在点源和非点源污染综合控制方面成效显著,此计划是全美水环境实施总量控制的成功案例。

日本从昭和 40 年代中期(1965 年至 1975 年的中期)就制定了大气污染防治法建立防治污染的限量体系,并萌芽了制定总量控制的思想。从 70 年代开始,日本的环境保护得到了空前的发展,有效控制了环境污染,是整个国家的环境质量得到很大改善,完成“单项控制到综合整治,从浓度控制到总量控制,从定性管理到定量管理”的转变^[84]。

我国的相关研究起步较晚,其对水环境污染总量控制的相关研究始于 20 世纪 70 年代末,其标志是首次制定了松花江 BOD 总量控制标准,并进行了相应的初步探索研究与实践活动。之后在“六五”期间,以沱江为研究对象,进行对其“有机物环境容量”的研究以及对其水环境承载力进行定量的分析与评价,为后续的“七五”研究奠定良好的基础。而进入“七五”后,我国学者陆续在长江、黄河、淮河的一些河段和白洋淀、胶州湾、泉州湾等水域,以总量控制规划为基础,进行了水环境功能区划和排污许可证发放的研究^[85]。

进入 90 年代以后,国家环保局编制了《跨世纪绿色工程计划》及《污染物总量控制方案》等,提出了落后工艺淘汰指标和产业结构调整方案,为中国的水环境总量控制制定了先按达标排放控制污染总量,再按水质目标规定允许排污总量的基本模式^[85]。在“九·五”计划和 2010 年远景目标中,实施污染物排放总量控制被列为环境保护目标的重大举措。

然而由于以径流污染为代表的非点源污染源具有动态性,使得对于其空间位置和排放量较难进行准确的量化预测,同时我国对其研究起步较晚,重视力度不足,使得我国对于径流污染的总量控制水平始终没有得到较大的提高,从而导致我国因径流污染而造成的是环境污染愈加严重。但随着我国城市化的大力推进,其带来的径流污染显著加剧,已经引起学者们的重视,相关理论研究水平也有长足的进步。

目前我国主要研究城市非点源污染负荷量的估算,侧重于调查、分析和评价。其中许多学者采用各种模型,同时结合我国各地的自然地理特征,对城区的径流污染负荷进行预测,都取得了较为满意的结果^[78-80,85],这不仅为城市水环境规划提供了可靠的依据,也为城市非点源污染的进一步研究积累了丰富而有益的经验。

2.3 城市径流污染总量控制方法

目前我国对于非点源污染的研究已经从最初的定性分析转向定量分析，并且主要针对城市非点源污染负荷量进行估算。鉴于城市径流污染的发生具有随机性和复杂性，城市径流污染负荷的计算难度相对较大，因此建立一种适宜于目前我国城市区域以非点源污染为主的特点的城市径流污染负荷估算方法，进行相关污染防治及控制管理具有十分重大的意义。为此，本文借鉴了在点源污染防治中应用较为成功的“总量控制”思想，并将其引入，建立城市径流污染排放总量和水环境保护目标之间的定量关系，从而为快速城市化区域的水污染控制规划提供坚实的理论基础。其具体控制方法如下所示：

① 对研究区域进行子汇水区域的划分，然后针对不同的汇水区域展开调研，收集相关径流水质特征资料。

② 对每个汇水区域根据管网分布情况，按一定的标准进行网格概化，对每个网格进行数据整理，以网格为单位，登记用地类型，土地利用强度，水体功能类别，区域不透水地面比例，人口密度和街道清扫频率等情况，在 GIS 软件支持下，建立空间数据库。

③ 以 GIS 为计算平台，并结合城市径流污染物负荷预测模型系统，计算出该研究区域内各个雨水排放口的排污负荷。

④ 选择适当的水污染控制指标(如 COD，TN，TP)，根据水环境保护总目标，并结合水环境容量计算模型，计算出与各雨水口对应得到受纳河段的水环境容量，从而确定各雨水口总的允排量或削减量。

⑤ 根据研究区域的城市规划目标，并结合现状及发展趋势，提出具体而切实可行的城市径流污染控制目标。

⑥ 根据控制目标，并结合该研究区域的径流水质特性及城市景观规划要求，选择适宜的城市径流污染生态化单元技术措施，并且提出多种组合方案。

⑦ 对比各组合方案中的污染负荷总量削减效果，从而建立最优的控制模式。

总而言之，城市径流污染总量控制的研究内容可以分为三大部分，即：城市径流污染特征研究、城市径流污染负荷总量控制模拟研究、城市径流污染生态化处理技术研究。本文以重庆市梁滩河流域虎溪河重庆大学河段为例，在对重庆市城市径流特征进行研究和对该研究区域的污染总量和相应受纳水体水环境容量进行模拟计算的基础上，提出污染负荷总量控制目标，并建立最优的生态化处理系统。

3 城市径流污染特征研究

随着近年来我国城市化的快速发展,导致大量的天然流域被开发、植被被破坏、土地利用状况被改变,同时混凝土建筑、道路、商业区、住宅区、停车场等不透水地面比例迅速提高,这些均使城市的水文循环状况发生了很大的变化^[1],城市下垫面类型的变化所引起的径流污染已经成为影响城市地表水环境的重要污染源。同时鉴于城市径流污染具有污染物含量高,组分复杂,影响因素多、污染源分散不易监控、排放规律复杂以及初期冲刷效应显著等特点^[2-6],导致目前对其污染控制的研究难度较大,治理效果有待提高。因此,掌握城市降雨径流的水质特性,对进一步提出合理有效的控制措施是十分必要的。

我国对于城市径流污染特性的相关研究起步较晚,直到 2000 年以后,随着我国城市化的大力推进和对环境保护的不断强调与重视,城市径流污染才引起国内学者们的广泛关注,但其研究深度与技术手段仍相对落后,使得对径流污染特征的研究存在一定的滞后性而不利于后期利用模型或其它手段进行污染负荷的估算及控制措施的制定。目前,北京、上海、武汉等城市已率先开展相关研究,但由于区域间实际情况存在差异,其研究成果均有所不同^[7-10]。另外,由于上述城市均为平原地区,其研究结果并不适用于坡度较大的城市,因此对山地城市径流水质特性进行研究是十分必要的。

本研究以重庆市为例,在某大学校园内选择典型产流区,通过监测各产流区降雨期间的污染物浓度(SM EMC)变化情况,对水质变化规律进行分析,从而掌握其径流水质特性,为下一步的污染负荷模拟及污染物控制提供理论依据。

3.1 实验区域概况

一般来说,根据产流区的不同,可以将城市径流分为屋面径流、地表径流和绿地径流三种,因此本研究主要以重庆市内典型产流区的径流水质变化规律为例,对山地城市降雨径流污染特性进行分析。

作为中国最年轻的直辖市,经过 10 多年来的快速发展,重庆已经成为中国西部最具投资潜力的特大城市之一。重庆市境内河流密布,主要河流有长江、嘉陵江和乌江。重庆主城区位于嘉陵江与长江交汇处。在全球气候变暖的大背景下,重庆气候要素的时空变化特征也发生着明显的趋势性、阶段性变化,具有显著的区域性特征。1961~2009 年期间,重庆年平均降水量总体呈现小幅度的减少趋势,其中也包括了阶段性波动过程,但在 1998 年以后降水量呈明显的减少趋势,到 2000 年以后其下降趋势日益明显。本文的研究区域为某大学校园,属于典型的快速城

市化地区，以文教建筑和配套道路为主，其下垫面以硬化地面、屋面以及绿地为主，其中屋面类型有两种：瓦屋面与沥青防水屋面，硬化路面有混凝土路面和砖石路面两种。

本研究共设有 7 处取样点，分别为：天然降水采样点，沥青屋面径流采样点，瓦屋面径流采样点，下凹式绿地径流采样点（选取某种常见植被），混凝土机动车路面径流采样点以及人行道砖石路面径流采样点。

3.2 实验方法

由于城市径流污染的独特性，导致其特征研究所涉及得学科繁多，例如：水文、地理、气象、水土保持和市政等，因此可从不同的角度进行研究分析，采用较多的方法有以下几种^[10]：

① 选择小区进行监测实验

在研究区域内选择一块面积不大，能代表研究区域各类特征的封闭或半封闭的小试验区，同步监测降雨径流的水质，通过大量监测数据来分析城市径流污染的性质，从而掌握污染的特性。目前，国外对城市地表径流水质特征的研究方法是以现场监测或采样分析的结果为依据，结合理论分析，探索径流污染的规律。采用的现场测试研究方法可分为如下几种：

1) 以分流制管道的雨水口为监测点，对雨水径流水质、水量进行系统测试分析，以确定城市地表径流水质特性和污染负荷，揭示城市地表径流雨水排放规律。

2) 在晴天和雨天时，以合流制管道的排水口为监测点，比较晴天和雨天合流制排水中污染物浓度和水量的相对大小，确定城市地表径流水质特性和污染负荷，揭示城市地表径流雨水污染物排放规律。

3) 以某一特定城市地表(如路面或屋面)为研究对象，明确区分路面、屋面等汇水面径流，确定不同汇水面径流的水质特征。

② 研究受纳水体的水质变化

地面径流最终携带各种污染物进入河流、湖泊、海洋等天然水体，因而受纳水体水质的变化必能反映出非点源污染的影响，在水质规划中采用这种方法可有效地考虑非点源污染的影响,但其只能得出某种地表条件组合的综合效果，无法解释非点源污染产生的机理。

③ 遥感、人工降雨模拟

由于非点源污染研究发展的需要，遥感技术、人工模拟试验技术被引进非点源污染研究领域。遥感技术以其视野广、分辨率高、多时相、多波段等优势，为非点源污染研究提供了准确、可靠而丰富背景资源，提高了研究工作的效率和精度；人工模拟试验，则可以在人工控制情况下模拟各种自然条件下的非点源污染

负荷产出规律。这一方法简化了自然界的复杂变化，突出了主要因素的影响，易于定量化。其优点是可以获取野外工作中无法得到的数据，可有效解决传统方法的受自然条件严格约束、研究周期长、耗资高等不足，为揭示非点源污染负荷的发生、发展规律提供了简便、有效的途径，但不能直接用于实际污染物负荷量的计算，多被用于模拟研究暴雨径流过程中污染物的流失过程。

上述方法都具有各自的优点，但也分别存在着一定的局限性。在本章的实验中，采用选择一定的研究区域、以某几类特定城市下垫面为监测对象，对不同季节的降雨形成的径流进行取样的方法对城市径流的特征进行相关研究工作。

3.2.1 取样方法

① 屋面径流

在楼顶雨水管道出水口处放置收集装置，收集楼顶流出的初期径流及经过弃流后的雨水；



图 3.1 沥青屋面取样点

Fig. 3.1 Sampling point of asphalt roof



图 3.2 瓦屋面取样点

Fig. 3.2 Sampling point of tile roof

② 路面径流

在路面上的雨水下水井内安装与小于井口同尺寸的收集器(目前采用塑料瓶),当路面产生径流时汇聚进入该收集器中,在容器的底部接一出水管,将初期径流接入另一个收集器中(可采用塑料制品),从而达到收集路面初期径流和经过弃流后的雨水的目的;



图 3.3 混凝土路面取样点

Fig. 3.3 Sampling point of concrete pavement



图 3.4 砖石路面取样点

Fig. 3.4 Sampling point of brick road

③ 绿地径流

取样点设稍有坡度的绿地中,在地势最低处埋入一收集装置,保证进水口同地面齐平,装置外壁与周围土壤紧密封好,以使草坪坡上径流流入收集装置中。由于草坪土质松软,绝大部分雨水都渗入地下,径流量较少,因此径流收集非常困难,并且大部分的草坪地势较为平坦,样品收集就更加困难,故采样点只有 1 个。



图 3.5 绿地取样点

Fig. 3.5 Sampling point of grass

3.2.2 样品处理

由于在一场降雨过程中，各种污染物的浓度随降雨历时的变化而变化，因此在考察单场降雨的径流污染物浓度时，一般均采用单场降雨污染物平均浓度来表示。EMC 是指单场降雨中单位质量径流中所含污染物组分的平均浓度，其值等于单场降雨径流中的总污染物质量除以总径流量^[14,15]，即：

$$EMC = \frac{\sum_{t=0}^T Q_t C_t}{\sum_{t=0}^T Q_t} \quad (3.1)$$

式中： Q_t —— t 时段内的径流流量， m^3/h ； C_t —— t 时段内的径流量中所含的某种污染物浓度， mg/L ； T ——降雨历时， min 。

由于径流取样难以做到连续取样，因此本实验从降雨径流产生时刻开始，每隔 5 分钟于各采样点同时取样，直至径流结束，最后样品集中转入实验室进行化验分析。

3.2.3 水质分析指标

城市径流一般可以分为城市路面径流、屋面径流和绿地径流 3 种，其中城市路面径流污染是城市地表径流污染源的主要组成部分。

虽然影响城市路面径流污染程度的因素复杂，但总体而言径流水质中主要污染物为悬浮物和有机物，也可能含有氮、磷等营养物质。这些物质如果随雨水径流进入水体，都有可能对水环境造成重要影响。因此掌握径流水质特性，对后期的模拟研究及工程设计均有十分重要的意义，对此国内外学者已经进行大量监测及分析研究，其中：赵剑强等^[30]通过对西安市南二环路中段机动车道一侧的实地采样监测，分析了该城市道路降雨径流污染情况，其结果表明：城市降雨初期，路面径流雨水污染物浓度较高；城市道路路面雨水径流中的有机污染物及 SS 浓度不低于典型生活污水的污染物浓度；路面雨水径流中水质参数 SS 与 COD 之间存

在较好的线性相关关系，有机污染物以非溶解性为主，且生物可降解性较差。德国最近的研究报告将屋面雨水径流和路面雨水径流水质区分，以便针对不同的水质处理和利用，所测雨水污染物浓度见表 3.1：

表 3.1 德国径流污染物浓度^[6]（单位：mg/L）

Tab. 3.1 Concentration of urban runoff pollutants in Germany

污染物		平均值 mg/L	低值 mg/L	中值 mg/L	高 值 mg/L	90% mg/L
屋面 径流	C					6
	OD	47	34.5	47	59.5	7
	T					0
	P	0.2	0.1	0.2	0.25	.3
	无					7
	机 N	6	5.25	6	6.8	.3
路面 径流	C					1
	OD	87	46.6	84.5	118.5	34.1
	T					1
	P	0.55	0.25	0.35	0.75	.5
	无					4
	机 N	2.25	1.3	2.1	2.95	.2
	N H ₃ -N	0.9	0.6	0.75	0.9	

注：90%样本均值是根据样本信息推断置信区间为 90%的总体均值,意味着有 90%的机会
是实际总体均值存在于给定的置信区间内，以下各表同此。

根据美国环保署国家城市径流监测计划(NURP)对美国 22 个城市径流水质情况监测结果，城市暴雨雨水中主要含有：TSS(悬浮物总数)、BOD(生化耗氧量)、COD(化学需氧量)、TP(总磷)、TKN(总氮)等，个别监测站还测到其他一些污染物^[14]。其城市径流水质特征见表 3.2：

表 3.2 美国城市径流污染物浓度^[14]

Tab. 3.2 Concentration of urban runoff pollutants in the USA

组分	EMC 方差系数	城市雨水径流水质（mg/L）	
		中值	90%

TSS	1~2	100	300
BOD	0.5~1	9	15
COD	0.5~1	65	450
TP	0.5~1	0.33	0.7
NH ₃ -N	0.5~1	0.82	1.55

通过以上研究结论,可知:城市暴雨雨水中污染物归纳起来可分为三种类型污染物,即悬浮物质、溶解性有机物以及营养物质。笔者在参考其他城市径流水质分析结论,并且结合重庆地区酸雨频繁等实际情况后,将水质分析指标确定为以下两大类:

- ① 常规指标中的超标污染物: COD_{cr}, SS, TP, NH₃-N;
- ② 重庆地区酸雨严重所产生的特殊的超标污染物: PH;

3.2.4 实验仪器及测试方法

表 3.3 实验仪器及测试方法

Tab. 3.3 Leading tester and analysis methods

分析项目	测定方法	仪器、设备和型号
COD _{cr}	重铬酸钾比色法	HACH COD Reactor
SS	过滤称重法	DT-100 电光分析天平、CS101-2D 干燥箱
氨氮	纳氏试剂分光光度法	721 可见分光光度计
总磷	过硫酸钾氧化-钼酸盐分光光度法	721 可见分光光度计
PH	仪器直读法	PH 仪

3.3 实验结果及分析

本研究使用样点平均次径流平均浓度(Site Mean Event Mean Concentration, SM EMC)来表征 7 个取样点的径流水质,它由每个样点监测事件的次径流平均浓度的算术平均得到^[15,16],即:

$$\overline{EMC} = \frac{\sum_{i=1}^N EMC_i}{N}$$

式中: EMC_i——第 i 场降雨径流的污染物平均浓度, mg/L; N——监测事件数。

将降雨全过程的平均径流浓度与地表水环境 V 类标准进行对比,得到其污染物超标率(括号中数值),具体结果见表 3.4。

降雨全过程径流水质监测结果表明:我国城市雨水径流污染的主要污染物质

为有机物、营养物及悬浮性固体，其中污染最为严重的是有机物和氨氮，除绿地径流外，其平均浓度均超过地表水环境 V 类标准。通过对不同类型下垫面同一污染物平均含量的对比可知，路面径流的污染最严重，屋面径流与绿地径流相比， $\text{NH}_3\text{-N}$ 污染较重，而 TP 与 SS 的污染较轻，这表明：下垫面材质是导致径流水质发生变化的重要因素。

表 3.4 降雨全过程径流水质(除 PH 外单位 mg/L)

Tab. 3.4 SM EMC on different types of underlying surface

控制 指标	标准值	屋面		路面			绿地	天然 雨水
	V 类地 表水环 境	沥青防 水屋面	瓦屋面	混凝土 路面 (次干道)	混凝土 路面 (主干道)	砖石 路面 (人行道)		
PH	6~9	7.3	7.31	7.62	7.67	7.65	7.6	6.98
COD _{cr}	40	59 (48.33%)	54.4 (36%)	53 (33.75%)	76.25 (90.63%)	33	23	2.29
氨氮	2	2.91 (45.5%)	2.65 (32.50%)	3.22 (61%)	3.67 (83.50%)	2.81 (40.50%)	1.64	1.24
总磷	0.4	0.05	0.04	0.22	0.24	0.08	0.21	0.03
SS		100	380	1040	1730	420	650	210

表 3.5 降雨初期径流水质(除 PH 外单位 mg/L)

Tab. 3.5 SM EMC of first flush for different types of underlying surface

控制 指标	标准 值	屋面		路面			绿地	天然雨水
	V 类 地表 水环 境	沥青防水 屋面	瓦屋面	混凝土 路面 (次干道)	混凝土 路面 (主干道)	砖石 路面 (人行道)		
PH	6~9	7.24	7.23	7.41	7.65	7.6	7.51	7.24
COD _{cr}	40	74.33 (85.83%)	64.3 60.75%	96.89 142.23%	106.4 166%	30.67	97.8 144.50%	64.3 60.75%
氨氮	2	2.68	5.56	4.95	5.64	2.15	3.13	2.68

		(34%)	(178%)	(147.5%)	(182%)	(7.5%)	(56.5%)	(34%)
总磷	0.4	0.16	0.07	0.4	0.34	0.23	0.39	0.05
SS		200	700	2070	2330	600	1360	200

越来越多的研究表明^[11,12]：初始冲刷效应使得初期径流具有很强的污染性，但在实际设计和管理过程中，对于初期径流的控制并没有科学的理论依据，均采用的是经验值，而各地的雨水水质情况不尽相同，初期径流水质也有所不同。因此为了能够有效地控制屋面、屋面径流带来的面源污染物，有必要对初期径流水质进行研究。本研究选取径流开始 20 min 内的降雨径流作为初期径流，并且分别统计了不同类型下垫面初期径流中污染物的 SM EMC 值，并将其与地表水环境 V 类标准进行对比，得到初期径流中污染物超标率（括号中数值），具体数据见表 3.5。

由表中数据可知：各种下垫面产生的初期径流的 pH 指标满足地表水环境标准要求，但相对于稳定后的径流其水质均偏酸性，这表明下垫面的冲刷在一定程度上缓解了雨水的酸性。初期径流的水质较差，除 TP 各水质指标均为劣 V 类；与径流污染物的平均浓度相比，污染物含量达到 2~4 倍，这表明在降雨初期，径流具有较强的冲刷能力，使其携带了大量的污染物质，能够在短时间内导致径流水质恶化。

① 有机物含量分析

溶解性有机物是降雨径流的主要污染水质指标，对于三大类下垫面而言，路面径流的有机物含量最高，绿地对于有机物有一定的去除能力，这表明部分污染物在降雨过程中已经随下渗水进入土壤。具体而言，绿地及天然雨水的有机物含量在 2.29~23.00 之间，能够满足地表水环境 V 类水质标准，可以直接排放到然水体。屋面径流污染性较大，其 COD_{cr} 含量在 50~60 之间，为劣 V 类水质，且沥青防水屋顶水质较差。路面径流污染性最大且变化剧烈，其 COD_{cr} 含量在 30~80 之间，为劣 V 类水质。

② 营养物含量分析

由于营养物是导致水环境富营养化的主要原因，因此有必要对降雨径流的营养物指标 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TP 进行分析。绿地径流中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 含量较低但 TP 含量较高，为劣 V 类水质，这表明绿地对于 TP 并没有较好的净化效果，甚至还有一定的污染贡献，其污染机理还有待进一步的研究。屋面径流污染物含量则与绿地径流刚好相反， $\text{NH}_3\text{-N}$ 含量较高但 TP 含量较低，这可能与屋面的材质有关，但总体而言其水质较好，均能达到或接近地表水 V 类水质标准。而对于路面径流而言，污染物含量最高，除人行道之外，其径流水质均为劣 V 类。

③ PH 值及 SS 含量分析

各种下垫面产生的径流的 pH 指标满足地表水环境标准要求,同时在对天然雨水的水质监测过程中发现,其 pH 指标值在 6.98 左右,也满足 6~9 的水质标准。可见,通过多年对于硫氧化物及氮氧化物排放量的控制,重庆城区的酸雨污染已经基本得到治理。而对于 SS 而言,3 种下垫面径流中悬浮固体的平均含量从大到小依次为:路面>绿地>屋面,这主要是因为路面上的悬浮固体主要由于大气沉降以及交通,晴天沉积物的累积等因素带入,含量较大;绿地土质松软,经雨水淋洗,冲刷出大量的固体颗粒物质,但由于绿地径流量较小,故总的悬浮固体含量略小于路面;而屋面上受人为因素干扰较小,颗粒物主要来源于大气降尘,含量较少。

3.4 讨论

由于城市径流污染主要可以分为:污染物形成和冲刷两个过程,因此总结和探讨影响上述过程的因素及其变化规律对于掌握其径流水质特征和采取适宜控制措施是十分必要的。

3.4.1 下垫面材质对径流水质的影响规律

通过将不同类型径流中主要污染物质的平均浓度进行对比,可知下垫面材质对雨水径流水质影响很大。

对于路面径流而言,虽然污染物质均来源于地表沉积的污染物质,但由于混凝土路面材质释出污染物多,且渗透率小,对径流污染物质的截流能力弱,导致其径流水质污染严重。而人行道主要采用的是砖石材料,其本身所含污染物质少,再加上有一定的渗透率,因此与混凝土路面相比,径流水质良好,其主要污染物 COD_{cr}、NH₃-N、TP 以及 SS 的平均浓度之比分别为:0.43、0.77、0.33、0.24。

而在屋面径流中,瓦屋面径流水质相对较优,与沥青屋面径流相比,其主要污染物 COD_{cr}、NH₃-N 以及 TP 平均浓度之比分别为:0.92、0.91、0.8,产生此现象的主要原因是瓦屋面材料环保,材料本身不增加径流水质的污染,而沥青油毡屋面材料为石油的副产品,其成分较为复杂,有机物含量较高,因此其本身的释出物增大了径流水质的有机物污染程度。另外,由于本文采样点中的瓦屋面年代较久,故材料腐蚀、管道腐蚀和径流遗留物均导致水质污染程度的加深,因此 SS 的含量相对较高,与沥青屋面径流相比,其平均浓度之比为 3.8。

绿地径流中各主要污染物平均浓度均高于地表水环境 V 类水质标准,这表明绿地径流水质较好,其主要原因是绿地面的植物及土壤对雨水径流中的污染物有净化作用,根据车武、姜凌等的研究表明^[3],土壤对雨水径流中难降解的 COD 有较强的去除能力。另外,植物及土壤的截留可去除水中的悬浮固体,因此绿地径流中 SS 的平均浓度仅为 210mg/L。

3.4.2 初期冲刷效应对径流水质的影响规律

初期冲刷 (First flush)是指在降雨径流排污过程中，初期比后期的径流排放占总污染量大部分比例污染物的现象^[6]。通过将不同类型下垫面的初期径流平均水质与降雨全过程径流平均水质进行对比可知，山地城市降雨径流在降雨过程中呈现出明显的初期冲刷效应，其初期径流存在较强的污染性，与降雨全过程径流水质相比，其主要污染物质 COD_{cr}、NH₃-N、TP 以及 SS 平均浓度的变化系数如下：

表 3.6 不同类型下垫面径流污染物平均浓度变化系数

Tab.3.6 Coefficient of variation of SM EMC for different types of underlying surface

控制指标	屋面		路面			
	沥青防水屋面	瓦屋面	混凝土路面（次干道）	混凝土路面（主干道）	砖石路面（人行道）	绿地
COD _{cr}	1.26	1.18	1.81	1.4	0.93	4.25
氨氮	0.92	2.1	1.54	1.54	0.77	1.91
总磷	3.2	1.75	1.82	1.42	2.88	1.86
SS	2	1.84	1.99	1.35	1.43	2.09

通过 2009 年 5 月 19 日的降雨全过程进行了监测，从而得到不同类型下垫面降雨径流中主要污染物浓度随降雨历时的变化情况。

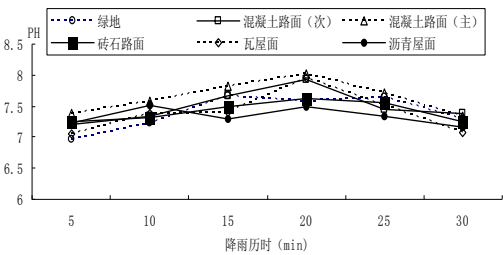


图 3.6 PH 随降雨历时变化曲线

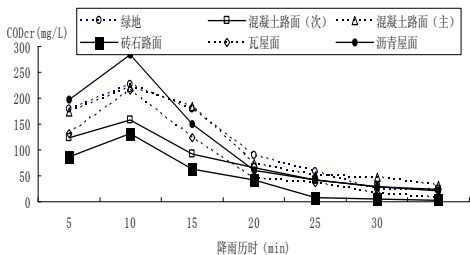


图 3.7 COD_{cr} 随降雨历时变化曲线

Fig. 3.6- Fig. 3.7 Curve of PH and COD_{cr} for different types of underlying surface during a raining period

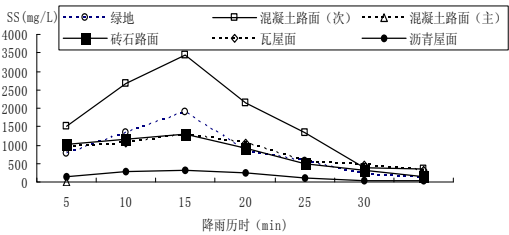


图 3.8 SS 随降雨历时变化曲线

Fig. 3.8 Curve of SS for different types of underlying surface during a raining period

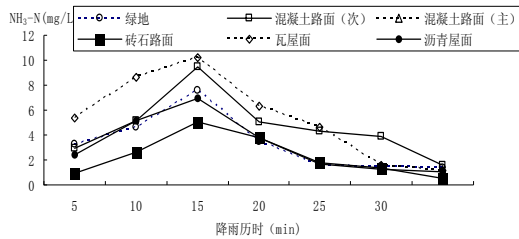
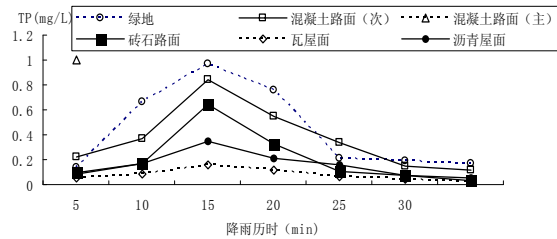
图 3.9 $\text{NH}_3\text{-N}$ 随降雨历时变化曲线图

图 3.10 TP 随降雨历时变化曲线

Fig. 3.9- Fig. 3.10 Curve of $\text{NH}_3\text{-N}$ and TP for different types of underlying surface during a raining period

由上述监测结果可知,除 PH 值外,其余污染物指标在降雨初期急剧上升,最大值出现于产流 10~15min 内,并且在达到最大值后随降雨历时的延长逐渐下降,并且趋于低浓度的稳定。这是由于初期冲刷效应对径流水质的影响是多因素综合作用的表现,其中最主要的因素是初期冲刷强度和初期径流量。对于初期冲刷强度而言,其变化主要与降雨初期暴雨强度有关。由于暴雨强度随降雨历时的延长逐步降低,因此初期冲刷强度处于整场降雨历时中的较高水平,从而导致单位体积径流中携带的污染物含量较大。而对于初期径流量而言,则主要是和降雨初期的降雨量变化有关。由于暴雨强度逐渐减小,导致累积降雨量的增幅逐步下降,径流总量呈现出缓步上升并趋于稳定的趋势,而在降雨初期,径流总量还处于较低的水平,因此其对所携带的污染物质的稀释作用较弱,主要表现为溶解作用。通过以上分析可知,在降雨初期,径流的冲刷效应显著而稀释作用微弱,其污染物浓度在短时间内急剧上升,导致径流水质迅速恶化。

3.4.3 降雨强度对径流水质的影响规律

本研究以 2009 年 5 月 15 日(降雨强度:大),2009 年 5 月 25 日(降雨强度:小)和 2009 年 6 月 1 日(降雨强度:中)的三场次降雨资料为例,对不同类型径流中主要污染物的次平均浓度的变化规律进行分析。

笔者通过对三场不同降雨强度的降雨径流水质监测结果进行对比分析,可知

降雨强度对径流水质有较明显的影响，其主要表现为：降雨强度越大，污染物质的平均含量就越高。这是由于径流对污染物质的携带能力是冲刷、溶解以及稀释三种作用的综合表现，而其宏观表征为径流水质。因此降雨强度越大，径流的对污染物质的携带能力越强，水质则越差。

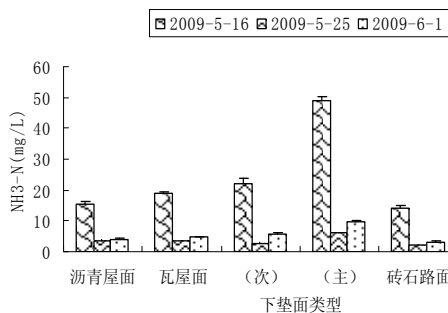
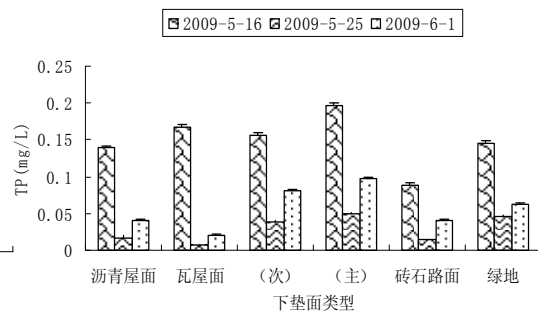
图 3.11 不同下垫面径流 NH₃-N 平均浓度

图 3.12 不同下垫面径流 TP 平均浓度

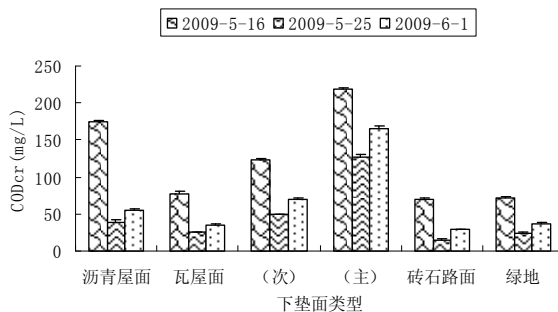
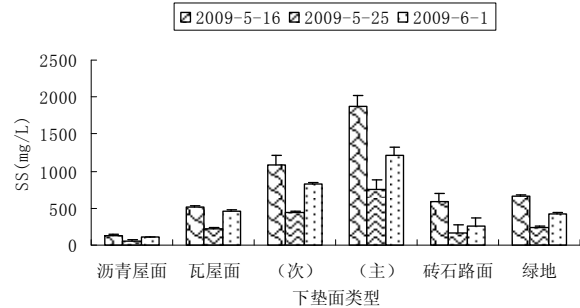
Fig. 3.11- Fig. 3.12 SM EMC of NH₃-N and TP for different types of underlying surface图 3.13 不同下垫面径流 COD_{cr} 平均浓度

图 3.14 不同下垫面径流 SS 平均浓度

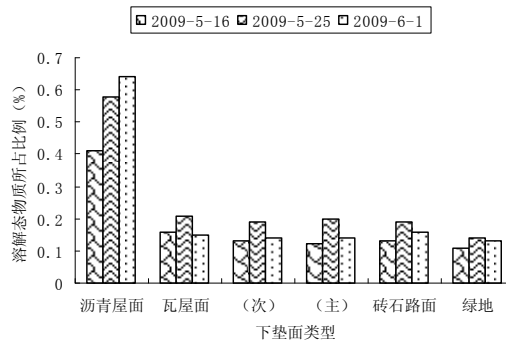
Fig. 3.13- Fig. 3.14 SM EMC of COD_{cr} and SS for different types of underlying surface

图 3.15 降雨强度对溶解态物质所占比例的影响

Fig. 3.15 Effect of rainfall intensity on proportion of dissolved substances

通过对比三场降雨中同类型下垫面产生的径流中溶解态物质所占比例，可知降雨强度越大，其溶解态物质所占比例却较低（图 3.15），如降雨强度较大的路面径流中 SS 平均浓度最高可达 1900 左右，但相应的降雨强度较小的路面径流中 SS 平均浓度仅为 762。

分析其主要原因为：对于降雨强度小的径流，由于其冲刷作用较弱，使其径流动能较小且不足以带动颗粒物质，而使得径流中溶解态污染物比例较高，因此三场降雨径流中溶解态物质所占污染物质总量的比例随降雨强度的增大而降低。

3.5 本章小结

① 多场降雨径流水质监测结果表明：重庆城区雨水径流污染的主要污染物质为有机物、营养物及悬浮性固体，而酸雨的污染已经得到较好的控制。而通过对不同类型下垫面同一污染物平均含量的对比可知，路面径流的污染最严重，屋面径流与绿地径流相比， $\text{NH}_3\text{-N}$ 污染较重，而 TP 与 SS 的污染较轻，可见下垫面材质是对水质特性影响最为显著的因素之一。鉴于其具有较强的人为操控性，可以通过改变其表面性质或进行生态化改造对下垫面的径流水质进行改善，从而对城区径流污染起到一定的防治作用。目前常用的控制措施有生态化处理，表面材料的无害化改进，透水性材料的推广使用等。

② 通过对比初期径流水质与降雨全过程径流水质，可知我国城市径流有明显的初期冲刷作用，初期径流污染物浓度很高，除 TP 外均超过地表水 V 类水质标准，对受纳水体水质影响严重。因此采用初期弃流措施对降雨径流进行分流或设置针对初期径流的预处理设施加强其对污染物质的稀释降解能力，对于有效的控制城市径流污染具有重大的意义。

③ 通过对比三场不同降雨强度下的径流水质，可知降雨强度越大，径流中污染物质的含量越高，且颗粒态物质所占比例越大；而降雨强度越小，溶解态物质所占比例则相对较高。这主要是由于在降雨过程中，径流中携带污染物的能力是其冲刷、溶解和稀释作用的综合表现，而降雨强度越大，其径流的动能就越大，污染物质的携带能力也越强，主要作用则体现为冲刷，因此其径流中携带的污染物质较多且颗粒态物质所占比例相对较大；而降雨强度小时，径流中的主要作用则体现为溶解，因此其溶解态物质占有较大的比重。

④ 对 2009 年 5 月 19 日降雨全过程中污染物质浓度变化情况的监测结果表明：初期冲刷效应是影响径流水质的重要因素，冲刷强度越大对下垫面沉积物的冲刷，

溶解能力就越强，单位体积径流中所携带的污染物质含量越高。而由于初期径流量仅占降雨全过程中总径流量的 20%左右，因此其对径流中污染物质的稀释能力较弱，故在降雨初期的极短时间内，初期径流中污染物质浓度急剧升高，对其水质影响剧烈。

4 城市径流污染负荷总量模拟研究

随着全球对可持续发展战略重要性的认识不断提升, 总量控制制度已经由原始的目标总量控制成功过渡到容量总量控制阶段, 而容量总量控制实行的重要基础, 除了考虑到污染源的排放负荷外, 最核心的是对受纳水体的水环境容量进行量化分析, 因此, 其相应的数学模型主要包括: 径流污染负荷计算模型与水环境容量预测模型两大类。而对于前者而言, 根据城市径流的特征与形成机理, 主要可以分为: 产流与产污两大类模型。

本文将降雨——径流这一真实自然过程的四个环节: 降雨——径流——地表冲刷——受纳水体水质恶化概念为一个城市径流污染系统, 并以推求城市径流污染负荷总量削减目标为模型系统的设计理念, 对城市的雨水径流污染作出量化的预测, 从而为有效地采取相应治理措施及建立相应控制模式提出理论依据。

4.1 城市径流污染负荷概念

城市径流污染负荷是指在降雨过程中, 城市流域地表的径流量与某一污染物浓度的乘积即为该流域地表径流产生的污染负荷^[86]。对于地表水体污染来说, 污染负荷相比污染物浓度是更重要的指标。由一场降雨所引起地表径流排放的污染物的总量称为次降雨污染负荷, 而由一年中的多场降雨所引起地表径流排放污染物的总量称之为年污染负荷。

按照城市雨水径流污染负荷的定义, 某种污染物的径流污染负荷可用地表径流量与该污染物浓度的乘积来表示。则一年中某场降雨的径流污染负荷可表示为:

$$l = \int_0^t C_i Q_i dt$$

其中: l ——某单场降雨的径流污染负荷(g); C_i ——某污染物质在 t 时刻的浓度(mg/L); Q_i ——该场降雨径流在 t 时刻的排放量(m^3/s); t ——该场降雨总历时(s)。

由于单场降雨过程一般很难做到连续监测, 因此其径流污染负荷也可近似表示为:

$$l = \sum_{i=1}^n C_i V_i$$

式中: C_i ——某场降雨第 i 时间段所测得的某种污染物的浓度(mg/L); Q_i ——该场降雨第 i 时段中的径流体积(m^3); n ——该场降雨的总监测时段数。

对于城市径流污染负荷的计算, 目前国内外普遍采用以下两种方法:

① 通过地表径流量与径流全过程中污染物平均浓度(EMC)相乘得到单场降雨

的污染负荷，此模型较为简单，但计算精度不高。

② 以径流污染形成的物理过程为基础，通过模拟流域上降雨径流的产生，传输及汇集原理和径流所携带的污染物质的积累，冲刷规律来对污染负荷进行计算。这种模型较为复杂，并且正式由于它的复杂性而限制了其应用范围，但对于城市雨水径流的污染负荷计算而言，其模拟效果较好，因此本文主要采用该方法作为模型系统的核心内容。

4.2 模型系统的构建及模拟研究技术路线

4.2.1 模型系统的构建

为有效地控制快速城市化区域的雨水径流污染，合理的利用区域内的雨水资源，解决城市雨水面源污染问题，本文通过引入“总量控制”思想，在掌握了城市径流污染特征的基础上，根据水文学，水力学等相关学科的经典理论，建立了一种以城市径流污染负荷总量控制目标为模拟对象的物理模型系统，它具有参数少、因果关系清楚、简便直接等特点。

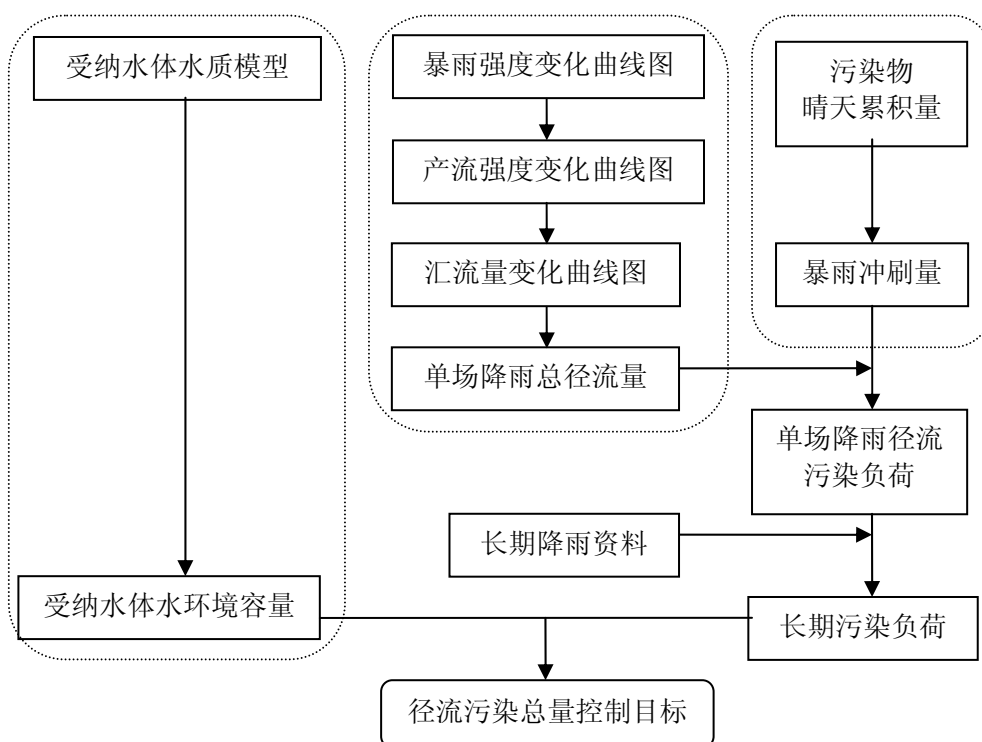


图 4.1 模型系统构建示意图

Fig. 4.1 Schematic diagram of model system construction

构建该模型系统的基本原则为：

① 以受纳水体的水质保障要求为目标，作为推算该系统模型目标值的主要依

据；

② 系统内部各个单元具有独立性，即每个单元均有其相应的数学模型；

③ 系统内部各个单元具有一定的有机联系，即以污染物传输关系作为相互间内在耦合关系；

该模型系统主要是由三大单元构建而成，即单场降雨径流污染负荷模型，长期降雨径流污染负荷模型以及水环境容量模型，其中单场降雨径流污染负荷模型本身是通过产流模型与产物模型耦合后建立的，该模型系统具体构建方式如图 4.1。

4.2.2 模拟研究技术路线

对于模型系统的研究，首先本文在对国内外已有的模拟研究成果进行分析的基础上，将经典理论与国内城市径流特征结合考虑后建立了城市径流污染负荷模拟系统；然后以位于重庆市梁滩河流域虎溪河段的重庆大学校园的雨水口径流水质资料为例，对该模型系统进行参数率定和模拟可行性的验证；最后，对影响模拟效果的相关参数进行灵敏度分析，从而对该模型系统的适用性进行讨论。具体过程见图 4.2：

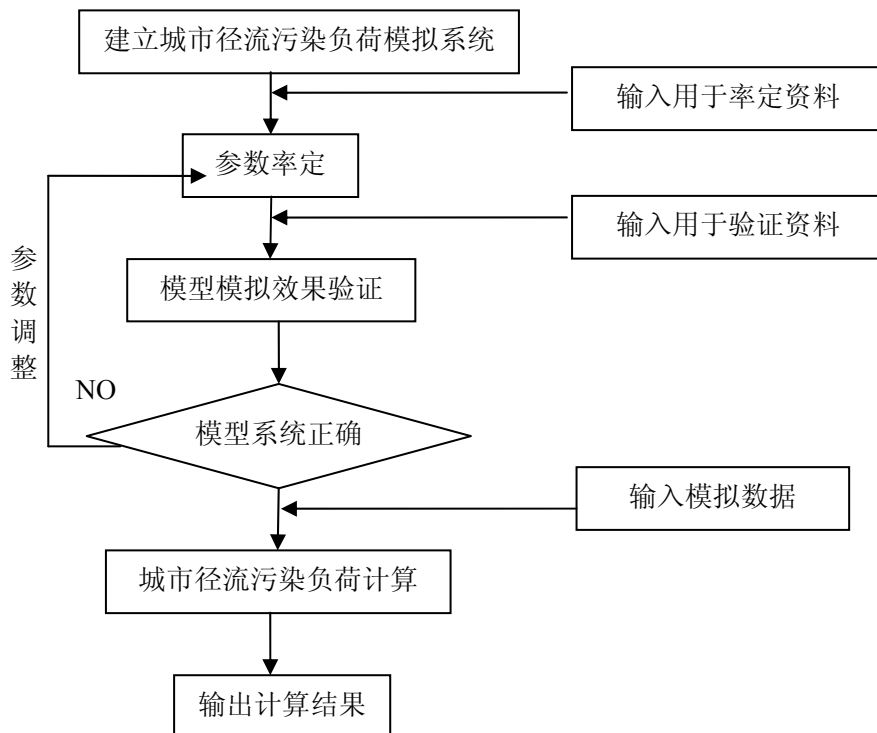


图 4.2 模拟研究技术路线

Fig. 4.2 Schematic diagram of technical route for simulation

4.3 城市径流污染负荷总量模拟方法

4.3.1 单场降雨径流污染负荷的模拟计算

笔者通过对城市降雨径流特征的研究发现，最主要的污染物质是溶解性有机物，悬浮物质以及营养物质，因此本文主要是针对以上几种物质在暴雨期间随径流迁移的积累——冲刷规律建立单场降雨污染负荷的物理模型。同时，通过前章中对不同下垫面类型径流水质的特征分析，可知城市径流污染负荷的变化还与下垫面性质有十分紧密的联系，因此笔者主要是通过等流时线将城市化区域进行子汇流区域的划分，然后对各子汇流区域的不同类型下垫面的产流情况进行分析和计算，从而得到整个排出口的总径流量。最后通过总径流量将水量——水质模型耦合，并建立单场降雨污染负荷的模型系统。本节的主要研究内容包括：产流模型的选取和计算方法；产污模型的选取和计算方法。

① 产流模型的选取和计算方法

城市地表径流的形成是由降落到地表的雨水，除去植物截留、洼蓄、下渗等损失后，其余部分沿地表流动，再经雨水口汇集到排水系统的各个节点，最后由雨水管道集中输送到雨水排出口，排入附近水体。由径流的形成过程和排放过程可知，城市产流模型主要由四大计算模块构成：暴雨计算模块、地表产流模块、汇流模块、雨水口出流模块，同时每个模块可以单独运行，对于雨水管网不同完善程度的城市区域的地表而言，可以灵活应用。

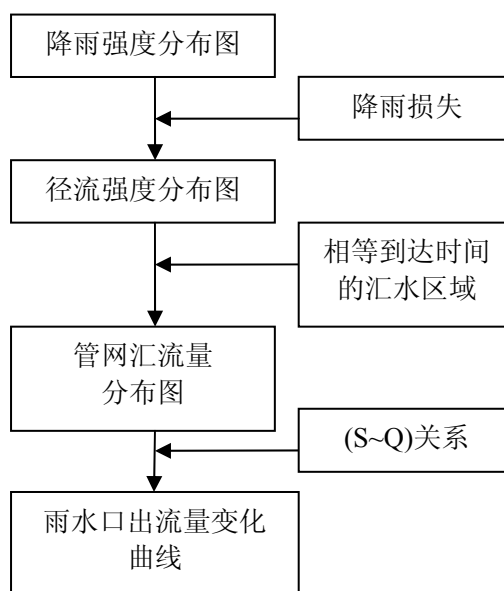


图 4.3 修正 RRL 法的计算步骤示意图^[39, 40]

Fig. 4.3 Schematic diagram of calculation steps for amend RRL

本文选取了日本土木研究所建立的土研模型——修正 RRL 法，该模型适用性

较强，只需要根据研究区域的一些基本参数，就可以通过模型计算出水量和水质情况。因为原模型所选参数都是针对日本当地的降雨，因此引进到重庆市城区时需要根据具体情况选取重庆市或国内的一些实际或经验参数。

修正 RRL 法，它是在英国建立的 RRL 法的基础上，经日本建设省土木研究所改进后用来计算雨水径流量的。该方法根据城市雨水径流区域的水文特点形成的凹面贮存损失和渗透损失，对降雨量作了修正而形成有效降雨量，即：利用划分到达时间相等的汇水区域面积来计算雨水流入量；利用雨水管线内部贮留量 S 与雨水流出量 Q 的关系(S - Q 曲线)来计算雨水流出量。修正 RRL 法的计算步骤如图 4.3。该方法的优势在于：简单，快速，能够模拟整个降雨过程中的降雨—径流量的变化过程，预测在该区域范围内可能出现的暴雨危害程度，为雨水系统的设计，维护作出量化依据。

由于城市地表的产流模式不是单一的(或某一种占绝对优势)，而是随降雨条件的变化，既有超渗产流，也有蓄满产流，此时仅采用一种产流模式计算，往往难以取得比较满意的结果。而实际检测情况表明:对于不透水性地表而言，主要发生的是蓄满产流现象；而对于透水性地面而言，主要发生的是超渗产流现象。

基于这种情况，本章建立了一个超渗蓄满兼容的流域产流模型，以解决我国快速城市化地区的不同渗透性的地表产流问题，并且对修正 RRL 模型的产流计算模块进行改进，使该模型更适宜于对我国城市地表产流量进行计算。其改进后的径流计算模型组成如图 4.4 所示：

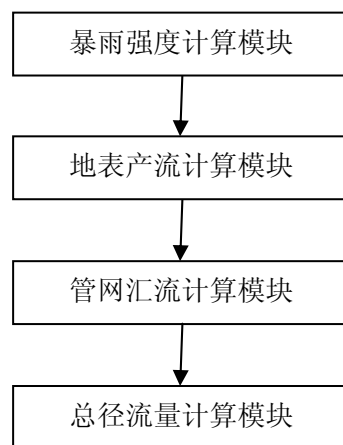


图 4.4 改进后修正 RRL 法的计算步骤示意图

Fig. 4.4 Schematic diagram of calculation steps for improved amend RRL

各模块具体的计算方法如下：

1) 暴雨计算模块

以重庆市为例，用 P-III型曲线与用指数曲线调整样本中暴雨资料的频率，所

得出的暴雨强度公式对样本中暴雨强度值的平均绝对均方差的值很相近。本文根据邱兆富, 曾晓岚等^[81]的研究结论, 对重庆主城区的暴雨强度计算采用式 (4.1):

$$q_j(t) = \frac{2509(1 + 0.845 \lg P_j)}{(t + 14.095)^{0.753}} \quad (4.1)$$

式中: q_j ——区域 j 在降雨 t 时段的暴雨强度 ($L/(s \cdot ha)$); P_j ——区域 j 的设计重现期 (a); t ——降雨历时 (min)。

2) 地表产流计算模块

降雨形成径流是一个较复杂的过程, 主要涉及降雨、入渗、洼蓄、植物截留、蒸发、流域损失等, 因此地表产流量可表达为:

$$R = P - (f + V_d + I_s + E) \quad (4.2)$$

式中: P ——降雨量 (mm); R ——地表产流量 (mm); f ——入渗量 (mm); V_d ——洼地积水量 (mm); I_s ——植物截留量 (mm); E ——蒸发量 (mm)。

通过式(4.2)可以在理论上计算区域上的降雨产流量, 但是由于式中涉及较多的参数, 必须通过实测的方式来确定其中的有关参数。上述的四个过程对于降雨产流计算来说一般是必须的, 但对于不同的地表区域(如城市地表和农业地表)来说, 因为具体情况不同, 可以考虑作适当简化。与此同时, 在城市的不同区域, 由于不同的降水特性和不同下垫面的共同作用产生了不同的产流机制, 因此解决流域产流计算的关键在于揭示流域产流面积的变化规律和机制。

流域产流面积的变化取决于降雨量或降雨强度的空间分布以及包气带含水量或下渗容量的空间分布, 从形式径流机制来看: 一种是总径流受降雨强度的影响, 另一种是总径流不受降雨强度的影响。前者称为“超渗”产流模式, 后者称为“蓄满”产流模式, 这两种产流模式是自然界基本产流模式, 它们是现行流域产流量计算方法的基础。其分别通过流域蓄水容量分配曲线、流域下渗容量分配曲线来解决相应产流面积变化的问题。

总而言之, 对于城市地表径流量的计算, 其关键在于确定研究区域中不同汇水子区域的综合径流系数 Ψ_j , 再根据产流强度的计算方法, 得到整个汇水区域的产流强度 r_j , 即:

$$r_j(t) = \Psi_j \cdot q_j(t) \quad (4.3)$$

$$\Psi_j = \frac{\sum_{m=1}^n \Psi_m A_m}{\sum_{m=1}^n A_m} \quad (4.4)$$

其中: $r_j(t)$ ——第 j 个汇水区域在降雨历时为 t 时刻的产流强度;

$q_j(t)$ ——第 j 个汇水区域的在降雨历时为 t 时刻的暴雨强度 ($L/(s \cdot ha)$);

Ψ_j ——第 j 个汇水区域的综合径流系数;

Ψ_m ——第 j 个汇水区域内某中地表类型的径流系数；

A_m ——相应地表类型的覆盖面积 (ha)；

m ——第 j 个汇水区域内不同地表类型的数目；

一般地，可以根据城市下垫面的透水性能分为透水区域和不透水区域，常见的透水区域有：草地，农田及泥土地等；而不透水区域有：屋面，混凝土地面，沥青路面，人工铺装路面等。其中，不透水区域又可以分为：直接不透水区域和间接不透水区域。

直接不透水区是指径流可直接进入排水管渠的那部分，而间接不透水区是指径流必须流经透水地面后，才能进入排水管渠的那部分。由于间接不透水区的雨水流经透水地面时降雨损失增大，汇流时间增长，与直接不透水区差异较大，因此分开计算。相应的，透水区也划分为两部分，透水区 1 上没有间接不透水区的径流流入，而透水区 2 上有间接不透水区的径流流入。另外根据地表凹地的分布情况可以分为：凹地贮流损失区域和直接流出区。

所以，总体上从产流概念上出发可将城市下垫面分为以下三大类型：直接不透水区域，间接不透水区域，透水区。其中各种类型的区域均包含有凹地贮流损失区域和直接流出区域。

可用下图表示：

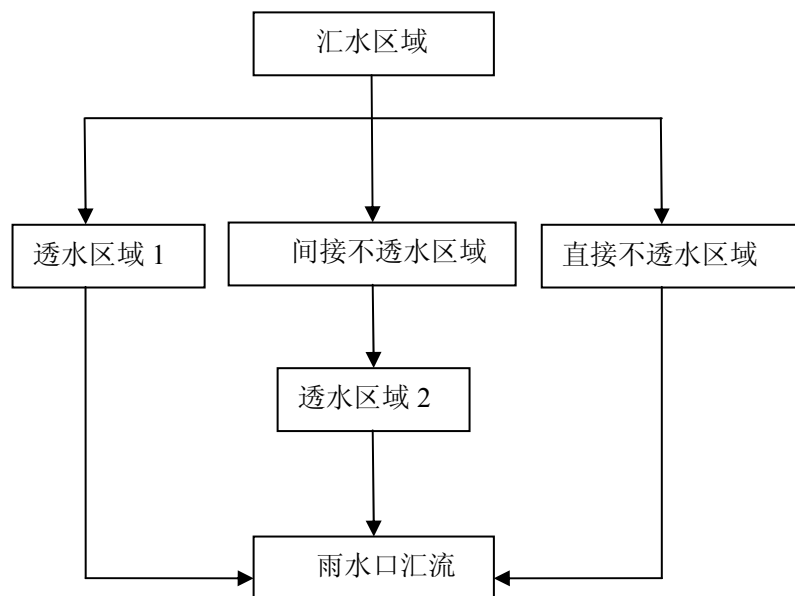


图 4.5 城市下垫面分类示意图

Fig. 4.5 Schematic diagram of classification for urban underlying surfaces

具体的产流原理如下所示：

a) 直接不透水区域

由于不透水区域的主要降雨损失为：洼蓄和缝隙下渗等。其中，洼蓄主要发生在降雨初期，随着降雨历时的增加，其洼蓄速度逐渐减小。而不透水区域的缝隙下渗主要发生在破旧的不透水地面及块石、混凝土块等铺砌的地面上。由于存在凹地贮流区，主要应考虑扣除局部的洼蓄损失，一般为 2-5mm，具体数值可以根据地表的坡度及平整度选取。因此在计算径流量时，其径流系数 ψ 应采用蓄满产流法中的定义 $\psi=\alpha$ ，即通过蓄水容量分配曲线把不透水区划分为蓄满产流面积 α 和未蓄满产流面积 $1-\alpha$ ，则该区域的产流量就等于 α 面积所对应的蓄满产流量^[87]，具体计算方法如下：

$$\psi = \alpha$$

$$r(t) = \alpha \times q(t) \quad (4.5a)$$

其中： α 为小于等于该区域平均蓄水容量的累积面积与计算产流区总面积之比。

b) 透水区域 1

透水区域的损失包括下渗和洼蓄，其中洼蓄情况与不透水区域类似，但洼蓄量较不透水区域大，因此对于城市透水性地表产流损失而言，主要表现为下渗，但局部凹地仍要考虑扣除洼蓄损失，一般为 3-10mm，具体数值可以根据地表的坡度及平整度选取。

根据重庆市地表较湿润的特点可知，其城市透水区域下渗情况与天然流域类似，此其地表产流可采用基于超渗产流理论的霍顿下渗曲线公式进行计算，因此其径流系数 ψ 可以采用超渗产流法中的定义 $\psi=\beta$ ，即通过下渗容量分配曲线把流域划分超渗产流面积 β 和未超渗产流面积 $1-\beta$ ，则该透水区域的产流量就等于面积 β 所对应的超渗产流量^[87]，具体计算方法如下：

$$\psi = \beta$$

$$r(t) = \beta \times q(t) \quad (4.5b)$$

其中： β 为小于等于该区域平均下渗率的累积面积与计算产流区总面积之比。

c) 透水区域 2（即：与间接不透水区域相连的透水区域）

无论是直接不透水区域还是间接不透水区域，其产流特性的本质是一样的，即在计算产流量时采用蓄满法。此外，由于间接不透水区还存在间接降雨损失，主要体现在一部分不透水区没有直接与排水系统相连，雨水必须流经透水地面才能到达排水系统，造成部分雨水入渗损失。由于间接透水区域的汇流时间较短，因此在本文的计算过程中对该区域的汇流过程作近似忽略，并将其产生的径流直接均匀的分配在透水区域 2 上。具体计算方法如下：

$$\psi = 1 + \alpha_s \cdot \frac{A_s}{A_p}$$

$$r(t) = q(t) \times (1 + \alpha_s \cdot \frac{A_s}{A_p}) \quad (4.5c)$$

其中： A_s ——间接不透水区域的面积（ha）； A_p ——透水区域 2 的面积（ha）； α_s ——间接不透水区域的径流强度（ha）。

3) 管网汇流计算模块

降落在城市地面的雨水除去各种损失后，沿地面、屋面及道路边沟流动，一般由雨水口排入排水管道。雨水向管渠出口流动的过程中，不断汇集地面及支管中的水流直至出口。在计算中，根据管渠的分布情况将整个汇水区域划分为几个子区，每个子区的雨水径流到达出水口的时间在规定的时间范围内，其间隔一般为 5-10 分钟。

到达时间是按照均匀流公式（即：在同一时刻，汇水区域内各处的降雨强度相同）时，雨水管满流（即：矩形断面的水深达到设计管径的 90%）时的流速来进行计算的。因此，一般到达时间可以认为等于地表径流时间和管道内流动时间之和。但对于雨水管网稠密的市区，由于其地表径流时间可以忽略不计，到达时间就约等于管道内径流时间。而雨水管网的汇流量则是由相等到达时间的子区域面积和有效降雨量经过加权计算而得到的。其计算过程如下图 4.6 所示：

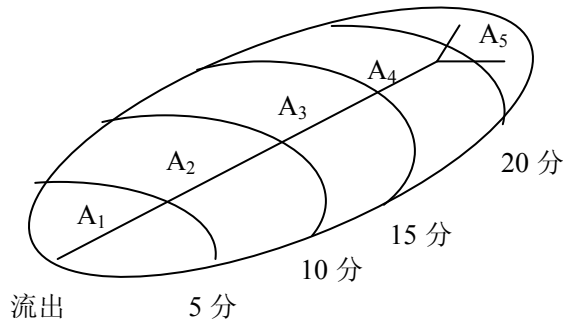


图 4.6 汇流区域划分示意图

Fig. 4.6 Schematic diagram of classification for convergence region

根据图 4.6，可知：

$$R_0=0;$$

$$R_1=r_1 \times A_1;$$

$$R_2=r_1 \times A_2 + r_2 \times A_1;$$

.....

$$R(t) = r_1 \times A_j + r_2 \times A_{j-1} + \cdots + r_j \times A_1 \quad (4.6)$$

其中： A_j ——按到达时间划分的子汇流区域面积（ha）； r_j ——第 j 个子汇流区域的产流强度； $R(t)$ ——研究区域在降雨历时为 t 时刻的汇流量（L/s）。

4) 总径流量计算模块

研究区域在整个降雨历时长内排入受纳水体的总径流量可以根据式 (4.7) 得到:

$$Q_T = \sum_{t=0}^T R(t) \Delta t \quad (4.7)$$

其中: Q_T ——研究区域在整个降雨过程中的总径流量 (L/s); $R(t)$ ——研究区域在降雨历时为 t 时刻的汇流量 (L/s); T ——径流总历时 (s);

综上所述, 该产流模式的计算过程是: 暴雨强度 q ——产流强度 r ——汇流量 R ——总径流量 Q_T (图 4.7)

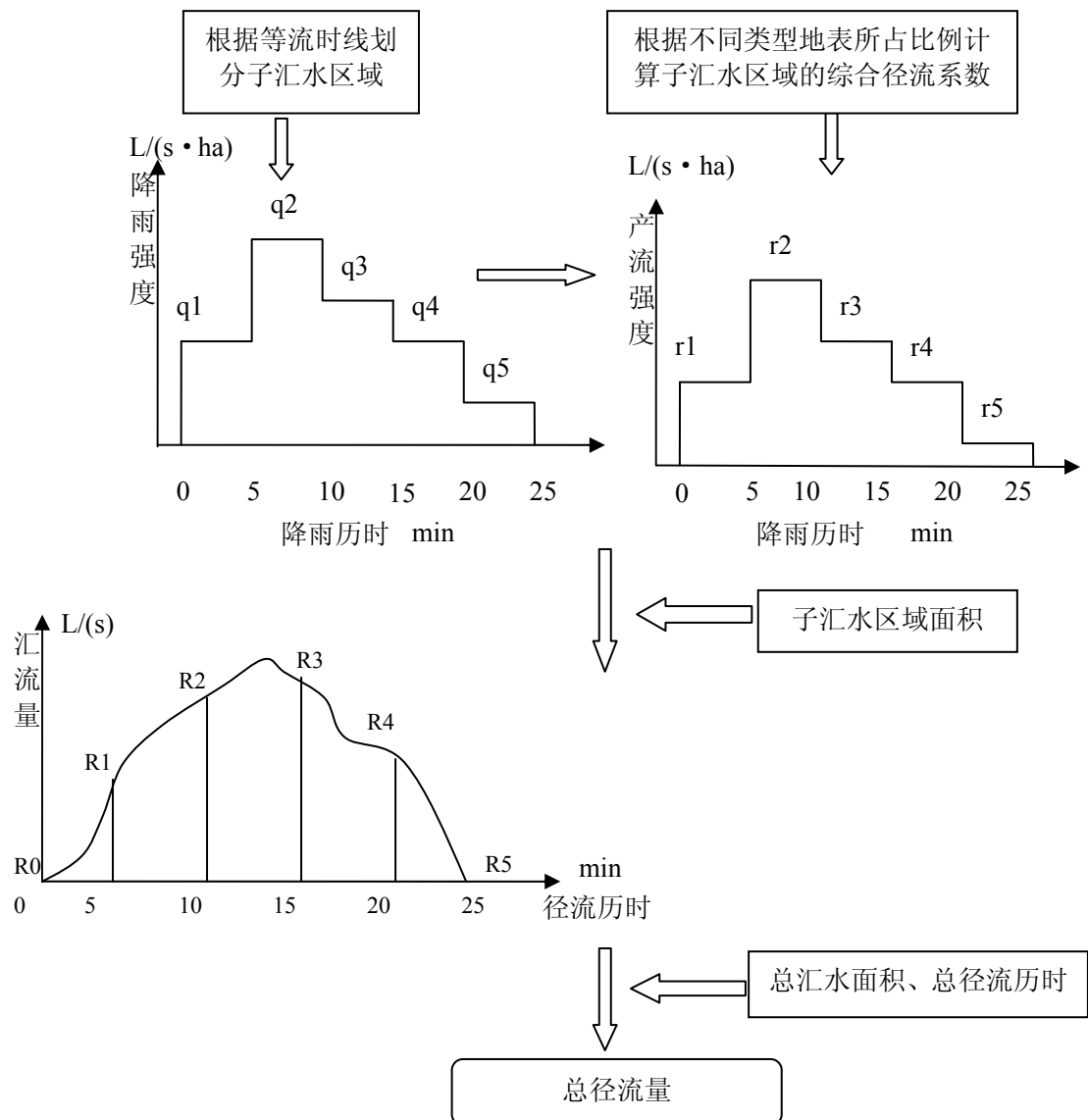


图 4.7 产流模型计算示意图

Fig. 4.7 Schematic diagram of calculation steps for runoff model

② 产污模型的选取和计算方法

城市雨水径流冲刷城市地面而导致的受纳水体污染作为面源污染的一方面越来越受到人们的重视。为了研究这部分污染的影响程度，便于市政工程师设计，许多关于城市径流污染负荷的模型纷纷应运而生。而这些模型主要分两大类，即物理模型如 SWMM、STORM 等和统计分析模型。

一般城市径流中的污染物来自三个方面：浮沉、地表垃圾和尘埃物质以及管道底泥。而在城市降雨径流污染物的三个来源中，地表污染物是最主要的。因此，在本文的研究中主要是针对地表污染物的累积和冲刷进行定量化计算。

1) 晴天污染物的累积

国外许多学者对汇水区域内污染物的累积速率进行了大量的研究，根据这些研究结果，流域内污染物的累积过程可以表现为时间的幂指数和其它函数形式。一般认为，污染物的累积过程发生在 2 次降雨之间，而且最初几天最快，之后逐渐减少，如图 4.8 所示，基于此，Sartor 和 Boyd(1972)，Roesner(1982)提出了固体污染物累积模型^[88]，如式 4.8 所示：

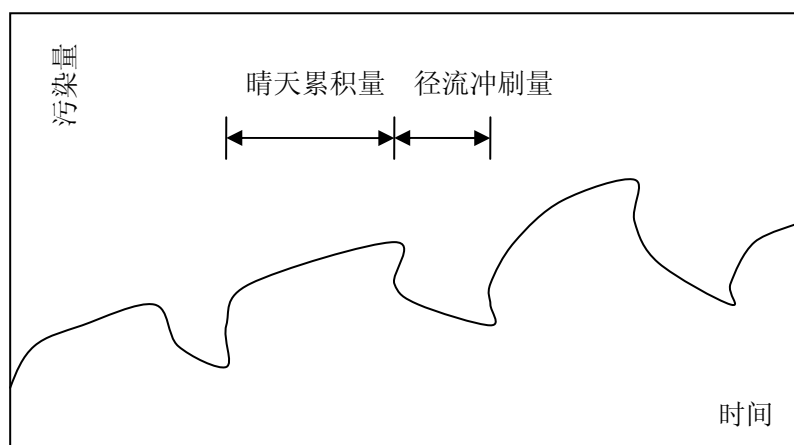


图 4.8 流域内固体污染物累积变化曲线

Fig. 4.8 Accumulation curve of solid pollutants for a valley

$$P_b = \frac{Mb}{N + b} \quad (4.8)$$

式中： P_b ——上次降雨 b 小时后单位面积积累的污染物量（ kg/m^2 ）； M ——流域内最大可积累的污染物量（ kg ）； N ——半饱和常数，即 $P_b=M/2$ 时所经过的时间（ h ）； b ——上次降雨后所经过的时间（ h ）。

参数 M 和 N 与流域的当地情况有关，由于存在着降雨、刮风、人为清扫等周期性清除的因素，在实验性研究中为了简化计算和近似各种污染行为，一般取 N 值为 $48 \sim 72 \text{ h}$ （在本文的研究中，取中间值 60 。由于 M 值主要是与用地性质和季

节发生变化,因此 M 值在不同的流域中因气候、不透水地表覆盖率、工业化程度、大气沉降等因素不同而变化较大。基于此,在本模型中,可以假设对于给定流域的给定污染物,其 M 值为常数,且可以通过现有城市径流污染情况来加以率定(如研究区域范围内径流水质观测资料)。

2) 暴雨期间污染物的冲刷

在降雨过程中,晴天积累的污染物被部分或全部冲掉。而降雨径流冲刷量与降雨强度,降雨历时等因素有关。Metcalf 和 Eddy Inc 等人认为城市地表降雨径流冲刷量可以用简单的一级动力学方程反映,且提出了径流过程中不透水地表沉积物的冲刷速率与沉积的污染物质成正比^[89],具体表达式为:

$$l = AP_b(1 - e^{-kH}) \quad (4.9)$$

式中: l ——单场降雨整个汇水区域上冲刷的污染物质 (kg/m^2); k ——冲刷系数 (mm^{-1}); H ——降雨径流深度 (mm) 其中:

$$H = \frac{Q_T}{A}$$

$$A = \sum_{j=1}^n A_j$$

式中: Q_T ——总径流量 (L); A_j ——按到达时间 $t=5\text{min}, 10\text{min}, 15\text{min}, \dots$ 的子汇水区域面积 (ha); n ——子汇水区域个数。

由上式可知,污染物的冲刷随径流量呈指数衰减的形式,该模型中假设冲刷的污染物质与径流量有关而与降雨持续时间无关,且不考虑在冲刷过程中发生的污染物生物化学降解。研究表明,冲刷系数 k 因污染物种类和流域而异 (Roesner, 1982)^[90], Charbeneau and Barret t (1998) 研究发现冲刷系数不但随流域的不同而不同,而且在同一流域还随不同的降雨事件而不同^[91]。因此,在本论文的模型研究中对于给定的污染物和流域赋给 k 一个常量,该常量可由当地的径流水质资料率定后得出。

4.3.2 长期污染负荷模型的选取和计算方法

城市径流污染负荷的计算模型,一般可根据其目标分为设计模型、管理模型和规划模型。其中:设计模型要求模型具有估计一次降雨过程污染负荷的功能,管理模型要求具有计算污染物质负荷过程的功能,即模拟污染物质随时间的变化过程。此两类模型可采用当地降径流与污染负荷实测资料的回归方程来建模型。但规划模型则需要计算长时段(年、季)污染负荷量,它往往需要大范围长期统计资料,并对其进行简化处理,找一个简化的模型粗略地估算一个城市长时的城市径流污染负荷量。

为了更好的控制雨水径流的面源污染,定量化设计和规划雨水管理系统来说,

单场降雨的径流负荷及其变化没有太大用途，长期的径流负荷模拟反而更具有意义。

由于在研究某城区范围内某种污染物质的长期径流负荷的时，往往只需要从整体上综合考虑这个地区的长期(年, 季)污染负荷量，并不需详细部析污染过程中的每个细节。这时可以通过统计方法，建立一个城区简单的长期污染负荷模型，使之更加简便，更加可靠。

根据该区域范围内的雨水取样样本数据，可将长期污染负荷 L 用下式进行估计：

$$L = H_0 \frac{\sum_{i=1}^N l_i}{\sum_{i=1}^N H_i} \quad (4.10)$$

式中： L ——长期降雨径流污染物负荷总量（kg）； H_0 ——长期降雨深度（mm）； N ——取样降雨场次的数量； H_i ——取样降雨场次的降雨深度（mm）； l_i ——取样场次降雨污染物负荷（kg）

4.3.3 水环境容量计算方法

① 相关概念

水环境容量这一概念起源于环境容量，是指某一水环境单元在特定的环境目标下所能容纳污染物的量，也就是指环境单元依靠自身特性使本身功能不至于破坏的前提下能够允许的污染物的量^[102]。水环境容量的概念首先是由日本学者提出来的。经过 40 多年的发展，国内外很多研究人员提出过许多环境容量的定义，并开展了各方面的研究工作。这些定义可大致分为以下几类：一是环境容量是污染物容许排放总量与相应的环境标准浓度的比值；二是环境容量是环境的自净同化能力；三是环境容量是指不危害环境的最大允许污染能力；四是环境容量是环境标准值与本底值确定的基本环境容量和自净同化能力确定的变动环境容量之和^[93]。我国《排放水污染总量控制技术规范》中对水环境容量有如下定义：将给定水域和水文、水里力学条件、给定排污口位置、满足水域某一水质标准的排污口最大排放量，叫做该水域在上述条件下的所能容纳的污染物质总量，通称水域允许纳污量或水环境容量^[108]。国内学者也对水环境容量作出以下定义：水环境容量是一定水体在规定环境目标下所能容纳污染物的量，其容量大小与水体特征、水质目标（即：污染物特性）有关^[84,92-95]。在综合考虑以上对于水环境容量的定义方式后，笔者认为：水环境容量,即水体环境在一定功能要求、设计水文条件和水环境目标下,所允许容纳的污染物量。

在理论上,水环境容量是环境的自然规律参数在与社会效益参数的多变量函

数,它反映污染物在水体中的迁移、转化规律,也满足特定功能条件下水环境对污染物的承受能力。允许纳污量是指在排污口空间分布及排污方式给定条件下环境单元所能允许排放污染物的量^[98,99]。水环境容量计算模型常指有机物和重金属水环境容量计算模型,有机物环境容量包括易降解和难降解有机物环境容量;重金属环境容量又包括溶解态和吸附态环境容量。由于本文研究对象为城区径流,通过第三章中的水质监测结果可知其主要污染物为易降解的有机物,因此本文所建立的水环境容量模型只适宜计算易降解有机物的容量。

② 发展概况及研究现状

对于水环境容量的研究,我国是从 20 世纪 70 年代后期引进“容量”概念后开展起来的,具体而言可以分为以下几个阶段:探索阶段、初步实践阶段、深化阶段、全面应用阶段^[84,106]。

国内外已经建立了各种相应的水环境容量模型,而各类水环境容量模型都有其自己的应用范围和特点,最普遍采用的有以下四种^[92-95,103-107]:

1) 环境容量分为三个部分:一是稀释容量,二是自净容量,还包括该区间来水附加迁移容量。

$$E = E_1 + E_2 + E_3 = Q(C_s - C_0) + KVC_s + qC_s$$

式中: E —环境容量; E_1 —稀释容量; E_2 —自净容量; E_3 —区间来水附加迁移容量; Q —河流设计流量; C_s —水质标准; V —水体体积; K —综合降解系数; C_0 —河流初始浓度; u —流速。

该模型为较常用的水环境容量计算的解析解法。此模型的假设条件为:

- a) 环境容量资源均匀分布于水体中,不受时间、空间限制;
 - b) 排污口沿河岸均匀分布,排污方式为连续排放,排放强度一致;
- 2) 水环境容量 E 等于允许排污量 W ;

$$E = W = 86.4 \left[C_s(q + Q) - C_p Q e^{-k \frac{l}{u}} \right]$$

式中: C_s —水质标准; Q —河流设计流量; q —污染物平均排放量; l —河段长; u —断面平均流速; k —自净系数; C_p —上游断面污染物浓度。

该模型的使用条件为河流水质标准不变的研究河段。但由于在实际应用中河流一般划分为不同的功能区,以满足不同的需要,所以该模型适用范围为:

- a) 较短河段,其水质标准可视为相同
- b) 整个河流为同一功能区划,使用同一水质标准

3) 忽略区间来水附加迁移容量,认为河流水环境容量分为两个部分:稀释容量 E_1 和自净容量 E_2 。

$$E = E_1 + E_2 = C_s(q + Q)e^{k \frac{l}{u}} - QC_0$$

式中： C_0 —河流背景浓度，其余参数同上。该模型是目前应用最为广泛的模拟方法，本文对于水环境容量的计算采用该模型。

4) 根据物料衡算方法得到进出某一封闭河段的物质的总量保持恒定，从而建立下列方程：

物料平衡方程：

$$Q_{i-1}C_{i-1}e^{-k_{i-1}t_{i-1}} + q_i p_i = C_i Q_i$$

流量平衡方程：

$$Q_{i-1} + q_{i-1} = Q_i$$

式中： Q_i —第 i 段河流流量； C_i —第 i 段河流水质标准； q_i —第 i 个排污口排污流量； p_i —第 i 个排污口污染物浓度； k_i —第 i 段污染物降解系数； t_i —第 i 段从上断面到下断面水流所用的时间。令： $E_i = C_{si}(Q_{i-1} + q_i) - C_{si-1}Q_{i-1}e^{-k_{i-1}t_{i-1}}$ ，则： E_i 就是第 i 个排污口的允许排放量，水环境容量即为各段容量之和。

该模型主要强调当不同功能区段水质变化时，上一功能区段的水质标准对下一功能区段的环境容量值的影响。但其缺陷是若水质标准由低到高时，该模型对水环境容量的计算结果会出现负值。此模型主要适宜于上下河段水质标准不同且排污口较多的情况。

③ 水环境容量模型的选取和计算方法

水环境承载能力计算，是按照一定的功能要求、设计水文条件和水环境目标于计算水体所允许容纳的污染物质。也就是指水环境功能不受破坏的条件下，容纳污染物的最大数量。它包括稀释容量、迁移容量、净化容量 3 部分，因此对于水环境容量的模拟，主要分为：污染物的输入系统(污染物的排放数量、排放规律)；污染物在水体中的稀释和扩散系统；污染衰减系统(污染物在水体中的自净规律)。

由于在宽深比不大的河流中，污染物在较短的河段内，基本上能在断面内均匀混合，污染物浓度在断面上横向变化不大，因此可用一维水质模型^[101]模拟污染物沿河流纵向的迁移问题。同时鉴于污染物进入水环境后，受稀释、迁移和分解净化作用，因此水环境容量主要由稀释容量和自净容量两部分组成，分别反映污染物在水环境中迁移转化的物理稀释与自然净化过程的作用。

1) 一维水环境容量模型的建立

河流的水环境容量可用函数关系表达为：

$$W = f(C_0, C_n, x, O, q, t)$$

由于本研究区域较大，研究区段相对整个受纳流域而言尺度相对较小，因此可以采用一维水质模型^[102,105]：

$$C_2 = C_1 e^{-K_0 \frac{x}{86.4u}} \quad (4.11)$$

其中： C_1 为上游断面水中污染物的本底浓度,mg/L; C_2 为下游断面水中污染物的本底浓度, mg/L;另外, 鉴于受纳水体的河宽远小于 200m, 因此可以采用一维水环境容量模型:

$$W = 31.54 \left[C_i e^{-K_0 \frac{x}{86.4u}} - C_N \right] \times (Q_0 + q_0) \quad (4.12)$$

式中: W —水环境容量, 用污染物浓度乘水量表示, 也可用污染物总量表示, kg/d; C_i —控制断面水质浓度 mg/L; C_N —水环境的质量标准, mg/L; K_0 —污染物综合降解系数, 1/d; x , Q_0 , q_0 , u 分别表示研究河段长度, km; 研究河段 90%保证率下枯水季节的流量, m^3/s ; 研究河段内非点源污水排放量, m^3/s 和河段平均流速, m/s。

本研究中污染源为面源性, 具有分散排放的特点, 因此在计算时采用概化排放口法, 即: 把排放口概化成一个位于该河段中心的排放口进行排放的形式。

2) 参数确定

a) 污染物综合衰减系数 K_0

该参数反映污染物的沿程变化, 主要体现污染物自身的变化及环境对其的影响。其数值随河水中的生物与水文条件而变化, 随河流不同或河段不同而变化, 因此需要对各河段的 K_0 值进行估算。本研究主要采用以下方法进行计算^[97]:

$$K_0 = 0.061 + 0.551u \quad (4.13)$$

式中, K_0 为污染物综合降解系数 (1/d); u 为河段平均流速 (m/s) 河段平均设计流速 u 。

b) 河段平均设计流速 u

本研究中河段平均设计流速 u 的确定是采用经验公式^[105]:

$$u = \alpha Q_0^\beta \quad (4.14)$$

式中 α , β 为经验数据, 由实测数据统计得到。 α 随河床的大小而变化, β 则有一个较固定的平均值的范围。一般而言: $\alpha=0.6$, $\beta=0.4$ 。其中 Q_0 采用 90%保证率下枯水季节的流量。本研究中 α , β 分别取 0.6, 0.4。

4.4 参数率定及模型验证

4.4.1 参数率定

本文对于总量控制模型部分的参数率定主要是对次降雨污染负荷的率定, 并且在参数率定中采用相对误差来比较模拟值和实测值, 从而对参数的率定效果进行评价。需要率定的参数有: M —流域内最大可积累的污染物量(kg); k —冲刷系数

(mm^{-1}), 其率定的原理是:

- ① 给待率定参数 M, k 输入初始值: M_0, k_0 ;
- ② 输入单场降雨的总径流深度 Q_i , 降雨间隔时间 b_i , 降雨污染负荷 l_i , 计算精度 ζ ;
- ③ 通过 $l = P_b(1 - e^{-kQ})$ 计算模拟值 l_{pi} ;
- ④ 与实际检测值 l_i 共同计算 E_i : $E_i = (l_i - l_{pi})^2$;
- ⑤ 比较 E_i 与 ζ : 若 $E_i \leq \zeta$, 则 $M = M_0, k = k_0$; 若 $E_i > \zeta$, 则利用共轭梯度法迭代计算 M_i, k_i ;

根据上面分析, 基于最小二乘原理, 可构造出计算参数的数学模型如下:

$$\min E = \sum_{i=1}^n [l_i - \frac{Mb_i}{N + b_i}(1 - e^{-kQ_i})]^2, M, k \geq 0 \quad (4.15)$$

此模型属于最优化中的非线性规划问题, 一般的解决方法是采用共轭梯度法, 该方法的基本思想是将共轭性与最速下降法相结合, 通过某组已知点处的梯度构造出一组共轭方向, 然后延此方向进行搜索, 从而求出此目标函数的极小值点, 具体的算法如下^[109]:

- 1) 给定初始点 $X^{(1)}$, 令 $k=1$;
- 2) 计算 $g^{(k)} = -\nabla f(X^{(k)})$, 若 $g^{(k)} = -\nabla f(X^{(k)}) \|g^{(k)}\| = 0$, 则停止计算, 此时 $X^{(k)}$ 即为极值点, 否则令 $d^{(k)} = -g^{(k)} + \nu_{k-1}d^{(k-1)}, \nu_{k-1} = \frac{\|g^{(k)}\|}{\|g^{(k-1)}\|}$;
- 3) 令 $X^{(k+1)} = X^{(k)} + \lambda_k d^{(k)}$, 其中 λ_k 满足: $f(X^{(k+1)}) = \min(X^{(k)} + \lambda_k d^{(k)})$;
- 4) 若 $k=n$ 时或相邻两步的函数值的相对误差很小, 即: $\frac{|f(X^{(k)}) - f(X^{(k-1)})|}{|f(X^{(k)})| + |f(X^{(k-1)})|} < \frac{\varepsilon}{2}$, 则停止计算, 否则令 $k=k+1$, 并返回 2) ;

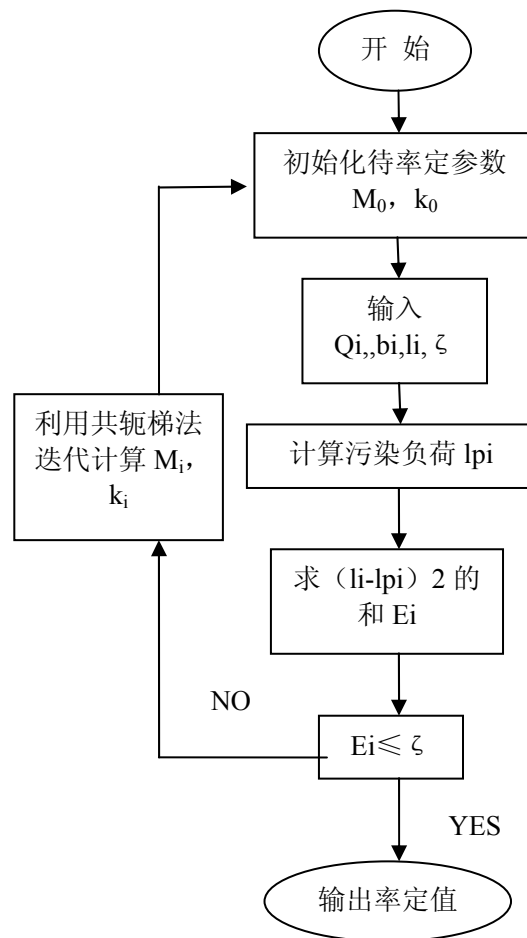


图 4.9 参数率定程序结构框图

Fig. 4.9 Block diagram of calibration program

4.4.2 模型验证

本文以重庆市梁滩河流域虎溪河支流范围内，位于重庆大学大学城的雨水口的径流检测结果作为参数率定的初始值，对单次降雨径流污染负荷模型进行参数估计，并且通过对比多场降雨径流负荷监测值与模拟值的相对误差来对该模型进行模拟效果的验证。

该汇水区域的总面积为 16.21ha，根据管网的分布情况和相应的雨水到达时间可以将其分为三个子汇流区域，该区域内的土地利用以教学楼，宿舍楼，公共建筑以及绿化带为主。根据第三章中对我国城市径流污染特征的相关研究可知，对地表径流水质影响较大的是初期径流，其承担了约 80%左右的污染物负荷，且最高浓度值出现于径流产生后 10~15min。因此笔者仅对径流产生后 20min（偏安全）的降雨径流，进行取样。因此在监测雨水口的排放量时，假设单场降雨的径流总历时为 20min，即 1200s，其具体计算方法为：

$$V = T \frac{\sum_{i=1}^m Q_{\text{排}i} t_{\text{排}i}}{\sum_{i=1}^m t_{\text{排}i}} \quad (4.16)$$

其中: V ——排放量(m^3); $Q_{\text{排}i}$ ——雨水口第 i 时段内的流量(L/s); $t_{\text{排}i}$ ——雨水口第 i 时段的径流历时(s); T ——雨水口的径流总历时(s); 通过将实测水质与实测雨水口排放量相乘, 即可得到实测的单场降雨径流污染负荷。

表 4.1 的资料是从 2009 年 9 月至 2010 年 1 月间 7 场降雨的径流监测结果, 笔者将此用于参数率定。

表 4.1 2009-9~2010-1 雨水排放口采样监测资料

Tab. 4.1 Monitoring data of discharged urban runoff during September 2009 to January 2010

时间	降雨间时间 (h)	排放量(m^3)	径流水质 (mg/L)	污染负荷 (kg)
			COD_{cr}	COD_{cr}
2009-9-15	336	27.42	36	0.9871
2009-9-20	120	24.05	23	0.5532
2009-9-25	72	16.47	28	0.4612
2009-10-19	384	29.33	27	0.7919
2009-11-11	240	25.06	22.5	0.5639
2009-11-18	120	24.78	20	0.4956
2009-12-6	96	20.8	19.5	0.4056

在参数率定过程中, 取 N 值为 60 h, M , k 的初值分别为 0.8 和 0.5, 并直接用排放量代替径流量, 对表 4.1 的资料分析处理后, 代入参数率定程序, 计算后得到 M 、 k 两参数的率定值分别为 0.839、0.0757, 具体拟合效果如图 4.10:

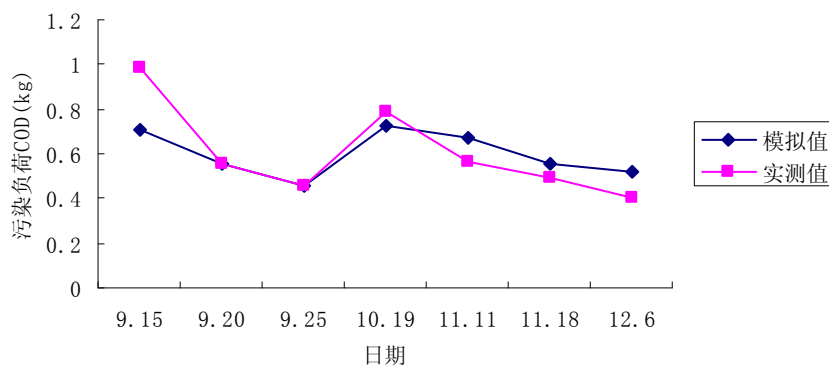


图 4.10 拟合效果图

Fig. 4.10 Effect map of fitting results

将 M 、 k 两参数率定值带入式 (4.9) 可得城市径流单场降雨污染负荷计算公式:

$$l = \frac{0.839b}{60+b}(1 - e^{-0.0757Q}) \quad (4.17)$$

为了验证公式 (4.16) 的有效性, 本文将该研究区域同一雨水排出口处从 2009 年 4 月至 2009 年 6 月的 6 场径流水质监测结果 (见表 4.2) 带入该计算模型, 并且对其模拟精度进行考察, 具体验证效果如图 4.11:

表 4.2 2009-4~2009-6 雨水排放口采样监测资料

Tab. 4.2 Monitoring data of discharged urban runoff during April 2009 to June 2010

时间	降雨间隔时间 (h)	排放量(m^3)	径流水质 (mg/L)	污染负荷 (kg)
			COD _{cr}	COD _{cr}
4.23	120	46.38	17	0.7885
5.15	72	43.02	13	0.5593
5.18	48	28.35	11.5	0.3260
5.22	96	44.19	14.5	0.6408
5.25	72	39.04	10	0.3904
6.1	72	31.75	12	0.3810

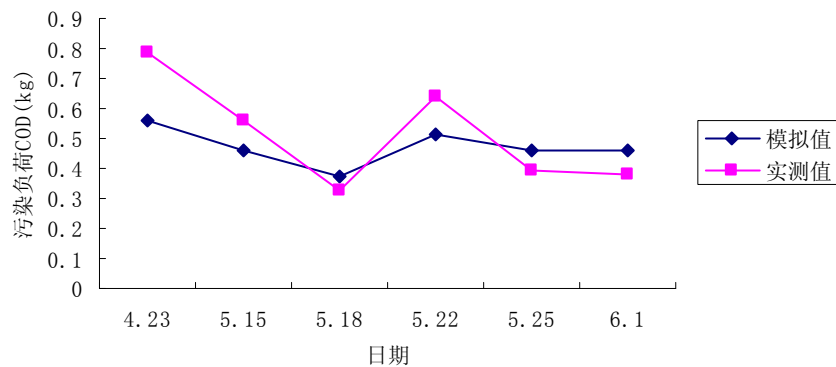


图 4.11 验证效果图

Fig. 4.11 Effect map of verification results

为了进一步说明该模型的性能和精度, 本文考察了参数率定与模型验证所采用的 13 场降雨负荷的模拟值与实测值间的相对误差, 其模拟效果可根据相对误差是否在 $\pm 20\%$ 范围内进行判断, 具体数据见表 4.3:

表 4.3 单场降雨污染负荷总量模型模拟效果

Tab.4.3 Simulation effect of total load for single rainfall pollution

项目	日期	实测负荷 (kg)	模拟负荷(kg)	相对误差(%)
参数率定	9.15	0.9871	0.7119	-27.88
	9.20	0.5532	0.5593	1.11
	9.25	0.4612	0.4576	-0.77
	10.19	0.7919	0.7256	-8.37
	11.11	0.5639	0.6712	19.04
	11.18	0.4956	0.5593	12.85
	12.6	0.4056	0.5163	27.29
模型验证	4.23	0.7885	0.5593	-29.06
	5.15	0.5593	0.4576	-18.18
	5.18	0.3260	0.3729	14.38
	5.22	0.6408	0.5163	-19.42
	5.25	0.3904	0.4576	17.21
	6.1	0.3810	0.4576	20.10

由表 4.3 可知，该模型的模拟精度在 $\pm 20\%$ 范围内的概率达到 69.2%，而精度相对较低的四场降雨的平均模拟精度也达到了 $\pm 26.08\%$ ，说明该模型的模拟效果较好。

4.5 讨论

4.5.1 灵敏度分析

所谓灵敏度分析^[110-113]，就是指当优化的数学模型中的参数发生改变时，分析扰动对最优解（包括目标函数、设计变量）的影响或者这些参数在一个什么范围内变化时规划问题的最优解不变。本文在使用该模型系统模拟城市径流污染负荷的计算过程中，主要有两个相互作用的模块，即：产流计算模块与产污计算模块，这两个模块均对模型系统的模拟效果产生一定的影响。同时，在这两个计算模块中，其涉及的参数较多且对模拟结果的影响程度也有所不同，因此通过对这相关参数进行灵敏度分析，可以确定该模型系统的关键影响参数，从而为进一步确定该模型的适用范围奠定基础。

参数灵敏度(SS)是指单位参数的相对变化量导致状态变量的相对变化量，采用的计算公式为^[113]：

$$S_s = \frac{\Delta S / S}{\Delta E / E} \quad (4.18)$$

其中： ΔS ——污染负荷模拟值变化量（kg）； S ——污染负荷模拟值（kg）； ΔE ——参数变化量（单位：根据具体参数而定）； E ——参数值（单位：根据具体参数而定）。

本文采用的是单因素灵敏度分析方法，其具体步骤为：首先变动一个参数，如：使该参数值上下浮动 50%，同时保持其他参数不变，然后计算污染负荷相应地变化情况，从而得到参数灵敏度 S_s ，以此来反映各指标的敏感程度，并绘出灵敏度分布图，最后通过比较各参数的灵敏度来确定该模型系统的关键影响参数。

表 4.4 是以 2009 年 10 月 19 日（降雨间隔时间为 384h， COD_{cr} 污染负荷模拟值为 0.7256kg）为例，对各参数值上下浮动幅度为 50%时所对应的参数灵敏度及其平均值进行计算后得到的：

表 4.4 主要参数灵敏度计算结果

Tab. 4.4 Calculation results of main parameter sensitivity

参数	重现期 P	径流强度 ψ	到达时间 t	流域内最大可 积累的污染物 量 M	$P_b=M/2$ 时所经 过的时间 N	冲刷系数 K
灵敏度(+50%)	0	0	0	1	-0.13	0
灵敏度(+50%)	0	0	0	1	-0.127	0
平均值	0	0	0	1	-0.1285	0

由上表计算结果可知，流域内最大可积累的污染物量 M 和 $P_b=M/2$ 时所经过的时间 N 是对单场降雨径流污染负荷模拟计算的最敏感影响因素，其中前者为最关键影响因素，后者为次关键影响因素。

4.5.2 模型参数的最优域分析

以模型系统的模拟精度（ $\pm 20\%$ ）为标准，将关键影响参数所允许的最大变化范围称为该模型参数的最优域，而当参数的率定值在此最优域内时，即说明模拟结果有效，否则就要重新进行参数率定^[114]。本文通过对模型参数的最优域进行分析，可以得到该模型系统的适用条件，从而为能够更加科学的运用该模型系统对城市径流污染负荷进行准确预测提供理论依据。表 4.5 是当各关键影响参数值上下浮动 5%，15%，25%，50%时所对应的污染负荷模拟值及其模拟精度。

表 4.5 模型参数最优域计算结果

Tab. 4.5 Calculation results of main parameter best domain

污染负荷 模拟值变 化率	参数变化率								
	-50%	-20%	-15%	-5%	0	5%	15%	20%	50%
M	-50%	-20%	14.99%	-5%	0	5%	15.01%	20%	50%
N	-7.25%	-2.78%	-2.07%	-0.66%	0	-0.66%	-1.99%	-2.63%	-6.33%

由上表可知，对于主要关键影响因素 M 而言，其变化率大于 $\pm 20\%$ 时，其模拟值的精度就不满足要求，因此该因素的最优域为（-20%，+20%）；而对于次关键影响因素 N 而言，其变化率对模拟值的精度影响较小，最优域可以达到（-50%，+50%）以上。

4.6 本章小结

本章主要是通过对同一汇水区域中不同地表特征进行污染负荷总量模拟计算，并考虑到“源——汇——流”的径流污染物迁移特征，将其叠加得到雨水口处径流污染的排放负荷，再结合水环境容量模型对受纳水体所能允许的最大排污负荷的模拟计算结果，最终得到该汇水区域的径流污染总量控制目标，从而为进一步选择适宜的生态化处理措施及控制模式奠定量化的理论依据。

① 通过第三章中对城市径流污染特征的研究，可知其主要污染物为溶解性有机物，悬浮物质以及营养物质，同时结合地表水环境标准中对受纳水体的水质保障要求，笔者确定了总量控制模拟系统的主要模拟计算对象为 COD_{Cr} 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TP。另外，径流水质变化的主要影响因素是下垫面条件，而下垫面性质的变化主要影响其产流强度，因此在建模时着重考虑了该参数对模拟结果的影响。同时对初期冲刷强度及降雨强度也做了相关参数的提取，将上述因素对径流水质的影响用参数的形式表现于模型之中。

② 如何对整个汇水区域雨水口处的径流污染负荷进行有效的模拟，是能否得到适宜的总量控制目标的关键，因此本章对其进行了重点研究。

1) 以城市径流污染负荷随径流的产生及迁移转输，排放的物理过程为理论基础，结合我国大多数城市下垫面的实际情况，对经典的修正 RRL 法产流模型和积累——冲刷产污模型进行改进，同时以总径流量为产流——产污模型之间的耦合点，建立了城市雨水径流单场降雨污染负荷的计算模型。

2) 以位于重庆市梁滩河流域虎溪河段的重庆大学新校区为例，对该模型的模拟效果进行验证。通过对 2009 年 4 月~2009 年 6 月以及 2009 年 9 月~2010 年 1 月

的 13 场降雨资料的整理与分析得到, 该模型模拟精度较高, 适宜于对我国城市单场径流污染负荷进行预测。

3) 以 2009 年 10 月 19 日的单场降雨资料为例, 通过对各参数进行灵敏度分析得到该模型系统的关键影响参数为: 流域内最大可积累的污染物量 M 和 $P_b=M/2$ 时所经过的时间 N , 并且对其最优域进行计算, 从而得到城市径流污染负荷模型系统的适用条件为: 在参数 M 的率定偏差小于 $\pm 20\%$ 的范围内, 该模型系统都具有较好的适用性。

通过对城市径流污染负荷总量进行定量化的模拟研究后, 可知下垫面类型及所占比例对污染负荷有一定的影响, 主要表现为通过调整不同类型下垫面的布局及覆盖面积, 可以有效地降低整个汇水区域的产流强度, 从而降低污染物排放负荷, 对受纳水体起到积极地保护作用。因此, 在选择径流污染控制措施时, 应该尽量采用生态化技术, 并通过优化组合, 使其不仅对径流中的污染物质产生吸附降解作用, 还能降低整个区域的产流强度, 减少径流量, 从而有效地削减污染负荷。

5 城市径流污染生态化处理技术研究

5.1 概述

随着大规模的城市化运动,导致地表径流量和径流速度的增加,会造成愈来愈多的雨洪泛滥和洪灾,同时对城市水环境造成严重破坏。从水文学的角度来看,城市化会改变下垫面类型,大量高效不透水地面的建设,一方面增加了地表雨水的汇流速度,减少了地表雨水的汇流时间;另一方面导致了径流系数的剧增。上述两个方面综合叠加后将会产生地表径流量(产流强度)的剧增,使得快速城市化区域的水文曲线呈现出更大的径流峰值和更快变化速度。鉴于目前我国正处于高速城市化发展的阶段,在欧美等发达国家出现的水危机将会更加激烈的表现在我国,因此如何应对这一系列的水环境生态问题将成为保障我国社会经济与资源环境和谐发展的关键。

从第四章中城市径流污染过程规律的模拟研究结果可知,单场降雨的污染物负荷量随径流量呈指数衰减的形式。因此缓解城市径流污染可采用以下两个方法:一是设法减慢雨水排水系统的反应速度,延长雨水在地表的停留时间,即增加地表雨水的汇流时间,使整个系统的“减速”,为径流雨水的渗透、过滤、沉降、隔离营养物和其它污染物提供更多的时间,同时可降低地表冲刷的速度;二是尽可能降低径流系数,使整个系统“减量”,宏观表现为地表产流量减少。具体来说,可结合景观工程的设置情况,通过采用生态技术或措施,模拟自然条件下的地表洼蓄、下渗和滞留功能,从而延长雨水在城市下垫面的停留时间或减小其下垫面的径流系数,从而“减缓”整个区域的排水能力,最终达到降低降雨径流中所携带的污染物负荷总量的目的。

通过近二三十年的研究与实践,国外已经形成了以生态化控制为主的设计理念,并且建立了一套系统的控制策略,最具代表性的如:美国对城市雨水径流的“最佳管理模式”(BMP—Best Management Practice),新西兰奥克兰地区对雨水径流实施的“低影响控制”(low impact)以及德国的“集中式和分散式”(central/decentral)控制措施^[74,115]。根据上述生态化技术对径流污染控制的原理的不同,可以将其分为渗透/过滤系统和滞留/持留系统两大类型,从不同角度对降雨径流污染负荷总量进行控制,其控制原理如表 5.1。然后依据不同生态化单元处理技术的特点,将其通过合理的组合,在整个研究区域的宏观尺度上,从“源-迁移扩散-末端汇流”的角度出发,构建源头净化,层层拦截的处理系统,实现良好的污染负荷总量控制目标。

因此,本章我国城市径流污染生态化处理技术的研究主要是从以下三个层面进行的,即:单元技术、控制模式、集成控制系统。

表 5.1 生态化技术控制原理

Tab. 5.1 Control principal of ecological technology

控制过程	生态化技术	污染负荷控制原理
源头	绿色屋面	绿色屋顶在城市设置中有几个积极作用, 保持和滞留雨水是其中之一, 这使得绿色屋顶可显著降低径流峰值, 主要在于: 绿色屋顶系统的水吸附, 延缓了径流产生时间; 消减总径流量; 通过长时间相对低速释放储存的雨水分散径流, 属于渗透/过滤措施。
	下凹式绿地	由于绿地本身就具有良好的截污, 净化效果, 通过下凹式的设计可以起到收集雨水, 增加下渗的综合效果, 属于属于渗透/过滤措施。
	生态护坡	生态护坡是一种利用地表密集的植物对地表径流中的污染物进行截留的植被控制方法, 能够在径流输送的过程中将污染物从径流中分离出来, 使到达受纳水体的径流水质获得明显的改善, 从而达到保护受纳水体的目的, 属于渗透/过滤措施。
中途扩散	滨岸缓冲带	是指介于河溪和陆域之间的生态过渡带, 是陆地生态系统与水生生态系统交错带的一种类型, 特殊的地理位置决定了其具有防治面源污染、营造滨岸景观、提供生物栖息地、连接生态廊道、改良土壤生境、保持水土等多种功能, 属于渗透/过滤措施。
	植草沟	植草沟是指种植植被的地表沟渠排水系统, 或装填了过滤介质垂直流的池塘, 表面种植植物, 底部设置穿孔管收集处理后的雨水。在坡度, 土质, 景观等满足要求的区域可替代雨水管, 通过降低地表的径流系数, 延长径流流行时间减少城市地表径流量, 从而降低径流污染负荷总量。适宜建造在居住区, 商业区, 公园和道路旁, 属于滞留/持流措施。
	过滤带(槽)	通过在坡度较小的带状地面密植草皮, 而使水流在输送途中发散成为面流, 从而对溶解性污染物质进行过滤, 并且提高地表渗透性, 属于渗透/过滤措施。根据根据种植植被种类及设置位置的不同, 可以将过滤带分为两大类: 一种是由草本植物, 卵石隔离带以及浅水层池塘、可渗透堤坝、溢流出水口等构成的植被过滤带, 另外一种是由埋在地下的部分和街道乔木, 以及底部排水管道组成的树槽过滤带, 该技术使用频率相对前者而言较低。
末端汇流	塘	通过重力沉降、水生植物吸收和微生物降解等综合作用来达到净化水质的目的。一般与湿地连用, 既增加了城市生态景观价值, 又可以控制污染, 属于滞留/持流措施。
	湿地	湿地是陆地上常年或季节性积水和过湿地土地与其中生长, 栖息的生物群落构成的独特生态系统, 主要具有减弱洪峰径流, 聚集及沉淀颗粒污染物, 降解溶解性有机物和营养物的作用, 属于滞留/持流措施。

5.2 单元技术措施

5.2.1 渗透/过滤系统中的常用技术

① 绿色屋面

随着城市化的迅速发展，城市地表的自然生态环境发生剧烈的改变，取而代之的是大量的硬化表面，这直接导致了城市内涝的发生频率及强度不断提高，使得含有大量沉积物、耗氧有机物、营养物质、细菌、碳氢化合物、重金属等的径流排放到受纳水体中，使得受纳水体水质严重下降，水生态平衡遭到破坏，最终对人类的社会生活与经济发展产生不良影响。而作为城市中不透水性硬化表面的重要组成部分的屋面，其影响不可忽视：由于屋面是承接大气干湿沉降的载体，因此其水质直接影响地表径流的污染性；另外，屋面在城市中所占的面积很大，产生的径流量在整个雨水排放量中占有较大的比例；除此以外，不同屋面材料会产生不同的腐蚀产物，对径流水质产生影响。Zillich 和 Leschber 等很多外国学者研究发现屋面径流存在有严重的污染性，会给受纳水体和城市环境带来很大的危害^[118]。车武等人也在这方面做过研究，不仅阐明了控制屋面径流污染的重要性，还表明了屋面雨水径流通过绿地时，植被和土壤对其产生渗滤和净化作用，一方面能够对径流水质有所改善，另一方面还可减少径流量，从而缓解城市径流对受纳水体的污染^[119]。

早在 20 世纪 70 年代，欧洲国家就已经发现屋顶上进行绿化可以提高空气质量，但直到人们意识到雨水径流污染问题后，才将绿色屋面技术用于控制城市雨水径流污染。由于屋面的绿化一方面可以软化城市的硬质表面，降低硬化率，有效地降低径流量；另一方面，对径流水质进行净化，因此在欧洲和北美的许多城市，已经开始在各类建筑上大力推广绿色屋面技术，特别是在德国，从上个世纪 50 年代就开始了广泛的推广应用。

绿色屋面从下到上的主要构成有：高质量的防水膜、排水层、质量轻的土壤和植物。防水膜用来防止雨水漏入室内，排水层用来排出雨水，而铺设在上面的土壤和种植在土壤上的植物是用来吸收、过滤和抑制雨水径流污染，其对径流污染的控制作用主要表现在以下几点：

1) 有效削减屋面径流量

绿色屋面可以将屋面径流系数显著降低到非绿色屋面的 30%，这不仅可以减少屋面径流量，还可以显著减少后续处理的费用，具有良好的技术经济可行性。

表 5.2 不同类型屋面雨水径流系数表

Tab. 5.2 Runoff coefficient for different types of roof

屋面类型	雨水径流系数
沥青屋面 ($>15^\circ$)	1
沥青屋面 ($<15^\circ$)	0.8
瓦砾屋面	0.5
绿色屋面	0.3

2) 植被——土壤系统的渗滤作用

绿化屋面对初期径流的渗滤作用主要表现在：通过植物的茎叶对雨水起到截流作用，通过植物根部与土壤的共同吸附降解作用降低径流的污染性，以及利用种植基质的吸水性将部分的降水储存起来，起到一定的削峰作用。另外，绿化屋面排水层往往又可作蓄水层，多余水蓄在卵石层内，当种植土干燥时，又可返吸入土中，具有保持土壤湿润的作用。同时由于植物生长的根系是追水而生，蓄排水功能保证了植物生长所需的足够水分，也使根系快速向下生根，牢固地扎根于土壤中。

除此以外，绿化屋顶上蓄积的雨水还可通过水分蒸发循环，对城市区域建筑密集区域的热岛效应有所缓解，改善人居环境。而在多雨地区，大面积的应用绿化屋面则可以显著提高城市自身的蓄水能力，对暴雨引发的内涝进行有效防治。

根据屋面植被的种植密度和养护强度的不同，可以将绿色屋面分为三大类，即：普及型，半密集型和密集型。所谓普及型绿色屋面，是指种植厚度 15cm 以下，以苔藓、景天科草坪为主要植被的屋面；而半密集型绿色屋面是指种植厚度在 15 至 25cm 之间，以草坪和灌木为主要植被的屋面；密集型绿色屋面是指种植厚度在 25 至 100cm 之间，植被种类从草坪、花卉、灌木到乔木，同时也包括小型水景，园林的屋面。而根据屋面角度的大小不同又可以将绿色屋面分为坡屋面和平屋面。

一般而言，公共建筑，包括商业建筑、办公建筑、学校建筑等，不仅有较大面积的屋面，而且大多处于城市的中心地段，因此宜大规模的进行绿色屋面的改造，对于有条件的建筑，例如商业建筑可以尽量采用坡屋面形式的密集型绿色屋面，不仅能够控制径流污染，还可以形成独特的景观，实现一定的商业价值。而对于公共建筑密集的区域，大量的半密集型绿色屋面不仅可以美化城市景观，还可以对其生态环境进行改善，提高人们的工作热情。而对于居住区，则建议采用造价相对便宜，结构相对简单的普及型绿色屋面，并且以平改绿或坡改绿的改造措施为主。

② 下凹式绿地与绿化洼地（又称为“地面渗透池”）

绿地是一种最有效且简单的径流入渗设施，对于控制城市地表径流系数起到至关重要的作用，而且绿地本身也具有一定的渗滤功能，对径流中的污染物质起到拦截和净化作用，但如何最大限度地发挥其效能，合理地利用及改造其相对高程是最为关键的一步。因此根据实际情况的不同，最常见的绿地源控措施有以下两种，即：下凹式绿地与绿色洼地，其中后者又被称为地表渗透池。

1) 下凹式绿地

在城市中，现状绿地通常周围地面的标高基本相同，甚至略高，而通过改造，可以使绿地高程平均低于周围地面 10 cm 左右，从而保证周围屋面，不透水路面等硬质下垫面所产生的雨水径流自流进入下凹式绿地。该绿地表面种植草皮和绿化树种，从外观上保证一定的城市景观效果，同时将绿地下层的天然土坡改造成渗透系数大的透水材料，由表层到底层依次为表层土、砂层、碎石、可渗透的底土层，一方面可以增大土壤的存储空间，另一方面也提高土壤的渗透能力^[120]。这种既能保持一定的绿化景观效果，又能净化降雨径流的控制措施，具有工艺简单、工程投资少、不需额外占地等优点。

根据文献研究结果^[121]，下凹式绿地可以将日降雨量近 100 mm 的降雨全部入渗，而对于我国而言，北京市也做过有关草坪高度对径流入渗量影响的试验，其研究表明^[64,65]：若草坪低于周围路面高程 0.1~0.2 m，则其入渗量是草坪高于或平于路面的入渗量的 3~4 倍。另外，在北京市天秀园的示范小区项目中，其草地高程比路面低 10 cm，经计算，该小区草坪可贮留 5 年一遇的降雨径流量。而对于河流周边入渗系数较低的绿地，为了更多地消纳地表径流，也可采用下凹式绿地。

2) 绿化洼地——地面渗透池

在绿地系统中，往往有很大一部分绿地的高程低于周围地面的标高，形成自然洼地。对于这部分绿地，通常会利用其形成地面渗透池，即在池底做一些加强其渗透性能的人工铺设，如鹅卵石等，并在池中种植一些有较好截留及净化作用的水生植物，除此之外，还可以结合城市规划中的人工水池景观，如喷泉、金鱼荷花池等形成具有控污作用的景观水体系统^[120]。

而对于比较宽的道路，例如高速公路等，可在其中央修建绿化洼地，这对于解决路面径流污染时一个行之有效的生态化措施。绿化洼地与常见的公路绿化带的不同之处在于绿化带的土壤表面高于公路表面，这是为了防止其中的泥土被暴雨冲刷，而绿化洼地则是两侧与公路几乎保持在一个水平高度上或略低，而洼地中央比两侧更低，形成一个向中央凹陷的斜坡，并且在斜坡和底部密集的种植植被，从而使两侧的雨水能够从公路自流流向洼地，并且下渗到土壤中，起到渗滤作用。

通常利用天然的绿化洼地形成的地面渗透池采用的是季节性充水，如一个月中几次充水、一年中几次充水或春季充水秋季干涸，其水位变化较大，因此在此渗透池中所种植的植物应既能抗涝又能抗旱，并视池中水位变化而定。

总而言之，利用天然洼地作为地面渗透池不仅可以在暴雨期间对城市地表径流产生的污染负荷进行源头控制，还有利于改善城市的生态环境，并且具有较好的经济可行性。

③ 生态护坡

在城市中，公路、铁路、水利等市政建设工程往往规模较大，项目多，涉及范围广，从而导致土石填挖量较大，因此使得大量边坡形成，而边坡在暴雨期间会产生严重的水土流失，其径流对受纳水体水质影响较大，故必须进行边坡防护。

生态护坡是一种利用地表密集的植物对地表径流中的污染物进行截留的植被控制方法，能够在径流输送的过程中将污染物从径流中分离出来，使到达受纳水体的径流水质获得明显的改善，从而达到保护受纳水体的目的^[128-129]。由于传统城市河道护岸工程中多采用直立式混凝土挡土墙，而对于有植被覆盖的岸坡也仅仅是在天然土壤上种植草皮，其土壤的抗冲刷、抗侵蚀能力较弱。因此在暴雨径流形成后，径流在移动过程中极易携带着土壤和堤岸上的污染物、沉积物，沿岸坡冲刷或以地表漫流的形式进入受纳水体，对水生态环境造成更大的破坏。针对此种现象，国内外很多学者开始研究生态护岸技术，并且提出多种既能起到良好边坡防护作用，又能改善边坡生态环境的生态型护岸技术，其理念可以归纳为：通过固土护岸、增大土壤的渗透系数、重建和恢复水陆生态系统，尽可能地减少水土流失，提高岸坡抗冲刷、抗侵蚀能力，对降雨径流进行拦阻和消纳^[122-127]。其中运用较为广泛的有：植草护坡技术、土工网植草护岸技术、防护林护岸技术以及植被型生态混凝土护坡技术。

1) 植草护坡技术

植草护坡技术常用于河道岸坡的保护，国内很多河道治理中都使用了这一技术。这一技术主要是利用植物地上部分形成堤防迎水坡面软覆盖，减少坡面的裸露面积和外营力与坡面土壤的直接接触面积，起消能护坡作用。利用植物根系与坡面土壤的结合，改善土壤结构，增加坡面表层土壤团粒体，有效提高了迎水坡面的抗蚀性，减少坡面土壤流失，从而保护岸坡和减少面源污染。

2) 土工网植草护岸技术

土工网是一种通过特殊工艺生产的三维立体网，不仅具有加固边坡的功能，还能在植被的播种期间起到防止暴雨冲刷，保持土壤和保护草籽发芽生长的作用。因此，该技术是一种集坡面加固与植被防护于一体的复合型边坡水土保持技术。目前，国内将该项技术应用于公路周边的边坡防护，对公路径流污染起到一定的

“源头”控制作用。

3) 防护林护岸技术。

该技术是通过在河岸带种植树水或竹子，形成河岸防护林，其作用主要体现在 3 个方面：一方面茎、叶的拦截作用，不仅可以避免雨滴、风力对土坡表面的直接侵蚀，又可以减缓径流流行速度，缓解其对土壤的冲刷。另一方面，由于树木根系较草而言更加发达，具有更强的穿孔力，可以提高土壤的抗侵蚀强度，从而减少了径流中污染物质的含量。与此同时，根、茎、叶的生长能够增加土壤有机质的含量，改善了土壤结构，增强了土壤的性能，从而提高土壤的水土保持能力。

4) 植被型生态混凝土护坡技术

植被型生态混凝土最早是由日本提出的，并在河道护坡方面进行了推广应用。植被型生态混凝土由多孔混凝土、保水材料、难溶性肥料和表层土组成。近几年，我国也开始进行植被型生态混凝土的研究。经验表明，很多植被草都能在植被型生态混凝土上很好生长，提高了堤防边坡的稳定性。

④ 绿化缓冲带

缓冲带，全称为“保护缓冲带 (Conservation buffer strips)”，最早是由美国农业部国家自然资源保护局(NRCS)向美国公众推荐的土地利用保护方式。该保护方式是指利用永久性植被来拦截污染物或有害物质的条带状、受保护的陆地^[130-131]。根据其植被类型，分布位置与主要作用的不同分为：缓冲湿地(buffer wetlands)，缓冲林带(buffer forest strips)和缓冲草地带(buffer grass strips)。而用于城市径流污染控制的绿化缓冲带则属于缓冲草地带的一种^[130]。

绿化缓冲带属于缓冲带的一种，是人工建造的具有一定宽度和坡度的植被带。一般多修建于滨河带，其主要作用是对城市径流的污染负荷加以缓冲，减少冲击负荷，通常被称为“河岸植被缓冲带”；或者修建于地表汇水区作为末端控制的生态技术，因此又被称为“过滤带”，该技术的作用原理是使径流中的污染物在向受纳水体转移的途径中，通过缓冲带的泥沙沉降、反硝化、植物吸收等作用后，以潜层渗流的方式进入水体，从而大大降低对水环境的污染，同时，绿化缓冲带还可以增加城市区域的生物多样性和植被覆盖率，对区域环境有一定的改善。

根据绿化缓冲带的设置区域，坡度，植被种类及处理对象的不同，可以分为以下两种：

1) 河岸植被缓冲带^[132-133]

河岸植被缓冲带由河岸两边向岸坡爬升的由树木(乔木)及其它植被组成，该技术的应用实践早在 15~16 世纪的欧洲就已经开始，19 世纪成型，20 世纪 30 年代在美国就有相应的设计和应用规范。而随着人类生态环境意识的发展，河岸植被

缓冲带的设计理念已从单纯的生态系统保障发展到在陆地与水体生态系统的过渡区域中人工建立或修复植被走廊，加强滨河带的控污能力，将自然灾害的影响或潜在的对环境质量的威胁加以缓冲，以保证水环境的平衡，提高和恢复陆地及水体中生物系统的多样性，而随着近年来城市化的影响加剧，河岸植被缓冲带技术已经被广泛应用于城市径流污染的控制，并且出现许多新的技术形式，应用较为广泛的有以下两种：

a) 坡地等高缓冲带

坡地等高缓冲带的作用相当于等高植物篱，通常根据实际地形确定其设置的位置，一般而言，适宜于设置在坡地的下坡位置，与径流流向垂直布置，在坡地较长时，可以沿等高线并行设置多条缓冲带，从而提高其削减径流污染负荷的能力。

b) 水体周边缓冲带

水体周边缓冲带主要是沿河道或河湖泊水库周边设置，通过自然植被与人工加强设施相结合的方式，对水体周围的生态环境进行水土流失的防护，其实质是介于水陆生态系统之间的过渡区域，着重于对接纳水体进行污染负荷的缓冲性保护，并且利用植被——土壤系统对污染物质的有效过滤、吸附及生物降解作用对径流进行初步净化。

总体来说，河湖滨岸植被缓冲带的净化机理可以概括为以下三个主要方面：

第一，降低地表径流速度并对其中的颗粒态污染物起过滤和拦截作用；

第二，植物吸收、土壤吸附溶解态的污染物；

第三，促进氮的反硝化作用；

另外，其去污效果取决于污染源特性、土壤类型、植被组成及生长状态、缓冲带宽度与坡度、季节以及水文条件等。

2) 过滤带^[134-136]

根据种植植被种类及设置位置的不同，可以将过滤带分为两大类：一种是由草本植物，卵石隔离带以及浅水层池塘、可渗透堤坝、溢流出水口等构成的植被过滤带，其通常设置在污染源和接受水体之间，常用于对城市中的道路和高速公路、屋顶排水、小型停车场和可渗透地面的径流污染负荷的削减。另外一种是由埋在地下的部分和街道乔木，以及底部排水管道组成的树槽过滤带，该技术使用频率相对前者而言较低。

影响绿化缓冲带控污效果的因素较多，主要有规模、位置、植被、水文条件和土壤类型等，由于其宽度对于是否能很好的控制径流中的沉积物与氮磷等营养物质，因此绿化缓冲带宽度的选择对其治理效能影响较为显著，最新的研究表明：绿化缓冲带的宽度应该大于 100 英尺，坡度为略小于 45°，这样才能对雨水径流污染

起到有效的控制作用^[137]。

在采取绿化缓冲带方式对城市径流污染进行“中途扩散”的控制时,应对城市滨河带的实际情况,如:现有岸坡条件,植被种类及覆盖情况,土壤渗透性等进行综合考察,从而因地制宜的设置相应种类及宽度的绿化缓冲带,通过不同形式缓冲带的有机组合对城市径流污染负荷进行有效削减。除此以外,合理的植被配制也是保证绿化缓冲带实现其控污效能的关键点,因此要根据研究区域的实际情况,对不同种类的植被合理搭配,尽可能的发挥其不同的控污作用,同时尽量使用本地品种,实现技术经济和谐发展的目标。由于缓冲带多为平坦的植被区,能够承担大面积的分散降雨量,因此较适宜于设置在池塘边,露天停车场以及城市中不透水公共区域周边。

5.2.2 滞留/持留系统的常用技术

① 植草沟

植草沟是指种植植被的景观性地表沟渠排水系统或装填了过滤介质垂直流的洼地,后者表面种植植物,底部设置穿孔管以收集处理后的雨水^[139]。在城市径流污染控制中,植草沟措施已经被国内外学者广泛应用于源头、污染物传输途径和就地处理系统,其应用区域包括居民区、商业区和工业区。例如:道路两旁的植草沟可以代替传统的雨水口和雨水管网起到收集运输径流的作用,并且由于植草沟对污染物还有一定的处理功能,因此利用植草沟代替传统的雨水系统是有一定的发展潜力的。可见,对于植草沟技术而言,结合恰当的管理措施,对于径流传输过程以及进入受纳水体前的污染物是能够达到有效控制的目标的。

植草沟技术的控污原理是:地表径流以较低流速经植草沟时,经其持留、植物过滤和渗透作用后,雨水径流中的多数悬浮颗粒污染物和部分溶解态污染物能够被有效去除。关于植草沟技术的处理效能,国内外学者已经展开了大量的研究,Wigington 等^[140]对高速公路植草沟研究表明:初期径流中金属污染物浓度很高,在经过植草沟后,多数金属污染物在植草沟表层 5 cm 土壤中沉积。Reeves^[141]通过对位于华盛顿州的长度分别为 30m 和 60m 的植草沟进行处理效能实验后发现:植草沟对污染物的去除率与植草沟长度有关。30 m 的植草沟对 SS 的去除率为 60%,碳氧化合物去除率为 50%,TP 去除率为 45%,金属去除率为 2%~16%;当植草沟长度增加到 60 m 时,SS 去除率增加 20%,碳氢化合物去除率增加 25%,TP 去除率下降为 30%,金属去除率则达到 46%~67%。而在美国金县,已经建设了 100 多个植草沟,分别用来处理居民区、商业区和轻工业区的地表径流。Deletic 等^[142]总结了几个城市和乡村暴雨控制研究结果,如表 5.3 所示:

表 5.3 1978-1998 年间部分研究结果统计^[142]

Tab. 5.3 Statistics of part of results during 1978 to 1998

	TSS	TP	TN
研究案例数量	18	20	13
平均去除率 (%)	72%	52%	45%

根据地表径流在植草地沟中的传输方式的不同，可以将其分为三种类型，即：标准传输植草沟(standard conveyance swales)、干植草沟(dry swales)和湿植草沟(wet swales)^[139]。

1) 标准传输植草沟

标准传输植草沟是指开阔的浅植物型沟渠，其作用是将集水区中的径流引导和传输到其他处理措施。该植草沟技术一般应用于强化高速公路的排水能力以及在径流量小或人口密度较低的居住区、工业区和商业区替代路边的排水沟或局部的雨水管道系统。

2) 干植草沟

干植草沟是指开阔的、覆盖着植被的水流输送渠道，其主要结构包括了由人工改造土壤所组成的过滤层以及过滤层底部铺设的地下排水系统，该技术在设计上强化了雨水的传输、过滤、渗透和持留能力，从而保证雨水径流能够在较短的水力停留时间内从沟渠内排除。干植草沟适宜于代替居住区内的部分雨水系统，并且通过定期割草，有效的保持植草沟干燥和植被的控污能力。

3) 湿洼地

湿洼地的结构与标准传输沟系统类似，但其设计目标为沟渠型的湿地处理系统，且该系统处于常年湿润状态。湿植草沟技术一般用于高速公路的排水系统，也可用于过滤来自小型停车场地表或屋面的雨水径流，但由于其土壤层在较长时间内保持潮湿状态，易引发异味及蚊蝇滋生等卫生问题，因此不适用于人口密度较高的居住区。

表 5.4 不同类型植草沟对径流污染物的去除效率^[142] (%)

Tab. 5.4 Removal efficiency of runoff pollutants for different types of ditch grass

植草沟类型	TSS	TP	TN
标准传输植草沟	68	29	
干植草沟	93	83	92
湿植草沟	74	28	40

以上三种类型植草沟均可应用于乡村和城市化地区,但由于植草沟边坡较小,占用土地面积较大,因此一般不适用于高密度区域。表 5.4 为不同类型的植草沟对污染物的去除效率。

由此可见,干植草沟的污染物去除率明显优于标准传输植草沟和湿植草沟,因此在城市的径流污染防治措施中,干植草沟是应用频率最高的植草沟技术。

另外,在植草沟设计中可以通过适当的进行人工改造,加强径流在植草沟中的沉淀和渗透效果,常见的改进措施有:加设控制堰或拦截坝,选择适宜的植草沟长度、采用较小的坡度或阶梯式边坡的设计,对土壤的渗透性进行改良以及延长径流与植被的接触时间等。

由于植草沟不仅能够收集较多的降雨量,还能够承担较长距离的径流输送功能,因此在坡度、土壤、景观规划等要求都适宜的情况下可以局部替代雨水管网系统。一般设置于居住区、商业区、公园等的道路旁。

② 塘系统

由于“塘”不仅具有控制径流污染负荷的作用,还能起到增强城市娱乐、景观、以及丰富生物多样性等多重社会价值,因此已经在国内外得到比较普遍的应用,尤其对于土地资源较为充裕的区域,该技术具有十分良好的推广前景。目前,使用频率较高的塘系统主要是滞留塘和稳定塘。

1) 滞留塘

滞留塘是一种利用天然洼地进行筑坝或人工改造形成的塘,其实质是暴雨滞留池。该塘设有雨水进口和出口,降雨期间,雨水径流通过进口进入水塘。该水塘主要是通过植物、藻类和细菌对径流中的污染物质进行吸附,降解,同时由于其具有滞留作用,使得其对颗粒物质有较好的沉淀作用,从而达到保护受纳水体的目标。研究表明^[143]:一个设计和维护得当的长期滞留水塘可以沉淀掉水体中 80% 的颗粒物。滞留塘技术是一项具有成本低、运行管理简单等优点的水质净化,在欧美国家已经广泛应用于城市径流污染的末端治理,但在我国的应用尚处于起步阶段。

滞留塘系统去除径流中污染物的机理是:通过重力沉降、水生植物吸收和微生物降解等综合作用来达到净化水质的目的,但与传统的氧化塘技术所不同的是,该技术所需的净化时间较短,其水力停留时间(HRT) 一般不超过 10 h,其中湿式滞留池中的生物作用对一些可溶性营养物质也有很好的去除效果。

为了提高滞留塘的去除效能,在设计时应该综合考虑其处理负荷,地理条件以及当地暴雨特征等因素,选择最适宜的规模,水深以及水力负荷等,为微生物提供适当的有机质,以加强反硝化过程,同时增加水流与生物膜的接触时间,从而提高其净化能力。

2) 氧化塘

稳定塘，一般习惯称其为氧化塘，又名生物塘，它是土地经过人工适当的修整，并设有围堤和防渗层的污水池塘，是一种主要依靠自然生物的降解能力对污水进行净化的生态化处理技术^[144-146]。

氧化塘是对各种类型的污水处理塘的总称，它有多种分类方式，一般习惯于根据出水方式的不同将其分为连续出水塘、控制出水塘和完全贮存塘三类。在稳定塘中存活并对径流进行净化作用的生物类型较多，主要有：细菌、藻类、微型动物（原生与后生动物）、水生植物以及其他水生动物等，这些生物中菌—藻共生体构成了降解有机物的核心，其他生物则从不同的途径强化了对有机物的降解能力。影响氧化塘处理效率的主要因素为水力停留时间（HRT），研究结果表明：随着水力停留时间的增加，氧化塘的处理效率也逐步提高^[144]。自上世纪 50 年代开始，我国就已经开始进行对氧化塘处理污水的研究，但将其应用到城市径流污染大的控制上来还处于探索阶段，相关研究较少。

利用氧化塘技术对城市径流进行处理优点在于，不仅可以削减洪峰洪量、降低径流污染负荷，而且设计施工简单、基建投资省、运行维护费用较低、处理效能较好，但塘系统也有一些缺点和局限性，从而在一定程度上限制了其发展，主要表现在：处理效率不够稳定，随季节变化波动明显、水力停留时间相对较长，导致占地面积较大，不利于土地的有效利用、对防渗的要求较高等。

③ 湿地系统

天然湿地是指自然或人工、长久或暂时的沼泽地、湿原、泥炭地或水域地带，且带有静止或流动、或为淡水、半咸水、咸水水体者，包括低潮时水深不超过 6m 的水域^[149,150]。天然湿地是陆地与水体之间的过渡地带，是一种高功能的生态系统，具有独特的生态结构和功能，对于保护生物多样性和改善自然生态环境具有重要的作用。近年来，随着城市化的快速发展，径流污染的控制引起了人们的重视，因此越来越多的城市将湿地技术改造后引入并作为一种高效的生态化地表径流污染控制措施。

湿地系统是在天然湿地的基础上发展起来的一种新型的废水处理工艺，该系统主压迫是将废水投放到土壤经常处于水饱和状态并且生长有芦苇、美人蕉、香蒲等耐水植物的沼泽地上，使废水沿一定的方向流动，并且在流动的过程中，在耐水植物与土壤的联合作用下使废水得到净化的土里处理系统。该系统的本质是由土壤、植物、微生物所组成的一个具有水处理功能的独特系统，其径流的净化作用机理是多方面的，主要有物理沉降作用、植物根系的阻截作用、化学沉淀作用、土壤及植物表面的吸附于吸收作用以及微生物的代谢作用等等^[148,149]。由于湿地系统具有基建投资较低、处理效能较高、对生态环境有一定美观作用等优点，

因此在城市径流污染防治方面具有广阔的应用前景。

根据湿地系统的基质特征，一般将其分为：自然湿地与人工湿地两类^[149,150]。

1) 自然湿地

自然湿地是在天然湿地（如：天然洼地、芦苇塘等）的基础上，辅以必要的工程措施，不改变天然湿地基质的湿地系统，如表面湿地，渗滤湿地等。此湿地系统的水深一般控制在 30~80cm 之间，不超过 1m，其控污基理与好氧塘类似。由于自然湿地大多要经过改造才能发挥作用，目前国内外应用较为广泛的是人工湿地技术。

2) 人工湿地

人工湿地是一种改变天然湿地基质或重新建造的湿地系统，该系统的结构组成为：选择具有透水性的基质，具有成活率高、抗水性强、生长周期长、美观及经济价值高的水生植物，具有一定坡度的黏土隔水层以及排水沟渠。该系统最突出的优点是技术简单、基建成本与运行维护费用较低、对污染物的去除范围较广且去除效能较高、生态环境效益显著、能适应城市径流污染的不稳定特性等。

由于暴雨径流具有突发性，其水质和水量的变化较剧烈，对处理构筑物的抗冲击负荷能力要求较高，因此采用人工湿地处理暴雨径流时，必须针对当地暴雨径流的水质特征进行合理设计。

5.3 控制模式

城市径流污染是一种典型的非点源污染，并且具有污染物种类繁多、组分多变、时空变化效应明显等特点，从而使得单一的控制技术难以达到污染物总量控制目标。另外，局部的单元处理技术，对污染负荷总量的控制能力有限，且“治标不治本”。因此，要想从根本上对城市径流污染加以控制，必须从整体防治效果入手，通过适宜的组合方式，将各个单元技术有机地联系起来，从而获得较好的径流污染负荷削减效果。

对于最优化模式的研究主要包括以下两个方面的内容：单元技术的选择；组合方式的选择。

5.3.1 单元技术的选择

对城市径流污染控制的单元技术的选择，主要应该考虑各种技术的适用条件，对污染物的去除能力以及对径流的截留能力，如虽然绿色屋顶的应用限制因素影响很小，适用范围较广，但其对污染物的去除能力及对径流的截留能力与其植被覆盖情况，设计坡度等存在很大的相关性，而且造价较高，对人员的维护管理能力要求也相对较高。因此在一般城市居民区，不建议使用。对于高档住宅区，公共建筑群则可以大规模使用该源控技术对屋面径流的污染进行有效控制。

与此同时,还需要对地理条件,植被生长情况进行分析,如地表渗透池不适宜用于地形变化较大,坡度较陡的区域,并且适宜于湿地系统的地理条件(如高的地下水位、差的透水性土壤)就不适宜修建地表渗透池。滞流塘需要有自然洼地的区域,湿地则需要有一定得土地面积,不适宜于土地利用紧张的区域,同时滞流塘与湿地在选择时还需要考虑其土壤是否利于植被的种植及生长。

许多径流污染单元控制技术除了能够有效地削减污染负荷外,还能够对生态系统产生一定得影响。例如塘和湿地系统对生物多样性的保护和区域小气候的改善等均有作用,但如果管理不善就会产生蚊蝇,因此要结合当地的地理、气候等情况,尽量选择与景观生态设计相结合的技术措施。另外,易于维护管理也是考虑的一个方面。

5.3.2 组合方式的选择

城市径流生态化控制模式是是基于生态学、工程学、经济学原理,通过将各单元技术相结合的综合性设计,并且与景观生态相协调,从而实现控污效果和环境效益的统一。这种控制模式具有良好的可持续性,能实现整体治理效益最大化,它不仅强调对城市径流污染的缓解及消除作用,还注重其产生的景观生态效益。

在对城市径流污染的控制过程中,单元生态化控制技术的组合模式可以分为串联式、并联式和混合式3种模式,对于三种模式的详细论述如下:

① 串联模式

在城市径流污染控制中,最常见的组合模式为“串联式”,该模式主要是使暴雨径流在经过单元技术的逐级生态化处理后,其径流中的污染物得到逐级消减,同时径流量也得到一定的削减,从而使得最终排入受纳水体的径流水质较好,水量较小,污染负荷总量较低,对水环境的破坏程度有所缓解。这种串联式组合模式不但可以充分发挥各种单元技术的优势,提高系统的整体污染负荷去除效率,还能够起到一定的削减洪峰的作用。

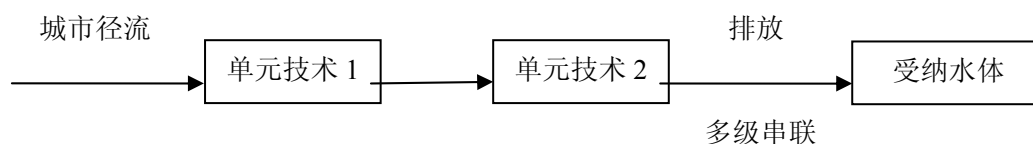


图 5.1 串联组合方式示意图

Fig. 5.1 Schematic diagram of series combination

目前国内外应用最为广泛的串联处理模式是将塘与湿地进行组合,使其具有投资和运行成本低、去除效率高、操作简单、维护方便、生物适应性强以及景观价值高等优点^[69]。塘/湿地技术通常以串联式的组合模式提高系统的去除率和抗干

扰能力，在塘-湿地组合净化模式中，塘通常作为预处理装置，对径流中的悬浮物质进行大幅度消减，从而为后续的湿地净化系统降低了处理负荷，同时有效降低湿地堵塞的风险。这两种技术的组合可以充分发挥各技术的优点、延长系统的寿命、提高系统的生物多样性。

② 并联模式

并联式组合模式的形式主要有两种：一种是不同种类的单元技术之间的并联组合，另一种是同一种单元技术的并联使用。

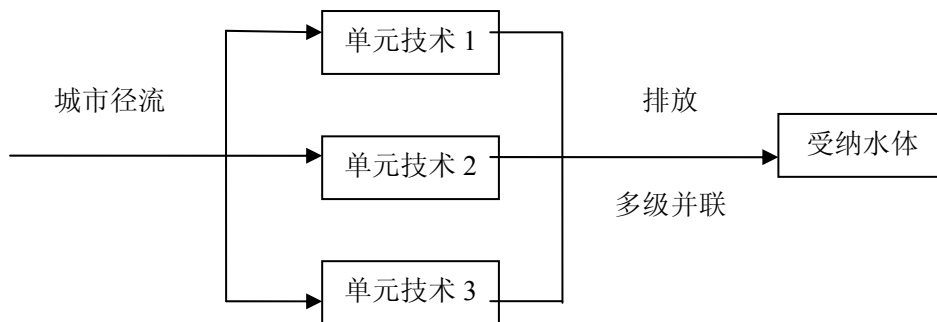


图 5.2 并联组合方式示意图

Fig. 5.2 Schematic diagram of parallel combination

其中并联式湿地组合模式是国内外最普遍的一种组合模式，通过并联组合可以充分发挥不同类型湿地的优势，并且针对不同类型湿地处理能力有所不同的特点，可以通过分配不同的污染物水力负荷，使整个湿地系统的处理效能最优。

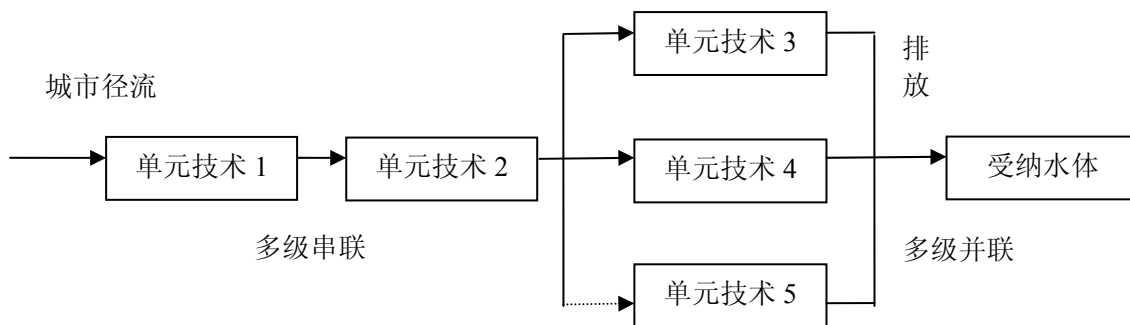


图 5.3 混合组合模式示意图

Fig. 5.3 Schematic diagram of mixed combination

③ 混合模式

一般而言，混合型组合模式是指整体上采用串联组合方式，但局部采用并联组合模式的控制系统。通过这两种不同组合模式的有机组合，可以针对各汇流子

区域的不同径流特征，选择最合适的单元控制技术及其相应的最佳组合方式，从而使得整个控制模式的污染负荷削减效果最佳。例如，在塘与湿地系统并存的控制模式中，通常塘系统适宜采用串联模式，而湿地系统则适宜采用并联模式，因此在选择整体的组合方式时，可以考虑让径流先通过串联塘系统后在通过布水系统分配到并联的湿地系统，从而对污染负荷进行有效削减，达到总量控制目标。

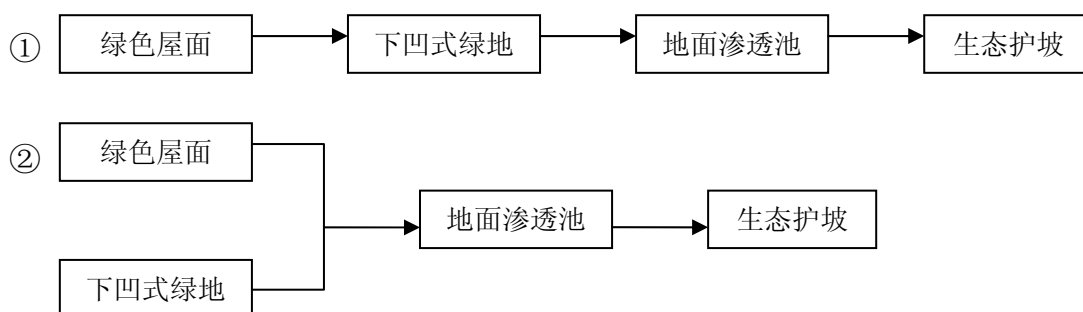
5.4 集成控制系统

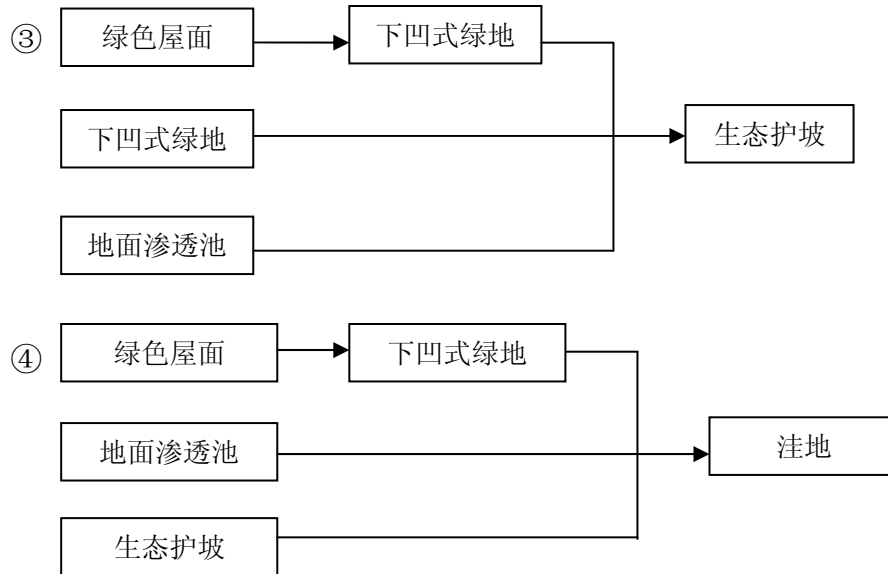
由于雨水径流污染系统包括以下三个部分：场地内污染物的产生；污染物从产生点的转移；污染物传输进入河流水域。因此对于城市暴雨径流污染的控制，关键在于针对径流污染系统的三个组成部分，即产生（源头控制）、迁移（中途控制）和传输（末端控制），选择适宜的单元控制技术及其组合方式，即建立相应的控制模式，从而形成一个强有力的生态化集成控制系统，对整个区域的径流污染负荷总量进行有效削减。

5.4.1 “源头”污染过程的生态化控制模式

针对面源污染“源”过程中产生污染的原理，即：降雨冲刷下垫面并汇集成径流，使得径流中携带有污染性物质，并通过下水道或地表沟渠等向下游排放，可知“源”区域的降雨径流水质主要取决于城市下垫面的产流能力和污染物积累情况。因此，源头污染控制^[74,115-117]是以减少潜在运移的污染物数量为目标的防治方法，其主要设计理念是通过在各污染源发生地采取相应对污染物进行截留或对径流量进行削减，以减少在降雨径流的输送过程中溶解和扩散的污染物。该控制措施主要是从降低径流的流动速度，延长流行时间，增加径流的截留量等方式对污染源进行拦截、消纳、渗透，从而减轻后续系统的处理负荷以及降低对其的冲击负荷，同时对受纳水体的污染负荷总量也起到了一定的削减作用。

针对城市河流周边地区不同的径流产生源头，如：屋面、绿地、道路、岸坡等，其常用的降雨径流的生态化控制技术措施主要包括绿色屋面、下凹式绿地与利用天然洼地建造地面渗透池、生态护岸等，其常用的控制模式有：





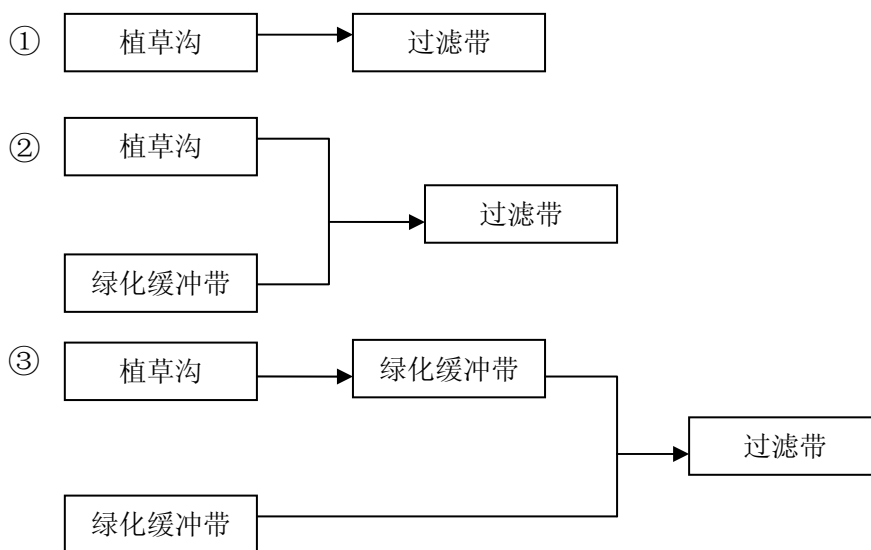
5.4.2 “中途扩散”污染过程的生态化控制模式

针对城市径流污染在迁移运输途中的扩散污染现象，其污染防治措施主要从两个方面进行：一是减缓径流速率、控制径流量以及所携带的污染物质；二是通过过滤、吸收作用，对径流进行预处理，起到去除悬浮物及部分溶解性污染物质，贮存部分径流量以及削减冲击负荷的作用^[74,115-117]。目前应用效果最为显著的措施是在城市的不透水地表中设置透水带，以减少硬化面积，增加城市区域的透水性，从而在传输途中以下渗，吸附以及生物降解的方式对径流污染负荷进行有效控制。

由于城市绿地系统在整个城市土地利用中所占比例较大，且在对径流雨水的调蓄和污染物净化方面均能够起到一定的作用，其主要表现在强化下垫面对降雨径流的滞留，净化和入渗的能力。因此越来越多的学者青睐于通过改造城市绿地来控制城市地表径流污染，并且将其与城市整体景观规划相结合，以达到控污与优化人居环境的双重目标。

目前，国际上公认的生态化“中途扩散”控制措施为植被控制方法。该方法不仅可以减少地表雨水径流量，同时其土壤和植物对径流中的悬浮物、COD、NH₃-N、TN、TP 等主要污染物均能起到一定的削减作用。其控制原理是利用地表密植的植物对地表径流中的污染物进行截留，并且利用吸附、沉淀、过滤、共沉淀和生物吸附过程将污染物从径流中分离出来，使径流水质得明显地提高，不仅能够降低后续末端处理的负荷，还能够改善城市的生态环境^[74,115-117]。植被控制方法主要包括植草沟和漫流两种，前者是通过在输送地表径流的自然沟渠中密植草皮，从而防止土壤流失并且通过草皮的截留净化作用提高对悬浮固体的沉降效率，同时也能部分降解溶解性污染物质。而后者则是过滤带的理论基础，其原理是通过在坡度较小的带状地面密植草皮，而使水流在输送途中发散成为面流，从而对溶解

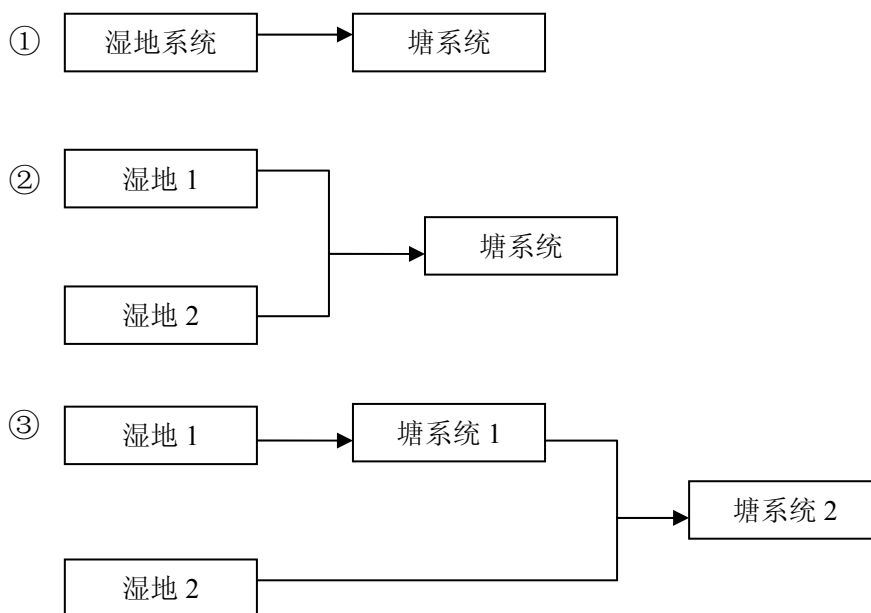
性污染物质进行过滤，并且提高地表渗透性，其常用的控制模式有：



5.4.3 “末端汇流”污染过程的生态化控制模式

城市径流在通过“源”与“中途扩散”的控污措施处理后，仍然会有部分径流经过汇流后集中进入受纳水体，因此必须在汇集区实施末端集中处理，从而进一步降低入河的污染负荷，保护水环境的生态平衡。

末端集中处理措施是指在降雨径流的入河汇集区，通过自然生态技术或人工净化技术对径流中的污染物质进行降解。其中，以自然生态降解为核心的生态化控制措施已经成为国际上大多数城市所广泛采用的“末端”治理技术，该技术主要可以分为两大类，即：塘系统与湿地系统，其常见的控制模式有：



5.5 本章小结

根据对城市雨水径流污染特征的研究结果可知，其造成的面源污染具有初期冲刷效应和突发性特点，因此其污染负荷所占比例在降雨初期的短时段内会成倍升高，甚至超过点源污染，从而对城市水体造成冲击性影响，严重影响城市水环境质量，国内外许多城市暴雨后发生的水污染事件都是很好的例证。近年来，随着我国城市化的不断发展，其导致的城市径流污染也不断加剧，越来越多的城市出现了暴雨后内涝及受纳水体水质恶化的现象。同时基于我国城市区域生态环境较为脆弱及敏感的现状，笔者提出以生态化技术措施为主对其进行有效防治，已达到控污与生态环境保护和谐发展的目标。根据对城市雨水径流污染规律的研究结果，可以将其相应的生态化处理系统分为三个方面：

① 对源的控制，主要指控制对水体有潜在危害的产品的应用，将雨水径流污染物从源头上控制在最低限度，因此在源控阶段，主要采用减少不透水下垫面面积的下渗技术。

② 对污染物扩散途径的控制，主要是通过研究雨水径流污染物输送和扩散机理，采取适当的措施，减少污染物排入地下或地表水体的数量，因此在该阶段的重点是对悬浮物质的过滤。

③ 对汇流终端的治理，主要是通过自然生态技术或人工净化技术来降解带入水体的径流污染物，因此控制的核心思想是对径流进行贮存和净化。

本章在总结国内外已有的生态化控制研究的基础上，基于城市地表径流污染规律及污染特征，针对“源头-中途扩散-末端汇流”三个不同阶段，提出相应的单元控制技术，并且结合我国城市径流污染特征及相关定量化模拟的研究结果，同时考虑到城市所具有得人口密集和土地短缺的特殊性，选择适宜的控制模式，从而通过将单元控制技术有机组合后，建立最优化的生态化控制系统，有效控制因城市化而导致的径流污染。

6 实例与应用

本文在总结前三章研究结论的基础上,以城市径流污染“总量控制”思想为核心,利用建立的模型系统对位于重庆市梁滩河流域虎溪河段内的重庆大学新校区进行径流污染负荷模拟计算,并将此结果与虎溪河段的水环境容量现状进行比较,从而得到相应的总量控制目标。同时结合该快速城市化区域现有的用地格局和景观设施,调整或引入适宜的生态化处理技术及控制模式,提出两种生态化处理方案。

通过对两种控制模式进行径流污染负荷模拟计算,并将该结果与“总量控制”目标进行比较后得到各模式的污染负荷削减情况。以此削减效果为评价标准,对两种控制模式进行对比研究,从而得到该研究区域城市径流污染的最优化生态处理方案。

6.1 研究区域概况

梁滩河流域位于重庆市主城区西部,缙云山脉和中梁山之间,是嘉陵江下游右岸的一条主要支流,贯穿重庆市主城九龙坡、沙坪坝、北碚 3 个区,而本研究中的虎溪校区则位于该流域沙坪坝区段,其接纳水体为整个流域中的最大支流——虎溪河,该河段主要分布在沙坪坝区西部新城(图 6.1)。

重庆大学虎溪校区(图 6.2)是重庆大学于 2002 年启动的新校区建设工程建设的新校区,该新校区选址在重庆市沙坪坝区虎溪镇,其主要的用地性质为沟渠、塘、林地、天然草地、居住区、商业用地、教育用地、非透水性道路、公共设施用地等。

本研究区域的地貌主要由低山、丘陵、台地和平坝组成。地势南高北低,海拔高程 165~678m 之间,其沿岸以浅丘平坝区为主。由于梁滩河流域属于中亚热带季风湿润气候区,因此四季分明,空气湿度较大,年平均降水量为 1088.6mm,且年内年际分布不均。

根据沙坪坝区环境监测站出据的梁滩河水质现状的调查报告结果显示,该流域虎溪河段内所有断面水质均无法Ⅳ类水功能区要求,呈现劣Ⅴ类水质,各河段的污染物主要是 COD_{Cr}、BOD₅、TP、氨氮,其次是粪大肠菌群、溶解氧和高锰酸盐指数,显然虎溪河整体而言是以有机物污染为特征。因此,水质污染已经成为导致虎溪河段生态环境恶化的重要影响因素。而这不仅严重威胁当地生态安全,制约了当地经济的发展,而且威胁着当地人民生命财产安全。因此对虎溪河流域进行水污染综合治理,恢复该区域的生态环境,已经迫在眉睫。

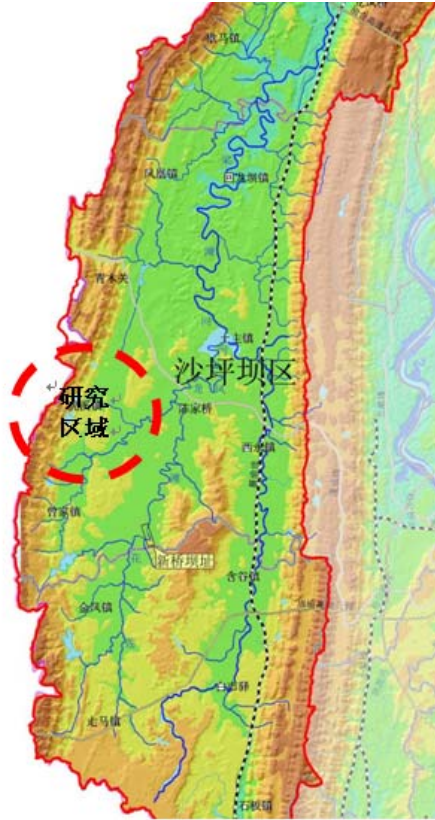


图 6.1 研究区域位置示意图

Fig. 6.1 Map of reserch region location



图 6.2 虎溪校区用地布局

Fig. 6.2 Land planning of Hu Xi university district

由于本研究中针对的是快速城市化区域，因此可以假设该区域采用的是完全

分流制排水体制，即：只有雨水排入受纳水体，故在污染负荷总量的预测中只考虑由地表径流产生的非点源污染源。同时对于受纳水体的水环境容量的预测中，也同样只考虑由径流污染产生的非点源污染源。另外，鉴于本研究区域的受纳水体仅为重庆大学新校区所在的虎溪河的部分河段，因此可以假设在该河段内的水质保护目标相同，而根据《重庆市地面水域适用功能类别划分规定》(渝府发[1998]89号)，该河段水质标准执行地面水 III 类标准。

6.2 城市径流污染负荷模拟计算

6.2.1 基本数据

本文将建立的城市径流污染负荷模型系统应用于重庆大学虎溪校区降雨径流面源污染的模拟及预测研究，选用的是 2009 年 6 月 1 日（降雨间隔时间为 72h，降雨深度为 1.4mm），2009 年 6 月 7 日（降雨间隔时间为 120h，降雨深度为 31.3mm）以及 2009 年 9 月 15 日（降雨间隔时间为 336h，降雨深度为 0.88mm）的三场降雨资料。根据管网的分布情况和相应的雨水到达时间从小到大的顺序可以将研究区域分为三个子汇流区域，各汇流子区域的面积分别为：5.9ha、4.35ha、5.96ha。该研究区域内的土地利用方式以教学楼，宿舍楼，公共建筑以及绿化带为主，模型系统中相关参数的具体取值方法见第四章中参数率定部分。

6.2.2 模拟结果

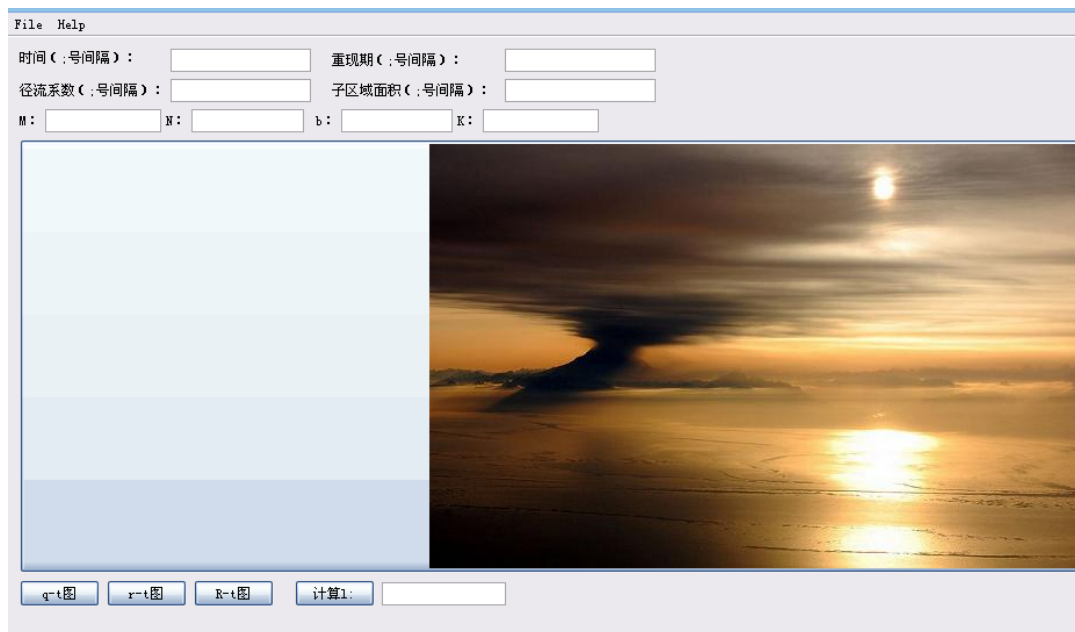


图 6.3 模拟界面

Fig. 6.3 Interface of simulation

① 单场降雨径流污染负荷

将研究区域长期气候、土壤和土地利用比例等数据输入模型后，计算该区域在 2009 年 6 月 1 日（降雨间隔时间为 72h，降雨深度为 1.4mm），2009 年 6 月 7 日（降雨间隔时间为 120h，降雨深度为 31.3mm）以及 2009 年 9 月 15 日（降雨间隔时间为 336h，降雨深度为 0.88mm）降雨条件下所产生的径流污染负荷。

根据第三章中对重庆市径流污染特征的研究，本文选取了具有典型代表性的污染物指标： COD_{cr} 、TN 以及 TP，并对这三种污染物进行单场降雨污染负荷的模拟，计算结果见表 6.1。

表 6.1 单场降雨污染负荷总量模拟计算结果

Tab. 6.1 Simulaiton results of total load for singal rainfall pollution

时间	单场降雨径流污染负荷(kg)		
	COD_{cr}	TN	TP
2009-6-1	0.4576	0.0208	0.0018
2009-6-7	0.5593	0.0253	0.0022
2009-9-15	0.7119	0.0323	0.0028

② 长期径流污染负荷

将研究区域的长期降雨深度 1088.6mm 和三场降雨的降雨深度及污染负荷值带入式（4.10）计算后，可以得到长期径流污染负荷分别为：56.0444kg COD_{cr} ，2.5368kgTN，0.2204kgTP。

③ 接纳水体水环境容量

本文中研究区域的接纳水体为虎溪河，该河段为梁滩河流域中游，根据水质监测结果，其水体各控制指标均为劣 V 类，与水环境要求的 III 类水质有一定的差距，其超标的主要有 COD_{cr} 、TN 和 TP。另外，研究区域的年径流排放量为 $2.04 \text{ m}^3/\text{s}$ ，虎溪河段 90% 保证率下枯水季节的流量为 $1.3 \text{ m}^3/\text{s}$ ，河段设计长度为 48.8km。而对于污染物综合衰减系数 K_0 及河段平均设计流速 u 则通过式（4.13）与（4.14）计算得到，其值分别为：0.428 和 0.667。

将上述相关数据带入式（4.12）计算后，可以得到接纳水体的水环境容量为：3272.38kg/d COD_{cr} ，445.04kg/d TN，90.33 kg/d TP，由于本区域径流冲刷时间仅为 15min，因此该接纳水体在暴雨期间的水环境容量为：34.0873 kg COD_{cr} ，4.6358 kg TN，0.9409 kg TP。

6.2.3 总量控制目标

通过将长期径流污染负荷与接纳水体在暴雨期间的水环境容量进行比较后，

可以得出该水体的允许排污量（表 6.2），其中负值表示该水体已经处于径流污染超标排放的状态，破坏了水环境平衡，需要进行总量控制。

表 6.2 虎溪河段允许排污量(kg)

Tab. 6.2 Allow emissions of Hu Xi river

污染物	COD _{cr}	TN	TP
污染负荷	56.0444	2.5368	0.2204
水环境容量	34.0873	4.6358	0.9409
允许纳污量	-21.9571	2.099	0.7205

通过对虎溪河段的允许纳污量进行进算，可以看出在目前规划的前提下，主要是 COD_{cr} 的污染负荷超过了水体的环境容量，因此在设计生态化控制模式时应着重采用对其有良好处理效能的措施，并且应该保证该模式的去污效果大于 39.18%，在设计时其总量控制目标为 40%。

6.3 最优方案设计

不同的城市化区域其径流水质特征及污染负荷总量控制目标均有所不同，因此对于其最优化生态控制模式的建立应该从多方面综合考察后决定，其决策过程可分为以下几步：

- ① 首先应根据该城市化区域的径流水质特征以及城市规划背景选择适宜的单元控制技术；
- ② 然后以所选择的单元控制技术为基础，建立可行性组合模式方案；
- ③ 对各方案进行污染负荷削减效果的模拟计算，从而得到主要污染控制指标的削减率。
- ④ 通过将该区域径流污染负荷总量控制目标与各方案的污染负荷削减率进行对比，最终确定最优化生态控制模式；

6.3.1 单元控制措施的选择

由于该区域在建成后地表硬化率较高，建筑密度较高，因此主要的雨水污染源为屋面、路面以及滨湖带坡地。针对不同类型的污染源，本文采用相应的生态化径流污染防治措施进行控制，同时结合对重庆市径流污染特征的研究结果，可知其主要的控污对象为 COD_{cr}、SS 以及营养物质，其中对 COD_{cr} 的总量控制目标则为 40%以上。

① 屋面径流污染控制措施

对于屋面而言，本研究区域内坡屋面居多，且面积较大，因此可以采用坡（坡

屋面)改绿(绿色屋面)的生态化措施,一方面对初期径流产生渗滤作用,达到削峰控污的目标;另一方面,绿化屋顶上蓄积的雨水还可通过水分蒸发循环,对城市区域建筑密集区域的热岛效应有所缓解,改善人居环境。

② 路面雨水污染防治措施

对于研究区域的路面,可根据是否有植被覆盖分为:绿地和硬化路面,而对于硬化路面又可分为车行道,人行道以及广场,停车场等公共用地。

由于绿地本身是具有一定的截流控污能力的,因此考虑如何因地制宜地通过高程合理布局加强其对径流污染负荷的削减能力是设计的重点。本文主要是采用下凹式绿地、利用自然洼地或人工洼地建造地表渗透池、植被过滤带、滞流塘以及湿地系统来对绿地径流污染进行控制。

对于比较宽的道路,例如车行道等,可在其中央修建绿化洼地,这对于解决路面水土流失时一个行之有效的生态化措施。人行道的径流量及荷载相对车行道较小,因此可以大面积的采用植草砖进行透水性铺装,增大地表的径流入渗率。

广场、停车场等公共用地则可以在大量采用植草砖铺设地表的同时,对四周较低处进行绿化,并且在绿化带的局部,可以采用下凹式绿地对其整体的截流能力进行加强。

③ 滨湖带坡地雨水污染防治措施

在坡地修建永久性植被缓冲带对控制该区域的径流污染具有十分良好的效果,而对于河流周边入渗系数较低的绿地,为了更多地消纳地表径流,也可采用下凹式绿地。同时可以在邻近水体的区域,选择自然洼地进行筑坝或人工改造形成塘,其实质是暴雨滞留池,从而进一步净化径流水质。

④ “末端汇流”污染防治措施

塘和湿地生态系统由于其具有污染物去除率高、运行成本和管理强度低,与景观的协和性以及能促进城市景观质量和生态价值等特点,是目前国内外径流污染控制中最为常用的单元生态技术。由于本研究区域气候适宜植被生长,并且绿地所占面积比例较大,因此可以采用湿地与滞流塘作为末端技术。

6.3.2 不同集成方式的设计方案

根据雨水管网的分布情况,可以将本研究区域分为三个子汇流区域,针对各子汇流区域内不同的下垫面污染源的分布情况,并且结合其周边生态景观的实际情况,采用不同组合方式的生态化控制模式对径流污染负荷总量进行削减。各方案中单元技术措施的具体组合方式及污染负荷总量削减效果如下:

① 方案一

1) 控制模式

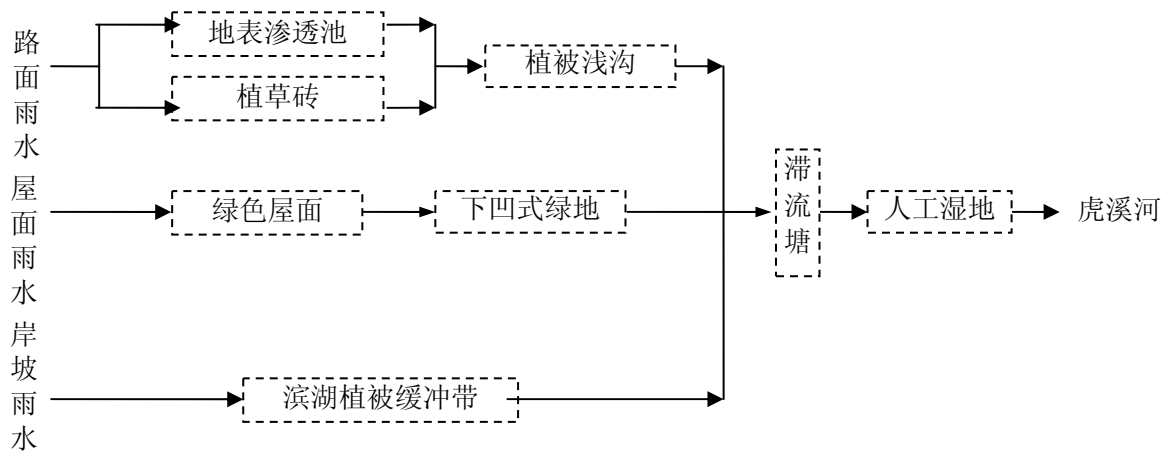


图 6.4 径流污染生态化控制系统（方案一）

Fig.6.4 Ecological control system of urban runoff(Plan 1)

2) 污染负荷削减效果

其污染负荷削减效果（以 COD_{cr} 为例）如表 6.3：

表 6.3 径流污染负荷总量削减效果(方案一)

Tab. 6.3 Reduction effect of total load for urban runoff pollution (Plan 1)

子 汇 流 区 域	组合模式		污染负荷去除效果		
	污染源	“源-中途扩散”控制	末端控制	“源-中途扩散”控制(%)	末端控制(%) 去污总量(kg)
1	屋面	绿色屋面+下凹式绿地		75	76
	停车场	植草砖，地表渗透池+	滞流塘+人	52	
	车行道	植被浅沟	工湿地	72.16	
	绿化带	下凹式绿地		52	
2	屋面	绿色屋面+下凹式绿地		75	76
	车行道	地表渗透池+植被浅沟	滞流塘+人	72.16	
	滨湖坡地	植被缓冲带	工湿地	40	
	绿化带	下凹式绿地		52	
3	屋面	绿色屋面+下凹式绿地	滞流塘+人 工湿地	75	76
	车行道	地表渗透池+植被浅沟		72.16	
	绿化带	下凹式绿地		52	

② 方案二

1) 控制模式（见图 6.2）

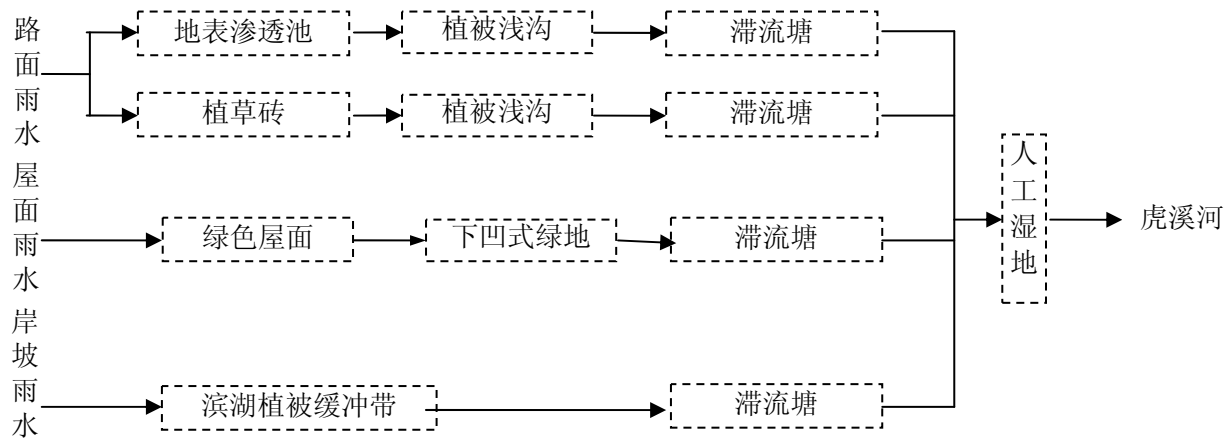


图 6.5 径流污染生态化控制模式（方案二）

Fig. 6.5 Ecological control system of urban runoff(Plan 2)

2) 污染负荷削减效果

该模式采用的是串联式生态化控制系统，其污染负荷总量削减效果（以 COD_{cr} 为例）如表 6.4。

表 6.4 径流污染负荷总量削减效果(方案二)

Tab. 6.4 Reduction effect of total load for urban runoff pollution (Plan 2)

子汇 流区 域	污染源	组合模式		污染负荷去除效果		
		“源-中途扩散”控制	末端 控制	“源-中途扩 散”控制(%)	末端控 制(%)	去污总量 (kg)
1	屋面	绿色屋面+下凹式绿地+滞流塘		80		
	停车场	植草砖+植被浅沟+滞流塘	人工	61.6	57	
	车行道	地表渗透池+植被浅沟+滞流塘	湿地	77.73		
	绿化带	下凹式绿地+人滞流塘		61.6		
2	屋面	绿色屋面+下凹式绿地+滞流塘		80		
	车行道	地表渗透池+植被浅沟+滞流塘	人工	77.73	57	46.30
	滨湖坡地	植被缓冲带+滞流塘	湿地	53.92		
	绿化带	下凹式绿地+滞流塘		61.6		
3	屋面	绿色屋面+下凹式绿地+滞流塘		80		
	车行道	地表渗透池+植被浅沟+滞流塘	人工 湿地	77.73	57	
	绿化带	下凹式绿地+滞流塘		61.6		

6.3.3 最优方案确定

以 COD_{cr} 污染负荷总量的削减效果可知，模式一的去污能力高于模式二，因此最优化方案为模式一，即以绿色屋面-下凹式绿地、地表渗透池-植被浅沟、植被缓冲带-滞留塘以及滞流塘-人工湿地等串联式为局部组合方式，以并联式为整体组合方式的生态化控制模式。

通过该模式的应用，不仅能够达到对该区域径流污染总量的控制目标（污染物总量削减率为 82.6%，大于总量控制目标 40%），保障虎溪河的水质，同时还能够对该区域的生态景观效益有所改善。

6.4 本章小结

随着我国城市区域点源污染治理和雨污分流制管网建设的不断深入与完善，非点源对城市水环境的影响日趋显著，其中因暴雨造成的城市径流污染已经成为最主要的非点源污染源，其不仅容易造成城市内涝，对社会经济造成严重影响，还会加剧受纳水体水质污染，加速水体恶化速度。

笔者以快速城市化区域——重庆大学虎溪校区为例，将城市径流污染总量控制模型系统引入，对该区域因城市化所产生的污染负荷进行模拟计算，并结合对受纳水体——虎溪河的水环境容量的预测结果，提出以受纳水体水质保障为核心的污染负荷总量控制目标，并且以此目标为依据，选择适宜的生态化单元控制技术及其最优化组合模式。其应用结果表明：

① 将该区域径流水质特征与受纳水体水质现状综合分析后，确定其主要负荷控制对象为溶解性有机物和营养物质。

② 通过对虎溪河段的允许纳污量进行进算，可以看出在目前规划的前提下，主要是 COD_{cr} 的污染负荷超过了水体的环境容量，因此在设计生态化控制模式时应着重采用对其有良好处理效能的措施，并且应该保证该模式的去污效果大于 39.18%，在设计时其总量控制目标为 40%。

③ 以控污与改善城市景观生态为目标，并且针对不同类型下垫面所产生的径流其污染特征有所不同的情况，选择相应的生态化单元控制技术对城市径流污染进行防治。其中屋面径流污染防治措施为绿色屋面；路面径流污染防治措施为地表渗透池、植草砖、下凹式绿地、植被浅沟；岸坡径流污染防治措施为植被过滤带；末端防治技术为湿地系统与滞流塘。

④ 针对城市径流污染三个阶段，采用不同的组合方式将上述单元控制技术组合后形成两种城市径流污染生态化控制系统的设计方案。以该区域的污染物负荷总量控制目标为依据，对比两种控制系统的污染物削减效果，从而选出防治能力较优的系统一作为最优化控制方案应用于该研究区域。

该方案是以绿色屋面-下凹式绿地、地表渗透池-植被浅沟、植被缓冲带-滞留塘以及滞流塘-人工湿地等串联式为局部组合方式，以并联式为整体组合方式的生态化控制系统，其 COD_{cr} 的污染负荷总量削减率为 82.6%（总量控制目标为 40%）。

7 结论与展望

7.1 结论

本文以“总量控制”思想为基础，建立了城市径流污染负荷模型系统，并且结合对城市径流污染特征的分析，在参考了国内外生态化处理的研究成果及实践经验的基础上，提出了适宜我国的城市径流污染生态化处理方案。其具体的成果如下：

① 径流水质监测结果表明：除 TP 外主要污染物质的平均浓度均超过地表水环境 V 类标准，并且存在显著地初期冲刷效应，初期径流中主要污染物质的平均浓度过高是导致城市径流水质在短时间内急剧恶化的主要原因。通过分析上述水质变化情况，得出与我国城市径流水质特征相关的主要因素为：下垫面材质，初期冲刷效应和降雨强度。

② 基于对城市径流污染规律的研究结果，同时结合我国城市径流的污染特征，以总径流量为产流-产污模型的耦合点，建立了污染负荷总量控制模型系统。通过对该模型系统进行参数率定，模型验证以及参数敏感性分析，可知其模拟精度较高，适用范围是对参数 M 的率定精度达到（-20%，+20%），因此该模型系统具有良好的实用性和适用性，适宜于作为对我国城市降雨径流污染负荷进行预测及分析的定量化工具。

③ 以国内外生态化控制措施的研究成果及实践经验为理论依据，结合我国城市径流污染特征和径流污染规律的研究结论，提出适宜的生态化控制技术，并针对三个不同污染过程，即“源头”、“中途扩散”和“末端汇流”提出相应的优化控制模式，从而使单元技术通过有机组合后，能够最大限度地发挥其各自的优势，提高整个控制系统的处理效能。

④ 应用城市径流污染负荷模型系统对重庆大学虎溪校区的长期径流污染负荷及接纳水体在降雨期间的水环境容量进行模拟计算，从而得到该区域的污染负荷“总量控制目标”。以此目标为基础，综合考虑该研究区域的景观生态情况，建立最优化的径流污染生态化处理方案。

其应用结果表明：该区域的主要控污对象为溶解性有机物和营养化物质，其中前者的总量控制目标为 40%。最优化处理方案为系统一，即以绿色屋面-下凹式绿地、地表渗透池-植被浅沟、植被缓冲带-滞留塘以及滞流塘-人工湿地等串联式为局部组合方式，以并联式为整体组合方式的生态化集成控制系统，该方案的污染负荷总量削减率达到 82.6%。

7.2 展望

笔者经过对本课题的总结后,认为在研究过程中仍存在不足,期望能将此作为后续研究的重点:

① 本文仅针对污染性较为明显的有机物,营养物质等进行相关研究,而未对重金属等潜在污染物质进行相应研究,应将此作为进一步研究的主要对象。同时在建立产流模型时,未考虑植被覆盖率,地表坡度以及人为干扰因素等,在进一步的研究中应该着重考虑以上三种参数的变化对地表径流量的影响程度。

② 在建立城市径流污染模型系统时所考虑的参数应进一步细化,例如空气蒸发,树木截留的径流量损失等,可以使得该模型的模拟精度逐步提高,适用范畴更大。

致 谢

在我撰写论文的一年多的时间里，得到了何强老师、颜文涛老师的悉心指导，在此特向二位恩师表示学生由衷的感谢。

在整个实验期间，从论文选题、查阅资料、构置实验样地、取水样、测数据到最终的撰写和修改论文，每一步都凝聚着导师们的心血。他们不仅在学习上给予了我终身受用的专业知识，在生活上也给予了无微不至的关怀和帮助，让我在这短短一年间收获颇丰！在构建实验样地和取样器的过程中，邓晓莉老师和实验室刘师傅均给予了很大的支持和帮助，我想在此对他们表示诚挚的谢意。另外，我还要感谢在我求学期间支持和帮助过我的周健老师、翟俊老师、柴宏祥老师、梁建军老师、刘红霞老师以及我亲爱的朋友们，是你们让我在这三年中快乐的成长。最后，我要特别感谢我的父母，家人以及爱人王夏敏一直以来对我的关怀、支持和鼓励，他们的爱将永远激励我克服困难、不断前进！

重庆大学——挥洒了七年青春的母校，在这里，我从青涩到成熟，经历了人生中最重要蜕变，收获了人生中第一笔最重要的财富。如今，我即将离开这熟悉的校园，带着恩师益友们的谆谆教诲和无限关爱进入社会。在即将离别之际，请让我再对大家衷心的说一声——谢谢！

韩 易

二〇一〇年四月

参考文献

- [1] EPA. USA. Meeting the Environment Challenge [M]. USA:EPA, 1990. 46.
- [2] 杨钟凯, 蒋小欣. 苏州古城降雨径流污染及其防治措施研究[J]. 江苏水利, 2008, (07):43—45.
- [3] 杨爱玲, 朱颜明. 地表水环境非点源污染研究[J]. 环境科学进展, 1999, 7(05):60—67.
- [4] 董欣, 杜鹏飞, 李志一, 喻峥嵘, 王锐, 黄金良. 城市降雨屋面、路面径流水文水质特征研究[J]. 环境科学, 2008, (03) :607—611.
- [5] 赵剑强, 闫敏, 刘珊, 张志杰. 城市路面径流污染的调查[J]. 中国给水排水, 2001, 17 (01) :33—35.
- [6] 车伍, 刘燕, 李俊奇. 国内外城市雨水水质及污染控制[J]. 给水排水, 2003, 29 (10) :38—41.
- [7] C. Martin, Y. Ruperd, M. Legret. Urban stormwater drainage management:The development of a multicriteria decision and approach for best management practices[J]. European Journal of Operational Research, 2006, 13(232):179—187.
- [8] R. F. Cullum, S. S. Knight, C. M. Cooper, et al. Combined effects of best management practices on water quality in oxbow from agricultural watershed[J]. Soil&Tillage Research, 2006, 1-2(90):212—221.
- [9] Kim G, Yur J, Kim J. Diffuse pollution loading from urban stormwater runoff in Daejeon city, Korea[J]. J Environ Manag, 2006, 7:10—16.
- [10] 李立青, 尹澄清, 何庆慈, 等. 城市降水径流的污染来源与排放特征研究进展[J]. 水科学进展, 2006, 17(2):288—293.
- [11] 刘敏, 常静, 王和意, 许世远, Ballo Siaka. 上海城市暴雨径流污染过程、效应与管理[A]. 城市地质研讨会论文集[C], 2005.
- [12] 常静, 刘敏, 侯立军, 许世远, 欧冬妮. 上海城市降雨径流污染过程、效应与管理[A]. 《自然地理学与生态建设》论文集[C], 2006.
- [13] 杨华, 梅本谕. 都市域高速公路路面降雨径流中污染物含量测定——以日本阪神高速道路若宫出口至须磨料金所区间(神户线)为例[A]. 第四届粤港澳可持续发展研讨会论文集[C], 2008.
- [14] GNECCO I, BERRETTA C, LANZA L G, et al. Storm water pollution in the urban environment of Genoa, Italy [J]. Atmospheric Research, 2005, 77:60-73.
- [15] MARTIN C, RUPERD Y, LEGRET M. Urban stormwater drainage management:the development of a multicriteria decision aid approach for best management practices[J].

- European Journal of Operational Research, 2007, 181:338-349.
- [16] 车武, 刘红, 汪慧贞, 等. 北京市屋面雨水污染及利用研究[J]. 中国给水排水, 2001, 17(6):57—61.
- [17] 李立青, 尹澄清, 何庆慈, 等. 武汉汉阳地区城市集水区尺度降雨径流污染过程与排放特征[J]. 环境科学学报, 2006, 26(7):1057—1061.
- [18] 黄金良, 杜鹏飞, 欧志丹, 等. 澳门城市小流域地表径流污染特征分析[J]. 环境科学, 2006, 27(9):1753—1759.
- [19] BARCO J, PAPIRI S, STENSTOM M K. First flush in a combined sewer system[J]. Chemosphere, 2008, 71:827—833.
- [20] SOLLER J, STEPHENSONF, OLIVIERI K, et al. Evaluation of seasonal scale first flush pollutant loading and implications for urban runoff management [J]. Journal of Environmental Management, 2005, 76:309—318.
- [21] 赵磊, 杨逢乐, 王俊松, 谢中伟, 朱永官. 合流制排水系统降雨径流污染物的特性及来源[J]. 环境科学学报, 2008, (08):1561—1570.
- [22] 韩冰, 王效科, 欧阳志云. 北京市城市非点源污染特征的研究[J]. 中国环境监测, 2005, 21(6):63—66.
- [23] Vijay P. SINGH. On the theories of hydraulic geometry. [J] International Journal of Sediment Research, 2003, 18(03):196—218.
- [24] 张德刚, 陈永川, 汤利. 郊地表水环境非点源污染分析及研究进展[J]. 环境监测管理与技术, 2008, 20 (04) :18—23.
- [25] 杨爱玲, 朱颜明. 地表水环境非点源污染研究[J]. 环境科学进展, 1998(10): 60—6.
- [26] VANEK V. Riparian zone as a source of phosphorus for a ground water-dominated lake [J]. Water Res(G. B.), 1991(25): 409.
- [27] 谢绍东. 酸化模型及其在确定酸沉降临界负荷中的应用[J]. 环境科学, 1996, 17(1):80—84.
- [28] 郑一, 王学军. 非点源污染研究的进展与展望[J]. 水科学进展, 2002, 13(2):105—110.
- [29] 车武, 欧岚, 汪慧珍, 等. 北京城区雨水径流水质及其主要影响因素[J]. 环境污染治理技术与装备, 2002, 3(1):33—37.
- [30] 赵剑强, 孙奇清. 城市道路路面径流水质特性及排污规律[J]. 长安大学学报(自然科学版), 2002, 22(2):21—23.
- [31] 赵剑强, 刘珊, 邱立萍, 等. 高速公路路面径流水质特性及排污规律[J]. 中国环境科学, 2001, 21(5):445—448.
- [32] 张亚东, 车伍, 刘燕, 等. 北京城区道路雨水径流污染指标相关性分析[J]. 城市环境与城市生态, 2003, 16(6):182—184.

- [33] 甘华阳, 卓慕宁, 李定强, 等. 广州城市道路雨水径流的水质特征[J]. 生态环境, 2006, 15(5):969—973.
- [34] 吴煜宇. 岩溶地区高速公路地表径流污染的研究[D]. 长沙:中南大学, 2007.
- [35] Yarnal B, LakhtakiaMN, Yu Z, et al. Alinkedmeteorological an hydrological model system: The susquehanna river basin experime[J]. Global and Planetary Change, 2000, 25: 149—161.
- [36] 薛金凤, 夏军, 等. 非点源污染预测模型研究进展[J]. 水科学进展, 2002, 13(5):649—656.
- [37] Zaghoul N A, Abu Kiefa M A. Neural network solution inverse parameters used in the sensitivity-calibration analyses on the SWMM model simulations[J]. Advances in Engineering Software, 2001, 32(7):587—595.
- [38] Burian S J, Streit G E, McPherson T N, et al. Modeling that mospheric deposition and stormwater wash off of nitroge compounds[J]. Environmental Modelling & Software, 2001(16):467—479.
- [39] 王铮, 郭一令. 城市雨水径流量计算方法——修正 RRL 法[J]. 给水排水, 2005, 1.
- [40] 荆荣剑. 用修正 RRL 法计算城区径流雨水流量[J]. 工业安全与环保, 2004, 30(10):33—35.
- [41] 岑国平. 城市雨水径流计算模型[J]. 水利学报, 1990, 10 (1) :68—75.
- [42] 岑国平, 詹道江. 城市雨水管道计算模型[J]. 中国给水排水, 1993, 1:37—40.
- [43] 李怀恩, 沈晋. 非点源污染数学模型[M]. 西安:西北工业大学出版社, 1996:5—16.
- [44] 李力, 延耀兴, 等. 双超模型在半湿润地区的应用[J]. 中北大学学报, 2008, 29(1):62—67.
- [45] 章北平, 等. 东湖农业区径流污染的黑箱模型[J]. 武汉城市建设学院学报, 1996, 13(3):1-5.
- [46] 夏青, 庄大邦, 廖庆宜. 计算非点源污染负荷的流域模型[J]. 中国环境科学, 1985, 5(4):23—30.
- [47] 饶群, 徐炎华, 等. 隔河岩水库库区总氮非点源模型研究[J]. 环境科学与技术, 2004, 27(1):38—40.
- [48] 李家科, 李怀恩, 等. 基于暴雨径流过程监测的渭河非点源污染特征及负荷定量研究[J]. 水土保持通报, 2008, 28(2):106—111.
- [49] 贺宝根, 陈春根, 等. 城市化地区径流系数及其应用[J]. 上海环境科学, 2003, 22(7):472—475.
- [50] 王宏, 杨为瑞, 等. 中小流域综合水质模型的建立[J]. 重庆环境科学, 1995, 17(1):45—48.
- [51] 曾远, 张永春, 等. GIS 支持下 AGNPS 模型在太湖流域典型圩区的应用[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(3):761—765.
- [52] 邢可霞, 郭怀成, 等. 流域非点源污染模拟研究——以滇池流域为例[J]. 地理研究, 2005, 24(4):549—557.

- [53] 黄金良, 杜鹏飞, 等. 城市降雨径流模型的参数局部灵敏度分析[J]. 中国环境科学, 2007, 27(4):549—553.
- [54] 王晓燕, 王振刚, 等. GIS 支持下密云水库石匣小流域非点源污染[J]. 城市环境与城市生态, 2003, 16(1):26—28.
- [55] 郝芳华, 杨胜天, 程红光, 等. 大尺度区域非点源污染负荷计算方法[J]. 环境科学学报, 2006, 26(3):375-383.
- [56] Ren W W, hong Y, Meligrana J, et al. Urbanization, land use and water quality in Shanghai 1947~ 1996[J]. Environment International, 2003, 29:649—659.
- [57] Zaghoul N A, Abu Kiefa M A. Neural network solution inverse parameters used in the sensitivity-calibration analyses on the SWMM model simulations[J]. Advances in Engineering Software, 2001, 32(7):587—595.
- [58] Burian S J, Streit G E, McPherson T N, et al. Modeling that mospheric deposition and stormwater wash off of nitroge compounds[J]. Environmental Modelling & Software, 2001(16):467—479.
- [59] 王兴钦, 梁世军. 城市降雨径流污染及最佳治理方案探讨. 环境科学管理, 2007, 32(3):50—53.
- [60] 王祖琴, 李田. 上海市雨水污染控制初探[J]. 上海环境科学, 2002, 21(5):305—307.
- [61] C. Martin, Y. Rupert, M. Legret. Urban stormwater drainage management:The development of a multicriteria decision and approach for best management practices [J]. European Journal of Operational Research, 2006, 1-3(232):179—187.
- [62] T. J. Centner, J. E. Houston, A. G. Keeler, et al. The adoption of best management practices to reduce agriculture water contamination[J]. Limnologica-Ecologyand Management of Inland Waters, 1999, 3(29):366—373.
- [63] R. F. Cullum, S. S. Knight, C. M. Cooper, et al. Combined effects of best management practices on water qualityin oxbow from agricultural watershed [J]. Soil&Tillage Research, 2006, 1—2(90):212—221.
- [64] Edgar L. Villarreal, Annette Semadeni-Davies Lars Bengtsson. Inner city storm water control using a combination of best management practices [J]. Ecological Engineering, 2004, 4—5(22):279—298.
- [64] 刘燕, 车伍, 李俊奇. 城市降雨径流污染控制与管理模式[J]. 环境保护科学, 2006, 32(03): 10—12.
- [65] 车伍, 刘燕, 李俊奇. 国内外城市雨水水质及污染控制[J]. 给水排水, 2003, 29(10):38—42.
- [66] H. Sieker, M. Klein. Best Management Practices for Stormwater-Runoff with Alternative

- Methods in a Large Urban Catchment Berlin, Germany[J]. Wat. Sci. Tech, 1998, 38(10):91—97.
- [67] 王晓峰, 王晓燕. 国外降雨径流污染过程及控制管理研究进展[J]. 首都师范大学学报(自然科学版), 2002, 23(1): 91—96.
- [68] 樊华, 吴雅芳. 城市降雨径流污染及其控制管理的研究进展[J]. 江西化工, 2007, 1:14—17.
- [69] 赵建伟, 单保庆, 尹澄清. 城市面源污染控制工程技术的应用及进展[J]. 中国给水排水, 2007, 23(12):1—5.
- [70] 李树平, 黄廷林. 城市化对城市降雨径流的影响及城市雨洪控制[J]. 中国市政工程, 2002(3): 35—37.
- [71] 王鹏, 郭一令, 刘振华. 浅谈青岛市雨水径流污染与控制措施[J]. 工业安全与环保, 2004, 30(9):23—24.
- [72] 陈玉成, 李章平, 李章成, 等. 地表径流污染及其全过程削减[J]. 水土保持学报, 2004, 18(3):134—135.
- [73] 宫莹, 阮晓红, 胡晓东. 我国城市地表水环境非点源污染的研究进展[J]. 中国给水排水, 2003, 19(3):21—23.
- [74] 熊勤, 李海燕. 水污染控制生态技术研究[J]. 钢铁技术, 2001, (4):28—32.
- [75] 杜豫川, 孙立军. 生态化道路系统技术发展综述[J]. 中国市政工程, 2008, 135 (5) :12—14.
- [76] 宋进喜, 李怀恩, 王伯铎, 等. 西安市雨水资源化及其利用的探索[J]. 水土保持学报, 2002, 16 (3):102—105.
- [77] 陈卫, 孙文泉, 孙慧. 城市雨水资源利用途径及其生态保护[J]. 中国给水排水, 2000, 15 (6): 26—27.
- [78] 幸红. 污染物总量控制保障措施研究[J]. 政法学刊, 2004, 21(2):69—71.
- [79] 郑丽波, 史利江, 王莹. 基于汇水单元的甬江流域水污染排放总量控制研究[J]. 环境科学与管理, 2009, 34 (5) :14—17.
- [80] 朱继业, 等. 城市水环境非点源污染总量控制研究与应用[J]. 环境科学学报, 1999, 19 (4) :415—420.
- [81] 邱兆富, 曾晓岚, 郝以琼, 张智. 重庆主城暴雨强度公式推求[J]. 重庆建筑大学学报, 1999, 21(6):16—19.
- [82] A lm A L. Nonpoint Sources of Pollution[J]. Environmental Science and Technology, 1990, 24 (7):967.
- [83] L ine D E, et al. Nonpoint Sources Pollution. Wat. Environ. Res. , 1998, 70.
- [84] Bolstad P V, Swank W T. Cumulative impacts of land Use on water quality in a southern

- Appalachian watershed[J]. Journal of the American Water Resources Association, 1997, 33(3):519—534(4): 895—911.
- [85] 叶旭. 温瑞塘河流域污染物总量控制研究. 浙江大学硕士学位论文, 2002, 7—8.
- [86] 周永潮. 城市雨水径流污染模拟的研究. 湖南大学硕士学位论文, 2005.
- [87] 张沥, 胡彩虹. 蓄满——超渗兼容的耦合产流模型与基本产流模型比较分析[J]. 河北水利, 1999, 35.
- [88] Deletic A B, Maksimovic C T. Evaluation of water quality factors in storm runoff from paved areas[J]. Envir Engrg ASCE, 1998, 124(9):869—879.
- [89] Millar R G. Analytical determination of pollutant wash-off parameters [J]. EnvirEngrg ASCE, 1999, 125(10):989—992.
- [90] Roesner L A. Quality of Urban Runoff. Urban Stormwater Hydrology[J]. Kibler D F Ed. AGU, Washington, D C, 1982, 2(4):161—197.
- [91] Charbeneau R J, Barrett M E. Evaluation of Methods for Estimating Stormwater Pollutant Loads[J]. Water Environment Research, 1998, 70(7):1 295—1 302.
- [92] 喻良, 刘遂庆, 王牧阳. 基于水环境模型的水环境容量计算的研究[J]. 河南科学, 2006, 24(6):874—876.
- [93] 司全印, 高榕水. 环境容量的测算方法[J]. 水资源保护, 2006, 22(6):41—42, 67.
- [94] 李明, 唐丽平, 罗向阳. 计算水环境容量的一种简便方法[J]. 四川理工学院学报(自然科学版), 2005, 18(03):105—107.
- [95] 王琳, 曹敏, 张炯. 济南市玉绣河水环境容量及排污控制分析[J]. 给水排水, 2008, 34:72—74.
- [96] 娄山崇, 王立萍, 刘祥栋, 等. 山东省水功能区纳污能力及污染物总量控制分析[J]. 山东水利, 2006, (4):25—27.
- [97] 杨百成, 李增强. 水文断面枯季平均流速流量经验公式拟合的初探[J]. 海河水利, 2002, (6):18—19.
- [98] 韩龙喜, 朱党生, 蒋莉华. 中小型河道纳污能力计算方法研究[J]. 河海大学学报, 2002, 30(1):35—38.
- [99] 颜凡尘, 兰荣华, 刘元亮. 辽宁省辽河流域水功能区纳污能力分析[J]. 东北水利水电, 2006, 7(24):54—55.
- [100] 国家环保局. 环境背景值和环境容量研究[M]. 北京:科学出版社, 2001:1—23.
- [101] 傅国伟. 河流水质数学模型[M]. 北京:中国环境科学出版社, 2002:24—36.
- [102] 张永良, 刘培哲. 水环境容量综合手册[M]. 北京:清华大学出版社, 2001:51—62.
- [103] 黄真理, 李玉梁, 李锦秀, 等. 三峡水库水环境容量计算[J]. 水利学报, 2004, 3:6—14.
- [104] 水利部. 全国水资源综合规划—地表水资源保护技术细则[S]. 2002.

- [105] 于乃利, 王爱杰, 单德鑫, 张颖. 小河流域环境容量测算与容量总量控制[J]. 东北农业大学学报, 2006, 37 (2):219—224.
- [106] 孔祥瑜. 污染物排放总量控制过程中存在的问题及对策[J]. 科技情报开发与经济, 2005, 15(9):32—35.
- [107] 万飏, 吴贻名. 河流环境容量的推求及分配方法探讨[J]. 武汉水利电力大学学报, 2000, 33(1):74—76.
- [108] 国家环境保护局, 中国环境科学研究院. 总量控制技术手册[M]. 北京:中国环境科学出版社, 1990. 122, 168.
- [109] 张伟, 周永潮. 城市雨水径流污染负荷计算及评价模型[J]. 湖南城市学院学报(自然科学版), 2005, 14(01):27—29.
- [110] 蒋艳, 向学军, 李宁. 多目标决策中的权重敏感性分析[J]. 三峡大学学报(自然科学版), 2004, 26(5):447—449.
- [111] 岳超源. 决策理论与方法[M]. 北京:科学出版社, 2003. 204—206.
- [112] 蒋艳. 多属性决策中参数敏感性研究及应用[D]. 武汉:华中科技大学, 2002.
- [113] 张永祥, 王磊, 姚伟涛, 张丽云. WASP 模型参数率定与敏感性分析[J]. 水资源与水工程学报, 2009, 20(05):28—30.
- [114] 颜文涛, 陈朝晖, 龙腾锐, 何强. 城市污水管道维护优化决策模型的研究[J]. 中国给水排水, 2009, 25(05):95—99.
- [115] 聂发辉. 城市雨水生态化综合利用技术探讨[J]. 华东交通大学学报, 2007, 24(1):27—31.
- [116] 吴荣芳. 城市雨水径流污染控制技术[J]. 工业安全与环保, 2006, 32(2):41—42.
- [117] 尹炜, 李培军, 可欣, 等. 我国城市地表径流污染治理技术探讨[J]. 生态学杂志, 2005, 24(5):533—536.
- [118] Zillich G. Requirements for rainwater treatment in Lower Saxony(in German)[J]. Berichte der Abwasser-technischen Vereinigung, 1991, 41:609—613.
- [119] 车武, 汪惠珍, 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.
- [120] 郭青海, 马克明, 赵景柱. 城市非点源污染控制的景观生态学途径[J]. 应用生态学报, 2005, 5:977—981.
- [121] 任树梅, 周纪明, 刘红, 等. 利用下凹式绿地增加雨水蓄渗效果的分析与计算[J]. 中国农业大学学报, 2002, 5 (2).
- [122] 蔡婧, 李小平, 陈小华. 河道生态护坡对地表径流的污染控制[J]. 环境科学学报, 2008, 28(7): 1326—1334.
- [123] Chang J, LiuM, Xu SY, et al. Temporal-spatialdistribution and first flush effec to urban

- storm water runoff pollution in Shanghai City[J]. *Geographical Research*, 2006, 25(6): 994—1002(in Chinese).
- [124] Chen X H, Li X P. The study on the eco-functions of ecological protection techniques of riverbank [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(3):1—9(in Chinese).
- [125] Dong SK, Cui B S, Liu S L, et al. Study on the regionalization and selections of suitable plants for roadside deforestation and soil protection in Yunnan Province[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2006, 26 (6):1038—1046(in Chinese).
- [126] Luo N. Application of ecological slope protection in channel pollution Control[J]. *Soil and Water Conservation in China*, 2006 (6):32—34(in Chinese).
- [127] 陈小华, 李小平. 河道生态护坡关键技术及其生态功能研究[J]. *生态学报*, 2007, 27(3):1—9.
- [128] 汪洋, 周明耀, 赵瑞龙, 等. 城镇河道生态护坡技术的研究现状与展望[J]. *中国水土保持科学*, 2005, 3(1):88—92.
- [129] 夏继红, 严忠民. 国内外城市河道生态型护岸研究现状及发展趋势[J]. *中国水土保持*, 2004, 3:20—21.
- [130] 秦明周. 美国土地利用的生物环境保护工程措施——缓冲带[J]. *水土保持学报*, 2001, 15(1):119—121.
- [131] Natural Resources Conservation Service, USDA. *Buffer Strips:common sense conservation*. Washington, D. C, 1998.
- [132] 饶良懿, 崔建国. 河岸植被缓冲带生态水文功能研究进展[J]. *中国水土保持科学*, 2008, 6(4):121—128.
- [133] 邓红兵, 王青春, 王庆礼, 等. 河岸植被缓冲带与河岸带管理[J]. *应用生态学报*, 2001, 12(6):951—954.
- [134] 罗专溪, 朱波, 唐家良, 等. 自然沟渠控制村镇降雨径流中氮磷污染的主要作用机制[J]. *环境科学学报*, 2009, 29(3):561—568.
- [135] 王良民, 王彦辉. 植被过滤带的研究和应用进展[J]. *应用生态学报*, 2008, 19(9):2074—2080.
- [136] 李怀恩, 庞敏, 杨寅群. 植被过滤带对地表径流中悬浮固体净化效果的试验研究[J]. *水力发电学报*, 2009, 28(06):176—180.
- [138] 钟勇. 美国水土保持中的缓冲带技术[J]. *中国水利*, 2004, 10:63—65.
- [139] 刘燕, 尹澄清, 车伍. 植草沟在城市面源污染控制系统的应用[J]. *环境工程学报*, 2008, 2(03):334—339.
- [140] W ington P. J, Randall C. W, Grizzard T. J. Accumulation of selected trace metals in soils of urban runoff drain swales[J]. *Water Resour. Bul*, 1996, 22(1):73—79.

- [141] Reeves E. Performance and condition of biofilters in the Pacific Northwest. Center for Watershed Protection, Ellicott City MD, 2000.
- [142] DELETIC A, FLETCHER T D. Performance of grass filters used for stormwater treatment—a field and modelling study[J]. Journal of Hydrology, 2006, 317:261—275.
- [143] 朱铭捷, 胡洪营, 何苗. 河道滞留塘对河水中有机污染物的去除特性[J]. 中国给水排水, 2006, 22(03):58—60.
- [144] 黄亮, 唐涛, 黎道丰, 蔡庆华. 旁路生物稳定塘系统净化滇池入湖河道污水[J]. 中国给水排水, 2008, 24(19):13—15.
- [145] 李继洲, 程南宁, 陈清锦. 污染水体的生物修复技术研究进展[J]. 环境污染处理技术与设备, 2005, 6(1):25—30.
- [146] 辛晓云, 马秀东. 氧化塘水生植物净化污水的研究[J]. 山西大学学报(自然科学版), 2003, 26(1):85—87.
- [147] 刘礼祥, 刘真, 章北平, 刘年丰. 人工湿地在非点源污染控制中的应用[J]. 华中科技大学学报(城市科学版), 2004, 24(01):40—43.
- [148] Raisin G, Mitchell D. The Use of Wetlands for the Control of Non-point Source Pollution[J]. Water Science and Technology, 1995, 32(3):177—186.
- [149] 刘绮, 杨昌衡, 刘添天. 水环境面源污染控制与管理研究概况和展望[J]. 广州环境科学, 2002, 17 (2):5—8.
- [150] 伍发元, 黄种买, 龙向宇. 汉阳里水湖地区城市面源污染控制研究[J]. 西南给排水, 2003, 25 (6):18—20.
- [151] US EPA Office of Water. National Management Measures to Control Nonpoint Source Pollution from Urban Areas[R]. 2005.

附 录

作者在攻读硕士学位期间发表的论文

- [1] 何强, 韩易, 颜文涛.城市径流污染模拟研究现状及发展趋势[J]. 中国给水排水 (已录用)

