

□ 城市环境污染控制与过程研究丛书

城市降雨径流污染 与河岸带生态阻控机制研究



陈振楼 毕春娟 王东启 许世远 著



Urban Runoff Pollution and Riparian Ecological
Control Mechanism



科学出版社

城市环境污染控制与过程研究丛书

城市降雨径流污染与河岸带 生态阻控机制研究

Urban Runoff Pollution and Riparian Ecological
Control Mechanism

陈振楼 毕春娟 王东启 许世远 著



科学出版社

北京

内 容 简 介

以城市降雨径流为代表的面源污染是目前制约我国东部沿海城市水环境质量进一步改善和提升的突出环境问题,而在城市河岸带生态修复和重建过程中,如何在极其有限的空间范围内最大限度地提高河岸带对初期雨水径流污染物的削减能力则是关键技术之一。本书介绍了城市降雨径流污染的形成机制和污染负荷、城市河岸带氮磷等污染物的迁移转化过程及其截留阻控机制,以及城市生态滤岸技术对氮磷等污染物的阻控能力和机制等方面的最新研究成果,可为我国城市面源污染控制过程中城市河岸带的近自然生态修复和重建提供科学的技术参考和理论依据。

本书可供环境科学工作者阅读,也可环境保护、环境规划、景观设计、城市水文与生态建设的管理人员和技术人员提供参考,还可以作为环境科学、环境地质学、环境规划、环境工程等本科和研究生环境类课程的参考书。

图书在版编目(CIP)数据

城市降雨径流污染与河岸带生态阻控机制研究/ 陈振楼等著. —北京: 科学出版社, 2014. 11
(城市环境污染控制与过程研究丛书)
ISBN 978-7-03-042321-4

I. ①城… II. ①陈… III. ①城市-降雨径流-水污染-污染控制-研究 IV. ①X522

中国版本图书馆 CIP 数据核字(2014)第 251041 号

责任编辑: 许 健 谭宏宇
责任印制: 陈沪铭/封面设计: 殷 靓

科学出版社 出版

北京东黄城根北街 16 号
邮政编码: 100717

<http://www.sciencep.com>

南京展望文化发展有限公司排版

苏州市越洋印刷有限公司印刷
科学出版社发行 各地新华书店经销

*

2014 年 11 月第 一 版 开本: 787×1092 1/16

2014 年 11 月第一次印刷 印张: 28 3/4

字数: 688 000

定价: 158.00 元

前言

截污和控源是城市黑臭河道治理的前提,是从根本上解决城市河流污染的关键,只有污染从源头上得到控制,才能真正使河道水质状况得到改善。近二十年来,随着我国东部沿海城市河流水环境污染治理工作的不断深入,以及城市污水纳管率和集中处理率的逐步提高,各地城市工业废水、生活污水等点源污染的治理和控制取得了明显成效,长期以来严重困扰我国沿海发达城市的河道水体黑臭现象泛滥和蔓延的态势已得到初步遏制。但是,以城市降雨径流污染为代表的城市面源污染问题,因其量大、面广、分散性、随机性、难治理等特点,至今仍未得到有效解决,已成为当前我国城市河流水环境质量进一步改善和提升的突出瓶颈问题。尤其是随着我国城市化进程的加速,城市不透水地面迅速增加,加剧了地表雨水径流各类污染负荷的面源输送量;而用地紧张导致的人水争地和人绿争地,使城市河道沟渠化、硬质化现象相当普遍,自然河岸带的污染物截留净化功能几乎消失殆尽。因此,如何在极其有限的空间条件下,同步实现城市分散面源污染阻控和河岸带生态修复,恢复和重建城市河流河岸带的生态环境功能,既是亟需解决的科学问题和技术难题,也是目前我国沿海城市河道黑臭和富营养化治理的重要任务之一。

本书是在国家科技重大水专项(2009ZX07317-006)、国家自然科学基金(40971259)、上海市优秀学科带头人计划(10XD1401600)等项目研究成果的基础上,系统总结编撰而成。选取了上海苏州河流域和温州温瑞塘河流域等若干典型城市河岸带,对河岸带汇水区地表雨水径流的污染形成机制和污染负荷,以及河岸带氮磷营养盐的截留阻控机制进行了系统研究。在此基础上,研制了城市降雨径流多介质渗滤净化系统、城市直立岸带生态箱净水系统、城市雨水原位下渗净化系统和单级、多级微孔跌水曝气净化系统4种生态阻控技术,可应用于不同类型的河岸带改造方案中,对改善河岸带生态走廊功能、削减地表径流氮磷等对水体的污染负荷,具有重要的实际应用前景和良好的社会效益。针对城市降雨径流的污染物来源广泛、水量大、空间分布不均匀等性质,以及城市河岸带狭窄、硬质化、植被类型单一、生态环境功能下降等特点,分别研发了城市河道硬质型河岸生态滤岸技术和城市河道自然型河岸生态滤岸技术,利用中试装置分别探讨了两项生态滤岸技术对面源径流污染物的净化效率和机制,试图通过对城市河岸带进行生态化改造,在不破坏河岸带原有社会功能前提下增加其环境功能。

本书由陈振楼、毕春娟、王东启、许世远主编和统稿,参加编写的有周栋、邓焕广、张晶晶、周婕成、李猛、吕金刚、祁莹莹、王骏、姜焕杰、韩景超、虞中杰、林守民等。感谢王薛平、陈杰、郭雪、张焕焕、倪玮怡、贾璿璞、刘超协助整理文稿,感谢课题组参与研究工作的相关人员和学生付出的辛勤工作!温州市温瑞塘河管理委员会等单位在研究工作中提供了诸多帮助,在此一并致谢!最后,感谢科学出版社给予本书的大力支持,使本书能够顺利出版。

由于编写人员水平有限,城市面源污染控制理论和技术又在飞速发展,书中不足之处在所难免,敬请读者批评指正。

陈振楼

2014年9月于上海丽娃河畔

目 录

前言

第一章 国内外研究进展综述	1
第一节 城市降雨径流污染特征	1
一、城市降雨径流产流与污染过程	2
二、城市降雨径流中氮污染物的迁移与转化	2
三、城市降雨径流中磷污染物的迁移与转化	4
四、城市降雨径流中重金属的迁移与转化	4
五、城市降雨径流中多环芳烃的迁移与转化	5
第二节 河岸带氮磷截留转化过程与机制	5
一、河岸带对农田地表径流氮磷的截留过程	6
二、河岸带土壤中氮的硝化—反硝化过程	7
三、河岸带土壤中磷的迁移与转化过程	9
第三节 城市降雨径流污染阻控技术	10
一、物理阻断工程技术	10
二、生态化学阻控工程技术	11
三、组合阻控工程技术	11
第二章 研究区概况	13
第一节 自然环境概况	13
一、上海自然环境	13
二、温州自然环境	14
第二节 社会经济概况	15
一、上海社会经济概况	15
二、温州社会经济概况	16
第三节 城市河流污染与河岸带概况	16
一、上海河流污染与河岸带概况	16
二、温州河流污染与河岸带概况	17
第三章 城市降雨径流产生机制与污染特征	19
第一节 城市降雨径流样品采集与分析	19
一、降雨与地表径流采样点布设	19
二、样品采集方法	22

三、降雨与地表径流样品分析测试方法	25
第二节 城市降雨及其地表径流产流特征	26
一、降雨特征	26
二、降雨地表径流产流特征	27
三、降雨与地表径流理化参数变化特征	29
第三节 城市降雨径流污染特征	35
一、场次降雨径流污染物平均浓度(EMC)	35
二、COD _{Cr} 和 BOD ₅	36
三、氮	40
四、磷	68
五、重金属	88
六、多环芳烃	144
第四节 城市降雨径流中污染物初期冲刷效应	166
一、初期冲刷效应定义	166
二、初期冲刷效应判定模型	167
三、降雨径流中 TSS 的初期冲刷效应	168
四、降雨径流中 COD _{Cr} 与 BOD ₅ 的初期冲刷效应	170
五、降雨径流中氮的初期冲刷效应	172
六、降雨径流中磷的初期冲刷效应	175
七、降雨径流中重金属的初期冲刷效应	180
八、降雨径流中多环芳烃的初期冲刷效应	190
九、小结	192
第四章 城市降雨径流污染负荷估算	193
第一节 非点源污染负荷模型概述	193
一、SWMM 模型	193
二、STORM 模型	194
三、USLE 模型	195
四、输出系数法模型	196
第二节 城市降雨径流小汇流区 SWMM 模型构建	198
一、SWMM 模型及其应用	198
二、子汇水区划定	198
三、管网概化	199
四、参数率定	200
五、模型构建	201
第三节 城市降雨径流污染负荷估算实证研究	201
一、温州山下河汇流区污染负荷估算及特征分析	201
二、温州九山外河汇流区污染负荷估算及特征分析	208
第五章 城市河岸带土壤氮磷的迁移转化过程	212
第一节 城市河岸带资源环境基本特征	212

一、城市河岸带结构	212
二、城市河岸带土壤理化性质	213
三、城市河岸带植被分布特征	220
第二节 城市河岸带土壤氮的矿化和硝化过程	221
一、材料与方法	222
二、城市河岸带土壤氮的净矿化速率	223
三、城市河岸带土壤氮的净氨化速率	227
四、城市河岸带土壤氮的净硝化速率	231
第三节 城市河岸带土壤氮的反硝化过程	234
一、材料与方法	234
二、城市河岸带土壤反硝化速率分布特征	235
三、环境因子对城市河岸带土壤反硝化作用的影响	237
四、城市河岸带土壤反硝化潜力的可控因子室内模拟	239
第四节 城市河岸带土壤温室气体的排放通量	243
一、材料与方法	245
二、气象条件和土壤理化特征	246
三、城市河岸带土壤 N_2O 、 CH_4 和 CO_2 排放通量变化	247
四、城市河岸带土壤 N_2O 、 CH_4 和 CO_2 排放通量的影响因素	253
第五节 城市河岸带土壤磷的分布累积过程	255
一、材料与方法	255
二、城市河岸带土壤理化特征	258
三、城市河岸带土壤磷的空间分布特征	260
四、影响城市河岸带土壤磷分布累积的环境因子	263
第六节 城市河岸带土壤磷的吸附—解吸过程	265
一、材料与方法	265
二、城市河岸带土壤磷的吸附—解吸特征	266
三、环境因子对城市河岸带土壤磷吸附特征的影响	277
第六章 城市河岸带对降雨径流氮磷的阻控能力	281
第一节 现场观测和试验方法	281
一、野外径流试验场建设	281
二、土壤入渗率观测方法	282
三、氮阻控的现场试验方法	282
四、磷阻控的现场试验方法	284
第二节 城市河岸带对降雨径流中氮的阻控能力	285
一、长风绿地土壤剖面理化特征	286
二、城市河岸带对天然降雨中氮的阻控能力	287
三、城市河岸带对模拟径流中氮的阻控能力	290
四、讨论	294
第三节 城市河岸带对降雨径流中磷的阻控能力	295
一、城市河岸带对模拟径流中磷的阻控能力	295

二、渗滤过程中城市河岸带土壤磷的迁移转化	299
三、小结	305
第七章 城市河岸带面源污染生态阻控技术	306
第一节 多层介质生物渗滤技术	306
一、技术研发背景	306
二、材料与方法	306
三、不同比例滤料小型填充柱对氮磷的去除效率	309
四、不同比例滤料中型填充柱对污染物的去除效率	311
五、小结	317
第二节 生态箱护岸净化技术	317
一、技术研发背景	317
二、生态箱净水系统设计	318
三、生态箱净水系统对径流污染物净化效果	323
四、小结	332
第三节 原位下渗净化技术	332
一、技术研发背景	332
二、材料与方法	335
三、原位下渗净化系统对径流污染物的净化效果	336
四、小结	349
第四节 多级微孔跌水曝气净化技术	349
一、技术研发背景	349
二、材料与方法	351
三、跌水曝气强化净化系统对径流污染物的净化效果	358
四、跌水曝气强化净化技术在城市面源污染阻控中的应用方案	372
五、小结	375
第八章 城市河岸带生态修复技术	377
第一节 城市河岸带生态修复概述	377
第二节 城市河道硬质型生态滤岸技术	377
一、城市硬质型河岸带生态修复模型设计方案	378
二、生态修复模型对径流中污染物的去除效果	380
三、生态修复模型在城市硬质型岸带的应用方案	390
四、小结	391
第三节 城市河道自然型生态滤岸技术	392
一、城市自然型河岸带生态修复模型设计方案	392
二、生态修复模型对径流中污染物的去除效果	396
三、生态修复模型在城市自然型岸带的应用方案	418
四、小结	418
参考文献	419

第一章 国内外研究进展综述

第一节 城市降雨径流污染特征

在世界范围内,城市地表径流是受纳水体富营养化的重要来源之一,其中氮和磷是地表水体中最受关注的营养盐(Lee et al., 2000)。一般认为当水体中的总氮和总磷分别达到 $0.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.02 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,就有可能发生富营养化现象,上述浓度也成为富营养化发生的营养盐阈值(Thomann et al., 1987)。许多研究发现过量氮负荷可以导致受纳水体富营养化、厌氧以及生境和生物多样性的丧失。如在美国 Chesapeake 湾,活性氮的增加使湾内厌氧或缺氧水体增加(Galloway et al., 2003);在澳大利亚昆士兰 Moreton 湾,氮成为影响生态可持续发展的主要污染物(Abal et al., 2001)。因此,削减氮磷营养盐负荷是控制地表水体发生水华和富营养化现象的首要任务。

城市区域由于自然地表被大量改造为不透水性地面,降水产流系数增大。道路表面尤其是交通活动频繁的城市道路表面累积了大量的悬浮颗粒、营养盐、重金属和多环芳烃等污染物质(Deletic et al., 2005),因城市道路的高度不透水性,这些污染物质在降雨期间会被道路表面产生的雨水径流溶解、冲刷,并通过城市排水管网迁移进入水体,对受纳水体的水质造成明显破坏(Perdikaki et al., 1999)。因此,城市地表径流成为影响城市水环境质量的第二大污染源,也是仅次于农业面源污染的第二大非点源污染源(Deletic et al., 1998)。城市道路、商住区及工业区径流中氮、磷、COD、TSS 浓度较高,是城市非点源污染的主要来源,因此对这些区域应重点控制管理(杨德敏等, 2006; 吴蓓等, 2007)。

20 世纪 60 年代中期起,国际社会就意识到城市地表径流等非点源污染将成为城市水环境的主要威胁。为此,国外开展了大量的城市地表径流污染研究,包括径流水质特征调查(Taylor et al., 2005; Kim et al., 2006),降雨场次污染物平均浓度(EMC)(Butcher, 2003),初期冲刷效应(first flush effect)(Sansalone et al., 1997),路面径流水质与交通强度、暴雨强度、干期长度和不同路面的关系(Shinya et al., 2003),径流中污染物累积、排放和迁移过程的模拟(Kim et al., 2005),污染负荷估算(Irish et al., 1998)以及控制措施的设计和实施(Lee et al., 2005; Starzec et al., 2005)等。20 世纪 80 年代起,我国才开始进行有关地表径流污染特征的研究,直到 2000 年以后才引起学者们的广泛关注。近年来,我国学者分别在西安、北京、上海、武汉、广州、厦门和澳门等城市开展了路面径流水质的监测分析(赵剑强等, 2002; 车武等, 2002; 蒋海燕等, 2002; 韩冰等, 2005; 沈桂芬等, 2005; 甘华阳等, 2006; 杨德敏等, 2006; 黄金良等, 2006),这些研究为我国城市降雨径流污染研究积累了丰富的基础数据。

一、城市降雨径流产流与污染过程

由于城市降雨径流污染的冲刷、排放过程复杂,影响因素多,因此对降雨径流的冲刷过程与水文特征之间的关系还存在不同认识,影响了城市降雨径流污染的控制。径流曲线与降雨过程线形状类似,波动幅度相对较小,滞后于降雨过程线 5~20 min,屋面径流系数在 0.80~0.98 之间,路面径流系数在 0.87~0.97 之间。径流污染物的浓度是由累积排放规律决定的,路面径流的污染物浓度高于屋面径流。屋面径流颗粒物与有机物和阴离子之间的相关关系较大,而与氮磷等营养物质的相关系数较小;路面径流中,TN、TP 与颗粒物的相关性有所增加(董欣等,2008)。径流中各类物质大多存在初期冲刷现象,并受到污染物种类、下垫面特征、降雨强度和雨型等因素的影响。路面径流对水质影响随降雨时间增加而减小,初期径流(或初始冲刷,指当降雨开始后最先产生的径流)中污染物的含量是整个产流过程中最高的(Deletic et al., 1998),污染物浓度的峰值提前于径流的峰值,具有明显的初期冲刷效应。

Deletic 把初始冲刷产生的标准由降雨事件中占整个产流 20% 的最先产生径流的总污染物负荷(FF_{20})来确定,用累积曲线来表示待测水质指标 WQC (Water Quality Character) (Deletic et al., 1998)。Wanielista 和 Yousef (1993) 认为占总径流量的 25% 初期径流,冲刷掉了占总径流排污量的 50% 污染物时,存在初期冲刷现象。Stahre 和 Urbonas (1990) 定义为占总径流量的 20% 初期径流,冲刷掉了占总径流排污量的 80% 污染物时,发生初期冲刷现象。Bertrand-krajewski 等 (1998) 和 Saget 等 (1996) 认为是在最初的 30% 径流中携带了整个降雨事件污染物总量的 80%。TSS 初期冲刷现象较其他几类污染物更为明显,路面较屋面更容易形成初期冲刷,但低强度降雨不容易形成有机物和营养物质的初期冲刷现象(董欣等,2008)。道路径流初期冲刷效应并不是普遍发生的,而是受路面积尘特征和降雨条件等多种因素的影响(黄金良等,2006a; 2006b)。

城市降雨径流中污染物的迁移、转化过程受沉积物粒径大小的影响,粒径大小不同,污染物迁移、转化的量和形态也不同。道路十字路口路面和轮胎的磨损分别占产生道路沉积物量的 40%~50% 和 20%~30%,它们是道路沉积物的主要来源(Kobriger & Geinopolos, 1984)。道路沉积物的颗粒组成与天气状况、交通密度、工业状况以及与土壤的接近程度等有关(Jiries et al., 2001)。进入降雨径流中的 TSS 具有较大的比表面积,成为分解和输送污染物的载体,不同粒径的 TSS 颗粒影响着径流中所发生的物理和化学变化过程,是污染物迁移的“指示灯”(Furumai et al., 2002; Ball et al., 1995)。径流中的污染物,例如某些重金属和营养盐,吸附于不同粒径的颗粒上变成颗粒态,颗粒态污染物不如溶解态污染物便于生物利用,两者对受纳水体的影响也不同(Cristina et al., 2002),因此,径流中颗粒粒径分布对于污染物的浓度、形态有着重要的影响。城市非点源污染中随地表径流迁移的主要为粒径 $<150\text{ }\mu\text{m}$ 的颗粒物,降雨初期随径流迁移而汇入水体的主要为粒径 $<5\text{ }\mu\text{m}$ 的颗粒物,随降雨历时延长较大颗粒开始随径流迁移(朱伟等,2008)。

二、城市降雨径流中氮污染物的迁移与转化

汽车尾气中的氮,以一氧化氮、二氧化氮、亚硝酸和氨的形态排放出来,是空气和路面

氮的一个重要来源,在降雨时又以大气沉降和路面径流的方式进入水生生态系统。流域内不透水地面的增加已被证明与河流水体中氮浓度的增加有关(Kaushal et al., 2008; Wollheim et al., 2005),进而会使河流生物多样性降低(Paul et al., 2001)。文献中有关氮的数据资料大多是高速公路道路径流的,已有的研究发现在年平均日交通量 $>100\,000$ 辆的高速公路上,经过几天无雨期后路面氮的累积可达到渐近线附近(Han et al., 2006; Kim et al., 2006)。Gilbert 和 Clausen(2006)研究发现,小区车道径流中氮的浓度位于其他研究报道的繁忙高速公路的数据范围之内,说明路面径流中的氮在低交通量地区也非常重要,即使小的居民区道路(年平均日交通量 $<1\,000$ 辆)上也累积了较高的氮含量(Davidson et al., 2010)。高速公路雨前干期交通与每场降雨事件初始径流中总溶解态氮(TDN)的含量有关,但在居民区道路径流中不存在类似的相关性。Davidson 等(2010)发现在降雨过程中,径流中 TDN 浓度随累积雨量增加呈指数降低,3 个道路路面估计年道路径流量约为 $10\text{ kg TDN-N} \cdot \text{hm}^{-2}$,大约是净沉降输入的 2 倍。

氮有多种形态,包括无机铵态氮、硝态氮和亚硝态氮、溶解态有机氮和颗粒态有机氮,无机氮相对于有机氮的重要性随土壤利用和水文条件不同而有所变化(Tufford et al., 2003; Pellerin et al., 2006; Kaushal et al., 2006)。高度城市化地区暴雨初始冲刷径流中有机氮含量较多(Flint and Davis, 2007),受纳水体中较高的硝酸盐含量表明了城市的影响,而较高的铵态氮含量则表明了厌氧条件或来自排水管的有机污染(Gibb, 2000)。然而,目前研究中有关径流氮含量的数据虽然较多,但对于其组成的研究却较少(Taylor et al., 2005)。如目前有关溶解态无机氮(DIN)包括氨氮、亚硝态氮和硝态氮的数据较多,这些组分易于被简单的生物体吸收利用,对水体的影响较大(Seitzinger et al., 2002),而有关溶解态有机氮的数据则较少,而后者可能占到 TN 负荷的一半以上(Cerda et al., 2000)。研究发现,交通干道和停车场早期径流中 TN($6\sim 19\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)含量较高,大约 60% 的 TN 以总溶解态氮的形式存在,总溶解态氮所占比例在降雨事件中也较为稳定,没有 TN 的降幅大(Wei et al., 2010)。此外,目前有关不同径流中氮的形态和其他污染物相关性的调查非常少。硝酸盐是水生系统和城市径流中最普遍的溶解态形式(Galloway et al., 2003),不容易被土壤颗粒截留(Sakadevan et al., 1999)。

一般而言,溶解态氮是降雨径流中氮输出的主要形态。Taylor 等(2005)研究发现,城市降雨径流中的溶解态氮占到了 80%,氨含量较少(约 11%),虽然颗粒态氮在暴雨时所占的比例较高,但不同形态氮的浓度并不随降雨强度而发生显著变化。罗专溪等(2009)通过研究也发现,在自然沟渠内,溶解态氮是降雨径流氮素在空间沿程上的主要迁移形态,村镇降雨径流过程中的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度在沿程上呈先减后增而后再减的趋势,总氮、颗粒态氮、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 均为沿程递减趋势。邬伦和李佩武(1996)发现,总氮、水溶态氮输出浓度随降雨径流过程减小,总氮和径流量与地表的侵蚀能力成正相关,其输出浓度的递减规律多呈抛物线型,递减速度快,而水溶态氮输出浓度基本上呈线性分布,与总氮比较其递减变化幅度小。在城市集水区尺度上,城市降雨径流污染负荷在排放过程中,污染物浓度的峰值提前于径流的峰值,污染负荷的输出主要集中在径流的上涨阶段(李立青等, 2006),由降雨径流输出的 TN 占到了集水区总污染负荷的 11.2%,采取截流措施,控制初期径流污染是合流制城区降雨径流污染控制的关键(李立青等, 2007)。

三、城市降雨径流中磷污染物的迁移与转化

城市径流中的磷来源于草地施肥、大气沉降、土壤侵蚀、动物粪便和洗涤剂(USEPA,1999)。径流中的磷主要以溶解态和颗粒态的形式存在,二者均包含有部分有机磷。磷从土壤向水体的迁移主要有两个过程:一是磷随泥土颗粒向水体迁移;二是以溶解态的形式随径流和排水向水体迁移,二者可以相互交换,处于一种动态平衡。颗粒态磷是地表径流中磷素迁移的主要形态,占水相总磷的76%~89%,其浓度主要由表土总磷含量及地表径流量决定;而溶解态磷主要与表土中的有效磷含量以及径流与表土相互作用深度有关,溶解态无机磷占溶解态磷的57%~85%。

王鹏等(2007)研究发现,不同土地利用方式下溶解态和颗粒态磷的迁移通量分别为 $23\sim 92.7\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 和 $113.4\sim 364.3\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,与地表径流量表现出较强的相关性。交通干道和停车场早期径流中总磷($1\sim 3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)含量较高,而总溶解态磷的比例在降雨事件中较为稳定,没有总磷降低的幅度大(Wei et al.,2010)。在自然沟渠内,村镇降雨径流过程中的总磷、颗粒态磷和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 均为沿程递减趋势,溶解态磷是流量限制型事件(降雨量 $\leq 15\text{ mm}$)降雨径流磷素空间迁移的主要形态,而颗粒态磷是物质限制型事件(降雨量 $> 15\text{ mm}$)降雨径流磷素空间迁移的主要形态(罗专溪等,2009)。径流中污染物浓度与粒径最小的细颗粒($< 5\text{ }\mu\text{m}$)的相关系数最大,污染物主要吸附于细颗粒表面进行迁移(朱伟等,2008)。总磷、水溶态磷的输出浓度随降雨径流过程减小,总磷和径流量与地表的侵蚀能力成正相关,其输出浓度的递减规律多呈抛物线型,递减速度快,水溶态磷输出浓度呈非线性分布,与总磷比较其递减变化幅度小(邬伦等,1996)。降雨径流中磷的产生过程受降雨过程(降雨类型、强度及持续时间)和下垫面因素的综合影响,在城市集水区尺度上,由降雨径流输出的TP占到了集水区总污染负荷的10.1%(李立青等,2007)。

四、城市降雨径流中重金属的迁移与转化

国内关于非点源重金属污染的研究最早是在白洋淀地区开展的,内容主要是地表径流中重金属的化学形态变化,并在重金属非点源污染物来源、负荷定量比等方面进行了有益的探索。但真正意义上城市非点源重金属污染问题的探讨,则起始于对北京城市降雨径流污染的研究,随后上海、杭州、苏州、南京、成都等城市也逐渐开展类似研究(Zhao et al.,2007)。20世纪60年代中叶以来,国际社会就意识到城市暴雨径流污染是城市地区主要的环境问题,发达国家在制订城市暴雨管理规划时非常重视其径流特征的研究(Zabal et al.,2001)。综合已报道的国内外文献来看,城市降雨径流重金属污染特征是深入开展城市非点源重金属污染研究的基础。当前这方面的工作主要集中在城市降雨径流中重金属的含量及其评价(Kayhanian et al.,2007;Tuccillo et al.,2006;黄金良等,2009)、城市降雨径流重金属时空分布(Crabtree et al.,2006)、不同下垫面降雨径流重金属污染特征(Gromaire-Mertz et al.,1999;Lee et al.,2000;梁涛等,2003)等。

城市各下垫面中,公路和交通干道降雨径流中重金属污染的研究颇为成熟,Kayhanian等(2007)通过3年的时间研究加州公路径流中As、Cd、Cr、Pb等重金属污染

情况,并与几年前的结果进行对比,发现城市公路径流中重金属浓度明显高于非城市地区,在实行含铅汽油禁令后公路径流中 Pb 含量明显减小。Lee 等(2011)连续两年着重研究韩国七号公路降雨径流中 As、Cu、Cd、Ni、Pb 等重金属的污染特征,认为初期冲刷取决于雨前干期天数(ADWP, Antecedent Dry Weather Period)和降雨强度,并深入分析了重金属浓度随时间的变化,发现在产流后 20 min 内便会出现峰值。同样认为公路降雨径流中重金属污染程度与 ADWP 有关的还有 Jarvis(1992)。不仅是裸露的下垫面,城市排水系统对降雨径流中重金属输移至受纳水体也有一定的影响,李立青等(2009)研究了城市地表、雨水管、污水管以及雨污合流管中 Fe 和 Al 的含量,发现不同管道中的 Fe 具有明显的分异特征。Kafi 等(2008)也对巴黎市政管道进行了相应的研究。

五、城市降雨径流中多环芳烃的迁移与转化

多环芳烃(Polycyclic Aromatic Hydrocarbons,通常简称为 PAHs),是指分子中含有两个或者两个以上苯环,并以线性排列、弯接或者簇聚的方式构成的碳氢化合物,可分为芳香稠环型和芳香非稠环型两大类。PAHs 组分十分复杂,其苯环结构在 2~7 环之间,按其性质大致可以分为两类:① 2~3 个苯环的低分子质量芳烃,对水生生物有一定的毒性,如萘(Nap)、芴(Flo)、菲(Phe)、蒽(Ant)等;② 4~7 个苯环的高分子质量芳烃,如芘(Pyr)、荧蒽(Fla)、屈(Chr)、苯并[a]芘(BaP)等,这些化合物具有高沸点、不易挥发的特点,其本身没有毒性,但具有致癌和致突变作用。在美国国家环保署(USEPA)列出的作为优先控制的污染物清单中就有 16 种 PAHs,其中苯并[a]芘(BaP)、荧蒽(Fla)、苯并[b]荧蒽(BbF)、苯并[k]荧蒽(BkF)、茚并[1,2,3-cd]芘(IcdP)、苯并[ghi]芘(BghiP)6 种化合物被世界卫生组织(WHO)癌预防协会认为是各类环境介质中 PAHs 的典型代表物。

近年来,国内外陆续开展了各类环境介质中有关多环芳烃行为的研究,分析了其中多环芳烃的含量和分布特征。城市环境中的 PAHs 主要为机动车尾气排放、燃油/机油的泄漏、轮胎摩擦和路面磨损等来源(Walker et al., 1999; Harrison et al., 1996),通过大气干湿沉降等方式进入城市地表环境。城市道路上的灰尘以及经雨水冲刷而形成的地表降雨径流,是城市地表环境中 PAHs 对受纳水体造成潜在威胁的重要来源之一。20 世纪 70 年代起,国外对城市地表径流 PAHs 污染开展了一系列的研究(Motelay-Massei et al., 2006; Grynkiewicz et al., 2002; Ngabe et al., 2000; Brezonik et al., 2002),相关研究结果认为道路的地表径流是有毒有机污染物如 PAHs 等进入地表水体的重要途径(Beasley et al., 2002; Hoffman et al., 1984)。

第二节 河岸带氮磷截留转化过程与机制

20 世纪 60 年代起,随着国内外河流水环境保护和污染治理工作的广泛开展和深入进行,河岸带在削减点源和面源污染、截留入河污染负荷方面的特殊环境功能开始被认识和重视。但河岸带氮磷截留和转化研究在我国近年来刚刚起步,已有工作大部分集中在北美和欧洲地区,并以农业地区河岸带氮磷截留和转化研究为主,城市地区的相关研究非常薄弱(Naiman et al., 2005)。

一、河岸带对农田地表径流氮磷的截留过程

在农业地区,农田化肥氮磷随径流的流失是导致地表水体富营养化的主要成因之一。河岸带可通过过滤、沉淀、吸附和渗滤等物理拦截过程,有效地截留地表径流颗粒态和溶解态氮磷污染物(Hofmann et al., 2009; Borin et al., 2010; Zhang et al., 2010; Roberts et al., 2012)。河岸带植被可增加径流阻力、降低水流速度,使大多数悬浮颗粒物发生沉积(韩壮行, 2007),因此河岸带上浓密的灌木丛和草本植物可以有效地截留表面径流颗粒物。Syversen(2005)发现河岸带可去除农田地表径流中 81%~91%的颗粒物,使径流中含氮磷的颗粒物滞留并固持在河岸带上。

大量研究表明,河岸带通过物理截留作用,可以有效地去除农田地表径流输入的氮磷负荷,但是不同区域的研究结果存在较大差异(Yamada et al., 2007),其氮磷去除能力依赖于多种因素的共同作用,包括河岸带宽度、坡度、土壤质地、植被类型、源区与河岸缓冲区的面积比、降雨条件以及氮磷的形态等。Syversen(2005)在北欧地区的研究表明,河岸带对氮的去除率在 37%~81%之间;Hefting 等(2006a)在荷兰的研究表明很高的氮负荷输入背景下,河岸带对硝酸盐的去除率仍然可以达到 38%~63%;集约化管理地区的河岸带可以截留 $0.8\sim14.5\text{ kg P}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 的磷,最高可截留 $27.7\text{ kg P}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ (Kieckbusch and Schrautzer, 2007),健康的河岸带对集约化种植区磷的截留量可达到 $1.25\sim4.6\text{ kg P}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,这相当于磷的缓冲能力在 3.8%~84%之间(Pärn et al., 2012)。

几乎所有研究均表明,河岸带对农田地表径流氮磷的截留效率与其宽度有着极为密切的关系(岳隽等, 2005; 韩壮行, 2007; Zhang et al., 2010)。一般而言,河岸带的宽度越大,对氮磷的截留效果就越好(Wenger, 1999; 朱强等, 2005; Collins et al., 2009),氮磷去除效果的稳定性也提高(USEPA, 2005)。Mayer 等(2007)研究表明,河滨缓冲带去除氮化合物的效果与其宽度呈正相关,较宽的河滨缓冲带(>50 m)比较窄的缓冲带(0~25 m)能更显著地去除进入河滨区的氮化合物;Syversen(2005)研究发现 10 m 宽的河岸带比 5 m 宽的河岸带对氮素的去除率更高;Zhang 等(2010)详细论述了缓冲区宽度、坡度和植被类型的影响,发现缓冲区宽度对地表径流中磷的截留效率影响最大;Collins 等(2009)发现,随河岸缓冲区宽度的增加,河岸带对磷的物理截留量变大;Patty 等(1997)发现,6~18 m 宽的河岸缓冲带可以分别减少农业径流中 87%~100%的悬浮颗粒物、47%~100%的硝酸盐和 22%~89%的可溶态磷。

有关植被覆盖类型对河岸带地表径流氮磷截留效率的影响尚没有一致的结论。阎丽凤等(2011)发现,人工林地对磷的削减效果较好,平均削减率为 74%,而人工草地对磷的削减效果较差;van der Perk 等(2007)发现,土壤 TP 含量与土地覆被类型密切相关,但母质仍为主要控制因素;Lee 等(2000)发现,与 7 m 宽的草地缓冲带相比,种植有草本和木本植被的 16 m 宽缓冲带能截留较多的磷;Syversen(2005)的研究表明,森林和草地在去除氮磷等溶解物质方面没有显著差异,只是有树林的缓冲带可以显著降低地表径流的颗粒物含量。

以颗粒形态累积于河岸带的磷可以通过河岸侵蚀进入溪流(在丹麦地表水总磷负荷中占 50%)(Kronvang et al., 2005)。Zaimes 等(2008b)指出,在美国爱荷华州的几个农业地区,从每千米长的河岸带侵蚀掉的磷超过了 $100\text{ kg}\cdot\text{a}^{-1}$ 。河岸侵蚀大大降低了河岸

带对磷的截留效率,但由于侵蚀的河岸带通过河岸维护等措施可以较好地修复,因此,只要增强河岸带管理就可以大大减少河岸侵蚀的影响。由于没有有效的生物地球化学转化过程减少磷的含量,因此磷往往在河岸带土壤中发生富集(Dorioz et al., 2006)。经过长期的累积后,河岸带土壤中的磷最终会达到饱和,并成为一个重要的磷源(Cooper et al., 1995; Uusi-Kämpä, 2005)。

此外,河岸带磷的滞留量还受到土壤有机质含量、pH 以及 Fe 和 Al 含量的影响,这些因子在河岸带内和不同景观中的空间变化较大,也随排水状况发生变化,排水中等和排水较差的土壤中磷的滞留量较大(Lyons et al., 1998)。而河岸带土地利用类型对土壤中 TP 含量的影响很少有显著性差异(Zaimes et al., 2008a; b)。

由此可见,国内外对农业地区河岸带农田地表径流氮磷的截留过程已经作了大量的研究工作,并发现河岸带宽度对氮磷的截留效率起着至关重要的作用。但在城市化地区,由于城市建设用地非常紧张,河岸带的宽度设置受到很大制约,一般都是不超过 20 m 的窄型河岸带,同时城市不透水地表的径流氮磷污染负荷明显有别于农田径流,因此研究和认识城市窄型河岸带对不透水地表径流氮磷的截留效率和机制是一个亟待解决的关键科学问题。

二、河岸带土壤中氮的硝化—反硝化过程

河岸带对地表径流中溶解态氮负荷的截留转化主要发生在土壤和地下水中,进入河岸带土壤的溶解态无机氮和有机氮通过硝化—反硝化作用可以彻底去除(唐浩等, 2009),因此,硝化—反硝化作用在河岸带的长期氮素截留方面非常有效(曾蓓清和潘文斌, 2008)。如果有地下水存在,反硝化作用在全年都可以发生(Yamada et al., 2007)。

受河岸带土壤环境因子空间差异和季节性变化的影响,反硝化速率呈现出显著的时空变化特征,不同区域不同季节土壤的反硝化速率差异巨大(Martin et al., 1999)。Hernandez 和 Mitsch(2007)发现,在晚春河岸带高位沼泽的反硝化速率明显高于其他季节,同时低位沼泽的反硝化速率明显高于高位沼泽和沼泽的边缘区域;Song 等(2012)研究发现,受温度和硝酸盐浓度的影响,反硝化速率在春季最大,浅水沼泽明显低于深水沼泽;河岸带反硝化作用在地表 30 cm 深度以内最为有效,硝酸盐和有机碳含量都不会成为限制因素,这很大程度上是由于表层土壤较深层土壤具有更适合反硝化发生的条件(Khalil et al., 2005),但 Castaldi 和 Aragosa(2002)研究发现与硝化作用相耦合,反硝化作用深度可超过 30 cm;Hernandez 和 Mitsch(2007)研究发现间歇性出露—淹没交替的有氧-缺氧条件,也可提高反硝化速率,但受碳源和氮源区域性差异的限制。

反硝化作用是在厌氧条件或者缺氧条件发生的微生物活动,其反应速率明显受到河岸带有机碳含量、硝酸盐浓度、pH、温度、水文特征以及植被组成等因素的影响(Pei et al., 2010)。有机碳作为反硝化作用进行的电子供体,其可利用性决定着反硝化作用的进行程度(Hill et al., 2000),浅层土壤含有较高溶解有机碳,因此具有较高的反硝化作用能力(Hunter et al., 2006)。如果地下水和表层富含有机碳的土壤层不直接接触,那么表层土壤的反硝化作用主要是去除土壤自身矿化和硝化产生的硝酸盐,对随地下水流入的硝酸盐作用较小(Bernal et al., 2007);如果地下水水流可以和植被以及富含有机碳的土壤相接触,那么河岸带对地下水硝酸盐会有更大的去除作用(Hill, 1996)。因此河岸带表

层土壤的反硝化强度大于底层,并受到可利用有机碳源的限制(王庆成等,2007 b;Ye et al.,2012;Sgouridis et al.,2011)。

水体硝酸盐浓度在控制反硝化速率中扮演重要角色。河岸带含水层中的反硝化过程由反应需要的电子受体硝酸盐的可利用性决定(Hill et al.,2000),大量研究都发现在河岸带进水处反硝化速率较高,因为水体硝酸盐浓度由进水端向出水端逐渐降低(Mitsch et al.,2005;Hernandez et al.,2006;2007)。当硝酸盐浓度超过 $5 \text{ mg N} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,氮的去除率总是表现为正值(Kuusemets et al.,2001)。高浓度长期氮负荷输入会降低河岸带氮素的去除效率(Hefting et al.,2006a)。Sabater 等(2003)对欧洲多个河岸带的研究发现,硝酸盐负荷与河岸带氮素去除效率成负相关关系,这在径流氮负荷较高的城市化地区可能更为突出,但目前尚缺乏相关研究。Ross 和 Wemple(2011)认为土壤中氮含量的增加可以增加土壤的硝化速率,但也有人认为氮含量的增加不能提高土壤的硝化速率,甚至会产生抑制作用(Peltola et al.,2006)。

pH 通过控制酶活性和反硝化细菌个数影响反硝化速率(Čuhel et al.,2011)。土壤反硝化作用适宜的 pH 在 8.5 左右,当土壤 $\text{pH} < 6.0$ 时,随 pH 升高,反硝化速率呈线性增加(Simek et al.,2002)。温度能够显著影响河岸带土壤中硝化和反硝化速率(Muñoz-Leoz et al.,2011)。Hernandez 和 Mitsch(2007)认为反硝化速率和土壤温度有显著的正相关性,在永久淹没的低盐沼区域,温暖季节的反硝化作用速率最高;但 Syversen(2005)的研究表明夏季和冬季氮的去除效率没有显著差别,此时环境因子综合的影响最终决定反硝化速率的大小。

反硝化作用的进行需要保持一个厌氧的环境和水体在其中有足够的停留时间,因此水动力条件对反硝化作用影响很大(Rassam et al.,2006;Fellows et al.,2011)。Bernal 等(2007)研究发现,在干燥的夏季整个土壤剖面的反硝化作用都受到土壤湿度的限制,而冬季湿润土壤的厌氧条件更有利于反硝化作用的进行。在半干旱地区的雨季,河岸带反硝化作用可以有效地去除硝酸盐,尤其是在雨后土壤中形成浅层上层滞水层的情况下更为有效(Rassam et al.,2006)。当土壤处于淹水条件下时,硝化作用会被抑制,但当淹水层氧气浓度增加时土壤硝化作用强度显著增强(王洋等,2005),永久淹没区比间歇淹没区有着更高的反硝化速率(Hernandez et al.,2007)。此外,详细地了解河岸带地下水水文条件也是评价其对硝酸盐去除效率的必要条件,可以避免高估硝酸盐的去除率(Hefting et al.,2006b)。

在不同植被类型生态系统,土壤的地下水营养盐通量和反硝化潜力不同(Merrill et al.,2006)。王庆成等(2007a)发现不同植被类型河岸带,其反硝化作用存在显著差异。但也有人认为不同景观类型对反硝化速率并没有显示出明显的不同(Bedard-Haughn et al.,2003;Mayer et al.,2007)。Ye 等(2012)认为不同类型植被河岸带反硝化速率的差异可能主要是由土壤理化指标和微生物的差异造成的。因此,目前有关植被类型对河岸带土壤反硝化作用的影响程度尚没有一致的结论。此外,植被条件对河岸带硝化作用也有影响,如河岸带湿地植物能够在根系部分形成弱氧化环境,增强根系周围的硝化作用,但不同类型植物形成的根系氧化环境强弱不同,对硝化作用影响差异明显(Białowiec et al.,2012)。

由此可见,过去十年间国内外对河岸带土壤氮的硝化—反硝化作用开展了大量研究工作,对这一过程的地域差异和复杂性有了比较深刻的认识,但大部分的研究工作都是在