

城市低影响开发对雨水径流氮污染物的控制效应

——以宁波海绵城市试点区域为例

毕军鹏^{1,2}, 程军蕊^{2*}, 王侃^{1,2}, 徐宇婕², 王洋²

(1.宁波大学 宁波大学昂热大学联合学院, 浙江 宁波 315211; 2.宁波大学 土木与环境工程学院, 浙江 宁波 315211)

摘要: 为定量评估城市低影响开发的环境效应, 以宁波海绵城市建设试点区为例, 通过构建研究区 SWMM 模型, 研究不同降雨强度下 16 种低影响开发情景方案对雨水径流量、氨氮(NH₃-N)、硝态氮(NO₃-N)和总氮(TN)等氮污染物控制的效应。结果表明, 生物滞留池、透水铺装单项技术及其组合方案对雨水径流量的削减率分别介于 3.41%~41.83%、1.08%~27.77%和 5.59%~51.13%; 低影响开发对各种氮污染物的削减作用与降雨强度、设施种类及面积有关, 生物滞留池对径流量和氮污染物的控制效应强于透水铺装; 在小降雨事件(<10 mm)中, 低影响开发技术对 NH₃-N、NO₃-N 和 TN 均具有较高的控制效率, 当降雨强度增大时控制效率较低, 但污染物的削减总量较大; 当研究区海绵设施面积为 7.08 km² 时, NH₃-N、NO₃-N 和 TN 的污染负荷削减率分别高于 28.62%、32.42%和 24.82%。

关键词: SWMM 模型; 低影响开发; 雨水径流量; 氮污染物; 削减率

中图分类号: X52

文献标志码: A

文章编号: 1001-5132 (2020) 06-0070-09

城市化进程使区域非透水下垫面大幅度增加, 导致城市雨洪灾害频发, 雨水径流携带大量泥沙、有机质、氮和磷等污染物进入受纳水体, 易引发水体富营养化和生态破坏^[1-2]。为缓解城市发展带来的消极影响, 美国、英国、澳大利亚等相继提出了低影响开发(Low Impact Development, LID)^[3]、最佳管理措施^[4]和绿色基础设施^[5], 我国自 2015 年以来开展海绵城市建设, 其核心理念就是通过 LID 设施实现对雨水径流的污染控制和资源化利用。低影响开发技术主要有生物滞留池(雨水花园)、屋顶绿化和植被浅沟等, 众多学者通过实地监测方法对小尺度 LID 设施的径流控制效果开展了大量研究^[6-7], 对于居民小区、公园、校园等单一用地类型的小流域和大尺度城区的低影响开发, 主要是借助水文模型进行研究, 目前美国环保署开发的暴雨洪水管理模型(Storm Water Management Model, SWMM)也已在国内外得到广泛应用。我国学者在

SWMM 模型的构建方法^[8]、模型参数^[9]和 LID 设施参数的选取^[10]以及城市雨洪控制^[11]等方面已做了较多研究, 但对于高度城市化且用地类型多样化的大尺度城区低影响开发设计和评估却鲜有报道。城市低影响开发前需要系统性的规划和评估, 但由于不同地区的下垫面条件、交通路网、城市规模和防洪排涝等方面差异很大, 遵循设计规范实施的低影响开发很难保证以最小的经济投入获得最佳环境控制效果, 因此, 大尺度城区 LID 设施设计优化和控制效果评估仍是我国海绵城市建设需待解决的问题。

宁波市城区水网密布, 但水体富营养化严重。自 2017 年始, 宁波市政府在江北区姚江-慈城片区开展了为期 3 a 海绵城市建设试点工作, 运用道路透水铺装、生态树池、雨水花园、生物滞留设施等类型的海绵设施单元, 在试点区形成了径流控制、污染物控制、雨水资源化利用的雨水管理格局。为

收稿日期: 2020-03-17.

宁波大学学报(理工版)网址: <http://journal.g.nbu.edu.cn/>

基金项目: 国家住房和城乡建设部科技计划项目(2016K4017)。

第一作者: 毕军鹏(1993-), 男, 山西晋城人, 在读硕士研究生, 主要研究方向: 城市雨水径流及污染控制。E-mail: 1107552158@qq.com

*通信作者: 程军蕊(1973-), 女, 陕西渭南人, 博士/副教授, 主要研究方向: 水环境污染控制与模拟。E-mail: chengjunrui@nbu.edu.cn

增强海绵城市建设的整体性和系统性, 评估低影响开发对城市雨水径流面源污染的控制效果, 本文针对宁波市水文、土壤特性及径流污染特点, 以宁波市海绵城市建设试点区为例, 以总氮(TN)、氨氮(NH₃-N)、和硝态氮(NO₃-N)为目标污染物, 通过构建 SWMM 模型, 模拟分析不同降雨特性下(降雨重现期)各种生物滞留池单项技术方案、透水铺装单项技术方案及组合技术方案中研究区雨水径流量及氮污染物的单位面积污染负荷量的变化规律, 评估 LID 设施对雨水径流氮污染物的控制效果, 为选择最佳污染控制方案和海绵城市建设提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

宁波海绵城市建设试点区位于江北区, 总面积约 30.95 km², 地理位置如图 1 所示。该区属亚热带季风气候, 年降水日数(日降水量 ≥ 0.1 mm)在 120~200 d 之间, 年平均降水量 1 480 mm, 5~9 月降水量占全年的 60%, 年平均径流系数为 0.54, 径流模数为 86.99 × 10⁴ m³ · km⁻²。区内地形地貌单一, 基本为平原区, 地势西部、北部高, 中部、南部低。水稻土广泛分布, 占全区总面积的 98%, 土壤酸碱度近中性, 有机质和全氮含量比较丰富。区内河网密布, 以平原型河流为主, 均为姚江支流, 水质多为

IV~劣 V 类, 主要超标因子为氨氮, 平均质量浓度在 1.42~3.77 mg · L⁻¹ 之间, 为水环境控制的主要污染物。

1.2 SWMM 模型构建与模拟

1.2.1 模型数据库的构建

利用 ArcGIS、ENVI 和 SWAT 等软件进行子汇水区划分以及 SWMM 模型各类数据库的构建。研究区管网数据来源于各相关镇和街道, 雨水管网全长 32.22 km, 管径介于 200~1 800 mm 之间, 雨水井 2 441 个, 提取研究区的管道长度、类型、管底标高、起止点、管径以及管网节点的井底标高等属性信息, 形成 SWMM 模型所需的管网数据库, 并将雨水管网概化为 2 437 个管段和 1 个雨水总排口。采用 ENVI 和 ArcGIS 对下垫面进行分类, 并定义村庄道路、村庄屋顶、小区屋顶、小区道路、公园道路和公路用地为非透水下垫面, 林地、耕地、小区绿地、公园绿地和裸地为透水下垫面, 形成 SWMM 模型的地表特征数据库。基于研究区 DEM 及水系图, 应用 SWAT 模型进行子汇水区的初步划分, 再结合试点区道路、河流和管网节点进一步细分, 将研究区共划分为 2 638 个子汇水区, 并应用 GIS 计算各子汇水区的属性数据。

1.2.2 模型参数

SWMM 模型包含大量水文水质参数, 参数的取值会直接影响模拟结果的准确度^[9]。在 SWMM

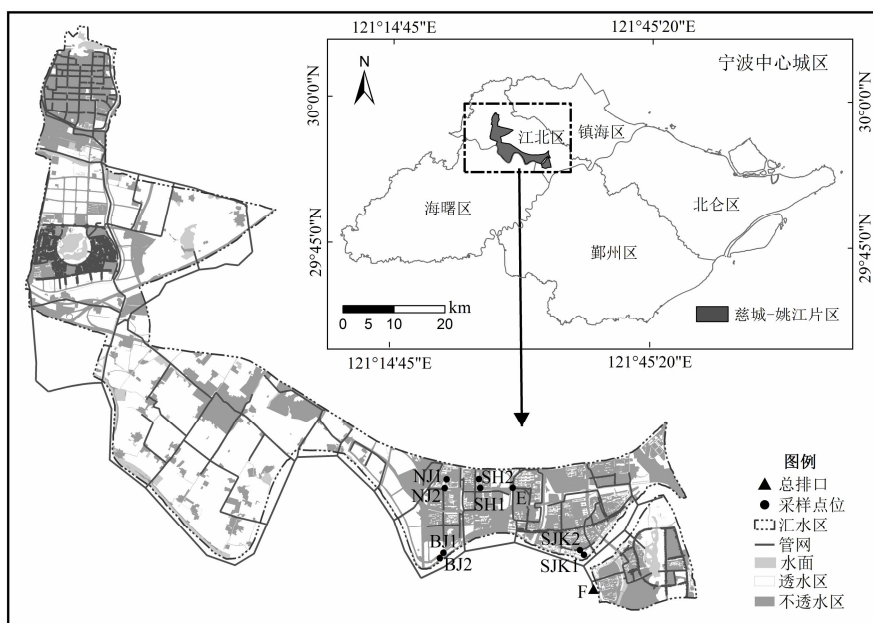


图 1 研究区位置示意图

模型水文模块中,与气候地理相关的地表高程、地面坡度、降雨过程和地表蒸发量等参数,与区域排水系统特征相关的排水小区面积、坡度和宽度参数,以及与管道特征相关的管道类型、长度和管底标高等参数,可通过实地测量或利用 ArcGIS 数据处理功能获取。对于不能直接获取的参数,本文采用 Morris 分析方法^[12]从峰值流量、峰值延迟时间、总出流量等方面综合评估参数的敏感性。参数最终率定后,模型中的不透水区、透水区 and 管道的曼宁糙率系数取值范围分别为 0.011~0.015、0.014~0.8 和 0.011~0.015,不透水区和透水区的注蓄量取值分别为 0.05~2.56 和 0.05~7.62,不透水区无洼地面积百分比介于 20%~85%,Horton 渗透模型的最大渗入速率、最小渗入速率和渗透衰减系数的取值分别为 2、0.05 和 2~7,子汇水区面积比例、宽度比例和坡度比例分别介于 0.5~25、52~250 和 0.5~1.5。在水质模块中,选用了饱和函数累积模型和 EMC 冲刷模型进行水质计算,饱和函数累积模型的污染物最大累积量(C_1)和半饱和常数(C_2)参数取值参考文献^[9,13-14]确定,各种下垫面 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 和 TN 的 C_1 取值介于 0.5~3.6、1.3~7.2 和 1.2~1.5 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 之间, C_2 取值介于 12~16、12~16 和 3~4 d。EMC 冲刷模型的 EMC 值采用实地监测获得,各种下垫面 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 和 TN 取值区间分别为 0.4~2.4、0.46~5.2 和 1.1~11.5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

1.2.3 降雨监测及降雨数据

模拟中的降雨数据获取采用 2 种方式。用于模型验证的 2019-03-05、2019-03-28 和 2019-05-15 等 3 d 降雨事件的小时降雨数据通过实测获得,所用小型气象站布设于宁波大学建工楼屋顶,3 场降雨覆盖了大雨、中雨和小雨事件,降雨事件的特征值见表 1。用于情景模拟的一年、二年和五年一遇 24 h 降雨强度采用宁波市设计暴雨强度公式计算获得,分别为 48.34、58.33 和 71.48 mm。

1.2.4 模型运行和验证

模型运行中,降雨入渗过程选用霍顿(Horton)公式,水流运动过程采用动态波 Routing 进行模拟,演算时间步长为 30 s。添加区内现状 LID 设施于 SWMM 模型中,提取子流域出口 E 点的径流量,以及 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 和 TN 等污染物浓度值的模拟运行结果,采用 2019-05-15 降雨事件的实测数据

表 1 监测降雨事件的降雨特征

序号	日期	降雨量/mm	采集降雨时间
1	2019-03-05	14.0	12:15~14:15
2	2019-03-28	7.8	14:20~16:35
3	2019-05-15	20.6	09:45~12:05

序号	历时/min	平均雨强/($\text{mm}\cdot\text{min}^{-1}$)	前期晴天/d
1	120	0.117	2
2	135	0.093	0
3	140	0.103	0

注:降雨间隔是指与上次日降雨量超过 10 mm 降雨事件的间隔时间。

对 SWMM 模型进行参数率定,采用 2019-03-05 和 2019-03-28 的 2 场降雨事件实测数据进行模拟结果的有效性验证,选取相关系数 R^2 和纳什效率系数 NSE 进行模拟效果适宜性评价,当 $\text{NSE}>0.5$, $R^2>0.6$ 时,模型运行效果认为是可行的^[15-16]。

1.3 城市降雨径流水质监测

为掌握研究区雨水径流污染特征、获得模型的 EMC 值,以及模型验证所需的水质数据,共布设了 9 个监测点,位置如图 1 所示。SH1 和 SH2 为三和嘉园小区内部道路和外部道路采样点,NJ1 和 NJ2 为宁波技师学院校园内部道路和外部道路采样点,SJK1 和 SJK2 为三江口公园绿地和外部城市道路采样点,BJ1 和 BJ2 为滨江公园外城市道路和公园内植草沟采样点,E 为选取的具代表性的子流域出口(布于雨水井内),采集相关数据用于模型验证。采集 2019-03-05、2019-03-28 和 2019-05-15 等 3 场降雨事件的雨水径流样品和子流域出口 E 点的出流水样,所采集径流水样均为次降雨过程的连续水样,即从降雨形成径流开始采集第 1 个瞬时水样,在前 30 min 内每间隔 10 min 依次采集下一个水样,之后每间隔 30 min 采集 1 个水样,直至降雨结束为止。同时,在子流域雨水排放口前的雨水井内设置流量计,动态记录出流流量。采样完成后,即转入实验室分析,样品分析指标包括: $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 和 TN,检测方法参见文献^[17]。

1.4 LID 设施设计情景

宁波海绵城市试点区获批复项目占地约 7.18 km^2 ,已完成 LID 设施约 5.31 km^2 。为系统研究低影响开发的环境影响,本研究假设区内的公园道路、小区道路、村庄道路的面积之和,再加上城市主干道面积 30%作为透水铺装的可利用地面积;区内

的林地、小区绿地、道路绿地、裸地和公园绿地均可作为生物滞留池(雨水花园)的可利用地. 根据统计, 生物滞留池可利用地为 5.646 km², 透水铺装可利用地 3.595 km², 分别占区域总面积的 18.24% 和 11.62%, 稍高于试点区工程建设面积. LID 设施设计的情景方案采用生物滞留池(雨水花园)、透水铺装单项技术和技术组合方式, 依据设施占各子流域可利用地面积的比例不同, 共设置 16 种情景方案(表 2). LID 设施的主要参数依据《宁波市海绵城市规划导则》确定, 其中, 生物滞留池(雨水花园)土壤厚度取 500 mm, 蓄水层厚度取 300 mm, 土壤孔隙率取 0.35, 导水率取 10 mm·h⁻¹, 渗流速率取 14.4 mm·h⁻¹, 透水铺装上述参数依次为 200 mm、300 mm、0.44、130 mm·h⁻¹ 和 14 mm·h⁻¹.

表 2 研究区 LID 设施情景方案

情景方案	情景方案描述	占地/km ²
生物滞留池	A1 占可利用地面积 10%	0.565
	A2 占可利用地面积 25%	1.411
	A3 占可利用地面积 50%	2.823
	A4 占可利用地面积 100%	5.646
透水铺装	B1 占可利用地面积 10%	0.359
	B2 占可利用地面积 20%	0.719
	B3 占可利用地面积 40%	1.438
	B4 占可利用地面积 80%	2.876
生物滞留池+	C1 A1+B2	1.284
	C2 A2+B2	2.130
透水铺装	C3 A3+B2	3.542
	C4 A4+B2	6.365
	C5 A1+B3	2.003
	C6 A2+B3	2.849
	C7 A3+B3	4.261
	C8 A4+B3	7.084

2 结果与讨论

2.1 模型验证

2019-03-05 和 2019-03-28 的 2 场降雨事件的模拟值与实测值对比如图 2 所示. 可以看出, 经参数率定后, SWMM 模型对 2 场降雨事件的流量和 TN、NH₃-N 及 NO₃-N 浓度的模拟历时变化过程与实测数据的拟合度较好. 另外, 应用 R² 和 NSE 对模型的适用性进行定量评价. 根据计算结果, 在 2019-03-05 降雨事件中, 子流域出口的流量、TN、NH₃-N

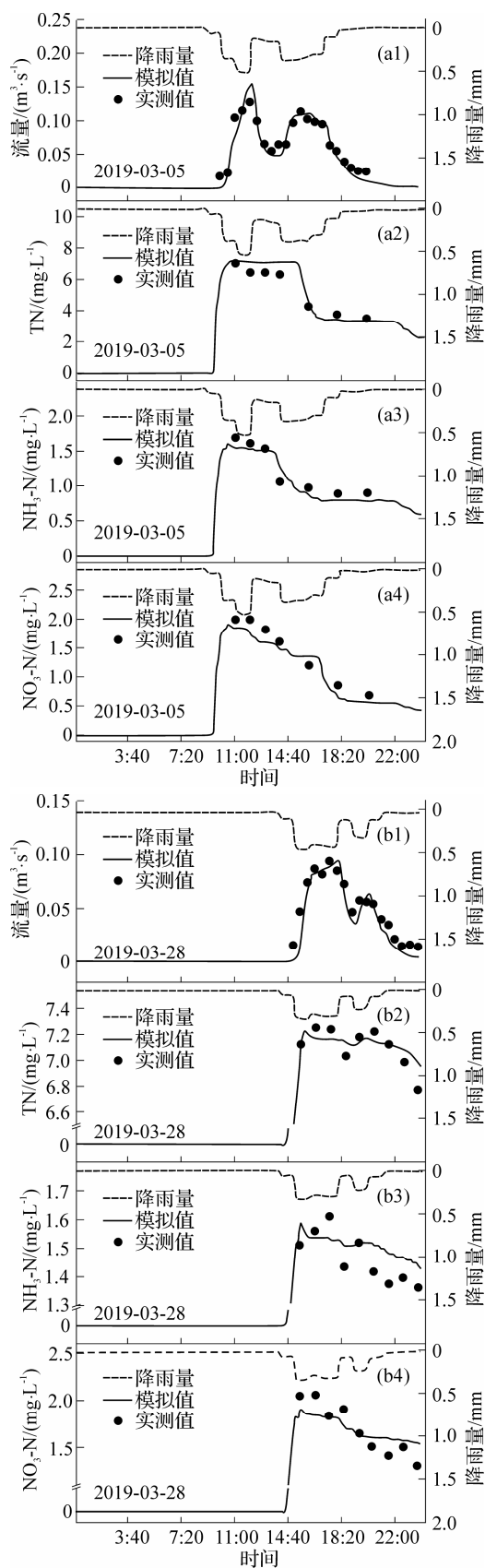


图 2 2 场降雨事件模型验证结果

和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的 NSE 分别为 0.89、0.85、0.84 和 0.88, R^2 分别为 0.95、0.97、0.86 和 0.94; 在 2019-03-28 降雨事件中, 子流域出口的流量、TN、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的 NSE 分别为 0.90、0.51、0.59 和 0.67, R^2 分别为 0.95、0.8、0.89 和 0.89. 可知, 2 场降雨事件的径流量及雨水径流 TN、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 等 3 项水质指标的 NSE 均大于 0.5, R^2 均大于 0.6, 因此, 构建的 SWMM 模型能够达到模拟精度要求, 可用于估算雨水径流量和污染物的负荷量以及评估 LID 设施的径流污染控制效果.

2.2 不同设计情景下 LID 设施对雨水径流量的削减作用

应用 SWMM 模型研究了 6 种降雨强度下生物滞留池、透水铺装和“生物滞留池+透水铺装”组合等不同设计方案情景下 LID 设施对雨水径流量的削减率, 结果如图 3 所示.

4 种设计情景下的生物滞留池单项技术对径流量的削减作用有明显差异, 径流量削减率介于 3.41%~41.83% 之间. 4 种设计情景下透水铺装单项技术对径流量的削减作用明显弱于生物滞留池, 其径流量削减率变化范围为 1.08%~27.77%. “生物滞留池+透水铺装”形成的 8 种组合方案对雨水径流量的削减作用也各不相同, 径流量削减率变化范围较宽, 介于 5.59%~51.13% 之间. 在相同降雨强度下, 雨水径流削减率随 LID 设施面积的增大而增加, 并随着降雨强度不断增加, 不同设计情景下的 LID 设施对于雨水径流量削减率总体上呈现下降趋势, 但是当透水铺装占利用地面积为 10% 和 20% 时, 在降雨强度 14.0~20.6 mm 间有一个径流量削减率升高的过程.

8 种组合方案对径流削减率的大小顺序为:

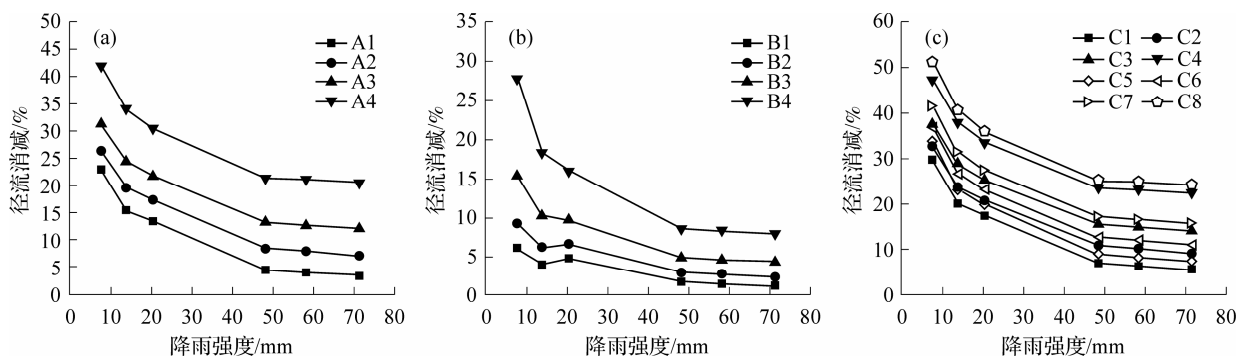


图 3 LID 设施在不同设计情景下的径流量削减率及与 24 h 降雨强度的关系

$C1 < C5 < C2 < C6 < C3 < C7 < C4 < C8$, 而且生物滞留池与 40% 透水铺装面积的组合方案对径流量的削减率要稍高于 20% 透水铺装面积的组合方案. 在前 3 场实测降雨事件中, 即降雨强度为 7.8、14.0 和 20.6 mm 时, $C1$ 、 $C2$ 、 $C3$ 和 $C4$ 等 4 种方案的平均径流量削减率比 $C5$ 、 $C6$ 、 $C7$ 和 $C8$ 等 4 种方案的平均径流量削减率分别高约 3.96%、2.90%、2.31%, 在后 3 种设计降雨强度下(降雨强度由小到大), 径流削减率依次分别平均高约 1.72%、1.77%、1.86%. 对比组合方案中的 $C2$ 和 $C5$ 方案, 二者 LID 设施面积相差 0.127 km^2 , 在前 3 场实测降雨中的径流量削减率相近, 在后 3 场设计降雨中, $C2$ 比 $C5$ 方案分别高约 1.99%、1.89%、1.66%. 结果表明, 生物滞留池对径流量的削减作用明显强于透水铺装, 组合方案中生物滞留池在径流量削减中起到了重要作用.

2.3 LID 设施对雨水径流氮污染物的控制效应

2.3.1 研究区雨水径流氮污染物的分布特征

3 次采样监测中, 研究区雨水径流 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 和 TN 的质量浓度均值统计结果见表 3.

表 3 数据表明, 不同类型下垫面各污染指标值差异较大, 3 次采样的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度平均值在 0.2~1.44 mg L^{-1} 之间, 明显低于重庆^[18]、合肥^[19]、深圳^[20], 与温州城区各功能区相近^[21]. 氨氮平均浓度值较低, 均小于我国《地表水环境质量标准》IV 类标准限值, 因此雨水径流的直接汇入对于城市接纳水体的影响较小. $\text{NO}_3\text{-N}$ 质量浓度的平均值在 0.34~1.39 mg L^{-1} 之间, TN 质量浓度的平均值在 3.31~14.14 mg L^{-1} 之间, 雨水径流硝态氮污染程度较轻, 但总氮浓度平均值较高, 远大于《地表水环境质量标准》V 类标准限值. 与国内其他城市相比,

研究区雨水径流总氮浓度值高于温州^[21]、重庆^[18]、昆明^[22]、西安^[23]等城市, 与合肥^[19]接近. 此外, 对比研究区雨水径流中的氨氮、硝态氮和总氮的含量水平可知, 雨水径流中的有机氮含量较高, 进入受纳水体后可通过矿化作用和硝化作用转化为氨氮和硝态氮. 因此, 雨水径流总氮污染负荷对受纳水体的氨氮浓度达标和富营养化都会产生极不利的影 响, 是海绵城市建设中应控制的主要问题.

2.3.2 不同设计方案情景下 LID 设施对雨水径流氮污染物的控制效应

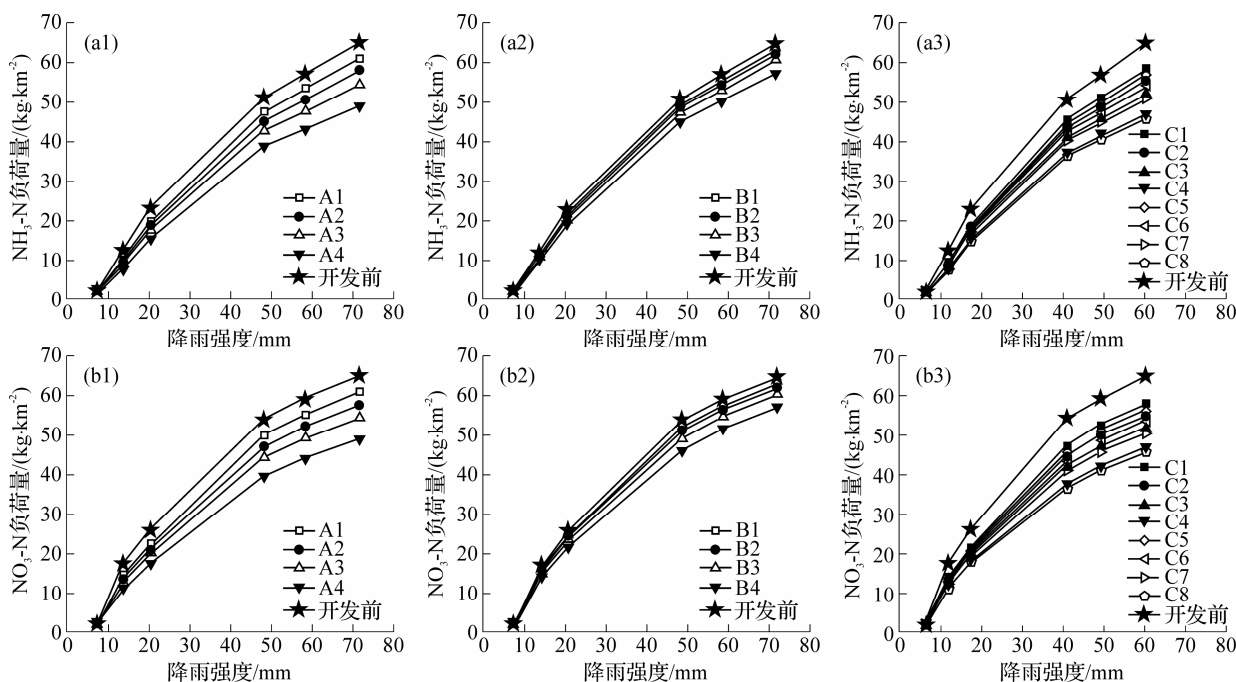
不同设计方案情景下 LID 设施对雨水径流 NH₃-N、NO₃-N 和 TN 污染控制效应如图 4 所示.

模拟结果表明, 在低影响开发前, 研究区 6 场

降雨事件中 NH₃-N 的污染负荷量介于 2.35~64.85 kg·km⁻², NO₃-N 的污染负荷量与 NH₃-N 相近, 介于 2.96~64.61 kg·km⁻², 而 TN 的污染负荷量明显高于 NH₃-N 和 NO₃-N 的污染负荷量之和, 介于 11.16~324.73 kg·km⁻², 说明雨水径流中还有较多的有机氮成份存在, 可能是由于植被层、土壤层及人类生活活动中有较多的有机氮被淋溶冲刷进入雨水径流. 将相关文献中的单位面积污染负荷量除以相应城市的降雨量, 再与本研究区比较可知, 低影响开发前研究区 1 mm 降雨量对应 TN 单位面积污染负荷量平均值为 4.475 kg·km⁻², 而武汉^[24]为 6.670 kg·km⁻², 昆明^[9]为 7.93 kg·km⁻², 本区明显低于武汉和昆明, 但高于韩国 Chongju^[25]的 1.24 kg·km⁻².

表 3 不同下垫面雨水径流 NH₃-N、NO₃-N 和 TN 的质量浓度均值 mg·L⁻¹

采样点位	下垫面类型	氨氮			硝态氮			总氮		
		2019/3/5	2019/3/28	2019/5/15	2019/3/5	2019/3/28	2019/5/15	2019/3/5	2019/3/28	2019/5/15
BJ1	公园道路	0.31	0.81	0.49	0.34	1.02	0.64	14.14	4.23	3.31
BJ2	植草沟	0.95	1.13	0.36	0.34	0.76	0.64	10.64	15.30	6.78
NJ1	校园内部道路	0.50	0.94	0.41	1.18	1.10	1.30	13.72	4.79	7.95
NJ2	城市道路	0.82	0.92	0.57	0.35	1.39	0.86	10.08	4.46	5.44
SH1	小区内部道路	0.47	0.80	0.43	0.76	1.01	1.04	10.49	4.83	7.78
SH2	交通干道	1.44	1.31	1.32	0.96	1.13	0.99	10.67	10.48	6.37
SJK1	公园绿地	0.2	0.43	0.20	0.29	1.13	0.37	9.96	4.25	3.82
SJK2	城市道路	0.49	1.29	0.78	1.02	1.55	0.38	9.69	4.43	4.86



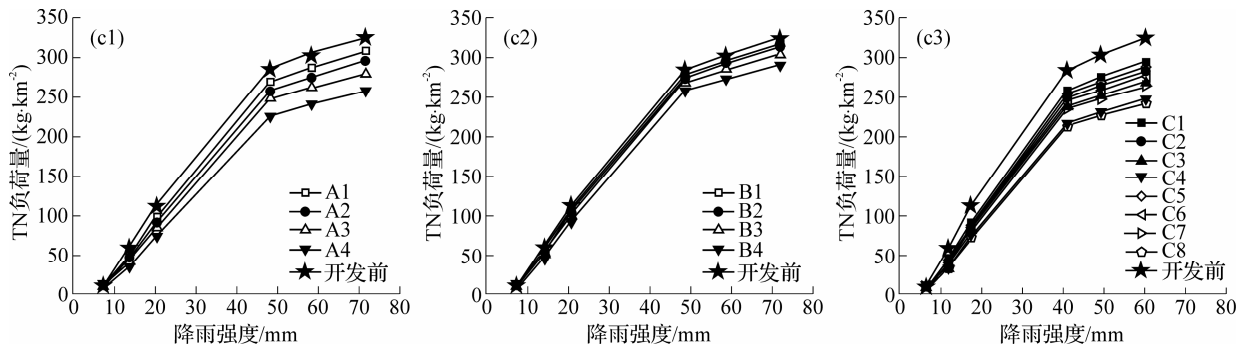


图4 不同LID设施组合情景下单位面积污染负荷量与24h降雨强度的关系

在6场降雨事件中,因为降雨量不同,LID设施类型和面积不同,各种情景低影响开发中雨水径流污染负荷量的差异非常大,而且TN污染负荷量均显著高于 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的污染负荷量.对于降雨量小于10mm的小雨事件,各方案情景下的单位面积污染负荷量与低影响开发前差异并不明显,随着降雨强度的增加, $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 和TN污染负荷量曲线明显偏离且低于对照方案情景,而且各方案的单位面积污染负荷量差异变大.原因是由于降雨强度较低时,进入LID设施的污染负荷量较低,设施对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 和TN等污染物的控制功能并没有得到充分利用.但随着降雨强度的增大,雨水径流对各种类型下垫面积积累的氮污染物的冲刷作用也随之加剧,导致设施的污染负荷量随之增加,因而对雨水径流污染物的削减作用也越明显.以五年一遇降雨事件为例,组合技术方案C1、C2、C3和C4对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 污染负荷的削减量分别为6.32、9.27、12.71、17.82 $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$,而C5、C6、C7和C8方案分别为7.88、10.70、14.00和19.04 $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$,对比可知,透水铺装面积增大一倍所引起的组合技术方案的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 污染负荷削减量的增幅很小,相应设计情景下的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 和TN也表现出类似的规律,说明尽管透水铺装在削减雨水径流方面有重要意义,但削减氮污染物的能力相对较弱,在组合设计方案中,氮污染物的削减作用以生物滞留池为主.

2.3.3 LID设施面积与雨水径流污染负荷削减率的关系分析

不同设计方案情景下LID设施面积与各种氮污染物削减率的关系如图5所示.在不同降雨强度下,各种氮污染物的削减率随LID设施面积的增

加而增大.以总氮为例(图5(a)),在降雨强度较低时,各种低影响开发情景均有相对较高的TN污染负荷削减率,低影响开发C8方案有对应的最高值,为57.1%.在降雨强度增大至一年一遇(48.3mm),TN的污染负荷削减率均降至相应最低,在降雨强度达二年一遇(58.3mm)和五年一遇(71.5mm),TN污染负荷削减率与一年一遇时无明显差别. $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 也具有类似的规律性,即在一年一遇的设计降雨强度下有最低的污染负荷削减率.

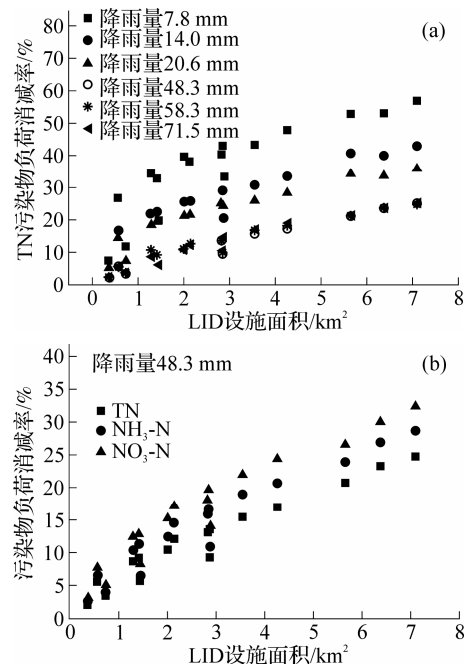


图5 LID设施面积对各种氮污染物的削减率的影响

在一年一遇的设计降雨强度下,雨水径流 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 和TN的污染负荷削减率均随LID设施面积的增加而增大(图5(b)).在透水铺装单项技术占可利用地面积10%时(LID设施0.359 km^2), $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 和TN的污染负荷削减率分别为

2.6%、3.1%和 2.3%。在生物滞留池单项技术占可利用地面积 10%时(LID 设施 0.565 km²), 其污染负荷削减率分别为 6.7%、7.8%和 5.6%。当透水铺装面积占可利用地 80%和生物滞留池的面积占可利用地 100%(即 LID 设施基本全域覆盖, 面积 7.08 km²)时, 其污染负荷削减率分别增至 28.62%、32.42%和 24.82%。由此可知在暴雨事件中, 低影响开发截留的雨水径流氮污染物百分比并不高, 但这并非否定研究区海绵设施的环境控制效果, 由于降雨强度较大时, 雨水径流污染负荷量也随之增大, 故污染物削减总量并不小。此外, 尽管研究区年内降雨天数较多, 但据当地气象站多年日降雨量观测数据, 区内的降雨以中、小雨型为主, 年内日降雨量大于 25 mm 的概率仅有 10%左右, 暴雨总体上属小概率事件, 而年日降雨量小于 10 mm 的小雨事件概率占到 67.1%。因此, LID 设施在年内大多数降雨日均能够发挥对各种氮污染物的高效削减率, 可大幅降低雨水径流面源对受纳水体的氮污染物输入。

3 结论

(1)本研究构建的 SWMM 模型可达到模拟精度要求, 可用于估算雨水径流污染负荷量和评估 LID 设施对径流污染的控制效果, 是城市雨水管理的有效手段。

(2)LID 设施对径流量有削减作用, 但不同的布设方案及降雨强度下, LID 设施对径流量的控制作用有明显差异, 生物滞留池对径流量的削减作用稍强于透水铺装。

(3)研究区雨水径流氨氮和硝态氮污染程度较低, 总氮污染程度较重; 降雨强度较低时, LID 设施对雨水径流氮污染物控制效率较高; 在降雨强度较大时, 控制效率较低, 但削减的污染物总量较大; NH₃-N、NO₃-N 和 TN 的污染负荷削减率与 LID 设施的面积正相关, 小雨事件中, 海绵试点工程的建成可使 TN 的径流污染负荷削减率达 67.1%, 对解决受纳水体的富营养化有积极意义。

参考文献:

- [1] Vu C T, Wu T T. Engineered multifunctional sand for enhanced removal of stormwater runoff contaminants in fixed-bed column systems[J]. *Chemosphere*, 2019, 224: 852-861.
- [2] Lucke T, Drapper D, Hornbuckle A. Urban stormwater characterisation and nitrogen composition from lot-scale catchments – New management implications[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 619/620:65-71.
- [3] Eckart K, McPhee Z, Bolisetti T. Performance and implementation of low impact development – A review[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 607/608:413-432.
- [4] Dangle C L, Bolding C, Aust W, et al. Best management practices influence modeled erosion rates at Forest Haul Road stream crossings in Virginia[J]. *Journal of the American Water Resources Association*, 2019, 55(5): 1169-1182.
- [5] Dhakal K P, Chevalier L R. Managing urban stormwater for urban sustainability: Barriers and policy solutions for green infrastructure application[J]. *Journal of environmental management*, 2017, 203:171-181.
- [6] Hu M, Sayama T, Zhang X, et al. Evaluation of low impact development approach for mitigating flood inundation at a watershed scale in China[J]. *Journal of environmental management*, 2017, 193:430-438.
- [7] Osman M, Wan Yusof K, Takaijudin H, et al. A review of nitrogen removal for urban stormwater runoff in bioretention system[J]. *Sustainability*, 2019, 11(19):5415. <https://doi.org/10.3390/su11195415>.
- [8] 栾清华, 付潇然, 王海潮, 等. 大尺度无管流数据城区 SWMM 构建及模拟——I. 复杂下垫面城区数字精细化关键技术[J]. *水科学进展*, 2019, 30(5):653-660.
- [9] 赵磊, 杨逢乐, 袁国林, 等. 昆明市明通河流域降雨径流水质 SWMM 模型模拟[J]. *生态学报*, 2015, 35(6):1961-1972.
- [10] 王泽阳. 海绵城市 LID 设施模型参数敏感性研究[J]. *给水排水*, 2019, 45(11):57-62.
- [11] 潘文斌, 柯锦燕, 郑鹏, 等. 低影响开发对城市内涝节点雨洪控制效果研究——不同降雨特性下的情景模拟[J]. *中国环境科学*, 2018, 38(7):2555-2563.
- [12] Morris M D. Factorial sampling plans for preliminary computational experiments[J]. *Technometrics*, 1991, 33(2):161-174.
- [13] 王石. 基于 SWMM 模型的南宁市地表径流及非点源污染精细化模拟研究[D]. 南宁: 广西大学, 2017.
- [14] 薛宇雷. 基于 SWMM 模型对周河流域地表径流和非点源污染的研究[D]. 西安: 长安大学, 2018.
- [15] Santhi C, Arnold J, Williams J, et al. Application of a watershed model to evaluate management effects on point

- and nonpoint source pollution[J]. Transactions of the ASAE, 2001, 44(6):1559-1570.
- [16] Moriasi D, Arnold J, Liew V, et al. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations[J]. Transactions of the ASABE, 2007, 50(3):885-899.
- [17] 国家环境保护总局, 水和废水监测分析方法编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [18] 李立青, 单保庆, 赵建伟, 等. 山地城市地表径流源区水质特征监测研究[J]. 环境科学, 2012, 33(10):3397-3403.
- [19] 徐微, 郜红建, 李田. 合肥市典型城区非渗透性铺面地表径流污染特征[J]. 环境科学与技术, 2013, 36(4):84-88; 113.
- [20] Qin H P, Khu S T, Yu X Y. Spatial variations of storm runoff pollution and their correlation with land-use in a rapidly urbanizing catchment in China[J]. Science of the Total Environment, 2010, 408(20):4613-4623.
- [21] 颜子俊, 刘焕强, 孙海罗, 等. 温州市不同功能区地表径流污染特征研究[J]. 环境科学与技术, 2012, 35(S1): 203-208.
- [22] 谷雨, 张乃明. 昆明主城区城市地表径流污染特征分析[J]. 环境工程学报, 2013, 7(7):2587-2595.
- [23] 裴青宝, 刘伟佳, 张建丰, 等. 西安市城市路面地表径流特征分析[J]. 节水灌溉, 2013(4):51-54.
- [24] 赵建伟, 单保庆, 尹澄清. 城市旅游区降雨径流污染特征——以武汉动物园为例[J]. 环境科学学报, 2006, 26(7):1062-1067.
- [25] Choe J S, Bang K W, Lee J H. Characterization of surface runoff in urban areas[J]. Water Science & Technology, 2002, 45(9):249-254.

Control effects of low impact development in urban area on rainwater nitrogen pollution: Case study of the pilot area of sponge city construction in Ningbo

BI Junpeng^{1,2}, CHENG Junrui^{2*}, WANG Kan^{1,2}, XU Yujie², WANG Yang²

(1.Ningbo University-University of Angers Joint Institute, Ningbo University, Ningbo 315211, China;

2.School of Civil and Environmental Engineering, Ningbo University, Ningbo 315211, China)

Abstract: To evaluate the environmental effects of the approaches of low impact development on the rainwater runoff volume and pollution loads of ammonia nitrogen (NH₃-N), nitrate nitrogen (NO₃-N), and total nitrogen (TN), a SWMM model is developed for the sponge city construction pilot area of Ningbo, China. After model calibration and validation, the impacts of 16 alternative management strategies are studied under different rainfall intensity. The results show that the reduction rates of rainwater runoff volume for the four scenarios of bio-retention facilities, four scenarios of permeable pavements, and eight scenarios of the combination of bio-retention and permeable pavements are in the range of 3.41%–41.83%, 1.08%–27.77%, and 5.59%–51.13%, respectively. The unit-area pollution loads of the selected nitrogen pollutants and their reductions caused by low impact development are related to the area of the facilities and rainfall intensity. The reduction effects of bio-retention facilities on the runoff volume and the pollution loads is slightly stronger than that of the permeable pavements. Under the light rainfall event of lower than 10 mm, low impact development could result in high reduction rates for various nitrogen pollutants. When the rainfall intensity increases, the reduction rates of runoff volume and unit-area pollution loads decrease. Nevertheless, the reduction amount of pollutants during the rainfall events turns out to be still large. If the area of low impact development in the pilot area of sponge city construction in Ningbo covers 7.08 km², the pollution loads of NH₃-N, NO₃-N, and TN can be reduced by higher than 28.62%, 32.42%, and 24.82%, respectively, comparing with those before the commencement of the project.

Key words: SWMM model; low impact development; rainwater runoff; nitrogen pollutants; reduction rate

(责任编辑 章践立)