

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2020.12.006

海绵城市规划中不同类型城市水环境整治策略

厉 帅, 周 凌, 郝新宇

(浙江省城乡规划设计研究院, 浙江 杭州 310030)

摘 要: 结合浙江省三个城市的海绵城市总体规划的编制,对海绵城市规划中不同类型城市的水环境问题进行了分析。基于入河污染负荷测算,通过入河污染负荷和环境容量的量化比较,分析不同城市在现状和规划条件下的水环境污染成因。针对污染成因,并结合海绵城市理念提出海绵城市规划的水环境整治策略,探讨了不同类型城市水环境整治中需关注的重点。

关键词: 海绵城市; 水环境; 整治策略

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2020)12-0031-06

Water Environment Renovation Strategies for Different Types of Cities in Sponge City Planning

LI Shuai, ZHOU Ling, HAO Xin-yu

(Zhejiang Urban and Rural Planning Design Institute, Hangzhou 310030, China)

Abstract: Combined with the compilation of sponge city master plan of three cities in Zhejiang Province, an in-depth analysis of the water environment problems of different types of cities was made. Based on the measurement of pollution load into the river and through quantitative comparison of pollution load and environmental capacity, the causes of water pollution in different cities under current conditions and planning conditions were analyzed. According to the causes of pollution and combining with the concept of sponge city, the water environment improvement strategies were proposed and the key points of water environment remediation in different types of cities were discussed.

Key words: sponge city; water environment; renovation strategies

近几年通过理论研究和实践探索对海绵城市的理解更加深入,已经从将海绵城市简单理解为低影响开发转变为海绵城市是新的城市发展方式,是在城市建设中构建海绵系统格局,涉及到城市水生态、水环境、水资源、水安全几个方面,其中水环境是重要一环。城市水环境问题突出表现为水体水质不达标,无法满足水环境功能区水质目标,严重的甚至出现黑臭水体。导致水环境问题的直接原因为水体中污染负荷超过了水体本身的环境容量。

海绵城市总体规划是指导下一步开展海绵城市建设的规划指导,笔者参与了浙江省多个城市的海绵城市总体规划的编制工作,选取了3座典型城市,

对其水环境问题进行了分析,结合城市特征、污染源分析等指出水环境问题的主要成因,在海绵城市总体规划层面指出水环境整治融入海绵城市理念的必要性和相应的整治策略,探讨不同类型城市水环境整治的重点,以期为其他城市开展海绵城市规划建设,提升城市水环境提供借鉴。

1 城市特征和污染负荷测算方法

1.1 城市特征

城市A位于浙江省中西部,中心城区位于山地之间的盆地,处于典型的浙西山地丘陵地区,所处水系属于钱塘江水系的上游支流。城市B位于浙江省东北部杭嘉湖平原腹地,濒临杭州湾,属于典型的

平原河网地区,所处水系为太湖水系。城市 C 位于东南沿海平原丘陵区,境内西部为丘陵区,东部为平原区,境内水系主要为钱塘江水系的下游支流。城

市 A、B、C 海绵城市规划均为城市中心城区,规划范围分别为 55、92、131.2 km²。城市特征汇总详见表 1。

表 1 城市特征汇总

Tab. 1 City feature summary

项 目	城市 A	城市 B	城市 C
区 位	浙江省中部	浙江省东北部	浙江省东南部
地形特点	山地丘陵地区	平原河网地区	沿海平原丘陵区
所属水系	钱塘江水系的上游支流	太湖水系	钱塘江水系的下游支流
现状污水收集率/%	70	75	71
雨污合流现状	老城区约 10 km ² 仍为雨污合流	已建成区约 30% 仍为雨污合流	已建成区约 40% 仍为雨污合流
现状主要河道水质	河道达标率为 80% , 不达标河道水质为 V 类水	河道达标率为 67% , 不达标河道水质为 V 类水	河道达标率为 45% , 不达标河道水质为 V 类水
城市已建成区/km ²	24	53	62
海绵城市规划范围/km ²	55	92	131.2

1.2 污染负荷测算方法

主要通过测算污染源排入水体的污染负荷,并与水体环境容量比较来分析水环境问题。根据国务院《水污染防治行动计划》和浙江省《浙江省水污染防治行动计划》的要求,三座城市均已编制相关水体达标方案,文中环境容量直接采用水体达标方案中的成果。三座城市均已进行了河道内部垃圾清理和底泥疏浚,内源污染源影响甚微,文中污染源分析主要为外源污染源。外源污染源分为生活、工业、农业、城镇雨水径流污染源,选取的主要污染物指标为 COD、氨氮。

计算方法主要基于源强系数法。生活污染源根据人口和产污系数计算产生量,产污系数根据《城镇生活源产排污系数手册》中不同类型城市选取,

农村产污当量考虑为城镇的 0.6。工业污染源排放量根据最新年度的城市环境统计数据汇总得到。农业污染源中农田面源考虑标准农田排污修正计算,标准农田排污系数根据《农业技术经济手册》取值,修正系数 γ_1 考虑坡度、农作物类型、土壤类型、化肥施用量、降水量等因素,城市 A、B、C 分别取 1.2、1.5、1.3;畜禽、水产面源产污量通过养殖规模和产污系数计算得到,产污系数根据《畜禽养殖业产排污系数与排污系数手册》《水产养殖业污染物产排污系数手册》取值。上述计算得到的污染物量乘以相应的入河系数得到入河污染负荷,集中排放污染源结合入河排放口距离,入河系数取值为 0.9,分散排放、面源排放污染源结合上述城市实际取值为 0.2~0.3。计算公式详见表 2。

表 2 污染源的污染负荷计算公式

Tab. 2 Pollution load calculation formulas for pollution sources

类 别	计算公式	备 注
生活污染源	城镇 $WP_1 = (W_{C1} - W_{削减1}) \times \beta_1$	WP_1 为城镇生活污染物入河量; W_{C1} 为城镇生活污染物产生量; $W_{削减1}$ 为城镇污水处理厂去除污染量; β_1 为城镇排入河系数
	农村 $WP_2 = (W_{C2} - W_{削减2}) \times \beta_2$	WP_2 为农村生活污染物入河量; W_{C2} 为农村生活污染物产生量; $W_{削减2}$ 为农村污水处理设施去除污染量; β_2 为农村排入河系数
工业污染源	$W_{工业} = (W_{直接} + W_{污水厂}) \times \beta_3$	$W_{工业}$ 为工业污染物入河量; $W_{直接}$ 为直接排放的工业污染物排放量; $W_{污水厂}$ 为污水厂处理后的工业污染物排放量; β_3 为工业污染物入河系数
农业污染源	农田 $W_{农} = M \times \alpha_1 \times \gamma_1 \times \beta_4$	$W_{农}$ 为标准农田污染物入河量; M 为标准农田面积; α_1 为标准农田排污系数; γ_1 为修正系数; β_4 为农田入河系数
	畜禽养殖 $W_{畜禽} = W_{C畜禽} (1 - q) \times \beta_5$	$W_{畜禽}$ 为畜禽养殖污染物入河量; $W_{C畜禽}$ 为畜禽养殖污染物产生量; q 为处理设施去除率; β_5 为畜禽养殖入河系数
	水产养殖 $W_{水产} = M_{水产} \times P \times \beta_6$	$W_{水产}$ 为水产养殖污染物入河量; $M_{水产}$ 为水产产量; P 为排污强度; β_6 为水产养殖入河系数

城镇雨水径流的污染量测算国内尚处于起步阶段,上述3座城市均还未建立起雨水径流水质监测系统,目前难以采用直接数据进行测算。整场降雨的污染主要来自初期雨水,文中提出基于初期雨水的计算方法,即为城镇雨水径流污染量=城市建设用地×年降雨量×平均径流系数×初期雨水降雨深度对应的年径流总量占比×初期雨水污染物浓度。年降雨量直接采用气象统计数据;平均径流系数则通过不同下垫面类型的径流系数加权平均得到;根据《城镇内涝防治技术规范》(GB 51222—2017)和相关研究^[1],采用初期雨水降雨深度为8 mm,再根据上述三座城市1981年—2018年的降雨数据统计,分别计算得到初期雨水降雨深度对应的年径流总量占比;初期雨水浓度参考浙江省已有城市的相关研究成果^[2],初期雨水COD为100~400 mg/L,氨氮为1.5~3.5 mg/L。

2 水环境问题分析

2.1 现状条件下水环境问题分析

对三座城市各污染源排入水体的污染负荷进行测算,并与水体环境容量进行比较,结果详见图1。

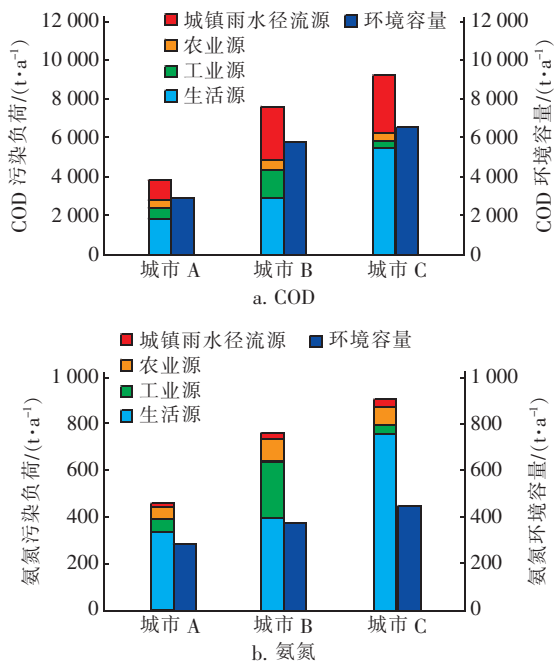


图1 现状不同污染源的污染负荷与环境容量比较

Fig.1 Comparison of current pollution load of different pollution sources and environmental capacity

由图1可知,三座城市中现状各污染源的总入河污染负荷均超过了水环境容量,相关水环境质量公报也直观反映出上述城市的主要监测断面水质未

能完全达标。从污染源上分析,城市A、B、C的入河COD污染物主要来自生活和工业排放的污水,合计占比分别达到64%、58%、63%;其次为城镇雨水径流污染,占比分别为27%、35%、32%。城市A、B、C的入河氨氮污染物同样主要来自生活和工业排放的污水,占比均达到80%以上,分别为86%、83%、88%。三座城市中心城区的现状城市建设程度较高,城镇雨水径流污染带来的污染负荷不容小觑,随着今后城镇建设用地的增加,雨水径流污染仍会进一步加剧;而中心城区农业占比小,因此农业源占比不大;来自生活和工业排放污水的占比均最为显著,原因为中心城区人口集聚、经济发展较快,现状污水量大;已建成区中雨污合流、雨污混接问题仍较为普遍,污水收集率不高,特别是老城区中的污水收集处理相对滞后,整体的污水系统不完善。

2.2 规划条件下水环境问题分析

根据城市远期规划,三座城市中心城区的生活及工业的污水均纳入污水处理厂统一处理,规划污水收集处理率达到90%以上,污水排放达到一级A标准;按照生态农业规划,中心城区农业面源污染在现状基础上再削减50%。设想达到规划条件,同样对三座城市排入水体的污染负荷进行了测算,并与水体环境容量进行比较,结果详见图2。

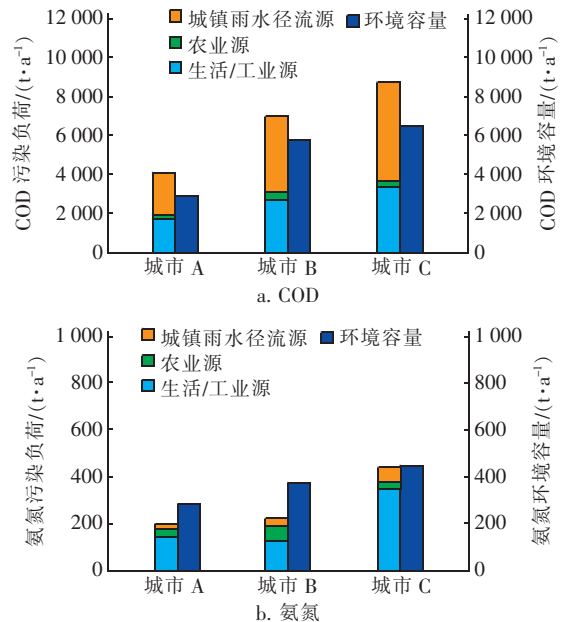


图2 规划条件下不同污染源的污染负荷与环境容量比较

Fig.2 Comparison of pollution load of different pollution sources and environmental capacity under planned conditions

由图2可知,远期污水收集处理系统日趋完善,

对入河污染物削减效果显著。相比现状,入河 COD 污染负荷削减 30%~50%,入河氨氮污染负荷削减 50%~80%,加之农业面源的削减,仅就生活/工业源与农业源污染负荷之和将低于环境容量限值,但城镇雨水径流污染更加突出,特别是显著增加入河 COD 污染负荷,上述城市的总入河 COD 污染负荷仍会超出水体环境容量。

从 COD 污染源上分析,城市 A、B、C 的入河污染物主要来自城镇雨水径流污染和城镇污水,城镇雨水径流污染占比分别为 53%、55%、58%,来自生活和工业的城镇污水占比分别为 42%、40%、39%。可见在污水收集处理系统完善至较高水平,城镇雨水径流污染将取代城镇污水成为中心城区入河 COD 污染物的主要污染源,这与规划建设用地的明显增长不无关系。按照规划,城市 A、B、C 的中心城区建设用地分别从现状的 24、53、62 km² 增加至 48、87、108 km²,如果仍按照传统城市开发模式建设,城市硬化面积扩大,更多的雨水径流直接排入水体,随之带来的是雨水径流污染的显著增加。另一方面,城市 A、B、C 的污水处理规模分别从现状的 7.9×10^4 、 10.5×10^4 、 11.9×10^4 m³/d 增加至 13×10^4 、 21.5×10^4 、 30×10^4 m³/d,虽然污水收集处理系统更趋完善,但污水量成倍增长,污水收集处理率理论上也难以达到 100%,对水环境的威胁加剧;更重要的是,《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)中最严格的一级 A 排放标准劣于《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)中的 V 类水质,通俗理解就是污水处理厂处理后直接排入地表水的尾水仍是劣 V 类水,而上述城市地表水水质目标为 III~IV 类水,污水处理厂达到一级 A 标准排放的尾水也将对水环境造成影响。

3 海绵城市理念下的水环境整治策略

3.1 构建“大”海绵城市生态格局

对于上述三座城市,在海绵城市总体规划中对海绵城市建设区(即中心城区)所处区域的自然空间均提出构建海绵城市生态格局,即最大限度地留有足够涵养水源、维持自然水文的山地、林地、田地、湖泊、湿地,保护和修复城市原有的河流、湖泊、湿地、坑塘、沟渠等水生态敏感区,构建“山、水、林、田、湖、草”的海绵生态空间格局。海绵生态空间对于城市水环境至关重要。城市 A 地处钱塘江水系上游,中心城区外围山、林环绕形成绿环,城市水系

水源均来自山林汇水,从环境功能区划上外围绿环多为自然生态红线区、生态功能保障区,是城市水系的水源涵养区和源头,上述生态空间对于城市 A 的水环境而言是从源头上保障水质的生态基底。城市 B 是典型的平原河网地区,生态空间以水、田为主,在城市传统的发展过程中平原河网地区的生态空间往往易被建设用地侵占而缩减,原有的城市生态遭到明显破坏,这也是造成城市 B 的水环境问题的一个重要原因,规划指引运用海绵城市理念,恢复和修复水生态,并维持一定比例的生态空间,这对于城市 B 而言是保障水环境承载力的基础。城市 C 所处区域兼有城市 A 和城市 B 特点,生态各要素丰富,水系既有山区汇水也有平原河网来水,保障生态空间对城市 C 而言更具有多重作用。

3.2 规划“小”海绵生态设施

在构建海绵生态空间格局的基础上,对海绵城市建设区内规划开展海绵城市建设,最大限度地减少对城市原有水生态环境的破坏。具体到用地地块时,通过规划布置生物滞留设施、植草沟、绿色屋顶、下凹式绿地等低影响开发设施来实现海绵化建设,从而在城市下垫面形成一定比例的海绵生态设施。

根据前述规划条件下的水环境问题分析,今后为进一步改善和稳定城市水环境质量,重点应落在削减城镇雨水径流污染和进一步削减城镇污水的污染负荷。海绵生态设施对削减雨水径流污染十分有效,而且可发挥渗透、净化和滞留等作用,实现源头削减、过程控制、末端减排等多重效用。

① 源头削减。海绵城市建设以达到年径流总量控制为主要目标,径流污染控制通过径流总量控制来同步实现。城市 A、B、C 规划年径流总量控制率分别为 78%、76%、75%,对应的控制设计降雨量分别为 23.7、22.5、30.8 mm,因此以初期雨水为主的径流污染,在径流总量控制下经海绵设施处理能够得到有效去除。相关报告和研究表明^[2-4],海绵设施对 SS 总量的去除率一般为 40%~60%,对 COD 总量的去除率为 30%~50%。

② 过程控制。城市 A、B、C 中老城区现状有较大范围的雨污合流区域,正逐步进行截流式改造,仍难以完全实现雨、污分流,城市中部分合流制排水区仍将长期存在,在雨季合流制溢流会直接污染水体。海绵城市建设后,降落的雨水将首先流经海绵设施,多余的雨水再经排水管道排入水体。海绵设

施能够起到净化和削减雨水径流的作用,在一定程度上减少合流制溢流的频次,降低排入水体的污染量。廖晖等^[5]采用模型分析指出,合流制排水区在 90% 的管网收集处理率下,雨季水体污染物比旱季仍会高出近 1 倍,溢流污染影响明显;增加海绵设施后,当径流控制率提高至 80%,雨季接纳水体污染物浓度可降至无海绵设施时的 1/4。

③ 末端减排。2018 年 12 月,浙江省发布了《城镇污水处理厂主要水污染物排放标准》(DB 33/2169—2018)的省级强制性地方标准,其中如 COD 等指标要求达到地表水Ⅳ类。从尾水稳定达标排放和地表水环境质量改善出发,污水处理厂尾水需进一步处理,对尾水实施提标已成为改善水环境质量、保障水生态系统的重要举措。三座城市规划集中式污水处理厂均临近城市主河道,处理出水就近排放。在海绵城市规划中城市主河道均规划生态绿廊,留有足够的滨河绿带。因此考虑在污水处理厂周边,滨河绿带中引入尾水生态湿地,经尾水生态湿地处理后提升排放水质^[6],这既与生态绿廊海绵体有机结合又将其作为污水处理厂排放尾水的生态处理设施,进一步削减污染负荷。城市 A 污水处理厂尾水生态湿地见图 3。



a. 第一污水厂尾水净化湿地



b. 第四污水厂尾水净化湿地

图 3 城市 A 污水处理厂尾水生态湿地实例

Fig. 3 Examples of tailwater ecological wetland for sewage treatment plant in city A

根据规划条件下的污染负荷测算,城市 A、B、C 为达到环境容量要求,分别需削减污染负荷为 1 241、1 185、2 167 t/a(以 COD 计,下同),规划海绵城市建设后通过源头削减、末端减排对水污染负荷

削减可达性进行初步分析。根据规划年径流总量控制率,城市 A、B、C 分别确定 COD 削减率为 40%、35%、30%,城市 A、B、C 远期预测城镇雨水径流污染负荷分别为 2 198、3 875、5 047 t/a,则通过源头削减 COD 污染量为 880、1 356、1 514 t/a。城市 B 规划污水处理厂排放尾水入海,对城市内水环境影响不大,而城市 A、C 规划则考虑将 $5 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ (占污水厂总处理规模的 38%)、 $10 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ (占污水厂总处理规模的 33%)出水再通过尾水生态湿地进一步处理,由一级 A 标准提升至地表Ⅳ类水(以 COD 计,污染物浓度由 50 mg/L 削减至 30 mg/L),测算末端削减量分别为 365、730 t/a,因此城市 A、B、C 源头和末端削减量合计为 1 245、1 356、2 244 t/a,达到削减量目标。结果详见表 3。

表 3 远期水污染负荷削减可达性分析(以 COD 计)

Tab. 3 Accessibility analysis for long-term water pollution load reduction (in terms of COD) $\text{t} \cdot \text{a}^{-1}$

项 目	环境容量	远期预测排放量	需削减量	整治策略		
				源头削减量	末端削减量	小计
城市 A	2 878	4 119	1 241	880	365	1 245
城市 B	5 749	6 934	1 185	1 356	0	1 356
城市 C	6 507	8 674	2 167	1 514	730	2 244

4 结语

上述三座城市自身特征不同,采用的水环境整治策略应有所侧重。城市 A 位于钱塘江水系上游的山地地区,来水水质好但水量季节性变化大,河道生态基流时有不足,水质敏感,应重在通过截污控污措施提高污水收集处理率,以削减城市污水入河污染物,并进一步提高污水排放标准,污水达到清洁排放标准后排河,可作为河道生态水量的重要补充。城市 B 污水收集处理后尾水排放入海,因此污水厂集中排放对城市内河道水质影响小,但城市位于平原河网地区,水系四通八达,雨水就近排放导致排口众多,雨水分流不彻底,雨污混接导致雨水排口带入大量污水,应重在实现雨污分流,逐步减少污水直排入河。城市 C 位于钱塘江水系的下游沿海平原丘陵区,兼有城市 A、B 水系特点,入河污染物减排应重在雨污分流改造、截污纳管、污水厂提标等多个措施联动,达到综合效果。

城市 A、B、C 按照城市远期规划,当污水收集处理完善至较高水平时,如仍按照传统模式开发,入河 COD 污染负荷仍将超过环境容量要求,城市建设用

地大幅增加带来的城镇雨水径流污染明显加剧,影响河道水质的长期稳定达标。通过海绵城市的总体规划,构建“山、水、林、田、湖、草”的海绵生态空间格局,为城市留有生态空间尤为重要。生态空间是城市 A 这样的山区型城市水源水质的生态基底,也是城市 B 这样的平原河网城市水环境承载力的保障基础。在城市规划建设用地范围内实施海绵城市建设,在达到年径流总量控制率目标的同时实现源头削减雨水径流污染、降低合流制溢流频次、末端生态湿地除污、生态岸线修复,在污水系统完善的基础上进一步达到“源头削减、过程控制、末端治理、生态修复”的综合整治效果。

参考文献:

- [1] 王倩,张琼华,王晓昌. 国内典型城市降雨径流初期累积特征分析[J]. 中国环境科学,2015,35(6):1719-1725.
Wang Qian, Zhang Qionghua, Wang Xiaochang. Cumulative characteristics of runoff pollutants in typical domestic cities[J]. China Environmental Science, 2015, 35(6):1719-1725(in Chinese).
- [2] 王贤萍. 嘉兴市海绵城市建设实践与探索[J]. 中国给水排水,2016,32(14):33-35,47.
Wang Xianping. Practice and exploration for sponge city construction in Jiaxing City [J]. China Water & Wastewater, 2016, 32(14):33-35,47(in Chinese).
- [3] 顾汤华. 基于海绵城市下的绿地径流污染物消减分析[J]. 上海建设科技,2017(5):53-54.
Gu Tanghua. Analysis of greenfield runoff pollutants reduction based on sponge city [J]. Shanghai Construction Science & Technology, 2017(5):53-54(in Chinese).
- [4] 张书函,殷瑞雪,潘娇,等. 典型海绵城市建设措施的径流减控效果[J]. 建设科技,2017(1):20-23.
Zhang Shuhan, Yin Ruixue, Pan Jiao, et al. Runoff reduction and control effect of typical sponge city construction measures [J]. Construction Science and Technology, 2017(1):20-23(in Chinese).
- [5] 廖晖,隋军,王志红,等. 合流制排水区水体污染过程影响因素分析和估算方法[J]. 给水排水,2019,45(2):31-38.
Liao Hui, Sui Jun, Wang Zhihong, et al. Analysis and estimation method of influencing factors of water pollution process in combined drainage area [J]. Water & Wastewater Engineering, 2019, 45(2):31-38(in Chinese).
- [6] 魏俊,赵梦飞,刘伟荣,等. 我国尾水型人工湿地发展现状[J]. 中国给水排水,2019,35(2):29-33.
Wei Jun, Zhao Mengfei, Liu Weirong, et al. Development status of constructed wetland (CWs) for treatment of terminal effluent of wastewater treatment plants (WWTPs) in China [J]. China Water & Wastewater, 2019, 35(2):29-33(in Chinese).



作者简介:厉帅(1987-),男,浙江东阳人,硕士,工程师,注册公用设备师(给水排水),主要从事城市给水排水、海绵城市的规划、设计和研究工作。

E-mail:495550048@qq.com

收稿日期:2019-08-20

为了幸福家园,请节约身边水资源