

Research
Sustainable Infrastructure—Article

从生态学角度研究低影响开发技术对乔治亚州亚特兰大市不同居住区的影响

Zackery B. Morris^{a,*}, Stephen M. Malone^a, Abigail R. Cohen^a, Marc J. Weissburg^b, Bert Bras^a

^a George W. Woodruff School of Mechanical Engineering, Georgia Institute of Technology, Atlanta, GA 30332-0405, USA

^b School of Biological Sciences, Georgia Institute of Technology, Atlanta, GA 30332, USA

ARTICLE INFO

Article history:

Received 3 November 2017

Revised 1 December 2017

Accepted 3 January 2018

Available online 3 April 2018

关键词

低影响开发技术
生态网络分析
住宅用水量

摘要

低影响开发 (LID) 技术在减少水的使用和雨水径流方面有很大的应用潜力, 因此被认为在对传统的水利基础设施的改善方面起到可持续性的作用。这些技术包括生物凝集区、雨水收集和干湿法, 所有这些都可以在居住区使用。在亚特兰大市, 居民用水占总用水量的 53%, 因此, 居住区对 LID 技术的实施具有重要的潜在影响力。本研究通过对自然生态系统的类比, 从生态学角度分析了亚特兰大市不同居住区内 LID 策略的使用情况。分析表明这些技术, 特别是随着灰水系统的加入, 在这些生态指标的基础上, 改进了传统的住宅水网。较高的指标表明, 改进后的指标与健康的自然生态系统的平衡程度更高。

© 2018 THE AUTHORS. Published by Elsevier LTD on behalf of Chinese Academy of Engineering and Higher Education Press Limited Company This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

1. 引言

人口增长和城市化使得城市建设越来越复杂, 然而, 快速的发展超过了智能系统的设计速度, 导致具有良好性能和鲁棒性的基础设施的缺失, 以及随之而来的水和空气质量的下降。目前, 地球上有一半以上的人口居住在城市, 预计到2050年, 城市人口分布将增加到65%以上[1]。随着城市化进程的加快, 对可持续基础设施的需求将会增加, 以满足当前和未来的要求。能源和物质使用与基础设施的关系可以用城市新陈代谢的概念来检验, 工业生态学家将其定义为“城市中发生的技术和社会经济过程的总和, 从而能促进发展、能源生产并消除浪费。”[2]在研究城市内外的自然系统和以人为中心的系统的相互作用的同时, 建立城市代谢模型有助于对

这些系统内的物质和能量分布结构进行描述和分析。为了提高可持续性, 城市必须通过结构调整来增加这些物质和能源流的有效性、生产力和复原力。

虽然城市新陈代谢的概念主要集中在能源和材料的综合利用上, 但由于城市中心的许多特征并不能清晰地映射到生物体, 所以有人批判城市新陈代谢的概念是一个使用不恰当模型[3]。然而, 城市系统在功能上等同于生态系统, 因为在自治行动者之间传递的物质和能量产生了系统属性[3–5]。因此, 生态技术和方法可以帮助深入监测城市系统的物质和能量流动情况。

水占进入城市系统的物质总量的90%[6]。因此, 妥善管理水基础设施极有可能改变城市基础设施的整体影响。LID技术为城市在水基础设施方面提供了一种选择。LID包括生态调节区、绿化屋顶、可渗透路面等。

* Corresponding author.

E-mail address: zmmorris@gatech.edu (Z.B. Morris)

这些技术已被证明有助于保护一个地区的自然水文，同时减少雨水径流，增加污染物的过滤，并减少水的消耗[7]。一些研究机构已经开始着手研究在居住区域内的LID的影响[8-10]。

在亚特兰大市，居民用水占总用水量的53%[11]。这项研究的目的是评估在亚特兰大市的居住区实施LID技术可能产生的影响。我们重点围绕住宅的基础设施进行研究，因此这项研究不包括对城市供水基础设施的分析。本文并没有试图对亚特兰大的城市供水系统进行结构上的改进，而是为评估和未来的探索提供补充的分析工具。本研究是Jeong等[12]所做的工作的一个补充，并从生态学角度进一步分析了这些结果。生态学角度为分析LID技术提供了一个新的工具，并为其提供了额外的评估方法。

2. 方法

2.1. 研究方法

为了全面评估亚特兰大的城市和城市周边的供水系统，必须首先确定现有系统的结构。传统市政供水系统中传统的、单向的或“从始至终”的流动路径遵循从抽取到初级处理、使用、二次处理和排放的过程。通过运用关于家庭使用、供应和处理路径的信息，结合乔治亚州北部大都会水规划区提供的信息，最终我们建立了一个模型来反映水的流向和亚特兰大的需求。

2.2. 生态分析

生态学家有许多指标来描述和比较生态系统。这些指标旨在通过分析因素之间的连接结构及在给定系统内的材料和能量流的方式来评估生态系统是否健康。这些指标可以通过将系统表示为一个矩阵来计算，其中行和列都表示系统的各组成因素。各因素之间的相互作用通过填充矩阵与系统中各个因素之间的结构交互作用以及每个因素之间的物质流的数值[13]来表示。流动的单位是可互换的，但它们必须在矩阵内保持一致。生态学家使用许多不同的指标，一般来说，这些指标除了可以提供更专业的特性外[14-19]，还可以帮助洞察生态系统的健康、成熟度、效率和鲁棒性。指标分为两类：基于结构和基于流程的指标。基于结构的指标仅仅是检查各因素之间的连接，没有关联的数字，因为在基于流程的指标中，除了考虑现有的结构之外，还考虑了传输的单位数量。将结构矩阵展开，并将结构矩阵的1 s和0 s替换

为流值。本文所关注的指标是3种基于结构的指标——循环性、泛化和脆弱性，以及3种基于流的指标——优势、开发潜力和鲁棒性。由于Layton[4]详细描述了这些指标及其计算方法，我们在下文中提供了每个指标的简要描述。

循环性描述了在一个系统中循环利用的连通性和强度，通过将循环通路的增殖速率量化为路径长度的函数[13]。这个值可以是0、1或大于1。0意味着不存在循环；1意味着系统中有一个循环；大于1则意味着整个系统中有多个循环[18]。自然生态系统周期的中值为4.24[4]。“泛化”是一个系统中每个捕食者消耗的猎物物种平均数量的指标[14,15]。自然生态系统泛化的中值为6.18[4]。同样，“脆弱性”是系统中每个猎物因素的平均捕食者数量的指标[15]。自然生态系统脆弱性的中值为5.34[4]。“优势”描述了系统有效分配的材料数量[16,17,19]。“开发潜力”是衡量一个系统发展潜力的指标，它是优势的上限[19]。优势除以发展能力是衡量系统效率的指标。这个值比较了系统实际执行的最大潜能。最后，“鲁棒性”描述了冗余[20]与系统组织约束的比较，并将其作为一个系统对改变进出特定系统组件的流量的扰动进行响应的能力的一种指标。

这种生态方法已经适应并应用于人类系统，使得随后的分析使用这些指标，从生态学角度定量评估人类系统的适应性。值得注意的是，我们将生态指标的数值作为一种比较的方法来评估系统的趋势，因为它是基于这些特定值进行修改的。我们在这里展示的生态模型使用了一年的平均水量。虽然这个模型被大大简化了，但是它提供了一个系统的高级视图，仍然能够洞察整体动态和关键因素。

2.3. 水文分析

利用文献[12]的数据，通过以上讨论的生态方法，分析了在亚特兰大城市内的LID技术对不同居住区的影响。居住区分为两大类：单户型区和多户型区，分别由“R”和“RG”表示。单户型区按地块大小进一步划分，“R”后面的数字表示最小地块大小，数字越小，面积越大。多户型区根据最大容积率进一步划分，较小的数值代表较小的容积率[21]。表1提供了不同居住区的描述。其LID技术包括：节水型园艺、生物吸附区和雨水集水系统。整个系统包含了传统系统中的5个因素和在文献[12]中描述的混合系统中的6个因素。在这两个系统中，这5个因素包括一个集中的水处理/分配设施、住宅的室

内用水、住宅的室外用水、污水系统以及废水处理设施如图1所示，结构矩阵如表2所示。混合系统包含一个额外的因素（图1中未显示）：一个雨水收集系统。这些因素被放置在流程和结构矩阵中，并在它们之间绘制连接和流向。表3展示了使用R-1居住区的样本流矩阵。

亚特兰大城的平均水资源耗损为15%，这是由于从集中设施向居住区供水时发生泄漏并且效率低下[11]。与此同时，向废水处理设施输送的水中有18%被回收到集中的系统中[11]，这表明目前的系统中存在一定程度的循环。这些百分比在所有的居住区中都有记录。

每一处住宅都有降雨和中央市政当局的水流入。假

表1 亚特兰大城内居住区的描述[21]

Zone	Description
R-1	Single-family residential, minimum lot size 2 acres ^a
R-2	Single-family residential, minimum lot size 1 acre
R-3	Single-family residential, minimum lot size 0.41 acres
R-4	Single-family residential, minimum lot size 0.21 acres
R-5	Single-family residential, minimum lot size 0.17 acres
RG-2	General (multi-family) residential, maximum floor area ratio of 0.348
RG-3	General (multi-family) residential, maximum floor area ratio of 0.696
RG-4	General (multi-family) residential, maximum floor area ratio of 1.49
RG-5	General (multi-family) residential, maximum floor area ratio of 3.2

^a 1 acre = 4046.86 m²

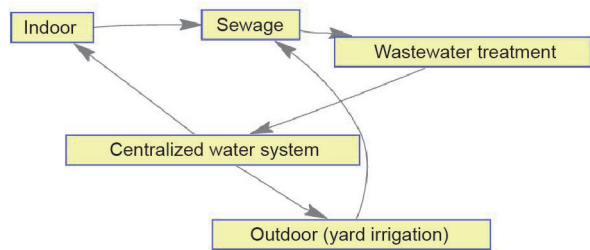


图1. 传统住宅供水系统流程图。每个因素都表示为一个框，而它们之间的箭头表示它们之间的连接。箭头的方向即为流向。

表3 R-1传统系统流矩阵（单位：m³·a⁻¹）

	0	1	2	3	4	5	Exports	Dissipation
0 Imports	0	304.9	0	1262.6	0	0	0	0
1 Centralized water system	0	0	179.0	134.0	0	0	55.2	0
2 Indoor	0	0	0	0	179.0	0	0	0
3 Outdoor (yard irrigation)	0	0	0	0	173.0	0	0	1223.6
4 Sewage	0	0	0	0	0	352.0	0	0
5 Wastewater treatment	0	63.4	0	0	0	0	288.6	0
	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0

Water flows along each row from actors in the first column to actors in subsequent columns.

设室外灌溉所需的大部分水来自雨水，其余的水则来自中央系统。为了计算进入该系统的水量，每一个居住区规划为标准的1000 m²，并乘以亚特兰大城的年降雨量，即1.262 m[22]。在一年的时间里，由于不透水表面不吸收任何水分以及过量的降雨，大部分的降雨都未被充分利用，在此期间生物质不能保留所有的水。这种过剩表现为每年的雨水径流量。在混合动力系统中，落在居住区的雨水被分成两股水流：一股打到院子里，另一股打在不透水表面上。被收集的雨水来自不透水表面。并不是所有的降雨都能被收集，因此会有多余的雨水进入下水道系统。

除了混合系统之外，理想的情况是通过创建最大的连接数并在这些连接之间均匀分配流量来使得指标最大化。这样，任何一个单一因素都无法成为水的主要供给来源。在这种情况下，灌溉所需要的水除在混合系统中已经建立的连接之外，还在集中供水、收集的雨水和室内的灰水之间平均分配。表4展示了这个更新的理想系统的例子，它可以与表3中描述的传统系统相比较。图2显示了添加因素和连接之后的更新流程图。

3. 结果与讨论

3.1. 基于结构的指标

这里，我们主要分析了基于结构指标的循环性。循

表2 传统水系统结构矩阵

From	Actor	To				
		1	2	3	4	5
1	Centralized water system	0	1	1	0	0
2	Indoor	0	0	0	1	0
3	Outdoor (yard irrigation)	0	0	0	1	0
4	Sewage	0	0	0	0	1
5	Wastewater treatment	1	0	0	0	0

表4 R-3理想系统流矩阵 (单位: $\text{m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$)

	0	1	2	3	4	5	6	Exports	Dissipation
Imports	0	284.3	0	1090.9	0	0	171.7	0	0
Centralized water system	0	0	310.0	21.8	0	0	0	58.6	0
Indoor	0	0	0	21.8	288.2	0	0	0	0
Outdoor (yard irrigation)	0	0	0	0	151.0	0	0	0	1005.3
Sewage	0	0	0	0	0	589.1	0	0	0
Wastewater treatment	0	106.0	0	0	0	0	0	483.1	0
Rainwater catchment	0	0	0	21.8	149.9	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0

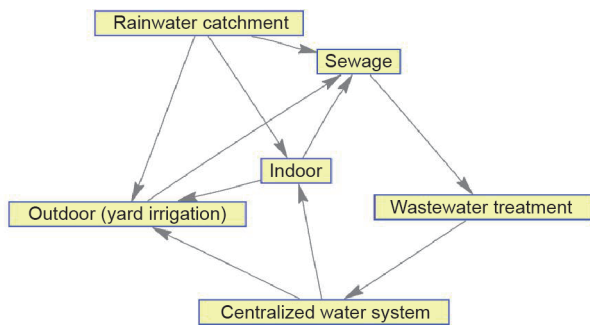


图2. 理想住宅供水系统流程图。

环性是很重要的，因为通过网络可以回收的水越多，从外部水源（如湖泊或河流）中获取的水就越少。表5显示了所有场景和区域的循环性计算值。所有传统系统的循环值为1.189，这意味着系统中存在循环活动。大于1的值意味着存在多个循环。R-1和R-3的混合系统的循环值为1.189，而其他混合系统的循环值为1.000。减少的原因是由于户外灌溉者与集中供应之间的连接中断。在这些居住区，室外用水完全依靠收集的雨水。在理想系统中，所有区域的值都增加到1.291。这里的增加是由于灰水系统导致室内和室外使用之间的连接增强。

分析的另外两个基于结构的指标是泛化和脆弱性。传统系统在所有的居住区的值为1.2。对于所有的混合系统，我们可以看到泛化的值增加到了1.6，而脆弱性值增加到了1.33。理想系统显示了这些值的进一步增加，其中两个居住区的平均值为1.8，而脆弱性的值为1.5；其余7个区的泛化值为2，而脆弱性的值为1.67。由于泛化和脆弱性与一个系统中捕食者和猎物的数量相对于因素的总数有关，这一增加表明了各因素之间互动的增加，更具体地说，与各因素相关的投入和产出发生了变化有关。这种增加显示了一个或多个因素“消耗”（使用水）另外的因素[即在网络中有更多的“食物”（水）来源]，且有一个或多个因素被其他因素所“消耗”（即

表5 传统、混合和理想系统对每个居住区的循环性

Zone	Conventional	Hybrid	Ideal
R-1	1.189	1.189	1.291
R-2	1.189	1.000	1.291
R-3	1.189	1.189	1.291
R-4	1.189	1.000	1.291
R-5	1.189	1.000	1.291
RG-2	1.189	1.000	1.291
RG-3	1.189	1.000	1.291
RG-4	1.189	1.000	1.291
RG-5	1.189	1.000	1.291

在这个网络上有更多的“食物”消费者)。对于某些因素来说，水源的多样性更大，这就降低了对任何单一来源的依赖。

在传统、混合和理想系统中，连接的总数只是略有不同，分别为6个、8个、9个或10个。在连接数量上的相对较大的差异显示了每个连接本身的重要性和每个连接对整体结构的重要性，以及对生态度量影响细微的变化。它还说明了连接模式的作用。理想系统中的连接位于网络中的关键位置，因此与传统、混合系统相比，指标的变化相当大。也就是说，这些网络比一个典型的生态系统要小得多[4]，因此，与一个拥有更多因素的系统相比，添加一个连接的影响会更大。

3.2. 基于流程的指标

使用创建基于流程的指标矩阵计算每个居住区和每个场景的鲁棒性、优势和开发能力。如前所述，由开发能力所划分的优势是对效率的衡量。表6、表7和图3显示了这些值。数据显示，在效率和鲁棒性之间存在反比关系。随着效率的提高，鲁棒性降低，反之亦然。在传统系统中，从R-1到RG-5的效率范围为0.651~0.739，而从R-1到RG-5的鲁棒性范围为0.323~0.403。随着人口密

表6 传统、混合、理想系统的鲁棒性

Zone	Conventional	Hybrid	Ideal
R-1	0.403	0.401	0.405
R-2	0.398	0.396	0.405
R-3	0.398	0.392	0.404
R-4	0.386	0.404	0.414
R-5	0.378	0.403	0.413
RG-2	0.381	0.414	0.418
RG-3	0.374	0.391	0.391
RG-4	0.365	0.388	0.388
RG-5	0.323	0.351	0.351

表7 各居住区传统、混合、理想系统发展能力的优势比

Zone	Conventional	Hybrid	Ideal
R-1	0.651	0.654	0.648
R-2	0.657	0.660	0.649
R-3	0.657	0.664	0.649
R-4	0.672	0.650	0.637
R-5	0.680	0.652	0.639
RG-2	0.676	0.638	0.632
RG-3	0.685	0.666	0.666
RG-4	0.695	0.669	0.669
RG-5	0.739	0.710	0.709

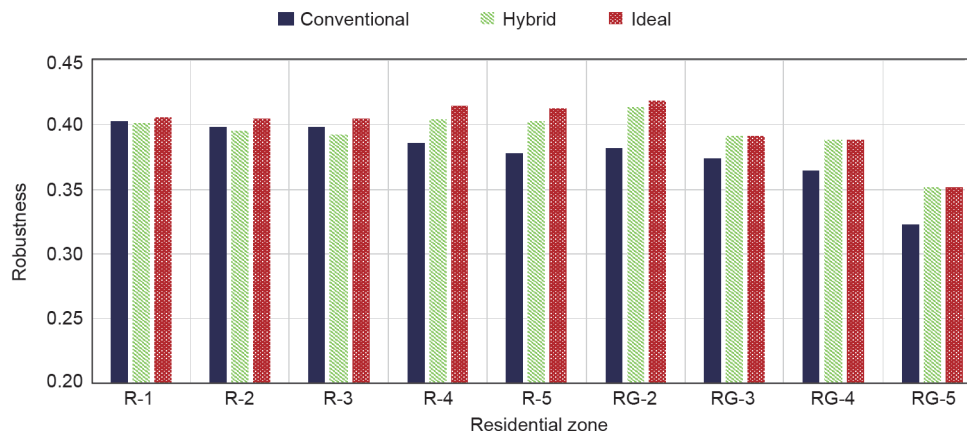


图3. 传统、混合、理想系统的鲁棒性。

度从R-1增加到RG-5，效率不断提高，尽管它并没有遵循线性趋势。同样，随着人口密度的增加，鲁棒性通常会降低。

在混合系统中，R-1、R-2和R-3的鲁棒性与传统系统相比略有下降，而在其他居住区都有所增加。鲁棒性的最大值在RG-2区，其值为0.414；最小值在RG-5区，其值为0.351。前3个区域的下降幅度非常小，从0.002到0.006不等，而增加的幅度较大，从0.017到0.033不等。一般来说，混合系统的鲁棒性会增加。理想系统中所有居住区鲁棒性都高于传统系统，且其鲁棒性增幅高于混合系统。RG-2的鲁棒性值从0.351到0.418。所有鲁棒性增加都与优势值除以开发能力的下降有关，反之亦然。Layton[4]研究了不同生态系统和人类系统的效率和鲁棒性之间的权衡。这条曲线如图4所示，它描述了曲线顶部的生态系统，目前正在分析的系统与其他已经分析过的供水网络（如意大利的直辖市）的范围相同。总的来说，这一结果表明，相比于鲁棒性，研究的系统更注重效率指标，因此顺应了许多人造系统的发展趋势。

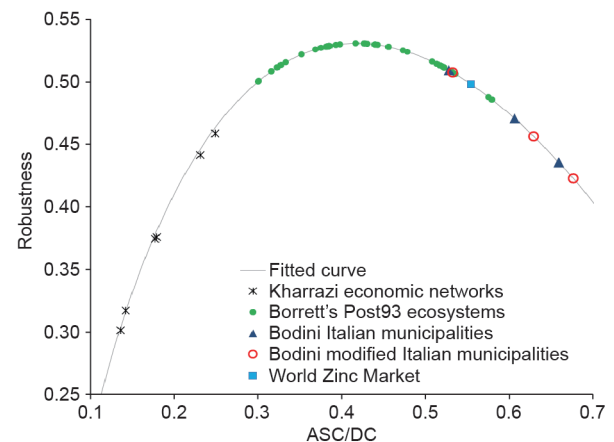


图4. 优势、开发能力(ASC/DC)与不同生态系统和人造系统的鲁棒性的比率。右边的括号显示了分析的住宅供水系统的范围(改编自文献[4])。

3.3. 传统、混合和理想系统之间的对比

结果表明，大多数生态指标都是由传统系统增加到混合系统，然后在理想系统中进一步增加。从生态学角度来看，这些增加的指标显示了生态健康的良好状态。正如预期的那样，理想系统具有最高的指标，因为这些

系统旨在使得指标最大化。由于雨水对室外灌溉系统的依赖，预计一些混合动力系统的鲁棒性和循环性也会下降。供应来源的多样化或增加的联系改善了结构和流动指标，而通过消除联系减少供应源或简化结构对生态指标产生了消极影响。

4. 结论

本文从生态学角度成功地对文献[12]中提出的LID技术进行了分析。通过引入这些技术，可以提高传统住宅水系统的生态性能，并可进一步提高传统住宅水系统的生态性能。这些水系统与其他的供水网络和人类系统有着相同的范围，分析显示，人类系统通常注重效率而非鲁棒性。这种分析的局限性在于系统的边界和规模。每一个居住区都抽调了一个代表性的家庭进行分析。生态性能通常是从系统的角度来评估的，而我们的模型没有考虑到每个住宅都适合的更大的网络，即亚特兰大城市的整体供水网络系统。此外，我们假设每栋房子都可以无限供水，尽管这一数量在现实中是有限的，取决于水源。未来的分析需要做的是，将各个区域的价值扩大到城市层面，以评估这些LID技术对整个系统的影响。此外，由于这里提供的所有数据都是年度汇总，因此需要一个更小、更精确的时间尺度，这可能会显示计算出的数据的更大的变化。例如，不同月份、温度和降雨量将导致住宅的使用量不同。未来的工作将进一步完善时间表，以便更全面地了解系统。

Acknowledgements

This work was supported by a grant for “Resilient Interdependent Infrastructure Processes and Systems (RIPS) Type 2: Participatory Modeling of Complex Urban Infrastructure Systems (Model Urban SysTems)” (#0836046) from the National Science Foundation, Division of Emerging Frontiers in Research and Innovations (EFRI). Any opinions, findings, and conclusions or recommendations expressed in this material are those of the authors and do not necessarily reflect the views of the National Science Foundation. The authors acknowledge the work of Jeong et

al. for the use of data and support in this analysis.

Compliance with ethics guidelines

Zackery B. Morris, Stephen M. Malone, Abigail R. Cohen, Marc J. Weissburg, and Bert Bras declare that they have no conflict of interest or financial conflicts to disclose.

References

- [1] United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division. World urbanization prospects: the 2014 revision, highlights. New York: United Nations; 2014.
- [2] Kennedy C, Cuddihy J, Engel-Yan J. The changing metabolism of cities. *J IndEcol* 2007;11(2):43–59.
- [3] Golubiewski N. Is there a metabolism of an urban ecosystem? An ecological critique. *Ambio* 2012;41(7):751–64.
- [4] Layton AC. Food webs: realizing biological inspirations for sustainable industrial resource networks [dissertation]. Atlanta: Georgia Institute of Technology; 2014.
- [5] Layton A, Bras B, Weissburg M. Designing industrial networks using ecological food web metrics. *Environ SciTechnol* 2016;50(20):11243–52.
- [6] Decker EH, Elliott S, Smith FA, Blake DR, Rowland FS. Energy and material flow through the urban ecosystem. *Annu Rev Energy Environ* 2000;25(1):685–740.
- [7] Dietz ME. Low impact development practices: a review of current research and recommendations for future directions. *Water Air Soil Pollut* 2007;186(1–4):351–63.
- [8] Hood MJ, Clausen JC, Warner GS. Comparison of stormwater lag times for low impact and traditional residential development. *J Am Water ResourAssoc* 2007;43(4):1036–46.
- [9] Bowman T, Tyndall JC, Thompson J, Kliebenstein J, Colletti JP. Multiple approaches to valuation of conservation design and low-impact development features in residential subdivisions. *J Environ Manage* 2012;104:101–13.
- [10] Zhang X, Guo X, Hu M. Hydrological effect of typical low impact development approaches in a residential district. *Nat Hazards* 2016;80(1):389–400.
- [11] AECOM. Water supply and water conservation management plan [Internet]. Atlanta: Metropolitan North Georgia Water Planning District; [cited 2017 Oct 5]. Available from: http://documents.northgeorgiawater.org/Water_Supply_Water_Conservation_Plan_May2009.pdf.
- [12] Jeong H, Broesicke OA, Drew B, Li D, Crittenden JC. Life cycle assessment of low impact development technologies combined with conventional centralized water systems for the city of Atlanta, Georgia. *Front Environ SciEng* 2016;10(6):3–15.
- [13] Borrett SR, Fath BD, Patten BC. Functional integration of ecological networks through pathway proliferation. *J TheorBiol* 2007;245(1):98–111.
- [14] Pimm SL. Food webs. London: Chapman & Hall; 1982.
- [15] Schoener TW. Food webs from the small to the large. *Ecology* 1989;70(6):1559–89.
- [16] Ulanowicz RE. Ascendancy: a measure of ecosystem performance. In: Jørgensen SE, Müller F, editors. Handbook of ecosystem theories and management. Boca Raton: Lewis Publishers; 2000. p. 303–15.
- [17] Bodini A, Bondavalli C. Towards a sustainable use of water resources: a whole-ecosystem approach using network analysis. *Int J Environ Pollut* 2002;18(5):463–85.
- [18] Fath BD, Halnes G. Cyclic energy pathways in ecological food webs. *Ecol Modell* 2007;208(1):17–24.
- [19] Bodini A, Bondavalli C, Allesina S. Cities as ecosystems: growth, development and implications for sustainability. *Ecol Modell* 2012;245:185–98.
- [20] Fath BD. Quantifying economic and ecological sustainability. *Ocean Coast Manag* 2014;108:13–9.
- [21] Atlanta zoning districts—complete listing [Internet]. Atlanta: the City of Atlanta, Department of City Planning; [cited 2017 Oct 5]. Available from: <https://www.atlantaga.gov/home/showdocument?id=2173>.
- [22] National Weather Service. Rainfall scorecard [Internet]. Peachtree City: US National Oceanic and Atmospheric Administration; [cited 2017 Oct 5]. Available from: http://www.weather.gov/ffc/rainfall_scorecard.