Contents lists available at ScienceDirect

Engineering

journal homepage: www.elsevier.com/locate/eng

Research
Watershed Ecology—Article

# 城市渠化河流生态流量核算方法

**尹心安，杨志峰 *，张恩泽，徐志豪，蔡宴朋，杨薇**

*State Key Laboratory of Water Environment Simulation, School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China*

ARTICLE INFO

*Article history:*
Received 5 March 2018
Revised 10 May 2018
Accepted 28 May 2018
Available online 28 August 2018

**关键词**
生态流量
城市河流
渠化河流
河流修复

**摘要**

城市河流生态流量核算对于水资源规划和河流保护非常重要。以往城市河流生态流量核算方法侧重于满足物种生境维持和污染物稀释的需求。然而，城市河流中很少存在需保护的物种，同时大量城市河流为混凝土化渠道，无需考虑物种生境维持需求；另外，随着城市水污染防治工程的建设，一些城市河流的污染问题可得到有效的控制。对于这类城市渠化河流，如果沿用以往的生态流量核算方法，即从物种生境和污染物稀释的角度来确定生态流量，生态流量的核算结果将很小，潜在地降低了未来水资源分配和管理中对河流生态保护的重视程度。为了更有效地核算渠化城市河流的生态流量，除了满足污染物稀释的需求外，本研究依据河流纵向水文连通程度的不同（高、中、低），提出了 3 种情景下的生态流量核算方法。在高水文连通情景下，生态流量旨在维持一定的水流流速，以确保河流的自净能力并减缓藻类的繁殖；在中水文连通情景下，生态流量旨在维持城市河流中被拦水堰分割河段之间的纵向水力连通性，以确保河流中的物质、能量和信息间的交换；在低水文连通情景下，设计的生态流量将进一步减小，改为间歇地向城市河流补水，旨在满足被拦水堰分割河段间的间歇性连通。本研究以十五里河为研究案对象，研究结果表明新建立的生态流量核算方法可以提供更加精确、符合实际的生态流量核算结果，并为生态补水工程的建设和管理提供有效的指导。

© 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

逐渐加剧的人类活动使河流生态退化问题日益严重[1]。水资源短缺是导致河流生态退化的重要原因[2]。在世界范围内，水资源需求量的不断增加，造成河道外用水（满足社会经济发展需求）与河道内用水（满足河道自身生态环境需求）之间的竞争与冲突不断加剧[3]。随着人类对生态环境重视程度的增加，满足河流自身的用水需求已成为河流保护和管理中的一项基本原则[4,5]。核算河流自身的用水需求，即河流生态流量（或生态需水），已成为水资源研究人员和管理人员的重要工作[6]。

研究者已提出了多种生态流量核算方法，大致可以分为4类：水文学法、水力定额法、生境模拟法和整体法。其中水文学法最为简单，它是基于历史的水文数据，通常采用多年平均流量的某个特定百分比作为生态流量，用来将河流维持在某种可接受的生态状态[7]。由于水文学法没有考虑河流的地形地貌，在不同河流中采用相同百分比来确定生态流量，因此所保护的栖息地数量会出现显著差别。为了纳入河流地形地貌因素，研究者提出了水力定额法。这类方法将简单的水力学变量（如湿周）作为生态系统中栖息地的替代性指标，并将水力变量-流量曲线上某一拐点所对应的流量作为生态

* Corresponding author.
*E-mail address:* zfyang@bnu.edu.cn (Z. Yang)

2095-8099/© 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/).
英文原文: Engineering 2018, 4(5): 590–596
引用本文: Xin-An Yin, Zhifeng Yang, Enze Zhang, Zhihao Xu, Yanpeng Cai, Wei Yang. A New Method of Assessing Environmental Flows in Channelized Urban Rivers. *Engineering*, https://doi.org/10.1016/j.eng.2018.08.006

流量[8,9]。生境模拟法是水力学方法的进一步发展，它考虑到了目标物种的栖息地偏好（如河流深度和水流速度）。该方法以目标物种的生境-流量曲线来预测河流的最佳流量并以此确定生态流量[10]。整体法强调河流自然流态对整个河流生态系统的重要性，试图维持河流自然的流态和流动变异性，并通过考虑实际流态与自然流态的偏离程度来确定生态流量[11]。

上述生态流量核算方法强调物种生境需求，适用于物种多样性程度较高的自然或半自然河流。这些河流通常存在易于鉴别的保护物种。但对于人工河流尤其是渠化后的城市河流，上述方法并不十分适用。现实中为了防洪的需要，许多城市河流已被人为地裁弯取直，改造成了横截面为梯形的混凝土渠道[12–14]。具有高度栖息地多样性的自然河流从而逐渐转变成多样性较低、具有同质栖息地的城市河流。河流渠化也会进一步引起河床沉积物的减少以及水流流速的增加[15–17]。因此由于河道渠化，河流物种组成发生显著变化，一些生态保护价值高的物种，如鱼类等种群将逐渐衰落[18–20]。改变后的物种组成以普通的浮游植物和浮游动物为主，这些物种的生态保护价值并不高。以这些保护价值较低的物种作为生态流量核算的指示性物种，并维持其栖息地所需的水流特性是不科学的，综上，在渠化城市河流的生态流量核算中不再需要重点考虑生境维持功能。

除了生境维持功能之外，在以往的城市河流生态流量核算方法中通常还会考虑另外两种生态功能：污染物稀释功能和美学功能[21]。与生境维持相比，满足这些功能的生态流量核算方法相对容易实现。污染物稀释所需的水量可以基于质量平衡方程[22,23]确定。对于美学而言，生态流量的评估方法相对简化。渠道化的河流横截面多为梯形，其水面面积通常不会随着深度的增加而显著增加，在水面面积-流量曲线上也不存在拐点。因此，对于渠化的城市河流，生态流量需要考虑美学价值来确保河床不发生裸露，并且通常最低的水深需要控制在0.2~0.5 m[24]。对于不同的河流，避免河床裸露所需维持的水深可能会有所不同，实践中应相应地设定需要保证的最低水位。

随着河流治理中对污染防治工作重视程度的提高，许多城市河流的点源（生活污水和工业污水）和非点源污染（初期雨水）可得到有效控制。在这些城市河流中，满足污染物稀释的这部分水量需求并不十分迫切。对于这些只有少量污染物输入的渠化城市河流，如果仍将污染物稀释作为生态流量核算的重点，将导致核算结果偏小，进而潜在降低了未来水资源规划配置中河流生态系统保护的优先程度。

除了以上提到的生态流量需要考虑的3个功能需求（生境维持、污染物稀释和美学）外，在生态流量核算中还应考虑水文连通性[25,26]。在河流生态系统的保护和恢复中，水文连通性是指生物、物质或能量穿越相邻生态单元之间的生态区的难易程度[27]。水文连通性包括河流的横向、纵向和垂直连通性[28]。横向连通性侧重于河道与河道外之间的营养物质、土壤、碎片和生物体传递[29,30]；纵向连通性侧重于河流上下游有机和无机物质的输送[31]；垂直连通性侧重于河流与地下水之间的交换[27,32]。对于被拦水堰隔离的渠化城市河流，纵向连通性是需要解决的关键问题。

本研究将通过纳入河流水文连通性，以发展城市渠化河流生态流量核算方法。本研究以典型的渠化城市河流十五里河为研究案例。在本文以下部分中，我们提出3种水文连通性情景，并给出相应的生态流量的计算公式。最后将生态流量核算结果与污染物稀释用水需求进行比较，以检验污染治理对生态流量的影响。

## 2. 材料和方法

### 2.1. 研究地点

十五里河作为中国第二大内陆湖巢湖的一条重要入湖河流，贯穿了整个合肥市市区。十五里河全长22.64 km，流域面积达到了111.25 $km^2$。为了提高十五里河河道的洪水排泄能力，河道被改建成混凝土衬砌的梯形渠道。河道的渠化导致原有的天然河床发生了改变，河流的生态系统也相应地发生了显著变化。目前，十五里河的生物多样性非常有限。河流中存在49种浮游植物，其中常见的主要物种是蓝藻。浮游动物主要由耐污染的轮形动物和原生动物组成，也存在数量极为有限且适应于水质较好水体的水蚤。十五里河中只有6种底栖动物，其中以耐污有机体如霍甫水丝蚓（*Limodrilus hoffmeister* Claparède）为主。河流中沉水植物的数量也较少。综上，河流中并没有特定的具有生态保护价值的物种。

生活污水、工业废水以及雨水是十五里河的主要水源。由于来水量十分有限，河流的流动呈现间歇性。为了恢复河流的景观，也为了给市民营造一个优美的公共场所，政府计划改善十五里河水质并着手保障河流的生态流量。其中为了控制污染物进入十五里河，修复和新

建了一批城市污水管道及雨水管道。政府还规划在2020年之前新建一座污水处理厂，即日处理能力达$10^5$ t的胡大郢污水处理厂，并规划于2020年之前将现有的十五里河污水处理厂的日处理能力由$1\times10^5$ t提升至$2.5\times10^5$ t。届时，所有排放到河中的工业和生活污水都要先经这两个污水处理厂处理，以达到地表水IV类标准。地表水IV类标准对于污水处理厂是一个较高的污水处理标准。此外，为了控制雨水引起的非点源污染，政府还将建造多个雨水调蓄池，以便雨水在汇入河流之前，能够先经过雨水调蓄池调蓄并处理，最终达到地表水IV类水的排放标准。通过上述污水防治措施，入河污染物可以得到有效控制。预计所有工程建成后十五里河水质将优于地表水V类标准。

为了保障十五里河生态流量对水量的需求，经胡大郢和十五里河两个污水处理厂处理后的中水将被作为十五里河的常规补水水源。调蓄池收集到的雨水和上游天鹅湖来水将作为非常规补水水源。为了保护河流的生态环境，河道中还建造了8个拦水堰，拦水堰的分布如图1所示。拦水堰的存在会降低水流速度，增加水体的滞留时间，因此会降低生态流量对水量的需求。此外，在十五里河巢湖入湖口上游2 km处还将兴建十五里河人工湿地。由于十五里人工河湿地尚在建设之中，因此在本研究中湿地的生态流量不作为研究重点，只对湿地上游城市河流部分的生态流量进行了核算。

## 2.2. 方法构建

由于拦水堰的兴建，十五里河被分割成了多个河段。河段间水文连通程度的高低取决于所能供应生态流量的水量多少。当供应生态流量的水量为中等时，该水量可以将隔离的河段连通起来；当有更多的水量供应生态流量时，河流的流速增加，河流的水文连通程度更高；当生态流量的可供水量较少时，被隔离的河段之间不能永久连通，而是处于间歇性的连通状态。

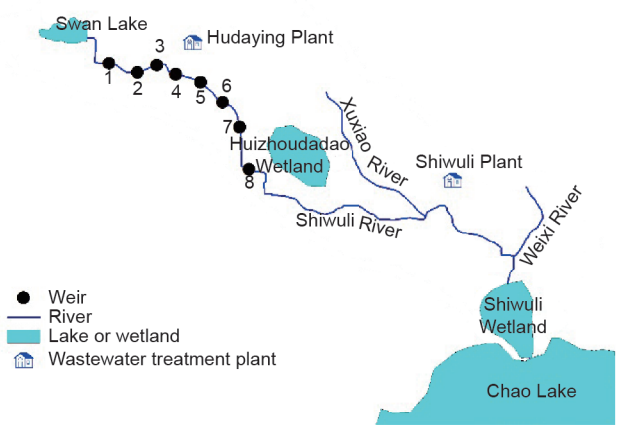


**图 1.** 十五里河上堰位置示意图。

本研究提出3种不同的生态流量情景，分别对应高、中、低3个水文连通程度。其中高水文连通情景和中水文连通情景试图保持河段之间的永久连通，而低水文连通情景旨在间歇性地连通被拦水堰分割的河段。高水文连通情景能够维持一定的水流流速，确保河流的自净能力并有效减少藻华的爆发。中水文连通情景旨在维持由拦水堰隔开的河段间的纵向水力连通性，进而确保河流中物质、能量和信息的连通与交换；低水文连通情景旨在定期地为河流提供间歇性连通，该情景可以在避免水质发生严重恶化的前提下，进一步减少生态流量对水量的需求。

### 2.2.1. 高水文连通情景下的生态流量核算

研究表明流速可以显著地影响河流的自净能力[33]。流速与流量及湍流扩散系数呈现正相关关系，在水体混合与扩散的作用下，污染物浓度会下降。高流速还可以显著提高水中溶解氧的补给速度，从而维持河流中高氧化还原电位，进而增加氧化环境下污染物的降解。另外，高流速还可以降低藻华发生的可能性。城市河流面临的一个严重的环境问题就是藻华发生[34]。藻华发生的机理非常复杂，目前仍在研究中。但有研究成果表明流速、水温和养分是导致藻华发生的主要因素[35]。其中，河流较低的流速是藻华发生的一个必要条件[36]。因此，在高水文连通情景中，本研究试图确保水流速度不低于一个指定的速度，以减少藻华的发生。

被拦水堰分割的各个河段的流速不尽相同，每个河段内的水流速度也不一样，因此河流的生态流量需要逐段确定。根据观测结果，对于每个河段，通常在河段下游拦水堰的上游侧水深最大，平均流速也最低。因此为了确保该河段内的速度高于指定的流速$v_0$，我们只需要保证河段下游拦水堰上游侧的水流流速高于$v_0$即可。所需的流量可以根据以下公式确定：

$$Q = \sigma\varepsilon C_d b(2g)^{1/2}h_0^{3/2} \quad (1)$$

$$h_0 = \Delta h + a_0 v^2/(2g) \quad (2)$$

$$v = Q/[b(h+\Delta h)] \quad (3)$$

式中，$Q$是流量；$\sigma$是淹没系数；$\varepsilon$是侧向收缩系数；$C_d$是堰流的流量系数；$b$是拦水堰的长度；$g$是重力加速

度；$h_0$是堰上水头；$\Delta h$是堰顶高度以上的水头高度；$a_0$是动能修正系数；$v$是流速，这里设为$v_0$。

2.2.2. 中水文连通情景下的生态流量核算

对于被拦水堰隔离的渠化城市河流，维持各河段之间的纵向连通性是一个关键问题。第二种生态流量情景试图确保以下两点：①下游拦水堰上游侧的水位高于此拦水堰的堰高；②在一个河段内，为了避免河床裸露，最低水深不得低于0.2 m[24]。在水位高于下游拦水堰之后，任何水量的水体持续进入到该河段，都能保证水位持续维持在拦水堰之上。因此，为了保持纵向连通，我们只需确保河流最低水深不低于0.2 m。对于其他一些城市河流，该情景所需的水深可能不同，可以相应地设置不同的最低水深。

曼宁公式是明渠水流中最常用的公式之一，该经验公式适用于明渠均匀流，是描述渠道流速、水流面积和河道水力坡度之间关系的函数[37]。本研究中利用曼宁公式来确定中水文连通情景下的生态流量，该生态流量可以确保河流的最低水深不低于指定值，即本研究中设置的0.2 m。在河段内，上游处的水深通常最低，因此河段内上游处满足水深要求时所对应的流量即为该河段的生态流量：

$$Q = AR^{2/3}S^{1/2}/n \tag{4}$$

$$A = (a + hm) \cdot h \tag{5}$$

式中，$n$是曼宁糙率系数；$A$是河道横截面中的过水面积；$R$是水力半径；$S$是河道比降；$m$是边坡系数；$h$是水深；$a$是河道底部宽度。

2.2.3. 低水文连通情景下的生态流量核算

前两种情景中，河流的水文连通能够得到长期维持。如果生态流量的可用水量很少，河流就不能保持永久的纵向连通，而是被拦水堰隔离成几个蓄水河段。由于不断有污染物的进入和溶解氧的消耗，河段内的水质将逐渐下降。在这样的条件下，各个河段需要周期性换水。第三个生态流量情景寻求在给定周期内能够有足够水量用来替换掉河段中原有的存蓄水，以确保水质不发生显著恶化。

该情景的一个换水周期分为水流滞留和水流排泄两个阶段。随着各个孤立河段的水质下降，需要在给定的周期进行换水。在本研究中，我们建议将水滞留在河段中的时间设置为某个特定天数$T_0$，然后以指定的速度$v_1$排泄掉存蓄的水体。

$$Q = E/(T_0 + T_1) \tag{6}$$

$$T_1 = E/(Av_1) \tag{7}$$

式中，$E$是河段内的水体体积，当水不流动时，下游拦水堰上游侧的水深等于该堰的高度；$T_1$是排泄河流段中所有存蓄水所需的时间；$v_1$是水流排泄水体时的特定水流速度，这里为了避免藻华暴发，速度设置为0.2 m·s$^{-1}$[38-41]。对于其他河流，需要的流速可能不同，因此可以相应地设置速度值。

2.2.4. 总体生态流量的确定

除了保持水文连通所需的水量之外，生态流量还需要考虑污染物稀释和蒸发渗漏水所需的水量。污染物稀释所需水量可以通过质量平衡方程[24]确定，如下所示：

$$Q_d = [Q_p(C_p - C_{max}) - M]/(C_{max} - C_0) \tag{8}$$

式中，$Q_d$是将污染物稀释到允许或目标水质所需的水量；$Q_p$是污染的水量或被稀释的水量；$C_p$是进入城市河流的水体的污染物浓度；$C_{max}$是政府允许的目标水质；$M$是通过污染物降解作用减少的污染物量；$C_0$是污染物稀释用水中的污染物的浓度。

蒸发渗漏所需水量由下式求得：

$$Q_{se} = I \cdot H_{se} \tag{9}$$

式中，$Q_{se}$是渗漏和蒸发所需要的水量；$I$是被水覆盖的渠道面积或水面面积；$H_{se}$是渗漏和蒸发强度，即单位时间内渗漏和蒸发消耗掉的水量对应的水深。

总体的生态流量$Q_e$可以进一步由下式求得：

$$Q_e = \max(Q, Q_d) + Q_{se} \tag{10}$$

## 3. 结果与讨论

3.1. 不同水文连通情景下的生态流量

规划中的污水防治工程建设完成并投入运行后，进入河流的水体的水质有望达到IV类标准，优于地表水的V类水质标准。在这种情况下，生态流量的核算不再需要额外考虑污染物稀释的用水量。因此，水文连通性以及蒸发渗漏所需的水量是生态流量的主要构成部分。在实际情况中，由于污水处理工程在运行过程中偶尔会发

生运行事故，部分污染物也可能汇入河流从而污染水体。污染物进入河流对生态流量的影响将在3.2节中作进一步讨论。在本节中，生态流量的核算主要考虑了水文连通性和蒸发渗漏的需水量。

之前关于藻华的研究成果表明，当流速大于0.1~0.2 m·s$^{-1}$时，藻华暴发事件很少发生[38–41]。因此，对于高水文连通情景，最小流速分别设为0.1 m·s$^{-1}$和0.2 m·s$^{-1}$，相应的流量核算结果如表1所示。中水文连通情景下的生态流量结果如表2所示。在低水文连通情景下，我们分别考虑了由1 d逐渐增加到10 d这10种不同的水流滞留时间，以揭示水流滞留时间对生态流量所需水量的影响，结果如表3所示。

十五里河各河段（其中河段1指位于源头天鹅湖和最上游的拦水堰之间的河段；河段2指位于最上游的拦水堰和上游第二座拦水堰之间的河段……河段9指位于最下游拦水堰和十五里河湿地之间的河段）对应的最大或最小生态流量在不同的情景下不尽相同。在高水文连通情景下（表1），最大的生态流量发生在第7段河段，即流速为0.1 m·s$^{-1}$时所对应的流量为6.02 m$^3$·s$^{-1}$，流速为0.2 m·s$^{-1}$时所对应的流量13.02 m$^3$·s$^{-1}$。该情景下的最小生态流量发生在河段6处，即流速在0.1 m·s$^{-1}$时对应的流量1.02 m$^3$·s$^{-1}$，流速在0.2 m·s$^{-1}$时对应的流量2.02 m$^3$·s$^{-1}$。在中水文连通情景下，核算的最大生态流量位于河段2和河段4，为1.34 m$^3$·s$^{-1}$，而最小生态流量位于河段6，为0.52 m$^3$·s$^{-1}$（表2）。在低水文连通情景下，最大生态流量位于河段9，而最小生态流量位于河段3（表3）。在不同生态流量情景下，各河段对水量的需求受不同的主要因素影响，因此各河段最大（或最小）生态流量之间存在差异。在高水文连通情景下，堰高和河道宽度是影响生态流量的主要因素；在中水文连通情景下，河流断面形状和河道坡度是影响生态流量的主要因素；在低水文连通情景下，河段长度是主要影响因素。与河道的物理特征（如河道横截面形状、河底坡度和河道长度）相比，拦水堰的高度在河道的设计过程中相对容易修改。在高水文连通情景下，如果河流管理者计划降低生态流量对水量的需求，低堰应作为首选。

此外，在高水文连通情景下生态流量最大，而在低水文连通情景下，尽管流量是间歇性释放的，但该情景下的生态流量在3种情景中却并不总是最小的。例如，在河段1的流量存蓄时间小于6 d、河段8的流量存蓄时

**表1** 高水文连通性情景下的生态流量

| | Segment e-flows (m$^3$·s$^{-1}$) | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 | S6 | S7 | S8 | S9 |
| $v_0$ = 0.1 m·s$^{-1}$ | 2.63 | 2.51 | 1.61 | 3.11 | 2.32 | 1.02 | 6.02 | 5.03 | 4.75 |
| $v_0$ = 0.2 m·s$^{-1}$ | 5.23 | 5.11 | 3.21 | 6.21 | 4.62 | 2.02 | 13.02 | 11.83 | 10.35 |

S: segment.

**表2** 中水文连通性情景下的生态流量

| | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 | S6 | S7 | S8 | S9 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| E-flow (m$^3$·s$^{-1}$) | 0.67 | 1.34 | 1.01 | 1.34 | 1.12 | 0.52 | 1.14 | 1.00 | 1.58 |

**表3** 低水文连通性情景下的生态流量

| Retention days (d) | Segment e-flows (m$^3$·s$^{-1}$) | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 | S6 | S7 | S8 | S9 |
| 1 | 1.73 | 0.22 | 0.15 | 0.29 | 0.40 | 0.23 | 0.82 | 1.07 | 2.95 |
| 2 | 1.29 | 0.16 | 0.11 | 0.22 | 0.30 | 0.17 | 0.61 | 0.80 | 2.26 |
| 3 | 1.03 | 0.13 | 0.09 | 0.17 | 0.24 | 0.14 | 0.49 | 0.64 | 1.85 |
| 4 | 0.86 | 0.11 | 0.08 | 0.15 | 0.21 | 0.12 | 0.41 | 0.54 | 1.57 |
| 5 | 0.74 | 0.10 | 0.07 | 0.13 | 0.18 | 0.11 | 0.35 | 0.47 | 1.38 |
| 6 | 0.65 | 0.09 | 0.06 | 0.11 | 0.16 | 0.10 | 0.31 | 0.41 | 1.24 |
| 7 | 0.58 | 0.08 | 0.05 | 0.10 | 0.14 | 0.09 | 0.28 | 0.37 | 1.13 |
| 8 | 0.53 | 0.07 | 0.05 | 0.09 | 0.13 | 0.08 | 0.25 | 0.33 | 1.04 |
| 9 | 0.48 | 0.07 | 0.05 | 0.08 | 0.12 | 0.08 | 0.23 | 0.31 | 0.97 |
| 10 | 0.44 | 0.06 | 0.04 | 0.08 | 0.11 | 0.07 | 0.21 | 0.28 | 0.91 |

间为1 d或河段9的流量存蓄时间少于4 d这几种情况下，低水文连通情景下的生态流量会大于中水文连通情景下的生态流量。低水文连通情景下的生态流量与河段的蓄水能力密切相关。对于特定的存蓄天数，具有较大存蓄能力的河段在换水时需要更大的流量来向河道补水，这可能导致低水文连通情景下的平均流量比中水文连通情景下的平均流量更大。

### 3.2. 污染物控制对生态流量的影响

在十五里河流域，为了向十五里河和胡大郢两个污水处理厂输送污水，政府对污水管道和雨水管道进行了重建或翻修。通过污水处理厂对雨水和污水的处理来控制区域的点源和非点源的污染，以确保没有未经处理的污染物直接排入河道。但是，在雨水和污水得到收集和处理后，仍然可能会有一部分雨水或家庭及工业废水进入河道从而污染水体。在这些污水治理项目启动前，每个河段的化学需氧量（COD）浓度和每日污染物输入量（原状况下）如表4所示。由于难以精确预测污染物控制后未经处理的污染物输入，我们将各河段污染物控制前的污水输入量的10%~50%作为未来未经处理直接进入河道的污水输入量，分析未经处理的污染物进入河道对生态流量大小的影响。

河流允许的水质标准为地表水V类标准，相应的COD浓度为 40 mg·L$^{-1}$[42]。污水处理厂排放的中水为地表水IV类水，相应的COD浓度为30 mg·L$^{-1}$。为了将未经处理的污水稀释到允许的水质标准，所需要的水量见表5。结果表明，只有河段7不需要额外水量来稀释污染物，因为该河段在未处理污染物进入河段后浓度已经低于地表水V类标准。而对于其他河段，为了达到所需的水质标准都需要对污染物进行再稀释。由于河段1和河段9进入的污染物浓度最大，这些河段稀释所需的水量也最大。

由于用于维持水文连通的这部分水也可以作为污染物稀释用水，污染物稀释所需的这部分水量可能不会增加原始根据水文连通性、渗漏和蒸发核算出的生态流量大小。因此，我们进一步比较了稀释用水需求与3.2节中确定的原始生态流量大小，以检验是否还需要额外向河道内补充水资源。表6显示了新核算的生态流量需求（生态流量包括污染物稀释所需 的水量及维持水文连通性、渗流和蒸发量所需的水量）与原始生态流量需求的比值（生态流量包括水文连通所需的水量及用于渗流和蒸发的水量）。除了河段6、7、8之外，考虑其他河段污染物稀释后生态流量将在一定程度上增加。新核算的生态流量与原始的生态流量的比值受

**表4** 在原状况下输入到每个河段的污水情况

| Segment | Concentration (mg·L$^{-1}$) | Flow (t·d$^{-1}$) | Pollutants (t·d$^{-1}$) |
|---|---|---|---|
| S1 | 173.54 | 19 756 | 3.428 |
| S2 | 54.85 | 9 115 | 0.500 |
| S3 | 121.10 | 200 | 0.024 |
| S4 | 67.96 | 1 804 | 0.123 |
| S5 | 121.05 | 832 | 0.101 |
| S6 | 136.99 | 116 | 0.016 |
| S7 | 22.83 | 48 | 0.001 |
| S8 | 86.45 | 90 | 0.008 |
| S9 | 200.65 | 7 773 | 1.560 |

**表5** 在不同的未处理污染物输入状况下的污染物稀释所需水量

| RA | Water amounts (m$^3$·s$^{-1}$) | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 | S6 | S7 | S8 | S9 |
| 10% | 2.64 | 0.14 | 0.02 | 0.05 | 0.07 | 0.01 | 0 | 0.00 | 1.25 |
| 20% | 5.28 | 0.27 | 0.03 | 0.10 | 0.13 | 0.02 | 0 | 0.01 | 2.50 |
| 30% | 7.91 | 0.41 | 0.05 | 0.15 | 0.20 | 0.03 | 0 | 0.01 | 3.75 |
| 40% | 10.55 | 0.54 | 0.06 | 0.20 | 0.27 | 0.05 | 0 | 0.02 | 4.99 |
| 50% | 13.19 | 0.68 | 0.08 | 0.25 | 0.34 | 0.06 | 0 | 0.02 | 6.24 |

RA: the ratio of the untreated wastewater input into each river segment to the current wastewater input into each segment.

到进入河段的污染物量的显著影响。与其他河段相比，河段6、7、8中进入的未处理污染物最少。河段1、2、9特别是河段1的生态流量明显受到了大量污染物输入的影响。从生态流量调控的角度来看，消减河段1、2、9的污染物输入至关重要，这可以降低整个河流生态流量对水量的需求。

## 4. 结论

为了防洪的需要，城市中许多河流被渠化、硬化，同时伴随着城市水污染治理工程的不断推进，一些城市河流的水质问题也得到缓解。对于这些城市河流，以往主要强调生境维持和污染物稀释功能的生态流量核算方

**表6** 考虑污染物的生态流量（$Q_{ep}$）与不考虑污染物的生态流量（$Q_{e0}$）的比值

| RA | E-flow scenario | $Q_{ep}/Q_{e0}$ | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 | S6 | S7 | S8 | S9 |
| 10% | E-flow1-1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | E-flow1-2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | E-flow2 | 3.94 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | E-flow3-1 | 1.52 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | E-flow3-2 | 2.05 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | E-flow3-3 | 2.56 | 1.04 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | E-flow3-4 | 3.07 | 1.23 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | E-flow3-5 | 3.57 | 1.35 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | E-flow3-6 | 4.06 | 1.50 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1.01 |
| | E-flow3-7 | 4.55 | 1.69 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1.11 |
| | E-flow3-8 | 4.98 | 1.93 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1.20 |
| | E-flow3-9 | 5.50 | 1.93 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1.29 |
| | E-flow3-10 | 6.00 | 2.26 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1.37 |
| 20% | E-flow1-1 | 2.01 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | E-flow1-2 | 1.01 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | E-flow2 | 7.88 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1.58 |
| | E-flow3-1 | 3.05 | 1.23 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | E-flow3-2 | 4.09 | 1.69 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1.11 |
| | E-flow3-3 | 5.12 | 2.08 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1.35 |
| | E-flow3-4 | 6.14 | 2.46 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1.59 |
| | E-flow3-5 | 7.13 | 2.71 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1.81 |
| | E-flow3-6 | 8.12 | 3.01 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2.01 |
| | E-flow3-7 | 9.10 | 3.38 | 1 | 1.01 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2.21 |
| | E-flow3-8 | 9.96 | 3.87 | 1 | 1.12 | 1.04 | 1 | 1 | 1 | 2.40 |
| | E-flow3-9 | 10.99 | 3.87 | 1 | 1.26 | 1.12 | 1 | 1 | 1 | 2.57 |
| | E-flow3-10 | 11.99 | 4.51 | 1 | 1.26 | 1.23 | 1 | 1 | 1 | 2.74 |
| 30% | E-flow1-1 | 3.01 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | E-flow1-2 | 1.51 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | E-flow2 | 11.81 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2.37 |
| | E-flow3-1 | 4.57 | 1.85 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1.27 |
| | E-flow3-2 | 6.14 | 2.54 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1.66 |
| | E-flow3-3 | 7.68 | 3.12 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2.02 |
| | E-flow3-4 | 9.20 | 3.69 | 1 | 1.01 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2.39 |
| | E-flow3-5 | 10.70 | 4.06 | 1 | 1.16 | 1.12 | 1 | 1 | 1 | 2.71 |
| | E-flow3-6 | 12.18 | 4.51 | 1 | 1.38 | 1.26 | 1 | 1 | 1 | 3.02 |
| | E-flow3-7 | 13.65 | 5.08 | 1 | 1.51 | 1.45 | 1 | 1 | 1 | 3.32 |
| | E-flow3-8 | 14.93 | 5.80 | 1 | 1.68 | 1.56 | 1 | 1 | 1 | 3.60 |
| | E-flow3-9 | 16.49 | 5.80 | 1 | 1.89 | 1.69 | 1 | 1 | 1 | 3.86 |
| | E-flow3-10 | 17.99 | 6.77 | 1.22 | 1.89 | 1.84 | 1 | 1 | 1 | 4.12 |

（续表）

| RA | E-flow scenario | $Q_{ep}/Q_{e0}$ | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 | S6 | S7 | S8 | S9 |
| 40% | E-flow1-1 | 4.01 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1.05 |
| | E-flow1-2 | 2.02 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | E-flow2 | 15.75 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 3.16 |
| | E-flow3-1 | 6.10 | 2.46 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1.69 |
| | E-flow3-2 | 8.18 | 3.38 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2.21 |
| | E-flow3-3 | 10.25 | 4.16 | 1 | 1.19 | 1.12 | 1 | 1 | 1 | 2.70 |
| | E-flow3-4 | 12.27 | 4.92 | 1 | 1.35 | 1.28 | 1 | 1 | 1 | 3.18 |
| | E-flow3-5 | 14.26 | 5.41 | 1 | 1.55 | 1.50 | 1 | 1 | 1 | 3.62 |
| | E-flow3-6 | 16.24 | 6.02 | 1.08 | 1.83 | 1.69 | 1 | 1 | 1 | 4.03 |
| | E-flow3-7 | 18.19 | 6.77 | 1.30 | 2.02 | 1.93 | 1 | 1 | 1 | 4.42 |
| | E-flow3-8 | 19.91 | 7.73 | 1.30 | 2.24 | 2.07 | 1 | 1 | 1 | 4.80 |
| | E-flow3-9 | 21.99 | 7.73 | 1.30 | 2.52 | 2.25 | 1 | 1 | 1 | 5.15 |
| | E-flow3-10 | 23.98 | 9.02 | 1.62 | 2.52 | 2.45 | 1 | 1 | 1 | 5.49 |
| 50% | E-flow1-1 | 5.02 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1.31 |
| | E-flow1-2 | 2.52 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | E-flow2 | 19.69 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 3.95 |
| | E-flow3-1 | 7.62 | 3.08 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2.12 |
| | E-flow3-2 | 10.23 | 4.23 | 1 | 1.15 | 1.12 | 1 | 1 | 1 | 2.76 |
| | E-flow3-3 | 12.81 | 5.21 | 1 | 1.48 | 1.40 | 1 | 1 | 1 | 3.37 |
| | E-flow3-4 | 15.34 | 6.15 | 1.01 | 1.68 | 1.61 | 1 | 1 | 1 | 3.98 |
| | E-flow3-5 | 17.83 | 6.77 | 1.16 | 1.94 | 1.87 | 1 | 1 | 1 | 4.52 |
| | E-flow3-6 | 20.29 | 7.52 | 1.35 | 2.29 | 2.11 | 1 | 1 | 1 | 5.04 |
| | E-flow3-7 | 22.74 | 8.46 | 1.62 | 2.52 | 2.41 | 1 | 1 | 1 | 5.53 |
| | E-flow3-8 | 24.89 | 9.67 | 1.62 | 2.80 | 2.59 | 1 | 1 | 1 | 6.00 |
| | E-flow3-9 | 27.48 | 9.67 | 1.62 | 3.15 | 2.81 | 1 | 1 | 1 | 6.44 |
| | E-flow3-10 | 29.98 | 11.28 | 2.03 | 3.15 | 3.07 | 1 | 1 | 1 | 6.86 |

Scenario e-flow1-1 and e-flow1-2 are the e-flows under high hydrological connectivity, where the flow velocity is equal to 0.1 and 0.2 $m \cdot s^{-1}$, respectively. Scenario e-flow2 is the e-flow under medium hydrological connectivity. Scenario e-flow3-1, e-flow3-2, and so forth up till e-flow3-10 are the e-flows under low hydrological connectivity, where the retention time is equal to 1 d, 2 d, and so forth up till 10 d, respectively.

法将不再适用。本研究在生态流量核算中考虑了水文连通的需求，并根据满足纵向水文连通程度的不同（高、中、低）提出了3个生态流量情景。为了检验其有效性，该生态流量核算方法被应用于十五里河。结果表明，新提出的生态流量核算方法可以提供更为精确、更偏向实际的生态流量核算结果，从而为生态流量保障项目的建设和运行管理提供有效指导。

为了简化研究，本研究分析过程中并未考虑下游河段规划建设的十五里河人工湿地的生态流量。湿地的生态流量可能会对河流生态流量产生一定的影响。在未来的研究中可以进一步整合河流和湿地的生态流量。此外，在之后的研究中，我们还可以进一步分析堰高、河道宽度、河流横截面以及河道坡度等因素对生态流量的影响，这些研究都会有益于未来对城市河流的改造和管理。

## 致谢

本研究得到了国家重点研发计划（2017YFC0404504）、国家自然科学基金（91547120、51439001）和北京市科技新星计划（Z171100001117080）的支持。

## Compliance with ethics guidelines

Xin-An Yin, Zhifeng Yang, Enze Zhang, Zhihao Xu, Yanpeng Cai, and Wei Yang declare that they have no conflict of interest or financial conflicts to disclose. Compliance with ethics guidelines Xin-An Yin, Zhifeng Yang, Enze Zhang, Zhihao Xu, Yanpeng Cai, and Wei Yang declare that they have no conflict of interest or financial conflicts to disclose.

# References


[1] Rivaes R, Rodríguez-González PM, Albuquerque A, Pinheiro AN, Egger G, Ferreira MT. Reducing river regulation effects on riparian vegetation using flushing flow regimes. Ecol Eng 2015;81:428–38.
[2] Petts GE. Instream flow science for sustainable river management. J Amer Water Resour Assoc 2009;45(5):1071–86.
[3] Tharme RE. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. River Res Appl 2003;19(5–6):397–441.
[4] Yin X, Yang Z, Petts GE, Kondolf GM. A reservoir operating method for riverine ecosystem protection, reservoir sedimentation control and water supply. J Hydrol (Amst) 2014;512:379–87.
[5] Yin X, Yang Z, Petts GE. Reservoir operating rules to sustain environmental flows in regulated rivers. Water Resour Res 2011;47(8):W08509.
[6] Haghighi AT, Kløve B. Development of monthly optimal flow regimes for allocated environmental flow considering natural flow regimes and several surface water protection targets. Ecol Eng 2015;82:390–9.
[7] Smakhtin VU. Low flow hydrology: a review. J Hydrol 2001;240(3–4): 147–86.
[8] Reinfelds I, Haeusler T, Brooks AJ, Williams S. Refinement of the wetted perimeter breakpoint method for setting cease-to-pump limits or minimum environmental flows. River Res Appl 2004;20(6):671–85.
[9] Shang S. A multiple criteria decision-making approach to estimate minimum environmental flows based on wetted perimeter. River Res Appl 2008;24 (1):54–67.
[10] Wen X, Fang GH, Guo YX, Zhou L. Adapting the operation of cascaded reservoirs on Yuan River for fish habitat conservation. Ecol Modell 2016;337:221–30.
[11] Li R, Chen Q, Tonina D, Cai D. Effects of upstream reservoir regulation on the hydrological regime and fish habitats of the Lijiang River, China. Ecol Eng 2015;76:75–83.
[12] Hogberg NP, Hamel MJ, Pegg MA. Age-0 channel catfish Ictalurus punctatus growth related to environmental conditions in the channelized Missouri River, Nebraska. River Res Appl 2016;32(4):744–52.
[13] Wu YY, Liu ZW, Chen YC, Li MJ. Investigation of velocity distribution and turbulence characteristics in subcritical circular open channel flows using a modified reynolds stress model. J Hydro-Environ Res 2018;19:68–77.
[14] Yu Q, Liu ZW, Chen YC, Zhu DJ, Li N. Modelling the impact of hydrodynamic turbulence on the competition between Microcystis and Chlorella for light. Ecol Model 2018;370:50–8.
[15] Ciszewski D, Czajka A. Human-induced sedimentation patterns of a channelized lowland river. Earth Surf Process Landf 2015;40(6):783–95.
[16] Liu ZW, Chen YC, Wu YY, Wang WY, Li L. Simulation of exchange flow between open water and floating vegetation using a modified RNG k-e turbulence model. Environ Fluid Mech 2017;17(2):355–72.
[17] Liu ZW, Zhu DJ, Chen YC, Wang ZG. A modified Holly-Preissmann scheme for simulating sharp concentration fronts in streams with steep velocity gradients using RIV1Q. Water Resour Res 2014;50:9757–65.
[18] Eder BL, Steffensen KD, Haas JD, Adams JD. Short-term survival and dispersal of hatchery-reared juvenile pallid sturgeon stocked in the channelized Missouri River. J Appl Ichthyology 2015;31(6):991–6.
[19] Goeller B, Wolter C. Performance of bottom ramps to mitigate gravel habitat bottlenecks in a channelized lowland river. Restor Ecol 2015;23 (5):595–606.
[20] Liu ZW, Chen YC, Zhu DJ. Analytical model for vertical velocity profiles in flows with submerged shrub-like vegetation. Environ Fluid Mech 2012;12 (4):341–6.
[21] Wang C, Wang P. Management and construction of urban water system. Beijing: Science Press; 2004. Chinese.
[22] Chang F, Tsai YH, Chen P, Coynel A, Vachaud G. Modeling water quality in an urban river using hydrological factors—data driven approaches. J Environ Manage 2015;151:87–96.
[23] Willis AD, Campbell AM, Fowler AC, Babcock CA, Howard JK, Deas ML, et al. Instream flows: new tools to quantify water quality conditions for returning adult chinook salmon. J Water Res Plann Manage 2016;142(2):04015056.
[24] Jia H, Ma H, Wei M. Calculation of the minimum ecological water requirement of an urban river system and its deployment: a case study in Beijing central region. Ecol Modell 2011;222(17):3271–6.
[25] Hiatt M, Passalacqua P. Hydrological connectivity in river deltas: the firstorder importance of channel-island exchange. Water Resour Res 2015;51 (4):2264–82.
[26] Karim F, Kinsey-Henderson A, Wallace J, Godfrey P, Arthington AH, Pearson RG. Modelling hydrological connectivity of tropical floodplain wetlands via a combined natural and artificial stream network. Hydrol Processes 2014;28 (23):5696–710.
[27] May R. "Connectivity" in urban rivers: conflict and convergence between ecology and design. Technol Soc 2006;28(4):477–88.
[28] Bracken LJ, Wainwright J, Ali GA, Tetzlaff D, Smith MW, Reaney SM, et al. Concepts of hydrological connectivity: research approaches, pathways and future agendas. Earth Sci Rev 2013;119:17–34.
[29] Leigh C, Sheldon F. Hydrological connectivity drives patterns of macroinvertebrate biodiversity in floodplain rivers of the Australian wet/dry tropics. Freshw Biol 2009;54(3):549–71.
[30] Besacier-Monbertrand AL, Paillex A, Castella E. Short-term impacts of lateral hydrological connectivity restoration on aquatic macroinvertebrates. River Res Appl 2014;30(5):557–70.
[31] Obolewski K. Macrozoobenthos patterns along environmental gradients and hydrological connectivity of oxbow lakes. Ecol Eng 2011;37(5):796–805.
[32] Casas-Mulet R, Alfredsen K, Brabrand Å, Saltveit SJ. Survival of eggs of Atlantic salmon (Salmo salar) in a drawdown zone of a regulated river influenced by groundwater. Hydrobiologia 2015;743(1):269–84.
[33] Heidenwag I, Langheinrich U, Lüderitz V. Self-purification in upland and lowland streams. Acta Hydrochim Hydrobiol 2001;29(1):22–33.
[34] Piccinini M, Sanchez Caro A, Gultemiriam ML, Giorgi A. Estimating the selfdepuration capacity of a reach of the Luján River. Int J Environ Res 2015;9:1037–46.
[35] Zhang H, Chen R, Li F, Chen L. Effect of flow rate on environmental variables and phytoplankton dynamics: results from field enclosures. Chin J Oceanol Limnol 2015;33(2):430–8.
[36] Lian J, Yao Y, Ma C, Guo Q. Reservoir operation rules for controlling algal blooms in a tributary to the impoundment of three gorges dam. Water 2014;6 (10):3200–23.
[37] Niazkar M, Afzali SH. Optimum design of lined channel sections. Water Resour Manage 2015;29(6):1921–32.
[38] Escartín J, Aubrey DG. Flow structure and dispersion within algal mats. Estuar Coast Shelf Sci 1995;40(4):451–72.
[39] Mitrovic SM, Oliver RL, Rees C, Bowling LC, Buckney RT. Critical flow velocities for the growth and dominance of Anabaena circinalis in some turbid freshwater rivers. Freshw Biol 2003;48(1):164–74.
[40] Liu FL, Jin F. Control effect of current velocity on alga growth in eutrophication water. Water Saving Irrigation 2009;9:52–4. Chinese.
[41] Dong K. Research on the impact of flow velocity on eutrophication in channel reservoir—study the growth of algae [dissertation]. Chongqing: Chongqing University; 2010. Chinese.
[42] Ministry of Environmental Protection of China (MEP). GB 3838–2002: Environmental quality standard for surface water. Chinese standard. Beijing: Standards Press of China; 2002.