中国主要流域灰-绿-蓝蓄水能力时空演变

奚巧娟¹, 钟华², 王涛¹, 何天豪¹, 高红凯^{1,3*}, 夏军⁴, L. Wang-Erlandsson⁵, 汤秋鸿⁶, 刘俊国⁷

1. 华东师范大学地理科学学院, 上海 200241;

2. 水利部交通运输部国家能源局南京水利科学研究院, 南京 210029;

3. 华东师范大学地理信息科学教育部重点实验室, 上海 200241;

4. 武汉大学水资源与水电工程科学国家重点实验室, 武汉 430072;

5. Stockholm Resilience Centre, Stockholm University, Stockholm 10691, Sweden;

6. 中国科学院地理科学与资源研究所, 中国科学院陆地水循环及地表过程重点实验室, 北京 100101;

7. 南方科技大学环境科学与工程学院, 深圳 518055

* 联系人, E-mail: hkgao@geo.ecnu.edu.cn

2021-04-08 收稿, 2021-07-30 修回, 2021-08-03 接受, 2021-09-22 网络版发表

国家自然科学基金(42122002, 42071081, 41801036, 41911530191)和南方科技大学高水平专项(G02296302, G02296402)资助

摘要 中国大部分地区受季风气候控制, 地表水资源时空分布极不均匀. 灰色(如水库)、绿色(如森林)、蓝色(如湖泊)3种基础设施相辅相成, 为调控地表水资源时空分布起到了重要作用. 但仍缺乏3种基础设施蓄水能力空间分布和时间变化规律的研究, 制约了水资源协同调控和综合管理. 本研究基于最新的大坝、土壤根区蓄水能力、自然湖泊等数据, 在流域尺度对比分析了中国九大流域3种水基础设施的空间分布, 并研究了三者蓄水能力的时间变化. 研究发现: (1) 在长江、东南诸河等高强度人类活动的流域, 人工灰色蓄水能力已经超过陆地表层自然生态系统; (2) 1955~2020年中国灰色蓄水能力显著增加, 各流域快速增长的时期有所差异; (3) 各流域绿色蓄水能力变化较小, 松辽、淮河流域略有增加; (4) 蓝色蓄水能力总体呈上升趋势, 其中内陆河流域(包括青藏高原内流区)蓄水能力上升明显. 本研究厘清了主要流域灰-绿-蓝蓄水能力的本底基础信息, 揭示了各蓄水能力的时空演变规律, 有助于自然-人工水基础设施协同管理, 为多维度优化水资源配置提供支撑.

关键词 土壤根区蓄水能力, 水库蓄水能力, 湖泊蓄水能力, 灰水-绿水-蓝水, 水资源综合管理

中国地表水资源空间分布不平衡, 东南沿海多, 西北内陆少; 时间分配不均匀, 年际变化大, 季节差异显著. 中国地表水资源的时空格局是造成中国水资源短缺、洪涝灾害频发等众多水问题的根本原因. 水基础设施作为经济社会发展的基础和必备条件, 为调蓄地表水资源时空不均、解决多维水问题提供了物质基础和保障. 对地表水调蓄起重要作用的基础设施主要包括灰色(如水库)、绿色(如森林)、蓝色(如湖泊)3种, 简称灰-绿-蓝. 地下水受复杂地质构造影响, 水储量估算

难度大, 本文主要聚焦地表水蓄水能力的演变规律. 其中, 灰色基础设施(如水库)为调蓄水资源时空分布不均的状况起到了重要作用, 通过水库调度削峰补枯, 减少径流的季节和年际波动, 发挥了重要的防洪减灾、蓄水供水、水力发电、改善航运等功能^[1]. 由于灌溉引水设施、跨流域调水等也是通过水库进行调蓄和调度, 因此水库蓄水能力是灰色水基础设施的集中体现. 然而, 过度修建水利设施会产生社会经济、环境生态等多方面不利影响. 一方面, 修建水利设施在经济上需要

引用格式: 奚巧娟, 钟华, 王涛, 等. 中国主要流域灰-绿-蓝蓄水能力时空演变. 科学通报, 2021, 66: 4437-4448

Xi Q J, Zhong H, Wang T, et al. Spatio-temporal variation of gray-green-blue storage capacity in nine major basins of China (in Chinese). Chin Sci Bull, 2021, 66: 4437-4448, doi: [10.1360/TB-2021-0381](https://doi.org/10.1360/TB-2021-0381)

投入大量前期成本^[2], 而病险大坝的维护成本巨大, 一旦发生险情将产生灾难性后果. 另一方面, 修建水利设施减缓了营养元素在水体中的运移, 影响生态系统的生物化学循环过程^[3], 以及洄游性鱼类的生长与繁殖^[4], 对水生生态系统产生严重影响.

绿色基础设施主要指森林、草原等植被, 通过植被冠层、枯枝落叶层、土壤层截留等过程, 决定了流域对降水的分配(蒸散发和径流)^[5]. 相比于灰色基础设施, 绿色基础设施具有涵养水源、净化水质、减少地表径流与土壤侵蚀、保护水与土壤环境等重要生态服务功能^[6]. 蓝色基础设施则主要指湖泊、湿地等水体^[7]. 与绿色基础设施相似, 湖泊湿地具有调蓄水源、净化水质、控制沉积、保护水生生态等功能; 此外, 湖泊湿地作为陆域水生生态系统, 具有较高的初级生产力, 直接为人类及其他生物的生存提供水资源以及丰富的营养, 在美学、教育、科研等方面也具有极高的价值^[8]. 同时绿色和蓝色基础设施作为基于自然的水资源管理解决方案(nature-based solution), 对自然扰动较小, 建设和维护的成本相对低廉, 引起越来越多水资源管理者的重视^[9-11].

灰-绿-蓝基础设施在水资源管理方面均具有重要作用. 关于流域灰-绿-蓝蓄水能力, 对流域水资源管理、水旱灾害调控影响的讨论由来已久. 从黄秉维^[12]关于森林水文效应的论述, 到1998年长江、松花江流域洪水后对森林和湖泊防洪效应的讨论^[13,14], 再到新时代“山水林田湖草”综合治理理念和渐进式生态修复理论的提出^[15]. 灰-绿-蓝3种蓄水设施对水资源管理的利弊权衡都是重要的科学问题, 更事关防洪安全、水资源安全、可持续发展等国计民生问题.

人类与自然相互耦合的系统, 人类对自然的过度开发破坏了自然生态系统的结构, 削弱了自然提供的生态服务; 而自然生态系统的退化又会对人类生存构成挑战, 造成洪涝、干旱、沙尘暴、高温热浪等灾害, 也对生物多样性和人类可持续发展带来挑战. 在人类世, 人类对自然产生的影响已不可忽略^[16], 自然与人类改造自然的力量在各尺度上, 复杂的偶联关系和相互作用是人类世研究的热点^[17]. 水库大坝等水利设施是人类利用和改造自然界最深刻、最突出的表现之一. 目前, 将灰-绿-蓝基础设施协同定量的研究大多针对城市尺度, 如Chen等人^[18]认为灰色与绿色基础设施结合可以有效地提高城市洪水管理能力; Ncube和Arthur^[19]定量分析了灰-绿-蓝基础设施对城市生态系统服务的价值. 然而, 目前仍缺乏系统分析影响流域水系统的人

为和自然能力的对比研究, 宏观定量研究的缺失严重地制约了大尺度水资源协同调控和综合管理. 因此, 定量对比流域中分别代表人类与自然力量的灰色、绿色、蓝色蓄水能力及其时空演变规律, 具有重要意义. 本研究基于最新的大坝数据、土壤根区蓄水能力数据、自然湖泊数据等, 通过流域尺度对比分析了中国九大流域3种基础设施的空间分布, 并研究了三者蓄水能力的时间变化, 以期为促进我国自然-人工水利基础设施绿色协同发展、流域水资源多维度优化调控, 提供基础本底信息支撑.

1 研究数据与方法

1.1 数据

(1) 大坝数据. 本研究需要的大坝数据来自GOODD^[20]和GRanD^[21]. GOODD包括了全球卫星遥感影像可见的大坝, 但仅含有大坝的地理空间位置信息. GRanD包括了高度大于15 m或面积大于0.1 km²的大坝, 含有大坝的地理空间信息及库容、建设年份等属性信息.

由于GRanD存在数据异常大坝, 本研究先除去其中的异常数据, 然后除去GOODD中与GRanD相同的大坝. 从HydroLAKES^[22]数据集中获取GOODD中剩余大坝的属性信息. 最后将两个数据合并, 得到所需大坝数据.

(2) 土壤根区蓄水能力数据. 土壤根区蓄水能力数据来自Wang-Erlandsson等人^[23]、Kleidon^[24]和Schenk等人^[25]估算的全球土壤根区蓄水能力数据, 三者采用不同的方法进行估算. Wang-Erlandsson等人^[23]利用遥感蒸发和全球降水等数据, 反演出全球土壤根区蓄水能力. Kleidon^[24]利用两种反演算法对土壤根区蓄水能力进行估算, 其一是基于植物净碳吸收量最大的假设, 其二是融合根系模型和光合有效辐射获取的根系深度进行估算. Schenk等人^[25]收集了文献中实测的根系分布数据, 并利用经验回归模型对全球土壤根区蓄水能力进行估算.

本研究采用Wang-Erlandsson、Kleidon、Schenk三者的土壤根区蓄水能力数据的平均值, 作为土壤根区蓄水能力进行后续计算和分析:

$$s_r = \frac{s_w + s_k + s_s}{3}, \quad (1)$$

其中, s_r 为土壤根区蓄水能力, s_w 为Wang-Erlandsson的

土壤根区蓄水能力数据, s_k 为Kleidon的土壤根区蓄水能力数据, s_s 为Schenk的土壤根区蓄水能力数据, 单位均为mm.

计算土壤根区蓄水能力时间变化所需的逐日蒸散发、降水、融雪数据, 来自ERA-5再分析资料(cds.climate.copernicus.eu), 空间分辨率为0.5°; 灌溉数据来自Huang等人^[26]的灌溉取水数据集, 空间分辨率为0.5°, 时间分辨率为月. 土壤根区蓄水能力时间变化的具体计算方法见1.2节.

(3) 自然湖泊数据. 自然湖泊数据包括湖泊的库容数据和面积变化数据. 湖泊库容数据来自Hydro-LAKES^[22], 包含了全球面积大于0.1 km²的湖泊, 包括里海、人工水库和季节性的湖泊在内. 根据大坝数据, 除去HydroLAKES中的人工湖泊, 得到自然湖泊的地理空间信息和库容等数据. 湖泊面积变化数据来自中国湖泊数据集(1960~2020年)^[27,28], 包

含了过去60多年详细的中国湖泊(面积大于1 km²)的数量与面积信息. 该湖泊数据集利用Landsat影像和地形图, 通过半自动水体提取和人工目视检查编辑制成.

(4) 流域基础数据. 流域基础数据来自中国科学院资源环境科学与数据中心(www.resdc.cn). 该流域数据包含中国九大流域的地理空间信息以及名称、面积等属性信息. 九大流域分别为海河流域、淮河流域、黄河流域、长江流域、珠江流域、东南诸河流域、松花江-辽河流域、西南诸河流域和内陆河流域(包括青藏高原内流区).

研究区及其3种基础设施的分布如图1所示. 其中, 大坝的分布极不均匀, 总体呈现东南多、西北少的态势. 土壤根区蓄水能力在中国西南部、南部、东北部以及华北地区较大. 湖泊整体呈现东多西少的态势, 在东北部、东南部以及西部部分区域分布密集.

审图号: GS(2021)6041号

图1 2020年大坝、土壤根区蓄水能力和自然湖泊在中国主要流域的分布. (a) 大坝; (b) 土壤根区蓄水能力; (c) 自然湖泊; (d) 九大流域边界
Figure 1 Distribution of dams, root zone storage capacity, and natural lakes in China's nine major basins in 2020. (a) Dams; (b) root zone storage capacity; (c) natural lakes; (d) nine major basins' boundary

1.2 研究方法

本研究将水库蓄水能力称为灰色蓄水能力, 土壤根区蓄水能力称为绿色蓄水能力, 自然湖泊蓄水量称为蓝色蓄水能力. 对流域内三者的总量进行评估及比值计算, 再计算三者的时间变化, 探究其时空演变规律.

(1) 评估流域灰-绿-蓝蓄水能力的空间差异. 为计算灰色蓄水能力, 先根据流域边界提取每一个流域含有的大坝, 然后将大坝库容累加, 得到流域的灰色蓄水能力:

$$W_{\text{gray}} = \sum_{i=1}^n s_{di}, \quad (2)$$

其中, i 表示流域内的第 i 个大坝, n 表示流域内的大坝数量, W_{gray} 表示灰色蓄水能力, s_{di} 表示流域内第 i 个大坝的库容.

对于绿色蓄水能力, 将流域边界与土壤根区蓄水能力数据进行叠置分析, 计算出流域的平均土壤根区蓄水能力, 再利用平均蓄水能力乘以流域面积, 得到每一个流域的绿色蓄水能力:

$$W_{\text{green}} = \frac{\sum_{i=1}^n s_{ri}}{n} \times A, \quad (3)$$

其中, i 表示流域内的第 i 个栅格, n 表示流域含有的栅格数量, W_{green} 表示绿色蓄水能力, s_{ri} 表示流域内第 i 个栅格的土壤根区蓄水能力(mm), A 表示流域面积.

蓝色蓄水能力和灰色蓄水能力的计算方法相同:

$$W_{\text{blue}} = \sum_{i=1}^n s_{li}, \quad (4)$$

其中, i 表示流域内的第 i 个湖泊, n 表示流域内的湖泊数量, W_{blue} 表示蓝色蓄水能力, s_{li} 表示流域内第 i 个湖泊的库容.

(2) 灰-绿-蓝蓄水能力之间的比值. 基于灰-绿-蓝蓄水能力的评估, 对三者进行比值计算:

$$\text{GNI} = \frac{W_{\text{gray}}}{W_{\text{green}} + W_{\text{blue}}}, \quad (5)$$

$$\text{GGI} = \frac{W_{\text{gray}}}{W_{\text{green}}}, \quad (6)$$

$$\text{GBI} = \frac{W_{\text{gray}}}{W_{\text{blue}}}, \quad (7)$$

其中, GNI为流域灰与绿、蓝之和的比值, GGI为流域

灰与绿的比值, GBI为流域灰与蓝的比值.

GNI、GGI、GBI三项指标具有明确的物理意义, 代表了人类和自然生态系统蓄水能力的对比关系. 人类自古埃及时期就开始筑坝以蓄积雨季水量应对旱季用水, 陆域生态系统和人类社会面对干旱具有相似的蓄水策略. 研究表明, 植被蒸腾占陆地总蒸散发量的60%~90%^[29], 植物需要从根系吸收水分以保障蒸腾等生命活动, 土壤根区起到与人类水库类似的作用, 因此采用土壤根区代表陆生生态系统的蓄水能力具有合理性. 湖泊湿地是陆地水域生态系统的重要组成部分, 虽然理论上湖泊湿地的蓄水能力可以无穷大, 但现实中湖泊湿地周边往往人口和基础设施密集, 无限蓄水的假设并不成立, 因此湖泊湿地在某一时期的最大蓄水量可以代表陆域水生生态系统蓄水能力.

(3) 灰-绿-蓝蓄水能力的时间变化. 利用GRanD数据中的年份信息, 将大坝库容从1940~2020年每5年为一个区间累加, 得到GRanD大坝蓄水能力随时间的变化曲线. 本研究使用的大坝数据来自两个数据库, GRanD中的大坝只是其中的一部分, 将GRanD大坝蓄水能力变化曲线乘以灰色蓄水能力与2020年GRanD大坝蓄水能力的比值, 得到灰色蓄水能力的时间演变曲线.

土壤根区蓄水能力的时间变化, 采用Wang-Erlandsson等人^[23]提出的方法进行计算. 该方法不仅考虑了降雨、蒸散发, 还考虑了融雪和灌溉对土壤根区蓄水能力的影响. 根据根区的水量平衡方程, 旱季进入根区的水量为降水、融雪与灌溉, 流出根区的水量主要为蒸散发. 由于使用的灌溉数据为月数据, 假设蒸发越大灌溉水量越大, 采用式(8)得到日灌溉数据:

$$I_d = \frac{E_d}{\sum_{d=1}^n E_d} \times I_m, \quad (8)$$

其中, I_d 为日灌溉量, I_m 为月灌溉量, E_d 为日蒸发量. 然后利用式(9)计算每日根区流出与流入水量的差值, 即植物生存根区需要储存的水量:

$$A_d = E_d - (P_d + S_d + I_d), \quad (9)$$

其中, A_d 为每日根区的需水量, P_d 为日降水量, S_d 为日融雪量. 累计每日根区需要存储的水量:

$$D_{d+1} = \max(0, D_d + A_d), \quad (10)$$

其中, D_{d+1} 为第 $d+1$ 天的根区需水量. 取一年中日累积量

的最大值作为该年根区的蓄水能力:

$$s_R = \max(D_1, D_2, D_3, \dots, D_{\text{end}}), \quad (11)$$

其中, s_R 为根区蓄水能力.

根据最优根区蓄水理论^[30], 根区蓄水能力是植被在一定气候和人类活动影响下, 较长时间应对干旱演化的结果. 因此根区蓄水能力受过去一段历史时期的影响, 本研究选取过去10年内根区蓄水能力的最大值作为该年土壤根系蓄水能力, 如采用2001~2010年的最大值作为2010年根区蓄水能力. 由于灌溉数据的时间序列仅有1971~2010年, 因此土壤根区蓄水能力的时间变化序列为1980~2010年. 由于无2010年后的灌溉数据, 且根区蓄水能力相对稳定, 因此假设2020年土壤根区蓄水能力保持不变, 最终得到绿色蓄水能力的时间变化曲线.

由中国湖泊数据集和流域数据可计算出每个流域1960~2020年面积大于1 km²的湖泊面积(占总面积的92%)变化趋势, 以其代表全体湖泊面积的变化. 假设湖泊面积与蓄水量之间呈正比例关系, 由2020年湖泊蓄水量与面积相除得比例系数, 将各年的湖泊面积乘以该比例系数, 得到1960~2020年湖泊蓄水量的变化曲线, 即蓝色蓄水能力随时间的变化曲线.

2 结果与分析

2.1 2020年九大流域的灰-绿-蓝色蓄水能力

图2展示了2020年九大流域单位面积灰-绿-蓝蓄水能力. 对于灰色蓄水能力, 东南诸河流、珠江流域、长

江流域由于人类活动强度大, 人口和经济密度高, 对供水和防洪的标准要求高, 单位面积蓄水能力较强, 分别达到210.6、199.4和181.0 mm; 而内陆河流域由于水利开发相对较缓, 单位面积蓄水能力弱, 仅为5.9 mm. 从总量上看, 长江、珠江流域蓄水能力较强, 两个流域人类活动频繁且流域面积广阔, 蓄水能力分别达325.4和113.5 km³. 最小的是内陆河流域, 蓄水能力仅为19.7 km³.

对于绿色蓄水能力, 大部分流域绿色蓄水能力在100 mm左右, 单位面积绿色蓄水能力最大的流域是珠江流域, 达到189.5 mm; 其次是西南诸河流域, 为168.1 mm. 这两个流域纬度较低, 植被覆盖度高, 根系发达, 多枯枝落叶, 单位面积绿色蓄水能力较强^[31]. 而内陆河流域气候干旱, 植被覆盖度差, 蓄水能力仅为63.8 mm. 由于各流域面积大小不一, 绿色蓄水能力总量上最大的是纬度较低且流域面积广阔的长江流域, 共237.6 km³, 东南诸河流域由于流域面积狭小, 仅为34.5 km³.

对于蓝色蓄水能力, 内陆河流域、西南诸河流域单位面积蓄水能力较大, 分别达到205.4和113.6 mm, 海河流域、东南诸河流域相对较小, 分别为7.7和9.9 mm. 从总量上来看, 内陆河流域湖泊蓄水能力最大, 达到685.8 km³. 该流域内多庞大山系、多冰川积雪融水^[32], 尤其是青藏高原内流区湖泊众多, 包括青海湖、纳木错、色林错等, 蓝色蓄水能力较大. 而东南诸河流域由于近海且多丘陵等复杂的地貌, 流域单元相对狭小, 蓝色蓄水能力仅为2.3 km³.

表 1 2020年九大流域灰-绿-蓝蓄水能力

Table 1 Gray, green, and blue water storage capacities in nine major basins in 2020

流域名称	流域面积 (10 ⁴ km ²)	灰色蓄水能力		绿色蓄水能力		蓝色蓄水能力	
		水深(mm)	体积(km ³)	水深(mm)	体积(km ³)	水深(mm)	体积(km ³)
松花江-辽河流域	124	42.0	52.0	136.4	168.9	32.7	40.5
海河流域	32	75.6	24.0	161.3	51.1	7.7	2.4
淮河流域	32	112.4	36.4	128.3	41.5	45.5	14.7
黄河流域	81	89.8	72.7	111.4	90.1	26.1	21.1
长江流域	180	181.0	325.4	132.2	237.6	48.1	86.6
珠江流域	57	199.4	113.5	189.5	107.8	39.8	22.6
东南诸河流域	24	210.6	50.0	145.3	34.5	9.9	2.3
西南诸河流域	85	57.4	49.0	168.1	143.4	113.6	96.9
内陆河流域	334	5.9	19.7	63.8	212.9	205.4	685.8

审图号: GS(2021)6041号

图 2 2020 年九大流域蓄水能力. (a) 灰色蓄水能力; (b) 绿色蓄水能力; (c) 蓝色蓄水能力

Figure 2 Water storage capacities of nine major basins in 2020. (a) Gray water storage capacity; (b) green water storage capacity; (c) blue water storage capacity

2.2 2020 年九大流域内灰-绿-蓝蓄水能力分布情况

如图 3 所示, 中国九大流域中长江、东南诸河流域的 GNI 大于 1, 说明人类为满足经济社会需求在流域蓄存的水量已超过流域陆域生态系统(包含陆生和水生生态系统, 不含地下水). 长江流域 GNI 比值大的原因是自 1998 年长江大洪水以来, 为保障防洪安全和水力发电建设了包含三峡大坝在内的众多梯级水库^[33], 灰色蓄水能力强. 东南诸河流域 GNI 比值较大的原因主要有两方面: 一是河流源短流急, 蓝色蓄水能力较小; 二是地处长江三角洲与海峡西岸经济区, 人口密集、经济发达, 为保证供水安全, 灰色蓄水能力大.

从流域 GGI 来看, 长江流域、珠江流域、东南诸河的比值大于 1, 说明在这 3 个流域人类为满足经济社会需求的蓄水能力已超过了陆生生态系统的蓄水能力. 从分布特征看, 西南和西北比值小, 而东部沿海及长江流域比值大. 西北、西南地区水利建设时间较迟, 灰色

蓄水能力较弱, 西北地区虽绿色蓄水能力较弱, 但仍大于灰色蓄水能力. 此外, 西南地区植被覆盖率较高, 且植被面积逐渐增加^[34], 具有较高的绿色蓄水能力, 使得这两个流域的 GGI 比值较小. 而东部沿海及长江流域与之相反, 因供水或者防洪安全建设, 水利设施密度较大, 使得灰色蓄水能力超过绿色蓄水能力.

对于流域 GBI, 一方面除内陆河流域和西南诸河, 比值均大于 1, 说明大部分流域人为蓄水能力已超过了陆域水生生态系统的蓄水能力. 另一方面差值可达 100 倍, 这在一定程度上反映了流域的湖泊分布以及开发强度的差异. 从分布特征看, 西北、东北、西南边境地区比值小, 如内陆河流域比值只有 0.03. 东部沿海地区比值大, 如东南诸河流域的比值可超过 21. 中国湖泊主要分布在东北和青藏高原地区^[35], 东部地区虽分布有较多的湖泊, 但其面积相比于东北与青藏高原地区小, 蓄水量相对较小; 水库建设则主要集中在人类活动强

审图号: GS(2021)6041号

图3 2020年九大流域GNI、GGI、GBI指数。GNI为流域灰与绿蓝之和的比值, GGI为流域灰与绿的比值, GBI为流域灰与蓝的比值

Figure 3 GNI, GGI and GBI indexes of nine major basins in 2020. GNI is gray water storage capacity divided by the sum of green and blue water storage capacity; GGI is gray water storage capacity divided by green water storage capacity; GBI is gray water storage capacity divided by blue water storage capacity

度较大的东部地区, 西北和西南地区水利设施建设相对较少。

2.3 1945~2020年灰-绿-蓝蓄水能力的时间演变

如图4所示, 在1955年以前, 仅松花江-辽河流域有灰色蓄水能力, 蓄水能力为 10.3 km^3 ^[33]。新中国成立后, 由于重视农业, 水利设施得到快速发展。20世纪90年代经历了1998年长江、嫩江、松花江等全流域特大洪水后, 水利设施再次受到了重点关注, 这时期主要在大流域进行水利设施建设^[33]。从1990~2020年, 长江流域、珠江流域的灰色蓄水能力分别增长了 198.4 、 67.4 km^3 。此外, 自1999年中央作出“西部大开发”的号召以来, 内陆河流域水利设施快速建设, 2015年蓄水能力达到 19.8 km^3 ; 西南诸河流域蓄水能力也在2000~2015年间从 1.4 km^3 快速增长至 49.0 km^3 。

各流域绿色蓄水能力变化不大, 松花江-辽河、淮河流域有较明显增加, 黄河流域略有下降。其中上升最明显的为松花江-辽河流域, 1980~2020年蓄水能力增长了 52.2 km^3 。该流域地处中高纬度地区, 分布大量针叶

林, 近几十年来随着全球气候变化, 东北地区针叶林的生长季增长^[36], 而积雪量减少^[37], 干旱季需水量增大, 使流域内绿色蓄水能力增大。淮河流域绿色蓄水能力增加也较为明显, 增长了 9.6 km^3 , 可能与该流域内植被覆盖率提高有关^[38]。绿色蓄水能力下降较为明显的是黄河流域, 从1980~2020年下降了 22.0 km^3 , 降水和灌溉的增加是导致其绿色蓄水能力下降的主要原因。黄河流域极端降水的增多^[39]以及灌溉面积的扩大^[40], 使得流域内植被干旱期相对丰水, 植物可能会适当减少根系的生长^[41], 而增加地表生物量, 导致绿色蓄水能力减小。

气候变化与人类活动对蓝色蓄水能力的变化发挥了主要作用^[42]。从1960~2020年, 除了淮河流域以及西南流域蓝色蓄水能力减少之外, 其他流域的蓝色蓄水能力均有所增加, 增长最快的是内陆河流域。气候变化使得中国内陆地区降水增多^[43], 内陆河流域入湖径流量呈现增加的趋势, 2000~2020年蓄水能力增长了 129.2 km^3 。青藏高原内流区湖泊由于降水增加和冰川消融, 导致青海湖、色林错等湖泊面积增加明显^[44,45]。而淮河流域、西南诸河流域由于围湖造田等对于湖泊

图 4 九大流域灰-绿-蓝蓄水能力的时间演变

Figure 4 Temporal variation of gray-green-blue water storage capacity of nine major basins

的高密度利用导致蓝色蓄水能力减小^[43]。

1945~2020年,各流域同时表现出灰色蓄水能力较快增加,绿色、蓝色蓄水能力波动变化的趋势。但三者相对变化差异明显,具体可以分为三类。第一类是灰色蓄水能力虽有所增加,但未超过绿色和蓝色蓄水能力,包括内陆河流域以及西南诸河流域。第二类是灰色蓄水能力增长较快,截至2020年已超过蓝色蓄水能力但仍小于绿色蓄水能力,包括松花江-辽河流域、海河流域、淮河流域以及黄河流域。第三类是灰色蓄水能力持续较快增加,后逐步超过绿色及蓝色蓄水能力,此地区往往人类活动强度大,水库建设需求大,包括长江流域、东南诸河流域、珠江流域。

3 灰-绿-蓝基础设施与水资源管理

本研究发现,长江流域与东南诸河流域的灰色蓄水能力已超过绿色与蓝色蓄水能力之和。这表明新中国成立以来,通过快速现代化建设,水利设施在长江、东南诸河流域发挥的蓄水能力作用已经超过了自然生态系统本身,这是人类大规模改造自然力量的集中体

现。另一方面,近几十年来部分流域绿色和蓝色蓄水能力增长缓慢,甚至有所下降,说明绿色高效的水资源可持续发展要求与现状的矛盾逐渐凸显^[46]。这要求在建设灰色基础设施过程的同时,要注重提高绿色以及蓝色基础设施的水源涵养功能。例如,通过植树造林或退耕还林还草等措施,提高植被覆盖度,提升植被蓄水能力^[31];通过退田还湖等措施,增加湖泊面积,提高湖泊可调节水量^[47]。

此外,中国不同流域灰色基础设施与蓝色、绿色基础设施蓄水能力比值差异大,进行水资源管理要因地制宜。在中国西南、西北以及东北地区,灰色基础设施相对于其他两类自然基础设施比值小,说明人类对当地流域的影响仍小于自然。虽然当地水坝建设还有一定的空间,但由于水利设施建设具有一定的经济社会和生态风险,在考虑水坝建设时,需要在全流域的尺度下进行系统评估^[48]。在沿海某些人口开发强度大的流域,灰色基础设施已经饱和,不应盲目兴建水利设施;建议通过恢复森林等自然生态要素的绿色基础设施,协同灰色基础设施发挥调节水量、水质以及减缓

极端灾害的功能,实现环境、安全、经济效益的协同发展^[49]。

本研究依然存在一定不确定性。蓝色基础设施仅考虑湖泊而没有考虑河流、地下水、冰川等具有重要水源涵养功能的水体。由于河流水体的面积相对较小且准确的河流水体面积和深度等信息缺乏,需要在完善基础数据的基础上进一步深化研究。目前, Wang等人^[50,51]研发了利用“哨兵2号”等遥感卫星数据解译河流水体面积、河宽以及河网的遥感流燃烧(RSSB)算法,有望解决河流水体难以核算的问题。冰川作为固体水库对气候变化响应敏感,虽然对于长江等大江大河的水资源影响有限,但其水源涵养功能演变对西北干旱区具有重要影响。本文虽以地表水的讨论为主,但不可否认地下水作为我国北方等地区重要的水资源,其蓄水能力的时空变化及其与地表水蓄水能力演变间的关系,值得被进一步深入研究。另外,流域尺度对实际决策的支撑能力依然有待提高,需要进一步加强从流域的干支流、左右岸,以及考虑人口、国内生产总值(GDP)等社会经济要素出发,为提出更具可行性的建议提供支撑。

4 总结

本研究系统分析了中国九大流域灰-绿-蓝蓄水能力的时空演变规律。从时间尺度来看,在新中国成立后,随着水利设施的建设,大部分流域灰色蓄水能力经历了从无到有,由少到多的过程,如今长江、东南诸河流域灰色蓄水能力已超过绿色和蓝色蓄水能力之和。绿色蓄水能力整体变化较小,蓝色蓄水能力总体呈现上升趋势。从空间尺度来看,在中国不同流域,各类基础设施的比重差异明显。内陆河流域及西南诸河流域的GNI指数只有0.02和0.20,而长江流域和东南诸河流域GNI指数已超过1,达到1.00和1.36。因此,在进行水资源管理时,需要具体流域具体分析,因地制宜地进行三类水基础设施协同发展。总之,中国灰色水利基础设施在过去半个世纪发展迅速,在长江、东南诸河等流域已超过自然生态系统蓄水能力,说明我国基础设施建设能力的飞速跃升,但也隐含过于倚重灰色基础设施可能出现的经济社会和生态问题,迫切要求从单一依靠工程措施的水资源管理,转变到包含灰-绿-蓝基础设施在内的自然-人工基础设施的协同综合管理,以促进流域绿色可持续发展。

致谢 文中涉及的中国地图经自然资源部地图技术审查中心审查,审图号为GS(2021)6041号。

参考文献

- 1 Xiao J H, Shi G Q, Mao C M, et al. Evaluation of effects of dams on river ecosystem service function in China (in Chinese). *Acta Ecol Sin*, 2007, 27: 526–537 [肖建红, 施国庆, 毛春梅, 等. 水坝对河流生态系统服务功能影响评价. *生态学报*, 2007, 27: 526–537]
- 2 Paté-Cornell M E, Tagaras G. Risk costs for new dams: Economic analysis and effects of monitoring. *Water Resour Res*, 1986, 22: 5–14
- 3 Maavara T, Chen Q, Van Meter K, et al. River dam impacts on biogeochemical cycling. *Nat Rev Earth Environ*, 2020, 1: 103–116
- 4 Yi Y J, Wang Z Y. Impact of dam construction on migratory fishes in Yangtze River Basin (in Chinese). *Water Resour Hydr Eng*, 2009, 40: 29–33 [易雨君, 王兆印. 大坝对长江流域洄游鱼类的影响. *水利水电技术*, 2009, 40: 29–33]
- 5 Shi P L, Wu B, Cheng G W, et al. Water retention capacity evaluation of main forest vegetation types in upper Yangtze River (in Chinese). *J Nat Resour*, 2004, 19: 351–360 [石培礼, 吴波, 程根伟, 等. 长江上游地区主要森林植被类型蓄水能力的初步研究. *自然资源学报*, 2004, 19: 351–360]
- 6 Wang Y H, Jin X, Yu P T. The environmental problems related with forest/vegetation and water resources in China and future research requirements (in Chinese). *For Res*, 2003, 16: 739–747 [王彦辉, 金昊, 于澎涛. 我国与森林植被和水资源有关的环境问题及研究趋势. *林业科学研究*, 2003, 16: 739–747]
- 7 Lin Y, Wang Z, Jim C Y, et al. Water as an urban heat sink: Blue infrastructure alleviates urban heat island effect in mega-city agglomeration. *J Clean Prod*, 2020, 262: 121411
- 8 Ye C. Function and its main environmental problems of lake wetlands in China (in Chinese). *Shanghai Environ Sci*, 2000, 19(Suppl): 112–114, 117 [叶春. 中国湖泊湿地的功能及主要环境问题. *上海环境科学*, 2000, 19(增刊): 112–114, 117]
- 9 Hu H, Tian Z, Sun L, et al. Synthesized trade-off analysis of flood control solutions under future deep uncertainty: An application to the central business district of Shanghai. *Water Res*, 2019, 166: 115067
- 10 Palmer M A, Liu J, Matthews J H, et al. Manage water in a green way. *Science*, 2015, 349: 584–585
- 11 Yan D H, Wang H, Zhou M, et al. Scientific ideas and development prospects of global water management modes (in Chinese). *Water Resour*

- Protect, 2020, 36: 1–7 [严登华, 王浩, 周梦, 等. 全球治水模式思辨与发展展望. 水资源保护, 2020, 36: 1–7]
- 12 Huang B W. Problems of forest on environment (in Chinese). *Chin Water Resour*, 1982, 33: 29–32 [黄秉维. 森林对环境作用的几个问题. 中国水利, 1982, 33: 29–32]
- 13 Wu Y W, Zhang Z H, Yu S P. Protection of forest resources and construction of green barrier—Thinking caused by 1998 catastrophic flood (in Chinese). *Protect For Sci Technol*, 1999, 17: 44–45 [吴映文, 张忠华, 于淑萍. 保护森林资源建设绿色屏障——1998年特大洪水引发的思考. 防护林科技, 1999, 17: 44–45]
- 14 Jiang Z H. Protection of forest resources and construction of green ecological barrier—Reflection after the catastrophic floods of the Yangtze River, Nenjiang River and Songhua River (in Chinese). *For Sci Technol Manag*, 1998, 27: 12–16 [江泽慧. 保护森林资源建设绿色生态屏障——长江、嫩江、松花江特大洪水后的反思. 林业科技管理, 1998, 27: 12–16]
- 15 Liu J G, Cui W H, Tian Z, et al. Theory of stepwise ecological restoration (in Chinese). *Chin Sci Bull*, 2021, 66: 1014–1025 [刘俊国, 崔文惠, 田展, 等. 渐进式生态修复理论. 科学通报, 2021, 66: 1014–1025]
- 16 Steffen W, Crutzen P J, McNeill J R. The Anthropocene: Are humans now overwhelming the great forces of nature. *AMBIO-J Hum Environ*, 2007, 36: 614–621 [Steffen W, Crutzen P J, McNeill J R. 人类世: 人类将压倒大自然的威力吗? *AMBIO-人类环境杂志*, 2007, 36: 578–584, 674]
- 17 Liu J G, Thomas D, Stephen R, et al. Coupling human and natural systems. *AMBIO-J Hum Environ*, 2007, 36: 639–649 [刘建国, Thomas D, Stephen R, 等. 人类与自然耦合系统. *AMBIO-人类环境杂志*, 2007, 36: 602–611, 674]
- 18 Chen W, Wang W, Huang G, et al. The capacity of grey infrastructure in urban flood management: A comprehensive analysis of grey infrastructure and the green-grey Approach. *Int J Disaster Risk Reduct*, 2021, 54: 102045
- 19 Ncube S, Arthur S. Influence of blue-green and grey infrastructure combinations on natural and human-derived capital in urban drainage planning. *Sustainability*, 2021, 13: 2571
- 20 Mulligan M, van Soesbergen A, Sáenz L. GOODD, a global dataset of more than 38000 georeferenced dams. *Sci Data*, 2020, 7: 31
- 21 Lehner B, Liermann C R, Revenga C, et al. High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Front Ecol Environ*, 2011, 9: 494–502
- 22 Messenger M L, Lehner B, Grill G, et al. Estimating the volume and age of water stored in global lakes using a geo-statistical approach. *Nat Commun*, 2016, 7: 13603
- 23 Wang-Erlandsson L, Bastiaanssen W G M, Gao H, et al. Global root zone storage capacity from satellite-based evaporation. *Hydrol Earth Syst Sci*, 2016, 20: 1459–1481
- 24 Kleidon A. Global datasets of rooting zone depth inferred from inverse methods. *J Clim*, 2004, 17: 2714–2722
- 25 Schenk H J, Jackson R B, Hall F G, et al. ISLSCP II ecosystem rooting depths. In: ISLSCP Initiative II Collection. ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA, 2009. 1119–1124
- 26 Huang Z, Hejazi M, Li X, et al. Reconstruction of global gridded monthly sectoral water withdrawals for 1971–2010 and analysis of their spatiotemporal patterns. *Hydrol Earth Syst Sci*, 2018, 22: 2117–2133
- 27 Zhang G Q, Yao T D, Chen W F, et al. Regional differences of lake evolution across China during 1960s–2015 and its natural and anthropogenic cause. *Remote Sens Environ*, 2019, 221: 386–404
- 28 Zhang G Q. China Lake Dataset (1960s–2020). National Tibetan Plateau Data Center, 2019
- 29 Lian X, Piao S, Huntingford C, et al. Partitioning global land evapotranspiration using CMIP5 models constrained by observations. *Nat Clim Chang*, 2018, 8: 640–646
- 30 Gao H, Hrachowitz M, Schymanski S J, et al. Climate controls how ecosystems size the root zone storage capacity at catchment scale. *Geophys Res Lett*, 2015, 41: 7916–7923
- 31 Wu S, Zhou W, Yan K, et al. Response of the water conservation function to vegetation dynamics in the Qinghai-Tibetan Plateau based on MODIS products. *IEEE J Sel Top Appl Earth Observ Remote Sens*, 2020, 13: 1675–1686
- 32 Chen Y, Li B, Fan Y, et al. Hydrological and water cycle processes of inland river basins in the arid region of Northwest China. *J Arid Land*, 2019, 11: 161–179
- 33 Liu J, Zang C, Tian S, et al. Water conservancy projects in China: Achievements, challenges and way forward. *Glob Environ Change*, 2013, 23: 633–643
- 34 Zhang Y H, Fan G Z, Li L P, et al. Preliminary analysis on the relationship between vegetation change and temperature and precipitation in Southwest China (in Chinese). *Plateau Mt Meteorol Res*, 2009, 29: 6–13 [张永恒, 范广洲, 李腊平, 等. 西南地区植被变化与气温及降水关系的初步分析. 高原山地气象研究, 2009, 29: 6–13]
- 35 Xu F J, Zhou D M, Zhang Y R, et al. Spatial distribution and dynamics of lake and marsh wetlands in China (in Chinese). *Chin J Ecol*, 2014, 33: 1606–1614 [许凤娇, 周德民, 张翼然, 等. 中国湖泊、沼泽湿地的空间分布特征及其变化. 生态学杂志, 2014, 33: 1606–1614]
- 36 Yu L, Liu T, Bu K, et al. Monitoring the long term vegetation phenology change in Northeast China from 1982 to 2015. *Sci Rep*, 2017, 7: 14770
- 37 Zhao C Y, Wang Y, Zhou X Y, et al. Changes in climatic factors and extreme climate events in Northeast China during 1961–2010. *Adv Clim*

- [Change Res](#), 2013, 4: 92–102
- 38 Wang Q, Liu X H, Lü B L. Dynamic change and spatial pattern characteristics of vegetation cover in Huaihe River Basin Based on SPOT-VGT data (in Chinese). *Progr Geogr*, 2013, 32: 270–277 [王倩, 刘雪华, 吕宝磊. 基于SPOT-VGT数据的流域植被覆盖动态变化及空间格局特征——以淮河流域为例. *地理科学进展*, 2013, 32: 270–277]
- 39 Huang Y, Cai J, Yin H, et al. Correlation of precipitation to temperature variation in the Huanghe River (Yellow River) basin during 1957–2006. *J Hydrol*, 2009, 372: 1–8
- 40 Wang J Z. Achievements and prospect of development of irrigation in the Yellow River Basin (in Chinese). *Yellow River*, 1996, 18: 1–5, 26, 61 [王建中. 黄河流域灌溉发展成就与前景. *人民黄河*, 1996, 18: 1–5, 26, 61]
- 41 Dong Y, Wang X H, Yang Q. Research progress on the impact of climate change on plants (in Chinese). *Guangdong Agric Sci*, 2013, 40: 34–36 [董瑜, 汪学华, 杨倩. 气候变化对植物影响的研究进展. *广东农业科学*, 2013, 40: 34–36]
- 42 Tao S, Fang J, Ma S, et al. Changes in China's lakes: Climate and human impacts. *Natl Sci Rev*, 2020, 7: 132–140
- 43 Ma R H, Duan H T, Hu C M, et al. A half-century of changes in China's lakes: Global warming or human influence? *Geophys Res Lett*, 2010, 37: L24106
- 44 Zhu L P, Zhang G Q, Yang R M, et al. Lake variations on Tibetan Plateau of recent 40 years and future changing tendency (in Chinese). *Bull Chin Acad Sci*, 2019, 64: 1254–1267 [朱立平, 张国庆, 杨瑞敏, 等. 青藏高原最近40年湖泊变化的主要表现与发展趋势. *中国科学院院刊*, 2019, 64: 1254–1267]
- 45 Mao D, Wang Z, Yang H, et al. Impacts of climate change on Tibetan lakes: Patterns and processes. *Remote Sens*, 2018, 10: 358
- 46 Yang X, Pang J. Implementing China's "Water Agenda 21". *Front Ecol Environ*, 2006, 4: 362–368
- 47 Rao E M, Xiao Y, Ouyang Z Y, et al. Status and dynamics of China's lake water regulation (in Chinese). *Acta Ecol Sin*, 2014, 34: 6225–6231 [饶恩明, 肖赓, 欧阳志云, 等. 中国湖泊水量调节能力及其动态变化. *生态学报*, 2014, 34: 6225–6231]
- 48 Fang H S, Chen G Q, Liu Y X. Decision-making management of large dam construction (in Chinese). *Ecol Econ*, 2002, 18: 16–19 [方红松, 陈国谦, 刘云旭. 大坝建设的决策管理. *生态经济*, 2002, 18: 16–19]
- 49 Xu C, Tang T, Jia H, et al. Benefits of coupled green and grey infrastructure systems: Evidence based on analytic hierarchy process and life cycle costing. *Resour Conserv Recycl*, 2019, 151: 104478
- 50 Wang Z, Liu J, Li J, et al. Basin-scale high-resolution extraction of drainage networks using 10-m Sentinel-2 imagery. *Remote Sens Environ*, 2021, 255: 112281
- 51 Wang Z, Liu J, Li J, et al. Multi-Spectral Water Index (MuWI): A native 10-m multi-spectral water index for accurate water mapping on Sentinel-2. *Remote Sens*, 2018, 10: 1643

Summary for “中国主要流域灰-绿-蓝蓄水能力时空演变”

Spatio-temporal variation of gray-green-blue storage capacity in nine major basins of China

Qiaojuan Xi¹, Hua Zhong², Tao Wang¹, Tianhao He¹, Hongkai Gao^{1,3*}, Jun Xia⁴,
L. Wang-Erlandsson⁵, Qiuhong Tang⁶ & Junguo Liu⁷

¹ School of Geographic Sciences, East China Normal University, Shanghai 200241, China;

² Nanjing Hydraulic Research Institute, Ministry of Water Resources, Ministry of Transport, National Energy Administration, Nanjing 210029, China;

³ Laboratory of Geographic Information Science of Ministry of Education, East China Normal University, Shanghai 200241, China;

⁴ State Key Laboratory of Water Resources and Hydropower Engineering Science, Wuhan University, Wuhan 430072, China;

⁵ Stockholm Resilience Centre, Stockholm University, Stockholm 10691, Sweden;

⁶ Key Laboratory of Water Cycle and Related Land Surface Processes, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China;

⁷ School of Environmental Science and Engineering, Southern University of Science and Technology, Shenzhen 518055, China

* Corresponding author, E-mail: hkgao@geo.ecnu.edu.cn

Most of China's territory is influenced by the East Asia monsoon, and thus, the spatio-temporal distribution of surface water resources in China is extremely uneven, causing many water-related issues, e.g., water scarcity and flooding. As the basis and essential condition of economic and social development, water-related infrastructures provide the material basis and guarantee for regulating and storing surface water resources and solving multi-dimensional water problems. The infrastructures that play an important role in surface water resource regulation and storage mainly include three types: Gray (such as dams), green (such as forests), and blue infrastructures (such as lakes). Gray infrastructures can reduce the flood peak and increase water supply during dry seasons by regulating and storing water so that the seasonal and inter-annual fluctuation of runoff is reduced, which plays an important role in water storage, water supply, flood control, and disaster mitigation. However, excessive gray infrastructures would have adverse effects on the social economy and environmental ecology. Unlike gray infrastructures, green and blue infrastructures can not only benefit water resource management but also have ecological functions, such as improving water quality and enhancing ecosystem services. Thus, it is significant to couple gray, green, and blue infrastructures to regulate the spatio-temporal distribution of water resources. However, research on the spatial distribution and temporal variation of water storage capacity is still lacking, which hinders the coordinated regulation and comprehensive management of surface water resources. Therefore, in the present study, the spatio-temporal distribution of the three aforementioned infrastructures was compared and analyzed on basin scale, based on the latest data of dams, root zone storage capacity, natural lakes, and so on. Results indicated the following: (1) Gray water storage capacity has exceeded that of the natural terrestrial surface ecosystem in the Yangtze River Basin and the Southeast Basins, where human activities are intense. (2) Gray water storage capacity has increased significantly in nine major basins from 1955 to 2020, but the timing of construction varies in different basins. (3) Green water storage capacity did not change much, the Songhua-Liaohe River Basin and the Huaihe River Basin increased slightly. (4) Blue water storage capacity shows a constantly increasing trend on the whole, in which the water storage capacity in the inland river basin (including the endorheic basin on the Tibetan Plateau) significantly increased. Our study revealed the basic information and spatio-temporal variation of gray-green-blue water storage capacities in nine major basins of China, which could lead to better coordination between natural and artificial water infrastructures and provide support for multi-dimensional optimization of water resource allocation.

root zone storage capacity, reservoir storage capacity, lake storage capacity, gray-green-blue water, integrated water resource management

doi: [10.1360/TB-2021-0381](https://doi.org/10.1360/TB-2021-0381)