粮食生产水足迹动态演变及分解效应

徐依婷，穆月英

（中国农业大学 经济管理学院，北京 100083）

摘　要：基于水足迹方法构建粮食生产水资源匹配指数，从用水总量、来源结构和粮水匹配关系三个方面分析粮食生产用水的动态演变特征，并采用 LMDI 模型将粮食生产用水变动分解为 9 类效应，研究结果表明：粮食生产水足迹变动经历小幅下降——快速回升——企稳上升三个阶段，粮水匹配度较差且矛盾趋于激化。从分解效应看，三产结构调整和节水技术进步是减少粮食生产用水的主要因素，但种植结构调整以及用水效率改善未发挥预期节水效果，粮水匹配关系恶化、水土资源贫乏及二者匹配度较差均不利于缓解农业用水压力。

关键词：水足迹；粮食生产；水资源；节水技术进步

中图分类号：F307.11　　**文献标识码：**A　　**文章编号：**1672－0202(2020)03－0070－14

一、引言

水安全是粮食安全的基础[1]。从长期来看，水资源稀缺是波及粮食生产稳定性和制约农业可持续发展的瓶颈问题[2]。2018 年中国农业用水 3693.1 亿，占全国用水总量的 61.4%①，超过工业用水、生活用水以及人工生态环境补水三项总和，减少农业部门用水的潜力巨大。近年来，政府颁布了一系列节水政策法规。2011 年中央“一号文件”明确提出实行最严格的水资源管理制度，划定包括用水总量在内的“三条红线”，2014 年习近平总书记提出“节水优先、空间均衡、系统治理、两手发力”的十六字方针，2019 年国家发展改革委与水利部出台《国家节水行动方案》，强调以大力推进节水灌溉和优化调整作物种植结构为重点措施，促进农业节水增效。作为中国重要的粮食产区，黄淮海地区利用全国 8.6% 的水资源产出了 35% 的粮食②，其农业生产水资源不可持续利用问题尤为突出。受干旱等极端气候频发的影响，降水和地表径流不足导致地下水过度开发，使黄淮海平原变成全球面积最大的地下水漏斗区，进而引发了地面沉降、海水倒灌等严重的生态环境问题，不利于长期粮食安全。如何在保证粮食有效供给的前提下，大幅减少农业生产用水，是当前亟待解决的关键问题。水足迹将“看得见的水”和“看不见的水”相结合，为更全面的评价粮食生产水资源利用提供了新思路。近年来农业生产用水成为各界关注的热点问题，本文侧重于粮食生产水足迹及其影响因素研究，具有重要现实意义。

农业用水的核算是探究其影响因素的前提，国际经验表明水足迹可作为量化农业生产用水的有效工具[3-6]。一方面其考虑到降水对农业生产的积极作用，将实体形态的灌溉水与虚拟形态的

收稿日期：2019－12－31　　**DOI：**10.7671/j.issn.1672－0202.2020.03.007

基金项目：国家社会科学基金重大项目(18ZDA074)

作者简介：徐依婷(1994—)，女，浙江温州人，中国农业大学经济管理学院博士研究生，主要研究方向为农业经济理论与政策研究。E-mail：xuyiting94@cau.edu.cn

① 数据来源：水利部 2018 年度《中国水资源公报》

② 数据来源：2017 年《中国农村统计年鉴》

土壤水相结合，能够更加真实地体现农业生产对水资源的需求状况[7]。另一方面，由于田间用水计量设施尚未得到普遍推广，作物生产水量核算在实际中具有较大难度，水足迹为不同作物的耗水特征提供了较为统一的衡量指标。在不考虑污水排放的情况下，可按照用水来源结构将作物生产水足迹划分成蓝水足迹（来自地表水和地下水）和绿水足迹（来自降水）两大类[8]。

目前，国内外关于虚拟水贸易、农业水足迹等方面的研究较为丰富，主要集中以区域、农作物品种为单元计算、评价农业生产水足迹[9-11]，或是从气候变化[12, 13]、社会经济、农业生产条件等方面对农业水资源利用的影响因素展开研究。但鲜见从资源禀赋、粮食生产与水资源匹配关系等层面展开探讨，对影响因素的划分也不够细致，不利于政策细则的制定。李泽红和刘莉采用灰色关联度法分别对武威绿洲和四川地区农业生产用水驱动因素进行分析，结果表明农业规模及开发强度扩大、耕地复种指数、人口规模是主要促进因素[14, 15]；Xu 研究表明种植结构和节水技术因子对北京粮食生产耗水变动具有抑制作用，而人口增加以及生产规模效应阻碍了节水进程[16]。易武英通过构建 STIRPAT 扩展模型分析表明平塘县膳食结构、降水量、人口对农业用水变化的贡献率相对较大[17]。Zhang 考察了不同发展阶段的农业用水驱动因素，结果表明作物种植规模的扩大和不合理的种植模式增加了农业用水，灌溉定额的减少和灌溉效率的提高则是农业用水减少的主要动力[18]。

在研究方法方面，因素分解法在能源环境领域的使用较为广泛，但在农业生产水资源利用方面鲜有涉及。Ang 提出的对数平均迪氏指数分解法（Logarithmic Mean Divisia Index method，下文简称 LMDI）[19]，因能消除残值和解决数据集中的零值问题，具有完全分解和加总一致性的优点，而被广泛应用在温室气体排放等能源环境领域[20, 21]。除碳排放[22-25]及能源消费[26]外，LMDI 分解法在水资源领域的拓展较为有限，一般集中在社会经济用水总量[27-29]、时空差异[30, 31]，或是考虑废水排放的水资源污染[32]，在农业用水方面的应用匮乏。

综上所述，已有文献关于农业生产水资源利用进行了一定的测算分析。众所周知，农业内部不同部门的水资源利用机理不同，目前为止的研究，将资源禀赋特征、粮食生产与水资源匹配特征、经济特征、水资源管理及政策制度特征等因素相结合的研究尚属少见。与此同时，LMDI 分解法因具有良好的适配性而广泛用于能源环境领域，本文借助此方法并与相关经济理论相结合对水资源利用进行实证分析。鉴于此，本文以水足迹为计量工具，通过分析粮食生产用水总量、结构以及与水资源的匹配关系，系统评估粮食生产用水动态演变趋势，并采用 LMDI 分解模型从多维度剖析引致粮食生产真实耗水量变化的影响机制，以期为区域农业可持续发展政策的实施提供参考依据。

二、理论框架

粮食安全与水安全的协同发展，是社会经济平稳运行的前提。从二者的关系来看，水资源为粮食生长全过程提供了不可或缺的物质投入要素，为粮食安全提供保障；反过来人口增加带来的粮食生产扩张将加剧用水需求，造成水资源短缺进而影响水安全。作为保障粮食安全的基本条件，水安全的失守将直接导致粮食生产波动，从而在源头上引发粮食危机[33]。研究如何在保证粮食有效供给的前提下，减少农业生产用水，必须从经济增长、制度安排、技术发展、产业结构、自然条件等方面厘清影响粮食生产用水的驱动因素。

经济增长方面，Grossman 等将经济发展与收入不平等的倒 U 型曲线延申到环境领域，而后又有学者将其推广到水资源层面。环境库兹涅茨曲线（简称 EKC）理论表明，在水资源开发利用中，用水量将随经济增长呈现先升后降的 EKC 特征[34]。经济发展过程通常伴随产业结构调整，其中农业、工业和服务业的发展结构变迁会导致水资源在不同产业部门的配置发生变化，农业内部种

植结构调整则会影响水资源在不同作物之间的配置。技术条件方面,技术进步对推动农业生产的重要作用已达成广泛共识。根据诱致性技术变迁理论,土地要素相对化肥价格上涨会引致提高土地生产率的生物化学技术进步,类似地,水资源的日渐稀缺会促使提高水分生产率的技术进步,两者均会对粮食生产用水产生影响。自然条件方面,水资源与耕地资源是粮食生产中的两大刚性约束,资源禀赋高低决定了地区粮食生产潜力以及水资源消耗的门限值。水土资源的合理匹配将促进资源优势转化为农业经济增长,进而影响用水量。另一方面,粮食生产与水资源的空间匹配程度通过刻画二者的供需平衡关系,可直观反映粮食生产对地区农业水资源造成的压力大小。此外,节水管理与政策制度可从农田水利基础建设、水资源开发管理、农业支持政策等方面直接或间接改变粮食生产中的要素配置方式和效率,进而影响粮食生产用水。

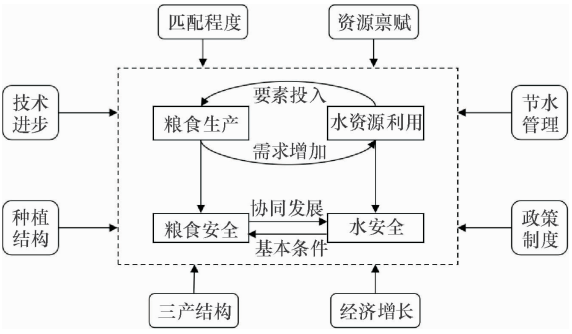


图1 理论分析框架

通过以上梳理,将本文研究框架整理为图1所示,可为后文粮食生产水资源匹配度测算以及水足迹变动分解提供理论支持。

三、研究方法与数据来源

(一)水足迹测算

粮食生产水足迹 $WF(m^3)$ 是指区域内粮食生长过程中所消耗的水资源总量。在不考虑污染的情况下,可将其表示为绿水和蓝水足迹之和。本文在联合国粮农组织(FAO)推荐并修正的标准彭曼公式的基础上,根据研究区域内各省主要粮食的播种面积计算得到粮食生长过程中绿水、蓝水的消耗量,进而加总得到地区粮食生产水足迹指标。相关公式如下:

$$WF = WF_{green} + WF_{blue} \tag{1}$$

$$WF_{green} = 10 \times ET_{green} \times A \tag{2}$$

$$WF_{blue} = 10 \times ET_{blue} \times A \tag{3}$$

$$ET_{green} = \min(ET_c, P_e) \tag{4}$$

$$ET_{blue} = \max(0, ET_c - P_e) \tag{5}$$

$$P_e = \begin{cases} P \times (125 - 0.6 \times P)/125, & P \leqslant 250/3 \\ 125/3 + 0.1 \times P, & P > 250/3 \end{cases} \tag{6}$$

公式(1)~(6)中,WF_{green} 和 WF_{blue} 分别表示粮食生产的绿水足迹和蓝水足迹(m^3);ET_{green} 和 ET_{blue} 分别表示作物生长期间的绿水和蓝水的蒸发蒸腾积累量(mm);常量因子10将水的深度(mm)转化为单位面积的水量(m^3/hm^2);A 表示作物播种面积(hm^2);P_e 表示作物生育期旬有效降水量(mm)。绿水蒸发水量(ET_{green})为作物蒸发水量(ET_c)与有效降水量(P_e)中的较小值;蓝水蒸发水量(ET_{blue})等于作物蒸发水量与有效降水之差,但当有效降水超过总蒸发水量时,其值为0。此外,有效降水量可根据美国农业部(USDASCS)土壤保持局的方法,由旬降水量(P)计算得到。

作物蒸发水量(ET_c)的计算方法如公式(7)和(8)所示:

$$ET_c = \sum_{d=1}^{lgp} (K_c \times ET_0) \tag{7}$$

$$ET_0 = \frac{0.408\Delta(R_n - G) + \gamma \frac{900}{T+273} U_2 (e_a - e_d)}{\Delta + \gamma(1 + 0.34U_2)} \tag{8}$$

式中，ET_c 由生育期内作物系数 K_c 与参考作物蒸发蒸腾水量 ET_0 相乘后累加所得。作物系数反映了粮食作物本身的生物特性（如叶片面积、土壤、栽培条件等）对作物需求量的影响。参考作物蒸发蒸腾水量 ET_0 则是依据联合国粮农组织（FAO）推荐并修正的标准彭曼公式计算所得。其中，R_n、G、γ、T、U_2、e_a、e_d 分别代表净辐射量、土壤热通量、湿度、平均气温、风速、饱和以及实际水气压等参数。

（二）*LMDI* 分解模型

将 *LMDI* 模型运用至水资源领域，并对黄淮海地区粮食生产水足迹（*WF*）进行如下分解：

$$WF = \sum_i \frac{WF_i}{Y_i} \times \frac{Y_i}{Y} \times \frac{Y}{A} \times \frac{A}{D} \times \frac{D}{LAND} \times \frac{IRR}{LAND} \times \frac{EXP_a}{IRR} \times \frac{EXP}{EXP_a} \times \frac{GDP}{EXP} \times \frac{G_a}{GDP} \times \frac{G_a}{WF} \times \frac{WF}{AWA} \times \frac{LAND}{AWA} \times \frac{AWA}{G_a} \times \frac{LAND}{G_a} \times AWA \tag{9}$$

公式（9）中，WF_i 表示第 i 种粮食作物的生产水足迹（m^3）；Y_i 和 Y 分别表示第 i 种作物的产量和三类作物总产量；A、D、$LAND$、IRR 分别表示粮食播种面积、农作物总播种面积、耕地面积、节水灌溉面积；AWA 为农业可用水量；EXP_a、EXP、GDP、G_a 分别表示农林水事务支出①、国家财政支出、总产出、农业产出。将分解所得各项整理归纳为九类效应，如表 1 所示。在时间维度上，以 t 期为报告期，0 期为基期，从 t 期到基期的粮食生产用水量变化可根据上述公式（9）进行如下处理：

$$\Delta WF = WF^t - WF^0 = \sum_i (WF_i^t - WF_i^0) = \Delta WF_r + \Delta WF_a + \Delta WF_b + \Delta WF_c + \Delta WF_d + \Delta WF_e + \Delta WF_f + \Delta WF_g + \Delta WF_h + \Delta WF_i + \Delta WF_j + \Delta WF_k + \Delta WF_l + \Delta WF_m + \Delta WF_n + \Delta WF_p + \Delta WF_{rsd} \tag{10}$$

其中，ΔWF 表示粮食生产水足迹变化量 ΔWF_r、ΔWF_a、ΔWF_b、ΔWF_c、ΔWF_d、ΔWF_e、ΔWF_f、ΔWF_g、ΔWF_h、ΔWF_i、ΔWF_j、ΔWF_k、ΔWF_l、ΔWF_m、ΔWF_n、ΔWF_p 分别对应表 1 中各分解项对水足迹变动的贡献值。此外，基于 LMDI 模型的完全分解特性，残值 ΔWF_{rsd} 为 0[19]。

公式（10）中各因素对粮食生产水足迹变化的贡献值可通过如下方式计算：

$$\Delta WF_r = \sum_i L(WF_i^t, WF_i^0) ln\left(\frac{r_i^t}{r_i^0}\right); \quad \Delta WF_a = \sum_i L(WF_i^t, WF_i^0) ln\left(\frac{a^t}{a^0}\right);$$

$$\Delta WF_b = \sum_i L(WF_i^t, WF_i^0) ln\left(\frac{b^t}{b^0}\right); \quad \Delta WF_c = \sum_i L(WF_i^t, WF_i^0) ln\left(\frac{c^t}{c^0}\right);$$

$$\Delta WF_d = \sum_i L(WF_i^t, WF_i^0) ln\left(\frac{d^t}{d^0}\right); \quad \Delta WF_e = \sum_i L(WF_i^t, WF_i^0) ln\left(\frac{e^t}{e^0}\right);$$

$$\Delta WF_f = \sum_i L(WF_i^t, WF_i^0) ln\left(\frac{f^t}{f^0}\right); \quad \Delta WF_g = \sum_i L(WF_i^t, WF_i^0) ln\left(\frac{g^t}{g^0}\right);$$

$$\Delta WF_h = \sum_i L(WF_i^t, WF_i^0) ln\left(\frac{h^t}{h^0}\right); \quad \Delta WF_i = \sum_i L(WF_i^t, WF_i^0) ln\left(\frac{i^t}{i^0}\right);$$

$$\Delta WF_j = \sum_i L(WF_i^t, WF_i^0) ln\left(\frac{j^t}{j^0}\right); \quad \Delta WF_k = \sum_i L(WF_i^t, WF_i^0) ln\left(\frac{k^t}{k^0}\right);$$

① 由于财政收支统计科目发生变化，2007 年开始不再单独设置农业支出、林业支出和水利气象部门支出，统一采用农林水事务支出来表示。

表1 分解效应及其定义

效应	分解项	符号	解释说明
技术进步效应	$\frac{WF_i}{Y_i}$	r_i	第i种作物的单位水足迹含量,反映粮食生产用水效率
	$\frac{Y}{A}$	a	单位面积产量,反映粮食生产技术进步
种植结构效应	$\frac{Y_i}{Y_a}$	b	作物产量占比,反映粮食内部种植结构
	$\frac{A}{D}$	c	粮食播种面积占比,反映农业种植结构
节水管理效应	$\frac{IRR}{LAND}$	d	有效灌溉面积占比,反映农田水利建设管理水平
	$\frac{AWA}{G_a}$	e	单位农业产出可耗水量,反映水资源开发强度水平
政策制度效应	$\frac{EXP}{EXP_a}$	f	农林水事务支出占比的倒数,反映国家财政支农力度
	$\frac{GDP}{EXP}$	g	国家财政支出占 *GDP* 比重的倒数,反映财政支出规模
	$\frac{EXP_a}{IRR}$	h	单位有效灌溉面积的农林水支出,反映节水灌溉发展的政策配套
资源禀赋效应	AWA	j	广义农业水资源量,反映水资源禀赋
	$\frac{D}{LAND}$	i	复种指数,反映农业生产对耕地资源的利用程度
水土匹配效应	$\frac{LAND}{AWA}$	k	单位耕地面积广义农业水资源量的倒数,反映农业水土资源匹配度[35]
粮水匹配效应	$\frac{WF}{AWA}$	l	反映粮食生产的水资源匹配度,计算及详细说明见前文
三产结构效应	$\frac{G_a}{GDP}$	m	农业产出在 *GDP* 中的占比,反映三产结构
经济发展效应	$\frac{LAND}{G_a}$	n	单位耕地面积农业产值的倒数,反映农业经济发展
	$\frac{G_a}{WF}$	p	单方水农业产值,反映农业经济发展

$$\Delta WF_l = \sum_i L(WF_i^t, WF_i^0) ln\left(\frac{l^t}{l^0}\right);\ \Delta WF_m = \sum_i L(WF_i^t, WF_i^0) ln\left(\frac{m^t}{m^0}\right);$$

$$\Delta WF_n = \sum_i L(WF_i^t, WF_i^0) ln\left(\frac{n^t}{n^0}\right);\ \Delta WF_p = \sum_i L(WF_i^t, WF_i^0) ln\left(\frac{p^t}{p^0}\right) \quad (11)$$

式中,$L(WF_i^t, WF_i^0) = (WF_i^t - WF_i^0)/[ln(WF_i^t) - ln(WF_i^0)]$。若贡献值为正值,表明该因素变动会导致粮食生产水足迹增加;反之,则表明该因素变动对水足迹变动具有抑制作用[36]。

(三)数据来源

本文的研究区域选择黄淮海粮食主产区的7个省份及直辖市,包括河北、河南、山东、安徽、江苏、北京、天津。该地区的粮食生产以冬小麦、夏玉米以及水稻为主,三类主粮的产量之和基本超过该地区粮食总产量的90%,近几年甚至达到95%(图2)。因此本文选取小麦、玉米、水稻为代表研究粮食生产水足迹及其驱动因素。

有关水足迹测算的相关变量数据来源如下：各省的气象和作物参数所选代表城市如表 2 所示。各站点的气象数据包括月平均最高和最低气温、月平均降水、相对湿度、风速、光照等参数均来自 FAO 的 CLIMWAT 气象数据库；作物生育期不同阶段的时长划分依据农业部种植业管理司的分省农时数据库；作物参数和土壤数据来自 FAO 全球数据库。

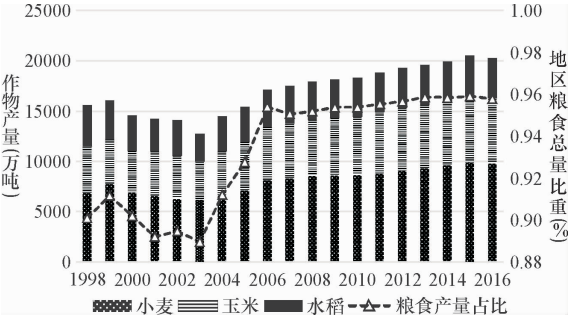


图 2　黄淮海地区历年粮食作物产量及占比

数据来源：历年《中国农村统计年鉴》

表 2　黄淮海各省气象和作物参数代表城市及说明

	代表城市	说明
玉米	各省省会城市	
小麦	其他各省为省会城市	
	江苏徐州	依据江苏省农业农村厅发布的相关数据，以徐州为代表的苏北地区是江苏小麦和水稻主产区。
水稻	江苏徐州	
	河北唐山	唐山市水稻栽培历史悠久，是河北省水稻主产区。
	河南信阳	河南的水稻主产区整体来说比较少且集中，主要包括以信阳为代表的豫南稻区和豫北黄河沿岸稻区。
	其他各省为省会城市	

此外，2002—2017 年各省、直辖市的各类粮食作物产量、播种面积、地区生产总指数数据来源于历年《中国农村统计年鉴》、《中国粮食统计年鉴》和各省统计年鉴；农业用水量、用水总量、地表水和地下水资源数据来自中经网数据库；GDP、农业总产值和人口数据来源于国家统计局，并以 2002 年为基期剔除价格变动。

四、粮食生产用水的动态演变特征

（一）粮食生产用水总量及结构变动趋势分析

粮食生产中消耗的水包含诸多方面，运用水足迹进行综合性量化测算，便于进行粮食生产水资源利用的地区比较分析。从总量和结构两方面分析 2002—2017 年黄淮海地区粮食生产水资源利用现状及动态演变特征。将测算所得粮食生产蓝水足迹、绿水足迹以及各省市的粮食生产水足迹结果整理如图 3 所示。

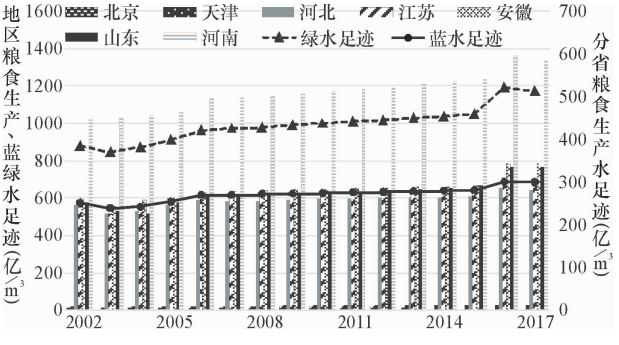


图 3　2002－2017 年粮食生产蓝、绿水足迹及分地区粮食生产水足迹情况

在用水总量方面，从整体来看，报告期内黄淮海地区粮食生产水足迹总量由 1455.6 亿增加到 1858.4 亿，以 2003 年和 2006 年为分界点，呈现下降——快速回升——企稳上升的动态演变特征。从地区

角度来看,粮食生产用水总量差异显著。根据水足迹测算结果,可将黄淮海地区各省市划分为以下三类区域:第一类区域仅包括河南,其粮食生产水资源消耗量居于黄淮海地区之首。从发展趋势上看,河南粮食生产水足迹呈现快速攀升的演变态势,由2002年的446.8亿 m^3 增加至2016年的585.3亿 m^3,增幅达到31.0%;第二类区域包括河北、山东、江苏和安徽4省,这类地区报告期内粮食生产用水量波动幅度较小,基本呈现"勺型"波动趋势,年均粮食生产水资源消耗量在黄淮海地区中居于中位,约为270.2亿 m^3;第三类区域包含北京、天津,此类地区因粮食种植规模萎缩,其粮食生产水足迹远低于其他省份且波动平缓,年均水平仅7.7和11.4亿 m^3。

在用水来源结构方面,黄淮海地区粮食生产蓝水、绿水足迹之比约为2∶3。分类别来看,报告期内粮食生产的绿水资源利用量呈现持续增长趋势,其中2016年绿水足迹增长率达到峰值,相比上一年增加13.4%;相比之下,粮食生产蓝水足迹的动态波动幅度较小。

(二)粮食生产与水资源匹配度分析

粮食生产用水总量和来源结构反映其生产用水特征。在评价粮食生产与水资源匹配程度方面,常用的方法有线性规划法[37]、区域基尼系数法和不平衡指数法[38]。值得指出的是粮食生产中的水资源利用既有品种上的差异,也有地区之间的不同,并且同一地区在不同时期也在发生动态推移,基于此,本文借助水足迹方法对粮食生产与水资源匹配关系进行测算和比较分析。粮食生产水足迹与广义农业水资源量的比值构建粮食生产水资源匹配指数(CWM),可直观反映粮食生产对地区农业水资源与环境造成的压力大小,其具体公式如下所示:

$$CWM = WF/AWA \tag{12}$$

其中,农业可用水量(AWA)可表示为可用于农业的蓝水和绿水资源的加总,其计算方法如下[4]:

$$AWA = BWA + GWA \tag{13}$$

$$BWA = WR \times AWU/TWU \tag{14}$$

$$GWA = LAND \times P \tag{15}$$

式中,AWU 和 TWU 分别表示地区农业用水和总用水量(m^3);BWA 表示农业蓝水可用水量(m^3),即可用于作物生产灌溉的水资源量,其值等于地区蓝水资源总量 WR(包含地表水和地下水,m^3)与农业用水占比的乘积;GWA 表示农业绿水可用水量(m^3),由地区可用耕地面积 $LAND$(hm^2)和降水量 P(mm)相乘得到。

以2010年为界将报告期一分为二。然后根据公式(12)~(15),利用水足迹测算结果与农业可用水量数据,计算黄淮海地区不同时期的粮食生产水资源匹配指数,将结果整理为表3所示。

表3 2002—2017年黄淮海地区粮食生产水资源匹配指数

地区	2002—2017				平均值		
	平均值	标准差	最小值	最大值	2002—2009(时期Ⅰ)	2010—2017(时期Ⅱ)	变化率(%)
北京	0.345	0.110	0.155	0.540	0.378	0.311	-17.9
天津	0.389	0.104	0.215	0.556	0.346	0.433	25.1
河北	0.570	0.124	0.409	0.878	0.558	0.583	4.4
江苏	0.353	0.073	0.198	0.489	0.339	0.366	8.0
安徽	0.275	0.050	0.173	0.349	0.268	0.283	5.6
山东	0.379	0.122	0.209	0.644	0.332	0.426	28.2
河南	0.702	0.209	0.361	1.265	0.565	0.839	48.4
整体	0.430	0.072	0.259	0.555	0.398	0.463	16.3

以下运用水资源压力指数将粮食生产水资源匹配指数（CWM）按数值分为：非常匹配（0 - 0.1）；较为匹配（0.1 - 0.2）；中等匹配（0.2 - 0.4）；较不匹配（0.4 - 0.8）；严重不匹配（> 0.8）[39]。根据表 3 结果，从整体来看，2002—2017 年间黄淮海地区 CWM 指数整体达到 0.430，表明粮食生产与水资源禀赋处于较不匹配水平。由高到低排名为河南、河北、天津、山东、江苏、北京、安徽。研究期限内河南 CWM 指数值波动最大，其最小值和最大值分别为 0.361 和 1.265。随着社会经济发展，地区粮食生产与水资源的匹配关系会随时间动态变化，不同时期呈现为如下特征：2002—2009 年地区整体匹配指数为 0.398，其中河南和河北处于较不匹配水平，其余省市则处于中等匹配水平。时期 II（2010—2017 年）相比时期 I，黄淮海各省市（除北京外）的粮食生产水资源不匹配程度加剧，平均变化率为 16.26%。其中，河南以 48.42% 的增长率居于首位，其粮食生产水资源匹配关系呈现恶化态势，达到严重不匹配程度；山东、河北等水资源匮乏的北方粮食主产省则长期处于较不匹配水平，区域粮食安全与水资源可持续利用之间的矛盾不容忽视。

基于上文对黄淮海地区粮食生产用水总量、结构以及粮食生产的水资源匹配关系分析，该地区水资源与粮食生产协同发展矛盾尖锐。因此，分析影响粮食生产水资源利用的相关因素以及各因素的贡献程度，对粮食生产水资源可持续利用至关重要。

五、粮食生产用水变动的影响因素分析

（一）粮食生产水足迹变动的分解效应

基于 LMDI 分解模型对粮食生产用水变动的影响因素进行定性及定量测度。为更清晰的呈现结果，将各分解效应逐年累加，考察 2002—2017 年其对粮食生产用水动态演变的累计贡献，并分开整理为图 4 - a 和图 4 - b 所示。

图 4 - a 包含了用水变动的总效应、种植结构效应、资源禀赋效应、水土匹配效应、粮水匹配效应、三产结构效应和经济发展效应；图 4 - b 展现了技术进步效应、节水管理效应和政策制度效应的贡献。从粮食生产用水变动总体情况来看，2002—2017 年期间，黄淮海地区粮食生产用水累计增加了 57.67 亿 m^3，年增长率为 1.85%。分阶段来看，2003 年相比基期粮食生产水足迹减少 9.04 亿 m^3，但是从 2004 年开始呈现持续增加态势。根据增长速度可将 2004—2017 年粮食生产用水变动进一步划分为三个阶段：其中，2004—2006 年粮食生产用水量呈现快速增长的趋势，年均增长幅度为 8.97 亿 m^3；2007—2015 年为粮食生产耗水缓慢增长阶段，年均增幅为 1.80 亿 m^3；2016 年其增长速度骤升 26.64 亿 m^3，随后有所回落。从分解结果来看，三产结构、节水技术进步以及水资源开发强度对粮食生产用水具有抑制作用，经济发展、资源禀赋、水土匹配、粮水匹配、种植结构、单产、农田水利建设管理等因素对粮食生产用水变动表现为促进作用。具体如下：

节水技术进步效应。水分生产率与土地生产率是技术进步的客观体现。由图 4 - b 可知，节水技术、单产因素分别抑制和促进了粮食生产用水量的增加。具体来看，在水资源层面，节水技术进步是水资源生产率提高的关键，也是减少粮食生产耗水的重要因素。参考 Xu[16]、刘聪等[40]的研究，单位水足迹含量越少，表明水资源利用效率越高，节水技术进步在其中发挥了关键作用。故本文采用单位作物的水足迹含量指标来体现生产用水的技术水平。2002—2017 年三种作物的单位产出耗水均呈下降态势，其中小麦降幅最为明显，由 2002 年的 1274.14 m^3/t 降至 2017 年的 933.67 m^3/t，降幅达到 26.72%；水稻和玉米次之，降幅分别为 14.67% 和 14.38%。在耕地层面，单产增加反映了土地生产率的提高，其对粮食生产水足迹增加具有促进作用。主要由于在实际生产过程中除了生产技术改进之外，生产者往往会通过额外投入化肥、资本以及水资源等要素，以提高单位面积产出，因而粮食生产总耗水趋于增加。

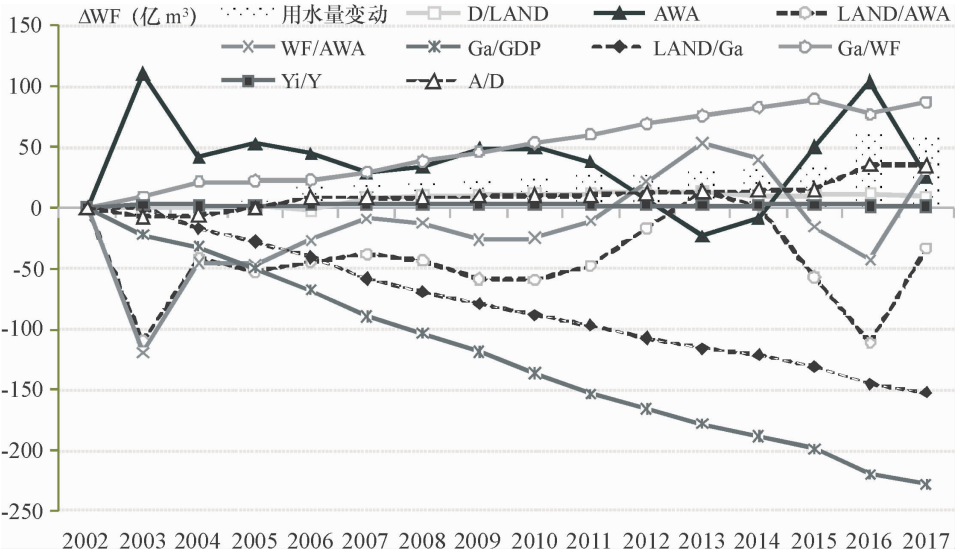


图4-a 2002—2017年黄淮海地区粮食生产用水变动分解(1)

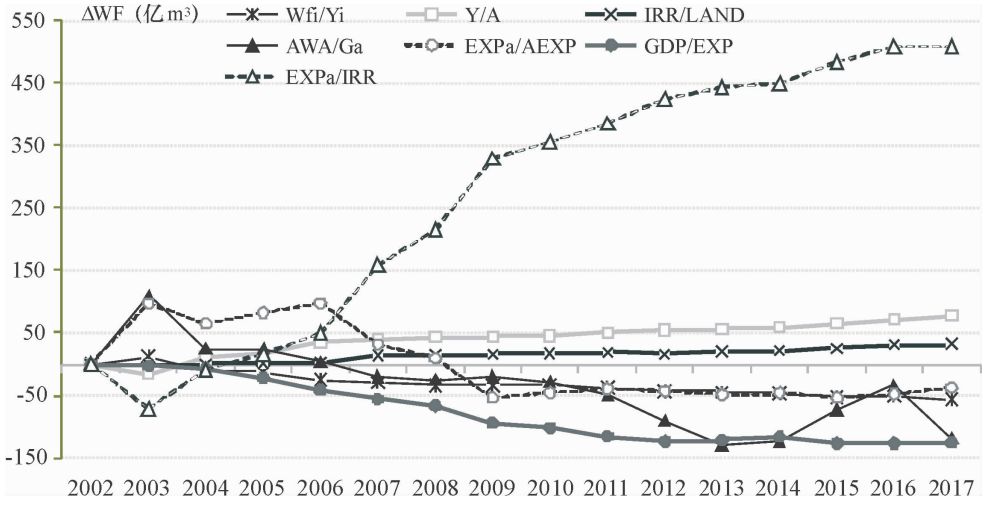


图4-b 2002—2017年黄淮海地区粮食生产用水变动分解(2)

政策制度与节水管理效应。本文从财政支农强度、国家财政支出规模和节水灌溉发展的政策配套力度三个方面考察政策制度效应。总体来看,农业支持政策以及节水政策制度在抑制粮食生产用水增加方面尚未发挥预期效果(农林水事务支出占比、财政支出占GDP比重、单位有效灌溉面积的支农支出均与水足迹变化呈负相关关系)。在节水管理方面,粮食生产耗水强度与节水管理水平密切相关,其作用效应可通过有效灌溉面积占比和单位农业产出可耗水量两类指标来体现。前者是对地区水利化程度和农业生产稳定性的衡量,反映农田水利建设管理水平,其对粮食生产用水量增加具有促进效应。后者反映了水资源开发强度水平,若单位产出可耗水量减少则表明开发强度加剧;反之,则表明水资源开发强度减弱,其对粮食生产水足迹变动具有负向作用。具体来看,随着工业化和城镇化进程的加速,工业用水和生活用水挤占了大量农业用水。2002—2017年,黄淮海地区的单位农业产出可耗水呈下降趋势,由0.55 m^3/元减少至0.34 m^3/元。农业水资源开发强度加剧促使节水型农业发展,从而有助于抑制粮食生产用水增加。

资源禀赋、水土匹配与粮水匹配效应。水资源与耕地资源是粮食生产中的两大刚性约束。从

水资源来看，相较仅考虑灌溉用水的传统方法，包含灌溉水和降雨的广义农业水资源量是对地区水资源禀赋更全面的衡量。从结果来看，2002—2017 年黄淮海地区水资源禀赋有所下降，其对粮食生产用水变动总体表现为正效应。从耕地资源来看，采用农作物播种面积与耕地面积的比值（即复种指数）来表征耕地利用强度。研究期内黄淮海地区粮食复种指数随时间呈倒 U 型波动特征，其对粮食生产用水增加的贡献度呈现相似的波动趋势。在水土匹配方面，二者匹配程度对农业可持续发展至关重要。采用李保国[41]提出的单位跟耕地面积的广义农业水资源量测度法，2002—2017 年平均农业水土匹配度为 1100 mm。结合许长新等[35]的划分标准，该地区属于水土资源匹配度低下区域，表明水资源与耕地资源之间的不平衡关系将促使粮食生产用水量增加。在粮食—水资源匹配方面，研究期间地区粮食生产水资源不匹配程度加剧，对用水量变动的累积贡献为 3.22 亿 m^3，表明粮食生产水资源匹配关系的恶化是地区粮食生产用水增加的主要因素之一。

经济发展、种植结构与三产结构效应。单方水农业产值和单位耕地面积农业产值共同反映农业经济发展进程，二者与用水量变动均呈现正相关关系①，可见农业经济发展是推动粮食生产用水增加的主要因素之一。以 2002 年为基期，十五年间粮食生产用水总量累计增加 27.74%，大幅低于同期单方水和单位耕地面积的农业产值增加速度（分别为 65.05% 和 78.22%）。在种植结构方面，根据不同划分方式，从粮食内部作物结构以及粮食与其他作物播种面积调整两方面考察种植结构因素对用水量的影响。2002—2017 年，黄淮海地区小麦、玉米、水稻等粮食作物的占比波动幅度控制在 5% 以内，体现出以稳为主的种植模式，因此其对粮食生产用水变动的影响效果微弱。经济发展过程通常伴随产业结构调整，直观来看，三产结构是抑制粮食生产用水增加的最主要因素，2002—2017 年的累计贡献达到 227.86 亿 m^3。

（二）结果讨论

从结果可以看出，十几年来粮食生产节水技术得到了发展和应用，但是技术进步对粮食生产用水量变动的贡献仍处于较低水平，面对农业基础设施薄弱、规模化标准化程度低、节水技术推广和普及受阻等严峻问题，加快节水技术研发和推广仍是今后提高水资源生产率、发展节水型农业的关键。节水技术的发展离不开国家财政的大力支持，2002 年以来国家财政总支出和用于农林水事务的支出大幅增加，但其在减少农业用水量方面的作为尚未体现。需要注意的是，高效节水灌溉项目的实施和推广虽然对提高水分生产率具有积极作用，但同时可能由于“灌溉效率悖论”的存在促使理性农户扩大灌溉面积或改变种植结构以获得更高产量和收益[42]，从而未达到用水总量减少的预期效果。

黄淮海地区承担全国近三分之一的粮食生产重任，经济发展是增加粮食生产用水的主要原因，根据脱钩理论和 Tapio 弹性系数法[43, 44]测算，发现资源环境压力以低于经济增速的比率增长且其弹性值介于 0 ~ 0.8 之间，表明粮食生产用水量与农业经济发展呈现“弱脱钩”的初级协调发展状态。然而其水资源禀赋与粮食生产压力之间的不平衡状态不利于保障长期粮食安全和农业生产可持续性。受水资源短缺的影响，生产者可能通过修建机井等水利设施，或是出于风险规避心理的“逆向选择”行为导致水资源过度开采[45, 46]，进而加剧农业生产用水压力。

从农业整体种植结构来看，粮食播种面积占农作物总播种面积比重的持续增加是黄淮海地区粮食生产用水增加的主要原因之一，农业种植结构变化对粮食生产用水的促增作用明显。可见，农业种植结构有待进一步调整优化，在稳步提升粮食产量的同时统筹粮经饲生产，适度调减高耗水作物、改种耐旱作物，从而缓解黄淮海地区水资源短缺压力。种植结构效应反映的是第一产业

① 单位耕地面积农业产值的倒数与粮食生产水足迹之间为负相关关系，那么其本身则对水足迹产生正向作用。

内部结构变化的影响,三产结构效应则体现了一二三产业结构发展变迁的贡献。尽管第一产业在国民经济中的占比持续下降,但随着社会经济快速发展和人民生活水平提高,农产品市场需求由增产向提质转变,传统农业的不断改造提升促进了节水型现代农业的发展。

六、结论与建议

(一)结论

本文以水足迹为度量工具,从用水总量、来源结构以及粮食生产水资源匹配度三个方面分析2002—2017年黄淮海地区粮食生产水资源利用的动态演变特征,然后采用LMDI分解模型对粮食生产用水变动展开分解,进而对各效应进行了全面分析,主要研究结论如下:

第一,在用水总量方面,2002—2017年黄淮海地区粮食生产水资源利用经历先下降后快速回升再企稳上升三个阶段。分地区来看,河南粮食生产耗水居于首位,并呈现快速攀升的演变态势;河北、山东、江苏和安徽4省粮食生产用水量居于中位水平且波动幅度较小,基本呈现"勺型"波动趋势;北京和天津粮食生产耗水远低于其他省份且波动平缓。在用水结构方面,黄淮海地区粮食生产蓝水、绿水足迹之比约为2∶3。其中,对绿水资源的利用量呈现持续增长趋势。

第二,通过构建粮食生产水资源匹配指数,直观地反映了粮食生产对地区资源环境造成的压力大小。报告期内黄淮海地区粮食生产水资源匹配指数整体达到0.43,二者呈现不匹配状态,并具有明显恶化的态势。分地区来看,河南、河北和山东等水资源相对匮乏但生产任务严峻的地区,粮食生产与水资源之间长期处于较不匹配甚至严重不匹配水平;北京水资源禀赋与产量能力的匹配关系好转,安徽和江苏则表现为中等匹配、略有恶化的趋势。区域粮食安全与水资源可持续利用之间的矛盾不容忽视。

第三,基于LMDI模型将黄淮海地区粮食生产用水量变动分解归纳为技术进步、政策制度、节水管理、资源禀赋、水土匹配、粮水匹配、经济发展、种植结构和三产结构9类效应。其中,水资源和耕地资源禀赋趋于贫乏以及两者的匹配程度不高,在一定程度上增加了粮食生产用水;粮食生产与水资源匹配关系恶化是用水增加的主要因素之一;农业经济发展促进粮食生产用水增加,二者处于"弱脱钩"的初级协调发展状态;由于农业基础设施薄弱、节水推广阻力较大,农业支持政策以及节水相关政策未能发挥抑制粮食生产用水的预期效果;农业种植结构调整在减少粮食生产用水方面未取得显著成效。

第四,技术进步效应具有两面性,节水技术进步是水资源生产率提高的关键,是减少粮食生产耗水的重要因素,但生产技术改进对单产的提高往往会促使农户增加水资源、化肥等要素的额外投入;三产结构调整推动农业技术创新和产业升级,促进农产品市场需求由增产向提质转变,是抑制粮食生产用水增加的最主要因素;农田水利建设和水资源开发强度是节水管理水平的不同体现,前者虽对提高水分生产率具有积极作用,但可能因"灌溉效率悖论"的存在而未能真正减少粮食生产用水,而农业水资源开发强度加剧促使节水型农业发展,有助于抑制粮食生产用水增加。

(二)建议

针对以上结论,从开源和节流两方面提出以下政策建议:

在开源层面,限制地下水开采强度,提高再生水、雨水等非常规水利用比例是缓解黄淮海地区粮食生产水资源短缺的主要途径。可通过提高土壤蓄水和保水能力的"平面"利用方式和建立雨水存贮设施的"立体"汇集方式[47],弥补粮食生产的需水缺口。此外,随着边际开发成本不断提升,兴修大型水利设施、跨区域调水等增加供水量的传统方法已非长久之计。以南水北调工程为例,其原水价格远高于当地水价,若无地方财政补贴农户无法承受高昂水价,但高额成本又给地方

政府造成较大难题。

在节流层面，应当严格加强水资源管控，在粮食生产中充分落实水资源“三条红线”政策。具体来说，可围绕三产结构调整、节水技术研发与应用、粮食生产水资源匹配关系等方面展开。其中，三产结构调整在抑制农业用水增加方面发挥主要作用，因此产业结构的进一步优化升级十分必要。具体而言，在稳定粮食生产和保证有效供给的前提下，改造提升传统农业产业，将高耗水的落后农业产能向低耗水的非农部门适度转移。与此同时，加强节水技术研发和推广力度，提高农田水利建设水平，推动经济发展方式由粗放型向节约型转变，走集约高效的现代农业发展道路。此外，开展流域水资源统一管理，优化种植结构，适度推广轮作休耕制度，缩小黄淮海地区粮食生产与水资源禀赋不匹配程度，有助于打破“节水困境”，保障长期粮食安全，促进农业生产可持续。

参考文献：

[1]KANG S，HAO X，DU T，et al. Improving agricultural water productivity to ensure food security in China under changing environment：From research to practice[J]. Agricultural Water Management，2017(179)：5－17.

[2]李曼，陆迁，乔丹. 技术认知、政府支持与农户节水灌溉技术采用——基于张掖甘州区的调查研究. 干旱区资源与环境，2017(12)：27－32.

[3]MEKONNEN M M，HOEKSTRA A Y. The green，blue and grey water footprint of crops and derived crop products[J]. Hydrology and Earth System Sciences，2011(5)：1577－1600.

[4]CAO X，HUANG X，HUANG H，et al. Changes and driving mechanism of water footprint scarcity in crop production：A study of Jiangsu Province，China[J]. Ecological Indicators，2018(95)：444－454.

[5]LOVARELLI D，BACENETTI J，FIALA M. Water Footprint of crop productions：A review[J]. Science of The Total Environment，2016(548－549)：236－251.

[6]田园宏，诸大建，王欢明，等. 中国主要粮食作物的水足迹值：1978－2010. 中国人口·资源与环境，2013(6)：122－128.

[7]盖力强，谢高地，李士美，等. 华北平原小麦、玉米作物生产水足迹的研究[J]. 资源科学，2010(11)：2066－2071.

[8]CHAPAGAIN A K，MEKONNEN M M，ALDAYA M M，et al. The Water Footprint Assessment Manual[M]. Washington，DC：Earthscan，2011.

[9]卓拉，王伟，冯变变，等. 黄河流域小麦生产水足迹量化与评价[J]. 农业机械学报，2019(7)：1－14.

[10]王勤勤，刘俊国，赵丹丹. 京津冀地区主要农作物生产水足迹研究[J]. 水资源保护，2018(2)：22－27.

[11]吴芳，王浩，杨陈，等. 中国农业水足迹时空差异和流动格局研究[J]. 人民长江，2019(6)：104－110.

[12]黄会平，张冰，李新生，等. 海河流域农业水足迹分布及对气候变化的响应[J]. 人民黄河，2019(2)：64－69.

[13]孙世坤，王玉宝，吴普特，等. 小麦生产水足迹区域差异及归因分析[J]. 农业工程学报，2015(13)：142－148.

[14]李泽红，董锁成，李宇，等. 武威绿洲农业水足迹变化及其驱动机制研究[J]. 自然资源学报，2013(3)：410－416.

[15]刘莉，邓欧平，邓良基，等. 2003～2011 年四川省各市(州)农业水足迹时空变化与驱动力研究[J]. 长江流域资源与环境，2015(7)：1133－1141.

[16]XU Y，HUANG K，YU Y，et al. Changes in water footprint of crop production in Beijing from 1978 to 2012：a logarithmic mean Divisia index decomposition analysis[J]. Journal of Cleaner Production，2015(87)：180－187.

[17]易武英，苏维词，喻理飞，等. 基于 STIRPAT 扩展模型平塘县农业水足迹变化及驱动机制研究[J]. 水资源与水工程学报，2018(5)：243－248.

[18]ZHANG S，SU X，SINGH V P，et al. Logarithmic Mean Divisia Index (LMDI) decomposition analysis of changes in agricultural water use：a case study of the middle reaches of the Heihe River basin，China[J]. Agricultural Water

Management,2018(208):422 - 430.
[19]ANG B W, ZHANG F Q, CHOI K. Factorizing changes in energy and environmental indicators through decomposition[J]. Energy,1998(6):489 - 495.
[20]ANG B W, LIU F L. A new energy decomposition method: perfect in decomposition and consistent in aggregation [J]. Energy,2001(6):537 - 548.
[21]ANG B W. Decomposition analysis for policymaking in energy:[J]. Energy Policy,2004(9):1131 - 1139.
[22]胡振, 何晶晶, 王玥. 基于IPAT-LMDI扩展模型的日本家庭碳排放因素分析及启示[J]. 资源科学,2018(9):1831 - 1842.
[23]刘博文, 张贤, 杨琳. 基于LMDI的区域产业碳排放脱钩努力研究[J]. 中国人口·资源与环境,2018(4):78 - 86.
[24]黄勤, 何晴. 长江经济带碳排放驱动因素及其空间特征——基于LMDI模型[J]. 财经科学,2017(5):80 - 92.
[25]王若梅, 马海良, 王锦. 基于水 - 土要素匹配视角的农业碳排放时空分异及影响因素——以长江经济带为例[J]. 资源科学,2019(8):1450 - 1461.
[26]陈菡, 於世为. 中国生活能源消费的典型污染物排放及驱动因素研究[J]. 中国人口·资源与环境,2017(12):40 - 51.
[27]余许友, 张陈俊. 基于多层次LMDI的工业用水效率规模结构因素分析[J]. 统计与决策,2016(4):113 - 117.
[28]奚旭, 孙才志, 赵良仕. 基于IPAT-LMDI的中国水足迹变化驱动力分析[J]. 水利经济,2014(5):1 - 5.
[29]秦昌波, 葛察忠, 贾仰文, 等. 陕西省生产用水变动的驱动机制分析[J]. 中国人口·资源与环境,2015,25(5):131 - 136.
[30]张陈俊, 许静茹, 张丽娜, 等. 长江经济带水资源消耗时空差异驱动效应研究[J]. 资源科学,2018(11):2247 - 2259.
[31]YAO L, XU J, ZHANG L, et al. Temporal-spatial decomposition computing of regional water intensity for Yangtze River Economic Zone in China based on LMDI model[J]. Sustainable Computing: Informatics and Systems,2019(21):119 - 128.
[32]韩琴, 孙才志, 邹玮. 1998 - 2012年中国省际灰水足迹效率测度与驱动模式分析[J]. 资源科学,2016(6):1179 - 1191.
[33]康绍忠. 水安全与粮食安全[J]. 中国生态农业学报,2014(8):880 - 885.
[34]姬生才, 何海, 吴志勇. 环境库兹涅茨曲线在水资源领域的应用进展[J]. 水资源保护,2014(6):1 - 6.
[35]许长新, 林剑婷, 宋敏. 水土匹配、空间效应及区域农业经济增长——基于中国2003 - 2013的经验分析[J]. 中国人口·资源与环境,2016(7):153 - 158.
[36]ANG B W. The LMDI approach to decomposition analysis: a practical guide[J]. Energy Policy,2005, 33(7):867 - 871.
[37]彭少明, 郑小康, 王煜, 等. 黄河流域水资源 - 能源 - 粮食的协同优化[J]. 水科学进展,2017(5):681 - 690.
[38]杨鑫, 穆月英. 中国粮食生产与水资源的时空匹配格局[J]. 华南农业大学学报(社会科学版),2019(4):91 - 100.
[39]RASKIN P, GLEICK P, KIRSHEN P, et al. Water Futures: Assessment of Long-range Patterns and Problems[M]. Stockholm, Sweden, 1997.
[40]刘聪. 中国粮食生产的水资源利用特征评价[J]. 华中农业大学学报(社会科学版),2017(4):22 - 29.
[41]李保国, 黄峰. 1998 ~ 2007年中国农业用水分析[J]. 水科学进展,2010(4):575 - 583.
[42]GRAFTON R Q, WILLIAMS J, PERRY C J, et al. The paradox of irrigation efficiency[J]. Science (New York, N. Y.)2018(6404):748 - 750.
[43]TAPIO P. Towards a theory of decoupling: degrees of decoupling in the EU and the case of road traffic in Finland be-

tween 1970 and 2001[J]. Transport Policy,2005(2):137 - 151.
[44]潘安娥，陈丽. 湖北省水资源利用与经济协调发展脱钩分析——基于水足迹视角[J]. 资源科学,2014(2):328 - 333.
[45]SHAH T. Climate change and groundwater: India's opportunities for mitigation and adaptation[J]. Environmental Research Letters,2009(11).
[46]王昕，陆迁. 水资源稀缺性感知影响农户地下水利用效率的路径分析——基于华北井灌区 1168 份调查数据的实证[J]. 资源科学,2019(1):87 - 97.
[47]姚素梅，吴大付. 非常规水资源农业利用的若干问题研究[J]. 水资源与水工程学报,2008(4):24 - 27.

Dynamic Change and Decomposition Effects of Water Footprint in Grain Production

XU Yi-ting, MU Yue-ying
(*College of Economies and Management*, *China Agricultural University*, *Beijing* 100083, *China*)

Abstract: Based on the water footprint method, this paper constructs the matching index of water resources and grain production, and analyses the dynamic evolution characteristics of water consumption for grain production from three aspects: total water consumption, source structure and matching relationship between grain production and water. Then use Logarithmic Mean Divisia Index method to decompose the change of water consumption in grain production into nine kinds of effects. The results show that: water footprint for grain production experienced three stages: a small decline, a rapid recovery and a steady rise. The grain production of food production is poorly matched and the contradictions tend to intensify. From the perspective of decomposition effect, the structural adjustment of the third-generation and the progress of water-saving technology are the main factors to reduce the water consumption in grain production; however, the relevant policies of water-saving in agriculture and the adjustment of planting structure have not brought the expected water-saving effect into full play; the matching relationship between grain and water is deteriorating, and there's a scarcity of water and soil resources and poor matching between them are not conducive to restraining the increase of water use.

Key Words: water footprint; grain production; water resources; water-saving technology