

基于混合生命周期评价模型的我国食物系统水资源消耗及二氧化碳排放核算

刘金良¹, 王长波^{1*}, 杨子彦¹, 庞明月², 王思雨¹

(1. 南京航空航天大学经济与管理学院能源软科学研究中心, 江苏南京 211106; 2. 重庆大学三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400045)

【摘要】 食物生产不仅依赖水资源, 同时产生大量二氧化碳排放, 这种资源环境影响存在于食物系统整个产业链。为促进食物系统节水降碳, 本文构建了包含 5 大类共 23 种具体食物部门的混合生命周期评价模型, 对各类食物系统的完全水资源消耗和二氧化碳排放进行了核算与比较。结果表明: ①不同食物的水资源消耗和二氧化碳排放差异明显, 动物性食物的平均水资源消耗和二氧化碳排放强度分别为植物性食物的 1.9 ~ 15.0 倍和 1.9 ~ 2.7 倍; ②食物系统直接和间接水资源消耗占比较为接近, 但二氧化碳排放主要源自上游产业链的间接排放, 占比高达 80.9%; ③食物系统间接水资源消耗主要来自农业部门, 而间接碳排放主要来自电力生产和供应业、基础化工原料制造业、非金属矿产品行业和交通运输业; ④从营养元素供给看, 动物性食物提供蛋白质和脂肪的资源环境影响高于植物性食物, 蔬菜和主食分别在提供维生素 C 和碳水化合物上具有最小的环境成本。基于本文结果, 食物系统节水应主要提高生产环节用水效率, 而降碳则主要依靠上游产业减排, 特别是发电和化肥生产等行业的协同节水减碳潜力。同时, 本文结果也可对未来基于环境影响制定膳食指南提供数据支撑。

【关键词】 食物系统; 水资源消耗; 二氧化碳排放; 混合生命周期评价模型

【中图分类号】 X22; F113.3

【文献标识码】 A

【文章编号】 1674-6252 (2022) 06-0088-12

【DOI】 10.16868/j.cnki.1674-6252.2022.06.088

引言

人类面临水资源短缺、气候变暖和粮食安全等严峻挑战, 而这三大挑战之间又存在着紧密联系。食物生产是水资源消耗和二氧化碳排放大户。据测算, 食物系统贡献了人类 92% 的水足迹^[1], 并产生 19%~29% 的碳排放^[2]。据联合国估计, 全球人口在 2050 年将达到 97 亿^[3], 相应的食物总需求将上涨 35%~56%^[4]。若延续当前的食物生产方式, 食物系统水资源消耗和二氧化碳排放的进一步增加难以避免^[5,6]。如何对食物系统进行节水减碳已成为迫切需要解决的问题。

水资源、二氧化碳排放和食物生产之间存在着千丝万缕的关联关系^[7-9]。水的提取、处理和分配过程不可避免地产生大量二氧化碳排放^[10], 而作为二氧化碳的主要排放部门, 能源生产消耗了 14% 的水资源^[9], 二者的这种关联关系又集中体现于食物生产过程。2011 年在德国伯恩举行的“水—能源—粮食安全纽带关系”会议指出, 仅考虑一种资源而调整相关政

策可能会使整个环境置于更大的风险中^[11]。因此, 与仅评估单一指标相比, 同时考虑水资源消耗和二氧化碳排放可以更全面地洞察食物系统的资源环境影响^[12,13]。

水资源消耗和二氧化碳排放存在于食物生产的整个产业过程。以农作物生产为例, 水资源消耗和二氧化碳排放不仅存在于农业种植过程 (如灌溉水), 同时隐含于化肥、农药等农业资料的生产过程。因此, 应从完整产业链视角对食物系统水资源消耗和二氧化碳排放进行核算, 并解析二者关联关系, 以期从不同生产阶段提出食物系统节水减碳措施。

由此, 本文将构建统一系统边界的核算框架, 对食物系统 (包括谷物、油料、蔬菜、水果和肉类) 全产业链的水资源消耗及二氧化碳排放进行核算, 解析二者关联关系, 并对比分析不同食物提供单位营养元素的资源环境影响。本文的主要贡献和创新体现在以下三个方面: 第一, 采用统一系统边界定量核算多种食物系统的水资源消耗和二氧化碳排放, 增强核算结果的准确性和

资助项目: 教育部人文社会科学基金 (22YJCZH184); 江苏省高校哲学社会科学研究重大项目 (2022SJD050); 国家自然科学基金国际 (地区) 合作与交流项目 (72161147003)。

作者简介: 刘金良 (1998—), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为食物系统水—碳关联关系, E-mail: jinliang@nuaa.edu.cn。

*** 责任作者:** 王长波 (1989—), 男, 副教授, 硕士生导师, 主要研究方向为能源与环境经济, 可再生能源综合影响评估, E-mail: changbo@nuaa.edu.cn。

结果比较的可靠性；第二，基于细分部门解析食物系统水—碳关联关系，有助于从全产业链视角制定精细化节水降碳措施；第三，基于提供单位营养元素的视角比较不同食物系统水资源消耗和二氧化碳排放，为考虑资源环境约束下的膳食选择提供科学依据。

1 文献综述

既往有关食物系统水资源消耗和二氧化碳排放的研究较为丰富，既包括对单一资源环境影响的研究，也包括对二者关联关系的研究。在资源环境影响核算方法上主要包括两种：自下而上的生命周期评价模型（Life Cycle Assessment, LCA）和自上而下的环境投入产出模型（Environmental Input-Output, EIO）^[9]。生命周期评价模型是核算单个产品“从摇篮到坟墓”整个生命周期环境足迹的一般方法，包括系统边界定义、清单分析、影响评估和结果解释等步骤。该方法由于在产品环境影响评价方面的精确性和针对性，已被广泛应用于食物系统环境足迹的比较^[4]。基于生命周期评价模型，Xu 和 Lan 比较了 28 种动植物食物的碳足迹^[15]，发现动物性食物的碳足迹显著大于植物性食物的碳足迹。Frankowska 等应用生命周期评价法比较了英国 8 种蔬菜的水和能源消耗，发现小胡瓜是整体环境影响最小的蔬菜，而空运和温室是对蔬菜环境影响贡献最大的环节^[5]。然而，基于清单分析的生命周期评价模型在资源环境影响核算的过程中往往存在截断误差^[16]。这是因为理论上任何产品（包括食物）涉及的上游产业链都是可以被无限追溯的，但由于人力物力所限往往需要将系统边界进行主观设定，因而给评价结果带来不确定性。据有关学者研究，这种由于系统边界不完整造成的截断误差，即对环境足迹的低估可能高达 48%^[17]。同时，这种截断误差也降低了不同研究之间的可比性。

不同于生命周期评价模型，环境投入产出模型是一种自上而下的核算方法，该模型基于投入产出表而构建，可实现对各部门产品上游完整产业链的追踪，从而有效避免截断误差。环境投入产出模型通常以整个经济系统为研究边界，对经济体中环境影响的存量和流量进行建模，从而实现对各部门环境足迹的核算^[9]。例如，Xing 等应用环境投入产出模型核算了不同经济部门的生态效率，并论证了农业部门在水资源消耗上的主要责任^[18]。此外，环境投入产出模型也被应用于不同食物种类之间的比较。基于环境投入产出模型，Reynolds 等核算了不同收入群体消费各类食物引起的水—能—碳足迹，并指出蔬菜水果替代禽肉类

食物可以有效降低食物系统的环境影响^[19]。尽管环境投入产出模型可以完整核算产业链上的环境足迹，但由于投入产出表只能反映部门平均环境强度水平，采用该方法评价具体产品的资源环境影响会造成聚合误差，即用部门水平代表具体产品造成的不确定性^[16]。

为克服截断误差和聚合误差的不足，一些学者尝试将两种模型结合，构建混合生命周期评价模型，并应用于食物系统环境影响的评估^[20,21]。然而，由于投入产出表缺乏食物部门划分，当前研究仍难以实现对食物系统完整产业链上资源环境影响的追溯。此外，当前研究多考虑单一环境要素，缺乏对多要素之间关联关系的深入探讨，在食物类型上也较少关注谷物、蔬菜、油料、水果、肉类全谱系食物系统。

为对比分析不同食物系统水资源消耗及二氧化碳排放，同时充分运用投入产出分析在产业链追溯上的优势，本文对投入产出表中农业部门进行拆分，编制包含 23 个具体食物部门投入产出表，并基于此构建混合生命周期评价模型。运用该模型，本文计算了不同食物系统完全水资源消耗和二氧化碳排放强度，并分解了上游产业链中不同部门对资源环境影响的贡献。最后，本文对不同食物系统提供单位营养元素的水资源消耗和二氧化碳排放进行对比，以期为目标约束下的居民膳食选择提供参考。

2 方法与数据

2.1 研究边界

本研究的地理边界为中国大陆，不包括我国香港、澳门和台湾地区。在研究对象上，因为大部分二次加工的食物（如面包、罐头、饮料等）都是由初始动植物食物复合而成，为了避免重复计算，本文采取联合国粮食及农业组织食物平衡表中对“食物生产”的定义，即“未经加工的初始动植物产品”^[22]。本文考虑的食物包括主食（水稻、小麦、玉米、马铃薯）、油料（大豆、花生、油菜籽）、蔬菜（番茄、黄瓜、茄子、青椒、萝卜、菜花、大白菜、豆角）、水果（苹果、柑橘）和肉类（牛奶、鸡蛋、鸡肉、猪肉、牛肉、羊肉），共 5 大类 23 种。

在资源影响方面，本文仅考虑了食物系统水资源消耗。在环境影响方面，本文构建的混合生命周期评价模型需要全国各部门环境排放数据。由于目前难以获得有效数据估算全国不同行业的甲烷和氧化亚氮排放，本文仅考虑食物系统的二氧化碳排放，并分析其与水资源消耗的协同节水减碳潜力。未来随着环境统

计数据的完善，还应进一步分析食物系统非二氧化碳温室气体排放。

2.2 食物投入产出表的编制

为获得包含具体食物部门的投入产出表，本文首先通过澳大利亚悉尼大学工业生态虚拟实验室平台（Industrial Ecology Virtual Laboratory, IELab）编制了我国 2017 年 74 部门投入产出表^[23,24]，该表包含较为详细的农业部门，如谷物及其他作物种植业、蔬菜和园艺作物种植业，以及牲畜饲养业等。在此基础上，本文将谷物及其他作物种植业，蔬菜和园艺作物种植业，水果、坚果、饮料和香料作物种植业，牲畜饲养业以及家禽饲养业 5 个部门进一步拆分成 5 大类共计 23 个具体食物部门，拆分后的投入产出表共包含 96 个部门。拆分具体食物部门需要新部门的投入和消费数据，其中各类食物生产投入数据来源于《全国农产品成本收益资料汇编 2018》^[25]，食物消费数据主要参考《2018 全国农产品加工业年鉴》^[26]、国家粮油信息中心、联合国粮食及农业组织数据库及前人研究^[27,28]。以谷物种植业为例，具体拆分过程见图 1。

2.3 食物系统资源环境强度核算

2.3.1 直接水资源消耗及二氧化碳排放核算

食物的直接水资源消耗指农作物灌溉、牲畜饮水

等直接生产过程的水资源消耗，直接二氧化碳排放是指农机柴油消耗等能源燃烧过程产生的二氧化碳排放。在植物性食物生产的水资源消耗中，天然降水（即绿水）使用的成本微乎其微且环境负外部性较小，因此本文仅考虑了蓝水消耗。植物性食物部门的水资源消耗可根据式（1）进行核算：

$$Dw_i = w_i^p \times P_i^p \tag{1}$$

式中， Dw_i 表示植物部门 i 的直接水资源消耗总量； w_i^p 表示部门 i 每吨植物主产品的水资源消耗； P_i^p 表示植物部门 i 的产量。各类植物性食物单位产量水资源消耗系数可参考前人研究^[29]。

动物性食物部门的直接水资源消耗可通过该部门单位动物饲养的水资源消耗和部门年动物出栏数进行计算。其中，单位动物饲养的水资源消耗参考《农产品成本收益资料汇编 2018》^[25]，年出栏数来源于国家统计局^[30]。具体计算如式（2）所示：

$$Dw_j = w_j^a \times P_j^a \tag{2}$$

式中， Dw_j 表示动物部门 j 的直接水资源消耗； w_j^a 表示动物部门 j 单位动物饲养的水资源消耗； P_j^a 表示动物部门 j 的出栏数。

食物部门的二氧化碳排放计算分为以下三步：首先通过《农产品成本收益资料汇编 2018》获得食物部

	中间使用								最终消费	总产出
	谷物及其他作物种植业	蔬菜和园艺作物种植业	水果、坚果、饮料和香料作物种植业	牲畜饲养业	家禽饲养业	其他农业	...	其他服务业		
谷物及其他作物种植业	X_{11}^*	X_{12}	X_{13}	X_{14}	X_{15}	X_{16}	X_{1t}	X_{174}	f_1	Z_1
蔬菜和园艺作物种植业	X_{21}	X_{22}	X_{23}	X_{24}	X_{25}	X_{26}	X_{2t}	X_{274}	f_2	Z_2
水果、坚果、饮料和香料作物种植业	X_{31}	X_{32}	X_{33}	X_{34}	X_{35}	X_{36}	X_{3t}	X_{374}	f_3	Z_3
牲畜饲养业	X_{41}	X_{42}	X_{43}	X_{44}	X_{45}	X_{46}	X_{4t}	X_{474}	f_4	Z_4
家禽饲养业	X_{51}	X_{52}	X_{53}	X_{54}	X_{55}	X_{56}	X_{5t}	X_{574}	f_5	Z_5
其他农业	X_{61}	X_{62}	X_{63}	X_{64}	X_{65}	X_{66}	X_{6t}	X_{674}	f_6	Z_6
...	X_{71}	X_{72}	X_{73}	X_{74}	X_{75}	X_{76}	X_{7t}	X_{774}	f_7	Z_7
其他服务业	X_{741}	X_{742}	X_{743}	X_{744}	X_{745}	X_{746}	X_{74t}	X_{7474}	f_{74}	Z_{74}
初始投入	h_1	h_2	h_3	h_4	h_5	h_6	h_t	h_{74}		
总投入	Z_1	Z_2	Z_3	Z_4	Z_5	Z_6	Z_t	Z_{74}		

		中间使用							最终消费	总产出
		谷物及其他作物种植业				蔬菜和园艺作物种植业	…	其他服务业		
		水稻种植业	小麦种植业	玉米种植业	其他作物					
中间投入	谷物及其他作物种植业	X_{11}^*	X_{12}^*	X_{13}^*	X_{14}^*	X_{15}	X_{1t}	X_{196}	f_1	Z_1
	小麦种植业	X_{21}^*	X_{22}^*	X_{23}^*	X_{24}^*	X_{25}	X_{2t}	X_{296}	f_2	Z_2
	玉米种植业	X_{31}^*	X_{32}^*	X_{33}^*	X_{34}^*	X_{35}	X_{3t}	X_{396}	f_3	Z_3
	其他谷物	X_{41}^*	X_{42}^*	X_{43}^*	X_{44}^*	X_{45}	X_{4t}	X_{496}	f_4	Z_4
	蔬菜和园艺作物种植业	X_{51}	X_{52}	X_{53}	X_{54}	X_{55}	X_{5t}	X_{596}	f_5	Z_5
	…	X_{t1}	X_{t2}	X_{t3}	X_{t4}	X_{t5}	X_{tt}	X_{t96}	f_t	Z_t
	其他服务业	X_{961}	X_{962}	X_{963}	X_{964}	X_{965}	X_{96t}	X_{9696}	f_{96}	Z_{96}
初始投入		h_1	h_2	h_3	h_4	h_5	h_t	h_{96}		
总投入		Z_1	Z_2	Z_3	Z_4	Z_5	Z_t	Z_{96}		
环境向量		E_1	E_2	E_3	E_4	E_5	E_t	E_{96}		

图1 投入产出表部门拆分示意

注：上角标有 * 的黄色区域为新旧拆部门，绿色区域为拆部门涉及的投入和消费部门，蓝色区域为未涉及拆分的部门

门燃料动力费（假定为柴油）和煤费投入^[25]，其次根据当年能源价格转化为柴油和煤炭使用量，最后将能源使用量乘以二氧化碳排放系数^[31]。具体公式如下：

$$Dc_i = \left(\frac{Fc_i}{Pd} \times De + \frac{Cc_i}{Pc} \times Co \right) \times P_i \quad (3)$$

式中， Dc_i 表示部门*i*的直接二氧化碳排放； Fc_i 表示部门*i*的燃料动力费； Pd 表示2017年柴油的平均价格； De 表示柴油的二氧化碳排放系数； Cc_i 表示食物部门*i*用于动物保暖、饲料加工保温等环节产生的煤炭费用支出； Pc 表示2017年煤炭的平均价格； Co 表示煤炭的二氧化碳排放系数； P_i 表示部门*i*的产量或年出栏数。

食物部门之外的部门直接水资源消耗数据源于《2017年中国水资源公报》^[32]。由于该公报仅提供了农业、工业和服务业三大产业的水资源消耗，本文依据投入产出表中各部门从“水的生产和供应业”部门获得的中间投入，将水资源消耗分配至各部门^[33]。投入产出表中其他部门二氧化碳排放的计算主要包括能源燃烧和工业过程排放两部分，其中能源燃烧的碳排放等于能源消耗量乘以碳排放系数，工业过程的二氧化碳排放由相关产品产量乘以单位产品排放系数获得。具体计算公式和参数来源可参考课题组以往研究^[34]。

2.3.2 直接水资源消耗和二氧化碳排放强度核算

基于各部门直接水资源消耗和二氧化碳排放，可分别计算包含食物部门在内的各部门直接水资源消耗和二氧化碳排放强度，见式（4）：

$$Dei_i = \frac{De_i}{X_i} \quad (4)$$

式中， Dei_i 表示部门*i*的直接水资源消耗或二氧化碳排放强度； De_i 表示前文核算的各部门直接水资源消耗或二氧化碳排放； X_i 表示部门*i*的总产出。

2.3.3 完全水资源消耗及二氧化碳排放强度核算

完全水资源消耗和二氧化碳排放不仅包括直接水资源消耗和二氧化碳排放，而且包括隐含在化肥、农药、农膜等上游工业品生产过程中的间接水资源消耗和二氧化碳排放。本文应用环境投入产出模型核算食物部门完全水资源消耗和二氧化碳排放强度。根据投入产出平衡关系可得式（5）：

$$X = AX + Y \quad (5)$$

式中， X 为总产出向量； A 为直接消耗系数矩阵，其每列元素表示该部门生产单位产出所需其他部

门的投入量； Y 为最终需求向量。

对式（5）进行移项可得式（6）：

$$X = (I - A)^{-1} \times Y \quad (6)$$

式中， I 为单位矩阵； $(I - A)^{-1}$ 为列昂惕夫逆矩阵，衡量了某部门最终需求增加一单位时国民经济各部门投入的增加值。

根据直接水资源消耗强度和直接二氧化碳排放强度，可得完全水资源消耗和二氧化碳排放强度，如式（7）所示：

$$Tei = Dei \times (I - A)^{-1} \quad (7)$$

式中， Tei 为完全水资源消耗或二氧化碳排放强度向量； Dei 为直接水资源消耗或二氧化碳排放强度向量。

2.3.4 间接水资源消耗及二氧化碳排放强度核算

间接水资源消耗和二氧化碳排放指食物生产在上下游产业链上产生的水资源消耗和二氧化碳排放。间接水资源消耗（二氧化碳排放）强度（ lei ）为完全水资源消耗（二氧化碳排放）强度与直接水资源消耗（二氧化碳排放）强度之差，计算公式如下：

$$lei = Tei - Dei \quad (8)$$

2.3.5 价值型强度与实物型强度的转换

为更直观地展示食物系统资源环境强度，本文根据《农产品成本收益资料汇编2018》中的产品单价^[25]，将强度单位从价值型变为重量型。以完全水资源消耗为例，计算方法见式（9）：

$$Tei_i^w = \frac{Tei_i}{F_i} \quad (9)$$

式中， Tei_i^w 表示基于实物单位的食物部门完全水资源消耗或二氧化碳排放强度，即部门*i*单位重量产出的完全水资源消耗或二氧化碳排放； F_i 为食物部门*i*每吨产品的价格。

2.4 单位营养元素资源环境影响核算

以人体所需的主要营养元素为标准，本文选取了蛋白质、脂肪、维生素C和碳水化合物作为营养元素资源环境影响的测算基础。参考《中国食物成分表》中单位重量食物的营养元素含量数据，可根据式（10）计算食物系统提供单位营养元素的完全水资源消耗或二氧化碳排放：

$$Ne_{ij} = \frac{Tei_i^w}{n_{ij}} \quad (10)$$

式中, Ne_{ij} 为食物 i 提供一单位第 j 种营养元素的完全水资源消耗或二氧化碳排放; n_{ij} 为单位重量的食物 i 提供第 j 种营养元素的数量。

3 结果和讨论

3.1 食物系统水资源消耗强度

图 2 所示为 23 种食物的水资源消耗强度, 不同食物之间的水资源消耗强度差异明显。其中, 肉类食物的平均水资源消耗强度 ($319.83 \text{ m}^3/\text{t}$) 最高, 分别约为主食类食物 ($168.13 \text{ m}^3/\text{t}$)、油料类食物 ($128.67 \text{ m}^3/\text{t}$)、水果类食物 ($63.37 \text{ m}^3/\text{t}$) 和蔬菜类食物 ($21.38 \text{ m}^3/\text{t}$) 的 1.9 倍、2.5 倍、5.0 倍和 15.0 倍, 这一结果与前人研究相符^[29, 35]。食物系统的直接和间接水资源消耗较为接近, 平均占比分别为 54.1% 和 45.9%。

具体分析不同肉类食物发现, 红肉类食物 (羊肉、牛肉、猪肉、牛奶) 的水资源消耗强度是白肉类食物 (鸡肉、鸡蛋) 水资源消耗强度的 2.3 倍。其中, 羊肉的水足迹最高 ($926.0 \text{ m}^3/\text{t}$), 是其他肉类食物的 2.2~22.0 倍。而牛奶的水足迹最低, 仅为 $40.26 \text{ m}^3/\text{t}$ 。造成这种差异的一个重要原因是各类食物系统的饲料转化效率不同^[29, 36, 37], 每生产 1kg 羊肉需要 21kg 谷物饲料, 是同重量牛肉的 1.6 倍、猪肉的 3.6 倍和鸡肉的 9.1 倍^[38]。降低饲料生产水资源消耗, 提高红肉类食物的饲料转化效率是降低其水资源消耗的重要途径。从水资源消耗结构来看, 肉类食物平均 80.1% 的水资源消耗来自动物饮水、场地清洗等直接用水。因此, 亟须通过推广节水饮水装置等措施促进肉类食物的节水化生产。

在主食类食物中, 马铃薯的生命周期水资源消耗为 $8.97 \text{ m}^3/\text{t}$, 仅分别占水稻、小麦和玉米水资源消耗的 2.6%、3.5% 和 15.5%, 这为我国在 2017 年推行的马铃薯主粮化战略提供了新的依据^[39]。从水资源消耗结构看, 马铃薯生产的水资源消耗中有 74.8% 来自间接水资源消耗, 而水稻、玉米、小麦三类谷物类食物的水资源消耗以直接水资源消耗为主, 分别占全部水资源消耗的 90.8%、88.2% 和 77.8%。因此, 对于水稻、玉米和小麦而言, 针对性推广喷灌、滴灌技术, 提升直接用水效率, 是促进主食类食物生产系统可持续发展的重要手段^[40, 41]。

相较肉类和主食类食物而言, 油料、水果和蔬菜类食物的水资源消耗强度较低, 节水空间相对有限。在油料作物中, 油菜籽的完全水资源消耗强度最低, 仅为 $27.9 \text{ m}^3/\text{t}$, 是大豆的 13.6% 和花生的 18.2%。通过育种等手段改善菜籽油品质, 推广以菜籽油为基

础的调和油可以降低油料食物的水资源消耗。在水果中, 柑橘的生命周期水资源消耗是苹果的 1.73 倍。因此, 在水资源紧缺区域应控制柑橘种植业过度发展, 缓解水资源局势。在蔬菜中, 大白菜具有最低的水资源消耗强度, 仅为 $9.35 \text{ m}^3/\text{t}$, 在水资源短缺区域优先发展白菜种植业, 不仅可满足蔬菜需求, 也可以降低食物系统水资源消耗。从水资源消耗结构看, 蔬菜水果平均 70.4% 的水资源消耗来源于间接水资源消耗。因此, 推广绿色有机蔬菜水果种植, 控制上游农药、化肥等工业品投入, 不仅能改善居民膳食健康, 也是实现节水的有效途径。

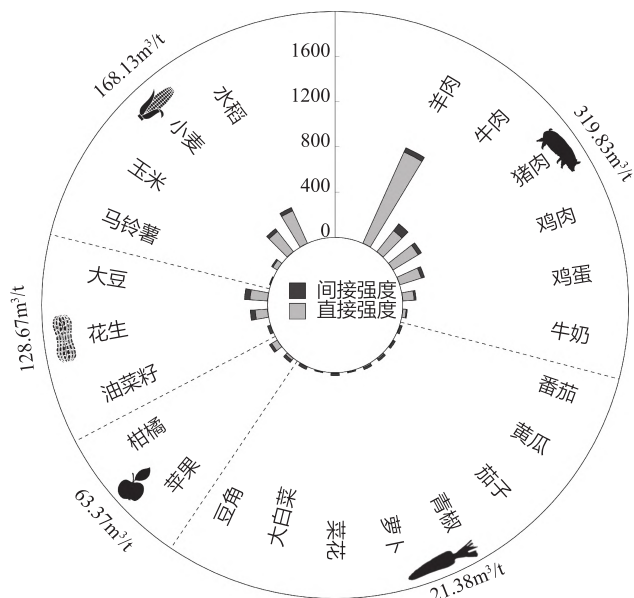


图2 食物系统完全水资源消耗强度

3.2 食物系统二氧化碳排放强度

同样的, 不同食物系统二氧化碳排放强度差异明显, 平均排放强度由高到低分别为肉类 ($318.17 \text{ kg CO}_2/\text{t}$)、水果类 ($195.94 \text{ kg CO}_2/\text{t}$)、主食类 ($101.46 \text{ kg CO}_2/\text{t}$)、蔬菜类 ($98.31 \text{ kg CO}_2/\text{t}$) 和油料类食物 ($73.69 \text{ kg CO}_2/\text{t}$)。由于能量在每个营养水平上都会产生损失^[15], 作为植物产品的下一级产品, 动物性食物的平均二氧化碳排放是植物性食物的 3.0 倍。从排放结构看, 与水资源消耗强度不同, 食物系统平均直接二氧化碳排放仅占完全排放的 19.2%, 间接排放占比高达 80.9% (图 3), 因此食物系统减碳不能局限于食物生产本身, 更应该关注产业链上的二氧化碳减排。

在动物性食物中, 红肉类食物的平均二氧化碳排放是白肉类食物的 3.0 倍, 发展以禽肉为基础的肉产品加工业, 引导消费者扩大禽肉消费是一种更环保的

选择。具体来看,羊肉是完全二氧化碳排放强度最高的食物(741.0 kg CO₂/t)。需要引导消费者扩大牛肉、猪肉等替代品的消费,减少食物系统的碳排放。从碳排放结构来看,羊肉的直接碳排放占总排放的56.4%,羊肉的减排工作需要更多从改良羊肉生产的品种选育和运输管理入手,以减少生产过程的直接碳排放。对牛肉、猪肉、鸡肉、鸡蛋和牛奶而言,直接碳排放分别仅占总排放的4.1%~40.4%,其碳减排工作更应着眼于饲料、取暖等上游产品投入隐含的碳排放。

不同于动物性食物,植物性食物碳排放强度的差异较小。在水果类食物中,柑橘的二氧化碳排放是苹果的1.53倍。从排放结构来看,柑橘的直接二氧化碳排放占51.3%,柑橘减排需要关注灌溉机械用能等产生的直接排放。主食类食物中,马铃薯的二氧化碳排放为44.65 kg CO₂/t,仅分别为水稻、小麦、玉米的33.1%、32.0%和51.4%,因而马铃薯主粮化战略在主食系统减碳中可以扮演重要角色。从碳排放结构看,主食类食物平均93.7%的排放为间接排放,因此控制农药化肥等上游工业品投入对主食系统的减排工作意义重大。在油料类食物中,三种食物的二氧化碳排放强度及排放结构差异较小,平均93.2%来自间接CO₂排放。在蔬菜中,大白菜(28.9 kg CO₂/t)和胡萝卜(45.6 kg CO₂/t)的二氧化碳排放强度较低,增加其在蔬菜消费中的比例有利于食物系统减排。由于蔬菜生产过程中消耗柴油较少,其碳排放主要来自上游,间接碳排放平均占比为89.3%,因此减排必须关注化肥农药等上游产品的系统减排。

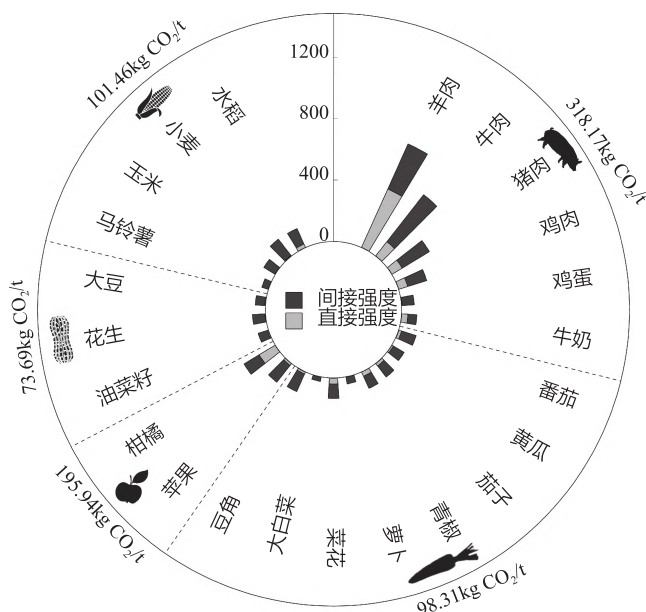


图3 食物系统完全二氧化碳排放强度

3.3 环境影响的上游产业链分布

为解析隐含于食物系统上游产业链中水资源消耗和二氧化碳排放来源,并指导节水减碳政策的制定,本文对环境影响的部门贡献进行了分析。为了方便结果展示,本文综合了五类食物系统的平均水平。同时,由于产业链中涉及的部门种类繁多,本文仅展示对环境足迹贡献最大的前十个部门,并对农业相关部门进行了合并。

由图4可知,农业部门(Ag.)是各类食物系统间接水资源消耗的最大贡献部门,占全部间接水资源消耗的88.0%~94.6%。因此,提高农业本身的用水效率对减少食物系统水资源消耗至关重要。其他较大的间接水资源消耗部门包括其他化学产品部门(Oc.)、电力生产和供应业(EI.)及基础化工原料制造业(Ba.),三者占比之和可达1.66%~3.55%。随着农业生产对化肥、农药等生产资料的依赖性越来越强,隐含在化工部门(Oc.和Ba.)中的水资源消耗不容忽视。近年来,化肥生产部门在食物系统中的节水责任已经受到众多学者的关注^[35,42],本文进一步表明,化肥和农药生产部门是食物系统上游关键的水资源消耗部门。同时,由于农业机械化和养殖集约化的发展,食物系统对电力部门的依赖性越来越强。火力发电循环冷却消耗了大量水资源,改善发电行业的水资源利用效率对于食物系统节水具有重要意义。此外,塑料制品行业(Pl.)在产业链上游的水资源消耗中贡献突出,主要源于大量农用薄膜的使用^[43,44]。最后,水生产和供应行业(Wa.)和医药产品行业(Mp.)也贡献了一定的食物系统的水资源消耗。屠宰和肉类加工部门(Sl.)被证明是美国食物供应链上最大的用水部门^[45],但在我国贡献相对较小。

在间接二氧化碳排放方面,不同于水资源消耗,农业部门对食物系统上游产业链排放的贡献并不突出,但上游产业链中的碳排放仍集中在几个重点工业部门(图5)。其中,电力生产和供应部门(EI.)、基础化工原料制造业(Ba.)、非金属矿产品行业(No.)和交通运输业(Tr.)是各类食品系统上游排放中贡献最大的四个部门,占总排放量的67.4%~80.3%。由于我国仍以煤炭发电为主,电力生产和供应业是产业链上的最大排放来源,占食物系统间接排放的38.0%~59.9%。作为化肥和农药上游生产部门的基础化工原料制造业和非金属矿产品行业也贡献了大量的二氧化碳排放。不难发现,食物系统上游产业链水资源消耗和二氧化碳排放主要集中在电力行业和化肥生产相关部门,因而这些部

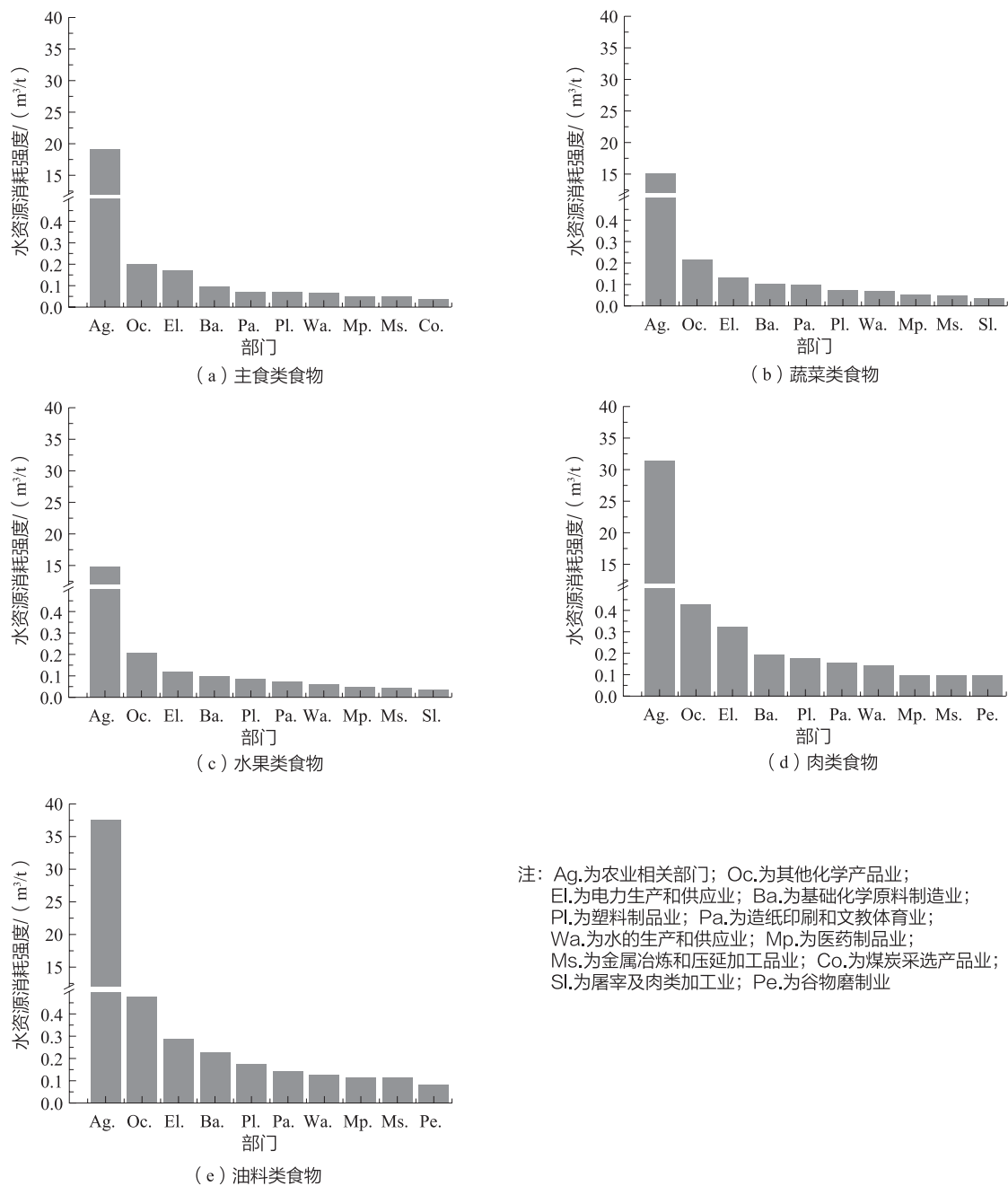


图4 食物系统间接水资源消耗的部门结构

门存在的协同节水减碳潜力不容忽视。促进食物系统节水减碳可以从提高发电和化肥生产相关部门的环境效率,降低农业部门对化肥等化工产品的依赖,提升食物生产部门的用电效率等方面入手。

此外,交通运输业(Tr.)隐含的二氧化碳排放平均占比达到8.19%,也不容忽视^[13,46]。减少运输业的碳排放可以从优化运输路径和改良运输方式两种途径入手。一方面,对于水果蔬菜等鲜食类食物,推广“社区支持农业”和“食物本地化”不仅有利于改进食物健康,同时可以减少地区间运输产生的额外碳

排放。另一方面,对于常规食物,减少空运等高碳排放运输方式的使用可以有效降低运输过程产生的碳排放。由于需要保持温室和畜牧养殖场的温度,热力生产和供应部门(He.)也贡献了4.4%~5.3%的二氧化碳排放。此外,其他化学产品(Oc.),石油、焦化产品和核燃料加工产品行业(Pc.)和化肥制造业(Fe.)的低碳化水平也对食物系统减碳产生影响。

3.4 单位营养元素的环境影响分析

为避免营养密度差异对比较不同食物系统环境影

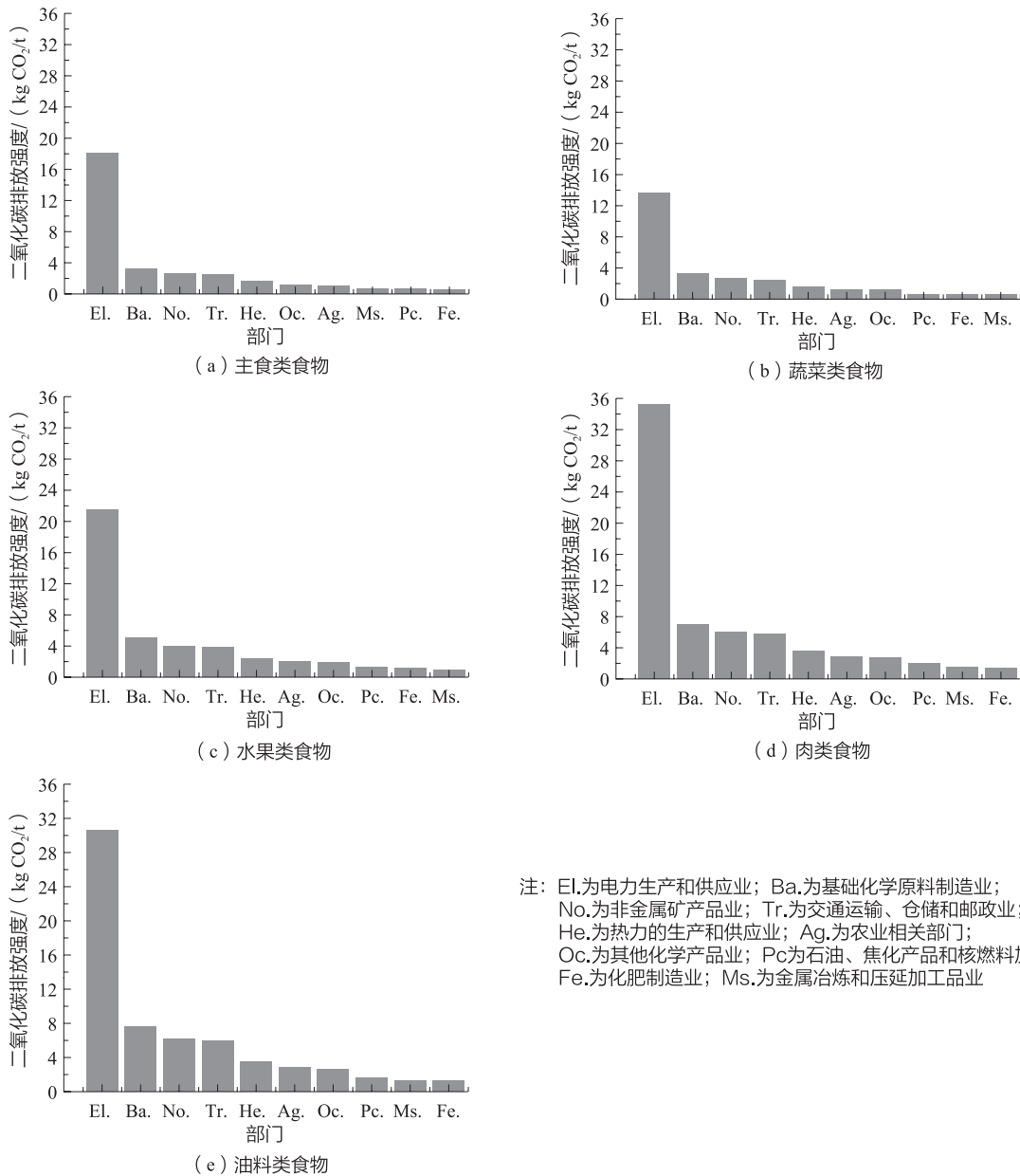


图5 食物系统间接二氧化碳排放的部门结构

响的干扰,本文核算了不同食物系统提供主要营养元素含量(蛋白质、脂肪、维生素C和碳水化合物)的水资源消耗和二氧化碳排放。为方便结果表达,本文对水资源消耗和二氧化碳排放结果分别进行了标准化处理,即将各类食物系统中两类环境强度最高的数值设为1,其他食物系统环境强度则以此进行标准化处理,最终各类食物系统的水资源和碳排放强度均在0到1之间。如图6所示,各类食物提供单位营养元素的环境成本具有明显差异,但总体上各类食物系统两种环境成本的相对位次较为接近。

在蛋白质提供方面,动物性食物提供每千克蛋白质的水资源消耗和二氧化碳排放分别为 21.47m^3 和

8.12kg , 分别是植物性食物的 1.21 倍和 1.25 倍(图6a)。因此,动物性食物提供单位蛋白质的环境成本更高。具体到不同肉类,红肉类的平均水资源和二氧化碳排放强度分别是白肉类的 2.18 倍和 3.13 倍,主要原因是白肉类动物的蛋白转化率较高^[47]。因此,从红肉类食品转向白肉类食品消费有利于食物系统的可持续发展。与之前研究类似^[13,48],笔者发现大豆和鸡蛋提供单位蛋白质的环境影响较小。每提供 1kg 蛋白质,两者仅分别消耗水 7.61m^3 和 11.32m^3 ,产生二氧化碳排放 2.46kg 和 2.92kg 。一些学者提出应以植物蛋白或蛋基蛋白产品部分替代肉蛋白产品^[47],本文结果从环境成本的角度证明了此方案的优越性。同时,

本文再次证明了用牛奶替代红肉消费的方案不能有效减少食物系统二氧化碳排放^[49]，但如果考虑到牛奶在节水上的巨大潜力，以牛奶蛋白质代替肉类蛋白质仍是更具有环保潜力的膳食选择。

在脂肪供应上，主食、蔬菜和水果类食物的脂肪含量很少，因此本文不加考虑。与蛋白质供应类似，动物性食物在脂肪供应上也比植物性食物具有更高的资源环境影响^[15,49]，动物性食物提供单位脂肪的平均水资源消耗强度和平均碳排放强度分别是植物性食物的 2.83 倍和 3.03 倍（图 6b）。其中，牛肉对环境的负面影响最大，其次是羊肉。由于猪肉具有丰富的脂肪含量，其提供单位脂肪的环境负担相对较小。在植物性食物中，花生提供单位脂肪的环境强度最低，具有节水减碳的绝对优势。因此，花生生产及其深加工行业应该得到重视。

蔬菜是居民维生素 C 的主要来源^[5,50]，从环境成本看，蔬菜提供维生素 C 的水资源消耗和二氧化碳排

放仅分别为其他食物的 20% 和 34.2%（图 6c）。其中，豆角和大白菜在节水减碳方面表现突出，提供每克维生素 C 的水资源消耗仅分别为 0.10 m³ 和 0.30 m³，并分别产生 0.21kg 和 0.35kg 二氧化碳排放。由于单位面积大白菜产量是豆角的两倍，考虑到有限的土地资源，推广大白菜生产和消费的环境效益最高。此外，马铃薯提供每克维生素 C 的水资源消耗和二氧化碳排放仅为 0.44m³ 和 0.81kg，不仅远低于其他主食，也低于大多数蔬菜，再次凸显了“马铃薯主粮化”战略的环保意义。此外，由于维生素 C 含量较低，苹果和花生提供维生素 C 的环境影响较大。

在碳水化合物提供方面，由于肉类食物的碳水化合物含量很小，本文未加考虑。平均而言，蔬菜类食物的水资源消耗和二氧化碳排放分别是主食类食物的 2.0 和 9.1 倍（图 6d），蔬菜类在提供碳水化合物上不具备环境优势。本文发现，虽然马铃薯在单位碳水化合物的二氧化碳排放上优势并不明显，但单位碳水化

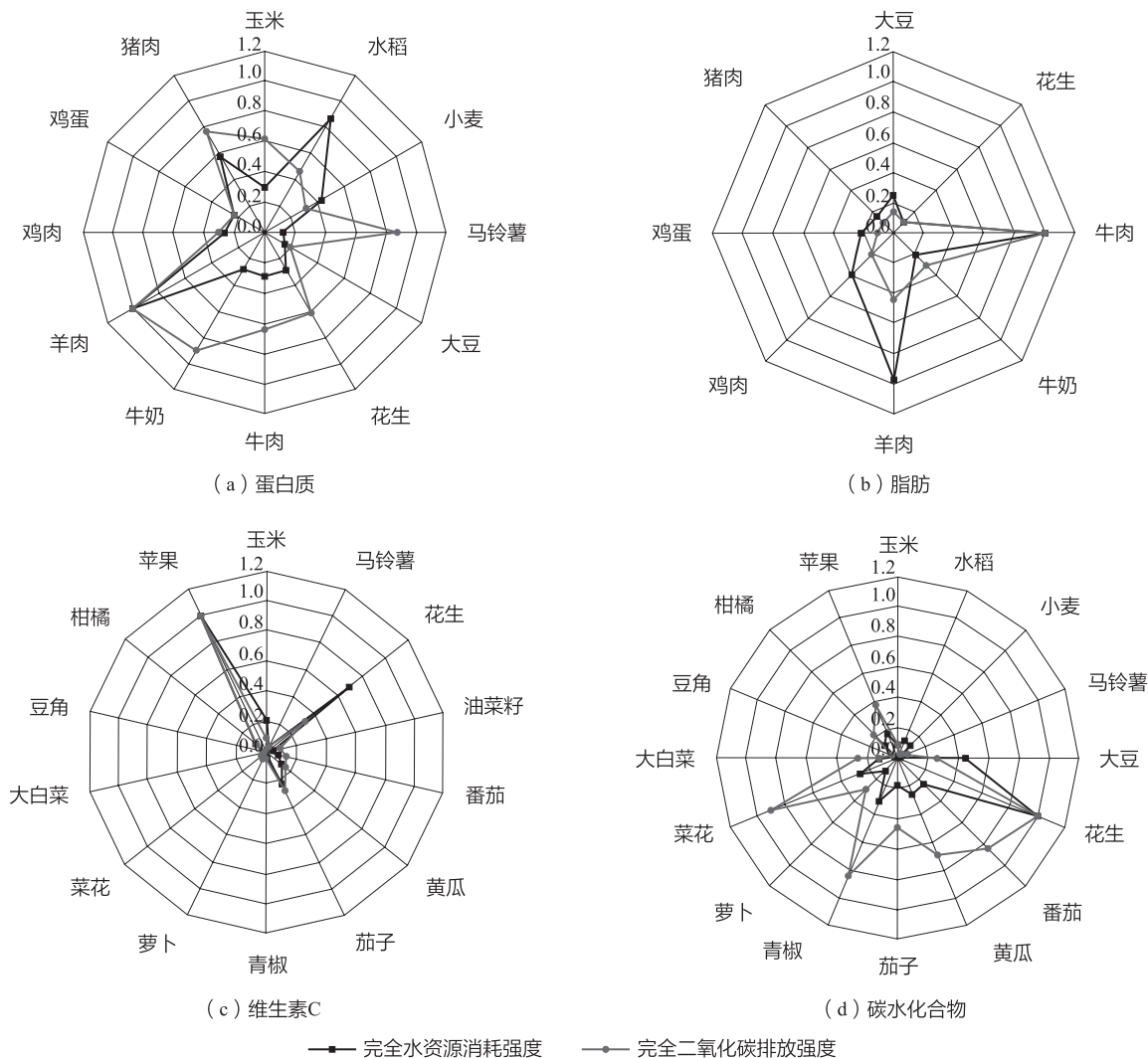


图 6 食物系统提供单位营养元素的水资源消耗和二氧化碳排放

合物的水资源消耗仅为其他主食类食物的 19.9%。因此,推广马铃薯作为第四主食满足碳水化合物需求可以有效缓解水资源紧张局势。然而,目前中国马铃薯主要用于新鲜蔬菜^[51],主食加工比例仅为 10% 左右^[52],远低于欧美国家 1/3 ~ 2/3 的加工比例^[53]。我国仍需不断改进马铃薯育种和加工技术,以改善其口感,推广马铃薯主食化消费。

4 结论与建议

4.1 主要结论

通过构建混合生命周期评价模型,本文对食物系统生命周期水资源消耗和二氧化碳排放进行系统核算,分析了间接水资源消耗和二氧化碳排放的部门结构,并对比分析了各类食物系统提供单位营养元素的资源环境成本。本文得出以下主要结论:

(1) 食物系统之间水资源消耗和二氧化碳排放差异明显,动物性食物的水资源消耗和二氧化碳排放强度分别是植物性食物的 1.9 ~ 15 倍和 1.9 ~ 2.7 倍。在肉类食物中,红肉类食物的水资源消耗和二氧化碳排放分别是白肉类食物的 2.27 倍和 3.0 倍。

(2) 在结构上,食物系统直接水资源消耗平均占完全水资源消耗的 54.1%,直接二氧化碳排放平均仅占完全二氧化碳排放的 19.2%。因而食物系统节水减碳不仅需要关注食物生产过程的直接水资源消耗和二氧化碳排放,隐含在上游产业链的资源环境影响也不容忽视。

(3) 食物系统间接水资源消耗主要来自农业部门,占总间接消耗的 89.0% ~ 94.6%。电力生产和供应业、基础化工原料制造业、非金属矿产品业和运输业是对间接二氧化碳排放贡献最大的四个部门,占总间接排放量的 67.4% ~ 80.3%。其中,电力生产和供应业和基础化工原料制造业在食物系统上游具有协调节水降碳潜力。

(4) 在蛋白质供应上,动物性食物的平均水资源消耗和二氧化碳排放分别是植物性食物的 1.21 倍和 1.25 倍。在脂肪供应上,动物性食物的平均水资源消耗和二氧化碳排放分别是植物性食物的 2.83 倍和 3.03 倍。蔬菜提供维生素 C 的环境成本最低,平均水资源消耗和二氧化碳排放仅分别为其他食物的 20% 和 34.2%。而在单位碳水化合物供应中,主食作物尤其是马铃薯的节水优势非常显著,水资源消耗仅为其他主食的 19.9%。

4.2 对策建议

根据研究结果,本文从以下几个方面提出食物系

统节水降碳建议:

(1) 由于食物系统的水资源消耗主要为直接用水,因此应该结合不同地区水资源压力状况,统筹优化水资源密集型食物生产的空间布局。同时,推进农田灌溉改造和节水养殖技术,减少食物系统直接水资源消耗。相反,食物系统的二氧化碳排放主要来源于上游产业链,因而其系统减排有赖于化肥、农药、饲料等上游生产部门二氧化碳排放的减少。

(2) 在食物系统上游产业链中,电力生产和供应业与基础化学原料制造业同时产生了大量的水资源消耗和二氧化碳排放,隐含着协同节水减碳空间。因此,通过秸秆还田等方式减少化肥使用,发展节水农业减少灌溉用电,或加快电力和基础化学原料制造业低碳转型,可实现食物系统上游产业链的协同节水降碳。

(3) 以营养元素的环境成本为参考,优化居民膳食结构。在制定《居民膳食指南》时考虑食物系统的资源和环境影响,引导居民减少红肉类等资源环境影响密集型食物的过度消费。鼓励蛋基蛋白、植物蛋白等替代品生产技术的发展,以替代环境成本较高的肉类蛋白。同时,鉴于马铃薯在维生素 C 和碳水化合物供应上的环境优势,应该坚定推进马铃薯主粮化战略。通过改良育种和加工技术扩大马铃薯在主食消费中的比例,减少主食生产造成的环境影响。

参考文献

- [1] HOEKSTRA A Y, MEKONNEN M M. The water footprint of humanity[J]. Proceedings of the national academy of sciences of the United States of America, 2012, 109(9): 3232-3237.
- [2] VERMEULEN S J, CAMPBELL B M, INGRAM J S I. Climate change and food systems[J]. Annual review of environment and resources, 2012, 37: 195-222.
- [3] United Nations. World Population Prospects 2019: Highlights[M]. New York: United Nations, 2019.
- [4] VAN DIJK M, MORLEY T, RAU M L, et al. A meta-analysis of projected global food demand and population at risk of hunger for the period 2010-2050[J]. Nature food, 2021, 2(7): 494-501.
- [5] FRANKOWSKA A, JESWANI H K, AZAPAGIC A. Environmental sustainability issues in the food-energy-water nexus in the UK vegetables sector: energy and water consumption[J]. Energy procedia, 2019, 161: 150-156.
- [6] WANG W, GUO L P, LI Y C, et al. Greenhouse gas intensity of three main crops and implications for low-carbon agriculture in China[J]. Climatic change, 2015, 128(1-2): 57-70.
- [7] PEREIRA L S. Water, agriculture and food: challenges and issues[J]. Water resources management, 2017, 31(10): 2985-2999.

- [8] GAGO J, DOUTHE C, COOPMAN R E, et al. UAVs challenge to assess water stress for sustainable agriculture[J]. *Agricultural water management*, 2015, 153: 9-19.
- [9] CHANG Y, LI G J, YAO Y, et al. Quantifying the water-energy-food nexus: current status and trends[J]. *Energies*, 2016, 9(2): 65.
- [10] 余娇, 赵荣钦, 肖连刚, 等. 基于“水—能—碳”关联的城市污水处理系统碳排放研究[J]. *资源科学*, 2020, 42(6): 1052-1062.
- [11] HOFF H. Understanding the Nexus. Background Paper for the Bonn 2011 Nexus Conference: the Water, Energy and Food Security Nexus[R]. Stockholm: Stockholm Environment Institute, 2011.
- [12] PAGE G, RIDOUTT B, BELLOTTI B. Carbon and water footprint tradeoffs in fresh tomato production[J]. *Journal of cleaner production*, 2012, 32: 219-226.
- [13] NEMECEK T, JUNGBLUTH N, CANALS L M I, et al. Environmental impacts of food consumption and nutrition: where are we and what is next?[J]. *The international journal of life cycle assessment*, 2016, 21(5): 607-620.
- [14] LIU B B, GU W Y, YANG Y, et al. Promoting potato as staple food can reduce the carbon-land-water impacts of crops in China[J]. *Nature food*, 2021, 2(8): 570-577.
- [15] XU X M, LAN Y. A comparative study on carbon footprints between plant- and animal-based foods in China[J]. *Journal of cleaner production*, 2016, 112: 2581-2592.
- [16] 王长波, 张力小, 庞明月. 生命周期评价方法研究综述——兼论混合生命周期评价的发展与应用[J]. *自然资源学报*, 2015, 30(7): 1232-1242.
- [17] FENG K S, CHAPAGAIN A, SUH S, et al. Comparison of bottom-up and top-down approaches to calculating the water footprints of nations[J]. *Economic systems research*, 2011, 23(4): 371-385.
- [18] XING Z C, WANG J G, ZHANG J. Expansion of environmental impact assessment for eco-efficiency evaluation of China's economic sectors: an economic input-output based frontier approach[J]. *Science of the total environment*, 2018, 635: 284-293.
- [19] REYNOLDS C J, PIANTADOSI J, BUCKLEY J D, et al. Evaluation of the environmental impact of weekly food consumption in different socio-economic households in Australia using environmentally extended input-output analysis[J]. *Ecological economics*, 2015, 111: 58-64.
- [20] ZHEN W, QIN Q D, QIAN X y, et al. Inequality across China's staple crops in energy consumption and related GHG emissions[J]. *Ecological economics*, 2018, 153: 17-30.
- [21] LIN J Y, HU Y C, CUI S H, et al. Carbon footprints of food production in China (1979-2009)[J]. *Journal of cleaner production*, 2015, 90: 97-103.
- [22] FAO. Food and agriculture organization of the United Nations[EB/OL]. [2022-10-17]. <https://www.fao.org/agrovoc/institutions/food-and-agriculture-organization-united-nations>.
- [23] WANG Y F. An industrial ecology virtual framework for policy making in China[J]. *Economic systems research*, 2017, 29(2): 252-274.
- [24] LENZEN M, GESCHKE A, WIEDMANN T, et al. Compiling and using input-output frameworks through collaborative virtual laboratories[J]. *Science of the total environment*, 2014, 485-486: 241-251.
- [25] 国家发展和改革委员会价格司. 全国农产品成本收益资料汇编[M]. 北京: 中国统计出版社, 2018.
- [26] 中国农产品加工业年鉴编辑委员会. 中国农产品加工业年鉴[M]. 北京: 中国农业出版社, 2018.
- [27] 肖玉, 成升魁, 谢高地, 等. 我国主要粮食品种供给与消费平衡分析[J]. *自然资源学报*, 2017, 32(6): 927-936.
- [28] 郭金花, 刘晓洁, 吴良, 等. 我国稻谷供给与消费平衡的时空格局[J]. *自然资源学报*, 2018, 33(6): 954-964.
- [29] 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, 15(5): 1577-1600.
- [30] 国家统计局. 国家数据[EB/OL].[2022-10-17]. <https://data.stats.gov.cn/index.htm>.
- [31] DHAKAL S. Urban energy use and carbon emissions from cities in China and policy implications[J]. *Energy policy*, 2009, 37(11): 4208-4219.
- [32] 中华人民共和国水利部. 中国水资源公报 2017[M]. 北京: 水利水电出版社, 2018.
- [33] WANG C B, MALIK A, WANG Y F, et al. Understanding the resource-use and environmental impacts of bioethanol production in China based on a MRIO-based hybrid LCA model[J]. *Energy*, 2020, 203: 117877.
- [34] 王长波, 胡志伟, 周德群. 中国居民消费间接 CO₂ 排放核算及其关键减排路径[J]. *北京理工大学学报(社会科学版)*, 2022, 24(3): 15-27.
- [35] MEKONNEN M M, HOEKSTRA A Y. A global assessment of the water footprint of farm animal products[J]. *Ecosystems*, 2012, 15(3): 401-415.
- [36] AL-THANI N A, GOVINDAN R, AL-ANSARI T. Maximising nutritional benefits within the energy, water and food nexus[J]. *Journal of cleaner production*, 2020, 266: 121877.
- [37] YUE Q, XU X R, HILLIER J, et al. Mitigating greenhouse gas emissions in agriculture: from farm production to food consumption[J]. *Journal of cleaner production*, 2017, 149: 1011-1019.
- [38] PIMENTEL D, PIMENTEL M. Sustainability of meat-based and plant-based diets and the environment[J]. *The American journal of clinical nutrition*, 2003, 78(3 Suppl): 660S-663S.
- [39] 中华人民共和国农业农村部. 农业部关于推进马铃薯产业开发的指导意见[EB/OL]. [2022-10-17]. http://www.moa.gov.cn/govpublic/ZZYGLS/201603/t20160301_5034313.htm.
- [40] 梁赛, 王灿. 北京市节水技术的节能效应分析[J]. *节水灌溉*, 2007, 04: 39-40, 43-43.
- [41] 李亮, 马良瑞, 熊康宁. 基于作物需水量的城市农业水资源评

- 估——以贵州省贵阳市为例[J]. 水土保持通报, 2019, 39(4): 300-305.
- [42] ZHANG Y, TIAN Q, HU H, et al. Water footprint of food consumption by Chinese residents[J]. International Journal of environmental research and public health, 2019, 16(20): 3979.
- [43] ESPÍ E, SALMERÓN A, FONTECHA A, et al. Plastic films for agricultural applications[J]. Journal of plastic film & sheeting, 2006, 22(2): 85-102.
- [44] SCARASCIA-MUGNOZZA G, SICA C, RUSSO G. Plastic materials in European agriculture: actual use and perspectives[J]. Journal of agricultural engineering, 2012, 42(3): 15-28.
- [45] EGILMEZ G, KUCUKVAR M, TATARI O, et al. Supply chain sustainability assessment of the U.S. food manufacturing sectors: a life cycle-based frontier approach[J]. Resources, conservation and recycling, 2014, 82: 8-20.
- [46] PATHAK H, JAIN N, BHATIA A, et al. Carbon footprints of Indian food items[J]. Agriculture, ecosystems & environment, 2010, 139(1-2): 66-73.
- [47] AIKING H. Future protein supply[J]. Trends in food science & technology, 2011, 22(2-3): 112-120.
- [48] POORE J, NEMECEK T. Reducing food's environmental impacts through producers and consumers[J]. Science, 2018, 360(6392): 987-992.
- [49] BATLLE-BAYER L, ALDACO R, BALA A, et al. Toward sustainable dietary patterns under a water-energy-food nexus life cycle thinking approach[J]. Current opinion in environmental science & health, 2020, 13: 61-67.
- [50] BOOTH V H, MAPSON L W, MOORE T. "Vegetables as food" [J]. Nature, 1941, 147(3736): 711.
- [51] 曾凡達, 刘刚. 中国马铃薯主食化面临的问题及解决方法(英文)[J]. 现代食品科技, 2017, 33(9): 293-298, 90-90.
- [52] HERMANSEN A, LU D Q, FORBES G. Potato production in China and Norway: similarities, differences and future challenges[J]. Potato research, 2012, 55(3-4): 197-203.
- [53] KEIJIBETS M J H. Potato processing for the consumer: developments and future challenges[J]. Potato research, 2008, 51(3-4): 271-281.

Accounting of Water Consumption and CO₂ Emissions in China's Food System Based on an Hybrid LCA Model

LIU Jinliang¹, WANG Changbo^{1*}, YANG Ziyang¹, PANG Mingyue², WANG Siyu¹

(1 Nanjing University of Aeronautics and Astronautics College of Economics and Management, Nanjing, 211106, China; 2 Key Laboratory of Three Gorges Reservoir Region's Eco-Environment, Ministry of Education, Chongqing University, Chongqing, 400045, China)

Abstract: Food production not only depends on water resources, but also generates a large amount of CO₂ emission. These environmental impacts exist in the entire industrial chain of the food system. In order to save water and reduce CO₂ emissions in the food system, this research develops a hybrid LCA model that includes 5 categories and 23 specific food sectors. Then this research accounts and compares the total water consumption and CO₂ emissions of food systems. The results show that: (1) The water consumption and CO₂ emissions of different foods are significantly different. The water consumption intensity of animal food is 1.9-15 times that of plant food, and the CO₂ emission intensity is 1.9-2.7 times that of plant food. (2) The direct and indirect consumption of water is close, but the CO₂ emissions mainly come from indirect CO₂ emissions from the upstream industrial chain, which accounts for 80.9%. (3) Indirect water consumption in food system mainly comes from agricultural sector, while indirect CO₂ emissions mainly come from the power production and supply sector, basic chemical raw material manufacturing sector, non-metallic mineral products sector and transportation sector. (4) From the perspective of nutrient supply, when considering protein and fat supply, the environmental impact of animal foods is higher than that of plant foods. Vegetables and staple food have the minimum environmental cost in providing vitamin-C and carbohydrate respectively. Based on the results of this paper, water conservation in the food system should mainly rely on the improvement of water use efficiency in the direct production process, and CO₂ reduction should focus on the upstream sectors. Especially, it should be highlighted that there embodied synergistic potential for water conversion and CO₂ emissions reduction in the power production sector and fertilizer production sector. At the same time, the results of this paper also provide supportive data for designing a more sustainable dietary guidelines that will consider environmental impacts.

Keywords: food system; water; CO₂; hybrid LCA model