

中国各省居民食品消费的环境效应及影响因素分析

王睿智¹, 吴雅菲¹, 范经晖¹, 谢标^{1,2,3,4*}

¹南京师范大学环境学院, 江苏 南京

²江苏省环境风险防控与应急技术工程研究中心, 江苏 南京

³江苏省水土生态修复工程实验室, 江苏 南京

⁴江苏省地理信息资源开发与应用协同创新中心, 江苏 南京

收稿日期: 2026年1月21日; 录用日期: 2026年2月20日; 发布日期: 2026年2月27日

摘要

随着中国快速的城市化和经济发展, 居民膳食结构经历了显著变化, 这对公众健康和环境产生了深远影响。本研究通过多区域、跨时段的比较研究方法, 探讨了不同省份之间膳食模式的差异及其对环境的双重影响。研究表明, 中国各省居民的膳食结构在时间和空间上存在显著差异, 沿海省份特有的高碳足迹食物消费模式正逐渐向内陆地区扩散, 南方地区的高碳排放食物的消费量明显高于北方地区。2023年, 全国人均食品消费碳足迹最高的为西藏自治区(1235.27 kg/人), 人均食品消费水足迹最高的为西藏自治区(978.75 kg/人), 人均食品消费生态足迹最高的省份为海南省(0.77 hm²/人/年)。从1990年至2023年, 中国居民食物消费的碳排放总量从26.5千万吨增至6.62千万吨, 其中动物性食品的碳排放量占比从43.8%升至78.7%。同期, 水足迹总量从4.87万吨增至10.38万吨, 动物性食品的水足迹占比从21.4%升至64.4%。生态足迹方面, 2015年至2023年间, 人均食品生态足迹从0.39 hm²/人/年增至0.53 hm²/人/年, 动物性食品对生态足迹的贡献最大, 尤其是猪肉和水产品。研究还发现, 长江三角洲和珠江三角洲经济带省份因其庞大的食物消费量和较高的生产活动强度, 成为食物消费总碳排放高型区域。利用城市指标进行皮尔诺分析得出各变量的相关性, 反映了各省市食品消费特征与经济发展水平、饮食习惯和自然资源条件之间的相关性。为后续引导居民改善食物消费方式, 改进居民膳食结构提出建议。未来应通过科学合理的政策引导和技术创新, 实现膳食结构的优化, 促进环境的可持续发展和居民健康水平的提升。

关键词

膳食结构, 食物消费, 碳排放, 中国

Environmental Effects and Influencing Factors of Residents' Food Consumption in China's Provinces

*通讯作者。

文章引用: 王睿智, 吴雅菲, 范经晖, 谢标. 中国各省居民食品消费的环境效应及影响因素分析[J]. 可持续发展, 2026, 16(2): 332-348. DOI: 10.12677/sd.2026.162085

Ruizhi Wang¹, Yafei Wu¹, Jinghui Fan¹, Biao Xie^{1,2,3,4*}

¹School of Environment, Nanjing Normal University, Nanjing Jiangsu

²Jiangsu Province Engineering Research Center of Environmental Risk Prevention and Emergency Response Technology, Nanjing Jiangsu

³Jiangsu Engineering Lab of Water and Soil Eco-Remediation, Nanjing Jiangsu

⁴Jiangsu Center for Collaborative Innovation in Geographical Information Resource Development and Application, Nanjing Jiangsu

Received: January 21, 2026; accepted: February 20, 2026; published: February 27, 2026

Abstract

With the rapid urbanization and economic development of China, residents' dietary structures have undergone significant changes, exerting profound impacts on both public health and the environment. This study adopts a multi-regional and intertemporal comparative research framework to examine differences in dietary patterns across Chinese provinces and their dual environmental effects. The results indicate pronounced spatial and temporal heterogeneity in provincial dietary structures. High-carbon footprint food consumption patterns characteristics of coastal provinces have gradually diffused toward inland regions, while the consumption of high-carbon-emission foods in southern China is significantly higher than that in northern China. In 2023, the highest per capita food-related carbon footprint was the Xi Zang Autonomous Region (1,235.27 kg per capita), the highest per capita food-related water footprint was also observed in the Xi Zang Autonomous Region (978.75 kg per capita), and the highest per capita food-related ecological footprint was recorded in Hainan Province (0.77 hm² per capita per year). From 1990 to 2023, total carbon emissions from food consumption by Chinese residents increased from 26.5 million tons to 66.2 million tons, with the share of animal-based foods rising from 43.8% to 78.7%. Over the same period, the total water footprint increased from 4.87 million tons to 10.38 million tons, while the contribution of animal-based foods expanded from 21.4% to 64.4%. In terms of ecological footprint, the per capita food-related ecological footprint increased from 0.39 hm² per capita per year in 2015 to 0.53 hm² per capita per year in 2023. Animal-based foods contributed the most to the ecological footprint, particularly pork and aquatic products. The study further reveals that provinces within the Yangtze River Delta and the Pearl River Delta economic belts constitute high-total food-related carbon emission regions due to their large-scale food consumption and high intensity of production activities. Pearson correlation analysis based on urban indicators was employed to examine the relationships among variables, highlighting the associations between provincial food consumption characteristics and levels of economic development, dietary habits, and natural resource endowments. Based on these findings, policy implications are proposed to guide residents toward more sustainable food consumption behaviors and improved dietary structures. In the future, scientifically sound policy interventions and technological innovations should be implemented to optimize dietary patterns, promote environmental sustainability, and enhance public health outcomes.

Keywords

Dietary Structure, Food Consumption, Carbon Emissions, China

Copyright © 2026 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

动物性食品消费比例上升,植物性食品消费比例相对下降,这种变化直接导致了食物生产、加工、运输等环节中对环境影响的增加。如今的食物供应链创造了约 137 亿吨二氧化碳当量,占人为温室气体排放量的 26% [1]。另有 28 亿公吨二氧化碳当量(5%)由非粮食农业和其他毁林驱动因素造成[2]。粮食生产造成了全球约 32%的陆地酸化和约 78%的富营养化[3]。这些排放会从根本上改变自然生态系统的物种组成,降低生物多样性和生态恢复力。食品消费模式和生产方式对环境和公共健康会产生较大影响,鉴于此,本研究旨在深入探讨中国大陆各省(除港、澳、台地区)食物消费模式的差异及其对健康效应的环境影响,不仅可以为缓解环境压力提供策略,更能为实现社会经济的可持续发展贡献智慧。

2. 文献综述

全球经济社会发展背景下,世界正在经历快速营养转型阶段,世界各地的饮食模式正逐步从传统的主食依赖型向更加多元化、丰富化的方向转变[4]。发展中国家肉类、奶类消费增长明显快于发达国家[5]。各国学者从 1980 年代开始陆续关注食物消费造成的环境影响,水和碳足迹在 21 世纪初首次引入,并已被应用于量化和分析人类活动对环境资源的影响[6]。Xu 等测算发现全球食物系统碳排放中动物性食物的碳排放量是植物性食物的两倍,57%来自动物性食物(包括牲畜饲料),29%来自植物性食物,剩余 14%来自于其他方面[7]。Petrovic 等的研究强调了在欧洲畜牧业是环境压力主要来源,食品消费相关的温室气体排放占比高达约 30% [8]。Tilman 研究预测表明,膳食结构向高糖、高热量、高油脂以及肉类转变的趋势将使 2050 年全球农业生产的温室气体排放量增加 80%,造成全球森林面积和生物多样性减少等许多问题[9]。Arrieta 和 González (2018)针对阿根廷当前的食物消费模式进行了详尽分析,指出牛肉消费是该国食物碳排放的主要来源,占比高达 71% [10]。Vanham 等针对荷兰食物消费的研究指出,减少肉类消费对降低水足迹具有显著效果,相较于普通饮食模式,转向素食主义能减少 36%至 42%的水资源需求,凸显了饮食结构变化在水资源保护中的潜力[11]。安玉发等的研究表明,中国的食物碳排放规模已相当庞大,约为 3 亿吨,占中国碳排放总量的 20%左右。这些排放主要源自食物的生产和消费环节[12]。

不同地区的膳食结构对当地的环境影响的贡献程度也有所不同。目前大部分学者均认为,动物性食物比植物性食物的碳足迹或碳排放因子更高,其中牛羊肉等反刍动物要高于猪肉、鸡肉等肉类,反刍类动物性食物的环境影响是植物性食物的 100 倍[13]。红肉的温室气体排放强度比鸡肉、鱼肉等高约 150%。同时大量肉类消费也是造成高水足迹的重要原因[14]。Michael 等对瑞典的研究表明,减少肉类消费、增加素食比例以及推广有机食品消费,是减少温室气体排放、保护生物多样性的有效途径[15]。

洛克菲勒基金会-柳叶刀行星健康委员会认为,饮食结构在改善健康和减少食品生产对环境的影响方面具有巨大潜力[16]。本研究通过对 1990 年至 2023 年全国及各省、市、区(除港、澳、台地区)居民膳食模式及其环境效应的综合分析,揭示了中国快速城市化和经济发展背景下膳食结构变化对环境和公共健康的深远影响。这一研究不仅填补了现有文献中关于中国膳食模式环境效应的长期动态变化的空白,还为理解全球食物消费模式转型提供了重要的区域性案例。

3. 数据和方法

3.1. 数据来源

如表 1 所示,本文依托 1990 至 2023 年间《中国统计年鉴》《中国农业年鉴》及《中国价格统计年鉴》等权威数据资源,运用数理统计与地理信息技术相结合的方法,系统剖析了中国大陆 31 个省级行政区(不包含港、澳、台地区)主要食物(涵盖粮食、植物油、蔬菜、水果、猪肉、牛肉、羊肉、禽类、水产品、奶类、蛋类以及食糖)的消费量及其比例结构的动态变化特征,覆盖了从沿海到内陆的不同经济和地

理条件, 确保了研究的广泛性和代表性[13]。

Table 1. Data sources of research projects

表 1. 研究项目数据来源

项目	数据来源
人均主要食品消费量	《中国统计年鉴》
碳足迹系数	Tilman and Clark 2014 [9]
虚拟含水量	《Water demand management: A case study of the Heihe River Basin in China》 [17]
全国食物生产力	国家统计局
全球食物生产力	FAO 联合国粮农组织
生态足迹系数	《中国居民食品消费的环境效应及影响因素研究》 [18]
均衡因子和产量因子	《Living Planet Report 2012》 [19]

3.2. 方法

3.2.1. 食物消费碳排放

在本研究中, “碳排放”被界定为一个广义概念, 它不仅涵盖了二氧化碳(CO₂)的排放, 还囊括了食物全生命周期内产生的甲烷(CH₄)、氧化亚氮(N₂O)等具有显著全球增温潜势的其他温室气体[20]。最终所计算的碳排放总量, 是将所有这些温室气体统一换算成二氧化碳的当量值之后的总和[21]。

食物消费直接碳排放(W_c)等于食物消费量(Q_i)与对应的碳足迹系数(R_i)的乘积, 计算公式如下:

$$W_c = \sum_{i=1}^n W_{ci} = \sum_{i=1}^n Q_i \times R_i$$

上式中, W_c 为食物消费碳排放; W_{ci} 为第 i 种食物的碳排放量, Q_i 为第 i 种食物的消费量, R_i 为第 i 种食物的碳排放系数。

3.2.2. 水足迹模型

本文选用的水足迹计算模型是按照生产树法计算农产品虚拟水含量

$$WF_c = \sum WF_{ci} \times VW_i$$

式中: WF_c 为消耗食物的人均水足迹(m³), VW_i 为对应食物的虚拟含水量。

3.2.3. 生态足迹模型

食品消费生态足迹是一个衡量食品消费对自然环境影响的重要指标。食品消费生态足迹是指特定人群按照某种食品消费模式所消耗的自然资源(如土地、水等)和所产生的废弃物需要环境吸纳的总量[22], 通常以生物生产性土地(或水域)面积来表示, 它反映了食品消费对自然生态系统的占用和压力[23]。搭建生态足迹测算模型首先需要确定食品消费项目。

生态足迹可用下式表示

$$EF = N \times ef = N \times r_j \times \sum_{i=1}^n a_i = \sum_{i=1}^n (c_i / p_i) \times N \times r_j \quad (i = 1, 2, 3, \dots, n)$$

式中, EF 为总的生态足迹, N 为人口数, ef 为人均生态足迹, a_i 为 i 种物质人均占用的生物生产土地面积, c_i 为 i 种物质的人均消费量, p_i 为 i 种物质的中国平均生产力(即中国平均产量), n 为物质的数量。

如表 2 所示, 在生物生产土地面积的计算中, 由于不同类型的土地(如耕地、草地、林地、建筑用地、

化石燃料用地和水域)具有显著不同的生产能力,因此直接将这些面积相加是不恰当的[24]。为了将不同类型的生物生产土地面积转化为一个统一且可比较的标准,需要引入均衡因子。这些均衡因子的选取是基于各地生态足迹的报告。目前,广泛采用的均衡因子如下:林地 为 1.14,耕地 为 2.82,草地 为 0.54,水域 为 0.22 [25]。

Table 2. Accounting of food consumption accounts
表 2. 食品消费账户核算

土地类型	食品消费账户核算
耕地	粮食、蔬菜、食用油、食糖、猪肉
畜牧地	牛肉、羊肉、禽类、蛋类、奶类
林地	鲜瓜果
渔业水域	水产品

3.2.4. 生态承载力

在生态足迹分析框架内,生态承载力被界定为一个地域实际能提供给人类使用的全部生物生产性土地面积(含水域)的总和,这一定义巧妙地采用了统一的度量标准——生物生产性土地面积,以便对生态足迹与生态承载力进行量化对比和评估[26]。值得注意的是,同类生物生产性土地的生产能力在全球不同国家或地区间存在显著差异,这导致直接比较各国或地区的同类土地面积并不具备实际意义[27]。

为解决这一问题,Wackernagel 引入了产量因子(yield factor)的概念。产量因子代表的是一个国家或地区特定类型生物生产性土地的平均生产力,与全球同类土地平均生产力之间的比例关系[28]。

如表 3 所示,在计算生态承载力时,需将各类物理空间的面积乘以相应的均衡因子和当地的产量因子,从而得出基于全球平均生产力的生态承载力值[29]。此外,根据世界环境与发展委员会(WCED)的建议,还需扣除 12%的面积作为生物多样性保护区域,以确保生态平衡和可持续发展[30]。公式为:

$$ec = 0.88 \times \sum_{i=1}^6 a_j \times r_j \times y_j$$

式中, ec 为人均生态承载力, a_j 为实际人均占有的 j 类生物生产土地面积, r_j 为均衡因子, y_j 为产出因子。

Table 3. Basic data of land types
表 3. 土地类型基底数据

土地类型	均衡因子	产量因子	碳吸收系数(t/hm ²)
耕地	2.52	1.46	5.01
畜牧地	0.43	0.17	0.95
林地	1.28	0.91	3.98
渔业水域	0.35	1	0.40

3.2.5. 生态盈亏

生态盈亏是自然生态系统提供的生态承载供给与人类对生态系统产生的生态足迹需求产生的差值[31]。计算如下:

$$ED = EC - EF$$

当 $ED > 0$ 时,表示生态盈余,说明人类对自然环境的生态足迹需求处于生态系统的承载力范围之内,人类社会的发展处于可持续状态;当 $ED < 0$ 时,表示生态资源压力较大,说明人类对自然环境的生态足

迹需求超出了生态系统所提供的生态承载力范围，人类社会的发展处于不可持续状态。

4. 结果

4.1. 全国及省级居民食品消费特征

近 30 年来，中国的膳食结构出现了显著的变化(如图 1)。从中国统计年鉴中所统计的 10 种中国居民主要消费的食品类别看，1990 年，我国粮食(原粮)消费为 262.05 kg/人，2023 年为 134.4 kg/人。粮食消费呈现下降趋势。1990 年中国食用油消费为 5.17 kg/人，2023 年为 10.0 kg/人，增长约一倍。中国主要肉禽类食品的人均消费量在 1990 年仅为 12.59 kg/人，蛋类及相关制品为 2.41 kg/人，2023 年全国的肉禽类消费则达到 52.2 kg/人，消费量增幅约 415%，蛋类及相关制品为 15 kg/人，增幅约 5 倍。可见中国动物性食品增长幅度较大。中国奶类食品消费 1990 年仅为 1.1 kg/人，即使 2023 年中国奶类食品消费增长幅度超过 10 倍，也仅为 13.2 kg/人。中国膳食指南 2022 推荐我国居民的奶类食品每日摄入量约为 300 ml 以上的液态奶，约 109.5 kg/人。可见中国居民的奶类消费远远不足。中国人均蔬菜消费量 1990 年为 134 kg/人，2023 年为 113.6 kg/人，蔬菜的消费量出现小幅下降。瓜果类消费 1990 年为 5.89 kg/人，2023 年为 60.8 kg/人，在 30 年里增长了约 10 倍。水产品消费量在 1990 年为 2.13 kg/人，2023 年达到 15.2 kg/人，涨幅约 10 倍。中国食糖消费量 1990 年为 1.5 kg/人，2023 年为 1.2 kg/人，消费量较稳定。

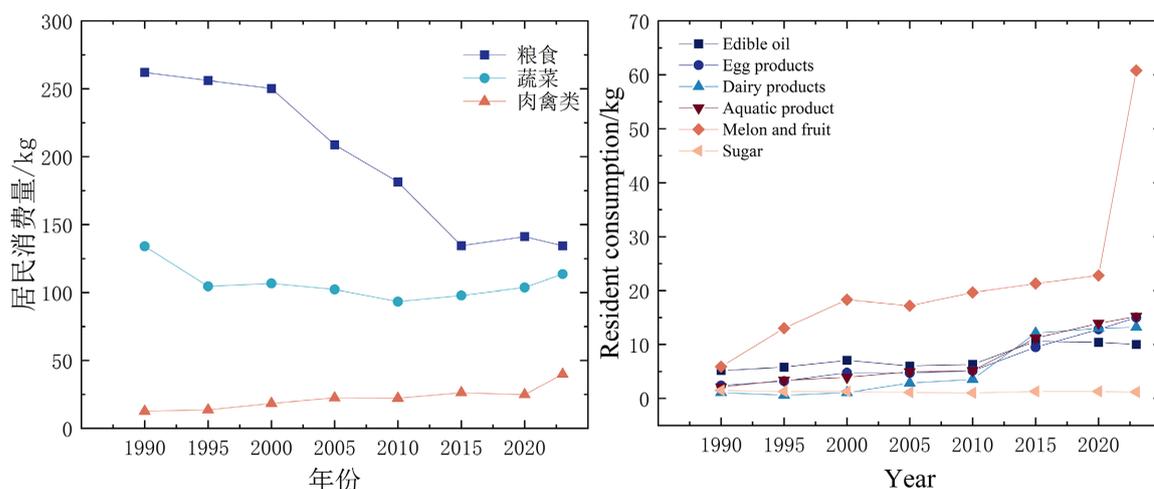
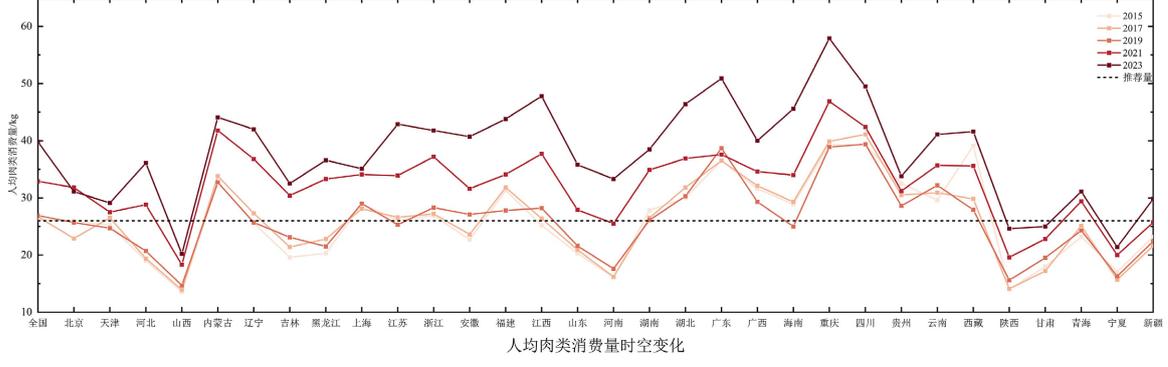
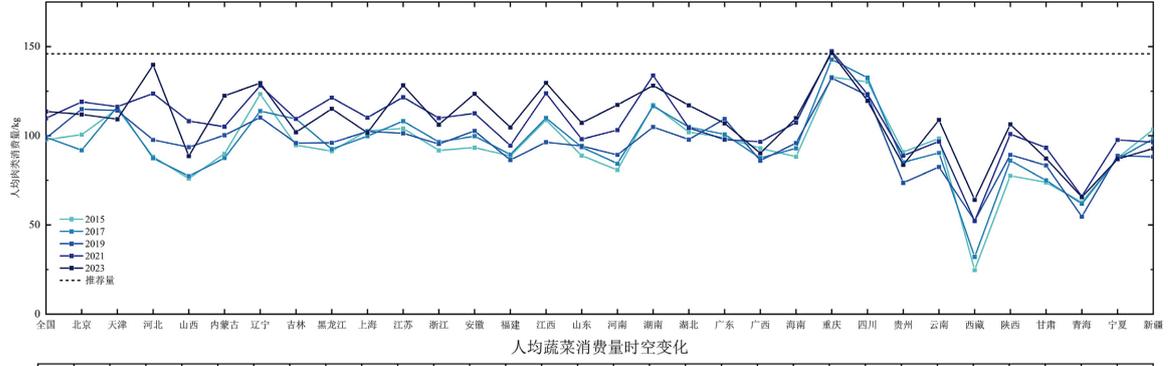
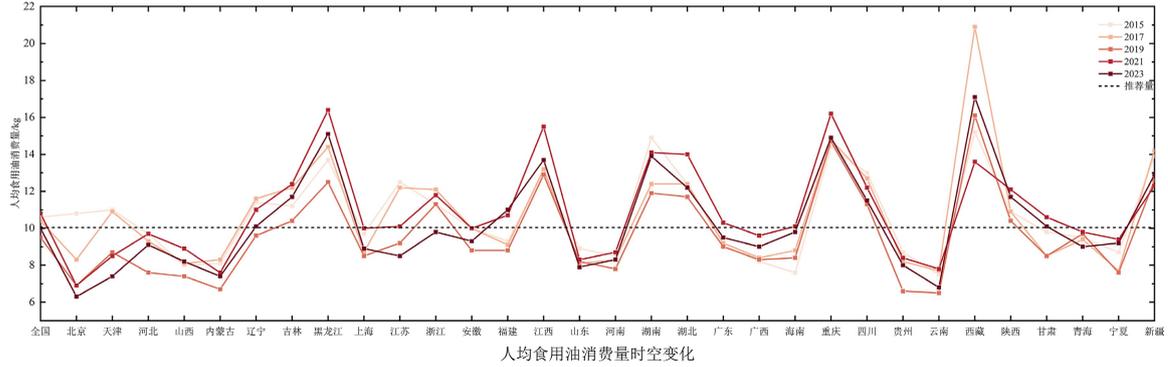
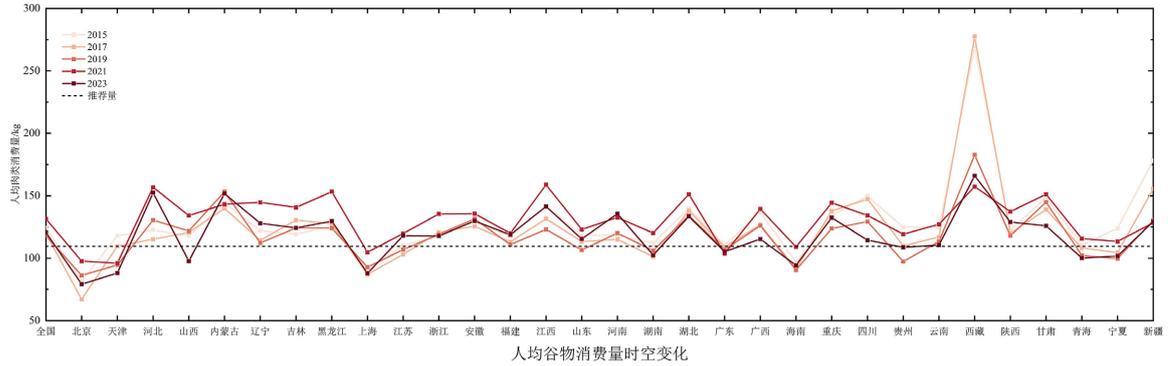


Figure 1. Trends in consumption of major food products by Chinese residents

图 1. 中国居民主要食品消费量趋势

31 个省级行政区的饮食变化特点各不相同。如图 2 所示，西藏地区的人均谷物消费远超全国其他地区，2015 年为历史最高达到了 269.6 kg/人，此后逐年下降，2023 年为 166 kg/人。北京地区谷物消费为全国最低，2023 年为 79.2 kg/人。31 个省级行政区食用油的居民消费量差异不大，云南低于中国其他地区，2023 年为 6.8 kg/人。西藏自治区在 2023 年食用油消费量达到 17.1 kg/人，为全国最高。31 个省级行政区的人均肉类消费都呈现增长趋势，山西省的人均肉类消费最低，2023 年为 20.2 kg/人。重庆市的肉类食品消费在 2023 年远超其他省级行政区，达到了 57.9 kg/人。2023 年我国各省级行政区的肉类食品消费仅山西(20.2 kg/人)、陕西(24.6 kg/人)、甘肃(25.0 kg/人)、宁夏(21.4 kg/人)低于中国居民膳食指南的肉类消费推荐值(26.07 kg/人)，其余省级行政区的肉禽类消费量均超过推荐值。各省级行政区蔬菜的人均消费量变化较小，重庆市的蔬菜消费量在 2023 年为 146.4 kg/人，消费量为全国最高。重庆市在 2023 年的蔬菜消费量达到了中国居民膳食指南的蔬菜消费推荐值(146 kg/人)。奶类食品的消费量总体偏低，北京市在

2023 年的奶类食品消费量达到 20.7 kg/人，虽然北京市为全国奶类食品的最高人均消费量，但任然远低于膳食指南的推荐量(109.5 kg/人)。山东省的蛋类食品消费量最高，为 25.1 kg/人。中国居民水产品的消费量则呈现明显的地域划分，沿海地区水产品消费量较高，内陆地区的水产品消费量则较低。海南省是全国水产品消费量最高的省份，2023 年达到了 33.5 kg/人。山东省在 2023 年瓜果消费量最高为 83.5 kg/人。食糖类消费在 31 个省级行政区中无显著差异。



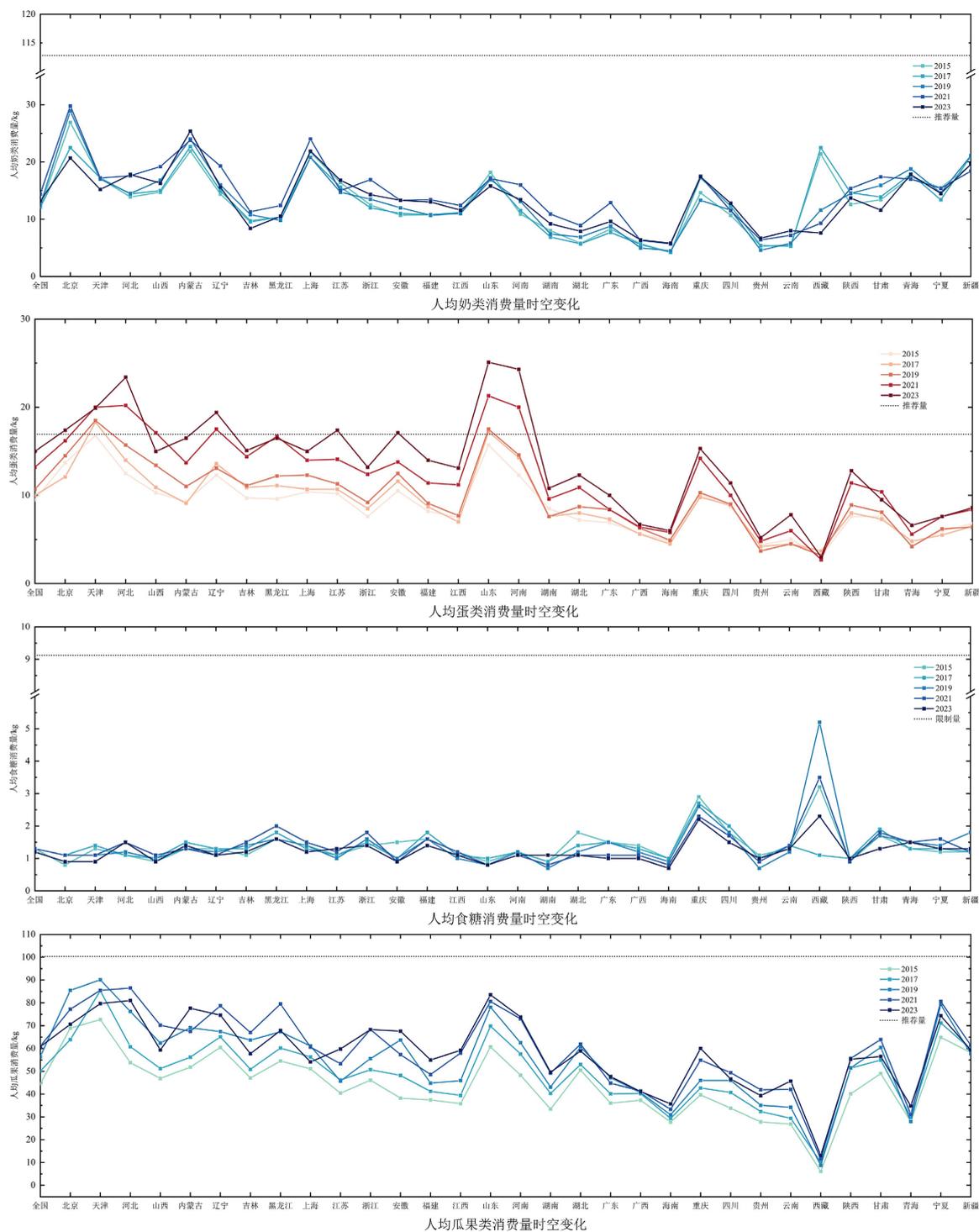


Figure 2. Temporal and spatial changes in major food consumption in 31 provincial-level administrative regions
图 2. 31 个省级行政区主要食品消费时空变化

4.2. 主要食品消费对环境的碳排放影响

1990 年至 2023 年间, 国内 GDP 总额从 1990 年的 18923.3 亿元升至 2023 年 1,260,582 亿元。随着经济的发展, 食物消费的碳足迹总量也在不断提高, 如图 3 所示, 1990 年中国碳足迹总量达到 3.37 亿吨,

其中植物性食品碳足迹总量达到 2.09 亿吨，动物性食品为 1.28 万吨。1995 年植物性食品碳排放总量为 1.43 万吨，动物性食品为 1.26 万吨。植物性食品消费高于动物性食品消费这一情况在 2000 年发生转变，2000 年碳足迹总量为 3.24 万吨，植物性食品碳足迹总量达到 1.52 万吨，动物性食品为 1.72 万吨，超过植物性食品 0.2 万吨的碳足迹。2023 年碳排放总量达到 6.62 万吨，其中动物性食品碳排放总量为 5.21 万吨，占比高达 78.7%，植物性食品碳排放为 1.41 万吨。

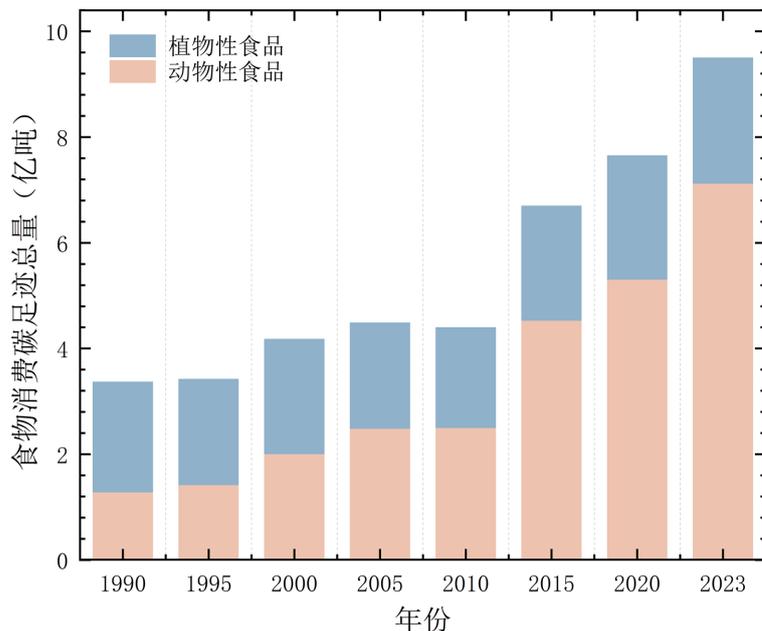


Figure 3. Changes in total carbon emissions from major food consumption of Chinese residents

图 3. 中国居民主要食品消费碳排放总量变化

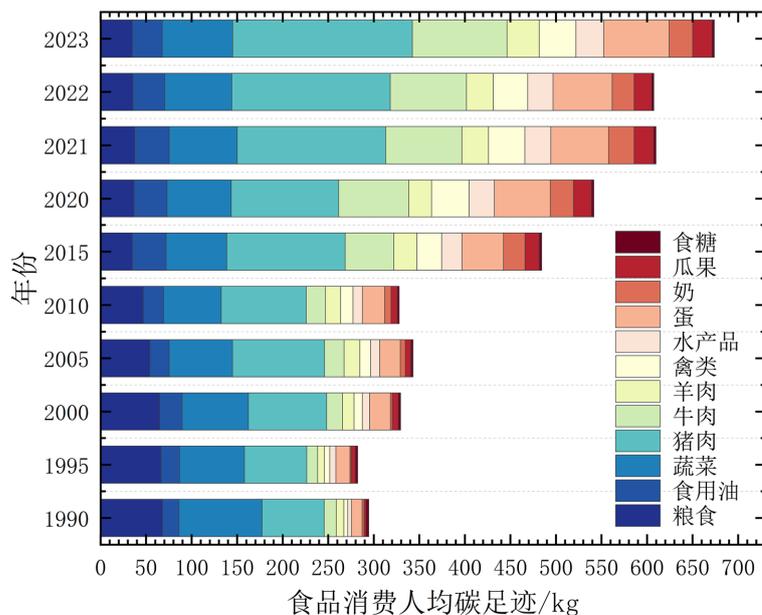
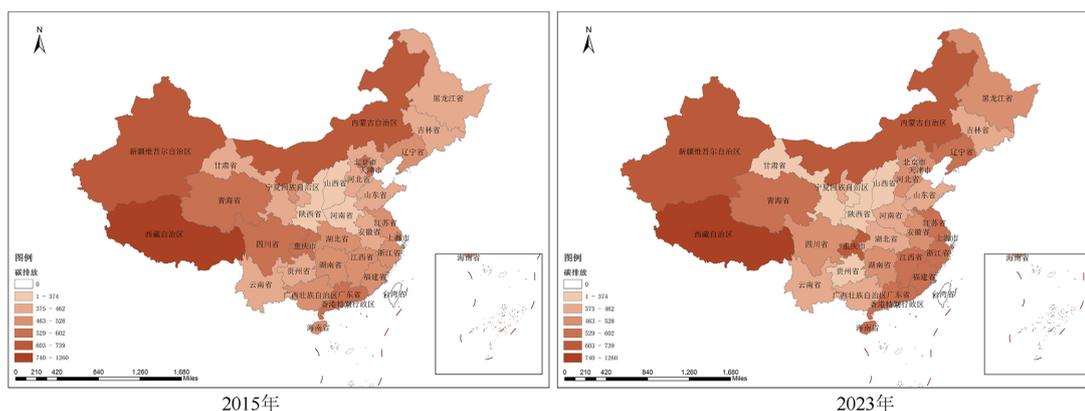


Figure 4. Changes in per capita carbon emissions from food consumption of Chinese residents

图 4. 中国居民食物消费人均碳排放变化

人均 GDP 的快速发展, 人民对于食物消费也不仅仅满足于温饱, 而是更加追求质量和口感, 人均碳排放量也发生显著变化(如图 4)。在 1990 年, 中国人均碳排放量为 231.56 kg/人, 动物性食品人均碳排放为 101.43 kg/人, 植物性食品的人均碳排放量为 130.13 kg/人。2023 年, 中国人均碳排放达新高, 为 469.54 kg/人。其中动物性食品的人均碳排放量为 369.55 kg/人, 占比高达 78.7%, 植物性食品的人均碳排放量仅 99.99 kg/人。

在 1990 年, 人均碳足迹为 231.56 千克, 动物性食品人均碳足迹为 101.43 千克, 而植物性食品的人均碳足迹为 130.13 千克, 粮食人均碳足迹占食品人均碳足迹的 31%, 为 70.76 千克。在 2000 年, 动物性食品人均碳足迹超过植物性食品碳足迹, 分别为 135.74 千克和 119.71 千克, 粮食人均碳足迹为 67.56 千克, 已呈现下降趋势。2005 年, 我国食品人均碳足迹达到 269.11 千克, 动物性食品进一步上升达到 163.26 千克, 而植物性食品首次出现下降, 为 105.85 千克。2010 年, 人均碳足迹为 231.56 千克, 相较于 2005 年有所回落, 猪肉、粮食、蔬菜的人均碳足迹下降, 但禽类、蛋类、奶类、水产品的人均碳足迹却在上升。2015 年人均碳排放达到 336.49 千克, 动物性食品相较于 2010 年涨幅达到 56.9%, 达到 243.32 千克, 植物性食品、粮食小幅下降, 值得注意的是禽类、蛋类、奶类、水产品、瓜果均成倍增长。2023 年, 我国人均碳足迹达到最高值为 638.5 千克, 动物性食品碳足迹达到 369.55 千克, 仅人均猪肉消费碳排放便达到了 233.02 千克, 而植物性食品缓慢增长达到约 100 千克。



注: 图片采用国家地图标准, 标注无误。

Figure 5. Geographical distribution of per capita carbon emissions from major food consumption of Chinese residents
图 5. 中国居民主要食品消费人均碳排放地理分布

如图 5 所示, 总体而言, 我国各地区碳排放总量均呈现上升趋势, 其中从 2023 年人均食品消费碳足迹的绝对水平看, 高值地区主要集中于西部和部分直辖市及资源型地区。

中值区间地区主要分布于东中部及部分西南省、市、自治区, 其 2023 年人均食品消费碳足迹介于 630 到 740 kg/人之间。代表性省份包括河北(671.43 kg/人)、安徽(712.33 kg/人)、湖北(637.08 kg/人)、湖南(706.24 kg/人)、福建(734.66 kg/人)和四川(672.78 kg/人)。该类地区食品消费结构相对均衡, 猪肉、禽类、水产品及蛋奶类共同构成碳足迹的主要来源, 整体碳排放强度处于全国中等水平。

低值地区主要集中于部分西北及西南省、市、自治区, 其 2023 年人均食品消费碳足迹普遍低于 600 kg/人, 如贵州(442.96 kg/人)、云南(567.35 kg/人)、甘肃(475.03 kg/人)、陕西(478.09 kg/人)和广西(595.89 kg/人)。这些地区动物性食品, 尤其是牛羊肉和乳制品消费水平相对较低, 粮食和蔬菜类食品在膳食结构中仍占较大比重, 从而在一定程度上抑制了食品消费碳足迹水平。

4.3. 主要食品消费对环境的水资源影响

1990 年至 2023 年间, 中国居民食物消费对水资源的影响也在不断提高(如图 6)。1990 年水足迹总量

达到 4.87 万吨，其中植物性食品占比为 3.83 万吨，动物性食品水足迹总量仅为 1.04 万吨。2015 年，植物性食品水足迹达到 3.33 万吨，而动物性产品水足迹为 4.37 万吨，动物性食品超过植物性食品对环境的水资源影响。而后，动物性食品水排放量持续上涨，2023 年全国食物消费水排放总量达到 10.38 万吨，其中动物性食品水足迹总量为 6.69 万吨，占比为 64.4%。植物性食品水足迹为 3.69 万吨，占比 35.5%。

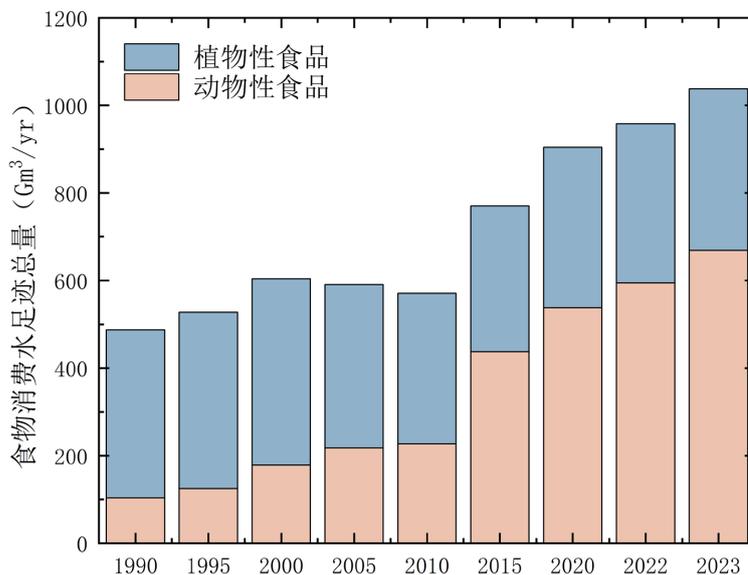


Figure 6. Changes in the total water footprint of major food consumption by Chinese residents

图 6. 中国居民主要食品消费水足迹总量变化

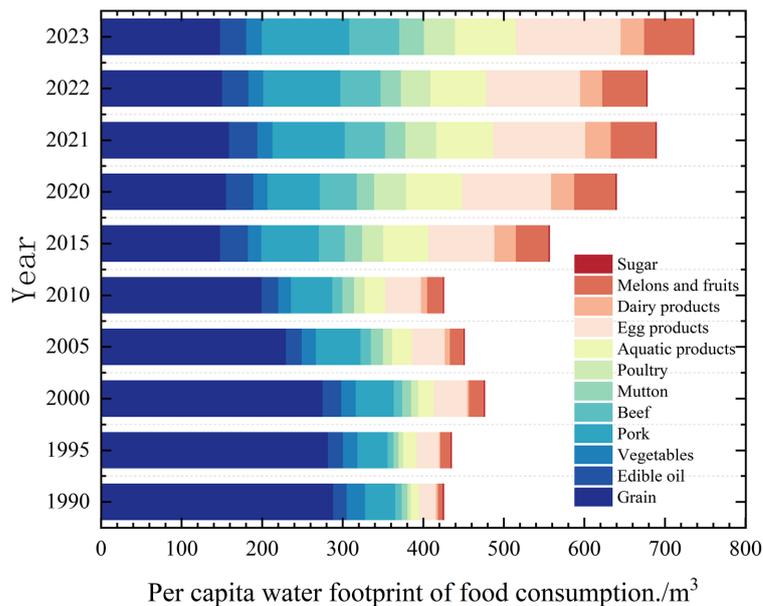


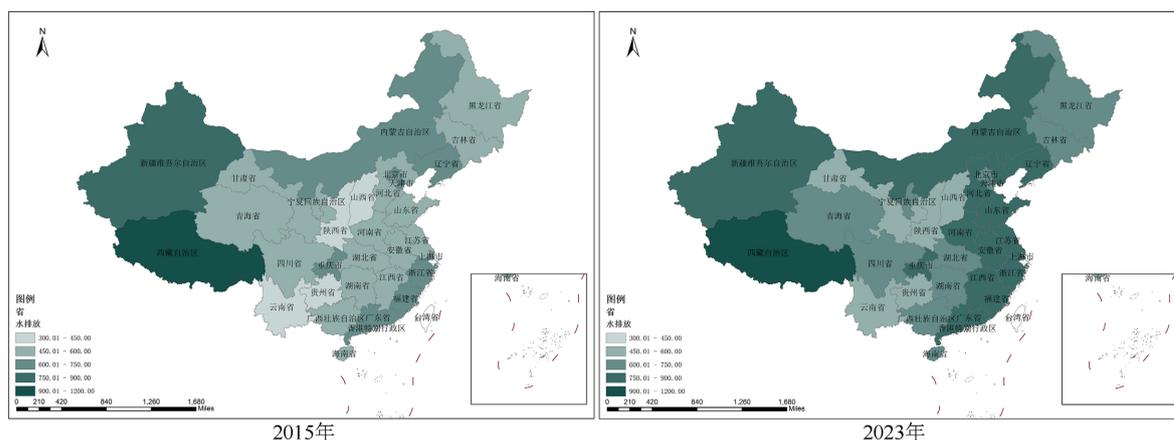
Figure 7. Changes in per capita water footprint of food consumption among Chinese residents

图 7. 中国居民食物消费人均水足迹变化

如图 7 所示，在 1990 年，中国人均水足迹为 425.87 kg/人，动物性食品人均水足迹为 90.53 kg/人，植物性食品的人均水足迹为 335.34 kg/人。在 2013 年，动物性食品的人均水足迹超过植物性食品人均水

足迹,分别为 287.74 kg/人和 253.73 kg/人。此后,中国动物性食品的人均水足迹不断攀升。2023 年,中国人均水足迹达到 736.30 kg/人,相较于 1990 年,提升约 73%。其中动物性食品的人均水足迹为 474.52 kg/人,占主要食品总人均水足迹的 64.44%。相比较于 1990 年,动物性食品人均水足迹提高约 4.2 倍。

如图 8 所示,通过计算中国 31 个省级行政区(除港、澳、台外)自 2015 至 2023 年的人均水足迹,发现 2015 年,西藏自治区的人均食物消费水足迹远高于中国其他省、市、自治区,达到 1102.95 kg/人。陕西省为全国最低(413.86 kg/人)。2023 年则发生了较为显著的变化,食品消费水足迹较高的省、市、自治区有:西藏自治区(978.75 kg/人)、内蒙古自治区(890.61 kg/人)、新疆维吾尔自治区(865.10 kg/人)、重庆市(849.49 kg/人)、江苏省(840.61 kg/人),最低的为贵州省 452.30 kg/人。



注:图片采用国家地图标准,标注无误。

Figure 8. Geographical distribution of per capita water discharge from major food consumption of Chinese residents
图 8. 中国居民主要食品消费人均水排放地理分布

4.4. 食品消费生态足迹

在我国食品消费结构中,居民食物消费生态足迹总体呈上升趋势。其中,动物性产品对食品消费的生态足迹的贡献率最高,具有更高的足迹需求,对环境具有更高的压力。2023 年人均生态足迹需求由高到低分别是:猪肉(32.69%)、水产品(32.32%)、粮食(11.26%)、牛肉(7.85%)、羊肉(4.31%)、蛋类(3.13%)、禽类(2.27%)、奶类(2.19%)、食用油(1.76%)、蔬菜(1.54%)、瓜果(0.59%)、食糖(0.09%)。动物性食品的足迹需求不断上升,如 2015 年猪肉消费生态足迹占全年人均食品消费生态足迹的 29.16%,2023 年猪肉的生态足迹占全年人均食品消费生态足迹的 32.69%。

Table 4. Ecological footprint of Chinese residents' food consumption (hm²)

表 4. 中国居民食物消费生态足迹(hm²)

指标	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
生态足迹	0.38	0.39	0.39	0.41	0.41	0.42	0.47	0.47	0.51
生态承载力	0.57	0.56	0.55	0.55	0.56	0.56	0.57	0.57	0.57
生态盈亏	0.19	0.17	0.17	0.14	0.15	0.14	0.10	0.10	0.06

随着居民人均食品消费量的上升,对耕地、牧草地及林地等土地的需求日益增加,这使得土地资源面临更大的压力。各类食品所产生的生态足迹如表 4 食物消费生态足迹(hm²)所示。生态足迹能够有效反映居民食品消费的用地需求以及生态环境的负荷程度。如图 9 所示,从 2015 年到 2023 年,人均食品生态足迹

从 $0.39 \text{ hm}^2 \text{ per}^{-1}\text{yr}^{-1}$ 增至 $0.53 \text{ hm}^2 \text{ per}^{-1}\text{yr}^{-1}$, 涨幅达 35.9%, 呈现不断上升的趋势; 而人均生态盈亏则从 2015 年的 $0.17 \text{ hm}^2 \text{ per}^{-1}\text{yr}^{-1}$ 降至 2023 年的 $0.06 \text{ hm}^2 \text{ per}^{-1}\text{yr}^{-1}$, 降幅为 82.35%。总体而言, 中国仍然处于生态盈余状态。

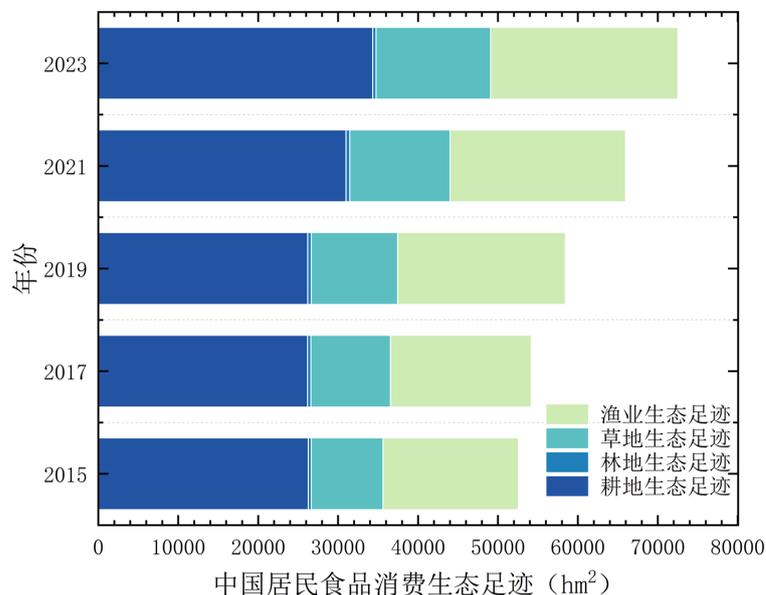


Figure 9. Structure of ecological footprint of major food consumption by Chinese residents

图 9. 中国居民主要食品消费生态足迹结构

Table 5. Ecological profit and loss of various types of land (hm^2)

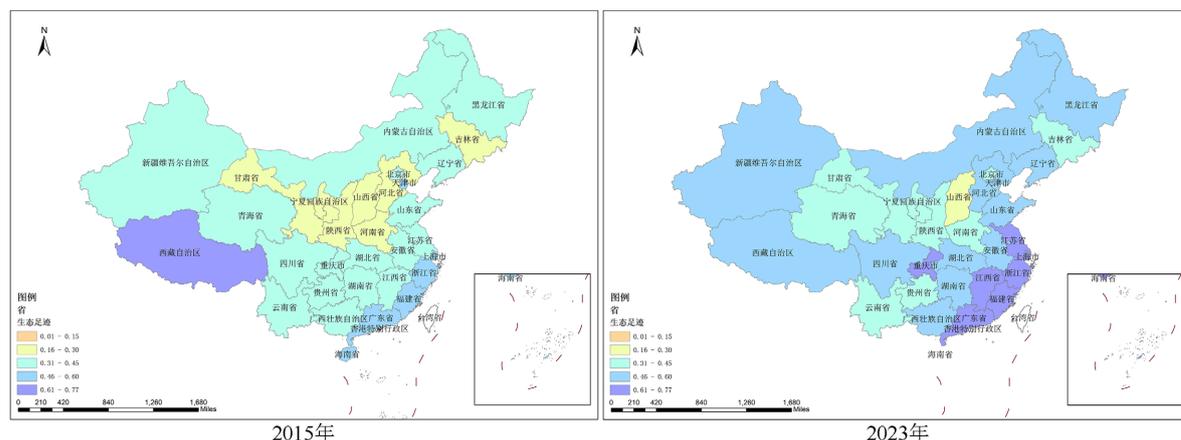
表 5. 各类型土地生态盈亏(hm^2)

年份	耕地	草地	畜牧业	渔业
2015 年	0.20	-0.15	0.22	-0.07
2016 年	0.19	-0.16	0.21	-0.008
2017 年	0.19	-0.17	0.21	-0.008
2018 年	0.20	-0.19	0.21	-0.008
2019 年	0.18	-0.17	0.24	-0.010
2020 年	0.117	-0.17	0.24	-0.010
2021 年	0.17	-0.17	0.24	-0.011
2022 年	0.068	-0.029	0.20	-0.16
2023 年	0.052	-0.044	0.20	-0.17

虽然中国整体处于生态盈余状态, 但各种土地类型的生态盈亏情况则不尽相同(如表 5)。动物性食品用地的生态足迹中, 草地和渔业从 2015 年出现了赤字状况, 且承载力和生态盈余均呈现出逐年下降的趋势。在植物性食品用地的生态足迹中, 林地总体呈盈余状态, 但承载力和生态盈余在不断减少, 中国作为一个农耕大国, 耕地生态承载力在不断下降, 耕地已经在赤字边缘。说明林地还能承载居民日益增长的食物需求, 但耕地即将面临赤字风险。

从人均食品生态足迹的地区分布来看(如图 10), 由食品消费生态足迹地图可以直观地感受到各地区的生态足迹差异。2023 年人均食品消费生态足迹较高的省市分别是海南省($0.77 \text{ hm}^2 \text{ per}^{-1}\text{yr}^{-1}$)、福建省(0.75

hm²per⁻¹yr⁻¹)、广东省(0.74 hm²per⁻¹yr⁻¹)。生态足迹最低的省份是山西省(0.26 hm²per⁻¹yr⁻¹)、甘肃省(0.31 hm²per⁻¹yr⁻¹)、陕西省(0.31 hm²per⁻¹yr⁻¹)。同一纬度水平上,东部地区的居民人均食品消费生态足迹普遍高于西部地区,远高于中部地区。东北和华北平原、南部沿海、西部高原、长江与黄河流域以南呈现出更高的食品消费生态足迹。



注: 图片采用国家地图标准, 标注无误。

Figure 10. Geographical distribution of per capita ecological footprint of major food consumption among Chinese residents
图 10. 中国居民主要食品消费人均生态足迹地理分布

5. 讨论

伴随着经济发展,居民食品消费行为进一步加剧了资源短缺、大气污染、温室效应等问题。如表 6 所示,本研究采用碳足迹、水足迹、生态足迹多维度环境指标,结合人口、城市化、富裕程度等多重原因分别进行皮尔诺相关分析各省市的居民食品消费环境效应[31] [32]。

Table 6. Correlation coefficients between urban indicators and various footprints
表 6. 城市指标与各类足迹的相关系数

指标	碳足迹相关系数	水足迹相关系数	氮足迹相关系数	生态足迹相关
城市化水平	0.05	0.17	0.37	0.12
环保支出	-0.22	-0.21	-0.26	-0.30
人均支配收入	0.25	0.27	0.35	0.28
人口数量	0.06	0.04	0.46	0.19

Table 7. Correlation between urban indicators and various types of food
表 7. 城市指标与各类食物的相关性

各类食物	城市化水平与环境足迹相关性	环保投入与环境足迹相关性	人均支配收入与环境足迹相关性	人口数量与环境足迹相关性
粮食	-0.54	0.09	-0.49	0.06
油类	-0.34	0.05	-0.32	-0.16
蔬菜	0.43	0.05	0.22	0.36
水果	0.52	0.02	0.26	0.22

续表

猪肉	0.17	-0.18	0.16	0.41
牛肉	-0.40	-0.06	-0.10	-0.40
羊肉	-0.14	0.05	-0.14	-0.42
禽肉	0.16	-0.17	0.18	0.39
水产品	0.54	-0.31	0.55	0.29
蛋类	0.50	-0.01	0.29	0.31
奶类	0.54	0.31	0.48	-0.19
瓜果	0.52	0.02	0.26	0.22
糖类	-0.40	0.08	-0.18	-0.32

由城市指标与各类食物的皮尔逊相关分析可知(见表 7)。在植物性食品中,城市化水平、人口数量和人均可支配收入与粮食、油类、糖类呈负相关,若城市化水平、人口数量和人均可支配收入升高,将使粮食、油类和糖类等植物性食品消费产生的碳足迹、水足迹、氮足迹和生态足迹降低;相应地,城市化水平、人口数量和人均可支配收入的升高会使蔬菜、水果消费量增加,使其产生的环境足迹提高[33]。在动物性食品中,城市化水平、人口密度和人均可支配收入与牛肉和羊肉呈现负相关;而禽蛋奶和水产品与城市化水平、人口数量和人均可支配收入呈现出较紧密的正相关性[34]。这意味着城市化水平提高优化了动物性食品消费的环境足迹结构,牛肉和羊肉消费产生的环境足迹将降低,肉禽蛋奶和水产品的环境足迹将提高[35]。

6. 结论

食物消费对环境的可持续性有很大影响。随着经济和社会的不断发展,中国各省市居民的食物消费行为也发生了极为重要的改变。本研究通过对 1990 年至 2023 年全国及 2015 年至 2023 年各省级行政区(除港、澳、台外)居民膳食结构及其对环境和健康影响的综合分析,可以明显地发现中国居民植物性食品消费量不断下降,动物性食品消费量急剧上升:近 30 年来,中国居民的植物性食品消费量显著下降,特别是粮食消费量从 1990 年的 262.05 kg/人降至 2023 年的 134.4 kg/人。

与此同时,动物性食品消费量大幅增加,肉禽类食品消费量从 1990 年的 12.59 kg/人增至 2023 年的 52.2 kg/人,增幅达 415%。奶类食品消费量从 1990 年的 1.1 kg/人增至 2023 年的 13.2 kg/人,但仍远低于《中国居民膳食指南》推荐的 109.5 kg/人。各省、市、自治区的膳食结构变化特点各异,如西藏自治区的人均谷物消费量远超全国其他地区,而北京市谷物消费量最低。沿海省份的水产品消费量显著高于内陆地区,东南地带食品消费普遍高于西北地带,长江三角洲和珠江三角洲经济带的食物消费远高于全国其他经济地区。

1990 年至 2023 年间,中国居民食物消费的碳足迹总量从 26.5 千万吨增至 66.2 千万吨,其中动物性食品的碳排放量占比从 1990 年的 43.8% 升至 2023 年的 78.7%。重庆市、西藏自治区和广东省的人均碳排放量最高,分别为 625.19 kg/人、585.14 kg/人和 576.61 kg/人。

1990 年至 2023 年间,中国居民食物消费的水足迹总量从 48.7 千万吨增至 103.8 千万吨,其中动物性食品的水足迹占比从 1990 年的 21.4% 升至 2023 年的 64.4%。西藏自治区的人均水足迹最高,为 978.75 kg/人。

生态足迹:2015 年至 2023 年间,中国居民人均食品生态足迹从 0.39 hm^2 /人/年增至 0.53 hm^2 /人/年,涨幅达 35.9%。动物性食品对生态足迹的贡献最大,尤其是猪肉和水产品。2023 年,猪肉和水产品的生态足迹占比分别为 32.69% 和 32.32%。由于肉禽蛋奶和水产品消费量的急剧增加,草地和渔业已经出现生

态资源压力较大, 耕地和林地虽然目前还处于生态盈余状态, 但也面临生态承载力不断下降的风险。需要根据不同地区的经济发展水平、饮食习惯和自然资源条件, 引导居民合理膳食, 增加植物性食品和奶类食品的消费, 减少动物性食品的消费[36]。

中国各省市居民的膳食结构变化对环境产生了显著影响[37]。动物性食物的生产过程会产生大量的温室气体和氮、磷等营养物质, 这些物质若未经妥善处理, 将对水体和大气环境造成污染[38]。相比之下, 植物性食物的生产过程在这方面的影响较小[39]。因此, 推广植物性膳食模式有助于减少环境污染, 提升生态系统的健康状况[40]。未来应通过科学合理的政策引导和技术创新, 实现膳食结构的优化, 促进环境的可持续发展和居民健康水平的提升。

基金项目

江苏省研究生科研与实践创新计划项目(SJCX25_0703)。

参考文献

- [1] Vermeulen, S.J., Campbell, B.M. and Ingram, J.S.I. (2012) Climate Change and Food Systems. *Annual Review of Environment and Resources*, **37**, 195-222. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-020411-130608>
- [2] Hess, T., Andersson, U., Mena, C. and Williams, A. (2014) The Impact of Healthier Dietary Scenarios on the Global Blue Water Scarcity Footprint of Food Consumption in the UK. *Food Policy*, **50**, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2014.10.013>
- [3] United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (2021) The United Nations World Water Development Report 2021. P United Nations.
- [4] Pang, M., Zhang, Q., Zhou, J., Yin, Q., Tan, Q., Zhong, X., et al. (2023) Dietary Patterns and Environmental Impacts of Chongqing Hotpot in China. *Resources, Conservation and Recycling*, **198**, Article 107118. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2023.107118>
- [5] Athare, T.R., Pradhan, P. and Kropp, J.P. (2020) Environmental Implications and Socioeconomic Characterisation of Indian Diets. *Science of the Total Environment*, **737**, Article 139881. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139881>
- [6] Ridoutt, B. and Hodges, D. (2017) From ISO14046 to Water Footprint Labeling: A Case Study of Indicators Applied to Milk Production in South-Eastern Australia. *Science of the Total Environment*, **599**, 14-19. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.176>
- [7] Xu, X., Sharma, P., Shu, S., Lin, T., Ciaia, P., Tubiello, F.N., et al. (2021) Global Greenhouse Gas Emissions from Animal-Based Foods Are Twice Those of Plant-Based Foods. *Nature Food*, **2**, 724-732. <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00358-x>
- [8] Petrovic, Z., Djordjevic, V., Milicevic, D., Nastasijevic, I. and Parunovic, N. (2015) Meat Production and Consumption: Environmental Consequences. *Procedia Food Science*, **5**, 235-238. <https://doi.org/10.1016/j.profoo.2015.09.041>
- [9] Tilman, D., Balzer, C., Hill, J. and Befort, B.L. (2011) Global Food Demand and the Sustainable Intensification of Agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **108**, 20260-20264. <https://doi.org/10.1073/pnas.1116437108>
- [10] Arrieta, E.M. and González, A.D. (2018) Impact of Current, National Dietary Guidelines and Alternative Diets on Greenhouse Gas Emissions in Argentina. *Food Policy*, **79**, 58-66. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2018.05.003>
- [11] Vanham, D., Mak, T.N. and Gawlik, B.M. (2016) Urban Food Consumption and Associated Water Resources: The Example of Dutch Cities. *Science of the Total Environment*, **565**, 232-239. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.172>
- [12] 安玉发, 彭科, 包娟. 居民食品消费碳排放测算及其因素分解研究[J]. 农业技术经济, 2014(3): 74-82.
- [13] Crippa, M., Solazzo, E., Guizzardi, D., Monforti-Ferrario, F., Tubiello, F.N. and Leip, A. (2021) Food Systems Are Responsible for a Third of Global Anthropogenic GHG Emissions. *Nature Food*, **2**, 198-209. <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00225-9>
- [14] Popkin, B.M., Adair, L.S. and Ng, S.W. (2012) Global Nutrition Transition and the Pandemic of Obesity in Developing Countries. *Nutrition Reviews*, **70**, 3-21. <https://doi.org/10.1111/j.1753-4887.2011.00456.x>
- [15] Martin, M. and Brandão, M. (2017) Evaluating the Environmental Consequences of Swedish Food Consumption and Dietary Choices. *Sustainability*, **9**, Article 2227. <https://doi.org/10.3390/su9122227>
- [16] Willett, W., Rockström, J. and Loken, B. (2019) Healthy Diets and Sustainable Food Systems—Authors' Reply. *The*

- Lancet*, **394**, 215-216. [https://doi.org/10.1016/s0140-6736\(19\)31101-8](https://doi.org/10.1016/s0140-6736(19)31101-8)
- [17] Chen, Y., Zhang, D., Sun, Y., Liu, X., Wang, N. and Savenije, H.H.G. (2005) Water Demand Management: A Case Study of the Heihe River Basin in China. *Physics and Chemistry of the Earth*, **30**, 408-419. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2005.06.019>
- [18] 丁一珂. 中国居民食品消费的环境效应及影响因素研究[D]: [硕士学位论文]. 济南: 山东大学, 2020.
- [19] World Wide Fund for Nature (WWF), Zoological Society of London (ZSL), Global Footprint Network (GFN), *et al.* (2012) Living Planet Report 2012: Biodiversity, Biocapacity and Better Choices. WWF, Gland.
- [20] 徐文川. 中国居民饮食消费的温室气体排放研究[D]: [硕士学位论文]. 南京: 南京大学, 2018.
- [21] Mekonnen, M.M. and Hoekstra, A.Y. (2010) The Green, Blue and Grey Water Footprint of Crops and Derived Crop Products. UNESCO-IHE.
- [22] Stern, A.L., Blackstone, N.T., Economos, C.D. and Griffin, T.S. (2022) Less Animal Protein and More Whole Grain in US School Lunches Could Greatly Reduce Environmental Impacts. *Communications Earth & Environment*, **3**, 1-11. <https://doi.org/10.1038/s43247-022-00452-3>
- [23] 杜斌, 张坤民, 温宗国, 等. 城市生态足迹计算方法的设计与案例[J]. 清华大学学报(自然科学版), 2004, 44(9): 1171-1175.
- [24] 郭华, 蔡建明, 杨振山. 城市食物生态足迹的测算模型及实证分析[J]. 自然资源学报, 2010, 28(3): 417-425.
- [25] Su, B., Martens, P. and Enders-Slegers, M. (2018) A Neglected Predictor of Environmental Damage: The Ecological Paw Print and Carbon Emissions of Food Consumption by Companion Dogs and Cats in China. *Journal of Cleaner Production*, **194**, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.113>
- [26] Su, B., Zhang, C., Martens, P. and Cao, X. (2022) A Comparative Study on the Dietary Ecological Footprint in Contemporary China. *Science of the Total Environment*, **851**, Article 158289. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158289>
- [27] Wackernagel, M. and Rees, W.E. (1996) Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth. New Society Publishers.
- [28] Sun, M., Xu, X., Hu, Y., Ren, Y., Zhang, L. and Wang, Y. (2021) What Differentiates Food-Related Environmental Footprints of Rural Chinese Households? *Resources, Conservation and Recycling*, **166**, Article 105347. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105347>
- [29] 熊靓, 王东阳. 居民食物消费特征及影响因素分析——基于全国 20 省居民食物消费调研[J]. 中国食物与营养, 2017, 23(3): 49-53.
- [30] Zhao, C. and Chen, B. (2014) Driving Force Analysis of the Agricultural Water Footprint in China Based on the LMDI Method. *Environmental Science & Technology*, **48**, 12723-12731. <https://doi.org/10.1021/es503513z>
- [31] 韩金雨. 中国食物消费碳排放的全球背景及其演变趋势研究[D]: [博士学位论文]. 兰州: 兰州大学, 2022.
- [32] Poore, J. and Nemecek, T. (2018) Reducing Food's Environmental Impacts through Producers and Consumers. *Science*, **360**, 987-992. <https://doi.org/10.1126/science.aag0216>
- [33] Bai, Z., Ma, W., Ma, L., Velthof, G.L., Wei, Z., Havlík, P., *et al.* (2018) China's Livestock Transition: Driving Forces, Impacts, and Consequences. *Science Advances*, **4**, eaar8534. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aar8534>
- [34] Dalin, C., Wada, Y., Kastner, T. and Puma, M.J. (2017) Groundwater Depletion Embedded in International Food Trade. *Nature*, **543**, 700-704. <https://doi.org/10.1038/nature21403>
- [35] Shan, Y., Guan, D., Liu, J., Mi, Z., Liu, Z., Liu, J., *et al.* (2017) Methodology and Applications of City Level CO₂ Emission Accounts in China. *Journal of Cleaner Production*, **161**, 1215-1225. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.075>
- [36] Aleksandrowicz, L., Green, R., Joy, E.J.M., Harris, F., Hillier, J., Vetter, S.H., *et al.* (2019) Environmental Impacts of Dietary Shifts in India: A Modelling Study Using Nationally-Representative Data. *Environment International*, **126**, 207-215. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.02.004>
- [37] Springmann, M., Wiebe, K., Mason-D'Croz, D., Sulser, T.B., Rayner, M. and Scarborough, P. (2018) Health and Nutritional Aspects of Sustainable Diet Strategies and Their Association with Environmental Impacts: A Global Modelling Analysis with Country-Level Detail. *The Lancet Planetary Health*, **2**, e451-e461. [https://doi.org/10.1016/s2542-5196\(18\)30206-7](https://doi.org/10.1016/s2542-5196(18)30206-7)
- [38] He, P., Baiocchi, G., Hubacek, K., Feng, K. and Yu, Y. (2018) The Environmental Impacts of Rapidly Changing Diets and Their Nutritional Quality in China. *Nature Sustainability*, **1**, 122-127. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0035-y>
- [39] 谢晟宇. 饮食结构变化对环境与健康影响研究[D]: [硕士学位论文]. 南京: 南京师范大学, 2019.
- [40] 王佳慧. 膳食结构变化对中国水资源消耗与碳排放的影响评价[D]: [硕士学位论文]. 咸阳: 西北农林科技大学, 2022.