

奚永兰,叶小梅,杜 静,等. 畜禽养殖业碳排放核算方法研究进展[J]. 江苏农业科学,2022,50(4):1-8.  
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2022.04.001

# 畜禽养殖业碳排放核算方法研究进展

奚永兰<sup>1,2</sup>, 叶小梅<sup>1</sup>, 杜 静<sup>1,2</sup>, 孔祥平<sup>1,2</sup>, 王 莉<sup>1</sup>, 朱 飞<sup>1,2</sup>, 韩 挺<sup>1,2</sup>

(1. 江苏省农业科学院, 江苏南京 210014; 2. 农业农村部农村可再生能源开发利用华东科学观测实验站, 江苏南京 210014)

**摘要:** 畜禽养殖业是农业碳排放的重要来源,也是气候变化的重要贡献者。为了量化畜禽养殖业的碳排放,为畜禽养殖业的碳减排提供依据,寻找合适的畜禽养殖业碳排放计算方法成为目前的研究热点。从碳排放到碳足迹,国内外畜禽养殖业的碳排放计算方法正朝着全面化和完整化的方向发展。参考国内外有关畜禽养殖业碳排放的相关文献,介绍 OECD(经济合作与发展组织)法、IPCC(联合国政府间气候变化专门委员会)系数法、质量平衡法 3 种畜牧业碳排放的计算方法及投入产出法、生命周期评价法 2 种碳足迹计算方法。在 3 种碳排放方法中,IPCC 系数法相较于 OECD 法具有更全面且准确的优势,而 IPCC 系数法在计算排放设备更换频繁、自然排放源复杂的情况下没有质量平衡法准确。研究发现,在 2 种碳足迹的计算方法中,基于过程的生命周期评价法是目前计算碳足迹的主流方法,该方法体现了较高的系统性和完整性,适用于畜禽养殖业碳足迹的计算。

**关键词:** 畜禽养殖业;碳排放;碳减排;碳核算;碳足迹

**中图分类号:** S181 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2022)04-0001-08

目前人们普遍认为,大气中温室气体浓度的增加会导致全球变暖。联合国粮食及农业组织认为,畜禽养殖业对全球变暖的危害较大。此外,联合国粮食及农业组织在《牲畜的巨大阴影:环境问题与选择》中指出,畜牧业的温室气体排放量占全球总排放量的 18%,高于交通运输业的排放量<sup>[1-4]</sup>。联合国气候变化框架公约组织也同样预计,到 2030 年,畜禽养殖业碳排放量(以 CO<sub>2</sub> 计)的最高值可能会达到每年 40 亿~60 亿 t,排放的温室气体 CO<sub>2</sub> 当量约占全球排放总量的 18%<sup>[5]</sup>。畜禽养殖业向大气中排放的温室气体主要包括动物呼吸和粪便管理产生的 CH<sub>4</sub>、土地利用及其变化产生的 CO<sub>2</sub> 和粪便管理过程产生的 N<sub>2</sub>O 等有害气体,这些有害气体会影响空气中的含氧量,造成酸雨沉降,形成温室效应。而作为全球第二大经济体和发展最快的发展中国家,我国的碳排在总量上也呈持续增长趋势,我国是目前世界上最大的人为温室气体排放国,其温室气体排放量占全球温室气体排放量的

21.18%<sup>[6]</sup>。然而,我国是一个高度负责任的国家,本着可持续发展的理念,应责无旁贷地付出行动。近些年来,我国关于养殖业碳排放的研究逐渐增多;胡向东等为探明我国畜禽温室气体排放量及其趋势,估算了全国 2000—2007 年和各省份 2007 年畜禽温室气体的排放量,结果表明,各省份畜禽温室气体排放量呈现区域集中的特点,居前 2 位的是四川省和河南省<sup>[7]</sup>;陈瑶等对内蒙古、新疆、西藏和青海四大牧区畜禽业温室气体排放量进行了估算,结果表明,内蒙古、西藏和青海牧区的畜禽温室气体排放量整体呈现增加的趋势,新疆牧区的温室气体排放量则呈现先增加后下降的趋势,并且认为,经济水平的提升是四大牧区畜禽温室气体排放的最主要原因<sup>[8]</sup>。本文主要对当前的碳排放核算方法进行概述,介绍各核算方法的基本原理,并对各核算方法进行比较,以期对碳排放量的核算及其方法的选取提供参考依据。

## 1 养殖业碳排放核算方法

### 1.1 OECD 法

OECD 法是 1991 年由经济合作与发展组织(Organization for Economic Co-operation and Development, OECD)提出的反刍动物甲烷排放量的估算方法,是核算畜牧业初期碳排放的简易方法。OECD 法采用的统计计算公式是由 Blaxter 于 1965

收稿日期:2021-06-08

基金项目:江苏现代农业产业技术体系建设专项资金(编号:JATS[2020]391);江苏省自然科学基金(编号:BK20201242)。

作者简介:奚永兰(1986—),女,河南信阳人,博士,副研究员,研究方向为农业废弃物资源化利用。E-mail:13692311@qq.com。

通信作者:叶小梅,博士,研究员,主要从事养殖废弃物环境污染控制领域研究。E-mail:yexiaomei@jaas.ac.cn。

年提出的,该公式也是 OECD 与 IPCC(联合国政府间气候变化专门委员会)在动物甲烷排放清单编制指南中推荐的方法。Blaxter<sup>he</sup>、Clapperton 对 10 年间的牛羊甲烷试验结果进行了分析,认为消化率、采食水平是影响反刍动物甲烷产生量的最重要因素,并采用统计法对不同饲料条件下的试验结果进行分析,推导得出了甲烷产生量的计算公式。即根据反刍动物摄入饲料总能的消化率和以维持机体所需能量为基准的饲料营养水平来推算反刍动物的甲烷产量。OECD 法的计算公式如下:

首先计算动物采食能量转化成甲烷的比例:

$$Y = 1.300 + 0.112D + L(2.370 - 0.050D)。$$

式中: $Y$  表示每摄入 100 MJ 能量产生的甲烷量, MJ;  $D$  表示饲料的表观消化率;  $L$  表示摄入能量与维持能量之比,即采食水平。

计算动物年甲烷排放量:

$$M = GE(Y/100) \times 365 \times 0.018。$$

式中: $M$  表示动物年甲烷排放量[ $\text{kg}/(\text{年} \cdot \text{头})$ ];  $GE$  表示动物采食总能量(MJ/d)。

在我国,将 OECD 法用于核算畜禽温室气体排放量的研究主要有以下几个方面:董红敏等在 1994 年采取 OECD 的方法在 3 个时间点(1980、1985 和 1990 年)对反刍动物甲烷排放量进行了估算,但是由于当时的中国基本没有完整、准确的反刍动物采食数据,不能很好地计算采食总能量,因此还对 OECD 法的一些公式进行了修改<sup>[9-10]</sup>。钟华宜等对广西反刍动物的甲烷排放量进行了估算,结果表明,从 1980 年至 2004 年,广西的甲烷排放量呈上升趋势,每年的增长率为 3.97%<sup>[11]</sup>。但是,之前的学者在采用 OECD 法进行估算时,很多影响反刍动物甲烷排放量的因素及这些因素的影响程度并没有被考虑进去,比如董红敏等在估算山羊的甲烷排放量时,没有将山羊生长所需净能及山羊存栏数考虑进去,影响了估算结果<sup>[12]</sup>,而且受限于当时我国的研究条件,在进行估算时缺乏准确详尽的基础资料和试验数据,也会对估算结果产生很大影响。Crutzen 等在 1986 年对全球家畜通过肠道发酵产生的甲烷排放量进行了评估,考虑到动物种类、饲料的消化率及代谢率等因素,推导得出,全球动物每年向大气排放的甲烷总量为 72~99 Tg,不稳定性约为 15%,其中以牛的甲烷排放量占比最高,为 74%,其次是水牛、绵羊,大约各占 8%~9%<sup>[13]</sup>。Lerner 等在 1988 年提供了一个较为全面的全球动物甲烷

排放的数据库,通过观察全球动物每年产生的甲烷排放量的分布发现,1984 年在全球 75.8 Tg 甲烷的年排放中,约 55% 集中在 25°N 和 55°N 之间<sup>[14]</sup>。用 OECD 法估算甲烷排放量需要详尽的基础数据,且反刍动物排放机制较为复杂,在评估过程中容易忽略很多影响因素,如饲料消化率、采食水平等与反刍动物甲烷排放的相关性等,导致测定结果不精确,因此目前大多数研究者使用 IPCC 法用于碳排放量的核算。

## 1.2 IPCC 系数法

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) 系数法,也称排放因子法、排放系数法,是一种核算范畴略优于 OECD 的简易方法,也是目前应用最广泛的一种核算方法,它依照《IPCC2006 年国家温室气体清单指南》(以下简称《指南》),针对每种排放源构造其活动数据与排放因子,以活动数据和排放因子的乘积作为该排放项目中碳排放量的估算值<sup>[15-17]</sup>。具体到畜牧业中,可用畜牧业生产各环节的排放系数乘以相应的度量值(畜禽数量、粪污质量、耗电量等),整个系统的碳排放量为各环节排放量的和<sup>[18]</sup>。同时,排放因子法也是国内外相关清单编制的依据。如我国发布的《省级温室气体清单编制指南(试行)》就是在此基础上提出的。

排放因子法计算公式:

$$Emissions = AD \times EF。$$

式中: $Emissions$  表示温室气体排放量;  $AD$  表示活动数据;  $EF$  表示排放因子。其中活动数据主要来自国家相关统计数据和监测数据,或者来自调查资料和排放源普查等,排放因子通常采用《指南》公布的碳排放系数<sup>[19-22]</sup>。除此之外,也可以选择权威机构(如国际能源署或国际合作中心等)的实际测量结果。

近 20 年来,国内外学者进行了很多关于 IPCC 系数法核算畜牧业碳排放情况的研究。国内的研究主要集中于畜禽温室气体排放的产生机制及其对碳排放影响的因素方面。韦秀丽等采用“省级温室气体清单编制指南”中的排放量估算方法对重庆市畜牧业温室气体排放量进行核算<sup>[23]</sup>。结果表明,重庆市畜牧养殖中非奶牛即能繁母牛、黄牛对温室气体排放的贡献最大,达到 39.93%;其次是猪,达到 33.54%;最后是水牛,达到 14.05%<sup>[23]</sup>。陈胜涛等依据 IPCC 的《气候变化 2014》《江苏省统计年鉴》和各地市统计年鉴对江苏省畜禽养殖业区域温

室气体排放进行了核算,结果表明,江苏省盐城市、徐州市和南通市养殖业  $\text{CO}_2$  排放量均超过 100 万 t,其中猪的温室气体排放量排在首位,占比为 55.3%,其他依次为山羊(20.3%)、牛(18.7%),最后是家禽(5.3%)<sup>[24]</sup>。国外相关研究起步相对较早,且研究领域较为宽泛。Ceri 等根据 IPCC 提供的具体排放因子,将巴西 22 家大型肉牛养殖场的年活动数据相乘,估算出温室气体排放量,结果表明,肉牛生产中温室气体的最大来源是畜群增加,规模牛肉生产中温室气体的最大来源为动物肠道发酵<sup>[25]</sup>。Ominski 等使用 IPCC 第 2 层次方法对加拿大牛种群的肠道甲烷排放量进行了估算,并将估算结果和使用 IPCC 第 1 层次的估算结果进行对比,结果表明,加拿大每年每头奶牛的碳排放量为 90 kg,比 IPCC 一级方法的核算结果多 18 kg,而且使用 IPCC 第 1 层次方法的牛排放因子比第 2 层次的高 15.1% 或者低 25.3%<sup>[26]</sup>。

IPCC 系数法有成熟的核算公式及排放因子数据库,而且应用较为广泛,有较多实例可供参考。但当面临排放系统变化时,其适应性较差<sup>[27]</sup>。甲烷是养殖业碳排放的主要来源,在养殖业生产过程中,甲烷排放主要来自牲畜肠道发酵和粪便管理 2 个方面。IPCC 的《指南》中提出了计算反刍动物的 3 个甲烷排放层级的方法,其中方法 1 直接选用排放因子缺省值,但在估算肠道发酵排放值时缺乏对饲料质量、气候条件等不同因素划分下的排放因子推荐值,在估算粪便管理排放值时,只考虑区域温度差异的影响而没有考虑不同废弃物管理水平的影响,所以估算结果较为粗略,只能作为参考值而不能用于不同地域之间排放量差异的比较;方法 2 根据公式计算出排放因子,这样得到的碳排放估算值虽然在各方面更具有代表性,但是目前关于饲料总能、饲料能量中甲烷转化率的科研文献太少,而且缺少相关参数的推荐值;方法 3 是结合各个国家更加具体的特定信息来建立排放模型,我国在相关方面的研究主要体现在反刍动物肠道发酵甲烷排放模型的建立,例如谢天宇等评估和比较了 8 个常用奶牛胃肠道甲烷排放模型的估算精度,并进一步分析影响模型估算精度的原因,希望能建立更加准确、可靠的甲烷排放模型估算方法<sup>[28]</sup>,此外还有采用拉丁方试验设计的中国农业大学模型。国外的相关研究主要有 Vermorel 等提出的法国 INRA 模型<sup>[29]</sup>、Kebreab 等提出的美国 Molly 模型<sup>[30]</sup>等。

### 1.3 质量平衡法

用质量平衡法测定养殖业碳排放量的主要原理是测量通过动物群体所在空间的气体流量及气流中甲烷浓度的变化,然后将这些参数带入公式中计算出甲烷排放量,主要有呼吸代谢箱法和饲舍质量平衡法 2 种方法,这 2 种方法均为测定反刍动物甲烷排放量的方法。其中呼吸代谢箱法是早期测定反刍动物甲烷排放量的经典方法<sup>[31-33]</sup>。呼吸箱法的原理主要是将事先驯化好的 N 头动物置于密闭性良好且能承受一定负压力差的呼吸代谢箱内,然后分别测定进口处甲烷浓度( $C_i$ )、出口处甲烷浓度( $C_o$ ),并测定通过呼吸箱的气体流量( $F$ )。将上述变量带入公式中,可得试验期间反刍动物的平均甲烷排放通量<sup>[34]</sup>( $Q_{\text{CH}_4}$ ):

$$Q_{\text{CH}_4} = F \times (C_o - C_i) / N。$$

呼吸箱测定法一般适用于动物数量较少的甲烷排放量测定,因此在实验室测试中较为常见。史海山等采用呼吸代谢箱法对 3 头舍饲绵羊 24 h(有间断)的甲烷( $\text{CH}_4$ )和二氧化碳( $\text{CO}_2$ )日排放特征进行了研究,结果表明,舍饲绵羊每天大约排放 11 g  $\text{CH}_4$ 、147 g  $\text{CO}_2$ ;舍饲绵羊  $\text{CH}_4$  排放的峰值集中在 17:00、22:00,  $\text{CO}_2$  排放量在每个时间段间的差异不大,相对平稳<sup>[35]</sup>。Islam 等采用呼吸代谢箱法对平均年龄为 1 岁、体质量为  $(35 \pm 5)$  kg 的绵羊进行甲烷排放量的估算,测得单位绵羊的  $\text{CH}_4$  排放量为 17 g/d<sup>[36]</sup>,这与史海山的测定结果是一致的。英国 Blaxter 等也曾使用呼吸箱法测定了牛羊甲烷产生量和消化能力之间的关系<sup>[37]</sup>。除此之外,还有关于呼吸箱的研究。比如,杨其长等在测定甲烷排放方法的基础上研制了 AMI-2000 型反刍动物甲烷测定箱,主要结构包括空调系统、流量测定系统、甲烷分析系统及计算机监控系统<sup>[38]</sup>。饲舍质量平衡法是在呼吸代谢箱法的基础上发展来的,其原理与呼吸代谢箱法较为相似,这种技术是将整个饲舍当作代谢箱,对饲舍进行改装,只保留几个进气口和出口,同呼吸代谢箱法一样测得进、出口甲烷浓度和气体流量,然后带入公式中,得到整个饲舍及单个反刍动物的甲烷排放量。其中,饲舍平衡法较适合测量群体动物的气体排放量。这 2 种方法虽然可以测得反刍动物的甲烷排放量,但根据此公式得出的估计量并不是很准确,所以这 2 种方法一般用于正式试验之前的预测试验<sup>[39]</sup>。此外,这 2 种方法的测量范围较小,不像 IPCC 系数法可以测定某一国

家或地区的温室气体排放量。另外,在使用呼吸代谢箱法时,由于动物在全封闭状态下的正常生理活动会受到一定影响,从而影响测定结果的准确性<sup>[40]</sup>。

## 2 养殖业碳足迹核算方法

碳排放量核算方法只能核算出养殖业生产过程中的碳排放情况,但未考虑养殖业生产前端与后端的碳排放,有的学者认为这样不是特别全面。比如,耶鲁大学的 Mendelsohn 认为,IPCC 2014 年的报告很好地论证了人为温室气体排放导致的气候变化,但该报告的各个组成部分彼此之间缺乏足够的联系<sup>[41]</sup>。养殖业碳排放量的估算不仅包括养殖业牲畜的生产过程,还应当包括养殖业生产前端与后端的碳排放,即碳足迹。碳足迹起源于生态足迹的概念,关注的是某项活动或某个组织所排放的温室气体量。目前关于碳足迹的研究越来越多,但是关于碳足迹的定义并不一致。2007 年 Wiedmann 等列举了之前对碳足迹的不同定义,并经探讨后给出了他们对碳足迹的定义:一项活动中包括的所有直接、间接的二氧化碳排放质量,并明确表示衡量单位为质量单位<sup>[42]</sup>。另外他们特别强调碳足迹是对二氧化碳排放量的衡量,不应包括其他温室气体。而欧盟则将碳足迹定义为一个产品或服务在整个生命周期中所排放的二氧化碳和其他温室气体的总量。综合来看,不同文献对碳足迹的度量单位、温室气体种类、系统边界的定义及碳足迹的核算方法并不一致,但是目前养殖业中关于碳足迹核算方法使用较多的主要包括生命周期评价法和投入产出法 2 种。

### 2.1 生命周期评价法

生命周期评价法(life cycle assessment, LCA)是用来评估整个生命周期内活动、服务、过程或产品相关的全部产出和投入间接或直接对环境造成影响的方法,其适用于微观尺度,用于自上而下的算法且计算详尽<sup>[43]</sup>。该评价方法要求详细研究其生命周期内的能源需求、原材料利用和活动造成的向环境排放的废弃物,对产品“从摇篮到坟墓”的过程有关的环境问题进行后续评价。采用生命周期评价法的关键问题是要明确生命周期的划分及碳排放系统边界的界定<sup>[44]</sup>。具体到养殖业,一般的划分方法有“从摇篮到农场”和“从摇篮到消费者”2 种,其中研究工作者采用“从摇篮到农场”的居多。

目前有很多成熟的碳足迹估算方面的标准都是基于生命周期评价法,而从众多的研究中不难发现,养殖业碳足迹主要受区域因素及养殖规模与管理方式的影响。以羊为例,羊的主要用途有羊肉、羊奶和羊毛 3 种。众多研究者研究发现,不同国家之间的碳足迹存在一定差距。比如羊肉,西班牙 1 kg 羊肉的碳足迹为 2.11 ~ 5.35 kg 当量 CO<sub>2</sub>,澳大利亚 1 kg 羊肉的碳足迹为 10.1 ~ 21.7 kg 当量 CO<sub>2</sub>,美国 1 kg 羊肉的碳足迹为 10.4 ~ 18.1 kg 当量 CO<sub>2</sub>,而英国 1 kg 羊肉的碳足迹则为 2.8 ~ 12.9 kg 当量 CO<sub>2</sub>。曹淑艳等在研究畜牧业产品的生态足迹时得出,中国 1 kg 羊肉的碳足迹约为 8.24 kg 当量 CO<sub>2</sub><sup>[45]</sup>。可以看出,区域差异会导致碳足迹不同,出现这种差异的原因与不同区域的气候条件、温度及当地的饲料质量等有关。另外,养殖规模与管理方式也会影响碳足迹。中国四川家庭农场 1 kg 鸡蛋、鸡肉、猪肉的碳足迹分别为 3.70、20.02、5.42 kg(以 CO<sub>2</sub> 计),而规模化养殖后则分别为 3.46、7.86、4.29 kg(以 CO<sub>2</sub> 计)<sup>[46]</sup>。可以看出,规模化养殖相较于散养模式会降低碳排放量<sup>[47]</sup>。分析出现这种情况的原因,可能主要是规模化养殖会降低牲畜的死亡率,获得更高的回报率,且规模化养殖可以集中化管理,降低供电和供热能源消耗。黄文强等在畜禽产品碳足迹的研究中发现,饲料生产加工环节的碳排放贡献率占鸡蛋生产系统碳足迹的 55% ~ 85%,猪肉碳足迹的 50% ~ 73%<sup>[48]</sup>。因此可见,在进行规模养殖时可以通过降低饲料加工环节的温室气体排放量来降低养殖业中的总碳排放量。

### 2.2 投入-产出法

投入产出法(input-output, I-O)最早是由美国人 Wassily Leontief 创立的,目前作为一种方便的估算工具被用来研究经济系统中每个部分之间在产出和投入方面互相依存的经济数量关系。具体到养殖业,是根据投入产出表建立相应的数学模型,并以此系统反映各部门的关系<sup>[49-51]</sup>。结合各部门的碳排放数据,核算其在整个生产链上引起的碳排放量。1980 年李长胜等在投入产出表的基础上逐渐深化发展,于 1989 年在辽宁省朝阳市朝阳县的畜牧业战略分析中,建立了畜牧业投入产出模型,这是投入产出法在畜牧业的首次应用,对之后的畜牧业发展规划和经济平衡分析起到了重大作用<sup>[52]</sup>。为了推进低碳农业发展,张玉梅等基于脱钩理论,采用 Tapio 弹性方法建立了脱钩模型,并运用脱钩

模型对比了近 10 年来北京市农业经济增长与碳排放量两者之间的关系,结果表明,北京市畜牧业碳排放的主要来源是牛、猪,约占全部畜种碳排放量的 80%,其中肠道发酵碳排放量最大的为牛;粪便管理过程中碳排放量最大的为生猪,占有粪便管理碳排放量的 55% 左右<sup>[53]</sup>。Bai 等基于西藏畜牧业温室气体排放与畜产品经济增长脱钩的思想,运用该脱钩模型对西藏 1980—2015 年畜牧业温室气体排放量进行了估算。畜牧业温室气体排放与畜牧业经济增长的权衡分析结果表明,畜牧业温室气体排放量下降了 39%,畜禽  $\text{CH}_4$  排放量下降了 33%, $\text{N}_2\text{O}$  排放量下降了 34%<sup>[54]</sup>。Weiss 等使用 CAPRI 模型对整个欧盟 27 个国家畜牧业的温室气体排放量进行生命周期评估,结果表明,欧洲畜牧业生产的温室气体总通量为 623 ~ 852 Mt 当量  $\text{CO}_2$ ,其中 28% ~ 29% 来自牛肉生产,28% ~ 30% 来自牛奶生产,25% ~ 27% 来自猪肉生产<sup>[4]</sup>。Prado 等基于 SIMSDAIRY 和 DairyGHG 等原有模型建立了 1 种新型模型 LANDDAIRY,并用它计算了西班牙北部 17 个商业圈养奶牛系统的碳足迹。结果表明,奶牛的饮食选择是影响碳足迹的主要因素<sup>[55]</sup>。

投入产出法计算简单,适合用于宏观层面的碳排放量计算。耿涌等对 I-O 法进行了总结,认为这种方法是将深刻复杂的经济内涵与直观的数学表达形式相结合的计算方法<sup>[56]</sup>。但是由于畜牧业部门统计数据中的单位产值碳排放强度具有差异性,数据具有滞后性,因而导致采用该方法核算畜牧业碳排放具有时滞性。从这个角度看,用生命周期评价法核算碳足迹相对准确,使用投入产出法核算畜牧业碳足迹不如生命周期评价法。

### 3 不同核算方法的比较

OECD 法是核算畜牧业碳排放最初使用的方法之一,该方法的原理是甲烷的排放伴随着能量的损失,甲烷的排放量与能量的摄入量存在一定关系<sup>[57]</sup>。通过估算单个动物的采食总能量及其可转化成甲烷的比例,可以算出该动物的年甲烷排放量,然后将各种反刍动物甲烷释放量乘以当地的动物数量并求和,最终得到该地区的反刍动物甲烷释放总量<sup>[9]</sup>。该方法作为早期方法,仅涉及反刍动物甲烷的排放,其他温室气体的核算没有考虑在内。此外,由于计算方法较为简易,仅为估算,因此其计算结果的准确度不高,仅在 20 世纪末期被少数学者

使用<sup>[58]</sup>。

投入产出法通过编制投入产出表及建立相应的数学模型,能够反映经济系统各个部门(产业间)的关系。将投入产出法与各部门的温室气体排放数据相结合,可用于计算各部门为终端用户生产产品或提供服务而在整个生产链上引起的温室气体排放量。该方法以整个经济系统为边界,综合性较强,且核算碳足迹所需的人力、物力资源较少,适用于宏观(如国家、部门、企业等)的分析<sup>[59]</sup>。与此同时,投入产出法还可以用于计算产品和服务中的隐含碳排放<sup>[60]</sup>。在国际贸易过程中,净出口国出口商品时并没有带走其生产过程中的碳排放,这导致净进口国的碳足迹被严重低估,因此净进口国应对该隐含碳排放负一定的责任<sup>[61]</sup>。该方法的缺陷是需要得出部门平均排放强度的宏观数据来编制投入产出表,而我国在这方面的数据较少,且时效性不强,不利于碳足迹的准确计算,而且该方法缺少详细的计算细节和过程,无法对应到具体产品,因此不适合用于分析微观系统。

生命周期评价法强调产品或服务整个生命周期各环节对环境的影响(包括能源使用、资源消耗、污染排放等),由于该方法综合考虑了某项产品或活动直接、间接的投入,并从总体上考虑其各方面的环境影响,使其分析结果更具有针对性,适合用于微观系统的碳足迹核算<sup>[56]</sup>。此方法具有全面性和综合性等优点,目前已被广泛用于碳足迹研究中。然而,该方法也存在一些缺点。使用生命周期法需要确定计算对象的系统边界,不同边界条件对计算结果有较大影响,当边界条件复杂时,会造成参数获取和计算的困难,需要投入较高的人力、物力资源;当选择的边界简单时,又会破坏系统的完整性,导致计算结果出现截断误差。此外,使用生命周期法需要考虑核算方法和数据 2 个方面的不确定性,所得数据质量需满足一定的标准<sup>[59]</sup>。

IPCC 法是指依据联合国气候变化委员会编写的《国家温室气体清单指南》列出的温室气体排放源和提供的基本方法、计算公式和可供参考的基本参数等,计算系统内所有温室气体排放总量的详细方法。该法的优点是详细、全面地考虑了几乎所有的温室气体排放源,并提供了具体排放原理和计算方法,因此具有较高的参考价值和指导意义,可作为碳足迹计算理论的依托;缺点是未考虑消费角度的隐含碳排放。IPCC 法拥有 3 个层级核算方法,方

法 1 与方法 2 都是依据活动数据乘以排放因子来计算排放量。从方法 1 到方法 3 核算排放的准确性和精度不断提高,3 种方法的区别见表 1。

表 1 IPCC 3 个层级方法的区别

方法	特点	局限
Tier-1	利用已知数据得到的排放因子	准确度较低
Tier-2	需要测量数据推断国家自己的排放因子	计算参数不全且计算相对困难
Tier-3	建立国家特定方法学模型或进行实测获得动态排放因子	所需的工作量巨大,还处于起步阶段

在计算排放源的碳排放时,应尽量选择高层次的方法<sup>[62]</sup>。目前,国内外已有较多使用方法 2 核算碳排放的研究,例如,Ominski 等使用 IPCC Tier-2 方法估计加拿大牛的肠道甲烷排放量<sup>[63]</sup>,Azizi 等使用 IPCC 方法 2 估算牛肠道发酵产生的甲烷排放

的当地排放因子<sup>[64]</sup>。中国基于种植参数的 N<sub>2</sub>O 排放因子分类为 IPCC Tier-2 方法的使用提供了一种可靠的方法<sup>[65]</sup>。张哲瑜等使用方法 2 对生猪养殖企业温室气体排放中的猪粪便管理甲烷与 N<sub>2</sub>O 排放进行计算<sup>[62]</sup>。此外,在使用 IPCC 法的具体计算过程中,在不同领域,由于地域分布、技术水平和生产工艺等的差异,其排放因子往往是不同的,这就导致计算碳排放量的方法不完全相同,可能会造成重复计算<sup>[59]</sup>。目前,IPCC《国家温室气体清单指南》在 2019 年进行了修订,我国有 11 位专家参与了该指南的增补和精细化,此次修订将对未来我国温室气体清单的编制和排放核算产生影响<sup>[66-67]</sup>。各种养殖业碳排放、碳足迹核算方法的对比分别见表 2、表 3。

表 2 养殖业碳排放核算方法的对比

方法	优点	缺点	适用对象
OECD 法	计算方法较为简易	计算结果的准确度不高	精度要求不高时反刍动物甲烷的排放
IPCC 法	计算范围比较全面,且有成熟的核算公式和活动数据、排放因子数据库	对排放系统自身发生变化时的处理能力较差	非复杂或可忽略复杂性的社会经济排放源
质量平衡法	明确区分各类设施设备和自然排放源之间的差异	容易出现系统误差,数据获取困难	社会经济发展迅速、排放设备更换频繁,自然排放源复杂的情况

表 3 养殖业碳足迹核算方法的对比

方法	优点	缺点	适用对象
I-O 法	比较完整地核算产品或者服务的碳足迹和环境影响	评估受到投入产出表的制约,一方面时效性不强	国家、部门、企业等宏观层面的计算
LCA 法	能够比较精确地评估产品或服务的碳足迹和环境影响,且可以根据具体目标设定其评价目标、范围的精确度	边界设定主观性强以及截断误差等问题,其评价结果可能不够准确,甚至出现矛盾的结论	微观层面(具体产品或服务方面)

4 总结与展望

本研究介绍了几种养殖业碳排放或碳足迹的计算方法,并对比分析了这些方法的优缺点,发现基于过程的生命周期法在设置边界条件时考虑到了养殖业整个系统的全面性和完整性,准确性较高。IPCC 法拓展了可核算温室气体的种类,养殖业生产过程中不同环节的碳排放计算都需要用到该计算方法。投入产出法结合各部门的温室气体排放数据可以对该部门的温室气体排放进行宏观分析,未来在使用该计算方法时应注意投入产出表的时效性。

我国在养殖业碳排放核算方面的体系不够完

善,今后应通过标准体系建设,规范养殖业碳排放边界条件、核算流程和核算方法。此外,我国在养殖业碳排放方面缺少大量基础数据和实测数据,导致我国在许多动物养殖排放因子的研究方面较为落后,今后应鼓励开展养殖业碳排放长期定点观测研究工作,建立各类养殖企业温室气体排放活动水平和排放因子数据库,以利于更准确地计算不同区域或不同养殖管理方式养殖企业的碳排放值。

参考文献:

[1] Pirlo G. Cradle-to-farm gate analysis of milk carbon footprint: a descriptive review[J]. Italian Journal of Animal Science, 2012, 11 (1): 109-119.  
[2] Dai X W, Sun Z L, Müller D. Driving factors of direct greenhouse gas

- emissions from China's pig industry from 1976 to 2016[J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2021, 20(1): 319–329.
- [3] Xue Y N, Luan W X, Wang H, et al. Environmental and economic benefits of carbon emission reduction in animal husbandry via the circular economy: case study of pig farming in Liaoning, China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 238: 117968–117976.
- [4] Weiss F, Leip A. Greenhouse gas emissions from the EU livestock sector: a life cycle assessment carried out with the CAPRI model[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2012, 149: 124–134.
- [5] Li M Q, Liu S L, Sun Y X, et al. Agriculture and animal husbandry increased carbon footprint on the Qinghai–Tibet Plateau during past three decades[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 278(4): 123963–12978.
- [6] Zervas G, Tsipalou E. An assessment of GHG emissions from small ruminants in comparison with GHG emissions from large ruminants and monogastric livestock[J]. *Atmospheric Environment*, 2012, 49: 13–23.
- [7] 胡向东, 王济民. 中国畜禽温室气体排放量估算[J]. *农业工程学报*, 2010, 26(10): 247–252.
- [8] 陈瑶, 尚杰. 四大牧区畜禽温室气体排放估算及影响因素分解[J]. *中国人口·资源与环境*, 2014, 24(12): 89–95.
- [9] 董红敏, 林而达, 杨其长. 中国反刍动物甲烷排放量的初步估算及减缓技术[J]. *农村生态环境*, 1995, 11(3): 4–7.
- [10] 张德英, 张丽霞. 碳源排碳量估算办法研究进展[J]. *内蒙古林业科技*, 2005(1): 20–23.
- [11] 钟华宜, 张平, 李铁军, 等. 广西反刍动物甲烷排放总量的估算[J]. *广西农业生物科学*, 2006, 25(3): 269–274.
- [12] 董红敏, 林而达, 李玉娥, 等. 中国农业系统甲烷排放量的初步估算[J]. *AMBIO—人类环境杂志*, 1996, 25(4): 292–295.
- [13] Crutzen P J, Aselmann I, Seiler W. Methane production by domestic animals, wild ruminants, other herbivorous fauna, and humans[J]. *Tellus Series B—Chemical & Physical Meteorology*, 1986, 38B(3/4): 271–284.
- [14] Lerner J, Matthews E, Fung I. Methane emission from animals: a Global High-Resolution Data Base[J]. *John Wiley & Sons Ltd*, 1988, 2(2): 139–156.
- [15] Luo T, Yue Q, Yan M, et al. Carbon footprint of China's livestock system—a case study of farm survey in Sichuan province, China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2015, 102: 136–143.
- [16] Ma C B, Stern D I. China's changing energy intensity trend: a decomposition analysis[J]. *Energy Economics*, 2007, 30(3): 1037–1053.
- [17] Zhuang M H, Lu X, Caro D, et al. Emissions of non-CO<sub>2</sub> greenhouse gases from livestock in China during 2000–2015: magnitude, trends and spatiotemporal patterns[J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 242: 40–45.
- [18] 赵晓强, 张元庆. 山西省农业温室气体排放探析[J]. *中国农业资源与区划*, 2019, 40(8): 38–44.
- [19] 刘明达, 蒙古军, 刘碧寒. 国内外碳排放核算方法研究进展[J]. *热带地理*, 2014, 34(2): 248–258.
- [20] 齐中英. 描述 CO<sub>2</sub> 排放量的数学模型与影响因素的分解分析[J]. *技术经济*, 1998(3): 42–44.
- [21] 郝千婷, 黄明祥, 包刚. 碳排放核算方法概述与比较研究[J]. *中国环境管理*, 2011(4): 51–55.
- [22] 计军平, 马晓明. 碳足迹的概念和核算方法研究进展[J]. *生态经济*, 2011(4): 76–80.
- [23] 韦秀丽, 高立洪, 徐进, 等. 重庆市畜牧业温室气体排放量评估[J]. *西南农业学报*, 2013, 26(3): 1235–1239.
- [24] 陈胜涛, 朱佳文, 钱骏. 江苏省畜禽养殖业区域温室气体排放研究[J]. *农业经济*, 2020(2): 24–25.
- [25] Cerri C C, Moreira C S, Alves P A, et al. Assessing the carbon footprint of beef cattle in Brazil: a case study with 22 farms in the State of Mato Grosso[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 112(4): 2593–2600.
- [26] Ominski K H, Boadi D A, Wittenberg K M, et al. Estimates of enteric methane emissions from cattle in Canada using the IPCC Tier-2 methodology[J]. *NRC Research Press Ottawa, Canada*, 2007, 87(3): 459–467.
- [27] Lesschen J P, Berg M V D, Westhoek H J, et al. Greenhouse gas emission profiles of European livestock sectors[J]. *Animal Feed Science and Technology*, 2011, 166: 16–28.
- [28] 谢天宇, 王敏, 王荣, 等. 奶牛胃肠道甲烷排放模型估算精度的评估分析[J]. *畜牧兽医学报*, 2015, 46(9): 1574–1583.
- [29] 冯仰廉, 李胜利, 赵广永, 等. 牛甲烷排放量的估测[J]. *动物营养学报*, 2012, 24(1): 1–7.
- [30] Kebreab E, Johnson K A, Archibeque S L, et al. Model for estimating enteric methane emissions from United States dairy and feedlot cattle[J]. *Journal of Animal Science*, 2008, 86(10): 2738–2748.
- [31] 应洪仓, 黄丹丹, 汪开英. 畜牧业温室气体检测方法与技术[J]. *中国畜牧杂志*, 2011, 47(10): 56–59, 63.
- [32] 彭晓培, 董红敏. 动物粪便甲烷排放量的估算及减排[C]//中国畜牧兽医学学会家畜生态学会. 良好农业规范与畜牧业健康发展——中国畜牧兽医学学会家畜生态学会第六届理事会暨学术研讨会论文集. 珠海, 2006: 5.
- [33] 董红敏, 杨其长. 反刍动物甲烷排放研究进展[J]. *农村生态环境*, 1993(增刊1): 48–51, 60.
- [34] 苑忠央, 杨维仁. 反刍动物瘤胃甲烷排放、测定及减排技术的研究进展[J]. *饲料与畜牧*, 2016(10): 40–45.
- [35] 史海山, 丁学智, 龙瑞军, 等. 舍饲绵羊甲烷和二氧化碳的日排放动态[J]. *生态学报*, 2008(2): 877–882.
- [36] Islam M, Abe H, Hayashi Y, et al. Effects of feeding Italian ryegrass with corn on rumen environment, nutrient digestibility, methane emission, and energy and nitrogen utilization at two intake levels by goats[J]. *Small Ruminant Research*, 2000, 38(2): 165–174.
- [37] Blaxter K L, Clapperton J L. Prediction of the amount of methane produced by ruminants[J]. *British Journal of Nutrition*, 1965, 19(4): 511–522.
- [38] 杨其长, 董红敏, 林而达. AMI-2000 型反刍动物甲烷测定箱的研制[J]. *中国农业气象*, 1993(6): 40–42.
- [39] 高志岭, 马文奇. 反刍动物饲养中甲烷气体排放测定技术的研究进展[J]. *安徽农业科学*, 2010, 38(21): 11414–11418.



- [40] Muñoz C, Yan T, Wills D A, et al. Comparison of the sulfur hexafluoride tracer and respiration chamber techniques for estimating methane emissions and correction for rectum methane output from dairy cows [J]. Journal of Dairy Science, 2012, 95 (6): 3139 – 3148.
- [41] Mendelsohn R. Should the IPCC assessment reports be an integrated assessment? [J]. Climate Change Economics, 2016, 7 (1): 164002 – 164010.
- [42] Wiedmann T, Minx J. A definition of carbon footprint [M]// Pertsova C C. Ecological economics research trends. New York: Nova Science Publishers, 2008.
- [43] 周新军, 满朝翰. 全生命周期碳排放核算方法及其应用[J]. 铁路节能环保与安全卫生, 2019, 9(4): 10 – 14.
- [44] 甘雨田. 中国奶牛产业碳排放量估算及影响因素研究[D]. 哈尔滨: 东北农业大学, 2019.
- [45] 曹淑艳, 谢高地, 陈文辉, 等. 中国主要农产品生产的生态足迹研究[J]. 自然资源学报, 2014, 29(8): 1336 – 1344.
- [46] Luo T, Yue Q, Yan M, et al. Carbon footprint of China's livestock system – a case study of farm survey in Sichuan province, China [J]. Journal of Cleaner Production, 2015, 102: 136 – 143.
- [47] Akul B, Bassim A. Review of environmental performance of sheep farming using life cycle assessment [J]. Journal of Cleaner Production, 2021, 293: 126192 – 126206.
- [48] 黄文强, 董红敏, 朱志平, 等. 畜禽产品碳足迹研究进展与分析[J]. 中国农业科学, 2015, 48(1): 93 – 111.
- [49] Egilmez G, Bhutta K, Erenay B, et al. Carbon footprint stock analysis of US manufacturing: a time series input – output LCA [J]. Industrial Management & Data Systems, 2017, 117(5): 853 – 872.
- [50] Kinsman R, Sauer F D, Jackson H A, et al. Methane and carbon dioxide emissions from dairy cows in full Lactation monitored over a six – month period [J]. Journal of Dairy Science, 1995, 78(12): 2760 – 2766.
- [51] Kaasschieter, de Jong R, Schiere J B, et al. Towards a sustainable livestock production in developing countries and the importance of animal health strategy therein [J]. The Veterinary Quarterly, 1992, 14(2): 66 – 75.
- [52] 李长胜, 王书杰, 高冰, 等. 畜牧投入产出模型的建立与分析[J]. 农业系统科学与综合研究, 1990(1): 40 – 43.
- [53] 张玉梅, 乔娟. 都市农业发展与碳排放脱钩关系分析——基于脱钩理论的 Tapio 弹性分析法[J]. 经济问题, 2014(10): 81 – 86.
- [54] Bai Y F, Guo C C, Li S S, et al. Instability of decoupling livestock greenhouse gas emissions from economic growth in livestock products in the Tibetan highland [J]. Journal of environmental management, 2021, 287(1): 112334 – 112334.
- [55] Prado A D, Mas K, Pardo G, et al. Modelling the interactions between C and N farm balances and GHG emissions from confinement dairy farms in northern Spain [J]. Science of the Total Environment, 2013, 465: 156 – 165.
- [56] 耿涌, 董会娟, 郝凤明, 等. 应对气候变化的碳足迹研究综述[J]. 中国人口·资源与环境, 2010, 20(10): 6 – 12.
- [57] 樊霞, 董红敏, 韩鲁佳. 反刍动物甲烷排放预测模型研究现状[J]. 农业工程学报, 2004, 20(4): 250 – 254.
- [58] 师帅, 李翠霞, 李媚婷. 畜牧业“碳排放”到“碳足迹”核算方法的研究进展[J]. 中国人口·资源与环境, 2017, 27(6): 36 – 41.
- [59] 罗婷. 农业产业活动碳排放计量及其方法学开发[D]. 南京: 南京农业大学, 2014.
- [60] 向书坚, 温婷. 中国对外贸易隐含碳排放的重估算——基于新附加值贸易统计视角[J]. 国际经贸探索, 2014, 30(12): 17 – 29.
- [61] 马述忠, 黄东升. 基于 MRIO 模型的碳足迹跨国比较研究[J]. 浙江大学学报(人文社会科学版), 2011, 41(4): 5 – 15.
- [62] 张哲瑜. 生猪养殖企业温室气体排放核算方法研究[D]. 北京: 北京建筑大学, 2018.
- [63] Ominski K H, Boadi D A, Wittenberg K M, et al. Estimates of enteric methane emissions from cattle in Canada using the IPCC Tier – 2 methodology [J]. Canadian Journal of Animal Science, 2007, 87(3): 459 – 467.
- [64] Azizi A A, Mardhati M, Mohd F M S, et al. Local emission factors estimates for methane emission from cattle enteric fermentation using IPCC tier – 2 methodology [J]. Malaysian Journal of Animal Science, 2017, 20(2): 1 – 10.
- [65] Shepherd A, Yan X, Nayak D, et al. Disaggregated N<sub>2</sub>O emission factors in China based on cropping parameters create a robust approach to the IPCC Tier 2 methodology [J]. Atmospheric Environment, 2015, 122: 272 – 281.
- [66] 朱松丽, 蔡博峰, 朱建华, 等. IPCC 国家温室气体清单指南精细化的主要内容和启示[J]. 气候变化研究进展, 2018, 14(1): 86 – 94.
- [67] 蔡博峰, 朱松丽, 于胜民, 等. 《IPCC 2006 年国家温室气体清单指南 2019 修订版》解读[J]. 环境工程, 2019, 37(8): 1 – 11.