

规模化肉牛育肥场温室气体排放的生命周期评估

马宗虎^{1,2}, 王美芝^{1,2}, 丁露雨^{1,2}, 刘继军^{1,2}

(1.中国农业大学动物科技学院, 北京 100193; 2.动物营养国家重点实验室, 北京 100193)

摘要:采用生命周期的方法评估规模化肉牛育肥场温室气体排放情况并列出了排放清单。定义的功能单位为育肥期间每 1 kg 活重的增长, 评估的边界包括肉牛生产系统、粪便管理系统以及系统扩张出来的作物种植系统、灌排系统、肥料生产系统和农业机械生产系统。结果表明, 按 1 000 头存栏计算, 规模化肉牛育肥场总温室气体排放为 3 810.24 tCO₂-e·a⁻¹, 其中 CH₄ 为 1 735.78 tCO₂-e·a⁻¹, N₂O 为 887.67 tCO₂-e·a⁻¹, CO₂ 为 1 186.79 tCO₂-e·a⁻¹, 育肥期间每千克活增重的排放强度为 10.16 kg CO₂-e·a⁻¹。不考虑施用过程, 有机肥替代化肥可以减少约 33% 因化肥生产造成的温室气体排放。

关键词:温室气体; 生命周期评估; 肉牛育肥; 功能单位

中图分类号: X820.3 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2010)11-2244-09

Emissions of Greenhouse Gases from an Industrial Beef Feedlot Farm as Evaluated by a Life-cycle Assessment Method

MA Zong-hu^{1,2}, WANG Mei-zhi^{1,2}, DING Lu-yu^{1,2}, LIU Ji-jun^{1,2}

(1.College of Animal Science and Technology, China Agricultural University, Beijing 100193, China; 2.State Key Laboratory of Animal Nutrition, China Agricultural University, Beijing 100193, China)

Abstract: In the present study, emission of greenhouse gases (GHG) from industrial beef feedlot farm was quantitatively evaluated by a life cycle assessment (LCA) method, and the emission inventory was listed. A functional unit (FU) was defined as 1 kg of body weight gain during the finishing period. The system boundary consisted of beef-producing system, manure management system and outstretched systems which included crop cultivation, irrigation, fertilization production and agricultural machinery supply. The results were expressed as a quantity of 1 000 finishing cattle and showed that total emission of greenhouse gases of 1 000 head of cattle during finishing period was 3 810.24 t CO₂-e·a⁻¹. Among the total emissions, CH₄, N₂O and CO₂ were 1 735.78 tCO₂-e·a⁻¹, 887.67 tCO₂-e·a⁻¹ and 1 186.79 tCO₂-e·a⁻¹, respectively. Emission intensity per functional unit was 10.16 kg CO₂-e·a⁻¹. Regardless of administration process, replacement of chemical fertilizer with organic fertilizer could reduce up to 33% emission of greenhouse gases produced from the use of chemical fertilizer.

Keywords: greenhouse gases; life-cycle assessment; beef cattle finishing; functional unit

温室气体排放及其对环境的影响已经成为国际热门问题^[1], 涉及农业源的温室气体有 3 种: 甲烷(CH₄)、氧化亚氮(N₂O)和二氧化碳(CO₂)^[2]。中国农业活动产生的甲烷和氧化亚氮分别占全国甲烷和氧化亚氮排放量的 50.15% 和 92.47%, 农业源温室气体排放占全国温室气体排放总量的 17%^[3]。研究表明, 在各种肉类中, 牛肉的环境负载是最大的^[4]。反刍动物甲

烷排放是主要的农业温室气体排放源之一^[3]。随着人民生活水平的提高和膳食结构的改变, 牛肉的消耗量正逐年增加, 因此肉牛温室气体排放的评估是分析探讨减少农业领域温室气体不可或缺的一部分。

对于肉牛产业, 国外已经对其温室气体(GHG)总排放量及排放强度做了较为详细的评估。Casey 和 Holden 用生命周期评估方法量化了爱尔兰 Sucker-Beef 生产系统温室气体的排放量^[5]。加拿大学者 Vergé 等用 IPCC 的整体分析法研究了加拿大肉牛产业 1981 年到 2001 年各区域温室气体排放的总量及强度, 发现由于肉牛产业的不断扩张, 加拿大近 20 a 温室气体排放总量呈增长趋势, 但由于生产效率的提

收稿日期: 2010-04-20

基金项目: 现代农业(肉牛)产业技术体系(21228149); 西部高档肉牛产业化配套技术及产业化机制研究项目(21177196)

作者简介: 马宗虎(1981—), 男, 内蒙赤峰人, 畜牧师, 研究方向为畜牧环境工程。E-mail: mahu2001@163.com

通讯作者: 刘继军 E-mail: liujijun@cau.edu.cn

高其排放强度有所降低^[6]。Nguyen 等用生命周期的方法对欧盟(EU)不同种类的肉牛生产系统温室气体排放情况做了评估^[7]。评估结果表明,就生产 1 kg 牛肉(屠体重)而言,奶公犊生产系统(The dairy bull calf system)在对全球变暖、酸化和富营养化上的影响要比母牛带犊生产系统(The suckler cow-beef system)低。国内对于肉牛温室气体排放评估的研究相对较少。

生命周期评估(Life Cycle Assessment,简称 LCA)是一种整体的方法,用以评估某一产品整个生命过程即从取得原材料,经生产、使用直至废弃的整个过程,也就是所谓的从摇篮到坟墓的过程中对环境产生的影响。在产品的整个生命过程中主要考虑其对环境的两个影响:原材料的使用如土地、化石燃料和污染物的排放如甲烷和氨气^[8]。虽然 LCA 早在 19 世纪 60 年代就已经提出,但到 19 世纪 90 年代才真正受到关注并应用到环境科学领域^[9]。LCA 涉及到功能单元(Functional Unit,FU)即用数量来表示生产系统主要功能的术语。例如在农业生产系统中,功能单元即为 1 kg 脂肪-蛋白校正奶、生产的 1 kg 粮食或是 1 kg 肉^[10]。

本文以存栏 1 000 头的规模化肉牛育肥场为例,以育肥期间每 1 kg 的活增重为功能单位,利用生命周期的评估方法评估了其温室气体的排放情况。本研究的目的是:(1)确定规模化肉牛育肥场温室气体排放的系统边界;(2)量化和分析规模化肉牛育肥场每个功能单元的温室气体排放强度;(3)提出相应的减排策略。

1 材料与方法

1.1 育肥系统的定义

我国的肉牛产业以农户母牛带犊繁育、育肥场异地育肥的模式为主,即农户养殖母牛,繁育成架子牛后,育肥场从农户手中收购架子牛,利用二次育肥的原理将架子牛育肥一段时间后屠宰。商业化育肥场以谷物饲料为基础日粮,并用一根短绳将公牛、有时也将阉牛(很少有母牛)拴在牛舍内外进行饲喂^[11]。一般大型肉牛规模育肥场存栏在 1 000 头左右,收购的

架子牛体重在 350~400 kg,育肥 3~4 个月可以出栏,育肥后屠宰时的体重在 500~550 kg。每年供应市场肉牛 2 000~3 000 头,销售方向以出售育肥牛和屠宰深加工为主。规模化养殖对饲料供应体系、卫生防疫体系、配套养殖技术要求较高,充足的粮食生产为肉牛饲养提供了可靠的饲料来源^[12]。表 1 为标准化大型规模育肥场的生产概况。

1.2 系统边界的定义

肉牛育肥系统(Beef Fattening Systems-BFS)通常只是代表肉牛育肥场,但定义的系统边界完全超出了这个物理界限,为肉牛饲养提供饲料源的作物种植系统和粪便管理系统以及种植业延伸出来的肥料生产系统和农业机械生产系统等也被纳入系统边界中(见图 1)。评估中各个系统涉及到的排放源分别为:

(1)作物种植系统:农田种植过程中所需能源产生的 CO₂ 排放、农作物残留物所产生 N₂O 排放、种植过程 N 肥的施用所产生的 N₂O 排放、肉牛粪便土地利用过程中的 N₂O 排放、间接 N₂O 排放和 N 肥中的尿素分解产生的 CO₂ 排放。

(2)肥料生产系统:N、P、K 肥以及农药等生产和运输过程中所消耗能源产生的 CO₂ 排放。

(3)肉牛生产系统:由于肉牛肠道发酵所产生 CH₄ 排放和育肥场电能的消耗所导致的 CO₂ 排放。

(4)肉牛粪便管理系统:由于肉牛粪便存贮所产生的 CH₄ 和 N₂O 排放。

(5)农业机械制造及供应系统:农业种植过程中所需农业机械的制造和运输所消耗能源产生的 CO₂ 排放。

(6)灌溉排水系统:由于灌溉排水过程中消耗能源产生的 CO₂ 排放。

农田肥料、种子运输、农机具运输和饲料运输过程以及架子牛运输过程消耗能源所产生的排放也是一系列重要的排放源,但由于数据的缺乏,没有对这些部分进行估算。来自粪污的直接 N₂O 排放也被忽略^[13-14],来自肠道发酵产生的 CO₂ 排放被认为是保持平衡的,没有净排放排入大气^[15]。地理政治边界在本研究中也并没有做考虑^[13]。

表 1 标准化大型规模育肥场的生产概况
Table 1 General condition of an industrial fattening farm

系统	饲养方式	平均存栏/头	平均出栏/头	购进架子牛体重/kg	出栏体重/kg	育肥时间/d
大规模育肥场	拴系饲养	1 000	2500	400	550	120

注:1 000 头规模肉牛场年出栏为 2 000~3 000 头^[12],各厂利用能力可能不同,故出栏数取中间值 2 500 头·a⁻¹。

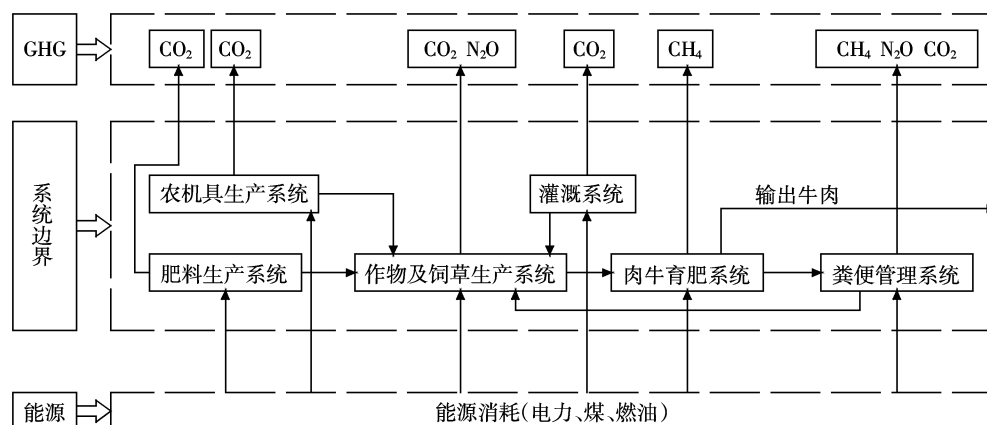


图 1 肉牛育肥系统边界

Figure 1 Boundary of beef fattening systems(BFS)

1.3 LCA 单位

3 种涉农的温室气体(CO_2 、 CH_4 和 N_2O) 在大气中捕获热量和流通率的效力是不同的,每一种温室气体(GHG)的全球变暖潜能(GWP)也是不同的。为了评估肉牛育肥对气候变化的影响,二氧化碳(CO_2)、甲烷(CH_4)和氧化亚氮(N_2O)的计算结果皆根据各自的当量因子以 CO_2 当量的形式表示。最新的研究报告指出, CH_4 和 N_2O 各自的变暖潜能值分别为 CO_2 的 25 倍和 298 倍^[16],这与 IPCC 在 1996 年发布的 CH_4 和 N_2O 的全球变暖潜能值略有不同,但在京都议定书报告中以及在全球实施清洁发展机制(CDM)项目所用到的全球变暖潜能值均采用 IPCC(1996)的数据,也就是说 N_2O 的温室效应是 CO_2 的 310 倍, CH_4 的温室效应是 CO_2 的 21 倍^[17],本研究中也采用这个值。在此次分析中并没有考虑到土壤有机碳的分解,因为在农田中土壤有机碳的分解作为一个近似值,分解的碳可以被视作是平衡的^[2]。

1.4 功能单位及分配

本研究所定义的功能单位为育肥期间每 1 kg 活增重。这一功能单位的选择是根据我国目前的肉牛产业育肥模式而定的。由于规模肉牛场中肉牛生产的起始是已经有一定体重的架子牛且来源多是从农户处收购,其所收购牛的品种可能参差不齐。一般除西杂牛外还含有部分本地牛或是夏杂、荷斯坦等,其屠宰率各有不同,且不是所有的肉牛场都有自己的屠宰车间。故根据生命周期的定义,本文将其“摇篮”划为架子牛进入肉牛场之时,“坟墓”划定为育肥终末,肉牛场的产品为育肥期间所增长的活重。

根据 ISO(2006)分配方法主要有 3 种:经济分配,物理分配(如质量分配)和系统扩张。本文所采用

的分配方法为系统扩张^[18]。

1.4.1 规模化育肥场对饲料的需求

根据张微等对西北地区肉牛育肥调查资料,规模化肉牛育肥场的粗饲料以青玉米秸秆青贮为主,采食鲜样量约为 $16 \text{ kg} \cdot \text{head}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,混合精饲料约为 $6.5 \text{ kg} \cdot \text{head}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 。混合精料的组成按玉米 70%、饼类 20%、麸皮 5%、矿物质类 5%计。本文中的饼类主要计算的是豆饼。以规模为 1 000 头存栏的育肥场为例计算,其每年所需的饲料如图 2 所示。

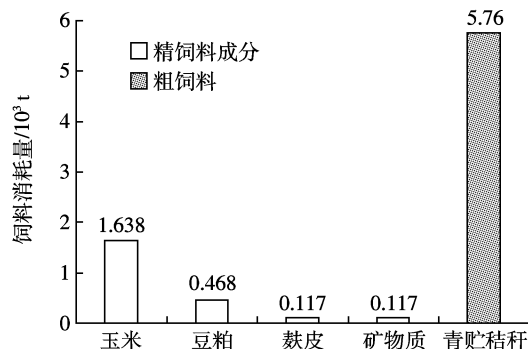


图 2 规模化肉牛育肥场年饲料消耗量

Figure 2 Feed consumption of an industrial fattening farm per year

根据所需各种饲料原料量对作物种植面积进行折合,大豆饼粕对大豆的折合系数为 1.19^[19],麦麸对小麦的折合系数为 6.67^[20],玉米秸秆和籽实的比例为 1.37^[21]。计算得出 1 000 头规模化育肥场生产需要的作物及总量为玉米 1 638 t、大豆 557 t、小麦 780 t,然而根据玉米秸秆和籽实的比例,青贮秸秆所需的玉米种植面积比精饲料中所需的玉米种植面积大,故在评估中玉米种植面积按秸秆所需的种植面积计算。根据中国农业统计年鉴(2009),玉米、大豆、小麦每公顷产

量分别为 5.56、1.73 t 和 4.76 t^[22]。由此可计算出此规模肉牛育肥场需要的作物种植面积为玉米 0.77×10^3 hm², 大豆 0.33×10^3 hm², 小麦 0.17×10^3 hm²。

1.4.2 奶牛饲喂作物种植对肥料的需求

根据全国农产品成本收益资料汇编 (2009) 对 2008 年种植作物消耗肥料的统计, 玉米每公顷种植面积平均施用的 N、P、K 肥的折纯量分别为 153.9、11.9、2.7 kg; 大豆每公顷种植面积平均施用的 N、P、K 肥的折纯量分别为 24.5、2.9、1.2 kg; 小麦每公顷种植面积平均施用的 N、P、K 肥的折纯量分别为 136.2、19.1、2.3 kg^[23]。在表 4 中提供了各种需求作物的种植面积, 因此可以估算出各地区各种作物的 N、P、K 肥的需求量 (表 2)。农药、除草剂等每公顷消耗的商品量和折纯量分别为 12.39 kg 和 5.67 kg^[24], 但由于缺乏其生产过程中能源消耗的相关数据, 无法对该部分的温室气体排放进行估算, 故本文在评估过程中对此部分进行了忽略, Vergé 等的研究中也忽略了这部分^[6]。

1.5 甲烷(CH₄)排放

系统的甲烷排放包括肉牛肠道发酵所产生 CH₄ 排放和肉牛粪便存贮所产生的 CH₄ 排放。两个排放源的估算方法采用 IPCC (2006) 公布的二类方法以及 UNFCCC 发布的方法学 (ACM0010, 2006)^[25-26]。

对于肉牛肠道发酵的 CH₄ 排放, 根据 IPCC (2006) 提供的二类方法以摄入的总能 (GE) 为基础用家畜的体重和饲料消化率来计算的。母牛身体状况中等时的成熟活体重 (MW) 通过将黄牛母牛的体重 330 kg^[3] 乘以和西门塔尔杂交后体重 27%^[27] 的提高获得, 即 420 kg。甲烷的转化率采用 IPCC (2006) 的默认值 6.5%。经过计算育肥肉牛胃肠道发酵甲烷排放因子为 80.96 kgCH₄·head⁻¹·a⁻¹, 与 Dong 估算的黄牛的排放因子为 78 kg CH₄·head⁻¹·a⁻¹ 相差不大^[28], 但与董红敏等^[29] 估算的黄牛的排放因子为 45.34 kg CH₄·head⁻¹·a⁻¹ 的结果相差甚大, 与 Zhou 估算的排放因子 57.53 kgCH₄·head⁻¹·a⁻¹ 也相差甚大^[30]。这可能主要是因为对饲料消化率以及动物体重的取值不同造成的。

根据张微的调查, 规模化肉牛场多采用固体贮存堆肥的方式来处理粪污。其粪污处理模式比较符合

IPCC (2006) 中描述的固体存贮的处理模式, 因此在估算中将规模化肉牛场粪污处理情景确定为固体存贮。肉牛粪便处理系统的甲烷排放量是通过肉牛粪便中年排泄挥发性固形物 (VS_a) 的量来计算的^[25]。IPCC (2006) 对于亚洲地区 VS_a 的默认值与我国的情况有一定的差距, 因此用公式 (1) 进行了修正。

$$VS_a = (W_{site} / W_{default}) \cdot VS_{default} \cdot nd_a \quad (1)$$

式中: W_{site} 为肉牛平均重量, 475 kg (肉牛场平均); $W_{default}$ 为肉牛的默认平均体重, 319 kg^[25]; $VS_{default}$ 为肉牛每日排泄的挥发性固体物的干重, 2.3 kg·head⁻¹·d⁻¹^[25]; nd_a 为肉牛场运行的日数, 取 365 d^[25]。

确定了 VS_a 值, 再用最大甲烷生产能力 B_0 将 VS_a 转换为每年每头奶牛的甲烷最大潜力排放量, 最终的排放量还需要用甲烷转化因子 MCF (特定粪便存储方式中甲烷排放的百分率) 和粪污处理率 MS% (用特定粪便存储方式所能存储的粪便的百分比, 为 100%) 来确定。 B_0 采用 IPCC (2006) 对亚洲地区的默认值为 0.1 m³ CH₄·kg⁻¹ VS^[25]。甲烷排放量由特定的排放因子和肉牛存栏数量相乘来确定^[26]。

1.6 氧化亚氮(N₂O)的排放

在系统中氧化亚氮 (N₂O) 主要来自农作物残留物所产生的 N₂O 排放、种植过程 N 肥的施用所产生的 N₂O 排放、间接 N₂O 排放和肉牛粪便管理系统中的 N₂O 排放。估算方法采用 IPCC (2006) 公布的二类方法和 UNFCCC 发布的方法学 (ACM0010, 2006), 此方法通过氮输入量 (kgN) 与排放因子 (kgN₂O-N·kg⁻¹N) 相乘来计算 N₂O 排放量。排放因子采用 IPCC (2006) 提供的默认值 1%。种植过程中所施 N 肥主要以尿素为主, 在估算中氮肥的含氮量按尿素计为 46%^[31]。计算粪便管理系统中的 N₂O 排放采用 ACM0010 (2006) 方法学, 对肉牛总氮的排泄量 (NEX_a) 由式 (2) 估算:

$$NEX_a = (W_{site} / W_{default}) \cdot N_{rate} \cdot (W_{default} / 1000) \cdot 365 \quad (2)$$

式中: NEX_a 为每头肉牛年平均排泄氮的数量, 用 kg N·head⁻¹·a⁻¹ 表示; W_{site} 为肉牛场肉牛平均重量, 475 kg (肉牛场平均); $W_{default}$ 为肉牛的默认平均体重, 319 kg^[25]; N_{rate} 为肉牛默认 N 排泄率, 为 0.34 kgN·1 000 kg⁻¹·d⁻¹^[25]。

表 2 规模化肉牛场生产所需作物主要化学肥料施用量

Table 2 Main fertilizer supply for crops needed by an industrial beef-fattening farm

系统	玉米需肥量/t			大豆需肥量/t			小麦需肥量/t		
	N	P	K	N	P	K	N	P	K
1 000 头存栏	117.99	9.12	2.07	8.00	0.95	0.39	22.64	3.17	0.38

1.7 基于能源消耗的 CO₂ 排放

农业生产过程中能源消耗所产生的 CO₂ 包括:肉牛生产过程中消耗电所产生的 CO₂ 排放、农机具生产与供给消耗能源所产生 CO₂ 排放、农田耕作过程和灌排系统能源消耗所产生 CO₂ 排放和化学肥料生产过程中消耗能源所产生 CO₂ 排放以及尿素分解产生的 CO₂ 排放。排放量的计算采用消耗能源量与相应能源的排放因子相乘,在本文中所采用各种能源的排放因子值为:2008 年西北地区的电网排放因子为 $0.871\ 2\ \text{tCO}_2 \cdot (\text{MW} \cdot \text{h})^{-1}$ [32],煤为 $1.98\ \text{tCO}_2 \cdot \text{t}^{-1}$ 煤 [33],柴油为 $2.76\ \text{kgCO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ [34]。

由于没有肉牛产业消耗能源的统计,在估算过程中采用间接推算方法来获得能源消耗量。根据张微等的调查数据,规模化肉牛场每年每头的水电费为 50 元,按照水费和电费的比例 1:2 进行计算,需要的电费为 33 元。按 $0.5\ \text{元} \cdot (\text{kW} \cdot \text{h})^{-1}$ 的电价进行计算,单头肉牛的平均耗电量为 $66\ \text{kW} \cdot \text{h}$ 。再与肉牛存栏数相乘可得出规模化肉牛场年总耗电量,最终根据区域电网的排放因子确定因耗电所产生的 CO₂ 排放。

对于种植作物耕作过程中产生的 CO₂ 排放估算,国外开发了 Fossil Fuel for Farm Fieldwork Energy and Emissions (F4E2) 模型来评估整个农业系统耕作温室气体排放 [34-35]。我国目前还没有建立整体评估模型,且由于没有相关统计数据,在估算过程中参考了我国学者关于此方面的研究成果来进行推算。黄虎在北京大兴的试验区对固定道保护性耕作的作业动力及能量需求进行了研究,结果表明对于小麦和玉米固定道保护性耕作平均每年耗油为 $47.5\ \text{L} \cdot \text{hm}^{-2}$,非固定道保护性耕作平均每年耗油 $65.0\ \text{L} \cdot \text{hm}^{-2}$ [36]。由于没有固定道和非固定道耕作面积的统计数据,本文在估算单位公顷每年耕作耗油量时采用两者的平均值 $56.25\ \text{L}$ 。单位公顷每年耗油与排放因子相乘即得出每年单位公顷种植面积的温室气体排放为 $0.16\ \text{tCO}_2$,这要低于加拿大的研究成果 $0.20\ \text{tCO}_2 \cdot \text{hm}^{-2}$ [36],差距的原因可能是因为两国农业的机械化水平不同。加拿大的农业机械化水平较高,故单位公顷上的能耗及温室气体排放也较高。

农机具生产与供给消耗能源所产生 CO₂ 排放约为种植作物及耕作过程中产生的 CO₂ 排放的 70% [37]。根据张睿的研究 [38],灌排的单位柴油消耗量为 $15\ \text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,按常温时柴油的密度约为 $0.836\ \text{kg} \cdot \text{L}^{-1}$ 计算 [39],则单位公顷的耗油量为 $17.9\ \text{L}$,单位公顷的 CO₂ 排放为 $49.4\ \text{kg}$ 。

N、P、K 化学肥料生产过程中消耗煤、电所产生的 CO₂ 排放的估算需要确定单位吨肥料需要消耗的煤、电数量,根据 N、P、K 化学肥料的总需求以及煤、电的排放确定最终的生产过程中产生的 CO₂ 排放。2006 年氮肥总折纯产量为 $3\ 782.3\ \text{万 t}$ [40],N 肥工业属于高能耗产业,其中合成氨过程消耗巨大能源 [41]。2006 年氮肥行业年耗天然气、无烟煤、电分别占全国总耗电量的 18.17%、22.11%、21.28% [42]。在 2006 年,全国总耗电量为 $28\ 587.97\ \text{亿 kW} \cdot \text{h}$ [43],由此可以推算出生产每吨 N 肥约耗电 $1\ 723.31\ \text{kW} \cdot \text{h}$,约耗煤 $1.3\ \text{t}$ [44],根据煤和电的排放因子,可以得出氮肥年生产的排放因子为 $4.28\ \text{tCO}_2 \cdot \text{t}^{-1}$ N 肥。对于 P 和 K 肥,根据陈国友对具体化工案例的分析可以得到,每吨 P 和 K 肥的耗电量为 $18.97\ \text{kW} \cdot \text{h}$,P 和 K 肥年生产的排放因子为 $0.02\ \text{tCO}_2 \cdot \text{t}^{-1}$ P 和 K 肥 [45]。最终肥料的排放因子与肥料消耗量相乘得出肥料生产过程中消耗煤、电所产生 CO₂ 排放。

尿素施用过程中 CO₂ 排放是指施肥过程中向农田土壤中添加尿素导致工业生产中所固定的 CO₂ 的损失。尿素 $[\text{CO}(\text{NH}_2)_2]$ 在水分和尿酶的作用下转化为氨氮 (NH_4^+)、氢氧离子 (OH^-) 和碳酸氢根 (HCO_3^-)。形成的碳酸氢根转变为 CO₂ 和水 [25]。尿素采用的总排放因子 (EF) 为 0.20,这相当于尿素分子量中的碳元素含量 $[\text{CO}(\text{NH}_2)_2]$ 的 20% [25],据此估算出尿素施用产生的 CO₂-C 排放,乘以 44/12 将 CO₂-C 排放量换算成 CO₂ 排放量 [25]。

2 结果与分析

1 000 头存栏的规模化肉牛育肥场温室气体排放如表 3 所示,各个系统温室气体的排放源占 GHG 排放总量的比例依次是:肉牛生产系统约 46.13%、作物种植系统约 25.24%、肥料生产系统约 16.70%、粪便管理系统约 6.59%、农业机械系统约 3.70%、灌排系统约 1.63%。由此可见在 GHG 各排放系统中,肉牛生产系统、作物种植系统和肥料生产系统是肉牛场主要的温室气体排放源,其中肉牛生产系统中的温室气体主要来自于肉牛肠道发酵,约为 GHG 总排放量的 44.62%。就 3 种气体各自占 GHG 总排放的比例来看,甲烷 (CH_4) 和二氧化碳 (CO_2) 是肉牛场排放的最主要温室气体,分别约占总排放的 45.56% 和 31.15%,其次是氧化亚氮 (N_2O),其所占比率为 23.30%。

CH_4 的排放主要来自肉牛场动物肠道发酵和粪便管理系统,表 3 的数据显示,肉牛肠道的发酵是甲

表 3 规模肉牛育肥场 GHG 年排放清单

Table 3 Emission inventory of an industrial beef-fattening farm per year

系统边界	系统排放源	CH ₄ /tCO ₂ -e	N ₂ O/tCO ₂ -e	CO ₂ /tCO ₂	合计/tCO ₂ -e
作物种植系统	农田耕作			201.49	201.49
	农作物残留		241.05		241.05
	氮肥的施用		333.06		333.06
	氮肥中尿素分解			88.10	88.10
	间接 N ₂ O		98.20		98.20
灌排系统	灌排耗能			62.21	62.21
肥料生产系统	N、P、K 肥生产			636.46	636.46
肉牛生产系统	肠道发酵	1 700.16			1 700.16
	耗电			57.50	57.50
粪便管理系统	粪便处理方式	35.62	215.37		250.98
农业机械	农机具生产与供给			141.04	141.04
合计		1 735.78	887.67	1 186.79	3 810.24

烷的主要来源,约占整个甲烷排放的 96.73%。因此,减少规模化肉牛场甲烷排放的关键在于减少肉牛肠道发酵的甲烷产生。

氮肥施用而产生的 N₂O 是总氧化亚氮排放中最主要的排放源,约为 37.52%,制定 N₂O 减排策略时首先应当要考虑该部分的减排方案。作物残留 N₂O 排放和粪便处理系统中的 N₂O 排放分别占总氧化亚氮排放的 27.15%和 24.26%。N 的淋溶、径流和挥发产生作为间接 N₂O 排放合并在了一起,为总氧化亚氮排放的 11.06%。

就农业生产过程中能源消耗的二氧化碳排放而言,肥料生产耗能和氮肥中尿素的分解所造成的 CO₂ 排放分别约占总 CO₂ 排放的 53.63%和 7.42%。农田耕作、农机具的生产、灌排系统和肉牛生产过程中点的消耗导致的 CO₂ 排放约占总 CO₂ 排放分别约为 16.98%、11.88%、5.24%、4.84%。由此可见,减少化肥的生产和施用是减少该部分 CO₂ 排放的主要措施,这就要求农牧结合,将家畜产生的粪污经过一定处理后还田来替代化肥的使用。

3 讨论

3.1 对比分析

将大型规模化肉牛育肥场 GHG 的总排放量折合成到 1 kg 活增重作为排放强度(Emission Intensity, EI)的指标,这可以反映单位产品的整体资源消耗情况和规模化肉牛场生产效率的状况,可通过下式计算:

$$EI = TE_{ghg} / G_{bw} \times 1000 \quad (3)$$

式中:EI 为排放强度,用 kgCO₂-e·kg⁻¹·a⁻¹ 表示;TE_{ghg} 为规模化肉牛场每年温室气体排放总量,tCO₂-e·a⁻¹;

G_{bw} 为每年育肥总活增重,kg。

经计算得到肉牛育肥期间的温室气体排放强度为 10.16 kgCO₂-e·a⁻¹,表 4 列出了各个国家肉牛生产温室气体排放强度情况。经对比发现,本文所估计的排放强度稍低于其他国家,这主要是由于功能单位的定义以及所涉及的时间范围各有所不同。爱尔兰、加拿大、欧盟等国所定义的功能单位均为 1 kg 活重,其功能单位的定义涵盖了肉牛的整个生命过程即产品的原料是新生犊牛,产品的终末是屠宰。而基于我国规模化肉牛场现状,本文所定义的功能单位是从购入架子牛到屠宰的这一时间阶段,即产品的原料是有了一定体重的架子牛,产品的终末是屠宰。这一区别主要是由于我国和西方国家肉牛生产体系的不同而导致的。这些国家所给出的排放强度都是基于 1 kg 牛肉,而本文的排放强度是基于育肥期间 1 kg 活增重。为了便于比较,表 4 所列的数据均是根据原文中屠宰率和出肉率折合成 1 kg 活增重的排放强度。值得指出的是,表中日本黑牛的数据^[46]是育肥阶段的,和本文更具有可比性。我国肉牛育肥阶段的排放强度小于日本,主要原因是我国肉牛的体重比日本黑牛的体重小,而肉牛体重与肠道发酵产生的甲烷量正相关。虽然本文只对育肥阶段温室气体排放做出了评估,但其排放量与其他国家整个肉牛生产过程的排放量相比相差不大,主要原因一方面可能是育肥过程是温室气体排放最多的部分^[7];另一方面是生产效率不如西方国家。

此外,在 IPCC 不同年份的报告中提到 3 种温室气体在 GWP 中所占的权重 CH₄ 是 21 或 23 或 25, N₂O 是 310 或 295 或 298,各个文献所采用计算的值

表 4 各个国家肉牛生产系统温室气体排放强度对比
Table 4 Comparison of GHG emissions intensity indicator of beef cattle in different countries

地区	研究年份	排放强度/ kgCO ₂ -e·kg ⁻¹	备注	参考文献
加拿大	2001	10.4	肉牛产业	Verge 等 ^[6]
爱尔兰	2006	11.26	Suckler-beef	Casey 等 ^[7]
欧盟	2010	15.02	SCC	Nguyen 等 ^[5]
欧盟	2010	8.64	DBC-12	Nguyen 等 ^[5]
欧盟	2010	9.31	DBC-16	Nguyen 等 ^[5]
欧盟	2010	10.15	DBC-24	Nguyen 等 ^[5]
日本	2004	12.92	育肥期间	Ogino 等 ^[46]
中国	2010	10.16	规模肉牛育肥阶段	本研究

注:SCC 为母牛带犊生产体系;DBC-12 为奶牛公犊生产体系,12 个月屠宰;DBC-16 为奶牛公犊生产体系,16 个月屠宰;DBC-24 为奶牛公犊生产体系,24 个月屠宰。

略有不同。Nguyen 等的研究发现,不同取值计算的结果差别范围仅在 3.7%~5.5%之间^[7],可以忽略由此引起的误差。

3.2 减排策略

根据前述研究,整个肉牛育肥系统中大的两个排放源是动物胃肠道发酵产生的甲烷和化肥生产过程能源消耗所引起的 CO₂ 排放。因此,本文所提出的减排策略主要是针对这两部分的。减少动物胃肠道发酵的甲烷排放主要是依靠改善反刍动物营养的措施,研究表明,通过改善营养可降低单个肉牛甲烷排放 15%~30%^[3]。

化肥生产耗能所造成的 CO₂ 排放占总温室气体排放的 16.7%,有机肥替代化肥、减少化肥的生产和施用可以有效地减少该部分温室气体的排放。因为粪便的产生是畜牧业生产所不可避免的,虽然在有机肥的施用过程中也必不可少地会产生一些温室气体排放,但有机肥代替化肥能有效减少肥料在生产过程中耗能所造成的温室气体排放。同时将农牧通过还田的方式结合起来,形成可持续发展的生态农业。研究表明,我国西北地区提倡的年有机肥施用量为 7.5 t·hm⁻²^[47],化肥单位耕地面积施用量 1 233.93 kg·hm⁻²,纯 N 施用量 718.96 kg·hm⁻²^[24]。由此估计,生产纯氮折合量 718.96 kg 的氮肥所对应的 CO₂ 排放为 3.07 t,而取夏季牛粪堆肥高度为 25 cm 时产生 38.18 mg CO₂-e·kg⁻¹·h⁻¹ 的综合温室效应^[48]计算,7.5 t 牛粪堆肥 30 d 所排放的温室气体量为 2.06 tCO₂-e,可以减少约 33%的因化肥生产造成的温室气体排放。

4 结论

对 1 000 头存栏的肉牛育肥场温室气体排放进行生命周期评估表明,其总排放量为 3 810.24 tCO₂-e·a⁻¹,其中肉牛胃肠道发酵和化肥生产耗能为主要温室气体排放源,分别占总排放的 44.62%和 16.70%。育肥期间每千克活增重的排放强度为 10.16 kg CO₂-e·a⁻¹。

参考文献:

[1] Rotz C A, Montes F, Chianese D S. The carbon footprint of dairy production systems through partial life cycle assessment[J]. *Journal of Dairy Science*, 2010, 93(10):1266-1282.

[2] Snyder C S, Bruulsema T W, Jensen T L, et al. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2009 (133):247-266.

[3] 董红敏,李玉娥,陶秀萍,等. 中国农业源温室气体排放与减排技术对策[J]. *农业工程学报*, 2008, 24(10):269-273.

DONG Hong-min, LI Yu-e, TAO Xiu-ping, et al. China greenhouse gas emissions from agricultural activities and its mitigation strategy[J]. *Transactions of the CSAE*, 2008, 24(10):269-273.

[4] Mogensen L, Hermansen J, Halberg N, et al. Life cycle assessment across the food supply chain[C]//Baldwin, Cheryl J. (Eds.). *Sustainability in the Food Industry*. Wiley-Blackwell, 2009:115-144.

[5] Nguyen Thu Lan T, Hermansen John E, Mogensen Lisbeth. Environmental consequences of different beef production systems in the EU[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2010, 18(8):756-766.

[6] Vergé X P C, Dyer J A, Desjardins R L, et al. Greenhouse gas emissions from the Canadian beef industry[J]. *Agricultural Systems*, 2008 (98):126-134.

[7] Casey J W, Holden N M. Quantification of GHG emissions from suckler-beef production in Ireland[J]. *Agricultural Systems*, 2006(90):79-98.

[8] Guinée J B, Gorée M, Heijungs R, et al. Handbook on life cycle assessment; operational guide to the ISO Standards. Institute for Environmental Sciences, Leiden, The Netherlands. 2002.

[9] Roy Poritosh, Nei Daisuke, Orikasa Takahiro, et al. A review of life cycle assessment (LCA) on some food products[J]. *Journal of Food Engineering*, 2009(90):1-10

[10] Boer D I J M, Iepema G, Thomassen M A. Environmental impact assessment at commercial dairy farms[C]//Proceedings of the Fourth International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector. Bygholm, Denmark, 2003.

[11] Longworth John W, Brown Colin G, Waldron Scott A. 中国肉牛业的商务机遇与挑战[M]. 北京:中国农业出版社, 2003: 85-146.

Longworth John W, Brown Colin G, Waldron Scott A. Comercial opportunity and challenge in beef cattle industry of China[M]. Beijing:China Agriculture Press, 2003:85-146.

[12] 张 微,朱跃明,赵兴友,等. 不同肉牛生产规模的经济效益比较分析[J]. *中国农学通报*, 2009, 25(9):1-5.

- ZHANG Wei, ZHU Yue-ming, ZHAO Xing-you, et al. The analysis of economy benefit with different production systems of finishing beef[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2009, 25(9):1-5.
- [13] Casey J W, Holden N M. Analysis of greenhouse gas emissions from the average Irish milk production system[J]. *Agricultural Systems*, 2005 (86):97-114.
- [14] Tiedje J M. Biology of anaerobic microorganisms[M]. New York: Zehnder, A. J. B. (Ed.), 1988.
- [15] IPCC 1993. Emissions of methane from livestock[M]. Intergovernmental Panel on Climate Change(IPCC), 1993.
- [16] IPCC, 2007. IPCC Fourth Assessment Report(AR4)- Climate Change 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs1.htm>.
- [17] IPCC 1996. Climate change 1995: The science of climate change[M]. Prepared by Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, U. K, 1996.
- [18] De Veris M, De Boer I J M. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments[J]. *Livestock Science*, 2010, 128(1):1-11.
- [19] 刘成果. 中国奶业年鉴 2007[M]. 北京: 中国农业出版社, 2007.
- LIU Cheng-guo. Dairy yearbook of China [M]. Beijing: China Agriculture Press, 2007.
- [20] 王旭峰, 何计国, 陶纯洁, 等. 小麦麸皮的功能成分及加工利用现状[J]. 粮食与食品工业, 2006, 13(1):19-22.
- WANG Xu-feng, HE Ji-guo, TAO Chun-jie, et al. Current of functional ingredients and exploitation of wheat bran[J]. *Cereal and Food Industry*, 2006, 13(1):19-22.
- [21] 韩鲁佳, 闫巧娟, 刘向阳, 等. 中国农作物秸秆资源及其利用现状[J]. 农业工程学报, 2002, 18(3):87-90.
- HAN Lu-jia, YAN Qiao-juan, LIU Xiang-yang, et al. Straw resources and their utilization in China[J]. *Transactions of the CSAE*, 2002, 18(3):87-90.
- [22] 中国农业年鉴编辑委员会. 中国农业年鉴[R]. 北京: 中国农业出版社, 2009.
- China Agricultural Yearbook Editorial Committee. China agricultural yearbook[R]. Beijing: China Agriculture Press, 2009.
- [23] 国家发展和改革委员会价格司. 2009 全国农产品成本收益资料汇编[M]. 北京: 中国统计出版社, 2009.
- NDRC (Department of Price). Assembly of profit and cost for agricultural product in 2009[M]. Beijing: China Statistic Press, 2009.
- [24] 孙丽梅, 李季, 董章杭. 冬小麦-夏玉米轮作系统化肥农药投入调查研究[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(5):935-939.
- SUN Li-mei, LI Ji, DONG Zhang-hang. Agrochemical input in winter wheat-summer maize system in Huantai County Shandong Province[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2005, 24(5):935-939.
- [25] IPCC 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4-Agriculture, Forestry and Other Land Use [M]. Prepared by the IPCC national greenhouse gas Inventories program. Kanagawa, Japan. IGES, Japan, 2006.
- [26] Consolidated baseline methodology for GHG emission reductions from manure management systems (ACM0010)[S]. <http://cdm.unfccc.int/methodologies/PAMethodologies/approved.html>
- [27] 莫放. 养牛生产学[M]. 北京: 中国农业大学出版社, 2003:94-97.
- MO Fang. Cattle raising production science[M]. Beijing: China Agricultural University Press, 2003:94-97.
- [28] Dong H, Tao X, Xin H, et al. Comparison of enteric methane emissions in China for different IPCC estimation methods and production schemes[J]. *Transactions of the ASAE*, 2004, 47(6):2051-2057.
- [29] 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]. 农村生态环境学报, 1995, 11(3):4-7.
- DONG Hong-min, LIN Er-da, YANG Qi-chang. Methane emitted from ruminants in China and the mitigation technologies[J]. *Rural Eco-Environment*, 1995, 11(3):4-7.
- [30] Zhou J B, Jiang M M, Chen G Q. Estimation of methane and nitrous oxide emission from livestock and poultry in China during 1949-2003[J]. *Energy Policy*, 2007(35):3759-3767.
- [31] 李鑫, 巨晓棠, 张丽娟, 等. 不同施肥方式对土壤氮挥发和氧化亚氮排放的影响[J]. 应用生态学报, 2008, 19(1):99-104.
- LI Xin, JU Xiao-tang, ZHANG Li-juan, et al. Effect of different fertilization on soil ammonia volatilization and nitrous oxide emission[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2008, 19(1):99-104.
- [32] 2008 中国电网基准线排放因子计算 [S]. <http://cdm.ccchina.gov.cn/WebSite/CDM/UpFile/2008/20081230102527637.pdf>
- [33] Hubei Eco-Farming Biogas Project Phase II[S]. http://cdm.unfccc.int/Projects/DB/TUEV-SU_ED1218669721.67/view
- [34] Dyer J A, Desjardins R L. Simulated farm fieldwork, energy consumption and related greenhouse gas emissions in Canada[J]. *Biosystems Engineering*, 2003, 85(4):503-513.
- [35] Dyer J A, Desjardins R L. Analysis of trends in CO₂ emissions from fossil fuel use for farm fieldwork related to harvesting annual crops and hay, changing tillage practices and reduced summer fallow in Canada[J]. *Journal of Sustainable Agriculture*, 2005, 25:141-156.
- [36] 黄虎. 固定道保护性耕作机械作业能耗效应研究[D]. 北京: 中国农业大学工学院, 2007.
- HUANG Hu. Study on the effect of energy consumption for controlled traffic conservation tillage machinery working[D]. Beijing: China Agricultural University, College of Engineering, 2007.
- [37] Dyer J A, Desjardins R L. Carbon dioxide emissions associated with the manufacturing of tractors and farm machinery in Canada[J]. *Biosystems Engineering*, 2006, 93, 107-118.
- [38] 张睿. 我国农业机械化能源消耗分析与对策研究[D]. 北京: 中国农业大学工学院, 2008.
- ZHANG Rui. Analysis and strategy research on energy consumption of agricultural mechanization in our country[D]. Beijing: China Agricultural University, College of Engineering, 2008.
- [39] 蒋玉秀, 陈尹梅, 杨黔清. 基于密度校正的柴油体积流量测量[J]. 重庆工学院学报(自然科学), 2008, 22(10):21-23.
- JIANG Yu-xiu, CHEN Yin-mei, YANG Qian-qing. Measuring diesel oil density based on least squares method [J]. *Journal of Chongqing Institute of Technology(Natural Science)*, 2008, 22(10):21-23.
- [40] 高恩元. 我国化肥工业的回顾与展望[J]. 化工管理, 2008, 8:7-10.
- GAO En-yuan. The retrospect and prospect on fertilizer industry in our

- country[J]. *Chemical Enterprise Management*, 2008, 8:7-10.
- [41] 王小伍, 华 贵. 对我国氮肥工业的全方位评价[J]. 现代化工, 2005, 25(4):5-8.
- WANG Xiao-wu, HUA Ben. Global scope assessment of China's nitrogenous fertilizer industry[J]. *Modern Chemical Industry*, 2005, 25(4):5-8.
- [42] 汪家铭. 氮肥行业节能减排实施目标与技术创新[J]. 化肥工业, 2009, 36(2):15-19.
- WANG Jia-ming. Objectives achieved and technological innovation in energy saving and discharge decrease in nitrogenous fertilizer industry[J]. *Fertilizer Industry*, 2009, 36(2):15-19.
- [43] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴[R]. 北京: 中国统计出版社, 2009.
- National Statistic Bureau of People's Republic of China. China statistic yearbook[R]. Beijing: China Statistic Press, 2009.
- [44] 董国强. 饲养方式对奶牛生命周期评估及乳成分的影响[D]. 北京: 中国农业大学动物科技学院, 2007.
- DONG Guo-qiang. The effect of feeding manners to dairy cattle life cycle assessment and milk composition[D]. Beijing: China Agricultural University, College of Animal Science and Technology, 2009.
- [45] 陈国友. 基于硫酸产品市场变化的企业经营指标预测[D]. 贵阳: 贵州大学经济管理学院, 2007.
- CHEN Guo-you. Prediction of enterprise operation index based on the change of market in sulfuric acid[D]. Guiyang: Guizhou University, College of Business and Management, 2007.
- [46] Ogino A, Kaku K, Osada T, et al. Environmental impacts of the Japanese beef-fattening system with different feeding lengths as evaluated by a life-cycle assessment method[J]. *Journal of Animal Science*, 2004(82):2115-2122.
- [47] 李晓华. 梯田玉米有机肥最佳施用量的研究[J]. 生态农业研究, 2000, 8(3):44-46.
- LI Xiao-hua. Study on the optimum organic manure application rates for maize in terrace[J]. *Eco-Agricultural Research*, 2000, 8(3):44-46.
- [48] 陆日东, 李玉娥, 石 锋, 等. 不同堆放方式对牛粪温室气体排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(3):1235-1241.
- LU Ri-dong, LI Yu-e, SHI Feng, et al. Effect of compost on the greenhouse gases emission from dairy manure[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(3):1235-1241.