

中国各省甲烷排放量初步估算及空间分布

乐 群¹, 张国君¹, 王 铮^{1,2}

(1. 华东师范大学资源与环境科学学院, 地理信息科学教育部重点实验室, 上海 200062;

2. 中国科学院科技政策与管理科学研究所, 北京 100190)

摘要: CH_4 是除 CO_2 以外的最重要的温室气体, 是大气中含量最丰富的有机痕量气体。估算我国甲烷排放量对控制温室气体的排放有着重要的意义。采用 2006 年 IPCC 清单指南推荐的温室气体清单编制方法, 结合国内外研究成果, 选取适合我国的排放因子, 利用官方统计数据对 2000~2005 年我国各省煤炭开采、废弃物管理、生物质燃烧、水稻种植、牲畜反刍、粪便管理等排放源的排放量分别做了估算, 并得到空间分布状况。结果表明: 与 1994 年相比, 我国甲烷排放总量有所增大, 1994 年排放总量为 34287Gg ($1\text{Gg}=10^6\text{kg}$), 至 2005 年增加到 41493Gg, 主要是煤炭开采甲烷排放量增加趋势最为明显, 但是与我国 GDP 增加速度和能源使用量增加速度相比, 我国的甲烷排放还是有所控制的。在空间分布上来看, 各省排放量地区差异明显, CH_4 排放量较大的区域主要集中在我国的东北、华北以及西南地区, 西北地区和部分直辖市排放量较低, 另外各省排放源的配置也各不相同, 主要与各区域排放源的变化有关。

关键词: 中国; 温室气体; 甲烷排放; 估算; 空间分布

文章编号: 1000-0585(2012)09-1559-12

1 引言

CH_4 是仅次于 CO_2 的最重要的温室气体之一, 是大气中含量最丰富的有机痕量气体^[1]。以百年计, CH_4 的全球增温潜势 (Global Warming Potential, GWP) 是 CO_2 的 25 倍, CH_4 在大气中的生命期为 12 年^[2], 足够使排放源排放出来的 CH_4 在全球范围内输送混合。由于人类活动的不断深入, 尤其是农业、能源等领域的发展以及城市化的推进, 全球大气 CH_4 平均浓度从 1750 年的 700ppb 增加到 1998 年的 1745ppb, 2005 年达到了 1774ppb, 2010 年大气甲烷的浓度增加到了 1808ppb^[3], 且其中 60% 来源于人为源的排放。

为了掌握大气 CH_4 的变化情况, 预测 CH_4 的变化趋势, 需要对我国的 CH_4 排放现状进行定量估算。由于人为源是温室气体排放源中较可控的部分, 一直以来, 对各排放源 (尤其是人为源) CH_4 排放因子测定与排放量的估算始终是研究的热点, 并取得了一系列的成果。20 世纪 80 年代初, 美国和意大利最早观测出稻田排放大量的 CH_4 ^[4,5], 随后中国科学家也开始了对中国稻田 CH_4 排放通量的实地测量和 CH_4 产生输送机理的实验研

收稿日期: 2011-10-17; 修订日期: 2012-04-20

基金项目: 中国科学院知识创新工程重要方向项目 (KZCX2-YW-Q1-09); 国家重点基础研究发展计划 973 项目 (2012CB955803-15); 教育部科学技术研究重点项目 (108149)

作者简介: 乐群 (1967-), 男, 江苏扬州人, 博士, 副教授, 主要从事气候变化与大气环境研究。

E-mail: qyue@gea.ecnu.edu.cn

究^[6~8]。1999 年蔡祖聪根据我国稻田 CH_4 的空间分布, 认为以往国外对于我国稻田 CH_4 排放量明显高估^[9]。目前, 国内外对稻田 CH_4 排放量的研究主要集中于模式计算方面, 其中著名的模型有 New Hampshire 大学开发的生物地球化学模型 (DNDC), 并在很多农田系统中得到验证。国内外开发的固体废弃物填埋场模型大致可以分为统计模型和动力学模型两类。统计模型包括 IPCC 清单算法、化学计量模式以及 COD 估算模型等; 动力学模型主要有 Gardner 动力模型和 Marticorena 动力模型等^[10], 它可以给出在废弃物产气周期中甲烷排放状况。测量反刍动物排放所采用的方法主要有三大类: 质量平衡技术、微气象学法以及六氟化硫示踪技术。质量平衡技术包括早期的呼吸代谢箱测定反刍动物 CH_4 排放^[11]和由其发展起来的饲舍质量平衡法^[12], 其中呼吸箱测定法源于 20 世纪 50 年代, 是最早使用的测定方法。微气象学法包括微气象学质量差分法、简约微气象学差分法、径向烟流映射微气象学质量差分法以及反演式气体扩散模式, 它们主要根据上下风向及风廓线计算排放源强度。六氟化硫示踪技术主要是将六氟化硫渗透管置入动物体内或饲舍内, 以监测动物或整个饲舍甲烷排放速率^[13]。当前国际上的 CH_4 排放研究多以 Blaxter 等提出的统计计算公式为基础, 根据动物的采食量、饲料消化率来计算 CH_4 排放系数, 这是 IPCC 温室气体排放清单指南建立的方法依据, 是一种最为广泛的使用方法。

总体来讲, 对于甲烷排放量估算和排放因子的测定可以概括为动力学方法和统计方法两大类, 动力学方法要求对排放机制、排放过程有深入的了解, 不同的模型, 对数据的要求也不相同; 统计方法的主要功能是根据给定排放源数量, 通过合理的排放因子计算可能产生的甲烷总量, 其对于评价甲烷对气候变化的贡献有重要意义。

1994 年国家清单编制及报告的 CH_4 排放源包括: 能源活动 (煤炭开采、生物质燃烧和油气系统)、农业活动 (水稻种植、肠道发酵和动物粪便管理) 以及废弃物处置 (固体废弃物管理和废水管理)^[14], 各类排放源占总排放量所占的比例如图 1。

本文以此为根据, 从能源活动、农业活动和废弃物处置三个方面对我国 2000~2005 年各省 (台湾、香港、澳门除外) 的 CH_4 排放量进行了初步估算, 以 2006 年 IPCC 清单指南及其它 IPCC 报告为基础, 综合考虑近几年国内外关于 CH_4 人为源排放的新研究成果, 排放源的计算采用中国官方统计数据, 以确保与 1994 年甲烷排放量^[14]进行对比分析时, 方法上具有一定的延续性, 内容上具有一定的新颖性。

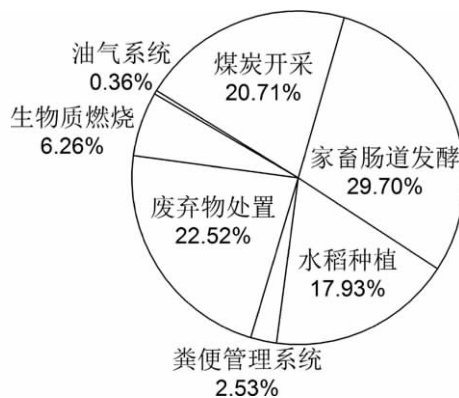


图 1 1994 年中国 CH_4 排放源构成 (数据来源^[14])

Fig. 1 Methane emissions by sources in China in 1994

2 中国甲烷排放量估算

2.1 煤炭开采及加工活动 CH_4 排放

我国是世界煤炭生产量最大的国家, 2005 年我国煤炭产量为 215890.8 万吨, 占世界煤炭总产量的 43.8%。且我国煤炭开采以井工开采为主, 原煤产量的 95% 左右来自地下^[15], 高瓦斯和突出矿井在全国亦占有相当比例, 因而煤矿 CH_4 排放量大, 是重要的排

放源。

煤矿开采及矿后活动的 CH_4 排放估算主要包括三个方面: 煤炭开采 (井下开采和露天开采)、矿后活动以及甲烷回收利用, 煤炭开采 CH_4 排放总量计算公式:

$$EC_{\text{CH}_4} = (UM_{\text{CH}_4} + SM_{\text{CH}_4}) + AMA_{\text{CH}_4} - R_{\text{CH}_4} \quad (1)$$

$$EC_{i\text{CH}_4} = P_i \times EF_i \times CF \quad (2)$$

式 (1) 中, EC_{CH_4} 为煤炭 CH_4 排放总量; UM_{CH_4} 为井下开采 CH_4 排放; SM_{CH_4} 为露天开采 CH_4 排放; AMA_{CH_4} 为矿后活动 CH_4 排放; R_{CH_4} 为 CH_4 回收利用量。式 (2) 中, $EC_{i\text{CH}_4}$ 为公式 (1) 各项的 CH_4 排放量, P_i 表示各项的原煤产量, EF_i 为各项 CH_4 排放系数, CF 为转换因子, 即甲烷密度, 在 20°C 、1 个大气压的条件下, 取值为 $0.67 \times 10^{-6} \text{ Gg} \cdot \text{m}^{-3}$ (IPCC)。

国家发展和改革委员会能源研究所与煤科总院抚顺分院协作, 对我国 2000 年煤矿排入大气的 CH_4 量进行了调查研究, 按照 IPCC 修订指南所提供平均排放系数法, 分别求出我国各大区域的煤产量加权平均 CH_4 系数和煤矿 CH_4 排放量, 得出了中国不同地区的煤矿 CH_4 排放系数^[16]。各区域的国有重点矿有半数为高瓦斯矿和煤与瓦斯突出矿井, 故其排放系数明显高于国有地方矿和乡镇矿, 乡镇矿的排放系数最小, 全国 CH_4 排放系数的加权平均值为 $9.3 \text{ m}^3/\text{t}$ 。从地域上看, 我国西南地区 CH_4 排放系数明显高于其它区域, 东北地区次高, 华东地区最低, 主要是因为我国西南地区煤与瓦斯突出矿井数目很多。

露天煤矿开采深度小, 煤层瓦斯含量也较低, 无 CH_4 排放的实测数据。在估算其 CH_4 排放系数时, 沿用发改委的方法取全国重点煤矿低瓦斯矿井 CH_4 排放系数的 50%。

矿后活动 CH_4 排放因子根据中国矿后活动煤产量加权平均排放系数选定, 据研究, 我国加权平均排放系数 $1.30 \text{ m}^3/\text{t}$ ^[16]。露天煤炭的煤层气含量非常低, 其矿后活动排放忽略不计。

目前国内煤矿 CH_4 回收利用率仍然处于较低水平^[16], 同时没有可供使用的权威统计数据, 所以文中取 2000~2005 年煤炭开采 CH_4 回收利用率为零。

数据来源为文献 [17], 包括中国各省国有重点矿、国有地方矿和乡镇矿的原煤产量数据; 各省区露天产量数据; 各省国有重点矿露天产量数据。

1994 年我国煤炭开采和矿后活动逃逸 CH_4 排放量为 7100 Gg ^[14], 由于煤矿开采量的减少, 2000 年降为 6888 Gg 。但是, 这里的计算表明, 2000 年以后煤矿开采量激增, 2005 年 CH_4 排放量达到 13267 Gg , 比 1994 年增加了 86.86%。然而由文献 [18] 的资料统计可知, 这一时期我国的 GDP 值 2005 年比 1994 年增加了 283.7%, 能源消费总量增加了 92.3%, 说明我国在减排温室气体方面有所努力。

计算表明, 我国煤矿 CH_4 排放量地区差异很大, 山西省排放量最大为 2963 Gg , 占全国煤炭开采 CH_4 排放总量的 20.65%, 贵州省和四川省分列第二、三位。天津市、上海市、海南省和青海省无原煤开采, 排放量为零。2005 年矿井 CH_4 排放比例为 85.9%, 主要原因是我国矿井煤炭开采量比例高且排放系数大, 露天煤矿排放比例不到 1%, 矿后活动排放量比例为 13.1%。

2.2 生物质燃烧 CH_4 排放

生物质燃烧一般包括秸秆、薪柴燃烧, 森林火灾和草原火灾等^[19]。考虑到森林火灾和草原火灾多数为自然原因引起的, 主要估算生活用能和秸秆露天燃烧 CH_4 排放。

2.2.1 生活用能 CH_4 排放

生物质燃烧 CH_4 排放对技术有很强的依赖性, 由于中国绝大

部分生物质是在小型燃烧设备中燃烧,而《IPCC 清单指南》中的排放因子只适用于大型燃料设备,所以 IPCC 提供的缺省排放因子在我国不适用。本文采用的排放因子为国家气候变化对策协调小组办公室,国家发改委能源研究所研究得到的加权排放因子,薪柴燃烧排放因子为 3.17g/kg 燃料,秸秆为 4.85g/kg 燃料,薪柴、秸秆的消费量数据来源于文献 [17]。

2.2.2 秸秆露天燃烧 除了家庭的炊事燃烧外,秸秆露天燃烧也是 CH₄ 排放的主要源。排放量计算公式:

$$Q = P_i \times N_i \times B \times F \times EF_i \quad (3)$$

其中, i 为作物类型; Q 为 CH₄ 的排放量; P_i 为第 i 种作物的产量; N_i 为第 i 种作物的秸秆量与作物产量之比 (即谷草比); B 为区域的秸秆露天燃烧比例; F 为露天秸秆的燃烧率; EF_i 为第 i 种作物的污染物排放因子。

N_i 来源于文献 [20], 秸秆的露天焚烧比例与其所处的气候带、农村生活水平和区域经济发展水平有关,目前尚未有露天焚烧比例的统计资料,曹国良等^[21]将我国划分五个区域,王书肖等^[20]将中国分为六个农业区,本文以王书肖等的划分方法作为秸秆焚烧比例。燃料的燃烧效率、燃烧方式与作物种类关系密切,目前未有这类数据,在 Ortiz 等^[22]论文中,测得的平均燃烧效率为 80%,本研究取为 80%。结合实测数据,确定 CH₄ 的露天燃烧的排放因子为 3.5g/kg 秸秆^[20]。

通过上述描述,计算我国生物质燃烧 CH₄ 排放量。1994 年生活用能生物质燃烧 CH₄ 排放 2147Gg^[14],2000 年有所回落,为 1855.86Gg,至 2005 年平缓上升到 2292.11Gg。这可能与我国政府有关生物质综合利用政策的实施,以及秸秆禁烧等相关政策的落实有关。而露天焚烧排放量所占比例不高,且排放量增加不明显。总的来说,我国生物质燃烧 CH₄ 排放量逐年增加,就全国分布来看,四川省超越山东省成为生物质燃烧 CH₄ 排放量最大的省份,2005 年 CH₄ 排放量占全国的 11.1%,江苏、广西其次。农村人口密度大以及其它燃料如煤炭、天然气的相对匮乏,可能使得该地区 CH₄ 排放量比较高。西北地区以及北京市、天津市、上海市等直辖市排放量较小。

2.3 油气系统 CH₄ 排放量

中国石油大学 (华东)、美国 RTI 国际研究中心和美国环保署合作,基于 IPCC 第一层次排放量估算方法对我国油气系统减排做了评估^[23],估算得到 2006 年我国油气系统的 CH₄ 排放量为 626.45Gg。考虑到目前我国统计数据中缺少相应的分省数据,因此本文对油气 CH₄ 排放量不予估算。

2.4 废弃物处置 CH₄ 排放

废弃物处置 CH₄ 排放主要包括固体废弃物和废水两个方面。

2.4.1 固体废弃物处置 CH₄ 排放 固体废弃物主要由垃圾清运量表征,主要包括城镇生活垃圾和经过固体废弃物处理场处理的工业固体废弃物和建筑固体废弃物。随着我国城市化的发展,城市人口的增加和人民生活水平的提高,城市垃圾清运量也随之增长。考虑到中国地域辽阔,南北地区差异、东西经济发展差异、居民生活习惯和生活水平差异等,按照地理位置、行政隶属和生活习惯将中国分为华北、东北、华东、华中、华南、西南、西北七个区域^[22]。垃圾填埋 CH₄ 排放多采用 IPCC 参考方法计算,计算公式^[23]为:

$$E_{CH_4} = [(MSW_T \times MSW_F \times MCF \times DOC \times DOC_F \times 16/12) - R] \times (1 - OX) \quad (4)$$

式中, E_{CH_4} 为甲烷排放量,其它各项代表意义及取值见表 1。

由于各个区域生活水平不一、经济实力差异以及管理手段上的差别，导致在不同的区域对 MSW 处理场所的管理程度也不一致。从图 2 可知，1980 至 2008 年我国城市固体废弃物产生量上升趋势明显，无害化处理能力 1989 年后迅速提高，1994 年~2007 年呈波动状态，振幅基本维持在 50~60% 之间，所以本文在研究 2000~2005 年数据时，选择 MCF 甲烷修正因子仍采用 90 年代分区域调查的固体废弃物处理管理程度数据^[31]。

表 1 各变量代表意义及取值
Tab 1 Variable represents and its value

变量	代表意义	取值	文献
MSW_T	城市固体废弃物总量	垃圾清运量	[24]
MSW_F	在固体废弃物处理场处理的 MSW_T 的比例	95%	[25]
MC_F	甲烷修正因子	a 1	[26]
		b 0.8	
		c 0.4	
DOC	可降解有机碳含量	6.5%	[27, 28]
DOC_F	经过异化的可降解有机碳的比例	0.55 (0.5—0.6)	[26]
F	CH_4 在垃圾填埋气体中的比例	0.5 (0.4—0.6)	[26]
R	CH_4 回收量	0	[26]
OX	氧化因子比例	0.1	[29]

注：管理方式会影响垃圾填埋场 CH_4 的产生量，因此需要对固体废弃物处理场进行分类，不同管理类型对应不同的 CH_4 修正因子，a. 管理的；b. 非管理的（>5m）c. 非管理的（<5m）。

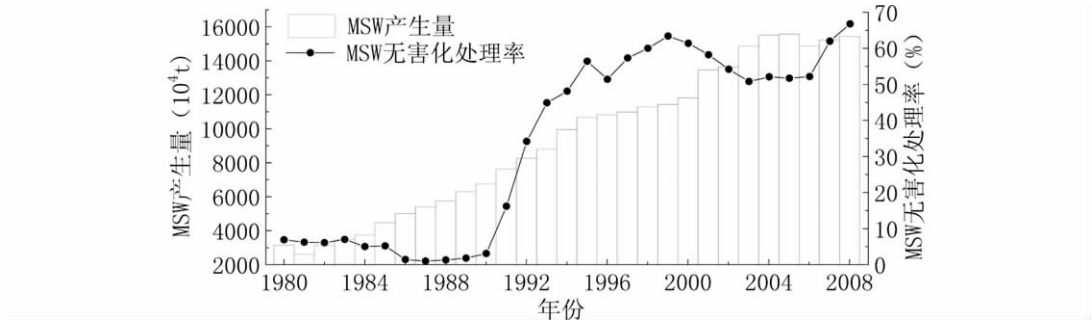


图 2 1980~2008 年 MSW 产生量和无害化处理率（数据来源^[30,31]）
Fig. 2 MSW production and harmless processing rate, 1980~2009

2.4.2 废水处置 CH_4 排放 净水被使用后，理化性质发生了改变，废水及其淤渣成分经过无氧处理或处置，就会产生 CH_4 排放，废水包括生活污水和工业废水。

据 IPCC 清单指南，在有机废弃物中可降解的有机碳是根据生物耗氧量（BOD）和化学耗氧量（COD）测定的。IPCC 应用有关的 COD 和 BOD 的数据，提供了 CH_4 产生能力（ B_0 ）的默认值。为了保证给定数量的废水所估计排放结果一致，利用默认的 0.25kg CH_4 /kg COD 或者 0.6kg CH_4 /kg BOD 是一种适当的做法^[32]。2000~2005 年废水 BOD

排放量^[33]数据较 COD 数据容易获得,因此考虑采用 BOD 计算废水 CH₄排放量。

1994 年废弃物 CH₄ 排放量为 7720Gg, 其中城市生活垃圾处理排放 2030Gg, 占 26.30%; 废水处理排放 5690Gg^[14]。2000 年废弃物 CH₄ 排放量为 5443Gg, 到 2005 年增长到 6111Gg, 其中城市生活垃圾处理排放 2576Gg, 所占比例增长较大, 达 42.15%, 废水排放 3536Gg。废水处理中, 生活污水处理 CH₄ 比例增长到 35.16%, 主要原因是生活水平的提高, 生活垃圾和生活用水增长迅速。就全国分布来看, 各地区废弃物处置过程中甲烷排放量呈东高西低的趋势, 经济发展相对落后、人口密度较小的西南、西北地区废弃物 CH₄ 排放总量不大。

2.5 水稻种植 CH₄ 排放

稻田是大气 CH₄ 最重要的人为源之一, 中国是世界上最主要的水稻生产国。近十多年来, 国内外科学家对中国稻田 CH₄ 排放进行了大量实地观测和研究, 对稻田 CH₄ 排放量估算的方法主要有外推法^[34], 模型法 (王明星等建立了初步的稻田排放模型, DNDC 模型^[35], 半经验模型^[36]等)。

考虑到数据获取以及估算的准确性, 本文采用参考文献 [37] 的 IPCC EF 法估算稻田 CH₄ 排放。根据颜晓元^[38] 中国稻田分类法将我国分为四个大区: I 区 (亚湿润单季稻区): 北京、天津、河北、山东、山西、辽宁; IIA 区 (单/双季稻区): 上海、江苏、安徽、湖北、河南; IIB 区 (单季稻区): 四川、云南、贵州; III 区 (双季稻区): 湖南、江西、浙江、福建、广东、广西和海南; IV 区 (单季稻区): 吉林、黑龙江、陕西、甘肃、内蒙古、西藏、宁夏和新疆。

稻田水分状况的数据采用 1997 年的调查数据^[39], 有机肥的比例在 25%—75% 之间^[25], 根据 Yan 等^[40] 计算结果, 取 70% 的稻田有机添加, 连续淹水和间歇灌溉 (多次落干) 的比例分别取为: 20% 和 80%^[41]。水稻生长期长度是按照稻田分区、将不同测量点位取相同水稻类型的水稻生长期长度的平均值: 种中稻的 I 和 IV 区水稻生长期为 124 天, 在 II 和 III 区中稻的生长期为 108 天, 晚稻和早稻的生长期为 95 和 78 天^[37]。早中晚稻种植面积数据来源于《中国农业年鉴》^[42], 最终求得 2000~2005 年中国稻田 CH₄ 排放总量。

1994 年我国水稻 CH₄ 排放总量为 6147Gg^[14], 2000 年增长到 7415Gg, 而 2005 年约为 6992Gg, 是我国稻田种植面积减少所致。从 2005 年的估算结果来看: 湖南、江西、四川、江西、广东、湖北居前六位, 占总排放量的 64.55%, 湖南省的排放总量为 994.55Gg, 占全国稻田总排放量的 15.80%, 原因是湖南省的水稻种植面积在全国居首, 且该省的 CH₄ 排放通量也很高^[43,44]。四川省水稻种植面积不大, 但是 CH₄ 排放量比较大, 是由于 CH₄ 排放系数较大的缘故。青海是我国唯一不种水稻的省, 因而没有稻田 CH₄ 排放。总体来说排放量较大的区域主要集中于我国南方地区, 以及东北的主要水稻种植区。中稻 CH₄ 排放所占比例最大, 晚稻次之。

2.6 牲畜肠道发酵 CH₄ 排放

牲畜肠道发酵是 CH₄ 的主要排放源, 反刍动物 (特别是牛、羊等) 是动物肠道 CH₄ 排放的关键源, 据 1994 年排放清单牛、羊是我国肠道发酵的主要排放源, 非反刍牲畜 (马、驴、骡) 和猪排放 CH₄ 的量较少。20 世纪 50 年代, 最早采用根据能量代谢原理设计的呼吸箱测定法, 另外示踪技术、人工瘤胃技术、质量平衡技术、微气象学等方法也相继被引入反刍动物甲烷排放测定领域^[45]。

影响动物肠道 CH₄ 排放的主要因素是动物的采食量和饲料质量, 文献 [22] 将中国

动物饲养区域划分为农区和牧区。考虑到现有统计数据中无农区和牧区划分的饲养量数据, 本文采用《中国畜牧业年鉴》^[46]中的牧区县和半牧区县的牲畜饲养量数据统计牧区牲畜饲养量。

对于牛(奶牛、黄牛、水牛)和羊(山羊、绵羊)等关键源, 需按年龄结构进行划分: 1.5 岁以上的母牛为繁殖母牛; 1~12 个月的牛为当年生仔畜; 13~18 个月龄母牛和公牛划分为其他。1 岁以上的羊为繁殖母羊; 1~12 个月龄羊和公羊为其他。2000 年以后的统计数据中, 没有对牲畜的详细分类, 利用 1996 年以前的动物群体结构数据对 2000~2005 年的数据进行折算。

肉猪的饲养周期较短、饲养量大, 种猪的饲养周期长但饲养量相对较小, 故按肉猪出栏量计算。肉猪属于增长型种群, 根据动物的饲养周期计算动物的年均饲养量^[35]:

$$APP = Days_alive \times (NAPA/365) \quad (5)$$

式中 APP 为年均饲养量; $NAPA$ 为每年生产的家畜数量; $Days_alive$ 为饲养周期, 选取肉猪的饲养周期 160 天^[17]。

牲畜饲养量数据来源于文献 [42] 和文献 [46], 反刍牲畜的排放因子采用中国温室气体清单研究课题组根据调查和专家咨询的方法, 采用 IPCC 方法确定的中国农/牧区不同牲畜不同年龄结构的 CH_4 排放因子。非反刍动物(猪、马、驴、骡)以及骆驼的消化道 CH_4 排放采用 IPCC^[47] 提供的缺省排放因子。其中猪的 CH_4 排放因子为 1kg/a, 马为 18kg/a, 驴和骡为 10kg/a, 骆驼为 46kg/a。

1994 年中国动物肠道发酵 CH_4 排放总量为 10182Gg^[14], 其中黄牛占 59.2%, 水牛 14.5%。计算得 2005 年牲畜 CH_4 排放 11581Gg, 其中黄牛占 54.4%, 水牛占 12.3%, 较 1994 年比例有所下降, 羊占 22.2%。其余马、驴、骡、骆驼、猪等非反刍家畜排放 CH_4 在所有家畜反刍 CH_4 排放量中所占比例很小。从地区上看, 河南、四川、山东是我国牲畜肠道发酵 CH_4 排放量较大的省, 而上海、北京、天津排放量较低。

2.7 粪便管理系统 CH_4 排放

牲畜粪便在储存和管理过程中, 厌氧环境条件下, 有机质被 CH_4 细菌分解产生大量的 CH_4 。动物粪便甲烷排放量主要取决于粪便甲烷生产潜力、粪便处理方式和气候条件^[36]。目前牲畜粪便 CH_4 排放测定的方法是使用各种箱测定技术。

牲畜饲养量数据取自年鉴资料, 增长型家畜仍按需转化为年均饲养量计算。其中家禽分为肉禽和蛋禽, 肉禽的饲养周期较长(约 365 天), 而蛋禽饲养周期取为 45 天。以蛋鸡占鸡的比例作为蛋禽在总家禽中所占的比例, 肉鸡占所有鸡饲养量的比例作为肉禽占所有家禽的比例, 确定蛋禽和肉禽的数量。本文中计算粪便管理系统 CH_4 排放量所采用的因子为中国温室气体清单研究小组根据 IPCC 清单指南推荐的方法, 通过调查研究计算不同年龄结构的各种动物的粪便 CH_4 排放因子, 经加权平均得到不同动物的粪便 CH_4 排放因子^[32]。

牲畜粪便管理 2000 年排放量为 659Gg, 2005 年增加到了 812Gg, 河南、山东、广东、河北、四川、湖南是我国牲畜粪便 CH_4 排放较大的六个省份, 约占我国粪便 CH_4 排放总量的 50%, 华中地区以及华南地区猪的排放所占比例较高, 而西北地区和华北地区牛的排放比例较高, 家禽及其它牲畜排放量所占比例不大。

3 中国 CH_4 排放总量及分布状况

从图 3 右图中表示总和的曲线可以看出, 我国 CH_4 排放总量逐年增加, 至 2005 年我

国 CH_4 排放总量为 41493Gg (不包括油气系统排放), 比 1994 年排放总量 34287Gg^[14] (含油气系统排放 124Gg) 增长了 21%。各排放源 (水稻种植排放源除外) 的 CH_4 排放量都有不同程度的增加 (图 3 上)。煤炭开采 CH_4 排放增加尤为迅速, 2004 年开始取代牲畜肠道发酵成为我国最大的 CH_4 排放人为源, 肠道发酵、水稻种植分列二、三位。粪便管理系统 CH_4 排放量最小。从各排放源所占的比例来看 (图 3 下), 煤炭开采以及矿后活动 CH_4 排放所占比例从 2000 年的 20.8% 增加到了 2005 年的 32.0%, 水稻种植、牲畜反刍及废弃物处置的排放比例均有不同程度的下降, 虽然其排放量在逐年增长, 但增长率明显低于煤炭开采工业 CH_4 排放量的增长。

从地域上看 (图 4), 2000 年四川省排放量最高, 而 2005 年我国人为源 CH_4 排放量较大的地区依次是山西、四川、河南、贵州。北京、天津、上海等直辖市以及我国的西藏自治区和宁夏回族自治区 CH_4 排放量不大。总体来看, CH_4 排放量较大的区域集中在我国的东北、华北以及西南地区, 西北地区排放量较低。

山西、贵州、内蒙古、陕西、河南等省 CH_4 排放量的增加较迅速, 而这些省份 CH_4 排放量的增长主要归因于煤炭开采及矿后活动 CH_4 排放量的增长 (内蒙古地区一部分来源于畜牧业 CH_4 排放)。

对各省 CH_4 排放所占比例构成 (图 5) 分析可得: 山西、重庆、陕西、贵州、内蒙古、宁夏、黑龙江、辽宁等省为煤炭排放量为主的地区, 其 CH_4 排放量均占本省总排放量的 40% 以上, 其中山西煤炭开采 CH_4 排放量占到总排放的 84.5%。北京、天津、上海、浙江等地, 以废弃物处置排放为主, 废弃物处置 CH_4 排放占该地区总排放量的 43% 以上, 这些地区经济发达, 人口密集, 废弃物处置量相对其它排放大。江西、湖南、福建、广西、广东等地以水稻种植 CH_4 排放为主, 浙江除了废弃物处置排放外, 水稻种植排放比例

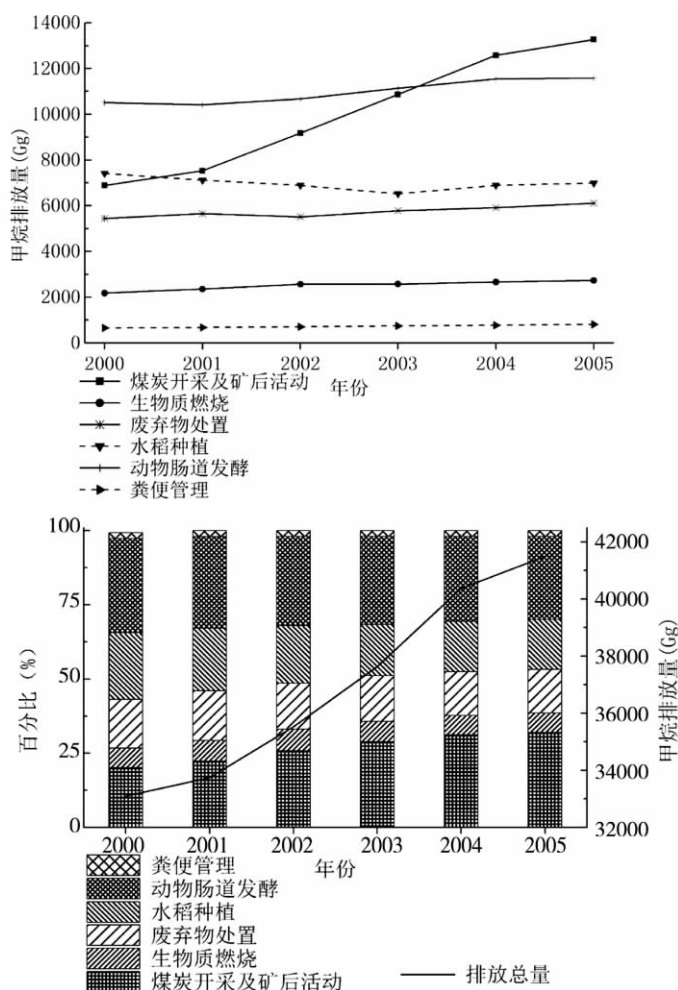


图 3 2000~2005 年各源 CH_4 排放量 (上图) 及在总排放中所占比例 (下图)

Fig. 3 Each sources methane emissions and the ratio to total, 2000~2005

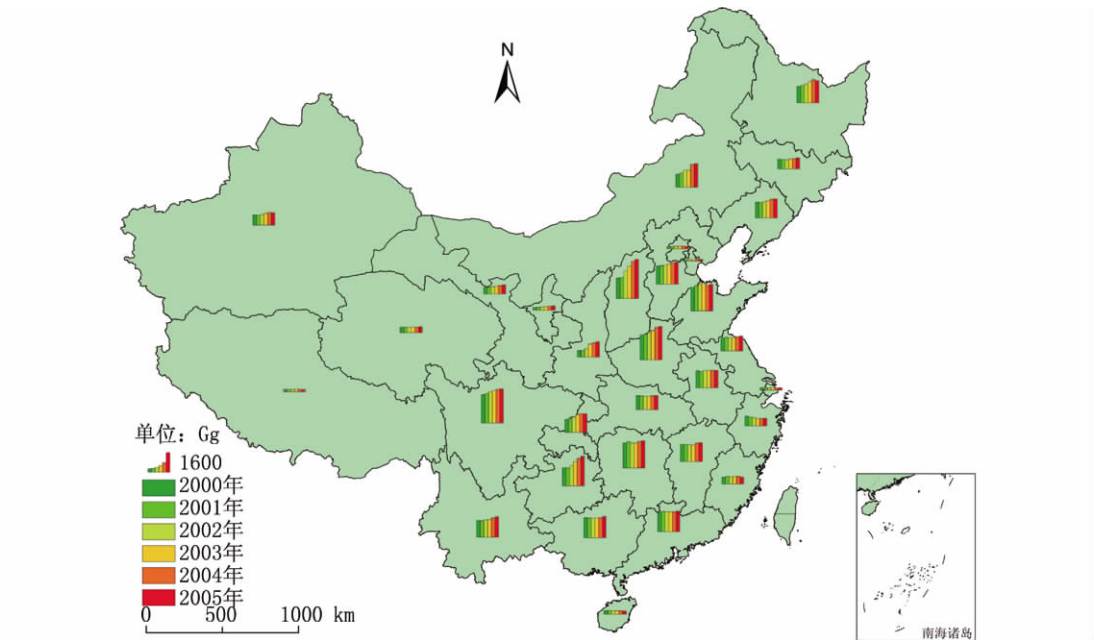


图 4 2000~2005 年中国各省 CH₄ 排放总量

Fig 4 Total methane emission by province in China, 2000~2005

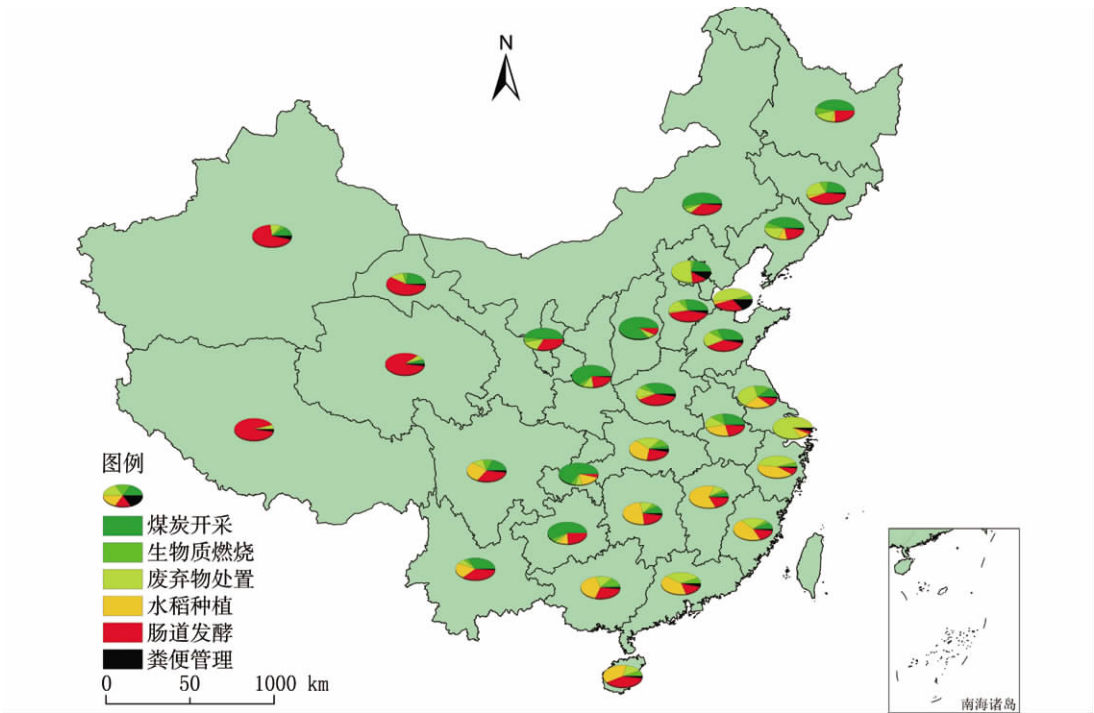


图 5 2005 年中国各省 CH₄ 排放结构

Fig 5 Methane emission structure by provinces in China, 2005

也较大, 这些地区是我国水稻的主要产区, 水稻种植 CH_4 排放量所占有比例很大。我国的西部地区甘肃、青海、西藏、新疆, 牲畜动物肠道发酵 CH_4 排放为主, 占该地区总排放量的比例达 56% 以上, 这些地区属于干旱半干旱地区, 畜牧业发达, 经济发展相对落后, 人口密度小, 另外河北、吉林、河南等省份牲畜肠道发酵 CH_4 排放比例也达 40% 以上。生物质燃烧及粪便管理系统排放量所占比例极小。

4 结论与讨论

本文采用近期 IPCC 及其他国内外科研成果, 对 2000~2005 年中国各省甲烷排放量进行了初步估算, 并与 1994 年的成果进行了对比分析, 1994 年排放总量为 34287Gg ($1\text{Gg}=10^6\text{kg}$), 2005 年增加到 41493Gg, 这主要是由于煤炭开采甲烷排放量增加明显, 但与我国 GDP 增加速度和能源使用量增加速度相比, 我国对甲烷排放的控制还是具有成效的。对中国各省 CH_4 排放量空间分布研究表明, 各省排放量地区差异明显, 排放量较大的区域主要集中在我国的东北、华北以及西南地区, 西北地区和部分直辖市排放量较低; 各省排放源的配置也各不相同, 主要与各区域排放源的变化有关。考虑到各类排放因子的相对稳定性, 所以在估算 2000~2005 年我国 CH_4 排放量时, 部分采用了 2000 年以前相关研究中的排放因子, 未考虑排放因子的年际变化。另外, 各研究中的 CH_4 排放因子是基于点实验和调查研究推广到地区, 地区之间的差异虽有考虑但仍具有一定程度的误差。统计年鉴中的统计数据同样具有不确定性, 由于统计数据的不完全, 对个别部门的统计数据(家禽饲养比例, 牛羊的年龄结构比例)进行了估计, 也会造成一定的不确定性。由于统计数据的可获得性, 本文未对我国油气系统 CH_4 排放量做出估算, 而近几年中国石油天然气工业飞速发展, 油气系统 CH_4 排放在我国 CH_4 总排放中所占的比例有可能会增加并成为又一项重要排放源之一, 所有这些都值得进一步的深入研究。

参考文献:

- [1] Cicerone R J, Oremland R S. Biogeochemical aspects of atmospheric methane. *Global Geochemical Cycles*, 1988, 2(4): 299~327.
- [2] IPCC. 2007 IPCC AR4, IPCC Fourth Assessment Report, Working Group 1, Chapter 2, 2007. 212.
- [3] World Meteorological Organization. The state of greenhouse gases in the atmosphere based on global observations through 2010. *WMO Greenhouse Gas Bulletin*, 2011, (7): 2~3.
- [4] Seiler W, Conrad R, Scharffe D. Field studies of methane emission from termite nests into the atmosphere and measurements of methane uptake by tropical soils. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 1984, (1): 176~186.
- [5] Holzapfel-Pschorn A, Seiler W. Methane emission during a cultivation period from an Italian rice paddy. *Journal of Geophysical Research*, 1986, 91(D11): 11803~11814.
- [6] Cai Z C, Sheng J J. Estimate of methane emission from rice paddy fields in Taihu region, China. *Pedosphere*, 1994, 4(4): 297~306.
- [7] 颜晓元, 蔡祖聪. 水稻土中 CH_4 氧化的研究. *应用生态学报*, 1997, 8(6): 589~594.
- [8] 陈章德, 王明星. 稻田 CH_4 排放和土壤、大气条件的关系. *地球科学进展*, 1993, 8(5): 37~46.
- [9] 蔡祖聪. 中国稻田甲烷排放研究进展. *土壤*, 1999, (5): 266~269.
- [10] 王伟, 韩飞, 袁光钰. 垃圾填埋场气体产量的预测. *中国沼气*, 2001, 2(19): 20~24.
- [11] Howden S M, White D H, Mckeon G M, *et al.* Methods for exploring management options to reduce greenhouse gas emissions from tropical pastures. *Climate Change*, 1994, (30): 49~70.
- [12] 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. *Journal of Dairy Science*, 1995, 78(12): 2760~2766.

- [13] 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. 安徽农业科学, 2010, 38(21): 11414~11418.
- [14] 国家气候变化对策协调小组办公室. 中华人民共和国气候变化初始国家信息通报. 北京: 中国计划出版社, 2004.
- [15] 郑爽. 我国煤层甲烷类温室气体排放及清单编制. 中国煤炭, 2002, 2(5): 29~33.
- [16] 郑爽, 王佑安, 王震宇, 等. 中国煤矿甲烷向大气排放量. 煤矿安全, 2005, 36(2): 29~33.
- [17] 国家统计局工业交通统计司, 国家发展和改革委员会能源局. 中国能源统计年鉴 2001~2006. 北京: 中国统计出版社, 2007.
- [18] 国家统计局. 中国统计年鉴 2010. 北京: 中国统计出版社, 2010.
- [19] 曹国良, 郑方成, 王亚强. 中国大陆生物质燃烧排放的 TSP, PM₁₀, PM_{2.5} 清单过程. 过程工程学报, 2004, 21(8): 700~704.
- [20] 王书肖, 张楚莹. 中国秸秆露天焚烧大气污染物排放时空分布. 中国科技论文在线, 2008, 3(5): 329~333.
- [21] 曹国良, 张小曳, 郑方成, 等. 中国大陆秸秆露天焚烧的量的估算. 资源科学, 2006, 28(1): 9~13.
- [22] Ortiz de Zarate I, Ezcurra A, Lacaux J P. Pollution by cereal waste burning in Spain. Atmospheric Research, 2005, 73: 161~170.
- [23] 刘均荣, 姚军, Michael Gallaher, 等. 中国油气系统甲烷减排潜力研究. 中国石油大学(华东)、美国 RTI 国际研究中心和美国环保署合作同行审查报告草稿, 2008. 2-11~2-12.
- [24] 国家统计局国民经济综合统计司. 中国区域统计年鉴 2001~2006. 北京: 中国统计出版社, 2001~2006.
- [25] 杜吴鹏, 高庆先, 张恩琛, 等. 中国城市生活垃圾处理及趋势分析. 环境科学研究, 2006, 19(6): 115~120.
- [26] IPCC. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 5.
- [27] 中国环境科学研究院. 中国城市生活垃圾温室气体排放研究. 北京: 中国环境科学研究院, 2003.
- [28] 高庆先, 杜吴鹏, 卢士庆, 等. 中国城市固体废弃物甲烷排放研究. 气候变化研究进展. 2006, 2(6): 269~272.
- [29] IPCC. Good practice guidance and uncertainty management in national greenhouse gas inventories. Japan: The Institute for Global Environmental Strategies for the IPCC, 2000. Chapter5. 1~5. 3.
- [30] 住房和城乡建设部综合财务司编. 中国城市建设统计年鉴 2007. 北京: 中国建筑工业出版社, 2008.
- [31] 杜吴鹏. 城市固体废弃物(MSW)填埋处理温室气体. 南京: 南京信息工程大学硕士学位论文, 2006.
- [32] 国家气候变化对策协调小组办公室, 国家发展改革委员会能源研究所. 中国温室气体清单研究. 北京: 中国环境科学出版社, 2007.
- [33] 国家统计局. 中国统计年鉴 2009. 北京: 中国统计出版社, 2009.
- [34] Khalil M A K, Rasmussen R A, Wang M X. Methane emissions from rice fields in China. Environmental Science & Technology, 1991, 25: 979~981.
- [35] Li C S. Modeling trace gas emissions from agricultural ecosystems. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2000, 58(1/3): 259~276.
- [36] Huang Y, Sass R L, Fisher F M. A semi-empirical model of methane emission from flooded rice paddy soils. Global Change Biology, 1998, 4(3): 247~268.
- [37] 康国定. 中国稻田甲烷排放时空变化特征研究. 南京: 南京大学博士学位论文, 2003.
- [38] Yan X Y, Yagi K, Akiyama H. Statistical analysis of the major variables controlling methane emission from rice fields. Global Change Biology, 2005, 11(7): 1131~1141.
- [39] Huke R E, Huke E H. Rice area by type of culture; South, Southeast, and East Asia. A revised and updated data base. Manila: International Rice Research Institute, 1997.
- [40] Yan X Y, Akiyama H, Yagi K, *et al.* Global estimations of the inventory and mitigation potential of methane emissions from rice cultivation conducted using the 2006 Intergovernmental Panel on Climate Change Guidelines. Global Biogeochemical Cycles, 2009, 23(GB2002): 1~15.
- [41] Li C S, Qiu J J, Frolking S, Xiao X M, *et al.* Reduced methane emissions from large scale changes in water management of China's rice paddies during 1980~2000. Geophysical Research Letters, 2002, 29(20): 1972.
- [42] 中国农业年鉴编辑部. 中国农业年鉴(2001~2006). 北京: 中国农业出版社, 2001~2006.
- [43] Wassmann R, Shangguan X J, Tölg M, *et al.* Spatial and seasonal distribution of organic amendments affecting methane emission from Chinese rice fields. Biol Fertil Soils, 1996, 22: 191~195.
- [44] Cai Z C, Tsuruta H, Minami K. Methane emission from rice fields in China; Measurements and influencing fac-

- tors. *Journal of Geophysical Research*, 2000, 105(D13): 17231~17242.
- [45] 彭晓培. 六氟化硫示踪法估测反刍动物(牛)甲烷排放量的研究. 广州: 华南农业大学硕士学位论文, 2002. 4~5.
- [46] 中国畜牧业年鉴编委会. 中国畜牧业年鉴(2001~2006). 北京: 中国农业出版社.
- [47] IPCC. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4.

Preliminary estimation of methane emission and its distribution in China

YUE Qun¹, ZHANG Guo-jun¹, WANG Zheng^{1,2}

(1. Department of Geography, East China Normal University, Key Laboratory of
Geography Information Science, Ministry of Education, Shanghai 200062, China;

2. Institute of Policy and Management, CAS, Beijing 100190, China)

Abstract: Atmospheric methane is the second most important greenhouse gas after CO₂ and the most trace gas. The estimation of methane emission in China is significant for the emission control of greenhouse gases. Referencing the methods provided by IPCC 2006, the latest research results and local emissions factors, we estimate the anthropogenic emission of methane and its distribution by provinces. The data are based on statistical yearbooks from 2000 to 2005 including coal mining, waste disposal, biomass burning, paddy fields, domestic animal rumination and manure management systems. The results show that the total methane emission in China increased from 34287 Gg (1994) to 41493 Gg (2005). The methane emission increasing trend of the coal mining is most apparent. But compared with the growth rate of GDP and energy usage, the methane emission is under control. The methane emission is distributed unevenly in space with regional differences. The regions with higher methane emission are located in Northeast China, North China and Southwest China, while those with lower emission are located in Northwest China and some municipalities. In addition, the configurations of emission sources are different due to the changes of local emission sources.

Key words: China; greenhouse gas; methane emission; estimation; distribution