

中国猪粪尿 NH₃ 排放因子的估算

刘东^{1,2,3,4}, 王方浩², 马林¹, 马文奇^{1*}, 张福锁²

(1. 河北农业大学资源与环境学院, 保定 071001; 2. 教育部植物土壤相互作用重点实验室, 中国农业大学资源与环境学院, 北京 100094; 3. 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101; 4. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要: 畜禽粪尿导致的NH₃挥发及其沉降所带来的环境污染已成为全球关注的热点问题, 并逐渐成为环境外交的重要议题。确定各种畜禽养殖生产过程中NH₃排放因子和数量是制定减少NH₃排放措施的重要步骤。针对中国养猪业占主要地位的生产实际, 该文以猪粪尿NH₃挥发为研究对象, 在查阅文献资料和实地调研的基础上, 运用养分流及RAINS模型的理念, 以“猪舍—储藏—农田施用”为链条, 初步研究了中国不同养殖方式和粪肥管理模式不同猪种粪尿NH₃排放因子与挥发特征。旨在为中国今后确定畜禽粪尿NH₃排放因子及NH₃排放量提供方法及数据依据。结果表明: 1) 中国农户散养猪NH₃排放因子, 育肥猪在“沼气模式”(即将猪粪尿进行沼气池发酵处理)和“堆积模式”(即将猪粪尿进行露天堆积处理)下分别为4.75~4.93和7.36~7.50 kg·(头·a)⁻¹, 成年母猪分别为8.64~8.97和13.38~13.64 kg·(头·a)⁻¹; 集约化养殖下, 育肥猪、成年母猪、幼猪NH₃排放因子分别为3.13~3.29、5.76~6.12、0.57~0.60 kg·(头·a)⁻¹; 2) 不同养殖方式下, 各环节NH₃挥发特性有所不同。集约化养殖与农户散养“沼气模式”下, 猪舍NH₃挥发量最大, 而农户散养“堆积模式”下, 储藏过程NH₃挥发量最大; 3) 与国外NH₃排放因子相比, 中国农户散养育肥猪NH₃排放因子“堆积模式”下略高于联合国欧洲经济委员会(UNECE)数据, “沼气模式”略低于UNECE数据; 而母猪、集约化养殖各种猪种NH₃排放因子均较国外数值小。

关键词: 中国; 猪; 粪尿; NH₃挥发; 排放因子; 估算

中图分类号: S181

文献标识码: A

文章编号: 1002-6819(2008)-4-0218-07

刘东, 王方浩, 马林, 等. 中国猪粪尿NH₃排放因子的估算[J]. 农业工程学报, 2008, 24(4): 218-224.

Liu Dong, Wang Fanghao, Ma Lin, et al. Estimation of NH₃ emission factor for pig manure in China[J]. Transactions of the CSAE, 2008, 24(4): 218-224. (in Chinese with English abstract)

0 引言

NH₃ 是 N 的生物地球化学循环过程中的一个重要组成部分, 预计 2010 年 NH₃ 将成为含 N 气体中排放量最大的气体^[1]。NH₃ 沉降所引起的环境问题也越来越多^[2,3], 并逐渐成为环境外交的重要议题, 农业生产已成为人类生产活动中 NH₃ 排放的重要来源^[4,5], 其中, 畜禽养殖业, 特别是畜禽粪尿是农业生产中最重要的 NH₃ 排放源之一^[6,7]。国际上制定养殖业 NH₃ 排放清单, 首先需要确定的是不同品种畜禽的 NH₃ 排放因子(即每年每头(只)畜禽 NH₃ 排放量)。因此, 准确估算畜牧生产过程中 NH₃ 排放因子, 对正确评价 NH₃ 排放量以及 NH₃ 所造成的环境影响都具有重要意义。

目前中国对畜禽粪尿 NH₃ 排放多是集中在某些具体环节(如畜舍)的微观研究^[8,9], 而缺乏宏观尺度上对粪尿“从产生至还田”整个过程中 NH₃ 挥发的系统研究, 以至于对中国 NH₃ 挥发量进行衡量时, 都直接采用国外数值^[10, 11], 结果在一定程度上存有偏差。因此, 确定中国不同畜禽 NH₃ 排放因子, 对评价中国畜牧生产 NH₃ 排放量及其环境效应显得尤为重要。

中国是养猪大国, 每年来自猪养殖过程中的粪尿也很多, 2001 年就达到了 48245.1×10⁴t, 约为当年全国畜禽粪尿总量的 1/4^[12], 其所造成的养分损失和环境污染也非常严重。本文通过查阅大量文献资料和实地调研, 分析不同来源的参数, 对中国不同养殖方式下(农户散养、集约化养殖)不同猪种(育肥猪、母猪、幼猪)NH₃ 排放因子进行了初步估算, 旨在为确定中国猪粪尿 NH₃ 排放因子、准确评价中国养猪业 NH₃ 排放及其环境效应提供依据。

1 材料与方法

1.1 猪粪尿管理过程中 NH₃ 挥发途径

猪粪尿自产生之后, 一般经过猪舍、被移出猪舍后储藏处理、被用作有机肥农田施用等过程, 因此, 猪粪

收稿日期: 2006-10-23 修订日期: 2007-11-02

基金项目: 国家自然科学基金项目(30571087); 农业部 948 项目(2006-G60)资助

作者简介: 刘东(1982-), 男, 山东泰安人, 研究方向: 养分资源管理。保定 河北农业大学资源与环境科学学院, 071001。

Email: lldking2008@yahoo.com.cn

*通讯作者: 马文奇(1963-), 男, 教授, 博士, 博士生导师, 研究方向: 养分资源管理。保定 河北农业大学资源与环境科学学院, 071001。

Email: mawq@hebau.edu.cn

尿管理也包括多个环节，粪尿自产生到还田的每个环节都会有部分 N 以 NH₃ 的形式损失，余下的 NH₄⁺-N 则传递到下一个环节，一定条件下还会继续损失^[1]。因此，本文将猪粪尿“自产生到还田”整个过程分成畜舍、储藏及农田施用三个环节，对其 NH₃ 挥发进行探讨研究（图 1）。

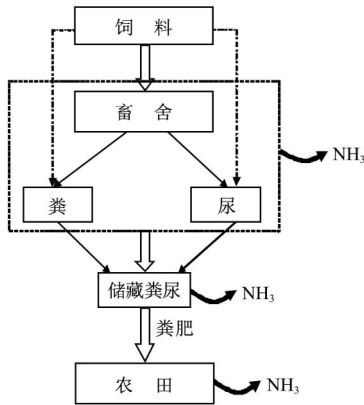


图 1 猪粪尿 NH₃ 挥发途径模式图

Fig.1 Pathways for NH₃ emission from pig manure

1.2 NH₃ 排放因子计算方法

RAINS模型是研究关于地区性空气污染状况的模型，主要研究对象有SO₂、NO_x、NH₃等具有污染潜力的气体。该模型以计算气体排放因子为出发点，进而估算研究气体排放量^[13]。目前该模型已被国际上许多国家所接受，并用此来制定本国NH₃排放清单^[11, 14, 15]。本文采用该模型气体排放因子的计算方法对中国各猪种NH₃排放因子进行计算，公式如下^[13]：

$$ef_1 = N_{x1} * v_1 \tag{1}$$

$$ef_2 = N_{x1} * (1 - v_1) * v_2 \tag{2}$$

$$ef_3 = N_{x1} * (1 - v_1 - (1 - v_1) * v_2) * v_3 \tag{3}$$

$$EF = ef_1 + ef_2 + ef_3 \tag{4}$$

式中 ef_1 , ef_2 , ef_3 ——各个环节中 NH₃ 损失 (kg NH₃·(头·a)⁻¹)：畜舍 (ef_1)，储藏过程 (ef_2)，农田施用 (ef_3)； EF ——“畜舍—储藏—农田施用”整个过程的 NH₃ 总损失，kg·(头·a)⁻¹，即该畜禽的 NH₃ 排放因子（即每头（只）畜禽所产生的粪尿一年中向外界排放的 NH₃ 量）； N_{x1} ——畜舍中粪尿 N 排放量，kg·(头·a)⁻¹； v_1 , v_2 , v_3 ——各个环节中 NH₃ 挥发系数（即 NH₃ 挥发量占全 N 的百分比），畜舍 (v_1)，储藏过程 (v_2)，农田施用 (v_3)。

1.3 中国猪粪尿管理过程中相关参数确定方法

近几年虽然规模化养猪的比例在逐渐上升，但家庭养殖业的农户散养仍然是中国养殖业的主体，约占总体的 80%^[16]。两种养殖方式下粪尿管理形式不同，NH₃ 挥发量也不同。因此，本文将养殖类型分农户散养和集约

化养殖（根据养殖规模，将生猪年出栏数 50 头以上的养猪场划定为集约化养殖场^[17]）两种类型进行研究。

根据 1.2 中排放因子的计算方法，确定不同饲养条件下的 N_{x1} 、 v_1 、 v_2 、 v_3 等参数，本文收集国内外相关文献来获得多个同类数据，结合中国饲养条件进行宏观推荐。考虑到 NH₃ 挥发受温度影响较大，因此本文分南、北方进行探讨。具体为：1) 鉴于中国农户散养过程中饲养情况比较复杂，同时，四川、湖南、湖北，山东、河北、河南是我国南北方 6 个主要养猪大省（据《中国畜牧业年鉴》^[18]，2004 年四川、湖南、湖北育肥猪年出栏量分别占南方总出栏数的 18%、17%、9%，三省总量占南方总量的 44%；山东、河北、河南育肥猪年出栏量分别占北方总出栏数的 17%、16%、20%，三省总量占北方总量的 54%。六省总量占全国总出栏量的 47%。），因此我们对这 6 省份农户散养猪饲养情况进行了农户访谈式调研（有效问卷 637 份）来获取饲养条件，然后根据条件相似、参数相近的原则确定相关参数；2) 国外文献参数多是在集约化养殖条件下获得的，中国集约化养殖大都效仿国外畜牧业发达国家养殖技术，因此，集约化养殖过程中参数主要通过国际文献数据来确定。

2 结果与分析

2.1 猪排泄 N 量的确定

猪排泄 N 量作为 NH₃ 挥发的 N 源，在一定程度上决定了 NH₃ 挥发量。猪排泄 N 量与猪的品种、体重、性别、生长期、生理状态、饲料组成、饲喂方式及环境因子等诸多因素有关^[19, 20]。作者^[21]根据不同养殖方式（阶段养殖，即集约化养殖、非阶段养殖，即农户散养）、性别及年龄（成年猪、幼猪）对猪排泄 N 量进行了分类汇总，并确定了每一类型猪排泄 N 量（表 1）。由于缺少关于非阶段养殖下幼猪排泄 N 量的数据，因此本文不对其进行讨论。

表 1 猪排泄 N 量

Table 1 N excretion in manure of different pigs			
养殖类型	猪种	N 排泄量范围 / kg·(头·a) ⁻¹	平均值 / kg·(头·a) ⁻¹
阶段养殖	育肥猪	6.2—15.6	13.6
	成年母猪	17.5—36.6	29.2
	幼猪	2.3—3.29	2.8
非阶段养殖	育肥猪	15—18	16.5
	成年母猪	30	30

2.2 “猪舍—储藏—农田施用”各环节中猪粪尿 NH₃ 挥发系数的确定

“猪舍—储藏—农田施用”各环节中影响粪尿 NH₃ 挥发的微观因素很多，如猪舍中的气流量、温度、储藏时间等、舍外温度、风速等，以及粪尿自身物理、化学

性质(如 C/N、pH 值)等。由于本研究中所采用的各环节 NH₃ 挥发系数都是经过综合宏观考虑该环节中主要微观影响因素而得来的^[13], 因此, 在考虑各环节 NH₃ 挥发时, 就不再探讨该环节中微观因素(或次要因素)对 NH₃ 挥发的影响。

1) 猪舍中 NH₃ 挥发

试验证明, 粪尿存在形式以及猪舍清洁度是影响猪舍中 NH₃ 挥发的主要因素^[22,23]。猪舍的地面设计特别是地面材料直接决定着猪粪尿的处理方式, 间接决定了猪粪尿的存在形式(干粪态、粪液态或固液分离状态), 进而对猪舍清洁度及其 NH₃ 挥发起着决定性作用。因此, 猪舍 NH₃ 挥发系数的确定重点需要考虑猪舍地面材料类型。

(1) 集约化养殖下猪舍中 NH₃ 挥发系数的确定

目前, 猪舍地面材料类型主要有实体地面、全缝隙地板、部分缝隙地板等几种类型。一般情况下, 不同猪种采用不同猪舍, 同一猪种猪舍结构(地板类型)也基本相同。这种根据不同猪种自身特点而采用相应类型猪舍的措施, 既有利于动物福利, 又可以在一定程度上减少猪粪尿 NH₃ 的散发, 国内外集约化养殖大都采取这种方式。Poulsen 和 Kristensen^[24]及英国国家减氨政策评价系统(NARSES_EM)^[25]对不同猪种粪尿在不同猪舍结构(地板类型)/粪尿存在方式下 NH₃ 挥发系数进行了研究, 考虑到 Poulsen 和 Kristensen^[24]的条件比较接近中国实际, 因此, 建议采用他们的结果作为中国集约化养殖下各猪种在猪舍中粪尿 NH₃ 挥发系数(表 2)。

表 2 集约化养殖下不同猪种在猪舍中粪尿 NH₃ 挥发系数

Table 2 Coefficients of NH₃ emission in pig house under intensive breeding

猪种	猪舍地板类型	NH ₃ 挥发系数/ %
育肥猪	实体地板	18
幼猪	缝隙地板	15
成年母猪 ^a	缝隙地板	14.5

注: a 为妊娠母猪与生产母猪平均值。

(2) 农户散养下猪舍中 NH₃ 挥发系数的确定

农户散养下猪舍结构一般都比较简陋, 猪舍地面一般都是由石块或水泥铺砌而成(即实体地板), 或者垫上一些秸秆稻草等作为铺料; 散养过程中没有针对不同猪种的专门猪舍。我们的调查数据显示, 水泥或石块地面(实体地板)猪舍占绝大多数(表 3)。同时, 由于清理不及时, 猪粪尿往往混在一起以粪液的形式存在于猪舍中, 此饲养条件下(实体地板、粪液状态) NH₃ 挥发系数见表 4。

由表 4 可看出, Poulsen 和 Kristensen^[24]与 NARSES_EM^[25]两套数据相差不大。本文建议育肥猪、成年母猪(生产母猪、妊娠母猪)粪尿在猪舍中 NH₃ 挥发系

数均为 18%。

表 3 中国南、北方农户散养猪舍地面材料类型比例

Table 3 Percentages of different floors of pig house under house-holding breeding in Southern and Northern provinces of China / %

	土壤	秸秆稻草等	水泥或石块
南方	12	9	79
北方	17	14	69

注: 数据来源于四川、湖南、湖北、山东、河北、河南 6 养猪大省 637 份有效问卷。

表 4 农户散养实体地板、粪液状态下不同猪种粪尿

NH₃ 挥发系数

Table 4 Coefficients of NH₃ emission of pig slurry in concrete yard under house-holding breeding

猪种	NH ₃ 挥发系数/ %
育肥猪	18 ^[24,25]
母猪	17.5 ^{a[24]} , 18 ^[25]

注: a 为生产母猪与妊娠母猪平均值。

2) 粪尿储藏过程 NH₃ 挥发

猪粪尿储藏过程损失的 NH₃ 占猪排泄 N 量的 10%~30%^[26], 因储藏处理过程中管理方式的不同而不同。不同储藏处理方式在一定程度上决定着粪尿的存在形式, 因此每一种方式都有不同的 NH₃ 挥发系数(表 5)。

表 5 不同储藏处理方式下猪粪尿 NH₃ 挥发系数

Table 5 Coefficient of NH₃ emission for different types of storages

储藏处理方式	NH ₃ 挥发系数/ %
厌氧发酵	2.7 ^[25] , 5—15 ^[27]
氧化塘	19.5 ^[25] , 19.75 ^{a[28]}
堆积	30 ^[25,26] , 27 ^[29] , 17—23 ^[30] , 23—24 ^[15] , 23.5 ^[26]

注: a 两种不同粪尿注入方式下的平均值。

(1) 集约化养殖下猪粪尿储藏过程中 NH₃ 挥发系数的确定

目前国内及国外集约化养殖场粪污治理方法多采用厌氧发酵技术^[31], 考虑到中国集约化养殖多是引进国际技术, 储藏设施、技术较先进, 同时国外研究数据多是在集约化养殖条件下获取的, 且 NARSES_EM^[25]数据是欧洲国家研究采用的依据之一, 结果较接近于平均值, 因此, 建议取 NARSES_EM 数据 2.7% 为中国集约化养殖下猪粪尿储藏过程中 NH₃ 挥发系数。

(2) 农户散养下猪粪尿储藏过程中 NH₃ 挥发系数的确定

调查数据显示, 在粪尿被移出猪舍后, 农户对猪粪尿的处理方式主要有两种——沼气发酵和露天堆积。两者比例因地区的不同而有所不同(表 6), 并且两种处理方式粪尿 NH₃ 挥发特性不同。因此, 在考虑农户散养下粪尿储藏处理过程中 NH₃ 挥发时, 应区分这两种处理方

式进行探讨。为研究方便，将该两种处理方式分别定义为“堆积模式”（即将粪尿进行露天堆积处理）和“沼气模式”（即将粪尿进行沼气池发酵处理）。

虽然中国部分农户采用发酵池对畜禽粪尿进行发酵产生沼气加以利用，但农户家庭自制的沼气池较集约化养殖下的发酵设施及技术都有一定缺陷，NH₃损失量要大。De Bode^[27]通过试验测得猪粪尿发酵过程中NH₃系数为5%~15%，建议取其中间值10%作为中国农户沼气发酵猪粪尿储藏过程中NH₃挥发系数。

表 6 中国南、北方农户散养猪粪尿处理方式比例
Table 6 Percentages of different types of storage under house-holding breeding in Southern and Northern provinces of China /%

	NH ₃ 挥发系数/ %	
	堆积模式	沼气模式
南方	84	16
北方	94	6

注：数据来源同表3。

由表5可以看出，堆积下NH₃挥发系数较大，在17%~30%之间，这与堆积过程中的管理措施以及堆积时间有直接关系。Webb^[25]、钱承樑和鲁如坤^[9]等指出，猪粪尿在堆积30天左右NH₃挥发便基本停止。考虑到中国绝大多数农户习惯将猪粪直接露天堆置，且堆置时间远大于30天，并且在堆积过程中管理措施比较粗糙，这种情景下NH₃挥发较容易发生，损失率也较大。因此，建议取最大值30%作为农户散养下猪粪尿露天堆积过程中NH₃挥发系数。

3) 施入农田过程中NH₃挥发

集约化养殖与农户散养中处理后的猪粪尿大都作为有机肥进行还田，因此在农田施用中影响NH₃挥发的因素基本相同。畜禽粪尿本身的物理、化学性质影响着其在施肥过程中NH₃挥发特性，不同畜禽种类粪尿自身的物理、化学性质间存有差异，这在一定程度上影响着不同畜禽种类粪尿在施肥过程中的NH₃挥发系数，但粪尿肥状态、施肥方式、施肥时期、随后的农事操作以及施肥时作物生产情况对畜禽粪尿NH₃挥发起着更为决定性作用^[24, 32]，因此，这里主要考虑以上因素对NH₃挥发的影响，而不考虑不同畜禽种类粪尿自身物理、化学性质间差异的影响，根据粪尿施肥过程中的具体情况（粪尿肥状态、施肥方式、施肥时期、农事操作、施肥时作物状况）来确定粪尿NH₃挥发系数。

农田过程 NH₃ 挥发的研究，国内主要集中在化学氮肥 NH₃ 挥发损失特征^[33-35]以及土壤无机氮矿化的研究^[36, 37]，而缺乏对畜禽粪尿在不同状态、施肥方式、施肥时期、农事操作及施肥时作物状况下的 NH₃ 挥发特征的研究报道。Hutchings 和 Sommer 等^[5]对畜禽粪尿在不同状态、不同季节、有无作物、不同施肥方式、不同农

事操作（如是否翻耕覆土、施肥至翻耕覆土时间间隔）情况下 NH₃ 挥发系数进行了系统宏观研究（表 7）。

表7 春季、夏秋之交撒施不同粪肥状态猪粪尿NH₃挥发系数
Table 7 Coefficients of NH₃ emission of pig manure following broad-spreading in spring and late summer-autumn

季节	NH ₃ 挥发系数/ %	
	粪液	干粪
春季	7	3.5
夏秋之交	10	5

中国主要大田作物（玉米、小麦、水稻）生产中，有机肥多在腐熟之后（干粪状态）作为底肥施用，施肥时期多集中在春季与夏秋之交，施肥方式也多为前茬作物收获后、下茬播种前（无作物）表施，然后随即进行翻耕覆土（施肥至翻耕覆土时间间隔在 12 h 内）。结合这种生产实际，根据 Hutchings 和 Sommer 等^[5]的试验结果，建议取猪粪尿在春季施用时 NH₃ 挥发系数为 3.5%；夏秋之交 NH₃ 挥发系数为 5%。

2.3 不同猪种 NH₃ 排放因子的确定及不同环节 NH₃ 挥发特征分析

1) 不同猪种 NH₃ 排放因子的确定

运用1.2中RAINS模型NH₃排放因子计算方法得到中国农户散养及集约化养殖下不同猪种NH₃排放因子，结果见表8。

表8 中国不同养殖条件下不同猪种粪尿NH₃排放因子及与国外文献相关因子对比

Table 8 NH₃ emission factors for different pigs under house-holding and intensive breeding of China and comparison with factors from foreign literatures / kg·(头·a)⁻¹

养殖方式	猪种	储藏方式	猪舍	储藏	农田施用	总排放因子
农户散养	成年母猪	堆积模式	5.40	7.38	0.60-0.86	13.38-13.64
		沼气模式	5.40	2.46	0.78-1.10	8.64-8.97
	育肥猪	堆积模式	2.97	4.06	0.33-0.47	7.36-7.50
		沼气模式	2.97	1.35	0.43-0.61	4.75-4.93
集约化养殖	成年母猪	本文	4.23	0.67	0.85-1.21	5.76-6.12
		国外	7.43 ^[4]	2.18 ^[4]	6.82 ^[4]	16.43 ^[4] , 16 ^[38]
	育肥猪	本文	2.45	0.30	0.38-0.54	3.13-3.29
		国外	2.89 ^[4]	0.85 ^[4]	2.65 ^[4]	6.39 ^[4] , 5.4 ^[39] , 4.8 ^[40] , 7 ^[14]
	幼猪	本文	0.42	0.06	0.08-0.12	0.57-0.60

注：a 经计算得来；b 为分娩母猪 NH₃ 排放因子。

2) 不同环节 NH₃ 挥发特征分析

从表 8 中可以看出，各环节猪粪尿 NH₃ 挥发量（即表 8 中各环节 NH₃ 损失量）所占比例因养殖方式的不同而有所差别。

农户散养“堆积模式”下，储藏过程 NH₃ 挥发量最

大, 约占总挥发量的 54%~55%; 其次为猪舍中 NH_3 挥发, 约为 40%; 农田施用过程中 NH_3 挥发量最小, 仅占 4%~6%; 而“沼气模式”下, 猪舍中 NH_3 挥发量最大, 约占总量的 60%~63%; 其次为储藏过程中 NH_3 挥发, 约为 27%~29%; 农田施用过程中 NH_3 挥发比例相对较小, 约为 9%~13%。

集约化养殖下, 猪舍中 NH_3 挥发量最大, 约占总挥发量的 69%~78% (育肥猪约为 75%~78%, 成年母猪约为 69%~74%、幼猪约为 70%~74%); 农田施用过程 NH_3 挥发量居次位, 约占 12%~21% (育肥猪约为 12%~17%, 成年母猪、幼猪约为 13%~21%); 储藏过程中 NH_3 挥发量最少, 约占 9%~12% (育肥猪约为 9%~10%, 成年母猪约为 11%~12%、幼猪约为 10%~11%)。

3) 中国不同养殖方式下 NH_3 排放因子的比较

农户散养下各猪种 NH_3 排放因子均较集约化排放因子大, “堆积模式”下最大。两养殖方式下 NH_3 排放因子差别主要在储藏过程。从此角度看, 要减少猪粪尿 NH_3 挥发, 应在一定程度上减少农户散养规模, 适当发展集约化养殖。

4) 国内外猪粪尿 NH_3 排放因子比较分析

通过与联合国欧洲经济委员会 (UNECE) 数据^[4] (表 8) 比较可以看出, 中国农户散养下, 从总 NH_3 排放因子来看, 就育肥猪来讲, “堆积模式”下略高于 UNECE 数据, “沼气模式”略低于 UNECE 数据; 各环节差别较大, 主要表现在中国猪粪尿储藏过程散发的 NH_3 量较大, 而农田施用过程中 NH_3 散发量较小。而就成年母猪来讲, “堆积模式”、“沼气模式”均较国外文献数据小, 其中“沼气模式”与国外数据差距较大。可见, 不经过分析而直接采用国外排放因子对中国猪粪尿 NH_3 排放量进行估算, 势必会造成较大的偏差。

3 结论与讨论

1) 经过综合分析, 中国农户散养猪 NH_3 排放因子, 育肥猪在“沼气模式”和“堆积模式”下分别为 4.75~4.93 和 7.36~7.50 $\text{kg} \cdot (\text{头} \cdot \text{a})^{-1}$, 成年母猪分别为 8.64~8.97 和 13.38~13.64 $\text{kg} \cdot (\text{头} \cdot \text{a})^{-1}$; 集约化养殖下, 育肥猪、成年母猪、幼猪 NH_3 排放因子分别为 3.13~3.29、5.76~6.12、0.57~0.60 $\text{kg} \cdot (\text{头} \cdot \text{a})^{-1}$ 。从各环节 NH_3 挥发贡献看, 集约化养殖与农户散养“沼气模式”下, 猪舍 NH_3 挥发量最大, 而农户散养“堆积模式”下, 储藏过程 NH_3 挥发量最大。与国外 NH_3 排放因子相比, 中国农户散养下育肥猪 NH_3 排放因子“堆积模式”下略高于 UNECE 数据, “沼气模式”略低于 UNECE 数据; 而母猪、集约化养殖下各猪种 NH_3 排放因子均较国外数值小。

结果表明, 集约化养殖下育肥猪、成年母猪、幼猪排泄 N 以 NH_3 的形式损失掉的比例分别为 19.0%~19.9%,

16.2%~17.3% 和 16.8%~17.6%, 散养“沼气模式”、“堆积模式”分别约为 23.7%~24.6% 和 36.7%~37.4%; 而这一结果也基本上在 Bouwman^[40] 报道的 10%~36% 排泄 N 以 NH_3 -N 形式损失掉的范围内。可见, NH_3 挥发已成为 N 素损失的重要途径, 因此应该引起足够重视。

2) 每个环节中 NH_3 挥发比例与粪尿在每个过程停留时间有直接关系, 本文所选取的 NH_3 挥发系数是粪尿在各个环节中充分停留下的值 (如储藏、农田施用) 或通常状况停留时间下的值 (如猪舍), 如根据朱志平、董红敏等^[41] 对育肥猪猪舍 NH_3 浓度测定与排放通量的常年试验测定结果, 经过换算后与本文集约化养殖育肥猪猪舍 NH_3 排放量结果 (2.45 $\text{kg}/\text{头} \cdot \text{年}$) 相当。这说明本文所选取的 NH_3 挥发系数是比较符合我国养殖情况的, 最后所得 NH_3 排放因子结果也较符合我国情况。

3) 将畜禽粪尿自产生到用作有机肥还田整个过程分成三个环节 (畜舍、储藏、农田施用) 对畜禽 NH_3 排放量进行研究评价, 是目前国际上普遍采用的方法, 这种方法可以比较准确地估算畜禽生产中 NH_3 的排放量。然而, 各个环节中影响畜禽粪尿 NH_3 挥发的因子都比较多, 尤其是在中国这样一个地域广大、畜禽养殖结构多样、农户生产方式较为复杂的国家, 研究畜禽 NH_3 排放因子, 尤其是农户散养条件下畜禽 NH_3 排放因子就显得更为繁杂, 也较为困难。其不确定性的来源表现在:

(1) 参数来源所带来的不确定性

首先, 各环节相关参数确定过程中, 由于缺乏文献数据 (尤其是国内数据), 造成一些参数较难确定。因此, 本文采用了与中国养殖情况条件大体一致的相关国外数据, 由于在某些细节、微观方面可能与中国实际情况有所不同, 因此, 这给参数带来一定程度的不确定性; 其次, 在确定 N 排泄量时, 由于研究角度的不同, 使得中国的文献数据可参考性不强, 因此本文采用了国外文献数据算术平均值或较权威数值, 也可能带来一定的数据不确定性。

(2) 生产环节中某些影响因素所带来的影响

由于文中所采用的各环节 NH_3 挥发系数都是经过综合考虑该环节中微观因素而得来的^[13]。因此, 本文未将各环节影响粪尿 NH_3 挥发的各种因素均进行讨论。这也可能会在一定程度上对结果产生影响。但由于各环节中的一些非主要因素对 NH_3 挥发影响不大, 因此, 对该环节 NH_3 挥发系数的确定结果影响也不大, 从而对最后结果影响也不大。

4) 确定畜禽 NH_3 排放因子是一个较为复杂的过程, 由于各个因素的制约, 特别是研究农户散养下畜禽 NH_3 挥发显得更为繁杂。因此要得到符合中国实际畜禽生产情况的较为准确的 NH_3 排放因子, 在参考国外计算方法以及试验数据的同时, 应加强与中国实际生产情况相联系的微观试验研究。

(1) 农户散养下, 针对“堆积模式”NH₃挥发主要发生在粪尿储藏过程中, 因此应着重对此环节进行相关参数的试验研究, 如在有、无覆盖物时对NH₃挥发的影响, NH₃随堆积时间、温度的变化, 以及pH值、C/N对NH₃挥发的影响等; 而“沼气模式”, 则应将重点放在猪舍参数的测定上, 如不同材料及垫料下粪尿NH₃挥发的特点等;

(2) 对集约化养殖来讲, 则应在引进国际先进设备及技术的基础上, 结合中国生产实际, 进行相关设施及技术的改进, 如饲料配方、猪舍结构、不同储藏环境下的NH₃损失特点等, 并进行相关参数的测定。

(3) 由于NH₃挥发自粪尿产生之时便开始发生, 因此常规的根据粪尿量及N含量确定N排泄量的试验往往会造成粪尿部分N损失, 从而影响每一环节NH₃挥发计算结果, 因此, 在研究中国畜禽粪尿中N排泄量时, 建议采用养分平衡法, 即粪尿N量=摄入N量-肉骨及副产品N量-动物内循环N量, 这样较为接近粪尿初始全N量, 结果较为准确。

[参 考 文 献]

- [1] Webb J H, Menzi B F, Pain T H, et al. Managing ammonia emissions from livestock production in Europe[J]. *Environmental Pollution*, 2005, 135 (3): 399—406.
- [2] Fangmeier A, Hadwiger-Fangmeier A, Van der Eerden L, et al. Effects of atmospheric ammonia on vegetation — a review[J]. *Environ Pollut*, 1994, 86(1): 43—82.
- [3] Slanina S. Forest dieback and ammonia — a typical Dutch problem [J]. *Chem Int*, 1994, 16(1): 2—3.
- [4] Van Der Hoek K W. Estimating ammonia emission factors in Europe: Summary of the work of the UNECE ammonia expert panel [J]. *Atmospheric Environment*, 1998, 32(3): 315—316.
- [5] Hutchings N J, Sommer S G, Andersen J M, et al. A detailed ammonia emission inventory for Denmark [J]. *Atmospheric Environment*, 2001, 35(12): 1959—1968.
- [6] Kazuyo Yamaji, Toshimasa Ohara, Hajime Akimoto. Regional-specific emission inventory for NH₃, N₂O, and CH₄ via animal farming in South, Southeast, and East Asia [J]. *Atmospheric Environment*, 2004, 38(40): 7111—7121.
- [7] Garnsworthy P C. The environmental impact of fertility in dairy cows: a modeling approach to predict methane and ammonia emissions[J]. *Animal Feed Science and Technology*, 2004, (112): 211—223.
- [8] 朱志平, 董红敏, 尚斌, 等. 育肥猪舍氨气浓度测定与排放通量的估算[J]. *农业环境科学学报*, 2006, 25(4): 1076—1080.
- [9] 钱承樑, 鲁如坤. 农田养分再循环研究 III. 粪肥的氮挥发[J]. *土壤*, 1994, (4): 169—174.
- [10] Zhao Dianwu, Wang Anpu. Estimation of anthropogenic ammonia emission in Asia [J]. *Atmospheric Environment*, 1994, 28(4): 689—694.
- [11] Olivier J G J, Bouwman A F, Van der Hoek K W, et al. Global air emission inventories for anthropogenic sources of NO_x, NH₃, and N₂O in 1990[J]. *Environmental Pollution*, 1998, 102(supp.1): 135—148.
- [12] 张克强, 高怀友. 畜禽养殖业污染物处理与处置[M]. 北京: 化学工业出版社, 2004.
- [13] Zbigniew Klimont, Corjan Brink. Modeling of emission of air pollution and greenhouse gases from agricultural source in Europe[EB/OL]. <http://www.iiasa.ac.at/rains.pdf/html>, 2004.
- [14] Doorn M R J, Natschke D F, Thorneloe S A, et al. Development of an emission factor for ammonia emissions from US swine farms based on field tests and application of a mass balance method [J]. *Atmospheric Environment*, 2002, 36 (37): 5619—5625.
- [15] Martin Ferma, Tadeusz Marcinkowskib, Marek Kieronczyk, et al. Measurements of ammonia emissions from manure storing and spreading stages in Polish commercial farms [J]. *Atmospheric Environment*, 2005, 39 (37): 7106—7113.
- [16] 张子仪. 对中国畜牧业的回顾与展望[J]. *饲料广角*, 2000, (13): 5—7.
- [17] 国家环境保护总局自然生态保护司. 全国规模化畜禽养殖业污染情况调查及防治对策[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [18] 中国畜牧业年鉴编辑委员会. 中国畜牧业年鉴·2005[M]. 北京: 中国农业出版社, 2005.
- [19] 全国农业技术推广服务中心编著. 中国有机肥料养分志 [M]. 北京: 中国农业出版社, 1999.
- [20] 王新谋. 家畜粪便学[M]. 上海: 上海交通大学出版社, 1999.
- [21] 刘东, 马林, 王方浩, 等. 中国猪粪尿 N 产生量及其分布的研究[J]. *农业环境科学学报*, 2007, 26(4): 1591—1595.
- [22] Ni J Q, Vinckier C, Coenegrachts J, et al. Effect of manure on ammonia emission from a fattening pig house with partly slatted floor [J]. *Livestock Production Science*, 1999, 59 (1): 25—31.
- [23] 赵素芬, 汪开英. 集约化养猪场 NH₃ 的排放及控制研究进展[J]. *农机化研究*, 2004, (1): 88—90.
- [24] Poulsen H D, Kristensen V F ds. Standard values for farm manure. A revaluation of the Danish standard values concerning the nitrogen, phosphorus and potassium content of manure [M]. Tjele: Danish Institute of Agricultural Sciences, 1998, 736.
- [25] Webb J, Misselbrook T H. A mass-flow model of ammonia emissions from UK livestock production [J]. *Atmospheric Environment*, 2004, 38 (14): 2163—2176.
- [26] Petersen S O, Lind A M, Sommer S G. Nitrogen and organic matter losses during storage of cattle and pig manure [J]. *Journal of Agricultural Science*, 1998, 130: 69—79.
- [27] De Bode M. Odour and ammonia emissions from manure storage [A]. In: Neilsen V C, Voorburg J H, L'Hermite P, ds. *Odour and Ammonia Emissions from Livestock Farming*[C]. London: Elsevier Applied Science, 1991: 59—66.
- [28] Muck R E, Guest R W, Richards B K. Effects of manure storage design on nitrogen conservation [J]. *Agricultural Wastes*, 1984, (10): 205—220.

- [29] Schulze-Lammers P, Romer G, Boeker P. Amount and limitation of ammonia emission from stored solid manure [A]. In: Voermans JAM, Monteny G J ds. Ammonia and Odour Control from Animal Production Facilities [C]. Rosmalen: NVTL, 1997: 43—48.
- [30] Svensson L. Ammonia losses from slurry storages—review of research and measures for reduction [A]. In: Environmental Challenges and Solutions in Agricultural Engineering[C]. As: Agricultural University of Norway, 1991: 64—72.
- [31] 陈彪, 陈敏, 钱午巧, 等. 规模化养猪场粪污处理工程设计[J]. 农业工程学报, 2005, 21(2): 126—130.
- [32] Mulder E M, Huijsmans J F M, Restricting ammonia emissions in the application of animal wastes[A]. Overview of measurements by DLO field measurement team 1990—1993[C]. Wageningen: IMAG—DLO, 1994.
- [33] 苏成国, 尹斌, 朱兆良, 等. 稻田氮肥的氨挥发损失与稻季大气氮的湿沉降[J]. 应用生态学报, 2003, 14(11): 1884—1888.
- [34] 王朝辉, 刘学军, 巨晓棠, 等. 北方冬小麦—夏玉米轮作体系土壤氨挥发的原位测定[J]. 生态学报, 2002, 22(3): 359—365.
- [35] 王旭刚, 郝明德, 陈磊, 等. 长期施肥条件下小麦农田氨挥发损失的原位[J]. 植物营养与肥料学报, 2006, 12(1): 18—24.
- [36] 陈欣, 张庆忠, 鲁彩艳, 等. 东北一季作农田秋末土壤中无机氮的累积[J]. 应用生态学报, 2004, 15(10): 1887—1890.
- [37] 巨晓棠, 刘学军, 张福锁. 冬小麦/夏玉米轮作体系中土壤氮素矿化及预测[J]. 应用生态学报, 2003, 14(12): 2241—2245.
- [38] 刘丹. 猪舍氨气挥发动态模型的实验研究——以安平猪场为例[D]. 北京: 中国农业大学土木与水利学院, 2004.
- [39] Asman W A H. Ammonia emissions in Europe: updated emission and emission variations[R]. Report No. 228471008, National Institute of Public Health and Environmental Protection. Bilthoven, The Netherlands, 1992.
- [40] Bouwman A F, Van Der Hoek K W. Scenarios of animal waste production and fertilizer use and associated ammonia emission for the developing countries[J]. Atmospheric Environment, 1997, 31(24): 4095—4102.
- [41] 朱志平, 董红敏, 尚斌, 等. 育肥猪舍氨气浓度测定与排放通量的估算[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(4): 1076—1080.

Estimation of NH₃ emission factor for pig manure in China

Liu Dong^{1, 2, 3, 4}, Wang Fanghao², Ma Lin¹, Ma Wenqi^{1*}, Zhang Fusuo²

(1. College of Resources and Environmental Sciences, Agricultural University of Hebei, Baoding 071001, China; 2. Key Laboratory of Plant-Soil Interactions, Ministry of Education, College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100094, China; 3. Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China; 4. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: The environmental pollution resulting from emission and deposition of ammonia (NH₃) from animal manure has become a global concern and an important topic in the environmental diplomacy. To make the control strategies of ammonia emission, it is a key task to identify NH₃ emission factor (NH₃ EF) for different kinds of animals. Pig production is one of the main domestic animal productions in China, from which large quantities of manure are produced each year. NH₃ emission from pig manure was studied by using nutrient flow methodology applied in the RAINS model. Based on extensive literature review and investigations for several provinces of China, the NH₃ EFs for different pigs were calculated and characteristics of NH₃ EFs under different breeding types and manure management options were analyzed in the course of “housing-storage-field application”, aiming to supply methods for identification of NH₃ EF for other animals, and then to estimate NH₃ emission from animal production of China. The results showed: 1) Under housing-holding breeding, the NH₃ EFs of “household biogas model” (which refers to that manure was stored in household biogas pool) and “composting model” (with manure stored and composted on open place) for fattening were 4.75~4.93, 7.36~7.50 kg · (animal · a)⁻¹ and for sow were 8.64~8.97, 13.38~13.64 kg · (animal · a)⁻¹, respectively. Under intensive breeding, the NH₃ EFs for fattening, sow and piglet were 3.13~3.29, 5.76~6.12, 0.57~0.60 kg · (animal · a)⁻¹, respectively. 2) Characteristics of NH₃ emission in the link of “housing-storage-field application” between two breeding types were different. For intensive breeding and “household biogas model” under housing-holding breeding, emission in house was the largest; while for “composting model”, emission during storage was the largest. 3) Compared with data from foreign literature, NH₃ EFs for fattening in “composting model” under housing-holding breeding was slightly larger than UNECE’s data, but NH₃ EF for fattening in “household biogas model” was slightly smaller than UNECE’s data. Moreover, NH₃ EFs for sow under housing-holding breeding and for pigs under intensive breeding were all smaller than UNECE’s data.

Key words: China; pigs; manure; NH₃ emission; emission factor; estimation