植物营养与肥料学报 2014,20(4):783-795
Journal of Plant Nutrition and Fertilizer doi: 10.11674/zwyf.2014.0401

我国农田氮肥施用现状、问题及趋势

巨晓棠[1], 谷保静[2]
(1 中国农业大学资源与环境学院, 北京 100193; 2 浙江大学政策仿真实验室, 浙江杭州 310058)

摘要: 氮素在作物产量和品质形成中起着关键作用。本文综述了什么是合理施氮,包括施氮量、施氮方法和时期,也包括与有机肥和秸秆还田措施的配合等。指出我国农田氮肥施用的主要问题是施肥过程和施肥后的严重损失。依据农户调查所获得的田块尺度施氮量,与田间试验合理施氮量对比分析表明,过量施氮田块占总调查田块的大约33%。依据区域尺度单位播种面积平均施氮量,与作物平均推荐施氮量对比分析表明,全国过量施氮面积占播种面积20%、合理面积占70%、不足面积占10%。总体而言,过量施氮现象还相当普遍,特别是在蔬菜和果树等经济作物上。本文提出了一种估算国家尺度氮肥需求量的方法,可估算出全国合理需氮量范围,称之为氮肥需求量估算法。用三种不同方法估算的我国1980～2010年间的氮肥需求量与实际氮肥使用量比较表明,如仍然依照现在的粗放施肥习惯,应该为现在的实际氮肥使用量,5年平均为N 27.9×10^6 t左右,正好处于合理需氮量范围的中线。在改善施肥技术基础上,我国2006～2010年间5年氮肥平均使用量应该在N 19.6×10^6 t左右;用五种方法预测的我国未来氮肥需求量表明,如果改善施肥技术,我国2020、2030、2050年合理氮肥需求量分别为N 21.0×10^6 t、21.7×10^6 t、23.1×10^6 t;如施肥技术得不到实质性改善,依然粗放施氮,则氮肥需求量应处于合理使用量范围的中线,分别为N 30.4×10^6 t、31.4×10^6 t、33.4×10^6 t。进一步分析了我国粮食产量和氮肥施用量与美国和西欧的差异,我国农田有机肥和碳投入对增加土壤有机碳氮库的重要性。

关键词: 氮肥; 合理施氮; 氮素损失; 氮肥需求量估算法; 氮肥需求预测
中图分类号: S-0; S143 **文献标识码:** A **文章编号:** 1008-505X(2014)04-783-13

Status-quo, problem and trend of nitrogen fertilization in China

JU Xiao-tang[1], GU Bao-jing[2]
(*1 College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100193, China;*
2 Policy Simulation Lab, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China)

Abstract: Nitrogen(N) plays a key role in the formation of crop yield and quality. This paper reviews the rational N application which includes rate, time and method, and also includes combinations of manure and straw etc. It points out that the severe N loss in the applied process and after fertilization is the main problem of fertilization in Chinese cropland. Based on the farmer investigation and the rational N rate from the field experiments, the proportion of overuse N of farmers' fields occupies about 33% of total investigated fields. However, on the basis of regional scale, comparing with average recommended N rate, the average N rate per sowing area for overuse, rational and insufficient N rate account for 20%, 70% and 10% of the total sowing area, respectively. Generally, the phenomenon of overuse is common, especially in cash crop such as vegetable and fruit tree. We further proposed a method for estimating national N fertilizer demand in this paper. By using three different kinds of estimating method and comparing with actual national total N fertilizer consumption from 1980 to 2010, the actual total N fertilizer consumption is not excessive (27.9 × 10^6 t N annually from 2006 to 2010) if extensive fertilization; but if with the improved fertilization techniques, the total N fertilizer consumption should be about

收稿日期: 2014-06-09 **接受日期:** 2014-06-26
基金项目: 国家重大科学研究计划(2014CB953803); 公益性行业(农业)科研专项(201103039); 国家重点基础研究发展计划(2012CB417105)和国家自然科学基金(41201502)资助。
作者简介: 巨晓棠(1965—), 男, 陕西白水人, 博士, 教授, 主要从事农田氮素管理、碳氮循环与温室气体减排研究。
Tel: 010-62732006, E-mail: juxt@cau.edu.cn

19.6 $\times 10^6$ t N annually from 2006 to 2010. Using five different kinds of predicting method shows that the national rational N demand for 2020, 2030 and 2050 is 21.0 $\times 10^6$ t N, 21.7 $\times 10^6$ t N and 23.1 $\times 10^6$ t N, respectively, if we improve the fertilization technologies. On the contrast, the national rational N demand for 2020, 2030 and 2050 is 30.4 $\times 10^6$ t N, 31.4 $\times 10^6$ t N and 33.4 $\times 10^6$ t N if we still use extensive fertilization. This paper further analysis the differences among China, the US and the Western Europe on the crop production and N fertilization rate. It also further analysis the importance of manure and carbon application on enhancing soil organic carbon and N pools in Chinese cropland.

Key words: nitrogen fertilizer; rational N fertilization; N losses; estimating method for N fertilizer demand; predicting N fertilizer demand

在排除了其他影响产量的主要限制因素后(如土壤障碍因子、水分、磷钾等),氮素在作物产量和品质形成中起着关键作用。合理施用氮肥是当今世界作物生产中获得较高目标产量的关键措施。不合理施用氮肥会导致两种结果:一是氮肥投入量低于经济最佳施氮量或最高产量施氮量,导致产量较低,没有发挥品种、灌溉等其他农艺措施的增产效果;二是氮肥投入量超过了经济最佳施氮量或最高产量施氮量,导致产量不再增加或有所下降(倒伏或病虫害增加),但氮肥在土壤中残留量或损失到环境(指大气和水体)中的量会显著增加[1],污染环境。

对某个地区的某种作物(区域尺度)或具体农户田块(田块尺度)来说,合理施用氮肥主要应包括施肥量、施肥时期、施肥方法和肥料品种,也应包括与有机肥和秸秆还田措施的配合,还应包括与灌溉、耕作、品种等其他农艺措施的配合。合理施肥措施主要受区域内土壤状况、气候条件、作物特征(包括不同作物和同一作物不同品种)和其他生产条件(如灌溉等)的影响。根据区域内施肥田块变异程度或者说相似程度,合理施肥措施可以在同一地区同一作物上大约一致(或者说一个很窄的范围),如区域平均适宜施氮量的概念和做法[2]。或者根据田块之间和田块内的土壤变异,确定微域尺度上氮肥用量,如北美的精准施肥或变量施肥概念和措施。这些看似简单的道理,或者说在理论、科研层次上已基本解决的问题,在我国生产实践中却成为一个持久的、重大的和难以解决的实际问题,并且直接影响到我国农产品生产和环境保护等重大问题。

对于什么是合理施氮?如何合理施氮?在农户、推广部门、甚至科技工作者层面都有不同认识,导致在生产实践中盲目施氮现象相当普遍。目前生产上的具体问题是如何确定某一地区、某种作物获得较高目标产量和品质指标的合理施氮量,如何在生产实践中实现合理施氮方法和施氮时期。

我们认为,现阶段我国盲目施肥或不合理施肥当然存在一些技术方面的问题,但更重要的是一个广泛的社会经济问题,其中涉及到土地经营规模、肥料和农产品价格及补贴体系、劳动力市场和价格、农业推广服务体系、农户传统施肥理念等问题[1,3]。如果不澄清这些问题,将会对我国未来农产品生产和环境保护带来影响。本文就我国氮肥施用现状、存在问题和原因及未来发展趋势提出了以下看法。

1 何谓合理施用氮肥

合理施用氮肥主要包括四个方面,即施肥量、施肥时期、施肥方法和肥料品种(国际上称为"4R"技术,即 right amount, right time, right place, right type)。这四个方面不是孤立的,而是相互联系和影响的。如施肥量首先决定于目标产量,但又决定于施肥方法、时期和肥料品种。如果后三者不合理,导致施肥过程和施肥后大量氮素损失,氮素没有充分被作物吸收利用,为了获得较高目标产量,农户就要加大施氮量,以保证作物吸收足够氮素。如果后三者都趋于合理,那么施入的氮肥能够被作物充分吸收利用,就不需要增加额外氮肥去"满足损失"。

1.1 确定合理施氮量

确定合理施氮量是施肥的关键。我们认为,合理施氮量始终决定于目标产量和目标籽粒蛋白质含量。在我国主要取决于目标产量,在西方国家小麦生产中,还要求一定的籽粒蛋白质含量,主要是出于烘烤面包需要,这时施氮量要稍高,应该在经济最佳施氮量之上,但一般不会超过最高产量施氮量[4]。目标产量不是凭空想象的,取决于某一时期某一地区的生产条件,主要包括土壤条件、气候条件,农艺管理措施如品种、灌溉、耕作等。在某个地区某种作物上,可以根据过去三年平均产量或当地能够获

得的比较高的产量来确定。当然,如果要追求进一步把产量提高到更高台阶,那就需要改进生产条件和栽培管理措施,相应的施氮量也应该根据新设定的目标产量确定。西方发达国家一般把目标产量定义到经济最佳施氮量能够达到的水平上,从经济学角度,这时肥料的投入产出比最高,获得的经济效益也最大[5]。我国因对农产品需求量大,一般将目标产量定义到最高产量施氮量能达到的水平上,最高产量施氮量比经济最佳施氮量要高,引起的氮肥损失会稍大,但环境代价还不是太大。如果超过了最高产量施氮量,不但对增产没有好处,氮肥损失却会显著增加[5]。

如何确定田块尺度的合理施氮量?传统方法是利用田间肥料试验或土壤与植株测试,这两类方法在实际应用中都有较大缺陷。前者以田间试验及生物统计理论为基础,基于"投入-产出"关系,视土壤为"黑箱",推荐量来源于前些年的试验结果,且不可能每块地上去做田间试验,没有解决"空间变异"问题。后者以土壤和植株测试为基础,其一是很难找到可靠的土壤有效氮测试指标,如在水田还没有找到满意的指标;尽管旱地根层贮存硝态氮可以反映土壤的供氮能力,但也存在诸多局限性,如硝态氮易移动、空间和时间变异大,从采样到分析结果可引起 N 30 kg/hm^2 以上的误差,该误差足以掩盖田块之间施氮量的差异;其二是将测试值转换为推荐量需要大量参数,有时计算的结果不如有经验的人"拍脑袋"。两类方法的共同局限性还在于,需要花费大量资金和时间进行田间试验和土壤与植物样品测试。由于我国田块小、数量大,测试工作量大;复种指数高、茬口紧,测试工作难以做到不误农时;测试设备不足,技术人员少;因此,即使土壤供氮能力的测试指标得以解决,也不能广泛采用测试路线[2]。

在目前我国以小农户土地分散经营为主的情况下,我们首先推荐朱兆良[2]提出的区域平均适宜施氮量概念和做法,因为该方法能将绝大多数地块施氮量控制在合理范围。在目前产量水平下,华北平原和长江中下游平原水稻、小麦和玉米的平均适宜施氮量大约为 N 190 ~ 200 kg/hm^2、150 ~ 180 kg/hm^2 和 170 ~ 190 kg/hm^2[6]。对上述三大粮食作物,以上考虑就可以在获得较高目标产量的同时,把环境污染降到最低限度。在蔬菜、果树、棉花、茶树、烟草等经济作物生产中,除要求有较高目标产量外,还对产品的品质有一定要求。合理施氮量确定必须达到所要求的品质指标,才能获得较好经济效益。但一般来说,这些经济作物合理施氮量也在最高产量施氮量范围内,对品质指标的要求,往往使施氮量低于最高产量施氮量。

在以上分析中,没有考虑经过一季作物种植后,土壤氮素的变化情况。我们认为,在长期耕作田块,应该维持土壤氮素基本平衡。如果施氮不足导致土壤氮肥力下降,则后季需要补充土壤消耗氮素,而且很难实现持续稳定和较高的目标产量。如果施氮过量,则会导致土壤氮素累积和随后大量损失。因此,在长期耕作田块,合理施氮量应该是获得目标产量的同时,维持土壤氮素平衡。根据我们对肥料氮、土壤氮、作物吸氮三者关系的大量研究结果,在秸秆还田条件下,禾谷类作物的合理施氮量大致相当于作物地上部的氮素携出量。可以根据这个规律和以往本地区试验参数,很方便确定出获得一定目标产量时的合理施氮量[7-8]。该方法花费最少、简便易行,值得大面积推广。

另外,化学氮肥合理施用还决定于有机肥施用和秸秆还田状况,以维持土壤作物体系中氮素投入和输出大致平衡。所以在决定化学氮肥施用量的同时,也应考虑有机肥和秸秆带入氮量,从总需氮量中扣除有机肥供氮量。这就是世界上普遍采用的平衡计算法确定作物氮肥施用量的基本原理[9]。目前,果树和蔬菜过量施用氮肥的原因就是没有考虑有机肥的供氮量。例如,在蔬菜生产中,有机肥带入的氮量可以达到每季 N 500 ~ 1000 kg/hm^2,相当于化肥氮施用量,但农户在确定化肥氮施用量时,往往忽略了这部分氮素[10].

1.2　施肥方法和时期

根据目标产量和维持土壤氮素平衡确定了合理施氮量后,施肥方法和施肥时期就成为这些氮肥是否能被作物吸收利用的关键。关于施肥方法和施肥时期的问题,在科学上已经有较清楚认识,如深施氮肥可以显著降低氨挥发损失,氮素应在作物营养生长旺盛期、营养生长与生殖生长转换期得到合理供应,也就是作物生理上的"最大效率期"和"生理敏感期"。我国许多农户普遍采用的撒施氮肥,或撒施后灌水,导致肥料氮不能入土的施肥方式,是氮肥大量损失的主要原因[8]。如在我国目前大面积生产中,小麦(产量水平在 5.5 ~ 7.5 t/hm^2)、玉米(6.5 ~ 9.5 t/hm^2)、水稻(6.5 ~ 8.5 t/hm^2)的合理施氮量最大范围在 N 150 ~ 250 kg/hm^2 之间[11-12],但我国许多田块氮肥施用量达到了 N 250

～350 kg/hm^2,实际上,在施肥过程和施肥后,已经有 N 100 kg/hm^2 左右的氮素发生了损失,起作用的还是 N 150 ～200 kg/hm^2。可以看出,由于施肥方法的粗放,导致农户为了使损失后的氮肥能够达到满足较高目标产量的氮素需求,不得不施入过量的氮肥,打出点"余头"。随着耕地规模化经营、规范化生产和机械化施肥的普及应用,施肥方法导致的损失会降低,就可以把这部分氮肥从传统施氮量中减下来。

根据我们撒施肥料的经验,人工表面撒施肥料不仅会造成严重的氨挥发损失,而且在施氮量上难以控制,经常撒多,况且也很难撒匀。这是我国目前肥料施用过量、损失严重的直接原因。如本文所考虑的几个关键施氮量点 N 150、225、250 和 300 kg/hm^2,相当于在整个一季作物的数次施肥中,每亩地施用一袋 50 公斤尿素的 44%、65%、72% 和 87%。如果人工撒施尿素,很容易在一亩地上一次就将半袋尿素撒完,不知不觉就过量了。所以要控制施氮量,减少氮肥损失,机械化均匀施肥是必由之路。机械化施肥既可以做到氮肥深施,也可以很好的控制施用量。在目前土地分散经营的情况下,应该推广小型简单的机械实施氮肥深施。

1.3 氮肥施用的主要问题

由于我国科学普及水平较低,这一看似简单的问题,在生产实践中变得极其复杂。手工撒施氮肥或撒施后灌水仍是我国小农户土地分散经营的主要施肥方式,"一炮轰"施肥也相当普遍[3],导致大量的氮素损失。这些看似施肥技术方面的问题,实际背后隐藏着复杂的社会经济问题,如单个农户土地分散经营、土地规模小,农户不计较肥料投入成本和粮食收入;农业生产比较经济效益低,农业收入在家庭收入中不如外出务工高;省时省工,不愿意投入劳力;缺乏适当的施肥机械,担心追肥成本高等[1,3]。未来土地规模化经营有望解决上述主要问题。当今西方发达国家在每个田块上未必都实现了合理施氮,但对氮肥用量控制是严格的,主要出于对环境问题的考虑。由于施肥方法和施肥时期的合理性,如大面积机械化施肥或精准变量施肥,使施肥过程和施肥后的氮素损失降到很低,环境污染控制到最低限度,这得益于有关施肥技术在生产实践中的普及应用。

综上所述,我国作物生产中氮肥施用的主要问题是损失严重,这既是经济损失,又是环境污染。降低氮肥施用过程和施用后的氮素损失,成为田块、区域和国家尺度控制氮肥用量、提高氮肥有效率和降低环境污染的关键[8,13]。

2 我国氮肥施用现状及趋势

我国自上世纪八十年代以来,氮肥总使用量上升很快。要判断氮肥施用量是否合理,我们认为,需要从三个尺度上进行分析,即农户田块、区域和国家尺度。

2.1 农户田块尺度

在田块尺度,可以应用田块实际作物产量、田间试验合理施氮量,农户实际施氮量判断农户的施氮属于什么水平,分析农户施氮是否过量及原因。过去三十多年间,我国做了大量田间肥料试验和农户施肥量调查,为这种判断提供了丰富资料。

不同于下发问卷调查或访问农户的形式,我们于 2005 年在山东惠民采用定点农户跟踪记录方式,对农户实际施肥情况进行了跟踪研究[14]。跟踪记录的 47 块冬小麦 - 夏玉米轮作田块,56 块日光温室蔬菜田块,34 块苹果园的化肥氮施用量分别为 N 553、1358 和 661 kg/(hm^2 · a);有机肥氮施用量分别为 N 50、1881、181 kg/(hm^2 · a),两者之和分别为 N 603、3239 和 842 kg/(hm^2 · a),农户实际施氮量远远超过了每种作物的推荐施氮量[11],导致大量氮素盈余和地下水硝酸盐污染[14]。这种跟踪记录,虽费时多、花费大,但准确度高,可以获得农户田块可靠的实际施氮量,但跟踪记录的农户数量很有限。

通过大样本问卷调查和走访农户方式,可以得到大量农户田块施氮量数据。Zhang 等[3]对全国 27 个省 2346 个村进行了调查,在调查的 4218 块水稻、4554 块小麦、4522 块玉米、6863 个果园和 3889 块蔬菜田块中,氮肥施用量分别为(平均值 ± 标准差) N 209 ±140、197 ±134、231 ±142、550 ±381、383 ±263 kg/hm^2。应该注意,这是基于每季作物的统计结果,我国集约化粮食作物种植区大部分是一年两季(也有一年 1 季、一年 3 季的情况),蔬菜是一年 2 ～4 季,果树是一年 1 季。调查的相应作物产量分别为 7.2 ±1.8、4.9 ±2.0、7.4 ±2.7、36.7 ±19.7、36.0 ±36.1 t/hm^2。可以看出,农户田块每季作物施氮量存在相当大的变异。就小麦、玉米和水稻三大粮食作物目前产量水平,若设置小于 N 150 kg/hm^2 为不足,N 150 ～250 kg/hm^{2}为合理,大于 N 250 kg/hm^2 为过量,则不足、合理和过量田块占总调查田块分别约 1/3。如果以每季蔬菜、果树推荐施氮量分别为 N 150 ～ 300 kg/hm^2、150 ～ 250

kg/hm^2,蔬菜、果树等经济作物上氮肥过量施用现象更加普遍和严重。樊兆博[15]通过收集文献,计算出我国部分设施蔬菜种植区每季蔬菜的氮肥、有机肥氮施用量分别为 N 775 ± 288 kg/hm^2、266 ± 195 kg/hm^2,高于以上大样本农户调查施氮量。其他关于农户田块尺度上施氮过量的报道,在中外文献上不计其数,这里不再赘述。从农户调查结果看,我国集约化种植区氮肥过量施用现象相当普遍。

2.2　区域尺度

以上是采取自下而上农户调查方法,根据调查田块数,每个田块施氮量,从文献资料上获得依据田间试验确定的推荐施氮量范围,进行对比分析,求出低于、合理或高于推荐施氮量范围的样本数占总调查样本数的比率,以评价农户施氮量处于什么水平。但这种抽样调查方法很难判断区域尺度的施氮状况。

英国伦敦帝国大学的 David Norse 教授曾经问过笔者一个问题,即"中国过量施氮的面积有多少?",引起了笔者长时间思考。对于这个区域尺度的问题,我们认为应该采用从上到下的方法,目前只能依据国家统计资料、国际粮农组织(FAO)和国际肥料工业协会(IFA)的数据库。我们定义的过量施氮面积是指"over-fertilized area",该播种面积的实际平均施氮量超过了平均推荐施氮量,其计算公式如下:

1)若 $\frac{N_t}{A_s} > \frac{\sum A_{s,i} \times \mathrm{Max}(N_i)}{\sum A_{s,i}}$

2)若 $\frac{\sum A_{s,i} \times \mathrm{Min}(N_i)}{\sum A_{s,i}} \leqslant \frac{N_t}{A_s} \leqslant \frac{\sum A_{s,i} \times \mathrm{Max}(N_i)}{\sum A_{s,i}}$

3)若 $\frac{N_t}{A_s} < \frac{\sum A_{s,i} \times \mathrm{Max}(N_i)}{\sum A_{s,i}}$

其中,A_s 是一个地区的总播种面积;$A_{s,i}$是第 i 种农作物的播种面积;N_i 是第 i 种农作物的推荐施氮量范围;N_t 是一个地区的总施氮量。基于这一判断,可以用省级或县级统计资料,计算出某一地区单位播种面积的平均施氮量(N_t/A_s)。由于在省或县级尺度上有多种作物,每个作物都有平均推荐施氮量范围(N_i),可以根据主要作物的平均推荐施氮量和相应播种面积的权重,进行加权平均,计算出该区域所有作物的平均推荐施氮量。如果该播种面积的实际平均施氮量小于、等于或大于平均推荐施氮量,则认为是不足、合理、过量氮肥施用面积。

根据我国已经发表的大量研究资料[11],小麦、玉米和水稻每季作物氮肥推荐量范围大致在 N 150 ~ 250 kg/hm^2 之间,蔬菜大致在 N 150 ~ 300 kg/hm^{2}之间,果树大致在 N 150 ~ 250 kg/hm^2 之间,其他作物大致在 N 50 ~ 150 kg/hm^2 之间。将这些推荐施氮量范围应用到全国,则全国过量施氮面积占播种面积 20%,合理面积占 70%,不足面积占 10%,其空间分布如图 1。

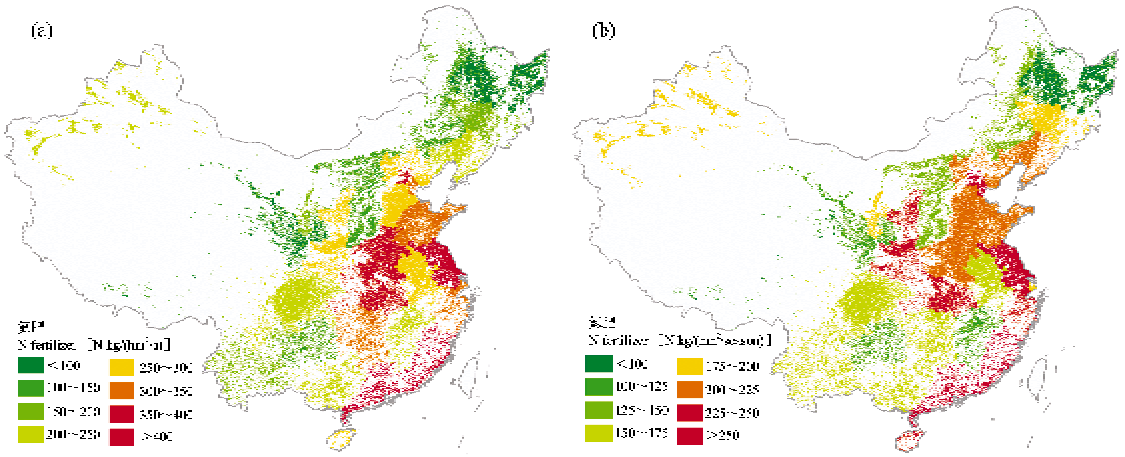

图 1　我国 2010 年单位农田面积(a)和单位播种面积(b)的氮肥施用量空间分布(数据来源:国家统计局[16])

Fig. 1　The spatial distribution of N fertilizer rate per agricultural area (a) and per sowing area (b) in China in 2010 (Data source: National Bureau of Statistics of China[16])

由于我国各地复种指数不同,单位农田面积和单位播种面积的施氮量差异很大。我们认为,前者是每年施氮量,或者称为施氮强度,可以反映向某个地区投入肥料氮的强度,如果投入氮强度过高,就会

使下季作物利用上季残留肥料氮的机会减小,导致氮素严重损失,引起区域内大气和水环境的氮浓度增高,作为区域内环境污染风险评价指标;后者反映每季作物的施氮量,可以作为区域内是否合理施氮的评判指标。

由图1可以看出,我国单位农田面积施氮量高于N 350 kg/hm^{2}的地区主要分布在中东部和东南部地区,包括北京、河南、江苏、湖北、福建、广东等地。这些地区单位农田面积肥料氮投入强度大,环境污染严重。我国单位播种面积大于N 250 kg/hm^{2}的地区也主要分布在上述地区,而大于N 225 kg/hm^{2}的地区更加广泛的分布于中东部和东南部的绝大部分地区。

这种自上而下用区域平均推荐施氮量来评判大面积氮肥施用状况的方法,只是一个统计意义上的结果,可能掩盖实际过量施氮、环境污染的热点(hotspots)。如云南省,单位农田面积或播种面积的氮肥施用量并不高,全省氮肥过量施用似乎不是一个严重问题。但云南是一个气候、地形、农业环境变异较大的省份,作物生产集中在平地和较肥沃的土壤上,这些热点地区的年平均施氮(N)量高达400±100 kg/(hm^2·a),玉米上可高达730±330 kg/hm^2,严重超过了全省年平均施氮量150 kg/(hm^2·a)左右[17]。同样,在陕西的粮食、蔬菜和果树上[18],大于60%的田块超过了推荐施氮量。由于各种氮素损失量与施氮量一般呈指数增长关系,鉴别这些热点对评判高环境污染风险具有重要意义。如硝态氮淋洗量通常在单位播种面积施氮量超过N 150～180 kg/hm^2[19-21]后显著增长,水体富营养化和地下水硝酸盐污染风险显著增加[14,22]。同样,N_2O排放量在施氮量超过N 180 kg/hm^2[23-24]后,呈指数增长趋势。氨挥发也表现为同样的趋势[1]。由于我国以分散经营的小农户模式为主,农户数量达2亿多,有限的技术服务应首先在这些高施氮量的热点地区得到应用,以减少环境压力。

2.3 国家尺度氮肥施用现状及预测

我国需要多少氮肥,既能保证农产品生产需求,又不引起环境污染,一直是大家关心的重要问题。要判断全国氮肥使用量处于什么水平,需要用合理方法。理论上讲,国家氮肥需求量,应该等于各个田块合理施氮量之和,但这是很难估算出来的。我们在这里提出一种估算国家尺度氮肥需求量的方法,即根据某种作物的播种面积和这种作物的推荐施氮量范围,获得该种作物的需氮量,将全国不同作物需氮量相加,即可大致估算出全国的合理需氮量范围,称之为氮肥需求量估算法。

$$N_d = \sum A_{s,i} \times Min(N_i) \sim \sum A_{s,i} \times Max(N_i)$$

其中,N_d是总合理需氮范围;$A_{s,i}$是第i种农作物的播种面积;N_i是第i种农作物的推荐施氮量范围。根据我国已经发表的大量研究资料,我国小麦、玉米和水稻每季作物氮肥推荐量范围大致在N 150～250 kg/hm^{2}之间,蔬菜大致在N 150～300 kg/hm^{2}之间,果树大致在N 150～250 kg/hm^{2}之间,其他作物大致在N 50～150 kg/hm^{2}之间。将不同作物推荐施氮量下限和上限与相应作物的播种面积相乘,再分别相加,即可获得全国尺度农田的合理使用量下限和上限。

根据我们的研究,田块尺度上作物合理施氮量基本上相当于作物地上部(籽粒和秸秆)氮素携出量[7-8]。如果能够求出全国尺度上所有作物的地上部氮素携出量,则可粗略的认为是全国的合理需氮总量。实际上,西方发达国家田块尺度上氮肥施用量相当于籽粒移走的氮量,因为秸秆一般能够全部还田,人畜禽粪尿也能大部分回到农田补充部分土壤氮素消耗,国家尺度上总的氮肥需求量大致相当于全国籽粒携出总氮量。由于我国氮肥损失较为严重,损失的氮素大致相当于秸秆还田的氮量,加之我国人畜禽粪尿的循环利用率较低,为了弥补这部分损失,我们推算的田块尺度氮肥施用量相当于作物地上部分氮素携出量(籽粒和秸秆)。国家尺度的氮肥需求量相当于全国作物地上部氮素携出总量,以此作为我国氮肥需求量的最低下限。

为了验证以上两种方法估算全国氮肥需求量的准确性,我们首先与全国1980～2010年间的实际氮肥使用量进行比较,其次再与实际氮肥使用量减少30%的情景相比(图2),为预测我国未来的氮肥需求量寻找方法。之所以设置减少30%的情形,我们认为,由于我国氮肥施用量、施用方法和时期的粗放,导致某些地区氮肥过量、加上不应有的氮肥损失,如果将这些部分减下来,降低30%氮肥使用量,应该是较合理的氮肥需求量[8]。

由图2可以看出,大约在1990年以前,我国实际氮肥使用量低于合理使用量的下限,与此同时,作物氮素总携出量高于减少30%的情景,说明全国氮肥使用量不足,处于消耗土壤氮素的状态。1990年以后,实际氮肥使用量迅速上升,超过了合理使用量的下限;至2010年,居于合理使用量范围的中部,但远高于减少30%的情景和作物氮素总携出量。非

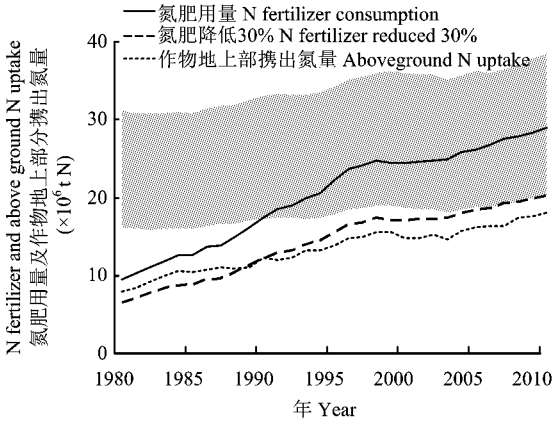

图 2　1980 ～ 2010 年我国农田实际氮肥使用量、合理氮肥使用量的范围及作物携出氮量

(数据来源: 国家统计局 2013[16])

Fig. 2　The actual N fertilizer consumption, range of rational fertilizer demand and total aboveground N uptake by crops in agricultural area in China from 1980 to 2010

(Data source, National Bureau of Statistics of China[16])

[注(Note): 图中阴影部分为我国合理氮肥使用量的范围
Shadow part shows range of rational N fertilizer demand.]

常有意思的是,在 2005 年以后,合理使用量的下限与减少 30% 的情景非常接近。我们认为,如果能够通过改善施肥技术而降低氮肥损失量,合理使用量下限应该是保证我国粮食安全和环境保护的总氮肥需求量。如果有机肥循环利用率能够从现在约 40% 提高到 80% (见下文),加上有机肥提供的氮素,应该保证全国的氮素需求。而作物总氮素携出量应该是总氮肥使用量的最低下限(底线)。由此看来,在改善施肥技术基础上(即最优模式),我国 2006 ～ 2010 年间 5 年氮肥平均使用量应该为 N 19.6×10^6 t 左右;如仍然依照现在的粗放施肥习惯,应该为现在的实际氮肥总使用量,5 年平均为 N 27.9×10^6 t 左右,正好处于合理施氮量范围的中线。

为了预测我国未来氮肥总需求量,我们采用了以下五种方法。首先,我国 2001 ～ 2010 十年间氮肥总使用量基本呈稳定增加趋势,我们假设未来 40 年(自 2011 年起)氮肥基本保持 2001 ～ 2010 的年均增长量(约 N 0.5×10^6 t/a),作为照常经营模式(BAU)。其次,在以上基础上,减少 30% 的氮肥施用量。第三, 假设 2010 年以后每年粮食进口量保持在 61.2 百万吨(2010 年的进口量)不变,根据人口及人均消费来估算粮食需求量[25],然后根据 1980 ～ 2010 年粮食总产量与氮肥总使用量的数学关系,预测氮肥需求量: $y = ax^b$,其中 y 为氮肥总使用量(N, $\times 10^6$ t/a),x 为粮食总产量($\times 10^6$ t/a),a = 1.3×10^{-5}, b = 2.3。第四, 结合复种指数变化(假设从 2010 年的 1.32 线性增长到 2050 年的 1.5)推算作物播种面积变化(总耕地面积除以复种指数,并假设各种作物的播种面积比例保持在 2010 年的数值不变),然后根据不同作物合理施氮量范围推算合理氮肥使用量范围;第五, 作物携出氮量根据 1980 ～ 2010 粮食产量与作物地上部携出量来计算: $y = a + bx$,其中,y 为作物携出氮量(N , $\times 10^6$ t/a), x 为粮食总产量($\times 10^6$ t/a), a = −7.1, b = 0.05。

由图 3 可以看出,如果全国氮肥使用量以 2001 至 2010 年均增长量继续增长,预测的 2011 ～ 2050 年间氮肥使用量将会从合理使用量范围的中线逐渐超出合理使用量的上限,且没有与未来粮食需求量挂钩。如果在照常经营模式基础上减少 30% 的氮肥,则全国氮肥使用量从合理使用量范围的下限逐渐上升到中线,也没有反映粮食需求的变化。以粮食需求预测的氮肥需求量,在前期趋于合理使用量范围的上限,后期则趋于合理施氮量范围的中下部,且接近于减少 30% 的情景。作物氮素总携出量始终低于合理施氮量下限。综合考虑各种预测方法,如果改善施肥技术,我国 2020、2030 和 2050 年合理氮肥需求量应该是合理氮肥使用量的下限,分别为 N 21.0×10^6 t、21.7×10^6 t、23.1×10^6 t。如施肥技术得不到实质上的改善,依然粗放施氮,则氮肥

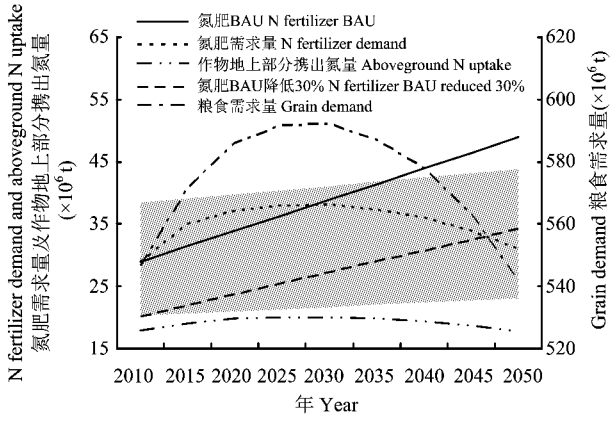

图 3　2011 ～ 2050 年我国粮食需求量、氮肥需求量及作物携出氮量预测

Fig. 3　The prediction of grain demand, N fertilizer demand and total aboveground N uptake by crops in agricultural area in China from 2011 to 2050

[注(Note): 阴影部分为预测的合理氮肥使用量范围
Shadow part shows range of rational N fertilizer demand.]

需求量应处于合理使用量范围的中线，分别为 N 30.4×10^6 t、31.4×10^6 t、33.4×10^6 t。

根据作物合理推荐施氮量估算我国农田对氮肥需求量范围具有重要意义。政府主管部门可以依此来安排氮肥生产，避免过量生产氮肥，因为生产氮肥需要消耗大量的化石能，化肥企业产能过剩必然影响到全国能源消费结构，生产过程也会造成一定程度的环境污染和温室气体排放[3]。

根据本文提出的氮肥需求量估算方法，可以估算出各省和全国的合理氮肥使用量范围，对省和全国尺度氮肥总使用量进行宏观调节和控制，可以在保证农产品生产的条件下，避免盲目使用氮肥而引起的环境污染问题。遗憾的是，我国仍然缺乏在省级和全国尺度上控制氮肥总使用量的相关政策。

2.4 与美国和西欧施氮状况的比较

我国以 9% 的耕地，养活了 20% 的世界人口，但也使用了世界 30% 左右的氮肥，这其中还包括有机肥回田的氮素大约 N 12×10^6 t（见下文）。为了判断我国氮肥使用与粮食生产情况居于什么水平，我们比较了中国、美国和西欧 2006～2010 年期间 5 年平均的有关指标（表 1）。可以看出，我国的单位农田面积和单位播种面积施氮量都远高于美国和西欧，我国在复种指数约 1.4 的条件下，单位农田面积的产量却低于后两者。我们认为，其中的主要原因有：1）美国和西欧的粮食生产区位于土壤－气候（水热）条件较好地区，土壤肥力较高，而我国粮食生产压力大，有些粮食生产区的土壤－气候条件较差，全国平均起来，单位农田面积的粮食产量较低；2）我国农田土壤有机碳氮含量低，供氮量低，复种指数高，需要通过化肥提供的氮素比例高；3）美国和西欧的有机肥循环利用率较高，有机肥补充的氮素替代了相当的化肥氮投入；4）我国化肥氮的有效率较低[8]，损失严重。

表 1 2006～2010 年中国、美国及西欧氮肥施用与粮食生产对比（数据来源：FAO[26]）

Table 1 The comparisons of N fertilization and grain production among China, US and Western European from 2006 to 2010 (Source: FAO[26])

国家或地区 Country or region	耕地面积 Agricultural area ($\times 10^6$ hm^2)	播种面积 Sowing area ($\times 10^6$ hm^2)	总施氮量 Total N consumption ($\times 10^6$ t)	粮食总产 Total grain production ($\times 10^6$ t)	单位农田面积施氮量 N rate per agricultural area (N kg/hm^2)	单位播种面积施氮量 N rate per sowing area (N kg/hm^2)	单位面积粮食产量 Grain yield per agricultural area (kg/hm^2)
中国 China	111.5	156.2	27.9	629.3	250.5	178.5	6401
美国 US	161.2	99.3	11.2	418.0	69.4	112.7	6977
西欧 Western European	34.0	25.7	4.2	152.4	124.4	164.8	8104

注（Note）：表中数字为 5 年平均；在进行中国与其他国家和地区对比时，考虑到数据的可比性，我们统一采用 FAO 的数据来进行计算。其中关于中国的数据可能与国家统计局的数据有差异，这些差异是由于统计口径不一致造成的。在其他单独分析中国的时候我们以国家统计局的数据为准 Data are average from 2006 to 2010; During the comparison between China and other countries/regions, we used the data from FAO considering the comparability of the data. But the FAO data about China are different from the data of China National Bureau of Statistics on the same parameters, and these differences are mainly due to the statistical inconsistencies. When does the single analysis of China, data from China National Bureau of Statistics is used.

从这 3 个国家或地区与全球的氮肥使用与粮食产出历史变化来看（图 4），美国和西欧的氮肥总使用量在八十年代达到最高后，基本平稳或者有下降的趋势，而中国的氮肥使用量自八十年代以来一直在快速上升，直接拉动了全球氮肥的增长。从单位播种面积施氮量来看，西欧自八十年代以来显著下降，美国基本平稳或略有增加，而中国迅速增加，2005 年以后已经超过了西欧。从粮食总产量看，西欧基本不变，美国有所增长，中国播种面积大，粮食总产也远远高于美国和西欧，与全球粮食增长同步。从粮食单产来看，西欧最高，中国和美国在持续上升，但 1995 年以后，美国持续上升，中国增长缓慢，特别是 2005 年以后，在复种指数约 1.4 的条件下，单位农田面积的粮食产量低于美国，而且差距有拉大的趋势。以上情况都说明，我国氮肥投入的效率在持续下降。

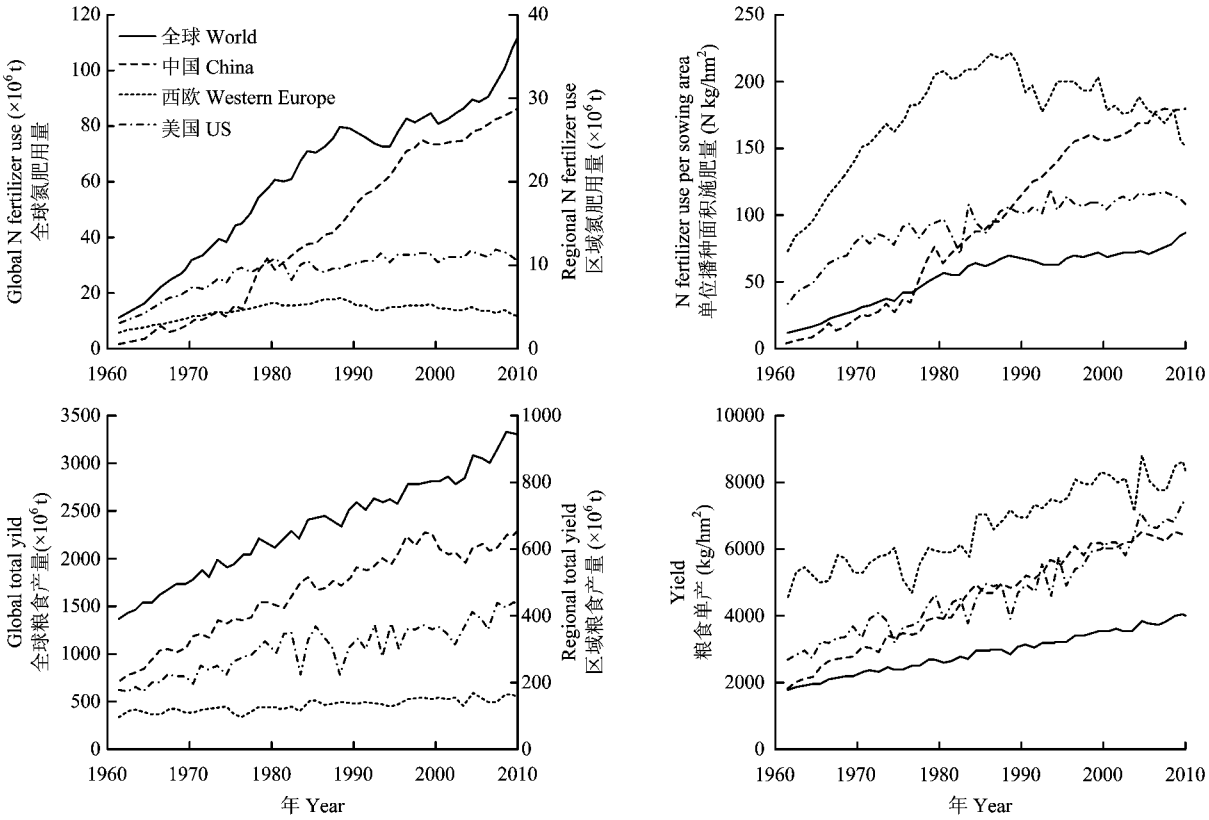

图 4　1961～2010 年全球、中国、美国和西欧氮肥使用及粮食产量(数据来源: FAO[26])

Fig. 4　N fertilizer rate and grain yield in the world, China, US and Western European from 1961 to 2010 (Data source: FAO[26])

从以上分析可以得出一个基本判断,我国用比较高的氮肥投入,获得了粮食、蔬菜、水果和肉奶蛋的基本自给,但氮肥的损失量很高。如果现在的粗放施肥方式得不到实质性改善,那么再增加农产品,还需要增加氮肥投入,不仅已经污染的环境得不到恢复,而且还会不断加重。因此,我们更应该考虑在不大量增加氮肥总使用量的情况下,将氮肥在区域间进行合理调配,使田块尺度的施氮量更趋合理,减少氮素损失,恢复生态环境。

3　关于有机肥和碳投入

按照李书田和金继运[27]根据我国 2008 年畜牧业和作物生产的估算,有机肥资源量约为 49.5×10^8 t,其中人畜禽粪尿 40.2×10^8 t,占 81.2%;秸秆 8.1×10^8 t,占 16.4%; 饼肥 26.3×10^6 t,占 0.5%; 绿肥 93.4×10^6 t,占 1.9%[28]。有机肥资源每年可提供 N 30.5×10^6 t, 比每年氮肥总使用量还高。但是,我国有机肥还田率只有 39%,不到资源量的一半。值得注意的是,上述全国粮食、蔬菜、水果的总产出中,包括了这部分有机肥提供的氮量。众所周知,有机肥施用对土壤培肥至关重要,有机无机配合是获得持续高产和稳产的重要农艺措施。在当今我国以化肥当家的现实状况下,有些田块长期得不到有机肥施用,对土壤的碳源补充不足,土壤碳氮比下降,土壤有机碳氮库变小;土壤物理、化学和生物性状变差,土壤水、肥、气、热四大肥力因子失调;土壤对短期干旱或养分缺乏的缓冲能力变弱,迫使农户不得不频繁地大量灌水和多次施肥以维持产量,使水分和养分的利用率降低,农田管理成本增大。过去我们只注意了有机肥提供的养分,而对有机肥或秸秆提供的碳源重视不够,事实上,这些碳源在调节土壤肥力因子中起着重要作用。

Drinkwater 和 Snapp[29]认为,现在养分管理策略只注重向作物提供可溶性的无机养分,而忽略了碳氮磷循环在时间和空间上的匹配,使农田生态系统处于一个渗漏的无机营养饱和状态。改进的管理措施应注重无机库和有机库的协调,使无机养分能够较长时间地持留在有机库中,作物通过微生物或植物介导的过程获取养分,而不是仅注意可溶性无机养分库。发挥生物学过程使碳氮配合,将养分持

留在土壤中,将会极大地降低对高无机养分投入的需求。可见,培育土壤有机碳氮库对改善土壤肥力、增产和降低环境污染的重要作用。我们的研究[30,31]表明,单纯施用无机氮肥,土壤会有一个相对大的无机氮库,而相对小的有机碳氮库,减小了土壤的缓冲能力,增加了环境污染风险(图5)。有机无机配合,为微生物提供了碳源,既可以维持土壤相对较大的有机碳氮库,增加土壤的缓冲性能,又可以维持土壤较好的无机氮供应能力,提高土壤保水保肥性能。

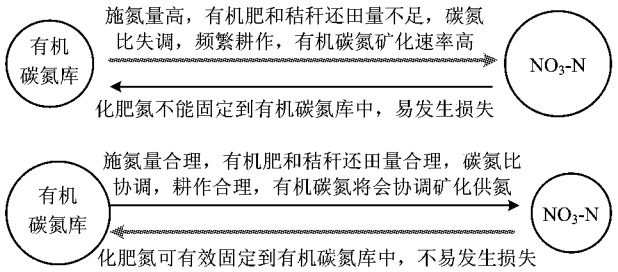

图5 不同碳氮管理旱作农田土壤有机-无机氮库转化概念模型

Fig. 5 The concept model of soil organic-inorganic nitrogen transformation in different carbon and nitrogen management in upland

当土壤维持一个较大的有机氮库时,在水热条件较好的作物快速生长期,土壤有机氮可以通过矿化作用持续不断地供应作物对氮素的需求,只需要在关键生育期施用氮肥。这些氮肥除了被作物吸收外,还可转化成微生物氮和土壤有机氮暂时保存,降低了损失风险。当土壤有机氮库较小时,土壤失去了这种保持和供应养分的缓冲性能,即使多次施肥,也很难保证对作物养分的持续供应,因为根系接触的土壤氮比肥料氮的几率大得多,作物对土壤氮的吸收始终是主要的[8]。如果施入的肥料氮不能及时被土壤有机碳固定,就容易流失。在生产实践中农户经常抱怨"化肥越施地越馋"[32],就是有机肥和碳投入量不足,土壤有机碳氮库变小的原因。

我国在有机肥利用方面存在很多问题,大量有机肥资源没有充分利用,而是变成了环境污染物的来源。对人畜禽粪尿的堆放和处理不当是我国有机肥管理中的突出问题,有机肥不能耕翻进土壤或施肥时期不当导致氨挥发、淋洗损失和 N_2O 排放增加[33]。农户和集约化养殖场对畜禽粪便的不当处理是这些问题的开始,尤其是有大约600百万吨(鲜重)露天堆积在土地或水道上,成为重要的点源污染,占排放到地表水中的90% 的COD,38% 的氮和56% 的磷[34],是湖泊、河流和入海口水体富营养化化的主要来源[22]。

我们认为,这不是一个简单的技术问题,而主要原因还是社会经济问题。例如,在上世纪八十年代化肥没有普遍大量使用以前,我国农户非常重视农家肥的收集和利用。但到了近十几年,由于化肥很容易购买和相对较低的价格,运输施用方便;劳动力价格上升使农户认为收集和施用有机肥费时费工不卫生等,导致有机肥的回田率下降,占养分的比例下降[35],直接影响到全国土壤肥力演变和农产品生产能力与稳定性。如果能将有机肥的回田率从现在的大约40%提高到国外的大约80%,还可以向农田再增加约 $N\ 12\times10^6$ t 有机氮投入,就可以替代相当的化肥氮投入量,而且对提升土壤肥力具有极其重要的作用。

如何培育土壤有机碳氮库是我国提升土壤肥力的关键问题。对于 Kong 等[36]提出"高氮才能固碳"的观点,笔者[30-31]和国外的研究[37]都证实,长期合理氮肥投入加上秸秆还田能够显著增加土壤有机碳氮含量,氮肥与有机肥和秸秆配合效果更好,单纯大量施用氮肥不仅没有好处,有时还加速了土壤原有有机碳氮的分解,还会引起严重的氮素损失。事实上,对于冬小麦和夏玉米一年两季作物来说,黄淮海平原年平均施氮量 $N\ 430\ kg/(hm^2\cdot a)$[36]基本相当于本文论述的合理施氮量上限,加之该地区普遍采用的撒施肥料,氮肥的损失在30%以上,实际上发挥作用的氮肥投入量在本文的合理施氮量范围,而不是 Kong 等[36]论述的"投入无机肥越高、产量越高、有机质就会越高"。另外,文章[36]最后提出的该地区提高肥料利用率和降低损失的措施,如精准农业、土壤测试、微量元素和叶面施肥更不是解决问题的关键。

在上世纪八十年代以前,我国化肥使用量不高,科技工作者提出以"无机促有机"的观点,即通过增施无机肥,获得较高的籽粒产量和秸秆产量,秸秆可以作为牲畜饲料生产更多有机肥,再回到农田供应作物养分。过去三十年大量的化肥投入,人粪尿、牲畜粪便和秸秆等有机肥资源迅速增加,但还田率在下降,因有机肥造成的水体和大气污染在加重,但通过有机肥回到农田的总养分量还是增加的。读者会担心,在某些过量施氮地区如果减少了化肥氮的施用,会不会降低有机肥的产出量。我们认为,通过合理施氮减少氮肥施用量,并不会引起作物籽粒和

秸秆产量的降低,甚至会增加产量,有机肥的产出量也不会减少。如果能提高有机肥的回田率,通过有机肥供应的作物养分量还会增加。我们的研究还表明,过量施氮会引起作物秸秆碳氮比下降,还田后不利于增加土壤有机质,而合理施氮可以提高作物秸秆的碳氮比,回田后有利于土壤有机质的累积[31]。

4　值得商榷的几个问题

4.1　氮肥是否过量

蔡祖聪等[38]提出了“我国只有实施以高垦殖率、高复种指数和大量施用化肥为特征的高强度农业,才有可能保证粮食安全”,但没有界定这种大量施用化肥到什么程度。如果在设定了目标产量后,在施肥方法和时期都合理的情况下,这种“高投入”是最高产量施氮量或经济最佳施氮量,这不算是“高投入”,应该是合理投入。如果是粗放施肥的大量损失条件下,要获得同样的目标产量,为了满足给作物的供氮,需要在合理施氮量再加上氮肥的损失量,就如同现在大多数农户的习惯施肥那样,这样的“高投入”并不会增加产量,而只是“保证了高量的氮素损失”,很难降低氮素污染。正如本文的研究结果,如果仍然依照现在的粗放施肥习惯,我国现在的实际氮肥使用量应该没有过量,但氮肥损失是严重的,损失率应该在 40%～50% 之间[8];如果能够通过改进施肥技术将过量地区的氮肥用量和损失降下来,对氮肥在地区间进行合理调配,则可以降低 30% 的氮肥使用量。

4.2　未来氮肥需求量

蔡祖聪等[38]根据他们提出的判断氮肥“过量施用”的三个指标,认为“在全国尺度上,随着人口的增加以及经济发展水平的提高,对粮食的需求量将继续增加,因而必须施用更多的氮肥”。根据本文的预测结果,如果改进施肥技术,未来氮肥需求尽管有增加的趋势,但总量比现在还可以降低;如果依然粗放施肥,则需要在现在实际氮肥使用量上继续增加,但增加的幅度并不大。从 1961～2010 年间我国氮肥使用量与粮食总产量的关系(图 6)来看,和田块尺度上单位面积施氮量与产量的效应曲线相似,也呈抛物线增长关系,也呈报酬递减规律,而非直线关系。尽管现阶段没有达到粮食总产的最高点,但总产的增幅随氮肥使用量的增加在下降。通过解方程求得,当全国氮肥总使用量达到 N 33×10^6 t的时候,粮食总产达到最高,理论值为 634×10^6 t。可以看出,通过增加氮肥总使用量来增加粮食总产量的潜力是有限的。

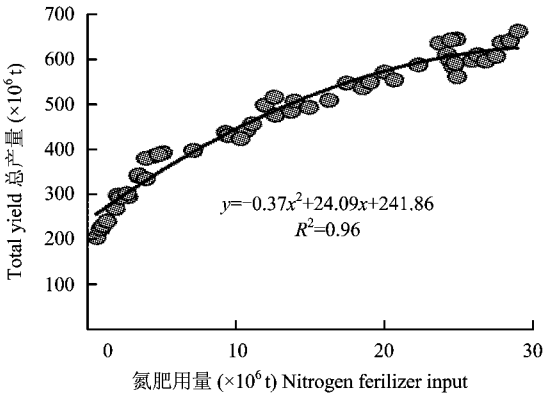

图 6　1961～2010 年我国氮肥总使用量与粮食总产的关系(数据来源: FAO[26])

Fig. 6　The relationship between total N fertilizer consumption and total grain production from 1961 to 2010 in China (Data source: FAO[26])

在国家尺度上,当氮肥使用量低时,氮素成为产量限制因子;但在施氮量达到一定程度后,其他生产因素成为限制因子,再施氮不会再增产。另一方面,“要增加粮食,就要增加氮肥投入”,这种情况也只发生在氮肥利用率和损失率不变的条件下,如果提高了氮肥利用率,降低了氮肥损失率,则可以在获得同样产量的条件下,降低氮肥用量。还有,在氮肥使用量达到较高水平后,氮肥究竟在粮食增产中起了多大作用? 如果仔细分析我国历年来粮食总产量与氮肥总使用量在不同阶段的变化(数据略),就可以看出,在 1998～2003 年,尽管氮肥投入在增加,但粮食产量在下降,主要是政策忽视粮食生产;2004～2013 的粮食十连增,并不只是取决于氮肥的增加,而取决于政策重新注重粮食生产,实行种粮补贴和粮食价格调整等因素。所以这样的分析把决定粮食增产的因素混到了一起。

我国未来需要多少氮肥,首先取决于中国未来需要生产多少粮食、蔬菜、水果和肉奶蛋。其次决定于将施氮过程和施氮后的氮素损失程度降低到什么程度,我们需要逐步从粗放的施肥方式中走出来。尽管未来的农产品需求会增长,但如果将现在的粗放施氮损失降低 30%,中国将来的氮肥需求增长量并不大,这是值得进一步研究的重要问题。

4.3　降低氮污染

蔡祖聪等[38]进一步提出了“必须加强高投入条件下解决氮污染问题的研究,建立相应的理论体系,政策措施和技术方法”。根据本文的分析,如果这

种高投入是建立在高损失的条件下,其造成的氮污染是难以解决的。我们知道,氮肥的损失途径包括氨挥发、淋洗和径流以及反硝化损失,损失的这些活性氮都有强烈的生态环境效应,即使反硝化损失以氮气为主,也会引起很高的经济和能量损失。我们认为,氮污染的控制应该遵循“源头控制的原则”,“末端治理”会付出更大的环境和经济代价。问题的焦点还是如何界定这种“高投入”,如果这种高氮投入是在合理施氮量范围内,这种“理论体系和技术措施”业已存在,只是在具体生产实践中落实不到位的问题;如果这种“高投入”是为了维持那种不高的产量,而放任施氮过程和施氮后的大量损失,那么这种“解决氮污染”的方法很难找到,也许根本就不存在。从本文的分析看,未来降低氮污染的关键是通过施肥技术和政策法规实质性地从源头降低氮肥大量损失。要进一步提高我国的农产品产出量,主要依赖于将氮肥在区域间的合理调配。在过量施氮地区,通过增加氮肥投入不仅不会增产,还会加重污染,进一步增产依赖于对整个作物生产过程优化农艺措施的落实[39];在投入不足地区,依赖于进一步改善生产条件和土壤肥力,发挥增施氮肥的增产作用。

参考文献:

[1] Ju X T, Xing G X, Chen X P *et al*. Reducing environmental risk by improving N management in intensive Chinese agricultural systems[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of USA, 2009, 106: 3041-3046.

[2] 朱兆良. 推荐氮肥适宜施用量的方法论诠议[J]. 植物营养与肥料学报, 2006, 12(1): 1-4.
Zhu Z L. On the methodology of recommendation for the application rate of chemical fertilizer nitrogen to crops[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2006, 12(1): 1-4.

[3] Zhang W F, Dou Z X, He P *et al*. New technologies reduce greenhouse gas emissions from nitrogenous fertilizer in China[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of USA, 2013, 110: 8375-8380.

[4] Johnston A E, Poulton P R. Nitrogen in agriculture: An overview and definitions of nitrogen use efficiency[J]. Proceedings of the International Fertiliser Society, 2009, 651.

[5] Jensen L S, Schjoerring J K, van der Hoek K *et al*. Benefits of nitrogen for food, fiber and industrial production[A]. Sutton M A, Howard C M, Erisman J W *et al*. The European nitrogen assessment[C]. New York: Cambridge University Press, 2011. 32-61.

[6] 朱兆良, 张福锁. 主要农田生态系统氮素行为与氮肥高效利用的基础研究[M]. 北京: 科学出版社, 2010. 1-27.
Zhu Z L, Zhang F S. Basic research on nitrogen behaviors and high nitrogen fertilizer use efficiency in Chinese main intensive agricultural ecosystems[M]. Beijing: Science Press, 2010. 1-27.

[7] Ju X T, Christie P. Calculation of theoretical nitrogen rate for simple nitrogen recommendations in intensive cropping systems: A case study on the North China Plain[J]. Field Crops Research, 2011, 124: 450-458.

[8] 巨晓棠. 氮肥有效率的概念和意义[J]. 土壤学报, 2014, 51(5), doi:10.11766/trxb201405130230.
Ju X T. The concept and mean of nitrogen fertilizer availability ratio[J]. Acta Pedologica Sinica, 2014, 51(5), doi:10.11766/trxb201405130230.

[9] Department for environment food and rural affairs (Defra). Fertilizer manual (RB 209) (8th edition)[M]. Norwich: TSO (The Stationery Office). 2010.

[10] 张福锁, 陈清, 张晓晟, 等. 中国蔬菜养分管理环境评价[A]. 朱兆良, Norse D, 孙波, 等. 中国农业面源污染控制对策[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2006. 135-299.
Zhang F S, Chen Q, Zhang X S *et al*. Environmental assessment of nutrient management in vegetable production in China[A]. Zhu Z L, Norse D, Sun B *et al*. Policy for reducing non-point pollution from crop production in China[C]. Beijing: China Environmental Science Press, 2006.

[11] 张福锁, 陈新平, 陈清, 等. 中国主要作物施肥指南[M]. 北京: 中国农业大学出版社, 2009.
Zhang F S, Chen X P, Chen Q *et al*. Fertilizer application guideline for main crops of China[M]. Beijing: Chinese Agricultural University Press, 2009.

[12] Zhang F S, Cui Z L, Chen X P *et al*. Integrated nutrient management for food security and environmental quality in China[J]. Advance in Agronomy, 2012, 116: 1-40.

[13] Zhu Z L, Chen D L. Nitrogen fertilizer use in China - Contributions to food production, impacts on the environment and best management strategies[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2002, 63: 117-127.

[14] Ju X T, Kou C L, Zhang F S *et al*. Nitrogen balance and groundwater nitrate contamination: comparison among three intensive cropping systems on the North China Plain[J]. Environmental Pollution, 2006, 43: 117-125.

[15] 樊兆博. 滴灌施肥对设施番茄产量和资源利用效率的影响[D]. 北京: 中国农业大学博士学位论文, 2014.
Fan Z B. Effect of fertigation on tomato yield and resource use efficiencies in greenhouse[D]. Beijing: PhD thesis, China Agricultural University, 2014.

[16] 国家统计局. 国家数据[DB/OL]. http://data.stats.gov.cn/workspace/index?m=hgnd. 2013-00-00.
National Bureau of Statistics of China. National data[DB/OL]. http://data.stats.gov.cn/workspace/index?m=hgnd. 2013-00-00.

[17] Li Y J, Kahrl F, Pan J, Roland-Holst D *et al*. Fertilizer use patterns in Yunnan Province, China: Implications for agricultural and environmental policy[J]. Agricultural Systems, 2012, 110:

78-89.

[18] 同延安, Ove Emteryd, 张树兰,等. 陕西省氮肥过量施用现状评价[J]. 中国农业科学, 2004, 37 (8): 239-244.
Tong Y A, Ove E, Zhang S L *et al*. Evaluation of over-application of nitrogen fertilizer in China's Shaanxi Province[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2004, 37 (8): 239-244.

[19] Goulding K. Nitrate leaching from arable and horticultural land [J]. Soil Use Management, 2000, 16: 145-151.

[20] Cui Z L, Yue S C, Wang G L *et al*. In-season root-zone N management for mitigating greenhouse gas emission and reactive N losses in intensive wheat production [J]. Environmental Science and Technology, 2013, 47(11): 6015-6022.

[21] Zhou M H, Butterbach-Bahl K. Assessment of nitrate leaching loss on a yield-scaled basis from maize and wheat cropping systems[J]. Plant and Soil, 2014, 374: 977-991.

[22] 朱兆良, Norse D, 孙波,等. 中国农业面源污染控制对策[M]. 北京 : 中国环境科学出版社, 2006. 135-299.
Zhu Z L, Norse D, Sun B *et al*. In policy for reducing non-point source pollution from crop production in China[M]. Beijing: China Environmental Sciences Press, 2006. 135-299.

[23] 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.

[24] Van Groenigen J W, Velthof G L, Oenema O *et al*. Towards an agronomic assessment of N_2O emissions: a case study for arable crops[J]. European Journal of Soil Science, 2010, 61: 903-913.

[25] 向晶, 钟甫宁. 人口结构变动对未来粮食需求的影响: 2010～2050[J]. 中国人口/资源与环境, 2013, 23(6): 117-121.
Xiang J, Zhong B N. Impact of demographic transition on food demand in China: 2010-2050[J]. China Population Resources and Environment, 2013, 23(6): 117-121.

[26] FAO. FAOSTAT: FAO Statistical Databases[DB/OL]. Rome, Italy, 2014. http://faostat3.fao.org/faostat-gateway/go/to/home/E

[27] 李书田, 金继运. 中国不同区域农田养分输入、输出与平衡[J]. 中国农业科学, 2011, 44(20): 4207-4229.
Li S T, Jin J Y. Characteristics of nutrient input/output and nutrient balance in different regions of China [J]. Scientia Agricultura Sinica, 2011, 44(20): 4207-4229.

[28] 朱兆良, 金继运. 保障我国粮食安全的肥料问题[J]. 植物营养与肥料学报, 2013, 19(2): 259-273.
Zhu Z L, Jin J Y. Fertilizer use and food security in China[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2013, 19(2): 259-273.

[29] Drinkwater L E, Snapp S S. Nutrients in agroecosystems: Rethinking the management paradigm[J]. Advance Agronomy, 2007, 92(92): 163.

[30] Qiu S J, Ju X T, Ingwersen J *et al*. Role of carbon substrates added in the transformation of surplus nitrate to organic nitrogen in a calcareous soil[J]. Pedosphere, 2013, 23(2): 205-213.

[31] 黄涛. 长期碳氮投入对土壤碳氮库及环境影响的机制[D]. 北京: 中国农业大学博士论文, 2014.
Huang T. The mechanisms of a long time carbon and nitrogen input on soil carbon and nitrogen pools and environmental impact [D]. Beijing: PhD thesis, China Agricultural University, 2014.

[32] 中央电视台. 被化肥"喂瘦"的耕地[Z]. 焦点访谈, 2014-05-25.
CCTV. Fertilizer thins the arable land[Z]. Focus interview, 2014-05-25.

[33] Novak S M, Fiorelli J L. Greenhouse gases and ammonia emissions from organic mixed crop-dairy systems: a critical review of mitigation options [J]. Agronomy for Sustainable Development, 2010, 30: 215-236.

[34] 国家环保部. 中国第一次污染普查[EB/OL]. http://cpsc.mep.gov.cn/gwgg/201002/W020100225545523639910.pdf. 2010-00-00
MEP. Bulletin on the first national census on pollution sources [EB/OL]. http://cpsc.mep.gov.cn/gwgg/201002/W020100225545523639910.pdf. 2010-00-00

[35] Ju X T, Zhang F S, Bao X M *et al*. Utilization and management of organic wastes from agricultural origin in China: Past, present and perspectives[J]. Science Chinese Series C: Life Science, 2005, 48: 965-979.

[36] Kong X B, Lal R, Li B G *et al*. Fertilizer intensification and its impacts in China's HHH Plains[J]. Advance Agronomy, 2014, 125: 135-169.

[37] Brown K H, Bach E A, Drijber R A *et al*. A long-term N fertilizer gradient has little effect on soil organic matter in a high-intensity maize production system[J]. Global Change Biology, 2014, 20: 1339-1350.

[38] 蔡祖聪, 颜晓元, 朱兆良. 立足于解决高投入条件下的氮污染问题[J]. 植物营养与肥料学报, 2014, 20(1): 1-6.
Cai Z C, Yan X Y, Zhu Z L. A great challenge to solve nitrogen pollution from intensive agriculture [J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2014, 20(1): 1-6.

[39] Chen X P, Cui Z L, Vitousek P M *et al*. Integrated soil-crop system management for food security [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of USA, 2011, 108: 6399-6404.