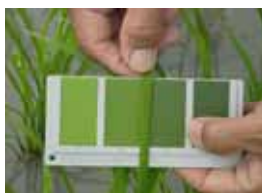


农业氮素循环可持续管理与 活性氮副效应缓解



International Fertilizer Industry Association

国际肥料工业协会

农业氮素循环可持续管理与 活性氮副效应缓解

IFA 活性氮工作组

国际肥料工业协会

法国，巴黎，2007

茹铁军 译

沈 兵 校

本报告所采用的名称和材料介绍不代表国际肥料工业协会的任何倾向。这包括所涉及到的与任何国家、领土、城市或地区或当地政府的法律地位，或其国界、边界划分相关的内容。

致谢

该出版物由 IFA 活性氮工作组成员起草：Doug Beever (Agrium, 艾格瑞), Frank Brentrup (Yara, 海德鲁), Philippe Eveillard (UNIFA, 全国施肥工业联合会), Paul Fixen (IPNI, 国际植物名称索引数据库), Patrick Heffer (IFA, 国际肥料工业协会), Bill Herz (TFI, 美国肥料学会), Roger Larson (CFI, 加拿大肥料学会) 和 Christian Pallière (EFMA, 欧洲肥料制造商协会)。

非常感谢 Ian Richards (Ecopt) 的编辑工作和 C. Aholou-Pütz 与 H. Ginot (IFA) 的稿件版面设计及印刷图表准备工作。

农业氮素循环可持续管理与活性氮副效应缓解
第一版, IFA, 法国, 巴黎, 2007

版权 2007 IFA。保留全部权力
ISBN 2-9523139-1-1



国际肥料工业协会

28, rue Marbeuf, 75008 巴黎, 法国
电话: +33 1 53 93 05 00 传真: +33 1 53 93 05 45/ 47
publications@fertilizer.org www.fertilizer.org

目录

1. 绪论	1
2. 氮肥在农业中的必需性	2
2.1. 氮的重要作用	2
2.2. 为什么需要氮肥？	2
2.3. 各种氮源的供应能力	4
2.3.1. 大气沉降	4
2.3.2. 有机来源	4
2.3.3. 生物固定	5
2.3.4. 化学肥料	5
2.4. 各种氮源的效能	6
3. 农业与全球氮素循环	7
3.1. 氮素循环：环境中氮的来源和沉积	7
3.1.1. 全球氮循环	7
3.1.2. 在农业中的角色作用	9
3.2. 氮在环境中的循环路线	11
3.3. 环境与人类健康：我们能知道的，猜测到的以及我们所不知晓的	12
3.3.1. 氮素缺乏的影响	12
3.3.2. 氮素过剩的危害	13
4. 以可持续方式向日益增长的全球人口提供粮食	16
4.1. 全球农产品需求前景	16
4.2. 全球氮肥需求展望	18
4.3. 提高氮素利用率	19
5. 肥料工业在改进氮素管理和提高氮素利用率方面的义务	24
5.1. 开发改良物性产品	25
5.2. 开发含有提高氮素利用率化学成份的产品	26
5.3. 向农民提供范围广泛的系列肥料产品	26
5.4. 改善供应环节	27
5.5. 开发和促进最佳养分管理实践	27
5.6. 评估推荐产品和实践措施的成效	34
5.7. 与利益相关者和战略合作伙伴的协作	34
6. 结论	34
参考文献	35
附件 1. 温室气体排放和京都议定书	40
附件 2. 国际发展	43

符号，单位，缩写和缩略词

符号

C	碳
CH ₄	甲烷
CO ₂	二氧化碳
H	氢
HNO ₃	硝酸
N	氮
N ₂	氮气
N ₂ O	氧化亚氮
NH ₃	氨
NH ₄ ⁺	铵根
NH _x	氮的氢化物
NO	一氧化氮
NO ₂	二氧化氮
NO ₂ ⁻	亚硝酸盐
NO ₃ ⁻	硝酸盐
NO _x	氮氧化物 (NO + NO ₂)
NO _y	NO _x 及其它氮氧化物，如硝酸等
O	氧元素
O ₂	氧分子
P	磷
S	硫
SO ₂	二氧化硫

单位

bu	蒲式耳
g	克
GJ	十亿焦耳
ha	公顷
kg	公斤
l	升
lb	磅
mg	毫克
Mt	百万吨
t	吨

缩写和缩略词

BNF	生物固氮
-----	------

NBMPs	最佳养分管理实践
DNA	脱氧核糖核酸
EEA	欧洲环境署
EU	欧盟
FAO	联合国粮农组织
GDP	国民生产总值
GHG	温室气体
IFA	国际肥料工业协会
INI	国际氮倡议（提案、规划、行动）
IPCC	政府间气候变化专门委员会
MA	（千年）生态系统评估
NUE	氮利用率
RNA	核糖核酸
SCOPE	环境问题科学委员会
UNECE	联合国欧洲经济委员会
UNEP	联合国环境规划署
US or USA	美国
UV	紫外线辐射
WHO	世界卫生组织
(p)	预测

1. 绪论

氮（N）是生命的重要组成元素。它是所有蛋白质和脱氧核糖核酸（DNA）的基本成份。

在地球上，存在着两个相互没有交换的氮循环系统：占总氮量 99% 的大气中的氮气（ N_2 ），其余 1% 的氮以与其它元素，如碳（C）、氢（H）或氧（O）的化合物形式存在，并因与其它元素的反应倾向被描绘成“活性氮”（Galloway 等，2004）。活性氮包括无机还原态（如合成氨 $[NH_3]$ 和铵根 $[NH_4^+]$ ），以及无机氧化态（如氮氧化物 $[NO_x]$ ，硝酸 $[HNO_3]$ ，氧化亚氮 $[N_2O]$ ，硝酸盐 $[NO_3^-]$ 和亚硝酸盐 $[NO_2^-]$ ）。在长期条件下，腐殖质态氮（土壤中的降解有机物）才可被视为活性氮。

除某些可与固氮菌共生的植物品种外（如豆科），氮气无法被植物直接利用。由于两个氮原子之间的牢固化学键，氮气没有活性。将氮气转化成植物可利用的活性氮需要很高的能量。

氮循环指含氮化合物通过大气圈、水圈、生物圈和土壤圈循环的过程。在这一循环过程的各环节上，活性氮化合物以正面和负面方式影响着人类健康和环境。

虽然某些地区来自如发电厂、运输燃料等燃烧源的大气沉降的氮也可能起重要作用，但化肥、厩肥和生物体是土壤活性氮的主要来源。

氮的合理施用可提高土壤肥力，保证农业可持续发展、食品安全（足够的卡路里）和营养安全（各种基本营养，包括蛋白质的合理供应）。另一方面，一旦管理不当，氮的施用就将引发一系列与环境 and 人类健康相关的负面影响。农业生态系统中活性氮的不足导致土壤肥力下降，产量和作物蛋白质含量下降，土壤有机质耗尽，土壤侵蚀以及在极端情况下的荒漠化。过剩的硝酸盐可能转移至地下水和饮用水源，增加市政部门的处理成本。靠近农田的农村地区饮用水中硝酸盐超标也是一个重要问题。地表水的富营养化与含氮养分施用的日益增加有关，富营养化引发生态退化和资源消耗。在大气中，氮氧化物和颗粒物引发哮喘、心脏疾病等严重的人类健康问题。大气中氧化亚氮浓度的日益增加加剧了全球变暖趋势。

需要采用收益最大化和风险最小化的一体化养分管理模式，这一管理模式是与有助于提高作物生产率和氮肥利用率的氮源使用相联系的。

2. 氮肥在农业中的必需性

2.1. 氮素的重要作用

氮是地球上全部生命的基本成份，它存在于许多有机分子中。而且，它是氨基酸的一个基本组份，氨基酸是所有蛋白质，包括酶、核酸（DNA 和 RNA 的结构单元）的基本元素。没有氮，生命和生态系统将无法以目前形态存在。

氮能刺激根系生长和作物发育，增加蛋白质含量，并促进其它基本植物营养元素的吸收。除可通过共生生物从大气中固氮的豆类外，其它作物对施氮反应迅速。

缺氮的主要症状是老叶叶色变黄，植株矮小，严重缺氮会导致作物产量下降，蛋白质含量降低（图片 1）。

氮是肥料消费中最重要的营养元素。



图片 1. 燕麦的缺氮症状（提供：BASF）

2.2. 为什么需要氮肥？

简单来讲，氮从土壤转移到植物体，再从植物到土壤，这一过程的中间体主要是由动物或人类来充当的。然而，实际情况较为复杂，因为氮化合物在土壤中要经历一系列转化（矿化、固定、硝化和反硝化），并在土壤和空气之间（挥发、反硝化、生物固氮、大气沉降）以及土壤圈和水圈之间（淋溶、径流侵蚀、灌溉）交换。上述转化和迁移构成了土壤氮素循环（图1）。

在自然生态系统中，这一循环或多或少是封闭的，氮的输入和氮的损失是平衡的。然而，绝大多数自然生态系统中氮迁移的小规模性限制了生物产量。

在农业体系中，氮素的这一循环被收获产品中大量氮的移出所扰乱。因此，含氮和其它养分肥料的施用在平衡投入产出、保持或提高土壤肥力、增加农业生产率以及随之而来的防止自然生态系统和野生环境转化成耕地等方面是必需的。

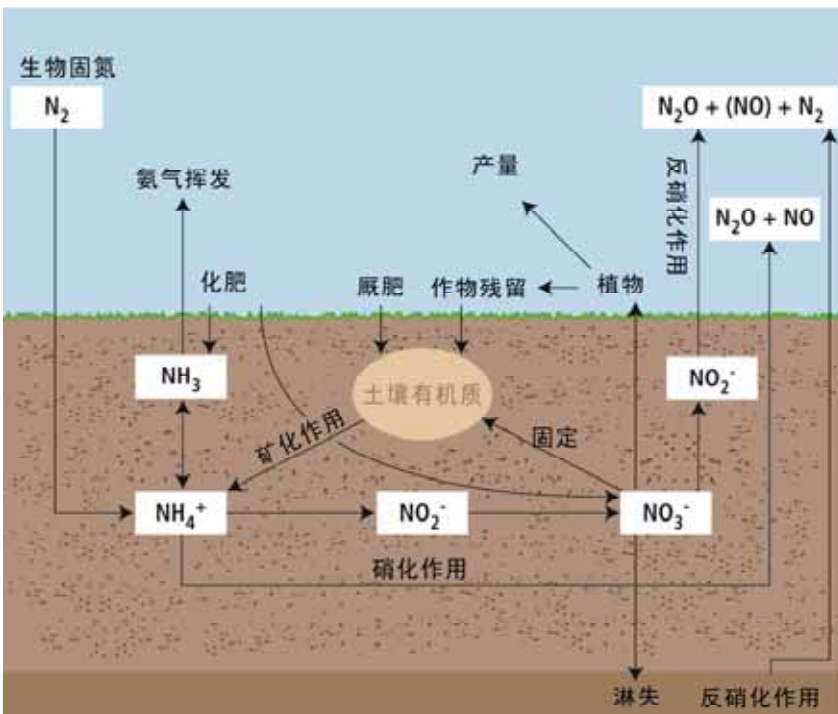


图1. 土壤氮素循环（摘自Hofman和Van Cleemput, 2004）

2.3. 各种氮源的供应能力

2.3.1. 大气沉降

通过工业或农业活动释放到大气中的含氮化合物以湿基或干基沉降的方式返回到土壤或海洋中。依含氮化合物不同，这些方式包括本地或远距离迁移。因此，大气中氮的沉降量部分取决于距离排放源的远近。图 2 给出了二十世纪九十年代初无机氮沉积的地理分布情况。

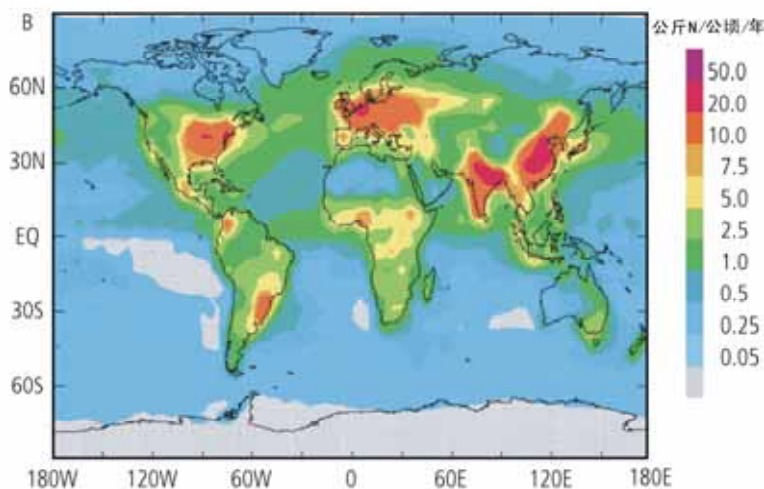


图2. 二十世纪九十年代初无机氮沉积空间分布（摘自Galloway 等，2004）

主要农业区域（如中国东部、印度-恒河平原、美国玉米种植带、西欧等）的大气氮素沉积量通常在 10 至 50 公斤 N /公顷，但在中国北部平原高达 80 公斤 N /公顷（Zhang 等, 2006）。这部分氮对农业而言是十分重要的，当计算氮肥需要量时必须考虑在内。然而，一些大气氮素的沉降出现于没有作物生长的阶段。因此，这一氮源中仅有部分可以计入作物氮的供应之中。

2.3.2. 有机来源

有机养分源主要包括土壤有机质、作物残留、绿肥、动物粪便和城市垃圾（生物固体）。

有机质是植物营养的重要来源，它们的施用有助于改善土壤物理性能（结构和保水能力）。然而，不同有机质的氮含量差异很大，取决于生长绿肥作物或作物残留的土壤肥力、产生粪肥动物的食物、城市垃圾的来源、以及所采用的储存和应用方法。条件允许情况下，在施用有机质之前应首先分析氮含量。

土壤中有机质的养分释放（矿化作用）是微生物作用的结果。氮通过矿化作用变成可用成份的速率主要取决于有机质的属性、气候条件和土壤类型。氮通过矿化作用释放的季节性变化通常无法与作物需求同步，这导致一年中一定时期内土壤中矿化氮的积累以及相应的环境损失。

有机质中氮的有效利用需要以下信息：(i) 有机物中的总氮量，(ii) 有机氮和无机氮的比例，(iii) 当地环境条件下有机氮转化成无机氮的速率（矿化率）。动物粪肥和城市垃圾必须按减少氮挥发损失的方式进行处理。一些有机物质含有超量的有害重金属。有机肥养分浓度低，运输费用高，这决定了其只能是在生产地附近使用。

方框 1. 对植物而言，有机和无机养分源有区别吗？

不。所有养分无论来源于有机还是无机，其被植物吸收时必须是无机态的（通常称“矿质营养”）。有机态氮源在植物作用之前必须先矿化成 NH_4^+ 和 NO_3^- 。

2.3.3. 生物固定

生物固氮（BNF）是指利用活的有机体将大气中的惰性氮气转换成植物可以利用的活性形态。豆科植物（如大豆、紫花苜蓿、苜蓿等）的共生生物固氮通过专一宿主根瘤菌类得以实现，作为交换，根瘤菌从其宿主植物以碳水化合物形式获取能量。豆科牧草的生物固氮量可高达 300 公斤 N / 公顷 / 年以上，通常在 50 至 250 公斤 N / 公顷 / 年（Peoples 等, 2004 年）。另外，一些效率更低的共生体系存在于某些作物中，如甘蔗和水稻等。对于豆类作物普遍种植的轮作体系，生物固氮显然是一个主要氮源。Smil（1999）估计种植作物的生物固氮向全球农业贡献了大约 3300 万吨 N 养分。这一数据将随着目前大豆种植面积的迅猛扩大而快速增加。

2.3.4. 化学肥料

广泛普及的利用氮气合成氨工业化可行性工艺（哈柏 - 博施工艺）的发展，解决了作物生长过程中无机活性氮供应量不足的问题。化学合成氮肥已成为绿色革命的关键部分，它使农业生产与全球人口增长保持同步。据估算，全球粮食生产所需的氮素约有一半来自于化肥供应（Mosier 等, 2004）。2005/06

年度来自化学肥料的氮投入估计为 9090 万吨 N (Heffer 和 Prud'homme, 2006)。

与其他氮源相比, 化学肥料可使农民按正确比例、正确时机和正确部位施用正确的产品(正确的氮素形态和合理的养分比例)。

2.4. 各种氮源的效能

有机质、生物固氮和大气沉降(“本地氮源”)应被视为土壤中的活性氮源。如果估算不足, 氮肥需求可能被高估, 导致环境氮损失增加。然而, 也必须认识到上述氮源的有效性可能无法与作物需求同步, 同时此类氮素的很大部分可能在土壤中损失掉。量化这类氮源的供应量是很困难的, 但应该做出最接近的估算。

来自本地氮源的“活性”氮投入并不足以支撑目前的全球农业产量水平。因此, 必须通过施用化学肥料予以补充。

与本地氮源不同的是, 化学肥料能够精确施用, 包括施用时间和数量。其含氮量是已知的, 同时它们的成份均一性也允许精确施用。化肥可以分次施用以满足作物不同生长阶段对肥料需求的变化。养分之间的比例(N、P、K、S、Mg、Ca 和微量元素)可以按特定需求进行调整; 养分平衡有助于提高氮素利用率(NUE, 其定义见第 24 页的方框 2)。因此, 化学肥料的利用率可以大大高于本地氮源。不过, 总的实际利用率依然低下, 全球当年度平均利用率在 40% 左右, 远低于管理良好试验田(施用年度达到 90%) 的高效水平 (Balasubramanian 等, 2004)。

氮素利用率低下是由于一系列不可避免的损失, 即(i) 硝化-反硝化作用, (ii) 氨气挥发, (iii) 硝酸盐淋失以及(iv) 颗粒物质的流失-侵蚀。农田氮素通过上述途径损失(图 3)。土壤有机质对氮的固定也与植物吸收相竞争, 因而降低氮素的植物可用性。然而, 所固定的氮并没有损失, 而是保留在土壤中, 矿化作用将使之缓慢地供应给植物。因此, 全球多年期平均氮素利用率要高于施用当年水平的 40%, 即部分氮可在随后几年中被作物所利用。

氮素利用率可以通过减少氮素损失来得以提高。然而, 减少了一条途径的损失, 将会增加通过另一条途径损失的风险。因此, 所有氮损失途径必须同时考虑, 即通过新的耕作方式的采用以确保农业和环境的总体收益。类似地, 从政策-规则角度来讲, 将大气与水体的氮素损失分割开来也是毫无意义的。由于作物、土壤、气候条件和氮素来源的多样性, 以及氮素循环的复杂性, 采用综合方法以及开发适合当地需要的策略是十分重要的。

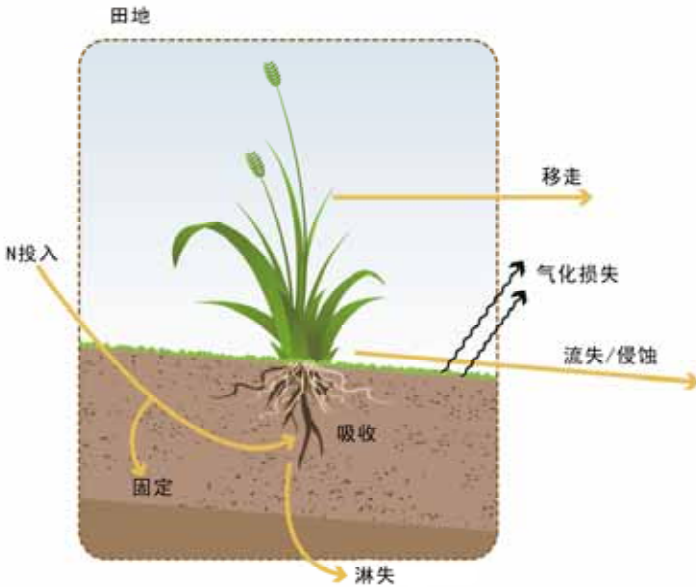


图3. 氮输入和氮损失过程相互作用示意图（摘自Peoples 等，2004b）

3. 农业与全球氮素循环

3.1. 氮素循环：环境中氮的来源和沉积

3.1.1. 全球氮循环

图 4 是二十世纪九十年代初期的全球氮循环示意图。桔黄色部分是活性氮总汇。向外和向内箭头代表了非活性的氮气和活性氮圈之间的交换。二十世纪九十年代初，由大气氮气固定的活性氮总量估计可达到 2.68 亿吨 N/年。

氮转移的一部分与人类活动有关，一部分与大自然有关。例如，氮气通过生物体系，包括自然体系（N-BNF）和农业或种植体系（C-BNF）固定，其中自然体系是主要贡献者。源自人为因素的氮输入中，哈柏 - 博施工艺是主要来源，但部分通过这一工艺获得的活性氮用于非肥料用途（例如工业或饲料用途）。

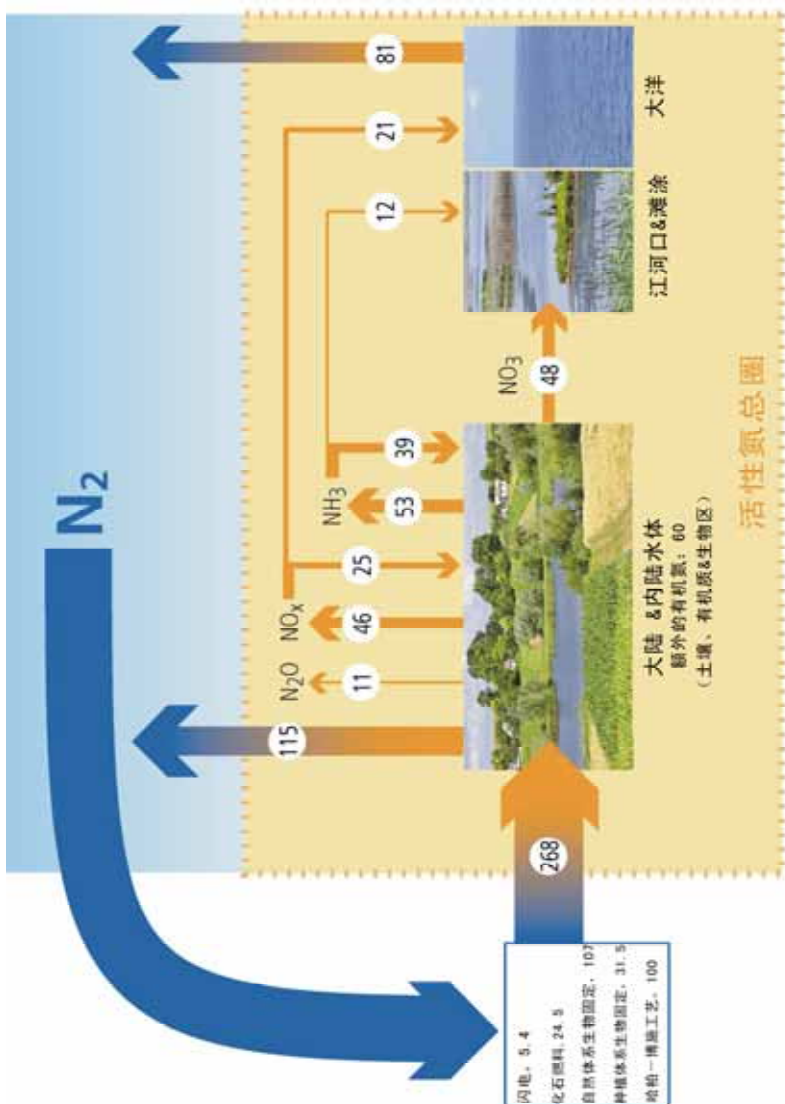


图4. 二十世纪九十年代初期全球氮循环构成 (百万吨N/年)
(摘自Galloway 等, 2004)

活性氮在环境中参与许多转换和迁移过程（作物吸收、淋失、挥发损失等）。图 4 描述的是氮氧化物和氨的气态排放过程，其中一部分储存在土壤中，一部分储存在海洋中。在各个大陆内部也存在氮循环（图中未标出），例如部分氮从土壤中淋失至地下水和地表水。

每年进入全球氮循环活性氮的最终去向，要么以反硝化作用进入非活性的大气氮圈（~73%，据 Galloway 等, 2004），要么以土壤有机氮、有机物质（例如肥料、作物残留物、人类垃圾等）或活的生物体的形式累积进入有机氮圈（~22%）。较小的，但与环境相关的一部分转化成氧化亚氮，它是一种促进全球变暖的化合物，被视为是活性氮，尽管其半衰期达 100 年以上。

尽管氮素的输入和输出值依然存在很大的不确定性，但显然通过人类活动，氮的转移量已经增加了。地区肥料消费发展（IFA, 2006）数据显示，一些地区继续呈现出显著变化。

3.1.2. 在农业中的角色作用

理想情况下，农田活性氮的损失应该不会超过自然生态系统的损失。通常的观点认为农业应该具有属于自身的封闭氮循环，即全部养分将依然处于“农业箱体”内，在没有额外氮输入的情况下应该可以年复一年地生产出同样多的粮食（图 5）。人类是该“封闭箱体”模型循环的有机组成部分。按此模式，地球上 60 亿消费者将需要以一种乡村农业或乡村生活方式定居在农庄或非常靠近农田的地区。



图5. 假想的“理想”农业氮循环：没有损失的封闭系统

实际情况与这一“理想”假设出入很大。没有以化学肥料形式投入的外加氮源时，农业生产将不能、也无法维持。这里有两个原因：

- 首先，农业氮循环在几个环节上受到扰乱和分流（图 6）。一部分氮排放到大气和水体中成为不可避免的损失。农业氮循环过程中的主要损失是氨气挥发、硝酸盐淋失和硝酸盐反硝化作用后的氮气挥发，同时也会少量的氮氧化物和氧化亚氮损失。

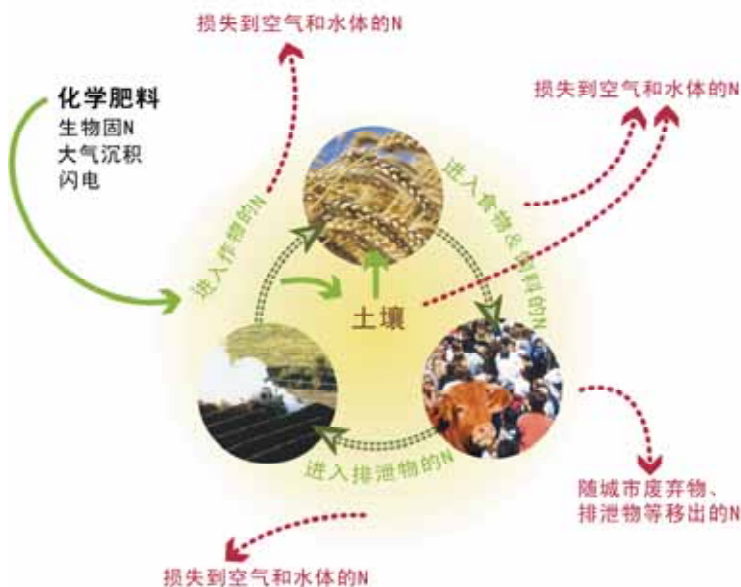


图6. 实际农业氮循环：带有不可避免损失的开放系统

就全球平均水平而言，农业生产占氨气总排放量的 75%左右。在农业范围内，动物废弃物占氨排放量的 50%以上，化学肥料占 22%，作物直接排放占 9%，人类废弃物占 7%。余下的 10%左右来自于农业废弃物、森林和草原的燃烧（Galloway 等, 2004）。

土壤中的氮也会通过硝酸根淋失。硝酸根是水溶性的，因此在土壤中具有移动性。如果不能被作物吸收利用或者土壤中水份过多，硝酸根就会随地下水和地表水流失。一旦硝酸根已经离开了作物根区，通常就不能再被作物吸收了。

在土壤中，正常情况下约有 10% 的氮肥以氮气形式损失，以及更小比例的氮肥通过反硝化作用转化为氧化亚氮损失。依土壤、作物和气候条件不同，反硝化速率差异性很大。全球氮循环的主要反硝化区域实际上并不是在农田，而是在湿地、淡水体系，特别是江河口、海岸和大洋等。

- 第二，为满足全球人口的快速增长和饮食习惯的变化，农业生产正在持续增加（Bruinsma, 2003）。随着人均收入的增加，动物蛋白质消费量日益增多。肉类增加需要粮食的增加。目前生物能源需求的迅猛发展要求进一步增加农业产量。因为在一个“封闭”的氮循环体系中，可利用氮的数量限制了产出的有限性（图 5），是不可能以可持续方式增加食品、饲料和生物能源生产的。

3.2. 氮在环境中的循环路线

活性氮通过农业进入广阔的自然环境，或通过燃料燃烧进入大气，将对环境和人类健康造成有害影响。一旦以活性形式存在，氮可以参加一系列化学反应，生成各种形态物质，对大气、陆地和水体等系统以及人类健康产生各种影响。Galloway 等（2003）将这一系列影响比喻成“氮容器”（nitrogen cascade），虽然“cascade”一词多指单向过程而不是复合循环（图 7）。例如，通过哈柏 - 博施工艺，氮气转变成可用于生产尿素的合成氨。尿素施用到田地后，其中的一部分以氨气形式挥发到大气中。进入大气中的氨气可能对人类健康产生负面影响。在沉降到森林土壤后，氨可能引起土壤酸化。在土壤中， NH_4^+ 硝化成 NO_3^- ，如果没有被作物所吸收，可能将淋失至地下水，以及随后进入地表水系统，这可能促成富营养化问题。最后，硝酸根可能还原成氮气。这是一个理论范例，说明了活性氮在环境中发生变化的各种途径，以及在其转化至无活性氮气之前的各种影响。

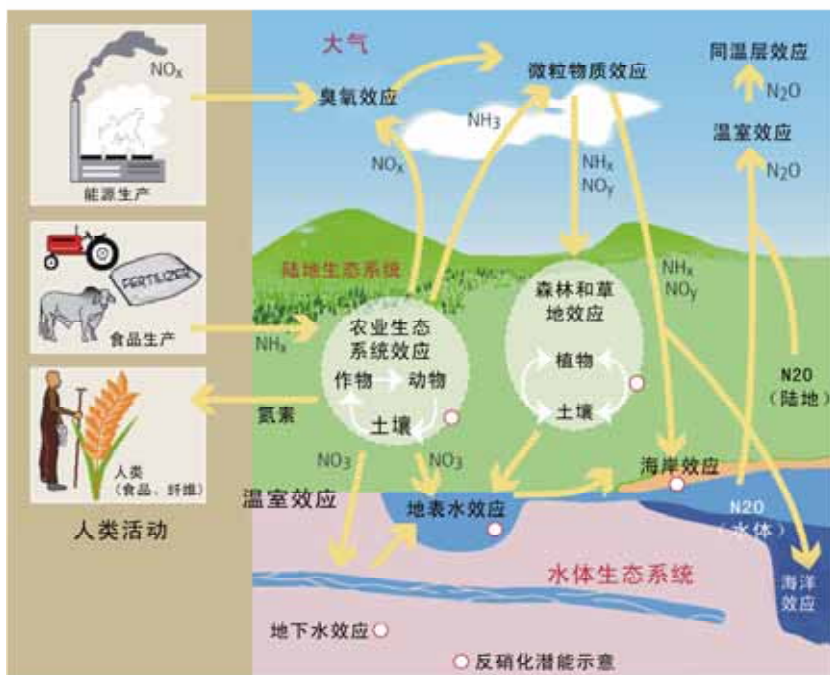


图7. “氮容器”：活性氮在环境中的系列影响 (Galloway等, 2003)

3.3. 环境与人类健康：我们能知道的，猜测到的以及我们所不知晓的

可持续农业生产依赖于“新鲜”矿物氮的额外输入，这主要来源于化学氮肥或生物固氮，目的是填补氮损失与日益增加的粮食需求之间的缺口。农民所面临的挑战是按正确的比例合理补充施用正确的氮肥产品以获取最佳产量，同时避免过量施用。缺氮和氮过量均可能对人类健康、环境和农民收入造成负面影响。

3.3.1. 氮素缺乏的影响

氮肥施用数量不足对作物生长的长期影响特别明显。连续种植而不对所移走的植物养分进行补充，导致土壤肥力下降、侵蚀以及产量下降。“向土壤提供矿质养分”的作用见图片 2。随之而来的食品危机（食品可供应能力不足）

以及营养危机（蛋白质含量以及食品品质低下）对社会和人类健康具有巨大影响。如果所种植的土地不能再提供足够的营养食品，农民将被迫开垦新的耕地，新耕地在许多地区均是稀有的，而这些新耕地区域应该是得到保护的脆弱的、富于生物多样性的生态系统。在极端情况下，通过各种途径损失的土壤养分不能得到补充将会导致不可逆转的荒漠化。

因为氮在许多生物过程起到作用，同时所需数量巨大，氮在植物营养中发挥着重要作用。因此，氮素缺乏会导致产量大幅下降。另外，缺氮会导致其他植物营养（磷、钾、硫等）的吸收和利用率下降。如果作物没有吸收，这些营养元素的一部分可能会以淋失或侵蚀等方式从土壤中损失掉。



图片 2. 肯尼亚西部地区玉米田间试验（来源：Paul Seward, FIPS）

3.3.2. 氮素过剩的危害

酸化

酸沉降主要是由于二氧化硫、氮氧化物和氨的排放。其在地区乃至洲际范围内破坏对酸敏感的生态系统。特别是森林和淡水湖泊对酸化敏感可能是造成落叶、树木活力下降，鱼类数量减少以及湖泊生命多样性降低。在陆地和水体生态系统的酸化过程中，氨扮演了重要角色。在欧洲的酸化效应中氨的作用占 33%，二氧化硫和氮氧化物分别占 33% 和 34%（EEA, 2002）。排放的氨气通过干法或湿法沉降，还有一部分通过与二氧化硫结合成硫酸铵的形式沉降返回

至地面。绝大多数氨的干法沉降出现在排放点附近，一旦与大气中的硝酸或硫酸结合，氨就可以远距离漂移达几千公里（EEA，1998）。

富营养化

富营养化是指养分在水体和陆地生态系统中的积累，并导致不受欢迎的生物数量迅速增加以及生物物种组成发生变化。在地表水体中，元素的富营养化会导致藻类泛滥（图片 3）以及随之而来的耗氧分解，可能导致鱼类和其他生物体死亡。沉降于水体的挥发氨以及氮气的损耗竭、淋失的农田 NO_3^- 进入地表水是造成水体生态系统富营养化的主要人为氮源。其他进入水体的重要营养源是城市和工业废弃物，特别是未经处理或处理不充分的废水。这些点源污染也携带磷酸盐（P），磷酸盐是淡水系统富营养化的关键因素，因为磷通常是生物生长的限制因素。对于小型淡水系统，富营养化现象发生于本地范围。但如果远程排放的氨和氮氧化物沉积在远距离水体，或者部分淋失的氮最终到达了河流和海岸，问题也会区域性甚至是洲际性出现。在陆地生态系统，因氮沉积所造成的富营养化主要影响物种分布和组成。



图片 3. 中国昆明滇池蓝绿藻泛滥（提供：殷克东）

全球变暖

太阳短波射线加热地球表面，随后能量以长波形式辐射回大气。某些气体，如二氧化碳和氧化亚氮，能够吸收这种长波辐射，捕捉大气中的热量。这种“温室效应”对于维持地球上的生命是必须的。然而，由于人类活动的影响，温室气体的浓度已经加据，导致地球表面平均温度升高（“全球变暖”）。反过来这一现象将会造成具有潜在严重后果的全球和地区气候变化。加剧温室效应的主要人为因素是：二氧化碳（60%），甲烷（CH₄，20%），卤代气体（如氟氯化碳，14%）和氧化亚氮（6%）（IPCC，2001）。据估算，1公斤 N₂O 的全球变暖潜能大约相当于 310 公斤 CO₂。全部生态系统的 N₂O 排放和全球 50% 以上的 N₂O 排放属于“正常”（自然植被土壤、大洋等）排放。农业排放占全球人为 N₂O 排放量的 86%（US-EPA，2006）。在农业 N₂O 排放中，44% 与厩肥管理和施用有关，14% 与化学肥料使用直接有关（Mosier 和 Kroeze，1998）。通过农业固碳（将碳固定在有机化合物中）能减缓全球变暖趋势，同时通过最佳养分管理实践（NBMPs）可使种植土壤 N₂O 排放最小化。

同温层臭氧损耗

与地面水平的臭氧不同（城市烟雾的一个组份），同温层臭氧对于所有生命体的健康是至关重要的。同温层臭氧的密集区，即臭氧层，存在于海拔 15 至 35 公里的高度，臭氧保护地球表面免受高强度的紫外线（UV）辐射。有证据显示经常暴露在中波紫外线（UVB）中将会增加皮肤癌、白内障和晒伤的发病率。从历史观点来看，随着臭氧消耗物质（氯、溴）的应用，例如作为制冷剂、清洗剂和脱脂剂等，而出现了排放问题。最近已经认识到，当 N₂O 在同温层转化成氧化氮(NO)后，可能起到臭氧破坏反应催化剂的作用。然而，N₂O 对臭氧层的综合影响极为复杂，而且大大不同于已知的臭氧消耗物质。所涉及的诸多化学反应存在许多不确定性。目前，就 N₂O 对臭氧的潜在消耗数据没有一致性意见。

颗粒物生成（尘埃）和光氧化剂生成（“夏季烟雾”）

引发当地或区域范围大气尘埃生成的颗粒物(PM)所造成的呼吸和相关健康问题日益受到关注。PM₁₀（颗粒尺寸 < 10 μm）交换的主要来源是固定燃烧装置、工业和车辆（EEA，1998）。

然而，来自于农业的氨气在大气中转化至硫酸或硝酸后，可能会成为促进 PM₁₀ 生成的第二大来源。在欧盟 25 国，2003 年氨气对 PM₁₀ 的总生成量的贡献率为 13% 左右（EEA，2005）。当光照射在某些空气污染物上时，就会生成光氧化物质，如臭氧之类的活性化合物。在紫外线的作用下，光氧化物质也可能形成于对流层，即在氮氧化物（NO_x）的参与下，不稳定有机化合物（VOCs）和一氧化碳（CO）之间发生光化学氧化。臭氧被认为是这些活性化合物中最重要的物质，它可能会对人类健康和生态系统产生危害，并可能对作

物造成损害。为减少这些有害影响，制定国际公约以控制地面范围臭氧生成是必要的。

饮用水和食品中的硝酸盐

一般认为饮食中硝酸盐的摄入引发了健康风险，因此，应使农产品和饮用水中硝酸盐浓度最低化。尽管硝酸盐的摄入主要来自于食品，而不是饮用水，但世界卫生组织（WHO，1970，1993年修订）制定了生活饮用水 50 mg/L NO_3^- 的推荐限定值。主要依据微生物将硝酸盐转化成亚硝酸盐，而这一过程是与亚硝胺和高铁血红蛋白的生成相关联的。目前硝酸盐与人类健康的关联性已经得到广泛认同，这导致了 WHO1970 年版推荐标准的形成，但这一认同在很大程度上是没有应用基础的（L'hirondel 和 L'hirondel，2002）。例如，所谓的“蓝色婴孩综合症”（高铁血红蛋白血症），是因为细菌感染而不是象最初假设的大量硝酸盐的摄入。类似地，胃癌与饮食中的硝酸盐之间的关系，仅存在于理论层面，从未得到流行病学证据的支持。最近的研究工作甚至倾向于摄入硝酸盐提供了针对以食物为载体病原体的胃肠保护功能，以及“流行病学研究显示，摄入较高硝酸盐含量蔬菜人群的胃癌和肠癌发病率降低”（Leifert 和 Golden，2000）。

4. 以可持续方式向日益增长的全球人口提供粮食

氮在农业生产诸多方面的重要作用形成了氮的应用与社会对农产品和服务需求之间牢不可破的关联性。那些需求的数量和种类在不断增长。在全球范围内，它们包括食品、饲料和纤维，以及一些地区的生物能源和碳固定。另外，普遍预期现有农田生产率将足以满足需求，因而避免了把贫瘠土地或将森林和休闲用地开垦成耕地。

4.1. 全球农产品需求前景

人口是决定农业需求的主要因素。表 1 给出了人口预测（美国人口普查局）以及 FAO 统计的一些诸如全球食品和饲料需求之类的的数据变化（2002，2004）。到 2030 年，全球人口预计将增加至 82 亿，即在 2000 - 02 年 62 亿的基础上增加 33%。

从 1997-99 年至 2030 年，人均热量消费预计将增加 9%。食物变化中，肉类消费增长 72%，油料消费增加一倍。发展中国家的上述变化将更为显著（图 8）。这些预测的重要假设是 1997-99 至 2030 阶段发展中国家的人均国民生产总值（GDP）增速为 4%。

表 1. 全球食品和饲料需求变化 (摘自 FAO, 2002, 2004; 美国人口普查局, 2005)

	1979-81	1997-99	2000-02	2015 (预测)	2030 (预测)
人口 (百万)	4453	5930	6156	7203	8206
消费 (千卡/人/天)	2552	2803	---	2940	3050
食品用谷物 (百万吨)	706	1003	---	1227	1406
饲料用谷物 (百万吨)	575	657	---	911	1148
肉类产量 (百万吨)	132	218	---	300	376
植物油和油籽油产量 (百万吨油当量)	50	104	---	157	217
发展中国家营养不良 人口 (百万)	---	777	815	610	443

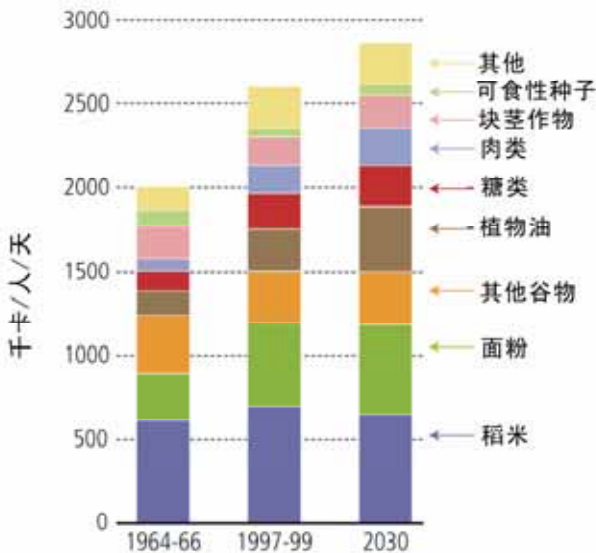


图8. 发展中国家饮食变化 (摘自FAO, 2002)

这些数据显示，虽然因为产量增加和贫困减轻，食品安全预计将继续得以改善，但到 2030 年仍有 4 亿人口处于营养不良状态。如果没有必要的国内、国际政策出台，则这一数据可能会更高。

应对农业日益增长的需求远不止食品和饲料。全球棉花消费预计年均增速将达到 1.3% (USDA-ERS, 2004)。几项最近的研究表明，非必须生产粮食、饲料或纤维的土地具有提供生物能源产品的巨大潜力(Aitkin, 2003 ; Smeets 等, 2004 ; Perlack 等, 2005)。考虑到发展中国家对粮食和饲料的需求前景，以及全球许多地区对纤维和生物能源需求的预期增长，很可能有强烈的增加作物产量的需求。

到 2020 年，全球种植面积预计将略有增加。预计产量的增加主要依据更高的单产 (Rosegrant 等, 2001)。为达到以经济上可行、社会可接受以及环境安全的方式满足全球需求，需要更深入和更有效地利用包括养分资源在内的农业投入。

4.2. 全球氮肥需求展望

毫无疑问，食品和其他农产品需求的增长将增加对氮肥的需求。然而，确定增加的程度并不是一件简单的事情。例如，Wood 等 (2004) 指出，1961 至 2001 年间食品消费年均增长 2.4%，同期氮肥消费年均增加 4.5%。他们继续指出氮肥消费增长主要是由于食品需求结构的变化，肉类产品消费增长快于粮食，导致饲料用谷物和氮肥需求增加。

未来肥料需求预测也要求了解以施用单位氮肥的增产量作为衡量手段的氮素利用率 (NUE；定义见 24 页的方框 2)。由于施肥量增加和农民采用不变的氮回报曲线而引发的回报降低法则，NUE 将趋于下降呢？或者，由于能源和投入成本增加、管理改善、NUE 技术进步以及对利用率低下相关问题的重视，NUE 将逐渐增加呢？或者，仍将象以往一样没有变化呢？

在经历了 2003/04 和 2004/05 年度全球肥料需求超乎寻常的迅猛增长之后，Heffer 和 Prud'homme (2006) 预测，2005/06 至 2010/11 年度全球氮肥消费将从 9090 万吨增长到 9940 万吨，相应的年均增长率为 1.8%。

图 9 是近年来多个专家对全球氮肥消费的长期预测结果 (Bumb 和 Baanante, 1996 ; FAO, 2000 ; Wood 等, 2004 ; Galloway 等, 2004)。所有预测指出了未来十年间肥料消费将是增加的，但增长幅度在很大程度上取决于所采用的假设模式。例如，Wood 等 (2004) 建立了三种不同的假设：(i) 遵循 1969 年以来的作物产量和肥料消费趋势；(ii) 遵循农产品和贸易政策分析国际模式 (TMPACT) 预测粮食产量，并假设 NUE 稳定在 1997 年的数值；以及 (iii) 对于粮食产量预测基于 IMPACT 模式，并假设从 1997 年到 2020 年，NUE 相对

增长 17%，到 2050 年相对增长 30%。Wood 等的假设 1 被认为是不切实际的，因为未来十年间，作物产量和养分管理实践将发生巨大变化，而这并没有考虑在假设之内。

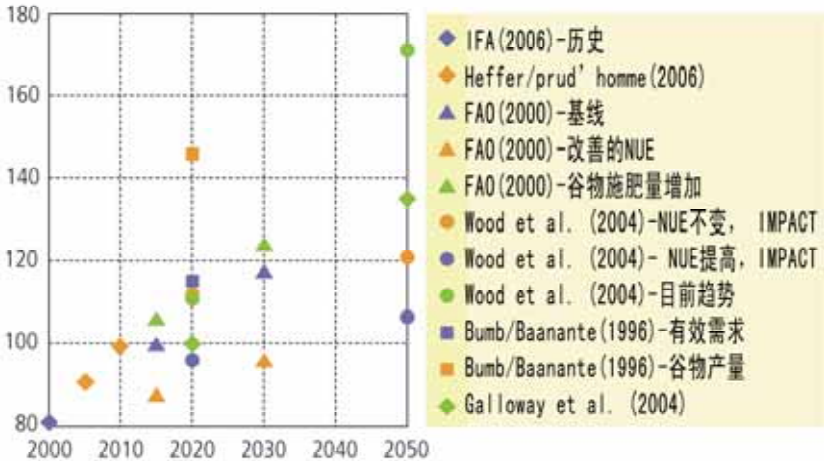


图9. 长期氮肥消费量预测 (百万吨N) (摘自千年生态系统评估, 2005)

Wood 等 (2004) 预测短期在 NUE 不增加的情况下，氮肥消费量将以年均 1.8% 的速度增长。到 2020 年平均增速将回落至 1.6%，到 2050 年继续回落至 1.4%。按假设 3 的 NUE 增长模式，到 2010 年以后氮肥使用年均增速将回落至不足 0.5%。另外一个着眼于特定作物粮食产量的最新分析给出了相似的结果，但指出 NUE 的提高将需要足够的研究和培训方面的额外投资 (Dobermann 和 Cassman, 2004b)。Heffer 和 Prud'homme (2006) 对 2010/11 年度的预测认为 Wood 等人基于假设 3 的预测无法实现，因为 2010 年的氮肥消费量将已经超过 2020 年的预测水平。长期预测的不确定性很大，同时包含许多我们随需求增加而提高作物生产率、同时也提高 NUE 等方面能力的重要假设。最新预测显示到 2050 年全球氮肥需求将达到 1.07 至 1.71 亿吨 N。根据千年生态系统评估 (2005) 的四个假设，到 2050 年全球氮肥消费预计将达到 1.10 至 1.40 亿吨 N。

4.3. 提高氮素利用率

未来农业生产中对氮肥的消费要求受到生产系统 NUE 的巨大影响。类似地，未来农业生态系统向水体或大气中的氮损失数量将取决于该系统的 NUE。因此，施用当年以及与目前水平相关联的更长时期 NUE 提高潜能是关键因素。

据农田研究估测，在当今的主要作物耕作体系中，20 至 50%的氮通过作物在施用的当年回收（Cassman 等，2002）。相比之下，在管理良好的小型试验田中，60 至 80%的回收率是很普遍的，在滴灌条件下已经接近了 90%（Balasubramanian 等，2004；Doberman 和 Cassman，2004a；Krupnik 等，2004；Fixen 等，2005）。实际农田与试验田的差距显示，通过改进诸如本文第 5 部分所讨论的那些农场层面的技术和实践，存在增加农场 NUE 的良好机会。然而，生态系统不可避免氮的损失，其中许多不可控的因素影响了氮循环和作物生长，给氮效能设置了上限，而小型、精细管理的试验田结论证明了这种限制。

农场层面正在一些大型种植体系中改进 NUE。例如，在北美，玉米施用的氮肥数量最大。从 1965 年开始玉米产量持续增长，但在经历了一段快速增长长期后，到 1980 年左右单位面积氮肥使用量基本是保持稳定的（图 10）。

由于这两个因素的综合作用，二十世纪六十年代美国玉米作物的 NUE 迅速下降，但从七十年代中期开始稳步回升（图 11）。这是一个重大成就，因为在目前全球农产品需求快速增长的情况下，不提高作物生产率提高 NUE 是没有任何意义的。NUE 提高的贡献因素可能包括 (i) 与产量增加和胁迫耐性基因改良相伴的更加旺盛的作物生长，(ii) 栽培技术的整体改进(iii) 氮肥施用比例时期同作物需求及与氮源供应的进一步匹配（Dobermann 和 Cassman，2004）。

西欧谷物也已出现并正在发生类似的 NUE 提高。例如，在法国，从 1980 年开始谷物产量已经增加了 50%左右，而同期的氮肥使用量仅增加了不到 10%（UNIFA，2005）。

在全球的许多地区，特别是绝大多数发展中国家，以施用单位 N 所生产的粮食产量计的 NUE（“分要素生产率”；定义见 24 页的方框 2）继续下降，像过去二十年间中国和印度（两个最大的氮肥市场）的趋势所表明的那样（图 12）。需要指出的是，从 1997 年开始，印度的 NUE 似乎已经趋于稳定。中国水果和蔬菜产量的迅速增加，导致对该国谷物施用氮肥被高估，这可从侧面上解释与印度相比，中国 NUE 的持续下降和 NUE 偏低的原因（中国 23 kg 谷物/kg N，而印度 28 kg 谷物/kg N）。

世界范围内，谷物生产中的 NUE 迅速下降直到二十世纪八十年代初期为止，并在随后的二十年间保持稳定（图 13）。假设全球氮肥的三分之二用于谷物生产，目前的 NUE（按分要素生产率计）大约为 33kg 谷物 公斤 N。

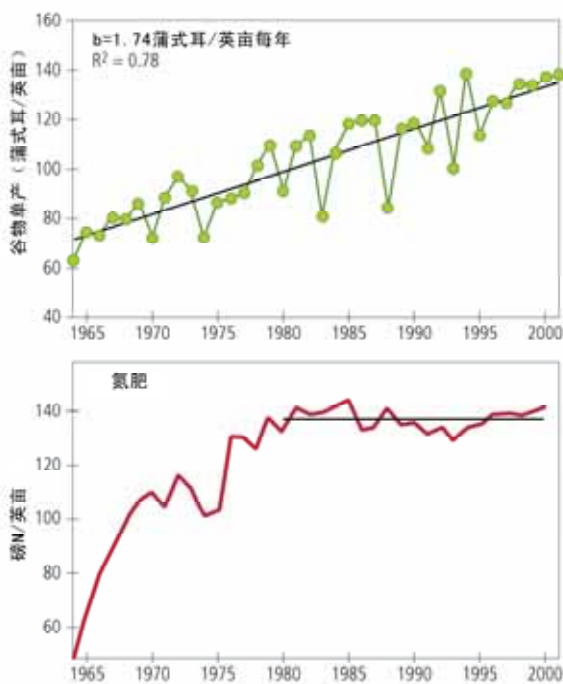


图10. 美国玉米单产和氮肥使用评估 (摘自Cassman等, 2002)

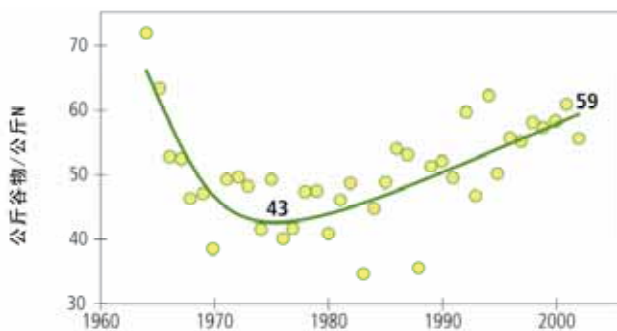


图11. 美国玉米氮肥利用率趋势 (摘自Fixen和West, 2002)

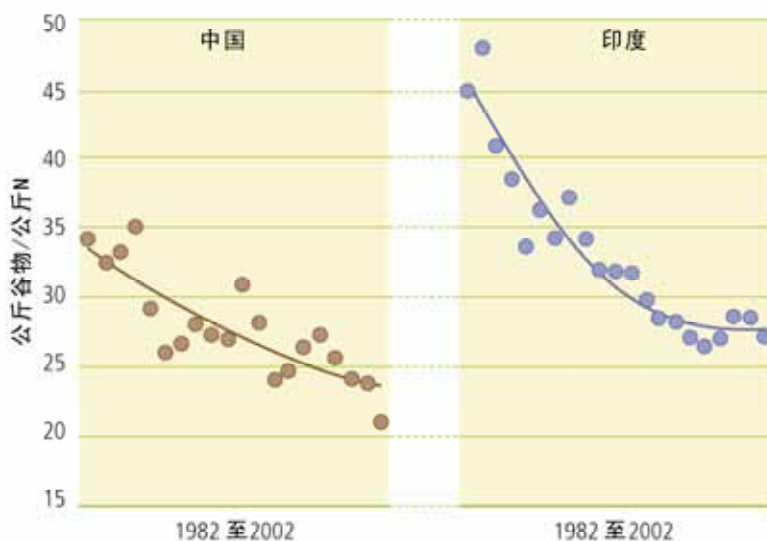


图12. 中国和印度谷物生产氮肥利用率趋势¹

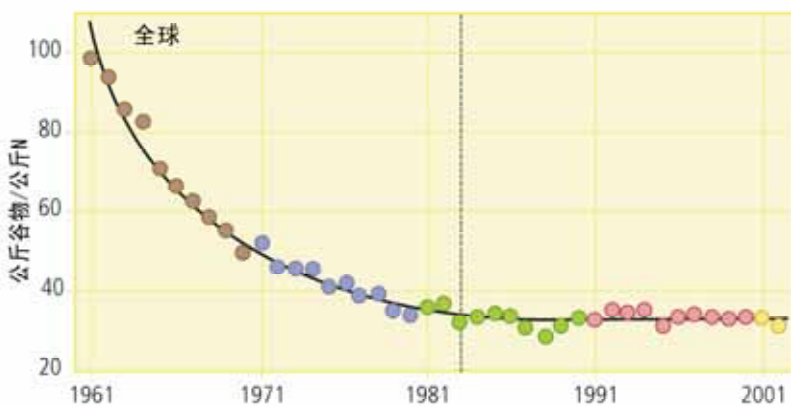


图13. 全球谷物生产氮肥利用率趋势¹

¹这些数据计算自 FAOSTAT (FAO, 2006) 的谷物生产数据和 IFADATA (IFA, 2006) 氮肥消费数据, 并假设三分之二的氮肥施用于谷物作物。

随着一些主要肥料消费发展中国家 NUE 趋势的预期变化，在这个时间结束之前全球平均 NUE 可能将出现增长。然而，要达到这一目标，仍有许多事情要做。

一些技术和实践在保持增加农业生产潜力的同时，将同时保证提高 NUE。取决于目前当地的实践以及技术采用的范围，而这些技术或实践的潜能在全球范围内的表现各不相同。一些可能的机会，包括 Giller 等（2004）所强调的几项措施，包括：

- 通过遗传改良和栽培管理增加产量潜能和产量稳定性；
- 平衡养分以保证最大程度的利用氮素；
- 氮素分次施用以更好地满足作物全生长期的氮素需求；
- 使氮素释放和作物氮素需求更好匹配的更高效的肥料产品（例如，缓释和控释肥料）；
- 减少氮素损失的肥料添加剂（如脲酶和硝化抑制剂）；
- 现场氮素管理 - 说明性的（种植之前），矫正的（采用营养诊断工具）或两者均采用；
- 决策支持体系：计算机辅助模式或简单田间评估工具及口头解释；
- 某些作物的氮素吸收或氮素利用效能基因改良（主要是指那些过去很少得到培育者注意的作物）。

上述所列的一些条目在发挥重要影响之前，需要在研究方面增加投资加以附加性研究，同时其他条目主要需要继续教育和技术培训方面进行努力。中期内，根据当地条件定制的 NBMPs 技术（按正确比例、正确时机和正确部位使用正确的产品）的实施，预计比遗传性改良提高 NUE 的作用更大。养分管理计划中平衡施肥是一个很好的例子，目标是确保作物从本地来源或外加施用中得到合适数量的各种养分。一份对平衡养分 NUE 作用的最新试验评估显示，中国、印度和北美平衡处理的平均氮肥回收率是 54%，而传统或对照处理的低至 21%（Fixen 等，2005）。

就全球范围的活性氮而言，牲畜密度高的牧业区向农业发起了挑战。全球来自动物废弃物的回收氮素估计已占 15% 左右（Oenema 和 Tamminga，2004）。作者指出，在全球水平，牲畜排泄的氮素仅有约 25% 循环至农田之中。最低的 NUE 多发生在土地数量不足、难以保证废弃物不超过作物需氮比例施用的地区。可通过改善动物废弃物管理来大幅减少氮向环境中的损失。如果动物废弃物中的氮值可以更加准确获知，同时精确地施用，那么化肥氮素也将得到更加有效的使用。

科学研究和实践经验表明，既改善氮素管理又改善栽培管理或氮素应用栽培制度管理，是同时解决提高 NUE 和作物生产率这一重要课题的关键。这对于应对挑战是必要的，即应对在向日益增长的人口提供粮食的同时降低对环境负面影响挑战。增加培训，现代耕作实践和技术的更多采用，以及扩大研究项目，持续改进合理管理和技术需求目的，是完全必要的。

方框 2. 氮素利用率术语和计算：

分要素生产率（公斤产品 / 公斤施用氮素）：施用单位氮素的作物产量。

农业生产效率（公斤产品增加 / 公斤施用氮素）：施用单位氮素的作物产量增加。

吸收效率（（施肥作物氮利用 - 未施肥作物氮利用） / 施用的氮）：施用单位氮肥的作物氮素利用率增加，通常指施用后的第一茬作物，并多用百分数或分数表达。

移出效率（作物氮移出 / 施用的氮）：通过作物收获部分移走的氮占单位氮肥施用的比例，多用百分数或分数表达。

生理效率（公斤产品增加 / 公斤氮肥吸收）：

5. 肥料工业在改进氮素管理和提高氮素利用率方面的义务

正确的决定，即每种作物使用什么氮肥品种、按什么比例、什么时间以及什么部位，有利于增加农民收入和最小的环境影响，这与氮素供应不足、过剩或不适时供应相关联。

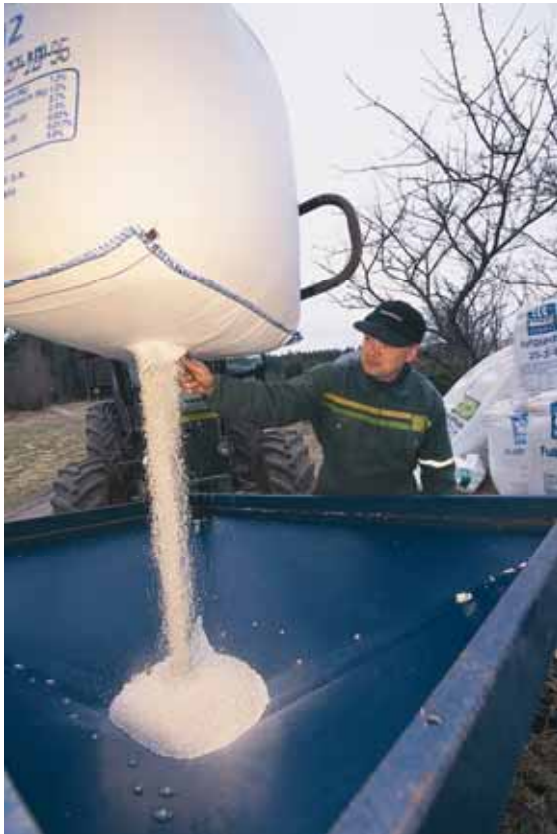
为了帮助农民改进农田氮素管理，肥料工业在流通环节实行了产品管家原则。这包括：

- 开发改良物性产品；
- 开发能够提高氮素利用率化学成份的产品；
- 向农民提供选择范围广泛的系列肥料产品；
- 改善供应环节；
- 开发和促进最佳养分管理实践 (NBMPs)；
- 评估推荐产品和实践措施的成效
- 与其他利益相关者和合作伙伴共同努力以达到上述目标。

5.1. 开发改良物性产品

氮肥必须均匀施用并按精确比例施用，同时肥料撒布必须限定在作物区域。为达到这一要求，肥料的物理形态和产品特性具有重要意义。

肥料产品要么是固体形态的（粉状、小粒、挤压或颗粒的），要么是液体的。当今，多以颗粒形态为主，自由流动特性（图片 4）和不起尘为辅（防尘、防结块包衣或添加剂）来实现的，调理剂有助于肥料在流通过程中保持最初的物理性能。通过技术进步，产品的致密性和同质性也已得到了改善。



图片 4. 自由流动的肥料（提供：Yara）

开发满足各种施用方法（人工或机械）需求的产品物理特性是至关重要的。例如，市场上出售的控制良好和特定颗粒尺寸范围的产品（图片 5），采用机械离心式撒布机时，甚至可以按照 28 米以上的宽度施用。



图片 5. 通过尺寸测量仪检测颗粒尺寸控制情况
（提供：Sulky-Burel）

为满足灌溉技术的需求，也已经开发了高水溶性肥料（溶解在灌溉水中的肥料）。

5.2. 开发含有提高氮素利用率化学成份的产品

具有缓释或控释特性的产品是可行的。缓释产品通过微生物或水解作用分解，而控释肥料是包衣或包膜产品、或者养分包含在基质中。这两种类型产品的氮素肥效较“传统”肥料明显延长。氮素在设计期限内缓慢释放并与植物的需求规律相吻合。可以提供不同释放方式的多种系列产品，以满足不同作物在各种农业生态条件下的养分需求。目前，这些产品广泛应用于草坪和园艺植物。因成本的原因，它们在农田中的应用往往受到限制。价格接近于传统肥料的产品正在开发之中。这可能使其在农田作物应用方面更具吸收力，特别是对于难以追施传统肥料的农田或环境敏感地区。

含有硝化或脲酶抑制剂的氮肥品种也已经得到了发展。硝化抑制剂抑制或延缓铵态氮向硝态氮的生理氧化，而脲酶抑制剂暂时性抑制或减缓脲酶作用下的尿素水解。这些添加剂有助于减少硝酸根向环境中的淋失或氨的挥发损失。

5.3. 向农民提供范围广泛的系列肥料产品

化学肥料中的氮素形态主要有三种：铵态氮（ NH_4^+ ），硝态氮（ NO_3^- ）和脲态氮（ $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ ）。硝态氮可被植物迅速吸收利用，但也易于淋失。

铵态氮和脲态氮易于转化成挥发性的氨气。含有一种或多种氮素形态的系列肥料产品提供了不同的使用、储存和农艺特性（养分含量、酸化潜能等）。为农民提供广泛选择的肥料品种是十分必要的，这样就可以适地、适时为不同作物提供有效的肥料品种。

除单一养分肥料（仅含氮），也有养分比例不同的复合（多种养分）肥料。还有多种系列配方肥料可供农民选择。这些产品包含 N、P 和 K，也可根据含有中量元素和微量元素。通过平衡施肥，它们有助于提高氮素养分利用率。然而，在一些国家，系列复合肥的配方范围受到生产工艺的限制。

5.4. 改善供应环节

在肥料产品沿供应环节流通的过程中，保留其原有品质是关键。例如，固体肥料必须保持自由流动性和它们原有的致密性、均一性、无尘以及颗粒尺寸的特定范围。在生产和分销过程中需要采取必要的措施以确保上述特性得以保持。

对于直接施用的液氨已经形成了一个特殊的一体化供应链条（北美的惯例）。

在许多国家，获取肥料受到各种限制，特别是市场疲软和运输基础设施的薄弱，如撒哈拉以南非洲。基础设施的薄弱导致肥料流通成本增加，而这往往对应着所种植的农作物价格低下。这使得肥料对农民缺乏吸引力。更为重要的是政策制定者需要意识到改善形势的迫切性，即从土壤肥力贫瘠 产量低下 农村贫困 食品不安全的恶性循环转变至土壤肥沃 产量更高 贫困减少 粮食安全的良性循环。数个项目的目标是找到解决这一主要挑战的途径。只要政策和管理环境是积极合理的，这些项目的实施有望改进撒哈拉以南非洲的肥料供应能力和农民可承受能力。

5.5. 开发和促进最佳养管理实践

有数个环境和农艺因素影响各种氮损失途径（Peoples 等，2004）。养管理最佳实践（NBMPs）的目标是：(i) 减轻导致大量氮损失的环境变化影响，(ii) 促进作物吸收和土壤肥力最优化的耕作方式的应用，并相应减少氮在环境中的损失。因各地农业 - 生态条件的不同，某些损失途径可能会比其他途径更重要一些。最佳养管理实践应致力于在减少主流损失的同时，而不造成其他途径损失的增加。通过减少某一途径因损失而带来的收获要有益于产量增加。

按正确的比例、正确的时机和正确的位置施用正确的肥料产品是提高 NUE 的基本原则。简单的措施，如将尿素混入土壤或开沟施用氮肥，可以显著减少氮的损失。表 2，摘自“肥料产品管理原则”TFI/PPI 手册，给出了 NBMPs 范例。

发展与特殊农业 - 生态条件相配套的 NBMPs，并使这些 NBMPs 为农民所采用，是一项迫切和长期的任务。在此背景下，IFA 及其成员（肥料公司、行业发起组织以及协会）提倡 NBMPs，并特别关注氮肥管理。他们已开发了针对不同国家或地区需求的指导性意见。

另外，为促进地区、甚至农场和田地层面的 NBMPs 实施工作，试验工作和氮素管理工具的开发正在进行之中。田间试验和各种作物推荐施肥评估在地区层面展开。在主要农业生产区，农业产业零售商 门店网络已经建立起来，提供合理的农艺指导和农化服务，同时供应必要的农业生产资料（图片 6）。服务包括测土（图片 7）、施肥设备（图片 8）等等。

表 2. 最佳养分管理实践范例

NBMP 种类	NBMP 范例
<p>正确的产品 <i>使肥料类型与作物需求匹配</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ 测土 ▪ 平衡施肥（N、P、K、中量元素和微量元素） ▪ 高效肥料 ▪ 养分管理计划 <i>为耕作制度选择合适的肥料和农场养分来源</i>
<p>正确的比例 <i>使肥料数量与作物需求匹配</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ 测土 ▪ 目标产量分析 ▪ 作物带走平衡 ▪ 养分管理计划 ▪ 植物组织分析 ▪ 施用器械校验 ▪ 作物观察 ▪ 生长记录 ▪ 改变比例的施肥技术 ▪ 田间管理
<p>正确的时机 <i>及时供给作物需要</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ 施用时机 ▪ 缓释和控释肥料 ▪ 硝化和脲酶抑制剂 ▪ 肥料品种选择
<p>正确的部位 <i>使养分保持在作物可以吸收的部位</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ 施用方法 ▪ 肥料组合 ▪ 缓冲带 ▪ 保护性耕作 ▪ 覆盖耕作



图片 6a.



图片 6b.

图片 6a 和 6b. 提供生产资料的同时提供农化服务：“Hariyali Kisaan Bazar” 印度（提供：DCM Shriram 联合有限公司）



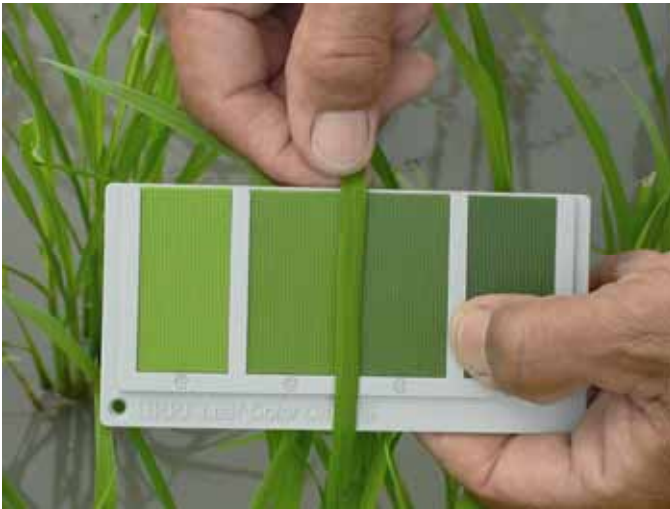
图片 7. 取土样（提供：INRA – LDAR Laon）



图片 8. 施肥机校准（提供：法国帝斯曼农业公司）

为了提高 NUE，开发和提供评估作物营养诊断工具也是极为重要的。开发各种适用于高技术 and 低技术农业的工具，有益于从小规模生存型农户到大规模商业性农场等全部农业生产类型。这些工具的基本目标是：

- 在实验室，或直接在田地用测试工具测定植物体液或植物组织中的氮浓度；
- 采用简单的叶片颜色卡（图片 9）或叶绿素仪（图片 10）测定叶片的叶绿素含量。叶绿素含量是衡量作物氮素水平的好的指标；



图片 9. 叶片颜色图谱（提供：国际水稻研究所）

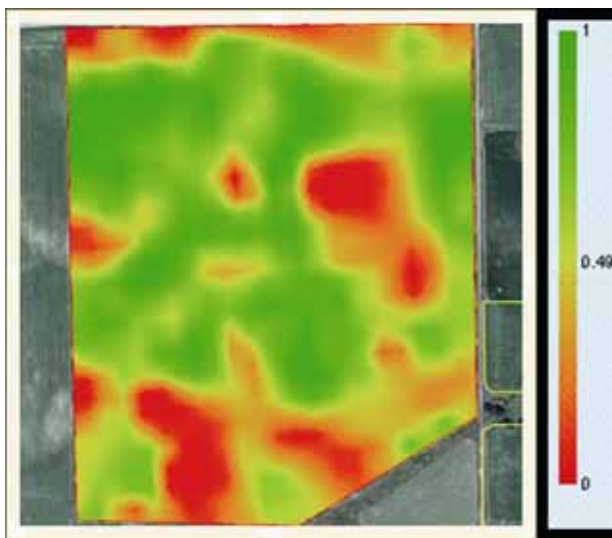
- 通过遥感技术测定作物的冠层反射。这些工具可以实现“精准”耕作，即在一块田地中采用变化的肥料施用比例。依工具不同，可以采用农民手握、安装在拖拉机上、或采用飞机 卫星俯瞰的办法（图片 11）。

无论简单还是复杂，通过作物实际氮素需求的更好评估和氮肥施用时机和比例的调整，这些工具极大的提高了 NUE。

随工具也提供相应的软件包，以帮助农民跟踪每一块农田的氮素预算并作出氮素施用的正确决定。



图片 10. 叶绿素测定仪（提供：Yara）



图片 11. 作物冠层反射卫星遥感图片（提供：美盛公司）

5.6. 评估推荐产品和实践措施的成效

产品管理办法的最后一环是按环境、社会和经济收益评估推荐产品和实践措施的效果。为了确定其在给定当地条件下的相对优势，所有氮源和实践均必须如此操作。

衡量这一成效的最佳指标是水体和空气质量、土壤肥力、食品和营养安全、人类健康和农民收入。这些指标涵盖了农业可持续发展的环境、社会及经济范围。

5.7. 与利益相关者和战略合作伙伴的协作

氮素使用收益最大化和负面影响最小化需要所有利益相关者之间的密切协作。肥料工业与其他利益相关者之间的合作尤为重要：

- 协调研究和发展的努力。更明确地来讲，需要共同努力以更好地评估各个层面（如农场、流域、国家、洲际和全球层面）的氮循环，以更好地理解活性氮对环境和人类健康的影响，开发和提倡有利于提高 NUE 并减少环境影响的肥料产品和耕作实践。
- 交流已知信息以实现(i)有利于促进加快开发并采用能够提高 NUE 的产品与实践以及(ii)正确决策。
- 制定有助于减轻活性氮过剩或不足的负面影响、同时尽可能的完善全球食品和营养安全的政策。
- 开发可被农民接受的实用方法。农民应该参与到实践和政策的分析和制定活动中，这些实践和政策的目标是减少农业体系中因氮素施用不足、施用过量或错误施用所造成的负面影响。

利益相关者应包括：政策制定者、科学家和推广人员、肥料生产商、经销商、农业设备公司和农民。IFA 及其会员是国际氮倡议 (INI)、环境问题科学委员会 (SCOPE)、联合国环境规划署 (UNEP)等相关论坛的积极参与方。

6. 结论

就氮循环而言，目前仍存在许多不确定之处。从农场到全球范围，需要深入研究以更好地量化；在活性氮和氮气圈之间；以及在行星的不同圈层（生物

圈、大气圈、水圈和土壤圈)之间等各种活性氮形态的变化。总之,改善活性氮管理需要我们更进一步地了解氮循环。

农业氮循环与全球氮循环是密不可分的,因为农业活动是处于大自然之中,同时无法像工厂的产品那样得到。在农业系统和更广阔的环境之间将永远存在氮的交换。减少活性氮化合物的损失以及提高农作物氮素利用率,是农民、农化服务人员、科学家和工厂共同的责任。然而,不可避免的损失以及增加全球农作物产量的必要性,使化学氮肥与生物氮搭配使用成为可持续发展的必然选择。

各国和各种农业体系中氮肥的利用率是各不相同的。绝大多数发达国家正在取得进步,但多数发展中国家的氮素利用率仍在下降(或者处于最理想假设的平台整理状态)。因此,过去二十年的全球平均氮素利用率依然几乎没有变化。考虑到上述较大的地区差异性,评估和建议要精准而不应全球泛泛化。对发展中国家的形势要给予特别关注,总体而言,这些国家的作物生产率和氮素利用率是比较低的。

近期内,耕作方式、工具和更精细(实地和实时)氮素管理产品的发展有望提高全球水平的氮素利用率。这些产品和耕作方式将弥补目前农民田地相对较低的氮素利用率与良好管理试验田块结果之间的差距。因为全球氮素消费的一半以上集中在亚洲,而亚洲农场主要是小规模,将改良的耕作方式传递给数以百万计的农民依然是主要挑战。同时,全球范围内政府推广服务配套的财政支持正在迅速下降。将需要包括政府、工厂和其他利益相关者在内的合作伙伴来填补这一缺口。

参考文献

Aitkin, D.W. 2003. Transitioning to a renewable energy future; ISES White Paper. International Solar Energy Society, Freiburg, Germany. <http://whitepaper.ises.org>.

Balasubramanian, V., B. Alves, M. Aulakh, M. Bekunda, Z. Cai, L. Drinkwater, D. Mugendi, C. Van Kessel and O. Oenema. 2004. Crop, environmental, and management factors affecting nitrogen use efficiency. *In* SCOPE 65: Agriculture and the Nitrogen Cycle: Assessing the Impacts of Fertilizer Use on Food Production and the Environment, edited by A.R. Mosier, J.K. Syers and J.R. Freney. Island Press, Washington, DC, USA.

Bruinsma, J. (Ed.). 2003. World agriculture: towards 2015/2030. An FAO perspective. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

Bumb, B. and C. Baanante. 1996. The role of fertilizer in sustaining food security and protecting the environment to 2020. Discussion paper No. 17. International Food Policy Research Institute, Washington, DC, USA.

Cassman, K.G., A. Dobermann and D.T. Waters. 2002. Agroecosystems, nitrogen use efficiency, and nitrogen management. *Ambio* 31(2), 132-140.

Dobermann, A. and K.G. Cassman. 2004a. Environmental dimensions of fertilizer nitrogen: What can be done to increase nitrogen use efficiency and ensure global food security? In *SCOPE 65: Agriculture and the Nitrogen Cycle: Assessing the Impacts of Fertilizer Use on Food Production and the Environment*, edited by A.R. Mosier, J.K. Syers and J.R. Freney. Island Press, Washington, DC, USA.

Dobermann, A. and K.G. Cassman. 2004b. Predicting global N fertilizer requirement from trends in N efficiency of major crops, countries, and regions. *In* Programme and Abstracts of the Third International Nitrogen Conference, Nanjing, China, 12-16 October 2004. Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing, China.

EEA. 1998. Europe's environment: the second assessment. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.

EEA. 2002. Environmental signals 2002. Benchmarking the millennium. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.

EEA. 2005. ETC-ACC air emissions spreadsheet for indicators 2005. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark. <http://dataservice.eea.europa.eu>

FAO. 2000. Fertilizer requirements in 2015 and 2030. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

FAO. 2002. World agriculture: towards 2015/2030 - summary report. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

FAO. 2004. The state of food insecurity in the world. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

FAO. 2006. FAOSTAT agricultural database. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. <http://faostat.fao.org>.

FAO/IFA. 2001. Global estimates of gaseous emissions of NH₃, NO and N₂O from agricultural land. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, and International Fertilizer Industry Association, Paris, France.

Fixen, P.E. and F.B. West. 2002. Nitrogen fertilizers... meeting contemporary challenges. *Ambio* 31(2),169-176.

Fixen, P.E., J. Jin, K.N. Tiwari and M.D. Stauffer. 2005. Capitalizing on multi-element interactions through balanced nutrition... a pathway to improve nitrogen use efficiency in China, India, and North America. *Science of China: 48(Supp.):780-790*.

Galloway, J.N., J.D. Aber, J.W. Erisman, S.P. Seitzinger, R.W. Howarth, E.B. Cowling and B.J. Cosby. 2003. The nitrogen cascade. *BioScience* 53 (4), 341-356.

Galloway, J.N., F.J. Dentener, D.G. Capone, E.W. Boyer, R.W. Howarth, S.P. Seitzinger, G.P. Asner, C.C. Cleveland, P.A. Green, E.A. Holland, D.M. Karl, A.F. Michaels, J.H. Porter, A.R. Townsend and C.J. Vörösmarty. 2004. Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry* 70, 153-226.

Giller, K.E., P. Chalk, A. Dobermann, L. Hammond, P. Heffer, J.K. Ladha, P. Nyamudeza, L. Maene, H. Ssali and J. Freney. 2004. Emerging technologies to increase the efficiency of use of fertilizer nitrogen. *In SCOPE 65: Agriculture and the Nitrogen Cycle: Assessing the Impacts of Fertilizer Use on Food Production and the Environment*, edited by A.R. Mosier, J.K. Syers and J.R. Freney. Island Press, Washington, DC, USA.

Heffer, P. and M. Prud'homme. 2006. Medium-term outlook for global fertilizer demand, supply and trade, 2006-2010; summary report. International Fertilizer Industry Association, Paris, France.

www.fertilizer.org/ifa/publicat/PDF/2006_cape_town_ifa_summary.pdf

Hofman, G. and O. Van Cleemput. 2004. Soil and plant nitrogen. International Fertilizer Industry Association, Paris, France.

IFA. 2006. IFADATA Statistics from 1973/74 to 2003/04. International Fertilizer Industry Association, Paris, France.

www.fertilizer.org/ifa/statistics/IFADATA/summary.asp

IPCC. 2001. Climate change 2001: the scientific basis. Intergovernmental Panel of Climate Change, Geneva, Switzerland.

Krupnik, T.J., J. Six, J.K. Ladha, M.J. Paine and C. van Kessel. 2004. An assessment of fertilizer nitrogen recovery efficiency by grain crops. *In SCOPE 65: Agriculture and the Nitrogen Cycle: Assessing the Impacts of Fertilizer Use on Food Production and the Environment*, edited by A.R. Mosier, J.K. Syers and J.R. Freney. Island Press, Washington, DC, USA.

Leifert, C. and M.H. Golden. 2000. A re-evaluation of the beneficial and other effects of dietary nitrate. Proceedings No. 456. International Fertiliser Society, York, UK.

L'hirondel, J. and J.L. L'hirondel. 2002. Nitrate and man; toxic, harmless or beneficial. CABI Publishing, Oxon, UK.

Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being: Scenarios: Findings of the scenarios working group. Island Press, Washington, DC, USA.

Mosier, A. and C. Kroeze. 1998. A new approach to estimate emissions of nitrous oxide from agriculture and its implications to the global nitrous oxide budget. IGACtivities Newsletter No. 12, March 1998. <http://www.igac.noaa.gov>

Mosier A.R., J.K. Syers and J.R. Freney. 2004. Nitrogen fertilizer: an essential component of increased food, feed and fiber production. *In* SCOPE 65: Agriculture and the Nitrogen Cycle: Assessing the Impacts of Fertilizer Use on Food Production and the Environment, edited by A.R. Mosier, J.K. Syers and J.R. Freney. Island Press, Washington, DC, USA.

Oenema, O. and S. Tamminga. 2004. Nitrogen management in animal production systems. In Programme and Abstracts of the Third International Nitrogen Conference, Nanjing, China, 12-16 October 2004. Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing, China.

Peoples, M.B., J.F. Angus, A.D. Swan, B.S. Dear, H. Hauggaard-Nielsen, E.S. Jensen, M.H. Ryan and J.M. Virgona. 2004a. Nitrogen dynamics in legume-based pasture systems. *In* SCOPE 65: Agriculture and the Nitrogen Cycle: Assessing the Impacts of Fertilizer Use on Food Production and the Environment, edited by A.R. Mosier, J.K. Syers and J.R. Freney. Island Press, Washington, DC, USA.

Peoples, M.B., E.W. Boyer, K.W.T. Goulding, P. Heffer, V.A. Ochwoh, B. Vanlauwe, S. Wood, K. Yagi and O. Van Cleemput. 2004b. Pathways of nitrogen loss and their impacts on human health and the environment. *In* SCOPE 65: Agriculture and the Nitrogen Cycle: Assessing the Impacts of Fertilizer Use on Food Production and the Environment, edited by A.R. Mosier, J.K. Syers and J.R. Freney. Island Press, Washington, DC, USA.

Perlack, R.D., L.L. Wright, A. Turhollow, R.L. Graham, B. Stokes and D.C. Erbach. 2005. Biomass as feedstocks for a bioenergy and bioproducts industry: the technical feasibility of a billion-ton annual supply. U.S. Dept. of Energy and USDA. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN, USA.

Rosegrant, M.W., M.S. Paisner, S. Meijer and J. Witcover. 2001. Global food projections to 2020 - emerging trends and alternative futures. International Food Policy Research Institute, Washington, DC, USA.

Smeets, E., A. Faaij and I. Lewandowski. 2004. A quick scan of global bio-energy potentials to 2050. Report NWS-E-2004-109. Copernicus Institute, Utrecht University, The Netherlands.

Smil, V. 1999. Nitrogen in crop production: an account of global flows. *Global Biogeochemical Cycles* 13 (2), 647-662.

UNIFA. 2005. Agricultural production and mineral nitrogen fertilizer deliveries. UNIFA, Paris, France.

U.S. Census Bureau. 2005. World population information. Population Division, International Programs Center, U.S. Census Bureau, Washington, DC, USA. www.census.gov/ipc/www/world.html (Consulted 13 January 2006)

US-EPA. 2006: Global anthropogenic non-CO₂ greenhouse gas emissions: 1990-2020. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.

USDA-ERS. 2004. USDA agricultural baseline projections to 2013. Economic Research Service, United States Department of Agriculture, Washington, DC, USA.

WHO. 1970. European standards for drinking water, 2nd ed. World Health Organization, Geneva, Switzerland.

WHO. 1993. Guidelines for drinking-water quality, 2nd ed. World Health Organization, Geneva, Switzerland.

Wood, S., J. Henao and M. Rosegrant. 2004. The role of nitrogen in sustaining food production and estimating future nitrogen fertilizer needs to meet food demand. *In* SCOPE 65: Agriculture and the Nitrogen Cycle: Assessing the Impacts of Fertilizer Use on Food Production and the Environment, edited by A.R. Mosier, J.K. Syers and J.R. Freney. Island Press, Washington, DC, USA.

Zhang, F., J. Wang and W. Zhang. 2006. Sustainable use of plant nutrients in China. *In* Proceedings of the IFA Agriculture Conference “Optimizing Resource Use Efficiency for Sustainable Intensification of Agriculture”, 27 February-2 March 2006, Kunming, China. International Fertilizer Industry Association, Paris, France.

附件 1. 温室气体排放和京都议定书

无机和有机活性氮化合物都有增加或减少大气中的温室气体 (GHGs) 的作用。增进对 GHG 风险与收益的评估是十分必要的, 因为它们产生且转换于植物营养生产和使用的生命周期之中。

在这些活性氮化合物中, 仅 N_2O 被列入温室气体的范围。

目前科学家对 NH_3 在全球变暖中是否起作用仍有一定争议。证据不够完善而且不是决定性的, 同时, 在一定程度上预示着 NH_3 很可能像导致全球变暖一样会导致全球变冷。

绝大多数氮肥生产均产生 CO_2 和 N_2O 。使用肥料促进了植物从大气中吸收 CO_2 , 但同时也产生了 N_2O 排放。

温室气体和肥料生产

温室气体产生于合成氨 (NH_3) 和硝酸 (HNO_3) 的生产过程中:

- 合成氨生产具有高能耗的特点, 工艺过程 (给料) 和燃料燃烧均生成 CO_2 。根据 IFA 对 66 座合成氨装置的最新基准测试, 每生产 1 吨合成氨 CO_2 排放量在 1.52 至 3.06 吨 CO_2 。平均情况下, CO_2 排放的三分之一来自于燃料燃烧, 三分之二来自于碳氢化合物原料使用时的工艺排放。许多装置将全部或部分工艺过程中产生的 CO_2 用于尿素生产。全球范围内, 生成的 CO_2 约有 28% 用于尿素生产 (PSI, 2005)。化肥工业产生的二氧化碳也销售给其他工业用户: 例如石油 天然气工业 (用于油井回注) 或饮料工业。
- 化肥公司生产硝酸以制造硝酸铵 (AN) 及其相关产品。因为 HNO_3 来自于 NH_3 , N_2O 的排放量与 NH_3 的使用量或与 HNO_3 的生产量成比例。 N_2O 的浓度也受到燃烧炉设计、燃烧温度、压力、催化剂时间等工艺因素的影响。



图片 12. 氮肥工厂（提供：Yara）

工业正在做什么？

上一世纪以来合成氨生产的能源效率已经大幅提高了，见图 14。CO₂ 排放的减少基本同步于能源利用效率的提高，且已经取得了巨大进步。



图14. 合成氨装置的设计能耗变化趋势（摘自Anundskas, 2000）

随着现代化生产设备的采用，理论极限值正在接近，进一步提高能源效率开始变得日益困难。然而，进一步的改进继续得以实现。加拿大的研究表明，过去十年间氮肥生产的能源强度提高了 13% 左右（CIPEC，2004），合成氨生产的能源强度在 29.7 至 37.5 GJ/t NH₃（GJ/t - 10 亿焦耳 吨）。全球范围内，根据 IFA 对 66 座合成氨装置的的最新基准测试，能耗数据在 28.0 至 53.0 GJ/t NH₃。

硝酸生产通常是一个完整的肥料生产厂家的组成部分。控制生产过程中 N₂O 排放的新技术正在取得进展。欧洲 1 座装置每生产 1 吨 HNO₃ 的平均排放量是 6 公斤 N₂O，换算成 GHG 值相当于 1.9 吨 CO₂。

硝酸装置的 N₂O 排放率变化情况如下：

- 常压装置：5 kg N₂O/t HNO₃
- 中压装置 (3-7 bar): 7 kg N₂O/t HNO₃
- 高压装置 (>8 bar): 5-9 kg N₂O/t HNO₃

温室气体和肥料使用

氮肥的使用导致温室气体增加和减少：

- 肥料使用与 N₂O 排放

氮肥施用过程中主要的温室气体排放物是 N₂O。政府间气候变迁专门委员会（IPCC）给出了一个估计因子，约有 1.25% 的肥料以 N₂O 的形式损失。然而，一系列研究表明，较低的因子更为适当：在 FAO/IFA 农业用地含氮气体排放报告（2001）中为 1.0%，一些其他研究报告中低至 0.5%（Burton 和 Grant，2002）。日益明朗的是排放率依赖于一系列地区因素。降低排放的各种措施可从一个地区逐步推广到另一个地区。

- 肥料使用和碳（C）截留

我们已经知道各种农业管理措施均可用来增加土壤中的碳截留，因此减少了温室气体排放。需要指出的是尿素生产过程中所使用的二氧化碳通过尿素水解在田地中释放出来，因此尿素与其它氮肥相比在二氧化碳排放循环方面没有任何优势。

工业正在做什么？

除上述提到的研究工作外，化肥工业发布了(i)化肥生产最佳实用技术，这包括以阻止排放或环境排放最小化为目的的已知技术和操作方法的应用，以及(ii)最佳养分管理实践推荐的最佳时机（如通过分期施用或使用更高效的肥料）以及根据实际条件施用方法，以使可转换为 N_2O 的 NO_3^- 数量达到最小并随之减少大气排放损失。

参考文献

- Anundskas, A. (Yara International, Norway). 2000. Personal communication.
- Burton, D.L. and C.A. Grant. 2002. Reducing nitrous oxide emissions through the use of fertilizer management technologies. Canadian Fertilizer Institute, Ottawa, Canada.
- CIPEC. 2004. Canadian Industry Program for Energy Conservation; 2003/2004 Annual Report. CIPEC, Ottawa, Canada. <http://oee.nrcan.gc.ca/publications/infosource/pub/cipec/AnnualReport03-04>
- FAO/IFA. 2001. Global estimates of gaseous emissions of NH_3 , NO and N_2O from agricultural land. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, and International Fertilizer Industry Association, Paris, France.
- PSI. 2005. Energy efficiency and CO_2 emissions: benchmarking of CFI ammonia producers, 2000-2002; General edition, March 2005. Plant Surveys International, Petersburg, Virginia, USA.

附件 2 国际发展

氮对环境和人类健康的影响正在成为国际科学和政治舞台越来越重要的事件。以下事件值得指出：

- 1978：环境问题科学委员会（SCOPE）和联合国环境规划署（UNEP）联合成立了一个国际氮素小组。
- 1980：对饮用水质量问题的关注引发了每升饮用水中 NO_3^- 的最高水平不得超过 50 毫克的欧盟指导性标准。
- 二十世纪八十年代中期：世界卫生组织（WHO）遵循欧盟的立场，推荐每升饮用水中 NO_3^- 的最高水平不得超过 50 毫克。
- 1991：欧盟实行关于保护水体免受农业源硝酸盐污染的硝酸盐指标。

- 1997：京都议定书在需要削减的温室气体列表中引入了 N_2O 。
- 1998：当 SCOPE 在荷兰举行第一次国际氮素会议时，环境氮素议题开始走到前台。
- 1999：在酸雨事件背景下，联合国欧洲经济委员会（UNECE）为应对氨排放问题，在《长程越界空气污染公约》中将其引入。
- 2001：第二届国际氮素会议在美国举行，建议成立国际氮素倡议组织（INI）。
- 2002：INI 成立，是一个自律性组织，评估人为活动对全球和地区层面氮循环的影响。
- 2003：UNEP 通过**全球环境展望年鉴**中的一个氮流向章节增加了公众对这一事件的关注。
- 2004：第三届国际氮素会议在中国举行。会上发布了“南京宣言”。该宣言呼吁加强对全球氮循环的管理，目的是使活性氮使用收益最大化、负面影响最小化。该宣言已经提交给 UNEP 供参考。
- 2006：3 月份 UNEP 组织了一次会议，交流一些国家和地区管理活性氮的相关信息，讨论政策制定者是否应该考虑在全球范围内管理活性氮，以及可能需要的手段等。
- 2007：第四届国际氮素会议将于 10 月份在巴西举行。

肥料工业的参与

- 肥料工业参加了三届国际氮素会议和 2006 年的 UNEP 会议。
- 肥料工业以咨询机构的身份参加 INI。
- IFA 积极参加 SCOPE 并向 2004 年在乌干达举行的工作会议提供财政支持。工作会议研究结果（就氮肥使用对粮食生产和环境的贡献和影响做出了深刻科学的回顾），在第三届国际氮会议前文由 SCOPE 出版。
- 2004 年，IFA 成立了高效施肥工作组，2005 年 6 月该工作组组织了一次高效施肥国际研讨会。该研讨会注意到了缓释和控释肥料的贡献，以及

脲酶和硝化抑制剂在提高氮肥利用率方面的作用。会议论文可通过www.fertilizer.org/ifa/news/2005_17.asp 在线获得。

- 2005 年，IFA 成立了活性氮工作组，负责提高 IFA 会员对活性氮问题的关注度。该工作组起草了本出版物，以及一份公开摘要。
- 2006 年，IFA 成立了最佳施肥管理实践工作组，重点关注发展中国家的氮素管理。
- 2007 年，IFA 将组织一次最佳施肥管理实践国际研讨会。其目的是交流实践信息，确定最佳施肥管理实践的一般性规则以及这些规则更广泛采纳的策略，明确肥料工业在发展和促进最佳施肥管理实践中的角色，以及确定优先行动地区等。
- 2007, IFA 将开办一个最佳施肥管理实践门户网站，网址是www.SustainableCropNutrition.info。