植物营养与肥料学报 2014,20(1):1-6
Journal of Plant Nutrition and Fertilizer doi: 10.11674/zwyf.2014.0101

立足于解决高投入条件下的氮污染问题

蔡祖聪[1], 颜晓元[2], 朱兆良[2]
(1 南京师范大学地理科学学院,南京 210023; 2 中国科学院南京土壤研究所,南京 210008)

摘要: 人口基数大且人均可耕地占有量小的基本国情决定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。我们认为,高强度农业的特点决定了我国氮肥当季利用率不可能达到一些发达国家的水平。在这样的背景条件下实现生态环境的可持续发展,除了继续尽一切可能提高氮肥当季利用率、减少氮肥向环境的扩散外,还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。

关键词: 高强度农业; 氮肥; 对策
中图分类号: S-0; S143 **文献标识码:** A **文章编号:** 1008-505X(2014)01-0001-06

A great challenge to solve nitrogen pollution from intensive agriculture

CAI Zu-cong[1], YAN Xiao-yuan[2], ZHU Zhao-liang[2]
(*1 School of Geography Science, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China;*
2 Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

Abstract: The huge population and the small arable land area per person determine that intensive agriculture, which is characterized by high ratio of cultivated land to territory, high multiple cropping indices, and large input of agro-chemicals, is an inevitable choice for food security in China. Nitrogen use efficiency (NUE) of such an intensive agriculture is unlikely to reach the levels achieved in some developed countries because the NUE decreases with the increases in nitrogen application rate. While we should continue to struggling for higher NUE, we have to realize that nitrogen pollution from crop production could not be controlled by raising NUE alone under intensive agriculture. In order to protect our environment and sustain development, we have to face a challenge to solve nitrogen pollution under the condition of high nitrogen application rate. Research should be strengthened for the control of nitrogen pollution through establishment of theories, principles, technologies, and policies under the intensive agriculture.

Key words: intensive agriculture; nitrogen consumption; counter measures

大量施用氮肥为增加作物产量做出了巨大贡献,若无化学氮肥的施用,全球不可能维持70亿人口的粮食供应;若无化学氮肥的施用,不可想象我国13.7亿人口的粮食问题能够解决。据估计,施用氮肥全球多养活了48%的现有人口[1]。但是,氮肥的大量施用也造成了严重的生态环境问题,如地表水体富营养化、地下水硝酸盐积累、气态活性氮引起阴霾天气、温室气体 N_2O 排放增加、生物多样性下降等。氮已经成为仅次于碳而最受人类关注、影响人类生存环境的元素。在我国,施用氮肥造成的生态环境问题更加突出,水体富营养化日趋严重[2],大气氮沉降量持续升高[3]。综观氮肥施用的历史,欧美等发达国家也曾经历过大量施用氮肥造成严重氮污染的问题,但当他们认识到大量施氮肥对生态环境可持续发展的危害后,氮肥的施用量开始下降[4]。不同于欧美等发达国家,近30年来,针对高产地区,我国学术界一再强调氮肥过量施用问题,力求提高氮肥利用率、减少施用量,在生产实际中,粮

收稿日期: 2013-07-22 **接收日期:** 2013-07-30
基金项目: 科技部重大研究计划(2014CB953800)项目资助。
作者简介: 蔡祖聪(1958—),男,浙江余姚人,博士,教授,主要从事土壤碳、氮循环与全球变化研究。
Tel: 025-85891203, E-mail: zccai@njnu.edu.cn

食作物的平均氮肥施用量可能出现了下降的趋势[5],但是,就全国尺度而言,氮肥的总施用量不仅没有下降,相反继续保持增长趋势。为了解决我国粮食安全与生态环境可持续发展的矛盾,我国必须两条腿走路,一方面继续努力提高氮肥当季利用率,减少氮肥施用量;另一方面正视高氮肥施用量的现实和客观需要,立足于在大量施用氮肥的条件下解决氮的环境污染问题。对于从事相关研究的科学工作者而言,这是一项必须面对的严峻挑战,而且必须提出解决之道。

1 氮肥"过量施用"的判断指标

根据 FAO 的统计资料[6],从 1978 年至 2008 年,我国氮肥施用量增加了 3.58 倍,平均每年增加约 78 万吨纯氮。2008 年耕地面积仅占世界 7% 的中国,消耗了 3321 万吨纯氮,占全球当年氮肥消耗量 9243 万吨纯氮的 33% 强。预测表明,我国的氮肥施用量仍将继续增加[7]。

肥料是否施用过量大致可有以下 3 个指标:1)过量施用肥料而生产了超过市场需要的粮食或生产了超过保障粮食安全需要的粮食;2)作物产量对肥料施用量是正响应还是负响应,增加氮肥施用量,作物不再增产甚至导致作物减产;3)施用肥料是否对当地或区域环境产生了显著的影响。很显然,我国不存在生产的粮食超过市场需求或超过粮食安全保障需要的问题,在可以预期的将来,我国也不太可能出现因过量施用肥料而出现粮食过剩的现象。因此,以第一个标准判断,我国不存在过量施用氮肥的问题。

按照作物营养理论,作物产量对养分供应的响应大致可以分为 4 个阶段:1)作物产量随养分供应量线性增加阶段(图 1,O→A 区间);2)作物产量增加率随养分供应而逐渐下降阶段(图 1,A→B 区间);3)作物产量不随养分供应量而变化阶段,即为平台值(图 1,B→C 区间);4)作物产量随养分供应的增加而下降阶段(图 1,施用量 > C 的情形)。所以,以作物产量为指标,只有当氮肥施用量超过图 1 中 B 点的情况下,方可称为氮肥施用过量,当氮肥施用量超过 C 点时则严重过量,导致作物产量下降。作物产量对养分供应的响应曲线中,A、B、C 点所处的位置因作物品种、土壤养分供应状况等而变化,随着作物品种的改善、土壤障碍因素的消除等而向右移动(图 1 虚线部分)。

从上世纪八十年代以来,我国氮肥施用量大幅

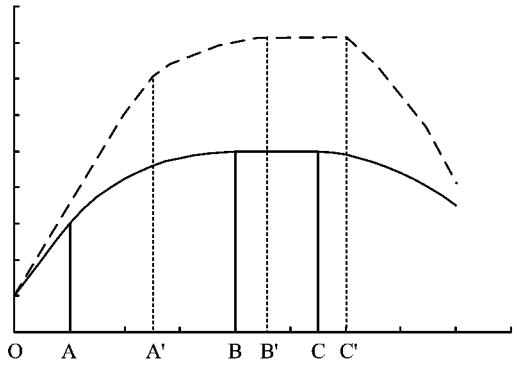

图 1 作物产量对养分供应水平的响应曲线

Fig. 1 Response curve of crop yields to the nutrient supply levels

[注(Note):假定实线部分表示为作物品种改良或作物生长障碍因素消除之前的状况,虚线为作物品种改良或作物生长障碍因素消除之后的状况 Providing the solid lines represent the values before the new cultivars use and amelioration of soil restraining factors to crop growth, dashed lines representing those afterwards.]

度增加(图 2),全国的粮食作物平均单产和总产量均同步显著增加。虽然增幅随着氮肥施用量的增加而下降,但氮肥施用量与粮食作物平均单产及总产的正相关关系并未改变(图 3)。由此可见,以作物产量为指标,在局部区域和对特定的作物可能存在氮肥过量施用的问题,但在全国尺度上,我国氮肥施用并未过量。

据朱兆良等[8]研究表明,1982 ~ 1985 年,在太湖地区获得最高水稻产量(6.5 t/hm^2)需要的氮肥施用量为 N 184 kg/hm^2;2004 ~ 2006 年,太湖地区获得水稻最高产量(> 8 t/hm^2)需要的施肥量为 N 240 kg/hm^2。我国的作物产量和氮肥施用水平在地区间均存在很大的差异。太湖地区是经济比较发达、作物产量和氮肥施用量均较高的地区。全国农作物施肥量 1982 ~ 1985 年仅为 N 88 kg/hm^2,2004 ~ 2006 年平均为 N 169 kg/hm^2[8]。根据全国成本调查网[9]资料,2008 年小麦、玉米和水稻的平均氮肥施用量为 N 195 kg/hm^2。随着作物品种的改良、栽培技术的提高、土壤障碍因素的消除等,全国的作物产量也均有继续提高的潜力,因此,为获得最高产量,对氮肥的需求量也将相应地继续增加(图 1)。从上述分析可以看出,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,这与对我国氮肥需求的预测是相一致的[7]。

我们注意到,在全国尺度上做出的上述判断与大量报道的田间试验结果并不一致。毫无疑问,以

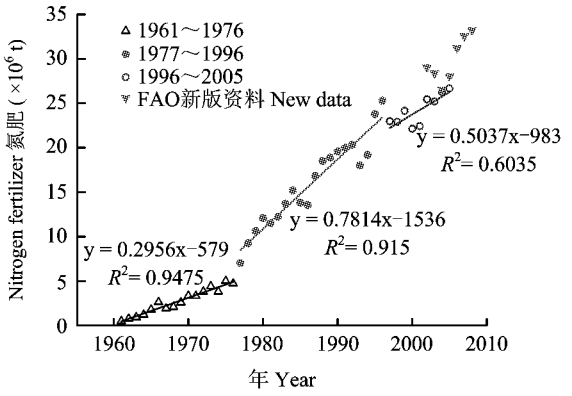

图 2　1961 ～ 2008 年我国氮肥施用量[6]

Fig. 2　Nitrogen fertilizer input rate of China during 1961–2008[6]

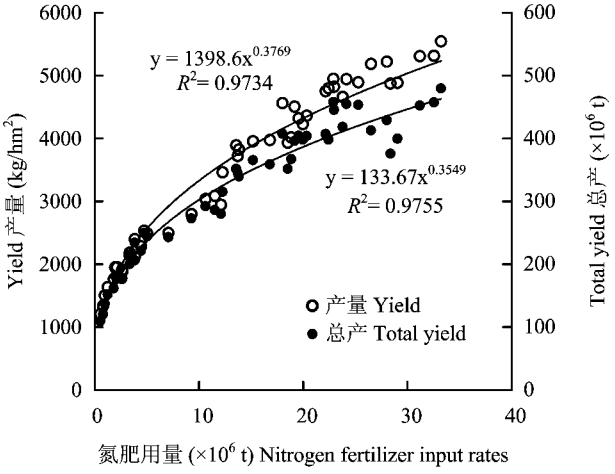

图 3　1961 ～ 2008 年国氮肥施用量与粮食作物单产和总产的关系[6]

Fig. 3　Relationship between the nitrogen fertilizer input rates and the unit yield and the total yield of grain crops during 1961 – 2008

作物产量为指标，我国在某些地区的作物生产过程中，存在过量施用氮肥的现象。但是，依据田间试验结果得出可以减少氮肥施用量的结论应该十分谨慎。田间试验通常在农民正常施肥量的基础上设置低于和高于农民正常施氮量的处理，测定不同处理的作物产量，分析产量与施氮量的关系。经常报道的结果是，在一定程度内减少氮肥施用量，作物平均产量较农民实际施肥量低，但差异未达到 95% 概率的统计显著性，从而得出减肥不减产的结论。但是，在统计上，这一结论的错误概率为 5%（统计上的第一类错误）。当重复间变异大时，出现第一类错误的产量变幅范围更大。再一种情况，减肥确实没有减少产量，在这样的田间试验结果上，得出减肥不减产的结论时常常忽视以下两个问题：1）周围农田施用氮肥的影响。由于我国肥料试验的小区面积一般较小，周围农田施用的氮肥很容易通过各种途径进入到试验小区，特别是当周边农田的氨挥发损失较大时，这种影响更不容忽视；2）土壤氮的收支平衡，如果长期施肥在土壤中积累了大量的有效氮，同时灌溉水和降水中含有相当高浓度的氮，可能在短期内足以满足作物正常生长所需要的氮，但可能降低环境和土壤中氮含量，长此以往，在降低环境氮浓度的同时，土壤的氮含量和生产力也将下降。只有能够保证土壤氮至少达到收支平衡时，减肥才可能是可持续的。

很显然，以作物产量为指标，虽然部分地区实际生产过程存在氮肥过量施用的情况，但在全国尺度上，我国氮肥施用不仅未过量，而且仍有通过增施氮肥而提高作物产量的潜力，这是我国随着人口的进一步增加而保障粮食安全的基础。但是，另一方面，我国水体和大气环境中活性氮浓度持续升高也是不争的事实[2]。因此，氮肥施用过量并不是基于作物产量，主要是基于生态环境氮污染日益显现而做出的判断。

2　氮肥当季利用率下降的客观原因

氮肥当季利用率低是我国农业生产中客观存在的严重问题，也是一个特别受到关注的问题。鉴于发达国家大量施肥造成严重环境污染的经验和教训，我国在氮肥施用量快速增长之初即已十分重视提高氮肥利用率、减少氮素损失、降低对环境负面影响的研究，通过这些研究，积累了非常丰富的提高氮肥利用率的知识。根据朱兆良等[8]的研究，与八十年代相比，在相同施氮量的情况下，目前的氮肥当季利用率也的确略高于上世纪八十年代的氮肥当季利用率。但是，我国实际氮肥当季利用率在过去 30 年中不仅没有提高，而且明显下降。据研究，我国当前的氮肥平均当季利用率，水稻为 28.3%，小麦为 28.2%，玉米为 26.1%，高强度农业区、果树、蔬菜作物的平均当季利用率不足 20%[10]，不仅远低于发达国家 50%～60% 的水平，也低于上世纪八十年代平均 30%～35% 的氮肥利用率[11]。我国氮肥当季利用率低的原因一般归之于氮肥的“过量施用”和养分不平衡[12]。导致“过量施用”氮肥的原因很多，如农户拥有的农田面积过小、施肥时间与作物

养分需要时间不匹配、机械施肥水平低、合理施用氮肥的知识传播途径不畅等[12]。与上世纪八十年代比较,上述限制氮肥利用率提高的因素都应当已有不同程度地改善或缓解,通过长期的研究,即使积累的提高氮肥利用率的知识传播途径不畅,农民自身在生产实践中也积累了经验。显然上述因素可能都是导致我国氮肥当季利用率低的因素,但不足以解释我国当前氮肥当季利用率低于上世纪八十年代的现象。

过去30年我国氮肥当季利用率下降的直接原因是氮肥施用量持续增加。按照作物产量对氮肥的响应曲线(图1),当氮肥施用量超过线性增加阶段后,无论以作物氮素吸收量还是以单位氮肥的作物产量增加量为指标,氮肥当季利用率必然随着施用量的提高而下降。而在过去30年中,我国的氮肥施用量有了大幅度的增长(图2)。这是导致我国当前氮肥利用率低于上世纪八十年代最为关键的因素。在高产地区合理或适当控制氮肥施用量,在中、低产地区消除限制因素,充分发挥氮肥的增产作用,是提高氮肥利用率的必然要求。

3 立足于解决高投入条件下的氮污染问题

由于我国的高复种指数,与世界平均年氮肥施用量比较,我国氮肥的年施用量更高。根据《中国农业年鉴》资料[13],1992年之前我国复种指数一直呈增加趋势,此后我国并无全国尺度的复种指数统计数据。有研究表明,2000年我国平均复种指数为142%[14]。氮肥年施用与复种指数的关系可能并不是简单的加和关系。随着复种指数的提高,每一季作物获得相同的产量对氮肥的需要量增加。日本学者[15]对日本境内肥料试验的统计分析结果表明,在日本,以糙米5000 kg/hm^{2}为水稻目标产量,如果每年只种植单季水稻,非水稻生长期间休闲,平均需要施用氮肥N 73 kg/hm^2;如果每年种植旱作和水稻两季,则获得相同的水稻产量需要施用氮肥N 112 kg/hm^2。该文作者不清楚为什么一年二熟稻田获得与一年一熟稻田相同的水稻产量需要增加53%的氮肥施用量,他们猜想与一年二熟时氮损失量增加有关。随着复种指数的提高,土壤可提供的有效氮下降,如果复种指数提高而缩短每季作物的生长期,土壤可提供的氮素下降更加显著[16]。我国有些蔬菜种植区,复种指数更大,氮肥年施用量更大,当季利用率也更低[10]。

一些耕地资源充裕的发达国家,可将部分耕地退回到自然植被以保持良好的生态环境。从图4可以看出,1990年至今美国和我国的耕地面积均持续下降,但耕地面积下降的驱动因素各不相同。保护生态环境和避免粮食过量供应导致价格下降是美国耕地面积下降的主要原因。城市化和基础建设继续占用耕地是我国耕地面积不断下降的主要因素。美国等经济发达、耕地充裕的国家,不需要获得尽可能高的作物产量,因而也不需要施用大量的肥料。即使是耕地紧缺的日本,也不以获得最高作物产量为目标,水稻的施氮量控制在作物产量对氮肥施用量的线性响应范围内,即施用量小于图1的A点[15]。我国的人口接近14亿,美国的人口为3亿,而我国的耕地面积仅为美国的60%~70%,且我国耕地后备资源不足,在这样的国情下,必然需要获取尽可能高的作物产量,以实现粮食安全。

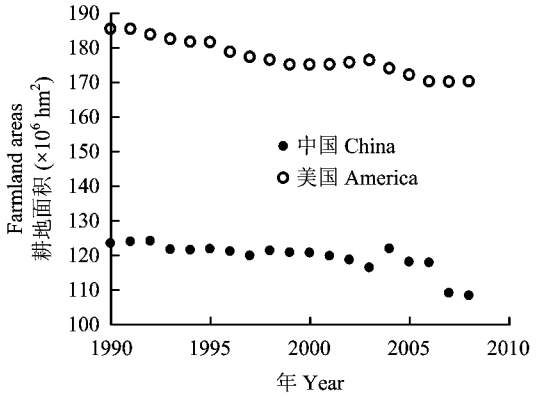

图4 1990年以来中国和美国耕地面积变化[6]

Fig. 4 Variation of farmland areas in China and America since 1990s

为了在人口基数大、人均耕地资源不足的国情下保障粮食安全,高强度农业是唯一选择。高强度农业体现在3个方面,即国土垦殖率高、复种指数高和肥料施用量大。垦殖率在区域水平上影响施肥对环境的污染程度,复种指数和肥料施用量则在田块尺度上影响施肥对环境的污染程度。以全国国土面积为基数,我国耕地所占的比例远小于美国,但我国的可耕地集中于几大河流的三角洲、华北和东北地区,这些地区可耕地占国土面积的比例大,而可耕地几乎100%被开垦种植。在一个特定的区域内,相同单位耕地面积氮施用量下,氮向环境的排放负荷随着农田所占比例的提高而提高[17]。

为了减少施用氮肥对环境的污染,长期以来,我

国学术界持有与国际上普遍坚持的相同指导方针，即，着力提高当季氮肥利用率以实现高产高效，减少氮肥施用对环境的影响。在这一方针的指导之下，我国投入了大量的人力和财力进行提高氮肥当季利用率的理论、技术和方法研究，取得了丰硕的成果，积累了非常丰富的知识。但是，已如上述，我国的氮肥当季利用率并未因此而提高，原因就在于在保证粮食安全的巨大压力下，我国必须力求高产更高产，以获取最高作物产量为目标。追求作物最高单产决定了我国氮肥当季利用率不可能达到目前发达国家的水平。

此外，我们还必须清醒地认识到，即使在发达国家，氮肥利用率达到了 50%～60% 的水平，也仍然未能完全消除氮肥施用对环境的影响[4]。因此，单纯依靠通过合理施用氮肥、提高氮肥利用率以解决我国氮肥施用引起的环境污染问题是不现实的。为了保障粮食安全，实现生态环境的可持续发展，我国必须确立高投入条件下解决氮污染问题的指导方针，即三者并举的方针：提高氮肥当季利用率，高氮投入条件下减少活性氮从农田向环境扩散，高氮环境中减少活性氮对生态环境的破坏程度。

应该特别强调，立足于高投入条件下解决氮污染问题并不是鼓励盲目增加氮肥施用量，相反，高强度农业利用更应该在保障粮食安全的前提下，尽一切可能减少氮肥施用量、提高氮肥利用率、降低损失率以减轻对环境的压力，达到高产、高效、环保的总要求。

4　高投入条件下解决氮污染问题的可能途径

在氮污染严重的地区，长期以来解决农业氮污染的方针是减少氮肥施用量，所以对高投入条件下解决氮污染的有意识研究很少。但是，迫于农业氮污染的严峻现实问题，我国在高投入条件下解决氮污染问题方面也做了一些研究，提出了诸如“减源－拦截－修复”的理论[18]。当前迫切需要研究高投入条件下解决氮污染问题的理论和原理，同时发展解决氮污染问题的技术和管理措施。基于现有知识水平和研究进展，高投入条件下解决氮污染问题似应在不同空间尺度单元上通过多种途径来实现。在不同空间尺度上，应采用一切可能的措施阻止活性氮从农田扩散到水体、大气环境和受保护的陆地生态系统，同时，尽一切可能回收扩散逸出农田的活性氮使其再次进入农田生态系统。

在田块尺度上，应以阻止氮向环境的扩散为主要努力方向。在农田土壤中，氮是养分，一旦脱离农田土壤，它就可能成为污染物质，所以，应该采用一切有效的措施，阻止农田土壤活性氮的扩散。在水稻生产中，氨挥发是农田活性氮损失的主要途径。有研究表明，使用抑氨膜，抑制氨挥发，可以减少氮通过大气向环境的扩散[19]。目前迫切需要研究无机氮以硝态氮为主的土壤类型区，抑制硝态氮向剖面深层扩散进入地下水的理论和技术。

在流域尺度上，通过各种方法和手段，拦截由农田扩散的氮进入生态环境敏感或脆弱区。大量的研究证明，设置隔离带、拦截沟等是拦截从农田扩散的氮向生态环境敏感或脆弱区扩散的有效途径和方法。通过作物合理布局也可在一定程度上减少氮对生态环境的污染。如在水旱并存的流域，通过作物布局，将旱作种植区高硝态氮含量的径流和浅层地下水引入水稻种植区，通过在稻田的反硝化脱氮或水稻吸收，拦截氮进入敏感或脆弱生态区。通过豆科作物与非豆科作物的合理布局，利用豆科植物低氮区拦截非豆科植物高氮区扩散的氮等。

在全国尺度上，对养分不容易扩散、适宜于种植的封闭流域，可以研究建立高养分包括高氮投入、高产出的特殊农作物生产区的可能性。

大量施用氮肥，不仅污染周边环境，而且也可造成土壤退化，这在设施蔬菜地表现得更为严重[20]。大量施用铵态氮肥时，土壤发生强烈的硝化作用而酸化土壤，同时在短时间内积累起大量的硝酸盐，使土壤盐渍化并威胁地下水质量。设施蔬菜地土壤快速退化在我国南方地区相当普遍，已经严重威胁蔬菜生产的可持续发展。因此，快速修复因大量施用氮肥而导致的退化土壤也是高投入条件下解决氮污染问题和实现可持续生产的重要研究内容。

参 考 文 献：

[1] Erisman J W, Galloway J N, Sutton M S *et al*. How a century of ammonia synthesis changed the world[J]. Nat. Geosci., 2008, 1: 636-639.

[2] 中华人民共和国环境保护部. 2012 中国环境状况公报[M/OL]. http://www.mep.gov.cn/gkml/hbb/qt/201306/W020130606578292022739.pdf, 2013.
Ministry of Environmental Protection of People's Republic of China. Bulletin of environment status of China in 2012[M/OL]. http://www.mep.gov.cn/gkml/hbb/qt/201306/W020130606578292022739.pdf, 2013.

[3] Liu X J, Zhang Y, Han W X *et al*. Enhanced nitrogen deposition over China[J]. Nature, 2013, 10: 1038/nature11917.

[4] Vitousek P M, Naylor R, Crews T *et al*. Nutrient imbalances in agricultural development[J]. Science, 2009, 324: 1519-1520.

[5] Sun W J, Huang Y. Synthetic fertilizer management for China's cereal crops has reduced N_2O emissions since the early 2000s[J]. Environ. Pollut, 2012, 160: 24-27.

[6] FAO. FAOSTAT[DB/OL]. http://faostat.fao.org/site/575/DesktopDefault.aspx?PageID=575#ancor.

[7] 常轶智, 李加楠. 2013～2017年中国氮肥行业投资分析及前景预测报告[M/OL]. http://www.ocn.com.cn.
Chang Y Z, Li J N. Report on investment analysis and predict of nitrogen industry from 2013-2017[M/OL]. http://www.ocn.com.cn.

[8] 朱兆良, 张绍林, 尹斌, 颜晓元. 太湖地区单季晚稻产量-氮肥施用量反应曲线的历史比较[J]. 植物营养与肥料学报, 2010, 16(1): 1-5.
Zhu Z L, Zhang S L, Yin B, Yan X Y. Historical comparison on the response curves of rice yield-nitrogen application rate in Tai-lake Region[J]. Plant Nutr. Fert. Sci., 2010, 16(1): 1-5.

[9] 全国成本调查网. 2008年全国主要农产品成本收益简明资料[DB/OL]. http://www.npcs.gov.cn/web/Column.asp?ColumnId=13.
National Product Cost Survey, Concise information on costs and profits of main agricultural products in China in 2008[DB/OL]. http://www.npcs.gov.cn/web/Column.asp?ColumnId=13.

[10] 张福锁, 崔振岭, 王激清, 等. 中国土壤和植物养分管理现状与改进策略[J]. 植物学通报, 2007, 24(6): 687-694.
Zhang F S, Cui Z L, Wang J Q *et al*. Current status of soil and plant nutrient management in china and improvement strategies[J]. Chin. Bull. Bot., 2007, 24(6): 687-694.

[11] 朱兆良, 文启孝. 中国土壤氮素[M]. 北京: 科学出版社, 1992.
Zhu Z L, Wen Q X. Nitrogen in soil of China[M]. Beijing: Science Press, 1992.

[12] Miao Y X, Stewart B A, Zhang F S, Long-term experiments for sustainable nutrient management in China. A review[J]. Sustain. Dev., 2011, 31: 397-414.

[13] 《中国农业年鉴》编辑委员会. 中国农业统计年鉴[M]. 北京: 中国农业出版社, 1993.
Editorial Board of Chinese Agriculture Yearbook. Chinese agriculture statistical yearbook[M]. Beijing: China Agriculture Press, 1993.

[14] 闫慧敏, 刘纪远, 曹明奎. 近20年中国耕地复种指数的时空变化[J]. 地理学报, 2005, 60(4): 559-566.
Yan H M, Liu J Y, Cao M K. Remotely sensed multiple index variations in China during 1981-2000[J]. Acta Geogr. Sin., 2005, 60(4): 559-566.

[15] Toriyama K. Estimattion of fertilizer nitrogen requirement for average rice yield in Japanese paddy fields[J]. Soil Sci. Plant Nutr. 2002, 48: 293-300.

[16] 朱兆良, 廖先答, 蔡贵信, 俞金州. 苏州地区双三制下土壤养分状况和水稻对肥料的反应[J]. 土壤学报, 1978, 15(2): 126-137.
Zhu Z L, Liao X D, Cai G X, Yu J Z. Soil nutrition status under "rice-rice-wheat" rotation and the response of rice to fertilizers in Suchow district[J]. Acta Pedol. Sin. 1978, 15(2): 126-137.

[17] Iital A, Pachel K, Loigu E *et al*. Recent trends in nutrient concentrations in Estonian rivers as a response to large-scale changes in land-use intensity and life-styles[J]. J. Environ. Monitor., 2010, 12(1): 178-188.

[18] 吴永红, 胡正义, 杨林章. 农业面源污染控制工程的"减源-拦截-修复"(3R)理论与实践[J]. 农业工程学报, 2011, 27(5): 1-6.
Wu Y H, Hu Z Y, Yang L Z. Strategies for controlling agricultural non-point source pollution: reduce- retain-restoration (3R) theory and its practice[J]. Trans. CSAE, 2011, 27(5): 1-6.

[19] 庄舜尧, 尹斌, 朱兆良. 表面分子膜抑制稻田氨挥发的模型研究[J]. 中国农业科学, 2002, 35(12): 1506-1509.
Zhuang S Y, Yin B, Zhu Z L. Model research on the effect of surface film on ammonia volatilization from rice field[J]. Sci. Agric. Sin., 2002, 35(12): 1506-1509.

[20] Cao Z H, Huang J F, Zhang C S, Li A F. Soil quality evolution after land use change from paddy soil to vegetable land[J]. Environ. Geochem. Health, 2004, 26: 97-103.