

**GREENPEACE**  
绿色和平

## 氮肥的真实成本（二）

作者：程存旺 石嫣 温铁军  
中国人民大学 农业与农村发展学院  
2010年8月



# 目录

## 摘要

1. 过量施用氮肥的经济损失 .....	1
1.1 氮肥利用率、残留率和损失率的概念界定 .....	1
1.2 过量施用氮肥的经济损失 .....	2
2. 氮肥减量政策研究 .....	5
2.1 氮肥减量背景 .....	5
2.2 氮肥减量政策研究 .....	8
3. 生态农业案例 .....	15
4. 结论与展望 .....	17
附录 生态农业案例介绍 .....	18

# 摘要

中国是传统农业大国，虽然近些年来耕地在不断减少，可是人们对于农产品的需求却不断增大。为了使现有面积上的农作物的产量增大，化肥的大量使用被认为是不可避免的，这其中氮肥就是一种不可缺少的主要肥料。一直以来，农业生产中氮肥的利用率低、损失率高、对环境压力大都是一个世界性的问题。

本报告分析了近20年来中国在氮肥施用过量上造成的经济损失、对生态环境的影响以及有机氮肥的来源和市场前景，并提出了以有机氮肥替代现有氮肥的可行性分析。本报告指出中国的有机氮肥正遭到严重的浪费，而造成这一浪费情况的主要原因是产生有机肥料的养殖业和利用肥料的种植业之间的严重脱节。

中国高氮肥用量的集约化农田已占到农田总面积的15%以上，城市周边地带通常达30%以上，氮肥的大量施用主要是因为其利用率不高，根据2003年的研究数据表明，我国农业生产中的氮肥损失率在30%~50%之间。氮肥的利用率受很多因素的影响，其用量和作物的产量并没有很确定的比例关系，因此需要在两者之间找寻一个平衡点，以保持氮元素在土壤中的合理含量。氮肥在土壤中的残留是很难避免的，适当的氮残留可以起到补充土壤中氮元素的作用，但残留过量就会对环境造成某种程度的威胁。

在中国种植经济型作物的农田中氮肥的超量使用已十分普遍，对环境的危害也越来越严重。这一问题凸显了中国农业急需在改革灌溉、施肥方式和施肥时期等对提高氮肥的利用率，减少对环境的污染方面的重要性。

过量施用氮肥已给环境和农业经济带来了不小的冲击，其造成的损失分为直接损失，即未被植物利用也未保存在土壤中的部分和间接损失。据统计，近几年间随雨水流失及进入大气的氮素损失已接近投入氮肥总量的45%，全国农户每年因过量施用氮肥造成的经济损失已超过一百五十亿。过量施用的氮肥中所含有的氮、磷等物质也是造成水体富营养化的最主要原因，科学家对太湖、滇池流域和其他流域的初步研究结果证实了这一点。由此看来，开发有机氮肥替代现有的氮肥已成为刻不容缓的问题。

在中国的生产实践中，有机肥最主要是从畜禽养殖而产生的排泄物中提炼出来，且资源充足。然而这些本应可以提供大量有机肥的畜禽粪便却被集中排放且数量巨大，致使土壤负担变重，不能及时消纳如此大量的有机肥料，这样不但造成了严重的环境污染，也使本来充足的有机肥资源不能得到很好的利用。

本报告中列举了施用有机肥的生态农业案例，介绍了生态农业模式的氮肥减量和经济效应，案例很好地衔接了养殖业和种植业对于有机肥料的利用问题。

如今，世界范围内的化学农业都导致严重的农业污染，而中国的农业源污染防治目前还处于制度和组织空白状态，也没有对污染方式进行明确的分类和界定。国际经验表明，根据源头治理原则，以生态农业替代化学农业是治理过量施用农业化学品引发的面源污染的有效措施，也是实现农业可持续发展的必然选择。针对中国国情，择机开征独立的环境税将有利于我国环境污染的治理。应该把对氮肥行业征收的资源和环境税用于补贴替代氮肥的生态农业耕种模式上，以取得“双重红利”甚至“多重红利”的效应。中国在借鉴国外先进经验的同时应结合自身情况出台相应政策，并进一步加强关于农业与农村面源污染的调查和研究工作，以做到合理利用目前大量的有机肥资源。

# 1. 过量施用氮肥的经济损失

## 1.1 氮肥利用率、残留率和损失率的概念界定

学者指出（巨晓棠、张福锁，2003），农业生产中氮肥利用率低、损失率高、对环境压力大是一个世界性的问题。对于某一生产体系的氮肥利用状况应该用多种指标衡量，其中包括产量水平和氮肥利用、氮肥残留、氮肥损失。氮肥施入农田后的去向可分为3个部分：（1）被作物吸收，即氮肥的当季利用率；（2）残留在土壤中；（3）通过不同机制和途径损失。氮肥的当季利用率是决定氮肥增产效果的主要因素。提高氮肥当季利用率的潜力则主要在于减少其施入农田后的损失<sup>1</sup>。

氮肥利用率的计算方法主要有两种：一是差减法，二是<sup>15</sup>N示踪法。

$$\text{差减法氮肥利用率 (\%)} = \frac{\text{施氮区作物吸氮量} - \text{不施氮区作物吸氮量}}{\text{施氮量}} \times 100$$

$$^{15}\text{N示踪法氮肥利用率 (\%)} = \frac{\text{施氮区作物吸收肥料氮}}{\text{施氮量}} \times 100$$

一般情况下，差减法计算的利用率比示踪法高，原因是差减法还包括了作物因施氮肥而多吸收的土壤氮。农学一般采用差减法计算氮肥利用率，这反映了施用氮肥后作物氮素营养的实际提高程度，而不管其中是否产生了表观的或真实的激发效应<sup>①</sup>。

巨晓棠、张福锁（2003）研究指出，就平均值而言，水稻和麦类对几种氮肥的利用率为30%~41%。氮肥利用率受土壤性质、作物种类和生长期、氮肥及其他肥料的种类和施用技术以及气象条件等因素的强烈影响。一般来说，随着施氮量的增加、作物产量增加，氮肥利用率显著降低。在实际生产中，可以通过少施氮肥而提高氮肥利用率，但产量并不一定很高。因此需要在氮肥利用率和作物产量之间寻找平衡点。

巨晓棠、张福锁（2003）研究指出，氮肥残留是不可避免的，氮素残留实际上是对所消耗的土壤氮库的一种补偿，是肥料氮与土壤氮的交换作用。田间试验表明，随着施氮量的增加，产量到一定程度不再增加，但残留量显著增加。这些残留氮不一定会立即损失，只要管理得好，还会起到补充土壤氮库的作用。但土壤中残留过多的氮素、尤其是NO<sub>3</sub>-N，会对环境造成某种程度的威胁。

巨晓棠、张福锁（2003）研究指出，从已取得的大量结果的中值来看，我国农业生产中氮肥

---

<sup>①</sup> 激发指的是使微观粒子系统（如原子、离子、分子等）由较低能级向较高能级的跃迁。

的损失率可能在30%~50%之间,其中水稻田>玉米地>小麦地,中值约为40%。并且大田生产中氮肥的损失率可能高于田间试验,可以估计为45%左右。

张维理(2004)经研究指出,中国高氮肥用量的集约化农田已占到农田总面积的15%以上,城市周边地带通常达30%以上。在经济效益较高的蔬菜、果树、花卉生产中,氮肥用量(纯N)平均为569~2000kg,是普通大田作物的数倍甚至数十倍,且超量使用问题十分普遍<sup>2</sup>。学者对经济作物的氮肥利用率(曹兵、贺发云,2008)的试验结果显示,小青菜试验中标记氮肥总损失低于10%;大白菜和番茄生长期间氮素损失分别为41.9%~48.6%和34.2%~46.0%。这3种蔬菜的氮素总损失并未超出粮食作物的氮素损失范围。但由于蔬菜复种指数高且生产中氮肥投入量较大,因此,氮素损失绝对量应比粮田更高,对环境的危害也更为严重<sup>3</sup>;张福锁、陈新平(2003)的试验结果表明,在90、180、270、360、450kg $hm^{-2}$ 5个氮肥用量条件下,氮肥的表观损失率<sup>①</sup>(氮素表观损失/氮肥用量 $\times 100$ )依次为63.3%、61.1%、60.7%、75.3%、64.2%。氮素表观损失的绝对量随施氮量的增加而增加的趋势可用线性方程来进行拟合:

$$y=0.6663x \quad r=0.989^{**} \text{ (显著相关)}$$

即每千克氮肥施用将造成0.67千克的氮素损失,经济最佳施氮量条件下的氮素损失量计算值为206.6kg $hm^{-2}$ 。这凸显了改革现有栽培技术,特别是改革灌溉、施肥方式和施肥时期等对提高氮肥利用率、减少环境污染方面的重要性<sup>4</sup>。

## 1.2 过量施用氮肥的经济损失

吴开亚(2008)在《巢湖流域环境经济系统分析》一书中将巢湖流域化肥施用的经济损失估算分为:(1)化肥施用成本;(2)地下水污染的经济损失;(3)地表水污染的经济损失;(4)土壤肥力下降的经济损失;(5)畜禽非正常死亡的经济损失;(6)臭氧层破坏及温室效应的经济损失;(7)人体健康的经济损失;(8)生态平衡破坏的经济损失;(9)有害物质污染的经济损失。其中,化肥施用成本包括化肥购买成本和施肥人力成本两部分<sup>5</sup>。在化肥施用成本计算中,作者没有区分化肥的利用率和损失率,而将巢湖流域所有施用的化肥都计入成本。

本研究将过量施用氮肥造成的经济损失区分为直接损失和间接损失,直接损失由氮肥损失率决定,指的是过量施用的氮肥进入环境的部分,这部分未被作物利用,也未保留在土壤中;间接损失涉及多方面,本文主要指过量施用氮肥造成的环境污染和健康损失。

通过分析氮肥的利用率和损失率估算直接经济损失的研究包括:马文奇、张福锁(2000)的研究指出,山东寿光蔬菜产区氮磷钾的利用率都在10%以下,浪费的化肥每年使山东农民白白花掉12亿元人民币<sup>6</sup>;许秀成(2000)研究指出1986~1996年间,中国投入的氮肥总量约为2.2亿

---

<sup>①</sup> 表观损失包括氮素残留在土壤中未被当季作物利用的部分和流失到空气、水等环境中的部分。

吨氮，按氮肥利用率为35%和土壤残留率为20%，12年间随雨水流失及进入大气的氮素损失近1亿吨，中国农民仅氮肥投入损失高达2000亿元，平均每年损失近170亿元<sup>7</sup>。

笔者以2008年氮肥消费量为2303万吨（图1），损失率取45%，氮肥的平均购买成本1500元/吨，则购买成本损失为：

$$2303\text{万吨} \times 1500\text{元/吨} \times 45\% = 1554525\text{万元}$$

考虑到农户施肥投入的劳动成本，则2008年农户过量施用氮肥带来的直接损失约为155.5亿元，占当年第一产业生产总值的0.5%，约占当年第一产业增加值的10%。

吴开亚（2008）的研究基本涵盖了化肥施用后造成的多重负外部性的综合立体污染造成的经济损失。他对地下水污染的经济损失估算的过程中，采取了地下水资源使用量的资源价值作为化肥施用引起的地下水污染的经济损失，为0.008亿元；对地表水污染的经济损失估算中，他建立了层次分析模型，确定化肥施用对巢湖流域地表水污染的权重，然后计算经济损失，为1.0535亿元；对土壤肥力下降的经济损失估算中，以土壤中化肥含量的市场价值近似表示，为4.8737亿元；以0.3855%的非正常死亡率估算畜禽非正常死亡的经济损失为0.1428亿元；以进入大气的化肥价值间接表示臭氧层破坏及温室效应的经济损失，为1.9121亿元；将人体健康的经济损失分为过早死亡经济损失和人群疾病经济损失两方面，合计5.8169亿元；以化肥施用对生态多样性的影响表示对生态平衡的破坏，以流失到环境中的化肥市场价值表示其经济损失，为10.6407亿元<sup>8</sup>。因此在巢湖地区，化肥的过度使用对环境、农业、人类健康等造成的经济损失折合约24.4477亿<sup>9</sup>。

从吴开亚（2008）的研究中可以看出，计算环境污染的经济损失面对的不确定性因素很多，并且存在争议，如地下水污染的经济损失是以硝酸盐含量为基础估算还是以使用量为基础进行估算；地表水污染损失估算中的，层次分析模型需要建立判断矩阵，需要依靠专家的经验判断，存在不确定性；对土壤污染的经济损失以化肥的残留量来表示也需要讨论，土壤学家认为残留可以提高土壤的营养元素含量，有利于作物生长。由此可见，环境污染各项经济损失的估算方法受到客观资料的制约。目前关于过量施用化肥导致环境污染损失的估算并未细分氮、磷、钾等化肥种类，也没有全国范围内统计数据，无法通过上述方法估计国家层面上过量施用氮肥造成的间接经济损失，并且在不同的理论指导之下采取不同的治理措施将导致不同的治理成本，更加剧估算的不确定性。因此本研究只能根据国家农业面源污染治理财政投入替代间接经济损失的估算<sup>10</sup>。然而，2010年3月公布的《第一次全国污染源普查公报》首次向公众反映了农业面源污染的严重程度，而相应的专项治理方案和投入还没有公布，现阶段与农业面源污染治理有关联的投入包括测土配方施肥、“三河三湖”治理工程和农村环境整治<sup>11</sup>，这些项目资金也只是部分投入面源污染防治。因此，以国家农

<sup>7</sup> 尽管环境损失是污染物长期积累造成的，但污染损失则是每年都在发生，24.4477亿指的是2007年的污染损失，可以想象，随着污染程度的加剧，如得不到有效治理，其后每年的损失均将增加。

<sup>8</sup> 此处农业源污染包含农村环境污染。——作者注

<sup>9</sup> 2001至2007年，中央和地方各级政府投入910亿元财政性资金及国内银行贷款，用于“三河三湖”流域城镇环保基础设施、生态建设及综合整治等7大类共8201个水污染防治项目建设；中央政府从2010年起，在未来3年内将安排专项资金120亿元，推进农村环境治理。

资料来源：[http://www.hljdaily.com.cn/xw\\_lsn/system/2010/01/29/010544061.shtml](http://www.hljdaily.com.cn/xw_lsn/system/2010/01/29/010544061.shtml)

业面源污染治理财政投入替代间接经济损失的估算也存在极大的误差。

张维理（2004）研究指出，在中国污染严重的水域，高氮、磷养分用量的农田、农村畜禽养殖、没有污水管网和污水处理设施的城乡结合部城区面源是造成流域水体氮、磷富营养化的最主要原因。在太湖流域，来源于农田面源、农村畜禽养殖业、城乡结合部城区面源3大来源的总磷分别为20%、32%和23%，总氮分别为30%、23%和19%，贡献率超过来自工业和城市生活的点源污染<sup>9</sup>。对滇池流域和其他流域的初步研究结果也获得同样的结论<sup>10</sup>。而“三河三湖”治理资金中绝大部分资金用于修建城市排污管道和污水处理厂，在加大处理点源污染的同时却忽略了农业面源污染，导致巨额资金投入而收效甚微。若简单按照污染贡献比率来计算治理资金投入比例，针对面源污染的投入应大于点源污染投入。

综合上述分析，农业和农村面源污染损失巨大，每年农户因过量施用氮肥而造成的福利净损失高达155亿，而过量的氮肥流失到环境造成污染的损失因具体数据缺失，还没有可靠的全国范围内定量估计；《第一次全国面源污染普查公报》给出了部分水污染物的调查数据，土壤、空气的污染数据缺失，农业与农村污染导致健康损失的研究更为鲜见，关于农业与农村面源污染的调查和研究工作亟待加强；面源污染治理的理论和路线与点源污染存在本质差异，中国的农业生产主体和生产规模又与欧美等发达国家不同，因此，一方面借鉴国外先进经验，另一方面更要结合自身情况出台相应政策。

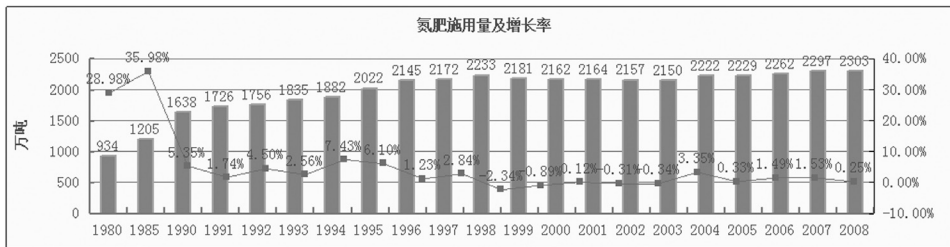


图1 氮肥施用量及增长率

注：根据《中国统计年鉴2009》数据整理

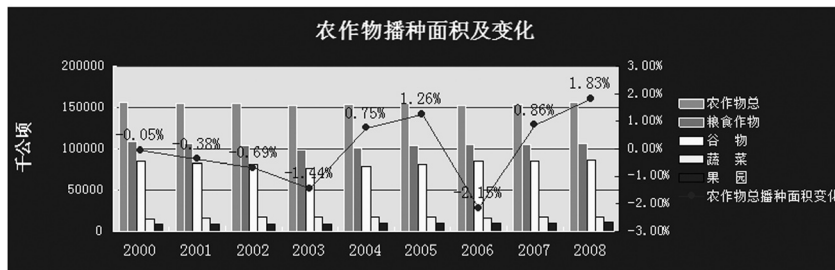


图2 农作物播种面积及变化

注：根据《中国统计年鉴2009》数据整理



## 2. 氮肥减量政策研究

### 2.1 氮肥减量背景

2005年国务院发展研究中心研究发现，我国农业污染占全国污染总量的贡献率为1/3~1/2，农业污染已经严重影响到我国农业和国民经济的可持续发展。

2010年2月6日，中华人民共和国环境保护部、中华人民共和国国家统计局、中华人民共和国农业部联合发布了《第一次全国污染源普查公报》。对公报的数据进行简单地分类比较，可以发现农业源排放的总氮和总磷对两种水污染物总量的贡献率已经超过一半，分别占到57%和67%（图1），农业已经成为这两种水污染物的最大来源。并且主要面源污染物（化肥、农药和畜禽粪便）的分布存在空间区域差异，学者（李海鹏、2007）研究表明，污染物排放强度是东部地区>中部地区>西部地区，而水土流失污染则是西部地区>中部地区>东部地区<sup>11</sup>；面源污染物的强度还根据作物的不同而存在差异，张维理（2004）指出，蔬菜、花卉等经济作物化学品施用量大于水稻等粮食作物<sup>12</sup>。农业源水污染中，种植业污染主要源于过量使用农业化学品，养殖业污染来自于畜禽大规模集中排放的废物及养殖业中大量使用饲料添加剂（图2、图3）。

表1 《第一次全国污染源普查公报》全国及农业源主要水污染物排放量（万吨）<sup>①</sup>

	化学需氧量 (COD)	总氮	总磷	铜	锌
全国	3028.96	472.89	42.32		
农业源	1324.09	270.46	28.47		
种植业		159.78	10.87		
畜禽养殖业	1268.26	102.48	16.04	2397.23	4756.94
水产业养殖业	55.83	8.21	1.56	54.85	105.63

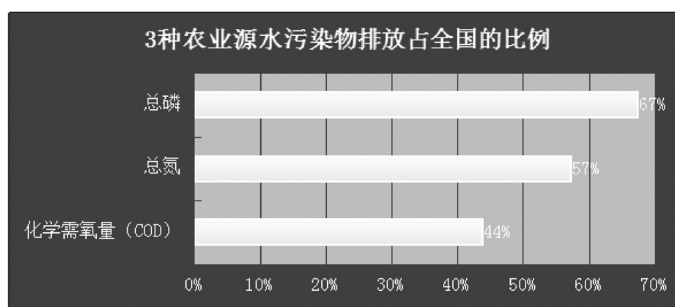


图3 三种农业源水污染物排放占全国的比​​例

注：根据《第一次全国污染源普查公报》相关数据整理

<sup>①</sup> 资料来源：[http://news.xinhuanet.com/politics/2010-02/09/content\\_12960555.htm](http://news.xinhuanet.com/politics/2010-02/09/content_12960555.htm)

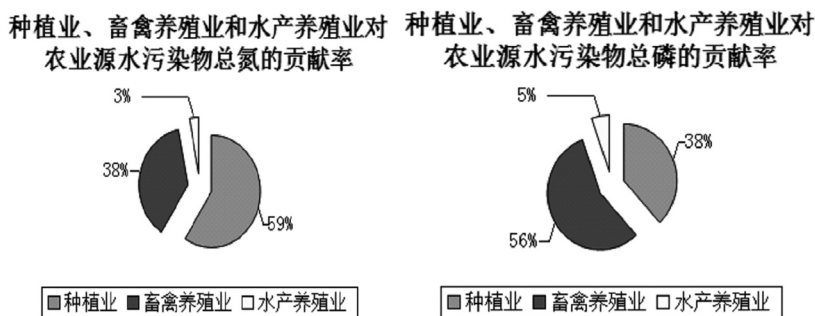


图4 种植业、畜禽养殖业和水产养殖业对农业源水污染物总氮和总磷的贡献

注：根据《第一次全国污染源普查公报》相关内容整理



图5 农业源污染中铜、锌元素污染的来源

注：根据《第一次全国污染源普查公报》相关内容整理

近30年来农业生产中大量使用工业化学品的根本原因在于中国高度紧张的人地关系难以缓解，建国后在短短30年内中国人口翻了一倍，化学农业的高产保障了新增人口的粮食需求。目前，国内粮食安全状况较为理想，包括粮食在内的食物总量表现为总体过剩。据测算，每年我国浪费的食物总和大约可提供蛋白质800万吨、脂肪630万吨<sup>13</sup>。按照《中国健康调查报告》推荐体重60kg的成人人均年蛋白质摄入量不高于26kg计算，浪费的蛋白质可满足30769万体重为60kg的成人摄取。而过量的食物摄取也给健康带来了负面影响，据中国营养学会调查资料显示，我国成年人的超重和肥胖率比起10年前上升了一倍，占到了30%以上，人数达到2亿6千万。而青少年肥胖率的增长速度更快，目前北京、上海等大城市的青少年肥胖率已经超过20%，并以每年10%左右的速度递增。专家指出，造成肥胖的直接原因是热量过剩<sup>14</sup>。因此，目前的过量的食物生产是建立在污染环境、危害健康的基础上的，得不偿失。

◎ 资料来源：<http://health.people.com.cn/GB/14740/22121/8393377.html>

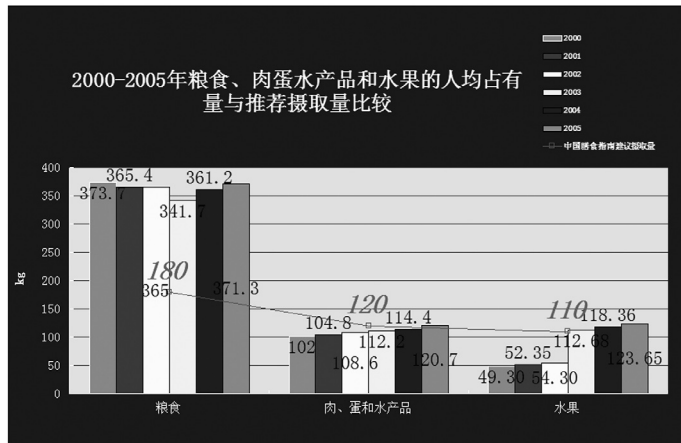


图4 2000~2005年中国粮食、肉蛋水产品 and 水果的人均占有量与《中国膳食指南》推荐摄入量比较<sup>15</sup>

注：推荐摄入量为成人年均摄入量，2000~2005年的人均占有量未区分年龄层次

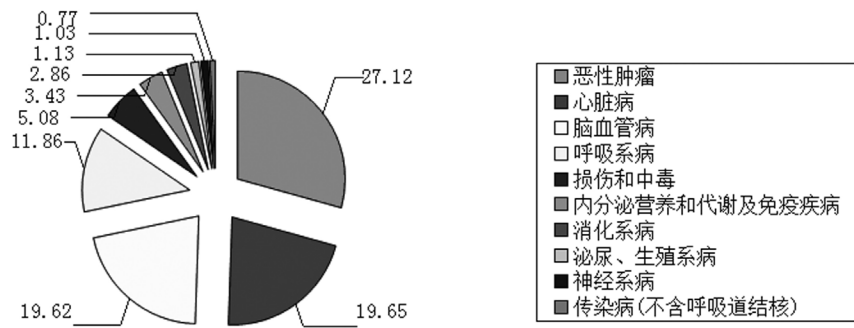


图5 2008年中国城市死因构成前十位疾病<sup>16</sup>

注：根据《中国健康调查报告》，前三位疾病与胆固醇摄入量过高高度相关

## 2.2 氮肥减量政策研究

### 一、以生态农业替代化学农业过程中的氮肥减量效应

世界范围内的化学农业都导致严重的农业源污染，包括欧美日等发达国家和印度等发展中国家。学者（张维理，2004）研究指出，对面源污染，国际范围内仍然缺少有效的控制和监测技术，在控制上采用源头控制策略，强调在全流域范围内通过农田最佳养分管理等农业措施削减氮、磷总量，在监测上则强调因地制宜，而没有标准的方法<sup>17</sup>。

张维里（2004）指出，发达国家确实曾经试图通过征收污染税的办法来控制农业污染物总量的排放，但是发现难以计量和监测污染物，因此不得不在执行两三年后取消污染税，转而制定鼓励生态农业发展的政策；操作简单、价格便宜的替代技术是欧美发达国家农业面源污染控制的关键；目前发达国家对农田面源污染的主要控制技术有：（1）农田最佳养分管理；（2）有机农业或综合农业管理模式；（3）等高线条带种植；（4）农业水土保持技术措施；（5）控制有机肥的施肥量（低于170公斤N/公顷）。比较之下，一些价格较贵的尖端性农业生产技术，包括缓控释肥料技术、微生物肥料技术，至今没有成为农业面源污染控制的主流技术。这些替代技术在治理工作中发挥了巨大的作用，如德国，氮、磷化肥用量由180kgN·ha<sup>-1</sup>降至110kgN·ha<sup>-1</sup>，法国由148kgN·ha<sup>-1</sup>降至125kgN·ha<sup>-1</sup>，荷兰由600kgN·ha<sup>-1</sup>降至330kgN·ha<sup>-1</sup>。20世纪80年代末以来，在耕地面积和化肥投入量不断下降的条件下，耕地产出率和作物产量逐年上升，粮食总产和单产分别增加了57%和80%，有关部门对农产品和农业环境的监测结果显示，各类农产品和生态系统中的农药残留、农用化学品残留已大幅度下降，农产品品质明显提高；治理技术之外，各级政府根据调查研究提供的基础信息、当地自然地理条件、农业生产水平，制定适合本地条件的技术标准和相应的法律法规也在很大程度上起到引导作用<sup>18</sup>。

欧盟国家还普遍对农业生产者进行补贴。2003年6月欧盟改革农业政策，大幅取消现行的向农产品提供直接补贴的做法，转而将农业补贴与环保、食品安全和劳动条件等标准挂钩，形成了以环境保护为核心的农业补贴政策体系，农业补贴的环境保护功能改造最终完成<sup>①</sup>。德国环保型土地面积已达2/3，农户获得的各项补贴约占农业生产成本的70%<sup>②</sup>。德国撒克森州的规定，农民从事氮肥用量减少20%~50%的生态农业模式或综合农业模式的经营，每公顷可得到80~1500马克的补贴（张维理，2004）；奥地利政府就规定，根据经营品种的不同，每公顷生态农田可连续5年每年获得3500~11000欧元的补贴；瑞士有95%的农户通过参加“生态工程”来获得政府的补贴，这种补贴已占农户经济收入的40%，山区农户占一半以上<sup>③</sup>。

---

① 资料来源：[http://www.gsyz.agri.gov.cn/Html/2010\\_04\\_13/2\\_3038\\_2010\\_04\\_13\\_8350.html](http://www.gsyz.agri.gov.cn/Html/2010_04_13/2_3038_2010_04_13_8350.html)

② 资料来源：<http://www.agri.ac.cn/DecRef/TraitAgri/STNY/200810/56893.html>

③ 资料来源：同上。

孙培均（1994）的研究指出，印度于1966年开始实施的绿色革命虽然达到了农业增产的效果，但与此同时，大量化肥和农药的投入、地下水的过分开采以及日益增长的化石能源消耗都给生态环境带来了严重问题。20世纪70年代印度开始采取措施协调生态环境保护与农业、农村发展之间的关系，通过立法手段控制生态环境的恶化；80年代初，印度在“六五”计划文件中正式提出了农业可持续发展的问题；1992年印度政府规定某些种类的商品在出厂前必须印上是否有损于环境的标志，这些种类的商品包括农药、化肥、药品、塑料、肥皂、饮料等<sup>20</sup>。值得注意的是，印度强调小农在农业可持续方面发挥着重要的作用，印度“绿色革命之父”史瓦密纳坦（M.S.Swaminathan）指出，农一牧一渔结合的小农生产模式对生态可持续产生积极的作用；同时，他还强调了规模效益对可持续农业的重要性。印度针对提高小农组织化程度成立了综合合作体系，如小农工商企业集团，该集团由政府、金融部门、企业和农民协会组成，通过该体系给小农创造农业的外就业机会，并将发展可持续农业与市场推广紧密连接，帮助农民获得农产品流通环节的收益<sup>21</sup>。

杨秀平（2006）研究指出，日本农业政策导向支持环境保全型农业的过程中有两次重要转折，1992年农林水产省在其发布的“新的食物·农业·农村政策方向”中首次提出了“环境保全型农业”的概念，开始致力于环境保全型农业的推进。政策所关注的对象已不再仅仅是“农业”，而变成了“食物、农业、农村”；政策目标已不再局限于提高农业生产率层面，发展路线也由单纯追求规模扩大和效率提高转变为重视农业的多功能性和自然循环机能的维持和促进；2004年农业环境、资源保全政策被作为农业政策基本问题进行讨论，2005年3月新的“食物、农业、农村基本计划”由内阁会议讨论决定，该计划提出了使日本农业“全面向重视环境保全型转变”的方针<sup>22</sup>。

在政策指引下，相关法律陆续出台。冷罗生（2009）文章指出，1999年日本政府以《食品、农业、农村基本法》取代了沿用近40年的《农业基本法》，把农业新政策中成功的经验和做法上升为法律；同年，日本还出台了与之相配套的法律—《关于促进高持续性农业生产方式的法律》。该法鼓励农业经营者根据都道府县制定的“采用高持续性农业生产方式指南”制定采用计划，计划得到认定的农业经营者，被称为“生态农业者”，可以享受金融、税收方面的优惠政策；日本还相继出台了《农药取缔法》、《农业用地土壤污染防治法》、《食品循环资源再生利用法》、《有机农业法》、《堆肥品质法》、《农药残留规则》、《农地管理法》、《家畜排泄物法》等环境保全型农业的法规，这些法规的部分内容对控制农业面源污染有一定的强制作用<sup>23</sup>。

赵桂芳（1999）研究了日本农协对环保型农业的促进作用，这种促进作用可以简单总结为两个方面：在环境保全型农业发展过程中的生产组织作用和环境保全型农产品的市场组织作用。据农林水产省调查，开展环境保全型农业以来，综合农协的农业生产资料购入额开始下降，其中1994、1995年分别为-1.1%、-1.4%；截至1997年3月，全国44%的市镇村开展了环保型农业，其中13%是由农协支持、组织的<sup>24</sup>。

在农业政策的引导下，综合农协成立环境行动计划推进委员会，并依托其遍布全国的系统性组织解决生产流通技术、生产资料部门、营农技术中心如何适应环保型农业的问题，发挥组织优势帮助日本小农实现环境保全型农业转型。例如，宫城县的绫町制定了生态农业推进条例，成立了有

机农业推进会议。该组织下设有机农业开发中心，由地区村落的生产者和有机农业的领导者组成的“实践支部”与农协的“生产组织”是推进有机农业的母体，实践振兴协议会负责对实践组织进行协调和开展富有地区特色的有机农业推进活动。同时，根据条例制定了农地注册标准、生产管理标准，实施了有机农业认定制度。另外，由生产者、农协、镇共同建立了“有机栽培合同农产品经济价格补偿基金”，支援生产农户的转型。截至1997年3月，有机农业注册农户达到全部农户的70%，注册农地约占全部农地的50%<sup>25</sup>。

环境保全型农产品市场组织方面，综合农协依托组织优势进行市场调查，开展多策略营销活动，如1995年绫町在东京主办有机农业论坛，形成轰动效应。京都行政、农业团体与流通业者结成一体，大力进行包括绿色商标蔬菜认证、烹调法等内容的消费宣传，推销“安全、味美、新鲜”的“京都商标”。从1997年起，开始认定“旬京菜提供店”、开设农户直销的“星期日产销亲近市场”等；注重发挥农业多功能优势，开辟绿色观光、环境教育场所，如观光农园、体验农园、爱农学园、暑假儿童村等吸引消费者<sup>26</sup>。

国际经验表明，以生态农业替代化学农业是治理过量施用农业化学品引发的面源污染的有效措施，体现了源头治理原则。一方面，生态农业需要发挥农业生产要素的规模效益和协同作用；另一方面，由于几十年过度依赖化学农业品投入导致农田生态系统破坏、生态系统自稳定功能退化，农户在进行生态农业转型过程中将面临更大的风险。欧美以大额补贴替农户承担转型风险；印度采用提高农民组织化程度发挥组织优势分散风险，并通过增加农户农业外就业收入弥补损失；日本的综合农协在生态农业发展中起到重要作用，也主要集中在利用制度优势和组织优势，以强有力的组织动员小农参与生态农业，以农业外收入补贴农户。

我国农业源污染防治目前处于制度空白和组织空白状态。冷罗生（2009）指出我国现行环境法律体系主要是针对工业和城市的点源污染构建的，防治面源污染尚缺少系统的法律和政策体系框架。而且目前我国没有一部防治面源污染的单行性法规，现行的环境法律法规对此也鲜有规定，即使《环境保护法》、《农业法》、《水污染防治法》内容上有所涉及，但也没有对点源和面源污染进行明确的分类和界定，更没有采用分类控制的技术标准实行不同的管理控制；在农业源污染防治法律体系不健全的情况下，农业源污染防治主管部门缺失，各部门之间相互推诿责任，造成农业源污染的管理真空，更无任何政府部分和社会组织专职从事农业源污染的防治<sup>27</sup>。

张维理（2004）分析指出，中国各主要流域的面源污染控制仍然有较大误区，最主要的问题是没有对点源和面源污染进行分类控制。目前即使在农业面源污染已成为水体污染主要原因的流域，仍以河口、河道地带等末端控制工程建设为主。由于没有遵循农业面源污染控制的基本原则：整个流域统一布局，充分考虑当地农村经济条件和现有种植结构，最大程度地照顾农民利益，在源头上对不同类型的污染实行总量控制，因此许多地区高氮、磷养分用量的菜果花农田面积目前仍在大幅度增长，对今后流域治污造成更大难度。以太湖为例，农田面源、农村畜禽养殖业、城乡结合部城区面源3大来源的总磷分别为20%、32%和23%，总氮分别为30%、23%和19%，贡献率超过来自工业和城市生活的点源污染，而太湖治污投资大部分进入引排防洪工程的修建、城市排污管网

建设等治理电源污染的领域。截至2005年太湖治污总投资约100亿人民币，而2007~2020年的太湖二期综合治理方案计划投资达1114.98亿元<sup>28</sup>，2009年10月28日，审计署公布《“三河三湖”水污染防治绩效审计调查结果》指出，太湖平均水质为劣V类<sup>①</sup>。

我国应当确立生态农业为防治化学农业多重负外部性的主要手段。国内学者提到了生态农业治理思路和方案，如朱兆良（1998）年提出施用更多的有机肥减少氮肥污染的关键；朱万斌（2007）认为中国生态农业是具有中国特色的可持续农业，因充分利用废弃物、综合效益提高、减施化肥和农药等特征，而具备实现面源污染减排的功能。生态农业治理农业面源污染也曾进入决策层的视线，如2001年3月中央人口资源环境工作座谈会针对农业面源污染的严峻形式，强调“积极发展生态农业、有机农业，保证农产品安全”<sup>②</sup>。2001年农业部举办了纪念“6.5世界环境日”座谈会，会议主题是“积极发展生态农业，努力防治面源污染”。农业部副部长张宝文在会议上讲话时指出：“生态农业是实现农业可持续发展的必然选择”，“特有的基本国情决定了我国农业必须采用资源高效利用和生态环境保护协调发展的模式”，并强调“各级农业部门要把治理农业面源污染提到议事日程，树立‘发展生态农业，防治面源污染’的长期思想。”<sup>29</sup>

我国长期的农业生产实践逐渐形成了符合当地生态环境的生态农业模式，著名的模式有“桑基鱼塘”、稻—草—鸭（鱼）、以沼气池为纽带的“四位一体”等<sup>30</sup>；朱万斌等（2007）总结中国生态农业模式有四个方面的优势：第一，中国生态农业特别重视地力维持；第二，中国生态农业非常重视物质循环利用；第三，中国生态农业强调提高农业生态系统的多样性；第四，中国生态农业利用系统多因子偶合，能显著（有时是数倍）地提高生产综合效益<sup>31</sup>；谭淑豪（2010）江苏调研结果表明指出，生态稻作模式能显著提高稻田生物多样性，改善稻田生态环境质量，提高稻田土壤生产力和稻米品质，实现废弃物的资源化高效循环利用，促进稻田系统固碳减排和农民增收。如稻鸭工作模式，虽然每亩成本较常规化学稻作模式增加35元（7.1%），但每亩净收益则高出常规化学稻作125元（17.5%）；环境友好型稻作模式中，绿肥种植和病虫害综合防治模式的化肥、农药和种子的亩成本为201元和161元，比常规稻的同类成本271元分别减少了70元（25.8%）和110元（40.6%）；沼气复合型稻作模式下平均产量较常规化肥的产量高出近17%，而农户收益可提高35%以上。此外，沼气复合模式可以减少家庭用电量的35%以上<sup>③</sup>。

实践证明，生态农业模式具有明显的氮肥减量效果。然而，中国生态农业模式强调种养结合、农牧结合，但是目前片面追求畜禽产量而在饲料中使用添加剂导致畜禽粪便重金属和其他有毒物质含量超标，使得有机肥成为土壤重金属污染的主要来源。因此，发展生态农业需要从种植业和养殖业两方面入手，尽量减少重金属等污染进入农业物质循环系统。

---

<sup>①</sup> 资料来源：中华人民共和国审计署（2009）《“三河三湖”水污染防治绩效审计调查结果》（2009年10月28日公告）。[http://www.gov.cn/zwggk/2009-10/28/content\\_1450683.htm](http://www.gov.cn/zwggk/2009-10/28/content_1450683.htm)

<sup>②</sup> 资料来源：<http://people.com.cn/GB/shizheng/16/20020310/683716.html>

<sup>③</sup> 资料来源：<http://www.greenpeace.org/china/zh/reports2/js-chemical-ecological-summary>

## 二、制定氮肥总量控制与合理时间内减量使用30%的目标

张福锁教授团队进行了作物养分资源综合管理技术研究，系统地阐明了集约化高投入作物生产体系大幅度节肥增效的原理。该技术在平均增产8%的前提下，节氮26%，节磷20%，提高氮肥利用率11个百分点，减少氮素损失47%<sup>32</sup>。

该项技术主要环节包括：1.阐明了氮磷钾等养分的资源特征和环境来源养分的重要性，揭示了作物主动响应和活化利用根层养分的生物学机制，建立了以根层养分调控为核心的协调作物新途径；2.创建了氮素实时监控技术，突破了根层氮素定量方法及其调控指标的技术瓶颈、实现了来自土壤、肥料和环境的根层氮素供应与高产作物的需求在数量上匹配、时间上同步、空间上耦合，保障高产作物需求并最大程度地减少养分向环境的排放；3.创建了基于根层土壤测试和养分平衡的磷钾恒量监控技术，改变了过去忽视磷钾长期后效的做法，发挥了磷钾的生物有效性，并简化了管理；4.建立了中微量元素因缺补缺、矫正施用的养分管理策略及其新指标体系；5.抓住主要限制因子，将养分管理技术与高产栽培、水分管理等技术有机集成，建立了全国不同生态区小麦、玉米、水稻、蔬菜、果树等12种主要作物的养分资源综合管理技术体系，并简化为可操作的区域技术模式。

张福锁教授团队在华北小麦121个田间试验研究中发现，小麦季土壤和环境氮素供应总量为87kgN/hm<sup>2</sup>，物氮素需求174kgN/hm<sup>2</sup>，氮肥总量控制在131kgN/hm<sup>2</sup>（氮素损失控制在43N/hm<sup>2</sup>），就可在维持或略有增加小麦产量的前提下，比农民传统管理节省氮肥60%；氮肥基追比调整为1:2.0，使氮肥在不同生育时期的分配比例与小麦的阶段性氮肥需求完全同步；在冬小麦—夏玉米轮作体系中，养分资源综合管理技术体系在该试验条件下节省氮、磷肥和灌水量分别为75%、40%和28%，作物增产3%，经济效益提高86%，氨挥发、氧化亚氮排放和硝酸盐淋洗分别降低77%、72%和100%，大气增温潜势降低73%，达到了协调作物高产与环境保护；目前该技术已在全国20个省市自治区推广。2008年中央财政安排11.5亿元用于测土配方施肥补贴，全国推广测土配方施肥9亿亩，全年为1.2亿农户免费提供测土配方服务，项目实施县达到1861个，覆盖2/3以上的农业县，养分资源综合管理技术体系成为测土配方施肥的主要支撑技术<sup>33</sup>；若需保证测土配方取样的代表性和准确性，则需一个土种面积100亩采一个土样，每增加100~200亩增加一个土样，菜地适当加密，水田适当放宽，用GPS定位<sup>①</sup>，一个土壤样本分析费用在200~300元之间<sup>34</sup>，18亿亩的土壤测试费用约为40亿。

张福锁教授团队的养分资源综合管理技术体系为氮肥总量控制和减量提供了技术解决方案，全国范围内氮肥总量控制与合理时间内减量使用30%的目标完全可以通过分区域有步骤地推广养分资源综合管理技术体系而实现。

目前，该技术体系仍然离不开化肥，我国可利用的有机肥资源量巨大，有机肥与该技术体系配合推广值得尝试。据估算，我国可还田利用的有机氮磷钾资源量分别达到2176.4万t、380.2万t和1907万t，偏重施用化肥使得有机肥中氮素投入占农田氮素投入的比重下降到了25%以下，磷素的

<sup>①</sup> 资料来源：[http://www.agri.gov.cn/dfxxlb/hnxxlb/t20061201\\_732352.htm](http://www.agri.gov.cn/dfxxlb/hnxxlb/t20061201_732352.htm)



比重下降到了37%、钾素的比重也下降到61%<sup>35</sup>。有机肥未充分合理利用还造成严重的环境污染，农业源排放的水污染物COD占到COD总量的44%，而其中96%来源于畜禽养殖业，其他农业源水污染物中，近98%的铜和锌元素，近38%的总氮和56%的总磷来源于畜禽养殖业。

### 三、其他政策建议——资源和环境税

中国政府首次明确开征环境税是在2007年6月，国务院颁布《节能减排综合性工作方案》，其中一项具体政策措施即为“研究开征环境税”。同年10月，中共十大报告提出，要“实行有利于科学发展的财税制度，建立健全资源有偿使用制度和生态环境补偿机制”，资源与环境问题被提至更高的层面。2008年政府将会加大环境税政策的改革，重点推进环境税的开征。据了解，财政部提出了3种环境税可选方案：一般环境税，以筹集收入为主要目的，根据“受益者付费”原则进行普遍征收；污染排放税，征收原则是“污染者付费”，依据直接排放的污染物种类，设立与之相对应的税种；污染产品税，征收原则是“使用者付费”，征收对象是有潜在污染的产品，主要有能源燃料、化肥农药、汞镉电池等，对应可以征收各种污染产品税，如燃料环境税、特种污染产品税等<sup>36</sup>。

2008年10月，在深圳举行的“环境政策与珠三角可持续发展——绿色中国论坛”上，环境保护部副部长潘岳表示，环保部正在联合其他综合经济部门制定环境税收的相关政策，并将配合有关部门做好开征环境税的工作。据了解，财政部提出了3种环境税可选方案：一般环境税，以筹集收入为主要目的，根据“受益者付费”原则进行普遍征收；污染排放税，征收原则是“污染者付费”，依据直接排放的污染物种类，设立与之相对应的税种；污染产品税，征收原则是“使用者付费”，征收对象是有潜在污染的产品，主要有能源燃料、化肥农药、汞镉电池等，对应可以征收各种污染产品税，如燃料环境税、特种污染产品税等<sup>37</sup>。

韩永奇（2008）指出，我国目前的环保措施，主要是以各项收费为主，征税为辅。这些少量的税收措施零散地存在于排污费、资源税、消费税、增值税、耕地占用税等有关规定中。不仅造成各种税费的不统一，而且不利于以税治污工作力度的进一步加大<sup>37</sup>。可见，择机开征独立的环境税将有利于我国环境污染治理。

马中（2009）对环境税的研究指出，从污染物性质来看，污染税适合排放源稳定集中的污染物，比如荷兰的SO<sub>2</sub>税；产品税适合不便于直接计量，且排放与产品有直接关系的污染物，像荷兰的燃料税和碳税。而水污染排放源分散不稳定，且与产品无关，适合排污收费<sup>38</sup>。相关部门部也拟定将化肥农业列入污染产品税的征收范围。然而，污染产品税征收原则是“使用者付费”，而发达国家经验表明，向化肥使用者征收环境税由于农业源排污难以监测和计量，因此不得不在执行两三年后取消这样的征税。可见，对化肥使用者征税理论上可行而实践难以操作。

<sup>35</sup> 资料来源：[http://www.nmtech.com.cn/jishuwang/xinwen\\_hyyw\\_xx.asp?id=46450&path=45](http://www.nmtech.com.cn/jishuwang/xinwen_hyyw_xx.asp?id=46450&path=45)

<sup>36</sup> 资料来源：[http://www.nmtech.com.cn/jishuwang/xinwen\\_hyyw\\_xx.asp?id=46450&path=45](http://www.nmtech.com.cn/jishuwang/xinwen_hyyw_xx.asp?id=46450&path=45)

环境税的目标是利用税收调节产品结构，通过价格激励市场限制使用，甚至淘汰环境污染严重的产品和技术。李海鹏（2007）研究指出，对于农资自身的要素市场，价格上升则会显著减少农户对农资的使用强度和密度，使农业面源污染得到有效缓解。因此，通过增加化肥生产成本提高市场价格也能达到化肥总量控制的政策目标，向化肥生产企业征收污染产品税相比向农户征收更加易于操作；其次，化肥生产企业自身存在污染行为，因此，还需要考虑征收污染排放税。

2010年5月，资源税改革试点在新疆进行，将原油、天然气从量计征改为从价计征的模式，原油、天然气的资源税税率为5%，煤炭的资源税税率或初定为2%~5%<sup>①</sup>。资源税征收的目的与环境税类似，即通过税收形成反映资源稀缺程度和环境治理难度，有利于资源节约和环境保护的资源价格。

相比国际资源税水平，我国资源税偏低。1994年国务院就颁布施行了《矿产资源补偿费征收管理规定》，但中国的石油、天然气、煤炭、煤层气等重要能源的补偿费都只有1%；2005年煤炭采掘企业平均收费负担为25.27%，平均税负为10%左右，资源税税负仅为2.02%，石油、天然气和其他矿产品都存在同样的费重税轻问题；而国外石油、天然气、矿产资源补偿费征收率一般为10%~16%。美国石油、天然气、煤炭（露天矿）权利金费率高达12.5%，澳大利亚、马来西亚为10%<sup>②</sup>。

2009年氮肥行业已被发改委认定为产能严重过剩行业。氮肥产业能耗巨大，行业内部研究表明，2006年氮肥行业年耗天然气、无烟煤、电分别占全国总量的18.7%，22.1%和2.28%；中国氮肥网2009年的文章指出，我国70%的氮肥以煤炭为主，氮肥生产年均消耗能源约1亿吨标准煤，而且正以每年接近1000万吨标准煤的速度增长。我国氮肥生产70%依靠山西晋城的优质无烟煤，目前这种煤炭的供应已很难满足氮肥生产需求，而利用低质煤炭生产氮肥的技术仍未达到大范围推广程度；剩余30%的氮肥生产依靠天然气，年消耗全国近1/3的天然气<sup>③</sup>。目前，我国氮肥的产量和施用量均高于合意水平，加大煤、天然气、水等资源税的征收力度，将有力遏制过剩产能对资源的消耗。

马中（2009）认为，需要将环境税收入进入再循环，基于对国际经验的总结，再循环的路径可以有3类：降低对于居民劳动和所得的税赋；降低对环境不友好产品的替代产品的税负；对采取节能减排措施的企业进行税收优惠。因此，把对氮肥行业征收的资源和环境税应该用于补贴替代氮肥的生态农业耕种模式上，以取“双重红利甚至多重红利的效应”<sup>39</sup>。

---

<sup>①</sup> 资料来源：<http://money.163.com/10/0529/09/67REBABE0025421S.html>

<sup>②</sup> 资料来源：<http://guba.eastmoney.com/look,600028,10003136232.html>

<sup>③</sup> 资料来源：[http://www.nfert.cn/html/1037/2009820/news\\_181801\\_8635.shtml](http://www.nfert.cn/html/1037/2009820/news_181801_8635.shtml)。笔者根据中国氮肥网和《中国统计年鉴》（2007）提供的数据进行粗略计算，2006年全国能源消费约为24.6270亿吨标准煤，氮肥耗能相当于全国能源总消费量的4.06%；年均1000万吨的增长量相当于2006年全国能源消费年均增长量的4.63%。

### 3. 生态农业案例

生态农业替代氮肥的前提首先是在数量上有足够的有机氮肥能够满足作物的需求，其次是有机氮肥在理论上可行，并且在生产实践得到检验，最后还要考虑有机氮肥的可得性。

在生产实践中，有机肥最主要的来源是畜禽养殖。有研究表明，按每头大牲畜年产粪尿7吨，折合硫酸铵0.186吨、过磷酸钙0.078吨、氯化钾0.08吨；每头猪年产粪尿3.2吨，折合硫酸铵0.065吨、过磷酸钙0.047吨、氯化钾0.048吨；每只羊年产粪尿0.75吨；折合硫酸铵0.032吨、过磷酸钙0.018吨、氯化钾0.01吨。每只禽年产粪0.069吨，折合硫酸铵0.006吨、过磷酸钙0.007吨、氯化钾0.0015吨（表2）。根据上述折合数据，并结合《中国统计年鉴2009》的统计数据，可大致估算出，大牲畜、猪和羊2008年可提供的粪尿总计能够折合成纯氮1516万吨；此外，由于《中国统计年鉴2009》没有禽类的统计数据，笔者根据2008年禽蛋产量是1990年产量的3.4倍，据此假设2008年禽类总量是1990年的3倍，而据估算1990年禽类粪尿折合纯氮约为69.89万吨，则2008年禽类粪尿折合纯氮约为210万吨，当年畜禽粪尿折合纯氮总计约为1726万吨，约占当年化肥氮使用量2303万吨的75%（表3）。根据张福锁教授团队的作物养分资源综合管理技术，在平均增产8%的前提下，可节氮26%，节磷20%，提高氮肥利用率11个百分点，减少氮素损失47%。据此，在2008年氮肥使用总量2303万吨的基础上节氮26%，即使用1704万吨氮肥即可维持同等产量，以此为基础，2008年有机氮肥占当年化肥氮使用量的75%，以氮肥生产年耗能1亿吨标准煤计算，仅此一项年均节约能源约7500万吨标准煤，约占当年能源消费总量的2.6%；可减少二氧化碳排放3.75亿吨，约占当年我国温室气体排放总量的5.4%；另一方面，农牧沼气复合型生态农业模式在使用有机肥的过程中产生沼气，2008年有机肥理论上可生产沼气超过600亿米<sup>3</sup>，可提供能源近4400万吨标准煤，约占当年能源消费总量的1.5%，可减少二氧化碳排放1.22亿吨，约占当年我国温室气体排放总量的1.8%；此外，生态农业强化土壤碳汇功能，弱化农田氮氧化物排放所带来的减排功效也不可忽视。根据作物养分资源综合管理技术的理论，2008年有机肥可完全替代化肥氮而不影响产量。

实践证明我国的有机氮肥肥源充足，然而，这些充足的有机肥并未得到很好的利用，而是直接排放到环境中，造成严重的环境污染。《第一次全国污染源普查公报》指出，农业源排放的水污染物COD占到COD总量的44%，而其中96%来源于畜禽养殖业，其他农业源水污染物中，近98%的铜和锌元素，近38%的总氮和56%的总磷来源于畜禽养殖业。研究指出，若设定1头猪为标准畜禽单位，则根据产生粪尿中所含全氮水平折合，1头牛约合10个标准畜禽单位，15只家禽约合1个标准畜禽单位。根据上海农科院测定，如果用于还田，1个标准畜禽单位的年存栏至少应有1亩耕地来消纳粪尿废弃物，否则会产生土地环境负担过重或者无法消纳的现象。可见，畜禽养殖业造成重大污染的主要原因是粪便集中排放并且量巨大而得不到土壤消纳，养殖业和种植业严重脱节。

综合上述分析，我们认识到，只要种植业和养殖业能够结合，即可实现节约化肥氮使用和缓解畜禽粪便污染环境的双赢效果。我国长期的农业生产实践逐渐形成了符合当地生态环境的生态农业模式，著名的模式有“桑基鱼塘”、稻—草—鸭（鱼）、以沼气池为纽带的“四位一体”和农作物秸秆养牛、牛粪肥田的农牧结合模式。实践证明，很多种养结合的生态农业模式都具有明显的氮肥减量效果。

研究表明，在稻作农业中，以沼气为纽带的农牧沼气结合型生态农业模式使用沼液和沼泥替代氮肥和其他农业化学品，可取得明显的经济效益。农牧沼气结合型生态农业较常规化学农业亩均增产17%，亩均氮肥投入节约25kg（未折纯）。沼液沼渣的施用还有效增加了土壤氮库的含量，土壤养分中的碱解氮和全氮含量均高于常规化学农业，为可持续农业奠定了坚实的基础（详见附件案例一）；在旱作农业中，农牧结合的生态农业模式主要是以农作物秸秆或者种植牧草饲养家畜，以家畜的粪便肥田，促进农作物增产，同时获得畜产品，提高家庭收入。如存栏牛2头以上的农户，年收集牛粪尿折合硫酸铵约370kg，在不使用或少用化肥的情况下，每亩小麦产300公斤、玉米400公斤，较养牛前均有较大的提高，同时降低了生产成本（详见附件案例二）。

表2 畜禽粪尿年产量及相应化肥折合系数

单位畜禽	粪尿年产量（吨）	折合化肥（吨）		
		硫酸铵	过磷酸钙	氯化钾
大牲畜	7	0.186	0.078	0.08
猪	3.2	0.065	0.047	0.048
羊	0.75	0.032	0.018	0.01
禽	0.069	0.006	0.007	0.0015

注：根据《中国不同地区农牧结合模式与前景》提供的数据整理。

表3 2008年全国畜禽排泄物

种类	2008年畜禽产量（万头）	粪尿折合化肥总量（万吨）		
		硫酸铵	过磷酸钙	氯化钾
大牲畜	12250.7	2278.6302	955.5546	980.056
猪	61016.6	3966.079	2867.7802	2928.7968
羊	28084.9	898.7168	505.5282	280.849
禽	《中国统计年鉴2009》没有禽类的统计数据，由于2008年禽蛋产量是1990年产量的3.4倍，据此，假设2008年禽类总量是1990年的3倍，而1990年禽类粪尿折合纯氮约为69.89万吨（表4），则2008年禽类粪尿折合纯氮约为210万吨。			
有机氮肥折纯总计（万吨）		1726		
2008年化学氮肥折纯使用量（万吨）		2302.879554		
有机氮肥占化肥氮比例		75%		

注：根据《中国统计年鉴 2009》的统计数据整理。

## 4. 结论与展望

农业面源污染造成多重负外部性、给社会经济发展带来巨大的损失已是一个不争的事实，尽管我国的农业科学家早在上个世纪80年代就开始关注过量施用农业化学品引发的多重负外部性问题，对于面源污染和治理政策研究的研究也逐渐丰富，但是政府相关部门还没有给予农业面源污染足够重视，对面源污染的监测和统计等基础性工作投入不足，对污染造成的损失还没有明确的认识，治理污染的理论 and 可行的政策尚不成熟。公众对化学农业多重负外部性及其危害更是缺乏必要的了解。

本报告以氮肥为例，较为全面地反映了化学农业过量施用氮肥导致的多重负外部性，包括因过量使用氮肥导致的土壤理化性质破坏、水体污染、食品安全问题——这些问题将对人体健康造成危害；还包括氮肥的生产能耗巨大，同时土壤碳汇功能弱化——这加剧了气候变化。各方面因素综合构成了对我国长期粮食安全的威胁，而目前国家的农业政策却强化了化学农业生产模式。本研究在探讨化学农业的多重负外部性的同时，还分析了国内外治理农业面源污染的经验教训，并发现了发达国家以生态农业治理面源污染的经验，最后本研究总结了我国生态农业治理农业面源污染的理论可行性和实践操作中减氮增产的成功经验，得出因地制宜发展生态农业治理农业面源污染的结论。

# 附录 生态农业案例介绍

## (一) 沼气复合型稻作模式

江苏省自古以来即是中国经济最发达的地区之一，同时也是农业最发达的地区之一。学者谭淑豪（2008）对江苏省吴江市的沼气复合型稻作模式进行了详细的研究，研究结论表明该生态农业模式使用沼液和沼泥替代氮肥和其他农业化学品取得明显的经济效益，较常规化学农业亩均增产17%，亩均氮肥投入节约25kg（未折纯）。沼液沼渣的施用还有效增加了土壤氮库的含量，土壤养分中的碱解氮和全氮含量均高于常规化学农业，为可持续农业奠定了坚实的基础。

以沼气系统为核心的沼气复合模式，主要是通过微生物发酵，建立以户为单位的物质循环系统，将农户生产和生活中产生的诸如秸秆、畜禽粪水、人粪尿、生活垃圾等有机物料转化为清洁能源沼气，同时将这些废弃物中含有的矿质元素转化为可以再次被作物利用的有机肥料。有机废弃物在沼气池中的发酵时间短于其在自然环境中发酵的时间，因此提高了有机肥的生产效率，发酵过程中产生的温室气体——沼气的主要成份甲烷通过系统收集利用，成为优质的清洁能源。可以说沼气与农业结合的生态农业模式是资源节约型、环境友好型农业的典范。但研究也发现，在进行沼渣和沼液肥料化利用中，存在重金属对稻田土壤的二次污染问题，而重金属主要来源于畜禽养殖中的饲料添加剂。

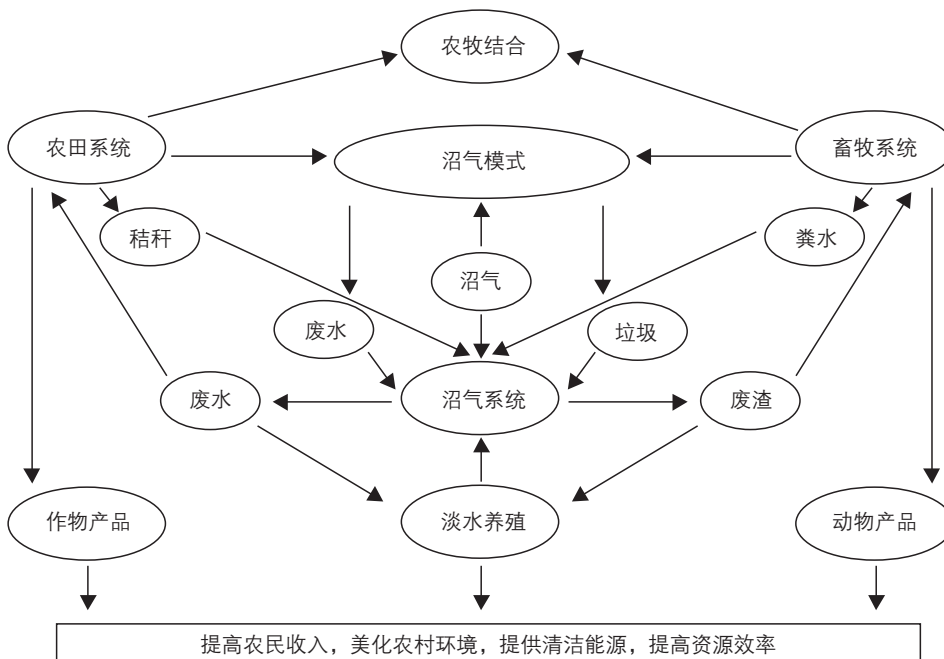


图1 沼气复合模式的功能框架图

## （二）粮、饲、经三元种植结构，以农养牧，以牧促农的农牧结合模式

《中国不同地区农牧结合模式与前景》课题组于20世纪90年代初对我国农牧结合生态农业模式和各地的实践经验进行了系统的归纳和总结，其研究指出，农牧结合是建立合理生态环境的基本内容，这是因为二者之间有着不可分割的联系性和互补性。自然界的绿色植物中，人类能直接利用的包括谷物、水果、蔬、纤维、木材等在内不到30%，其余70%人类不能直接利用的植物，包括牧草、野生植物、农作物的秸秆和树木的茎、叶等恰恰都是牛、羊等畜禽的饲料，它们经家畜转化为肉、奶、皮、毛等经济价值很高可供人们直接利用的畜产品。同时，畜禽排泄出大量粪尿，以厩肥形式返还到土壤中，通过微生物分解，又成为植物的“粮食”。人类在农牧相互依存的系统中获得了维持生存发展的食物和自然环境，并且可以通过合理的改造使得农牧结合更加合理，更加高效地为人类服务。

粮、饲、经三元种植结构，以农养牧，以牧促农的农牧结合模式适合我国南方水田地区：由于长期种植水稻，一方面使其土壤次生潜育化面积逐渐扩大；另一方面随着畜牧业的发展饲料供需矛盾日益突出，饲料粮的80%来自稻谷，造成了极大浪费——这两方面的问题亟待解决。也适合北方旱田地区：由于种植作物粮、饲不分，一方面使得作物品种高产不优质或优质不高产，另一方面由于气候因素的影响，复种面积难以扩大，限制了农作物产量增加——推行粮、饲、经三元种植结构，以上问题会迎刃而解。

河南省淮阳县地处豫东平原，人口121万，其中农业人口110万，耕地142万亩，人均耕地1.17亩、是一个人多地少、人穷地薄的农业大县。1991年全县有各种可饲用农作物秸秆75万吨，其中玉米秸20万吨、麦秸（包括麦糠）35万吨，花生秧7.5万吨、红薯秧2.5万吨、豆秧5万吨及其他秸秆5万吨。该年度共青贮秸秆8.37万吨、氨化麦秸3.5万吨，饲养黄牛21万头，其中改良牛占34%，出栏4.4万头，生产牛肉642.5万公斤，养牛产值达2400万元，约占畜牧业产值的10.4%。畜牧业生产的发展又促进农业生产的发展，如存栏牛2头以上的农户，年收集牛粪尿折合硫酸铵约370kg，在不使用或少用化肥的情况下，每亩小麦产300公斤、玉米400公斤，较养牛前均有较大的提高，同时降低了生产成本。

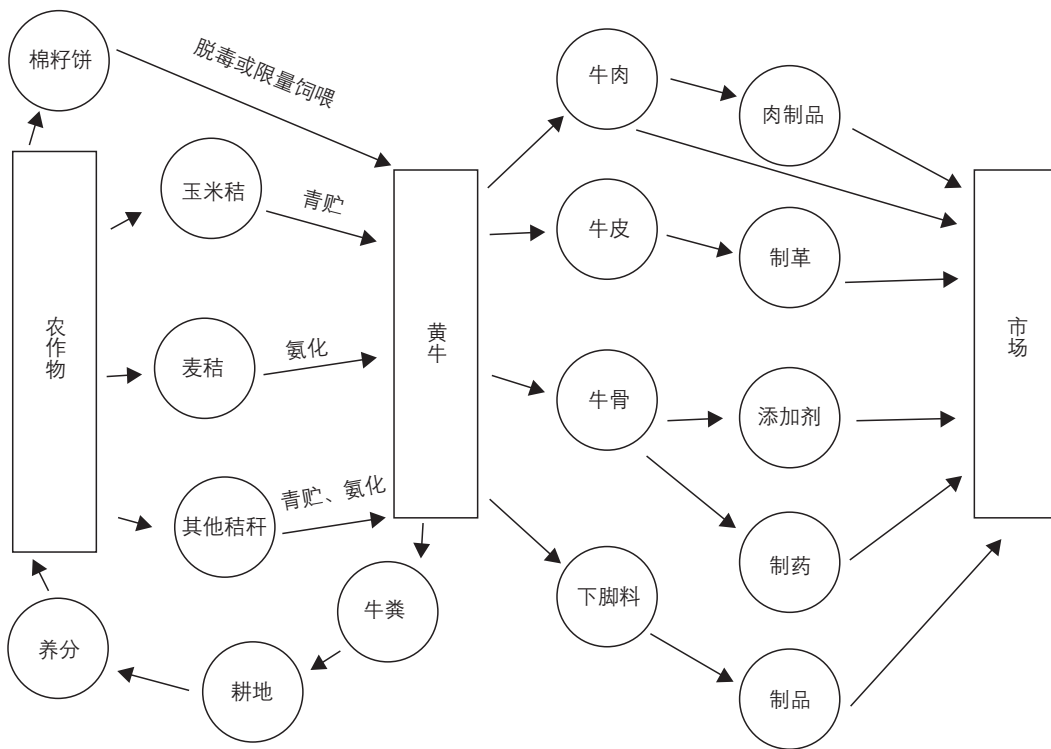


图3 用农副产品养牛农牧结合示意图



### (三) 农牧沼气复合型生态农业替代化学农业减排效果

#### 1. 氮肥工业排放情况<sup>①</sup>

2000年发布的《中华人民共和国气候变化初始国家信息通报》报道，农业温室气体排放总量为6.21亿吨二氧化碳当量，占全国排放总量的17%，其中农业排放的甲烷和二氧化氮就分别占全国总量的50%和92%。而在张福锁、张卫峰看来，过剩的化肥生产与施用是我国农业丧失碳汇作用而成为碳源的主要原因。

2007年，我国氮肥产量达到4200万吨纯氮。据中国农业大学有关人员的研究，每年我国氮肥生产耗能能达到1亿吨标准煤，在能源开采和氮肥加工过程中排放的温室气体相当于3亿吨二氧化碳当量；再加上施用氮肥的排放量，氮肥共排放了约5亿吨二氧化碳当量，扣除氮肥施用作物增产所固定的0.7亿吨二氧化碳，温室气体净排放量达4.3亿吨二氧化碳，约占全国排放总量的8%，数量相当巨大。

#### 2. 2008年我国温室气体排放总量为6896百万吨<sup>②</sup>。

3. 2007年户用沼气达2650万户，产气102亿米<sup>3</sup>，折合标煤731.1万吨。2005年全国猪、牛、鸡三大类畜禽规模化养殖场约391万处，存栏量约1.4亿头猪单位，畜禽粪便资源的实物量为10.9亿吨，理论上可生产650亿米<sup>3</sup>的沼气<sup>③</sup>。截至2007年底，中国农村户用沼气达到2650多万户，每年可替代近1600万吨标准煤，相当于少排放二氧化碳4400万吨<sup>④</sup>。

4. 农牧沼气复合型生态农业理论上可节约75%的氮肥使用量，则相应地温室气体减少量为 $(3+2) \times 75\% = 3.75$ 亿吨，2008年温室气体排放总量为68.96亿吨，减排占比约为5.4%。

5. 2005年有机肥产生的沼气理论值为650亿米<sup>3</sup>，2008年大牲畜量为2005年的95%，有机肥沼气产量同比为2005年的95%，约为618亿米<sup>3</sup>。研究表明，102亿米<sup>3</sup>沼气折合标煤731.1万吨，则2008年沼气约折合标煤4426万吨。2007年沼气折合标煤1600万吨，减排约为4400万吨，则2008年4426万吨标煤相当于减排1.22亿吨，减排占比约为1.8%。

---

<sup>①</sup> 资料来源：<http://news.163.com/10/0302/09/600TFMOK000146BD.html>

<sup>②</sup> 资料来源：<http://www.cnstock.com/index/gdbb/201007/650655.htm>

<sup>③</sup> 资料来源：寇建平、赵立欣、田宜水、郝先荣（2008）《中国农村可再生能源发展现状与趋势》，中国农村生物质能源国际研讨会暨东盟与中日韩生物质能源论坛论文集，144-153。

<sup>④</sup> 资料来源：<http://www.sxgh.org.cn/particular.aspx?id=9571>。该处数据指出，2007年沼气折合标煤为1600万吨，而《中国农村可再生能源发展现状与趋势》指出，2007年沼气折合标煤为731.1万吨。本文援引《中国农村可再生能源发展现状与趋势》中提供的731.1万吨。

## 参考文献

- 1 巨晓棠、张福锁 (2003), 《氮肥利用率的要义及其提高的技术措施》, 科技导报, 2003.4。
- 2 张维理、武淑霞、冀宏杰等 (2004), 《中国农业面源污染形势估计及控制对策 I. 21世纪初期中国农业面源污染的形势估计》, 中国农业科学, 2004, 37 (7): 1008—1017。
- 3 曹兵、贺发云等 (2008), 《露地蔬菜的氮肥效应与氮素去向》, 核农学报, 2008, 22 (3): 343—347。
- 4 陈新平、张福锁等 (2003), 《大白菜氮肥施用的产量效应、品质效应和环境效应》, 土壤学报, 第40卷第2期, 2003年3月。
- 5 吴开亚 (2008), 《巢湖流域环境经济系统分析》, 中国科学技术大学出版社, 安徽, 2008: 71—74。
- 6 孙志梅、武志杰 (2006), 《农业生产中的氮肥施用现状及其环境效应研究进展》, 《土壤通报》, 第37卷第4期, 2006年8月。
- 7 许秀成 (2000), 《人口·粮食·化肥》, 《磷肥与复肥》, 第15卷第2期, 2000年3月。
- 8 同5。
- 9 张维里, 徐爱国, 冀宏杰 (2004), 《中国农业面源污染形势估计及控制对策 III. 中国农业面源污染控制中存在问题分析》, 中国农业科学, 2004, 37 (7): 1026—1033。
- 10 金相灿、刘树坤、章宗涉、屠清瑛、徐南妮 (1995), 《中国湖泊环境 (第三册)》, 北京: 海洋出版社, 1995。
- 11 李海鹏 (2007), 《中国农业面源污染的经济分析与政策研究》, 华中农业大学博士学位论文。
- 12 同9。
- 13 许世卫 (2007), 《直面我国食物浪费严重现状》, 农村·农业·农民 (B版), 2007年 01期。
- 14 坎贝尔 著, 张宇晖 译 (2006), 《中国健康调查报告》, 吉林文史出版社, 吉林, 2006.9.1。
- 15 历年《中国农业年鉴》, 北京: 中国农业出版社。
- 16 《中国统计年鉴2009》, 北京: 中国统计出版社, 2009.9。
- 17 同66。
- 18 张维里, 冀宏杰, Kolbe H, 徐爱国 (2004), 《中国农业面源污染形势估计及控制对策——欧美国国家农业面源污染状况及控制》, 中国农业科学, 2004, 37 (7): 1018—1025。
- 19 刘文才 (2010), 《欧洲中部生态农业红火》, 国外农业, 2010年第2期。
- 20 孙培均 (1994) 《印度的环境保护、持续农业与农村发展》, 农业经济问题, 1994年第4期。
- 21 M.S.Swaminathan (2005) Agriculture cannot wait, The Hindu, May 24, 2006.
- 22 杨秀平等 (2006), 《日本环境保全型农业的发展》, 世界农业, 2006.9。
- 23 罗冷生 (2009), 《日本应对面源污染的法律措施》, 长江流域资源与环境, 第18卷第9期, 2009年9月。
- 24 赵桂芳 (1999), 《日本的农协与环保型农业》, 日本学论坛, 1999年第2期。
- 25 同19。
- 26 同19。
- 27 同18。
- 28 张维里、徐爱国、冀宏杰 (2004), 《中国农业面源污染形势估计及控制对策 III. 中国农业面源污染控制中存在问题分析》, 中国农业科学, 2004, 37 (7): 1026—1033。
- 29 张宝文 (2001) 《积极发展生态农业努力防治面源污染——在农业部纪念“6.5世界环境日”座谈会上的讲话》, 《中国农业科技导报》, 2001 3 (5)。

- <sup>30</sup> 覃龙华, 王会肖 (2006), 《生态农业原理与典型模式》, 安徽农业科学, 2006, 34 (11): 2484—2486。
- <sup>31</sup> 朱万斌、王海滨、林长松、程序 (2007), 《中国生态农业与面源污染减排》, 中国农学通报, 第23卷第10期, 2007年10月。
- <sup>32</sup> 张福锁等 著 (2008), 《协调作物高产与环境保护的养分资源综合管理技术研究与应用》, 北京: 中国农业大学出版社, 2008.5。
- <sup>33</sup> 张成玉、肖海峰 (2009), 《江苏省测土配方施肥技术的经济效果评价》, 技术经济, 第28卷第4期, 2009年4月。
- <sup>34</sup> 同25。
- <sup>35</sup> 同29。
- <sup>36</sup> 韩永奇 (2008), 《将动谁的奶酪?——2008环境税政策改革与我国农药产业发展》, 中国农药, 2008年第2期。
- <sup>37</sup> 同30。
- <sup>38</sup> 魏珣、马中 (2009), 《环境税国际经验及对中国启示》, 环境保护。2009.1。
- <sup>39</sup> 同32。

# **GREENPEACE** 绿色和平

联络我们：北京市东城区新中街68号聚龙花园7号楼聚龙商务楼3层 100027

电话：86-10-65546931

传真：86-10-65546932

[www.greenpeace.cn](http://www.greenpeace.cn)

