

中国农田氮面源污染研究:

I 污染类型区划和分省污染现状分析

侯彦林, 周永娟, 李红英, 赵慧明

(中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要:在总结国内有关农田氮面源污染研究结果的基础上,对我国农田氮面源污染类型进行了区划,将全国划分为12个一级农田氮面源污染类型区,并进一步合并为3大类区域;定义了肥料氮污染指数的计算方法,在此基础上,利用近年各省氮肥施用的统计资料,对各省农田氮面源污染现状进行了初步分析。

关键词:中国;农田氮面源污染;污染类型区划;污染现状分析

中图分类号:X522 **文献标识码:**A **文章编号:**1672-2043(2008)04-1271-06

Nitrogen Non-point Field Pollution in China: I Regionalization of Pollution Types and Pollution Analysis in Different Provinces

HOU Yan-lin, ZHOU Yong-juan, LI Hong-ying, ZHAO Hui-ming

(Graduate University of Chinese Academy of Science, Beijing 100049, China)

Abstract: After summarizing studies about nitrogen fertilizer non-point pollution in China, the type of nitrogen non-point field pollution was regionalized. There were twelve first-types of nitrogen fertilizer non-point pollution, which could be incorporated to three types. Calculation of nitrogen pollution index was defined, based on which, pollution status in different provinces were analysed with the statistic data of nitrogen fertilizer usage in different provinces.

Keywords: China; nitrogen non-point field pollution; regionalization of pollution types; analysis of pollution status

农业肥料面源污染正成为世界发达国家和发展中国家共同关心的一个重大问题^[1-3],农田氮肥面源污染作为其中的重要组成部分倍受关注^[4-6]。据统计,在美国,59%的受污染河流其污染物来自于农业活动;在欧洲,农业排放的氮占50%~70%;在英国,水体的70%以上的硝酸盐来自农业;在巢湖(西半湖)、滇池和太湖面源污染(农业、畜牧业、渔业)中,肥料对湖泊污染氮的平均贡献率为11%~19%^[7-10]。

中国是个农业大国,肥料特别是氮肥用量很大,对水质造成的负面影响日趋加大^[11-13]。在发展中国家,粮食增产的55%以上依赖于化肥。然而,我国目前农

田约有70%的氮素损失掉了,大部分进入水环境,约有20%返回大气中,少部分残留在土壤中供下茬作物吸收利用^[14]。我国目前每年所施用的超过2000万t化肥氮中,损失约900万t以上,如果尿素按含氮46%计算,其价格按每吨1500元计算,则每年仅氮损失就近300亿元^[15,16]。我国约有 $333.4 \times 10^4 \text{ hm}^2$ 的水田,灌溉面积约 $466.7 \times 10^4 \text{ hm}^2$,这些土地的肥料污染更应值得重视。我国全年流失土壤达50亿t,带走的氮、磷、钾等养分相当于全国一年的化肥施用总量^[17,18]。

大多数情况下,农田肥料面源污染范围较大,污染源高度分散,很难识别,并有时滞性,在时间和空间上具有不可预见的可变性,并受降水形式和灌溉方式、施肥量和施肥技术、土地坡度和土壤性质、作物类型和其他措施等的综合影响,同时也受到土地投入和产出的市场价格以及政府农业扶持政策的影响,所

收稿日期:2007-12-14

基金项目:国家环境保护局资助

作者简介:侯彦林(1959—),男,吉林省人,博士,教授,主要从事生态平衡施肥理论、方法和软件以及粮食增产潜力研究。

E-mail: ylhoul@263.net

以就其预测而言是一个非常复杂的综合难题;另一方面,因其上述的特殊本质治理起来更为困难。许多学者^[19-23]从微观试验角度对氮引起的面源污染进行了多方面研究,然而如何利用微观研究结果从宏观上分析氮肥对面源污染的贡献率至今还没有统一的估算方法,以至于对氮肥引起的面源污染说法不一。主要原因是微观试验结果在宏观上应用时存在尺度转换方法问题,即点的试验研究不能完全代表面的情况。本研究利用我国近年氮肥施用的统计数据和相关研究结果,试图从宏观和微观结合上综合分析氮面源污染的可能性,以期能从更科学的角度评价氮肥的副作用。国内众多学者对氮肥污染进行了诸多研究,本研究难以一一概括,所以只能抓住典型案例,并试图通过建模方法来帮助分析氮肥污染趋势。

本系列研究主要对农田氮肥引起的面源污染现状进行分析,在分析氮肥污染的过程中,主要对氮,特别是硝态氮对地下水影响、氮的淋失和氮在土壤中的残留做系统分析,对氮污染空气、污染农产品等不做分析。具体包括以下几个方面:中国农田氮

面源污染类型区划,中国分省农田氮面源污染现状分析,中国农田氮面源污染评价指标体系,中国农田氮面源污染模型构建和各类型区污染研究的典型案例等。

1 中国农田氮面源污染类型区划

氮面源污染程度除与氮肥用量密切相关外,还与自然条件和耕作制度等密切相关。为了从宏观上把握中国农田氮面源污染的总体程度和趋势,必须对中国农田氮面源污染类型进行划分。经过分析研究,认为选择我国耕作制度区划结果作为农田氮面源污染类型区划分方案^[1],能最大程度地包括我国自然条件、社会条件和经济条件的相似性和差异性。按此标准,全国被分为 12 个一级农田氮面源污染类型区,并根据每个一级区域的特点,进一步合并为三大类区域,见表 1。各区主要特征如下。

第一类区域,北方地区:包括 I 东北区、II 北东区、III 北西区、IV 西北区、V 青藏区。由于一年一季,以雨养农业为主,大田作物年平均施氮量一般不超过氮

表 1 中国农田氮面源污染一级类型区的主要特征
Table 1 Key points of non-point nitrogen pollution in first-type region

一级类型区	主要特征(范围、地貌、气候、土壤、作物、熟制)
第一类区域:北方地区	
I 东北区	包括除辽宁省朝阳地区外的黑、吉、辽全境,平原丘陵地貌区,半湿润气候条件,主要土壤为黑土、黑钙土、暗棕壤、白浆土、棕壤,主要作物为小麦、玉米、大豆、甜菜,一熟制区
II 北东区	包括辽宁省朝阳地区、内蒙古高原东南部、黄土高原东部,低高原地貌,半干旱气候条件,主要土壤为黑钙土、栗钙土,主要作物为旱杂粮、甜菜、向日葵,一熟制区
III 北西区	包括内蒙古高原南部、黄土高原西部,中高原地貌,半干旱气候条件,主要土壤为黄棉土、黑垆土、栗钙土,主要作物为小麦、马铃薯、莜麦、胡麻,一熟制区
IV 西北区	包括内蒙古河套灌区、宁夏引黄灌区、河西走廊、青海、北疆灌区和南疆,绿洲和灌溉区,干旱气候条件,主要土壤为栗钙土、灰钙土、风沙土,主要作物为小麦、玉米、谷子、糜子、棉花、甜菜、瓜果、葡萄,一熟制区
V 青藏区	包括藏东南、川西区、藏北、青南区,高原河谷盆地坡地地貌,高原气候,主要土壤为高山草甸土和草原土,主要作物为青稞、小麦、豌豆、油菜,一熟轮歇区
第二类区域:中南部地区	
VI 黄淮海区	包括京、津、冀、鲁、豫、皖、苏、晋、陕,即燕山太行山山麓平原区、冀鲁豫低洼平原区、黄淮平原区、山东丘陵区、汾渭谷地豫西平原区,地貌为平原丘陵,半湿润气候条件,主要土壤为褐土、潮土、棕壤、盐渍土、沙姜黑土,主要作物为小麦、棉花、油菜、玉米、烤烟、大豆、甘薯、花生、芝麻、苹果、梨,两熟制区
VII 江淮区	江淮地区,平原丘陵地貌,湿润气候条件,主要土壤为黄棕壤、黄褐土、水稻土,主要作物为小麦、水稻、玉米、甘薯、大豆、棉花、油菜,两熟兼三熟制区
VIII 长江三角洲区	长江中下游地区,平原丘陵地貌,湿润气候条件,主要土壤为红壤、黄壤、黄棕壤、水稻土,主要作物为水稻、小麦、大麦、蚕豆、玉米、甘薯、油菜、棉、麻、柑桔、桑蚕、茶,三熟两熟制区
第三类区域:西南部地区	
IX 东南丘陵区	包括江南丘陵区、南岭山地丘陵区,丘陵山地盆地谷地地貌,湿润气候条件,主要土壤为红壤、砖红壤、赤红壤、水稻土,主要作物为水稻、油菜、甘薯、玉米、大豆、大麦,两熟制区
X 华南丘陵区	包括闽粤桂中南部区、云南南部区、海南岛雷州半岛区、台湾区,丘陵沿海平原地貌,湿润气候条件,主要土壤为红壤、砖红壤、赤红壤、水稻土,主要作物为水稻、甘薯、甘蔗、柑桔、香蕉、荔枝、龙眼、菠萝、柑橙、咖啡、剑麻、椰子、油棕、胡椒、橡胶、茶,三熟制区
XI 西南区	包括湘西黔东区、黔西云南中部区,中高原山地地貌,湿润气候条件,主要土壤为红壤、黄壤、水稻土,主要作物为水稻、大麦、烤烟、油菜、蚕豆、玉米、甘薯、马铃薯,两熟制区
XII 四川盆地	包括秦岭大巴山区、四川盆地区,盆地地貌,湿润气候条件,主要土壤为紫色土、水稻土,主要作物为水稻、大麦、玉米、甘薯、甘蔗、油菜、蚕豌豆、棉花、柑桔、桑蚕,两熟兼三熟制区

产生明显淋失的施肥量,所以暂时还构不成对水体的大面积污染;但如果施肥超量,灌溉地、水田、菜地和果园将有一定的淋失,并随施肥量和降水或灌溉量的增加而大幅度增加,这是今后防治污染的主要对象。北方偏远山区的水体已有富营养化现象,不能不引起警惕,也不能断定与农田氮肥污染毫无关系。

第二类区域,中南部地区:包括Ⅵ黄淮海区、Ⅶ江淮区、Ⅷ长江三角洲区。由于一年二季,一年中总的平均施氮量显著增多,特别是平原高产地区施肥量已经超过土壤缓冲能力,肥料对地下水、河流和其他水体已构成污染威胁;危害程度为:菜地>水田>果园>大田>坡耕地>林地和草地;城市郊区>农村;保护地>露地。

第三类区域,西南部地区:包括Ⅸ东南丘陵区、Ⅹ华南丘陵区、Ⅺ西南区、Ⅻ四川盆地区。由于一年多季,降水充沛,全年平均施氮量很高,肥料面源污染与第二区相当。

2 分省污染趋势分析

我国现有耕地仅占国土面积的 14.2%,后备耕地潜力很小,增加粮食产量必须依靠单产的提高,因此,增加化肥投入是重要的增产手段之一^[24]。若按每公顷耕地化肥投入量计算,我国比世界平均水平高 2.6 倍(超出 1 倍多),比发达国家高 2.1 倍^[25]。由于中国现有统计资料是按行政单元进行的,以上划分出的农田氮面源污染 12 个类型区中有行政单元的交叉,因此,我们仅根据 1992—2002 年 11 a 间各省、自治区、直辖市平均氮施用量来分析农田氮污染之趋势,从中也可以大体上判断出不同区域的污染现状和趋势,为今后制定防治措施提供科学依据。

分析方法:利用 1992—2002 年 11 a 间各省、自治区、直辖市平均氮用量的统计数据计算,其中复合肥按 50%含氮量计算,最后数据取整。

肥料氮污染指数计算方法:以 $180 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{season}^{-1}$ 为无污染的施肥量基准,则,

$$\text{氮污染指数} = (\text{最近 5 a 平均施氮量} - 180) / 180 \times 100\% \quad (1)$$

根据大量的国内外农田氮素施用量与氮素损失特别是淋失的一般试验情况确定我国大田作物无污染的施氮量标准为 $150 \sim 225 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{season}^{-1}$ 是合适的(其平均数为 $180 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{season}^{-1}$),此范围的施氮量不会引起氮素的明显淋失,朱兆良^[5]称其为“平均适宜施氮量”,国内多数研究者也都认可这个标准^[26],见

表 2 区域氮肥施用量污染程度划分参考标准

Table 2 Standard of pollution degree

类型区	污染指数/%	污染程度	对应的施氮量/ $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{season}^{-1}$
第一类型区	≤ 0	无污染	≤ 180
	0~25	轻微潜在污染	180~225
	25~50	轻度污染	225~270
	50~75	中度污染	270~315
	≥ 75	强度污染	≥ 315
第二、三类区	≤ 0	无污染	≤ 180 (或 200)
	0~10	轻微污染	180~198
	10~30	轻度污染	198~234(或 230)
	30~50	中度污染	234~270
	≥ 50	强度污染	≥ 270

注:第二、三类区每年至少二季作物,降水多,淋失水量多,全年施氮量是二季以上之和,所以每季施氮量标准定的相对低于第一类型区。

表 2。

从表 3 数据可以分析得出:1995 年开始,全国平均施氮量超过平均适宜施氮量下限 $150 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{season}^{-1}$,污染威胁从此开始。最近 10 a 平均每年增加 $4 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{season}^{-1}$,最近 3 a 平均每年增加 $1.7 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{season}^{-1}$,增加速度明显变慢。目前平均施氮量没有超过大田作物平均适宜施氮量上限 $180 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{season}^{-1}$,说明全国平均污染状况还不十分普遍和严重。

在东北三省中,黑龙江省施氮量处于平均施氮量 $150 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{season}^{-1}$ 下限以下,目前和今后相当长一段时间内不会发生面源污染;吉林省施氮量范围为 $165 \sim 211 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{season}^{-1}$,略高于平均适宜施氮量下限 $150 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{season}^{-1}$,但处于土壤-作物对氮的缓冲能力范围内,仍然不超过缓冲上限 $225 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{season}^{-1}$,并且最近 3 a 与此前的 3 a 相比每年减少 $10 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{season}^{-1}$ 以上,说明目前没有大范围污染的可能,即使按每年以 $5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{season}^{-1}$ 的速度增加,也需要 10 a 才能达到 $225 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{season}^{-1}$ 。受粮食价格的限制,大田作物氮素难以超过 $225 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{season}^{-1}$ ^[3]。辽宁省施氮量范围为 $191 \sim 234 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{season}^{-1}$,高于平均适宜施氮量下限,但总体处于土壤-作物对氮的缓冲能力范围内,虽然 1997—1999 年期间超过缓冲上限 $225 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{season}^{-1}$,但是最近 3 a 与此前的 3 a 相比每年减少 $8 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{season}^{-1}$ 以上,说明目前没有大范围污染的可能,即使按每年 $5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{season}^{-1}$ 增加,也需要 4 a 才能达到 $225 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{season}^{-1}$ 。受粮食价格的限制,近期大田作物氮素难以超过 $225 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{season}^{-1}$ 。因此,从宏观上分析,东北三省农田氮污染够不成规模和程度,当然,菜地、果园等,特别是水浇地需要加强水肥管理。

在西部省、自治区内,内蒙古、甘肃、青海和西藏

表 3 全国各省/区/直辖市 1992—2002 年平均氮肥施用量($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{season}^{-1}$)Table 3 Average N fertilization in different areas in China($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{season}^{-1}$)

地区	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
全国平均	133	142	147	157	165	167	170	168	168	171	173
黑龙江	64	68	73	74	76	78	78	76	72	68	70
吉林	175	165	172	189	200	198	207	211	179	168	176
辽宁	191	201	208	212	227	230	230	234	217	197	204
西藏	51	35	46	57	78	81	118	61	65	87	76
青海	68	71	69	72	73	77	76	80	79	82	87
内蒙古	61	67	63	73	80	87	83	86	85	93	93
甘肃	70	75	82	85	93	97	97	98	98	109	115
新疆	113	114	127	142	160	167	164	148	150	150	150
宁夏	121	115	123	131	142	147	233	231	166	175	156
山西	105	108	112	122	127	132	130	130	129	136	134
河南	136	155	151	166	175	177	184	187	187	194	202
河北	134	153	171	172	198	201	199	201	198	200	203
陕西	129	142	151	172	170	182	184	193	197	207	213
天津	119	110	121	160	176	183	185	195	217	215	228
山东	177	215	196	218	221	226	231	235	236	236	239
北京	194	203	293	274	280	286	278	276	295	300	313
安徽	126	138	151	153	200	176	181	179	169	190	177
浙江	170	164	176	188	188	188	171	175	185	198	210
江苏	213	225	247	263	274	282	290	286	288	294	291
上海	235	306	300	348	320	194	218	311	308	332	294
江西	94	97	108	112	109	115	110	112	104	109	110
广西	106	107	108	113	119	121	125	121	124	130	135
湖南	119	125	130	136	133	137	141	140	141	144	146
湖北	158	173	183	201	206	216	241	193	205	200	213
广东	210	199	195	220	205	207	192	205	207	225	237
福建	196	195	212	214	218	226	230	240	248	240	248
贵州	80	97	100	98	95	98	97	102	104	103	109
重庆						136	139	137	138	140	140
云南	107	108	108	117	125	132	134	110	130	135	142
四川	116	118	124	132	138	144	144	147	148	147	144
海南	113	113	118	124	131	143	140	114	178	156	191

目前施肥量较少,没有污染;新疆整体上处于平均适宜施氮量 $150 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{season}^{-1}$ 附近,只有宁夏 1998 和 1999 年超过了平均适宜施氮量下限 $150 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{season}^{-1}$,但仍处于土壤-作物对氮的缓冲范围内,还不超过缓冲上限 $225 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{season}^{-1}$;总体而言,西北地区大田氮污染基本没有发生。当然不排除水浇地,特别是蔬菜和水果地可能发生污染。

在黄淮海平原等地,山西处于平均适宜施氮量下限 $150 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{season}^{-1}$ 以下;天津、陕西、河北、河南处于土壤-作物对氮的缓冲范围内,除 2002 年,天津正在超越 $225 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{season}^{-1}$ 上限;山东从 1997 年起就超过了 $225 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{season}^{-1}$,并且最近 3 a 与此前的 3 a 相比每年增加 $6 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{season}^{-1}$,说明目前存在大范围和中、强度以上污染的危险;北京从 1994 年起就超过了 $225 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{season}^{-1}$,并且最近 3 a 与此前的 3 a 相比每年增加 $22.7 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{season}^{-1}$ 以上,

说明目前也存在大范围和中、强度以上污染的危险。

在长江中下游地区,安徽最近 6 a 平均施氮量在 $180 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{season}^{-1}$ 以下,已经具备淋失的物质基础;浙江逼近 $225 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{season}^{-1}$,处于危险警戒线;江苏从 1993 年就超过了 $225 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{season}^{-1}$,并且最近 6 a 平均为 $288 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{season}^{-1}$ 以上,居高不下,存在大范围和中、强度以上的污染;上海除 1997 和 1998 年外,都处于严重污染的施氮量范围,也存在大范围和中、强度以上的污染。

在华中和华南地区,处于污染安全线以下的有江西、广西、湖南;湖北在 $180 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{season}^{-1}$ 以上, $225 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{season}^{-1}$ 以下,处于危险警戒线;广东最近 2 a 超过了 $225 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{season}^{-1}$;福建最近 6 a 超过了 $225 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{season}^{-1}$ 。可见福建和广东,特别是福建正处于严重污染状态。

西南 5 个省、市(贵州、重庆、云南、四川、海南)除

表 4 全国各省/区/直辖市 1998—2002 年氮施用量污染指数

Table 4 Nitrogen pollution index in different parts of China from 1998 to 2002

污染类型	省/区/直辖市(污染指数/%)				
无污染的	黑龙江(-61.1)	西藏(-57.8)	内蒙古(-55.4)	青海(-54.1)	甘肃(-40.4)
	山西(-26.1)	新疆(-16.7)	宁夏(-8.0)	吉林(-3.1)	
	贵州(-41.5)	江西(-40.2)	广西(-28.0)	云南(-24.6)	重庆(-22.6)
	湖南(-20.2)	四川(-18.7)	海南(-2.8)	安徽(-0.7)	
	全国(-5.2)				
轻微污染的	河南(8.0)	辽宁(14.4)	浙江(9.8)		
轻度污染的	河北(11.3)	陕西(14.3)	天津(22.2)	湖北(14.4)	广东(23.9)
中度污染的	山东(31.7)	福建(36.3)			
强度污染的	北京(68.1)	江苏(61.7)	上海(73.0)		

海南省最近 3 a 外,总体上都处于 $150 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{season}^{-1}$ 安全线以下,海南省污染加重趋势值得重视。

考虑到平均数据和高产田实际施氮的差距,可能平原地区、城镇郊区、高产农田、菜地和果园实际污染比上述分析的要严重得多。

表 4 数据表明:全国 1998 至 2002 年 5 a 间区域氮肥施用量整体上并没有达到污染程度(全国为 -5.2%)。没有污染的省份数量为 18 个(北方和南方各 9 个省份),占全国 31 个省的 58%,主要分布在经济欠发达地区或偏远地区;轻微污染的仅有 3 个省份,其中辽宁属于北方地区,目前可划归为潜在污染的省份;轻度污染的省份数量为 5 个占 16%;中度污染和强度污染的省份数量为 5 个占 16%。如果将无污染的和轻微污染的省份加起来为 21 个占 2/3;轻、中、强度污染的省份加起来为 10 个占 1/3(北方和南方各污染等级中均有),其中轻度污染的省份数量为 5 个占 1/2,中、强度污染的省份数量为 5 个占 1/2。以上 5 类污染区南方和北方省份数量几乎各占一半,可见,气候条件不是造成农田氮污染的主要因素。

3 结论

(1) 本文使用我国耕作制度区划结果作为农田氮面源污染类型区划方案,将全国分为 12 个一级农田氮素面源污染类型区,并进一步合并为 3 大类区域,主要目的是为了进一步汇总不同地区的研究资料 and 从宏观上掌握农田氮污染现状和趋势。

(2) 对全国农田氮施用情况的分析表明,以最近 5 a 分省统计资料 $180 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{season}^{-1}$ 作为大田作物无污染的施氮基准计算肥料氮污染指标是合适的,按此得出的现状分析与目前多数研究结果和现实是吻合的。考虑到平均数据和高产田实际施氮的差距,可能平原地区、城镇郊区、高产农田、菜地和果园实际污

染比以上分析的要严重得多。

(3) 从污染省份分布情况分析可以初步得出结论,全国整体上没有达到全面污染程度,污染省份只占一半,其中,中、强度污染的省份数量占 16%;从 5 类污染区南方和北方省份数量几乎各占一半分析,气候条件不是造成氮素污染的主要因素或内在因素。

参考文献:

- [1] 王海燕,杜一新,梁碧元.我国化肥使用现状与减轻农业面源污染的对策[J].现代农业科技,2007(20):135-136.
WANG Hai-yan, DU Yi-xin, LIANG Bi-yuan. Status of fertilizer using in China and meathods for alleviating non-point pollution in agriculture[J]. *Modern Agriculture Science*, 2007(20):135-136.
- [2] 文传浩,张丹,铁燕.农业面源污染环境效应及其对新农村建设耦合影响分析[J].贵州科学,2007,25(增刊):525-532.
WEN Chuan-hao, ZHANG Dan, TIE Yan. The agricultural non-point source pollution environment effects and its coupling effects analysis on the socialist new countryside constructing in China[J]. *Guizhou Science*, 2007, 25:525-532.
- [3] 全为民,严力蛟.农业面源污染对水体富营养化的影响及其防治措施[J].生态学报,2002,22(3):291-299.
QUAN Wei-min, YAN Li-jiao. Effects of agricultural non-point source pollution on eutrophication of water body and its control measure[J]. *ACTA Ecologica Sinica*, 2002, 22(3):291-299.
- [4] 沈善敏.氮肥在中国农业发展中的贡献和农业中氮的损失[C].氮素循环与农业和环境学术研讨会论文集,2001.
SHEN Shan-min. Contribute of N fertilizer in development of agriculture in China and lossing of nitrogen in agriculture[C]. *Nitrogen Cycle and Environment Papers*, 2001.
- [5] 朱兆良.农田中氮肥损失与对策[J].土壤与环境,2000,9(1):1-6.
ZHU Zhao-liang. Loss of fertilizer N from plants-soil system and the strategies and techniques for its reduction[J]. *Soil and Environmental Sciences*, 2000, 9(1):1-6.
- [6] 葛鑫,戴其根.农田氮素流失对环境的污染现状及防治对策[J].耕作与栽培,2003(1):45-47.
GE Xin, DAI Qi-gen. Pollution status of nitrogen loss and prevention ways[J]. *Cultivation and Planting*, 2003(1):45-47.

- [7] 熊正琴, 邢光熹, 等. 太湖地区湖水与河水中溶解 N_2O 及其排放[J]. 环境科学, 2002, 23(6): 26–30.
XIONG Zheng-qin, XING Guang-xi, et al. Dissolved N_2O concentrations and N_2O emissions from aquatic systems of lake and river in Taihu Lake region[J]. *Chinese Journal of Environmental Science*, 2002, 23(6): 26–30.
- [8] 邢光熹. 太湖地区水体氮的污染源和反硝化 [J]. 中国科学 (B 辑), 2001, 31(2): 130–137.
XING Guang-xi. Pollution source and reverse nitration of water nitrogen in Taihu area[J]. *Science in China (Series B)*, 2001, 31(2): 130–137.
- [9] 张乃明, 余 扬. 滇池流域农田土壤径流磷污染负荷影响因素[J]. 环境科学, 2003, 24(3): 155–157.
ZHANG Nai-ming, YU Yang. Factors influencing phosphorus loss by runoff process from farmlands in the Dianchi watershed[J]. *Chinese Journal of Environmental Science*, 2003, 24(3): 155–157.
- [10] 吕 耀, 程 序. 太湖地区农田氮素非点源污染及环境经济分析[J]. 上海环境科学, 2000, 19(4): 143–145, 148.
LU Yao, CHENG Xu. Nitrogen pollution from agricultural non-point sources in Lake Tai region and its environmental economic analysis[J]. *Shanghai Environmental Science*, 2000, 19(4): 143–145, 148.
- [11] 曹志洪. 施肥与水体环境质量[J]. 土壤, 2003, 35(5): 353–363.
CAO Zhi-hong. Effect of fertilization on water quality[J]. *Soil*, 2003, 35(5): 353–363.
- [12] 黄绍敏. 施氮对潮土地下水硝态氮含量的影响[J]. 农业环境保护, 2000, 19(4): 228–229.
HUANG Shao-min. Effects of N fertilizer application on content of nitrate-N in soil and underground water[J]. *Agro-Environmental Protection*, 2000, 19(4): 228–229.
- [13] 司友斌. 农田氮、磷的流失与水体富营养化[J]. 土壤, 2000(4): 188–193.
SI You-bin. Phosphorous leaching and nutrition pollution in water body[J]. *Soil*, 2000(4): 188–193.
- [14] 周顺利. 土壤硝态氮时空变异与土壤氮素表现盈亏研究[J]. 生态学报, 2001, 21(11): 1782–1789.
ZHOU Shun-li. Studies on the spatio-temporal variations of soil $\text{NO}_3\text{-N}$ and apparent budget of soil nitrogen[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(11): 1782–1789.
- [15] 毛端明, 马鄂超. 新疆三种主要农田土壤尿素氮的损失研究[J]. 西北农业学报, 1993, 2(4): 34–38.
MAO Duan-ming, MA E-chao. Study on lost ways of ureal nitrogen in Xinjiang three main agricultural soils[J]. *Acta Agriculturae Boreali-occidentalis Sinica*, 1993, 2(4): 34–38.
- [16] 巨晓棠, 潘家荣, 等. 高肥力土壤冬小麦生长季肥料氮的去向研究[J]. 核农学报, 2002, 16(6): 397–402.
JU Xiao-tang, PAN Jia-rong, et al. The fate of nitrogens fertilizer in winter wheat growth season under high soil fertility condition[J]. *Acta Agriculturae Nucleatae Sinica*, 2002, 16(6): 397–402.
- [17] 王胜佳, 王家玉. 稻田土壤氮素淋失的形态及其在剖面分布特征[J]. 浙江农业学报, 1997, 9(2): 57–61.
WANG Sheng-jia, WANG Jia-yu. Soil profile distributions characteristics of leached nitrogen form in paddy fields[J]. *Acta Agriculturae Zhejiangensis*, 1997, 9(2): 57–61.
- [18] 李世清, 李生秀. 半干旱地区农田生态系统中硝态氮的淋失[J]. 应用生态学报, 2000, 11(2): 240–242.
LI Shi-qing, LI Sheng-xiu. Leaching loss of nitrate from semiarid area agro-ecosystem[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2000, 11(2): 240–242.
- [19] 孙宏德, 等. 黑土硝态氮移动规律及提高氮肥利用率的研究[J]. 吉林农业科学, 1995, 4: 61–66.
SUN Hong-de, et al. The research of moving regularity on $\text{NO}_3\text{-N}$ of black soil and increasing utilization ratio of nitrogen fertilizer[J]. *Jilin Agricultural Sciences*, 1995, 4: 61–66.
- [20] 彭 琳, 王继增. 侵蚀旱作土壤氮素吸收利用与淋溶流失[J]. 土壤侵蚀与水土保持学报, 1996, 2(2): 9–16.
PENG Lin, WANG Ji-zeng. Soil nitrogen uptake by crops, nitrogen leaching and loss from the eroded dryland[J]. *Journal of Soil Erosion and Soil and Water Conservation*, 1996, 2(2): 9–16.
- [21] 党廷辉, 郭胜利. 黄土旱塬长期施肥下硝态氮深层积累的定量研究[J]. 水土保持研究, 2003, 10(1): 58–60, 75.
DANG Ting-hui, GUO Sheng-li. The amount and ratio of $\text{NO}_3\text{-N}$ accumulation under long-term fertilization in dry highland of loess plateau[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2003, 10(1): 58–60, 75.
- [22] 汤丽玲. 不同灌溉与施氮措施对露地菜田土壤无机氮残留的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2002, 8(3): 282–287.
TANG Li-ling. Effects of different irrigation and fertilization strategies on soil inorganic N residues in open field of vegetable rotation system[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2002, 8(3): 282–287.
- [23] 张兴昌. 耕作及轮作对土壤氮素径流流失的影响[J]. 农业工程学报, 2002, 18(1): 70–73.
ZHANG Xing-chang. Effect of cultivation and rotation on soil nitrogen leaching[J]. *Transactions of the CSAE*, 2002, 18(1): 70–73.
- [24] 刘巽浩, 牟正国. 中国耕作制度[M]. 北京: 中国农业出版社, 1993. 278–283.
LIU Xun-hao, MOU Zheng-guo. Cultivation system in China[M]. Beijing: Agricultural publishing company, 1993. 278–283.
- [25] 曹志洪. 施肥与水体环境质量[J]. 土壤, 2003, 35(5): 353–363.
CAO Zhi-hong. Effect of fertilization on water quality[J]. *Soil*, 2003, 35(5): 353–363.
- [26] 侯彦林, 陈守伦. 施肥模型研究综述[J]. 土壤通报, 2004, 35(4): 494–498.
HOU Yan-lin, CHEN Shou-lun. Summarizing of fertilizer model[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2004, 35(4): 494–498.