

黄土高原地区农田土壤的硝态氮残留及其生态效应

苏 涛, 王朝辉, 李生秀

(西北农林科技大学资源环境学院, 陕西 杨凌 712100)

摘 要: 根据文献资料, 分析了黄土高原地区农田土壤残留氮素的形态、数量、分布、影响因素及其生态效应, 提出了调控土壤氮素残留需进一步研究解决的问题。

关键词: 黄土高原; 农田土壤; 硝态氮残留; 生态效应

中图分类号: X131.3 **文献标识码:** A **文章编号:** 1672-2043(2004)02-0411-04

Nitrate Residues in Farmland Soils of Loess Plateau and Its Ecological Effects

SU Tao, WANG Zhao-hui, LI Sheng-xiu

(College of Resouces and Enviromental Science, Northwest Sci-Tech Univercity of Agriculture and Forestry, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Abstract: Nitrification is the important link of nitrogen cycle in cropland soil. The great part of nitrate nitrogen that produced from above-mentioned biochemical process remains in soil, some of which is absorbed by crop and some changes into N_2O by denitrification. Nitrate nitrogen that remains in soil has many serious effects on cropland ecosystem and all environments. First of all, nitrate nitrogen remaining in soil can lead loss of soil nitrogen fertilizer, which reduces the utilization ratio of nitrogen fertilizer; second, nitrate nitrogen remaining in soil is easily leached into ground water by irrigation and rainfall, which leads pollution of ground water; last of all, nitrate nitrogen remaining in soil can lead increase of N_2O in atmosphere. N_2O is not only a kind of greenhouse gas that can influence rise of air temperature in world, but also a destroyer of ozonosphere in atmosphere. However, nitrate nitrogen remaining in soil is also a valid nitrogen storehouse, providing the valid nitrogen source of crop. Therefore, studying soil nitrate nitrogen residues is very important from both agriculture and environment. It has been paid close attention and become one research hot spot of world. Loess plateau area locates in an intersection of three natural regions of China and is famous for its long history of agriculture production. However, many years of organic and inorganic nitrogen fertilizer inputs have caused serious nitrogen residues in cropland soils. This paper discussed the nitrogen residues in dry land soil of Loess Plateau and their forms, amount, distribution, influencing factors and ecological effects based on the a great deal of recent research work, and proposed the issues for further research.

Keywords: loess plateau; cropland soil; nitrate residues; ecological effect

联合国粮农组织调查认为, 目前发展中国家粮食单产的提高 35%~57% 来自化肥施用^[1]。到 2020 年全球植物营养元素的 70% 要靠化肥供给^[2]。在中国, 1994 以后氮肥每年施用量(纯氮)均在 2×10^7 t 以上, 居世界之首。而 N 肥利用率却很低, 介于 30%~35%^[3], 远低于发达国家 45% 的平均水平^[4]。不仅造成了极大的经济损失和资源浪费, 同时也对环境造成了难以

估量的影响。

在旱地农田, 除硝态氮肥外, 还有铵态、酰胺态和有机态氮肥。由酰胺态氮和有机态氮水解或矿化形成的氨态氮及直接施入的铵态氮, 除部分被植物吸收和土壤固定外, 大部分会经硝化作用转化成硝态氮。因此, 在旱地未被作物吸收利用而残留在土壤中的矿质态氮素主要是硝态氮。如黄土高原中部旱塬地区, 1 m 深土层每公顷累积的矿质氮可达 150~225 kg, 其中硝态氮占 60%~65%^[5]。硝态氮不易被土壤胶体吸附^[6], 可不断随雨水和灌溉水淋洗至土壤深层, 但西北旱区降水少, 土层深厚, 下渗的硝态氮不会很快淋溶到作物不能利用的深层而损失, 脱离作物可利用土层以前, 总会在土壤剖面中停留一段

收稿日期: 2003-09-03

基金项目: 国家自然科学基金(40201028, 30230230 和 30070429); 国家重点基础研究专项经费资助项目(G1999011707)

作者简介: 苏 涛(1978—), 男, 陕西咸阳人, 在读硕士, 主要从事土壤氮素与土壤环境方面的研究。E-mail: vincenttaol@etang.com

时间。因此,研究旱地土壤中残留硝态氮的运动规律,确定其可被作物有效利用的程度,并在其淋出作物可吸收的土层之前,通过水肥、作物栽培等调控措施,加强对其吸收利用,既可减少氮肥用量,提高氮肥利用率,也可防止或减少对生态环境的危害。本文分析了黄土高原地区农田土壤残留硝态氮的形态、数量、分布、成因、影响因素及其生态效应,探讨了旱地土壤硝态氮残留研究需进一步解决的问题。

1 黄土高原地区土壤的硝态氮残留

黄土高原地区泛指太行山以西,日月山——贺兰山以东、阴山以南、秦岭以北的广大地域,它东与华北平原为邻,西与青藏高原相连,南隔秦岭与我国北亚热带相望,北与内蒙古高原相接,属于西北干旱区,恰处于我国三大自然地区的交汇位置。包括山西省全部、陕西省的陕北和关中地区,甘肃省乌鞘岭以东地区,宁夏回族自治区的全部,内蒙古自治区的伊克昭盟全部和巴颜淖尔盟、乌兰察布盟的小部分。此外,还有小面积分布在青海省东部和河南省西北部地区。全区面积为 $6.24 \times 10^5 \text{ km}^2$,其中耕地 $1.5577 \times 10^7 \text{ hm}^2$ 。

黄土高原地形地貌复杂,主要分为高原沟壑区、丘陵沟壑区、土石山区、黄土阶地区、冲击平原区等^[7],农田土壤硝态氮的残留量及分布也因此而异。如高原沟壑区、丘陵沟壑区和土石山区这些人为耕作较少的地区,硝态氮的残留量明显比人为耕作多的黄土阶地区和冲积平原区少,且分布层次也有差异。前者如陕西省中北部的长武县,长年施用氮肥的农田,硝态氮残留深度最大为 120~200 cm,残留量为 $291.4 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ^[8];而后者如陕西中南部的杨凌渭河三级阶地,农田 0~400 cm 土壤剖面硝态氮残留量高达 $1000 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,其中 50%~60% 的硝态氮分布在 200~400 cm 以下的土层^[9]。

土壤的硝态氮残留情况亦因农业耕作类型而异。黄土高原南部的关中地区,10 年苹果园土壤 0~400 cm 土层的硝态氮残留量为 $3420 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,15 年以上菜园土壤达 $1365 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,高产农田达 $540 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,一般农田 $225 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ^[10];高原中部旱塬地区,0~100 cm 土层每公顷累积的硝态氮也可达 90~135 kg^[5];小麦—玉米轮作体系 200~400 cm 土层硝态氮平均残留量为 $150 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,而蔬菜地的高达 $400 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ^[11]。可见,黄土高原地区的硝态氮残留量相当可观。

2 影响黄土高原农田土壤硝态氮残留的因素

2.1 土壤质地

土壤质地主要决定土壤的透水性,从而影响硝态氮的淋移。通常砂质土壤上硝态氮淋失较为严重且主要发生在施肥后最初的几次灌水^[12,13],如施用硝酸铵后,5 周内连续灌水和降雨 300 mm,硝态氮可下移 75~150 cm^[14]。粉砂粘土和粉砂粘壤上,连续 15 年监测发现,每年施氮 $120 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 可使 2~18 m 深度的土层硝态氮残留增加 $25 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ^[15]。一般认为,粘质土壤上硝态氮不易发生淋失。但 ¹⁵N 标记试验发现,两个生长季节后,施入土壤的氮肥大约 30% 淋移到了 60 cm 以下的

地下水饱和层^[16];重粘土上也发现了类似的现象,过量灌水仍可使硝态氮淋到根区以外的层次^[11,14,17]。这可能与硝态氮随通过土壤大孔隙发生的水分优先流不断向下淋溶有关。

黄土属第四纪沉积物,具垂直节理结构,以黄土为母质发育而成的农田土壤疏松多孔,孔隙率在 50% 以上,其中毛管孔隙占 40%,非毛管孔隙小于 10%^[18],故硝态氮极易随水分下渗到土壤深层。长期田间观测表明,当季作物生长期间土壤硝态氮在黄土高原北部陕北米脂砂质土壤、南部杨凌重壤质土壤上可分别淋溶并残留到 200 cm 和 100 cm 以下^[19]。

2.2 施肥

黄土高原地区是中华文明的发祥地,农业生产历史悠久,有机肥料很早就开始施用。一般认为有机肥不会导致土壤氮素残留,但随着用量增加、施用历史延长,有机肥料对土壤中残留硝态氮影响亦不可忽视^[11]。长期施用有机厩肥的粘质壤土,硝态氮可因降水和灌溉淋失到 1.5 m 以下,且淋失量与厩肥施用量正相关^[20]。陕西杨凌地区,长期施用鸡粪 ($1000 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$) 的菜地土壤上,蔬菜收获后 0~4 m 土层的硝态氮残留量超过 $1000 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,其中 40%~75% 已被淋溶到 2~4 m 深的土层^[21]。

化学氮肥对土壤氮素残留的贡献众所周知,而施用方法和施肥量却是影响肥料氮残留的重要因素。由于降水少,“一炮轰”(播种时,一次施用全部肥料)是黄土高原地区广泛采用的施肥技术。氮肥一次基施,整个小麦生长季节均存在硝态氮残留土壤表层或深层的危险^[8,22]。如小麦生长期水分偏少,作物不能充分吸收土壤氮素,则可能造成大量的浅层残留;如水分偏多,则氮素又可能随多余水分淋至土壤深层。大量试验还表明土壤剖面的硝态氮残留量和残留深度均随施氮量的增加而增加^[23,11];但氮磷配合施用能显著降低深层土壤的硝态氮含量^[24],主要是施磷可促进作物根系发育,增加对深层水分和氮素的吸收^[9]。

控释性氮肥可明显减少硝态氮在土壤的残留。西班牙中部盆地,灌溉量高达 450 mm 的玉米地上,控释性氮肥比尿素的硝态氮淋失量低 70% 左右^[25]。国内的试验也发现,涂层尿素比普通尿素硝态氮淋失量减少 32.2%^[26];氢醌和双氰胺组合也可降低土壤硝态氮残留^[27]。但控释氮肥在黄土高原地区的应用并不广泛。

2.3 灌溉和降雨

水分是硝态氮在土壤中淋移的载体。短期内大量降水或灌水常常造成硝态氮向土壤下层大量淋溶和累积^[28]。降雨为 700 mm 的美国 Kansas 州,施入土壤的硝酸铵 1~1.5 年内大约 40% 的氮素可被淋溶到 3.5 m 深处^[29]。黄土高原区年均降水量自东南向西北逐渐减少,介于 150~800 mm。降水虽不多,但主要集中在 6—9 月份,占全年降水量的 55%~78%^[11,18]。夏季休闲的黄土高原南部农田,硝态氮的淋移深度一般可达 1~1.5 m,高者可达 2 m,平均每 2~3 mm 的降雨可使硝态氮下移 1 cm^[30]。

黄土高原北部陕北米脂的田间试验表明,深层土壤剖面的硝态氮残留量与灌水量之间呈双曲线相关,一次灌水量超过

180 mm 时,可明显引起硝态氮的淋溶^[31]。南部的模拟试验亦表明,一次大量使用尿素并过度灌溉,常造成严重淋失;分次使用和适度灌溉,可明显减少淋失,灌溉量对氮素淋失的影响比施肥量显得更重要^[32]。

2.4 作物种类和种植方式

作物通过根系吸收养分,根系在土壤的分布通常是影响其吸收养分的重要因素。小麦和玉米的根系在土壤中分布较深,可达 1.5~2.0 m,比浅根作物土豆、花生、豆类等能更有效地吸收、减少深层土壤的氮素^[33]。叶类蔬菜多属浅根作物,根系较短,主要分布于 0~40 cm 浅层土壤,再加上过量施肥和大量灌水,使得菜地土壤硝态氮残留数量远高于一般农田^[34]。

轮作制度和耕作方式与土壤养分矿化、水分运动密切相关,因而对土壤硝态氮残留有明显影响。与传统耕作相比,免耕可明显减少 0~120 cm 土层的硝态氮残留^[35]。玉米与田菁属作物或杂草轮作比玉米单作能更有效地利用下层硝态氮,减少下层土壤硝态氮残留^[28]。调查表明,在陕西南部的渭北旱源地区,玉米-辣椒间作与单作相比,可使 1 m 土层的硝态氮残留减少 47%^[36];在北部旱地农田,小麦、玉米或苜蓿的不同连作体系中,小麦连作,土壤的硝态氮的累积最高,小麦-苜蓿或玉米-苜蓿轮作土壤剖面硝态氮残留最小^[37]。

3 土壤硝态氮残留的生态效应

3.1 构成作物可利用的有效氮库

残留在土壤中的硝态氮随水分向下迁移的过程中,总会在作物可利用的土层存在一段时间。虽有淋失危险,但也提供了作物可以利用的氮源,构成土壤的作物有效氮库。渗漏池试验证明,这些可利用的氮素有时在后续作物玉米上无明显后效,而在小麦上,甚至是施肥后第 3 季的小麦上,仍有突出而稳定的后效^[38]。黄土高原南部永寿旱地的试验表明,作物吸氮量与 1 m 土层硝态氮残留量之间的相关系数高达 0.915,土壤残留氮素可对作物的氮素吸收作出 84% 的贡献;岐山灌区的试验也表明,它们之间的相关系数为 0.730,作物吸收的氮素 50% 以上来自土壤残留^[5]。可见,残留在土壤浅层的硝态氮,对作物供氮有重要意义。

3.2 对地下水造成威胁

根据硝态氮迁移的活塞理论,残留在土壤中的硝态氮始终处于一个不断向下迁移的过程,淋失到浅层地下饮用水中,直接威胁人类健康。饮水中过量的硝酸盐会导致高铁血红蛋白症,婴幼儿尤为敏感^[38,39],还有致癌的危险^[39,40]。

近年来的调查表明,黄土高原地区地表水和地下水氮素污染严重^[21],大约有 1/5 水样的硝态氮含量超过饮用水标准(表 1)。

3.3 N₂O 气体排放的重要来源

N₂O 是一种可导致气温升高的温室气体,还是大气臭氧层的破坏者。目前,大气中的 N₂O 浓度正以每年 0.06%~0.3% 的速度递增^[42]。渍水或缺氧条件下,残留在农田土壤中的硝态氮极易经反硝化作用还原成 N₂O。Aulakh 等的试验表明反硝化

表 1 井水和地表水中 NO ₃ - N 含量									
Table 1 NO ₃ - N contents in well water and surface water									
水源	地点	总样数	NO ₃ - N /mg · L ⁻¹						
			> 11		5 ~ 11		<5		
			<i>n</i>	%	<i>n</i>	%	<i>n</i>	%	
井水	陕北	93	20	21. 50	17	18. 28	56	60. 22	
	关中	74	22	29. 73	19	25. 67	33	44. 60	
地表水	陕西	70	11	15. 70	8	11. 40	51	72. 90	

注:饮用水 NO₃-N 含量标准为≤11.4 mg·L⁻¹^[41]。

作用是土壤氮素损失的主要途径之一,损失量可从微量到 100 kg·hm⁻²^[43]。Hauck 也发现土壤氮素损失有 30% 源于反硝化作用^[44]。采用密闭气室法对黄土高原旱地土壤灌溉后 N₂O 排放量测定表明,当土壤充水孔隙空间达 70% 时,施氮和不施氮小区的 N₂O 排放量分别达 2 327.5 μg·h⁻¹·m⁻² 和 693.4 μg·h⁻¹·m⁻²^[45]。

4 需进一步研究解决的问题

黄土高原地区年降雨量不大,但多集中在 6—9 月,即使没有灌溉,残留在土壤中的硝态氮也极易被淋溶至较深土层,对生态环境构成潜在威胁。根据已有的研究基础,今后仍需进一步研究。

(1) 建立一定数量和适当类型的长期田间试验,进一步研究各种因子,如气候、水肥管理、作物品种、耕作制度、土壤质地等对土壤残留硝态氮迁移、转化的影响规律。并借鉴国际上相关的定量模型,建立黄土高原地区硝态氮残留和淋溶的量化描述系统,对土壤硝态氮残留的趋势进行预测和评价。

(2) 土壤中残留的硝态氮既是作物生长所必需的有效氮源,也有被淋失至作物根区以外、污染地下水的危险,故对黄土高原地区土壤残留硝态氮的作物有效利用深度和淋失界限还需进一步研究确定。

(3) 水肥管理是影响农田生态系统氮素利用的主要因素。应在以往工作的基础上,以保持作物稳产、高产,土壤硝态氮残留最低为目标,确定黄土高原区不同作物、不同种植方式下,氮素肥料的限量指标及灌溉定额。

(4) 土壤残留硝态氮的生态环境效应不容忽视。黄土高原地区土壤残留硝态氮的反硝化作用潜势、向深层淋溶的过程和规律还需进一步探讨,以期有效调控提供科学依据。

参考文献:

[1] 崔玉亭. 化肥与生态环境保护[M]. 北京:化学工业出版社, 2000. 前言.

[2] Ayoub A T. Fertilizers and the environment[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1999, 55: 117-121.

[3] 李庆远,朱兆良,于天仁. 中国农业持续发展中的肥料问题[M]. 南昌:江西科学技术出版社,1997. 38-51, 120-129.

[4] William R R, Gordon V J. Improving nitrogen use efficiency for cereal production[J]. *Agronomy Journal*, 1999, 91(3): 357-363.

[5] 胡田田,李生秀. 土壤剖面中的起始 NO₃⁻-N——可靠的土壤氮

素供应指标[J]. 干旱地区农业研究,1993,11:74-82.

[6] Baggs E M, Watson C A, Rees R M. The fate of nitrogen from incorporated cover crop and green manure[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2000,56:153-163.

[7] 邹年根,罗伟祥. 黄土高原造林学[M]. 北京:中国林业出版社,1997. 23-70.

[8] 郭胜利,党廷辉,郝明德. 黄土高原沟壑区不同施肥条件下土壤剖面中矿质氮的分布特征[J]. 干旱地区农业研究. 2000,18(1): 22-27.

[9] 袁新民,等. 施入磷肥对土壤NO₃⁻-N 累积的影响[J]. 植物营养与肥料学报,2000,6(4):397-403.

[10] 吕殿青,杨学云,张 航,等. 陕西塬土中硝态氮运移特点及影响因素[J]. 植物营养与肥料学报,1996,2(4):289-296.

[11] 袁新民. 黄土高原地区土壤硝态氮的累积及影响因素[D]. 北京:中国农业大学(博士学位论文),1999.

[12] Hergert G W. Nitrate leaching through sandy soil as affected by sprinkler irrigation management[J]. *J Environ Qual*,1986,15:272-278.

[13] Wang F L, Alva A K. Leaching of nitrogen from slow-release urea sources in sandy soils[J]. *Soil Sci Soc Am J*,1996,60:1451-1458.

[14] Olsen R J, Hensler R F, Attoe O J. Fertilizer nitrogen and crop rotation in relation to movement of nitrate nitrogen through soil profiles[J]. *Soil Sci Soc Am Proc*,1970,34:448-452.

[15] Spalding R F, Kitchen L A. Nitrate in the intermediate vase zone beneath irrigated cropland[J]. *Ground Water Monit Rev*,1988,8(2): 89-95.

[16] Bterins D W, Wilkison D H, Kelly B P, et al. Movement of nitrate fertilizer to glacial till and run off from a claypan soil[J]. *Journal of Environmental Quality*,1996,25:584-593.

[17] Bronswijk J J B, Hamminga W and Oostindie K. Rapid nutrient leaching to groundwater and surface water in clay soil area[18]. *European Journal of Agronomy*,1995,4(4):431-439.

[18] 中国科学院黄土高原科学考察队. 黄土高原地区土壤资源及其合理利用[M]. 北京:中国科学技术出版社,1991. 5,41-42.

[19] 吕殿青,Ove E,同延安,等. 氮肥使用对环境污染的影响[J]. 植物营养与肥料学报,1998,4(1): 8-15.

[20] Chang C, Entz T J. Nitrate leaching losses under repeated cattle feedlot manure applications in southern Alberta[J]. *J Environ Qual*,1996, 25:145-153.

[21] 袁新民,同延安,杨学云,等. 有机肥对土壤硝态氮累积的影响[J]. 土壤与环境,2000,9(3):197-220.

[22] 刘学军,巨晓棠,边秀举,等. 基施氮肥对土壤剖面中无机氮动态的影响[C]. 青年学者论土壤与植物营养科学[A]. 中国土壤学会. 北京:中国农业科技出版社,2001. 227-234.

[23] 袁新民,等. 不同施氮量对土壤NO₃⁻-N 累积的影响[J]. 干旱地区农业研究,2001,19(1):8-13.

[24] 樊 军,郝明德,党廷辉. 旱地长期定位施肥对土壤剖面硝态氮分布与累积的影响[J]. 土壤与环境,2000,9(1):23-26.

[25] Diez J A, Roman R, Cartagena M C. Controlling nitrate pollution of aquifers by using different nitrogenous controlled release fertilizers in maize crop[J]. *Agric Ecosyst Environ*,1994,48:49-56.

[26] 王家玉,王怡佳,陈 义. 稻田土壤中氮素淋失的研究[J]. 土壤学报,1996,33(1):28-35.

[27] 徐星凯,周礼恺,Oswald V C. 尿酶抑制剂/硝化抑制剂对土壤中尿素氮转化及形态分布的影响[J]. 土壤学报,2000,37(3): 339-345.

[28] Bergstrom L, Brink N. Effects of differentiated applications of fertilizer N on leaching losses and distribution of inorganic N in the soil[J]. *Plant and Soil*,1986,93:333-345.

[29] Jones R D, Schwab A P. Nitrate leaching and nitrite occurrence in a fine-textured soil[J]. *Soil Sci*,1993,155:272-282.

[30] 彭 琳,等. 黄土旱地土壤硝态氮季节性变化与夏季休闲的培肥增产作用[J]. 土壤学报,1981,16(3):212-222.

[31] 吕殿青,杨进荣,马林英. 灌溉对土壤硝态氮淋吸效应影响的研究[J]. 植物营养与肥料学报,1999,15(4):307-315.

[32] Bauder J W, Schneider R P. Nitrate-nitrogen leaching following urea fertilization and irrigation[J]. *Soil Sci Soc Am J*,1979,43:348-352.

[33] Singh B, Sekbon G S. Some measures of reducing leaching loss of nitrates beyond potential rooting zone. Ⅲ. Proper crop rotation[J]. *Plant and Soil*,1977,47:585-591.

[34] 王朝辉,张志强,李生秀. 蔬菜的硝态氮累积和菜地土壤的硝态氮残留[J]. 环境科学,2002,23(3):79-83.

[35] Dou Z, Fox R H, Toth J D. Seasonal soil nitrate dynamics in corn as affected by tillage and nitrogen source[J]. *Soil Sci Soc Am J*,1995,59(3):858-864.

[36] Zhou X M, et al. Management practices to conserve soil nitrate in maize production systems[J]. *J Environ Qual*,1997,26:1369-1374.

[37] 刘晓宏,田梅霞,郝明德. 黄土旱塬长期轮作施肥土壤剖面硝态氮的分布与积累[J]. 土壤肥料,2000,1:9-12.

[38] 李生秀,高亚军,李世清. 氮肥的后效[C]. 旱地农田肥水关系原理与调控技术[A]. 汪德水主编. 北京:中国农业科技出版社,1995. 351-355.

[39] 朱建国. 硝态氮污染危害与研究展望[J]. 土壤学报,1995, 32(增刊):62-69.

[40] Hill M J, et al. Bacteria, nitrosamines and cancer of the stomach[J]. *Br J Cancer*,1973,28:562.

[41] 吉林省图书馆. 国外环境标准选编[M]. 北京:中国标准出版社,1984. 11-14.

[42] Houghton J T, Jeuhius G J. Climate change[M]. IPCC Scientific Assessment,1990.

[43] Aulakh M S, Doran J W, Mosier A R. Soil denitrification-significance, measurement and effects of management[J]. *Advances in Soil Science*, 1992,18:1-57.

[44] Hauk R K. Nitrogen fertilizer effects on nitrogen cycle processes[A]. In: Clark F E, Rosswall (eds). Terrestrial N Cycle[C]. Ecol Bull Stockholm,1981,33:551-562.

[45] 梁东丽. 干湿交替对旱地土壤 N₂O 气态损失的影响[J]. 干旱地区农业研究,2002,20(2):28-31,48.