植物营养与肥料学报 2015,21(1): 112 -120
Journal of Plant Nutrition and Fertilizer doi: 10.11674/zwyf.2015.0112

过量施氮对旱地土壤碳、氮及供氮能力的影响

刘金山[1], 戴 健[1], 刘 洋[1], 郭 雄[1], 王朝辉[1,2*]
(1 农业部西北植物营养与农业环境重点实验室/西北农林科技大学资源环境学院,陕西杨凌 712100;
2 旱区作物逆境生物学国家重点实验室/西北农林科技大学, 陕西杨凌 712100)

摘要:【目的】过量施氮会影响土壤有机碳、氮的组成与数量,进而改变土壤供氮能力,但关于西北旱地长期过量施用氮肥后土壤有机碳、氮及土壤供氮能力变化的研究尚缺乏。本文在长期定位试验的基础上,通过分析不同氮肥水平特别是过量施氮条件下土壤硝态氮, 有机碳、氮和微生物量碳、氮的变化,探讨长期过量施氮对土壤有机碳、氮及供氮能力的影响。**【方法】**长期定位试验位于陕西杨凌西北农林科技大学农作一站。在施磷(P_2O_5)100 kg/hm^{2}的基础上,设5 个氮水平,施氮量分别为N 0、80、160、240、320 kg/hm^2。重复4 次,小区面积40 m^2,完全随机区组排列。种植冬小麦品种为小堰22。本文选取其中3 处理,以不施氮为对照(N0)、施氮量N 160 kg/hm^2 为正常施氮(N160),施氮量N 320 kg/hm^2 为过量施氮(N320),分别于2012 年6 月小麦收获后和10 月下季小麦播前采集土壤样品,进行测定分析。**【结果】**过量施氮导致下季小麦播前0—300 cm 各土层硝态氮含量显著增加,平均由对照的2.8 mg/kg 增加到15.5 mg/kg;同时,0—60 cm 和0—300 cm 土层的硝态氮累积量分别由对照的47.2 和108.9 kg/hm^{2}增加到76.5 和727.7 kg/hm^2。过量施氮也增加了夏闲期间0—300 cm 土层土壤有机氮矿化量,由对照的72.4 kg/hm^2 增加到130.7 kg/hm^2。但过量施氮未显著增加土壤的有机碳含量,却显著增加了土壤有机氮含量,过量施氮0—20、20—40 cm 土层土壤有机碳分别为9.24 和5.39 g/kg,有机氮分别为1.05 和0.71 g/kg,较对照增加52.2% 和54.3%。同样,过量施氮未显著影响0—20、20—40 cm 土层土壤微生物量碳含量,其平均含量分别为253 和205 mg/kg,却显著提高了0—20、20—40 cm 土层土壤微生物量氮含量,由对照的24.1 和7.5 mg/kg 提高到43.6 和16.1 mg/kg。**【结论】**过量施氮可以显著增加旱地土壤剖面中的硝态氮累积量、夏闲期氮素矿化量、小麦播前土壤氮素供应量和土壤微生物量氮含量,但对土壤有机碳和微生物量碳没有显著性影响,同时过量施氮增加了土壤硝态氮淋溶风险,故在有机质含量低的黄土高原南部旱地冬小麦种植中不宜施用高量氮肥,以减少土壤氮素残留和农业投入,达到保护环境和培肥土壤的目的。

关键词: 旱地; 过量施氮; 有机氮碳; 微生物量氮; 供氮能力
中图分类号: S153.6$^+$1;S154.1 **文献标识码:** A **文章编号:** 1008-505X(2015)01-0112-09

Effects of excessive nitrogen fertilization on soil organic carbon and nitrogen and nitrogen supply capacity in dryland

LIU Jin-shan[1], DAI Jian[1], LIU Yang[1], GUO Xiong[1], WANG Zhao-hui[1,2*]
(*1 Key Laboratory of Plant Nutrition and Agro-environment in Northwest China, Ministry of Agriculture/College of Natural Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China; 2 State Key Laboratory of Crop Stress Biology in Arid Areas/Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China*)

Abstract:【Objectives】 Excessive nitrogen (N) fertilization affects fractions and quantities of soil organic carbon (C) and nitrogen(N) and therefore influences soil nitrogen supply capacity. However, there were few studies on effects of long term excessive nitrogen fertilization on soil organic C and N in dryland of southern Loess Plateau. Therefore, a long-term experiment was carried out to determine changes of nitrate N, organic C and N, and

收稿日期: 2013-11-20 **接受日期:** 2014-08-01
基金项目: 高等学校博士学科点专项科研基金新教师类资助课题(20120204120012);国家现代农业产业技术体系建设专项(CARS-3-1-31);国家公益性行业(农业)科研专项经费 (201303104);中央高校基本科研业务费专项资金(QN2012040);西北农林科技大学博士科研启动基金资助。
作者简介: 刘金山(1981—),男,湖北丹江口市人,博士,讲师,主要从事旱地小麦营养与施肥方面的研究。E-mail: jsliu@nwsuaf.edu.cn
* 通信作者 Tel: 029-87082234,E-mail: w-zhaohui@263.net

microbial biomass C and N under different N treatments and to study effects of excessive N fertilization on soil carbon and nitrogen and soil nitrogen supply capacity. 【**Methods**】 A long-term experiment was established in fall of 2004 with five N levels, 0, 80, 160, 240 and 320 kg/ha. The plot size was 40 m^2 and all treatments were arranged in a completely randomized block design with four replications, and winter wheat (*Triticum aestivum* L.) cultivar, Xiaoyan 22, was grown. The N levels of 0, 160 and 320 kg/ha were chosen as control (N0, with no N fertilization), normal N (N160) and excessive N (N320) treatments in this study. Soil samples were randomly collected from four sites at two depths (0–20 and 20–40 cm) using a 2.5–cm diameter auger in each plot on June 15, 2012 (at wheat harvest) and October 1 (at next winter wheat sowing) and then prepared for analysis. 【**Results**】 The excessive N fertilization treatment significantly increases soil nitrate N contents in 0–300 cm soil layers before the next winter wheat sown, i.e. from an average of 2.8 mg/kg (control) to 15.5 mg/kg which is higher than the normal N treatment by 8.1 mg/kg. Meanwhile, the nitrate N accumulation amounts in 0–60 cm and 0–300 cm soil layers are increased from 47.2 and 108.9 kg/ha of the control treatment to 76.5 and 727.7 kg/ha of the excessive N treatment, respectively, which are higher than the normal N treatment by 22% and 122%. During the summer fallow season, the excessive N fertilizer use also increases soil N mineralization, i.e. from 72.4 kg/ha of the control treatment to 130.7 kg/ha of the excessive N treatment. The excessive N treatment does not significantly increase soil organic C, but it does significantly increase organic N, and soil organic nitrogen C and N contents in the excessive N treatment are 9.24, 5.39 g/kg and 1.05, 0.71 g/kg (with increases by 52.2% and 54.3% than control, respectively) in 0–20 and 20–40 cm soil layers, respectively. In addition, the excessive N fertilization does not significantly affect the microbial biomass C in 0–20, 20–40 cm soil layer (with the average value of 253 and 205 mg/kg, respectively), and significantly increases the soil microbial biomass N, i.e. from 24.1 and 7.5 mg/kg in the control treatment to 43.6 and 16.1 mg/kg in the excessive N treatment. 【**Conclusions**】 The excessive N fertilizer application significantly increases the nitrate N accumulation and mineralization in 0–300 cm soil profile, the quantities of soil N supply at the next winter wheat sowing and the soil microbial biomass N. However, the excessive N fertilization does not significantly affect soil total organic C and microbial biomass C, and increases the risk of nitrate N leaching in soil. Therefore, in order to reduce nitrate N leaching, input costs and the risk of environment pollution, high rate of N fertilizer is not suggested to apply to the dryland in southern Loess Plateau where the soil is low in organic matter concentration.

Key words: dryland; excessive nitrogen fertilizer use; soil organic nitrogen and carbon; soil microbial biomass nitrogen; soil nitrogen supply capacity

黄土高原旱地是我国西北重要的耕地资源,也是全国粮食产量提高潜力最大的区域之一。土壤有机碳氮含量以及土壤供氮能力的强弱对于农业生产有重大的影响,土壤中90%的氮素以有机氮形式存在于有机质中,其余氮素以硝态氮、铵态氮等矿质态氮形式存在。土壤中的有机氮不断进行矿化,形成的矿质氮是作物吸收氮素的主要来源。黄土高原旱地属于我国半湿润到干旱的过渡区域,超过60%的土壤有机质含量低于1%,氮素供应能力差,与作物实际需求形成了尖锐矛盾。在此条件下,为了提高和维持作物产量,大量甚至过量施用氮肥现象普遍存在。有研究表明,陕西小麦的氮肥用量与推荐量相比平均过量 N 55 kg/hm^2[1]。过量施氮提高作物产量的同时引起了土壤硝酸盐大量残留等环境问题。许多地方,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[2],硝态氮的淋溶深度可达400 cm以上,残留量达1000 kg/hm^2以上[3]。其次,过量施氮还会影响到土壤有机碳、氮含量。长期(1967～1989年)施氮 N 224～336 kg/hm^2后,美国 Wisconsin 土壤有机碳含量由16.1 g/kg降低到13.3 g/kg[4],其他多点定位试验也表明长期施氮肥后土壤耕层有机碳含量降低[5]。在中国,长期施氮增加了耕层土壤有机碳含量,如在黄土旱塬连续施氮23年后0—20 cm耕层土壤有机碳储量由16.9 t/hm^2(对照)增加到19.1 t/hm^2(N 180 kg/hm^2),有机氮储量由2.03 t/hm^2增加到2.37 t/hm^2[6]。另外,长期施氮也会引起土壤微生物量碳、氮含量的变化,东北黑土定位试验表明,长期施

用氮肥可显著增加土壤微生物量碳含量,由0.84 g/kg(对照)增加到1.73 g/kg (N 120 kg/hm^2)[7],在西北地区连续17年施氮肥增加了玉米—小麦轮作下的土壤微生物量碳和氮含量,增加幅度达25%以上[8]。但也有研究表明,过量施氮会降低土壤微生物量氮[9]。可见,过量施氮会通过对土壤有机碳、氮组成与数量的影响而改变土壤的供氮能力。目前在西北旱地的研究还主要集中在施氮对土壤有机碳、氮的影响方面[6-8],而对于长期过量施用氮肥后土壤有机碳、氮及其供氮能力变化方面的研究还少有报道,因此,本文在黄土高原南部的杨凌长期定位试验的基础上,通过分析不同氮肥水平特别是过量施氮条件下土壤硝态氮,有机碳、氮,微生物碳、氮等的差异,探讨长期过量施氮对土壤有机碳、氮及供氮能力所造成的影响,以期对西北旱地作物科学施用氮肥提供依据,达到在减少肥料投入的同时维持或培肥土壤的目的。

1 材料和方法

1.1 研究区概况

长期肥料定位试验始于2004年10月,位于陕西杨凌西北农林科技大学农作一站(34°17′59″N,108°4′12″E)。该地处于黄土高原南部的渭河三级阶地,海拔525 m,多年平均气温12.9℃,年均降水量550 mm左右,年均蒸发量为1400 mm,属于半湿润易干旱地区。冬小麦生育期降水占全年总量的49%,小麦生产主要依靠自然降水。试验区地势平坦,供试土壤为土垫旱耕人为土,试验开始前耕层土壤(0—20 cm)基本理化性状为pH 8.25、容重1.24 g/cm^3、有机碳含量8.00 g/kg、全氮1.07 g/kg、有效磷15.0 mg/kg、速效钾182.4 mg/kg、硝态氮5.4 mg/kg。本研究涉及内容为2011～2012年度冬小麦试验,冬小麦生育期(2011年10月16日～2012年6月7日)降水量为200 mm,夏闲期(2012年6月8日～10月1日)降水量为387.2 mm。

1.2 试验设计

在施磷(P_2O_5)100 kg/hm^{2}的基础上,设5个氮水平,施氮量分别为N 0、80、160、240、320 kg/hm^2,重复4次,小区面积4 m×10 m = 40 m^2,完全随机区组排列。氮肥为尿素(N 46%),磷肥用重过磷酸钙(P_2O_5 46%),氮、磷肥均在冬小麦播种前撒施并与耕层土壤混匀。供试小麦品种为小堰22,播种量135 kg/hm^2,行距20 cm,播种深度5 cm。试验于2011年10月9日施肥,16日播种,2012年6月7日收获。整个生育期无灌溉,收获后夏休闲,田间管理与当地农户一致。根据前期多人的试验研究结果和调研结果,考虑冬小麦产量和环境效应,陕西旱地种植冬小麦适宜的氮肥用量为120～180 kg/hm^2[1],因此本文选取其中施氮量为0、160、320 kg/hm^{2}的3个处理,以不施氮为对照(N0),施N 160 kg/hm^{2}为正常施氮(N160),N 320 kg/hm^{2}为过量施氮(N320),讨论分析过量施氮对旱地土壤碳、氮和供氮能力的影响。

1.3 样品采集

在当季小麦收获(2012年6月15日)和下季小麦播前(2012年10月1日)用土钻采集耕层0—20、20—40 cm土样,分为鲜样和干样,分别进行土壤微生物量碳、氮和硝态氮,有机碳、氮的分析。同时在收获和播前用土钻采集0—300 cm土样,0—40 cm土层按0—10、10—20、20—30、30—40 cm分层采集,40—300 cm土层每20 cm为一个层次采样,用于土壤硝态氮含量的测定。

1.4 测定项目和方法

1.4.1 土壤总有机碳和有机氮的测定 用重铬酸钾容量法测定总有机碳,凯氏定氮法测定土壤全氮[10]。土壤全氮含量减去土壤矿质氮(硝态氮和铵态氮)含量即得土壤有机氮含量。

1.4.2 土壤微生物量氮和碳的测定 采用氯仿熏蒸—K_2SO_4提取法[11-12],称取2份预培养土样,每份土壤25g(烘干基),其中1份直接用0.5 mol/L K_2SO_4提取(200 r/min振荡30 min)。另1份在真空干燥器内用氯仿熏蒸(24h),熏蒸的土样除去氯仿后立即提取。取10 mL提取液用碳自动分析仪(岛津TOC-V_{CPH},日本岛津公司)分析提取有机碳。另取5 mL提取液,加10 mL氧化剂(0.15 mol/L NaOH + 30 g/L $K_2S_2O_8$),采用高压锅氧化法氧化(120～124℃,30 min),冷却至室温后于波长220 nm和275 nm处用1cm石英比色杯以空白做参照测定吸光度A_{220}和A_{275},然后计算提取的氮[13-14]。以熏蒸土样与不熏蒸土样提取的有机碳的差值乘以转换系数K_C(2.22)计算微生物量碳,提取的有机氮的差值乘以转换系数K_N(2.22)计算微生物量氮。

1.4.3 土壤硝态氮和铵态氮的测定 采回的新鲜土样捏碎、混匀,称取5.00 g新鲜土样,加入1 mol/L KCl溶液50 mL(土液比1∶10),在200 r/min下震荡浸提1h,过滤后用连续流动分析仪测定硝态氮含量。0—300 cm各土层硝态氮累积量以各层土壤容重与对应的硝态氮含量进行计算。

1.5　数据处理

采用 Excel 2010 软件对试验数据进行处理,SAS(Version 9.0)软件进行统计分析,多重比较采用 LSD(Least Significant Difference)法,显著性水平为 $\alpha = 0.05$。

2　结果与分析

2.1　下季冬小麦播前的土壤供氮能力

在下季冬小麦播前(2012 年 10 月 1 日),与不施氮肥比较,施氮量增加,各土层土壤硝态氮含量均增加(图 1b),平均由对照的 2.8 mg/kg 增加到正常施氮的 7.4 mg/kg 和过量施氮的 15.5 mg/kg。其中 0—40 cm 土层增加幅度较小,平均由对照的 5.8 mg/kg 增加到 7.2 mg/kg 和 8.3 mg/kg;40—300 cm 各土层硝态氮含量增加显著,最高者由对照的 0.4 mg/kg 增加到 12.9 mg/kg 和 29.3 mg/kg。同时,下季冬小麦播前土壤硝态氮含量高的土层主要集中在 80—140 cm 和 240—300 cm,与当季冬小麦收获(2012 年 6 月 15 日)后各土层的硝态氮含量相比(图 1a,高含量土层主要分布于 0—60 和 220—280 cm),经过夏季休闲后,土壤中的硝态氮发生了明显的淋溶。

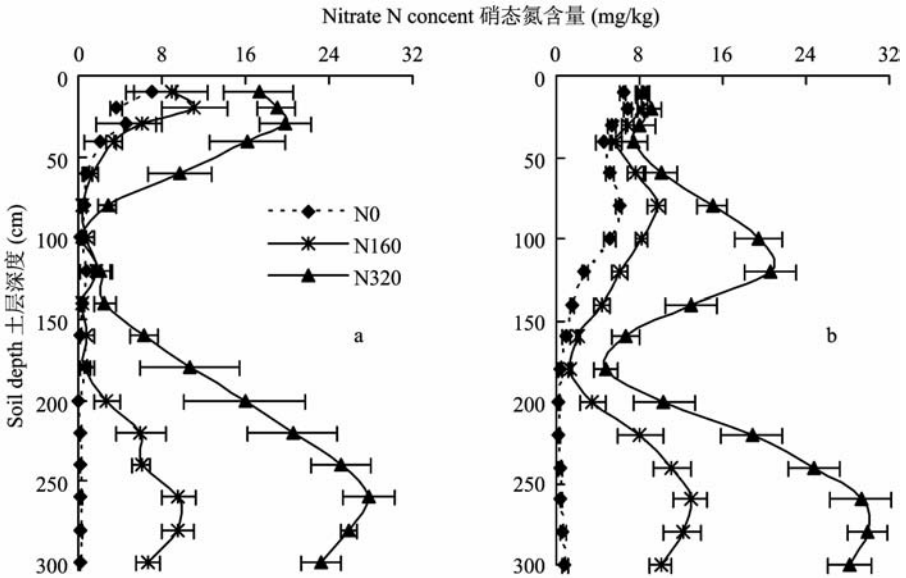

图 1　2012 年冬小麦收获后(6 月 15 日)(a)和下季播前(10 月 1 日)(b)0—300 cm 土层土壤硝态氮含量

Fig. 1　Nitrate N contents in the soil profile (0–300 cm) at the harvest stage (June 15) (a) and next winter wheat sowing (October 1) (b)

相应地,过量施氮显著增加了下季冬小麦播前土壤的硝态氮累积(图 2b),0—60 cm 土层,过量施氮引起的硝态氮累积量为 76.5 kg/hm^2,较不施肥和正常施氮高 29.3 和 13.8 kg/hm^2。0—300 cm 土层,过量施氮硝态氮累积量为 727.7 kg/hm^2,较正常施氮的 327.9 kg/hm^2 高 399.8 kg/hm^2,显著高于定位试验开始时 0—300 cm 土层的硝态氮累积量 197.3 kg/hm^2(图 2c)。同时,由图 2b 可知,硝态氮累积量的峰值出现在 100—140 cm 与 240—300 cm 土层中,且随着施氮量的增加,硝态氮累积量显著增加,180 cm 以下土层,过量施氮所造成的硝态氮累积增加更加明显,较正常施氮增加 40 kg/hm^2 以上。与小麦收获期(图 2a)相比,下季冬小麦播前不同土层硝态氮累积发生了明显变化,主要表现在硝态氮累积峰下移,即残留在土层剖面中的硝态氮在夏闲期向下淋溶,冬小麦收获期 0—60 cm 土层过量施氮引起的硝态氮累积量为 129.2 kg/hm^2,经夏闲期在下季播前降为 76.5 kg/hm^2。可见,过量施氮导致冬小麦收获期土壤硝态氮的大量累积,在夏闲期集中降水的作用下会发生淋溶损失。

下季小麦播前土壤氮素供应主要取决于夏闲期土壤中氮素矿化,其来源主要有两个,一是土壤有机氮的矿化,另一个是施入土壤的肥料氮被生物固定后的再矿化。夏季土壤有机氮矿化可使土壤中矿化氮含量增加,其矿化量可由下季小麦播前和当季小麦收获时的 0—300 cm 土壤硝态氮累积量(图 2)差值计算。由此可知,不施氮处理夏闲期土壤矿化氮素为 72.4 kg/hm^2,正常施氮为 157.0 kg/hm^2,说明

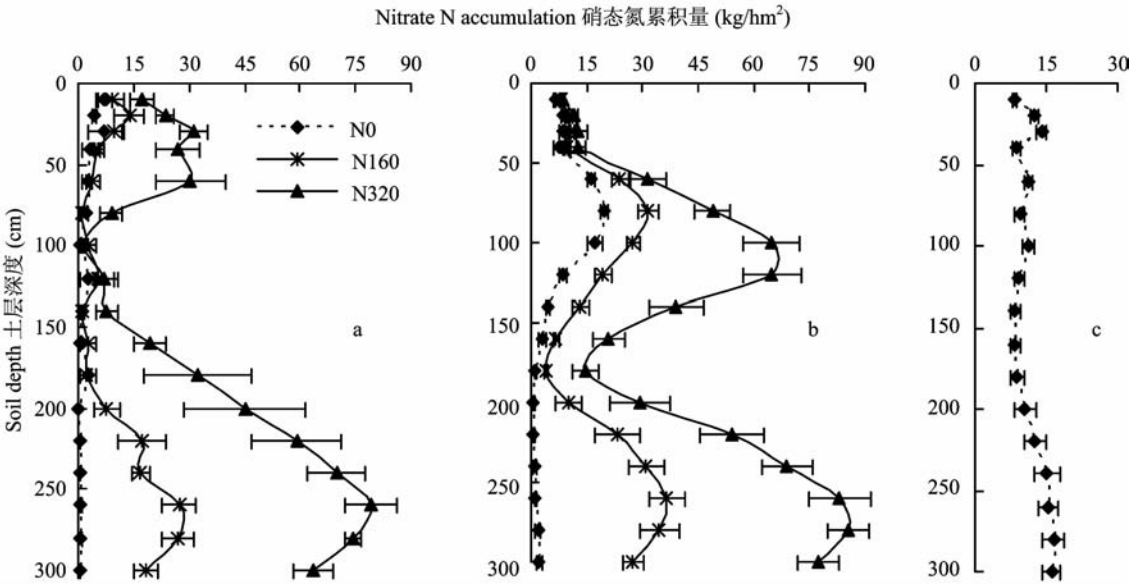

图 2 2012 年冬小麦收获后(6 月 15 日)(a)、下季播前(10 月 1 日)(b)和 2004 年定位试验开始时(c)不同土层土壤硝态累积量

Fig. 2 Nitrate N accumulation in the soil profile (0–300 cm) at the harvest stage (June 15) (a), next winter wheat sowing (October 1) (b) and begin of the fertilization trial (October 5, 2004) (c)

施用氮肥能够显著增加夏闲期土壤氮素矿化与供应。而过量施氮处理夏闲期土壤矿化氮却下降到了 130.7 kg/hm^2,可见过量施氮会导致硝态氮发生淋溶,土壤矿化形成的氮素部分下移到了 300 cm 以下。因未施氮肥,对照的矿化量可以作为夏闲期土壤有机氮矿化量的估计值,施氮处理与对照矿化量的差值可反映施入土壤的肥料氮被生物固定后的再矿化量。正常施氮处理的肥料氮的再矿化量为 84.5 kg/hm^2, 过量施氮处理肥料氮的再矿化量为 58.3 kg/hm^2。

2.2 土壤有机碳含量

在同一施肥水平上,0—20 cm 比 20—40 cm 土层土壤有机碳含量高 37%(表 1)。施氮对同一土层的有机碳含量没有显著影响,同时正常施氮和过量施氮处理间也没有显著差异,说明在本研究条件下,正常或过量施氮对土壤有机碳含量还没有显著影响,但与试验开始时 0—20 cm 土层土壤有机碳相比(8.0 g/kg),经过多年的小麦种植,土壤有机碳含量有了一定的提高,增加幅度平均为 17.8%,相当于有机碳每年提高 0.17 g/kg。

2.3 土壤有机氮含量

不同施氮量下,0—20 cm 土层土壤有机氮含量显著高于 20—40 cm(表 2)。与不施氮处理相比,正常和过量施氮土壤有机氮含量平均增加 58% ($P < 0.001$),而施肥的两个处理间差异不显著。与正常

表 1 不同氮肥施用量下土壤有机碳含量(g/kg)

Table 1 Content of soil organic C relative to the N application rate

处理 Treatment	0—20 cm	20—40 cm
N0	9.38 a	5.87 a
N160	9.66 a	5.57 a
N320	9.24 a	5.39 a

注(Note): 同列数据后不同字母表示处理间差异达 5% 显著水平 Values followed by different letters in a column are significant among treatments at the 5% level.

表 2 不同氮肥施用量下土壤有机氮含量(g/kg)

Table 2 Content of soil organic N relative to the N application rate

处理 Treatment	0—20 cm	20—40 cm
N0	0.69 b	0.46 b
N160	1.09 a	0.65 a
N320	1.05 a	0.71 a

注(Note): 同列数据后不同字母表示处理间差异达 5% 显著水平 Values followed by different letters in a column are significant among treatments at the 5% level.

施氮相比,过量施氮不会显著增加土壤有机氮含量。

2.4　土壤微生物量碳含量

不同施氮处理对土壤微生物量碳的影响不显著(图 3),0—20 cm 土壤中的微生物量碳显著高于 20—40 cm 的土层,平均为 250.4 和 201.1 mg/kg。过量施氮未导致土壤微生物量碳含量的变化,正常施氮(N160)时,0—20、20—40 cm 的微生物量碳含量分别为 251.3 和 200.1 mg/kg,过量施氮(N 320)时,其含量分别为 254.2 和 211.3 mg/kg。可见,在本研究的环境条件下,过量施氮对土壤微生物量碳含量没有显著影响。

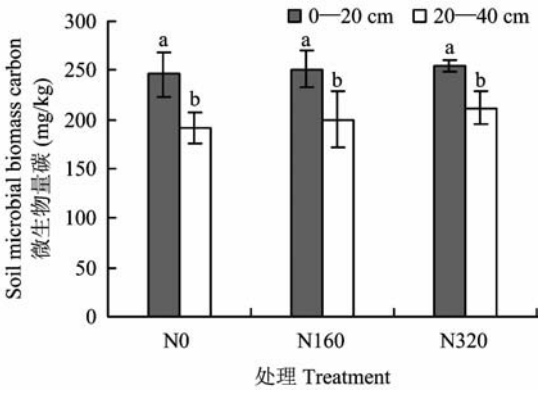

图 3　不同氮肥施用对土壤微生物量碳影响

Fig. 3　Effect of the N fertilizer application on soil microbial biomass carbon

[注(Note): 柱上不同字母表示处理间差异达 5% Different letters above the bars mean significant among treatments at the 5% levels.]

2.5　土壤微生物量氮含量

不同施氮处理对土壤微生物量氮含量有显著影响(图 4),增施氮肥土壤微生物量氮含量显著增加。其中 0—20 cm 土层的土壤微生物量氮含量 N0 处理为 24.2 mg/kg,N160 为 37.5 mg/kg,N320 为 43.6 mg/kg。但在 20—40 cm 土层,N160 和 N320 处理之间差异不显著,其含量分别为 19.2 和 16.1 mg/kg。此外,0—20 和 20—40 cm 土层的微生物量氮含量之间也存在极大的差异,对照、正常施氮、过量施氮 3 处理平均值分别为 35.1 和 14.3 mg/kg,说明土壤微生物量氮主要集中在 0—20 cm 的耕层土壤中。

3　讨论

3.1　过量施氮对土壤供氮能力的影响

硝态氮是旱地农田土壤无机氮存在的主要形态,是旱地土壤供氮能力评价的重要指标之一,其含

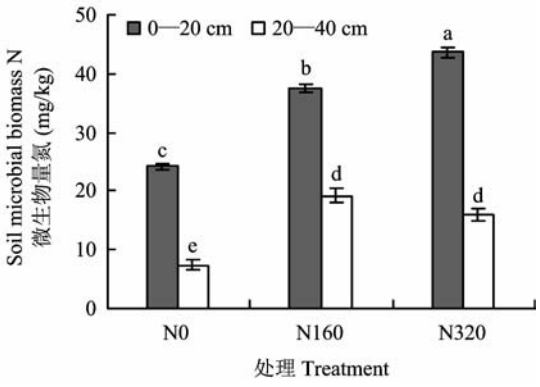

图 4　不同氮肥施用对土壤微生物量氮的影响

Fig. 4　Effect of the N fertilizer application on soil microbial biomass nitrogen

[注(Note): 柱上不同字母表示处理间差异达 5% Different letters above the bars mean significant among treatments at the 5% levels.]

量的变化及分布是作物吸收、施肥、降水等多种条件影响的综合表现,其中施氮肥是影响土壤硝态氮含量即土壤供氮能力主要因素之一。本研究发现,经过多年的定位试验后,无论是在冬小麦收获期还是在下季播种前,与冬小麦生长密切相关的 0—60 cm 土层[15]和本试验观测的 0—300 cm 土层的硝态氮含量和累积量均随氮肥用量的增加而显著增加,其中过量施氮处理(N320)不同土层硝态氮含量和 0—300 cm 硝态氮累积量较正常施氮处理(N160)平均分别增加了 4 倍和 2 倍以上,分别达 29.8 mg/kg和 727.7 kg/hm^2,同时比定位试验开始的 0—300 cm 土层硝态氮累积量(197.3 kg/hm^2)高出 2.7 倍(图 2)。同样地,在同一区域,连续 12 年的冬小麦—夏玉米轮作定位试验结果表明,年施氮量 N 480 kg/hm^2(每季作物 240 kg/hm^2)处理 0—200 cm 土层土壤硝态氮累积量达 914.2 kg/hm^2,是年施氮量 N 240 kg/hm^2(每季作物施氮 120 kg/hm^2)处理的 6 倍[2],另一监测结果显示,年施氮量为 N 352 kg/hm^{2}时 0—400 cm 土壤剖面硝态氮累积量甚至高达 1000 kg/hm^2 以上[3]。由此说明,过量或大量施用氮肥都会显著增加土壤剖面中的硝态氮累积量。施氮后,夏闲期土壤供氮能力增加的原因主要是土壤中矿质氮(以硝态氮为主)的增加,其来源主要是土壤有机氮的矿化和施入土壤的肥料氮被生物固定后的再矿化。在本研究条件下,2012 年小麦播前正常施氮和过量施氮 0—300 cm 土层的硝态氮累积量较收获期分别增加 157.0 和 130.7 kg/hm^2,此增加值即为夏闲期土壤氮素矿化量。同时,施氮也增加了夏闲期肥料氮再矿化量,分别为 84.5 和 58.3

kg/hm^2。这说明无论是正常施氮还是过量施氮,一方面直接增加了土壤中矿质氮的数量,另一方面增加了夏闲期土壤氮素矿化量。

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,硝态氮极易随水分淋溶到土壤深层。同时,黄土高原区降水主要集中在6～9月份,占全年降水量的60%以上。夏闲期大量降水进一步促进了残留在土壤中的硝态氮向下淋溶,如在小麦收获期硝态氮含量高的主要集中在0—60 cm与240—300 cm土层,下季小麦播前硝态氮含量的峰值却出现在100—140 cm与240—300 cm土层,说明硝态氮发生了明显的淋溶。相应地,硝态氮贮量高峰由收获期的40—80 cm与240—300 cm下移到下季小麦播前的100—140 cm与240—300 cm土层,而在华北平原大量氮肥施用导致的硝态氮淋溶深度已达到400 cm以上[3]。由此可知,过量施氮能增加黄土高原南部旱地下季小麦播前土壤氮素供应量,但却加大了残留在土壤中硝态氮的淋溶,增加了氮素环境污染的风险。

3.2 过量施氮对土壤供氮能力构成要素的影响

土壤有机氮是土壤氮素的主要存在形式,是土壤矿质氮的源和库,其不仅在维持土壤氮素平衡方面有重要意义,而且直接决定土壤的潜在供氮能力[16]。土壤有机碳是土壤供氮的重要物质基础,土壤有机氮通过微生物矿化作用释放出矿质氮供作物吸收利用的过程中,必须以有机碳作为能源物质,即土壤有机碳对土壤供氮能力的调控有重要意义[17]。因此,土壤有机碳和有机氮是影响土壤供氮能力的重要要素,其含量直接决定了土壤供氮能力的高低。

现有研究表明,施用氮肥是影响土壤有机氮[6]、有机碳[18]含量的主要因素之一。与对照相比,施氮显著增加了黄土高原南部旱地0—20、20—40 cm土层土壤的有机氮含量(表2),增加幅度高达58%,说明施氮可增加土壤氮素潜在供应源,但过量施氮与正常施氮之间差异不显著。施用氮肥对土壤有机碳的影响不一,在黄土高原南部旱地,多年施氮土壤有机碳含量没有显著增加或减少(表1),其中正常施氮较不施肥对照略有升高,而过量施氮处理略有降低,但与定位试验开始时相比,都有较大幅度的提高,提高比例为18%。同样在黄土高原旱地,另一个多年氮肥定位试验结果表明,不同施氮水平条件下土壤有机碳含量随年限呈缓慢升高趋势,23年后不同氮肥处理(N 90、180 kg/hm^2)分别较对照处理提高了10.5%和13.1%($P<0.05$),而不施肥处理土壤有机碳含量基本没有发生变化[6]。在华北地区,长期施用氮肥(N 300 kg/hm^2)却提高了玉米—冬小麦轮作土壤的有机碳含量[19]。但在国外,多点试验结果表明,长期施氮降低了土壤有机碳含量(平均降低2.67 g/kg, n = 21)[5]。由此说明,在不同的环境条件下,施用氮肥会影响到土壤有机碳、氮的含量和库存,进而影响土壤氮素供应。

3.3 过量施氮对土壤供氮与供氮构成要素关系的影响

土壤微生物量氮是指土壤中存在于微生物体内的氮素,是土壤有机氮中最活跃的组分,是土壤有机－无机态氮转化的关键环节之一。土壤微生物量氮的矿化率较高,在土壤中会很快发生矿化作用而释放出有效态氮,是土壤易矿化氮的主要来源[20],其含量的高低直接影响土壤有机氮的矿化和供氮能力。本研究表明,在黄土高原南部旱地多年不施氮肥的条件下,0—20 cm土层微生物量氮含量仅有24 mg/kg(图4),当氮肥用量增加到N160、320 kg/hm^{2}时,其含量分别增加到37、43 mg/kg,显著高于不施肥处理,也就是说施用氮肥显著提高了土壤微生物量氮含量。但过量施氮与正常施氮处理的土壤微生物量氮含量无显著差异,仅有增加趋势(由37 mg/kg增加到43 mg/kg),这与庞欣等[9]、王继红等[21]的研究结果不一致。庞欣等[9]发现,正常施氮处理的土壤微生物量氮含量高于过量施氮处理,而王继红等[21]的研究表明,过量施用氮肥降低了东北黑土玉米成熟期土壤微生物量氮含量,由施氮N 157 kg/hm^{2}的126 mg/kg降至施氮N 225 kg/hm^{2}的88 mg/kg,这可能与研究条件有关,本研究是在黄土高原南部旱地上进行的田间试验,土壤有机碳含量较低(8.0 g/kg),而王继红等[21]的研究是在东北黑土上进行的,土壤有机碳含量较高(12.9 g/kg),庞欣等[9]的研究是华北平原土壤盆栽试验结果,正常和过量施氮水平分别为0.15和0.45 g/kg,可能过高的氮素会影响土壤微生物的活动。由此可知,施氮能够提高土壤微生物量氮含量,增加土壤氮素的供应,但是过多施用氮肥可能也会抑制土壤微生物量氮。

土壤微生物量碳的高低直接反映了土壤碳、氮等元素的循环过程,土壤有机质矿化过程的强弱和土壤供肥能力的大小,因而土壤微生物量碳的多少及其变化能够作为分析土壤供氮能力的重要依据[22]。土壤微生物量碳与有机碳含量间呈显著正相关关系,土壤微生物量碳一般是土壤有机碳的

1%～4%[23-25]。施用氮肥对土壤微生物量碳的作用表现不一,我国东北黑土定位试验表明,长期施用氮肥可显著增加土壤微生物量碳含量,由 0.84 g/kg (对照)增加到 1.73 g/kg (施氮 N 120 kg/hm^2)[7]; 在西北连续 17 年的施氮增加了玉米—小麦轮作土壤微生物量碳含量,增加幅度为 25% 以上[8]。但同时过量的氮肥施用也会降低微生物量碳含量,我国东北黑土玉米试验表明单施氮 225 kg/hm^2 时土壤微生物量碳含量较未施肥对照降低了 58% (0.31 g/kg降至 0.13 g/kg)[21]。而在黄土高原南部旱地条件下,多年的氮肥施用并未显著增加或降低土壤微生物量碳含量(图 3),与其他地方的研究结果不相同,其原因有待进一步研究。

4　结论

过量施氮可显著增加旱地下季小麦播前 0—300 cm 各土层硝态氮含量,平均由对照的 2.8 mg/kg 增加到 15.5 mg/kg,较正常施氮高出 8.1 mg/kg。同时,0—60 cm 和 0—300 cm 土层的硝态氮累积量平均增加 6 倍以上,分别由对照的 47.2 kg/hm^2 和 108.9 kg/hm^2 增加到 76.5 kg/hm^2 和 727.7 kg/hm^2,较正常施氮高出 22% 和 122%。过量施氮也增加了旱地土壤夏闲期土壤氮素矿化量,由对照的 72.4 kg/hm^{2}增加到 130.7 kg/hm^2。与正常施氮相比,过量施氮未显著增加旱地土壤有机氮、有机碳和微生物量碳含量,而显著提高了土壤微生物量氮含量,且不同氮水平之间差异显著。由此可见,过量施氮虽然可以增加小麦播前土壤氮素供应量,但对土壤氮素供应构成要素—土壤有机碳、氮和微生物量碳没有显著影响,且增加了土壤硝态氮淋溶风险,故在有机质含量低的黄土高原南部旱地冬小麦种植中不宜过量施用氮肥,以减少土壤氮素残留和农业投入,达到保护环境和培肥土壤的目的。

参 考 文 献:

[1] 同延安, Emteryd V, 张树兰, 等. 陕西省氮肥过量施用现状评价[J]. 中国农业科学, 2004, 37(8): 1239-1244.
Tong Y A, Emteryd V, Zhang S L *et al.* Evalution of over-application of nitrogen fertilizer in China's Shaanxi Province[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2004, 37(8): 1239-1244.

[2] 张宏, 周建斌, 王春阳, 等. 不同栽培模式及施氮对玉米—小麦轮作体系土壤肥力及硝态氮累积的影响[J]. 中国生态农业学报, 2010, 18(4): 693-697.
Zhang H, Zhou J B, Wang C Y *et al.* Effect of cultivation pattern and nitrogen application rate on soil fertility and nitrate accumulation under maize-wheat rotation system [J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2010, 18(4): 693-697.

[3] 袁新民, 同延安, 杨学云, 等. 施用磷肥对土壤 NO_3^--N 累积的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2000, 6(4): 397-403.
Yuan X M, Tong Y A, Yang X Y *et al.* Effect of phosphate on soil nitrate accumulation[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2000, 6(4): 397-403.

[4] Vanotti M B, Bundy L G, Peterson A E. Nitrogen fertilizer and legume-cereal rotation effects on soil productivity and organic matter dynamics in Wisconsin[M]. Boca Raton, FL: CRC Press, 1997. 105-119.

[5] Khan S, Mulvaney R, Ellsworth T *et al.* The myth of nitrogen fertilization for soil carbon sequestration[J]. Journal of Environmental Quality, 2007, 36(6): 1821-1832.

[6] 郭胜利, 高会议, 党廷辉. 施氮水平对黄土旱塬区小麦产量和土壤有机碳, 氮的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2009, 15(4): 808-814.
Guo S L, Gao H Y, Dang T H. Effect of nitrogen application rates on grain yield, soil organic carbon and nitrogen under a rainfed cropping system in the loess tablelands of China [J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2009, 15(4): 808-814.

[7] 王晶, 解宏图, 张旭东, 等. 施肥对黑土土壤微生物生物量碳的作用研究[J]. 中国生态农业学报, 2004, 12(2): 118-120.
Wang J, Xie H T, Zhang X D *et al.* Effect of fertilization on soil microbial biomass carbon in black soil[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2004, 12(2): 118-120.

[8] Liang B, Yang X, He X *et al.* Effects of 17-year fertilization on soil microbial biomass C and N and soluble organic C and N in loessial soil during maize growth[J]. Biology and Fertility of Soils, 2011, 47(2): 121-128.

[9] 庞欣, 张福锁, 王敬国. 不同供氮水平对根际微生物量氮及微生物活度的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2000, 6(4): 476-480.
Pang X, Zhang F S, Wang J G. Effect of different nitrogen levels on SMB-N and microbial activity[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2000, 6(4): 476-480.

[10] 鲍士旦. 土壤农化分析(第三版)[M]. 北京: 中国农业出版社, 2005.
Bao S D. Soil and agricultural chemisitry analysis(Third Edtion)[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2005.

[11] Brookes P, Kragt J, Powlson D *et al.* Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: the effects of fumigation time and temperature[J]. Soil Biology & Biochemistry, 1985, 17(6): 831-835.

[12] Vance E, Brookes P, Jenkinson D. An extraction method for measuring soil microbial biomass C [J]. Soil Biology & Biochemistry, 1987, 19(6): 703-707.

[13] 杨绒, 赵满兴, 周建斌. 过硫酸钾氧化法测定溶液中全氮含量的影响条件研究[J]. 西北农林科技大学学报 (自然科学版), 2005, 33(12): 107-111.
Yang R, Zhao M X, Zhou J B. Effects of different conditions on the determination of total nitrogen in solution by persulfate

oxidation method[J]. Journal of Northwest Science-Technology University of Agriculture and Forest (Natural Science Edition), 2005, 33(12): 107-111.

[14] 周建斌, 李生秀. 碱性过硫酸钾氧化去测定溶液中全氮含量氧化剂的选择[J]. 植物营养与肥料学报, 1998, 4(3): 299-304.
Zhou J B, Li S X. Choosing of a proper oxidizer for alkaline persulfate oxidation to determining total nitrogen in solution[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 1998, 4(3): 299-304.

[15] 胡田田, 李生秀. 土壤供氮能力测试方法的研究—Ⅳ 土壤剖面中的起始NO_3^--N—可靠的土壤氮素有效性指标[J]. 干旱地区农业研究, 1993, 11(3): 74-82.
Hu T T, Li S X. Studies on methods for determining soil nitrogen-supplying capacities IV, A reliable soil N availability index: initial NO_3^--N in soil profile[J]. Agricultural Research in Arid Areas, 1993, 11(3): 74-82.

[16] 李世清, 李生秀, 邵明安, 等. 半干旱农田生态系统长期施肥对土壤有机氮组分和微生物体氮的影响[J]. 中国农业科学, 2004, 37(6): 859-864.
Li S Q, Li S X, Shao M A *et al*. Effects of long-term application of fertilizers on soil organic nitrogen components and microbial biomass nitrogen in semiarid farmland ecological system[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2004, 37(6): 859-864.

[17] Stevenson F J. Organic forms of soil nitrogen[M]. Madison: American Society of Agronomy. 1982. 101-104.

[18] 黄耀, 刘世梁, 沈其荣, 等. 环境因子对农业土壤有机碳分解的影响[J]. 应用生态学报, 2002, 13(6): 709-714.
Huang Y, Liu S L, Shen Q R *et al*. Influence of environmental factors on the decomposition of organic carbon in agricultural soils[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2002, 13(6): 709-714.

[19] 孟磊, 丁维新, 蔡祖聪, 等. 长期定量施肥对土壤有机碳储量和土壤呼吸影响[J]. 地球科学进展, 2005, 20(6): 687-692.
Meng L, Ding W X, Cai Z C *et al*. Storage of soil organic C and soil respiration as affected by long-term quantitative fertilization[J]. Advances in Earth Science, 2005, 20(6): 687-692.

[20] Myrold D D. Relationship between microbial biomass nitrogen and a nitrogen availability index[J]. Soil Science Society of America Journal, 1987, 51(4): 1047-1049.

[21] 王继红, 刘景双, 于君宝, 等. 氮磷肥对黑土玉米农田生态系统土壤微生物量碳、氮的影响[J]. 水土保持学报, 2004, 18(1): 35-38.
Wang J H, Liu J S, Yu J B *et al*. Effects of fertilizing N and P on soil microbial biomass carbon and nitrogen of black soil corn agro-ecosystem[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2004, 18(1): 35-38.

[22] 薛菁芳, 高艳梅, 汪景宽, 等. 土壤微生物量碳氮作为土壤肥力指标的探讨[J]. 土壤通报, 2007, 38(2): 247-250.
Xue J F, Gao Y M, Wang J K *et al*. Microbial biomass carbon and nitrogen as an indicator for evaluation of soil fertility[J]. Chinene Joural of Soil Science, 2007, 38(2): 247-250.

[23] Jenkinson D, Parry L. The nitrogen cycle in the Broadbalk wheat experiment: a model for the turnover of nitrogen through the soil microbial biomass[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1989, 21(4): 535-541.

[24] 何振立. 土壤微生物量及其在养分循环和环境质量评价中的意义[J]. 土壤, 1997, 29(2): 61-69.
He Z L. Soil microbial biomass and its significance in the nutrient cycling and the environmental quality evaluation[J]. Soils, 1997, 29(2): 61-69.

[25] Campbell C, Biederbeck V, Wen G *et al*. Seasonal trends in selected soil biochemical attributes: Effects of crop rotation in the semiarid prairie[J]. Canadian Journal of Soil Science, 1999, 79(1): 73-84.