

DOI: 10.5846/stxb201412122482

梁斌, 李俊良, 杨学云, 周建斌. 施肥对麦田土壤可溶性有机氮的影响. 生态学报, 2016, 36(14): - .

Liang B, Li J L, Yang X Y, Zhou J B. Effect of fertilization on extractable organic nitrogen in wheat monoculture cropping systems. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(14): - .

施肥对麦田土壤可溶性有机氮的影响

梁 斌^{1,2}, 李俊良¹, 杨学云², 周建斌^{2,3,*}

1 青岛农业大学资源与环境学院, 青岛 266109

2 西北农林科技大学资源环境学院, 杨凌 712100

3 农业部西北植物营养与农业环境重点实验室, 杨凌 712100

摘要: 利用长期定位试验, 研究施肥和小麦生长对土壤可溶性有机氮 (EON) 的影响。长期不同施肥土壤包括不施肥 (No-F)、施用化肥 (NPK) 和有机肥与化肥配施 (MNPK)。EON 含量范围为 7.5—29.3 kg/hm², No-F、NPK 和 MNPK 土壤中 EON 分别占可溶性总氮的 40%、56% 和 56%。长期有机肥与化肥配施显著提高 0—15 cm 土层 EON 含量, 但对 30 cm 以下土层 EON 含量无影响。在小麦开花期, 可溶性有机氮的含量及其相对含量显著高于拔节期和收获期。虽然施用氮肥对当季 EON 含量无显著影响, 但同位素示踪微区试验表明, 土壤耕层 (0—15 cm) 中仍有 0.4%—2.8% 的可溶性有机氮来源于当季施入的肥料氮。可见, 化学氮肥向可溶性有机氮的转化缓慢, 但农田土壤中可溶性有机氮含量与矿质态氮含量相当, 发生淋溶损失的风险大。

关键词: 长期定位施肥试验; 小麦生长期; 淋溶; ¹⁵N 标记

Effect of fertilization on extractable organic nitrogen in wheat monoculture cropping systems

LIANG Bin^{1,2}, LI Junliang¹, YANG Xueyun², ZHOU Jianbin^{2,3,*}

1 College of Resources and Environmental Sciences, Qingdao Agriculture University, Qingdao 266109, China

2 College of Resources and Environmental Sciences, Northwest A&F University, Yangling 712100, China

3 Key Laboratory of Plant Nutrition and the Agri-Environment in Northwest China, Ministry of Agriculture, Yangling 712100, China

Abstract: Extractable soil organic nitrogen (SON) is an important nutrient pool involved in N transformations, and the content and conversion of SON are affected by fertilization practices. However, many gaps remain in our understanding of SON, especially in agricultural soil. The effects of long-term (1990—2009) fertilization on extractable SON at elongation, flowering, and harvest stages in wheat were evaluated in a loess soil (Eum-Orthic Anthrosol) in northwestern China. The treatments included no fertilization (No-F), application of inorganic NPK fertilizer (NPK), and combined application of inorganic NPK and manure (MNPK). Using ¹⁵N tracer techniques, ¹⁵N-labeled urea (165 kg N/hm²) was applied to microplots within each treatment to investigate the effect of short-term addition of N on content of extractable SON during the wheat-growing season in wheat monoculture cropping systems. The extractable SON content was 7.5—29.3 kg/hm² and accounted for 40%, 56%, and 56% of total extractable N in No-F, NPK, and MNPK, respectively. Compared with No-F, application of inorganic NPK fertilizer increased extractable SON content significantly (55% on average) in the 0—15 cm soil layer. Extractable SON content in the MNPK treatment was significantly higher (by 32%—35%) than that in the NPK treatment in the 0—15 cm layer. Long-term fertilization had no effect on extractable SON content below 30 cm. Extractable SON was highest at flowering and was significantly higher during flowering than at the elongation stage in NPK and MNPK

基金项目: 国家自然科学基金 (31372137, 31401947)

收稿日期: 2014-12-12; 网络出版日期: 2015-10-30

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: jbzhou@nwsuaf.edu.cn

(by 48% and 82%, respectively). In relation to No-F, fertilization treatments increased the total extractable SON significantly in the 0—100 cm soil profile, SON was 43.1, 51.6, and 55.2 kg/hm² in No-F, NPK, and MNPK, respectively. Addition of N had no significant effect on SON content in the 0—15 cm soil layer during the same growing season; however, 0.4%—2.8% of SON was derived from the ¹⁵N-labeled fertilizer applied before seeding, representing 0.03%—0.24% of the fertilizer, and short-term addition of N increased total extractable SON in the 0—100 cm soil profile by 35%, 30%, and 14% in No-F, NPK, and MNPK, respectively. We conclude that the conversion of inorganic N to extractable organic N was slow. However, long-term fertilization increased extractable SON content in the topsoil, and SON is a significant nitrogen pool in agriculture soils.

Key Words: long-term fertilization; wheat growth stage; leaching; ¹⁵N labeling

土壤可溶性有机氮(Extractable organic N, EON)虽仅占土壤全氮的很小部分,但近年来的研究表明,它是土壤氮库中最活跃的组分之一,对土壤氮素循环影响很大^[1]。在林地土壤中可溶性有机氮占可溶性总氮的比例可高达 90%以上^[2],土壤 EON 与土壤氮素迁移和供应的关系不可忽视^[3]。可溶性有机氮含量与土壤氮素矿化和土壤微生物量氮显著相关^[4],研究表明土壤不溶性有机氮向 EON 的转化是土壤中有有机氮矿化的限制因子^[3]。可溶性有机氮除了是土壤微生物氮素的重要来源之外^[5],一些低分子量的 EON 可以直接或者通过菌根被植物吸收利用^[3]。在一些降雨量大或灌溉地区,可溶性有机氮的淋溶损失是氮素损失的重要途径之一^[6-7],在林地生态系统中 EON 是氮素损失的主要形态^[8]。综上所述 EON 在土壤氮素组成、转化、供应和损失方面都具有重要的意义。

土壤可溶性有机氮含量及其行为易受土地利用方式、施肥状况和种植作物等因素影响。目前对农田土壤可溶性有机氮含量的影响因素研究相对较少,且得出的一些结果不尽一致。比如,Currie 等^[9]研究表明,施用化学氮肥提高土壤中 EON 含量,McDowell 等^[10]也得出类似的结论。但 Vestgarden 等^[11]却发现,连续九年施用化学氮肥(每年 30 kg/hm²)使土壤溶解性有机氮含量显著降低;Gundersen 等^[12]等报告指出,施用氮肥并不影响溶解性有机氮的含量。因此,有必要进一步研究施肥对农田土壤中可溶性有机氮的影响。在林地中,可溶性有机氮是氮素损失的主要形态^[8],那么在农田中可溶性有机氮的淋溶情况也是值得关注的问题。因为有机氮的淋溶不但关系到氮肥的利用状况,还可能带来一系列生态环境问题。

本研究利用已经进行了 19 年的田间试验,研究了长期不同施肥处理对麦田土壤耕层及 0—100 cm 剖面可溶性有机氮的影响以及短期内氮肥向可溶性有机氮转化情况,揭示施肥对土壤有机氮含量及其淋溶特性的影响,同时阐明了小麦不同生长阶段对土壤表层 EON 含量的影响,以期完善土壤氮素循环理论、有效调控土壤氮素供应提供依据。

1 材料与方 法

1.1 试验设计

长期定位试验开始于 1990 年,种植制度为小麦单作,小麦收获后休闲至下季小麦种植。设对照(No-F,不施肥)、施用 NPK 化肥(NPK)、有机肥配施 NPK 化肥(MNPK)3 个处理。其中氮肥为尿素,磷肥为过磷酸钙,钾肥为氯化钾。NPK 处理施用量分别为 N:135.0 kg/hm²、P:47.1 kg/hm²、K:56 kg/hm²。MNPK 处理中过磷酸钙和氯化钾的施用量与 NPK 处理相同,氮肥用量与 NPK 处理相同,其中 70%的氮来源于牛廐肥,30%的氮由尿素提供,各施肥处理的肥料均于小麦播种前一次性施用。小区面积为:399 m²(21 m×19 m)。土壤经 19 年不同施肥处理后其 0—20 cm 土层基本理化性状见表 1。土壤质地为重壤土,土壤颗粒<0.002 mm、0.002—0.02 mm 和 >0.02 mm 的粘粒、粉粒和砂粒含量分别为 168 g/kg、516 g/kg 和 316 g/kg。

2009 年 10 月小麦种植施肥前,在每处理土壤内用 PVC 管设置氮同位素示踪微区试验,PVC 管长 63 cm,直径为 24.5 cm,其中 60 cm 打入土中,3 cm 留在地表之上。微区设施氮肥(+N)和不施氮肥(CK)两处理,重

复 3 次,其中施入的氮肥为¹⁵N 标记的尿素(丰度为 19.58%)。在小麦种植前将所有处理土柱内 0—15 cm 土层土壤取出施入微区以外相同的磷、钾肥,在+N 处理中按 165 kg N hm⁻²的量加入标记尿素,CK 处理不加氮肥,施肥后回填到原来 PVC 管中。于 2009 年 10 月 18 日播种,播种量为每 PVC 管 30 粒,小麦出苗后间苗至 20 株。

表 1 长期不同施肥处理 0—20 cm 土层理化性状

Table 1 Soil property in 0—20 cm soil layer after 19-year different fertilization managements

项目 Items	不施肥 No fertilization	施用化肥 Application of inorganic NPK fertilizer	有机肥配施化肥 Combined application of inorganic NPK and manure
有机碳 Soil organic C/ (g C/kg)	7.5 (0.3) c	9.2 (0.3) b	13.2 (0.2) a
全氮 Total N / (g N/kg)	0.86 (0.02) c	1.04 (0.00) b	1.40 (0.00) a
有效磷 Available P/ (mg P/kg)	3.2 (0.6) c	44.4 (7.2) b	110.7 (18.6) a
速效钾 Available K/ (mg K/kg)	176 (14) c	278 (23) b	345 (17) a

以上数据为平均值(标准差)(n=3)。同一行不同小写字母表示差异达显著水平

1.2 土壤样品的采集

于小麦拔节期(2010 年 3 月 26 日)、开花期(2010 年 5 月 4 日)和收获期(2010 年 6 月 15 日)在微区试验处理内采集土壤样品(0—15 cm),利用土钻在每土柱内采集混合样,过 2 mm 筛,测定其中可溶性总氮、矿质氮含量及其¹⁵N 丰度。于小麦收获期在各长期定位试验处理中按 10 cm 一层采集 0—100 cm 土壤剖面样品,测定土壤剖面可溶性有机氮和矿质氮含量。

1.3 样品测定与数据分析

土壤样品采集过筛后,用 0.5 mol/L 硫酸钾浸提(土水比 1:4),浸提液中可溶性总氮用过硫酸钾氧化—紫外分光光度计比色法测定,矿质氮利用流动分析仪测定,可溶性有机氮含量为可溶性总氮和矿质氮含量之差,可溶性有机氮相对含量是指可溶性有机氮占可溶性总氮含量的百分比。微区试验处理中一部分土壤浸提液经过硫酸钾氧化后扩散^[13],测定其中可溶性总氮的¹⁵N 丰度,另一部分浸提液直接扩散,测定其中矿质态氮的¹⁵N 丰度。扩散后的¹⁵N 丰度用质谱仪测定,样品¹⁵N 丰度测定由美国加利福尼亚大学戴维斯分校稳定同位素研究所完成。可溶性有机氮中的¹⁵N 含量为可溶性总氮和矿质态氮中¹⁵N 含量之差,来源于肥料的可溶性有机氮百分比用 Ndff(%)表示,施入肥料向可溶性有机氮转化率用 Con(%)表示,计算公式如下:

$$\text{Ndff}(\%) = \frac{\text{可溶性有机氮 } ^{15}\text{N 原子百分超}}{\text{肥料 } ^{15}\text{N 丰度}} \quad (1)$$

$$\text{Con}(\%) = \frac{\text{可溶性有机氮含量} \times \text{Ndff}}{\text{施氮量}} \quad (2)$$

图表中的数据,用 SAS Version 8.1 for Windows 作方差分析,若差异显著,采用 LSD 法进行多重比较。

2 结果与分析

2.1 施肥对土壤可溶性有机氮含量的影响

土壤可溶性有机氮的含量为 7.5—29.3 kg/hm²(表 2),占全氮的比例为 0.6%—0.8%,其中来源于当季施入肥料氮的比例为 0.5%—2.8%(图 1),仅占施入氮肥的 0.03%—0.24%。长期不同施肥显著影响 EON 含量($P < 0.01$)(表 3)。与 No-F 相比,长期施用化肥使 EON 显著增加 34%—89%,平均增幅为 55%(表 2)。长期有机无机配施土壤可溶性有机氮含量范围为 12.2—

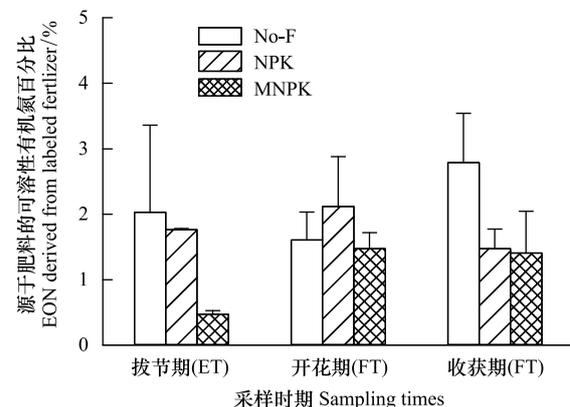


图 1 小麦不同生长阶段土壤中(0—15 cm)来源于当季氮肥的可溶性有机氮百分比(Ndff%)

Fig.1 Percent of soil extractable organic N derived from ¹⁵N-labeled fertilizer in soils (0—15 cm) under long-term different fertilization managements during stem elongation (ET), flowering (FT), and harvest (HT) stage of wheat

25.6 kg/hm², 平均为 19.0 kg/hm², 显著高于 NPK 处理(表 2)。MNPk 和 NPK 土壤 EON 相对含量分别为 40%—81% 和 39%—81%, 平均皆为 56%(图 2)。No-F 土壤可溶性有机氮的相对含量为 40%, 显著低于 NPK 和 MNPk 土壤(图 2)。

表 2 土壤耕层(0—15 cm)可溶性有机氮含量

Table 2 Soil extractable organic N content in 0—15 cm layer of soils under long-term different fertilization managements at different growth stage of wheat (kg/hm²)

施氮处理 N treatments	采样时 Sampling times	不施肥 No fertilization	施用化肥 Application of inorganic NPK fertilizer	有机肥配施化肥 Combined application of inorganic NPK and manure
不施氮 No application of N	拔节期	7.5 (1.7) A c	12.4 (1.7) B b	14.0 (1.9) C a
	开花期	9.2 (1.1) A c	17.4 (1.7) A b	25.6 (1.1) A a
	收获期	9.2 (0.6) A c	12.4 (1.3) B b	16.1 (0.1) B a
	平均	8.6 c	14.0 b	18.5 a
施氮 Application of N	拔节期	8.4 (0.7) A b	12.8 (0.9) B a	12.2 (2.4) B a
	开花期	10.6 (3.5) A c	15.3 (1.3) A b	29.3 (4.5) A a
	收获期	10.5 (0.7) A c	15.1 (0.2) A b	17.0 (1.7) B a
	平均	9.9 c	14.4 b	19.5 a

表中数据为平均值(标准差)(n=3); 同一行不同小写字母和同一列不同大写字母表示差异在 0.05 水平显著

表 3 不同施肥和生长期对土壤可溶性有机氮影响的 F 检验

Table 3 F-statistics of three-way ANOVA on soil extractable organic N

变异来源 Source of variation	自由度 Degree of freedom	F 值 F-critical value	P 值 P-value
施氮处理 N treatment	1	3.78	0.0594
长期施肥处理 Long-term fertilization	2	180.59	<0.0001
作物生长阶段 Growth stage	2	80.61	<0.0001
施氮处理×长期施肥处理 N treatment × long-term fertilization	2	0.03	1.000
施氮处理×作物生长阶段 N treatment × growth stage	2	2.1	0.1363
长期施肥处理×作物生长阶段 Long-term fertilization × growth stage	4	19.03	<0.0001

2.2 小麦不同生长阶段可溶性有机氮含量

三个采样时期中, 开花期 EON 含量最高, 此时期 NPK 和 MNPk 土壤 EON 含量较拔节期分别提高 48% 和 82%。小麦生长对 No-F 土壤 EON 含量无显著影响(表 2)。生长期显著影响 EON 相对含量。小麦开花期可溶性有机氮相对含量最高, 各处理范围为 38%—81%, 平均为 64%; 小麦收获期可溶性有机氮相对含量平均为 50%; 拔节期可溶性有机氮的相对含量最低, 各处理平均为 39%(图 2)。

2.3 可溶性有机氮在土壤 0—100 cm 剖面的分布

长期不同施肥主要影响 0—30 cm 土层 EON 含量, 对 30 cm 以下土层 EON 含量影响不大(图 3)。No-F、NPK 和 MNPk 土壤 CK 处理 0—100 cm 土壤剖面 EON 累积量分别为 43.1、51.6 和 55.2 kg/hm²(图 4); MNPk 和 NPK 土壤中 EON 累积量无显著差异, 两者均显著高于 No-F 土壤。在种植前未施氮肥处理不同土壤 40—100 cm 累积的可溶性有机氮分别占可溶性总氮的 43%—50%。种植前施用氮肥使土壤 EON 增加 14%—34%, No-F、NPK 和 MNPk 土壤分别达到 58.1、67.2 和 63.2 kg/hm²(图 4)。

3 讨论

3.1 土壤可溶性有机氮的含量

在本试验中, 长期不同施肥土壤耕层 EON 含量为 8—27 kg/hm², No-F、NPK 和 MNPk 三种施肥处理的土壤 EON 占可溶性总氮的比例分别为 13%—67%, 38%—82% 和 44%—57%。Jensen 等^[14]研究表明, 在沙土和

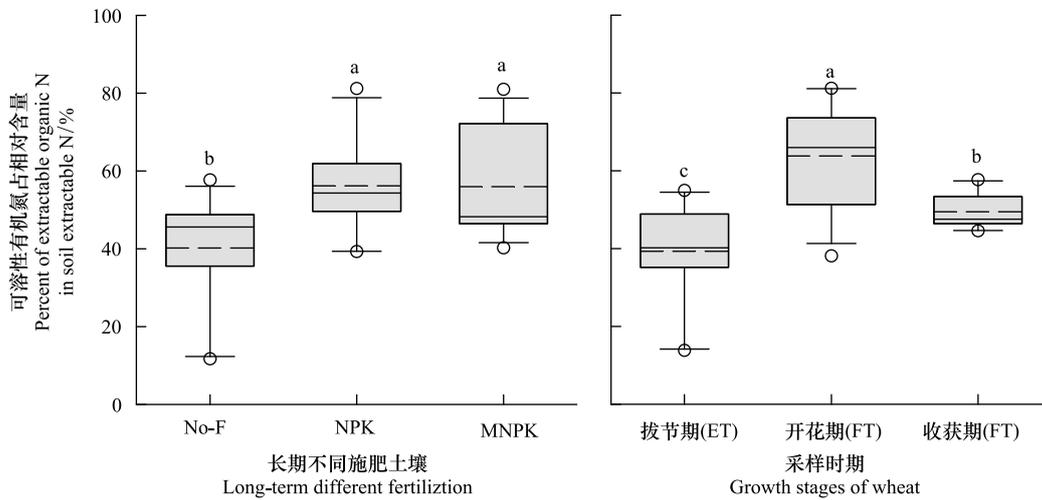


图 2 长期不同施肥和小麦不同生长时期土壤耕层(0—15 cm)可溶性有机氮相对含量

Fig.2 Effect of long-term fertilization and growth stage of wheat on percent of soil extractable organic N in soil extractable N

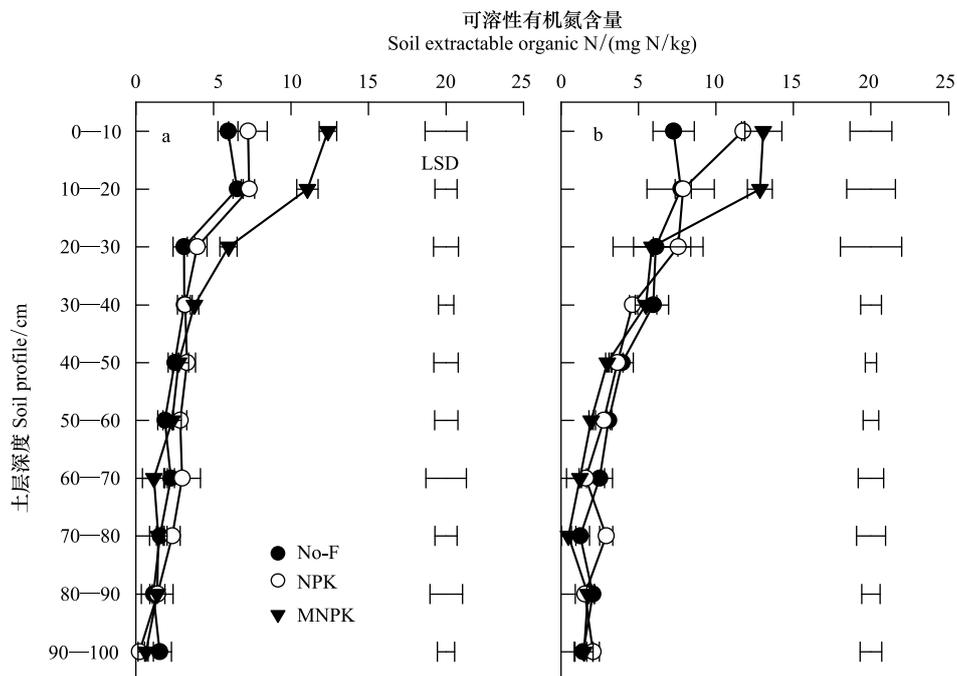


图 3 长期不同施肥土壤不施氮(a)和施氮(b)处理0—100 cm剖面可溶性有机氮含量

Fig.3 Soil extractable organic N content in 0—100 cm layers of soils under long-term different fertilization managements

沙壤土可溶性有机氮含量范围分别为:8—20 和 15—30 kg/hm²。Mcneill 等^[15]的研究中可溶性有机氮占可溶性总氮的比例为 55%—66%。可见,农田土壤中可溶性有机氮含量与矿质态氮含量相当,是农田土壤中一个重要的氮库。

3.2 长期不同施肥对土壤可溶性有机氮的影响

与不施肥土壤相比,长期施用化肥显著提高土壤可溶性有机氮含量。在林地^[16]和草地^[17]中的研究也表明可溶性有机氮含量随化学氮肥投入的增加而增加。可溶性有机氮的增加与植物残体归还土壤数量增加有关^[18]。据估算^[19],长期不施肥处理和长期施用化肥处理每年通过植物残体归还到土壤的有机碳分别为 0.89 Mg C ha⁻¹和 3.75 Mg C ha⁻¹。但Cerný等^[20]发现,长期施用化学氮肥处理土壤 EON 含量显著低于不施肥处

理。结果不同是因为长期施用化肥对土壤中有机碳和全氮影响不同所致。土壤可溶性有机氮含量与土壤有机碳和全氮含量呈显著正相关关系^[21-22]。在该试验中长期施用化肥显著提高土壤有机碳和全氮含量,但在Cerný等^[20]的研究中,由于用作青贮饲料的玉米收获后,仅有极少数的作物残体留在土壤中,从而导致长期施用化学氮肥降低土壤有机碳的含量,进而降低 EON 的含量。可溶性有机氮的增加还可能与施用化学氮肥增加土壤酶活性^[23],改善土壤微生物数量和结构有关^[24]。在本研究中,长期施用化肥土壤较不施肥土壤土壤微生物量氮含量提高了 54%^[25]。

与长期施用化肥相比,长期有机肥配施化肥显著提高土壤 EON 含量以及可溶性有机氮占可溶性总氮的百分比,其他学者也得出相同的结论^[26-27]。增加的可溶性有机氮一方面来源于施入的有机肥^[28],另一方面来源于增加的作物根系脱落物等残体^[18-19]。另外,长期有机无机配施土壤中微生物量氮是施用化肥土壤的 1.3 倍,微生物量的增加也可提高 EON 含量^[25]。

3.3 短期施用氮肥对土壤可溶性有机氮的影响

施入土壤的氮素除被作物吸收、微生物固持和损失外,还有一部分可在生物和非生物因素下转化为可溶性有机氮。在林地酸性土壤中,Dail 等^[29]研究指出,在对照、辐射灭菌和高温灭菌土壤中分别大约有 30%、40%和 55%所加入的硝态氮转化为土壤可溶性有机氮。Compton 等^[30]和 Perakis 等^[31]也得出,硝态氮加入土壤之后,有很大一部分迅速地转化为土壤可溶性有机氮。Davidson 等^[32]研究发现,硝态氮加入土壤之后,在铁锰等化合物的作用下转化为亚硝态氮,而亚硝态氮与土壤有机物结合转化为可溶性有机氮。但其他学者^[33-34]通过试验,并没有发现大量硝态氮向可溶性有机氮的转化。在本研究中,各小麦生长时期各土壤中有 0.5—2.8%的可溶性有机氮来源于当季施用的肥料氮,占当季施入氮肥的 0.5%以下。说明化学氮肥向可溶性有机氮的转化比较缓慢,没有发生快速大量转化的情况。肥料氮在施肥当季转化为土壤可溶性有机氮的机理包括:(1)在肥料氮施入土壤之后,通过土壤微生物的固持与转化,部分肥料氮以可溶性有机氮的形态释放到土壤中^[1];(2)施入的肥料氮可通过作物吸收及其分泌分泌物转化为土壤可溶性有机氮^[35]。

3.4 小麦生长阶段对土壤可溶性有机氮的影响

作物的生长对土壤可溶性有机氮含量有显著的影响^[36]。本研究中,在小麦开花期土壤可溶性有机氮含量和占可溶性有机氮的比例皆为最高。这说明旺盛生长的作物增加土壤可溶性有机氮的含量,其他学者也得出相同的结论^[37-38]。这是因为在旺盛生长阶段,作物根系、根系脱落物和土壤微生物量都较高所致。研究表明,在作物开花期根系脱落物的碳可达根系碳含量的两倍^[39]。一方面,根系的分泌物及脱落物本身含有大量的可溶性有机氮;另一方面,较多的有机碳为土壤微生物提高了大量的能源物质,从而增加了土壤微生物的数量,而微生物数量与土壤可溶性有机氮含量呈显著正相关关系^[20,37]。

3.5 可溶性有机氮在土壤剖面的分布

长期有机肥配施化肥显著提高 0—15 cm 土层可溶性有机氮含量,但对 20 cm 以下土壤可溶性有机氮含量无影响,MNPK 土壤 40—100 cm 剖面中累积的 EON 与 No-F 和 NPK 土壤相当。说明长期有机肥配施化肥仅增加土壤耕层可溶性有机氮含量。但 Dyke 等^[40]指出,与单施化肥相比,施用有机肥使更多的可溶性有机氮淋溶到土壤下层。原因可能与 Dyke 等^[40]的研究中有机肥的施用量更高(每年有机肥提供的氮量为 240 kg/hm²)和试验进行的时间更长(156 年)有关。在种植前未施氮肥处理不同土壤 40—100 cm 累积的可溶性有机氮分别占可溶性总氮的 43%—50%。Madou 等^[41]研究表明,土壤中通过淋溶损失的氮素中土壤可溶性

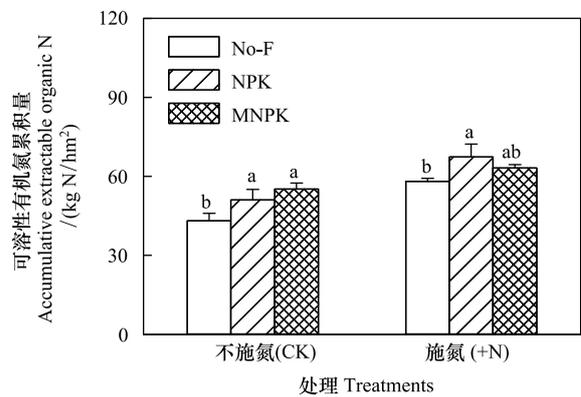


图4 长期不同施肥土壤可溶性有机氮在 0—100 cm 剖面的累积
Fig.4 Accumulative soil extractable organic N in 0—100 cm layers of soils under long-term different fertilization managements

有机氮占 17%—32%,说明可溶性有机氮的淋溶损失是氮素损失的重要途径之一。Van Kessel 等^[7]也报道指出,可溶性有机氮是农田土壤中氮素淋溶损失的重要形态,尤其是在降雨量氮或灌溉地区。因此,在评价农田氮素淋溶损失时,应该考虑可溶性有机氮的损失。

参考文献 (References):

- [1] Haynes R J. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: An overview. *Advances in Agronomy*, 2005, 85: 221-268.
- [2] Hannam K D, Prescott C E. Soluble organic nitrogen in forests and adjacent clearcuts in British Columbia, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 2003, 33(9): 1709-1718.
- [3] Jones D L, Shannon D, V Murphy D, Farrar J. Role of dissolved organic nitrogen (DON) in soil N cycling in grassland soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36(5): 749-756.
- [4] Zhong Z K, Makeschin F. Soluble organic nitrogen in temperate forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 2003, 35(2): 333-338.
- [5] Hart S C, Nason G E, Myrold D D, Perry D A. Dynamics of gross nitrogen transformation in an old-growth forest: the carbon connection. *Ecology*, 1994, 75(4): 880-891.
- [6] 张宏威, 康凌云, 梁斌, 陈清, 李俊良, 严正娟. 长期大量施肥增加设施菜田土壤可溶性有机氮淋溶风险. *农业工程学报*, 2013, 29(21): 99-107.
- [7] Van Kessel C, Clough T, van Groenigen J W. Dissolved organic nitrogen: an overlooked pathway of nitrogen loss from agricultural systems?. *Journal Of Environmental Quality*, 2009, 38(2): 393-401.
- [8] Smolander A, Kitunen V, Mälkönen E. Dissolved soil organic nitrogen and carbon in a Norway spruce stand and an adjacent clear-cut. *Biology and Fertility of Soils*, 2001, 33(3): 190-196.
- [9] Currie W S, Aber J D, McDowell W H, Boone R D, Magill A H. Vertical transport of dissolved organic C and N under long-term N amendments in pine and hardwood forests. *Biogeochemistry*, 1996, 35(3): 471-505.
- [10] McDowell W H, Currie W S, Aber J D, Yano Y. Effects of chronic nitrogen amendments on production of dissolved organic carbon and nitrogen in forest soils. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1998, 105(1/2): 175-182.
- [11] Vestgarden L, Abrahamsen G, Stuanes A O. Soil solution response to nitrogen and magnesium application in a Scots pine forest. *Soil Science Society of America Journal*, 2001, 65(6): 1812-1823.
- [12] Gundersen P, Callesen I, De Vries W. Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environmental Pollution*, 1998, 102(1 S1): 403-407.
- [13] Sebilo M, Mayer B, Grably M, Billiou D, Mariotti A. The use of the 'ammonium diffusion' method for $\delta^{15}\text{N-NH}_4^+$ and $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$ measurements: comparison with other techniques. *Environmental Chemistry*, 2004, 1(2): 99-103.
- [14] Jensen L S, Mueller T, Magid J, Nielsen N E. Temporal variation of C and N mineralization, microbial biomass and extractable organic pools in soil after oilseed rape straw incorporation in the field. *Soil Biology and Biochemistry*, 1997, 29(7): 1043-1055.
- [15] McNeill A M, Sparling G P, Murphy D V, Braunberger P, Fillery I R P. Changes in extractable and microbial C, N, and P in a Western Australian wheatbelt soil following simulated summer rainfall. *Australian Journal of Soil Research*, 1998, 36(5): 841-854.
- [16] Fang Y T, Zhu W X, Gundersen P, Mo J M, Zhou G Y, Yoh M. Large loss of dissolved organic nitrogen from nitrogen-saturated forests in subtropical China. *Ecosystems*, 2009, 12(1): 33-45.
- [17] Dijkstra F A, West J B, Hobbie S E, Reich P B, Trost J. Plant diversity, CO_2 , and N influence inorganic and organic N leaching in grasslands. *Ecology*, 2007, 88(2): 490-500.
- [18] Embacher A, Zsolnay A, Gatterger A, Munch J C. The dynamics of water extractable organic matter (WEOM) in common arable topsoils: II. Influence of mineral and combined mineral and manure fertilization in a Haplic Chernozem. *Geoderma*, 2008, 148(1): 63-69.
- [19] 丛日环. 小麦-玉米轮作体系长期施肥下农田土壤碳氮相互作用关系研究 [D]. 北京: 中国农业科学院, 2012.
- [20] Cerný J, Balík J, Pavlíková D, Zitková M, Šýkora K. The influence of organic and mineral nitrogen fertilizers on microbial biomass nitrogen and extractable organic nitrogen in long-term experiments with maize. *Plant, Soil and Environment*, 2003, 49(12): 560-564.
- [21] Zhong W H, Cai Z C, Zhang H. Effects of long-term application of inorganic fertilizers on biochemical properties of a rice-planting red soil. *Pedosphere*, 2007, 17(4): 419-428.
- [22] 葛体达, 唐东梅, 宋世威, 黄丹枫. 不同园艺生产系统土壤可溶性有机氮差异. *应用生态学报*, 2009, 20(2): 331-336.
- [23] Zak D R, Pregitzer K S, Burton A J, Edwards I P, Kellner H. Microbial responses to a changing environment: implications for the future functioning of terrestrial ecosystems. *Fungal Ecology*, 2011, 4(6): 386-395.

- [24] McDowell W H, Magill A H, Aitkenhead-Peterson J A, Aber J D, Merriam J L, Kaushal S S. Effects of chronic nitrogen amendment on dissolved organic matter and inorganic nitrogen in soil solution. *Forest Ecology and Management*, 2004, 196(1): 29-41.
- [25] Liang B, Yang X Y, Murphy D V, He X H, Zhou J B. Fate of 15 N-labeled fertilizer in soils under dryland agriculture after 19 years of different fertilizations. *Biology and Fertility of Soils*, 2013, 49(8): 977-986.
- [26] Ros G H, Hoffland E, van Kessel C, Temminghoff E J M. Extractable and dissolved soil organic nitrogen-A quantitative assessment. *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, 41(6): 1029-1039.
- [27] 宋震震, 李絮花, 李娟, 林治安, 赵秉强. 有机肥和化肥长期施用对土壤活性有机氮组分及酶活性的影响. *植物营养与肥料学报*, 2014, 20(3): 525-533.
- [28] 赵满兴, 周建斌, 陈竹君, 杨绒. 有机肥中可溶性有机碳、氮含量及其特性. *生态学报*, 2007, 27(1): 297-403.
- [29] Dail D B, Davidson E A, Chorover J. Rapid abiotic transformation of nitrate in an acid forest soil. *Biogeochemistry*, 2001, 54(2): 131-146.
- [30] Compton J E, Boone R D. Soil nitrogen transformations and the role of light fraction organic matter in forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34(7): 933-943.
- [31] Perakis S S, Hedin L O. Fluxes and fates of nitrogen in soil of an unpolluted old-growth temperate forest, southern Chile. *Ecology*, 2001, 82(8): 2245-2260.
- [32] Davidson E A, Chorover J, Dail D B. A mechanism of abiotic immobilization of nitrate in forest ecosystems: the ferrous wheel hypothesis. *Global Change Biology*, 2003, 9(2): 228-236.
- [33] Colman B P, Fierer N, Schimel J P. Abiotic nitrate incorporation, anaerobic microsites, and the ferrous wheel. *Biogeochemistry*, 2008, 91(2/3): 223-227.
- [34] Davidson E A, Dail D B, Chorover J. Iron interference in the quantification of nitrate in soil extracts and its effect on hypothesized abiotic immobilization of nitrate. *Biogeochemistry*, 2008, 90(1): 65-73.
- [35] Zsolnay A. Dissolved organic matter: artefacts, definitions, and functions. *Geoderma*, 2003, 113(3/4): 187-209.
- [36] Murphy D V, Macdonald A J, Stockdale E A, Goulding K W T, Fortune S, Gaunt J L, Poulton P R, Wakefield J A, Webster C P, Wilmer W S. Soluble organic nitrogen in agricultural soils. *Biology and Fertility of Soils*, 2000, 30(5/6): 374-387.
- [37] Liang B, Yang X Y, He X H, Zhou J B. Effects of 17-year fertilization on soil microbial biomass C and N and soluble organic C and N in loessial soil during maize growth. *Biology and Fertility of Soils*, 2011, 47(2): 121-128.
- [38] Murphy D V, Stockdale E A, Poulton P R, Willison T W, Goulding K W T. Seasonal dynamics of carbon and nitrogen pools and fluxes under continuous arable and ley-arable rotations in a temperate environment. *European Journal of Soil Science*, 2007, 58(6): 1410-1424.
- [39] Amos B, Walters D T. Maize root biomass and net rhizodeposited carbon: an analysis of the literature. *Soil Science Society of America Journal*, 2006, 70(5): 1489-1503.
- [40] Dyke G V, George B J, Johnston A E, Poulton P R, Todd A D. The Broadbalk Wheat Experiment 1968—1978: yields and plant nutrients in crops grown continuously and in rotation. // Rothamsted Experimental Station Report for 1982, part 2. Harpenden; Rothamsted Experimental Station, . 1983: 5-44.
- [41] Madou M C, Haynes R J. Soluble organic matter and microbial biomass C and N in soils under pasture and arable management and the leaching of organic C, N and nitrate in a lysimeter study. *Applied Soil Ecology*, 2006, 34(2/3): 160-167.