

不同施肥模式下土壤微量元素变化与转化特征^{*}

宇万太 朱先进 周桦 马强^{**}

(中国科学院沈阳应用生态研究所, 沈阳 110016)

摘要 以长期定位试验为平台,研究不同施肥制度下土壤 Fe、Mn、Zn、Cu、Pb 含量的变化及转化情况。结果表明:施肥对土壤全量微量元素含量没有显著影响,但对元素有效态含量影响显著,施肥导致土壤有效态微量元素含量增加,具体表现为化肥配施循环猪圈肥(NPK+M)处理微量元素有效态最高,单施化肥(NPK)处理次之,循环猪圈肥(M)处理更低,对照(CK)处理最低。各处理土壤微量元素收入均小于支出,不同处理间收支差额 NPK+M<M<CK<NPK,单施化肥加剧土壤微量元素赤字化,养分循环利用可弥补土壤微量元素的损失,减小收支差额。微量元素在迟效库与有效库之间可以相互转化,且受到收支差额和有效态含量变化的影响。

关键词 养分循环; 收支; 微量元素; 迟效库; 有效库; 潮棕壤

中图分类号 S181 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2010)4-0711-06

Dynamic changes of soil trace elements under different fertilization modes. YU Wan-tai, ZHU Xian-jin, ZHOU Hua, MA Qiang (*Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang 110016, China*). *Chinese Journal of Ecology*, 2010, 29(4): 711-716.

Abstract: Taking an 18-year field experiment in the lower reach of Liaohe River Plain as a platform, this paper analyzed the dynamic changes of trace elements in aquatic brown soil under different fertilization modes. Fertilization had little effects on the concentrations of soil total trace elements, but affected the concentrations of soil available trace elements significantly. Treatment NPK+pig manure (M) had the highest concentrations of soil available trace elements, followed by treatments NPK, M, and CK. In all treatments, the budgets of soil trace elements were negative, with the deficit being NPK+M<M<CK<NPK, suggesting that applying chemical fertilizers alone aggravated the deficit, while applying organic manure could mitigate the deficit. The trace elements in test soil could be transformed from available pool to non-available pool and vice versa, depending on the budgets and the concentrations of soil available trace elements.

Key words: nutrient cycling; budget; trace elements; non-available pool; available pool; aquatic brown soil.

土壤中的微量元素是人体微量元素的主要来源,其丰缺对于人类的健康有重要的影响(Senesi *et al.*, 1999),某些微量元素同时也属于重金属元素,其含量过高亦会对人体的健康造成危害(Benke *et al.*, 2008)。

土壤中的微量元素含量受到诸多因素的影响,最主要的影响因素为成土母质,此外,气候(万洪富和钟继洪, 1998)、地形(董杰等, 2006)、人类活动

(王祖伟等, 2002; 李德成等, 2003; Adeli *et al.*, 2007)等也是影响土壤中微量元素含量的重要因素。然而,对于人类活动对土壤微量元素的影响,前人的研究或集中在对土壤中有效态微量元素含量的影响上(Shuman, 1988; 张敏蓉和裴雪霞, 2002; 魏孝荣等, 2005),或集中于设施耕作对土壤微量元素的影响(李德成等, 2003; 王国梁等, 2006),就长期施肥对土壤微量元素含量的影响却少有报道,对微量元素在土壤中有效库与全量库之间的转化更是少有问津。

本文以 1 组不同施肥模式长期定位试验为平台,对不同模式下土壤中微量元素的含量变化及其

^{*} 中国科学院知识创新项目(KZCX2-YW-407)、国家科技支撑计划课题(2008BADATB08, 2007BAD89B02)和沈阳环境工程重点实验室基金资助项目(ERCERR08014)。

^{**} 通讯作者 E-mail: qma@iae.ac.cn

收稿日期: 2009-09-03 接受日期: 2010-01-11

动态平衡和转化情况进行系统研究,以期了解不同施肥方式对土壤微量元素的影响,为指导农田合理施肥提供理论依据。

1 研究地区与研究方法

1.1 自然概况

田间试验在中国科学院沈阳生态实验站(41°32'N,122°23'E)进行,该站处于下辽河平原中部偏东,属暖温带半湿润大陆性季风气候,雨热同季。年平均温度 7℃~8℃,≥10℃活动积温为 3300℃~3400℃,年太阳总辐射量为 5410~5600 MJ·m⁻²,无霜期 147~168 d。年降雨量平均 600~700 mm。

试验地土壤为潮棕壤,试验开始时,土壤有机质 20.9 g·kg⁻¹,全 N 1.13 g·kg⁻¹,全 P 0.44 g·kg⁻¹,全 K 16.4 g·kg⁻¹,速效 P 10.6 mg·kg⁻¹,速效 K 88.0 mg·kg⁻¹,pH 为 6.5,主要微量元素含量见表 1。

1.2 研究方法

1.2.1 试验设计 田间试验:试验开始于 1990 年,共设 12 个处理,根据本研究需要,选取其中 4 个处理:Ⅰ. 不施肥(CK);Ⅱ. 循环猪圈肥(M),每年收获籽实的 80%喂猪,大豆秸秆全部和玉米秸秆的一半经粉碎后掺土垫圈(1999 年以后不再掺土),翌年春季猪圈肥循环返回本处理,因此,本处理自 1991 年春起每年施用猪圈肥;Ⅶ. 化肥(NPK),氮肥用量 150 kg N·hm⁻²,磷肥用量 25 kg P·hm⁻²,K 肥用量 60 kg K·hm⁻²,施肥品种分别为尿素、重过磷酸钙和硫酸钾;Ⅷ化肥 NPK+循环猪圈肥(NPK+M),NPK 用量同Ⅶ,循环操作同Ⅱ。

试验设 3 次重复,即 3 个小区,小区面积为 162 m²,分别种植大豆-玉米-玉米,并依次轮作;40%氮肥和全部的磷肥、钾肥和有机肥以基肥形式施入,60%氮肥在玉米拔节期追施。

本试验中的有机肥料量来源于作物的生物学产

表 1 试验初始土壤微量元素含量(mg·kg⁻¹)
Tab.1 Initial concentrations of trace elements in soil of the trial

微量元素	全量	有效态
Fe	26459	48.60
Mn	569.40	17.79
Zn	49.48	0.74
Cu	24.83	2.04
Pb	22.53	4.36

量,循环回田的有机养分量与本处理作物吸收的养分量密切相关,是完成了“施肥-作物吸收-喂饲-堆腐-制成堆肥-回田”这一循环过程(宇万太等,2007)。

1.2.2 样品采集 每年播种前采集化肥样品和循环猪圈肥样品,以测定化肥和有机肥中微量元素含量。

每年收获季节,采用 S 形布点于每个小区随机采集 0~20 cm 土层土壤样品,样品过 2 mm 筛后风干贮存于干燥处待测;采用 S 形布点于每个小区随机采集玉米 8 株或大豆 20 株作为一个样品,将样品分为籽实和秸秆(除籽实以外的所有地上收获部分混合)两部分,经烘干粉碎后,分别混匀取样,以测定植物中微量元素含量。

1.2.3 样品分析 土壤全量微量元素采用 HNO₃+HClO₄+HF 消煮,ICP-AES(Optima 3000)测定;土壤有效态微量元素采用 0.05 mol·L⁻¹DTPA 浸提剂浸提,ICP-AES(Optima 3000)测定;作物微量元素用 HNO₃-HClO₄ 消解,ICP-AES(Optima 3000)测定;循环猪圈肥中微量元素用 HNO₃-HClO₄ 消解,ICP-AES(Optima 3000)测定;化肥中微量元素用 HCl 消解,ICP-AES(Optima 3000)测定;土壤全氮与全碳用元素分析仪(Vario EL III,Germany)测定;全磷用无水碳酸钠熔融法-钼锑抗比色法测定;全钾用氢氧化钠熔融-火焰光度计法测定;速效磷用 0.5 mol·L⁻¹NaHCO₃-钼锑抗比色法测定;pH 用 pH 计测定,水:土=2.5:1;所有测定方法均来自鲁如坤(2000)。

1.3 数据处理

试验结果中所有数据处理均由 Excel 2003 完成,方差分析由 SAS 8.2 中 ANOVA 程序完成,均值比较采用 SAS 8.2 中 LSD 方法。

2 结果与分析

2.1 土壤微量元素含量现状

2.1.1 土壤全量微量元素含量 从表 2 可以看出,2007 年土壤全量微量元素含量在各处理间没有显著性差异(P>0.05),说明试验进行 18 年后,施肥差异并未引起土壤全量微量元素含量显著变化,这主要源于作物对于微量元素的移出较少,土壤微量元素库相对于作物移出量足够庞大。

与我国《土壤环境质量标准[GB 15618-1995]》中重金属元素含量的一级标准(Zn≤100 mg·kg⁻¹,Cu≤35 mg·kg⁻¹,Pb≤35 mg·kg⁻¹)(国家环境保

表 2 2007 年不同施肥处理下土壤全量微量元素含量 (mg · kg⁻¹)

Tab.2 Concentrations of total trace elements in soil under different fertilizations in 2007

处理	Fe	Mn	Zn	Cu	Pb
CK	26039 a	555.8 a	54.48 a	21.78 a	24.31 a
M	26444 a	598.5 a	54.97 a	22.00 a	24.33 a
NPK	26310 a	591.1 a	54.80 a	21.94 a	23.69 a
NPK+M	27154 a	619.4 a	57.84 a	22.63 a	25.13 a
平均	26587	591.2	55.53	22.09	24.36
变异系数 (%)	1.44	4.48	2.81	1.69	2.42

同列小写字母相同表示处理间含量无差异显著 ($P<0.05$),下同。

护局,1995)相比,该地所测 Zn、Cu、Pb 的含量均低于一级标准,更低于维持人体健康要求的二级标准,因而尚未对农田造成污染。对于 Fe、Mn 而言,与当地背景值(中国环境监测总站,1990)相比,其比值分别为 0.92 和 1.05 mg · kg⁻¹,说明该地区土壤的 Fe、Mn 含量也未对土壤构成污染威胁。

2.1.2 土壤中有有效态微量元素含量 从表 3 可以看出,长期施肥对于土壤有效态微量元素有显著的影响。NPK+M 处理各微量元素的含量均显著高于其他 3 个处理 ($P<0.05$),而 CK 处理中除 Pb 外,其他微量元素的含量显著低于施肥处理 ($P<0.05$),表明施肥可显著提高土壤中微量元素的有效性,尤其是化肥与有机肥配施处理,除可补充部分微量元素外,还可能引起了土壤理化性质变化,造成微量元素有效性增强。

根据《中国农业年鉴》(1994),土壤有效态微量元素的缺乏临界值为: Mn<5 mg · kg⁻¹, Cu<0.2 mg · kg⁻¹, Zn<0.5 mg · kg⁻¹(万洪富和钟继洪,1998),各处理目前均未表现出微量元素的缺乏,但对照处理中有效态 Zn 含量已经濒临临界值,故对该地区长期掠夺经营下的农田,应该加强对土壤 Zn 的监测,以避免土壤 Zn 的缺乏。

2.2 土壤微量元素收支

农田微量元素的输入途径包括施肥、干湿沉降和灌溉等,下辽河平原旱地作物栽培主要是雨养农

表 3 2007 年不同施肥模式下土壤有效态微量元素含量 (mg · kg⁻¹)

Tab.3 Concentrations of available trace elements in soil under different fertilizations in 2007

处理	Fe	Mn	Zn	Cu	Pb
CK	35.98 d	13.81 c	0.71 c	1.80 c	3.37 c
M	47.04 c	31.69 b	1.33 b	2.25 b	3.58 c
NPK	70.98 b	34.50 b	1.45 b	4.64 a	4.54 b
NPK+M	86.16 a	42.50 a	1.75 a	4.76 a	5.31 a

业,没有灌溉,因此,通过灌溉输入的微量元素可视为零。由于仪器设备的限制,未能测定干湿沉降中的微量元素,此处所指的输入主要是指通过化肥和堆肥输入的微量元素量。

作物收获时植株体内微量元素随收获物一起被移出农田,视为作物收获微量元素移出量。施肥改变了农产品中微量养分的含量,同时提高了作物产量,故可显著提高农田土壤因作物收获而带走的养分量 ($P<0.05$)。本试验中,在最佳施肥条件下 (NPK+M 处理),年均微量养分移出量接近不施肥处理的 1.5~2.0 倍。

从表 4 可以看出,试验前后土壤微量元素的收入<支出,不同处理间的收支差额表现为 NPK+M<M<CK<NPK,且差异显著 ($P<0.05$)。

18 年中,土壤微量元素的最大亏损出现在 NPK 处理上,这源自两个方面的影响,首先,单施化肥导致作物产量显著升高,从而使因作物收获移出的微量元素增多;同时,化肥输入的微量元素较少,无法弥补因产量增加所增加的微量元素输出。该处理 18 年中,土壤 Fe 净亏损 17687 g · hm⁻²,可使土壤中的 Fe 降低 7.37 mg · kg⁻¹,但相对于土壤中的 Fe 含量 (26459 mg · kg⁻¹),其减小量微乎其微,远小于

表 4 试验前后不同施肥制度下土壤微量元素收支平衡 (g · hm⁻²)

Tab.4 Budgets of trace elements in soil under different treatments from 1990 to 2007

元素	处理	收入	支出	平衡	施肥引起的收支平衡
Fe	CK	0.0	14683	-14683 b	-
	M	8618	17478	-8860 a	5823 a
	NPK	2233	19920	-17687 c	-3004 c
	NPK+M	14517	22212	-7695 a	6988 a
Mn	CK	0.0	2361	-2361 b	-
	M	1328	3232	-1904 ab	456.9 b
	NPK	420	3991	-3571 c	-1210 c
	NPK+M	3059	4701	-1641 a	719.4 a
Zn	CK	0.0	3613	-3613 b	-
	M	2002	4106	-2104 a	1509 a
	NPK	142.8	4460	-4317 c	-704.0 b
	NPK+M	2963	4813	-1850 a	1763 a
Cu	CK	0.0	631.5	-631.5 b	-
	M	329.8	795.8	-466.0 ab	165.5 a
	NPK	81.8	913.7	-832.0 c	-200.5 b
	NPK+M	660.5	1031	-370.7 a	260.8 a
Pb	CK	0.0	227.2	-227.2 b	-
	M	158.0	288.7	-130.6 a	96.58 a
	NPK	24.3	357.0	-332.7 c	-105.5 b
	NPK+M	255.2	386.5	-131.2 a	95.96 a

实验误差造成的土壤 Fe 含量的变化;同样该处理 18 年中, Mn、Zn、Cu、Pb 的净亏损分别为 3571、4317、832.0 和 332.7 $\text{g} \cdot \text{hm}^{-2}$,可使土壤中对对应元素的含量分别降低 1.49、1.80、0.35 和 0.14 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,土壤微量元素含量的减小量占土壤中相应元素本底含量的比例很小;如果按照这个速度发展,需要数百年甚至上千年才可能使土壤中的微量元素含量降低到当地本底水平的 1/2,其中,Zn 所需年份最少。而循环有机肥的施入会减小各微量养分收支差额,若将对照处理自身的养分收支变化考虑在内,即利用对照处理的数据与施肥处理的数据及养分输入数据进行对比,可以计算出因施肥引起的收支平衡,结果表明,有机肥可弥补因施肥增产而增加的微量养分输出,使因施肥引起的养分收支平衡为正,单施化肥增加了作物产量,但无法弥补。因此,多移出的微量养分,减少了土壤微量元素库的储量,这也解释了缘何单施化肥处理的微量元素收支差额最大。对照处理各元素的收支差额均为负值,源于作物从土壤中吸取微量元素,而没有人有补充。对比 CK 处理试验前后的数据可以看到,全量 Fe、Mn 和 Cu 含量减少,与收支结果相符,而 Zn、Pb 的浓度表现出一定的上升,Zn 浓度上升可能主要源于大气沉降,Zn 的沉降速率较高(刘素美等,1991);同时,该试验地距公路较近,土壤中 Pb 的增加或许源自公路灰尘的输入,尤其是汽车尾气中的 Pb 含量较高。

2.3 微量元素转化

如上所述,施肥处理对土壤全量微量元素影响甚微,而对有效态土壤微量元素含量影响较大,故我们就不同施肥处理下土壤中微量元素的转化进行探讨。根据农田微量元素的收支差额及有效态微量元素的含量变化,可得出土壤微量元素在迟效库与有效库间转化的情况(表 5)。其中,有效库的变化是根据有效态微量元素浓度的变化量与土壤容重的乘积计算而得,而迟效库的变化是利用有效库的变化和收支差额进行计算而得,迟效库浓度变化是利用迟效库的变化量与土壤容重计算而得。

从表 5 可以看出,CK 处理的有效 Fe、Mn 和 Pb 在 18 年中向迟效库转移了一定量的微量养分,但其他处理微量元素均不同程度的从迟效库向有效库转化,弥补有效态微量元素因作物吸收移出而造成的损失,进而导致土壤有效态微量元素含量的变化与作物收支差额没有显著的相关关系($P>0.05$)。

表 5 不同施肥处理下土壤微量元素转化
Tab. 5 Transformations of trace elements in soil under different fertilizations

元素	处理	收支差额 ($\text{g} \cdot \text{hm}^{-2}$)	速效库变化		迟效库变化	
			含量 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	有效库 ($\text{g} \cdot \text{hm}^{-2}$)	含量 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	迟效库 ($\text{g} \cdot \text{hm}^{-2}$)
Fe	CK	-14683	-12.62	-30288	6.50	15605
	M	-8860	-1.56	-3744	-2.13	-5116
	NPK	-17687	22.38	53712	-29.75	-71399
	NPK+M	-7695	37.56	90144	-40.77	-97839
Mn	CK	-2361	-3.98	-9552	3.00	7191
	M	-1904	13.90	33360	-14.69	-35264
	NPK	-3571	16.71	40104	-18.20	-43675
	NPK+M	-1641	24.71	59304	-25.39	-60945
Zn	CK	-3613	-0.03	-72	-1.48	-3541
	M	-2104	0.59	1416	-1.47	-3520
	NPK	-4317	0.71	1704	-2.51	-6021
	NPK+M	-1850	1.01	2424	-1.78	-4274
Cu	CK	-631.5	-0.24	-576	-0.02	-55
	M	-466.0	0.21	504	-0.40	-970
	NPK	-832.0	2.60	6240	-2.95	-7072
	NPK+M	-370.7	2.72	6528	-2.87	-6899
Pb	CK	-227.2	-0.99	-2376	0.90	2149
	M	-130.6	-0.78	-1872	0.73	1741
	NPK	-332.7	0.18	432	-0.32	-765
	NPK+M	-131.2	0.95	2280	-1.00	-2411

迟效库指土壤库的收支差额与有效库变化量的差值。

以 Zn 为例,阐述土壤微量元素有效库和迟效库之间的相互转化。对于对照处理,18 年来,作物移出引起 Zn 的赤字为 3613 $\text{g} \cdot \text{hm}^{-2}$,可导致土壤有效 Zn 含量下降 1.51 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,但实际情况是,土壤有效 Zn 仅减少了 0.03 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,相当于减少 72 $\text{g} \cdot \text{hm}^{-2}$,其余的 Zn 均来自迟效库,导致土壤迟效库 Zn 含量下降 1.48 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$;对于 NPK 处理而言,18 年由于作物移出引起 Zn 的赤字为 4317 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,可导致土壤有效 Zn 含量降低 1.80 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,但实际土壤有效 Zn 含量不仅没有减少,反而增加了 0.71 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,所有赤字移出的 Zn 和有效库增加的 Zn 均来自土壤迟效库。

对于对照处理下,Fe、Mn 含量在迟效库中增加,而土壤全量和有效态 Fe 和 Mn 均减少,说明有效态 Fe、Mn 在对照处理下可能发生了淋失等途径的损失,这主要是由于试验开始时土壤中的有效态 Fe 和 Mn 的含量过高而引起的,而对照处理下有效态 Cu、Zn、Pb 在被植物吸收的同时,相应全量元素会对其进行补充,表现为迟效库的降低。

通过以上的分析可以推定,土壤有效库和迟效库之间存在复杂的动态平衡,当土壤有效库含量发

生明显变化时,土壤迟效库中的微量元素就会向有效库转移,补充土壤有效库的损失,所以土壤有效库微量养分的变化是迟效库和作物吸收移出共同作用的结果。

3 讨论

土壤全量微量元素主要受到成土母质的影响(万洪富和钟继洪,1998;Tume *et al.*,2008),虽然有研究表明,人类活动会对土壤全量微量元素的含量产生影响,但之前的研究或以保护地为载体(李德成等,2003),或关注污水灌溉(王祖伟等,2007)或废弃物回田(Tazisong *et al.*,2005;Adeli *et al.*,2007;Brun *et al.*,2008),实验条件较为极端。众所周知,保护地以大量投入肥料尤其是有机肥为特点,而在当前集约化养殖条件下,饲料添加剂的大量使用导致有机肥中微量元素含量普遍较高,大量微量元素通过有机肥输入到保护地,进而影响到土壤全量微量元素的含量;污水灌溉或废弃物还田也能使微量元素的输入大量增加,导致土壤全量微量元素的变化。本试验以正常的农事活动为前提,外源输入土壤的微量元素量较少,故各处理中土壤全量微量元素未发生显著变化,说明在正常的大田耕作中,土壤全量微量元素含量在短期内不会发生显著变化。

理论上,通过土壤微量元素的收支计算也可以看出,长期耕作需要上百年的时间才会使土壤全量微量元素含量降低至其本底水平的1/2;实际上,理论结果还未将干湿沉降对于土壤微量元素的影响考虑在内。研究表明,大气沉降是土壤微量元素的重要补充(Azimi *et al.*,2004;Ali-Khodja *et al.*,2008),且大气沉降中Zn的沉降速率较大(刘素美等,1991;Gray *et al.*,2003;Fang *et al.*,2008),对试验前后土壤各微量元素含量进行成对样本 t 检验,结果表明,试验前后Fe、Mn、Cu、Pb含量没有显著性差异($P>0.05$),而试验前的Zn含量显著低于2007年的值($P<0.05$),表明各个处理的Zn在试验过程中均有所增加。因为各处理施肥量显著不同,但各处理Zn含量却均增加,表明土壤中Zn的增加不完全是由施肥输入Zn而引起的,大气的干湿沉降对其有显著影响。研究表明,大气干湿沉降所输入的微量元素的量可占到总输入的20%~80%(Nicholson *et al.*,2006),且Zn的沉降速率显著大于其他元素(刘素美等,1991)。可见,要使土壤中的微量元素含量降低到当地本底水平的1/2,可能需要比理论年份

更长的时间。因而,可以认为,农事活动对于土壤全量微量元素的影响微乎其微,也证实了前文所述的结论,即不同施肥处理间土壤全量微量元素没有显著差异。

土壤全量微量元素虽未受到施肥处理的影响,有效态微量元素含量却对施肥处理反应灵敏,18年来,NPK与NPK+M处理土壤受施肥影响有效库微量元素呈上升趋势。这是因为施用化肥可使土壤酸化,导致pH值降低,施用有机肥可以提高土壤的有机质含量,而土壤微量元素的有效性随着pH值的降低而升高(Gibbs *et al.*,2006),随着土壤有机质含量的增加而升高(Shuman,1988;Angelone *et al.*,1993),这就造成施化肥的NPK处理土壤微量元素有效库均有所升高,而有机无机配施的NPK+M处理,其有效态微量元素含量进一步提高;同时,试验过程中,微量元素在速效库与迟效库之间存在着动态的平衡过程,有效态微量元素在被植物消耗的过程中也会从迟效库中得以补充。而对照处理土壤未受施肥影响,微量元素迟效库向有效库的转化速率较慢,故其微量元素有效库呈降低趋势。

不同处理微量元素从迟效库向有效库的转化量不同,这是因为,微量元素在速效库与迟效库之间存在一个动态平衡,这一过程与土壤的理化性质密切相关。当施肥影响土壤理化性质时,土壤有效态微量元素含量受其影响发生改变,使有效态微量元素含量与土壤理化性质相呼应,微量元素在速效库与迟效库间的转化量是在有效态含量变化与收支差额的共同影响下而产生的。当土壤中有有效态微量元素因收支赤字较大或有效态含量改变较多时,迟效库中的微量元素通过复杂的化学过程补充微量元素的损失,使得有效态微量元素含量与全量含量间达到其所在理化条件下的平衡,故相应处理迟效库中微量元素的转化量较大;而当微量元素的收支差额较小时,迟效库往有效库转化的量也相应的有所降低。

4 结论

施肥对土壤全量微量元素含量没有显著影响,但显著影响土壤有效态微量元素的含量,施肥导致土壤有效态微量元素含量增加,在2007年,土壤有效态微量元素的含量表现出化肥与循环猪圈肥配施的处理(NPK+M)最高,单施化肥处理(NPK)次之,循环猪圈肥处理(M)更低,对照处理(CK)最低。

各处理土壤微量元素收入小于支出,不同处理

间收支差额 $\text{NPK}+\text{M}<\text{CK}<\text{NPK}$, 单施化肥加剧土壤微量元素赤字化, 养分循环利用可弥补土壤微量元素的损失, 减小收支差额。

微量元素在迟效库和速效库之间可以相互转化, 且在二者之间存在动态平衡, 转移量与收支差额和有效态含量变化有关。

参考文献

董杰, 杨达源, 周彬, 等. 2006. 三峡库区紫色土微量元素含量的变化. *地理科学*, **26**(5): 592–596.

国家环境保护局. 1995. 土壤环境质量标准. GB 15618-1995, 北京: 国家标准出版社.

李德成, 花建明, 李忠佩, 等. 2003. 不同利用年限蔬菜大棚土壤中微量元素含量的演变. *土壤*, **35**(6): 495–499.

刘素美, 黄薇文. 1991. 青岛地区大气沉降物的化学成分研究. I. 微量元素. *海洋环境科学*, **10**(4): 21–28.

鲁如坤. 2000. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社.

万洪富, 钟继洪. 1998. 中国土壤微量元素肥力及其管理//沈善敏. 中国土壤肥力. 北京: 中国农业出版社.

王国梁, 周生路, 赵其国, 等. 2006. 菜地土壤剖面上重金属元素含量随时间的变化规律研究. *农业工程学报*, **22**(1): 79–84.

王祖伟, 李宗梅, 王景刚, 等. 2007. 天津污灌区土壤重金属含量与理化性质对小麦吸收重金属的影响. *农业环境科学学报*, **26**(4): 1406–1410.

王祖伟, 徐利森, 张文具. 2002. 土壤微量元素与人类活动强度的对应关系. *土壤通报*, **33**(4): 303–305.

魏孝荣, 郝明德, 邵明安. 2005. 黄土高原旱地长期种植作物对土壤微量元素形态和有效性的影响. *生态学报*, **25**(12): 3196–3203.

宇万太, 姜子绍, 沈善敏, 等. 2007. 不同施肥制度下潮棕壤钾素肥力变化和土壤缺钾指标. *应用生态学报*, **18**(10): 2239–2244.

张敏蓉, 裴雪霞. 2002. 钾、锌、锰配施对土壤有效养分含量的影响研究. *河南职业技术学院学报*, **32**(4): 23–24.

中国环境监测总站. 1990. 中国土壤元素背景值. 北京: 中国环境科学出版社.

中国农业年鉴. 1994. 北京: 中国农业出版社.

Adeli A, Sistani KR, Tewolde H, *et al.* 2007. Broiler litter application effects on selected trace elements under conventional and no-till systems. *Soil Science*, **172**: 349–365.

Ali-Khodja H, Belaala A, Demmane-Debbih W, *et al.* 2008. Air quality and deposition of trace elements in Didouche Mourad, Algeria. *Environmental Monitoring and Assessment*, **138**: 219–231.

Angelone M, Vaselli O, Bini C, *et al.* 1993. Pedogeochemical evolution and trace-elements availability to plants in Ophiolitic soils. *Science of the Total Environment*, **129**: 291–309.

Azimi S, Cambier P, Lecuyer I, *et al.* 2004. Heavy metal determination in atmospheric deposition and other fluxes in northern France agrosystems. *Water, Air, and Soil Pollution*, **157**: 295–313.

Benke MB, Indraratne SR, Hao XY, *et al.* 2008. Trace element changes in soil after long-term cattle manure applications. *Journal of Environmental Quality*, **37**: 798–807.

Brun CB, Astrom ME, Peltola P, *et al.* 2008. Trends in major and trace elements in decomposing needle litters during a long-term experiment in Swedish forests. *Plant and Soil*, **306**: 199–210.

Fang GC, Wu YS, Chang TH. 2008. Atmospheric dry deposition fluxes of metallic pollutants in Asia during 1997–2006. *Environmental Forensics*, **9**: 15–21.

Gibbs PA, Chambers BJ, Chaudri AM, *et al.* 2006. Initial results from a long-term, multi-site field study of the effects on soil fertility and microbial activity of sludge cakes containing heavy metals. *Soil Use and Management*, **22**: 11–21.

Gray CW, McLarena RG, Roberts AHC. 2003. Atmospheric accessions of heavy metals to some New Zealand pastoral soils. *Science of the Total Environment*, **305**: 105–115.

Nicholson FA, Smith SR, Alloway BJ, *et al.* 2006. Quantifying heavy metal inputs to agricultural soils in England and Wales. *Water and Environment Journal*, **20**: 87–95.

Senesi GS, Baldassarre G, Senesi N, *et al.* 1999. Trace element inputs into soils by anthropogenic activities and implications for human health. *Chemosphere*, **39**: 343–377.

Shuman LM. 1988. Effect of phosphorus level on extractable micronutrients and their distribution among soil fractions. *Soil Science Society of America Journal*, **52**: 136–141.

Tazisong IA, Senwo ZN, Taylor RW. 2005. Trends in trace elements in an ultisol impacted by long-term applied broiler litter. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **75**: 975–981.

Tume P, Bech J, Tume L, *et al.* 2008. Concentrations and distributions of Ba, Cr, Sr, V, Al and Fe in Torrelles soil profiles (Catalonia, Spain). *Journal of Geochemical Exploration*, **96**: 94–105.

作者简介 宇万太, 男, 1964年生, 研究员. 长期从事农业生态与土壤生态养分循环方面研究, 发表论文 80 余篇.

E-mail: wtyu@iae.ac.cn

责任编辑 王伟