

磷酸二氢钙和氯化钾对乌栅土氮素淋失的影响

李寿田, 周健民, 王火焰, 杜昌文, 陈小琴

(中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008, E-mail: shtli@issas.ac.cn)

摘要: 利用土柱淋洗, 研究了 N、P、K 共施对太湖乌栅土氮素 (Urea-N 、 NH_4^+-N 和 NO_3^--N) 淋失的影响. 结果表明, 在不施尿素的条件下, N 的淋失以 NO_3^--N 为主, 占淋失总氮 (Urea-N 、 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 之和) 的 93.39%. 施加尿素后, Urea-N 、 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 的淋失量明显增加, 三者占淋失 N 的比例分别为 3.95%、15.25% 和 80.80%, 占施入 N 的比例分别为 0.26%、0.80% 和 2.54%. $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 或 KCl 均可显著增加 3 种形态 N 的淋失, 使 3 种形态 N 占淋失 TN 的比例分别为 4.54%、24.11%、71.35% 和 3.45%、24.53%、72.02%, 占施入 N 的比例分别为 0.39%、1.86%、3.34% 和 0.32%、2.12%、4.06%. $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 和 KCl 共施对 N 素淋失存在着一定的交互作用, 使 3 种形态 N 占淋失 TN 的比例分别达到 4.10%、27.35% 和 68.55%, 占施入 N 的比例分别为 0.42%、2.60% 和 4.26%. 不同形态 N 淋失的先后顺序为: $\text{Urea-N} > \text{NH}_4^+-\text{N} > \text{NO}_3^--\text{N}$, 而淋失总量的顺序为: $\text{Urea-N} < \text{NH}_4^+-\text{N} < \text{NO}_3^--\text{N}$.

关键词: 淋失; 氮; $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$; KCl; 尿素

中图分类号: X131.3 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2004)03-0125-07

Effect of Monocalcium Phosphate and Potassium Chloride on Nitrogen Leaching in Paddy Soil

LI Shou-tian, ZHOU Jian-min, WANG Huo-yan, DU Chang-wen, CHEN Xiao-qin

(Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China E-mail: shtli@issas.ac.cn)

Abstract: In this article, influence of monocalcium phosphate and potassium chloride application on nitrogen leaching in paddy soil of Taihu region was studied by soil column leaching. The results showed that nitrate nitrogen was the main component of nitrogen leaching without urea application which accounts for 93.39 percent of total nitrogen leaching (including urea, ammonium, and nitrate nitrogen). Amounts of urea, ammonium, and nitrate nitrogen in leachates increased significantly after urea application which account for 3.95, 15.25, and 80.80 percent of total nitrogen leaching respectively and for 0.26, 0.80, and 2.54 percent of applied nitrogen respectively. Amounts of urea, ammonium, and nitrate nitrogen in leachates were enhanced prominently by monocalcium phosphate or potassium chloride which are 4.54, 24.11, 71.34, and 3.45, 24.53, 72.02 percent of total nitrogen leaching respectively, and which are 0.39, 1.86, 3.34, and 0.32, 2.12, 4.06 percent of applied nitrogen separately. There is interactive influence on nitrogen leaching after application of monocalcium phosphate and potassium chloride together, and amounts of urea, ammonium, and nitrate nitrogen were 4.10, 27.35, and 68.55 percent of total nitrogen leaching, and 0.42, 2.60, and 4.26 percent of total applied nitrogen respectively. The leaching order of different form nitrogen followed as urea N > ammonium N > nitrate N, and leaching amounts of different form nitrogen followed as urea N < ammonium N < nitrate N.

Key words: leaching; nitrogen; monocalcium phosphate; potassium chloride; urea

随着肥料的大量施用, 由不合理施用肥料所造成的环境问题也逐渐显现出来, 特别是水体富营养化、臭氧层的破坏等. 太湖地区是我国化肥施用量最大的地区之一, 由于高度集约化种植模式的存在, 使该地区肥料的用量和种类比以前大大增加. 近年来, 太湖水质出现了严重劣变, 特别是日益严重的水体富营养化, 严重影响了太湖作为饮用、观赏、调节生态平衡等功能的发挥. 研究指出, 太湖水域环境的变化与氮肥施用和流失有着密切的关系^[1]. 前人对氮素淋失的研究主要为单一氮肥, 而对不同肥料 (N、P、K 肥) 共施对氮素淋失的研究未见报道.

本研究根据太湖地区施肥模式的转变以及太湖水质变劣的事实, 利用土柱淋洗, 模拟肥料用量增加

和施肥种类增多的现象, 研究了在 N、P、K 肥料共施的条件下氮素的淋失, 为自然条件下 N、P、K 肥料共施对氮肥的植物有效性和环境影响的研究提供一些理论依据.

1 材料和方法

1.1 材料

实验所用土壤为常熟乌栅土. 土壤采自耕层 (0 ~ 15 cm), 土壤采后放在实验室内自然风干. 土壤的

收稿日期: 2003-06-29; 修订日期: 2003-08-18

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (NSFC40071051); 国家 973 项目 (G1999011802)

作者简介: 李寿田 (1973 ~), 男, 安徽六安人, 博士生, 研究方向主要为土壤肥料与环境以及设施农业相关技术.

基本性状见表 1.

表 1 土壤的基本性状

Table 1 Fundamental properties of paddy soil					
pH	CaCO ₃	CEC	有机质	全 N	碱解 N
(H ₂ O 1:2.5)	/ mg·kg ⁻¹	/ cmol·kg ⁻¹	/ %	/ mg·kg ⁻¹	/ mg·kg ⁻¹
6.98	10.87	18.56	3.91	2130	126

1.2 方法

称取 1500g 过 20 目的土壤,装入内径 10cm,高 26cm 的聚乙烯圆柱型管中,并将之压缩至 15cm 高,使土壤容重达到 1.27g·cm⁻³.在装土之前,先在聚乙烯圆管底部放置一层 100 目的尼龙网(直径与圆柱的内径一致).在土层上面放一层 100 目的直径为 10cm 的尼龙网,再在上面放 2 层滤纸以消除水对土壤的扰动,然后用蠕动泵将 800 mL 蒸馏水以 1 mL·min⁻¹ 的速度泵入土柱中,使土柱中的土壤充分被水饱和.然后静置 24h,将土壤中多余的水分淋干.

称取 100g 土壤,按对照(不加任何肥料)、尿素 U(N 为 400 mg·kg⁻¹)、UP(P 为 175 mg·kg⁻¹)、UK(K 为 332 mg·kg⁻¹)、UPK 的实验处理将肥料(过 60 目)与 100g 土壤充分混合(N:P₂O₅:K₂O=1:0.4:0.5),其中,P 以 Ca(H₂PO₄)₂ 形式施入,而 K 则以 KCl 形式施入.将放在上层的滤纸揭去,把 100g 土壤倒入,压实,再在上面放一层尼龙网,将 2 层滤纸放在上面以减少水对土壤的扰动.然后用蠕动泵以 1 mL·min⁻¹ 的速度将 325 mL 蒸馏水泵入土柱中,进行第 1 次淋洗,淋洗液收集后以称重法确定其体积.5d 后用 250 mL 蒸馏水进行第 2 次淋洗,以后每隔 5d 以 250 mL 蒸馏水淋洗 1 次,并对每次收集的淋洗液用称重法确定其体积.总共进行 14 次淋洗,所用蒸馏水的总体积为 3 575 mL,相当于 455.4 mm 的地面降雨量,占当地降雨量的 38%(太湖地区年降

雨量以 1 200 mm 计).整个实验培养均在 25℃ 的条件下进行,与当地作物生长季节温度 24℃ 左右相差不大.

对淋洗液的 Urea-N、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 进行测定.其中,淋洗液中 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 在测定前用无磷活性炭对淋洗液进行过滤,然后用 NPK 自动分析仪进行测定,而 Urea-N 用修定后的二乙酰一肟比色法进行测定^[2,3].3 种形态 N 的测定值与淋洗液体积的乘积即为淋洗液中 3 种形态 N 的淋失量.

在本实验中,每个处理均重复 3 次,并通过 SPSS11.0 统计软件对处理间的数据进行 LSD 差异显著性分析.

2 结果与分析

2.1 淋洗液中 Urea-N 的变化

图 1 所示为尿素处理土柱淋洗液中 Urea-N 的变化及其受 Ca(H₂PO₄)₂ 和 KCl 的影响.由于对照处理土柱淋洗液中 Urea-N 通过二乙酰一肟比色法测定不出,因此对其 Urea-N 的变化不作分析.由图 1 可看出,Urea-N 的最大淋失量均发生在第 3 次淋洗,单施尿素,淋洗液中 Urea-N 的变化并不十分强烈,其最大淋失量为 0.21 mg,而 Ca(H₂PO₄)₂ 或 KCl 的施入,均促进了 Urea-N 的淋失,使 Urea-N 的最大淋失量分别增加到 0.64 mg 和 0.47 mg,其中,Ca(H₂PO₄)₂ 的作用显著大于 KCl. Ca(H₂PO₄)₂ 和 KCl 共施对 Urea-N 淋失的影响与 Ca(H₂PO₄)₂ 无显著差异,其 Urea-N 的最大淋失量为 0.70 mg.

将淋洗液中 Urea-N 含量根据淋洗时间的增加而依次累加,即可得到 Urea-N 累积量随淋洗时间的变化情况.由淋洗液中 Urea-N 淋失累积量可看出,随着淋洗时间的增加,淋洗液中 Urea-N 累积量

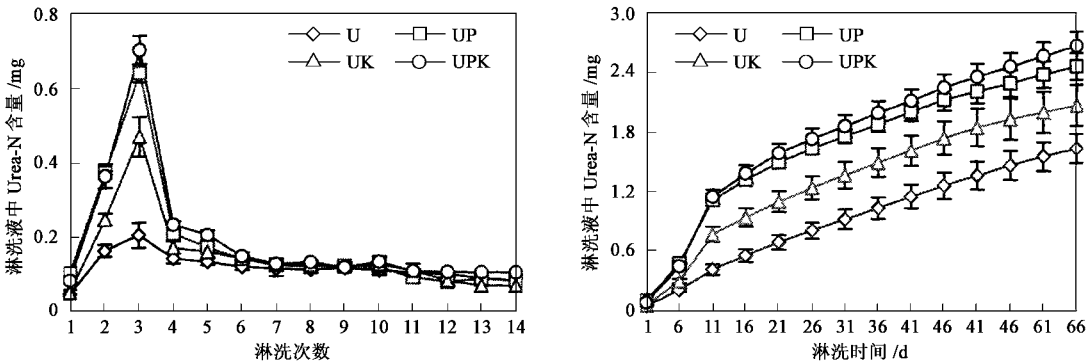


图 1 淋洗液中 Urea-N 含量和累积量的变化

Fig. 1 Changes of amounts of Urea-N and cumulative amounts of Urea-N in leachate

逐渐增加,在淋洗第 11 天时,淋洗液中的 Urea-N 急剧增加.单施尿素土柱,经过 66d 的淋洗,有 1.65 mg 的 Urea-N 被淋出土柱. $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 则显著加剧了 Urea-N 的淋失,使淋洗液中的 Urea-N 达到 2.47 mg. KCl 的影响不及 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$,淋洗 66d 后,有 2.08 mg 的 Urea-N 被淋失. $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 和 KCl 共施,使 Urea-N 总淋失量为 2.68 mg,与 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 无显著差异,但显著高于 KCl 处理.

由分析可知, $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 或 KCl 均显著增加 Urea-N 的淋失,其中 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 使尿素处理土柱 Urea-N 淋失量增加了 49.70%, KCl 使 Urea-N 淋失量增加了 26.06%, $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 和 KCl 对 Urea-N 的淋失无显著的交互作用,使淋洗液中 Urea-N 增加了 62.42%.

2.2 淋洗液中 NH_4^+-N 的变化

图 2 所示为尿素处理土柱淋洗液中 NH_4^+-N 的变化及其受 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 和 KCl 的影响.从图 2 可看出,对照处理土柱淋洗液中 NH_4^+-N 随着淋洗次数的增加而逐渐下降.施用尿素后,淋洗液中 NH_4^+-N 显著增加,其中,单施尿素土柱, NH_4^+-N 的最大

淋失量为 1.53 mg,而 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 或 KCl 均显著加剧了尿素处理土柱 NH_4^+-N 的淋失,使 NH_4^+-N 的最大淋失量分别为 2.60 mg 和 2.93 mg,其中, KCl 的影响显著大于 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$. $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 和 KCl 共施具有显著的交互作用,使尿素处理土柱 NH_4^+-N 最大淋失量增加到 3.91 mg.

NH_4^+-N 淋洗累积量均随着淋洗时间的增加而增加,对照处理土柱 NH_4^+-N 淋洗累积量的增加非常缓慢,经过 66d 的淋洗,也只有 1.24 mg 的 NH_4^+-N 淋失.施用尿素后,不同处理土柱 NH_4^+-N 淋洗累积量均显著增加,尿素处理土柱,经过 66d 的淋洗,有 6.37 mg 的 NH_4^+-N 淋失, $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 或 KCl 使尿素处理土柱淋洗第 11 天的 NH_4^+-N 累积量显著高于尿素处理土柱,淋洗 66d 后,两者使 NH_4^+-N 淋洗累积量分别增加到 13.12 mg 和 14.79 mg,而两者之间对 NH_4^+-N 淋失累积量的影响无显著差异. $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 和 KCl 的交互作用使 NH_4^+-N 淋洗累积量显著高于其它处理土柱,使 NH_4^+-N 淋洗累积量达到 17.86 mg.

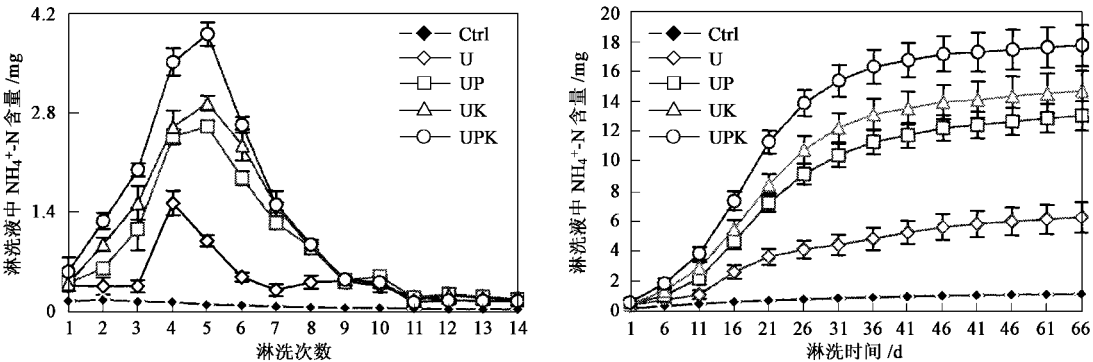


图 2 淋洗液中 NH_4^+-N 含量和累积量的变化

Fig. 2 Changes of amounts of ammonium-N and cumulative amounts of ammonium-N in leachate

由图 2 可看出,土柱中施入尿素后, NH_4^+-N 的淋失量显著高于对照,而 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 或 KCl 显著加剧了尿素处理土柱 NH_4^+-N 的淋失,其中, $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 使 NH_4^+-N 的淋失量增加了 106.18%,而 KCl 使 NH_4^+-N 的淋失量增加了 132.36%.另外, $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 和 KCl 对 NH_4^+-N 的淋失有着显著的交互作用,使尿素处理土柱 NH_4^+-N 的淋失量增加了 180.53%.

2.3 淋洗液中 NO_3^--N 的变化

图 3 所示为尿素处理土柱淋洗液 NO_3^--N 的变化及其受 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 和 KCl 的影响.对照处理土柱淋洗液 NO_3^--N 随着淋洗次数的增加变化不大.加入尿素后,淋洗液中 NO_3^--N 的含量显著增加,并在淋洗第 8 次时达到最高峰.单施尿素处理土柱,在淋洗第 1 次时,淋洗液中 NO_3^--N 含量与对照无差异,随后,淋洗液中 NO_3^--N 显著高于对照,在淋洗第 8 次时, NO_3^--N 淋失量达到最大值 5.15 mg, $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 或 KCl 均显著增加了 NO_3^--N 的淋失,

在淋洗第 4 次时, NO_3^- -N 淋失量显著高于尿素处理土柱, 当淋洗第 8 次时, 其最大淋失量分别为 6.23 mg 和 6.86 mg. $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 和 KCl 共施, NO_3^- -N 的最大淋失量为 6.89 mg, 但其交互作用并不显著.

从 NO_3^- -N 淋洗累积量的变化也可看出, 随着淋洗时间的增加, NO_3^- -N 淋洗累积量均显著增加, 对照处理土柱经过 66d 的淋洗, 总共有 17.47 mg 的 NO_3^- -N 被淋出, 而施加尿素后, 其 NO_3^- -N 淋失累积量显著增加, 66d 后有 33.74 mg 的 NO_3^- -N 从土柱中淋失. $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 或 KCl 均显著增加了 NO_3^- -N 淋洗累积量, 使淋洗 21d 的 NO_3^- -N 累积量显著高于尿素处理, 淋洗 66d 后, NO_3^- -N 淋洗累积量分别为 38.84 mg 和 43.44 mg, 均显著高于尿素处理,

$\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 的影响显著小于 KCl. $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 和 KCl 共施使 NO_3^- -N 淋失累积量显著增加, 淋洗 66d 后, NO_3^- -N 淋洗累积量增加到 44.75 mg, 与 KCl 处理无显著差异, 而显著高于 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 处理.

由图 3 可看出, 施用 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 或 KCl 均显著加剧了尿素处理土柱 NO_3^- -N 的淋失, 其中, $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 使尿素处理土柱 NO_3^- -N 的淋失增加了 15.12%, 而 KCl 使尿素处理土柱 NO_3^- -N 的淋失增加了 28.75%, 两者的共同作用使尿素处理土柱 NO_3^- -N 的淋失增加了 32.63%, 但与 KCl 处理无显著差异, 这说明 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 和 KCl 的交互作用不显著.

2.4 淋洗液中不同形态 N 的差异

图 4 所示为淋洗液中 3 种形态 N 的总量以及 3

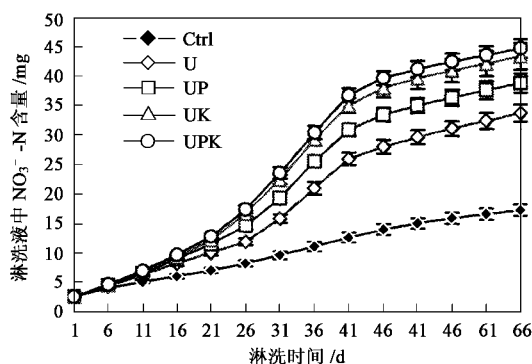
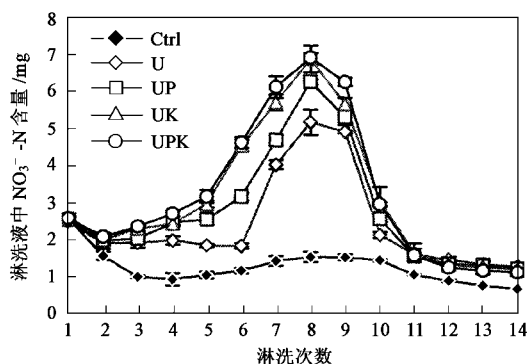


图 3 淋洗液中 NO_3^- -N 含量和累积量的变化

Fig. 3 Changes of amounts of nitrate-N and cumulative amounts of nitrate-N in leachate

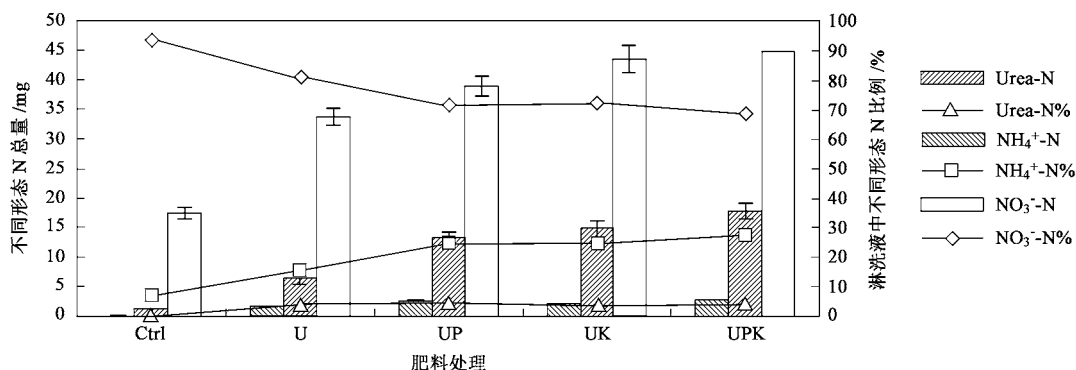


图 4 淋洗液中 3 种形态 N 总量占淋失 TN 的比例

Fig. 4 Ratio of three forms of nitrogen in leachate to total leaching nitrogen

种形态 N 总量占淋失总氮 (Urea-N、 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 之和) 的比例. 从图 4 可看出, 不同处理中, 淋洗液中 3 种形态 N 的总量及其占淋失 TN 的比

例均表现为 NO_3^- -N > NH_4^+ -N > Urea-N. 在对照处理中, 淋洗液中 NO_3^- -N 淋失总量占淋失 TN 的 93.39%, 而 NH_4^+ -N 淋失总量则占淋失 TN 的

6.61%。施用尿素后,淋洗中 Urea-N 淋失总量占淋失 TN 的 3.95%,而 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 淋失总量分别占淋失 TN 的 15.25% 和 80.80%。 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 或 KCl 均显著加剧了尿素处理土柱 Urea-N 、 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 的淋失,使 3 种形态 N 的淋失总量占淋失 TN 的比例分别达到 4.54% 和 3.45%、24.11% 和 24.53%、71.35% 和 72.02%。而 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 和 KCl 共施,显著增加了淋洗液中 3 种形态 N 的淋失总量,使其占淋失 TN 的比例分别为 4.10%、27.35% 和 68.55%。

图 5 所示为淋洗液中回收的不同形态 N 的淋失总量(减去对照处理淋洗液中相应形态 N 的总

量)占施入 N 的比例。从图 5 可看出, Urea-N 所占比例均较小,而 NH_4^+-N 所占比例介于 0.80% ~ 2.60% 之间,显著高于 Urea-N ,不同处理均是以 NO_3^--N 所占比例最大,淋失的 NO_3^--N 占施入 N 的比例介于 2.54% ~ 4.26% 之间。

另外,单施尿素土柱,其淋失 TN 占施入 N 的比例只有 3.60%, $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 或 KCl 的施用均显著增加了淋失 TN 占施入 N 的比例,使淋失 TN 占施入 N 的比例增加到 5.58% 和 6.50%。 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 和 KCl 共施对不同形态 N 的淋失均表现出一定的交互作用,使淋失 TN 占施入 N 的比例达到 7.28%。

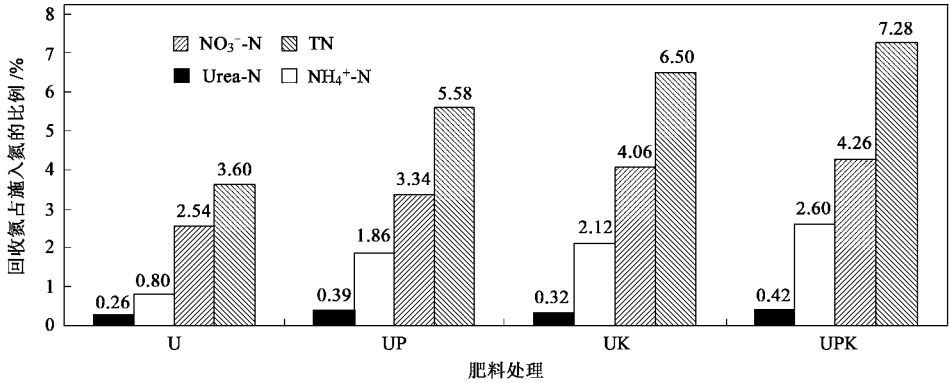


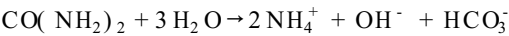
图 5 淋洗液中 3 种形态 N 占施入 N 的比例

Fig. 5 Ratio of three forms of nitrogen in leachate to applied nitrogen

3 讨论

3.1 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 和 KCl 对 NH_4^+-N 淋失的影响

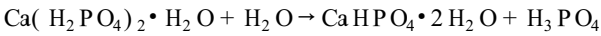
从分析可知,尿素处理土柱 NH_4^+-N 的淋失并不十分严重,占施入 TN 的 0.80%,占淋失 TN 的 15.25%,但 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 或 KCl 均显著加剧了 NH_4^+-N 的淋失,分别使 2 个比例达到 1.86%、24.11% 和 2.12%、24.53%,而 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 和 KCl 之间的交互作用使这 2 个比例分别达到 2.60% 和 27.35%。尿素施入土壤后,必须经过水解才能转变成 NH_4^+-N :



尿素水解产生 NH_4^+ 的进程较慢^[4]。而当 NH_4^+ 进入溶液后,在水力作用下向下迁移的过程中,由于其带有一个正电荷,容易被土壤颗粒表面(带有相反电荷,如胶体)所吸附,同时,在向下迁移过程中又易被硝化细菌所利用,从而使淋失的 NH_4^+-N 含量较

少。

当 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 和尿素共同施入到土壤后, $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 发生溶解反应^[5]:



由 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 溶解所产生的 H_3PO_4 ,使施肥微域的 pH 显著降低。当 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 和尿素同施时,可使施肥点土壤 pH 降低到 4.0 或 4.5,而单施尿素土壤施肥点 pH 值高达 7.0^[6],由于微域点 pH 低于 5.5,而尿酶水解最适 pH 值为 6.5 左右^[7],因此尿酶的水解活性受到显著抑制,延缓了尿素的水解^[8~10]。因此,尿素就以分子态 N 的形式从肥料微域区扩散出来,在水力的作用下,向土柱下层土壤迁移并水解成 NH_4^+ 。因此, $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 增加尿素处理土柱 NH_4^+-N 淋失的机理有:①降低施肥微域土壤 pH,抑制尿素水解,使尿素以分子态形式迁移到土柱下层进行水解,使 NH_4^+ 被土壤吸附的机会减小;②尿素水解后,上层土壤较低的 pH 不利于 NH_4^+ 向

氨的转变,增加了上层土壤中 NH_4^+ 的浓度,使可被淋失的 NH_4^+ 数量增加;③ $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 溶解而释放出的 Ca^{2+} 也可将一部分交换性 NH_4^+ 交换出来而淋失。

KCl 显著增加尿素处理土柱 NH_4^+ -N 的淋失,这是由于尿素水解存在着一个滞后的过程,而 KCl 溶解则非常迅速,所以在 KCl 和尿素共处理土柱中, K^+ 向下迁移的速度大于由尿素水解所产生的 NH_4^+ 向下迁移的速度。研究表明, NH_4^+ 和 K^+ 之间存在着施用次序的差异,施 K^+ 先于施 NH_4^+ , 土壤固定 NH_4^+ 最少^[11],施 K^+ 后于施 NH_4^+ , 则土壤固定 NH_4^+ 最多,同时施用则固定 NH_4^+ 处于中间^[12]。在本实验中, KCl 和尿素共施,尿素水解转变成 NH_4^+ 的滞后性就和先施 K^+ 再施 NH_4^+ 的次序一样,因此土壤先对 K^+ 进行吸附、固定,而当尿素水解产生 NH_4^+ 后,由于土壤中很多交换性位点和固定位点被 K^+ 所占用,所以就不易再被土壤颗粒所固定,易于随水的移动而向下迁移。因此, KCl 增加尿素处理土柱 NH_4^+ -N 的淋失的机理有:①按先入为主的原则,土壤首先表现出对 K^+ 的固定和吸附,使后来者 NH_4^+ 的吸附和固定位点减少;② K^+ 离子通过交换作用,将土壤中本来存在的交换性 NH_4^+ 代换出来,而被淋洗出土柱;③高浓度的 K^+ 将上层土壤的 Ca^{2+} 交换出来,与尿素水解所产生的 CO_3^{2-} 形成 CaCO_3 ,而 NH_4^+ 与 Cl^- 形成 NH_4Cl ^[13~16],使尿素水解产生的 NH_4^+ 不易通过 NH_3 而发生挥发损失,增加了可被淋失的 NH_4^+ -N 的潜在数量。

3.2 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 和 KCl 对 Urea-N 淋失的影响

尿素处理土柱 Urea-N 的淋失只有 1.65 mg,占施入 TN 的 0.26%。这是由于,本实验所采用的乌栅土,由于其 pH 为 6.98,有机质含量较高(为 3.91%),因此尿酶活性较强^[17~19],从而对尿素的水解非常快。另外,尿素溶解后是以酰胺态分子形式存在,而以酰胺态分子存在的尿素很少被土壤所吸附,在转化成 NH_4^+ -N 之前,就随淋溶水而淋失^[20],因此,淋洗液中 Urea-N 在淋洗前 4 个时期相对较高,随后,其 Urea-N 几乎无变化。

$\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 能够加剧 Urea-N 的淋失,这主要是由于 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 的酸解抑制了酰胺态尿素通过水解向 NH_4^+ -N 的转变^[6,9,10],从而在水的作用下易于向下移动,增加了尿素以分子态 N 淋失的危险。

3.3 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 和 KCl 对 NO_3^- -N 淋失的影响

硝化细菌倾向于硝化土壤溶液中的 NH_4^+ , 吸附

态的 NH_4^+ (交换态和固定态 NH_4^+) 只有释放到土壤溶液中才可能被硝化细菌所利用^[21,22]。当溶液中 NH_4^+ 浓度高时,被硝化细菌硝化的可能性就增加,从而也就使硝化产物 NO_3^- 的浓度增加^[23,24]。

尿素处理土柱,其 NO_3^- -N 的淋失量显著高于 NH_4^+ -N 的淋失量。其 NO_3^- -N 淋失量占施入 TN 的 2.54%,显著高于 NH_4^+ -N 的 0.80%,这说明,施入土柱中的尿素在淋失之前,主要是先水解形成 NH_4^+ ,而 NH_4^+ 在硝化细菌的作用下,被硝化成 NO_3^- , NO_3^- 在土壤中可以相对自由地迁移而淋失^[25,26],这与田间条件下该土壤 N 的淋失以 NO_3^- -N 为主的结果是一致的^[27]。

$\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 和 KCl 均加剧了 NO_3^- -N 的淋失,这是由于 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 和 KCl 均造成了土壤溶液中可被硝化细菌所利用的 NH_4^+ 浓度的增加,从而也就使可被淋失的 NO_3^- -N 的量也相应增加。

4 结 论

(1) 乌栅土施加尿素后增加了 N 素的淋失,但 N 素淋失量占施入 N 的比例均低于 10%。

(2) $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 或 KCl 均能加剧乌栅土 N 的淋失,并且两者之间存在着一定的交互作用。

(3) 尿素施入乌栅土后,尿素经历了水解、硝化等途径而以 Urea-N、 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 的形态淋失。其中 NO_3^- -N 的淋失占淋失总氮的 60%以上, NH_4^+ -N 和 Urea-N 淋失所占比例较小。

参考文献:

- [1] 马立珊, 钱敏仁. 太湖流域水环境硝态氮和亚硝态氮污染研究[J]. 环境科学, 1987, 8(2): 60~65.
- [2] Douglas L A, Bremner J M. Extraction and colorimetric determination of urea in soils[J]. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 1970, 34: 859~862.
- [3] Mulvaney R L, Bremner J M. A modified diacetyl monoxime method for colorimetric determination of urea in soil extracts[J]. Commun. Soil Sci. Plant Anal., 1979, 10: 1163~1170.
- [4] 王家玉, 王胜佳, 陈义, 郑红慈, 李超英, 计小红. 稻田土壤中氮素淋失研究[J]. 土壤学报, 1996, 33(1): 28~35.
- [5] Lindsay W L, Stephenson H F. Nature of the reactions of monocalcium phosphate monohydrate in soils: I. The solution that reacts with the soil[J]. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 1959, 23: 12~18.
- [6] Fan M X, Mackenzie A F. Urea and phosphate interaction in fertilizer microsites: ammonia volatilization and pH changes[J]. Soil Sci. Soc. Am. J., 1993, 57: 839~845.
- [7] Cabrera M L, Kissel D E, Bock B R. Urea hydrolysis in soil: effects of urea concentration and soil pH[J]. Soil Biol.

- Biochem., 1991, **23**(12):1121~1124.
- [8] Fenn L B, Hossner L R. Ammonium volatilization from ammonium or ammonium-forming nitrogen fertilizers[J]. Adv. Soil Sci., 1985, **1**:123~169.
- [9] Delaune R D, Patrick W H. Urea conversion to ammonia in waterlogged soil[J]. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 1970, **34**:603~607.
- [10] Fan M X, Mackenzie A F. Interaction of urea with triple superphosphate in a simulated fertilizer band[J]. Fert. Res., 1993, **36**(1):35~44.
- [11] Nielsen J D. Fixation and release of potassium and ammonium ions in Danish soils[J]. Plant and Soil, 1972, **36**:71~88.
- [12] Raju G S N, Mukhopadhyay A K. Effect of the sequence of addition of potassium and ammonium and preadsorbed cations on fixation of applied ammonium ions in soils[J]. J. Indian Soc. Soil Sci., 1975, **23**(2):172~176.
- [13] Fenn L B, Miyamoto S. Ammonia loss and associated reaction of urea in calcareous soils[J]. Soil Sci. Soc. Am. J., 1981, **45**:537~540.
- [14] Fenn L B, Matocha J E, Wu E. Substitution of ammonium and potassium for added calcium in reduction of ammonia loss from surface-applied urea[J]. Soil Sci. Soc. Am. J., 1982, **46**:771~776.
- [15] Rappaport B D, Axley J H. Potassium chloride for improved urea fertilizer efficiency[J]. Soil Sci. Soc. Am. J., 1984, **48**:399~401.
- [16] Fenn L B, Tatum G, Horst G. Ammonia loss from surface-placed mixtures of urea-calcium-potassium salts in the presence of phosphorus[J]. Fert. Res., 1990, **21**:125~131.
- [17] Zantua M I, Dumenil L C, Bremner J M. Relationship between soil urease activity and other soil properties[J]. Soil Sci. Soc. Am. J., 1977, **41**:350~352.
- [18] Klein T M, Koths J S. Urease, protease, and acid phosphatase in soil continuously cropped to corn by conventional or no tillage methods[J]. Soil Biol. Biochem., 1980, **12**:293~294.
- [19] Tomer J S, MacKenzie A F. Effects of catechol and *p*-benzoquinone on the hydrolysis of urea and energy barriers of urease activity in soils[J]. Can. J. Soil Sci., 1984, **64**:51~60.
- [20] 张庆利, 张民, 田维彬. 包膜控释和常用氮肥氮素淋溶特征及其对土水质量的影响[J]. 土壤与环境, 2001, **10**(2):19~103.
- [21] Green C J, Blackner A M, Yang N C. Release of fixed ammonium during nitrification in soils[J]. Soil Sci. Soc. Am. J., 1994, **58**:1411~1415.
- [22] Chappell M A, Evangelou V P. Influence of added K^+ on inducing ammonium fixation and inhibiting nitrification[J]. J. Soil Sci., 2000, **165**(5):420~426.
- [23] Kai H, Harada T. Studies on the environmental conditions controlling nitrification in soil[J]. Soil Sci. Plant Nutr., 1969, **15**:1~10.
- [24] Semmens M J, Goodrich R R. Biological regeneration of ammonium-saturated clinoptilolite: I. Initial observations[J]. Environ. Sci. Technol., 1977, **11**:255~259.
- [25] Qafoku N P, Sumner M E, Radcliffe D E. Anion transport in columns of variable charge subsoils: nitrate and chloride[J]. J. Environ. Qual., 2000, **29**:484~493.
- [26] Owens L B, Malone R W, Shipitalo M J, Edwards W M, Bonta J V. Lysimeter study of nitrate leaching from a corn-soybean rotation[J]. J. Environ. Qual., 2000, **29**:467~474.
- [27] 王德建, 林静慧, 孙瑞娟, 夏立忠, 连纲. 太湖地区稻麦高产的氮肥适宜用量及其对地下水的影响[J]. 土壤学报, 2003, **40**(3):426~432.