

酸沉降对地表生态系统的影响

I. 土壤中铝的活化与迁移

郭景恒 张晓山 汤鸿霄

(中国科学院生态环境研究中心 北京 100085)

摘 要 土壤中 Al 的活化与迁移是酸沉降对地表生态系统最突出的影响之一,也是土壤缓冲酸沉降的重要过程。因此土壤中 Al 的活化迁移过程成为研究和预测地表酸化及其生态效应的关键环节。然而由于土壤系统和 Al 形态的复杂性,目前的模式并不能充分与实验室和野外的数据相吻合。本文从 Al 的形态、释放机制和在土壤剖面中迁移过程等方面对近年来的研究工作进行综述和评价,并在此基础上对今后的研究工作提出展望。

关键词 酸沉降;土壤 Al;活化与迁移

中图分类号 S65.2467

继欧洲和北美之后,中国成为世界第三大酸雨区。尽管中国的地表水短期内还不会发生区域性酸化,但许多研究发现中国的土壤已经发生明显酸化,酸沉降所导致的直接或间接的影响已经有所报道^[1~4]。为了准确预测酸沉降和地表酸化的发展趋势,经济合理的控制酸沉降,研究地表酸化过程及其生态效应已经成为十分紧迫的任务。

土壤 Al 的释放是酸沉降最突出的影响之一,同时也是土壤缓冲酸沉降的重要过程。通过 Al 的释放消耗了沉降的 H^+ ,但同时增加了土壤水和地表水中 Al 的浓度,对地表生物产生明显毒害^[5,6]。尽管在土壤中 Al 的活化迁移机制方面已经取得许多有价值的成果,但由于土壤类型、气候特征、植被覆盖情况、土壤利用方式以及水文条件等因素的差异,人们对土壤 Al 的迁移转化机制及其影响因素还没有

一个全面、统一的认识,充分认识土壤 Al 活化迁移的过程及其生态效应还需进一步的工作^[5~7]。本文旨在综合介绍当前土壤 Al 活化与迁移的研究进展,并在此基础上提出对今后工作的展望。

1 土壤中 Al 形态

在土壤缓冲酸沉降的过程中不同形态的 Al 具有不同的作用,充分认识土壤中 Al 的形态对于研究土壤 Al 的活化迁移机制具有重要意义^[5~8]。土壤中 Al 主要包括原生和次生的矿物 Al、无定型 Al、粘土矿物的层间结合 Al、无机和有机胶体吸附的可交换 Al 以及土壤溶液中自由的和络合的 Al^[6,8]。这些不同形态的 Al 在土壤固-液界面及土壤溶液中可以相互转化,这使 Al 的形态更加复杂(图 1)。

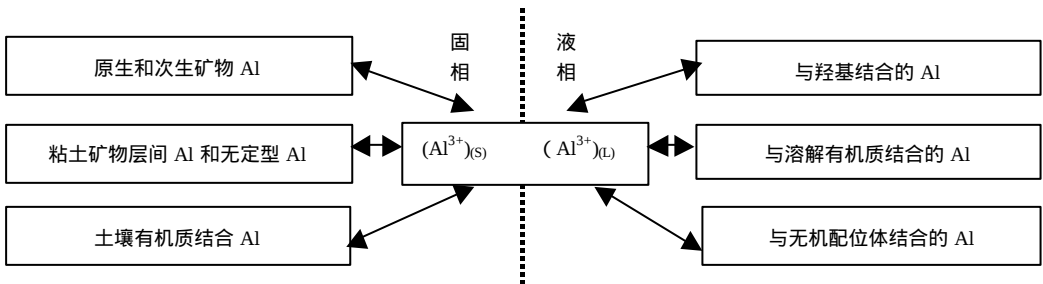


图 1 Al 在土壤中的形态转化示意图

Fig. 1 The schematic map of Aluminum transformation in soil.

从根本上讲,土壤中的 Al 都直接或间接来自于土壤中的含 Al 矿物。各种原生和次生含 Al 矿物经过风化作用最终转化成 Al 的氧化物和氢氧化物^[5,8]。在酸性条件下 Al 的氧化物和氢氧化物溶解释放出 Al^{3+} , Al^{3+} 又进一步和其它土壤成分发生反应最终转化成各种形态。

所谓无定型 Al 是指可重复性晶格半径 $< 3nm$ 的细小晶粒^[9]。这些颗粒的结构和化学组成不确定,其与结晶矿物的主要区别在于颗粒大小而不在于组成和结构^[9,10]。尽管土壤中无定型 Al 的含量较低,但在控制土壤中 Al 活度方面起着非常重要的作用。研究认为土壤中无定型 Al 控制着 Al 溶解度的上限^[8]。

另外,在许多矿物如云母、绿泥石等的晶格层间表面存在着被吸附的羟基 Al,其羟基与 Al 的摩尔比在 2.5~3.0 之间。这些矿物层间 Al 在 pH4.2~5.0 范围内对酸沉降具有明显地缓冲作用^[8]。

土壤中的可交换 Al 主要是指吸附在有机、无机胶体表面的自由 Al 离子和 Al 的络合物。这部分 Al 主要是在土壤发育过程中产生的,尽管其含量远小于矿物 Al 但它是土壤中活性 Al 的主要组成部分并且明显控制着土壤溶液中 Al 的活度^[10~12]。当这一部分可交换 Al 完全流失时,地表水中 Al 的浓度相对于三水铝石就是不饱和的^[6,11]。

土壤溶液中 Al 形态的复杂性主要表现在 Al 能与 OH^- 、 F^- 、 SO_4^{2-} 等形成各种络合物。在其它配位体浓度较低的酸性溶液中,几乎所有的 Al 都以 $Al(H_2O)_6^{3+}$ 的形式存在。随着 pH 值的上升, OH^- 开始取代 Al^{3+} 周围的水分子并形成从正电性到负电性的一系列羟基 Al 络合物。如果溶液 pH 值进一步上升,各种单体的羟基 Al 络合物相互聚合形成多核羟基络合物^[5]。 F^- 是土壤溶液中较强的配位体,能够与 Al 形成多种络合物。 Al^{3+} 和 F^- 的络合产物与两者之间的浓度比值有关:当 Al^{3+}/F^- 比值 > 1 时, AlF_2^{2+} 是主要形态;当 Al^{3+}/F^- 比值 < 1 时, AlF_2^{2+} 含量将 $> 50\%$ ^[5,6,8]。另外, SO_4^{2-} 和 PO_4^{3-} 、 H_2SiO_4 都能和 Al 形成络合物,但它们的络合能力远小于 F^- ^[8]。

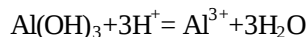
上层土壤中含有大量的溶解有机质(DOC),它们分子中的羧基和酚羟基对 Al 有特殊的亲和力并能够与 Al 形成各种络合物。国外的一些研究表明土壤中大约有 25%~40% 的 Al 与有机质相结合^[5]。Al 与有机质(DOC)的结合能够促进固相 Al 的溶解以及 Al 在土壤剖面迁移的过程^[8]。

2 土壤中 Al 的活化模式

到目前为止大致有 3 种模式来解释土壤系统 Al 的活化过程,即:矿物的溶解-沉淀模式、离子交换模式和 DOC 的络合-溶解模式。但是 Al 活化过程受到地质背景、土壤类型、森林植被、气候条件和水文条件等多方面的影响,这使得在特定地区较为适合的模式难以在其它地区或同一地区的不同季节成功地应用。应该说,目前还没有哪一种模式能够比较广泛地、成功地解释土壤 Al 迁移活化过程。

2.1 矿物的溶解-沉淀模式

以前的研究认为 Al 的活化过程主要受土壤矿物的溶解-沉淀平衡控制,其中各种形态的三水铝石被认为是主要的矿物。在许多流域的酸碱平衡模式如 MAGIC^[13,14]、PROFILE^[13,15] 和 ILWAS^[16] 等都是三水铝石的溶解-沉淀模式来预测土壤和地表水的酸化。即,



$$\log \{ Al^{3+} \} = \log K_{sp} - 3pH$$

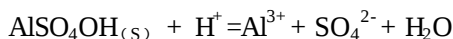
式中 K_{sp} 为溶度积常数,一般都在 $10^8 \sim 10^{11}$ 之间^[7]

但是越来越多的研究表明,单纯假设三水铝石的溶解与沉淀平衡并不能很好的解释土壤溶液和地表水中 Al^{3+} 的变化。这主要表现在:1)在现场和实验中土壤水中 Al 的活度相对与三水铝石矿物的溶剂平衡经常是不饱和的,并且饱和度(SI)随溶液 pH 值的下降和土壤有机质含量的增加而下降^[11,22]。2)模式预测的准确程度在很大程度上依赖于三水铝石的溶度积常数的选择,而在土壤中不同结晶形态的三水铝石溶度积常数经常相差甚远^[6]。针对这一情况,1990 年 Reuss 等^[17] 在研究北美森林土壤中 Al 的活化过程时总结出一个经验公式来描述 Al^{3+} 与 pH 值之间的关系:

$$\log \{ Al^{3+} \} = \log K_0 - \alpha pH$$

其中 K_0 、 α 为经验常数(北美 $\log K_0$ 2.35, α 1.65)。

另外一些研究则认为土壤中 Al 的硫酸盐矿物的沉淀-溶解平衡在很大程度上影响土壤中 Al 的活度。Alva 等认为一些溶解度低的矿物质如,斜铝矾(jurbanite)的溶解-沉淀平衡控制着土壤溶液中 Al 的活度,当 SO_4^{2-}/Al^{3+} 比值高时会生成络合物或沉淀物^[18]。近来的研究也发现这种模式对挪威和中国的某些土壤也非常适合^[7]。



$$p\{Al^{3+}\} = pK_{ju} + pH - p\{SO_4^{2-}\}$$

Jurb. 的溶度积常数为 $10^{-3.4}$ ^[18]

2.2 土壤有机质 (SOM) 吸附模型:

土壤有机质的羧基、酚羟基等可离解酸性官能团对 Al 具有极强的吸附能力, 这种吸附态的 Al 能够与 H^+ 以及其它阳离子进行交换。许多研究认为土壤有机质吸附 Al (Al-SOM) 的离子交换平衡是影响有机质土壤和某些矿物质土壤中 Al 活度的主要因素, 并且认为这种离子交换作用主要受溶液 pH 值和有机质吸附点上 Al 饱和度以及盐基离子种类和浓度的影响^[7, 10~12, 20]。

$$\text{即: } RAl^{(3-x)}_{(s)} + xH^+ = RHx_{(s)} + Al^{3+} \\ \{Al^{3+}\} / \{H^+\}^x = K_1 RAl^{(3-x)+} / RHx$$

$$\text{假设: } RAl^{(3-x)+} / RHx = k_2 (A_{org}) / C \\ \{Al^{3+}\} / \{H^+\} = k_1 \cdot k_2 \{Al_{org}\} / C$$

$$\text{令: } Y = \{Al^{3+}\} \cdot C / A_{org} = K^* \cdot H^x \\ \text{则 } pY = p(\{Al^{3+}\} \cdot C / \{Al_{org}\}) \\ pY = pK^*_{Ral} + xpH$$

式中 k_1 是交换反应的平衡常数; k_2 是系数; K^*_{Ral} 是 k_1 、 k_2 的复合常数

但在实际应用中确定有机质吸附点上 Al 的饱和度比较困难, 经常假设 Al 饱和度 ($RAl^{(3-x)+} / RHx$) 正比于有机吸附态 Al (A_{org}) 和有机碳 (C) 的比值^[7]。Walker 等 (1990) 则认为在有机中可交换酸度绝大部分是由有机质的表面羧基产生的, 并提出用 BAR (Bound Aluminum Ratio) 来表征土壤有机质吸附点上 Al 的饱和度^[19]。从上面的推导可以看出: 有机质吸附 Al 的交换平衡使 Al 与 pH 的关系可以有不同的斜率和截距, 可以解释 Al 的不饱和问题。而且一些野外和室内的研究也证明即使在某些矿质土壤中 Al 活度的变化也可以用该模式来解释。

Al 在土壤中的交换过程受到多种因素的影响。不同种类的阳离子具有不同的交换能力, Adams 等通过多元线性回归发现 H^+ 的交换能力远比盐基离子的交换能力强^[21]。Bloom 等发现不同种类的盐基离子也具有不同的交换能力^[22]。在交换过程中不同种类的阴离子对交换的影响并不是很大, 因为相同浓度的硫酸铵和硝酸铵溶液交换出相同浓度的 Al^[23]。

2.3 溶解有机 C (DOC) 的络合溶解模式

也有研究认为在有机质土壤中, 溶解有机质 (DOC) 的络合-溶解作用能够在很大程度上促进土壤溶液中 Al 的活化^[4, 24]。土壤溶液中 DOC 绝大部分是低分子量的有机酸, 它们能够与 Al 络合从而加速土壤固相 Al 的溶解过程。研究表明有机酸能够与 Al 按照 1:1 的关系络合形成络合物, 但不同的有机

酸具有不同的络合能力^[8, 25]。

Vogt 提出一个 Al 与有机酸络合的简单模式, 他认为有机酸的络合点以 3 种形态存在: 1、与 Al 络合; 2、与 H^+ 结合; 3、电离状态^[24]。相应的就会有两个平衡, 即:

$$\text{有机酸电离平衡: } HA = [H^+] + [A^-]$$

$$K_1 = [H^+][A^-] / [HA]$$

$$\text{有机酸与 Al 的络合平衡: } Al_i + A^- = Al_o$$

$$K_2 = [Al_o] / [A^-][Al_i]$$

$$[DOC \cdot N] = [Al_o] + [A^-] + [HA]$$

联立上述 3 个方程可以得到:

$$[DOC \cdot N] = [Al] + [Al_o] / (K_2 \cdot [Al_i]) + [H^+] / [Al_o] / ([Al_i] [K_2 \cdot k_1])$$

(注: $[DOC \cdot N]$ 表示 DOC 上络合点的数目, 一般取 N 等于 1。)

DOC 包括一系列有机物, 其主要成分是有有机酸^[24, 26]。由于有机酸在结构和特性方面的复杂性在目前的的研究中常用“阴离子亏损”(Anion deficit)来近似表示有机酸的含量, 而不用考虑有机酸的实质^[26]。研究表明 DOC 的含量与阴离子亏损之间存在着接近 1:1 的相关关系, 并且阴离子亏损与有机 Al 的含量呈明显的正相关^[5, 8]。但是有机酸与 Al 的络合作用还取决于有机酸的种类、浓度、有机酸的电离度、pH 值以及离子强度等其它因素^[5]。

3 Al 的迁移过程

溶解形态的 Al 在土壤中的迁移过程一方面取决于土壤溶液的流动状况, 另一方面还与土壤母体和土壤溶液中 Al 的相互作用有关^[6]。研究发现深层土壤是 Al 的一个重要的“汇”, 表层土壤中各种形态的溶解 Al 通过各种途径最终到达深层土壤或者沉淀下来或者渗入地表水中^[5]。

上层土壤溶液中大量的 Al 都与溶解有机质 (DOC) 相联系, Al 与 DOC 的络合能够促进 Al 沿土壤剖面的迁移。表层土壤中含有大量有机酸如草酸、柠檬酸、乙酸等, 这些低分子量的有机酸与 Al 络合并能够沿土壤剖面自由迁移而不易被土壤母体所吸附^[27~29]。研究发现随着深度的增加, 土壤溶液中 DOC/Al 比值减少。这说明在上层土壤中有有机酸与 Al 结合并沿土壤剖面迁移, 到达土壤深部后由于 pH 上升和微生物消耗与 DOC 络合的 Al 被重新释放出来, 并以无机络合物或者自由 Al^{3+} 的形式渗入地表水^[30, 31]。

Anderson 发现在 B_2 层土壤中含有大量结晶有

序的蒙脱石,他认为 Al 可以以可溶性的蒙脱石雏晶(一种羟基 Al 和正硅酸盐的化合物)为载体在土壤中迁移^[32]。Farmer 也认为有机质与 Al 的络合物在深层土壤中由于微生物作用和 pH 值升高而分解,络合的 Al 得以释放并与硅酸形成可溶性蒙脱石雏晶并沿土壤剖面向下迁移^[33]。

土壤水的流态也是影响 Al 在土壤剖面迁移的重要因素。在土壤中水的流态可以分为大孔隙流和小孔隙流两种,并且它们在 Al 沿土壤剖面迁移的过程中起不同的作用。大孔隙流主要受重力影响,是土壤水沿土壤剖面迁移的主要通道;而小孔隙流主要受毛细管力控制是干旱时土壤水流动的途径^[5]。一些研究认为 Al 的释放在动力学上受控于 Al 离子小孔隙到大孔隙的扩散过程以及土壤中 Al 的溶解速度^[33,34]。

4 展 望

在不同土壤层位 Al 有不同的化学行为:在上层土壤中有有机质含量较高,有机质吸附 Al 的交换作用和 DOC 的络合-溶解作用占据主导地位;而在 B 层等有机质含量较低的土层中矿物的溶解-沉淀平衡控制着土壤中 Al 的活化过程。在目前的模式中无论是矿物的溶解沉淀模式还是有机 Al 的交换吸附模式或者是 DOC 的络合-溶解模式都只强调了某一种影响因素的重要性而忽略了其它的影响因素,因此一般只能适用于特定地区或特定土壤层位。如果能将一些主要机制结合起来并在模式中体现各种影响因素在不同情况下的相对重要性,将能在很大程度上提高模式预测的准确性和适用性。已经有研究表明如果将矿物溶解-沉淀机制和有机质吸附 Al 的离子交换机制相结合将能更好地解释土壤中 Al 的活化过程^[7]。

尽管一些常见的水化学参数因不随时间变化而可以以年平均的方式表示,但是 Al 的形态分布及含量是与降水条件息息相关的,并随时间表现出明显的季节性。研究发现土壤水中 Al 的浓度一般在冬季和春季较高,尤其是在冻融季节^[6]。而目前的研究工作以平均的方式来评价 Al 的毒性,并不能反映 Al 浓度的季节性变化^[36]。另一方面,由于气候条件、土壤类型、地理背景等因素的差异性,在目前条件下准确确定和模拟土壤中水的流动状况存在很大困难。因此根据不同区域的具体条件选择适合当地的模式也应该是一种有效的代替方法,而且在一般情况下这些模式在特定地区相当稳定^[6]。

总之,土壤系统是一个极其复杂的体系,其间发生的任何反应都不是孤立进行的。Al 的活化与迁移过程要受到诸如土壤的结构、土壤组成、降水量等多种因素的影响,并且在不同地区、不同土壤层位中各种影响因素的相对重要性不同。任何一种单一过程的模式都不能普遍地应用于所有土壤,解释所有数据。因此根据区域特征结合多种机制来解释、模拟和预测土壤中 Al 的活化迁移过程是非常有前景的途径。

参考文献

- 1 Zhao D, Seip HM. Assessing effects of acid deposition in southwester China using the Magic model. *Water Air and Soil pollution*, 1991, 60:83~97
- 2 Larssen T, Seip HM, Semp A, et al. Acid deposition and its effects in China: an overview. *Environmental Science & Policy*, 1999, 2: 9~24
- 3 Dai Z, Liu Y, Wang X, et al. Changes in pH, CEC and exchangeable acidity of some forest soils in southern China during the last 32-35 years. *Water Air and Soil pollution*, 1998, 108:377~390
- 4 Seip HM, Aagaard P, Gngell V, et al. Acidification in China: Assessment based on studies at forested sites from Chongqing to Guangzhou. *Ambio*, 1999, 28(6):522~528
- 5 Zhu X, Pawlowski L, Kotowski M, et al. Mechanism of aluminum mobilization in soils. *Journal of Ecology Chemistry*, 1994 3(3):169~194
- 6 Sullivan TJ. Progress in the quantifying the role of aluminum in acidification of surface and soil water. *Journal of Ecological Chemistry*, 1994, 3(3):157~168
- 7 Larssen T, Vogt RD, Seip HM, et al. Mechanisms for aluminum release in Chinese acid forest soils. *Geoderma*. 1999, 91: 65~86
- 8 Witold S, Marzenma RD, Pawlowski L. Aluminum transport in soil with particular emphasis on the role of organic matter. *Journal of ecological chemistry*. 1994, 3(3):195~232.
- 9 Sposito G. *The chemistry of soils*. oxford university press, oxford, 1989
- 10 Mulder J, Stein A. Solubility of soil aluminum in acid forest soils: Long-term changes due to acid deposition. *Geochemica & Cosmochemiva Acta*, 1994, 58:85~94
- 11 Mulder J, Van Breeman J, Eijck HC. Depletion and implications for acid neutralization. *Nature*, 1989, 337: 247~249

- 12 Cronan CS, Walker WJ, Bloom PR. Predicting aqueous aluminum concentration in natural waters. *Nature*, 1986, 324:140~145
- 13 Larssen T, Schnoor JL, Seip HM, et al. Evaluation of different approach for modeling effects of acid rain on soils in China. *The Science of the Total Environment*, 2000, 175~193
- 14 Cosby BJ, Wright RF, Hornberger M, et al. Modeling the effects of acid deposition: Estimation for long-term water quality responses in a small forested catchment. *Water Resource Research*, 1985, 21:1591~1601
- 15 Warfvinge P, Sverdrup H. Calculating critical loads of acid deposition with PROFILE — a steady-state soil chemistry model. *Water Air and Soil Pollution*, 1992, 63:119~143.
- 16 Gherini SA, Mok L, Hudson RJ, et al. The ILWAS model: Formulation and application. *Water Air and Soil pollution*, 1985, 26: 425~459
- 17 Reuss JO, Walthall PM, Roswall EC, et al. Aluminum solubility, Calcium-Aluminum Exchange, and pH in acid forest soils. *Soil Science Society of America Journal*, 1990, 54:374~380
- 18 Alva AK, et al. Reduction in toxic aluminum to plants by sulfate complexation. *Soil Science*. 1991, 351~359
- 19 Norstorm DK, The effects of sulfate on aluminum concentration in natural water —Some stability reactions in system $\text{Al}_2\text{O}_3\text{-SO}_2\text{-H}_2\text{O}$ at 298K. *Geochimica. & Cosmochimica. Acta*, 1982, 46: 681~692
- 20 Walker WJ, Cronan CS, Bloom PR. Aluminum solubility in organic soil horizons from northern and southern forested watershed. *Soil Science Society of America Journal*, 1990, 54:369~374
- 21 Adams WA, Ali AY, Lewis PJ. Release of cationic Aluminum from acidic soils into drainage water and relationships with land use. *Journal of Soil Science*, 1990, 41: 255~268
- 22 Bloom PR, Mcbride MB, Weaver RM. Aluminum organic matter in acid soils: Buffering and solution acidification aluminum acidity. *Soil science society America journal*, 1979, 43: 488~493
- 23 Rotowski M, Pawlowski L. Mobilization of aluminum in soil columns exposed to acid and salt solutions. *Ecological Engineering*, 1994, 3: 279~290
- 24 Vogt RD, Taubgol G. A model of dissolved organic carbon, aluminum and H^+ interactions in soils waters. In: Senes N and Miano TM. eds. *Humic substances in the global environments on human eath*. Elsevier Science, 1994, 1195~1200
- 25 徐仁扣. 有机酸对酸性土壤铝的溶出和铝离子形态分布的影响. *土壤*, 1998, 30: 214~217
- 26 Hemond H F. Role of organic acids in acidification of fresh water. In: Steinberg CEW and Wright RF. eds. *Acidification of freshwater ecosystems Implications for the future*. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, 1994, 103~116
- 27 Discill CT, Breeman N, Mulder J. Aluminum in chemistry in a forested spodosol. *Soil Science Society of America Journal*, 1985, 49:437~444
- 28 Satoh F, Sskuma T, Olajima H. A toposequence of fine-textured soil in the hilly area of northernmost part of Hollaido: III. Importance of chelating low molecular organic acids in the migration process of aluminum and iron. *Soil Science and Plant Nutrition*, 1990, 36:251~260
- 29 James BR, Riha SJ. Aluminum leading by mineral acids in forest soils: . Role of the forest floor. *Soil Science Society of America Journal*, 1989, 53:264~296
- 30 Cozzarelli IM, Herman JS and Parnell RA. The mobilization of aluminum in a natural soil system: Effects of hydrological pathway. *Water Resource Research*, 1987, 23:859~874
- 31 Maitat O, Boudot J-P, Merlet D, et al. Aluminum chemistry in two contra sited acid forest soils and headwater streams impacted by acid deposition, Vo sges Mountain, NE France. *Water Air and Soil Polltion*, 2000, 117:217~243
- 32 Anderson HA, Berrow ML, Farmer VC, et al. A reassessment of podzol Formation process. *Journal of Soil Science*, 1982, 33:125~136
- 33 Farmer VC, Russel JD, Berrow ML. Imogolite and proto-imogolite allophane in spodic horizon.: evidence for a mobile aluminum silicate complex in podozol formation. *Journal of Soil Science*, 1980, 31:673~684
- 34 Matzner E, Pijpers M, Holland W, et al. Aluminum in soil solution of forest soils: influence of water flow and soil aluminum pools. *Soil Science Society of America Journal*, 1998, 62:445~454.
- 35 Matzner E, Prenezel J. Acid deposition in German solling area: effects on soil solution chemistry and aluminum mobilization. *Water Air and Soil Pollution*, 1992, 61:221~234

的上升,水分利用率也随之上升。而过多 N 素,使茎叶旺长,蒸腾过旺,就导致了水分利用率的下降。

参考文献

- 1 Freney JR. Strategies to reduce gaseous emissions of nitrogen from irrigated agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1997, 48:155~160
- 2 陈尚谟. 旱区施肥量与农田水肥利用率关系研究. *中国农业气象*, 1994, 15 (4): 12~15
- 3 徐学选等. 春小麦水肥产出协同效应研究. *水土保持学报*, 1994, 8 (4): 72~78
- 4 Hartmann RH, Verplancke M, et al. Influence of Soil Surface Structure on Infiltration and Subsequent Evaporation under Simulated Laboratory Conditions. *Soil Tillage Res.*, 1981, 1: 351~359
- 5 陈玉民等. 中国主要作物需水量与灌溉. 北京: 水利电力出版社, 1995, 34~35
- 6 赵炳梓, 徐富安. 水肥 (N) 交互作用对玉米生长影响研究 (初报). 见: 李生秀主编. *土壤-植物营养研究文集*. 西安: 陕西科技出版社, 1999, 551~557

WHEAT YIELD AND WATER-USE EFFICIENCY AS INFLUENCED BY DIFFERENT COMBINATIONS OF IRRIGATION WATER AND NITROGEN FERTILIZER

Zhao Bingzi Xu Fuan Zhou Liuzong Xu Mengxiong

(Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008)

Abstract One field experiment was carried out in the Fengqiu Experimental Station. It consisted of six levels of irrigation water and five levels of nitrogen fertilizer. The results showed that water greatly limited the formation of wheat yield when the irrigation water was below 105mm, while N fertilizer became the major factor limiting wheat yield and evapotranspiration when the application rate was less than 112.5kg/hm². The trend of yield increasing with N application rate changed with irrigation water, and a typical parabola was observed when the irrigation rate was 475mm. Water-use efficiency decreased with increase in irrigation water, however, a positive relationship between N application rate and water-use efficiency could be obtained only when the irrigation water was at the low level.

Key words irrigation water, nitrogen fertilizer, wheat yield, water use efficiency

(上接第 93 页)

- 36 Seip HM, Crristeophersen N, Sullvian TJ. Episodic variation in stream water aluminum chemistry at Birkenes, Southern - most Norway. in: Lewis TE. ed. *Environmental Chemistry and toxicology of aluminum*. Lewis Publishers Chelsea. MI. 1989, 159~169.

EFFECTS OF ACID PRECIPITATION ON TERRESTRIAL ECOSYSTEM I. MOBILIZATION AND TRANSLOCATION OF ALUMINUM IN SOIL

Guo Jingheng Zhang Xiaoshan Tang Hongxiao

(Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing, 100085)

Abstract The mobilization and translocation of aluminum is one of the severest effects of acid precipitation on ecosystem and an important process by which soils significantly buffer the acid deposition. Because of high toxicity of active aluminum, soil aluminum mobilization has been paid much more attention to in both agronomic and eco-environmental researches. But it is unfortunate that current models cannot account for field and experimental data due to complexity of the soil system and aluminum forms. In this paper, a relatively comprehensive review of recent studies on soil aluminum mobilization mechanisms was carried out. Based on the work, some promising prospects were explored for future study.

Key words Acid precipitation, Soil aluminum, Mobilization and translocation