植物营养与肥料学报 2012,18(4):839-852
Plant Nutrition and Fertilizer Science

亚热带主要耕作土壤硝态氮淋失特征试验研究

高 茹[1,2], 李裕元[1*], 杨 蕊[1,3], 魏红安[1,3], 聂 敏[1,2], 张满意[1], 吴金水[1]
(1 中国科学院亚热带农业生态研究所,亚热带农业生态过程重点实验室,湖南长沙 410125;
2 中国科学院研究生院,北京 100049; 3 西安建筑科技大学环境与市政工程学院,陕西西安 710055)

摘要: 本文选取红壤、水稻土、潮土、黄棕壤和紫色土等我国亚热带地区的主要耕作土壤为研究对象,采用土柱模拟试验,研究了土壤氮素累积与硝态氮迁移的动态特征,并对氮素的淋失风险进行了定量评价和预测。结果表明,硝态氮在土壤中的淋失过程可分为两个明显阶段,即高浓度快速降低阶段和低浓度缓慢降低阶段。硝态氮淋失过程存在明显的拐点,该点对应的累积入渗量(拐点入渗量)变化范围为 38.1 ~ 219.7 mm,且随土壤硝态氮含量的增加呈幂函数关系增加,表明随硝态氮含量的增高,其淋失风险呈加速增大的趋势。硝态氮淋失强度随土壤硝态氮含量的增加呈显著的线性变化趋势。初步估测,我国亚热带地区在年降水入渗量 700 mm 和土壤硝态氮累积水平为 N 20 mg/kg 的条件下,表层土壤(0—20 cm)的硝态氮年平均淋失量为 N 484.9 kg/hm^2,土壤间的变异系数(*CV*%)为 26.5%。土壤硝态氮含量是影响硝态氮淋失强度的决定因素,其它土壤性质的影响均相对较小,因此,控制土壤氮素累积和化肥施用水平是降低其淋失风险的关键环节。

关键词: 亚热带地区; 耕作土壤; 土壤氮素累积; 硝态氮淋失; 淋失强度; 定量评价
中图分类号: S153.6$^+$1　　**文献标识码:** A　　**文章编号:** 1008-505X(2012)04-0839-14

Study on nitrate leaching characteristics in arable soils in subtropical region

GAO Ru[1,2], LI Yu-yuan[1*], YANG Rui[1,3], WEI Hong-an[1,3], NIE Min[1,2], ZHANG Man-yi[1], WU Jin-shui[1]
(*1 Key Laboratory of Agro-ecological Processes in Subtropical Region/Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Science, Changsha, Hunan 410125, China; 2 Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3 College of Environment and Municipal Engineering, Xi' an University of Architecture and Technology, Xi' an, Shaanxi 710055, China*)

Abstract: To study the nitrate leaching dynamics and the impacts of soil nitrogen accumulation, ten soil samples belonging to Orthox, Agrudalf, Fluvents, Udalfs, and Orthents were selected from subtropical area of China and soil column experiment was conducted. A quantitative evaluation and prediction of nitrate leaching risk were performed on the ten arable soils investigated. Results showed that the dynamics of nitrate leaching could be divided into two phases: rapidly decreasing phase with high nitrate concentration and slow decreasing phase with low nitrate concentration. An obvious change point between these two phases was observed. The cumulative infiltration amount opposite to the change point, called critical infiltration amount (D_c), ranged from 38.1 mm to 219.7 mm. The values of D_c tended to increase in a power function pattern with the increasing soil nitrate contents, suggesting that the increment of nitrate leaching risk is accelerated with nitrate accumulation. The nitrate leaching intensity (LI) linearly increased with soil nitrate contents for a given soil. Based on the primary prediction, the annual average nitrate leaching amounts for the ten soils was N 484.9 kg/ha, while the coefficients of variance (*CV*) was 26.5% with annual rainfall infiltration 700 mm and soil nitrate contents N 20 mg/kg. Consequently, controlling soil nitrogen accumulation and fertilizer application amount is the key approach in reducing nitrate leaching risk in the

收稿日期: 2011-12-29　　**接受日期:** 2012-05-02
基金项目: 中国科学院知识创新工程重要方向(KZCX2-YW-437); 中国科学院创新团队(ZCX2-YW-T07)项目; 国家自然科学基金(41171396)资助。
作者简介: 高茹(1986—),女,山东济宁人,硕士研究生,主要从事环境生态方面的研究。E-mail: burnt2008@163.com
*通讯作者 E-mail: liyy@isa.ac.cn

subtropical area of China.

Key words: subtropical area; arable soil; soil nitrogen accumulation; nitrate leaching; leaching intensity; quantitative evaluation

长期大量施用氮(N)肥会引起土壤养分的富集,这不仅明显降低了氮肥的经济效益,而且会造成严重的农业生态环境问题,引起地下水的硝酸盐污染[1-2]。国内外有关研究表明,氮肥的施用会导致硝态氮淋失量的显著增加,据估计,全世界施入土壤中的氮肥,大约有30%～50% 经土壤淋失进入地下水[3],每增施氮肥 1 kg/hm^2,氮素的损失量增加0.086%～0.091%[4]。氮肥的大量使用在引起土壤硝态氮淋失的同时还会诱发 K^+、Ca^{2+}、Mg^{2+} 等金属离子的大量淋失[5],并进一步引起土壤的酸化[6-7]。可见,氮素淋失带来的环境问题已不容忽视。西方国家由于化肥普及较早,土壤养分积累现象从20世纪70年代已经开始出现,因此关于氮素淋失的研究也开展得较早[8-11],2009年 Nature[12]、Science[6]等国际权威杂志均发表文章认为,养分的不平衡施用不仅造成了资源的巨大浪费,也带来了严重的环境问题,而这一问题在中国的表现尤为突出。由于硝态氮本身的弱吸附特性,其淋失速度较快,但是其淋失量的准确估测是其环境效应评价的主要难点[13],其原因主要在于气候条件、土地利用方式、土壤的质地[14]、有机质含量以及土壤结构[15]等多种因素的影响。准确判定土壤硝态氮的迁移强度及其与土壤性质的关系,对于有针对性地采取相应的治理与调控措施具有重要的理论和实际价值,但是,目前国内外关于硝态氮淋失强度的量化研究尚少见报道,尤其对于旱地土壤硝态氮淋失的量化研究更少[16-18]。

在我国南方亚热带地区,由于水热丰沛、复种指数高,肥料的投入量也相对较大。鲁如坤等[19]的研究发现,我国南方6省区在20世纪90年代已经开始出现土壤养分过剩的现象,在一些旱地土壤中,硝态氮含量已经高达200 mg/kg 以上[20-21],这对当地的地下水环境构成了严重威胁,也大大降低了蔬菜瓜果等农产品的品质[22-23]。基于此,本文选取了10个典型亚热带耕作土壤,重点研究其氮素淋失的动态过程特征及其与土壤理化性质的关系,为亚热带地区农田土壤养分积累和环境效应的合理评价提供数据支撑,也为亚热带地区农田土壤养分的科学管理和水资源保护提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

我国亚热带地区一般是指位于秦岭、淮河以南,雷州半岛以北,横断山脉以东(22～34°N,98°E以东)的广大地区,包括16个省、市与自治区。本研究所选的10个耕作土壤样品隶属于5种土类,即红壤、水稻土、潮土、黄棕壤与紫色土,分别取自湖南长沙与岳阳、江苏南京以及重庆永川等地,区域范围包括105～119°E,28～31°N,各样点的基本信息见表1。研究区年均气温16～18 ℃,年均降水量1000～1500 mm,均属于典型的亚热带湿润季风气候。地貌类型包括江南丘岗(湖南长沙)、冲积平原(湖南岳阳)、西南山地(重庆永川)、丘陵坡地(江苏南京)等,涵盖了我国亚热带地区东部、中部和西部不同区域的代表性地貌类型和主要的地带性与非地带性土壤。

1.2 土样采集与处理

在研究区域内选取代表性土壤,首先经过野外考察在确定采样位置后,采用随机、多点(10个点)法采集表层0—20 cm 土样约100 kg,带回室内风干,然后除去根茬、石块等杂物,磨碎过2 mm 筛,充分混匀后备用。从备用土样中均匀分取适量土样,进一步研磨过1 mm、0.25 mm、0.147 mm 筛,用于土壤机械组成、有机质、pH 值、活性铁、铝、氮、磷养分含量等基本理化性质的测定。由表2可以看出,供试土壤质地范围为粉壤土～粘壤土,砂粒含量为3.0%～43.0%,粘粒含量11.1%～39.5%,pH 值3.78～8.41,阳离子交换量(CEC)6.63～20.33 cmol/kg,土壤有机质(SOM)含量8.0～38.6 g/kg,具有相对较宽的变化范围,具有较好的典型性和区域代表性。

1.3 土柱淋溶试验

1.3.1 处理设置与土样准备　为研究土壤氮素在不同累积水平下的淋失特征,本试验通过人工施肥和培养,调整土壤氮素含量,模拟实际土壤氮素的不同累积水平。试验设置6个施肥处理:N 0、30、60、

表 1　土壤采样点基本信息

Table 1　Basic information of sampling sites

土类 Soils	编号 Code	采样区 Sampling sites	经度(E) Longitude	纬度(N) Latitude	海拔(m) Elevation	土地利用 Land use
红壤	1	湖南长沙 Changsha, Hunan	113°21′12″	28°32′13″	75	旱地 Dryland
Orthox	2	湖南长沙 Changsha, Hunan	113°16′46″	28°32′49″	73	旱地 Dryland
水稻土	3	湖南长沙 Changsha, Hunan	113°17′35″	28°15′49″	84	水田 Paddy
Agrudalf	4	湖南长沙 Changsha, Hunan	113°19′37″	28°34′53″	72	水田 Paddy
潮土	5	湖南岳阳 Yueyang, Hunan	112°43′42″	29°17′55″	34	旱地 Dryland
Fluvents	6	湖南岳阳 Yueyang, Hunan	112°43′47″	29°18′05″	34	旱地 Dryland
黄棕壤	7	江苏南京 Nanjing, Jiangsu	119°02′12″	31°40′15″	45	旱地 Dryland
Udalfs	8	江苏南京 Nanjing, Jiangsu	119°05′32″	31°45′23″	48	旱地 Dryland
紫色土	9	重庆永川 Yongchuan, Chongqing	105°53′59″	29°23′39″	710	旱地 Dryland
Orthents	10	重庆永川 Yongchuan, Chongqing	105°54′31″	29°14′50″	272	旱地 Dryland

注(Note): 表中英文名称为美国土壤系统分类名称 The soils are named according to soil taxonomy of the USA.

150、300 和 500 mg/kg,每个处理装 3 个土柱(3 个重复),每个土样共计 18 个土柱。具体方法为: 首先称取风干土样 3 kg,按照上述处理设置和土壤吸湿水含量计算出氮肥(KNO_3)的需要量,用蒸馏水配成溶液均匀施入土壤,并调节土壤含水量至相当于饱和持水量的 45%,充分混匀后装入塑料袋中,并置于 25℃恒温室内培养 4 d,然后取出自然风干,再加蒸馏水调至饱和持水量的 45%,充分混匀后再培养 4 d。如此反复 3 次,以模拟野外自然的干湿交替条件。最后一次土样取出后,将其分为两份,一份用于测定土壤硝态氮的含量(用鲜样),另一份直接装土柱进行氮素淋溶试验。

1.3.2 土柱淋溶试验　将培养到期的新鲜土样充分混匀后,按照 1.20 g/cm^3 的容重装土柱。土柱采用一端封口(带网孔)的有机玻璃管,内径 5 cm,高度 24 cm,装土长度 20 cm。装土前,先在土柱底部铺两层纱布以防土壤细颗粒由土柱底部圆孔中漏出。将待装土样等分成 8 份,每次装入一份并压实至 2.5 cm 高度,分次填装以保证土柱内土壤容重上下一致,每装完一层要将界面刮毛保证上下两层之间没有明显的分层。最后在土柱内的土壤表面铺上一层滤纸,以防止供水过程中水流对表土产生冲刷。土柱装好后,固定在支架上,土柱上端用马氏瓶控制恒水头供水,水头高度 3 cm,下端承接容器(见图 1),动态接取淋溶液以测定硝态氮淋失的动态过程。试验开始以后,从土柱下端滴水开始计时,按体积动态接取水样,每接满 100 mL 为一个水样,用于测定和计算硝态氮的淋失量,同时记录换瓶时间。每组淋溶试验接取 20 个水样,即总入渗量达到 2000 mL 时终止。为防止温度变化对导水率产生影响,整个土柱试验在恒温室内进行,控制温度为 25 ±2℃。

1.4　测定项目与方法

土壤基本性质测定均用未施肥的风干土样进行,颗粒组成用比重计法; pH 用电位法; 有机质用 $K_2Cr_2O_7$ 氧化 - 外加热法; 全氮用重铬酸钾—硫酸消化法; 阳离子交换量(CEC)用 EDTA - 铵盐快速法测定[24]。装土柱的新鲜土样的本底 NO_3^--N(N_{ni})含量采用 1 mol/L KCl 浸提(土液比为 1∶10)—流动注射仪(FIAstar 5000)法测定; 土柱淋溶液一般在 24 h 之内测定,不能及时测定的则在低温(-18℃)冰箱中冷冻保存,测定时再解冻。水样中的 NO_3^--N 含量直接采用流动注射仪法测定,如发现水样浑浊,则先采用高速离心机(转速为 12000 r/min)离心 10 min,再取上清液进行测定或者保存。

1.5　数据处理与统计分析

土柱淋溶试验的每个处理均重复 3 次,文中所用数据为三个土柱相同序号样品测定值的平均值。计算公式为:

表2 供试土壤理化性质

Table 2 Physical and chemical properties of the studied soils

土类 Soils	编号 Code	pH (H_2O)	有机质 OM (g/kg)	CEC (cmol/kg)	NO_3^--N (mg/kg)	EFe (g/kg)	EAl (g/kg)	ECa (mg/kg)	EMg (mg/kg)	砂粒 Sand (>0.05 mm)	粘粒 Clay (<0.002 mm)	质地 Texture
红壤 Orthox	1	3.78	36.1	10.01	59.1	43.8	8.51	876.7	19.1	17.9	39.5	粉粘壤 Silty clay loam
	2	5.25	27.7	10.04	10.1	33.9	4.65	754.1	58.1	34.2	22.6	壤土 Loam
水稻土 Agrudalf	3	5.66	25.0	7.96	5.7	22.9	3.02	1560.9	110.0	43.0	16.2	壤土 Loam
	4	5.53	38.6	6.63	0.9	25.1	3.78	782.3	46.5	13.4	28.8	粉粘壤 Silty clay loam
潮土 Fluvents	5	8.41	10.1	10.42	7.7	20.5	1.43	2726.0	194.2	35.6	11.1	粉壤 Silty loam
	6	8.27	16.1	7.63	12.2	28.9	2.39	1957.5	183.8	35.8	20.7	壤土 Loam
黄棕壤 Udalfs	7	5.41	16.3	10.75	0.7	32.3	6.31	1904.0	131.3	3.0	12.7	粉壤 Silty loam
	8	5.41	8.0	8.07	14.2	22.9	3.21	2179.0	107.1	18.1	24.0	粉壤 Silty loam
紫色土 Orthents	9	4.08	35.6	12.61	8.9	52.6	16.32	1148.5	13.5	35.2	32.9	粘壤 Clay loam
	10	4.91	29.0	20.33	19.9	17.5	2.07	3844.3	283.2	22.1	28.2	粘壤 Clay loam

注(Note):CEC—阳离子交换量 Cation exchangeable capacity;EFe—活性铁 Extractable Fe of soil;EAl—活性铝 Extractable Al of soil; ECa—交换性钙 Exchangeable Ca of soil;EMg—交换性镁 Exchangeable Mg of soil. 表中土壤英文名称为美国土壤系统分类名称 The soils are named according to soil taxonomy of the USA.

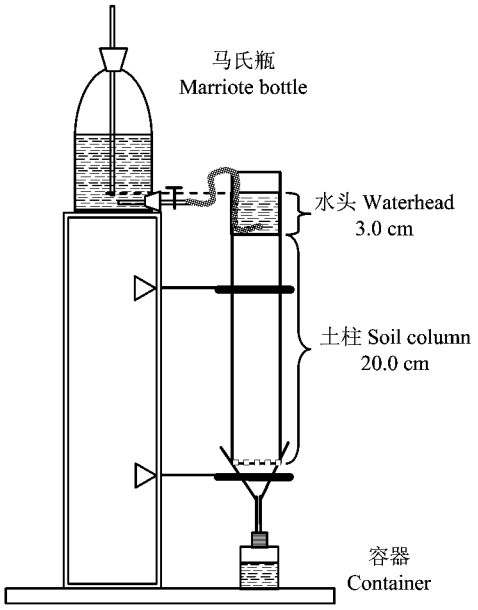

图 1　氮素淋溶土柱模拟试验示意图

Fig. 1　Sketch of the apparatus used for the simulated N leaching experiment

$$C_j = 1/3 \sum_{i=1}^{3} C_{ij} \tag{1}$$

式中：C_j 为每个处理第 j 个淋溶液样品中 NO_3^--N 的平均含量(mg/L)；j 为接取的淋溶液瓶子的顺序编号，$j = 1 \sim 20$；C_{ij} 为实际接取的每瓶淋溶液的 NO_3^--N 含量(mg/L)，其中 i 为重复号，$i = 1 \sim 3$。

为了定量评价土壤硝态氮的淋失量与入渗量的关系，引入硝态氮淋失强度(leaching intensity，简写为 LI)的概念，即一定时段和土层(本文中为 0—20 cm)内单位土地面积、单位入渗水量条件下土壤硝态氮的淋失量，计算公式为：

$$LI_j = 0.001 \times \frac{C_j \times V_j}{(A \times D_j)} \tag{2}$$

式中：LI_j 为表层土壤单位入渗量下的每个处理第 j 个淋溶液样品中硝态氮淋失强度[kg/(hm^2·mm)]；C_j 为淋溶液中硝态氮的平均浓度(mg/L)；V_j 为第 j 个淋溶样品中淋溶液的体积(m^3)；A 为单个土柱的表面积(hm^2)；D_j 为水分入渗量(mm)，其中 $D_j = 0.1 \times V_j/A$，0.1 与 0.001 均为单位换算系数。

根据湖南、江苏和重庆三省市的年降水量(1000 ～ 1500 mm)和平均径流系数 50%[25]，可估测出该区降水的年入渗量大约为 700 mm，再根据下式可初步算出不同累积水平下土壤硝态氮的年淋失量(LA)：

$$LA_j = LI_j \times D_j \tag{3}$$

式中：LA_j 为硝态氮年淋失量[kg/(hm^2·a)]；年入渗量 D_j 估计为 700 mm。

淋溶液中硝态氮含量的衰减过程通过几个拟合方程的比较，发现用幂函数拟合比较简单明了，且效果最佳，决定系数 R^2 最大，均在 0.95 以上，其数学解析表达式为：

$$N_{ni} = aD^b \tag{4}$$

式中：N_{ni} 为淋溶液中的硝态氮浓度(N mg /L)，a、b 为方程回归系数(常量)，且 $b < 0$。参考相关文献[26]，幂函数曲线可用最大曲率法求其拐点，据此可求算出淋溶液中硝态氮衰减的临界点，即由快变慢的拐点。在 $N_{ni} - D$ 关系曲线上任一点曲率的数学表达式为：

$$K\text{曲} = \frac{\left|\dfrac{d^2N_{ni}}{dD^2}\right|}{\left[1 + \left(\dfrac{dN_{ni}}{dD}\right)^2\right]^{\frac{3}{2}}} \tag{5}$$

式(5)右边对 D 求一阶导数，并令导数等于 0，可得到相应于 $N_{ni} - D$ 关系曲线上曲率最大的点。淋溶液中硝态氮衰减的临界点(D_c)的计算公式为：

$$D_c = \left[\frac{2 - b}{(1 - 2b)a^2b^2}\right]^{\frac{1}{2b-2}} \tag{6}$$

式中：D_c 为淋溶液中硝态氮衰减临界点所对应的入渗量(mm)，即拐点入渗量；a、b 为方程(4)中的回归系数。

采用 SPSS 13.0 对数据进行统计分析，试验结果均以 3 次重复样品分析的平均值表示，同时列出标准差。应用 Canoco 4.5 软件进行土壤因子排序分析。应用 Excel 2003 和 CanoDraw 作图。

2　结果与分析

2.1　硝态氮淋失的动态过程

2.1.1 淋失过程　土壤 NO_3^--N 淋溶试验结果表明，不同类型的耕作土壤无论氮素累积水平高低，其淋失过程中淋溶液 NO_3^--N 含量的变化趋势基本一致，均可分为两个明显的阶段，即高浓度快速降低阶段和低浓度缓慢降低阶段(图 2)。在淋溶初期，淋溶液的 NO_3^--N 浓度很高，最高可达 N 2000 mg/L，但随着入渗过程的持续和累积入渗量的增加，NO_3^--N 浓度快速降低，在累积入渗量达到 150 mm 左右时，NO_3^--N 浓度即降至 N 0.02 mg/L 以下，表明土壤中的 NO_3^--N 极易随水淋失，对地下水环境构成严重威胁。

不同土壤 NO_3^--N 淋失过程的比较结果表明,淋溶液 NO_3^--N 含量与土壤的 NO_3^--N 含量具有极显著的相关性($P<0.01$)。由方差分析可知,不同土壤类型在不同氮素积累水平下的 NO_3^--N 淋失浓度差异均达到显著($P<0.05$)或极显著($P<0.01$)水平,表明土壤氮素累积对其淋失具有显著影响。但从图2也可以看出,不同土壤之间 NO_3^--N 的变化过程并不完全一致,其中粉砂壤质潮土5在淋溶初期的下降最快,在入渗量150 mm左右时淋溶液中 NO_3^--N 含量即降至较低的水平(< N 0.02 mg/L),而其它供试土壤则下降相对较慢,一般约在入渗量200 mm左右时 NO_3^--N 浓度才低于 N 0.02 mg/L,这意味着土壤性质可能对 NO_3^--N 的淋失产生一定影响。

4种典型土壤最高氮素累积水平下 NO_3^--N 累积淋失量(LA)的动态变化过程见图3。由图3可以看出,不同土壤类型和氮素累积水平下 NO_3^--N 累积淋失量随累积入渗量的变化均呈对数函数关系增加,且前期增长速度较快,后期增长速度则较慢,表明土壤 NO_3^--N 淋失量随入渗量的增加表现为非线性增加的趋势,其中红壤1和紫色土9的增加幅度相对较大,变化范围分别为 N 531.9 ~ 883.2 kg/hm^{2}和731.3 ~ 1159.2 kg/hm^2,而潮土5和黄棕壤7累积淋失量增加的幅度相对较小,变化范围分别为 N 995.7 ~ 1035.1 kg/hm^2 和985.9 ~ 1239.3 kg/hm^2,意味着潮土5和黄棕壤7的 NO_3^--N 淋失过程持续时间相对较长,硝态氮发生淋失的风险相对较高,而红壤1和紫色土9硝态氮的淋失风险则相对较低。

2.1.2 拐点入渗量 由图2还可看出,淋溶过程中 NO_3^--N 由高浓度快速降低阶段向低浓度缓慢降低阶段的变化具有一个明显的拐点,在土壤氮素累积程度较高时表现尤为明显,该拐点所对应的累积入渗量可称之为"拐点入渗量"。在土壤 NO_3^--N 累积水平接近的情况下,拐点入渗量越小,说明土壤中 NO_3^--N 向下层的迁移越快,对地下水环境的威胁也就越大,反之影响则越小。根据淋溶液 NO_3^--N 浓度随累积入渗量变化的拟合方程(表3)采用最大曲率法可求出各个土壤在不同氮素累积水平下的拐点入渗量(表4),结果表明,不同类型的土壤其拐点入渗量都随土壤 NO_3^--N 累积水平的增加有明显的增大

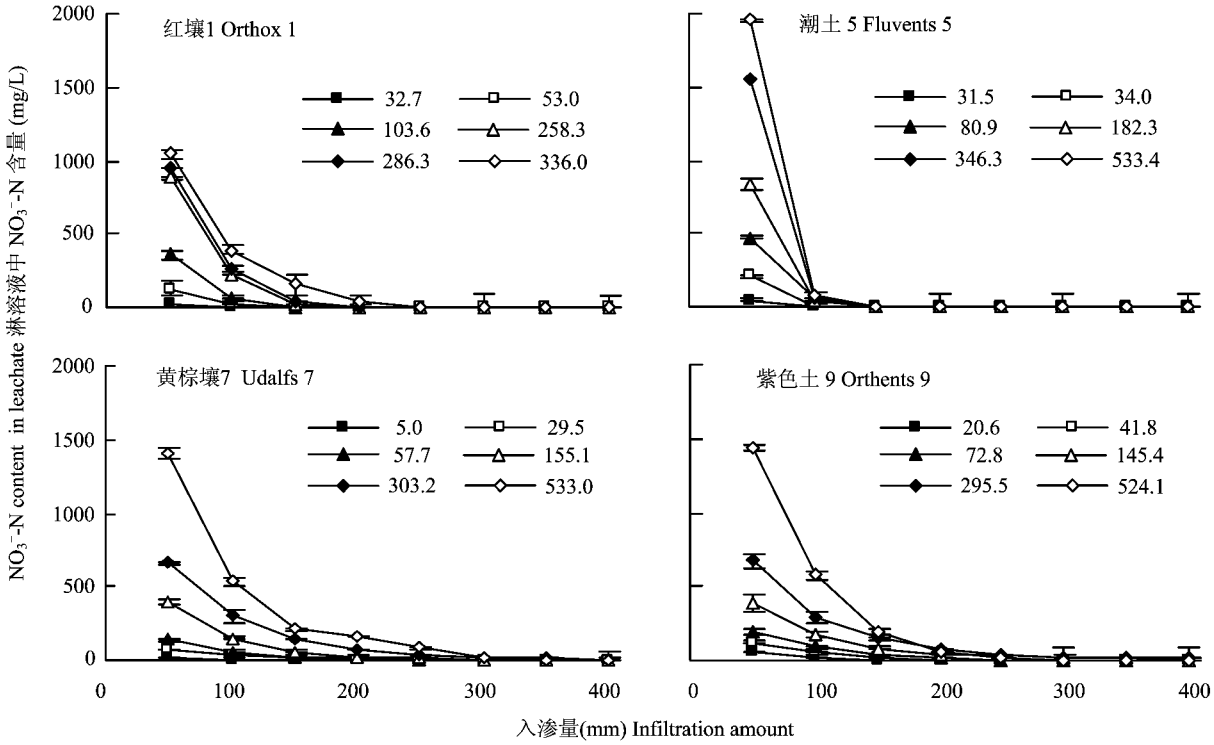

图2 亚热带4个典型耕作土壤 NO_3^--N 的累积与淋失动态

Fig. 2 The accumulation and leaching dynamics of NO_3^--N in four selected subtropical arable soils

[注(Note):图例中数值为土壤硝态氮含量(N mg/kg) Data in the legends indicate NO_3^--N content (N mg/kg) in soils. 土壤英文名称为美国土壤系统分类名称 The soils are named according to soil taxonomy of the USA.]

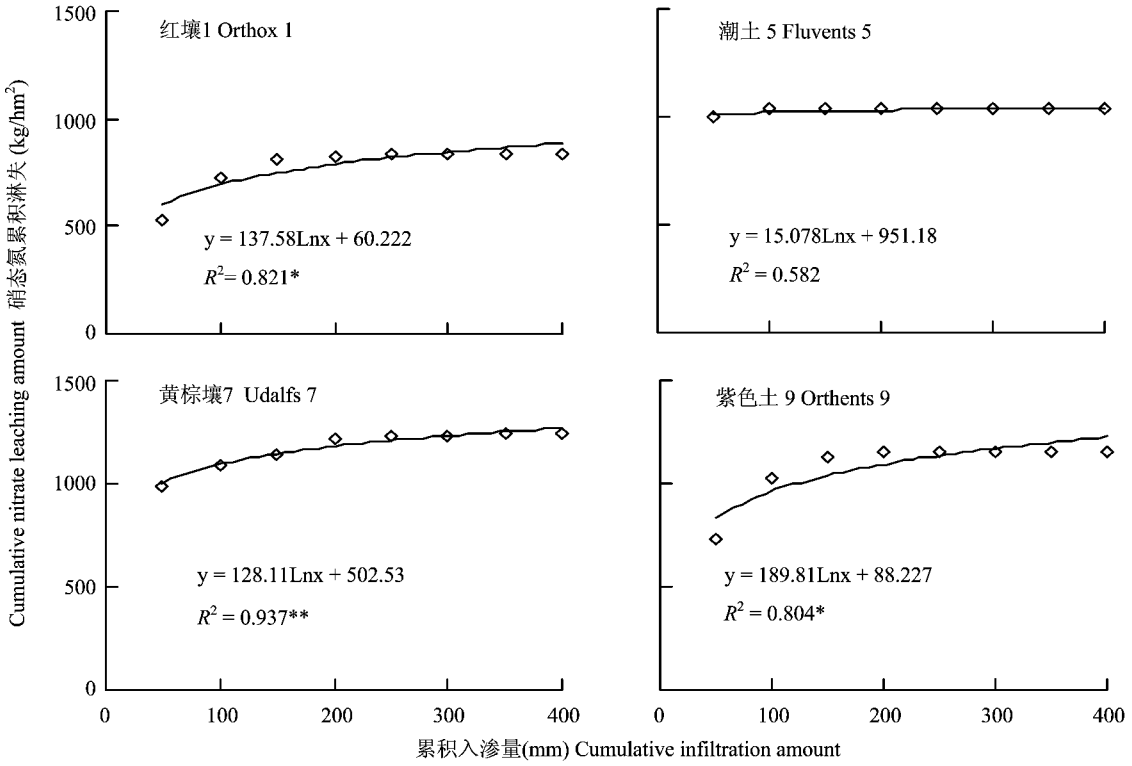

图 3　亚热带 4 个典型土壤硝态氮累积淋失量与累积入渗量的关系

Fig. 3　Relationships between cumulative nitrate leaching amount and cumulative infiltration amount in four selected typical subtropical soils

[注(Note)：土壤英文名称为美国土壤系统分类名称 The soils are named according to soil taxonomy of the USA.　* —$P<0.05$；** —$P<0.01$.]

趋势,且各处理间差异均达到极显著水平($P<0.01$),表明土壤 NO_3^--N 累积水平越高,拐点入渗量越大,入渗过程中 NO_3^--N 高浓度淋失的持续时间越长,NO_3^--N 向下层的迁移量越大,因此环境风险也就越大。表 4 结果显示,供试土壤拐点入渗量随土壤 NO_3^--N 累积水平变化的范围为 36.7 ～ 219.7 mm。以土壤本底硝态氮含量相对较为接近的几个土壤为例,即红壤 2 为 N 10.1 mg/kg、水稻土 3 为 N 5.7 mg/kg、潮土 5 为 N 7.7 mg/kg 和紫色土 9 为 N 8.9 mg/kg(表 2),比较发现其拐点入渗量分别为 55.2 mm、66.4 mm、46.7 mm、61.4 mm,相互间差异显著($P<0.05$),意味着土壤性质对拐点入渗量也有一定的影响。

2.2　硝态氮淋失强度与年淋失量

2.2.1 硝态氮淋失强度　在土壤 NO_3^--N 累积水平相当的情况下,NO_3^--N 的淋失强度(LI)越大,说明土壤中 NO_3^--N 随水分向下层迁移的量就越大,引起地下水环境污染的风险也就越大,反之影响则越小。在累积入渗量 50 mm 条件下,对硝态氮淋失强度的分析结果(表 5、表 6)表明,随土壤硝态氮含量的增加,不同土壤的 LI 均呈极显著的线性增加趋势($R^2>0.95$,$P<0.01$),表明土壤 NO_3^--N 累积与 NO_3^--N 淋失风险之间存在显著的线性关系,没有明显的拐点。对不同土壤的比较发现,相同硝态氮累积水平下 LI 在不同土壤上也有着显著的差异,以土壤硝态氮含量 N 200 mg/kg 为例,根据表 6 的回归方程可以计算出 10 个土壤的 LI 值,变化顺序依次为：N 9.33(黄棕壤 8) >9.31(水稻土 4) >8.52(潮土 5) >8.01(潮土 6) >6.37(紫色土 10) >6.01(水稻土 3) >5.32(紫色土 9) >5.16(红壤 2) >5.07(黄棕壤 7) >5.01(红壤 1) mg/(hm^2·mm),可见土壤性质本身对 LI 也有一定的影响。对不同土壤回归方程斜率的比较也可以看出,在供试的 10 个土壤中,水稻土(4)、潮土(5、6)以及黄棕壤(8)的斜率明显高于其它土壤(表 6),表明随着土壤硝态氮累积程度的提高其潜在的淋失风险更为突出。

表3 淋溶液 NO_3^--N 浓度(N_{ni})随水分入渗量(D)的变化方程

Table 3 Fitted equations of NO_3^--N leaching concentration as a function of infiltration amount in different soils

土壤 Soils	编号 Code	回归方程 Regression equation	决定系数(R^2) Determination coefficient
红壤	1	$N_{ni} = 3E+06\ D^{-2.7408}$	0.9562*
Orthox	2	$N_{ni} = 4E+06\ D^{-2.8091}$	0.9735*
水稻土	3	$N_{ni} = 2E+07\ D^{-3.2101}$	0.9258
Agrudalf	4	$N_{ni} = 2E+08\ D^{-4.2790}$	0.9895*
潮土	5	$N_{ni} = 80308\ D^{-2.3686}$	0.9316*
Fluvents	6	$N_{ni} = 3E+08\ D^{-4.0996}$	0.9508
黄棕壤	7	$N_{ni} = 1E+09\ D^{-4.0107}$	0.9783*
Udalfs	8	$N_{ni} = 1E+09\ D^{-4.0107}$	0.9682*
紫色土	9	$N_{ni} = 6E+07\ D^{-3.2789}$	0.9537*
Orthents	10	$N_{ni} = 2E+07\ D^{-3.10296}$	0.9914*

注(Note): D—水分入渗量 Infiltration amount (mm); N_{ni}—淋溶液中 NO_3^--N 浓度 NO_3^--N content in leachate (mg/L); *—$P<0.05$. 表中土壤英文名称为美国土壤系统分类名称 The soils are named according to soil taxonomy of the USA.

表4 土壤 NO_3^--N 淋失的拐点入渗量(mm)

Table 4 Infiltration amount for change-points of NO_3^--N leaching in different soils

土类 Soils	编号 Code	施肥量 N fertilizer application rate(N mg/kg)					
		0	30	60	150	300	500
红壤	1	69.9(0.3) f	98.7(1.0) f	124.6(1.1) f	156.3(0.8) h	188.6(1.5) g	217.8(0.9) i
Orthox	2	55.2(1.0) d	93.5(1.2) e	107.4(0.9) c	119.3(0.8) cd	164.8(0.9) d	206.3(0.5) e
水稻土	3	66.4(0.6) e	84.1(2.7) c	99.7(1.0) b	109.8(1.1) b	151.7(1.5) c	192.9(1.2) d
Agrudalf	4	52.8(0.8) c	77.4(2.5) b	91.6(0.6) a	106.0(1.1) a	120.3(0.8) a	127.6(0.7) a
潮土	5	46.7(0.5) b	87.9(1.9) d	98.8(1.2) b	117.7(0.7) c	123.7(1.5) ab	144.2(0.7) c
Fluvents	6	67.7(0.6) ef	87.5(2.1) cd	115.9(4.7) e	124.7(0.9) e	124.8(1.4) b	130.1(0.9) b
黄棕壤	7	36.7(0.9) a	70.4(1.1) a	92.5(0.8) a	136.1(2.2) f	171.7(2.1) e	219.7(1.6) j
Udalfs	8	91.5(0.7) h	104.0(1.2) g	111.6(0.6) d	121.6(0.4) de	180.6(0.9) f	213.4(1.0) g
紫色土	9	61.4(3.8) ef	86.8(3.4) cd	104.4(1.2) c	138.7(5.7) fg	172.7(2.6) e	215.1(0.8) h
Orthents	10	79.7(1.2) g	101.6(1.5) fg	111.1(1.5) d	139.9(1.2) g	172.8(1.5) e	211.2(0.9) f

注(Note): 括弧中数据为标准差 Data in parentheses are standard deviations. 同列数据后不同字母表示差异达5%水平 Values followed by different letters in a column are significant at the 5% level. 表中土壤英文名称为美国土壤系统分类名称 The soils are named according to soil taxonomy of the USA.

2.2.2 土壤硝态氮的年淋失量 不同类型土壤在4个累积水平(N 20, 50, 200, 400 mg/kg)下的硝态氮年淋失量的计算结果(表7)表明,随着土壤氮素累积水平的提高,不同类型土壤硝态氮的年淋失量均呈显著的升高趋势。而在同等氮素累积水平下,不同类型土壤硝态氮的淋失风险差异也是相当明显的,在给出的4个土壤氮素累积水平下,不同类型土壤的硝态氮平均年淋失量分别为N 484.9、1194.6、4757.7和9504.9 kg/hm^2,变异系数分别为26.5%、25.3%、26.1%和27.1%,表明土壤性质在一定程度上也会影响硝态氮的淋失强度。

表 5　土壤 NO_3^--N 淋失强度随土壤 NO_3^--N 含量的变化

Table 5　The dynamics of NO_3^--N leaching intensity (LI) as a function of NO_3^--N contents in different soils

土类 Soils	编号 Code	硝态氮含量和淋失强度 NO_3^--N content and LI	施氮量 N application rate(N mg/kg)					
			0	30	60	150	300	500
红壤 Orthox	1	NO_3^--N 含量 Content (mg/kg)	57.6	72.1	106.7	180.9	306.4	499.4
		淋失强度 LI [kg/(hm^2·mm)]	0.57	1.84	3.10	5.44	8.05	11.61
	2	NO_3^--N 含量 Content (mg/kg)	23.2	46.0	68.6	118.6	332.3	532.7
		淋失强度 LI [kg/(hm^2·mm)]	0.40	1.53	2.38	3.11	7.42	14.14
水稻土 Agrudalf	3	NO_3^--N 含量 Content (mg/kg)	20.9	34.1	42.6	77.7	228.7	453.0
		淋失强度 LI [kg/(hm^2·mm)]	0.52	1.07	1.78	2.41	6.70	13.53
	4	NO_3^--N 含量 Content (mg/kg)	15.0	20.0	55.9	128.3	228.2	391.6
		淋失强度 LI [kg/(hm^2·mm)]	0.25	1.03	2.75	6.30	12.50	18.50
潮土 Fluvents	5	NO_3^--N 含量 Content (mg/kg)	31.5	34.0	80.9	182.3	346.6	533.4
		淋失强度 LI [kg/(hm^2·mm)]	0.11	2.17	4.21	7.66	14.21	23.18
	6	NO_3^--N 含量 Content (mg/kg)	43.7	58.6	107.4	203.9	357.7	518.4
		淋失强度 LI [kg/(hm^2·mm)]	0.49	2.11	4.82	8.53	15.79	19.91
黄棕壤 Udalfs	7	NO_3^--N 含量 Content (mg/kg)	5.0	29.5	57.7	155.1	303.2	533.0
		淋失强度 LI [kg/(hm^2·mm)]	0.12	0.72	1.44	4.09	6.77	14.29
	8	NO_3^--N 含量 Content (mg/kg)	6.4	32.9	42.0	123.8	226.0	360.0
		淋失强度 LI [kg/(hm^2·mm)]	0.31	0.51	3.07	6.64	8.93	17.46
紫色土 Orthents	9	NO_3^--N 含量 Content (mg/kg)	20.6	41.8	72.8	145.4	295.5	524.1
		淋失强度 LI [kg/(hm^2·mm)]	0.62	1.21	1.95	3.95	6.85	14.63
	10	NO_3^--N 含量 Content (mg/kg)	26.4	57.0	82.0	173.2	279.3	546.5
		淋失强度 LI [kg/(hm^2·mm)]	0.93	2.12	3.10	5.69	9.13	17.59

注(Note)：LI— NO_3^--N 淋失强度 Leaching intensity of NO_3^--N. 表中土壤英文名称为美国土壤系统分类名称 The soils are named according to soil taxonomy of the USA.

表 6　不同土壤 NO_3^--N 淋失强度随土壤硝态氮含量的变化方程

Table 6　Fitted equations of NO_3^--N leaching intensity with NO_3^--N content in different soils

土类 Soils	编号 Code	回归方程 Regression equation	决定系数(R^2) Determination coefficient
红壤	1	$LI = 0.0239N_{ni} + 0.2259$	0.9708**
Orthox	2	$LI = 0.0252N_{ni} + 0.1231$	0.9853**
水稻土	3	$LI = 0.0294N_{ni} + 0.1313$	0.9981**
Agrudalf	4	$LI = 0.0465N_{ni} + 0.0110$	0.9532**
潮土	5	$LI = 0.0429N_{ni} - 0.0604$	0.9916**
Fluvents	6	$LI = 0.0409N_{ni} - 0.1734$	0.9841**
黄棕壤	7	$LI = 0.0261N_{ni} - 0.1501$	0.9907**
Udalfs	8	$LI = 0.0473N_{ni} - 0.1979$	0.9713**
紫色土	9	$LI = 0.0271N_{ni} - 0.0956$	0.9894**
Orthents	10	$LI = 0.0317N_{ni} + 0.2777$	0.9995**

注(Note)：LI— NO_3^--N 淋失强度 Leaching intensity of NO_3^--N. N_{ni}—硝态氮含量 NO_3^--N content. 表中土壤英文名称为美国土壤系统分类名称 The soils are named according to soil taxonomy of the USA. **—$P<0.01$.

表7 亚热带典型耕作土壤不同累积水平下硝态氮年淋失量风险预测[N kg/(hm^2·a)]

Table 7 Risk predict of annual NO_3^--N leaching amount in selected subtropical arable soils

土类 Soil types	编号 Code	土壤硝态氮含量 Soil nitrate content(N mg/kg)			
		20	50	200	400
红壤	1	492.7	994.6	3504.1	6580.1
Orthox	2	489.0	968.2	3614.2	7142.2
水稻土	3	503.5	1120.9	4207.9	8323.9
Agrudalf	4	658.7	1635.2	6417.7	13027.7
潮土	5	558.3	1459.2	5963.7	11969.7
Fluvents	6	451.2	1310.1	5604.6	11330.6
黄棕壤	7	260.3	808.4	3548.9	7202.9
Udalfs	8	660.0	1638.6	6531.6	13055.6
紫色土	9	312.5	881.6	3727.1	7521.1
Orthents	10	463.2	1128.9	4457.4	8895.4
均值 Mean		484.9	1194.6	4757.7	9504.9
变异系数 *CV*(%)		26.5	25.3	26.1	27.1

注(Note):表中土壤英文名称为美国土壤系统分类名称 The soils are named according to soil taxonomy of the USA.

2.3 土壤理化性质对 NO_3^--N 淋失强度的影响

对所选10个供试土壤的硝态氮淋失强度(LI)与土壤因子进行主成分分析(PCA),结果(表8)表明,4个排序轴几乎可解释LI与土壤因子变化的100%,其中,前两个排序轴共解释了98.1%的淋失强度—土壤因子的关系,说明所选的10个土壤因子可以很好地解释硝态氮的淋失特征,表明这些因子对土壤硝态氮淋失有明显影响。在PCA分析结果(图4)中,土壤因子与LI夹角越小,表示其对LI的影响越大。图4可见,土壤硝态氮含量(N_{ni})与LI的关系最为密切,表明土壤硝态氮的累积程度是影响LI的最主要因子。此外,pH与砂粒含量也与LI具有一定的正相关关系,而交换性Ca、Mg、CEC、活性Fe、Al等因子与LI的夹角几乎为直角,表明这些因素对LI的影响较为微弱。

表8 NO_3^--N 淋失强度与土壤因子的 PCA 排序

Table 8 PCA results of NO_3^--N leaching intensity and soil factors in soils

排序轴 Axis	特征值 Eigenvalue	淋失强度数据变化累积百分比(%) Cumulative percentage of leaching intensity-environment relation variance	特征值总和 Sum of all eigenvalues
Axis 1	0.583	58.3	1.000
Axis 2	0.398	98.1	
Axis 3	0.018	99.9	
Axis 4	0.001	100.0	

3 讨论

3.1 硝态氮淋失特征及其影响因素

3.1.1 硝态氮淋失过程与入渗量的关系 硝态氮淋失浓度随入渗量增加呈显著的幂函数降低趋势,而累积淋失量则随入渗量的增加呈对数函数增加,且前期变化较大而后期变化微弱(见图2、图3)。该变化特征与硝态氮自身的理化性质有关,NO_3^--N为

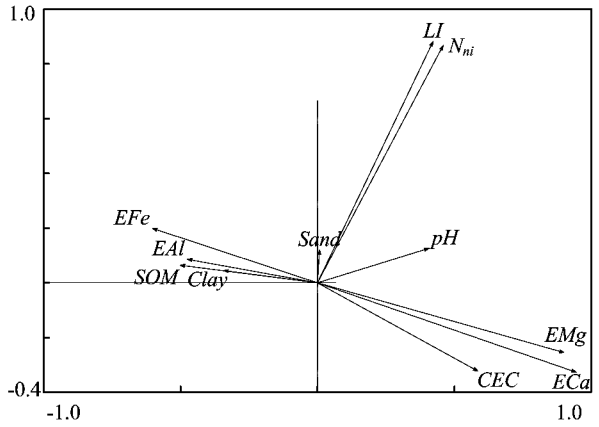

图 4　土壤硝态氮淋失强度与土壤因子的主成分分析(PCA)二维排序图

Fig. 4　PCA biplot of soil NO_3^--N leaching intensity and soil factors

非吸附性离子，不易被土壤胶体所吸附，因此，极易随水分迁移，淋失浓度降低较快。这与前人的研究结果相一致[17]。对硝态氮累积淋失量随入渗量的变化，不同的学者采用了不同的数学模型。徐立刚等[17]对抚仙湖流域红壤氮素垂向迁移特征的研究中，将二者拟合为对数模型，与本文的结果一致，而王辉等[27]对黄土坡地氮素淋失特征的研究发现，NO_3^--N 的淋失量与降水量为显著的线性关系。不同数学模型的采用主要与土壤硝态氮的积累水平以及试验观测时间长短有关，由于在前期 NO_3^--N 淋失较快，因此，积累水平越高，其累积淋失量增加就越快，增加趋势越趋近于对数函数形式。同时，观测时间越长，由于后期淋失量较少，累积淋失量变化过程也越趋向对数函数。可见 NO_3^--N 的淋失过程与水分入渗密切相关，因此在大田养分管理方面，建议采取适当的灌溉方式，如少量多次、限额灌溉(不至产生深层渗漏)均可有效地降低硝态氮的淋失[28-29]。在土壤 NO_3^--N 累积水平相当的情况下，拐点入渗量越小，就意味着土壤中 NO_3^--N 向下层迁移速度越快，在同等入渗量下对地下水环境的威胁也就越大，反之影响则越小。由表 4 结果可知，不同类型土壤的拐点入渗量均随土壤 NO_3^--N 含量的增加而增大，表明土壤硝态氮含量越高，拐点入渗量越大，入渗过程中 NO_3^--N 高浓度淋失阶段的持续时间就会越长，淋失风险也就越大。因此，土壤 NO_3^--N 累积水平是决定拐点入渗量大小的主要因素，控制土壤氮素累积是控制硝态氮淋失、降低硝态氮淋失环境风险的关键环节。此外，土壤性质对其也有一定的影响，质地粗的沙质土壤比质地细的粘质土壤氮素淋失更为严重[30]，这显然与土壤的导水特征有密切关系，土壤的导水率越高，NO_3^--N 随水分向下层的迁移量就越大。

3.1.2 土壤特征对硝态氮淋失强度(LI)和淋失量的影响　水分是硝态氮淋失的动力条件[31]，而土壤氮素累积水平与土壤理化性质是影响硝态氮淋失的物质基础。国内外大量的研究均表明，土壤硝态氮的累积程度、降雨强度、水分入渗量及土壤质地对硝态氮的淋失具有显著影响。李世清等[32]的研究表明，高施氮量时的硝态氮淋失量远大于低施氮量；Lars 等[33]的研究发现，当施氮量 < 100 kg/hm^2 时，地下排水中硝酸盐淋失量为 15 kg/hm^2，而施肥量在 100 ～200 kg/hm^2 范围内时的硝酸盐淋失量增加到 91 kg/hm^2。付玉芹等[34]对华北平原不同施氮水平下深层土壤硝态氮淋失特征的研究结果表明，施氮量越高，深层硝态氮的累积量和淋失量也越大，高施肥量(600 ～1500 kg/hm^2)下的 13—15 m 土层中都有硝态氮淋失出现。本文的研究结果(图 4，表 6)表明，土壤 NO_3^--N 含量是影响其淋失强度(LI)的最主要因子，且二者相关性达到极显著水平($P < 0.01$)。此外，pH 和砂粒含量也与 LI 具有一定的正相关关系，而交换性 Ca、Mg、CEC、活性 Fe、Al 等因子对 LI 的影响相对较小。由表 5 和表 6 可知，LI 随土壤 NO_3^--N 含量的增加呈显著的线性变化趋势，没有明显的拐点，这与土壤磷素的淋失特征明显不同[35-37]，因此，可以认为土壤硝态氮淋失的环境风险与其累积程度具有线性关系。质地对 LI 的影响主要表现在两个方面，土壤砂粒含量越高，其饱和导水率(Ks)就越高，因此质地轻的土壤其 LI 一般也就越大[38]。另一方面，粘粒含量越高的土壤，一般其有机质含量也越高[39]，而粘粒、土壤有机质及其结合形成的有机无机复合体含有多种有机官能团，可对养分离子(包括阴离子)产生一定的吸附能力[40-41]，所以随着粘粒含量的增加，LI 会有一定程度的降低。土壤 pH 与 LI 的正相关关系可从 pH 所反映的土壤化学特征上得以部分解释。土壤一般以带负电荷为主，但本试验所用的亚热带耕作土壤以酸性土壤为主，含可变电荷，一般地随着 pH 的升高，土壤矿物与盐基离子组成会发生较大的变化，pH 越高其盐基饱和度就越高[42]，所含 H^+、Al^{3+}(带可变电荷)含量就越低，含可变电荷比例就会降低，对硝态氮的吸附能力也就相应减弱，LI 就越大。但总的来讲土壤质地、pH 值等因素的影响显著低

于硝态氮累积程度(图4)的影响,因此,加强农田土壤养分的科学管理,最大程度地控制氮肥用量以降低土壤氮素的累积水平,是降低硝态氮淋失风险的最主要措施。

3.2 土壤硝态氮的淋失风险评价

4个累积水平下的土壤硝态氮年淋失量的估测(表7)表明,在供试的10个土壤样品中,红壤1、水稻土3,4和黄棕壤8的硝态氮年淋失量明显高于其它土壤,表明其淋失风险相对较大,应当加强其养分的科学管理,避免一次大量施肥和长期过量施肥导致的土壤硝态氮的累积。对于水稻土,一般认为由于长期处于淹水或水分饱和状态,土壤矿质氮几乎全以 NH_4^+-N 的形式存在[43],因此硝态氮淋失量相对较小。但本文的模拟试验结果显示,在水稻土出现硝态氮累积,比如实行水旱轮作时,其硝态氮淋失也是相当严重的,淋失强度甚至会超过旱地土壤,因此水稻土的硝态氮淋失风险也不容忽视。总之,土壤硝态氮淋失风险与土壤中硝态氮含量关系极为密切,控制土壤硝态氮的累积水平,是控制其环境风险的关键。

4 结论

1)土壤 NO_3^--N 淋失过程表现为两个明显的阶段,即高浓度快速降低阶段和低浓度缓慢降低阶段,该过程可拟合为幂函数方程($y = ax^b$, $b < 0$)。NO_3^--N淋失过程中浓度变化拐点所对应的累积入渗量可称之为"拐点入渗量",供试的10个亚热带耕作土壤的拐点入渗量变化范围为38.1～219.7 mm,拐点入渗量越高,淋失过程中硝态氮高浓度阶段持续时间越长,淋失风险就越大。拐点入渗量随土壤硝态氮含量的增加呈幂函数关系增加。

2)亚热带耕作土壤 NO_3^--N 淋失强度与土壤 NO_3^--N 含量具有显著的线性相关性($R^2 = 0.95$, $P < 0.05$),土壤pH与砂粒含量与淋失强度也有一定的正相关关系($P > 0.05$),其它土壤理化性质对硝态氮淋失的影响均不明显。土壤硝态氮含量是影响硝态氮淋失风险的主要决定性因素,控制土壤硝态氮累积水平是降低其淋失风险的关键。

3)采用土柱法对亚热带主要耕作土壤硝态氮年淋失量的估测结果表明,随着土壤硝态氮含量的增加,淋失量均为显著的增大趋势。但是本研究采用的扰动土柱法未考虑土壤结构、土壤水分侧渗等因素的影响,因此,试验结果尚需进一步的野外观测试验加以验证。

参 考 文 献:

[1] 吕殿青, 同延安, 孙本华, 等. 氮肥施用对环境污染影响的研究[J]. 植物营养与肥料学报, 1998, 4(1): 8-15.
Lü D Q, Tong Y A, Sun B H *et al*. Study on effect of nitrogen fertilizer on environmental pollution[J]. Plant Nutr. Fert. Sci., 1998, 4(1): 8-15.

[2] 张庆忠, 陈欣, 沈善敏. 农田土壤硝酸盐积累与淋失研究进展[J]. 应用生态学报, 2002, 13 (2): 233-238.
Zhang Q Z, Chen X, Shen S M. Advances in studies on accumulation and leaching of nitrate in farming soil[J]. Chin. J. Appl. Ecol., 2002, 13 (2): 233-238.

[3] Van Drecht G, Bouwmann A F, Knoop J M *et al*. Global pollution of surface waters from point and sources of nitrogen [J]. Sci. World, 2001, 2: 632-641.

[4] Ramos C A, Agut A L, Lido N. Nitrate leaching in important crops of the Valencian Community region (Spain) [J]. Environ. Poll., 2002, 118: 215-223.

[5] Cahn M D, Bouldin D R, Cravo M S *et al*. Cation and nitrate leaching in an Oxisol of Brazilian Amazon[J]. Agron. J., 1993, 85: 334-340.

[6] Vitousek P M, Naylor R, Crews T *et al*. Nutrient imbalances in agricultural development[J]. Science, 2009, 324: 1519-1520.

[7] Zhang W F, Christie P, Goulding K W T *et al*. Significant acidification in major Chinese croplands [J]. Science, 2010, 327: 1008-1010.

[8] Exner M E. Occurrence of nitrate in groundwater: a review[J]. Water Resour. Res., 1979, 15: 139-147.

[9] Richards J E, Milburn P H, MacLean A A, Demerchant G P. Intensive potato production effects on nitrate-N concentration of rural new Brunswich well water[J]. Agric., Engin., 1990, 32: 189-196.

[10] Narang R S. Nitrogen leaching from soil in the Kopuins area of Greece[J]. Soil Use Manag. 1989, 23: 101-108.

[11] Scheller E, Vogtmann H. Case-studies on nitrate leading in Arabia fields of organic farms[J]. Biol. Agric. Hortic., 1995, 11: 1-4.

[12] Gilbert N. The disappearing nutrient[J]. Nature, 2009, 461: 716-718.

[13] Vander L M, Stirzaker R J, Annandale J G *et al*. Monitoring and modelling draining and resident soil water nitrate concentrations to estimate leaching losses[J]. Agric. Water Manag., 2010, 97: 1779-1786.

[14] Chen X M, Wu H S, Wu F. Nitrate vertical transport in the main paddy soils of Tai Lake region, China[J]. Geoderma, 2007, 142: 136-141.

[15] Floyd W C, Schoenholtz S H, Griffith S M *et al*. Nitrate-nitrogen, land use/land cover, and soil drainage associations at multiple spatial scales[J]. J. Environ. Qual., 2009, 38: 1473-1482.

[16] 章明奎, 方利平. 砂质农业土壤养分积累和迁移特点的研究[J]. 水土保持学报, 2006, 20(2): 46-49.
Zhang M K, Fang L P. Accumulation and transport of nutrients

in agricultural sandy soils[J]. J. Soil Water Conserv., 2006, 20(2): 46-49.

[17] 徐力刚,张奇,徐进,等. 不同降雨强度对营养盐垂向迁移过程和淋失量的影响[J]. 土壤学报, 2008, 45(3): 437-443.
Xu L G, Zhang Q, Xu J *et al*. Migration and leaching losses of nutrients in relation to rainfall intensity[J]. Acta Pedol. Sin., 2008, 45(3): 437-443.

[18] Kurunc A, Ersahin S, Yetgin U B *et al*. Identification of nitrate leaching hot spots in a large area with contrasting soil texture and management[J]. Agric. Water Manag., 2011, 98: 1013-1019.

[19] 鲁如坤,时正元,施建平. 我国南方6省区农田养分平衡现状评价和动态变化研究[J]. 中国农业科学, 2000, 33(2): 63-67.
Lu R K, Shi Z Y, Shi J P. Nutrient balance of agroecosystem in six provinces in southern China[J]. Sci. Agric. Sin., 2000, 33(2): 63-67.

[20] 李艾芬,章明奎. 浙北平原不同种植年限蔬菜地土壤氮磷的积累及环境风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(1): 122-127.
Li A F, Zhang M K. Accumulation and environmental risk of nitrogen and phosphorus in vegetable soils with different plantation history in northern Zhejiang[J]. J. Agro-Environ. Sci., 2010, 29(1): 122-127.

[21] 秦红灵,全智,刘新亮,等. 长沙市郊不同种植年限菜地土壤磷含量状况及淋失风险分析[J]. 中国农业科学, 2010, 43(9): 1843-1851.
Qin H L, Quan Z, Liu X L *et al*. Phosphorus status and risk of phosphate leaching loss from vegetable soil of different planting years in suburbs of Changsha[J]. Sci. Agric. Sin., 2010, 43(9): 1843-1851.

[22] 胡承孝,邓波儿,刘同仇,等. 氮肥水平对蔬菜品质的影响[J]. 土壤肥料, 1996, (3): 34-36.
Hu C X, Deng B E, Liu T Q *et al*. Effects of nitrogen application on the quality of vegetables[J]. Soils Fert., 1996, (3): 34-36.

[23] 任华中,袁丽萍,米国全,等. 氮营养对蔬菜品质的影响研究进展[J],华中农业大学学报, 2004, (z2): 194-197.
Ren H Z, Yuan L P, Mi G Q *et al*. Review of vegetable quality affected by nitrogen nutrition[J]. J. Huazhong Agric. Univ., 2004, (z2): 194-197.

[24] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析[M]. 上海:上海科学技术出版社, 1983. 62-132, 375-376.
Soil institute of Nanjing, Chinese Academy of Sciences. The soil physical and chemical analysis [M]. Shanghai: Shanghai Scientific and Technical Publishers, 1983. 62-132, 375-376.

[25] 中国自然资源综合考察委员会,中国自然资源手册[M]. 北京:科学出版社, 1990.
Commission of natural resources in China, CAS & SPC, 1990. Handbook of natural resources in China [M]. Beijing: Science Press. 1990.

[26] 刘苏峡,莫兴国,夏军,等. 用斜率和曲率湿周法推求河道最小生态需水量的比较[J]. 地理学报, 2006, 61(3): 273-281.
Liu S X, Mo X G, Xia J *et al*. Uncertainty analysis in estimating the minimum ecological instream flow requirements via wetted perimeter method: curvature technique or slope technique[J]. Acta Geograph. Sin., 2006, 61(3): 273-281.

[27] 王辉,王全九,邵明安. 降水条件下黄土坡地氮素淋溶特征的研究[J]. 水土保持学报, 2005, 19(5): 61-64.
Wang H, Wang Q J, Shao M A. Characteristics of nitrogen leaching from sloping land on loess plateau under rainfall conditions[J]. J. Soil Water Conserv., 2005, 19(5): 61-64.

[28] Bauder J W, Montgomery B R. N-source and irrigation effects on nitrate leaching[J]. Agron. J., 1980, 72: 593-596.

[29] Zhang Y M, Chen D L, Zhang J B *et al*. Ammonia volatilization and denitrification losses from an irrigated maize-wheat rotation field in the North China Plain[J]. Pedosphere, 2004, 14(4): 533-540.

[30] 王朝辉,李生秀,王西娜,苏涛. 旱地土壤硝态氮残留淋溶及影响因素研究[J]. 土壤, 2006, 38(6): 676-681.
Wang C H, Li S X, Wang X N, Su T. leaching of residual nitrate nitrogen and effect of different factors on NO_3^--N in dryland[J]. Soils, 2006, 38(6): 676-681.

[31] Sharma S K. Influence of leaching with different amount of water on desalinization and permeability: behavior of chloride and sulphate-dominated saline soils[J]. Agric. Water Manage., 1996, 31: 225-235.

[32] 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]. Sci. Agric. Sin., 2004, 37(6): 859-864.

[33] Lars B, Nils B. Effects of different applications of fertilizer N on leaching losses and distribution of inorganic N in the soil[J]. Plant Soil, 1986, 93: 333-345.

[34] 付玉芹,雷玉平,郑力,等. 不同施氮水平下深层土壤硝态氮淋失特征研究[J]. 中国农学通报, 2006, 22(6): 245-248.
Fu Y Q, Lei Y P, Zheng L *et al*. Nitrate leaching characteristics in deep soil layer for different fertilization methods[J]. Chin. Agric. Sci. Bull., 2006, 22(6): 245-248.

[35] Heckrath G, Brooks P C, Poulton P R, Goulding K W T. Phosphorous leaching from soils containing different P concentrations in the Broadbalk experiment[J]. J Environ. Qual., 1995, 24: 904-910.

[36] 钟晓英,赵小蓉,鲍华军,等. 我国23个土壤磷素淋失风险评估 Ⅰ. 淋失临界值[J]. 生态学报, 2004, 24(10): 2275-2280.
Zhong X Y, Zhao X R, Bao H J *et al*. The evaluation of phosphorus leaching risk of 23 Chinese soils Ⅰ. Leaching criterion[J]. Acta Ecol. Sin., 2004, 24(10): 2275-2280.

[37] Fortune S, Lu J, Addiscott T M, Brookes P C. Assessment of phosphorus leaching losses from arable land[J]. Plant Soil, 2005, 269: 99-108.

[38] Zhou J B, Xi J G, Chen Z J *et al*. Leaching an transformation of nitrogen fertilizers in soil after application of N with irrigation: a soil column method[J]. Pedosphere, 2006, 16(2): 245-252.

[39] 黄绍文，金继运，杨俐苹，程明芳. 粮田土壤养分的空间格局及其与土壤颗粒组成之间的关系[J]. 中国农业科学，2002, 35(3): 297-302.
Huang S W, Jin J Y, Yang L P, Chen M F. Spatial distribution of soil nutrient and relationship between soil nutrient and soil granule composition for grain crop region[J]. Sci. Agric. Sin., 2002, 35(3): 297-302.

[40] 朱祖祥. 土壤学[M]. 北京：农业出版社，1983.
Zhu Z X. Soil science[M]. Beijing: Agriculture Press, 1983.

[41] 左海军，张奇，徐力刚，等. 农田氮素淋溶损失影响因素及防治对策研究[J]. 环境污染与防治，2008, 30(12): 83-89.
Zuo H J, Zhang Q, Xu L G *et al*. Study of influence factors and prevention countermeasures on nitrogen leaching in arable soil [J]. Environ. Poll. Control, 2008, 30(12): 83-89.

[42] 于天仁，王振全. 土壤分析化学[M]. 北京：科学出版社，1988.
Yu T R, Wang Z Q. Soil analytical chemistry[M]. Beijing: Science Press, 1988.

[43] 朱鹤健. 水稻土[M]. 北京：农业出版社，1985.
Zhu H J. Paddy soil[M]. Beijing: Agriculture Press, 1985.