

土壤氮素循环模型及其模拟研究进展*

唐国勇^{1,2} 黄道友¹ 童成立^{1**} 张文菊^{1,3} 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重点实验室,长沙 410125;²中国科学院研究生院,北京 100039;

³华中农业大学资源环境学院,武汉 430070)

【摘要】 N既是植物必需的营养元素,又是造成环境污染的重要元素.正确模拟土壤中N循环已经成为科学家共同关注的热点问题.简述了土壤N循环的基本过程,重点介绍了13种土壤N循环模型和6个土壤N循环过程的模拟,并讨论了模拟中存在的参数化问题.

关键词 土壤N N循环 模型 模拟

文章编号 1001-9332(2005)11-2208-05 **中图分类号** S153.6 **文献标识码** A

Research advances in soil nitrogen cycling models and their simulation. TANG Guoyong^{1,2}, HUANG Daoyou¹, TONG Chengli¹, ZHANG Wenju^{1,3}, WU Jinshui¹ (¹Key Laboratory of Subtropical Agro-ecology, Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences, Changsha 410125, China; ²Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China; ³College of Resources and Environment, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China). *Chin. J. Appl. Ecol.*, 2005, 16(11):2208~2212.

Nitrogen is one of the necessary nutrients for plant, and also a primary element leading to environmental pollution. Many researches have been concerned about the contribution of agricultural activities to environmental pollution by nitrogenous compounds, and the focus is how to simulate soil nitrogen cycling processes correctly. In this paper, the primary soil nitrogen cycling processes were reviewed in brief, with 13 cycling models and 6 simulated cycling processes introduced, and the parameterization of models discussed.

Key words Soil nitrogen, Nitrogen cycle, Model, Simulation.

1 引言

N是植物必需的营养元素,也是评价土壤质量和土地生产力的重要指标.为了获得高产,需要施用大量的氮肥.据统计^[32],仅1996年全世界氮肥(折纯N)使用总量就高达 8.50×10^7 t,但N累积利用率不高.据估计,施入土壤中的N大约有35%通过各种途径损失掉^[6,32].此外,氮肥的使用还可能造成环境污染,诸如温室气体(主要是氮氧化物)和致酸雨气体(氨气)的排放、地下水硝酸盐超标、水体富营养化等^[20].如2000年,比利时80%的饮用水中硝酸盐含量超标^[10].目前,土壤N循环的研究已经成为土壤学家、环境学家、农学家等共同关注的热点问题之一.

土壤N循环是N生物地球化学循环中的重要环节,其模拟是作物估产、环境评价、农田管理、决策制定和长期预测的重要依据,对提高氮肥利用率、防止或减轻环境污染具有重要的理论和实践意义.20世纪60年代,就有基于单个过程的土壤N循环方面的报道^[25,28].40多年来,北美和欧洲一些国家建立了大量的土壤N循环模型.我国在这方面研究还比较薄弱^[3,15,24].本文拟通过简要概述土壤N循环过程,重点介绍13种土壤N循环模型和6个土壤N循环过程的模拟,并讨论模型模拟中的参数化问题,以期为深入研究土壤N循环及其模拟提供一定的参考和借鉴.

2 土壤N循环的基本过程

土壤中含N化合物种类多,理化、生物学性质各异.一般可将土壤中N划分为有机氮和无机氮,以有机氮为主.在土壤微生物等因子的作用下,N在土壤中发生一系列复杂的循环.主要循环过程有:有机氮矿化、腐殖化、硝化、反硝化、氨挥发、N沉降、硝酸盐淋失、生物固氮、铵离子晶格固定和释放、土壤粘粒吸附和解吸、植物吸收等过程.土壤N循环过程的研究是建立土壤N循环模型以及N生物地球化学循环模型的基础.

3 土壤N循环模型的研究概况

目前,农业中数学模型并无统一的分类,可从不同角度进行划分.根据建模的方法可分为经验模型和机理模型;从土壤有机氮角度可分为单组分和多组分模型;从模拟循环过程的数目方面可分为单过程和多过程模型;此外,根据模型模拟的元素也可分为独立N模型和综合模型的N子模型.

经验模型通常依据实验测定或调查的N循环分量与气

* 中国科学院知识创新工程重要方向项目(KZCX3-SW-426)、国家自然科学基金重点项目(40235057)和国家重点基础研究发展资助项目(2002CB412503).

** 通讯联系人.

2005-01-10收稿,2005-05-08接受.

候因子等已知环境变量间的数据关系,采用统计方法,通过曲线拟合建立方程,以此进行外推,如 Shaffer 等^[29]建立的 NTRM. 该模型主要用于评估土壤侵蚀对土地生产力、植物竞争、作物产量和水质的影响,较详细地模拟了水分和化学物质运移、作物生长、根系发展、田间管理效应、土壤 C 和 N 动态、径流、土壤化学平衡等方面. 本模型受美国农业部大平原系统研究单位支持和推广应用. 在模拟 N 动态方面,该模型只适用于小时空尺度内 N 循环过程的定量研究,主要包括对矿化、腐殖化、硝化、尿素水解、植物吸收等过程的模拟. 模型运行所需的参数较少,主要参数有土壤温度、土壤氧气含量、土壤水分含量、土壤 pH 值等. 在 NTRM 模型的基础上,经过参数调整、修正和部分理论推导,发展成为 NLEAP 和 RZWQM 等机理模型,但土壤 N 硝化反应由最初的回归方程演变成机理的半阶方程^[7,29]. 一般经验模型所需的参数较少,使用比较方便,应用较为广泛,但不能准确地反映土壤 N 的长期动态,有较强的地域性. 机理模型则从 N 循环机理着手,研究各种环境因子对 N 循环过程的影响机理,如由英国洛桑试验站开发的 SUNDIAL 模型^[2]. 该模型主要用于评估农业 N 循环对环境的影响. 模型运行以周为步长,经过洛桑实验站长达 150 年定位试验的检验,证明该模型能较好地预测土壤中 N 长期动态,不适用于模拟土壤短期(1 个月内) N 动态. 模型主要模拟了矿化、腐殖化、硝化、反硝化、氨挥发、植物吸收、硝酸盐淋失等过程. 但氨挥发过程只模拟了肥料表施和衰老植物组分中氨的挥发,硝酸盐淋失也只模拟硝酸盐淋失至深层地下水这一过程. 在有机 N 矿化过程中,该模型考虑了粘粒含量对矿化速率的影响. 模型运行所需的参数主要包括周平均气温、田间最大持水量、最大有效持水量、土壤粘粒含量、基质组分中的 C/N、各过程反应速率常数、作物目标产量等. 通常机理模型理论性强,延展性好,可用于模拟土壤 N 长期动态,但模型运行所需参数较多,要求建模者对整个 N 循环过程都有深入的研究. 早期土壤 N 模型以经验模型为主,近期则多为机理模型.

单过程模型只考虑 N 循环中某一过程. 国内 N 循环模型主要为单过程模型. 多过程模型研究两个或多个 N 循环过程以及这些过程的相互关系. N 循环过程多在土壤微生物驱动下进行,而微生物活动又依赖于土壤有机碳(作为微生物能源物质)的供应. 因此,大多数 N 模型以 C/N 联合模型而存在,甚至是生态系统物质循环综合模型的子模型,如 CERESN 子模型、CENTURYN 子模型等.

在 N 循环过程模型中,通常以零级动力学方程、一级动力学方程或米氏方程等作为模型的数学基础,根据 N 循环过程的影响因子,对模型进行调整和修正. 零级动力学方程的微分形式可表示为:

$$dy_i/dt = -k_0 \quad (1)$$

一级动力学方程的微分形式可表示为:

$$dy_i/dt = -k_1 y \quad (2)$$

米氏方程的微分形式可表示为:

$$dy_i/dt = -u_{mY}/(K_0 + Y) \quad (3)$$

其中, k_0 和 k_1 分别为零级和一级动力学常数, u_m 为最大转化速度, K_0 为半饱和常数, dy_i/dt 为转化速率, Y 为某 N 成分的含量(或浓度).

20 世纪 60 年代后,国际上建立了大量的土壤 N 模型,特别是随着计算机的广泛应用,土壤 N 循环模型有了长足的发展. 其中影响较大的有:美国的 NTRM、NLEAP、NC-SOIL、DNDC、EPIC、CERES、CENTURY、GLEAMS、RZWQM 模型;英国的 SUNDIAL 模型;荷兰的 SOILN 模型;丹麦的 DAISY 模型以及德国的 CANDY 模型. 这些模型各有其长处和不足,已有文献对此进行了介绍和比较^[9,21,24],本文仅对这 13 种 N 循环模型进行简要的介绍(表 1).

4 土壤 N 循环过程模型模拟

4.1 矿化和腐殖化过程

大多数土壤 N 循环模型用一级动力学方程模拟土壤有机 N 的净矿化或净腐殖化. 在 NC-SOIL 模型^[23]中,土壤基质按 C/N 和土壤有机质半减期(half-life)分为 4 个组分(残体库、微生物库、中间库和稳定腐殖质库),每个库又分为易分解和难分解两部分,每组分有机 N 的矿化用一级动力学方程模拟,其微分形式为:

$$dC/dt = \min(f_T, f_W)\mu_N[S_L k_L C + (1 - S_L)h_R C] \quad (4)$$

其中, C 是土壤基质碳含量, S_L 和 $(1 - S_L)$ 分别为基质中易分解和难分解部分含量, k_L 和 h_R 分别为相应的分解速率常数, f_T 和 f_W 分别为温度和水分对矿化的影响因子, μ_N 为基于 C/N 的降低因子. 土壤 N 净矿化或净腐殖化取决于基质残体库和微生物库 C/N^[23]. 各组分的分解速率常数、土壤温度、土壤最大持水量、基质 C/N、基质中易分解与难分解比例、耕作措施等参数是模型运行所必需的,如耕作能提高土壤基质中间库易分解部分的比例^[23].

影响矿化和腐殖化过程的因子很多,模型大多模拟了土壤温度、土壤含水量(或土水势)、土壤通气状况、土壤有机碳含量和土壤 C/N 对该过程的影响^[1,2,7,9,13,14,26],也有模型考虑了土壤微生物量^[22,26,33,35]、碳磷比^[11,35]、土壤容重^[35]、土壤质地^[26]、土壤离子强度^[26]、木质素含量^[26]等可能影响该过程的因子.

4.2 硝化过程

硝化过程可用零级、一级或米氏方程进行模拟. 在 NTRM 模型中,最初用经验的回归方程表示硝化速率^[7]:

$$K = a + bTC_{NH_4} + c \log_{10} C_{NH_3} + d \log_{10} C_{NO_3} \quad (5)$$

其中, K 为硝化反应速率, a 、 b 、 c 、 d 均为常数,其值分别为 4.64、 1.62×10^{-3} 、0.238 和 -2.51, T 为土壤温度, C_{NH_4} 为土壤铵态氮含量, C_{NO_3} 为基质硝态氮含量. 经过修正, Shaffer 等^[28]用机理性的半阶方程来表示硝化速率:

$$d(NH_4)/dt = [k_{1/2}(NH_4)^{1/2}O_2 \exp(E_a/k_b T)]/H^+ \quad (6)$$

表1 13个土壤N循环模型简介

Table 1 Introduction to 13 soil nitrogen cycling models

模 型 Models	模型简要描述 Description of models
NTRM	该模型为经验模型,主要用于评估土壤侵蚀对土壤生产力、植物竞争、作物产量和水质的影响.该模型没有模拟环境因子等对N循环过程的影响,只适用于小时空尺度内N循环过程的定量研究.该模型未将土壤有机N进行分组,用回归方法建立了矿化过程、腐殖化过程、硝化过程、尿素水解、硝酸盐淋失过程的方程;植物吸收N与吸水量成线性关系 ^[7,29]
NLEAP	该模型可模拟硝酸盐的淋失,用于评估水质,能与GIS结合.该模型以天为步长,适用于有机N中长期模拟预测.模型将土壤有机N分为3个组分库,其中矿化、腐殖化、反硝化、氨挥发、硝酸盐淋失过程用一级动力学方程模拟;用logistic曲线模拟作物吸N量;用零级动力学方程模拟硝化过程 ^[30]
SUNDIAL	该模型主要用于评估土壤N循环对环境的影响.模型运行以周为步长,适用于土壤中长期N的预测.将土壤有机N分为3个组分库,用一级动力学方程模拟矿化过程、腐殖化过程、硝化过程;用土壤有机质分解产生CO ₂ 量的线性方程表示反硝化过程;氨气挥发量与铵态肥施入量呈线性关系;植物吸收过程用植物目标含N量表示 ^[2]
SOILN	该模型主要用于评估施用N对环境的影响.早期版本中将土壤有机氮分为3个组分库.用一级动力学方程模拟矿化、腐殖化、硝化过程;用零级动力学方程模拟反硝化过程;用logistic曲线模拟植物吸N量,并模拟氨挥发过程和硝酸盐淋失过程 ^[17]
DAISY	该模型主要用于评估农家肥、泥浆等含N化合物的施用对环境的影响 ^[14,36] .该模型以日为步长,适用于短期土壤N动态的模拟.早期版本中并未对土壤有机氮进行分组 ^[14] ,新版本中将有机N分为6个库 ^[36] .用一级动力学方程模拟矿化和腐殖化过程;用米氏方程模拟硝化过程;植物吸N量取决于植物潜在需求和土壤供应量;也简单地模拟了硝酸盐淋失过程 ^[14,16]
CANDY	该模型主要用于6类含N有机化合物的施用对环境的影响.模型中将土壤有机氮分为3个组分库,矿化过程、腐殖化过程用一级动力学方程模拟;反硝化过程与硝酸根浓度和有机碳量成比例;也简单地模拟了氨气挥发情况;硝化过程用米氏方程模拟 ^[8]
DNDC	该模型用于模拟土壤C、N动态和痕量气体的排放.该模型将土壤有机氮分为3个组分库,跟踪有机碳、氮的逐级降解;由降解作用产生的可给态C、N,被输入硝化、脱氮及发酵子模型中,进而模拟有关微生物的活动及其代谢产物,包括几种温室气体的排放 ^[19]
NCSOIL	该模型用于模拟土壤C、N循环,与其它模型不同的是在研究N循环机制中,该模型能同时模拟标记N和非标记N的去向.模型将土壤有机氮分成4个组分库.用米氏方程模拟矿化和腐殖化过程;用零级动力学曲线模拟硝化过程、反硝化过程;用logistic曲线模拟作物生长 ^[23]
CERES	该模型由一系列作物生长子模型构成,各子模型中的概念、模拟方法和影响因子相同.主要用来模拟作物的生长及其与之有关的过程.模型中将土壤有机氮分为腐殖质库和新鲜有机残体库.矿化和腐殖化、反硝化、氨挥发过程用一级动力学方程模拟;硝化过程用米氏方程模拟;模型详细地模拟作物对N的吸收过程 ^[13]
CENTURY	该模型主要用来模拟生态系统C、N和营养物质长期动态 ^[26,27] .早期版本中以月为步长 ^[26] ,新版本中某些过程以日为步长 ^[27] .由于模型运行的步长较长,模型中N子模型部分较简单.矿化和腐殖化过程用一级动力学方程模拟;植物吸N量取决于植物N需求和土壤N供应;用总矿化N的5%表示氨挥发量 ^[26] ;在最新版的DAYCENT模型中,硝化过程和反硝化过程用一级动力学方程模拟 ^[27]
RZWQM	该模型主要特色就是能模拟不同农业管理措施及其对水质和作物产量的影响.模型将土壤有机氮分为5个组分库.用包含微生物生长的一级动力学方程模拟矿化和腐殖化过程;用一级动力学曲线模拟反硝化过程、氨挥发过程;用米氏方程模拟作物吸N量;用零级动力学过程模拟硝化过程;模型详细地模拟了硝酸盐淋失过程 ^[1]
GLEAMS	该模型主要用于模拟农业管理对地下水负载的影响.模型将土壤有机氮分为3个组分库.矿化和腐殖化过程、反硝化过程、氨挥发过程用一级动力学方程模拟;硝化过程用零级动力学方程模拟;简单地模拟了土壤侵蚀和地表径流中N的损失 ^[18]
EPIC	该模型主要用于评估土壤侵蚀、耕作方式对生产力的影响.土壤有机氮的分组与GLEAMS模型中的分组一样,只是其中的活性库是估算的,而非直接测定得出.矿化过程、腐殖化过程、硝化过程、反硝化过程、氨挥发过程用一级动力学方程模拟;植物吸N量取决于植物N需求和土壤N供应;也模拟了土壤侵蚀和地表径流中N的损失 ^[35]

其中, $d(\text{NH}_4)/dt$ 为硝化速率, $k_{1/2}$ 为半阶速率常数, E_a 为化学自由能, k_b 为波尔茨曼常数, T_s 为土壤温度, NH_4 为土壤溶液中铵离子浓度, O_2 为土壤空气中氧气浓度, H^+ 为基质氢离子浓度. 在 NTRM 模型中, 无论使用经验的回归方程还是机理的半阶方程, 土壤有机氮均不分组. 回归方程中所需的参数只有土壤温度、土壤硝态氮含量和铵态氮含量, 而半阶方程中所需的参数包括半阶反应速率常数、土壤铵态氮含量、土壤空气中氧气含量、土壤 pH 值、土壤温度.

影响硝化过程的因素很多, 土壤温度、土壤含水量、通气状况、土壤 pH^[1,2,7,9,13,14,26] 是大多数模型所考虑的主要环境因子. 微生物种群动态及活性^[1]、硝酸根与铵根浓度比^[17] 等因素对硝化过程的影响也不容忽视. 一些模型考虑了硝化过程中 N_2O 的释放情况, 通常用被硝化总 N 的一定比例来表示 N_2O 释放量^[7,11,26]. 也有模型用氨的相对权重而不是铵离子有效浓度来表示硝化速率^[35]. 此外, 硝化抑制剂的使用能显著降低硝化反应速率^[18]. 土壤通气状况是影响硝化过程的决定性因素, 常用氧分压的非线性方程来模

拟^[1,2,7,9,17,26]. 在通气良好的土壤、土表薄层水体、有氧的根际中硝化作用都比较明显^[5].

4.3 反硝化过程

目前反硝化过程的模拟一般采用零级或一级动力学方程, 如 CERES 模型用一级动力学方程模拟该过程, 其一级反硝化速率系数为:

$$k_{dnit} = 6.0 \times 10^5 \times C_w \times T_f \times W_{fd} \times h \times \text{NO}_3 \quad (7)$$

其中, k_{dnit} 为一级反硝化速率系数, C_w 为土壤有机质中水提取 C 浓度 ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$), W_{fd} 和 T_f 分别为水分和温度影响因子, h 为土层厚度. C_w 、 W_{fd} 和 T_f 又可表示为:

$$C_w = 24.5 + 0.0031C \quad (8)$$

$$T_f = 0.1 \times \exp(0.046T_s) \quad (9)$$

$$W_{fd} = 1.0 - (\text{SAT} - \text{SW}) / (\text{SAT} - \text{DUL}) \quad (10)$$

其中, C 为土壤有机碳含量, SAT 为土壤饱和水含量, SW 为土壤含水量, DUL 为土壤排干时水分含量, T_s 为土壤温度. 该模型认为, 只有当土壤含水量超过土壤排干时水分含量的情况下, 反硝化反应才发生. 在目前众多土壤 N 循环模型中,

该模型是为数不多的能用于模拟稻田土壤反硝化作用的模型之一。

多数模型模拟了土壤温度、土壤含水量、厌氧状况、土壤有机质含量(尤其是土壤水溶性 C 含量)对反硝化过程的影响。有模型也考虑了不同反硝化产物的情况,主要是区分了 N_2 和 N_2O 的不同排放量以及环境因子对 N_2 和 N_2O 排放的影响^[2, 12, 26, 29, 31]。

4.4 氨挥发过程

可用零级或一级动力学方程模拟氨挥发过程,如 GLEAMS 模型用一级动力学方程表示该过程:

$$r = C_{NH_3} \exp(-K_v t)$$

其中, r 为一级氨挥发速率, C_{NH_3} 为基质中氨浓度, t 为时间, K_v 为速率常数,该常数又可用指数方程表示: $K_v = 0.409 \times 1.08^{ATP-20}$, ATP 为气温。但该方程只适用于模拟表施铵态氮肥和厩肥过程中氨气挥发情况。该模型对氨挥发过程的模拟步长为 1 d, 模拟时空尺度较小。

影响氨挥发的因素主要是土壤温度、土壤含水量(或土水势)、氨气压梯度、风速。大多数模型只模拟了这几个主要因素^[1, 2, 13, 26, 29, 35]。也有模型考虑了土壤阳离子交换量^[2]、土壤表面覆盖^[13]、肥料(铵态氮肥和尿素)的施用方式^[13]、土层深度^[35]等。也有模型用气温代替土温来模拟温度对氨挥发的影响^[18]。大多数模型认为氨挥发只发生在土表,也有模型认为整个土体中都存在氨挥发^[2]。

与氨挥发相反, N 沉降一般不被建模者所重视。事实上,在正常大气氨浓度下, N 沉降中能被植物有效利用的 N 占植物 N 需求量的 10% 左右^[16]。而在局部高浓度氨的大气中,该机制所占的份额更大,如氮肥厂、化工厂等氨高排放区域^[34]。

4.5 NH_4^+ 的晶格固定和释放过程

土壤 NH_4^+ 的晶格固定和释放是土壤 N 有效性研究中一个备受关注的问题。研究者^[22, 37]认为, NH_4^+ 的晶格固定和释放类似于土壤吸附和解吸过程,可用等温吸附方程来描述,如 Freundlich、Langmuir 方程。影响该过程的因素主要包括土壤有机质含量、土壤溶液中 NH_4^+ 浓度、土壤溶液中钾离子浓度、土壤含水量、土壤矿物种类、土壤粘粒含量等。但这些因素对铵晶格固定和释放过程的影响难以用单值函数描述。如钾离子在低浓度时能促进 NH_4^+ 的固定,而高浓度时又可能会抑制 NH_4^+ 的固定^[22, 37]。土壤中蛭石、伊利石、蒙脱石等 2:1 型层状硅酸盐矿物含量高时,能加强 NH_4^+ 的晶格固定和释放,也能增加土壤固定 NH_4^+ 量^[4, 22, 37]。 NH_4^+ 的释放除了与上述因素有关外,最重要的影响因素是 NH_4^+ 固定的时间。一般可将固定态 NH_4^+ 分为“新固定的”和“旧固定的”。“新固定的” NH_4^+ 较易重新释放,而随固定时间的推移,固定态 NH_4^+ 就难以再释放出来^[4, 22, 37]。目前,对土壤 NH_4^+ 晶格固定和释放的研究还不够深入,还很难定量模拟环境因子对该过程的影响。

4.6 硝酸盐淋失过程

定量研究硝酸盐的淋失对环境的影响是许多土壤 N 循环模型建立的主要目的之一,如 DAISY、GLEAMS、SOILN、EPIC、NLEAP、SUNDIAL、CANDY 等模型。硝酸盐淋失过程属于土壤溶质迁移的范畴。在土壤 N 循环模型中,常用土壤溶质迁移方面的模型或方程来模拟硝酸盐淋失。土壤 N 循环模型主要应用对流-扩散模型^[12]、两区模型^[7, 26, 29]、两流区模型^[2]来模拟该过程。硝酸盐淋失与土壤含水量和土壤水分运动关系密切。土壤水分运动包括土壤水分入渗和再分布。土壤水分入渗常用 Green-Ampt^[1, 13, 26, 29]来模拟,而再分布过程用 Richards 方程^[29]来拟合。国内外已有大量文献对硝酸盐淋失过程进行了报道和介绍^[3, 6, 10, 17, 30, 31],故本文不再论述。

5 问题与展望

目前只有较少的土壤 N 循环模型在田间条件下得到比较充分的验证。其原因之一是模型参数化过程中参数的不确定性,而且这些不确定性对模型影响程度的评估也存在一定的困难。这种不确定性包括 3 个方面: 1) 模型参数求算过程的不确定性,尤其是不可直接测量的内部参数,如分解速率常数。这些参数只能通过其他数据资料进行计算。在计算过程中大多需要设定初始值或初始状态,而初始值或初始状态的设定通常是不确定的。2) 测定资料的不确定性。土壤、大气中各成分的时空变异性很大,而由于测量技术和实验仪器的限制,测定的数据并不能完全反映这种变异性。由于测定资料的不准确,通过逐级放大作用,最终影响参数的准确性。3) 过程间相互作用的不确定性。影响土壤 N 动态的因素很多,模型并不可能考虑所有的影响因素,有时只能用“黑箱”表示,而且 N 过程间也存在着相互作用。此外,土壤 N 循环模拟是基于单个过程的,缺乏系统性。因此,对用户来说,好的模型最重要的要素就是:模型能一步一步地指导用户如何获取模型参数。

近年来,土壤 N 循环模型出现了两个大的发展趋势,即理论模型趋于复杂化、细微化,应用模型趋于简单化,易于用户使用。

从理论研究方面来看,土壤 N 循环模型将更加突出系统性,强调各过程间的相互联系。从应用方面来看,“3S”(地理信息系统 GIS, 全球定位系统 GPS, 遥感 RS)技术与土壤 N 循环模型相结合将是土壤 N 循环模型发展的趋势。目前已有较多的模型和 GIS 系统相结合,如 CERES-GIS, NLEAP-GIS, RZWQM-GIS, 且 CERES 和 RZWQM 已形成专家系统。

参考文献

- 1 Ahuja LR, Rojas KW, Hanson JD, *et al.* 2000. Root Zone Water Quality Model: Modelling Management Effects on Water Quality and Crop Production. LLC, Highlands Ranch, CO: Water Resources Publication. 372
- 2 Bardbury NJ, Whitmore AP, Hart PBS, *et al.* 1993. Modelling the fate of nitrogen in crop and soil in the years following application of ^{15}N -labelled fertilizer to winter wheat. *J Agric Sci*, 121: 363~379
- 3 Cui J-B(崔剑波), Zhuang J-P(庄季屏). 1997. Soil NO_3^- -N transport under field unsaturated flow condition—A simulation study. *Chin J Appl Ecol* (应用生态学报), 8(1): 49~54 (in Chinese)

- 4 Davidson JB, Aldag RW. 1982. Inorganic forms of nitrogen in soils. In: Stevenson FJ, eds. *Nitrogen in Agricultural Soils*. Madison, WI: American Society of Agronomy, Inc. 48
- 5 DeBusk WF, White JR, Reddy KR. 2001. Carbon and nitrogen dynamics in wetland soils. In: Shaffer MJ, Liwang M, Hansen S, eds. *Modelling Carbon and Nitrogen Dynamics for Soil Management*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers. 27~54
- 6 Delgado JA, Follett RJ, Shaffer MJ. 2000. Simulation of NO₃-N dynamics for cropping systems with different rooting depths. *Soil Sci Soc Am J*, **64**:1050~1054
- 7 Dutt RG, Shaffer MJ, Moore WJ. 1972. Computer simulation model of dynamic bio-physicochemical processes in soils. *Arizona Agric Exp Sta Technol Bull*, **196**:128
- 8 Franko U, Oelschagel B, Schenk S. 1995. Simulation of temperature, water, and nitrogen dynamics using the model CANDY. *Ecol Mod*, **81**:213~322
- 9 Frissel MJ, Van Veen JA. 1978. A critique of computer simulation modelling for nitrogen in irrigated croplands. In: Nielsen DR, MacDonald JG, eds. *Nitrogen in the Environment*. New York: Academic Press. 145~162
- 10 Garcet JDP, Amaury T, Javaux M, *et al.* 2001. Modelling nitrogen behaviour in the soil and vadose environment supporting fertilizer management at the farm scale. In: Shaffer MJ, Liwang M, Hansen S, eds. *Modelling Carbon and Nitrogen Dynamics for Soil Management*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers. 571~596
- 11 Gijssman AJ, Oberson A, Tiessen H, *et al.* 1996. Limited applicability of the CENTURY model to highly weathered tropical soils. *Agron*, **88**:894~903
- 12 Grant RF, Pattey E. 1999. Mathematical modelling of nitrous oxide emission from an agricultural field during spring thaw. *Global Biogeochem Cyc*, **13**:679~694
- 13 Hanks J, Ritchie JT. 1991. *Modelling Plant and Soil System*. Madison, WI: American Society of Agronomy, Inc.
- 14 Hansen S, Jensen HE, Nielsen NE, *et al.* 1991. Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model DAISY. *Fert Res*, **27**:245~259
- 15 Huang Y (黄耀). 2003. Carbon and Nitrogen Exchange in Earth-atmospheric System—From Experiments to Models. Beijing: Meteorology Press. (in Chinese)
- 16 Hutchinson GL, Millington RJ, Peters DB. 1972. Atmospheric ammonia; Absorption by plant leaves. *Science*, **175**:771~772
- 17 Johnson HL, Bergstrom PE, Jansson, *et al.* 1987. Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. *Agric Ecosyst Environ*, **18**:333~356
- 18 Leonard RA, Kinsel WG, Still DS. 1987. GLEAMS; Groundwater loading effects of agricultural management systems. *Trans ASAE*, **30**:1403~1418
- 19 Li C-S (李长生). 2001. Biogeochemical concepts and methodologies: Development of the DNDC model. *Quat Sci* (第四纪研究), **21** (3):89~99 (in Chinese)
- 20 Liwang M, Shaffer MJ. 2001. A review of carbon and nitrogen processes in nine U. S. soil nitrogen dynamics models. In: Shaffer MJ, Liwang M, Hansen S, eds. *Modelling Carbon and Nitrogen Dynamics for Soil Management*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers. 55~102
- 21 McGechan MB, Wu L. 2001. A review of carbon and nitrogen in European soil nitrogen dynamics models. In: Shaffer MJ, Liwang M, Hansen S, eds. *Modelling Carbon and Nitrogen Dynamics for Soil Management*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers. 103~171
- 22 McGill WB, Hunt HW, Woodmansee RG, *et al.* 1981. Phoenix, a model of the dynamics of carbon and nitrogen in grassland soils. *Ecol Bull*, **33**:49~115
- 23 Molina JAE, Clapp CE, Shaffer MJ, *et al.* 1983. NCSOIL, a model of nitrogen and carbon transformations in soil; Description, calibration, and behaviour. *Soil Sci Soc Am J*, **47**:85~91
- 24 Mu X-M (穆兴民), Fan S-L (樊小林). 1999. A review on ecology models of soil N mineralization. *Chin J Appl Ecol* (应用生态学报), **10**(1):114~118 (in Chinese)
- 25 Olson JS. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological system. *Ecology*, **44**:322~331
- 26 Parton WJ, Mosier AR, Ojima DS, *et al.* 1996. Generalized model for N₂ and N₂O production from nitrification and denitrification. *Global Biogeochem Cyc*, **10**:401~412
- 27 Parton WJ, Ojima DS, Col CV, *et al.* 1994. A General model for soil organic matter dynamics: Sensitivity to litter chemistry, texture, and management. *Soil Sci Soc Am Spec Pull*, **39**:147~167
- 28 Sabey BR, Frederik LR, Barthdomew WV. 1969. The formation of nitrate from NH₄⁺-H in soils IV. Use of the delay and maximum rate phase for making quantitative predictions. *Soil Sci Soc Am J*, **33**:276~278
- 29 Shaffer MJ, Larson WE. 1987. NTRM, A soil-crop simulation model for nitrogen, tillage, and crop-residue management. *USDA Cons Res Rep*, **34**(1):103
- 30 Shaffer MJ, Halvorson AD, Pierce FJ. 1991. Nitrate leaching and economic analysis package (NLEAP): Model description and application. In: Follett RF, ed. *Managing Nitrogen for Groundwater Quality and Farm Profitability*. Madison, WI: Soil Science Society of America, Inc. 285~322
- 31 Shaffer MJ, Lasnik K, Ou X, *et al.* 2001. NLEAP Internet tools for estimating NO₃-N leaching and N₂O emission. In: Shaffer MJ, Liwang M, Hansen S, eds. *Modelling Carbon and Nitrogen Dynamics for Soil Management*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers. 403~426
- 32 Smil V. 1997. Nitrogen in crop production: An account of global flows. *Global Biogeochem Cyc*, **13**:647~662
- 33 Smith OL. 1982. *Soil Microbiology: A Model of Decomposition and Nutrient Cycling*. Boca Raton, FL: CRC Press. 273
- 34 Whitehead DC, Lockyer DR. 1987. The influence of the concentration of gaseous ammonia on its uptake by the leaves of Italian Ryegrass, with and without an adequate supply of nitrogen to the roots. *Exp Bot*, **38**:818~827
- 35 Williams JR. 1995. The EPIC model. In: Singh VP, ed. *Computer Models of Watershed Hydrology*. Highlands Ranch, CO: Water Resources Publications. 909~1000
- 36 Xu C, Shaffer MJ, Al-Kaisi M. 1998. Simulating the impact of management practices on nitrous oxide emissions. *Soil Sci Soc Am J*, **62**:736~724
- 37 Zhu Z-L (朱兆良), Wen Q-X (文启孝), Cheng L-L (程励励), *et al.* 1992. *Nitrogen in Chinese Soils*. Nanjing: Jiangsu Science and Technology Press. (in Chinese)

作者简介 唐国勇,男,1980年生,硕士研究生.主要从事土壤养分循环及模拟研究,发表论文2篇. E-mail: tangguoy@mails.gscas.ac.cn.