

陆地生态系统氮沉降增加的生态效应

吕超群^{1,4} 田汉勤^{2*} 黄耀³

(1 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101)

(2 美国奥本大学林业与野生生物学院, 生态系统与区域研究实验室, 奥本 AL36849, 美国)

(3 中国科学院大气物理研究所, 北京 100029) (4 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要 人类活动在全球范围内极大地改变着氮素从大气向陆地生态系统输入的方式和速率, 人为固定的氮素正在不断积累, 并对生态系统的结构和功能产生显著影响。该文从以下几个方面综述了大气氮沉降增加对陆地生态系统的影响: 1) 氮输入增加可能影响植物生产力和生态系统碳蓄积能力, 生态系统响应的方向和程度取决于系统的初始氮状况(氮限制或氮饱和)以及当地的植被和土壤特征; 2) 持续氮输入有可能改变土壤氮循环过程, 降低土壤固持氮的能力, 甚至导致土壤酸化、盐基离子损耗, 进而影响到土壤有机碳的分解; 3) 高的氮沉降速率和持续氮输入都可能加速含氮痕量气体的释放, 但其影响程度受生态系统初始状态的影响(例如磷限制和氮限制); 4) 氮沉降增加会影响生态系统的物种丰富度、植物群落结构和动态, 促进森林扩张, 改变菌根真菌的物种多样性; 5) 持续氮输入带来的植物群落结构和植物生理特征的变化可能影响昆虫取食特性, 进而通过食物链改变生态系统的营养结构; 6) 氮沉降增加对生态系统的影响并不是孤立存在的, 它与 CO₂ 浓度升高和 O₃ 浓度变化有协同作用, 但难以从其协同效应中区分出各自的影响。最后, 该文总结了我国的氮沉降研究现状, 并对今后的研究前景提出了展望。

关键词 氮沉降 陆地生态系统 氮限制 氮饱和 碳固定

ECOLOGICAL EFFECTS OF INCREASED NITROGEN DEPOSITION IN TERRESTRIAL ECOSYSTEMS

LÜ Chao-Qun^{1,4}, TIAN Han-Qin^{2*}, and HUANG Yao³

¹Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China, ²Ecosystem Science and Regional Analysis Laboratory, School of Forestry and Wildlife Sciences, Auburn University, Auburn AL36849, USA, ³Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100029, China, and ⁴Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

Abstract Human activities have greatly changed the pathway and rate of nitrogen transferred from atmosphere to terrestrial ecosystems worldwide. Anthropogenic nitrogen enrichment, as a result of chronic nitrogen deposition, has caused a wide range of impacts on ecosystem structures and functions. In this paper, we summarize the main effects of anthropogenic nitrogen addition on terrestrial ecosystems as follows:

1) Increased nitrogen input may have influences on plant production and ecosystem carbon storage, and the direction and magnitude of responses are determined by initial nitrogen status of ecosystems (N-limited or N-saturated) and local properties of vegetation and soil;

2) Chronic nitrogen addition can also alter soil nitrogen cycling, decrease the capability of soil to retain N, even lead to soil acidification, depletion of base cation, and affect decomposition of SOC;

3) Both high rate of nitrogen deposition and chronic low nitrogen addition may accelerate losses of N-contained gas, but the magnitude of influences depends on initial status of ecosystem (N-limited or P-limited);

4) N enrichment will affect species richness in terrestrial ecosystems, plant communities' structures and dynamics. It may also contribute to forest expansion into grasslands, alter species composition and diversity of mycorrhizal fungi;

5) Continuous N input and the resulting changes in plant composition and physiological feature may have effects on consumption rate and population dynamics of herbivorous insects, and eventually change ecosystem trophic structure through food chain;

6) Since the influences of N addition, increased concentration of CO₂ and O₃ on ecosystem properties and processes are interdependent, it is difficult to distinguish each effect.

收稿日期: 2006-11-15 接受日期: 2006-12-17

基金项目: 中国科学院海外知名学者计划资助项目、国家自然科学基金海外合作研究资助项目(40128005)、美国 NASA 交叉学科计划资助项目(NG04GM39C)和美国能源部全球变化资助项目(DUKE UN-07-SC-NICCR-1016)

* 通讯作者 Author for correspondence E-mail: tianhan@auburn.edu

We also summarized the current status of researches on N deposition in China, and proposed the potential research activities and recommendations.

Key words nitrogen deposition, terrestrial ecosystems, nitrogen limited, nitrogen saturated, carbon storage

大气氮沉降借助其对植物生长、碳固定及光合产物分配的直接或间接作用,极大地干预了生态系统碳循环和碳蓄积过程。毁林开荒、农业用地扩展、干物质燃烧、化肥施用和工业发展等人类活动都会影响氮循环,改变氮沉降速率(Currie & Nadelhoffer, 1999)。值得关注的是,全球氮沉降水平预计在未来25年内会加倍(Neff *et al.*, 2002),目前人类对全球氮循环的干扰已经远远超过对地球上其它主要生物地球化学循环的影响(Galloway *et al.*, 1994)。氮沉降带来的生态效应,陆地生态系统对这种持续氮增长和快速氮循环的响应,以及陆地生态系统和氮沉降之间的反馈机制,都是当前陆地生态系统研究的重点。本文对当前氮沉降增加带来的生态效应做了简要综述,并概括了该方面研究中目前存在的不确定性和不足。

1 主要氮源及其变化

Galloway 等(2003)将自然界的氮化合物分为非活性氮和活性氮两类,非活性氮(Nonreactive N)就是 N_2 ,活性氮(Reactive N)包括地球生物圈和大气圈中所有具生物、光化学或辐射活性的氮化合物。大气圈中的 N_2 需要经过转化形成活性氮才能被大多数植物体直接利用。人类活动出现以前,生物主要通过闪电和生物固氮两种自然途径获得活性氮(Vitousek *et al.*, 1997; Galloway *et al.*, 1995)。闪电每年固定的氮小于 10 Tg ($1 \text{ Tg} = 10^{12} \text{ g}$),生物固氮的速率约 $90 \sim 130 \text{ Tg N} \cdot \text{a}^{-1}$,而且氮固定的速率与活性氮反硝化形成 N_2 返还大气圈的速率基本持平(Galloway *et al.*, 1995)。人类活动极大地影响了氮素从大气氮库进入生物圈的过程,1960年以后,人为固氮的速率急剧上升(图1)。从20世纪40年代起,化肥生产带来的工业固氮由近乎零的数量开始呈指数增长,FAO(1993)估算工业固氮的速率约为 $80 \text{ Tg N} \cdot \text{a}^{-1}$,并指出在未来几十年里,由于人口剧增和城市化程度的提高,工业固氮将会持续高速增长。Galloway 等(2003)指出,2000年工业固氮过程生成的活性氮已超过 $100 \text{ Tg N} \cdot \text{a}^{-1}$,其中约85%来自化肥生产。化石燃料燃烧或能源生产使氮素从长期地质库中进入大气,由此产生的活性氮已由1860年的不足 $1 \text{ Tg N} \cdot \text{a}^{-1}$ 增加到2000年的 $25 \text{ Tg N} \cdot \text{a}^{-1}$ 。农

作物生产也是重要的活性氮来源,这一过程转化的活性氮也从1860年的 $15 \text{ Tg N} \cdot \text{a}^{-1}$ 上升到2000年的 $33 \text{ Tg N} \cdot \text{a}^{-1}$ (图1)。综合这几项固氮过程,1860~2000年人为活动带来的活性氮生产由 $15 \text{ Tg N} \cdot \text{a}^{-1}$ 提高到 $165 \text{ Tg N} \cdot \text{a}^{-1}$ (Galloway *et al.*, 2003),使总固氮水平较工业化前增长了1倍多。尽管各储库的容量估算仍存在很多不确定性,氮素在各库间的迁移转化速率也不明确,但毫无疑问,陆地生态系统中人为固定的氮素正在逐步累积(Galloway *et al.*, 1995)。

2 生态系统氮输入增加对植物生产力的影响

2.1 氮促碳汇的模拟研究

在氮素作为限制因子的生态系统中,氮输入的增加会刺激植物生长,提高生产力,增加生态系统碳蓄积量(Neff *et al.*, 2002)。相比草地和农田,森林生态系统具有高的C/N和较长的碳周转时间,因而成为氮促生产力增加的重要研究对象(Townsend *et al.*, 1996)。

Melillo 和 Gosz(1983)最先提出估算氮沉降带来的碳蓄积量增加的方法,他们以化石燃料燃烧释放的氮量($24 \text{ Tg N} \cdot \text{a}^{-1}$)为基础,假定其中25%分配到森林,将森林植被的C/N设为150,可得出氮沉降产生的森林碳蓄积量为 $0.9 \text{ Pg C} \cdot \text{a}^{-1}$,进而考虑到生态系统的氮固持能力和不同氮库中的C/N变异,重新计算得到氮输入引起的碳蓄积为 $0.3 \text{ Pg C} \cdot \text{a}^{-1}$ 。此后,许多研究用类似的方法对此进行了估算,但由于生态系统类型多样,不同储库中的C/N和周转时间都差异很大,因而结果存在较大分歧。Field 等(1992)估算出氮沉降引起的北半球温带森林和北方针叶林的碳蓄积量为 $0.3 \sim 2.5 \text{ Pg C} \cdot \text{a}^{-1}$,Schindler 和 Bayley(1993)得出氮输入引起的陆地生态系统氮蓄积为 $0.65 \sim 1.95 \text{ Pg C} \cdot \text{a}^{-1}$ 。Hudson 等(1994)用GLOCO模型研究陆地生态系统碳蓄积的变化,他们认为净碳通量的变化可以看作陆地生物圈经受干扰的结果,包括土地利用变化产生的净碳排放和施肥效应造成的净碳吸收。模拟的结果表明,大气中 CO_2 浓度增加和温度升高可以解释其中31%的施肥效应,那么剩余的部分应为外源性氮素施肥的结果,

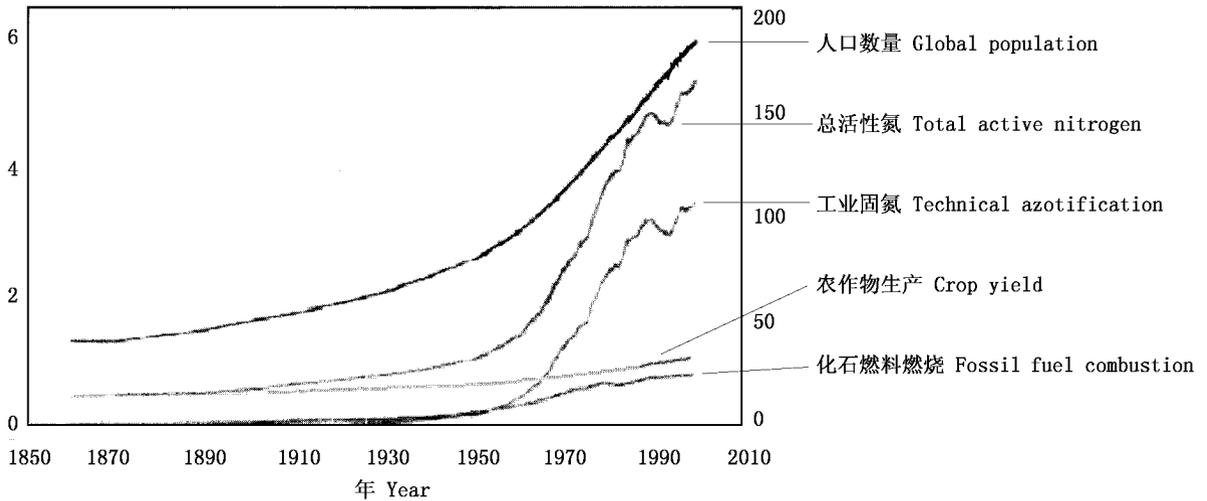


图1 1860~2000年全球活性氮变化趋势,左轴为人口数量(10^9),右轴为活性氮数量($\text{Tg N}\cdot\text{a}^{-1}$) (Galloway *et al.*, 2003)
 Fig.1 Global population trends from 1860 to 2000 (billions, left axis) and reactive nitrogen creation
 (Tg N per year , right axis) (Galloway *et al.*, 2003)

由此得出:1980年人类活动引起的氮沉降约为 $1.1 \text{ g N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,其对应的碳蓄积增加量为 $1.3 \text{ Pg C}\cdot\text{a}^{-1}$,1980~1985年氮沉降引起的碳蓄积量累积增加为 70 Pg C 。Gifford等(1996)采用CQUESTN模型模拟了氮在不同生态系统储库中的分配状况对碳吸收的影响,他们认为若输入的氮全部进入植被,其刺激植物生长产生的碳汇约为 $1.2 \text{ Pg C}\cdot\text{a}^{-1}$ (1995年)若氮全部进入土壤,则引起的碳吸收小于 $0.2 \text{ Pg C}\cdot\text{a}^{-1}$,现实的氮促效应应介于二者之间,并受植物吸收外源氮方式的影响。Townsend等(1996)用GRANTOUR大气传输模型估算了化石燃料燃烧释放的 NO_y 量,并模拟其进入陆地生态系统引起的碳蓄积增加,结果表明,1990年一年中由氮沉降引起的全球陆地生态系统净碳吸收为 $0.44\sim 0.74 \text{ Pg C}$,约占1990年全球“碳失汇”($1.5\sim 2.0 \text{ Pg C}$)的25%,1845年以来氮输入带来的碳吸收累积量为 $18.5\sim 27.3 \text{ Pg C}$,也约占同期全球累计“碳失汇”($50\sim 125 \text{ Pg}$)的25%。Holland等(1997)的研究中使用ECHAM、GCTM、GRANTOUR、IMAGES和MOGUNTIA共5个三维大气化学传输模型来获取氮沉降的空间分布格局,不仅包括化石燃料和生物量燃烧、土壤呼吸释放的 NO_x ,还包括化肥施用等活动产生的 NH_y 。他们在此基础上预测氮沉降对陆地生态系统碳蓄积的影响,得出氮促碳汇约为 $1.5\sim 2.0 \text{ Pg C}\cdot\text{a}^{-1}$,其中 $0.5\sim 0.8 \text{ Pg C}\cdot\text{a}^{-1}$ 的碳吸收是 NH_y 作用的结果。在以上研究中,只有Townsend等(1996)和Holland等(1997)的研究考虑了氮沉降空间格局对陆地生态系统碳吸收的影响。

生态系统不同储库间C/N的差异对碳、氮分配的影响是所有“氮促碳汇”模型都共同关注的问题,Townsend等(1996)指出生态系统净碳吸收量对氮在各储库间分配状况的响应要比对同一储库内C/N变化的响应更为敏感,因为前者不仅可以反映单位数量氮所固定的碳量差异,而且可以反映所固定的碳在整个陆地生态系统中的存留时间,而有效氮增加带来的库内C/N变化永远比树干和叶片等库间的C/N差异小。因此,对大气氮素进入陆地生态系统后在各库间的分配比例进行定量化模拟,有助于准确估算氮沉降增加引起的生产力改变。

另外一些研究对氮促碳汇大小及其重要性提出了不同的观点。结合同位素标记技术的长期施肥实验表明,持续增加的氮素并非全部进入植被,输入的氮大部分集中在土壤表层,因而也不会对植物碳吸收产生显著影响(Currie, 1999)。与之相似的结果是,Johnsor(1992)的研究也指出大气氮输入速率相对较低的情况下,土壤对氮的固持能力远远大于植被。Schleppi等(1999)在瑞士中部山区以云杉(*Picea abies*)为主的森林内所做的氮增加实验中,向森林地被物层喷洒高于当地氮沉降水平的 $^{15}\text{NH}_4$ $^{15}\text{NO}_3$,结果表明,树木和地面植被的氮含量都没有明显增加,仅有12%的标记氮进入地上植被,其余绝大部分进入土壤:13%进入凋落物和根系,63%进入过滤土, NO_3^- 淋失约占10%。

Nadelhoffer等(1999)指出氮沉降对于促进碳汇形成的重要性取决于输入森林生态系统的氮最终被固持在哪个部分,如果大部分氮进入植物的木质部

分,其高的 C/N (200 ~ > 500) 和长的周转时间则可能使氮沉降对森林碳汇的影响较大,若输入的氮主要被土壤 (C/N = 10 ~ 30) 吸收,并以 NO_3^- 的形式流走或转化成含氮气体释放,则其相应的碳吸收可能会较小。在欧洲和美国东北部的 9 个森林中所做的 ^{15}N 标记实验表明,在温带森林生态系统中土壤是 NO_x 和 NH_y 最主要的汇 (Nadelhoffer *et al.*, 1999)。他们通过对 NO_x 和 NH_y 沉降估算模型比较,得出温带森林的氮沉降速率为 $5.1 \text{ Tg N} \cdot \text{a}^{-1}$,并利用实地测量数据的平均值来计算氮沉降在各储库的分配状况和库间的 C/N 差异,其中 10% 的氮输入以 NO_3^- 和含氮气体的形式从生态系统中流失,20% 进入植物组织 (非木质部和木质部分别占 15% 和 5%),70% 进入土壤 (包括森林地被物层和矿质层),由此估算可得氮沉降促进的碳汇增加为 $0.25 \text{ Pg C} \cdot \text{a}^{-1}$ 这一数值仅是 Holland 等 (1997) 估算结果的 $1/6 \sim 1/8$,但 Nadelhoffer 等 (1999) 认为如果考虑植物生长和 C/N 变化等其它不确定因素,实际碳吸收的增加可能比该估算值更低,因而他们认为氮沉降增加对碳汇的促进作用可能非常小。由于氮沉降空间格局的预测存在许多不确定性和不一致性,现有的实验手段本身存在其局限性,施肥实验中模拟氮输入的途径也会显著影响氮在各储库间的分配及其在植物、土壤中的吸收转化过程,针对于此, Jenkinson 等 (1999) 对 Nadelhoffer 等 (1999) 的研究提出了质疑,但尚无明确定论。

陆地生态系统碳、氮循环的联系在很大程度上依赖于全球土地覆被状况。在氮限制的生态系统中,高水平氮沉降可能会产生一个显著的碳汇,而相比于草地,森林植被由于其高的 C/N 和长的生存时间,将会生成一个更大的汇 (Neff *et al.*, 2002)。全球尺度上的农业扩张可能减少碳、氮相互作用的自然支持面积,增加过量氮素从陆地向海洋、大气释放的数量,而且野外研究表明,由于人类耕作、施肥和收割活动的影响,农田对大气氮沉降的增加几乎没有反馈作用 (Neff *et al.*, 2002)。因此,运用模型来模拟氮沉降增加对陆地生态系统碳吸收的影响需要考虑到土地覆被特征的变化。

2.2 氮限制和氮饱和生态系统生产力对氮沉降的不同响应

Aber 等 (1989) 提出了生态系统的氮循环过程和净初级生产力对不同水平氮输入的三阶段响应假说 (图 2),即在初始氮水平较低的生态系统中,植物生长主要受到可用性氮含量的限制,而土壤中的非共

生微生物主要受碳 (或能量) 的限制。在氮输入持续增加直到氮饱和之前,大部分输入的氮被植物体吸收,而很少被土壤微生物固持,因此,植物的净初级生产力表现出增加的趋势。但是,当系统达到氮饱和和后,输入的氮多数被土壤固持或经淋溶损失,植物吸收量逐渐减少,同时,土壤中的菌根真菌消耗植物体内的碳水化合物作为能量以固持输入的氮,从而造成植物净初级生产力的逐渐下降。

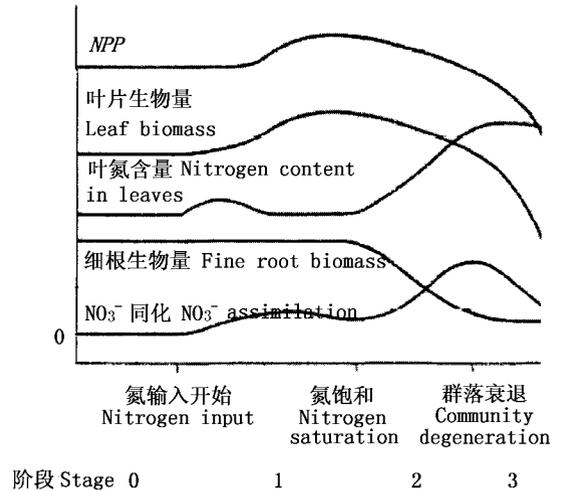


图 2 氮限制生态系统对于氮增加响应 (Aber *et al.*, 1989)
Fig. 2 The integrated responses of N-limited ecosystems to chronic nitrogen addition (Aber *et al.*, 1989)

多数温带森林及北方针叶林属于氮限制的生态系统,即在氮沉降速率增加的初期,植被生产力出现显著提高 (Matson *et al.*, 2002)。输入的氮大部分被固持在系统内部,并在最初一段时间引起碳蓄积的增加。

但生态系统的这种响应只是短期的,欧洲和北美的施肥实验显示,即使氮输入的速率很低,长期持续输入也会使净初级生产力 (NPP) 显著降低 (Magill *et al.*, 2000; Emmett *et al.*, 1996)。李德军等 (2004) 在南亚热带森林所做的氮沉降模拟实验也证实,中氮处理则大大促进了幼苗生长,而高氮处理组的树木幼苗生长逐渐受到抑制,树苗的净光合速率随氮输入水平提高先增加后减小。

在高氮沉降的地区,当氮输入超过生态系统对氮的生物需求量时,氮素富集会致土壤酸化,微量元素缺乏,土壤中 NO_3^- 的活动性增强,生态系统氮素迁出加速 (Aber *et al.*, 1998),持续增加的氮输入会使生态系统整体的氮固持能力减小,损失的氮量可能会超过其输入量,这表明生态系统进入“氮饱

和"状态(Townsend *et al.*, 1996)。高的氮沉降速率会缩小氮限制的生态系统范围,造成氮刺激的植物生长量减少,乃至生态系统退化和净碳吸收量减少(Neff *et al.*, 2002; Asner *et al.*, 1997; Currie & Nadelhoffer, 1999)。

发育在强风化土壤上的热带森林和热带稀树草原以氮饱和生态系统居多,这类生态系统中氮素供应常是过量的,其生理生态过程常受P、Ca等营养元素的限制(Aber *et al.*, 1998; Asner *et al.*, 1997; Vitousek *et al.*, 1997)。进入热带雨林的氮素很大一部分以 NO_3^- 的形式存在,并通过淋滤从表土中流失,硝化过程和氮损失的加速会导致盐基离子迁出,土壤pH值下降,这些变化会进一步降低系统的碳蓄积能力(Vitousek *et al.*, 1997)。

在大气氮沉降增加的情况下,不同森林类型由氮限制生态系统向氮饱和生态系统转变的速率也不相同。例如在美国Harvard森林所做的持续氮增加实验(1988~1996年)中发现,阔叶林表现出更强的氮固持能力,高氮含量地区的阔叶林总体氮固持效率(氮输入中被固持部分的百分比)可达96%,并且其木质部分生物量生产在氮的长期输入下保持持续增长;而针叶林在高氮输入区的氮固持效率仅85%,氮长期输入后,出现氮素淋滤损失增加和植物生长量减少的现象(Magill *et al.*, 2000)。此外,氮输入和植物氮需求是否同步也会影响生态系统响应,Fenn等(1996)指出,在美国加利福尼亚州的一些森林中,绝大部分降水集中在植物的非生长期,因为植物和微生物的氮需求与土壤中氮素的水文学过程在时间上不同步,人为增加氮素水平可能难以使生态系统进入"氮饱和"阶段,或出现生态系统退化。

针对于不同生态系统对氮输入增加的各异反应,提出了临界氮容量(Nitrogen critical load)的概念,即生态系统可以承受低于该阈值的氮输入,而不表现出显著的有害效应(Nordin *et al.*, 2005)。这一阈值取决于生态系统的初始氮状况和植被、土壤特征,例如氮沉降本底值较低的瑞士北方森林,临界氮容量仅为 $6 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,超过这一数值就会出现植物抵御力下降、关键种组成变化、苔藓植物多样性减少等不良影响(Nordin *et al.*, 2005)。

3 持续的氮输入对土壤氮过程和有机质分解的影响

土壤可用氮状况直接调控植物生理过程,是引起碳吸收估算不确定性的关键因子之一(Liu *et al.*,

2005),土壤氮含量受气候因素及其相应的生物过程、大气氮沉降、氮固定和淋滤损失等综合作用的影响,在不同土壤类型和不同地区间表现出极大的变异性(Tian *et al.*, 2006)。目前,对大气氮沉降增加带来的土壤氮响应的认识仍存在很大分歧。

大多数研究指出,持续氮输入会提高土壤中氮的初期矿化速率(Throop *et al.*, 2004),因为增加的氮与有机物质结合会降低土壤C/N,加速土壤有机物的分解和养分的释放过程。长期持续施氮条件下,土壤氮素的总矿化作用虽有增加,但其净矿化速率从先期的峰值开始出现下降,接近或低于对照值(Aber *et al.*, 1998),净矿化作用在中等氮沉降水平达到最高(Tietema *et al.*, 1998)。Gundersen等(1998)的实地研究发现,只有在氮限制地区氮输入增加才会提高净矿化速率,而在氮循环速率较快的地区,进一步施氮会减慢土壤氮的净矿化作用。Aber等(1998)认为矿化作用减少的原因可能是氮输入改变了土壤有机质的化学特性,使分解过程中的胞外酶活性降低,或是土壤中大量有效氮的存在抑制了腐殖质降解酶的生成。

随着氮矿化速率提高,土壤中更大一部分 NH_4^+ 在自养细菌的硝化作用下转变为 NO_3^- ,氮输入增加使得土壤氮库由 NH_4^+ 占优势变成了 NO_3^- 占优势(Vitousek *et al.*, 1997)。McNulty等(1990)在美国西北部的研究中也证实,土壤氮的相对硝化速率(净硝化速率/净矿化速率)与氮沉降速率呈显著正相关关系。但NITREX(Nitrogen saturation experiments)项目中在对欧洲西北部7个针叶林生态系统的综合研究发现,硝化作用与森林地被物C/N的关系要比其与氮输入的关系更为密切,氮输入增加引起的C/N降低会加速土壤中氮素的硝化作用,从而减小森林地被物层的氮固持效率(Emmett *et al.*, 1998)。但氮输入对土壤氮库的影响比较复杂,一方面,氮增加及随之而来的硝化进程加速会提高土壤氮素的活动性,促使硝态氮流失,使土壤氮库减小(Gundersen *et al.*, 1998);另一方面,有效氮的增加会抑制木质素分解酶的产生,并且硝态氮和氨态氮都可能与木质素或酚类化合物结合,形成不易分解的稳定化合物,降低氮分解释放速率,从而提高土壤氮蓄积(Berg & Matzner, 1997)。土壤氮累积随氮沉降的变化取决于这两种过程的作用范围和强度。

一些研究发现氮沉降输入水平和氮流失速率存在密切关系,尤其在出现"氮饱和"的区域,这种关系更为明显(Aber *et al.*, 1998)。 NO_3^- 是土壤中的可

移动离子,常以溶液的形式被淋溶损失,氮损失的过程会加速一些其它元素的流失,造成土壤酸化,这些变化又会间接降低植物生产力(Asner *et al.*, 1997)。

生态系统氮输入的持续增加有可能导致土壤酸化和盐基离子损耗。系统对氮沉降的响应很大程度上取决于所输入氮的形式、 H^+ 产生过程(硝化作用、植物吸收、 NH_4^+ 固持)和 H^+ 消耗过程(反硝化作用、植物吸收和 NO_3^- 固持)之间的平衡,以及土壤的缓冲能力(Uehara & Gillman, 1981)。土壤pH值可以决定缓冲 H^+ 的有效元素。例如pH值在4.2以上时,盐基离子和碳酸盐是重要的缓冲剂,而氢氧化铝可以缓冲酸性更强的溶液,并释放出铝。热带土壤由于长期强烈的风化作用,主要矿质元素损耗严重,对土壤溶液pH值的缓冲作用较小,这类土壤对酸碱度变化更为敏感,通过水合铝氧化物的水解作用缓冲土壤溶液酸性,这种缓冲作用会造成土壤溶液中铝和盐基离子的损失(Matson *et al.*, 1999),抑制植物正常生长。Boxman等(1998)在荷兰一个高氮沉降地区用隔绝罩来减少氮、硫从大气的输入,研究发现植物生长提高了50%,他们认为这可能与氮饱和和状态得到缓解后钾、镁含量的增加有关。高氮输入区的磷缺乏也可能是抑制植物生长的原因之一,Carreira等(1997)在苏格兰对森林做酸雾处理,结果表明,相比于对照样地,处理后植物胸径增长显著变慢,这可能与酸处理引起的磷循环变慢,土壤中有效磷减少有关,但同时 $(Ca + Mg)/Al$ 从9.5降到0.4,很难确定是盐基离子减少还是磷不足阻碍了植物生长。

土壤是最大的陆地表层碳储库,气候对土壤有机质分解过程的影响已经有多方面的验证,但土壤碳动态对全球活性氮快速增长的潜在响应仍存在许多不确定性。土壤有机质的分解和转化是土壤有机碳输出的基本过程,但因为对其直接测定较为困难,常用土壤呼吸量(包括土壤微生物呼吸、根系呼吸和土壤动物呼吸)来表征。森林土壤施肥实验反映出,氮增加对土壤 CO_2 释放的影响非常复杂,没有一个共同的规律,可能存在促进和抑制两种相反方向的作用或几乎没有作用(Bowden *et al.*, 2004)。土壤呼吸受包括底物性质、温度、土壤湿度、根生物量、微生物活性和生物量等众多因素的影响,因而有必要了解土壤呼吸对氮增加的长期响应以更好地预测其对土壤碳通量和碳蓄积的影响。例如莫江明等(2004)在对中国鼎湖山主要森林植物凋落物分解对氮沉降的响应研究中指出,氮处理仅在初期促进马

尾松林(*Pinus massoniana*)凋落物的分解,而对荷木(*Schima superba*)凋落物无显著影响,对季风常绿阔叶林凋落物分解的影响随树种不同而异,总的来说抑制作用较促进作用大,他们认为影响植物凋落物分解的主要因素是土壤初始有效氮的含量,土壤可用性氮增加可以提高凋落物分解速率,而过高则会破坏原有的营养元素平衡,使其它元素有效性降低,抑制凋落物分解。Bowden等(2004)在美国Harvard森林长期生态研究站点上做的持续氮增加实验中发现,落叶林的土壤呼吸速率在氮增加的第一年显著提高,而在第二年与对照样地无明显差异,红松林在低氮施肥($5 g N \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$)和高氮施肥($15 g N \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$)下第一年土壤呼吸速率比对照样地分别降低21%和25%,第二年进一步降低。13年持续施加氮肥后,两种立地条件的高氮施肥样地在生长季的土壤呼吸速率都下降41%左右。土壤呼吸对氮增加响应的逆转可能受与养分吸收相关的根活性影响,根呼吸的一大部分用于氮同化,施氮引起的可用氮数量增加使得氮同化消耗的能量减少,从而降低呼吸量。另一方面,持续氮输入造成的森林生产力下降,以及高氮施肥带来的树木死亡率增加都有可能降低根系活性和根际沉降(Magill *et al.*, 2004),减少土壤微生物可获得的有机物质,从而抑制微生物分解。实验室培育的无根系土壤呼吸也有类似下降趋势,这表明氮增加引起的微生物活性降低也是土壤 CO_2 排放量减少的重要原因之一(Bowden *et al.*, 2004)。

Neff等(2002)利用碳的稳定同位素,对长期施氮地区进行了土壤有机碳的单体同位素分析,他们发现氮增加显著加快了土壤轻组有机碳(包括土壤微生物、植物组织残落物和腐殖质的分解副产物,易于分解,周转时间为十几年)的分解速率,而使得重组有机碳(与土壤矿物结合的碳,较难分解,周转时间在几十年到一世纪)更为稳定。同时,氮沉降对植物凋落物和土壤有机物质分解的影响因分解阶段不同而表现出差异。 NH_4^+ 和 NO_3^- 进入新鲜的、刚脱落的凋落物中会促进纤维素和可溶物质的初期分解,而相同化合物进入腐殖质(分解结束阶段)会显著抑制其活性(Berg & Matzner, 1997)。

4 氮沉降增加对土壤含氮痕量气体排放的影响

氮固定和流通的增加常常伴随着含氮痕量气体(包括 N_2O 、 NO 和 NH_3)的沉降、迁移、转化、释放过

程的加速(Vitousek *et al.*, 1997)。含氮痕量气体的释放取决于硝化、反硝化过程中流通的氮量,而环境变量(例如土壤孔隙水含量等)则决定了哪个过程占主导,哪种气体为主要产物,因而氮沉降增加可能提高含氮气体的通量,尽管不同气体对应的变化会存在差异(Firestone & Davidson, 1989)。

N_2O 是重要的温室气体之一,在对流层是稳定的(生物的或化学的),存留时间长达 120 年, N_2O 主要的汇在平流层,在此层中 N_2O 与 O_3 发生反应,每年消耗大约 10~10.5 Tg N 的 N_2O 。一个 N_2O 分子产生的温室效应大约是一个 CO_2 分子的 200 倍,且大气中 N_2O 浓度正在以每年 0.25% 的速率增加(Schimel *et al.*, 1996),它给全球变暖带来的潜在影响还无法精确估算。与农田施肥有关的生物源排放是其最重要的人为源,氮输入增加会促进 N_2O 从土壤释放的过程,Neff 等(1994)在美国科罗拉多州高山生态系统的研究中发现,施用氮肥两年后,干草地和湿草地的 N_2O 排放比对照样地分别高出 22 和 45 倍。

NO 在对流层具有很强的活性,存留时间仅为几小时到几天。NO 对对流层 O_3 形成及地区性大气化学特征变化有重要影响。化石燃料燃烧是 NO 最大的人为源,其次是干物质燃烧和耕作土壤中微生物活动引起的间接排放(Davidson & Kingler, 1997)。氮输入增加也会提高 NO 的年排放量,研究表明,美国加利福尼亚州南部的高氮沉降区,在 8 月中旬其干土壤 NO 通量大约是北美典型森林的 20 倍(Fenn *et al.*, 1996)。同时,NO 通量是生态系统氮状态的重要表征,Fenn 等(1996)指出,美国西部未受干扰且排水较好的森林土壤中高的 NO 释放量可能是生态系统出现氮饱和状况的有效诊断特征。

许多针对温带森林的研究指出,温带森林的氮固持会在很长一段时间内大于氮损失,直至生态系统达到氮饱和,大量氮以氮氧化物和 NO_3^- 的形式流失(Fenn *et al.*, 1996; Aber *et al.*, 1998; Asner *et al.*, 2001),因而,在一段时间甚至几十年内,氮输入可能不会对温带森林的含氮气体排放有显著影响。超过 80% 的热带森林具有比温带森林更高的氮循环数量和速率,Hall 和 Matson(1999)对磷限制的热带森林做长期氮肥研究发现,持续氮输入会使硝化细菌种群数量大幅增加,这种增加与紧随施肥之后出现的 N_2O 、NO 排放的增加幅度和持续时间延长呈显著正相关,而在氮限制的热带森林中并未发现类似关系,磷限制的热带森林释放的氮氧化物多于

氮限制的森林。

5 氮沉降增加对生物多样性的影响

氮的有效性显著影响生态系统的物种丰富度、植物群落结构及群落动态等特征。若氮沉降引起物种组成发生变化,由于 CO_2 浓度和氮沉降升高的光合产物将在不同 C/N 的物种或组分间进行分配,则相应的生态系统响应都会发生变化(Norby, 1998)。氮输入增加的效应已成为生物多样性研究的最重要组成部分之一,大约 75% 的濒危种受限於氮贫瘠土壤,并且正面临着更擅长利用氮的物种对其竞争排挤的风险。在瑞士,富营养化已成为濒危物种的第二大威胁,仅次于土地利用变化(Nordin *et al.*, 2005)。

5.1 植被组成结构及其丰富度的变化

营养元素的有效性会影响陆地植物、动物和微生物群落的组成。氮素输入的增加可能改变物种组成及其多样性,进而影响到陆地生态系统的食物网结构(Wedin & Tilman, 1996),这种改变在氮限制地区表现得尤为明显。生物多样性对生态系统氮增加的响应受氮输入水平、持续时间和氮输入前的系统状况(例如土壤养分状况、缓冲能力和微气候等)的调控(Matson *et al.*, 2002)。

不同物种对氮输入增加的响应并不是一致的,许多优势种的生长状况不受氮素浓度的影响,而某些亚优势种,特别是草本植物,其丰富度会随有效氮数量的增加而表现出增加的趋势(Bowman *et al.*, 1993)。有效氮的数量增加时,能迅速将氮转化成新生物量的物种将代替那些生长缓慢的物种(Nordin *et al.*, 2005)。欧洲和北美的氮肥实验表明,有效氮的增加会提高速生种和养分含量高的物种的生长速率和优势度,同时减少本地种的物种丰富度(Huenneke *et al.*, 1990)。高的氮素浓度会加快入侵种的生长速度。美国西部的氮肥实验证实,高的氮输入会提高外来草种的生产力,特别是在雨水供应充足的季节,而本地灌丛在以 $60 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 的氮素施肥处理 8 年后,并未表现出生产力的增加(Fenn *et al.*, 2003)。

Wedin 和 Tilman(1996)研究发现,在经过 12 年的氮沉降实验后,除了氮输入速率极低的情况,样地均从本地生暖季草种占优势的群落发展到低多样性的冷季草种占优势的群落,而后者对碳和氮的固持能力很小。适于固持氮、吸收碳的草地类型往往对氮富集更为脆弱,表现为多样性减少,植物物种组成

变化和碳氮循环的改变。

5.2 木本植物入侵能力的增加

氮素的施肥效应可以提高木本入侵种的水分利用效率 (Bert *et al.*, 1997), 使其可以在干旱恶劣的环境下生长, 同时氮沉降增加带来的氮循环加速会减轻植被对氮的依赖, 而增加它们对光照的竞争能力 (Wilson & Tilman, 1991), 这也有利于高的速生树种生长。因而, 氮沉降可能会推动北方森林向温带草地扩张。Köchy 和 Wilson (2001) 在北美大平原选取 6 个大气氮沉降速率有差异的国家公园, 利用 60 年的航片资料, 通过对比分析发现, 除了距森林分布南缘最远的一个草地国家公园外, 其它 5 个公园中白杨 (*Populus alba*) 林和北方针叶林的扩张速率都与氮沉降速率呈显著正相关, 高氮沉降地区的年平均森林扩张率可达 1%。在 1949 ~ 1993 年期间, 氮沉降速率最小 ($8 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$) 的公园森林面积从 41% 增加到 53%, 氮沉降速率最大 ($22 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$) 的公园森林面积从 24% 增加到 81%, 其对应的植物组织氮含量分别增加了 26% 和 74%, 这种变化将会影响到植物净初级生产力、凋落物分解和生态系统碳蓄积等一系列过程, 并最终改变该地区的碳源/汇特征。值得注意的是, 相对于草地, 森林对氮沉降的边界层阻力较小, 树木可能提高沉降速率, 从而形成正反馈作用 (Wilson, 1998)。

5.3 菌根真菌多样性及功能的改变

土壤氮素富营养化会影响菌根真菌的多样性及其功能。Lilleskov 等 (2002) 在阿拉斯加的一个工业区所做的研究中发现, 随氮沉降速率的增加, 外生菌根的数量由 30 减少到 9, 菌根变化还可能通过反馈作用降低本地优势灌木种的丰富度, 使其被大量外来草种替代。

Treseder (2004) 在实地研究菌根真菌对氮沉降响应的综合分析中也得出, 施加氮肥可使菌根真菌的丰富度平均减少 15%, 但不同研究间差异极为显著。单个生态系统的菌根真菌受氮沉降影响很难预测, 总体上呈微弱负效应。这一现象的成因存在多种假说, 其中一个得到广泛验证的假说是, 菌根真菌是植物吸收养分的重要媒介, 当植物生长受到养分限制时, 植物会投资更多的碳以构建菌根真菌, 反之, 土壤氮含量增加后, 植物根系氮需求得到满足, 植物会将碳水化合物投资到别处, 菌根真菌生长将受碳限制, 出现数量和多样性下降的现象 (Read, 1991)。

6 氮沉降增加对生态系统营养结构的影响

氮沉降还会改变植物组织的化学特性和植物生长物候, 因而植物和植食性动物间相互作用的潜在变化也是氮输入响应的研究热点之一。叶片氮素含量的增加会增加植物蛋白质含量, 提高食物品质, 从而促进食草动物对其的采食 (Coley *et al.*, 1985)。植物组织品质的变化也可能影响昆虫爆发的频率和程度, 后者又会反过来改变植物群落组分 (Bobbink *et al.*, 1998)。昆虫采食消耗了相当一部分的植物生产力, 抵消了氮沉降对植物碳蓄积的促进作用, 若昆虫取食强度增加, 生态系统的碳蓄积总量减少, 并出现碳蓄积饱和点的氮沉降阈值减小的现象, 这说明在草本生态系统中, 昆虫采食是抵消氮沉降作用的重要调控因子 (Throop *et al.*, 2004)。

同时, 氮输入增加带来的植物群落变化可能通过食物链改变陆地生态系统营养结构 (Haddad *et al.*, 2000)。高的氮输入会降低植物物种丰富度, 减少专食性昆虫的可用资源数量, 从而减少昆虫物种多样性; 而高的氮输入也会提高植物生产力、组织氮含量及可溶氮和氨基酸的浓度, 为普食性昆虫提供了更多的食物资源, 有助于维持其多样性 (Siemann, 1998; Haddad *et al.*, 2000)。因而, 养分输入对食物链的影响较为复杂, 且食物链内部存在相互关联, 难于预测其变化趋势。短期施肥实验表明, 氮输入的增加提高了昆虫的物种丰富度和个体多度 (Siemann, 1998)。而 Haddad 等 (2000) 在明尼苏达州的长期施氮样地上所做的调查研究显示, 氮输入增加对不同营养级的影响存在明显差异, 长期施氮引起的植物群落变化减小了植食性昆虫的物种丰富度, 同时提高其个体多度, 植物、植食性昆虫和腐食性昆虫的多样性变化反过来会降低肉食性昆虫的物种丰富度和拟寄生物的个体数目。但总体上来看, 昆虫的总体物种丰富度与植物物种多样性显著正相关, 随着氮输入速率持续提高, 昆虫物种丰富度降低, 而昆虫个体多度多数与寄主植物体的生物量正相关, 随氮输入增加而提高 (Haddad *et al.*, 2000)。

氮沉降增加带来的植被系统和土壤微生物变化也必然通过食物链影响到土壤动物的数量和分布状况。徐国良等 (2004) 在中国鼎湖山地区土壤动物对模拟氮沉降的响应研究中发现, 氮沉降对土壤动物的影响存在一个阈值, 随着处理浓度的加大, 土壤动物的个体总数以及不同土层的类群丰富度都表现出先增加后减少的特征, 在中等氮素输入水平下达到

最高,土壤动物类群的垂直分布状况也在这一氮输入水平处,由趋向表层分布转变为趋向土壤深层分布。

7 氮沉降增加与 CO₂ 浓度升高和 O₃ 浓度变化的协同效应

氮施入可以促进植物叶片生长, Takemoto 等(2001)在加利福尼亚州南部所做的研究证实,大气中 O₃ 浓度增加会造成树木叶片的提前脱落,氮沉降可以抵消 O₃ 增加对植物地上部分和叶片生长的负效应。但是, O₃ 浓度升高可能改变生态系统碳蓄积格局,高 O₃ 浓度和氮沉降速率会造成森林细根生物量和地下碳水化合物分配量的急剧减少,这二者的净效应表现为较大的叶生物量生产和较快的周转速率,使得森林地被物层的凋落物累积增加和地上部分木质生物量中的碳蓄积提高(Grulker *et al.*, 1998)。

大量研究指出,大气氮沉降的增加不仅可以促进光合作用,刺激植物生长,特别是在氮限制的生态系统中,提高其初级生产力(Neff *et al.*, 2002; Melillo & Gosz, 1983; Field *et al.*, 1992);而且,在一定范围内施入氮肥有可能解除高 CO₂ 地区的养分限制,使 CO₂ 的施肥效应更加明显(Fan *et al.*, 1998),提高生态系统对碳的固持能力。但近期的森林清查数据表明,过去几十年的森林实际固碳数量增加要小于预测数值(Casperson *et al.*, 2000),这可能是由一些其它的胁迫因子变化如 O₃ 含量增加所引起的。Ollinger 等(2002)利用 PnET-CN 模型模拟了 1700 ~ 2000 年大气氮沉降、CO₂ 和 O₃ 浓度变化对北方硬叶林碳动态的综合作用。他们指出,假定 O₃ 含量不变,大气 CO₂ 浓度和氮沉降增加将使生态系统净初级生产力(NPP)和净碳交换(NCE)较工业化前的水平分别提高 28% 和 76%,若考虑上述三者的协同作用,NPP 和 NCE 提高的幅度将分别降至 19% 和 53%,与只有 CO₂ 浓度增加带来的生态系统碳吸收程度相似。他们认为 CO₂ 浓度和氮沉降增加显著促进了森林生长和碳吸收,但 O₃ 增加造成的碳汇减小也将成为普遍现象。

8 我国氮沉降研究现状

在中国,人为活动引起的含氮污染物排放量在近十几年中显著增加,NO_x 排放从 1990 年的 8.4 Tg·a⁻¹ 升高到 2000 年的 11.3 Tg·a⁻¹,与此同时,总的 NH₃ 排放量也由 10.8 Tg·a⁻¹ 上升到 13.6 Tg·a⁻¹

(Streets *et al.*, 2003, 王文兴, 1996, 孙庆瑞和王美蓉, 1997)。大气化学传输模型的结果也表明,包括中国在内的东南亚地区已成为继北美、欧洲之后的另一氮沉降集中区(Holland *et al.*, 1997, 1999)。大气氮沉降的不断增加使得中国的氮状况在区域乃至全球尺度的研究中变得尤为重要(Larssen *et al.*, 1999)。

基于站点观测估算的中国氮沉降时空格局对于验证大气化学传输模型,定量评价氮输入带来的生态效应,推行调控措施以改善环境状况等都有重要意义。中国的氮沉降监测缺乏长期网络观测信息,国家酸沉降监测网创立于 1992 年,但其工作主要集中在降水的 pH 值和电导率的测定上,仅有上甸子(1984 年 ~)、临安(1985 年 ~)、龙凤山(1991 年 ~)和瓦里关(1994 年 ~)这 4 个本底观测站有连续的降水化学观测,1992 ~ 1993 年丁国安等在中国气象局酸雨站网的 81 个台站进行了降水化学样品采集和实验室分析,是迄今为止获取的唯一一组背景条件下全国范围的降雨化学资料(丁国安等, 2004);此外,中挪合作的“中国酸沉降综合影响观测研究(IMPACTS)”项目在 1999 ~ 2004 年对中国南部亚热带地区 5 个站点的湿沉降状况做了连续观测;东亚酸沉降监测网(EANET)在中国的观测工作开始于 2000 年,在包括重庆、西安、厦门、珠海 4 个城市在内的 9 个测点进行湿沉降和污染物状况的长期监测。全国范围内的大气含氮污染物长期观测记录也仅限于以 NO_x 或 NO₂ 浓度为指标的城市大气质量状况监控。显然,比起北美的国家大气沉降项目及动态网络(National atmospheric deposition program/National trends network, NADP/NTN),国家干沉降网(National dry deposition network, NDDN)和清洁大气状况动态网(Clean air status and trends network, CASTNet),以及欧洲监测评价项目(European monitoring and evaluation programme, EMEP),在氮沉降集中区之一的中国,当前的氮沉降监测工作无疑非常欠缺,获取气态 HNO₃、NH₃ 和含氮气溶胶的浓度数据,计算国家尺度上的完整氮沉降通量显得极为困难和重要。另外,现有的观测数据显示,中国大气氮沉降的数量从湖南会同的 4.9 kg·hm⁻²·a⁻¹(田大伦等, 1994)到广东鼎湖山的 35.29 kg·hm⁻²·a⁻¹(黄忠良等, 2000),再到江西分宜的 60.65 kg·hm⁻²·a⁻¹(马雪华, 1989),表现出极大的空间变异性。因而,建立一个完善的大范围监测网络来认识中国的氮沉降现状是非常必要的。首先,随着中国酸雨研究的关注

点由硫化物转向含氮化合物,酸沉降监测工作应该包含更多的含氮物种,特别是那些对氮收支有关键作用的化合物,例如气态 NH_3 和有机氮,需要测定各个物种的干、湿沉降速率;其次,为保证观测数据的可比性,要制定和执行一系列统一的观测方法体系;再次,观测站点的布设要尽量依循均匀分布和城乡平衡的原则,增加西部观测点和本底观测点的比例。另外,森林和土壤表层发生的含氮化合物的吸收、转化和释放也是大气、生态系统相互作用的关键过程,尽管现存的通量观测网络覆盖范围很广,但它们主要关注能量、 CO_2 和水分的交换,缺乏大范围的氮通量观测信息,应该把这一内容加入到当前的观测网络中,为认识大气-陆地活性氮交换提供数据支持,并可以据此来探究氮循环与水、碳循环的交互作用。

通过长期实验认识氮代谢过程和生态系统对持续氮输入响应,是清楚把握氮饱和过程和碳氮耦合的生物地球化学途径的关键,也是制定科学合理的管理措施的基础(Magill *et al.*, 2004)。中国的氮沉降影响过程研究主要集中在亚热带森林生态系统,首个永久实验样地于 2002 年在鼎湖山国家级自然保护区亚热带代表性森林(马尾松林、混交林和季风常绿阔叶林)建立,在林地用人工施氮来模拟大气氮沉降增加,系统地研究了氮沉降对亚热带森林生态系统结构和功能的影响及其机理。在此基础上做了一系列相关报道,其中包括模拟氮沉降对亚热带森林优势树种幼苗生长、光合作用、生物量分配和元素含量等的影响(李德军等, 2004, 2005a, 2005b),以及鼎湖山主要森林类型中的植物胸径生长、凋落物分解和土壤有效氮、硝态氮含量,土壤渗透水酸度和无机氮含量,以及土壤 CO_2 排放、 CH_4 吸收特征对氮沉降的响应(方运霆等, 2004, 2005a, 2005b, 2005c;徐国良等, 2005;莫江明等, 2006)。这是我国首次通过模拟实验手段系统地探究氮沉降对森林生态系统影响的一项研究,对认识中国的氮循环和氮控制状况有重要意义。但值得注意的是,我国在这方面的研究仍然非常欠缺,为了更深入地了解人类活动带来的氮输入增加对陆地生态系统结构、功能的影响,预测由此引发的气候系统响应和环境状况变化,需要开展不同气候带多生态系统类型的实地研究,并引入 ^{15}N 同位素示踪法追踪氮输入植物和土壤后的分配、转化和固持等过程,减小碳、氮耦合过程研究的不确定性。定量估测林冠表层的氮吸收能力,分析不同同化途径的氮吸收引起的碳产

额差异。增加氮输入与其它环境因子(例如 CO_2 浓度增加、 O_3 增加、温度升高等)协同作用的实验研究。利用这些控制实验来检验模型算法,发展模型参数化。结合不同植被、土壤类型对氮输入的敏感性差异,总结持续氮输入对氮代谢过程和生态系统功能的影响,认识生态系统氮饱和过程和氮素富集效应。

为揭示区域氮沉降增加引起的生态系统生产力变化,及其对区域大气质量和水生生态系统的影响,需要利用模型将观测站点上的氮代谢和碳氮耦合过程的研究外推到大尺度上,但中国现有的模拟研究即使考虑大气氮沉降的时空变异引起的碳吸收和存储格局的变化,也只是将氮沉降作为一个简单的输入变量,没有强调冠层吸收、氮素分配等过程,没有一个充分考虑 C、N、水传输转化过程及其相互作用的机理模型。因而,在围封观测和控制实验的数据基础上,发展完善包括 C、N、水循环的过程模型,耦合大气模型预测植物生理驱动的氮素吸收和排放,模拟大气环境和生态系统的双向反馈,是当前模型发展的重点之一。模拟土壤-植物系统的氮素运移过程及其对植物光合、呼吸作用的影响对生态系统机理模型的建立有重要的理论和实践意义(黄耀等, 2005)。

9 展望

在氮沉降及其生态效应的研究中,还存在很大的不确定性,深入探讨大气氮沉降增加对陆地生态系统的影响及后者的响应和反馈,对于尽可能准确地预测全球变化趋势,合理制定政策措施以保证陆地生态系统的可持续发展都有重要意义。今后的研究工作可以在以下几个方面做更具体的考虑:

1) 受限于数据的获取,中国氮沉降研究仍存在很大不确定性,亟需在全国范围建立一个完善的长期氮沉降监测网络,为认识中国的氮沉降时空格局,研究生态系统对氮沉降变化的响应和反馈提供必要的技术支持。

2) 增加陆地碳蓄积量的因素,或影响陆地生态系统“碳失汇”的主要因子中得到普遍认可的机制包括大气氮沉降增加、 CO_2 的施肥效应和森林再生,但这三方面相辅相成,很难确定各个因子的作用到底有多大(Townsend *et al.*, 1996)。因而考虑氮沉降的生态效应也不能将其与另外二者的效应相割裂,要充分研究它们之间的相互作用机制,才能准确评估氮循环在全球变化中的地位。

3) 土地利用覆被变化(Land use and cover change, LUCC)和气候变化(Climate change, CC)是生态系统、气候系统和人类活动相互作用与反馈的重要表征(Tian *et al.*, 2003), 它们对氮沉降时空格局及其潜在效应有明显的调控作用, 但有关 LUCC 和 CC 如何影响氮沉降速率和陆地生态系统对氮输入响应的研究较少, 需要加强这一方面的研究力度(Asner *et al.*, 1997)。

4) 现有的研究中对氮运输相关的营养元素地球化学及水文学动态涉及较少, 同时也缺乏很多重要过程的实验验证信息, 比如土壤对多种营养元素吸收吸附过程中的元素相互作用和竞争, 在氮固持过程中的微生物和菌根作用, 植物和微生物对不同沉降形式氮的优先获取性等等(Asner *et al.*, 1997)。

5) 目前尚没有一个广泛适用的模型来评估氮沉降增加引起的阳离子通量及其潜在限制(Asner *et al.*, 2001)。发展一个区域模型来模拟氮沉降对陆地生态系统的影响及后者的响应和反馈是现在亟待解决的重要问题。

6) 目前, 大部分的碳循环模型都假定生态系统各储库的 C/N 不变, 或随植被类型变化, 没有考虑氮沉降增加造成的氮饱和对生态系统碳固定的抑制作用, 而且没有全面考虑自然和人为扰动、植被演替以及能量、水和生物地球化学循环之间的相互作用(Tian *et al.*, 1998)。因此, 目前对氮输入增加带来的陆地生态系统碳固持和碳蓄积的响应的模拟结果还不够准确, 需要建立更为完善的陆地生物圈动态模式模型(Tian *et al.*, 1998)。

参 考 文 献

- Aber JD, McDowell W, Nadelhoffer K, Magill A, Berntson G, Kamakea M, McNulty S, Currie W, Rustad L, Fernandez I (1998). Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: hypotheses revisited. *BioScience*, 48, 921 - 934.
- Aber JD, Nadelhoffer KJ, Steudler P, Melillo JM (1989). Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience*, 39, 378 - 386.
- Asner GP, Townsend AR, Riley WJ, Matson PA, Neff JC, Cleveland CC (2001). Modeling tropical and semi-arid ecosystem responses to increased N deposition. *Biogeochemistry*, 54, 1 - 39.
- Asner GP, Seastedt TR, Townsend AR (1997). The decoupling of terrestrial carbon and nitrogen cycles. *BioScience*, 47, 226 - 234.
- Berg B, Matzner E (1997). Effect of N deposition on decomposition of plant litter and soil organic matter in forest systems. *Environmental Reviews*, 5, 1 - 25.
- Bert D, Leavitt SW, Dupouey JL (1997). Variation of wood $\delta^{13}\text{C}$ and water-use efficiency of *Abies alba* during the last century. *Ecology*, 78, 1588 - 1596.
- Bobbink R, Hornung M, Roelofs JGM (1998). The effects of airborne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology*, 86, 717 - 738.
- Bowden RD, Davidson E, Savage K, Arabia C, Steudler P (2004). Chronic nitrogen additions reduce total soil respiration and microbial respiration in temperate forest soils at the Harvard Forest. *Forest Ecology and Management*, 196, 43 - 56.
- Bowman WD, Theodose TA, Schardt JC, Conant RT (1993). Constraints of nutrient availability on primary production in two alpine tundra communities. *Ecology*, 74, 2085 - 2097.
- Boxman AW, van der Ven PJM, Roelofs JGM (1998). Ecosystem recovery after a decrease in nitrogen input to a Scots pine stand at Ysselsteyn, the Netherlands. *Forest Ecology and Management*, 101, 155 - 163.
- Carreira JA, Harrison AF, Sheppard LJ, Woods C (1997). Reduced soil P availability in a Sitka spruce (*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.) plantation induced by applied acid-mist: significance in forest decline. *Forest Ecology and Management*, 92, 153 - 166.
- Casperson JP, Pacala SW, Jenkins JC, Hurtt GC, Moorcroft PR, Birdsey RA (2000). Contributions of land use history to carbon accumulation in U.S. forests. *Science*, 290, 1148 - 1151.
- Coley PD, Bryant JP, Chapin FS (1985). Resource availability and plant antiherbivore defense. *Science*, 230, 895 - 899.
- Currie WS, Nadelhoffer K (1999). Dynamic redistribution of isotopically labeled cohorts of nitrogen inputs in two temperate forests. *Ecosystems*, 2, 4 - 18.
- Currie WS (1999). The responsive C and N biogeochemistry of the temperate forest floor. *Trends in Ecology and Evolution*, 14, 316 - 320.
- Davidson EA, Kinglerlee W (1997). A global inventory of nitric oxide emissions from soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystem*, 48, 37 - 50.
- Ding GA (丁国安), Xu XB (徐晓斌), Wang SF (王淑凤), Yu XL (于晓岚), Cheng HB (程红兵) (2004). Database from the acid rain network of China meteorological administration and its preliminary analysis. *Journal of Applied Meteorological Science (应用气象学报)*, 15 (Suppl.), 85 - 94. (in Chinese with English abstract)
- Emmett BA, Boxman D, Bredemeier M, Gundersen P, Kjonaas OJ, Moldan F, Schleppi P, Tietema A, Wright RF (1998). Predicting the effects of atmospheric nitrogen deposition in conifer stands: evidence from NITREX ecosystem-scale experiments. *Ecosystems*, 1, 352 - 360.
- Fan S, Gloor M, Mahlman J, Pacala S, Sarmiento J, Takahashi T, Tan P (1998). A large terrestrial carbon sink in North America implied by atmospheric and oceanic carbon dioxide data and mod-

- els. *Science*, 282, 442 – 446.
- Fang YT (方运霆), Mo JM (莫江明), Zhou GY (周国逸), Gundersen P, Li DJ (李德军), Jiang YQ (江远清) (2004). The short-term responses of soil available nitrogen of Dinghushan forests to simulated N deposition in subtropical China. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 24, 2353 – 2359. (in Chinese with English abstract)
- Fang YT (方运霆), Mo JM (莫江明), Jiang YQ (江远清), Li DJ (李德军), Gundersen P (2005a). Acidity and inorganic nitrogen concentration in soil solution in short-term response to N addition in subtropical forests. *Journal of Tropical and Subtropical Botany* (热带亚热带植物学报), 13, 123 – 129. (in Chinese with English abstract)
- Fang YT (方运霆), Mo JM (莫江明), Zhou GY (周国逸) (2005b). Response of soil NO_3^- -N dynamics to N additions in Dinghushan forest, assessed by ion-exchange resin bag method. *Ecology and Environment* (生态环境), 14, 483 – 487. (in Chinese with English abstract)
- Fang YT (方运霆), Mo JM (莫江明), Zhou GY (周国逸), Xue JH (薛璟花) (2005c). Response of diameter at breast height increment to N additions in forests of Dinghushan biosphere reserve. *Journal of Tropical and Subtropical Botany* (热带亚热带植物学报), 13, 198 – 204. (in Chinese with English abstract)
- FAO (1993). *Food and Agriculture Production Yearbook 1992. Statistical Series 112*. FAO, Rome, Italy.
- Fenn ME, Baron JS, Allen EB, Rueth HM, Nydick KR, Geiser L, Bowman WD, Sickman JO, Meixner T, Johnson DW, Neitlich P (2003). Ecological effects of nitrogen deposition in the western United States. *BioScience*, 53, 404 – 419.
- Fenn ME, Poth MA, Johnson DW (1996). Evidence for nitrogen saturation in the San Bernardino Mountains in southern California. *Forest Ecology and Management*, 82, 211 – 230.
- Field CB, Chapin FS, Matson PA III, Mooney HA (1992). Responses of terrestrial ecosystems to the changing atmosphere: a resource-based approach. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 23, 201 – 235.
- Firestone MK, Davidson EA (1989). Microbiological basis of NO and N_2O production and consumption in soil. In: Andreae MO, Schimel DS eds. *Exchange of Trace Gases Between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere*. John Wiley & Sons, New York, 7 – 24.
- Galloway JN, Aber JD, Erisman JW, Seitzinger SP, Howarth RW, Cowling EB, Cosby BJ (2003). The nitrogen cascade. *BioScience*, 53, 341 – 356.
- Galloway JN, Levy H II, Kasibhatla PS (1994). Year 2020: consequences of population growth and development on deposition of oxidized nitrogen. *Ambio*, 23, 120 – 123.
- Galloway JN, Schlesinger WH, Levy H II, Michaels A, Schnoor JL (1995). Nitrogen fixation: anthropogenic enhancement-environmental response. *Global Biogeochemical Cycles*, 9, 235 – 252.
- Gifford RM, Lutz JL, Barrett D (1996). Global atmospheric change effects on terrestrial carbon sequestration: exploration with a global C- and N-cycle model (CQUESTN). *Plant and Soil*, 187, 369 – 387.
- Gulker NE, Anderson CP, Fenn ME, Miller PR (1998). Ozone and nitrogen deposition reduces root biomass of ponderosa pine in the San Bernardino Mountains, California. *Environment Pollution*, 103, 63 – 73.
- Gundersen P, Emmett BA, Kjønaas OJ, Koopmans C, Tietema A (1998). Impacts of nitrogen deposition on N cycling: a synthesis of NITREX data. *Forest Ecology and Management*, 101, 37 – 55.
- Haddad NM, Haarstad J, Tilman D (2000). The effects of long-term nitrogen loading on grassland insect communities. *Oecologia*, 124, 73 – 84.
- Hall SJ, Matson PA (1999). Nitrogen oxide emissions after nitrogen additions in tropical forests. *Nature*, 400, 152 – 155.
- Holland EA, Braswell BH, Lamarque JF, Towsend A, Sulzman J, Müller JF, Dentener F, Brasseur G, Levy H II, Penner JE, Roelofs GJ (1997). Variations in the predicted spatial distribution of atmospheric nitrogen deposition and their impact on carbon uptake by terrestrial ecosystems. *Journal of Geophysical Research*, 102, 849 – 866.
- Holland EA, Dentener FJ, Braswell BH, Sulzman JM (1999). Contemporary and pre-industrial global reactive nitrogen budgets. *Biogeochemistry*, 46, 7 – 43.
- Huang Y (黄耀), Yang ZF (杨兆芳), Yu YQ (于永强), Jiang J (姜军), Sun WJ (孙文娟) (2005). Simulating net primary production of rice and wheat crops: model establishment. *Environmental Science* (环境科学), 26(2), 11 – 15. (in Chinese with English abstract)
- Huang ZL (黄忠良), Kong GH (孔国辉), Yu QF (余清发), Zhang ZH (张志红) (2000). Hydrological function and nutrient dynamics in lower subtropical monsoon evergreen broad-leaved forest. *Acta Phytocologica Sinica* (植物生态学报), 24, 157 – 161. (in Chinese with English abstract)
- Hudson RJM, Gherini SA, Goldstein RA (1994). Modeling the global carbon cycle: nitrogen fertilization of the terrestrial biosphere and the “missing” CO_2 sink. *Global Biogeochemical Cycles*, 8, 307 – 333.
- Huenneke LF, Hamburg ST, Koide R, Mooney HA, Vitousek PM (1990). Effects of soil resources on plant invasion and community structure in Californian serpentine grassland. *Ecology*, 71, 478 – 491.
- Jenkinson DS, Goudling K, Powlson DS, Sievering H, Nadelhoffer KJ (1999). Nitrogen deposition and carbon sequestration. *Nature*, 400, 629 – 630.
- Johnson DW (1992). Nitrogen retention in forest soils. *Journal of Environmental Quality*, 21, 1 – 12.
- Köchy M, Wilson SD (2001). Nitrogen deposition and forest expansion in the northern Great Plains. *Journal of Ecology*, 89,

- 807–817.
- Larssen T, Seip HM, Semb A, Mulder J, Muniz IP, Vogt RD Lydersen E, Angell V, Dagang T, Eilertsen O (1999). Acid deposition and its effects in China: an overview. *Environmental Science and Policy*, 2, 9–24.
- Li DJ (李德军), Mo JM (莫江明), Fang YT (方运霆), Cai XA (蔡锡安), Xue JH (薛璟花), Xu GL (徐国良) (2004). Effects of simulated nitrogen deposition on growth and photosynthesis of *Schima superba*, *Castanopsis chinensis* and *Cryptocarya concinna* seedlings. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 24, 876–882. (in Chinese with English abstract)
- Li DJ (李德军), Mo JM (莫江明), Fang YT (方运霆), Li ZA (李志安) (2005a). Effects of simulated nitrogen deposition on biomass production and allocation in *Schima superba* and *Cryptocarya concinna* seedlings in subtropical China. *Acta Phytocologica Sinica* (植物生态学报), 29, 543–549. (in Chinese with English abstract)
- Li DJ (李德军), Mo JM (莫江明), Peng SL (彭少麟), Fang YT (方运霆) (2005b). Effects of simulated nitrogen deposition on elemental concentrations of *Schima superba* and *Cryptocarya concinna* seedlings in subtropical China. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 25, 2165–2172. (in Chinese with English abstract)
- Lilleskov EA, Fahey TJ, Horton TR, Lovett GM (2002). Below-ground ectomycorrhizal fungal community change over a nitrogen deposition gradient in Alaska. *Ecology*, 83, 103–115.
- Liu JX, Price DT, Chen JM (2005). Nitrogen controls on ecosystem carbon sequestration: a model implementation and application to Saskatchewan, Canada. *Ecological Modelling*, 186, 178–195.
- Ma XH (马雪华) (1989). Effects of rainfall on the nutrient cycling in man-made forests of *Cunninghamia lanceolata* and *Pinus massoniana*. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 9, 15–20. (in Chinese with English abstract)
- Magill AH, Aber JD, Berntson GM, McDowell WH, Nadelhoffer KJ, Melillo JM, Steudler PA (2000). Long-term nitrogen additions and nitrogen saturation in two temperate forests. *Ecosystems*, 3, 238–253.
- Magill AH, Aber JD, Currie WS, Nadelhoffer KJ, Martin ME, McDowell WH, Melillo JM, Steudler PA (2004). Ecosystem response to 15 years of chronic nitrogen additions at the Harvard Forest LTER, Massachusetts, USA. *Forest Ecology and Management*, 196, 7–28.
- Matson PA, Lohse KA, Hall SJ (2002). The globalization of nitrogen deposition: consequences for terrestrial ecosystems. *Ambio*, 31, 113–118.
- Matson PA, McDowell WH, Townsend AR, Vitousek PM (1999). The globalization of N deposition: ecosystem consequences in tropical environments. *Biogeochemistry*, 46, 67–83.
- McNulty SG, Aber JD, McLellan TM, Katt SM (1990). Nitrogen cycling in high elevation forests of the Northeastern US in relation to nitrogen deposition. *Ambio*, 19, 38–40.
- Melillo JM, Gosz JR (1983). Interaction of biogeochemical cycles in forest ecosystems. In: Bolin B, Cook RB eds. *The Major Biogeochemical Cycles and Their Interactions*. John Wiley & Sons, Chichester, UK, 177–222.
- Mo JM (莫江明), Xue JH (薛璟花), Fang YT (方运霆) (2004). Litter decomposition and its responses to simulated N deposition for the major plants of Dinghushan forests in subtropical China. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 24, 1413–1420. (in Chinese with English abstract)
- Mo JM (莫江明), Fang YT (方运霆), Xu GL (徐国良), Li DJ (李德军), Xue JH (薛璟花) (2005). The short-term responses of soil CO₂ emission and CH₄ uptake to simulated N deposition in nursery and forests of Dinghushan in subtropical China. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 25, 682–670. (in Chinese with English abstract)
- Nadelhoffer KJ, Emmet BA, Gundersen P, Kjønaas OJ, Koopmans CJ, Schleppi P, Tietemal A, Wright RF (1999). Nitrogen deposition makes a minor contribution to carbon sequestration in temperate forests. *Nature*, 398, 145–148.
- Neff JC, Bowman WD, Holland EA, Fisk MC, Schmidt SK (1994). Fluxes of nitrous oxide and methane from nitrogen-amended soils in Colorado alpine ecosystem. *Biogeochemistry*, 27, 23–33.
- Neff JC, Townsend AR, Gleixner G, Lehman SJ, Turnbull J, Bowman WD (2002). Variable effects of nitrogen additions on the stability and turnover of organic carbon. *Nature*, 419, 915–917.
- Norby RJ (1998). Nitrogen deposition: a component of global change analyses. *New Phytologist*, 139, 189–200.
- Nordin A, Strengbom J, Witzell J, Näsholm T, Ericson L (2005). Nitrogen deposition and the biodiversity of boreal forests: implications for the nitrogen critical load. *Ambio*, 34, 20–24.
- Ollinger SV, Aber J, Reich PB, Freuder RJ. (2002). Interactive effects of nitrogen deposition, tropospheric ozone, elevated CO₂ and land use history on the carbon dynamics of northern hardwood forests. *Global Change Biology*, 8, 545–562.
- Read DJ (1991). Mycorrhizas in ecosystems—nature's response to the "law of the minimum". In: Hawksworth DL ed. *Frontiers in Mycology*. CAB International, Regensburg, Germany, 101–130.
- Schimel DS, Alevs D, Enting I, Heimann M (1996). Radiative forcing of climate change. In: Houghton JT, Meira FLG, Callender BA, Harris N, Kattenberg A, Maskell K eds. *Climate Change 1995: the Science of Climate Change. IPCC WG1 Report*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 65–131.
- Schindler DW, Bayley SE (1993). The biosphere as an increasing sink for atmospheric carbon: estimates from increased nitrogen deposition. *Global Biogeochemical Cycles*, 7, 717–733.
- Schleppi P, Bucher-Wallin I, Siegwolf R, Saurer M, Muller N, Bucher JB (1999). Simulation of increased nitrogen deposition to

- a montane forest ecosystem: partitioning of the added ^{15}N . *Water, Air, & Soil Pollution*, 116, 129 – 134.
- Siemann E (1998). Experimental tests of the effects of plant productivity and plant diversity on grassland arthropod diversity. *Ecology*, 79, 2057 – 2070.
- Streets DG, Bond TC, Carmichael GR, Fernandes SD, Fu Q, He D, Klimont Z, Nelson SM, Tsai NY, Wang MQ, Woo JH, Yarber KF (2003). An inventory of gaseous and primary aerosol emissions in Asia in the year 2000. *Journal of Geographical Research*, 108(D21), 8809, doi:10.1029/2002JD003093.
- Sun QR (孙庆瑞), Wang MR (王美蓉) (1997). Ammonia emission and concentration in the atmosphere over China. *Chinese Journal of Atmospheric Sciences (大气科学)*, 21, 590 – 598. (in Chinese with English abstract)
- Takemoto BK, Bytnerowicz A, Fenn ME (2001). Current and future effects of ozone and atmospheric nitrogen on California's mixed conifer forests. *Forest Ecology and Management*, 144, 159 – 173.
- Throp HL, Holland EA, Parton WJ, Ojima DS, Keough CA (2004). Effects of nitrogen deposition and insect herbivory on patterns of ecosystem-level carbon and nitrogen dynamics: results from the CUNTURY model. *Global Change Biology*, 10, 1092 – 1105.
- Tian DL (田大伦), Pan WC (潘维涛), Chen XY (陈小勇), Zhu XN (朱小年) (1994). Studies of biogeochemical cycling in Chinese fir plantation ecosystems. In: Zhou XF (周晓峰) ed. *Long-Term Research on China's Forest Ecosystems (森林生态系统定位研究)*. Northeast Forestry University Press, Harbin, 136 – 145. (in Chinese)
- Tian HQ, Hall CAS, Qi Y (1998). Modeling primary productivity of the terrestrial biosphere in changing environments: toward a dynamic biosphere model. *Critical Review in Plant Sciences*, 17, 541 – 557.
- Tian HQ, Melillo JM, Kicklighter DW, Pan S, Liu J, McGuire AD, Moore B III (2003). Regional carbon dynamics in monsoon Asia and its implications to the global carbon cycle. *Global and Planetary Change*, 37, 201 – 217.
- Tian HQ, Wang S, Liu J, Pan S, Chen H, Zhang C, Shi X (2006). Patterns of soil nitrogen storage in China. *Global Biogeochemical Cycles*, 20, GB1001, doi:10.1029/2005GB002464.
- Tietema A, Emmett BA, Gundersen P, Kjønaas OJ, Koopmans CJ (1998). The fate of ^{15}N -labelled nitrogen deposition in coniferous forest ecosystem. *Forest Ecology and Management*, 101, 19 – 27.
- Townsend AR, Braswell BH, Holland EA, Penner JE (1996). Spatial and temporal patterns in terrestrial carbon storage due to deposition of anthropogenic nitrogen. *Ecological Applications*, 6, 806 – 814.
- Treseder KK (2004). A meta-analysis of mycorrhizal responses to nitrogen, phosphorus, and atmospheric CO_2 in field studies. *New Phytologist*, 164, 347 – 355.
- Uehara G, Gillman G (1981). *The Mineralogy, Chemistry and Physics of Tropical Soils with Variable Charge Clays*. Westview Press, Boulder, Colorado, 160.
- Vitousek PM, Aber JD, Howarth RW, Likens GE, Matson PA, Schindler DW, Schlesinger WH, Tilman GD (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*, 7, 737 – 750.
- Wang WX (王文兴), Wang W (王玮), Zhang WH (张婉华), Hong SX (洪少贤) (1996). Geographical distribution of SO_2 and NO_x emission intensities and trends in China. *China Environmental Science (中国环境科学)*, 16, 161 – 167. (in Chinese with English abstract)
- Wedin DA, Tilman D (1996). Influence of nitrogen loading and species composition on the carbon balance of grasslands. *Science*, 274, 1720 – 1723.
- Wilson SD (1998). Competition between grasses and woody plants. In: Cheplick GP ed. *Population Ecology of Grasses*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 231 – 254.
- Wilson SD, Tilman D (1991). Components of plant competition along an experimental gradient of nitrogen availability. *Ecology*, 72, 1050 – 1065.
- Xu GL (徐国良), Mo JM (莫江明), Sandra B, Li DJ (李德军) (2004). Effects of simulated N deposition on soil fauna. *Acta Ecologica Sinica (生态学报)*, 24, 2245 – 2251. (in Chinese with English abstract)
- Xu GL (徐国良), Mo JM (莫江明), Zhou GY (周国逸), Xue JH (薛璟花) (2005). Litter decomposition under N deposition in Dinghushan forests and its relationship with soil fauna. *Ecology and Environment (生态环境)*, 14, 901 – 907. (in Chinese with English abstract)