

DOI: 10.5846/stxb201711242095

沈芳芳, 吴建平, 樊后保, 郭晓敏, 雷学明, 沃奇东. 杉木人工林凋落物生态化学计量与土壤有效养分对长期模拟氮沉降的响应. 生态学报, 2018, 38(20): - .

Shen F F, Wu J P, Fan H B, Guo X M, Lei X M, Wo Q D. Litterfall ecological stoichiometry and soil available nutrients under long-term nitrogen deposition in a Chinese fir plantation. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(20): - .

杉木人工林凋落物生态化学计量与土壤有效养分对长期模拟氮沉降的响应

沈芳芳^{1,2}, 吴建平², 樊后保^{2,*}, 郭晓敏¹, 雷学明², 沃奇东²

1 江西农业大学林学院, 江西省森林培育重点实验室, 南昌 330045

2 南昌工程学院生态与环境科学研究所, 江西省退化生态系统修复与流域生态水文重点实验室, 南昌 330099

摘要:凋落物分解的快慢和养分释放的速度决定了生态系统中土壤有效养分的供应。探讨全球变化条件下森林生态系统凋落物与土壤养分的变化规律,有利于深入认识凋落物-土壤相互作用的养分调控因素,从而揭示生态系统 C、N、P 循环。通过模拟氮沉降增加试验,分 4 个水平处理,分别为 0、60、120、240 kg N hm⁻² a⁻¹。模拟氮沉降 13 年后,分析了杉木人工林凋落物中不同组分(落叶、落枝、落果)生态化学计量与土壤有效养分(有效氮、碱解氮、速效磷、速效钾)的关系。结果表明:氮沉降(N1、N2 和 N3)显著提高了落叶和落枝的 N 含量,平均增幅分别为 35.27% 和 32.21%;高水平氮沉降(N3)处理显著降低了落叶和落枝的 C/N,平均降幅分别为 25.95% 和 22.32%,但 N3 增加了落枝和落果 N/P,平均增幅分别为 38.4% 和 31.7%;氮沉降对凋落物各组分的 C、P 和 C/P 均影响不显著。氮沉降处理显著增加了土壤 NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N 含量,均表现为 N3>N2>N1>N0,其中 NO₃⁻-N 含量更容易受氮沉降处理的影响,表现为更大的增幅。N2 显著增加 0—20 cm 土层的碱解氮含量,N1 显著降低 0—20 cm 土层的速效钾,但氮沉降对速效磷含量没有影响。凋落物生态化学计量与土壤有效养分之间的 Pearson 相关和冗余分析(RDA)表明,凋落物生态化学计量与土壤有效养分之间关系紧密,凋落物 P 含量(蒙特卡罗检验, $P=0.018$) 和 C/P 比值($P=0.037$)对土壤有效养分影响显著。凋落物中 C/N 比值、C/P 比值与土壤有效养分呈显著负相关,其比值越高越不利于土壤有效养分的累积。

关键词:氮沉降;凋落物生态化学计量;土壤有效养分;土壤有效氮;杉木人工林

Litterfall ecological stoichiometry and soil available nutrients under long-term nitrogen deposition in a Chinese fir plantation

SHEN Fangfang^{1,2}, WU Jianping², FAN Houbao^{2,*}, GUO Xiaomin¹, LEI Xueming², WO Qidong²

1 Jiangxi Key Laboratory of Silviculture, Jiangxi Agricultural University, Nanchang 330045, China

2 Jiangxi Key Laboratory for Restoration of Degraded Ecosystems and Watershed Ecohydrology, Nanchang Institute of Technology, Nanchang 330099, China

Abstract: Nitrogen (N) deposition because of continuous anthropogenic emission of air pollutants, is one of three major drivers of global change. Elevated N deposition may lead to N saturation, soil acidification, plant nutrient imbalances, and even forest productivity decline. Nutrients released from litterfall decomposition represent a large part of the input to the soil, which has been studied extensively in forest ecosystems around the globe. However, the relationship between soil nutrient availability and litterfall remains largely unknown regarding nitrogen deposition, especially in subtropical forests in South China. In the present study, the litterfall and soil nutrients were determined in a nitrogen-loaded Chinese fir

基金项目:江西省教育厅科技项目(GJJ161118);国家自然科学基金项目(31360175; 31570444);江西省主要学科学术和技术带头人项目(20162BCB22021);2016 年南昌工程学院大学生科研训练计划项目(2016053)

收稿日期:2017-11-24; **网络出版日期:**2018-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: hbfan@nit.edu.cn

(*Cunninghamia lanceolata* (Lamb.) Hook) plantation forest. A field experiment with simulated N additions at three doses, N1 ($60 \text{ kg N hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$), N2 ($120 \text{ kg N hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$), and N3 ($240 \text{ kg N hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$), with N0 as the control ($0 \text{ kg N hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$), was conducted by adding the required amount of urea dissolved in 20 L water. This field experiment was initiated in January 2004 with continuous operation and was monitored for almost 13 years. Ten $1 \text{ m} \times 1 \text{ m}$ litter collecting frames were randomly set up in each plot in January 2004. Litterfall samples were collected monthly and mixed together into one sample per plot. We selected litterfall samples in June 2016 and separated them into fallen leaf, branch, and fruit. In total, there were $12 \text{ plots} \times 3 \text{ components} = 36 \text{ samples}$. Soil samples were collected randomly at the depths of 0—20 cm, 20—40 cm, and 40—60 cm in each plot in June 2016, which together ($4 \text{ treatment levels} \times 3 \text{ doses} \times 3 \text{ soil layers}$) constituted 36 samples. The ecological stoichiometry of fallen leaves, branches, and fruits, and soil available nutrients, such as ammonium N ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), nitrate N ($\text{NO}_3^-\text{-N}$), alkali-hydrolyzed N, available P, available K were measured. Our results showed that N deposition increased N content by 35.27% in fallen leaves and 32.21% in fallen branches averagely. The high level of N addition (N3) decreased the carbon to N (C/N) ratio by 25.95% and 32.21% in fallen leaves and branches, respectively, but increased the N to phosphorus (N/P) ratio in fallen branches by 38.4% and in fallen fruits by 31.7%. Nitrogen loads produced no significant effects on litterfall C content, P content, or the C/P ratio. The concentrations of soil $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ increased significantly with increasing N deposition levels at all three soil depths, with stronger response from $\text{NO}_3^-\text{-N}$. The N1 treatment significantly suppressed soil available K, whereas the N2 treatment significantly promoted soil alkali-hydrolyzed N at 0—20 cm, but N deposition showed no significant effect on soil available P. Pearson's correlation and redundancy analysis (RDA) between litterfall ecological stoichiometry and soil available nutrients indicated that litterfall P concentration (Monte Carlo (999), $P = 0.018$) and C/P ratio ($P = 0.037$) were the major determinants of soil available nutrients. Negative relationships existed between the litterfall C/N ratio, C/P ratio, and soil available nutrients, which suggested that higher ratios were unfavorable to the accumulation of soil available nutrients.

Key Words: nitrogen deposition; litterfall ecological stoichiometry; soil available nutrients; soil available nitrogen; Chinese fir plantation

氮(N)沉降是三大全球变化驱动因素之一,它已经引起陆地生态系统初级生产力和生物地球化学碳(C)、N、磷(P)循环的诸多变化^[1],短期有效氮的增加促进了陆地生态系统的生产力和生物量的积累^[2],但过量的N输入通过诱导土壤酸化^[3]和“富氮”威胁到森林生态系统的健康^[4],如降低森林生态系统的生物多样性^[5]和森林生产力,甚至改变林下植物群落结构^[5]。

凋落物,通常包括植物的落叶、落枝、落果、落皮和碎屑物等,是森林生态系统的重要组成部分^[6]。凋落物是联结土壤和植物的重要组成部分,凋落物淋溶和分解是陆地生态系统养分循环和碳素周转的重要载体^[7],该过程控制着陆地生态系统碳和氮的有效性^[8]。凋落物的分解速度及其养分释放速度决定了生态系统中有效养分的供应。凋落物养分生态化学计量(C:N:P)是凋落物本身分解的重要决定因素^[9]。凋落物分解过程中,其生态化学计量比对土壤C、N、P循环具有强烈的影响^[10]。森林植物吸收可利用的土壤氮由土壤微生物对有机碎屑的分解产生^[11]。土壤有效氮是指土壤中易被植物吸收利用的氮,包括硝态氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)、铵态氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)、碱解氮等,其中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 是土壤有效氮的主要存在形式,也是绝大多数植物从土壤中获取生物代谢所需氮的主要形态^[12]。

模拟氮沉降(外加N)通过改变凋落物的生态化学计量比来影响凋落物的分解,探讨模拟氮沉降条件下森林生态系统土壤养分的变化规律,有利于深入认识凋落物-土壤相互作用的养分调控因素,从而揭示生态系统C、N、P循环。2003年12月在福建省沙县官庄林场白溪样地选择我国南方代表性的人工林——杉木(*Cunninghamia lanceolata* (Lamb.) Hook)林为研究对象,2004年1月人工施氮肥进行模拟氮沉降量增加试验,持续至今已有13年。本文探讨杉木人工林凋落物不同组分(落叶、落枝、落果)生态化学计量和土壤有效

养分(有效氮、碱解氮、速效磷、速效钾)在长期模拟氮沉降条件下的响应特征。

1 研究区域与研究方法

1.1 研究区概况

试验地设在福建省三明市沙县官庄国有林场,位于 $117^{\circ}43'29''\text{E}$, $26^{\circ}30'47''\text{N}$,属中亚热带季风气候,四季气温温暖适中,日照充足,年平均气温 $18.8\text{--}19.6^{\circ}\text{C}$,年平均降水量 $1606\text{--}1650\text{ mm}$,无霜期 271 d。试验林设置在该林场的白溪工区 21 林班 8 小班南坡上,平均海拔 200 m 左右,土壤为山地红壤。试验林为 1992 年营造的杉木人工林,面积 6 hm^2 。其林下植被稀疏,以五节芒 (*Miscanthus floridulus*)、芒萁 (*Dicranopteris olchotoma*)、蕨 (*Pteridium aquilinum* var. *latiusculum*) 等为主,盖度在 3%—5% 之间。选择立地和林分条件相似的杉木人工林地建立 12 块固定试验样地,样地面积均为 $20\text{ m}\times 20\text{ m}$,内设 $15\text{ m}\times 15\text{ m}$ 中心区域,以便破坏性试验在中心区外围的处理区进行。2003 年 12 月进行了模拟氮沉降前各处理样地林分和土壤本底值调查,林分本底值见蔡乾坤^[13],土壤本底值见表 1。

表 1 模拟氮沉降前各处理土壤的基本理化性质

Table 1 The basic properties of soil before nitrogen deposition

处理 Treatment	有机质 Organic/ (g/kg)	全氮 Total N/ (g/kg)	铵态氮 $\text{NH}_4^+\text{-N}/$ (mg/kg)	硝态氮 $\text{NO}_3^-\text{-N}/$ (mg/kg)	速效磷 Available P/ (mg/kg)	速效钾 Available K/ (mg/kg)	pH
N0	19.23	0.86	22.33	14.86	6.21	134.82	4.59
N1	17.31	0.68	21.91	14.94	6.04	130.69	4.76
N2	18.88	0.80	22.28	14.77	5.42	130.54	4.65
N3	18.14	0.81	21.94	14.85	5.16	112.94	4.71

N0、N1、N2、N3 分别代表 4 种处理,为 N0 ($0\text{ kg N hm}^{-2}\text{a}^{-1}$,对照)、N1 ($60\text{ kg N hm}^{-2}\text{a}^{-1}$)、N2 ($120\text{ kg N hm}^{-2}\text{a}^{-1}$) 和 N3 ($240\text{ kg N hm}^{-2}\text{a}^{-1}$); Four levels of nitrogen treatment were set at 0(control, N0), 60(N1), 120(N2) and 240 (N3) $\text{kg N hm}^{-2}\text{a}^{-1}$, respectively

1.2 模拟氮沉降

模拟氮沉降实验即以人工喷氮的方式对未来的氮沉降趋势进行模拟。本研究参照国外同类研究,如 NITRE (NITrogen saturation Experiment)^[14]、EXMAN (Experimental Manipulation of Forest Ecosystem in Europe)^[15] 项目和北美 Harvard Forest^[16-17] 等类似研究设计,氮沉降量的确定参照了当地氮的沉降量以及杉木对氮的年需求量。按氮施用量的高低,分设 4 种处理,分别为 N0 ($0\text{ kg N hm}^{-2}\text{a}^{-1}$,对照)、N1 ($60\text{ kg N hm}^{-2}\text{a}^{-1}$)、N2 ($120\text{ kg N hm}^{-2}\text{a}^{-1}$) 和 N3 ($240\text{ kg N hm}^{-2}\text{a}^{-1}$),每种处理重复 3 次。2003 年 12 月建立样地后,于 2004 年 1 月开始模拟氮沉降处理,一直延续至今。每月月初按照处理水平的要求,将尿素 $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ 溶解在 20 L 水中,以背式喷雾器在林地人工来回均匀喷洒样地地面。对照样地(N0)喷施同样量的水,以减少因外加的水而造成对林木生物地球化学循环的影响。

1.3 土壤样品采集与分析

2016 年 6 月用土壤采样器进行多点混合采集土壤原状样品,根据剖面分 3 个土壤层(0—20 cm、20—40 cm 和 40—60 cm),共 36 个土壤样品(4 种处理 $\times$ 3 次重复 $\times$ 3 个土层),把土样密封后带回实验室,剔除凋落物、植物残根、大于 2 mm 的石砾等杂物,置于 $0\text{--}4^{\circ}\text{C}$ 冰箱待处理。其中,一部分鲜土样分析硝态氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)、铵态氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)和含水量(SWC)的测定,另一部分土样风干研磨后过 2 mm 土壤筛,用于测定 pH、碱解氮、速效磷和速效钾。

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 采用氯化钾浸提-靛酚蓝比色法测定, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 采用酚二磺酸比色法测定。SWC 采用烘干法 105°C , 12 h 测定;pH 采用水浸提电位法(水:土=2.5:1)测定;碱解氮采用碱解扩散法;速效磷采用碳酸氢钠法;速效钾采用乙酸铵提取法。

1.4 凋落物样品采集与分析

自 2004 年 1 月建立样地开始,在各样地内随机设置 10 个 $1\text{ m}\times 1\text{ m}$ 的凋落物收集框,每月底收集一次收

集框上的凋落物,将同一个样地内 10 个收集框中的凋落物进行混合成一个样品。仅取 2016 年 6 月底收集的凋落物,装入塑料袋带回实验室,区分凋落物叶(落叶, Fallen leaf)、凋落物枝(落枝, Fallen branch)和凋落物果(落果, Fallen fruit) 3 个组分,共 36 个植物样品(4 种处理 $\times$ 3 次重复 $\times$ 3 个凋落物组分),在 65℃ 恒温条件下烘干至恒重,研磨后过 60 目筛,测定全碳(C)、全氮(N)和全磷(P)含量。C 采用重铬酸钾-油浴外加热法。N 和 P 用 $H_2SO_4-H_2O_2$ 消煮后, N 采用半微量凯氏定氮法, P 采用酸溶-钼锑抗比色法。

1.5 数据分析

土壤有效养分和凋落物生态化学计量数据采用 SigmaPlot 13.0 软件进行制图。相关指标的最小差异显著法(LSD)检验及回归分析采用 SPSS 19.0 统计软件进行。采用双因素方差分析(Two-way ANOVA)检验不同氮沉降水平下凋落物生态化学计量特征、土壤有效养分含量。利用 SPSS 19.0 进行 Pearson 分析和 Canoco 4.5 (Microcomputer Power, Inc., Ithaca, NY)进行冗余分析(RDA)来研究凋落物生态化学计量和土壤有效养分之间的相关关系。

2 结果与分析

2.1 凋落物各组分生态化学计量特征

凋落物组分(落叶、落枝、落果)生态化学计量见图 1,凋落物生态化学计量的氮沉降处理(N1, N2 和 N3)值与 N0 值的比值($N0/N0 = 100\%$)见图 2,凋落物生态化学计量双因素方差分析结果见表 2。凋落物各组分全量(C、N、P)均以落叶中的含量最高,其次是落果,最后是落枝。落叶、落枝和落果平均 C 含量分别为 474.16、464.61、462.36 g/kg;平均 N 含量分别为 12.00、8.15、9.88 g/kg;平均 P 含量分别为 0.538、0.317、0.390 g/kg。与对照(N0)处理相比, N1、N2 和 N3 分别增加落叶 N 含量 18.24%、35.14%和 52.43%,落枝 N 含量 N1、N2、N3 分别增加 16.00%、30.74%和 49.90%;然而,氮沉降对凋落物各组分的 C 和 P 含量没有显著性影响。

凋落物各组分的化学计量 C/N、C/P、N/P 值与全量值大小相反,均表现为落枝 > 落果 > 落叶(图 1)。凋落物组分 C/N 变化趋势与 N 含量变化趋势相异,氮沉降显著降低了落叶和落枝 C/N,对落果 C/N 没有影响(图 2)。相比 N0 处理, N1、N2 和 N3 分别降低落叶 C/N 值 18.28%、24.86%和 34.72%,分别降低落枝 C/N 值 14.05%、19.80%和 33.12%。氮沉降显著提高了落叶、落枝和落果 N/P 值,但对落叶 N/P 的影响没有达到显著性差异水平(图 1 和图 2)。与 N0 相比, N1、N2 和 N3 处理的落叶 N/P 值分别提高了 36.10%、48.5%和 51.7%;落枝 N/P 值分别提高了 10.10%、26.2%和 79.00%;落果 N/P 值分别提高了 30.10%、17.90%和 47.10%。经比较发现,氮沉降对凋落物各组分的 C/P 值没有显著影响(图 2)。双因素方差分析(表 2)结果表明,凋落物组分和氮沉降处理间的交互作用对凋落物生态化学计量特征没有显著影响。

表 2 凋落物生态化学计量双因素分析

Table 2 Two-way ANOVA of litterfall ecological stoichiometry

因子 Factor	F(P)值 Value					
	C	N	P	C/N	C/P	N/P
凋落物组分 Litterfall components	2.098(0.145)	7.155(0.004)	17.437(<0.001)	8.072(0.002)	17.502(<0.001)	1.102(0.348)
氮沉降 Treatment	0.542(0.658)	4.721(0.010)	0.142(0.934)	5.551(0.005)	0.229(0.875)	7.596(0.001)
凋落物组分 $\times$ 氮沉降 Litterfall components $\times$ Treatment	1.476(0.228)	0.119(0.993)	0.307(0.927)	0.077(0.998)	0.664(0.769)	0.967(0.468)

2.2 土壤有效养分

土壤 pH 和含水量见图 3,与 N0 相比, N1、N2 和 N3 显著降低了 0—20 cm 土层的 pH,但增加了土壤含水量。由土壤有效氮(图 4)可知,氮沉降处理显著增加土壤 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 含量,均表现为 $N3 > N2 > N1 > N0$ 。双因素方差分析结果(表 3)表明,土层 $\times$ 氮沉降对 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N 和含水量具有极显著效应。土壤速效养分见

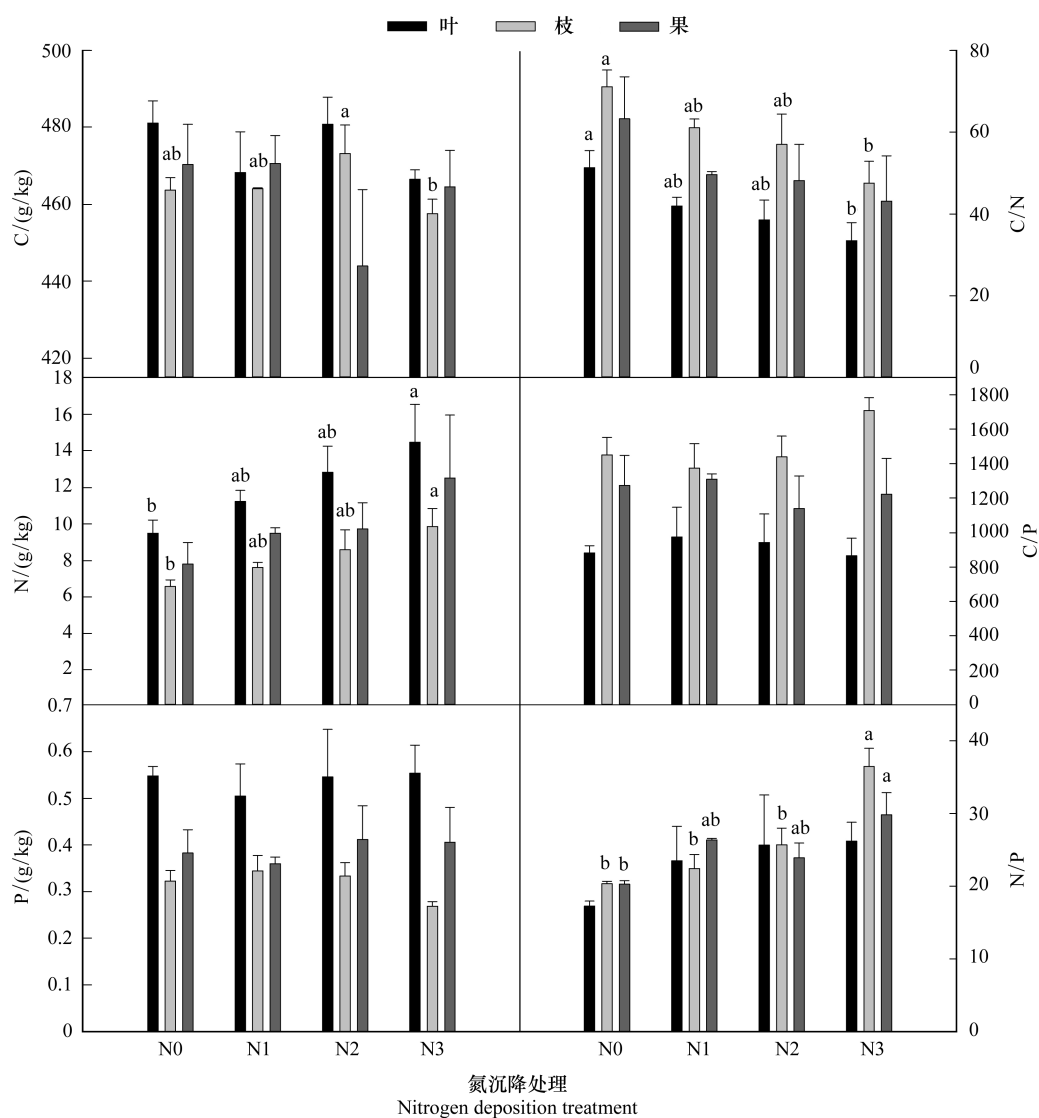


图1 凋落物叶、枝和果生态化学计量特征

Fig.1 Litterfall leaf, branch and fruit stoichiometry response to nitrogen deposition

C: 全碳, total organic carbon; N: 全氮, total nitrogen; P: 全磷, total phosphorus; 不同字母表示差异显著 ($P < 0.05$)。图中数据为平均值 $\pm$ 标准差 ($n = 3$)

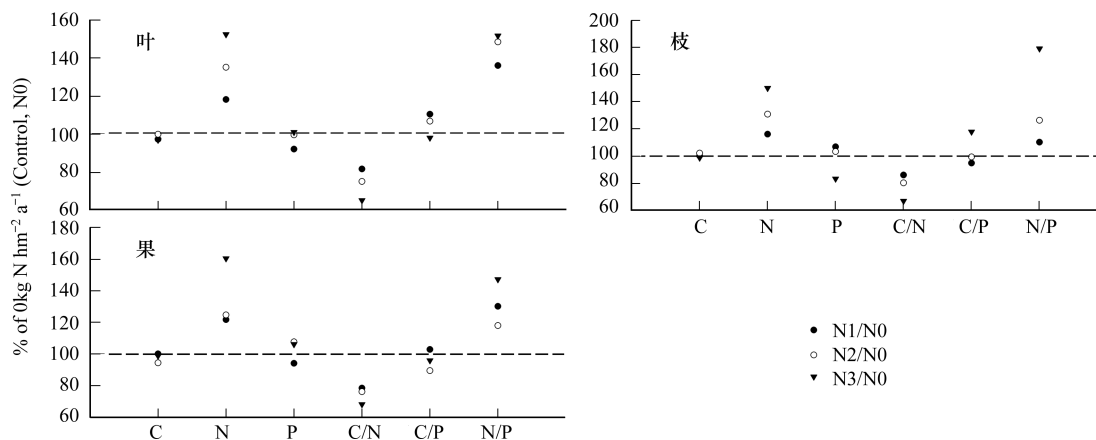


图2 凋落物叶、枝、果的氮沉降处理平均值与 N0 处理平均值的比值

Fig.2 Mean percentage changes of measured parameters (C, N, P, C/N, C/P, N/P) after N deposition relative to N0 ($N0/N0 = 100\%$)

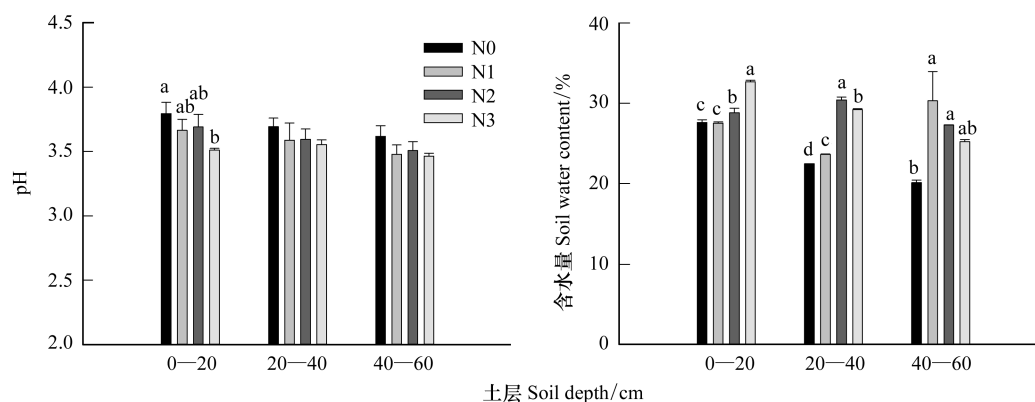


图3 土壤 pH 和含水量

Fig.3 Soil pH and water content

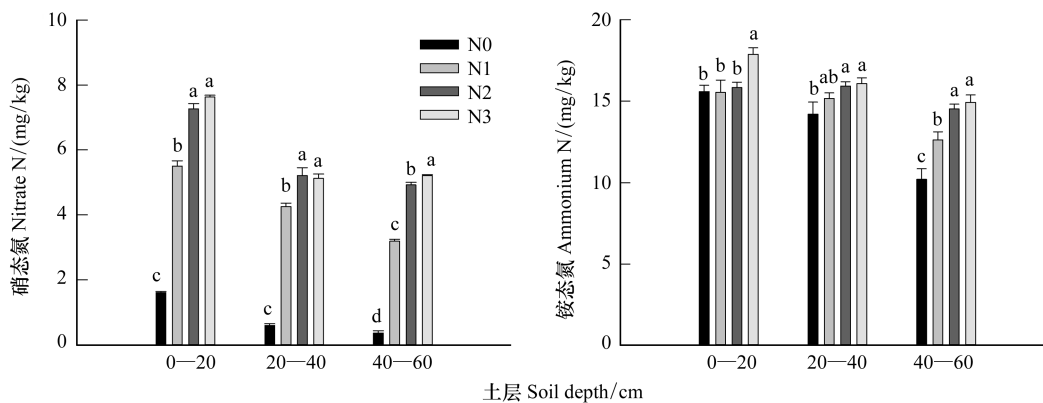


图4 土壤有效氮

Fig.4 Soil available nitrogen

图5, N2 处理显著增加 0—20 cm 和 20—40 cm 土层的碱解氮含量, N1 处理显著降低 0—20 cm 土层的速效钾, 但氮沉降对速效磷含量没有影响。NO₃⁻-N 含量更容易受氮沉降处理的影响, 表现为更大的增幅 (图 6)。N1、N2 和 N3 处理的 NO₃⁻-N 含量值分别是 N0 处理的 6.34、8.79 和 9.08 倍, NH₄⁺-N 含量则分别是 N0 处理的 1.10、1.18 和 1.24 倍。通过 3 个土层 NO₃⁻-N 含量的 N1/N0、N2/N0 和 N3/N0 (以 N0/N0=100% 为基点进行对比) 比值数据可知 (图 6), 氮沉降对深层土壤的 NO₃⁻-N 含量的影响最为明显, 表现为 40—60 cm > 20—40 cm > 0—20 cm。

表3 土壤有效养分双因素分析

Table 3 Two-way ANOVA statistics of the effects of nitrogen treatment, soil depth, and their interactions on soil available nutrients

因子 Factor	F(P) 值 value						
	碱解氮 Alkali-hydrolyzed N	速效磷 Available P	速效钾 Available K	硝态氮 NO ₃ ⁻ -N	铵态氮 NH ₄ ⁺ -N	pH	含水量 Soil water content
土层 Soil depth	36.924 (<0.001)	24.949 (<0.001)	4.897 (0.016)	357.915 (<0.001)	44.576 (<0.001)	3.739 (0.039)	17.331 (<0.001)
氮沉降 Treatment	2.587 (0.077)	1.081 (0.376)	1.041 (0.392)	1232.112 (<0.001)	20.476 (<0.001)	3.075 (0.047)	11.143 (<0.001)
土层×氮沉降 Soil depth × Treatment	1.406 (0.253)	1.297 (0.296)	1.050 (0.419)	12.473 (<0.001)	3.746 (0.009)	0.265 (0.948)	8.250 (<0.001)

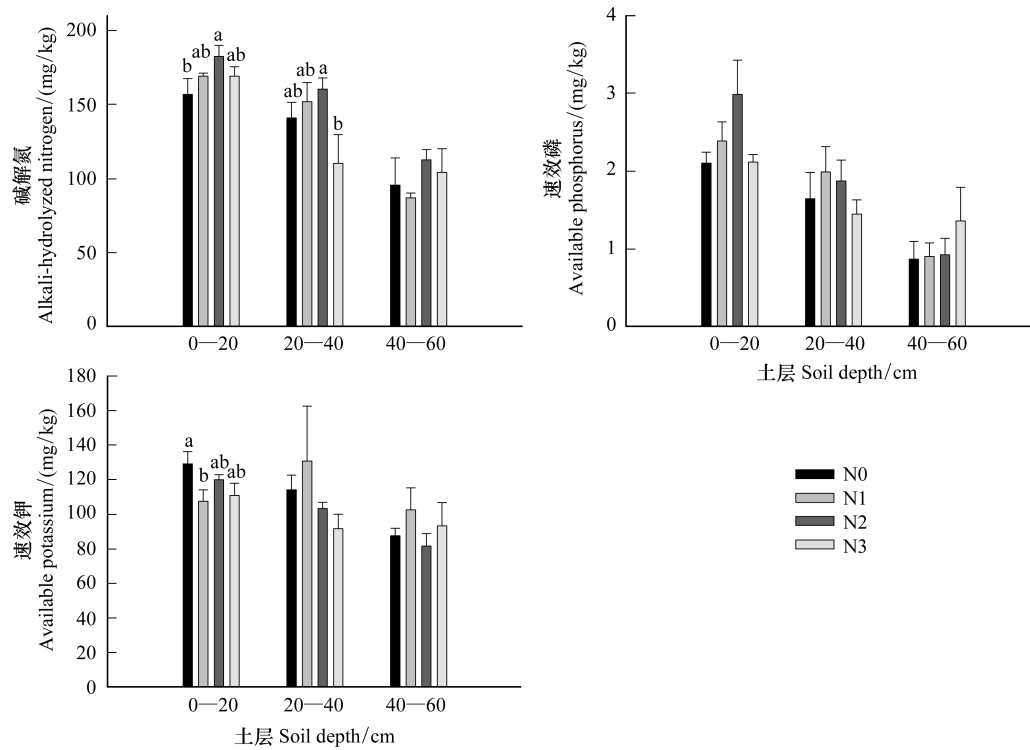


图5 土壤速效养分

Fig.5 Soil available nutrients

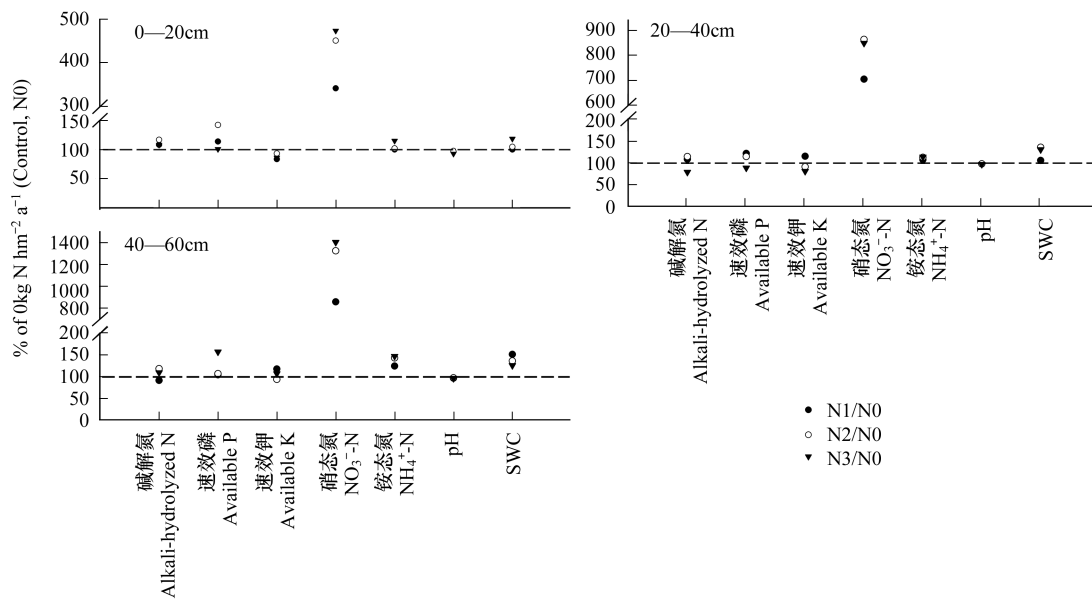


图6 土壤有效养分的氮沉降处理平均值与 N0 处理平均值的比值(N0/N0=100%)

Fig.6 Mean percentage changes of measured parameters (Alkali-hydrolyzed N, available P, available K, ammonium N, pH, SWC) after N deposition relative to N0 (N0/N0=100%)

2.3 凋落物生态化学计量与土壤有效养分之间的相关性

凋落物生态化学计量与土壤有效养分之间的 Pearson 相关见表 4。凋落物的 N 含量与土壤速效磷、NO₃⁻-N 显著正相关,凋落物 P 含量与土壤碱解氮和速效磷显著正相关,凋落物 C/N 与土壤速效磷、NO₃⁻-N、NH₄⁺-N

均显著负相关,凋落物 C/P 与土壤碱解氮、速效磷显著负相关。土壤速效钾和 pH 与凋落物生态化学计量无显著相关。

通过对凋落物生态化学计量与土壤有效养分进行冗余分析(RDA)可知,凋落物生态化学计量和与土壤有效氮、速效养分、pH 和含水量之间关系显著(图 7),可以解释 20.4%的变异,其中第一轴解释了 19.5%的变异,第二轴解释了 0.9%的变异。蒙特卡罗检验(Monte Carlo(999))表明,土壤有效养分与凋落物 P 含量($P = 0.018$)和 C/P ($P = 0.037$)显著相关,凋落物 P 含量与 RDA1 轴呈显著正相关,然而凋落物 C/P 与 RDA1 呈显著负相关。

表 4 凋落物生态化学计量与土壤有效养分之间的 Pearson 相关系数

Table 4 Pearson correlation coefficient between litterfall ecological stoichiometry and soil available nutrients

变量 Variable	碱解氮 Alkali- hydrolyzed N	速效磷 Available P	速效钾 Available K	硝态氮 NO ₃ ⁻ -N	铵态氮 NH ₄ ⁺ -N	pH	含水量 Soil water content
C	0.191	0.290	0.242	-0.055	-0.060	-0.027	0.019
N	0.226	0.366 *	0.042	0.580 **	0.307	-0.064	0.388 *
P	0.374 *	0.465 **	0.260	0.267	0.184	0.069	0.200
C/N	-0.217	-0.395 *	-0.041	-0.619 **	-0.346 *	0.014	-0.487 **
C/P	-0.359 *	-0.431 **	-0.250	-0.220	-0.138	-0.102	-0.171
N/P	-0.115	-0.011	-0.211	0.422 *	0.213	-0.112	0.300

* 表示显著相关($P < 0.05$), ** 表示极显著相关($P < 0.01$)

3 讨论

经过 13 年的模拟氮沉降试验,发现凋落物叶、枝和果的全量(C、N 和 P)含量均以落叶>落枝>落果,这与模拟氮沉降处理初期(2 年)的研究结果一致^[18],说明长期氮沉降处理仍能体现相同趋势。与对照处理(N0)相比,氮沉降增加试验提高了落叶、落枝和落果 N 含量。凋落物 N 含量的增幅和 C/N 的降幅均显著大于短期氮沉降处理(2 年)效应^[19],说明氮沉降总体效应是提高了凋落物中的 N 含量。从长时间分析,氮沉降增加显著降低了植物和土壤的 C/N 值^[4]。Yue 等^[1]综合全球 3 种驱动因子对陆地 C:N:P 化学计量的影响中指出,氮沉降处理降低了植物 C/N 值(22%),增加了植物 N/P 值(30.3%),对 C/P 没有显著性影响。本文也得出相似的结果,在氮沉降影响下,落叶、落枝和落果的 C/N 值的平均降幅分别为 26.00%、22.3%和 25.7%,N/P 值的平均增幅分别为 45.4%、38.5%和 31.7%(图 2)。凋落物 C/N 值显著下降的原因可能是较高土壤有效氮

可以促进植物的生长,降低氮利用率^[1],最终增加组织中 N:C 值^[20]。在凋落物分解过程中,N 和 P 循环过程受碳与其他养分比值(生态学计量调节)的影响^[9]。当植物 N 的增加速率显著高于 P 的增加速率时,可能导致植物生产力处于 P 限制^[21]。模拟氮沉降处理 2 年后,对凋落物全 P 没有显著性影响,长期模拟氮沉降也是如此。根据研究,植物 N/P 比值的临界点是 14 和 16,当 N/P>16 时,则受 P 素限制^[22]。本研究中凋落物各组分的 N/P 超过 20>16,说明氮沉降条件下土壤氮过剩而有效磷低。在这种低磷胁迫下,植物会通过一些途

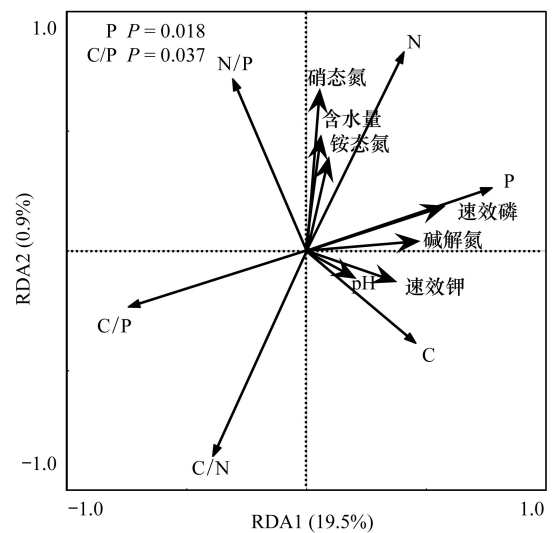


图 7 凋落物生态化学计量与土壤有效养分的 RDA 分析

Fig.7 RDA of litterfall ecological stoichiometry and soil available nutrients

* RDA: 冗余分析, Redundancy analysis

径来增加土壤有效磷的含量,如土壤酸化促进 pH 值降低,它不仅有利于提高难溶性磷的溶解率,还可以增加代换态磷^[23]。

本研究中土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量要显著高于 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量,有 3 个方面的原因:一是 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 比 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 更容易被固持^[24],二是植物体优先利用土壤中的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量^[25],三是与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 带正电荷相比, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 带负电荷更容易通过淋溶作用损失^[26]。研究发现,氮沉降处理显著提高了土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量。氮沉降对土壤有效氮($\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N}$)的影响存在累积性效应^[24],随着氮沉降时间越长,土壤有效氮的含量越高。氮沉降处理 1 年和 2 年后,土壤有效氮含量分别约 40 mg/kg 和 46 mg/kg^[24],处理 10 年后,土壤有效氮约为 52 mg/kg^[13]。但本文的研究结果表明,土壤有效氮含量约 19 mg/kg,比以前的报道下降了 50% 以上,说明出现了氮损失。方运霆等^[27]表明土壤氮的损失有地表径流和向深层土壤溶液淋失两种方式,其中约 34%—95% 的总氮输入量通过地表径流(0—20 cm 土壤层)方式淋失,本样地的相关研究也证明了这一点(数据未发表)。低、中水平氮沉降(N1 和 N2)促进土壤速效磷含量的增加,而高氮沉降水平(N3)降低了其含量,但均未达到显著水平。可能原因是:低-中水平氮(N1 和 N2)沉降促进了土壤微生物的活动,导致土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量增加,增强了土壤磷酸酶的活性,促进凋落物的分解,从而提高土壤速效磷含量^[28];高水平氮沉降(N3)则引起土壤出现严重酸化(pH = 3.5),酸性土壤富含铁铝氧化物并与无机磷发生反应,出现速效磷的衰减,不利于植物对土壤速效磷的吸收,植物生产力和碳储存降低^[29]。氮沉降显著降低了表土(0—20 cm)土壤中速效钾含量,对深层土(20—40 cm、40—60 cm)没有影响,可能是强酸性降雨影响着土体内钾离子的迁移,加速了钾离子的淋失,但因淋溶量偏小,钾从表土迁移后聚集在土层深度 30—50 cm 处^[30]。

RDA 排序图反映了凋落物生态化学计量与土壤有效氮、速效养分、pH 和含水量之间存在相关关系。凋落物 P 含量($P = 0.018$)和 C/P ($P = 0.037$)与土壤有效养分显著相关。凋落物中 C/N 比、C/P 比与土壤养分呈显著负相关,其比值越高越不利于土壤养分的累积。凋落物中的 C、N、P 等养分经过分解者的分解释放后回归到土壤,直接影响到土壤的养分归还^[7]。土壤养分有效性与凋落物分解之间存在植物和分解者之间的正反馈环^[31]如土壤养分的有效性对凋落物的分解起到限制作用,凋落物分解受限制反过来又减缓土壤养分的循环,降低养分的有效性,从而限制植物的生产力,抑制了凋落物的分解^[31]。凋落物分解的快慢直接影响着土壤养分有效性的高低,其间呈显著的相关关系,即“分解养分限制”^[31]。凋落物质量(通常指 C:N 值)被认为是影响凋落物分解的主要因素之一。相对来讲,高 C:N(108:1)值为低质量,分解者相对来讲受 N 限制;低 C:N(12:1—20:1)值为高质量,分解者不受 N 限制,还会发生净无机氮释放到土壤溶液中^[32]。凋落物高 C:N 值有利于分解者对 N 截留、降低土壤中 N 的有效性,低有效性 N 会导致 N 利用率的提高和具有更高的 C:N 值凋落物的产生^[33]。短期氮沉降(3—6 年)中等处理水平(N2)促进凋落物的分解,而高处理水平(N3)为抑制作用^[33]。氮沉降加剧了亚热带森林生态系统潜在的 P 限制^[32]。于明坚^[34]研究凋落物分解过程中 P 的释放动态发现,决定落叶中 P 是净释放还是净固持的 C/P 分界线为 600:1,小落枝 C/P 分界线 1200:1—1400:1,大枯枝 C/P 分界线 2500:1。本研究中落叶 C/P 值超过 800:1,落枝 C/P 值超过 1400:1,落果 C/P 值约 1200:1,可知凋落物各组分的 P 均处于净释放状态。凋落物中的 P 向土壤净释放可以通过微生物(真菌、细菌、放线菌等)菌丝体将 P 向土壤中迁移和在酸性土壤固定形成难溶性磷两种方式^[35],其中后者形成 Ca-P、Al-P、Fe-P 等,发生强的吸附作用,最终导致植物难以利用^[23]。

4 结论

本文研究结果显示,氮沉降条件下杉木人工林凋落物各组分(落叶、落枝和落果)的 C、N、P 含量均以落叶>落枝>落果,而 C/N、C/P、N/P 比值刚好与全量相反,即落叶<落枝<落果。N1、N2 和 N3 处理增加了凋落物各组分的 N 含量。氮沉降影响下,凋落物各组分的 N 含量增加了,C/N 比下降了,N/P 比增加了。土壤有效氮显著增加,且 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量要显著高于 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量,均表现为 $\text{N3} > \text{N2} > \text{N1} > \text{N0}$ 。但长期氮沉降,也同样导致杉木人工林土壤出现了氮损失。N2 处理显著增加 0—20 cm 碱解氮含量。酸性土壤(pH<3.75)影响表层

钾离子迁移至深层土壤, N1 处理显著降低 0—20 cm 的速效钾。氮沉降下土壤出现酸化, 土壤中的磷与铁铝氧化物反应出现速效磷的衰减, 不利于植物对土壤速效磷的吸收。

凋落物各组分的生态化学计量与土壤养分 Pearson 和冗余分析(RDA)表明: 凋落物生态化学计量和土壤有效氮及速效养分作用显著, 凋落物 P 和 C/P 比对土壤碱解氮、速效磷、有效氮影响比较大。凋落物中 C/N 比、C/P 比与土壤养分呈显著负相关, 其比值越高越不利于土壤养分的累积。凋落物分解释放养分回归到土壤, 影响到土壤养分有效性, 土壤养分的有效性通过植物和分解者对凋落物起到限制作用。凋落物养分与土壤养分之间存在植物和分解者之间的正反馈环, 以及凋落物自身的组成、分布等和土壤理化特性等致凋落物-土壤相互作用变复杂。

参考文献(References):

- [1] Yue K, Fornara D A, Yang W Q, Peng Y, Li Z J, Wu F Z, Peng C H. Effects of three global change drivers on terrestrial C:N:P stoichiometry: A global synthesis. *Global Change Biology*, 2017, 23(6): 2450-2463.
- [2] 樊后保, 黄玉梓, 袁颖红, 李燕燕, 黄荣珍, 樊海燕. 森林生态系统碳循环对全球氮沉降的响应. *生态学报*, 2007, 27(7): 2997-3009.
- [3] 吴建平, 陈小梅, 褚国伟, 熊鑫, 周国逸, 张德强. 亚热带森林土壤有机碳组分对模拟酸雨的早期响应. *广西植物*, 2015, 35(1): 61-68.
- [4] 卢同平, 史正涛, 牛洁, 张文翔. 我国陆生生态化学计量学应用研究进展与展望. *土壤*, 2016, 48(1): 29-35.
- [5] 吴建平, 刘文飞, 袁颖红, 黄荣珍, 樊后保, 廖迎春, 林文龙. 亚热带杉木人工林下植物多样性对氮沉降的响应. *水土保持通报*, 2014, 34(4): 87-90, 98-98.
- [6] 肖春旺, 杨帆, 柳隽瑶, 周勇, 苏佳琦, 梁韵, 裴智琴. 陆地生态系统地下碳输入与输出过程研究进展. *植物学报*, 2017, 52(5): 652-668.
- [7] 王凤友. 森林凋落量研究综述. *生态学进展*, 1989, 6(2): 82-89.
- [8] Schlesinger W H. *Biogeochemistry: An Analysis of Global Change*. 2nd ed. San Diego: Academic Press, 1997.
- [9] Mooshammer M, Wanek W, Schneckner J, Wild B, Leitner S, Hofhansl F, Blöchl A, Hämmerle I, Frank A H, Fuchslueger L, Keiblinger K M, Zechmeister-Boltenstern S, Richter A. Stoichiometric controls of nitrogen and phosphorus cycling in decomposing beech leaf litter. *Ecology*, 2012, 93(4): 770-782.
- [10] 彭赛, 张雅坤, 葛之葳, 阮宏华. 氮沉降对微生物分解森林地上凋落物过程的影响. *南京林业大学学报: 自然科学版*, 2016, 40(1): 1-7.
- [11] Landesman W J, Dighton J. Response of soil microbial communities and the production of plant-available nitrogen to a two-year rainfall manipulation in the New Jersey Pinelands. *Soil Biology and Biochemistry*, 2010, 42(10): 1751-1758.
- [12] 方运霆, 莫江明, 周国逸, Gundersen P, 李德军, 江远清. 亚热带森林土壤有效氮含量及其对模拟氮沉降增加的初期响应. *生态学报*, 2004, 24(11): 2353-2359.
- [13] 蔡乾坤, 段洪浪, 刘文飞, 吴建平, 袁颖红, 樊后保. 氮沉降对杉木林土壤有效氮和磷含量的影响. *森林与环境学报*, 2016, 36(3): 342-348.
- [14] Fenn M E, Poth M A, Aber J D, Baron J S, Bormann B T, Johnson D W, Lemly A D, McNulty S G, Ryan D F, Stottlemeyer R. Nitrogen excess in North American ecosystems: predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies. *Ecological Applications*, 1998, 8(3): 706-733.
- [15] Wright R F, Rasmussen L. Introduction to the NITREX and EXMAN projects. *Forest Ecology and Management*, 1998, 101(1/3): 1-7.
- [16] Gundersen P, Emmett B A, Kjonaas O J, Koopmans C J, Tietema A. Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests: a synthesis of NITREX data. *Forest Ecology and Management*, 1998, 101(1/3): 37-55.
- [17] Aber J, McDowell W, Nadelhoffer K, Magill A, Berntson G, Kamakea M, McNulty S, Currie W, Rustad L, Fernandez I. Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: Hypotheses revisited. *Bioscience*, 1998, 48(11): 921-934.
- [18] 樊后保, 黄玉梓, 裘秀群, 王强, 陈秋凤, 刘文飞, 徐雷. 模拟氮沉降对杉木人工林凋落物氮素含量及归还量的影响. *江西农业大学学报*, 2007, 29(1): 43-47.
- [19] 刘文飞, 樊后保. 杉木人工林凋落物 C, N, P 归还量对氮沉降的响应. *林业科学*, 2011, 47(3): 89-95.
- [20] LeBauer D S, Treseder K K. Nitrogen limitation of net primary productivity in terrestrial ecosystems is globally distributed. *Ecology*, 2008, 89(2): 371-379.
- [21] Yuan Z Y, Chen H Y H. Decoupling of nitrogen and phosphorus in terrestrial plants associated with global changes. *Nature Climate Change*, 2015, 5(5): 465-469.

- [22] Koerselman W, Meuleman A F M. The vegetation N:P ratio; a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *Journal of Applied Ecology*, 1996, 33(6): 1441-1450.
- [23] 于姣姣, 殷丹阳, 吴佳美, 周垂帆, 马祥庆. 林木低磷胁迫适应机制研究进展. *世界林业研究*, 2017, 30(1): 18-23
- [24] 袁颖红, 樊后保, 王强, 裘秀群, 陈秋凤, 李燕燕, 黄玉梓, 廖迎春. 模拟氮沉降对杉木人工林土壤有效养分的影响. *浙江林学院学报*, 2007, 24(4): 437-444.
- [25] 廖圣祥, 任运涛, 袁晓波, 李旭东, 郭丁, 李金博, 傅华. 围封对黄土高原草地土壤铵态氮和硝态氮的影响. *草业科学*, 2016, 33(6): 1044-1053.
- [26] 李铭, 朱利川, 张全发, 程晓莉. 不同土地利用类型对丹江口库区土壤氮矿化的影响. *植物生态学报*, 2012, 36(6): 530-538.
- [27] Fang Y T, Gundersen P, Mo J M, Zhu W X. Nitrogen leaching in response to increased nitrogen inputs in subtropical monsoon forests in southern China. *Forest Ecology and Management*, 2009, 257(1): 332-342.
- [28] 裴广廷, 马红亮, 高人, 尹云锋, 陈仕东. 模拟氮沉降对森林土壤速效磷和速效钾的影响. *中国土壤与肥料*, 2013(4): 16-20, 87-87.
- [29] Matson P A, McDowell W H, Townsend A R, Vitousek P M. The globalization of N deposition; ecosystem consequences in tropical environments. *Biogeochemistry*, 1999, 46(1/3): 67-83.
- [30] 王代长, 蒋新, 贺纪正, 赵振华, 孙磊, 郜红建. 模拟酸雨对阳离子在土体内迁移的影响. *地球化学*, 2004, 33(1): 46-52.
- [31] Vitousek P. Nutrient cycling and nutrient use efficiency. *The American Naturalist*, 1982, 119(4): 553-572.
- [32] Vitousek P. Nutrient cycling and nutrient use efficiency. *The American Naturalist*, 1982, 119(4): 553-572.
- [33] Delgado-Baquerizo M, García-Palacios P, Milla R, Gallardo A, Maestre F T. Soil characteristics determine soil carbon and nitrogen availability during leaf litter decomposition regardless of litter quality. *Soil Biology and Biochemistry*, 2015, 81: 134-142.
- [34] 刘文飞, 樊后保, 袁颖红, 沈芳芳, 黄荣珍, 李燕燕, 廖迎春. 杉木人工林凋落物量动态对氮沉降增加的响应. *中山大学学报: 自然科学版*, 2011, 50(4): 106-112, 120-120.
- [35] 于明坚, 李铭红, 赵雷洪. 青冈常绿阔叶林磷的释放动态研究. *杭州大学学报: 自然科学版*, 1998, 25(4): 75-79.
- [36] 李海涛, 于贵瑞, 李家永, 梁涛, 陈永瑞. 井冈山森林凋落物分解动态及磷、钾释放速率. *应用生态学报*, 2007, 18(2): 233-240.