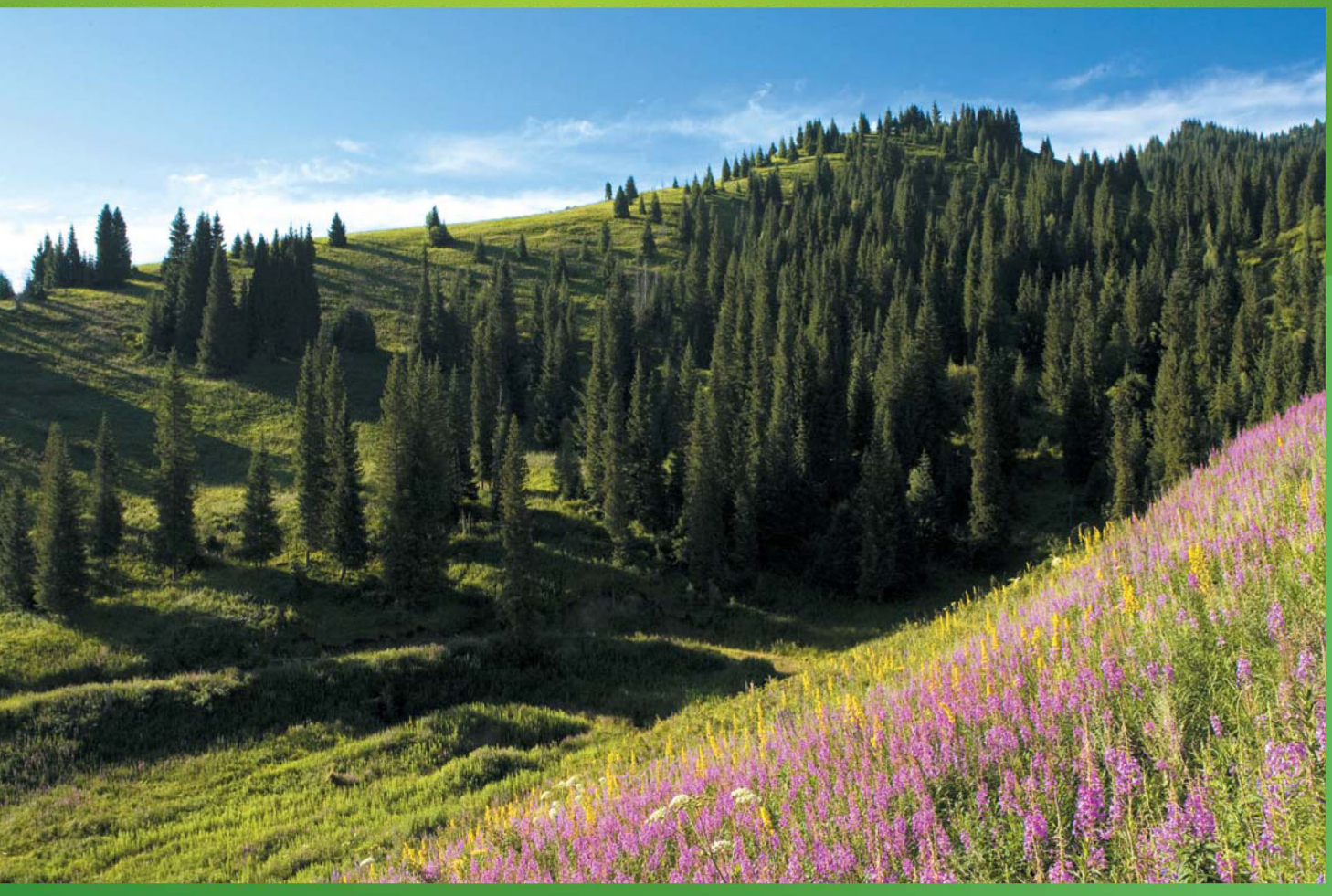
ISSN 1000-0933
CN 11-2031/Q

生态学报

Acta Ecologica Sinica



第 31 卷 第 6 期 Vol.31 No.6 2011

中国生态学学会
中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版

中国科学院科学出版基金资助出版

生 态 学 报

(SHENGTAI XUEBAO)

第 31 卷 第 6 期　　2011 年 3 月　(半月刊)

目　　次

臭氧胁迫对水稻生长以及 C、N、S 元素分配的影响 …… 郑飞翔,王效科,侯培强,等 (1479)
高含氮稻田深层土壤的氨氧化古菌和厌氧氨氧化菌共存及对氮循环的影响…… 王　雨,祝贵兵,王朝旭,等 (1487)
气候年际变率对全球植被平均分布的影响…… 邵　璞,曾晓东 (1494)
模拟升温和放牧对高寒草甸土壤有机碳氮组分和微生物生物量的影响…… 王　蓓,孙　庚,罗　鹏,等 (1506)
广州城区生态安全岛典型植物群落结构及物种多样性…… 莫　丹,管东生,黄康有,等 (1515)
中亚热带湿地松人工林生长过程…… 马泽清,刘琪璟,王辉民,等 (1525)
潜流人工湿地中植物对氮磷净化的影响 …… 刘树元,阎百兴,王莉霞 (1538)
模拟氮沉降对两种竹林不同凋落物组分分解过程养分释放的影响…… 涂利华,胡庭兴,张　健,等 (1547)
苔藓植物对贵州丹寨汞矿区汞污染的生态监测 …… 刘荣相,王智慧,张朝晖 (1558)
三峡库区泥、沙沉降对低位狗牙根种群的影响 …… 李　强,丁武泉,朱启红,等 (1567)
上海崇明东滩互花米草种子产量及其萌发对温度的响应 …… 祝振昌,张利权,肖德荣 (1574)
栲-木荷林凋落叶混合分解对土壤有机碳的影响 …… 张晓鹏,潘开文,王进闯,等 (1582)
荒漠化对毛乌素沙地土壤呼吸及生态系统碳固持的影响…… 丁金枝,来利明,赵学春,等 (1594)
黄土丘陵沟壑区小流域土壤有机碳空间分布及其影响因素…… 孙文义,郭胜利 (1604)
种间互作和施氮对蚕豆/玉米间作生态系统地上部和地下部生长的影响 …… 李玉英,胡汉升,程　序,等 (1617)
测墒补灌对冬小麦氮素积累与转运及籽粒产量的影响…… 韩占江,于振文,王　东,等 (1631)
植被生化组分光谱模型抗土壤背景的能力…… 孙　林,程丽娟 (1641)
北方两省农牧交错带沙棘根围 AM 真菌与球囊霉素空间分布 …… 贺学礼,陈　程,何　博 (1653)
基于水源涵养的流域适宜森林覆盖率研究——以平通河流域(平武段)为例 …… 朱志芳,龚固堂,陈俊华,等 (1662)
黑龙江大兴安岭呼中林区火烧点格局分析及影响因素…… 刘志华,杨　健,贺红士,等 (1669)
大兴安岭小尺度草甸火燃烧效率…… 王明玉,舒立福,宋光辉,等 (1678)
长江口中华鲟自然保护区底层鱼类的群落结构特征…… 张　涛,庄　平,章龙珍,等 (1687)
骨顶鸡等游禽对不同人为干扰的行为响应 …… 张微微,马建章,李金波 (1695)
光周期对白头鹎体重、器官重量和能量代谢的影响 …… 倪小英,林　琳,周菲菲,等 (1703)
应用稳定同位素技术分析华北部分地区第三代棉铃虫虫源性质…… 叶乐夫,付　雪,谢宝瑜,等 (1714)
西花蓟马对蔬菜寄主的选择性…… 袁成明,郅军锐,曹　宇,等 (1720)
基于 Cyt b 基因序列分析的松毛虫种群遗传结构研究 …… 高宝嘉,张学卫,周国娜,等 (1727)
沼液的定价方法及其应用效果…… 张昌爱,刘　英,曹　曼,等 (1735)
垃圾堆肥基质对不同草坪植物生态及质量特征的影响 …… 赵树兰,廉　菲,多立安 (1742)
五氯酚在稻田中的降解动态及生物有效性…… 王诗生,李德鹏 (1749)

专论与综述

景观遗传学:概念与方法 …… 薛亚东,李　丽,吴巩胜,等 (1756)

期刊基本参数:CN 11-2031/Q * 1981 * m * 16 * 284 * zh * P * ￥70.00 * 1510 * 31 * 2011-03

封面图说:美丽优雅的新疆夏尔西里森林草地原始景观。夏尔西里国家级自然保护区建立在新疆博乐北部山区无人干扰的中哈边境上,图中雪地云杉为当地的优势树种。

彩图提供:国家林业局陈建伟教授　E-mail: cites.chenjw@163.com

生 态 学 报 2011,31(6):1547—1557
Acta Ecologica Sinica

模拟氮沉降对两种竹林不同凋落物组分分解过程养分释放的影响

涂利华[1],胡庭兴[1,*],张 健[1],戴洪忠[1],李仁洪[2],向元彬[1,3],雒守华[1]

(1. 四川农业大学林学院四川省林业生态工程省级重点实验室,四川雅安 625014;
2. 四川省林业调查规划院,成都 625014; 3. 马边彝族自治县林业局,四川乐山 614600)

摘要:利用原位分解袋法研究了华西雨屏区苦竹(*Pleioblastus amarus*)和撑绿杂交竹(*Bambusa pervariabilis* × *Dendrocala mopsi*)人工林几种凋落物组分在模拟氮沉降下分解过程中养分释放状态,试验周期为 2 a。氮沉降水平分别为对照(CK, 0 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$)、低氮(5 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$)、中氮(15 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$)和高氮(30 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$),每月下旬定量地对各处理施氮($NH_4NO_3$)。结果表明,苦竹林和杂交竹林凋落物主要由凋落叶、凋落鞘和凋落枝组成,其中凋落叶约占 80%;两个竹种凋落物在分解过程中养分元素释放的种间差异主要与初始养分元素含量有关;凋落物养分元素初始含量对元素释放模式和最终净释放率的大小具有重要的决定作用;目前,这两种竹林生态系统土壤氮输入主要以大气氮沉降(8.24 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$)为主,同时凋落物氮输入(苦竹和杂交竹林分别为 1.93、5.07 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$)也是一个重要途径;模拟氮沉降对苦竹凋落物碳、磷、钾、钙元素和杂交竹凋落物碳、氮、磷、钾、钙、镁元素释放的抑制作用较弱,处理与对照之间元素总释放率差异一般小于 10%;氮沉降显著抑制了苦竹林凋落物氮元素释放,减小幅度为 19.0%—27.2%,但由于氮沉降增加对土壤肥力的直接改良作用,氮沉降的增加并不会因为凋落物分解速率的降低造成植物生长所需养分供应的减少;从短期来看,在氮沉降继续增加的情况下,该地区这类竹林生态系统的碳吸存能力仍可能会因为 N 沉降对植物生长的促进作用而增加。

关键词:氮沉降;凋落物;养分释放;竹林;华西雨屏区

Effect of simulated nitrogen deposition on nutrient release in decomposition of several litter fractions of two bamboo species

TU Lihua[1], HU Tingxing[1,*], ZHANG Jian[1], DAI Hongzhong[1], LI Renhong[2], XIANG Yuanbin[1,3], LUO Shouhua[1]

1 *Key Laboratory of Ecological Engineering of Sichuan Province, College of Forestry, Sichuan Agricultural University, Ya'an, Sichuan* 625014, *China*

2 *Sichuan Forest Inventory and Plan Institute, Chengdu* 610081, *China*

3 *Forestry Bureau of Mabian Yi Ethnic Autonomous County, Leshan Sichuan* 614600, *China*

Abstract: Increased nitrogen (N) deposition can increase net primary productivity (NPP) in many terrestrial ecosystems. However, unless there are comparable changes in litter decomposition, increases in productivity will most likely be unsustainable. Bamboo forest is one of the most important and fast-growing forest types in the world. To investigate the effect of increased N deposition on nutrient release in decomposition of litter of bamboo species, we conducted a two-year field experiment of simulated nitrogen deposition in a *Pleioblastus amarus* and a *Bambusa pervariabilis* × *Dendrocala mopsi* plantation, Rainy Area of West China. The levels of nitrogen application were control (CK, 0 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$), low nitrogen (5 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$), medium nitrogen (15 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$) and high nitrogen (30 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$). A field experiment using the litterbag method was implemented on the decomposition of litter fractions of the two bamboo species. At the end of each month, NH_4NO_3 was added into N-treated plots. The total litterfall were composed of leaf litter, sheath litter, and twig litter, and leaf litter contributed about 80% of total litterfall in both plantations. The initial nutrient element concentration of litter

基金项目:国家"十一五"科技支撑计划项目(2006BAC01A11-03);四川农业大学"211"工程建设科技支撑计划项目资助

收稿日期:2010-10-18; **修订日期**:2011-01-14

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: hutx001@yahoo.com.cn

determined the nutrient release pattern and the amount of the final net element release ratio. At present, the atmospheric N deposition (8.24 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$) was the major N input of soil in the two plantations, and the N input through litterfall in *P. amarus* and *B. pervariabilis* × *D. mopsi* plantations were 1.93 and 5.07 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$, respectively. The release of C, phosphorus (P), Potassium (K), Calcium (Ca) of *P. amarus* litter and C, N, P, K, Ca, and Magnesium (Mg) of *B. pervariabilis* × *D. mopsi* litter were gently inhibited (the difference between control and treatments of total element release ratio < 10%) by simulated N deposition. Simulated N deposition significantly slowed down the release of N in decomposition of *P. amarus* litter and the rate of reduction was 19.0%—27.2%. However, the soil nutrient supply for the growth of plant was not cut down because of the direct and indirect fertility effect of N deposition on the soil. On the whole, the continuous increasing N deposition may strengthen the C sequestration in the young plantation ecosystems in Rainy Area of West China, for the enormous potential C sequestration ability in these ecosystems through fast growth of plant.

Key Words: nitrogen deposition; litter; nutrient release; bamboo plantation; Rainy Area of West China

工农业的发展使得向大气输入的活性氮(N)大量增加,并导致大量活性 N 从大气沉降回陆地和海洋生态系统[1]。人们普遍认为绝大多数生态系统均受 N 元素限制,Vitousek 和 Howarth[2]将 N 元素称为全球“最有限的”元素。但氮沉降的持续增加也带来了一系列生态问题,同时,N 循环的改变也影响其它元素的生物地球化学循环。在全球气候变化背景下,有关 N 沉降增加的最重要的科学问题,是 N 沉降的增加如何改变碳(C)元素的循环和贮存[3]。N 元素对陆地生态系统初级生产力的限制是一个普遍现象[4],N 沉降对陆地生态系统植物的生长主要为促进作用[4-6]。从目前研究结果来看,N 沉降对北方森林和温带森林树木的生长总体上是促进作用[7],然而,生态系统 C 平衡同时取决于生产与分解过程(如植物凋落物分解),而模拟 N 沉降和长期施 N 试验表明,N 素有效性的增加对陆地生态系统植物凋落物分解的影响并不一致[8-10]。植物凋落物的分解是形成土壤有机质的初期过程[11],影响着土壤 CO_2 排放等过程,并且,凋落物分解所释放的养分对植物生长具有十分关键的调控作用[12]。因此,N 沉降的持续增加对这一养分释放过程的影响,将在一定程度上影响长期土壤肥力以及生态系统初级生产力。

竹林是世界上重要的森林植被类型之一,世界粮农组织的 2010 年全球森林资源年评估报告表明,中国现有竹林面积居全球首位,为 $5.712 \times 10^6 hm^2$,占全国森林总面积的 2.94%[13]。竹林生态系统 C 储量占我国森林碳储量的 5.1%[14],因此竹林在全球 C 循环中具有十分重要的作用[15]。同时,竹林分布较广泛的中国南方也是 N 沉降问题最为严重的地区[16]。然而,由于 N 沉降问题的提出以及后续科学研究主要集中于欧洲和北美,因此以往 N 沉降研究主要关注的森林类型为针叶林和少数阔叶林。人们对持续增加的 N 沉降如何影响竹林生态系统 C 循环和养分循环关键过程(如凋落物分解)仍不十分清楚。

通常来说,单一树种的凋落物均由不同组分构成,竹林凋落物通常由凋落叶、凋落鞘和凋落枝组成。由于各凋落物组分通常具有不同的物理结构和化学特性,各组分的分解过程和元素释放动态及其对 N 沉降的响应可能存在差异,因此,本研究将几种凋落物组分进行综合研究,能更为准确地评估整个竹林生态系统凋落物层分解过程养分释放对 N 沉降的响应。本研究拟通过两年的模拟 N 沉降和原位分解试验,探索 N 沉降增加对华西雨屏区广泛栽植的两种竹林不同凋落物组分养分释放的影响,以期为评估该地区在大气 N 沉降持续增加的情况下竹林生态系统的养分可持续性提供参考。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验地设在四川省洪雅县柳江镇(29°95′ N,103°38′ E),属中亚热带湿润性山地气候,20a(1980—2000 年)平均气温 14—16 ℃,1 月平均气温 6.6 ℃,7 月平均气温 25.7 ℃。20a(1980—2000 年)平均年降水量为 1489.8 mm,年内降水分配不均,主要集中于 6—8 月,年平均相对空气湿度为 82%。2008 年 N 湿沉降量为 8.241 g/m^2[17],且主要沉降形式为铵 N 和硝 N。造成华西雨屏区高 N 湿沉降量的原因主要原因有:一方面,

华西雨屏区人口密集、农业发达,其上风方向(东北和东南方向)成都平原工农业发展迅速,因此试验地上风方向活性氮排放源较多;另一方面,华西雨屏区处于成都平原向川西高原过渡地带,地形的抬升导致该地区降水量很大,并且降水频率非常高,这使得空气中大量的活性氮随雨水沉降于此地区。试验地为 2000 年退耕还林工程建成的苦竹(*Pleioblastus amarus*)林和撑绿杂交竹(*Bambusa pervariabilis* × *Dendrocala mopsi*)(以下简称杂交竹)林,两样地相距<2 km。苦竹林样地林分结构与土壤特性参见文献[18]。杂交竹样地林分郁闭度为 0.9,株数密度 13 330 株/hm^2,平均竹高 10 m,平均胸径 6 cm。土壤为紫色土,土壤深度约 80 cm。0—10 cm 土层特性:pH 值 4.2,总 C、总 N 分别为 13.4、1.58 mg/g(2007 年 11 月调查结果)。

1.2　试验设计

于 2007 年 6 月初苦竹林凋落高峰期,用尼龙网收集新鲜凋落物,并将其分为凋落叶、凋落鞭和凋落枝,风干后备用。用 1 mm 孔径尼龙网制作 20 cm × 20 cm 尼龙网袋(用绵线封口,每个网袋有一塑料吊牌)。将凋落叶、凋落鞭和凋落枝装袋,每袋分别准确称取 10.00 g、10.00 g 和 15.00 g。杂交竹凋落物收集于 2007 年 9 月,收集方法同上,获得两种凋落物组分:凋落叶和凋落鞭(由于 9 月份凋落枝的凋落量较小,故未将杂交竹凋落枝纳入本研究中),装袋质量分别为 10.00 g 和 15.00 g。装袋时确保凋落物均匀平展地充满整个网袋平面。苦竹凋落叶、凋落鞭、凋落枝和杂交竹凋落叶、凋落鞭总装袋数分别为 333、225、189、333、261 袋。从每种凋落袋中随机选取 9 袋,测定凋落物初始养分含量,并测定其含水量以计算风干重与烘干重转换系数。

2007 年 10 月在苦竹林内选择具有代表性林分作为氮沉降试验样地,在样地中建立 12 个 3 m × 3 m 的样方,每个样方间设>3 m 宽的缓冲带。将 12 个样方随机分成 4 个处理,分别为对照 (CK, 0 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$)、低氮 (5 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$)、中氮 (15 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$) 和高氮 (30 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$) (括号内数值均为外加氮量),每个水平 3 个重复。2007 年 11 月,在杂交竹林中用相同方式和规格建立 N 沉降试验样地。

于 2007 年 11 月 18 日和 2008 年 1 月 21 日分别将在苦竹林和杂交竹林收集的凋落物袋放置于各自林分。凋落物袋平放于样地各样方地表,让其自然分解,每样方放置苦竹凋落叶、凋落鞭、凋落枝和杂交竹凋落叶、凋落鞭袋数分别为 27、18、15、27、21 袋。从放置凋落袋月份起,用 NH_4NO_3 进行 N 沉降处理,将年施用量平均分成 12 等分,每月下旬定量地对各处理施 N。具体方法是将各水平所需 NH_4NO_3 溶解至 1 L 水中,用喷雾器在该水平样方中来回均匀喷洒,对照只喷洒清水。

2007 年 10 月下旬,在两个试验林分中(氮处理样方外)随机布置 10 个 50 cm × 50 cm 的尼龙网凋落物框,每月下旬收集框内凋落物,分类后烘干称重计算各凋落物组分月凋落量和年凋落量以及各组分所占比例。

1.3　凋落袋收集和元素含量测定

按照 2 至 5 个月的间隔,收集各处理凋落袋,每次每样方收集 3 袋,即每个氮处理水平 9 袋。凋落袋取回实验室后,风干,剪开凋落袋取出凋落物,用软刷轻轻刷掉两面粘附的泥土,并用镊子除去侵入的植物根系,装入编号的纸袋。于 65 ℃烘干 48 h 后称重并记录,计算凋落物质量损失。将称重后的样品粉碎过 1 mm 筛,并将同一次取样、同一样方三袋的同类凋落物样品合并,以增加化学分析样品量。

凋落物木质素、纤维素和灰分含量用酸性洗涤纤维法[19]测定,全 N 用半微量凯氏法测定(LY/T 1228—1999),全 P、K、Ca、Mg 待测液用硫酸-高氯酸消煮法制备(LY/T 1271—1999),全磷(P)用钼锑抗比色法测定(LY/T 1270—1999),全钾(K)、钙(Ca)、镁(Mg)用 TAS-986 原子分光光度计测定(普析公司,中国北京),有机碳用外加热重铬酸钾氧化法测定(LY/T 1237—1999)。所有化学分析均作 3 个重复。

1.4　数据处理

元素残留率(R)计算方法为:$R = (C_t \times M_t) / (C_0 \times M_0) \times 100\%$,式中 C_t 为 t 时刻凋落物元素含量(mg/g),M_t 为 t 时刻凋落物干重(g),C_0 为初始元素含量(mg/g),M_0 为初始干重(g)。所有质量计算均以 65 ℃烘干重为准。

不同凋落物组分分解 2 a 后元素净释放率(NR)计算方法为:$NR = 100 - R$,式中 R 为元素残留率,当 NR 为正值时表示分解 2 a 后该凋落物组分该元素为净释放,反之当 NR 为负值时表示该元素为净富集。利用

SPSS13.0 软件(SPSS Inc., USA)中线性和非线性模型对凋落物 N、P、K、Ca、Mg 等 5 种养分元素的初始含量和最终净释放率进行拟合,发现对数模型拟合程度最高。

由于各凋落物组分凋落量不同,元素初始含量和分解后的最终残留量也不相同,故将林分几种凋落物当作一个整体,利用以下公式计算同一林分中几种凋落物在分解一段时间后(本研究中为 2 a)的元素总释放率(RT):

$$RT = \frac{\sum C_i P_i R_i}{\sum C_i P_i}$$

式中,C 为该凋落物组分初始元素含量(mg/g),P 为该凋落物组分占总凋落量的比例(%),R 为分解 2 a 后该凋落物组分中元素残留率(%),i = 凋落叶,凋落鞘,或凋落枝。在计算杂交竹林凋落物元素总释放率时不考虑凋落枝。

利用 SPSS13.0 软件(SPSS Inc., USA)one-way ANOVA 过程分析各取样时间点上各处理之间养分残留率的差异以及各凋落物组分间初始元素含量的差异,并在 0.05 水平显著的情况下利用 LSD 法进行多重比较。用 SigmaPlot10.0(Systat Software Inc., USA)软件绘图。统计显著水平均为 $P < 0.05$。

2 结果与分析

2.1 两种竹林凋落量和凋落物化学特性

苦竹和杂交竹两林分凋落物量分别为(494.3±223.9)和(433.3±56.2) $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$,主要由凋落叶、凋落枝和凋落鞘 3 种组分构成,其中凋落叶约占总凋落量的八成(表 1)。同一竹种各凋落物组分之间化学持性差异较大(表 2)。总体来说,杂交竹凋落物中 N、P 含量较苦竹林凋落物高。

表 1 2007—2009 年华西雨屏区两竹林各凋落物组分凋落量

Table 1 Litterfall production in two bamboo plantations according to litter fractions from 2007 to 2009, in Rainy Area of West China

凋落物组分 Litter fraction	苦竹 *P. amarus*		杂交竹 *B. pervariabilis*×*D. mopsis*	
	凋落量 litterfall production /($g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$)	比例/%	凋落量 litterfall production /($g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$)	比例/%
凋落叶 Leaf litter	406.3±200.2	82.2	350.5±52.4	80.9
凋落枝 Twig litter	53.3±0.7	10.8	37.4±0.3	8.6
凋落鞘 Sheath litter	34.6±24.4	7.0	45.4±4.1	10.5
合计 Total	494.3±223.9	100.0	433.3±56.2	100.0

表 2 两个竹种凋落叶、鞘、枝初始元素含量(mg/g)

Table 2 Initial chemical characteristics of five litter fractions (mg/g)

元素	苦竹			撑绿杂交竹	
	凋落叶	凋落鞘	凋落枝	凋落叶	凋落鞘
C	388.8 ± 5.7b	465.3 ± 5.7d	481.5 ± 6.3e	374.1 ± 2.0a	447.2 ± 8.7c
N	3.88 ± 0.10b	5.19 ± 0.05c	3.53 ± 0.03a	13.1 ± 0.03e	8.38 ± 0.02d
P	0.35 ± 0.01c	0.11 ± 0.01a	0.18 ± 0.01b	1.06 ± 0.01e	0.84 ± 0.01d
K	2.60 ± 0.07a	3.61 ± 0.12b	3.84 ± 0.37	3.66 ± 0.32b	4.20 ± 0.01c
Ca	1.15 ± 0.06c	0.171 ± 0.021b	0.039 ± 0.002a	2.23 ± 0.17c	0.187 ± 0.009b
Mg	2.68 ± 0.11c	0.160 ± 0.010a	0.350 ± 0.022b	14.23 ± 1.12e	4.42 ± 0.21d

同一行中不同字母表示差异显著(one-Way ANOVA with Fisher's LSD test, $P < 0.05$)

2.2 各凋落物组分养分释放对模拟 N 沉降的响应

各凋落物组分分解过程中,C 元素残留均随时间的增加而减少(图 1)。在分解过程中,各凋落物 C 含量变化趋势较一致,因此 C 元素残留率与凋落物质量残留率较为接近[20]。两竹种凋落叶和凋落鞘在分解初期 C 损失迅速,在分解近 2 a 后期 C 残留率较为稳定,而苦竹凋落枝在 2 a 分解过程中 C 损失速率变化较为平稳,并且在分解 2 a 后似乎尚未达平衡状态。N 沉降显著增加了苦竹凋落叶、凋落枝和杂交竹凋落叶分解后期的 C 残留率,对两种凋落鞘 C 残留率无影响。

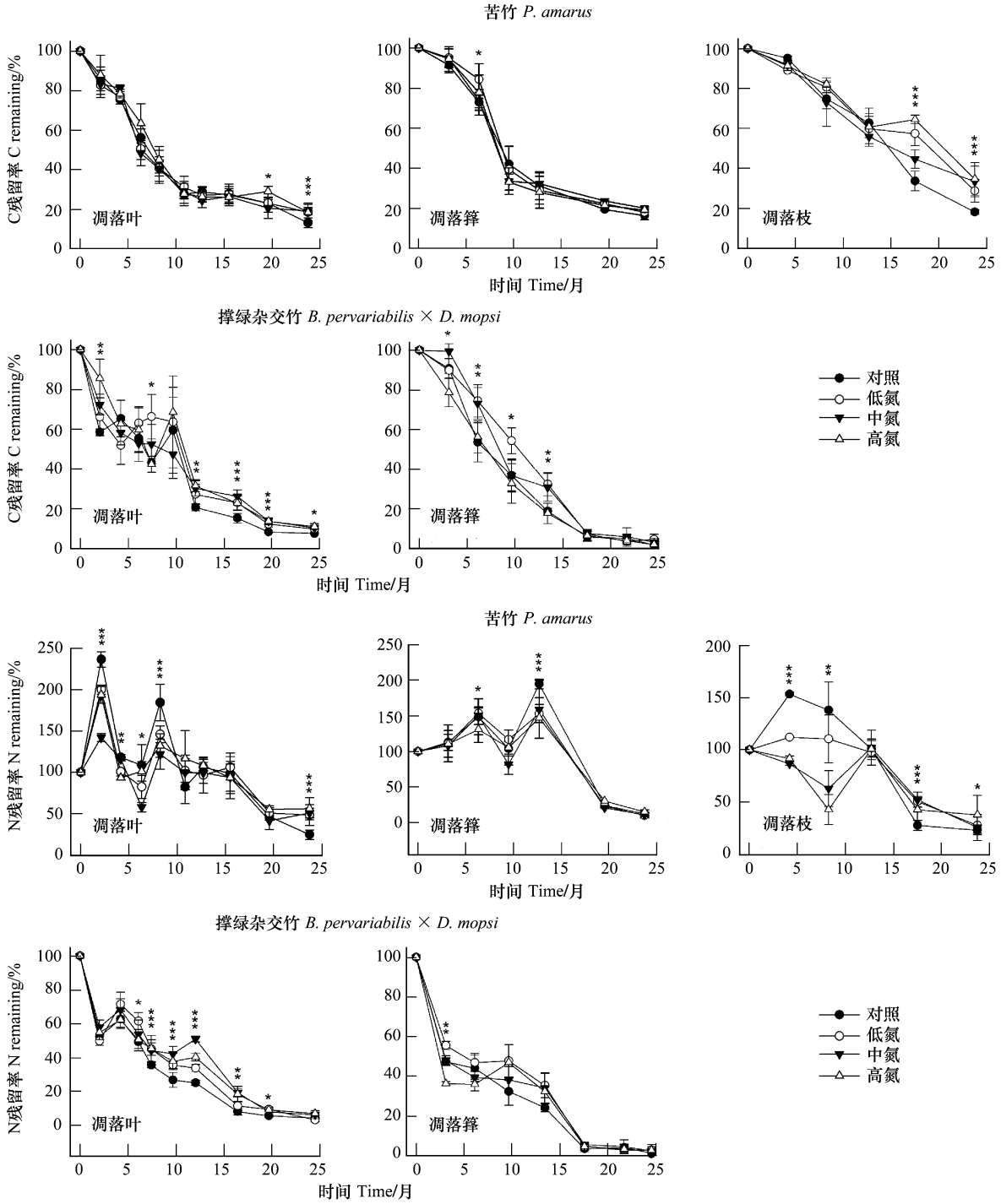


图 1　两个竹种凋落叶、箨、枝分解过程中 C、N 元素残留率

Fig. 1　Percent of initial C and N remaining by stand and treatment for each litter fraction

*, * *, * * * 表示有 1 个、2 个或 3 个氮处理与对照之间差异达到显著水平　$P < 0.05$, $N = 9$; CK: 对照 (Control, 0 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$); LN: 低氮(Low N, 5 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$); MN: 中氮(Medium N, 15 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$); HN: 高氮(High N, 30 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$)

在凋落物分解过程中,N 元素动态在样地或竹种间存在差异。苦竹林 3 种凋落物在分解前期均有 1 至 2 次净 N 富集过程,在分解后期为净 N 释放;而杂交竹林两种凋落物在整个分解过程中均为净 N 释放。所有凋落物在分解接近 2 a 时,N 残留率变化非常缓慢。苦竹样地中,氮沉降显著促进了 3 种凋落物分解前期 N 元素的释放,使得 N 净富集率显著降低,并且,氮沉降抑制了凋落叶和凋落枝后期 N 释放。杂交竹样地中,N 沉

降抑制了凋落叶分解过程中 N 元素的释放,但分解后期各处理间 N 残留率并无显著差异;N 沉降对凋落鞘 N 元素释放过程无显著影响。

与 N 元素动态类似,P 元素动态也存在样地或竹种差异(图 2)。苦竹样地 3 种凋落物 P 动态分别为:凋落叶为净释放过程,凋落鞘为富集-释放,凋落枝为释放-富集-释放,分解至后期,各凋落物 P 元素均为净释放。杂交竹样地两种凋落物 P 元素在整个分解过程中均为净释放,并且在分解最初数月,P 元素损失过半。N 沉降显著抑制了后期苦竹凋落叶、凋落枝的 P 释放,对其它凋落物 P 元素动态无显著影响。

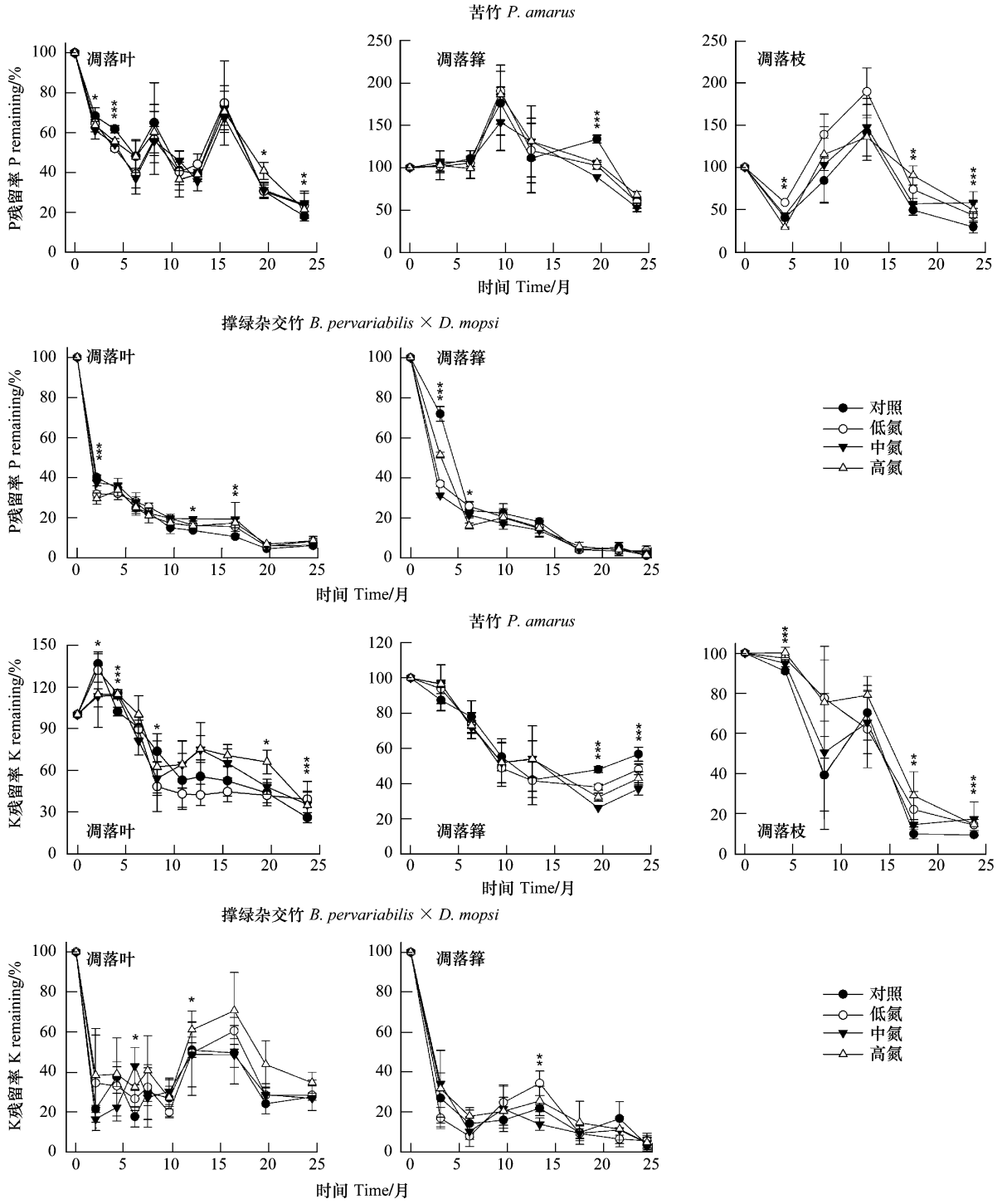


图 2 两个竹种凋落叶、鞘、枝分解过程中 P、K 元素残留率

Fig. 2 Percent of initial P and K remaining by stand and treatment for each litter fractions

几种凋落物 K 元素动态基本均为净释放过程(除了苦竹凋落叶在初期有一短暂净富集)。N 沉降显著增加了苦竹凋落叶和凋落枝分解后期 K 残留率(3 个 N 处理与对照差异显著)并显著减少了苦竹凋落鞘后期 K 残留率(3 个 N 处理与对照差异显著);N 沉降对杂交竹凋落叶和凋落鞘分解过程 K 元素动态无显著影响。

两竹种凋落叶 Ca 元素动态为净释放过程(图 3),两种凋落鞘 Ca 元素残留量为波动上升并在后期为释放,苦竹凋落枝在分解过程中 Ca 元素残留量为富集-释放的交替过程。总体上来说,氮沉降促进了苦竹凋落

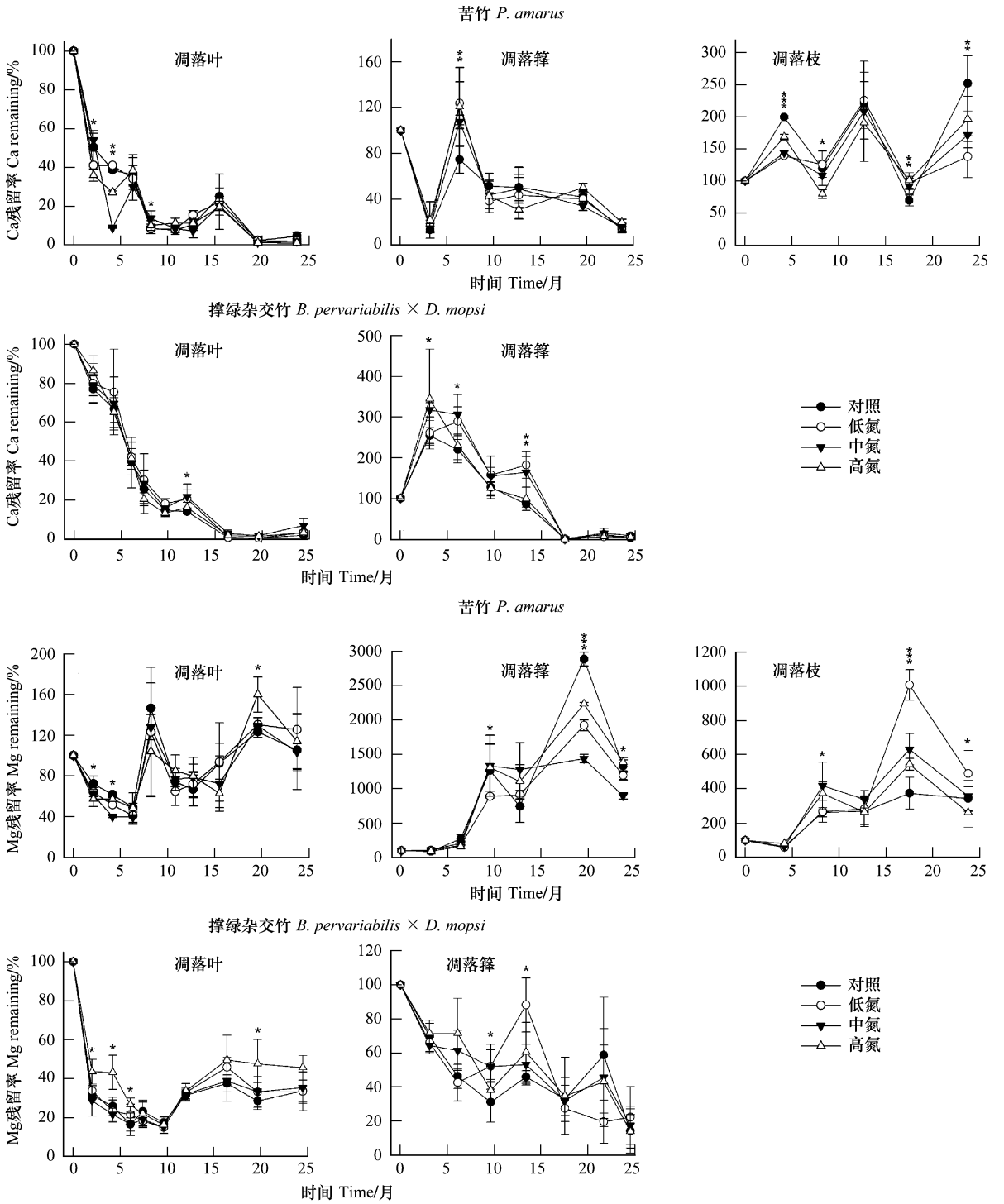


图 3　两个竹种凋落叶、鞘、枝分解过程中 Ca、Mg 元素残留率

Fig. 3　Percent of initial Ca and Mg remaining by stand and treatment for each litter fractions

枝 Ca 元素的释放,在分解至 2 a 时,低氮和中氮处理 Ca 元素残留率均显著低于对照。N 沉降对于其它几种凋落物 Ca 元素动态无显著影响。

苦竹 3 种凋落物分解过程中 Mg 元素残留率反复波动,在分解至 2 a 时,3 种凋落物中 Mg 元素均为净富集状态。杂交竹两种凋落物 Mg 元素基本为净释放过程。N 沉降显著减少了苦竹凋落鞭后期 Mg 元素残留率,并显著增加了苦竹凋落枝后期 Mg 元素残留率;N 沉降对其它 3 种凋落物分解 Mg 元素动态无显著影响。

2.3 凋落物元素初始含量与净释放率的关系

回归分析表明,凋落物中 5 种养分元素分解 2 a 后净释放率与初始含量均呈极显著正对数关系(图 4),并且除 K 元素(凋落物之间 K 元素差异较小)外,其它各元素拟合程度均达 50% 以上。随着凋落物初始元素含量的增加,至分解末期时,元素净释放率呈对数增加的趋势。对于 Ca、Mg 元素,当凋落物初始含量较低时(例如 Ca 小于 0.05 mg/g,Mg 小于 0.2 mg/g),这两种元素将在凋落物中出现净富集现象。

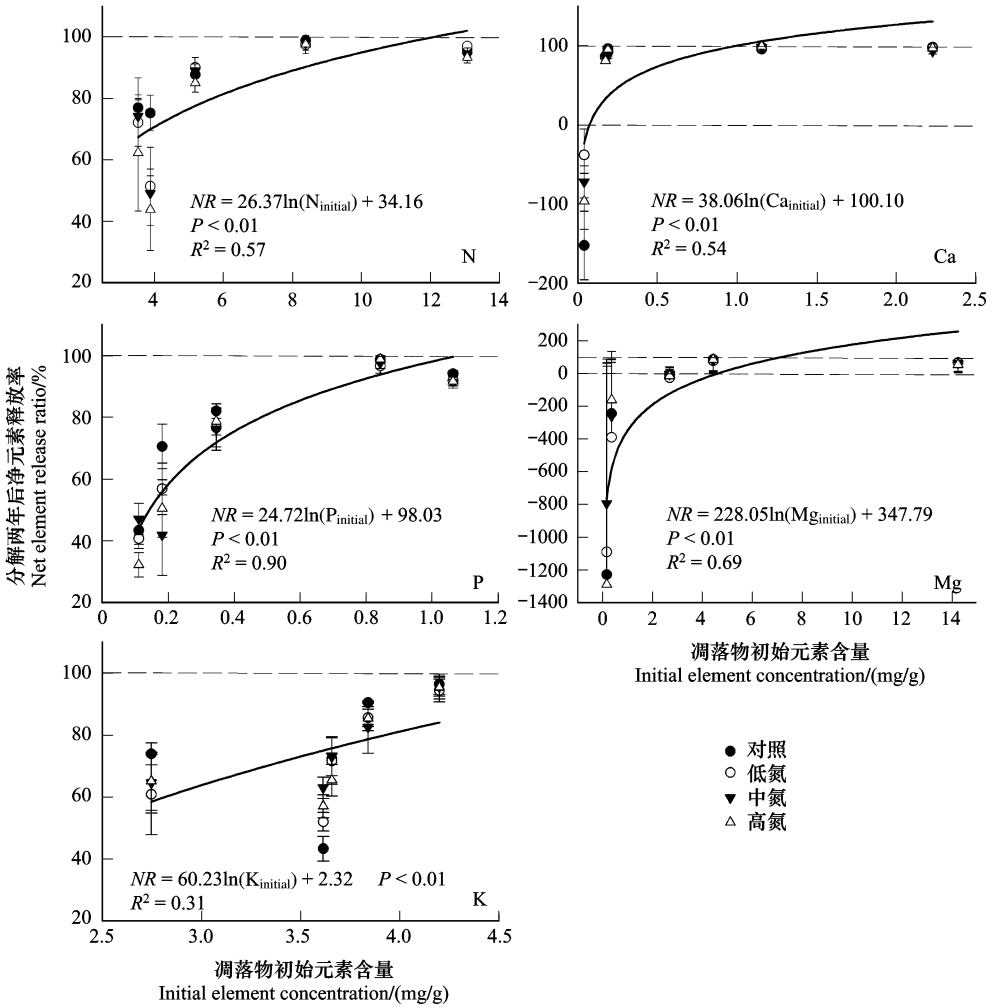


图 4 5 种养分元素初始含量与分解 2 a 后净元素释放率的关系

Fig. 4 Relationships between initial element concentration and net element release ratio after 2 years of decomposition

$N_{initial}$, $P_{initial}$, $K_{initial}$, $Ca_{initial}$, $Mg_{initial}$ 分别表示凋落物 N、P、K、Ca、Mg 元素初始含量

2.4 凋落物分解元素总释放率对模拟氮沉降的响应

总体来说,两种林分凋落物在分解 2 a 后各元素释放了绝大部分,只有苦竹林凋落物中 Mg 元素在分解 2 a 后总量反而升高,净固定率为 15.2%(表 3)。杂交竹凋落物碳、氮、磷、钙和苦竹凋落物钙总释放率在 90% 以上。模拟氮沉降对杂交竹凋落物元素释放的影响较小,各氮处理与对照之间元素总释放率的差异基本在

5% 以下,只有杂交竹高氮处理中钾和镁元素总释放率较对照低 5% 和 11% 。模拟氮沉降总体使得苦竹凋落物碳、氮、磷和钾元素总释放率减小,减小幅度分别为 5.7%—6.9% 、19.0%—27.2% 、4.5%—6.9% 和 6.3%—9.9% ,氮沉降对苦竹凋落物钙元素总释放率影响较小。苦竹林各处理凋落物在分解 2 a 后,镁元素总量均有不同程度的增加。

表 3　华西雨屏区两种竹林各处理凋落物分在分解两年后各元素总释放率

Table 3　The total element release ratio of in two bamboo plantations after two-year litter decomposition, in Rainy Area of West China

林分 Stand	处理 Treatment	元素总释放率 The total element release ratio/%					
		C	N	P	K	Ca	Mg
苦竹 *P. amarus*	CK	86.0	76.6	80.3	73.6	94.5	-15.2
	LN	80.3	57.0	74.5	63.7	97.4	-36.6
	MN	79.1	55.3	73.4	67.1	97.3	-11.4
	HN	79.6	49.4	75.8	67.3	98.0	-22.9
杂交竹	CK	93.3	96.0	94.5	75.5	98.1	67.2
B. pervariabilis×	LN	91.0	96.9	92.2	74.6	96.7	67.1
D. mopsis	MN	90.7	94.2	94.1	76.1	93.2	65.3
	HN	90.3	93.5	92.3	69.3	96.8	55.7

负值表示该元素为净固定 Negative values indicate the net accumulation

3　讨论

本研究表明,除凋落叶外,凋落鞘和凋落枝也是竹林生态系统凋落量的重要组成部分,两者占苦竹林和杂交竹林总凋落量的 20% 左右,这与温带森林研究结果较为一致(非凋落叶组分占 20%)[21]。同一竹种各凋落物组分之间化学物理性质存在较大差异,这导致了后续分解过程和养分释放模式的差异。苦竹林 3 种凋落物组分各元素动态呈现不同模式,C 元素在整个分解过程一直为释放模式,其它各元素均在 2 a 的分解过程中有不同程度的富集,最终基本为释放趋势。除凋落鞘 Ca 元素在分解初期有一个富集过程外,杂交竹两种凋落物组分各元素均呈现直接释放模式。分解至 2 a 时,各凋落物质量损失了绝大部分,处于较为稳定状态[20],同时,C 元素和各养分元素也释放了 6 至 9 成(Mg 除外)。Parton 等[22]对多种植物凋落物长达 10a 的研究表明,净 N 矿化只发生于 C/N 小于 40 时,而 Moore 等[23]对加拿大 6a 的跨气候区研究结果表明这一阈值为 55。本研究结果表明,竹林凋落物也基本符合这一规律,苦竹 3 种凋落物 C/N 比均大于 90,而杂交竹凋落叶和凋落鞘 C/N 比分别为 29 和 53,因此苦竹凋落物在分解过程中均出现 N 富集现象,而杂交竹从分解开始,并在整个分解过程中一直为净 N 释放过程。理论上来说 C/N 比应该控制凋落物分解过程中的净 N 释放,因为微生物分解者只有当其 N 需求被满足之后才可能释放 N[22]。在低 C/N 比(例如,高 N 含量)凋落物分解时,分解者的 N 需求直接被凋落物所满足;而高 C/N 比凋落物分解时,微生物通过吸收外源 N 构成微生物量或胞外酶(如,Frey 等[24]),净 N 富集就发生了。结果也显示,凋落物在分解过程中养分元素释放的种间差异主要与初始养分元素含量有关,这一点在 Mg 元素上体现得最为明显。苦竹林 3 种凋落物的初始 Mg 含量均显著高于杂交竹凋落物,这使得苦竹凋落物在分解过程中富集 Mg 元素,而杂交竹在分解过程中 Mg 元素则为净释放过程。因此,本研究结果表明凋落物养分元素(如 N、P、K、Ca 和 Mg)初始含量对元素释放模式和最终净释放率的大小具有重要的决定作用。

总体来说,氮沉降增加对两种林分凋落物的分解是一种抑制作用,氮沉降对凋落物分解的抑制作用源于主要成分木质素和纤维素分解受阻,其抑制作用在凋落物分解后期较为明显[20]。在分解进行 2 a 后,苦竹林和杂交竹林氮处理样方中凋落物 C 释放率分别减少了 5.7%—6.9% 和 2.3%—3.0% ,虽然氮沉降对 C 元素释放的抑制作用并不十分强烈,但由于各凋落物分解至后期时质量损失缓慢,甚至会达到接近稳定有机质的状态[25],因此 N 沉降可能会通过抑制凋落物的分解增加土壤碳贮存。与碳元素的释放一致,在模拟 N 沉降情况下,其它各元素的释放也受到一定程度的抑制。两种凋落物中 N、P、K 和 Ca 元素在分解 2 a 后释放了大部分,

并且 N 沉降对其总释放率的影响基本小于 10%,只有苦竹凋落物 N 总释放率受 N 沉降影响减小了 19.0%—27.2%。苦竹林凋落物中 N 残留率的增加,可能原因是增加外源性无机 N 与分解过程中产生的木质素降解中间产物如多酚等结合生成难分解物质,导致凋落物分解速率降低,并使得凋落物中 N 含量相对升高。

根据本研究结果计算可知,苦竹林和杂交竹林通过地上部分凋落物输入的 N 为 1.93 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$ 和 5.07 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$。而试验地所在的华西雨屏区中心地带 N 湿沉降量为 8.24 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$[17],因此试验地对照、低氮、中氮和高氮处理样方实际通过大气氮沉降和试验输入土壤的 N 总量分别为 8.24、13.24、23.24、38.24 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$,较凋落物 N 输入高出许多。因此,N 沉降是该地区两种竹林生态系统 N 输入的主要途径,虽然本研究表明在 N 沉降增加的情况下两种竹林地表凋落物层会固定一部分 N,但 N 沉降的增加不会因凋落物分解后期其分解速率的减慢而降低土壤 N 的有效性。相反,N 沉降的增加可能会通过一系列机制增加这类竹林生态系统土壤肥力。笔者对苦竹林生态系统同期研究发现,N 沉降显著增加了细根生物量,并且土壤 N 有效性的提高增加了细根 N 含量,促进了细根的生长和周转速度[26],这使得根际土壤微生物和酶活性增强。因此,虽然地上部分凋落物分解和养分释放受到 N 沉降增加的抑制作用,但土壤微生物和土壤 C、N、P 相关酶活性却增加[18],同时土壤中有效性 C、N、P 含量也增加[27],而土壤养分有效性的提高促进了苦竹生长,在模拟氮沉降试验进行 2 a 后,苦竹林净生态系统生产力(net ecosystem production, NEP)显著增强,氮沉降通过促进苦竹生长增强了该系统 C 吸存能力[28]。本研究中苦竹林和杂交竹林均为 2000 年退耕还林工程中建成,都处于林分发育的早期阶段,林木的快速生长需要大量的养分供应。一方面 N 沉降的增加在一定程度上抑制了凋落物的分解和养分释放,但另一方面 N 沉降通过增加土壤有效养分含量和土壤酶活性等方式提高了土壤肥力,因此,即便是在该地区高量 N 沉降背景下,N 沉降的进一步增加仍可能促进林木的生长,增加植物碳库。在非 N 饱和地区,森林生长受 N 沉降的促进作用这一点已经得到众多试验的证实[29-32]。因此,从短期看来,N 素有效性的增加并不会因为凋落物分解速率的降低造成该地区这类竹林生态系统土壤养分供应的减少。

4 结论

苦竹林和杂交竹林凋落物主要由凋落叶、凋落鞘和凋落枝组成,其中凋落叶约占 80%;两个竹种凋落物在分解过程中养分元素释放的种间差异主要与初始养分元素含量有关;凋落物养分元素初始含量对元素释放模式和最终净释放率的大小具有重要的决定作用;目前,这两种竹林生态系统土壤 N 输入主要以大气 N 沉降为主,同时凋落物 N 输入也是一个重要途径;模拟 N 沉降抑制了苦竹林凋落物 N 元素释放,但由于 N 沉降增加对土壤肥力的直接改良作用,N 沉降的增加并不会因为凋落物分解速率的降低造成植物生长所需养分供应的减少;从短期来看,在 N 沉降继续增加的情况下,该地区这类竹林生态系统的碳吸存仍可能会因为 N 沉降对植物生长的促进作用而增加。

References:

[1] Vitousek P M, Aber J D, Howarth R W, Likens G E, Matson P A, Schindler D W, Schlesinger W H, Tilman D G. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. Ecological Applications, 1997: 737-750.

[2] Vitousek P M, Howarth R W. Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur?. Biogeochemistry, 1991, 13: 87-115.

[3] Hobbie S E. Nitrogen effects on decomposition: a five-year experiment in eight temperate sites. Ecology, 2008, 89(9):2633-2644.

[4] LeBauer D S, Treseder K K. Nitrogen limitation of net primary productivity in terrestrial ecosystems is globally distributed. Ecology,2008, 89(2): 371-379.

[5] Hyvönen R, Ågren G I, Linder S, Persson T, Cotrufo M F, Ekblad A, Freeman M, Grelle A, Janssens I A, Jarvis P G, Kellomäki S, Lindroth A, Loustau D, Lundmark T, Norby R J, Oren R, Pilegaard K, Ryan M G, Sigurdsson B D, Strömgren M, Van Oijen M, Wallin G. The likely impact of elevated [CO_2], nitrogen deposition, increased temperature and management on carbon sequestration in temperate and boreal forest ecosystems: a literature review. New Phytologist, 2006, 173(3): 463-480.

[6] Magnani F, Mencuccini M, Borghetti M, Berbigier P, Berninger F, Delzon S, Grelle A, Hari P, Jarvis P G, Kolari P, Kowalski A S, Lankreijer H, Law B E, Lindroth A, Loustau D, Manca G, Moncrieff J B, Rayment M, Tedeschi V, Valentini R, Grace J. The human footprint in the carbon cycle of temperate and boreal forests. Nature, 2007, 447: 848-850.

[7] Högberg P. Environmental science: Nitrogen impacts on forest carbon. Nature, 2007, 447(7146): 781-782.

[8] Berg B, Matzner E. Effect of N deposition on decomposition of plant litter and soil organic matter in forest systems. Environmental Reviews, 1997, 5(1): 1-25.

[9] Knorr M, Frey S D, Curtis P S. Nitrogen additions and litter decomposition: a meta-analysis. Ecology, 2005, 86: 3252-3257.
[10] Fang H, Mo J M. Effects of nitrogen deposition on forest litter decomposition. Acta Ecologica Sinica, 2006, 26(9): 3127-3136.
[11] Didham R K. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. Oecologia, 1998, 116(3): 397-406.
[12] Wardle D A, Nilsson M C, Zackrisson O, Galle C. Determinants of litter mixing effects in a Swedish boreal forest. Soil Biology and Biochemistry, 2003, 35(6): 827-835.
[13] Forestry Department, Food and Agriculture Organization of the United Nations. Global Forest Resources Assessment 2010 Country Report: China. 2010, Rome, 15.
[14] Guo Q R, Yang G Y, Du T Z, Shi J M. Carbon character of Chinese bamboo forest. World Bamboo and Rotten, 2005, 3(3): 25-28.
[15] Chen X G, Zhang X Q, Zhang Y P, Booth T, He X H. Changes of carbon stocks in bamboo stands in China during 100 years. Forest Ecology Management, 2009, 258(7): 1489-1496.
[16] Galloway J N, Dentener F J, Capone D G, Boyer E W, Howarth R W, Seitzinger S P, Asner G P, Cleveland C C, Green P A, Holland E A, Karl D M, Michaels A F, Porter J H, Townsend A R, Vörösmarty C J. Nitrogen cycles: past, present, and future. Biogeochemistry, 2004, 70(2): 153-226.
[17] Tu L H, Hu T X, Huang L H, Li R H, Dai H Z, Luo S H, Xiang Y B. Response of soil respiration to simulated nitrogen deposition in *Pleioblastus amarus* forest, Rainy Area of West China. Chinese Journal of Plant Ecology, 2009, 33 (4): 728-738.
[18] Tu L H, Hu T X, Zhang J, Li R H, Dai H Z, Luo S H, Xiang Y B, Huang L H. Soil enzyme activities in a *Pleioblastus amurus* plantation in Rainy Area of West China under simulated nitrogen deposition. Chinese Journal of Applied Ecology, 2009, 20(12): 2943-2948.
[19] Rowland A P, Roberts J D. Lignin and cellulose fractionation in decomposition studies using acid-detergentfibre methods. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 1994, 25(3/4): 269-277.
[20] Tu L H, Dai H Z, Hu T X, Zhang J, Luo S H, Cheng Y. Effect of simulated nitrogen deposition on litter decomposition in a *Bambusa pervariabilis* ×*Dendrocala mopsi* plantation, Rainy Area of West China. Acta Ecologica Sinica, 2011,31(5):.
[21] Hansen K, Vesterdal L, Schmidt I K, Gunderson P, Sevel L, Bastrup-Birk A, Pedersen L B, Bille-Hansen J. Litterfall and nutrient return in five tree species in a common garden experiment. Forest Ecology and Management, 2009, 257(10): 2133-2144.
[22] Parton W, Silver W L, Burke I C, Grassens L, Harmon M E, Currie W S, King J Y, Adair E C, Brandt L A, Hart S C, Fasth B. Global-scale similarities in nitrogen release patterns during long-term decomposition. Science, 2007, 315(5180): 361-364.
[23] Moore T R, Trofymow J A, Prescott C E, Fyles J, Titus B D, CIDET Working Group. Patterns of carbon, nitrogen and phosphorus dynamics in decomposing foliar litter in Canadian forests. Ecosystems, 2006, 9(1): 46-62.
[24] Frey S D, Elliott E T, Paustian K, Peterson G A. Fungal translocation as a mechanism for soil nitrogen inputs to surface residue decomposition in a no-tillage agroecosystem. Soil Biology and Biochemistry, 2000, 32(5): 689-698.
[25] Berg B, Meentemeyer V. Litter quality in a north European transect versus carbon storage potential. Plant and Soil, 2002, 242: 83-92.
[26] Tu L H, Hu T X, Zhang J, He Y Y, Tian X Y, Xiao Y L. Effects of simulated nitrogen deposition on the fine root characteristics and soil respiration in a *Pleioblastus amarus* plantation in Rainy Area of West China. Chinese Journal of Applied Ecology, 2010, 21(10): 2472-2478.
[27] Tu L H, Hu TX, Zhang J, Li R H, Dai H Z, Luo S H. Response of soil organic carbon and nutrients to simulated nitrogen deposition in*Pleioblastus amurus* plantation, Rainy Area of West China. Chinese Journal of Plant Ecology,2011,35(2):125-136.
[28] Tu L H, Hu T X, Zhang J, Li R H, Dai H Z, Luo S H. Short-term simulated nitrogen deposition increases carbon sequestration in a *Pleioblastus amarus* plantation. Plant and Soil, 2010. doi: 10. 1007 / s11104-010-0610-0.
[29] Högberg P, Fan H B, Quist M, Binkley D, Tamm C O. Tree growth and soil acidification in response to 30 years of experimental nitrogen loading on boreal forest. Global Change Biology, 2006, 12(3): 489-499.
[30] Pregitzer K S, Burton A J, Zak D R, Talhelm A F. Simulated chronic nitrogen deposition increases carbon storage in Northern Temperate forests. Global Change Biology, 2008, 14(1): 142-153.
[31] Hyvönen R, Persson T, Andersson S, Olsson B, Ågren G I, Linder S. Impact of long-term nitrogen addition on carbon stocks in trees and soils in northern Europe. Biogeochemistry, 2008, 89(1): 121-137.
[32] de Vries W, Solberg S, Dobbertin M, Sterba H, Laubhann D, van Oijen M, Evans C, Gundersen P, Kros J, Wamelink G W W, Reinds G J, Sutton M A. The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration by European forests and heathlands. Forest Ecology and Management, 2009, 258(8): 1814-1823.

参考文献:

[10] 方华, 莫江明. 氮沉降对森林凋落物分解的影响. 生态学报, 2006, 26(9): 3127-3136.
[14] 郭起荣, 杨光耀, 杜天真, 施建敏. 中国竹林的碳素特征. 世界竹藤通讯, 2005, 3(3): 25-28.
[17] 涂利华, 胡庭兴, 黄立华, 李仁洪, 戴洪忠, 雒守华, 向元彬. 华西雨屏区苦竹林土壤呼吸对模拟氮沉降的响应. 植物生态学报,2009, 33 (4): 728-738.
[18] 涂利华, 胡庭兴, 张健, 李仁洪, 戴洪忠, 雒守华, 向元彬, 黄立华. 华西雨屏区苦竹林土壤酶活性对模拟氮沉降的响应. 应用生态学报, 2009, 20(12): 2943-2948.
[20] 涂利华, 戴洪忠, 胡庭兴, 张健, 雒守华, 成姚. 模拟氮沉降对华西雨屏区撑绿杂交竹凋落物分解的影响. 生态学报, 2011,31(5):.
[26] 涂利华, 胡庭兴, 张健, 何远洋, 田祥宇, 肖银龙. 模拟氮沉降对华西雨屏区苦竹林细根特性和土壤呼吸的影响. 应用生态学报, 2010, 21(10): 2472-2478.
[27] 涂利华, 胡庭兴, 张健, 李仁洪, 戴洪忠, 雒守华. 模拟氮沉降对华西雨屏区苦竹林土壤有机碳和养分的影响. 植物生态学报, 2011,35 (2):125-136.

ACTA ECOLOGICA SINICA Vol. 31, No. 6 March, 2011 (Semimonthly)

CONTENTS

Influences of elevated ozone on growth and C, N, S allocations of rice ····· ZHENG Feixiang, WANG Xiaoke, HOU Peiqiang, et al (1479)
Coexistence, biodiversity and roles of ammonia-oxidizing archaea and anaerobic ammonium-oxidizing bacteria in deep soil layer of high nitrogen loaded paddy field ····· WANG Yu, ZHU Guibing, WANG Chaoxu, et al (1487)
The impact of interannual climate variability on the mean global vegetation distribution ····· SHAO Pu, ZENG Xiaodong (1494)
Labile and recalcitrant carbon and nitrogen pools of an alpine meadow soil from the eastern Qinghai-Tibetan Plateau subjected to experimental warming and grazing ····· WANG Bei, SUN Geng, LUO Peng, et al (1506)
The structure and species diversity of plant communities in ecological safety islands of urban Guangzhou ····· MO Dan, GUAN Dongsheng, HUANG Kangyou, et al (1515)
The growth pattern of *Pinus elliottii* Plantation in central subtropical China ····· MA Zeqing, LIU Qijing, WANG Huimin, et al (1525)
The effect of two wetland plants on nitrogen and phosphorus removal from the simulated paddy field runoff in two small-scale Subsurface Flow Constructed Wetlands ····· LIU Shuyuan, YAN Baixing, WANG Lixia (1538)
Effect of simulated nitrogen deposition on nutrient release in decomposition of several litter fractions of two bamboo species ····· TU Lihua, HU Tingxing, ZHANG Jian, et al (1547)
Ecological monitoring of bryophytes for mercury pollution in Danzhai Mercury Mine Area, Guizhou Province, China ····· LIU Rongxiang, WANG Zhihui, ZHANG Zhaohui (1558)
Influence of silt deposition and sand deposition on *Cynodon dactylon* population in low-water-level-fluctuating zone of the Three Gorges Reservoir ····· LI Qiang, DING Wuquan, ZHU Qihong, et al (1567)
Seed production of *Spartina alterniflora* and its response of germination to temperature at Chongming Dongtan, Shanghai ····· ZHU Zhenchang, ZHANG Liquan, XIAO Derong (1574)
Effects of decomposition of mixed leaf litters of the *Castanopsis platyacantha-Schima sinensis* forest on soil organic carbon ····· ZHANG Xiaopeng, PAN Kaiwen, WANG Jinchuang, et al (1582)
Effects of desertification on soil respiration and ecosystem carbon fixation in Mu Us sandy land ····· DING Jinzhi, LAI Liming, ZHAO Xuechun, et al (1594)
The spatial distribution of soil organic carbon and it's influencing factors in hilly region of the Loess Plateau ····· SUN Wenyi, GUO Shengli (1604)
Effects of interspecific interactions and nitrogen fertilization rates on above- and below- growth in faba bean/mazie intercropping system ····· LI Yuying, HU Hansheng, CHENG Xu, et al (1617)
Effects of supplemental irrigation based on measured soil moisture on nitrogen accumulation, distribution and grain yield in winter wheat ····· HAN Zhanjiang, YU Zhenwen, WANG Dong, et al (1631)
Anti-soil background capacity with vegetation biochemical component spectral model ····· SUN Lin, CHENG Lijuan (1641)
Spatial distribution of arbuscular mycorrhizal fungi and glomalin of *Hippophae rhamnoides* L in farming-pastoral zone from the two northern provinces of China ····· HE Xueli, CHEN Cheng, HE Bo (1653)
Study on optimum forest coverage for water conservation: a case study in Pingtonghe watershed (Pingwu section) ····· ZHU Zhifang, GONG Gutang, CHEN Junhua, et al (1662)
Spatial point analysis of fire occurrence and its influence factor in Huzhong forest area of the Great Xing'an Mountains in Heilongjiang Province, China ····· LIU Zhihua, YANG Jian, HE Hongshi, et al (1669)
Combustion efficiency of small-scale meadow fire in Daxinganling Mountains ····· WANG Mingyu, SHU Lifu, SONG Guanghui, et al (1678)
Community structure of demersal fish in Nature Reserve of *Acipenser sinensis* in Yangtze River estuary ····· ZHANG Tao, ZHUANG Ping, ZHANG Longzhen, et al (1687)
Behavioral responses of the Common Coots (*Fulica atra*) and other swimming birds to human disturbances ····· ZHANG Weiwei, MA Jianzhang, LI Jinbo (1695)
Effects of photoperiod on body mass, organ masses and energy metabolism in Chinese bulbul (*Pycnonotus sinensis*) ····· NI Xiaoying, LIN Lin, ZHOU Feifei, et al (1703)
Larval host types for the 3rd *Helicoverpa armigera* in Bt cotton field from North China determined by $\delta^{13}C$ ····· YE Lefu, FU Xue, XIE Baoyu, et al (1714)
Selectivity of *Frankliniella occidentalis* to vegetable hosts ····· YUAN Chengming, ZHI Junrui, CAO Yu, et al (1720)
Genetic structure of *Pine caterpillars* (*Dendrolimus*) populations based on the analysis of Cyt b gene sequences ····· GAO Baojia, ZHANG Xuewei, ZHOU Guona, et al (1727)
Pricing method and application effects of biogas slurry ····· ZHANG Changai, LIU Ying, CAO Man, WANG Yanqin, et al (1735)
Effects of compost from municipal solid waste on ecological characteristics and the quality of different turfgrass cultivars ····· ZHAO Shulan, LIAN Fei, DUO Li'an (1742)
Degradation kinetics and bioavailability of pentachlorophenol in paddy soil-rice plant ecosystem ····· WANG Shisheng, LI Depeng (1749)

Review and Monograph

Concepts and techniques of landscape genetics ····· XUE Yadong, LI Li, WU Gongsheng, ZHOU Yue (1756)

2009 年度生物学科总被引频次和影响因子前 10 名期刊★

（源于 2010 年版 CSTPCD 数据库）

排序 Order	期刊 Journal	总被引频次 Total citation	排序 Order	期刊 Journal	影响因子 Impact factor
1	**生态学报**	**11764**	1	**生态学报**	**1.812**
2	应用生态学报	9430	2	植物生态学报	1.771
3	植物生态学报	4384	3	应用生态学报	1.733
4	西北植物学报	4177	4	生物多样性	1.553
5	生态学杂志	4048	5	生态学杂志	1.396
6	植物生理学通讯	3362	6	西北植物学报	0.986
7	JOURNAL OF INTEGRATIVE PLANT BIOLOGY	3327	7	兽类学报	0.894
8	MOLECULAR PLANT	1788	8	CELL RESEARCH	0.873
9	水生生物学报	1773	9	植物学报	0.841
10	遗传学报	1667	10	植物研究	0.809

★《生态学报》2009 年在核心版的 1964 种科技期刊排序中总被引频次 11764 次，**全国排名第 1**；影响因子 1.812，**全国排名第 14**；第 1—9 届连续 9 年入围中国百种杰出学术期刊；中国精品科技期刊

编辑部主任：孔红梅　　**执行编辑**：刘天星　段　靖

生　态　学　报
（SHENGTAI　XUEBAO）
（半月刊　1981 年 3 月创刊）
第 31 卷　第 6 期　（2011 年 3 月）

ACTA ECOLOGICA SINICA
（Semimonthly，Started in 1981）
Vol. 31　No. 6　2011

编　　辑　《生态学报》编辑部
地址：北京海淀区双清路 18 号
邮政编码：100085
电话：（010）62941099
www. ecologica. cn
shengtaixuebao@ rcees. ac. cn
主　　编　冯宗炜
主　　管　中国科学技术协会
主　　办　中国生态学学会
中国科学院生态环境研究中心
地址：北京海淀区双清路 18 号
邮政编码：100085
出　　版　科　学　出　版　社
地址：北京东黄城根北街 16 号
邮政编码：100717
印　　刷　北京北林印刷厂
发　　行　科　学　出　版　社
地址：东黄城根北街 16 号
邮政编码：100717
电话：（010）64034563
E-mail：journal@ cspg. net
订　　购　全国各地邮局
国外发行　中国国际图书贸易总公司
地址：北京 399 信箱
邮政编码：100044
广告经营许可证　京海工商广字第 8013 号

Edited by Editorial board of
ACTA ECOLOGICA SINICA
Add：18，Shuangqing Street，Haidian，Beijing 100085，China
Tel：（010）62941099
www. ecologica. cn
Shengtaixuebao@ rcees. ac. cn
Editor-in-chief FENG Zong-Wei
Supervised by China Association for Science and Technology
Sponsored by Ecological Society of China
Research Center for Eco-environmental Sciences，CAS
Add：18，Shuangqing Street，Haidian，Beijing 100085，China
Published by Science Press
Add：16 Donghuangchenggen North Street，
Beijing　100717，China
Printed by Beijing Bei Lin Printing House，
Beijing 100083，China
Distributed by Science Press
Add：16 Donghuangchenggen North
Street，Beijing 100717，China
Tel：（010）64034563
E-mail：journal@ cspg. net
Domestic All Local Post Offices in China
Foreign China International Book Trading
Corporation
Add：P. O. Box 399 Beijing 100044，China

ISSN 1000-0933　CN 11-2031/Q　国内外公开发行　国内邮发代号 82-7　国外发行代号 M670　定价 70.00 元