

DOI: 10.11913/PSJ.2095-0837.2021.40398

张晓曦, 王丽洁, 纪永康. 模拟氮沉降对刺槐及沙棘凋落叶分解的影响[J]. 植物科学学报, 2021, 39(4): 398~406

Zhang XX, Wang LJ, Ji YK. Effects of simulated nitrogen deposition on decomposition of foliar litter of *Robinia pseudoacacia* L. and *Hippophae rhamnoides* L. [J]. *Plant Science Journal*, 2021, 39(4): 398~406

模拟氮沉降对刺槐及沙棘凋落叶分解的影响

张晓曦*, 王丽洁, 纪永康

(延安大学生命科学学院, 陕西延安 716000)

摘要: 以黄土高原主要造林树种刺槐(*Robinia pseudoacacia* L.)和沙棘(*Hippophae rhamnoides* L.)的凋落叶为研究对象, 分别在5、10、20 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$ 模拟氮沉降的条件下进行6个月的室内模拟分解实验, 研究氮沉降对凋落叶分解过程和养分释放率的影响。结果显示: 5和10 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$ 强度的氮沉降(LN和MN)显著促进了刺槐凋落叶的分解, 中强度氮沉降促进作用更显著; 所有强度的氮沉降均显著抑制了沙棘凋落叶的分解, 20 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$ 强度(HM)的氮沉降对前半程分解的抑制作用更显著。在短期实验下, LN和HN处理显著抑制了刺槐凋落叶氮的释放, LN和MN处理抑制磷的释放; MN促进沙棘凋落叶氮的释放, 而HN处理则为抑制作用, 所有氮沉降处理对沙棘凋落叶磷释放均显著抑制; 总体上, 高强度氮沉降对养分释放的抑制作用更强。凋落叶基质质量(主要体现于碳、氮、磷和凝缩单宁含量以及木质素/氮比)和氮沉降强度均是影响氮沉降对凋落叶分解和氮磷释放结果的关键因素, 且两者存在显著的交互作用。

关键词: 氮沉降; 人工林凋落叶; 分解速率; 养分释放

中图分类号: S718.5

文献标识码: A

文章编号: 2095-0837(2021)04-0398-09

Effects of simulated nitrogen deposition on decomposition of foliar litter of *Robinia pseudoacacia* L. and *Hippophae rhamnoides* L.

Zhang Xiao-Xi*, Wang Li-Jie, Ji Yong-Kang

(College of Life Sciences, Yan'an University, Yan'an, Shaanxi 716000, China)

Abstract: *Robinia pseudoacacia* L. and *Hippophae rhamnoides* L. are two main tree species used in the artificial afforestation of the Loess Plateau. In the present study, the decomposition of the foliar litter of these two species was examined under different nitrogen (N) deposition. Specifically, a six-month indoor litter decomposition experiment was carried out under control and simulated N deposition (5, 10, and 20 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$) to detect the effects on litter decomposition and nutrient release. Results showed that: (1) 5 and 10 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$ N deposition (LN and MN) significantly accelerated the decomposition of *R. pseudoacacia* litter, with the MN treatment being more significant. All N deposition treatments significantly inhibited the decomposition of *H. rhamnoides* litter, and 20 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$ N deposition (HM) exhibited a more significant inhibitory effect on the first half of decomposition. (2) The LN and HN treatments significantly inhibited the release of N from *R. pseudoacacia* litter, while the LN and

收稿日期: 2021-01-06, 修回日期: 2021-01-25。

基金项目: 国家自然科学基金项目(31800370); 延安大学科研项目(YDY2020-34); 国家/延安大学大学生创新创业训练计划(S202010719013; D2020096); 延安大学研究生科研创新项目(YCX2020071)。

This work was supported by grants from the National Natural Science Foundation of China (31800370), Specialized Research Fund for the Doctoral Program of Yan'an University (YDY2020-34), College Students Innovation and Entrepreneurship Training Program (S202010719013; D2020096), and Education and Innovation Project for Graduate Student of Yan'an University (YCX2020071).

作者简介: 张晓曦(1990-), 男, 博士, 副教授, 研究方向为森林生态与污染生态(E-mail: zhangxiaoxi712100@gmail.com)。

* 通讯作者(Author for correspondence. E-mail: zhangxiaoxi712100@gmail.com)。

MN treatments inhibited the release of phosphorus (P); MN accelerated the release of N from *H. rhamnoides* litter, while HN treatment induced significant inhibition. All N deposition treatments markedly reduced the release of P from *H. rhamnoides* litter. In general, high-intensity N deposition exhibited stronger inhibitory effects on litter nutrient release. (3) Differences in the litter substrate quality (i.e., carbon (C), N, P, and condensed tannin contents and lignin to N ratio) and the intensity of N deposition were key factors affecting the decomposition of litter and the release of N and P, and there were significant interactions between these two factors.

Key words: Simulated nitrogen deposition; Artificial forest litter; Decomposition rate; Nutrient release

近年来, 人类活动已导致全球尺度上出现了一系列的环境问题, 其中工业生产、矿石燃料燃烧、大规模化肥施用以及畜牧业活动向大气环境中排放的无机和简单有机态氮不断增加^[1], 其随降水和固体颗粒物发生的干湿沉降已经显著改变了生态系统中植物的生长和生理特性、植物间的竞争模式、土壤养分平衡和生物学性质, 并因此深刻影响生态系统的物质循环和能量流动等功能^[2, 3]。

凋落叶的分解是土壤-植被间养分循环转化以及生产者向消费者和分解者能量传递的核心环节, 对于维持生态系统的平衡具有重要意义^[4], 因此其在全球变化背景下受到的影响是生态学研究关注的热点之一。凋落叶分解同时受到诸多内部因素(主要是基质质量)和外部因素(分解者群落特征、水分条件、pH值、养分环境)的综合影响^[5], 而氮沉降可显著改变上述因素, 从而调控凋落叶的分解过程。研究表明, 氮沉降直接影响群落中植物的化学特性, 并改变其物种组成, 从而影响其产生凋落叶的可分解性^[6-8]。而对于分解环境, 氮沉降可显著降低土壤pH值, 改变土壤养分含量, 抑制或促进土壤微生物生物量及其群落结构以及参与凋落叶分解的关键氧化还原酶(如漆酶、锰过氧化物酶和木质素过氧化物酶)和水解酶(如 β 葡萄糖苷酶和纤维二糖酶)的活性^[7, 9, 11]。然而, 因沉降量、凋落叶种类以及分解环境(特别是土壤养分和微生物性质)的差异, 现有研究观察到的氮沉降对凋落叶分解的影响结果不尽相同, 甚至相互矛盾^[12, 13]。如Jing等^[14]的研究表明, 3~9 g·m⁻²·yr⁻¹的氮沉降均对油松凋落叶的分解有促进作用, 而卢广超等^[15]则指出由于凋落叶基质质量的差异, 氮沉降对其分解存在抑制、促进和无影响的可能。因此,

对不同研究区域和凋落叶的分解而言, 仍有必要通过具体实验进行研究, 以丰富关于氮沉降对凋落叶分解过程的影响的认识, 寻找普遍规律。此外, 作为导致氮沉降结果差异的关键因素, 基质质量和氮沉降量如何影响凋落叶的分解, 何种因素是导致氮沉降影响结果差异的主要原因尚有待进一步研究。

我国目前已经成为世界上主要的氮沉降区之一, 且受影响地区从东南沿海地区和西南地区逐渐向西北内陆扩张^[16-18], 西北地区氮沉降量已经远超当地的天然固氮量, 这必将对当地生态系统产生深远影响^[19]。然而, 国内有关氮沉降对凋落叶分解影响的研究主要集中于西南地区和东南沿海地区, 而对西北地区, 特别是黄土高原地区人工林的研究仍较少见。因此, 本研究以黄土高原主要造林树种刺槐(*Robinia pseudoacacia* L., Rp)和沙棘(*Hippophae rhamnoides* L., Hr)的凋落叶为对象, 通过室内模拟实验研究氮沉降对其分解和养分释放的影响, 并分析基质质量差异和氮沉降强度对凋落叶分解对氮沉降响应结果的影响。研究结果旨在为进一步明确氮沉降对凋落叶分解的影响机制, 明晰在氮沉降愈趋严重的背景下该区域生态系统过程可能发生的变化, 并为后续营林管理提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

凋落叶及供试土壤均采自陕西省延安市安塞区纸坊沟流域($36^{\circ}30'45''$ ~ $37^{\circ}19'3''$ N, $108^{\circ}5'44''$ ~ $109^{\circ}26'18''$ E, 平均海拔1371.9 m)。当地属黄土高原丘陵沟壑区, 气候类型为温带大陆半干旱季风型气候, 年均降水量505.3 mm, 年均气温8.8℃, <http://www.plantscience.cn>

年日照时数为 2395.6 h, 全年无霜期 157 d。主要植物为刺槐、沙棘、狼牙刺 *Sophora davidii* (Franch.) Skeels、文冠果 *Xanthoceras sorbifolium* Bunge、狗尾草 *Setaria viridis* (L.) Beauv.、胡枝子 *Lespedeza bicolor* Turcz 等。

1.2 调落叶样品的采集及处理

于 2018 年秋末, 在研究区域选取生长良好的刺槐(林龄约 11 年)和沙棘(林龄约 8 年)人工林, 分别随机选取 10 株刺槐和沙棘在树冠下方地表布设凋落叶采集网, 震落衰老即将凋落的叶片。除去石子、树枝和有病害侵染的叶片等杂物后分别充分混合, 置于通风阴凉处风干。随后, 分别将其以 5.00 g/袋的规格装入准备好的尼龙网分解袋(规格为 15 cm × 10 cm、孔径为 1 mm)中供后续实验使用, 每种凋落叶共计 60 袋。

供试土壤来自于同一流域远离采样林地的荒草地(间隔 1 km 以上, 以防止主场效应影响实验结果)。在其内随机设置若干 1 m × 1 m 样方, 除去表面杂草后收集 0~10 cm 层全部土壤, 过 5 mm 筛除去砾石根系等杂物, 充分混合后取足量运回实验室作为凋落叶分解介质。在后续实验布设前, 预先测定土壤实际含水量和饱和田间持水量并进行适当风干, 以便在实验开始时调节土壤水分和添加氮素。

1.3 调落叶分解实验

供试土壤称量共计 120 份, 每份 500 g。将称取后的土壤取部分置入带有通气孔的塑料分解钵(规格为 14.3 cm × 11.5 cm × 4.5 cm)中, 并将制备好的刺槐或沙棘分解袋置入(每钵 1 袋)。将每份剩余土壤介质充分均匀的撒入分解钵, 保证供试土壤覆盖分解袋以加速凋落叶分解, 缩短实验时间。

将每种凋落叶分为 4 组, 每组 15 钵, 分别用以模拟无氮沉降和轻(LN)、中(MN)及重度(HN)氮沉降。随后分别在其中喷入蒸馏水和尿素溶液, 使其含水量达到饱和田间持水量的 50%。在 LN、MN、HN 处理中, 尿素溶液的浓度以添加后的氮输入量等效为 0.0149、0.0298、0.0596 g 每钵为标准, 以在每月处理一次的条件下达到 0、5、10、20 gN · m⁻² · yr⁻¹ 的沉降量(设计依据参考 Jing 等^[14]研究中涉及的黄土高原地区氮沉降研究普遍采用的氮沉降强度: 0~12 gN · m⁻² · yr⁻¹, 考虑

到当地氮沉降呈现增加趋势, 在原基础上有所增加)。随后将培养钵在室温条件(25℃左右)下培养 6 个月, 每 2 周根据失水量进行补水以保持适度恒定。每分解进行 1 个月时, 在补水时将蒸馏水替换为等质量尿素溶液, 溶液含氮量同样以第 1 次补水时的标准计算。

1.4 指标测定

分别在实验进行第 1、2、3、4 和第 6 个月回收凋落叶, 每次随机抽取不同处理下两种凋落叶各 3 袋作为重复, 将回收的凋落叶过 1 mm 筛后在 70℃ 烘干至恒重, 记录质量残留率。

分解残存的凋落叶粉碎并过 1 mm 筛后, 采用重铬酸钾外加热法测定其 C 含量。将凋落叶用 H₂SO₄-H₂O₂ 消煮后; N 含量采用靛酚蓝比色法以博腾多功能酶标仪测定; P 含量采用钼锑抗显色法以岛津紫外分光光度计测定, 并据此计算养分残留率^[20]。凋落叶的初始木质素和纤维素含量采用酸性洗涤法测定, 凝缩单宁含量采用香草醛-盐酸比色法测定, 多酚含量采用福林酚比色法测定^[21]。

1.5 数据处理

使用 SigmaPlot 14.0 软件通过 Olson 指数衰减模型拟合不同处理下的凋落叶分解过程, 获取分解常数 k。据此计算凋落叶分解 50% 和 95% 所需的时间 $t_{f0.5}$ 和 $t_{0.05}$, 得到前半程和后半程分解所需时间 $t_{f0.5}$ 和 $t_{0.5}$, 每个处理下的 3 个分解过程分别拟合并计算 k、 $t_{0.5}$ 和 $t_{f0.5}$ 作为重复。

$$R = e^{-kt} \quad (1)$$

$$t_{f0.5} = -\ln(0.5)/k \quad (2)$$

$$t_{0.5} = -\ln(0.05)/k - t_{f0.5} \quad (3)$$

式中: R 为 t 时间点的质量残留率; k 均为分解常数, 代表凋落叶分解速率, t 为分解时间 yr, e 为自然对数的底。

使用主成分分析对凋落叶基质质量指标(前述元素和次生代谢物含量及 C/N、C/P、木质素/N 和 N/P 比值)进行分析, 以获取的第 1 主成分值代表凋落叶基质质量, 以不同基质质量指标在第 1 主成分上的荷载系数的绝对值筛选影响基质质量的主要因素。使用 3 因素重复测量方差分析检验凋落叶基质质量、氮沉降强度和分解时间对凋落叶质量损失的影响, 使用双因素方差分析检验凋落叶基质质量和氮沉降强度对 k、 $t_{0.5}$ 和 $t_{f0.5}$ 以及实验结束时碳氮磷释放率的影响, 使用单因素方差分析检验不同

处理下凋落叶的分解残留量差异, 多重比较采用最小显著差法 LSD, 采用 *t* 检验分析特定时间点同处理下两种凋落叶的分解残留量差异, 显著性检验水平均为 $\alpha=0.05$ 。

2 结果与分析

2.1 凋落叶基质质量

基质质量是决定凋落叶分解速率的决定性因素之一, 刺槐凋落叶的碳氮磷含量均显著低于沙棘凋落叶, 但其凝缩单宁含量和木质素/N 比均显著高于沙棘凋落叶。两者的纤维素、木质素含量以及碳氮磷化学计量比均无显著差异(表 1)。

2.2 凋落叶分解速率

凋落叶分解速率 3 因素重复测量方差分析结果表明(表 2), 氮沉降、凋落叶基质质量和分解时间及其两两交互作用均对凋落叶分解(以质量残留量代表)具有显著至极显著影响, 但三者交互对其则无显著影响。进一步的 *t* 检验和单因素方差分析表

明, 未受氮沉降影响时, 沙棘凋落叶较之刺槐凋落叶始终表现出更快的分解速率(质量残留量差异, $P<0.001$)。然而, 两种凋落叶对不同强度氮沉降表现出相异的响应趋势(图 1)。在分解进行第 2~4 个月时, 低强度和中强度氮素处理(LN 和 MN)下刺槐凋落叶的分解受到显著促进($P<0.05$), 其中在第 3~4 个月时 MN 处理的促进效果更明显; 高强度处理(HN)下其初期分解则受到显著抑制(分解第 1 个月, $P<0.05$); 而在实验结束时 3 种处理下的质量残留率与对照均无显著差异。与刺槐凋落叶受到的影响不同, 所有强度氮素处理下沙棘凋落叶的分解在实验全程均受到显著抑制($P<0.05$)。但随着氮沉降强度的增加其抑制效果在分解第 2~3 个月时减弱, 在实验结束时(第 6 个月)则有增强趋势($P<0.05$)。上述影响导致在 LN 和 MN 沉降条件下, 两种凋落叶的分解率在分解前半程趋于一致, 但所有氮沉降处理均未改变沙棘凋落叶分解更快的总体趋势。

表 1 供试凋落叶基质质量
Table 1 Substrate quality of tested foliar litter

凋落叶 Litter	含量 Content					
	碳 C (mg/g)	氮 N (mg/g)	磷 P (mg/g)	凝缩单宁 Condensed tannins (mg/g)	纤维素 Cellulose (%)	木质素 Lignin (mg/g)
刺槐 <i>Robinia pseudoacacia</i> (Rp)	299.64 ± 42.24 **	23.07 ± 4.07 **	3.37 ± 0.01 ***	14.39 ± 1.47 **	12.90 ± 1.73	185.33 ± 11.56
沙棘 <i>Hippophae rhamnoides</i> (Hr)	491.05 ± 38.34	47.17 ± 2.79	7.11 ± 0.24	5.59 ± 0.81	12.65 ± 1.68	165.33 ± 18.44
凋落叶 Litter	比值 Ratio					
	碳氮比 C/N	碳磷比 C/P	氮磷比 N/P	木质素/氮比 Lignin/N		
刺槐 <i>Robinia pseudoacacia</i> (Rp)	13.37 ± 3.04	88.81 ± 12.71	6.83 ± 1.20	8.19 ± 1.14 **		
沙棘 <i>Hippophae rhamnoides</i> (Hr)	10.42 ± 0.67	68.98 ± 3.57	6.64 ± 0.46	3.50 ± 0.24		

注: *、**、*** 分别表示不同凋落叶间差异显著($P<0.05$ 、 0.01 或 0.001)。下同。

Notes: *, **, and *** indicate significant differences in litter ($P<0.05$, 0.01, or 0.001, respectively). Same below.

表 2 凋落叶质量损失的 3 因素重复测量方差分析
Table 2 Analysis of variance with three-factor repeated measurements for litter mass loss

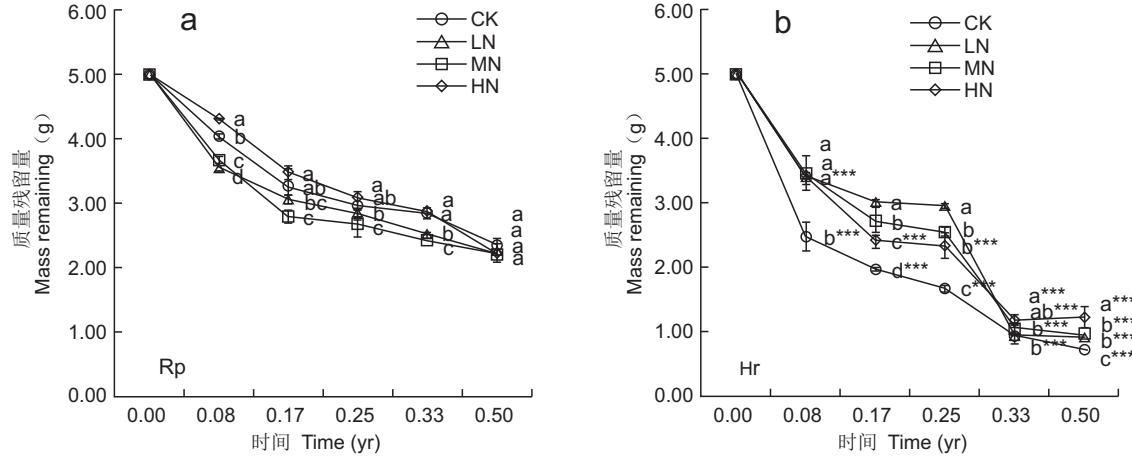
差异来源 Source of difference	F 值及显著性 F values and significance
氮沉降 Nitrogen deposition (ND)	669.55 ***
凋落叶基质质量 Substrate quality (SQ)	452.91 ***
分解时间 Time (T)	64 747.22 ***
ND × S	218.06 ***
SQ × T	68.54 *
ND × T	994.70 ***
ND × SQ × T	0.05 NS

注: “×”表示交互作用, *F* 值通过 3 因素重复测量方差分析获取; NS, $P>0.05$ 。凋落叶基质质量以主成分分析获取的第 1 主成分代表(可解释总变异的 59.66%), 其主要反映碳氮磷和凝缩单宁含量以及木质素/N 比值。

Notes: “×” indicates interactive effects, *F* values were obtained from analysis of variance with three-factor repeated measurements; NS, $P>0.05$. Substrate quality is represented by PC1 (obtained by principal component analysis), which reflects C, N, P, and condensed tannin contents and lignin to N ratio, and accounts for 59.66% of total variation.

考虑到分解实验时间较短,为进一步探讨氮沉降对凋落叶分解的长期影响,本研究使用Olson模型拟合分解过程并预测两种凋落叶的分解速率和前后半程的分解耗时。双因素方差分析结果表明(表3),氮沉降、凋落叶基质质量及其交互作用均极显著地影响预期的凋落叶分解参数($P < 0.001$)。进一步的单因素方差分析结果表明(表4),LN和MN处理显著促进了刺槐凋落叶的分

解,HN处理则对其无显著影响;所有氮素处理均显著抑制了沙棘凋落叶的分解,且HN的抑制作用强于LN和MN处理。具体而言,LN和MN处理均显著促进了刺槐凋落叶的前、后半程分解,且后者促进效果更明显,HM则对其分解前、后半程均无显著影响;所有处理均显著抑制了沙棘的前、后半程分解,但在前半程HN的抑制效果显著强于LN和MN,而在后半程,三者的抑制效果无显著



不同字母表示同一分解时间内分解差异显著($P < 0.05$),***表示同一时间点不同凋落叶的残留率差异极显著($P < 0.001$)。Different letters at same time point during decomposition indicate significant difference ($P < 0.05$); *** indicates significant difference in litter decomposition at same time point ($P < 0.001$)。

图1 不同强度氮素处理对凋落叶分解过程影响
Fig. 1 Effects of N treatments on litter decomposition process

表3 凋落叶分解参数的双因素方差分析(F 值)
Table 3 Two-way analysis of variance for decomposition parameters (F values)

差异来源 Source of difference	分解常数 k Decomposition constant	前半程分解时间 $t_{0.5}$	后半程分解时间 $t_{0.5}$
氮沉降 Nitrogen deposition (ND)	46.499 ***	85.000 ***	67.474 **
凋落叶基质质量 Substrate quality (SQ)	646.347 ***	1094.000 ***	941.370 ***
ND × SQ	22.315 ***	34.500 ***	7.413 *

Notes: $t_{0.5}$, time for first half of decomposition; $t_{0.5}$, time for second half of decomposition. Same below.

表4 凋落叶分解参数的单因素方差分析
Table 4 One-way analysis of variance for decomposition parameters

凋落叶 Litter	处理 Treatment	分解常数 k Decomposition constant	前半程分解时间 $t_{0.5}$	后半程分解时间 $t_{0.5}$
刺槐	CK	1.72 ± 0.02e	0.40 ± 0.01a	1.34 ± 0.01a
	LN	1.91 ± 0.00d	0.36 ± 0.00b	1.20 ± 0.00b
	MN	2.04 ± 0.04d	0.34 ± 0.01c	1.13 ± 0.02c
	HN	1.71 ± 0.05e	0.41 ± 0.01a	1.35 ± 0.04a
沙棘	CK	4.40 ± 0.08a	0.16 ± 0.00f	0.52 ± 0.01e
	LN	3.60 ± 0.01b	0.19 ± 0.00e	0.64 ± 0.00d
	MN	3.58 ± 0.07b	0.19 ± 0.00e	0.64 ± 0.01d
	HN	3.34 ± 0.11c	0.21 ± 0.01d	0.69 ± 0.02d

差异, 表明 HN 较 LN 和 MN 更强的抑制作用主要体现于分解前半程。

2.3 凋落叶氮磷释放

双因素方差分析结果表明(表 5), 氮沉降、凋落叶基质质量及其交互作用均极显著地影响试验结束时的氮磷释放率($P < 0.001$ 或 0.01)。对照条件下, 沙棘凋落叶在分解实验结束时的氮磷释放率显著高于刺槐凋落叶。进一步的单因素方差分析结果表明(图 2), 所有处理均显著抑制了刺槐凋落叶的

氮释放, 且 LN 抑制作用更强($P < 0.05$); MN 处理显著促进了沙棘凋落叶的氮释放, 而 HM 处理则产生显著抑制($P < 0.05$); LN 和 MN 处理显著抑制了刺槐凋落叶的磷释放, 且后者抑制作用更强($P < 0.05$); 所有氮处理则均显著抑制了沙棘凋落叶的磷释放, 且随氮沉降强度增加抑制作用有增强趋势($P < 0.05$)。但所有氮沉降处理均未改变沙棘凋落叶养分释放率显著高于刺槐凋落叶的总体趋势。

表 5 凋落叶养分释放率的双因素方差分析(F 值)
Table 5 Two-way analysis of variance for decomposition parameters (F values)

差异来源 Source of difference	氮释放率 Release rate of N (%)		磷释放率 Release rate of P (%)		
	ND	SQ	ND × SQ	ND	SQ
氮沉降 Nitrogen deposition (ND)	194.019 ***			6.455 **	
凋落叶基质质量 Substrate quality (SQ)		1355.308 ***		10.881 **	
ND × SQ			51.269 ***		3.255 ***

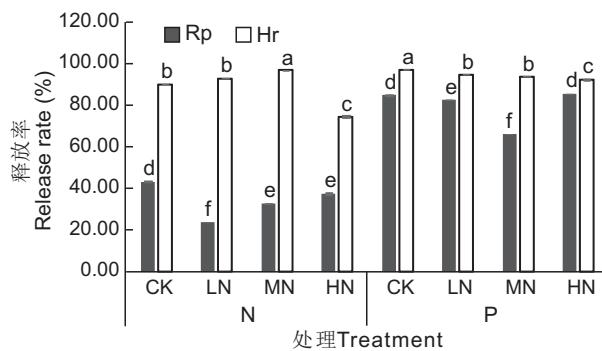


图 2 凋落叶养分释放率

Fig. 2 Nutrient release of foliar litter

3 讨论

研究表明, 所有处理下沙棘凋落叶的实测或预测分解速率均显著高于刺槐凋落叶, 其原因在于凋落叶的基质质量在相当程度上控制了其分解速率。本研究中, 刺槐凋落叶的氮、磷含量显著较低, 因此其能为分解微生物提供的养分有限^[5]。此外, 其较高的木质素/氮比、凝缩单宁含量和较低的非结构性碳比例(总碳含量低而木质素+纤维素含量与沙棘凋落叶无显著差异)也使其基质特性更不利于微生物利用, 且对微生物生长产生抑制^[5, 22], 这也是其分解缓慢的重要因素之一。

除基质质量外, 氮沉降强度也显著影响了凋落叶的分解。其中, 低、中强度的氮沉降显著促进了刺槐凋落叶分解, 而高强度氮沉降则无显著影响,

这与前人研究结果相似^[9, 23]。其原因是刺槐凋落叶相对缺氮, 适量外源氮添加有利土壤微生物生物量和功能多样性并提高相关酶(如 β -1,4-葡糖苷酶和多酚氧化酶)活性, 因此有利凋落叶分解的进行^[15, 24, 25]。然而, 当沉降强度超过一定阈值后, 过量氮可能抑制分解微生物、特别是降解木质素的白腐真菌的生长^[24-26], 并降低相关基因的丰度并限制其表达, 因而抑制多酚氧化酶、木质素过氧化物酶、锰过氧化物酶和漆酶等分解酶的活性^[27]。此外, 在酸性条件下, 硝铵态氮与木质素及其降解产物结合形成难降解物, 从而抑制木质素及其所包裹的纤维素的降解^[28]。因此, 当氮沉降的促进和抑制作用互相抵消时, 对凋落叶的分解过程即无明显影响。当然, 氮沉降对凋落叶分解的影响同时也受到其基质质量的调节, 即两者存在交互效应, 这与前人的研究结果一致^[10]。对于含氮更丰富、木质素/氮比更低的沙棘凋落叶而言, 低强度氮沉降即显著抑制其分解, 这与其它研究认为氮沉降更倾向于抑制低基质质量凋落叶分解^[29]的认识有所差异。原因可能是少量的外源氮即导致氮饱和, 进而抑制凋落叶的分解。另外, 不同凋落叶上附着的微生物和分解酶的活性对相同氮沉降的响应也有所差异, 这可能也是导致两种凋落叶对氮沉降响应不同的因素之一^[16-28]。值得注意的是, 高强度氮沉降对凋落叶前半程分解的抑制效果最为明显, 而 3 种

强度氮沉降对后期分解的抑制作用无显著区别。原因可能是低强度的氮沉降已经足以强烈抑制分解后期木质素的分解，但高强度的氮沉降对前期分解相关酶(葡萄糖苷酶和纤维二糖酶等)也会产生显著抑制^[30]。

氮沉降对凋落叶氮磷释放的影响与其对分解速率的影响存在一定差异。对刺槐凋落叶而言，氮沉降显著促进或不影响其分解速率，但同时均显著抑制了其氮释放，这与 Chen 等^[30]的研究结果相似。出现上述现象的原因可能是充足的外源氮使分解微生物不需要从凋落叶内获取氮素，从而降低相关氮获取酶的活性^[9]。同时，微生物可能将外源氮转移至凋落叶内部，造成表观释放率的降低，这一现象在磷添加实验中也有发现^[31]。此外，外源氮与凋落叶组分的结合也使得分解残留物中测得的氮含量增加^[30]。对于沙棘凋落叶而言，MN 提高了其氮释放率，而 HM 则产生抑制，可能由于其自身氮含量高，中等强度的氮沉降导致凋落叶及其分解微生物中的氮过饱和而释放，而高强度氮沉降下大量氮素与凋落叶组分的结合导致测得的氮释放率降低，上述猜测尚需研究加以验证。LN 和 MN 处理显著抑制了刺槐凋落叶的磷释放，且后者抑制效果更强，这与前人研究结果相似^[12]。原因可能是氮沉降在实验前期促进了凋落叶的分解，由于微生物在分解过程中需要适宜的碳、氮、磷比例，因此在有外源氮补充条件下，分解更快的 MN 处理导致微生物大量获取凋落叶中的磷素，并在磷匮乏的条件下将其固定，导致测得的磷素释放反而减少^[32]。而对于 HN 处理，过量的外源氮导致环境中的微生物对磷的需求大幅增加，从而分泌更多磷转化相关酶^[9]与凋落叶微生物争夺磷素，这部分抵消了凋落叶微生物对磷的固定，使磷释放受到的抑制减轻。对于沙棘凋落叶而言，随氮沉降强度增加，其磷释放受到的抑制更为明显，原因主要是其分解本身受到明显抑制，导致磷素释放减缓。此外，其较高的基质质量使其能够支持更多凋落叶分解微生物的生长，因此磷固定受到环境中微生物的影响较弱。这也解释了为何凋落叶基质质量和氮沉降强度对凋落叶磷释放的影响存在交互作用。

另外需要指出的是，基于实际观测值和理论预测值对氮沉降影响的分析存在偏差，例如 HN 在第 1 个月时对刺槐凋落叶分解的抑制在拟合结果中即

无法得到体现。上述现象反映出基于 Olson 模型预测氮沉降条件下凋落叶的分解存在一定误差，在后续研究中进一步明确模型的适用条件或对其进行修正仍是必要的^[33]。此外，统计学分析结果表明，氮沉降强度和凋落叶基质质量均是影响凋落叶分解的主要因素，这与前人研究结果相似^[28]。因此鉴于树龄增加对其产生的凋落物的基质质量存在一定影响，将本研究结果外推至其他林龄的林地或不同的树种(甚至是科、属水平)时，其结果可能将出现一定改变。在后续研究中，仍需要涉及更多植物、更大尺度的实验，并配合元分析手段等分析凋落叶基质质量与其受氮沉降影响之间的关系，以得出更具普遍意义的结果。且由于本文供试的两种凋落叶较为特殊，其木质素和纤维素的含量不存在显著差异，因此在后续研究中可能需要选择基质质量差异更大的凋落叶作为研究对象，以利于进一步明确氮沉降影响凋落叶分解的主要因素。

参考文献：

- [1] 刘红梅, 张爱林, 皇甫超河, 李洁, 王慧, 杨殿林. 氮沉降增加对贝加尔针茅草原土壤微生物群落结构的影响[J]. 生态环境学报, 2017, 26(7): 1100-1106.
Liu HM, Zhang AL, Huangfu CH, Li J, Wang H, Yang DL. Effects of increasing nitrogen deposition on soil microbial community structure of *Stipa baicalensis* steppe in Inner Mongolia, China[J]. *Ecology and Environment Sciences*, 2017, 26(7): 1100-1106.
- [2] Mao Q, Lu X, Mo H, Gundersen P, Mo J. Effects of simulated n deposition on foliar nutrient status, n metabolism and photosynthetic capacity of three dominant understory plant species in a mature tropical forest[J]. *Sci Total Environ*, 2018, 610-611: 555-562.
- [3] 王玲, 施建军, 董全民, 尹亚丽, 王晓丽, 等. 氮、磷添加对高寒草原群落多样性和生物量的影响[J]. 草地学报, 2019, 27(6): 1633-1642.
Wang L, Shi JJ, Dong QM, Yin YL, Wang XL, et al. Effects of nitrogen and phosphorus addition on community diversity and biomass of alpine steppe[J]. *Acta Agrestia Sinica*, 2019, 27(6): 1633-1642.
- [4] 文海燕, 傅华, 郭丁. 黄土高原典型草原优势植物凋落物分解及养分释放对氮添加的响应 [J]. 生态学报, 2017, 37(6): 2014-2022.
Wen HY, Fu H, Guo D. Influence of nitrogen addition on *Stipa bungeana* and *Heteropappus altaicus* litter decomposition and nutrient release in a steppe located on the Loess Plateau[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 37(6): <http://www.plantscience.cn>

2014–2022.

[5] 贾丙瑞. 凋落物分解及其影响机制 [J]. 植物生态学报, 2019, 43(8): 648–657.

Jia BR. Litter decomposition and its underlying mechanisms [J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2019, 43(8): 648–657.

[6] Britton AJ, Mitchell RJ, Fisher JM, Riach DJ, Taylor AF. Nitrogen deposition drives loss of moss cover in alpine moss-sedge heath via lowered C : N ratio and accelerated decomposition [J]. *New Phytol*, 2018, 218(2): 470–478.

[7] Li YB, Bezemer TM, Yang JT, Lü XT, Li XY, et al. Changes in litter quality induced by N deposition alter soil microbial communities [J]. *Soil Biol Biochem*, 2019, 130: 33–42.

[8] 邹安龙, 马素辉, 倪晓凤, 蔡琼, 李修平, 吉成均. 模拟氮沉降对北京东灵山辽东栎群落林下植物物种多样性的影响 [J]. 生物多样性, 2019, 27(6): 607–618.

Zou AL, Ma SH, Ni XF, Cai Q, Li XP, Ji CJ. Response of understory plant diversity to nitrogen deposition in *Quercus wutaishanica* forests of Mt. Dongling, Beijing [J]. *Biodiversity Science*, 2019, 27(6): 607–618.

[9] 王晶苑, 张心昱, 温学发, 王绍强, 王辉民. 氮沉降对森林土壤有机质和凋落物分解的影响及其微生物学机制 [J]. 生态学报, 2013, 33(5): 1337–1346.

Wang JY, Zhang XY, Wen XF, Wang SQ, Wang HM. The effect of nitrogen deposition on forest soil organic matter and litter decomposition and the microbial mechanism [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33(5): 1337–1346.

[10] Tan X, Machmuller MB, Cotrufo MF, Shen W. Shifts in fungal biomass and activities of hydrolase and oxidative enzymes explain different responses of litter decomposition to nitrogen addition [J]. *Biol Fert Soil*, 2020, 56(4): 423–438.

[11] 周嘉聪, 刘小飞, 郑永, 纪宇懿, 李先锋, 等. 氮沉降对中亚热带米槠天然林微生物生物量及酶活性的影响 [J]. 生态学报, 2017, 37(1): 127–135.

Zhou JC, Liu XF, Zheng Y, Ji YH, Li XF, et al. Effects of nitrogen deposition on soil microbial biomass and enzyme activities in *Castanopsis carlesii* natural forests in subtropical regions [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 37(1): 127–135.

[12] Zhuang L, Liu Q, Liang Z, You C, Xu Z. Nitrogen additions retard nutrient release from two contrasting foliar litters in a subtropical forest, southwest China [J]. *Forests*, 2020, 11(4): e377.

[13] 杨丽丽, 龚吉蕊, 刘敏, 杨波, 张子荷, 等. 氮沉降对草地凋落物分解的影响研究进展 [J]. 植物生态学报, 2017, 41(8): 894–913.

Yang LL, Gong JR, Liu M, Yang B, Zhang ZH, et al. Advances in the effect of nitrogen deposition on grassland litter decomposition [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 39(8): 894–913.

ter decomposition [J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2017, 41(8): 894–913.

[14] Jing H, Wang G. Temporal dynamics of *Pinus tabulaeformis* litter decomposition under nitrogen addition on the Loess Plateau of China [J]. *Forest Ecol Manag*, 2020, 476: e118465.

[15] 卢广超, 邵怡若, 薛立. 氮沉降对凋落物分解的影响研究进展 [J]. 世界林业研究, 2014, 27(1): 35–42.

Lu GC, Shao YR, Xue L. Research progress in the effect of nitrogen deposition on litter decomposition [J]. *World Forestry Research*, 2014, 27(1): 35–42.

[16] Dong L, Berg B, Sun T, Wang Z, Han X. Response of fine root decomposition to different forms of N deposition in a temperate grassland [J]. *Soil Biol Biochem*, 2020, 147: 107845.

[17] Jing H, Wang G. Temporal dynamics of *Pinus tabulaeformis* litter decomposition under nitrogen addition on the Loess Plateau of China [J]. *Forest Ecol Manag*, 2020, 476: 118465.

[18] 段娜, 李清河, 多普增, 汪季. 植物响应大气氮沉降研究进展 [J]. 世界林业研究, 2017, 32(4): 6–11.

Duan N, Li QH, Duo PZ, Wang J. Plant response to atmospheric nitrogen deposition: a research review [J]. *World Forestry Research*, 2017, 32(4): 6–11.

[19] 刘桂要, 陈莉莉, 袁志友. 氮添加对黄土丘陵区油松人工林根际土壤微生物群落结构的影响 [J]. 应用生态学报, 2019, 30(1): 117–126.

Liu GY, Chen LL, Yuan ZY. Effects of nitrogen addition on the structure of rhizosphere microbial community in *Pinus tabuliformis* plantations on Loess Plateau, China [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2019, 30(1): 117–126.

[20] 鲍士旦. 土壤农化分析 [M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.

[21] 邓长春, 李建平, 李勋, 唐仕姗, 杨万勤, 等. 马尾松人工林林窗大小对两种凋落叶难降解物质含量的影响 [J]. 植物生态学报, 2015, 39(8): 785–796.

Deng CC, Li JP, Li X, Tang SS, Yang WQ, et al. Effects of forest gap size on litter recalcitrant components of two tree species in *Pinus massoniana* plantations [J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2015, 39(8): 785–796.

[22] Triebwasser DJ, Tharayil N, Preston CM, Gerard PD. The susceptibility of soil enzymes to inhibition by leaf litter tannins is dependent on the tannin chemistry, enzyme class and vegetation history [J]. *New Phytol*, 2012, 196(4): 1122–1132.

[23] 沈芳芳, 刘文飞, 吴建平, 袁颖红, 樊后保, 赵楠. 杉木人工林凋落物分解对氮沉降的响应 [J]. 生态学报, 2019, 39(21): 8078–8090.

Shen FF, Liu WF, Wu JP, Yuan YH, Fan HB, Zhao N. Litter decomposition in a Chinese fir plantation in response to nitrogen deposition [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(21): 8078–8090.

(21): 8078–8090.

[24] Yuan YH. Effects of nitrogen deposition on soil microbial biomass, microbial functional diversity and enzyme activities in fir plantations of subtropical China [J]. *Adv Mat Res*, 2013, 610–613: 323–330.

[25] Song YY, Song CC, Ren JS, Zhang XH, Jiang L. Nitrogen input increases *deyeuxia angustifolia* litter decomposition and enzyme activities in a marshland ecosystem in sanjiang plain, Northeast China [J]. *Wetlands*, 2019, 39 (3): 549–557.

[26] Zhang TA, Chen HY, Ruan H. Global negative effects of nitrogen deposition on soil microbes [J]. *ISME J*, 2018, 12(7): 1817–1825.

[27] Morrison EW, Pringle A, van Diepen LT, Frey SD. Simulated nitrogen deposition favors stress-tolerant fungi with low potential for decomposition [J]. *Soil Biol Biochem*, 2018, 125: 75–85.

[28] 陈思路, 蔡劲松, 林成芳, 宋豪威, 杨玉盛. 亚热带不同树种凋落叶分解对氮添加的响 [J]. 植物生态学报, 2020, 44 (3): 214–227.

Chen SL, Cai JS, Lin CF, Song HW, Yang YS. Response of leaf litter decomposition of different tree species to nitrogen addition in a subtropical forest [J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2020, 44(3): 214–227.

[29] 汪金松, 王晨, 赵秀海, 张春雨, 李化山, 等. 模拟氮沉降对油松林单一及混合叶凋落物分解的影响 [J]. 北京林业大学学报, 2015, 37(10): 14–21.

Wang JS, Wang C, Zhao XH, Zhang C, Li HS, et al. Effects of simulated nitrogen deposition on decomposition of single and mixed leaf litters in the plantation and natural forests of *Pinus tabulaeformis* [J]. *Journal of Beijing Forestry University*, 2015, 37(10): 14–21.

[30] Chen F, Wang GG, Fang X, Wan S, Zhang Y, Liang C. Nitrogen deposition effect on forest litter decomposition is interactively regulated by endogenous litter quality and exogenous resource supply [J]. *Plant Soil*, 2019, 437: 413–426.

[31] Zheng Z, Mamuti M, Liu H, Shu Y, Hu S, Wang X, et al. Effects of nutrient additions on litter decomposition regulated by phosphorus-induced changes in litter chemistry in a subtropical forest, China [J]. *Forest Ecol Manag*, 2017, 400: 123–128.

[32] Berg B, McClaugherty C. *Plant Litter: Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration* [M]. 3rd ed. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, 2014.

[33] 张晓曦, 刘慧, 王博雅, 李佳佳, 雷航宇, 刘增文. 云杉与阔叶树种新鲜凋落叶混合分解特征 [J]. 生态环境学报, 2019, 28(2): 235–244.

Zhang XX, Liu H, Wang BY, Li JJ, Lei HY, Liu ZW. Characteristics of the mixed decomposition of fresh litter of *Picea asperata* and broadleaved species [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2019, 28(2): 235–244.

[34] 何斌, 李青, 冯图, 薛晓辉, 李望军, 刘勇. 黔西北不同林龄马尾松人工林针叶-凋落物-土壤 C、N、P 化学计量特征 [J]. 生态环境学报, 2019, 28(11): 2149–2157.

He B, Li Q, Feng T, Xue XH, Li WJ, Liu Y. Stoichiometry characteristics of C, N, and P in needle leaves, litter, and soil during stand development in a *Pinus massoniana* plantation in northwest Guizhou province [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2019, 28(11): 2149–2157.

(责任编辑 周媛)