

DOI: 10.20103/j.stxb.202208032209

贺攀霏, 孙志高, 师自香, 胡星云, 宋振阳, 李亚瑾, 陈冰冰, 厉彦哲. 氮负荷增强对闽江河口芦苇残体分解及其养分释放的影响. 生态学报, 2023, 43(17): 7097-7108.

He P F, Sun Z G, Shi Z X, Hu X Y, Song Z Y, Li Y J, Chen B B, Li Y Z. Effects of enhanced nitrogen load on decomposition and nutrient release of *Phragmites australis* detritus in the Min River estuary. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(17): 7097-7108.

氮负荷增强对闽江河口芦苇残体分解及其养分释放的影响

贺攀霏^{1,2}, 孙志高^{1,2,3,*}, 师自香^{1,2}, 胡星云^{1,2}, 宋振阳^{1,2}, 李亚瑾^{1,2}, 陈冰冰^{1,2}, 厉彦哲^{1,2}

1 福建师范大学福建省亚热带资源与环境重点实验室, 福州 350007

2 福建师范大学湿润亚热带生态地理过程教育部重点实验室, 福州 350007

3 福建师范大学地理研究所, 福州 350007

摘要: 选择闽江河口鱗鱼滩西北部的纯芦苇湿地为研究对象, 基于野外氮负荷增强分解试验, 探讨了氮负荷增强对芦苇残体分解及其养分释放的影响。试验设置了 4 个氮负荷水平, 即 NL0 (无氮负荷处理, $0 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$)、NL1 (低氮负荷处理, $12.5 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$)、NL2 (中氮负荷处理, $25.0 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) 和 NL3 (高氮负荷处理, $75.0 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$)。结果表明, 不同氮负荷处理下残体的分解速率整体表现为 $\text{NL2} (0.00284 \text{ d}^{-1}) > \text{NL1} (0.00263 \text{ d}^{-1}) > \text{NL0} (0.00257 \text{ d}^{-1}) > \text{NL3} (0.00250 \text{ d}^{-1})$, 低氮和中氮负荷总体促进了残体分解, 而高氮负荷抑制了残体分解, 原因主要与不同处理下残体分解过程中基质质量及 pH 的明显改变有关。不同氮负荷处理下, 残体中的全碳 (TC) 含量在分解期间均呈不同波动变化特征; 全氮 (TN) 和全磷 (TP) 含量均在分解初期 (0—30 d) 骤然降低, 之后则呈不同波动变化, 其中 TN 含量呈波动上升变化, 而 TP 含量呈小幅波动变化。残留率是影响不同氮负荷处理下残体分解期间碳 (C)、氮 (N) 和磷 (P) 净释放的共性因素, 而氮负荷增强导致的残体基质质量 (C/N、C/P、N/P) 和主要环境因子 (pH、电导率 (EC)) 改变影响了其释放强度。研究发现, 在氮负荷增强背景下残体养分的累积与释放发生了明显改变, 闽江河口氮负荷水平的增加整体将抑制芦苇残体中 C、N 养分的释放, 但其在分解中后期 (90—240 d) 可能对 P 养分释放具有较为明显的促进作用。

关键词: 残体分解; 氮负荷增强; 养分释放; 芦苇; 闽江河口

Effects of enhanced nitrogen load on decomposition and nutrient release of *Phragmites australis* detritus in the Min River estuary

HE Panfei^{1,2}, SUN Zhigao^{1,2,3,*}, SHI Zixiang^{1,2}, HU Xingyun^{1,2}, SONG Zhenyang^{1,2}, LI Yajin^{1,2}, CHEN Bingbing^{1,2}, LI Yanzhe^{1,2}

1 Fujian Provincial Key Laboratory for Subtropical Resources and Environment, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China

2 Key Laboratory of Humid Subtropical Eco-geographical Process (Fujian Normal University), Ministry of Education, Fuzhou 350007, China

3 Institute of Geography, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China

Abstract: The pure *Phragmites australis* marsh in northwest Shanyutan of the Min River estuary was selected as the study object. The effects of enhanced nitrogen (N) load on decomposition and nutrient release of *P. australis* litters were determined by field N load decomposition experiment which included four N load levels: NL0 (no N load treatment, 0 g N

基金项目: 国家自然科学基金项目 (41971128); 福建省“闽江学者奖励计划”项目

收稿日期: 2022-08-03; **网络出版日期:** 2023-04-28

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhigaosun@163.com

$\text{m}^{-2} \text{a}^{-1}$); NL1 (low N load treatment, $12.5 \text{ g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$); NL2 (medium N load treatment, $25.0 \text{ g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$) and NL3 (high N load treatment, $75.0 \text{ g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$). Results showed that the decomposition rates of *P. australis* litters generally followed the sequence of NL2 (0.00284 d^{-1}) > NL1 (0.00263 d^{-1}) > NL0 (0.00257 d^{-1}) > NL3 (0.00250 d^{-1}), indicating that the low load level and medium load level generally promoted the decomposition of detritus while the high load level inhibited its decomposition, which was primarily related to the great alterations in substrate quality and pH during decomposition in different N load treatments. The total carbon (TC) contents in decomposing litters of different N load treatments showed distinct fluctuations during decomposition. By comparison, the total nitrogen (TN) or total phosphorus (TP) contents in detritus in the four treatments decreased abruptly at the early stage (0—30 days), after which the values showed different fluctuations. Thereinto, the total nitrogen (TN) contents in detritus generally showed an increasing trend, while the total phosphorus (TP) contents in decomposing litters showed slight fluctuations. Stocks of C, N, and P in decomposing litters in different N load treatments generally evidenced the export from detritus to the environment. Litter mass remaining was a common factor influencing the net release of C, N and P from decomposing litters in different N load treatments. However, the release amounts of C, N and P from detritus primarily rested with the alterations of substrate quality (e.g., C/N, C/P, N/P) and key environmental variables (e.g., pH, EC) which were caused by different N load levels. The study found that the accumulation and release of detritus nutrients have changed significantly under the background of effects of N load enhancement. In the Min River estuary, elevation of N load levels would inhibit the release of C and N from *P. australis* litters as a whole, but it might show obvious stimulation on P release during the middle and late stages (90—240 days) of decomposition.

Key Words: litter decomposition; nitrogen load enhancement; nutrient release; *Phragmites australis*; Min River estuary

河口湿地是河流与海洋相互作用形成的特殊湿地类型,具有多种重要生态功能。残体分解是河口湿地生态系统物质循环和能量流动的重要环节之一,它连接着生物有机体的合成与分解。残体分解过程中向土壤归还的氮磷等养分是生态系统“自我施肥”的重要过程,可显著影响河口湿地的初级生产力^[1]。因此,探讨残体分解过程中养分的变化规律是进一步明晰河口湿地生态过程的重要基础。目前,国外关于河口湿地残体分解的研究开展较早,且已围绕残体分解特征、养分动态以及生物因素(基质质量、无脊椎动物、真菌和微生物等)^[2—5]与非生物因素(温度变化^[6]、水分条件^[7]、沉积强度^[8]、酸碱状况和养分水平^[9]等)对其分解影响等方面开展了许多研究。与之相比,国内在该方面也开展了较多工作,其研究区域主要涉及辽河口、胶州湾洋河河口、黄河口、长江口和闽江河口^[1,10—13],而研究内容主要侧重于残体分解速率、元素动态(碳、氮、磷、硫和痕量元素)^[14—18]及其非生物影响因素(温度、水分和沉积)^[1,19],而关于养分条件改变对河口湿地残体分解及养分释放的研究还不多见。

闽江河口湿地是闽江和东海相互作用形成的典型感潮湿地,其对于维护区域生态安全发挥着重要作用。近年来,高强度的人类活动已导致闽江河口湿地处于高氮沉降和高氮养分负荷状态。其中,该区氮沉降量已达 $3.0—3.5 \text{ g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$ ^[20],超过其临界负荷量($2.0—2.5 \text{ g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$)^[21];河口营养盐入海通量高达 $3.8—6.1 \times 10^4 \text{ t}$ ^[22],湿地氮养分负荷接近 $21 \text{ g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$ ^[23]。芦苇(*Phragmites australis*)作为闽江河口分布最为广泛的原生植被之一,抗逆性较强,是响应氮磷养分较为敏感的典型湿地植被,其对于修复河口湿地受污染的水体和土壤具有重要的生态作用^[24]。当前,关于闽江河口湿地残体分解的研究主要集中在水盐梯度^[19]、沉积强度^[1]和底栖生物扰动^[25]等对短叶茳芩(*Cyperus malaccensis*)、互花米草(*Spartina alterniflora*)等残体分解的影响以及残体在分解过程中生源元素动态变化和重金属释放风险两方面,而关于氮养分改变条件下,芦苇残体分解及其养分释放的研究还不多见。为此,本研究以闽江河口本土优势种芦苇为研究对象,基于野外原位氮负荷增强模拟实验,探讨了氮负荷增强对其残体分解及其养分释放的影响。研究结果有助于揭示湿地养分循环过程对氮负荷增强的响应机制,并可为该区湿地生态保育提供科学依据。

1 研究区概况与研究方法

1.1 研究区概况

闽江河口地处中亚热带和南亚热带过渡地区,气候温热潮湿,雨热同期,年平均气温为 19.6°C ,年降水量为 1380 mm 。鱔鱼滩位于闽江河口南部,是最大的一块天然湿地(图 1)。研究区位于鱔鱼滩西北部,该区属正规半日潮,水文过程较为复杂。该区土壤类型主要为滨海盐土,主要优势植物有芦苇(*P. australis*)、短叶茼蒿(*C. malaccensis*)和互花米草(*S. alterniflora*)。

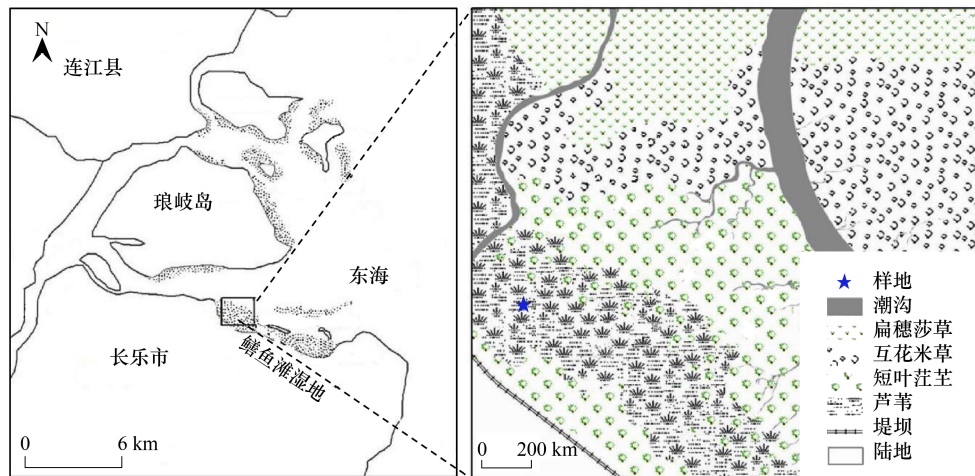


图 1 研究区域及研究样地示意图

Fig.1 Sketch of the study region and experimental plot

1.2 研究方法

1.2.1 试验设计与布设

选择鱔鱼滩西北部位于潮上带的芦苇群落为研究对象,于 2021 年 1 月采集芦苇样本带回实验室,用去离子水冲洗烘干后,剪成 20 cm 小段,装入分解袋中(孔径为 0.2 mm ,规格为 $20\text{ cm}\times 25\text{ cm}$),每袋 20 g (干重)。结合该区资料,考虑陆源氮输入($21.0\text{ g N m}^{-2}\text{ a}^{-1}$)和氮沉降($3.0\text{—}3.5\text{ g N m}^{-2}\text{ a}^{-1}$)的综合影响,将湿地背景氮负荷量设定为 $25.0\text{ g N m}^{-2}\text{ a}^{-1}$,并据此设计分解试验的 4 个氮负荷水平,即:NL0(无氮负荷处理,当前湿地背景氮负荷量,实际输氮 $0\text{ g N m}^{-2}\text{ a}^{-1}$)、NL1(低氮负荷处理,模拟较低的氮负荷水平,实际输氮 $12.5\text{ g N m}^{-2}\text{ a}^{-1}$)、NL2(中氮负荷处理,模拟较高的氮负荷水平,实际输氮 $25.0\text{ g N m}^{-2}\text{ a}^{-1}$)和 NL3(高氮负荷处理,模拟很高的氮负荷水平,实际输氮 $75.0\text{ g N m}^{-2}\text{ a}^{-1}$)。在每个氮负荷处理下随机设置 3 个重复样地($1.5\text{ m}\times 2\text{ m}$),每个样地均使用聚氯乙烯(PVC)板进行围隔,且样地之间设置大于 5 m 的缓冲带,以避免不同样地之间互相干扰。不同试验样地环境因子间的差异均不显著(表 1),说明分解样地的环境条件较为一致。2021 年 3 月,在上述样地内分别投放 20 个分解袋。为防止试验期间分解袋被潮水冲走,在每个样地内固定若干根长为 2 m 的竹竿(1.5 m 埋入土壤中),并用尼龙绳将分解袋固定在竹竿上。

试验于 2021 年 3—11 月进行,共持续 8 个月。综合考虑该区氮沉降和入海营养盐的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 实际比例,将输入的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (NH_4Cl)和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (KNO_3)比例设定为 1:3.3。试验进行时,每隔 30 d 左右,将 NH_4Cl 和 KNO_3 按照 1:3.3 的比例溶解在 2.5 L 的水中,在小潮日对上述不同氮负荷水平样地进行输氮,对照样地喷洒等量的水。

1.2.2 样品采集与处理

在上述各氮负荷处理样地内,分别于分解的第 15 d 、 30 d 、 60 d 、 90 d 、 150 d 、 180 d 和 240 d 采集分解袋,每

次 3—4 个重复。将取回的分解袋及时带回实验室,去掉泥土并拣出袋内杂物,用去离子水将样品清洗干净后烘干至恒重,称量后,将样品磨碎,过 100 目筛后装袋待测。采用元素分析仪(ElementarVario MAX, 德国)测定样品的全碳(TC)和全氮(TN)含量;样品经 $\text{HClO}_4\text{-H}_2\text{SO}_4$ 消解后,采用连续流动分析仪(SKALAR-SAN⁺⁺, 荷兰)测定全磷(TP)含量。另外,采用便携式电导仪(2265FS, 美国)测定土壤电导率(EC)和土壤温度;采用电位法(水土比 5:1)(Starter 300, 美国)测定土壤 pH;采用烘干法测定分解环境中的表层土壤含水量。

表 1 不同试验样地的环境因子
Table 1 Environmental variables in different experimental plots

试验样地 Experimental plots	电导率 EC/(mS/cm) Electrical conductivity	酸碱度 pH Potential of hydrogen	土壤含水量/% Soil moisture	地表温度/℃ Ground temperature	气温/℃ Atmospheric temperature	湿度/% Moisture
NL0	7.76±0.33a	5.93±0.08a	48.99±4.99a	22.39±2.18a	26.29±2.26a	63.47±11.03a
NL1	8.3±0.38a	5.71±0.09a	45.3±5.23a	22.03±2.18a	26.81±2.28a	62.36±10.63a
NL2	7.67±0.43a	5.88±0.06a	48.46±6.4a	22.3±2.18a	26.17±2.31a	63.05±10.72a
NL3	7.84±0.35a	5.81±0.12a	44.75±4.89a	22.22±2.03a	26.59±2.31a	62.49±10.62a

相同小写字母表示试验样地环境因子间的差异不显著($P>0.05$); NL0: 无氮负荷处理 no N load treatment; NL1: 低氮负荷处理 low N load treatment; NL2: 中氮负荷处理 medium N load treatment; NL3: 高氮负荷处理 high N load treatment

1.2.3 相关指标计算

残体残留率($R, \%$)、分解速率(d^{-1})和残体完成 95% 分解所需时间($t_{0.95}$)可采用下式计算^[1,14]:

$$R = \frac{W_t}{W_0} \times 100\% \tag{1}$$

$$\ln(W_t/W_0) = -kt \tag{2}$$

式中, $W_0(\text{g})$ 为残体干物质初始质量; $W_t(\text{g})$ 为残体在 t 时刻的干物质质量; k 为分解速率; $t(\text{d})$ 为分解时间。

$$t_{0.95} = -\ln(0.05)/k \tag{3}$$

残体分解过程中的不同元素(碳(C)、氮(N)、磷(P))的累积或释放可采用累积系数(AI)来表征^[1]:

$$AI = \frac{W_t \times X_t}{W_0 \times X_0} \times 100\% \tag{4}$$

式中, W_t 和 W_0 同上; $X_t(\text{mg/g})$ 为残体在 t 时刻的元素含量; $X_0(\text{mg/g})$ 为残体中元素的初始含量。CAI 为碳累积指数; NAI 为氮累积指数; PAI 为磷累积指数。若 $AI<100\%$, 说明发生了元素净释放; 若 $AI>100\%$, 说明发生了元素净累积。

1.2.4 数据分析与统计

运用 Origin 2022 软件对数据进行作图和计算; 采用 SPSS 26.0 软件对数据进行 Pearson 相关分析、单因素方差分析和逐步线性回归分析, 显著性水平设定为 $P=0.05$ 。

2 结果与分析

2.1 氮负荷增强对残体分解速率的影响

不同氮负荷处理下芦苇残体的残留率在分解期间均呈波动降低趋势, 且其值在第 90 d 和 180 d 存在显著差异($P<0.05$) (图 2)。分解 240 d 后, NL0、NL1、NL2 和 NL3 处理下的残留率分别为 54.30%、53.98%、47.16% 和 51.28%。与 NL0 处理相比, NL1 和 NL2 处理下的残体分解速率分别增加了 2.33% 和 10.51%, 而 NL3 处理下的分解速率降低了 2.72% (表 2)。另外, 不同氮负荷处理下的 95% 分解所需时间($t_{0.95}$)整体表现为 NL3 (3.28 a) > NL0 (3.19 a) > NL1 (3.12 a) > NL2 (2.89 a)。低氮和中氮负荷处理总体促进了残体分解, 而高氮负荷处理则抑制了残体分解。

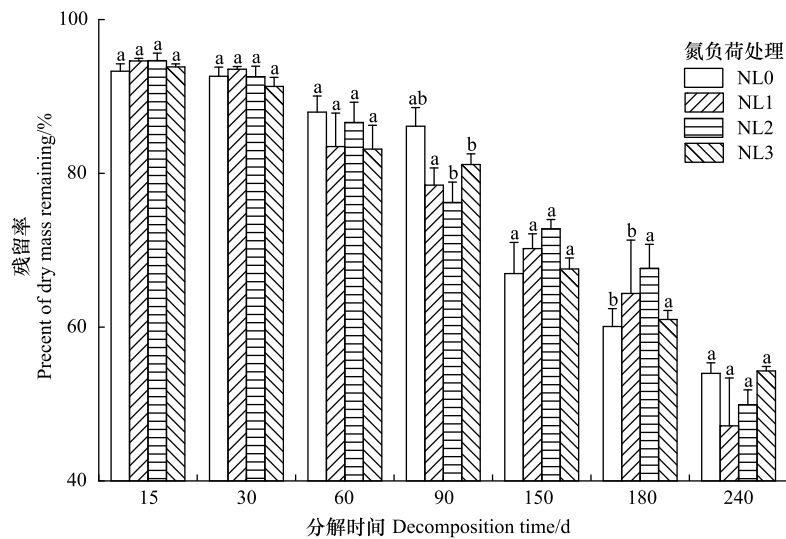


图2 不同氮负荷处理下芦苇残体残留率变化

Fig.2 Variation of dry mass remaining of *Phragmites australis* litters in different nitrogen load treatments

不同小写字母表示相同分解时期残体残留率在不同氮负荷处理间存在显著差异 ($P < 0.05$); NL0: 无氮负荷处理; NL1: 低氮负荷处理; NL2: 中氮负荷处理; NL3: 高氮负荷处理

表2 不同氮负荷处理下残体残留率的自然对数(y)与分解时间(t)的回归方程和参数Table 2 Linear equations and parameters between the natural logarithm (y) of mass remaining and decomposition days (t) in different nitrogen load treatments

氮负荷处理 Nitrogen load treatments	方程 Equations	k/d^{-1}	R^2	P	$t_{0.95}/a$
NL0	$y = -0.00383 - 0.00257t$	0.00257	0.99244	< 0.01	3.19
NL1	$y = -0.00077 - 0.00263t$	0.00263	0.99004	< 0.01	3.12
NL2	$y = 0.01042 - 0.00284t$	0.00284	0.96539	< 0.01	2.89
NL3	$y = -0.00117 - 0.00250t$	0.00250	0.95918	< 0.01	3.28

k/d^{-1} : 每 g 干物质在每天损失的重量; $t_{0.95}/a$: 残体分解 95% 所需时间

2.2 氮负荷增强对残体养分变化的影响

2.2.1 养分含量变化

尽管不同氮负荷处理下芦苇残体的 TC 含量在分解期间均呈不同波动变化(图 3),但 NL0 处理下的 TC 含量整体低于其它处理。除第 30 d 外,其它分解时间的 TC 含量在不同氮负荷处理间均存在显著差异 ($P < 0.05$)。分解 240 d 后, NL0、NL1 和 NL3 处理下的 TC 含量相较于初始值分别降低了 2.80%、1.38% 和 3.13%, 但 NL2 处理下的 TC 含量相较于初始值增加了 0.50%。分解初期(0—30 d),残体中的 TN 和 TP 含量均呈骤然降低变化,尤其是 TP 含量,其在 NL0、NL1、NL2 和 NL3 处理下的降幅分别为 71.84%、59.51%、63.30% 和 71.94%(图 3)。之后至分解结束(30—240 d),TN 含量呈波动上升变化 ($P > 0.05$)(图 3),而 TP 含量整体变化不大 ($P > 0.05$)(图 3)。除第 150—180 d 外, NL1、NL2 和 NL3 处理下的 TN 含量整体均高于 NL0 处理,且不同氮负荷处理的 TN 含量在 0—90 d 存在显著差异 ($P < 0.05$)(图 3)。与之相比, NL1、NL2 和 NL3 处理下的 TP 含量在 0—90 d 整体高于 NL0 处理 ($P > 0.05$),而在 90—240 d 整体低于 NL0 处理 ($P > 0.05$)(图 3)。分解 240 d 后, NL0、NL1 处理下的 TN 含量较初始值分别降低了 13.85% 和 2.23%,而 NL2、NL3 处理下的 TN 含量分别增加了 11.62% 和 27.46%。与之不同, NL0、NL1、NL2 和 NL3 处理下的 TP 含量较初始值分别降低了 50.48%、54.76%、53.30% 和 52.72%。

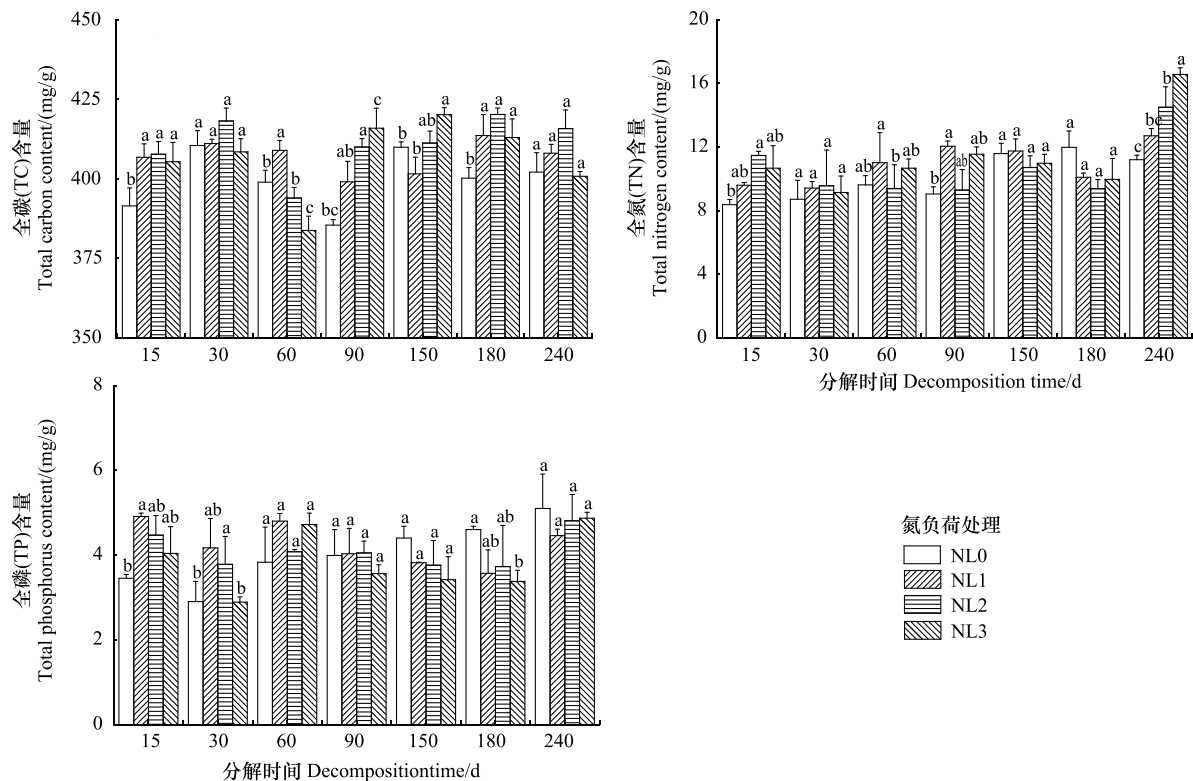


图3 不同氮负荷处理下芦苇残体中 TC、TN 和 TP 含量变化

Fig.3 Variations of total carbon (TC), total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) contents in *Phragmites australis* litters in different nitrogen load treatments

不同小写字母代表相同分解时期 TC、TN 或 TP 含量在不同氮负荷处理间存在显著差异 ($P < 0.05$)

2.2.2 基质质量变化

不同氮负荷处理下芦苇残体的 C/N 和 C/P 变化特征与其对应的 TN 和 TP 含量变化特征正好相反 (图 3—图 4)。残体的 C/N 在分解期间均呈不同波动变化,其在整体上表现为 $NL0 > NL2 > NL3 > NL1$ (图 4)。残体 C/P 的变化特征在 0—60 d 较为一致 ($P > 0.05$),之后则呈不同变化特征 ($P > 0.05$),其在分解期间整体表现为 $NL3 > NL0 > NL2 > NL1$ (图 4)。残体的 N/P 在分解期间均呈波动增加趋势,其在整体上表现为 $NL3 > NL2 > NL1 > NL0$ ($P > 0.05$) (图 4)。

2.3 氮负荷增强对残体养分释放的影响

不同氮负荷处理下残体中的 C、N 和 P 在分解期间均表现为不同程度地净释放 (图 5)。随着分解的进行,CAI、NAI 和 PAI 整体均呈降低趋势,其中 NAI 和 PAI 在 0—30 d 的降幅尤为明显 ($P > 0.05$)。比较而言,不同氮负荷处理下的 CAI 在分解后期 (150—240 d) 存在显著差异 ($P < 0.05$),NAI 在分解的第 15 d、60 d 和 180 d 存在显著差异 ($P < 0.05$),而 PAI 在分解的第 30 d、60 d 和 180 d 存在显著差异 ($P < 0.05$) (图 5)。分解期间,NL1、NL2 和 NL3 处理下的 CAI 和 NAI 整体高于 NL0,说明氮负荷增强对残体 C、N 释放均存在一定的抑制。与之不同,NL1、NL2 和 NL3 处理下的 PAI 在 90—240 d 均低于 NL0,说明在分解中后期氮负荷增强整体促进了残体中的 P 释放。

3 讨论

3.1 氮负荷增强对残体分解的影响

本研究表明,低氮和中氮负荷处理整体均促进了残体的分解,而高氮负荷处理对残体分解则产生了一定

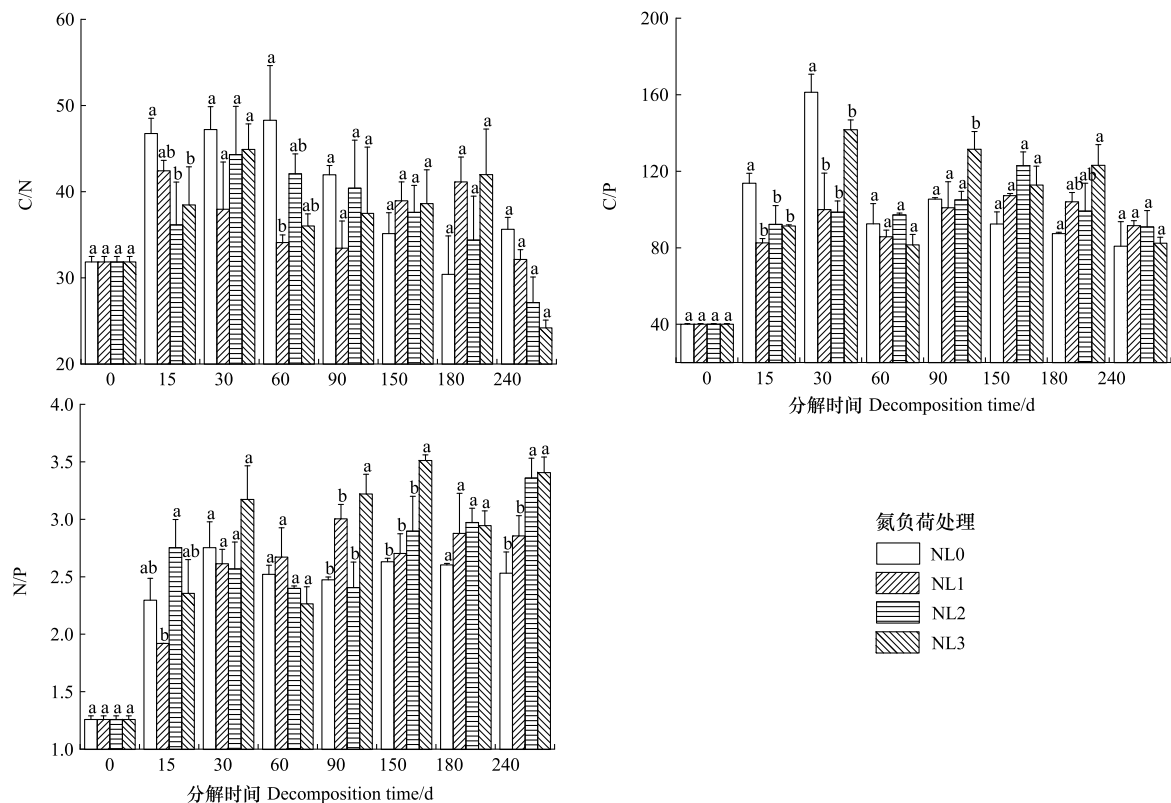


图4 不同氮负荷处理下芦苇残体基质质量变化

Fig.4 Variation of substrate quality in *Phragmites australis* litters in different nitrogen load treatments

不同小写字母代表相同分解时期 C/N、C/P 或 N/P 在不同氮负荷处理间存在显著差异 ($P < 0.05$)

的抑制。实际上,现有相关研究也得到了类似结果。Hu 和 Sun 的研究发现,黄河口碱蓬 (*Suaeda salsa*) 残体的分解速率随外源氮输入水平的提高而明显增加,但高氮输入水平下对残体分解没有显著影响^[12]。Gerdol 等的研究显示,低水平氮输入对阿尔卑斯东南部泥炭藓 (*Sphagnum*) 分解的影响较小,但高水平氮输入下的分解速率则有所衰减^[26]。Tao 等的研究亦发现,高水平氮添加对黄河口芦苇残体分解产生了抑制^[27]。另有研究表明,氮输入对残体分解的影响因输氮时长的不同而有所差异^[28]。Yu 等对狭叶甜茅 (*Glyceria spiculosa*) 进行长达 3 a 的氮添加试验发现,较高的氮输入量在早期可促进狭叶甜茅残体中纤维素组织的降解,而在后期则会抑制其木质素组织的降解,但较低的氮输入量对其分解无显著影响^[28]。Hu 和 Sun 在黄河口对碱蓬进行 1.6 a 的外源氮输入试验表明,中氮输入促进了残体分解,但低氮和高氮输入对其分解无显著影响^[12]。Zhang 等在对小叶章 (*Calamagrostis angustifolia*) 进行 5 个月的研究发现,低氮添加对小叶章叶片分解几乎无影响,但中氮和高氮添加处理下其分解速率显著增加^[29]。本研究的时间尺度为 240 d,为短期氮输入,其所得出的中氮负荷处理可促进残体分解的结论与上述 Zhang 等以及 Hu 和 Sun 的相关结论相近。需要说明的是,不同氮负荷处理下芦苇残体的 $t_{0.95}$ 分别为 3.19 a (NL0)、3.12 a (NL1)、2.89 a (NL2) 和 3.28 a (NL3),说明残体完全分解需要较长时间,本研究结果仅反映了残体在短时间尺度上的分解变化。本研究中,导致氮负荷增强对残体分解产生促进或抑制的原因可能主要有两方面。一是与不同氮负荷处理下残体基质质量在分解过程中发生明显改变有关。相关分析表明,NL0 和 NL3 处理下的残留率与 C/N 均呈显著或极显著正相关 ($R_{NL0} = 0.894$, $P < 0.01$; $R_{NL1} = 0.883$, $P < 0.05$); NL2 处理下的残留率与 C/N 呈显著正相关 ($R_{NL2} = 0.813$, $P < 0.05$),与 N/P 呈极显著负相关 ($R_{NL2} = -0.788$, $P < 0.01$),说明 C/N 极有可能是影响不同氮负荷处理间残体分解速率的关键因素。由于 C/N 可反映微生物对养分的需求状况,故常被认为是预测残体分解速率的重要指标,C/N 越高,残体分解越慢,反之越快^[30]。与 NL0 处理相比,随着氮负荷水平的提高,NL2 和 NL3 处理下的 C/N 均逐渐降

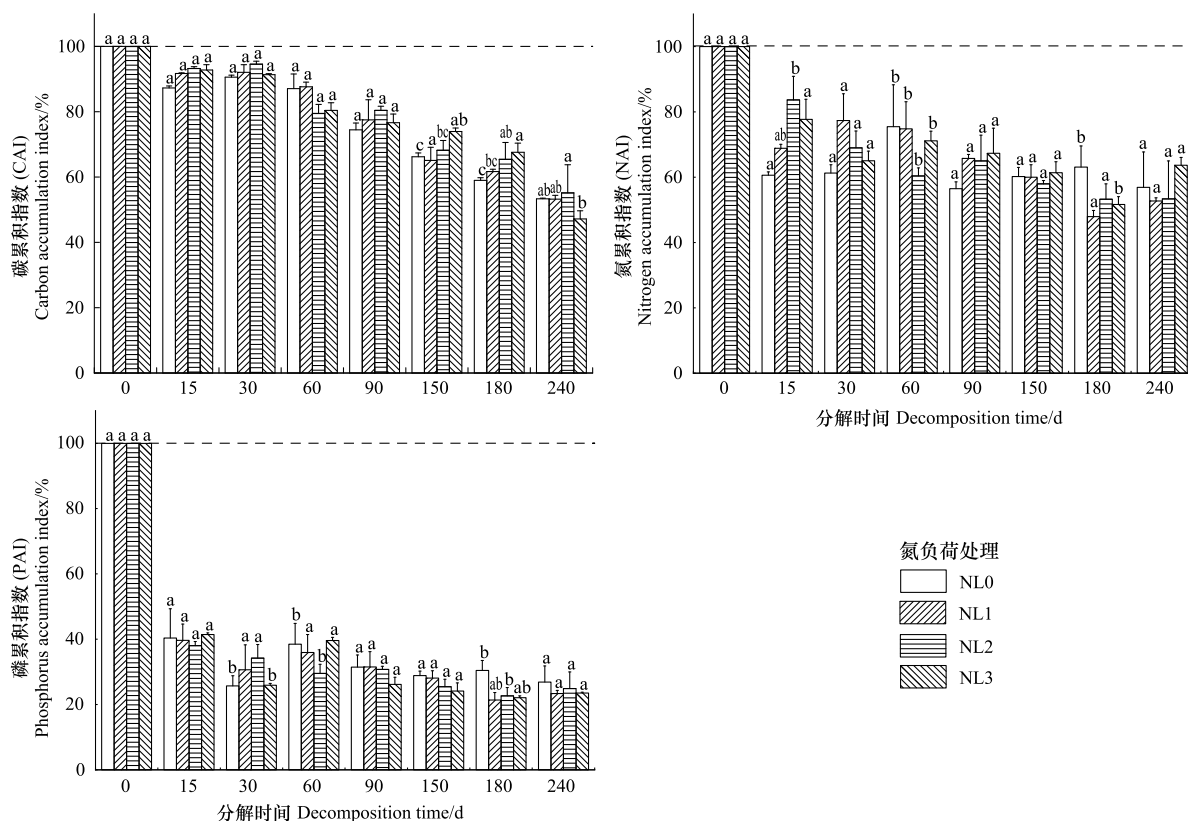


图5 不同氮负荷处理下芦苇残体 CAI、NAI 和 PAI 变化

Fig.5 Variation of carbon, nitrogen and phosphorus accumulation indices (CAI, NAI and PAI) in *Phragmites australis* litters in different nitrogen load treatments

不同小写字母代表相同分解时期 CAI、NAI 或 PAI 在不同氮负荷处理间存在显著差异 ($P < 0.05$)

低。尤其是在分解前期(0—30 d), NL2 处理下的 C/N 明显低于其它氮处理;而在分解中后期(30—240 d), 其值呈持续下降趋势(图4)。可能正是由于 NL2 处理下残体较低的 C/N, 使得其在分解期间的分解速率最高。尽管 NL3 处理下残体的 C/N 在分解的第 240 d 最低, 但其值在整个分解期间则整体高于 NL1 和 NL2 处理(图4), 由此导致 NL3 处理下残体的分解速率相对较慢。实际上, 现有大多数研究也证实了这一点。刘德燕和宋长春的研究表明, 小叶章残体的 C/N 在氮输入条件下明显降低, 由此导致其分解速率大于未输氮的小叶章残体^[30]。陈冰冰等的研究亦表明, 持续氮输入条件下碱蓬残体的分解速率均高于对照处理, 原因主要与持续氮输入导致 C/N 明显降低有关^[31]。二是与不同氮负荷处理下残体分解过程中非生物因子的改变有关。相关分析显示, 不同氮负荷处理下的残留率与 pH 均存在负相关关系, 其中 NL1 和 NL2 处理下二者的相关性还达到了显著水平 ($R_{NL1} = -0.775, P < 0.05, R_{NL2} = -0.760, P < 0.05$), 说明 pH 可能是影响不同氮负荷处理间残体分解速率的主要非生物因素。已有研究表明, pH 是影响微生物群落的关键因子, 分解环境中过高或过低的 pH 均会对微生物活性产生抑制作用, 进而可降低残体的分解速率^[32]。Leuven 和 Wolfs 的研究还发现, pH 主要通过影响真菌和细菌在分解环境中的活性而显著影响灯心草 (*Juncus bulbosus*) 残体的分解速率^[33]。本研究中, NL1 和 NL2 处理下表层土壤的 pH 相对于 NL0 处理均较低, 且在不同分解阶段 pH 均随氮负荷水平的增加而升高(图6)。尤其是二者残留率与 pH 存在的显著负相关关系表明, 低氮和中氮负荷处理下的 pH 极有可能处于微生物活性较高的范围内, 而 pH 的小幅增加在一定程度上又促进了残体的分解。Boer 等的研究也表明, 提高酸性土壤中的 pH 能够促进土壤中细菌的生长, 从而刺激有机质的分解^[34]。相对于 NL0 处理, NL3 处理下的 pH 在不同分解阶段的变化幅度较大(图6), 加之其残留率与 pH 之间的负相关关系并不显著,

说明该处理下的 pH 极有可能对微生物的活性产生了一定的抑制作用,从而降低了残体的分解速率。

3.2 氮负荷增强对残体养分含量及其释放的影响

本研究表明,不同氮负荷处理下残体中的 TC 含量均呈不同波动变化特征(图 3)。除 NL0 处理下的 TC 含量与 N/P 存在显著正相关关系($P<0.05$)以及 NL3 处理下的 TC 含量与含水量存在极显著负相关关系外($P<0.01$),其它因子与不同处理下的 TC 含量均不存在显著相关性($P>0.05$)(表 3),说明影响不同氮负荷处理下残体中 TC 含量变化的因素可能较为复杂。Sun 等对黄河口芦苇、碱蓬和盐地碱蓬(*Suaeda glauca*)残体分解的相关研究中亦得到了类似结论^[16]。本研究还表明,不同氮负荷处理下残体中的 TN 含量在分解初期(0—30 d)均呈骤然降低变化,之后至分解结束(30—240 d)整体呈波动上升变化(图 3)。其中,分解初期残体中 TN 含量的降低主要与淋溶过程导致的大量可溶性氮养分释放有关。秦胜金等的研究亦表明,三江平原小叶章残体在分解初期由于淋溶过程导致残体中的氮含量快速下降^[17]。Wrubleski 等的研究还表明,正是由于分解初期香蒲(*Typha glauca*)和芦苇残体中大量可溶性蛋白质的淋失导致了残体中氮含量的骤然下降^[35]。随着分解的进行,不同氮负荷处理下残体中 TN 含量的波动上升主要取决于两方面原因:一是与氮负荷增强条件下微生物从分解环境中固持氮养分而激活活性,从而促进了残体中非氮物质的分解有关^[12]。此过程可导致残体的 C/N 下降,由此使得其是调控不同氮负荷处理下残体分解过程中 TN 含量变化的主控因素。实际上,相关分析的确显示,不同氮负荷处理下残体的 TN 含量与 C/N 均存在显著或极显著负相关关系($P<0.05$ 或 $P<0.01$)。Kuehn 和 Suberkropp 的研究亦表明,分解过程中多叶灯芯草(*Juncus effusus*)叶片中 TN 含量的增加主要与 C/N 下降有关^[36]。Smaill 等的研究还表明,氮输入条件下辐射松(*Pinus radiata*)凋落物中的 TN 含量增加与凋落物 C/N 的降低密切相关^[37]。二是与不同氮负荷处理下分解有机物对环境中氮养分的较强物理吸附作用有关。已有研究表明,残体在分解过程中可通过物理吸附作用而在分解环境中吸附大量氮养分,从而使得残体中的 TN 含量出现阶段性的升高^[38]。在此过程中,残体残留量可直接影响养分的物理吸附量,由此使得残留率可能也是影响不同氮负荷处理下残体分解过程中 TN 含量变化的重要因素。这一推测可被相关分析所部分证实,即 NL0 和 NL3 处理下残体中的 TN 含量与残留率均存在显著或极显著负相关关系($P<0.05$ 或 $P<0.01$)(表 3)。本研究中, NL1 和 NL2 处理下的残留率整体低于 NL0 处理(图 2),故理论上其 TN 含量也应相对较低,但实际上其值却高于 NL0 处理。原因主要与上述氮负荷增强条件下参与分解微生物对环境中氮养分的固持作用较强,其在一定程度上掩盖了解有机物的物理吸附作用有关。此外, NL2 处理下残体中的 TN 含量还与 N/P 存在显著正相关关系($P<0.05$)(表 3)。陈冰冰等在研究短叶荇菜的短期分解中也得到了类似结论,即残体的 TN 含量与 N/P 存在正相关关系^[1,18]。与其它处理相比, NL3 处理下的残留率相对较高(图 2)。尽管 NL3 处理下的氮负荷水平最高,分解有机物可能吸附更多的氮养分,但由于其残留率与 TN 含量存在显著负相关关系($P<0.05$)(表 3),所以该处理在分解中后期的 TN 含量升高可能更取决于微生物的固持作用。由于 NL0 处理没有额外的氮输入,故其残体在分解过程中可被物理吸附或微生物固持的氮养分也相对有限,由此导致其 TN 含量在分解期间一直较低(图 3)。

本研究还表明,不同氮负荷处理下残体中的 TP 含量在分解初期(0—30 d)亦呈骤然降低变化,但之后至分解结束(30—240 d)整体呈小幅波动变化(图 3)。与 TN 相似,分解初期残体中 TP 含量的降低也主要与淋

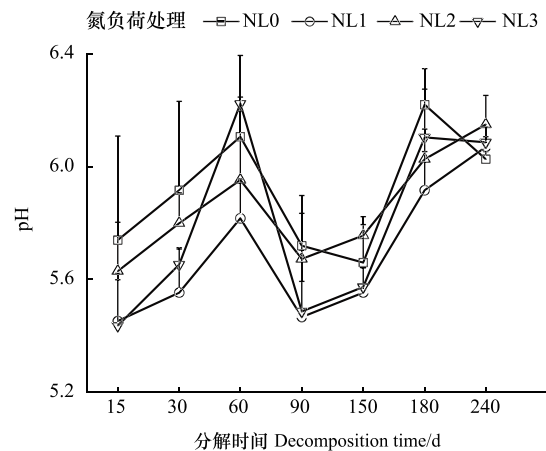


图 6 不同氮负荷处理下残体分解期间表层土壤 pH 变化

Fig. 6 Variations of pH in topsoil in different nitrogen load treatments during decomposition

溶阶段导致的可溶性磷养分释放有关^[17]。由于 P 养分在残体中主要以磷酸根离子或化合物的形态存在,故更易因淋溶作用而大量流失^[1,17],由此导致 TP 含量在分解初期骤然降低(图 3)。相关分析表明,不同氮负荷处理下残体中的 TP 含量与 C/P 均呈显著或极显著负相关($P<0.05$ 或 $P<0.01$),而 NL1、NL2 和 NL3 处理下的 TP 含量均与土壤含水量呈显著正相关($P<0.05$)。另外,NL0 处理下的 TP 含量还与残留率或 C/N 呈显著或极显著负相关($P<0.05$ 或 $P<0.01$)(表 4)。本研究中,由于不同氮负荷处理下的土壤含水量相当且不存在显著差异($P>0.05$)(表 1),故 C/P 是调控不同处理下残体分解过程中 TP 含量变化的关键因素。实际上,已有相关研究也得到类似结论^[34]。本研究中,NL1、NL2 和 NL3 处理下残体中 TP 含量在 0—60 d 整体高于 NL0 处理(图 3),原因主要与氮负荷增强背景下残体分解过程中氮磷养分失衡导致的磷相对缺乏有关。已有研究表明,闽江河口湿地(尤其是芦苇湿地)主要受 N 养分限制^[18],而在受氮限制的湿地环境中,残体分解过程中氮养分的持续增加往往会导致磷养分的相对缺乏^[39],由此导致微生物对分解环境中磷养分的固持量增加。这一推测可为图 4 中该时期 C/P 的整体降低所证实。正是如此,导致该时期氮负荷处理下残体中的 TP 含量整体较高,同时也侧面说明了上述残体中的 TP 含量与 C/P 的密切关系。本研究中,NL1、NL2 和 NL3 处理下残体中的 TP 含量在 90—240 d 整体低于 NL0 处理(图 3),原因主要是在氮养分负荷持续增强条件下,残体中过多的 P 养分又可能抑制微生物的活性^[18],由此使得 P 养分又不断向分解环境中释放,导致残体中的 TP 含量降低。

表 3 不同氮负荷处理下残体养分与主要因子的相关关系

Table 3 Correlations between nutrient parameters and key factors in different nitrogen load treatments

氮负荷处理 Nitrogen load treatments	参数 Parameters	残留率 Mass remaining	酸碱 pH Potential of hydrogen	电导率 EC Electrical conductivity	土壤含水量 Soil moisture	碳氮比 C/N C/N ratio	碳磷比 C/P C/P ratio	氮磷比 N/P N/P ratio
NL0	TC	-0.143	0.048	-0.048	-0.048	-0.048	-0.143	0.810 *
	TN	-0.925 **	0.379	-0.437	-0.228	-0.915 **	-0.685	0.352
	TP	-0.951 **	0.281	-0.295	0.128	-0.823 *	-0.886 **	-0.054
NL1	TC	-0.143	0.552	-0.706	-0.143	0.300	-0.180	-0.124
	TN	-0.547	0.354	-0.216	0.244	-0.763 *	0.155	0.603
	TP	0.498	-0.060	0.093	0.818 *	-0.166	-0.962 **	-0.645
NL2	TC	-0.350	0.189	-0.059	-0.492	-0.354	0.022	0.551
	TN	-0.586	0.415	0.636	0.517	-0.832 *	-0.328	0.808 *
	TP	-0.238	0.048	0.524	0.810 *	-0.143	-0.714 *	0.143
NL3	TC	-0.143	-0.333	-0.619	-0.851 **	0.333	0.524	0.524
	TN	-0.788 *	0.296	0.484	0.489	-0.970 **	-0.557	0.364
	TP	-0.351	0.539	0.666	0.794 *	-0.845 *	-0.935 **	-0.355

* $P<0.05$; ** $P<0.01$; TC:全碳 Total carbon; TN:全氮 Total nitrogen; TP:全磷 Total phosphorus

本研究亦表明,不同氮负荷处理下残体的 CAI、NAI 或 PAI 在分解期间均具有不同的变化特征,氮负荷增强对 C、N 释放均存在一定的抑制,但对分解中后期的 P 释放则存在一定的促进(图 5)。逐步线性回归分析显示(表 4),NL0 处理下的 CAI 变化主要受残留率(x_1)的影响($R^2=0.942$),而 PAI 变化主要受 N/P(x_7)的影响($R^2=0.624$)。在 NL1 处理下,残留率(x_1)均是影响 CAI、NAI 或 PAI 变化的主要因素,其对三者变化的解释贡献分别为 96.2%、83.8%和 77.1%。在 NL2 处理下,CAI($R^2=0.962$)和 PAI($R^2=0.743$)的变化均主要受残留率(x_1)的影响,而 NAI 变化主要受残留率(x_1)和 C/N(x_5)的共同影响($R^2=0.942$)。对于 NL3 处理,残留率(x_1)、pH(x_2)、C/N(x_5)和 C/P(x_6)共同影响着 CAI 的变化($R^2=0.998$),而 EC(x_3)主要影响着 PAI 的变化($R^2=0.804$)。可见,不同氮负荷处理下的残体养分释放主要取决于残留率,而氮负荷增强引起的残体基质质量(C/N、C/P、N/P)和主要环境因子(pH、EC)改变是导致不同处理间养分释放存在差异的重要原因。

表 4 不同氮负荷处理下残体养分累积指数(y)与主要因子(x)之间的回归方程Table 4 Regression equations between nutrient accumulation index (y) and key factors (x) in different nitrogen load treatments

氮负荷处理 Nitrogen load treatments	参数 Parameters	回归方程 Regression equations	R^2	P
NL0	CAI	$y = 1.861 + 0.949x_1$	0.942	<0.01
	PAI	$y = 111.207 - 31.204x_7$	0.624	0.035
NL1	CAI	$y = 3.269 + 0.935x_1$	0.962	<0.01
	NAI	$y = 16.809 + 0.610x_1$	0.838	0.004
	PAI	$y = 3.292 + 0.347x_1$	0.771	0.009
NL2	CAI	$y = 12.341 + 0.847x_1$	0.962	<0.01
	NAI	$y = 51.096 + 0.974x_1 - 1.635x_5$	0.942	0.022
	PAI	$y = 8.129 + 0.280x_1$	0.743	0.013
NL3	CAI	$y = 38.463 - 0.808x_1 - 6.488x_2 + 0.372x_5 - 0.013x_6$	0.998	<0.01
	PAI	$y = -72.430 - 14.561x_3$	0.804	0.006

x_1 : 残留率; x_2 : pH; x_3 : 电导率 EC; x_4 : 土壤含水量; x_5 : C/N; x_6 : C/P; x_7 : N/P; CAI: 碳累积指数 Carbon accumulation index; NAI: 氮累积指数 Nitrogen accumulation index; PAI: 磷累积指数 Phosphorus accumulation index

4 结论

(1) 不同氮负荷处理下残体的分解速率表现为 NL2 (0.00284 d^{-1}) > NL1 (0.00263 d^{-1}) > NL0 (0.00257 d^{-1}) > NL3 (0.00250 d^{-1}), 说明低氮和中氮负荷总体促进了残体分解, 而高氮负荷抑制了残体分解, 原因主要与不同处理下残体分解过程中基质质量及 pH 的明显改变有关。

(2) 不同氮负荷处理下, 残体中的 TC 含量在分解期间均呈不同波动变化特征。TN 和 TP 含量在分解初期 (0—30 d) 均骤然降低; 之后至分解结束 (30—240 d), 前者呈波动上升变化, 后者则呈小幅波动变化。

(3) 不同氮负荷处理下的残体养分释放主要取决于残留率, 而氮负荷增强引起的残体基质质量 (C/N、C/P、N/P) 和主要环境因子 (pH、EC) 改变是导致不同处理间养分释放存在差异的重要原因。

(4) 氮负荷水平的增加整体抑制了残体 C、N 养分的释放, 但其在分解中后期 (90—240 d) 对 P 养分释放具有较为明显的促进作用, 说明氮负荷增强背景下残体的养分归还量将发生明显改变。

参考文献 (References):

- [1] 陈冰冰, 孙志高, 王杰, 胡星云, 何涛, 王华. 沉积强度及氮养分改变对闽江河口短叶茳芏残体短期分解与养分释放的影响. 地理研究, 2021, 40(4): 1165-1179.
- [2] Kuehn K A, Ohsowski B M, Francoeur S N, Neely R K. Contributions of fungi to carbon flow and nutrient cycling from standing dead *Typha angustifolia* leaf litter in a temperate freshwater marsh. Limnology and Oceanography, 2011, 56(2): 529-539.
- [3] Song Y Y, Song C C, Meng H, Swarzenski C M, Wang X W, Tan W W. Nitrogen additions affect litter quality and soil biochemical properties in a peatland of Northeast China. Ecological Engineering, 2017, 100: 175-185.
- [4] Chen G C, Lu C Y, Li R, Chen B, Hu Q F, Ye Y. Effects of foraging leaf litter of *Aegiceras corniculatum* (Ericales, Myrsinaceae) by *Parasesarma plicatum* (Brachyura, Sesamidae) crabs on properties of mangrove sediment: a laboratory experiment. Hydrobiologia, 2015, 763(1): 125-133.
- [5] Wrubleski D A, Murkin H R, Valk A G, Nelson W J. Decomposition of emergent macrophyte roots and rhizomes in a northern prairie marsh. Aquatic Botany, 1997, 58(2): 121-134.
- [6] Ferreira V, Chauvet E. Future increase in temperature more than decrease in litter quality can affect microbial litter decomposition in streams. Oecologia, 2011, 167(1): 279-291.
- [7] Poi de Neiff A, Neiff J J, Casco S L. Leaf litter decomposition in three wetland types of the Paraná River floodplain. Wetlands, 2006, 26(2): 558-566.
- [8] Danger M, Cornut J, Elger A, Chauvet E. Effects of burial on leaf litter quality, microbial conditioning and palatability to three shredder taxa. Freshwater Biology, 2012, 57(5): 1017-1030.
- [9] James H, Robert K N. Decomposition of *Sparganium eurycarpum* under controlled pH and nitrogen regimes. Aquatic Botany, 1993, 46(1): 17-33.
- [10] 刘玥, 杨继松, 于洋, 李晓, 赵心怡, 于君宝, 吕振波. 辽河口不同类型湿地土壤碳氮磷生态化学计量学特征. 生态学杂志, 2020, 39

- (9): 3011-3020.
- [11] Zhang H B, Li Y, Pang M Y, Xi M, Kong F L. Responses of Contents and Structure of DOM to *Spartina alterniflora* Invasion in Yanghe Estuary Wetland of Jiaozhou Bay. *China Wetlands*, 2019, 39(4): 729-741.
- [12] Hu X Y, Sun Z G. Effects of exogenous nitrogen import on variations of nutrient in decomposing litters of *Suaeda salsa* in coastal marsh of the Yellow River estuary, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, 28(25): 33165-33180.
- [13] Duan H, Wang L, Zhang Y N, Fu X H, Tsang Y, Wu J H, Le Y Q. Variable decomposition of two plant litters and their effects on the carbon sequestration ability of wetland soil in the Yangtze River estuary. *Geoderma*, 2018, 319: 230-238.
- [14] 张全军, 张广帅, 于秀波, 刘宇, 夏少霞, 孟竹剑, 许策, 胡斌华, 万松贤. 鄱阳湖湿地优势植物枯落物的分解速率及碳、氮、磷释放动态特征. *生态学报*, 2020, 40(24): 8905-8916.
- [15] Li X, Sun Z G, Tian L P, He T, Li J, Wang J, Wang H, Chen B B. Effects of spatial expansion between *Phragmites australis* and *Cyperus malaccensis* on variations of arsenic and heavy metals in decomposing litters in a typical subtropical estuary (Min River), China. *Chemosphere*, 2020, 240: 124965.
- [16] Sun Z G, Mou X J, Sun W L. Potential effects of tidal flat variations on decomposition and nutrient dynamics of *Phragmites australis*, *Suaeda salsa* and *Suaeda glauca* litter in newly created marshes of the Yellow River estuary, China. *Ecological Engineering*, 2016, 93: 175-186.
- [17] 秦胜金, 刘景双, 周旺明, 程莉. 三江平原小叶章湿地枯落物初期分解动态. *应用生态学报*, 2008, 19(6): 1217-1222.
- [18] 张林海. 闽江河口湿地优势植物净初级生产力及 N、P 养分动态[D]. 福州: 福建师范大学, 2008.
- [19] 胡伟芳, 曾从盛, 张美颖, 张林海, 杨平, 章文龙. 盐度和水淹对短叶荇菜枯落物分解和二氧化碳释放的影响. *环境科学学报*, 2017, 37(10): 4011-4018.
- [20] Yu G R, Jia Y L, He N P, Zhu J X, Chen Z, Wang Q F, Piao S L, Liu X J, He H L, Guo X B, Wen Z, Li P, Ding G A, Goulding K. Stabilization of atmospheric nitrogen deposition in China over the past decade. *Nature Geoscience*, 2019, 12(6): 424-429.
- [21] 段雷, 郝吉明, 谢绍东, 周中平. 用稳态法确定中国土壤的硫沉降和氮沉降临界负荷. *环境科学*, 2002, 23(2): 7-12.
- [22] 中国海洋信息网. 中国海洋生态环境公报 (2012-2017), 2018. <http://www.nmdis.org.cn/>
- [23] Mou X J, Liu X T, Sun Z G, Tong C, Lu X R. Short-Term Effect of Exogenous Nitrogen on N₂O Fluxes from Native and Invaded Tidal Marshes in the Min River Estuary, China. *Wetlands*, 2019, 39(1): 139-148.
- [24] Fan Y B, Zhou D M, Ke Y H, Wang Y Z, Wang Q W, Zhang L. Quantifying the correlated spatial distributions between tidal creeks and coastal wetland vegetation in the Yellow River Estuary. *Wetlands*, 2020, 40(6): 2701-2711.
- [25] 陈桂香, 陈淑云, 王维奇, 曾从盛. 闽江河口湿地螃蟹对枯落物分解的影响. *亚热带资源与环境学报*, 2017, 12(3): 35-42.
- [26] Gerdol R, Petraglia A, Bragazza L, Iacumin P, Brancaleoni L. Nitrogen deposition interacts with climate in affecting production and decomposition rates in *Sphagnum* mosses. *Global Change Biology*, 2007, 13(8): 1810-1821.
- [27] Tao B X, Zhang B H, Dong J, Liu C Y, Cui Q. Antagonistic effect of nitrogen additions and warming on litter decomposition in the coastal wetland of the Yellow River Delta, China. *Ecological Engineering*, 2019, 131: 1-8.
- [28] Yu X F, Guo J W, Lu X G, Wang G P, Jiang M, Zou Y C. Comparative analyses of wetland plant biomass accumulation and litter decomposition subject to in situ warming and nitrogen addition. *Science of The Total Environment*, 2019, 691: 769-778.
- [29] Zhang X H, Mao R, Song C C, Song Y Y, Finnegan P M. Nitrogen addition in a freshwater marsh alters the quality of senesced leaves, promoting decay rates and changing nutrient dynamics during the standing-dead phase. *Plant and Soil*, 2017, 417(1-2): 511-521.
- [30] 刘德燕, 宋长春. 外源氮输入对沼泽湿地小叶章枯落物性质及其早期分解的影响. *湿地科学*, 2008, 6(2): 235-241.
- [31] 陈冰冰, 孙志高, 孙文广, 胡星云. 外源氮持续输入对相应氮梯度下碱蓬残体分解及硫养分释放的影响. *生态学报*, 2019, 39(8): 2872-2882.
- [32] 蔡晓明. 生态系统生态学. 北京: 科学出版社, 2000.
- [33] Leuven R S E W, Wolfs W J. Effects of water acidification on the decomposition of *Juncus bulbosus* L. *Aquatic Botany*, 1988, 31(1-2): 57-81.
- [34] Boer W de, Folman L B, Summerbell R C, Boddy L. Living in a fungal world: impact of fungi on soil bacterial niche development. *FEMS Microbiology Reviews*, 2005, 29(4): 795-811.
- [35] Wrubleski D A, Murkin H R, Valk A G, Nelson W J. Decomposition of emergent macrophyte roots and rhizomes in a northern prairie marsh. *Aquatic Botany*, 1997, 58(2): 121-134.
- [36] Kuehn K A, Suberkropp K. Decomposition of standing litter of the freshwater emergent macrophyte *Juncus effusus*. *Freshwater Biology*, 1998, 40(4): 717-727.
- [37] Smaill S J, Clinton P W, Greenfield L G. Nitrogen fertiliser effects on litter fall, FH layer and mineral soil characteristics in New Zealand *Pinus radiata* plantations. *Forest Ecology and Management*, 2008, 256(4): 564-569.
- [38] Gessner M O. Breakdown and nutrient dynamics of submerged *Phragmites* shoots in the littoral zone of a temperate hardwater lake. *Aquatic Botany*, 2000, 66(1): 9-20.
- [39] Vitousek P M, Porder S, Houlton B Z, Chadwick O A. Terrestrial phosphorus limitation: mechanisms, implications, and nitrogen-phosphorus interactions. *Ecological Applications*, 2010, 20(1): 5-15.