DOI: 10.5846/stxb201310092422

钟晓兰,李江涛,李小嘉,叶永昌,刘颂颂,徐国良,倪杰.模拟氦沉降增加条件下土壤团聚体对酶活性的影响.生态学报,2015,35(5): 1422-1433.

Zhong X L, Li J T, Li X J, Ye Y C, Liu S S, Xu G L, Ni J.Early effect of soil aggregates on enzyme activities in a forest soil with simulated N deposition elevation. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(5):1422-1433.

模拟氮沉降增加条件下土壤团聚体对酶活性的影响

钟晓兰1,李江涛2,3,*,李小嘉2,叶永昌4,刘颂颂4,徐国良2,倪杰2

1 华南农业大学资源环境学院, 广州 510642

2 广州大学地理科学学院, 广州 510006

3 中国科学院南京土壤研究所土壤与农业可持续发展国家重点实验室,南京 210008

4 东莞林业科学研究所,东莞 523106

摘要:氮沉降增加改变了森林土壤生态系统物质输入,影响土壤生物及酶活性,而土壤团聚体内相对稳定的微域生境可能减弱 或延缓土壤生物和酶对氮沉降增加的响应强度。以广东省东莞大岭山森林公园荷木人工林为研究对象,用模拟 N 沉降方法, 分析了 2011 年 12 月到 2012 年 11 月一年内氮沉降增加条件下表层混合土壤和土壤团聚体内脲酶、蔗糖酶和酸性磷酸酶活性 的变化及影响因素,旨在理解氮沉降增加条件下土壤团聚体对酶活性的影响。结果表明:氮沉降增加对表层混合土壤中脲酶和 蔗糖酶的抑制作用不显著,而酸性磷酸酶受氮沉降显著影响,表现为低氮(50 kg N hm⁻² a⁻¹)促进,高氮(300 kg N hm⁻² a⁻¹)抑制 的规律。表层土壤团聚体内脲酶活性随氮沉降增加而降低,N300 处理显著低于对照;蔗糖酶和酸性磷酸酶活性随氮沉降增加 先降低后增加,N100 处理最低,分别比其他处理降低了 6.46%—25.53%和 42.33%—68.25%。试验区内各粒径土壤团聚体内酶 活性高于混合土壤,且随团聚体粒径增加酶活性均为先增加后降低。不同粒径土壤团聚体的 3 种酶活性均以 2—5 nm 最高,但 脲酶、酸性磷酸酶在各团聚体粒径间差异不显著,蔗糖酶活性 2—5 nm 显著高于 5—8 nm。土壤酶相对活性指数和相对活性综 合指数结果显示,超过 85%的团聚体粒径内的相对酶活性指数大于 1,而土壤酶相对活性综合指数均大于 1。以上结果表明,氮 沉降增加条件下土壤团聚体对其团聚体内的土壤酶活性有隔离保护作用,但其隔离保护效果与酶的种类和土壤团聚体粒径 有关。

关键词:氮沉降; 土壤团聚体;酶活性; 相对活性指数; 林地土壤

Early effect of soil aggregates on enzyme activities in a forest soil with simulated N deposition elevation

ZHONG Xiaolan¹, LI Jiangtao^{2, 3, *}, LI Xiaojia², YE Yongchang⁴, LIU Songsong⁴, XU Guoliang², NI Jie²

1 College of Natural Resources and Environments, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China

2 School of Geographical Sciences, Guangzhou University, Guangzhou 510006, China

3 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China

4 Dongguan Institute of Forestry Research, Dongguan 523106, China

Abstract: Soil biota and enzyme activities would be impacted under elevated nitrogen deposition condition. However, the relative stability of micro habitat within soil aggregates could also decrease or delay the response intensity of soil enzyme activities. This study was conducted in a *Schima superba* plantation, which located in Dalingshan forest park, Dongguan city, Guangdong, China in 2011.12—2012.11 by simulated nitrogen deposition treatments. Soil urease, invertase and acid

收稿日期:2013-10-09; 网络出版日期:2014-07-14

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

基金项目:国家自然科学基金项目(41101278,41101302); 土壤与农业可持续发展国家重点实验室开放基金(Y052010035); 广州市高校科研项 目(10A033); 东莞市高等院校科研机构科技计划(200910810174)

phosphatase activities in surface homogenized soil (0-5 cm), as well as in soil aggregates (0.25-1 mm, 1-2 mm, 2-5 mm, and 5-8 mm) were analyzed to study the impacts of soil aggregates on soil enzyme activities under elevated N deposition. It showed that no significant effects of N deposition on soil urease and invertase activities were observed in the surface homogenized soil, while the soil acid phosphatase activities were dramatically impacted by N deposition with promotion in the low N deposition treatment (50 kg N hm⁻² a⁻¹) and inhibition in the high N deposition treatment (300 kg N hm⁻² a⁻¹). The urease activities in surface soil aggregates decreased with the increase of N deposition addition, and there were significant differences of urease activity in surface soil aggregates between N300 treatment and N0 treatment. With the increase amount of N deposition, the invertase and acid phosphatase activities in soil aggregates decreased at first and then increased. There were the lowest invertase and acid phosphatase activities in N100 treatment, 6.46%-25.53% and 42.33%-68.25% lower than that in other N deposition treatments, respectively. Almost all enzyme activities in soil aggregates were higher than that in homogenized soils, and the activities increased at first and then decreased with the soil aggregate size increase. In this study, the highest soil enzyme activities were found in the 2-5 mm size aggregates. No significant differences of urease and acid phosphatase activities were observed among different soil aggregate sizes, while the invertase activities in 2-5 mm aggregates were significantly higher than that in 5-8 mm aggregates. The relative enzyme activity indexes in more than 85% soil aggregates were higher than 1, and the relative enzyme activity composite index were all higher than 1. The results suggested that stimulated N deposition changed the soil enzyme activities both in homogenized soils and aggregated soils; soil aggregates could protect the internal soil enzyme activities under N deposition addition to a certain extent, which were related to the kinds of soil enzymes and soil aggregate sizes.

Key Words: nitrogen deposition; soil aggregate; enzyme activity; relative enzyme activity index; forest soil

随着石化燃料燃烧、肥料制造和使用、畜牧业发展等人类活动向大气中排放含氮化合物的迅速增加,大气 氮沉降量成比例增加^[1]。1860年全球氮沉降量仅15 Tg N/a,1990年、1995年和2005年则分别达103,156和 187 Tg N/a^[2]。目前,我国已成为世界上最大的氮生产国和排放国,刘学军等^[3]报道,1980—2010年我国陆地 生态系统氮沉降量显著升高,2010年平均达21.1 kg N hm⁻² a⁻¹,较 1980年增加60%,其中工业化和农业集约 化程度高的华北、东南和西南地区已经高于北美所有地区的氮沉降量,并与西欧氮沉降高峰时数量相当。与 此同时,我国出现了区域性大气活性氮污染、氮沉降及陆地生态系统"氮富集"加剧的现象^[4]。

全球变化背景下,大气氮沉降增加已成为许多森林生态系统的新生态因子^[5]。土壤生态系统是森林生态系统的重要组成部分,外源氮沉降增加必然影响土壤生态系统中物质循环和能量交换等生态过程。研究表明,氮沉降增加导致了土壤 NH⁴ 硝化和 NO⁵ 淋失^[6],加速土壤酸化^[7],影响土壤微生物群落组成和活性^[8]、 土壤呼吸^[9]、地上和地下生物量^[10],土壤碳固存^[11]以及生态系统的功能和生物多样性^[12]。然而有关氮沉降 增加条件下土壤生态系统中生境与生化过程相互作用的研究较少。

土壤酶直接参与土壤生态系统 C、N、P 等许多重要生态过程,是土壤最活跃的部分。土壤酶对生态系统 生境变化非常敏感,具有环境统一性,其活性强弱可反映土壤中各种生物化学过程的强度和方向。氮沉降对 土壤酶活性影响的研究国内外学者进行了较多的报道^[13-16],但他们均以某一土层碾压破碎、均匀混合的土壤 样品(简称混合土壤,Homogenized soil)^[17]为研究对象,没有考虑土壤生态系统中微域生境对酶活性的影响。 实际上,土壤是由许多不同粒径团聚体组成的连续统一体。研究表明,土壤团聚体对土壤生物群落组成、功能 和结构,物质循环和转化过程等方面有显著影响^[18]。但由于不同粒级土壤团聚体的形成环境和胶结类型不 同,导致其稳定性及内部物质组成等出现差异^[19],进而导致土壤酶活性的差异。然而,目前相关研究鲜见报 道。因此,提出以下假设:氮沉降增加影响森林土壤生态系统中酶活性,但土壤团聚体内相对稳定的微域生境 对其内部生物和生化过程具有隔离和保护作用,最终导致氮沉降增加条件下土壤团聚体内和混合土壤中酶活 性出现差异。 本文以广东省东莞大岭山森林公园荷木人工林为研究对象,通过模拟氮沉降试验研究混合土壤和土壤团 聚体内酶活性的变化及其影响因素。研究结果将为理解氮沉降增加条件下土壤生态系统生化过程与生物生 境相互作用提供依据和参考。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

模拟氮沉降试验设于广东省东莞市大岭山森林公园(E113°42′22″—113°48′12″,N 22°50′00″—22°53′ 32″)。该地属南亚热带季风气候,全年暖热,年平均气温21.7℃,降雨量1790 mm,夏长冬短,无霜期达350 d, 水热条件好。地貌类型为丘陵,海拔高度150—450 m。试验小区位于森林公园东莞市林业科学园内的荷木 林(*Schima superba*)。荷木林种植于1980年,面积约3 hm²,本试验区面积0.15 hm²。2011年12月初调查实 验前林地林分特征和立地条件(表1),林地土壤为赤红壤,成土母岩为花岗岩。荷木林林下植被稀疏,以蕨 (*Pteridium aquilinum var. latiusculum*)、九节(*Psychotria rubra*)、假鹰爪(*Desmos chinensis*)、三叉苦(*Evodia lepta*)等为主。由于城市化、工业化和农业集约化发展迅速,该地氮沉降量较高。据环保部华南环境科学研究 所报道,2012年珠江三角洲地区氮沉降量平均为50.66 kg N hm⁻² a⁻¹,其中广州、惠州等经济快速发展城市群 地区的氮沉降量超过96 kg N hm⁻² a^{-1[20]}。

| | 表 1 | 试验前林地林分特征和土壤基本性质 |
|---------|-----------|--|
| Table 1 | Vegetatio | n characteristics and soil properties before treatment |

| 处理 _ Treatment | 林分特 | 征 Vegetable characte | ristics | 土壤性质 Soil properties | | | |
|-------------------|------------------------------------|------------------------|--------------------------|-----------------------|---------------------|----------------------|--|
| | 密度/(株/hm ²) Density | 平均胸径/cm Average DBH | 平均树高/m Average height | pH (H ₂ O) | 土壤有机碳/(g/kg) SOC | 全氮/(g/kg) Total N | |
| NO | 633±248 | 19.7±1.1 | 12.2±0.5 | 3.84 ± 0.02 | 26.03±3.13 | 1.57±0.20 | |
| N50 | 800 ± 71 | 18.4 ± 0.4 | 12.6±0.1 | 3.81 ± 0.05 | 25.14±3.11 | 1.55 ± 0.35 | |
| N100 | 833±41 | 19.2±1.1 | 12.9±0.1 | 3.81 ± 0.05 | 26.00±2.18 | 1.67±0.29 | |
| N200 | 933±108 | 19.8±1.2 | 12.2±0.3 | 3.85 ± 0.05 | 26.03±0.37 | 1.62 ± 0.08 | |
| N300 | 833±108 | 19.0±0.3 | 12.8±0.4 | 3.85 ± 0.03 | 25.21±1.23 | 1.58 ± 0.08 | |

表中数据为平均值±标准误; DBH: diameter at breast height; SOC: soil organic carbon

1.2 试验设计

参照氮饱和项目、北美哈佛林和我国鼎湖山自然保护区等研究氮沉降处理的强度和频度^[6,21-22],结合目前我国东南沿海地区^[15]及华南地区^[6]等年氮沉降量水平及该地区未来可能的氮沉降趋势,本试验共设置5个处理。分别为对照(N0),低氮沉降量(N50),中氮沉降量(N100),中高氮沉降量(N200)和高氮沉降量(N300)处理。年施氮量分别0、50、100、200、300 kg N/hm²,施用的N材料为分析纯尿素。每个处理设置3个重复,样方面积为10m×10m,样方间隔为10m,以保证相互间受影响很小。自2011年12月开始,每月月初天气较好时采用喷雾器对林下土壤直接喷施来模拟氮沉降,喷施氮溶液量为16升。对照样方喷洒等量的水分,以减少因外加水量带来的影响。

1.3 样品采集

1.3.1 混合土壤

2012 年 12 月(喷施 1a),采用多点(8—10 点)S 型采样法采集各样方表层(0—5 cm)混合土壤样品,仔细 剔除大于 2 mm 的石块、根系、蚯蚓等动植物残体,碾压使其全部过 2 mm 土壤筛。充分混勾后,选取 200 g 土 壤鲜样置于 4 ℃冰箱中保存,1 星期内完成土壤酶活性测定。其余土壤样品自然风干,测定其土壤理化性质。 1.3.2 土壤团聚体

2012年12月,采用S型多点采样法采集各样方表层(0—5 cm)原状土壤,立即带回实验室。当土壤含水量达到塑限(含水量22%—25% 左右),沿着土壤自然脆弱带轻轻掰开,形成不同粒径土壤团聚体,并使其全

(2)

部通过 8 mm 土壤筛,采用干筛法^[23]分离出粒径分别为 5—8 mm、2—5 mm、1—2 mm 和 0.25—1 mm的土壤团 聚体。仔细剔除混在土壤团聚体中的石块和动植物残体后,分别选取 200 g 不同粒径土壤团聚体样品置于 4℃冰箱中保存,1 星期内完成土壤酶活性测定。其余土壤样品自然风干,测定其土壤理化性质。

1.4 分析测定

林地林分特征:各样方单元内进行每木调查,测定样方的荷木株数及树高,胸径测量上坡根际 1.3 m 处的 荷木直径。

土壤酶活性:脲酶-苯酚钠-次氯酸钠比色法,以24h后1g土壤生成铵态氮的毫克数表示;蔗糖酶-3,5-二 硝基水杨酸比色法,以24h后1g土壤生成葡萄糖的毫克数表示;酸性磷酸酶-磷酸苯二钠比色法,以24h后1g土壤生成酚的毫克数表示^[24]。

土壤理化性质^[25]: pH 值采用电位法;电导率(EC)采用电导率仪测定;质地采用马尔文激光粒度仪测定; 总有机碳(SOC)采用 K₂Cr₂O₇-H₂SO₄氧化外加热法;全氮(TN)采用半微量凯氏定氮法;铵态氮采用 KCl 浸 提,靛酚兰比色法;可溶性有机碳(DOC)采用 Ghani 等^[26]提取,微量定碳法;微生物生物量采用氯仿熏蒸-硫 酸钾浸提法提取,微生物生物量碳(SMBC)微量定碳法,微生物生物量氮(SMBN)凯氏定氮法。

1.5 数据处理与统计分析

土壤团聚体对酶活性的保护效果采用土壤酶相对活性指数(REAI)和土壤酶相对活性综合指数(REACI) 表示:

$$REAI = EA_{sa} / EA_{bs}$$
(1)

REACI = $(REAI_{Ure} + REAI_{Inv} + REAI_{App}) / 3$

式中,REAI表示土壤酶相对活性指数,EA_{sa}表示不同粒径土壤团聚体酶活性,EA_{bs}表示混合土壤酶活性, REACI表示土壤酶相对活性综合指数,Ure, Inv和App分别表示脲酶、蔗糖酶和酸性磷酸酶。

采用 SPSS 19.0 软件统计分析。混合土壤和土壤团聚体内不同处理间土壤酶活性差异显著性采用 LSD 法检验;氮沉降对土壤团聚体粒径分布的差异显著性采用单因素方差分析,LSD 法检验;氮沉降量与团聚体对 土壤酶活性的交互作用采用双因素方差分析,LSD 法检验;酶与土壤理化性质的相关关系采用 Pearson 相关分 析法。图形采用 Origin 8.5 软件绘制。

2 结果

2.1 模拟氮沉降对表层混合土壤中酶活性的影响

图 1 可知,除 N200 处理外,表层(0—5 cm)混合土壤中脲酶活性均低于对照,以 N300 处理最低,降幅达 24.45%,但各处理间差异不显著(P>0.05)。氮沉降处理蔗糖酶活性均低于对照,N100 和 N300 处理分别比对 照低 16.66%和 11.78%,但各处理间差异也不显著(P>0.05)。与脲酶和蔗糖酶比较,酸性磷酸酶对氮沉降增 加的响应更敏感(图 1)。除 N300 处理外,其他氮沉降处理酸性磷酸酶活性均高于对照,以 N50 处理最高,增 幅达 43.89%;氮沉降处理的酸性磷酸酶活性随氮沉降量增加而降低,其中 N50 处理显著高于 N300 处理(P< 0.05),约为 N300 处理的 1.70 倍。

2.2 氮沉降对表层土壤团聚体中酶活性的影响

2.2.1 氮沉降对表层土壤团聚体分布的影响

表 2 可知,各处理均以 5—8 mm 的土壤团聚体含量最高,达 27.05%—41.61%,分别是 2—5 mm,1—2 mm,0.25—1 mm 和<0.25 mm 粒径的 1.56—2.53 倍,1.46—2.36 倍,1.01—2.22 倍和 3.55—7.46 倍。各处理 <0.25 mm 团聚体含量最少(<8%),显著低于 5—8 mm 团聚体(P<0.05)。对于同一粒级的团聚体而言,氮沉 降并不显著影响团聚体各粒径的分布。





| 表 2 | 氮沉降对表层(0 | —5 cm) |)土壤团聚体颗粒分 | 布的影响 |
|-----|----------|--------|-----------|------|
|-----|----------|--------|-----------|------|

| Table 2 | Soil | aggregate size | distribution | in N | deposition | treatments |
|----------|------|-----------------|--------------|------|------------|----------------|
| I ubic 2 | DOIL | uppi cpute size | unstribution | | ucposition | ti cutiliciito |

| b I田 Transforment | 团聚体粒径 Soil aggregate size/% | | | | | | | | |
|-------------------|-----------------------------|---------------|---------------|---------------|-------------|--|--|--|--|
| 双理 Treatment | 5—8 mm | 2—5 mm | 1—2 mm | 0.25—1 mm | <0.25 mm | | | | |
| NO | 35.83±10.99A a | 18.09±2.71Ba | 17.83±1.98Ba | 22.39±4.54ABa | 5.87±2.28Ba | | | | |
| N50 | 32.08±10.77Aa | 15.42±0.50ABa | 21.97±4.04ABa | 24.05±4.83ABa | 6.49±1.58Ba | | | | |
| N100 | 41.61±2.26Aa | 16.44±1.05Ba | 17.61±0.63Ba | 18.77±0.45Ba | 5.58±0.99Ca | | | | |
| N200 | 37.19±2.47Aa | 18.12± 2.68Ba | 18.06±1.56Ba | 21.59±0.10Ba | 5.04±2.18Ca | | | | |
| N300 | 27.05±8.91Aa | 17.34±1.76ABa | 21.20±3.57ABa | 26.79± 3.59Aa | 7.61±1.06Ba | | | | |

表中数据为平均值±标准误,不同小写字母表示 P < 0.05 水平下同一团聚体粒径下氮沉降量对团聚体分布的差异显著性,不同大写字母表示 P < 0.05 水平下同一氮沉降量团聚体分布的差异显著性

2.2.2 土壤团聚体中酶活性

同一粒径土壤团聚体中,团聚体内脲酶活性除 1—2 mm 粒径中 N50 处理外,其余粒径均表现为氮沉降处 理低于对照,降幅达 14.28%—21.93%,以 N300 处理最低(图 2),但各处理间差异未达显著水平。土壤团聚体 内蔗糖酶活性各粒径均表现为 N300 处理与对照相当,其他氮沉降量处理低于对照,以 N100 处理最低(图 2),降幅达 18.40%—31.65%,但各处理也差异不显著。土壤团聚体内酸性磷酸酶活性在 0.25—1 mm 粒径中 以 N50 处理最高(图 2),显著高于对照和 N300 处理(P<0.05),其余氮沉降量处理与对照差异不显著。1— 2 mm、2—5 mm 和 5—8 mm 粒径中酸性磷酸酶活性氮沉降量处理与对照无明显差异,但均以 N100 处理为最 低,分别仅为对照和 N300 处理的 0.48—0.66 倍和 0.38—0.61 倍(图 2),且显著低于 N300 处理(P<0.05)。

同一氮沉降量下,土壤团聚体内脲酶活性除 N100 处理外,其余氮沉降处理均以 2—5 mm 最高,较其他粒 径高 1%—17.83%,但各粒径间差异不显著。各氮沉降处理的蔗糖酶活性均以 2—5 mm 时最大,5—8 mm 时最小,两者间变幅达 8.97%—43.99%,但各粒径间差异也不显著。酸性磷酸酶活性 N100 和 N200 处理在团聚 体各粒径间差异显著,其中 N100 处理 2—5 mm 时活性最小,低于其他粒径 17.69%—55.92%,与 0.25—1 mm 的酶活性差异显著;而 N200 处理则表现为 2—5 mm 显著高于其他 3 个粒径,增幅达 21.79%—31.15% (图 2)。

表3可知,氮沉降量和团聚体粒径对土壤脲酶和蔗糖酶活性影响均不显著,但酸性磷酸酶受氮沉降量显 著影响(P<0.05),而受团聚体粒径影响较小。由于氮沉降量和土壤团聚体粒径对3种酶的交互影响很小(P>



图 2 模拟氮沉降对表层(0-5 cm)土壤团聚体内脲酶、蔗糖酶和酸性磷酸酶活性的影响 Fig.2 Soil urease, invertase and acid phosphatase activities in aggregated soil with N deposition

不同小写字母表示 P < 0.05 水平下同一团聚体粒径下氮沉降处理间土壤酶活性差异显著性,不同大写字母表示 P < 0.05 水平下同一氮沉降量下不同粒径间的差异显著性,误差线表示标准误

0.5)(表3),因此,本研究将分别分析氮沉降量和土壤团聚体对酶活性的影响,而不考虑两者间的交互作用。 2.2.3 氮沉降量对土壤酶活性的影响

由于氮沉降量与土壤团聚体粒径间交互作用较小(表3),为更好比较不同氮沉降量间土壤酶活性的差异,本研究将相同氮沉降量所有团聚体粒径酶活性的平均值作为观测值,而不考虑土壤团聚体粒径的影响。 图 3 可知,土壤团聚体内脲酶活性表现为随氮沉降量增加而减小,N300处理最低,显著低于 N0 和 N50 处理 (P<0.05),降幅分别达18.72%和19.52%。与对照相比,各氮沉降处理的蔗糖酶活性均有下降,以 N100处理 最低,降幅达 20.34%,显著低于对照和 N300处理(P<0.05)。酸性磷酸酶活性表现随氮沉降量增加而先降低 后增加,其中,N100处理显著低于其他处理(P<0.05)。

| Table 3 Effect of N deposition amount, soil aggregate size and its interaction on soil enzyme activities | | | | | | | | | | |
|--|-----------------|-------|--------------------|-------|--------------------------|-------|--|--|--|--|
| | 脲酶 | 活性 | 蔗糖酶活性 | | 酸性磷酸酶活性 | | | | | |
| 因素 Factors | Urease activity | | Invertase activity | | Acid phosphtase activity | | | | | |
| | F | Sig | F | Sig | F | Sig | | | | |
| 氮沉降量 N deposition amount (NDA) | 1.428 | 0.242 | 1.615 | 0.189 | 3.329* | 0.019 | | | | |
| 团聚体粒径 Aggregate size (AS) | 0.407 | 0.749 | 1.493 | 0.231 | 0.802 | 0.500 | | | | |
| 氦沉降量×团聚体粒径 NDA×AS | 0.125 | 1.000 | 0.084 | 1.000 | 0.925 | 0.532 | | | | |

表 3 氮沉降量、团聚体粒径对土壤脲酶、蔗糖酶和酸性磷酸酶活性的双因素方差分析

氮沉降量样本数 n = 12, 土壤团聚体样本数 n = 15; * 表示 P< 0.05 水平下的显著性



图 3 氮沉降量对表层土壤(0-5 cm)团聚体内脲酶、蔗糖酶和酸性磷酸酶活性的影响

Fig.3 Effect of N deposition on soil urease, invertase and acid phosphatase activities in surface aggregated soil 氮沉降处理对土壤酶活性的影响采用所有团聚体粒径的算数平均值计算,不同小写字母表示 P < 0.05 水平下氮沉降处理间土壤酶活性差 异显著性,n = 12,误差线表示标准误

2.2.4 土壤团聚体对土壤酶活性的影响

将所有氮沉降处理相同粒径土壤团聚体酶活性的平均值作为观测值,比较不同粒径土壤团聚体内酶活性的差异。图4可知,土壤脲酶、酸性磷酸酶活性均以2—5 mm 团聚体粒径最高,5—8 mm 次之,0.25—1 mm 和 1—2 mm 最小,但各粒径间差异未达显著水平,2 种酶各粒径间变异系数仅为4.14%和5.74%。蔗糖酶活性以 2—5 mm 粒径最高,高出其它粒径4.10%—21.34%,其中,与5—8 mm 粒径的酶活性差异显著(*P* <0.05)。

不同粒径土壤团聚体内脲酶活性均显著高于混合土壤(P<0.05),增幅达 20.64%—31.20%(图 4)。除 5—8 mm 外,各粒径团聚体内蔗糖酶活性均高于混合土壤,但差异不显著(图 4)。土壤团聚体内酸性磷酸酶 活性均高于混合土壤,其中 2—5 mm 和 5—8 mm 团聚体内土壤酶活性与混合土壤差异显著(P < 0.05),分别 比混合土壤提高 32.87%和 21.30%(图 4)。

2.3 土壤酶的相对活性指数

相对活性指数(REAI)将混合土壤酶活性和团聚体酶活性统一考虑,可更客观准确地反映土壤团聚体结构对酶活性的保护效果。当REAI>1表明土壤团聚体对酶活性有保护作用,其值越大保护作用越强。图5可知,脲酶REAI在1.10—1.40之间,变异系数以0.25—1 mm最大(9.19%),且随团聚体粒径增加而降低。蔗糖酶REAI在0.84—1.30之间。氮沉降处理以N300处理REAI最高,不同粒径团聚体间以2—5 mm蔗糖酶REAI最高,5—8 mm最低。酸性磷酸酶REAI在不同粒径团聚体内差异较大,1—2 mm,2—5 mm和5—8 mm的变异系数分别为32.65%,47.61%和39.45%,约为0.25—1 mm的5.18—7.56倍。不同氮沉降量下土壤团聚体酸性磷酸酶REAI先降低后增加,其中N300处理REAI最高,N100处理最小(图5)。





土壤团聚体中酶活性值为所有氮沉降处理同一粒径团聚体内酶活性的算数平均值, n = 15, 不同小写字母表示 P < 0.05 水平下土壤团聚体 粒径间酶活性差异显著性,误差线表示标准误



图 5 氮沉降条件下土壤酶相对活性指数变化 Fig.5 Changes of relative enzyme activity index in soil aggregates with N deposition

相对活性综合指数(REACI)表征了不同粒径团聚体对 3 种酶活性保护的整体效果。图 5 可知,各粒径团 聚体内土壤酶 REACI 均大于 1,以 N300 处理最大,其次是 N0 处理,N100 处理最小。各粒径团聚体的 REACI 差异较大,变异系数表现为 2—5 mm(21.11%) > 5—8 mm(19.54%) > 1—2 mm(12.49%) > 0.25—1 mm (7.16%)。

综合 3 种酶的 REAI 及 REACI,超过 85%样品的土壤酶 REAI 大于 1,所有粒径团聚体中土壤酶 REACI 均 大于 1,表明土壤团聚体结构对土壤酶有一定隔离保护作用。

2.4 土壤酶活性影响因素分析

5 期

混合土壤的脲酶、蔗糖酶及酸性磷酸酶均与土壤 SOC、DOC 和 SMBC 呈显著或极显著正相关,其中蔗糖酶的相关系数均达极显著水平(r>0.7, P<0.01),且大于脲酶与酸性磷酸酶(表4)。土壤 pH 值与 3 种酶均呈 负相关,其中,脲酶和蔗糖酶达显著水平(P<0.05)。铵态氮与蔗糖酶和酸性磷酸酶负相关不明显,但与脲酶 呈显著负相关(P<0.05)。

| Table 4 Coefficients between soil enzyme activities and soil properties in homogenized soil and aggregated soil | | | | | | | | | | | |
|---|----------------------|--------------------------|-----------|------------|------------|------------|-------------|-------------|--------------|--------------|---------------------------|
| | 土壤粒径/nm Soil size | рН (H ₂ O) | 电导率 EC | 粘粒 Clay | 粉粒 Slit | 砂粒 Sand | 总有机碳 SOC | 水溶性碳 DOC | 微生物碳 SMBC | 微生物氮 SMBN | 铵态氮 NH ₄ -N |
| 脲酶活性 | 混合土壤 | -0.568 * | 0.449 | -0.334 | -0.169 | 0.138 | 0.556* | 0.578 * | 0.730 ** | -0.399 | -0.556 * |
| Urease activity | 0.25—1 | -0.110 | 0.133 | -0.365 | -0.221 | 0.267 | 0.311 | 0.368 | 0.731 ** | 0.393 | -0.359 |
| | 1—2 | -0.316 | 0.075 | -0.364 | -0.160 | 0.052 | 0.525 * | 0.404 | 0.546* | 0.381 | -0.493 |
| | 2—5 | -0.201 | 0.211 | -0.091 | -0.158 | 0.154 | 0.285 | 0.250 | 0.383 | 0.070 | -0.403 |
| | 5—8 | -0.179 | 0.158 | -0.154 | -0.150 | 0.123 | 0.230 | 0.210 | 0.302 | 0.477 | -0.403 |
| 蔗糖酶活性 | 混合土壤 | -0.575 * | 0.410 | -0.382 | -0.481 | 0.490 | 0.725 ** | 0.797 ** | 0.867 ** | -0.113 | -0.136 |
| Invertase activity | 0.25—1 | -0.207 | 0.117 | -0.243 | -0.454 | 0.454 | 0.510* | 0.495 | 0.520^{*} | 0.085 | -0.141 |
| | 1—2 | -0.349 | 0.180 | -0.064 | -0.356 | 0.293 | 0.517 * | 0.476 | 0.489 | 0.190 | -0.395 |
| | 2—5 | -0.350 | 0.377 | -0.288 | -0.458 | 0.449 | 0.523 * | 0.457 | 0.423 | 0.267 | -0.339 |
| | 5—8 | -0.403 | 0.428 | -0.033 | -0.094 | 0.091 | 0.547 * | 0.421 | 0.480 | 0.173 | -0.267 |
| 酸性磷酸酶活性 | 混合土壤 | -0.380 | 0.412 | -0.428 | -0.401 | 0.423 | 0.568 * | 0.590* | 0.683 ** | -0.432 | -0.131 |
| Acid phosphatase | 0.25—1 | -0.159 | 0.178 | -0.169 | -0.476 | 0.461 | 0.434 | 0.340 | 0.468 | 0.305 | -0.040 |
| activity | 1—2 | -0.503 | 0.320 | -0.364 | -0.134 | 0.130 | 0.517* | 0.315 | 0.538* | 0.322 | -0.099 |
| | 2—5 | -0.310 | 0.443 | -0.377 | -0.238 | 0.258 | 0.386 | 0.377 | 0.475 | 0.234 | -0.023 |
| | 5—8 | -0.336 | 0.391 | -0.088 | -0.147 | 0.146 | 0.521 * | 0.356 | 0.425 | 0.156 | -0.016 |

表 4 表层混合土壤和团聚体内酶活性与土壤性质间的相关关系

*, ** 分别表示 P < 0.05 和 P < 0.01 水平下的显著性; EC: electrical conductivity; SOC: soil organic carbon; DOC: dissolved organic carbon; SMBC: soil microbial biomass carbon; SMBN: soil microbial biomass nitrogen

各粒径土壤团聚体内酶活性与 SOC、DOC 和 SMBC 等形态碳均呈正相关,但相关性小于混合土壤。团聚体内蔗糖酶活性与 SOC 正相关显著,而脲酶只有 1—2 mm 粒径,酸性磷酸酶只有 1—2 mm 和 5—8 mm 与 SOC 显著相关。DOC 与团聚体内酶活性正相关不显著。SMBC 与 0.25—1 mm 和 1—2 mm 脲酶、0.25—1 mm 蔗糖酶及 1—2 mm 酸性磷酸酶显著正相关。土壤团聚体内酶活性与 pH 值、铵态氮、粘粒和粉粒负相关,与 SMBN、电导率、砂粒正相关,但均未达显著水平。

3 讨论

3.1 氮沉降对土壤酶活性的影响

土壤脲酶是一种酰胺酶,能促进有机质分子中肽键的水解,直接参与土壤中有机氮的转化。有关氮沉降 对土壤脲酶活性影响没有一致的结果。有研究表明,氮沉降对土壤脲酶活性有促进作用^[14];但也有结果显示 氮沉降对土壤脲酶活性没有明显的影响^[27]。本研究结果显示,短期氮沉降增加对表层混合土壤中脲酶的抑 制作用不显著(图1),与 Ajwa 等^[28]的研究结果一致。这种结果有两种可能解释,一是本实验研究区为种植 30a 的亚热带荷木林群落,其生态系统相对较稳定性,短期氮沉降(1a)不足以打破土壤生态系统的平衡状态。 氮沉降增加能提高土壤中 NH₄ 浓度,降低土壤 pH 值,提高土壤 Fe、Al 等盐基离子活性^[6-7],致使高氮沉降量 对土壤微生物群落造成一定的毒害或抑制作用^[13],从而使土壤微生物群落对土壤有机氮水解功能下降。本 研究表层混合土壤中脲酶活性与土壤 NH₄-N 含量和 pH 值有显著负相关,而与土壤微生物碳极显著正相关 (表4)的结果就是证明。二是本试验区林地土壤总氮含量较低,土壤 C/N 比偏高(表1),持续氮沉降使森林 生态系统可能处于由氮缺乏向氮饱和转变阶段,即 Aber 4 阶段假说中第二阶段,他认为这一阶段氮吸持最有 效,主要用于促进森林生态系统中植物群落的生长^[29],而对酸性土壤中氮素转化过程影响较小^[30],当生态系 统氮饱和后,负效应才会明显表现^[29]。

土壤蔗糖酶直接参与有机质的代谢过程,能为土壤生物体提供充分能源,是参与土壤碳循环过程的一种 重要酶。表层混合土壤中蔗糖酶活性与 SOC、MBC、DOC 等有机碳库呈极显著(P<0.01)正相关(表4),进一 步证实了蔗糖酶在土壤有机碳累积与分解转化方面重要作用。但本研究结果显示氮沉降增加对表层混合土 壤中蔗糖酶活性没有显著影响,这主要与短期内氮沉降未能对表层土壤有机碳库含量产生显著影响^[31]有密切关系。

土壤磷酸酶参与了土壤有机磷的活化,其活性高低直接影响着土壤中有机磷的分解转化及其生物有效 性。Keeler等^[7]研究表明,氮沉降能够促进土壤磷酸酶的活性。然而本研究中,低氮沉降量(50 kg N hm⁻² a⁻¹)对表层混合土壤中酸性磷酸酶有促进作用,而高氮(300 kg N hm⁻² a⁻¹)却有抑制作用,且低氮处理显著高 于高氮处理(图1),周晓兵等^[32]也有相似地结果。高氮沉降量环境条件下,高氮盐毒害导致专性土壤微生物 群落活性降低或功能改变、土壤微生物群落结构改变等可能是土壤酸性磷酸活性下降的主要原因^[33]。本研 究中表层混合土壤中 N200 和 N300 处理的微生物 C/N 比分别比其他处理降低 7.67%—56.46%和 50.75%— 119.06%,说明高氮沉降确实改变了土壤微生物群落组成。

土壤团聚体内脲酶活性随氮沉降量增加而降低(图 3),其中 N300 处理显著低于对照和 N50 处理,说明 短期高氮沉降量能抑制土壤团聚体内脲酶活性。这主要与本试验研究对象为> 0.25 mm 的土壤大团聚体有 关。因为土壤微团聚体(粒径< 0.25 mm)和粘粉粒物质(粒径< 0.05 mm)比土壤大团聚体具有更大的比表面 积和更低的疏水性^[34],能够优先吸附外源活性氮。因此,低氮沉降量时土壤大团聚体中吸附的外源氮较少, 只有高氮沉降量时才会有较多的外源活性氮进入土壤大团聚体,研究中土壤团聚体内铵态氮含量与氮沉降量 间表现出显著的指数函数关系就是证明(r = 0.987, P<0.001)。土壤团聚体内蔗糖酶和酸性磷酸酶活性随 着氮沉降增加而先降低后增加,其中 N100 处理显著低于对照和 N300 处理(图 3)。这可能与氮沉降增加改 变土壤团聚体内微生物 C/N 比,从而影响团聚体内微生物群落组成有关^[33]。另外,相对于脲酶和蔗糖酶活 性来说,土壤酸性磷酸酶活性对氮沉降量变化更敏感(表 3)。这与土壤团聚体内磷的有效性以及土壤团 聚体内 N:P 有关。适当的氮沉降量能提高团聚体内无机氮含量,进而提高团聚体内磷的有效性^[29],部分满 足了生物对磷的需求,从而降低土壤酸性磷酸酶活性。但当氮沉降量继续增加,土壤 N:P 提高,团聚体内磷 的限制性加剧^[35],为缓解这种限制作用,土壤微生物群落必须分泌大量的磷酸酶以利用无效态的磷,从而表 现出中氮沉降量处理(N100)团聚体内土壤酸性磷酸酶最低的现象。

3.2 团聚体对土壤酶活性的影响

由于研究区域、土壤类型以及团聚体粒径不一致,土壤酶活性在团聚体中的分布特征的研究结果不尽相同。例如:曹良元等^[36]发现紫色土上 0.25—2 mm 大团聚体中脲酶活性最高,0.053—0.25 mm 土壤微团聚体中最低,并认为大团聚结构和孔隙分布有利于微生物生长和活性提高是主因。邱莉萍等^[37]在黄土高原重壤土上发现土壤脲酶、蔗糖酶和碱性磷酸酶均随土壤团聚体粒径增大而降低,并认为团聚体中有机质、全氮、全磷等肥力因子差异是主要原因。牛文静等^[38]发现太湖地区水稻土中不同粒径团聚体中土壤酶活性有差异,但未表现明显规律。研究,仅 5—8 mm 团聚体中蔗糖酶活性显著低于 2—5 mm,其余粒径土壤团聚体内脲酶、蔗糖酶和酸性磷酸酶活性没有明显差异(图4)。由此可见,土壤酶在团聚体中分布规律较复杂,土壤利用方式、土壤类型、物质组成及生物群落组成等均可能影响其分布规律^[37,39]。研究对象为种植 30a 的荷木林地表层土壤中不同粒径土壤大团聚体,其形成和稳定机制相对一致,从而未表现显著的酶活性差异。但是,土壤 团聚体内脲酶、蔗糖酶和酸性磷酸酶活性均表现为随团聚体粒径增大而先增后降,其中 2—5 mm 团聚体最大(图 4),说明土壤大团聚体粒径对酶活性均表现为随团聚体粒径增大而先增后降,其中 2—5 mm 团聚体最大(图 4),说明土壤大团聚体和径对酶活性有潜在影响。因为土壤团聚体粒径越大,较新的颗粒有机物相对越*多*^[41],这为酶促反应提供了更多易利用的基质,从而增强酶活性;但土壤团聚体粒径越大,大孔隙比例越高,团聚体稳定性也越低^[42-43],因此,当土壤团聚体粒径超过 5 mm 时,反而易受环境变化影响^[43],从而导致体内酶活性降低(图 4)。

各粒径土壤大团聚体中脲酶和酸性磷酸酶活性略高于或显著高于混合土壤,蔗糖酶略高于混合土壤(图 4)。土壤酶相对活性指数将混和土壤酶活性和不同粒径团聚体土壤酶活性统一考虑,能更客观准确地反映 土壤团聚体结构对土壤酶活性的影响程度。结果显示,超过 85%的大团聚体内土壤酶相对活性指数大于 1, 各粒径团聚体内酶相对活性综合指数均大于1(图 5)。这表明土壤团聚体对酶起到了一定的保护作用。与 混合土壤比较,土壤团聚体容积密度更大,土壤孔隙更小且更弯曲,从而减少或延缓了水分和养分离子进入团 聚体内^[17],也降低了外部土壤微生物进入团聚体的机会,从而对土壤团聚体内有机物质和生物等起到物理隔 离作用^[19]。另外,土壤大团聚体主要是微团聚体颗粒与有机碳的胶结、根系和菌丝缠绕作用而逐渐形成,其 中包裹着较多的颗粒有机碳^[44],这为团聚体内酶提供了更充足的基质,从而表现出土壤团聚体内酶活性高于 混合土壤(图 4)。土壤 pH 值、EC、土壤有机碳库及矿质氮等指标与混合土壤中脲酶、蔗糖酶和酸性磷酸酶活 性的相关性均明显高于其与土壤团聚体的相关性(表 4),也进一步证实土壤团聚体确实在某种程度上对团聚 体内酶活性有一定的保护作用。

4 结论

短期(1a)模拟氮沉降增加对表层混合土壤脲酶和蔗糖酶活性没有明显影响,但显著影响了酸性磷酸酶活性。土壤团聚体内脲酶活性随模拟氮沉降量增加而降低,且高氮处理(300 kg N hm⁻² a⁻¹)显著低于对照和低氮处理(50 kg N hm⁻² a⁻¹);土壤团聚体内蔗糖酶和酸性磷酸酶活性均表现为随氮沉降量增加先降低后增加,中氮处理(100 kg N hm⁻² a⁻¹);土壤团聚体内蔗糖酶和酸性磷酸酶活性均表现为随氮沉降量增加先降低后增加,中氮处理(100 kg N hm⁻² a⁻¹);土壤团聚体内蔗糖酶和酸性磷酸酶活性均高于混合土壤。混合土壤3种酶活性与总有性外,其余粒径土壤团聚体内脲酶、蔗糖酶和酸性磷酸酶活性均高于混合土壤。混合土壤3种酶活性与总有机碳、可溶性有机碳及微生物生物量碳均显著正相关,高于其与土壤团聚体的相关性。以上结果表明,土壤团聚体对土壤酶活性具有隔离保护作用,但保护效果受土壤团聚体粒径和土壤酶种类等因素影响。

参考文献(References):

- [1] 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, Vöosmarty C J. Nitrogen cycles: past, present, and future. Biogeochemistry, 2004, 70(2): 153-226.
- [2] Galloway J N, Townsend A R, Erisman J W, Bekunda M, Cai Z C, Freney J R, Martinelli L A, Seitzinger S P, Sutton M A. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. Science, 2008, 320(5878):889-892.
- [3] Liu X J, Zhang Y, Han W X, Tang A H, Shen J L, Cui Z L, Vitousek P, Erisman J W, Goulding K, Christie P, Fangmeier A, Zhang F S. Enhanced nitrogen deposition over China. Nature, 2013, 494(7438):459-462.
- [4] Liu X J, Duan L, Mo J, Du E, Shen J L, Lu X K, Zhang Y, Zhou X B, He C, Zhang F S. Nitrogen deposition and its ecological impact in China: an overview. Environmental Pollution, 2011, 159(10):2251-2264.
- [5] Kazda M. Indications of unbalanced nitrogen nutrition of Norway spruce stands. Plant and Soil, 1990, 128(1):97-101.
- [6] 王晖,莫江明,鲁显楷,薛璟花,李炯,方运霆.南亚热带森林土壤微生物量碳对氮沉降的响应.生态学报,2008,28(2):470-478.
- [7] Keeler B L, Hobbie S E, Kellogg L E. Effects of long-term nitrogen addition on microbial enzyme activity in eight forested and grassland sites: Implications for litter and soil organic matter decomposition. Ecosystems, 2009, 12(1):1-15.
- [8] Frey S, Knorr M, Parrent J, Simpson R. Chronic nitrogen enrichment affects the structure and function of the soil microbial community in temperate hardwood and pine forests. Forest Ecology and Management, 2004, 196(1):159-171.
- [9] Janssens I A, Dieleman W, Luyssaert S, Subke J-A, Reichstein M, Ceulemans R, Ciais P, Dolman A J, Grace J, Matteucci G, Papale D, Piao S L, Schulze E-D, Tang J, Law B E. Reduction of forest soil respiration in response to nitrogen deposition. Nature Geoscience, 2010, 3(5): 315-322.
- [10] 涂利华, 胡庭兴, 张健, 李仁洪, 何远洋, 田祥宇, 肖银龙, 景建飞. 模拟氮沉降对华西雨屏区慈竹林土壤活性有机碳库和根生物量的影响. 生态学报, 2010, 30(9):2286-2294.
- [11] Wei X H, Blanco J A, Jiang H, Kimmins J P H. Effects of nitrogen deposition on carbon sequestration in Chinese fir forest ecosystems. Science of the Total Environment, 2012, 416:351-361.
- [12] Reich P B. Elevated CO₂ reduces losses of plant diversity caused by nitrogen deposition. Science, 2009, 326(5958):1399-1402.
- [13] DeForest J L, Zak D R, Pregitzer K S, Burton A J. Atmospheric nitrate deposition, microbial community composition, and enzyme activity in northern hardwood forests. Soil Science Society of America Journal, 2004, 68(1):132-138.
- Saiya-Cork K, Sinsabaugh R, Zak D. The effects of long term nitrogen deposition on extracellular enzyme activity in an Acer saccharum forest soil. Soil Biology and Biochemistry, 2002, 34(9):1309-1315.
- [15] 沈芳芳, 袁颖红, 樊后保, 刘文飞, 刘苑秋. 氮沉降对杉木人工林土壤有机碳矿化和土壤酶活性的影响. 生态学报, 2012, 32(2): 517-527.

- [16] 宋学贵, 胡庭兴, 鲜骏仁, 肖春莲. 川南天然常绿阔叶林土壤酶活性特征及其对模拟 N 沉降的响应. 生态学报, 2009, 29(3):1234-1240.
- [17] Horn R. Aggregate characterization as compared to soil bulk properties. Soil and Tillage Research, 1990, 17(3/4):265-289.
- [18] Young I M, Crawford J W. Interactions and self-organization in the soil-microbe complex. Science, 2004, 304(5677):1634-1637.
- [19] Adesodun J K, Adeyemi E F, Oyegoke C O. Distribution of nutrient elements within water-stable aggregates of two tropical agro-ecological soils under different land uses. Soil and Tillage Research, 2007, 92(1/2):190-197.
- [20] 刘爱萍,李来胜,任秀文,卢平,陈中颖.珠三角地区大气氮磷干湿沉降通量及其组成特征 // 2013 年中国环境科学学会学术年会论文集.北京:中国环境科学学会, 2013, 5:4649-4656.
- [21] Wright R F, Rasmussen L. Introduction to the NITREX and EXMAN projects. Forest Ecology and Management, 1998, 101(1/3):1-7.
- [22] Gundersen P, Emmett B A, Kjønaas 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.
- [23] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析. 上海:上海科学技术出版社, 1978.
- [24] 关松荫. 土壤酶及其研究法. 北京:农业出版社, 1986.
- [25] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京:中国农业科技出版社, 2000.
- [26] Ghani A, Dexter M, Perrott K W. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. Soil Biology and Biochemistry, 2003, 35(9):1231-1243.
- [27] Hu Y L, Jung K, Zeng D H, Chang S X. Nitrogen and sulfur deposition altered soil microbial community functions and enzyme activities in a boreal mixedwood forest in western Canada. Canadian Journal of Forest Research, 2013, 43(9):777-784.
- [28] Ajwa H A, Dell C J, Rice C W. Changes in enzyme activities and microbial biomass of tallgrass prairie soil as related to burning and nitrogen fertilization. Soil Biology and Biochemistry, 1999, 31(5):769-777.
- [29] Aber J D, Nadelhoffer K J, Steudler P, Melillo J M. Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. BioScience, 1989, 39(6):378-386.
- [30] 方运霆,莫江明, Gundersen P, 周国逸, 李德军. 森林土壤氮素转换及其对氮沉降的响应. 生态学报, 2004, 24 (7):1523-1531.
- [31] 蔡玉婷,黄永芳,张太平,肖辉林,李跃林.模拟氮沉降对木荷人工幼林地土壤氮素、碳素和微生物量垂直分布的影响.生态环境学报, 2013,22(5):755-760.
- [32] 周晓兵, 张元明, 陶冶, 张丙昌. 古尔班通古特沙漠土壤酶活性和微生物量氮对模拟氮沉降的响应. 生态学报, 2011, 31(12): 3340-3349.
- [33] Enrique A-G, Bruno C, Christopher A, Virgile C, Stéven C. Effects of nitrogen availability on microbial activities, densities and functional diversities involved in the degradation of a Mediterranean evergreen oak litter (*Quercus ilex* L.). Soil Biology and Biochemistry, 2008, 40(7): 1654-1661.
- [34] Lipiec J, Wójciga A, Horn R. Hydraulic properties of soil aggregates as influenced by compaction. Soil and Tillage Research, 2009, 103(1): 170-177.
- [35] 刘兴诏,周国逸,张德强,刘世忠,褚国伟,闫俊华.南亚热带森林不同演替阶段植物与土壤中 N、P 的化学计量特征.植物生态学报, 2010,34(1):64-71.
- [36] 曹良元,张磊,蒋先军,苏海锋,石杰,李楠.长期垄作免耕对不同大小土壤团聚体中几种氮素形态分布的影响.植物营养与肥料学报, 2009,15(4):824-830.
- [37] 邱莉萍, 张兴昌, 张晋爱. 黄土高原长期培肥土壤团聚体中养分和酶的分布. 生态学报, 2006, 26(2):364-372.
- [38] 牛文静, 李恋卿, 潘根兴, 宋祥云, 李志鹏, 刘晓雨, 刘永卓. 太湖地区水稻土不同粒级团聚体中酶活性对长期施肥的响应. 应用生态学报, 2009, 20(9):2181-2186.
- [39] Wilson G W, Rice C W, Rillig M C, Springer A, Hartnett D C. Soil aggregation and carbon sequestration are tightly correlated with the abundance of arbuscular mycorrhizal fungi: results from long-term field experiments. Ecology Letters, 2009, 12(5):452-461.
- [40] Six J, Paustian K, Elliott E T, Combrink C. Soil structure and organic matter I. Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. Soil Science Society of America Journal, 2000, 64(2):681-689.
- [41] Steffens M, Kölbl A, Schörk E, Gschrey B, Kögel-Knabner I. Distribution of soil organic matter between fractions and aggregate size classes in grazed semiarid steppe soil profiles. Plant and Soil, 2011, 338(1/2):63-81.
- [42] Wu L, Vomocil J A, Childs S W. Pore size, particle size, aggregate size, and water retention. Soil Science Society of America Journal, 1990, 54 (4):952-956.
- [43] 彭新华,张斌,赵其国. 红壤侵蚀裸地植被恢复及土壤有机碳对团聚体稳定性的影响. 生态学报, 2003, 23(10):2176-2183.
- [44] Jastrow J D. Soil aggregate formation and the accrual of particulate and mineral-associated organic matter. Soil Biology and Biochemistry, 1996, 28 (4/5):665-676.