

中国典型生态系统土壤硝化强度的整合分析*

郭志英^{1,2} 贾仲君^{1†}

(1 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)

(2 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要 针对国内外 1959 年至 2013 年间发表的 2 900 篇中国土壤硝化相关论文, 获得 288 组中国土壤硝化强度数据, 涉及 26 个省份, 初步构建了开放式的中国土壤硝化信息系统。进一步利用整合分析, 评估了土壤理化性质与土壤硝化强度的可能联系。结果表明: 不同生态系统之间硝化速率由大到小依次为: 农田 ($\text{NO}_3^- - \text{N}$ $1.39 \pm 0.27 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$)、草地 (0.74 ± 0.17)、森林 (0.66 ± 0.16)、沙漠 (0.17 ± 0.08)、湿地 (0.06 ± 0.04)。在统计显著性的前提下, 硝化强度与环境因子之间表现出一定的相关性趋势: 即硝化强度与 pH、有效磷、硝态氮正相关, 与有机碳、速效氮和碳氮比负相关。在较大时空尺度下, 生态系统类型是土壤硝化过程地理分异规律的最优解释因子, 可能在硝化微生物形成与演替过程中发挥了重要作用。

关键词 中国土壤; 典型生态系统; 整合分析; 硝化速率; 硝化潜力

中图分类号 S154.1 **文献标识码** A

自然界的硝化过程完全依赖于微生物, 通过氨氮加氧酶将氨转化为亚硝酸盐和硝酸盐, 是地球氮素循环的关键限速步骤^[1-3]。硝化微生物存在于几乎所有的土壤, 但不同土壤中硝化强度分异的原因迄今仍不清楚。主要原因是: 土壤常被认为是地球异质性最强的复杂历史自然体, 其发生时间极难预测, 发育过程不可模拟, 土壤形成过程中生物的产生与演化仍是未解之谜。例如, Jenny 认为: “母质、地形、气候、时间和生物五大成土因素既不是土壤形成的驱动因子、也不是原因, 而是整体反映了某一种土壤历史形成过程及其现有状态”^[4]。换言之, 类似于土壤中其他所有的微生物, 硝化微生物多样性及其主导的硝化过程也是土壤母质在长期的生物和环境相互作用下的产物^[5-6]。然而, 较大地质历史时间尺度下的土壤形成过程不可逆转, 环境条件不可复制, 就目前的技术条件而言, 准确解析土壤中硝化微生物多样性的形成机制及演替规律具有极大的挑战性。

然而, 土壤及其中的微生物形成并非随机过

程。例如, 我国热带亚热带地区高温多雨、湿热同季, 有利于岩石风化与生物物质循环, 形成了典型红壤, 占我国土地总面积约 15.4%; 而年均温较低的东北地区, 则以典型腐殖质含量较高的黑土为主^[7]。因此, 土壤并非随机地分布于地球各个角落, 同一类型的土壤通常连片地分布在地球表面, 以可预测的方式有规律地分散于不同的自然环境中, 形成一种特定的生态景观。换言之, 在一定的空间尺度上, 各种土壤类型具有相对的稳定性, 如红壤中通常酸杆菌较多, 黑土则通常是变形菌为主。这也意味着, 在一定的空间尺度下, 特定区域土壤的物质循环通量具有相对的稳定性, 其波动范围通常不会对该土壤产生根本性的影响。地球土壤资源具有高度的多样性, 然而, 不同空间尺度下土壤生物地球化学循环的通量过程的综合分析则报道较少。

整合分析是对同一个研究主题下的多个独立实验结果进行综合研究的统计方法。硝化过程存在于几乎所有的土壤。通过收集中国土壤硝化研

* 土壤学科领域基础科学数据整合与集成应用 (XXH12504-1-02)、中国科学院战略性先导科技专项 (XDB15040000)、江苏省杰出青年科学基金 (BK2012048) 资助

† 通讯作者, E-mail: jia@issas.ac.cn

作者简介: 郭志英 (1988—), 男, 山西介休人, 硕士研究生, 主要从事土壤硝化和微生物生态方面的研究。E-mail: zyguo@issas.ac.cn

收稿日期: 2014-01-29; 收到修改稿日期: 2014-06-12

究方面的文献资料,建立土壤硝化强度数据库,分析不同生态系统土壤硝化强度之间的差异规律,可能为宏观大尺度下土壤硝化过程的形成及其演化机制提供一定的参考。

1 材料与方 法

1.1 数据获取与质量控制

以“土壤”和“硝化”为主题,对中国知网(CNKI)、维普科技期刊数据库、Elsevier 和 Springer 收录的期刊论文和学位论文进行检索,获得 1959 年至 2013 年间文献 2 900 篇。通过文献阅读分析,筛选获得含有我国硝化强度的文献 204 篇。文献筛选标准如下:(1)具有明确的硝化强度的数据,或者包括硝态氮浓度随时间变化的数据并可解析硝化作用的图片或表格;(2)土壤样品的理化性质和采样地点。满足条件的文献有 111 篇,从文献中提取获得 288 组硝化强度数据以及相应土壤理化性质数据,土壤样品涉及 26 个省份,基本情况如表 1 所示。

硝化强度是指单位时间内单位质量土壤中通过硝化作用生成的硝酸盐和亚硝酸盐的总量,在本文中可分为硝化速率、硝化潜力和总硝化速率三大类。硝化速率是指在无外源铵态氮底物加入条件下,硝态氮的产生速率;硝化潜力特指添加外源铵态氮条件下,单位时间内硝态氮的净增量,也常被称为硝化势。其研究方法主要包括以下几种:埋袋原位培养技术(In Situ Buried Bag Technique)^[8]、加盖原位培养技术(In Situ Covered Core Incubation)^[9]、同位素稀释技术(Isotope Pool Dilution Technique)^[10]、室内培养法^[11]、气压过程分离技术(Biometric Process Separation Technique, BaPS)^[12]。此外,BaPS 技术被认为采用了世界先进的气压过程分离(BaPS)手段,能够针对原状土壤样品进行总硝化速率测定,我们将该部分数据单独列出,作为总硝化速率。本文中硝化强度的单位统一为 $\text{NO}_3^- \text{N mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$ 。

据此,建立了中国土壤硝化信息系统(<http://210.72.68.157:8080>),主要包含以下信息:土壤采样地点的经、纬度等地理信息,土壤系统分类和发生分类名称,土壤所属的生态系统类型,硝化速率,试验测定方法,硝化潜力测定相关的外加氮源种类,土壤理化性质如 pH、铵态氮、硝态氮、全氮、有机质、有机碳、全磷、有效磷、速效钾、碳氮比、阳离

子交换量和黏粒含量等。进一步对数据库中每个属性的各条记录进行标准化处理。此外,对于个别属性缺失的数据进行补充,根据采样地点地理位置补充土壤所处的生态系统类型;通过查询土壤图,参照《中国土壤系统分类检索》补充土壤分类名称。

1.2 数据分析

首先,根据硝化强度的类型(硝化速率、硝化潜力、总硝化速率)对数据进行分组。其次,对不同时间点的硝态氮浓度与采样时间进行线性拟合,直线斜率为土壤中硝态氮的浓度随时间的变化率即硝化强度。最后,依据生态系统类型农田、草地、森林、沙漠、湿地,获得不同生态系统土壤硝化速率、硝化潜力和总硝化速率的统计概况(表 2)。其中,将农田进一步根据作物类型分为粮食作物、茶园和其他类型。

对不同生态系统类型的硝化速率(潜力)数据进行基本统计分析和 LSD 多重比较,并与土壤理化性质进行 Pearson 相关性分析,在此基础上对硝化强度进行回归分析,技术路线如图 1 所示。

2 结 果

2.1 典型生态系统土壤的硝化强度分析

如表 1 所示,通过文献分析共获得 115 组硝化速率数据,其中包含农田、草地、森林、沙漠和湿地五类典型生态系统,去除极端值后计算得到各生态系统土壤硝化速率均值,依次为 $\text{NO}_3^- \text{N } 1.39, 0.74, 0.66, 0.17, 0.06 \text{ mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$ (表 2)。不同生态系统的硝化速率呈现出农田 > 草地 > 森林 > 沙漠 > 湿地的整体特征。进一步对不同生态系统土壤的硝化速率进行多重比较(LSD)分析。农田硝化速率显著高于草地($p = 0.060$)、森林($p = 0.024$)和沙漠($p = 0.096$),而草地、森林、沙漠和湿地土壤之间差异不显著($p > 0.1$)。

进一步对 149 组硝化潜力数据进行了分析,包括农田、草地、森林生态系统,去除极端值后计算得到各生态系统土壤硝化潜力的均值依次为 $\text{NO}_3^- \text{N } 4.97, 7.41, 1.06 \text{ mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$ (表 2)。不同生态系统类型的土壤之间硝化潜力特征与硝化速率特征不同,表现为草地 > 农田 > 森林,对硝化潜力数据进行 LSD 分析。硝化潜力的 LSD 结果表明森林与农田($p = 0.012$)、草地($p = 0.057$)之间差异显著,农田与草地之间差异不显著($p > 0.1$)。

表 1 硝化强度与土壤理化性质基本情况

Table 1 Basic information of nitrification activity and soil properties

| 指标 Index | 硝化速率 | 硝化潜力 | 总硝化速率 | | 全氮 | 铵态氮 |
|-----------------------------|---|---|---|--|---|--|
| | Nitrification rate (NO_3^- -N $\text{mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$) | Potential nitrification rate (NO_3^- -N $\text{mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$) | Gross nitrification rate (NO_3^- -N $\text{mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$) | pH | Total nitrogen (g kg^{-1}) | Ammonium nitrogen (mg kg^{-1}) |
| 样本量 Number of samples | 115 | 149 | 24 | 269 | 234 | 82 |
| 均值 Mean | 1.28 | 5.92 | 7.64 | 6.13 | 3.41 | 14.0 |
| 中值 Median | 0.56 | 2.37 | 6.88 | 6.05 | 1.35 | 5.6 |
| 标准差 Standard dev | 2.88 | 9.66 | 6.76 | 1.61 | 14.2 | 33.4 |
| 最小值 Min | -2.29 | -4.10 | 0.94 | 3.00 | 0.00 | 0.30 |
| 最大值 Max | 21.5 | 74 | 33.92 | 9.98 | 157.34 | 292 |
| 指标 Index | 硝态氮 | 有机质 | 有机碳 | 全磷 | 有效磷 | 速效钾 |
| | Nitrate nitrogen (mg kg^{-1}) | Organic matter (g kg^{-1}) | Organic carbon (g kg^{-1}) | Total phosphorus (g kg^{-1}) | Available phosphorous (mg kg^{-1}) | Available potassium (mg kg^{-1}) |
| 样本量 Number of samples | 102 | 139 | 91 | 63 | 83 | 66 |
| 均值 Mean | 35.41 | 36.48 | 15.67 | 0.66 | 54.29 | 135.4 |
| 中值 Median | 13.44 | 20.57 | 13.86 | 0.54 | 21.20 | 122.3 |
| 标准差 Standard dev | 74.42 | 50.21 | 9.43 | 0.72 | 94.44 | 60.62 |
| 最小值 Min | 0.38 | 0.00 | 3.40 | 0.00 | 1.62 | 32.50 |
| 最大值 Max | 696.0 | 432.8 | 43.00 | 2.74 | 556.0 | 355.0 |
| 指标 Index | 速效氮 | 碳酸钙 | 碳氮比 | 氮磷比 | 阳离子交换量 | 黏粒含量 |
| | Available nitrogen (mg kg^{-1}) | Calcium carbonate (g kg^{-1}) | Carbon -nitrogen ratio | Nitrogen -phosphorus ratio | Cation exchange capacity (cmol kg^{-1}) | Clay content (g kg^{-1}) |
| 样本量 Number of samples | 36 | 13 | 78 | 8 | 42 | 54 |
| 均值 Mean | 106.3 | 32.28 | 13.2 | 4.21 | 15.22 | 123.9 |
| 中值 Median | 107.5 | 24.0 | 10.57 | 3.86 | 15.24 | 5.80 |
| 标准差 Standard dev | 65.55 | 30.42 | 8.42 | 1.37 | 7.52 | 169.6 |
| 最小值 Min | 14.3 | 2.00 | 4.42 | 1.93 | 3.34 | 0.10 |
| 最大值 Max | 257.2 | 89 | 52.44 | 6.49 | 34.14 | 492.8 |

表 2 典型生态系统土壤硝化强度

Table 2 Nitrification activity in ecosystems typical of China ($\text{NO}_3^- \text{-N mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$)

| 硝化强度 Nitrification activity | 生态系统类型 Ecosystem type | 样本数 Number of samples | 均值 Mean | 标准差 Standard dev | 标准误 Standard error | 95% 置信区间 95% confidence interval | |
|--------------------------------------|--------------------------|--------------------------|------------|---------------------|-----------------------|-------------------------------------|-------------------|
| | | | | | | 下限 Lower limit | 上限 Upper limit |
| | | | | | | 硝化速率 Nitrification rate | 农田 Farmland |
| 硝化速率 Nitrification rate | 森林 Forest | 32 | 0.66 | 0.89 | 0.16 | 0.34 | 0.98 |
| | 草地 Grassland | 26 | 0.74 | 0.86 | 0.17 | 0.40 | 1.09 |
| | 沙漠 Desert | 4 | 0.17 | 0.16 | 0.08 | -0.08 | 0.43 |
| | 湿地 Wetland | 2 | 0.06 | 0.05 | 0.04 | -0.38 | 0.51 |
| | 农田 Farmland | 101 | 4.97 | 4.30 | 0.43 | 4.12 | 5.81 |
| 硝化潜力 Potential nitrification rate | 森林 Forest | 8 | 1.06 | 0.69 | 0.24 | 0.49 | 1.64 |
| | 草地 Grassland | 2 | 7.41 | 5.27 | 3.73 | -39.93 | 54.74 |
| 总硝化速率 Gross nitrification rate | 农田 Farmland | 10 | 5.72 | 2.72 | 0.86 | 3.77 | 7.66 |
| | 森林 Forest | 6 | 7.76 | 1.05 | 0.43 | 6.66 | 8.86 |
| | 草地 Grassland | 5 | 5.25 | 3.93 | 1.76 | 0.38 | 10.13 |

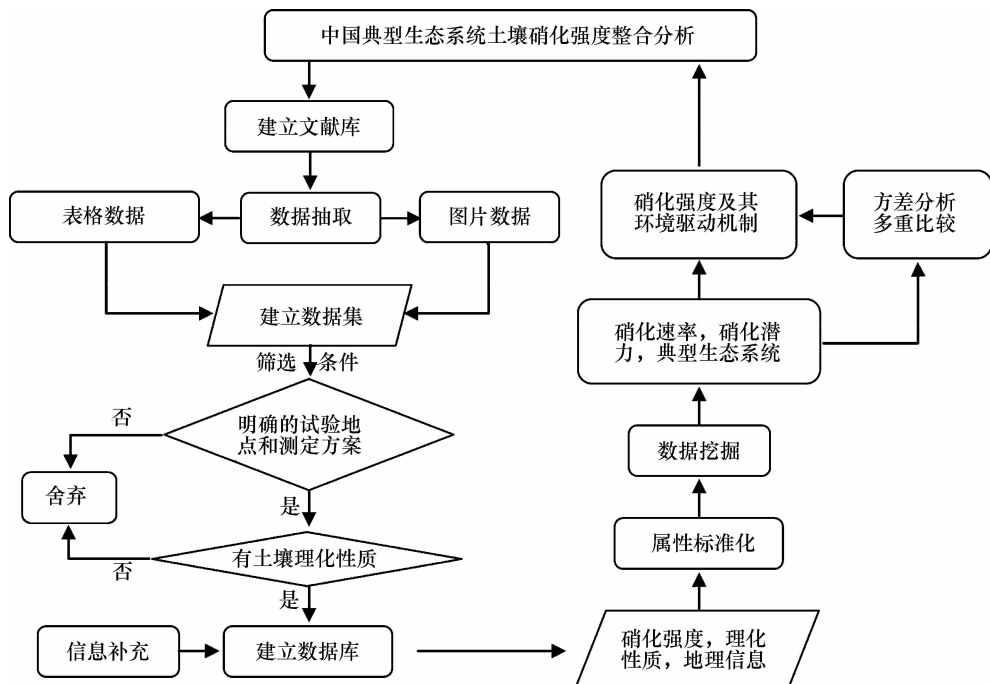


图 1 中国典型生态系统土壤硝化强度整合分析技术路线图

Fig. 1 Technical flowchart of meta-analysis of nitrification activity in ecosystems typical of China

对 24 组总硝化速率数据进行了分析, 包括农田、草地、森林生态系统, 去除极端值后计算得到各生态系统土壤硝化潜力的均值依次为 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 5.72、5.25、7.76 $\text{mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$ (表 2)。不同生态系统土壤总硝化速率差异未达到统计显著水平。

硝化速率是土壤在适宜温度和水分, 未添加外

源氮条件下的硝化强度; 硝化潜力是短期人为添加外源氮条件下的硝化强度; 总硝化速率是指原位条件下土壤的总硝化强度。统计分析结果表明: 对于农田、草地和森林三大主要生态系统, 森林土壤的硝化速率和潜力最低; 农田和草地的硝化强度均较高, 但表现形式存在差异, 如农田土壤硝化速率大

于草地,硝化潜力却低于草地。此外,不同作物类型的农田之间的硝化强度没有显著差异($p > 0.1$)。

2.2 土壤理化性质对硝化强度的影响

针对样本容量较大的生态系统类型,进行硝化强度与土壤性质之间的 Pearson 相关分析。结果表

明,在相关性显著的前提下,农田土壤硝化强度与酸碱度、硝态氮和有效磷含量均呈正相关,与有机碳呈负相关;森林土壤硝化强度与速效氮和土壤碳氮比呈负相关(表 3)。

表 3 硝化强度与土壤理化性质之间的 Pearson 相关性

Table 3 Pearson correlation result between nitrification activity and soil properties

| 指标 Index | 硝化速率 Nitrification rate | | | 硝化潜力 Potential nitrification rate | |
|------------------------------|-------------------------|-------------|------------|-----------------------------------|------------|
| | 农田 | 森林 | 草地 | 农田 | 森林 |
| | Farmland | Forest | Grassland | Farmland | Forest |
| pH | 0.19 (47) | 0.09 (27) | -0.41 (13) | 0.19** (107) | 0.37 (7) |
| 铵态氮 Ammonium nitrogen | 0.22 (18) | -0.32 (10) | 0.46 (4) | -0.16 (32) | 0.14 (5) |
| 硝态氮 Nitrate nitrogen | 0.77*** (22) | -0.28 (10) | 0.27 (4) | 0.71*** (39) | 0.21 (6) |
| 全氮 Total nitrogen | 0.05 (42) | -0.25 (25) | 0.06 (11) | -0.076 (100) | -0.41 (6) |
| 有机碳 Organic carbon | 0.07 (28) | -0.38 (14) | -0.39 (9) | -0.37** (44) | 1.00** (2) |
| 有效磷 Available phosphorous | 0.53** (18) | -0.23 (10) | NA (0) | 0.28* (49) | NA (0) |
| 速效氮 Available nitrogen | -0.02 (6) | -0.90** (5) | NA(0) | -0.16 (23) | NA (0) |
| 碳氮比 Carbon-nitrogen ratio | -0.35 (12) | 0.58** (17) | -0.48 (12) | -0.17 (13) | 1.00** (2) |

注: * 显著性水平为 0.1(双尾检测), ** 显著性水平为 0.05(双尾检测), *** 显著性水平为 0.01(双尾检测)。NA 表示数据量少,无法计算相关系数。括号内数值表示样本数 Note: * Correlation is significant at the 0.1 level (2-tailed). ** Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed). *** Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed). NA represents unable to compute correlation coefficient because amount of data is deficiency. Number in bracket represents number of samples

2.3 模型拟合

根据不同生态系统土壤硝化强度与土壤性质相关性分析结果,对统计显著的硝化强度与理化性质进行回归分析,分别使用线性模型(Linear)、对数模型(Logarithmic)、幂函数(Power)进行模拟。比较模型显著性和模型拟合效果,选择最优模型,结果见表 4。

3 讨论

微生物及其主导的生物地球化学过程极可能具有一定的分布规律,并被认为与历史地理因素和当代环境因素有关^[13],然而,目前尚未有被广泛认可的理论支持微生物地理分异规律^[14]。主要原因是:土壤中的微生物数量巨大^[15],种类繁多^[16],代

谢方式多样,环境适应能力强,而土壤及栖息其中的微生物是母质、气候、地形时间和生物长期共同相互作用下的产物,成土过程不可逆转的特性和环境条件的不可模拟性,导致目前技术条件下,很难定量解析不同因子在元素生物地球化学循环过程中的相对贡献。土壤硝化过程可作为微生物地理学研究的重要模式研究体系。土壤硝化过程的本质是氨氧化微生物。氨氧化微生物化能无机自养,仅能通过氧化氨分子获得能量维持其生存与生长,理论上而言,仅受氨分子和氧气浓度的影响,其代谢多样性较低,易于研究^[17]。我们的结果表明土壤硝化作用的变化规律具有一定的规律可循,生态系统类型可能是土壤硝化微生物地理分异规律的最优解释因子。

表 4 硝化强度与土壤理化性质之间的单因素回归分析

Table 4 Single factor regression between nitrification activity and soil properties

| 因变量 Variable | 自变量 Independent variable | 系数 Coefficient | 常数 Constant | 判定系数 <i>R</i> | 显著水平 <i>p</i> | 样本量 <i>n</i> |
|---|--|-------------------|----------------|------------------|------------------|-----------------|
| 农田硝化速率 Farmland nitrification rate | 硝态氮 Nitrate nitrogen | 0.030 | 0.747 | 0.771 | 0.000 | 22 |
| 农田硝化速率 Farmland nitrification rate | Ln (有效磷) Ln (Available phosphorous) | 0.249 | 0.097 | 0.537 | 0.022 | 18 |
| 森林硝化速率 Forest nitrification rate | 速效氮 Available nitrogen | -0.006 | 0.765 | 0.904 | 0.035 | 5 |
| 森林硝化速率 Forest nitrification rate | 碳氮比 Carbon-nitrogen ratio | 0.053 | 0.010 | 0.583 | 0.014 | 17 |
| 农田硝化潜力 Farmland potential nitrification rate | Ln (pH) | 6.770 | -5.414 | 0.209 | 0.031 | 107 |
| 农田硝化潜力 Farmland potential nitrification rate | 硝态氮 Nitrate nitrogen | 0.190 | 0.965 | 0.712 | 0.000 | 39 |
| 农田硝化潜力 Farmland potential nitrification rate | Ln (有机碳) Ln (Organic carbon) | -6.739 | 26.625 | 0.411 | 0.006 | 44 |
| 农田硝化潜力 Farmland potential nitrification rate | Ln (有效磷) Ln (Available phosphorous) | 3.213 | -1.290 | 0.388 | 0.006 | 49 |

母质、地形、气候时间和生物可被认为是影响硝化微生物及其强度的历史地理因素,而土地利用变化和施肥等管理措施则视为当代环境因素。经过原始成土的三个阶段如自养微生物定殖的岩漆阶段、地衣着生和苔藓繁殖的生物风化后,原始土壤发展告一段落并为高等植物生长发展提供了肥沃的基质^[18]。自然生态系统之间的差异主要表现为地表植被的差异。有研究表明不同地表植被影响了土壤理化性质和土壤中酶活性和微生物的活度^[19]。木本森林植物为多年生,其凋落物中单宁树脂类较多,分解后易产生酸性物质,酸性土壤中 NH_3 极易与氢离子结合形成无机铵态氮。已有的研究表明氨分子,而不是铵离子,才是氨氧化微生物的底物,因此,酸性土壤中氨氧化微生物处于底物匮乏状态,土壤硝化强度较低;而草本植物多为一年生,其凋落物多含纤维素,分解后产生较多的灰分和氮素,且不易产生酸性物质,因此草本植被下的土壤较木本植被更加有益于硝化过程的进行。此外,湿地通常与大气隔绝,其中氧气浓度远低于好氧旱地土壤,因此其硝化强度通常较低。

本研究中采集的数据涉及的生态系统有农田、草地、森林、沙漠和湿地五种类型。其中农田受到

了当代环境因素的强烈影响,如施肥以及其他田间管理措施。整合分析表明长期施用肥料,极可能提高了土壤中氨分子的浓度,定向富集土壤氨氧化微生物,提高了土壤硝化强度^[20]。人为管理措施不仅增加了生态系统的氮输入,改变了土壤氮素转化,当土壤中氮素含量达到土壤转化的饱和水平时也可能引起土壤性质的改变^[1],并且进一步改变微生物的群落结构及其主导的生物地球化学物质过程^[2,21]。

4 结论

整合分析表明土壤硝化强度呈现出农田 > 森林的规律。土壤硝态氮的背景浓度可在一定程度上反映土壤的硝化强度,土壤中有效磷含量可能影响土壤硝化过程。农田生态系统中土壤硝化强度随 pH 的升高而增大,随有效磷含量的升高而增大,随有机碳的升高而降低;森林生态系统中土壤硝化强度随速效氮和碳氮比的升高而降低。在全国尺度下,生态系统类型特别是植被覆披是土壤硝化强度变异的最优解释因子。

参 考 文 献

- [1] Falkowski P G, Fenchel T, Delong E F. The microbial engines that drive earth's biogeochemical cycles. *Science*, 2008, 320 (5879): 1034—1039
- [2] Gruber N, Galloway J N. An earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature*, 2008, 451(7176): 293—296
- [3] Kowalchuk G A, Stephen J R. Ammonia-oxidizing bacteria: A model for molecular microbial ecology. *Annual Reviews in Microbiology*, 2001, 55: 485—529
- [4] Jenny H. *The soil resource, origin and behaviour*. New York: Springer-Verlag, 1980
- [5] Alam M S, Ren G D, Lu L, et al. Conversion of upland to paddy field specifically alters the community structure of archaeal ammonia oxidizers in an acid soil. *Biogeosciences*, 2013, 10(8): 5739—5753
- [6] Wang B, Zheng Y, Huang R, et al. Active ammonia oxidizers in an acid soil are phylogenetically closely related to neutrophilic archaeon. *Applied and Environmental Microbiology*, 2013: AEM. 03613—03633
- [7] 熊毅, 李庆逵. 中国土壤. 北京: 科学出版社, 1987. Hseung Y, Li Q K. *Soils of China (In Chinese)*. Beijing: Science Press, 1987
- [8] Eno C F. Nitrate production in the field by incubating the soil in polyethylene bags. *Soil Science Society of America Journal*, 1960, 24(4): 277—279
- [9] Raison R, Connell M, Khanna P. Methodology for studying fluxes of soil mineral-N *in situ*. *Soil Biology & Biochemistry*, 1987, 19(5): 521—530
- [10] Murphy D, Recous S, Stockdale E, et al. Gross nitrogen fluxes in soil: Theory, measurement and application of ¹⁵N pool dilution techniques. *Advances in Agronomy*, 2003, 79: 69—118
- [11] Jiang X, Liu W, Liu Q, et al. Soil N mineralization, nitrification and dynamic changes in abundance of ammonia-oxidizing bacteria and archaea along a 2000 year chronosequence of rice cultivation. *Plant and Soil*, 2013, 365(1/2): 59—68
- [12] Sun G, Luo P, Wu N, et al. *Stellera chamaejasme* L. increases soil N availability, turnover rates and microbial biomass in an alpine meadow ecosystem on the eastern Tibetan Plateau of China. *Soil Biology & Biochemistry*, 2009, 41(1): 86—91
- [13] Hanson C A, Fuhrman J A, Horner-Devine M C, et al. Beyond biogeographic patterns: Processes shaping the microbial landscape. *Nature Reviews Microbiology*, 2012, 10(7): 497—506
- [14] Dolan J R. Microbial biogeography? *Journal of Biogeography*, 2006, 33(2): 199—200
- [15] Whitman W B, Coleman D C, Wiebe W J. Prokaryotes: The unseen majority. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 1998, 95(12): 6578—6583
- [16] Torsvik V, Goksøy J, Daae F L. High diversity in DNA of soil bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 1990, 56(3): 782—787
- [17] Kowalchuk G A, Stephen J R. Ammonia-oxidizing bacteria: A model for molecular microbial ecology. *Annual Reviews in Microbiology*, 2001, 55(1): 485—529
- [18] 朱显谟. 论原始土壤的成土过程. *中国科学 B 辑*, 1983, 10: 919—927. Zhu X M. Pedogenetic process of palaeosol (In Chinese). *Scientia Sinica B*, 1983, 10: 919—927
- [19] Lucas-Borja M E, Bastida F, Nicolás C, et al. Influence of forest cover and herbaceous vegetation on the microbiological and biochemical properties of soil under mediterranean humid climate. *European Journal of Soil Biology*, 2010, 46(5): 273—279
- [20] Wu Y, Lu L, Wang B, et al. Long-term field fertilization significantly alters community structure of ammonia-oxidizing bacteria rather than archaea in a paddy soil. *Soil Science Society of America Journal*, 2011, 75(4): 1431—1439
- [21] Ager D, Evans S, Li H, et al. Anthropogenic disturbance affects the structure of bacterial communities. *Environmental Microbiology*, 2010, 12(3): 670—678

META-ANALYSIS OF SOIL NITRIFICATION ACTIVITY IN ECOSYSTEMS TYPICAL OF CHINA

Guo Zhiying^{1,2} Jia Zhongjun^{1†}

(1 Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

(2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract Nitrification plays an important role in global nitrogen recycling and exists ubiquitously on earth. Nitrification activity determines nitrogen transformation process and is solely catalyzed by ammonia oxidizers and nitrite oxidizers. Nitrification has been intensively investigated, generally, on a field scale in a single location but little has been done on a large scale. On a global scale, soil varies and distributes in the epigeosphere regularly according to certain laws as affected by different hydrothermal conditions. Meanwhile, soil microbial communities exhibit distinct biogeographic patterns and their distribution is mainly influenced by contemporary environmental factors and historical evolutionary factors. However, almost little is known about spatial patterns of functionally important biogeochemical processes that are mainly driven

by microbial communities. In this study, here we report the construction of a soil nitrification database, meta-analysis of nitrification activity in ecosystems typical of China and main driving forces of nitrification rate on a national scale. From the 2 900 papers published both abroad and at home during the period of 1959—2013 on soil nitrification and found available in the literature database of soil science, 111 papers were collected according to the same data mining standards. A total of 288 sets of data were obtained on soil nitrification activity in the soils in 26 provinces of China. Based on the data extracted from the papers and acquired from the online database, a Soil Nitrification Information System (SNIS), was constructed. The system covers data, like sample locations, soil properties (including pH, total nitrogen, nitrate nitrogen, organic carbon, available phosphorous, clay content, etc.) and nitrification activity. Nitrification activity was assessed by three parameters including net nitrification rate, potential nitrification rate and gross nitrification rate using the conventional analytical methods. One-way analysis of variance (ANOVA) and the least significant difference test (LSD) were employed to explore difference in nitrification activity between different ecosystems, that is, farmland, grassland, forest land, desert and wetland. Pearson correlation analysis was employed to reveal relationships between soil properties and nitrification activity. Single factor models were used to estimate correlation coefficients between nitrification activity and soil properties. Net nitrification rate varied with the ecosystem, displaying a decreasing order of from farmland (NO_3^- -N $1.39 \pm 0.27 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$) > grassland (0.74 ± 0.17) > forest (0.66 ± 0.16) > desert (0.17 ± 0.08) > wetland (0.06 ± 0.04). The net nitrification rate of the farmland ecosystem is significantly higher than those of the others. In terms of potential nitrification rate, grassland (7.41 ± 3.73) ranks first among the five ecosystem and was followed by farmland (4.97 ± 0.43), forest (1.06 ± 0.24) and the other two, showing differences significant on a 0.05 level, while in terms of gross nitrification rate, forest land (7.76 ± 0.43) did first and was followed by farmland (5.72 ± 0.86), grassland (5.25 ± 1.76) and the others. Pearson correlation analysis shows that in the farmland ecosystem, net nitrification rate was closely related to soil nitrate nitrogen and available phosphorous, and potential nitrification rate to soil pH, nitrate nitrogen, organic carbon and available phosphorous, while in the forest ecosystem, net nitrification rate was to soil available nitrogen and carbon-nitrogen ratio. Statistic analysis demonstrates that on the national scale, nitrification activity varied significantly between the ecosystems and nitrification rate was significantly lower in natural ecosystems than in anthropogenic ecosystems, and soil pH and nitrate nitrogen concentration appeared to be good indicators of soil nitrification activity in these ecosystems.

Key words Chinese soil; Typical ecosystem; Meta-analysis; Nitrification rate; Potential nitrification rate

(责任编辑:陈德明)