

芦远闯, 刘莹, 王钢, 朱堃. 土壤-秸秆系统孔隙结构介导 N<sub>2</sub>O 产生与排放的微观机制综述[J]. 土壤学报, 2026,  
LU Yuanchuang, LIU Ying, WANG Gang, ZHU Kun. Microscopic Mechanisms Mediating N<sub>2</sub>O Production and Emission in Soil-  
Straw System Pore Structures: A Review[J]. Acta Pedologica Sinica, 2026,

## 土壤-秸秆系统孔隙结构介导 N<sub>2</sub>O 产生与排放的微观 机制综述\*

芦远闯<sup>1,2</sup>, 刘莹<sup>1</sup>, 王钢<sup>1</sup>, 朱堃<sup>1,2†</sup>

(1. 中国农业大学土地科学与技术学院, 北京 100193; 2. 农业农村部华北耕地保育重点实验室, 北京 100193)

**摘要:** 氧化亚氮 (N<sub>2</sub>O) 是重要的温室气体, 其农田排放机制是当前研究热点。然而, 以往研究多集中于气候、土壤、农田管理等驱动因素, 对土壤孔隙异质性调控 N<sub>2</sub>O 产生与排放的微观机制缺乏系统性总结。本文系统梳理了土壤孔隙特征 (孔隙度、孔径分布等) 的动态变化对水分、气体和溶质运移过程的影响, 进而阐明其塑造 N<sub>2</sub>O 产生与扩散的微环境过程。特别探讨了秸秆还田情况下, 土壤物理结构、水分状态以及秸秆管理 (种类、方式、年限) 对孔隙异质性的影响。在此基础上, 分类解析了孔隙尺度下碳、氮底物和氧气分布的微观异质性对 N<sub>2</sub>O 产生的关键调控作用, 揭示了孔隙异质性是驱动 N<sub>2</sub>O 排放“热点效应”的关键因素。进一步总结了基于孔隙特征调控 N<sub>2</sub>O 排放的微观尺度措施 (优化还田技术、生物互作调控技术)。通过构建孔隙尺度 N<sub>2</sub>O 产生与排放的微观调控框架, 旨在深化对秸秆还田影响 N<sub>2</sub>O 排放机制的理解, 为优化农田碳氮管理、实现固碳减排提供理论依据和新思路。

**关键词:** 土壤孔隙结构; N<sub>2</sub>O 产生与排放; 秸秆还田; 干湿交替; 微域异质性

中图分类号: S152.5; S154.1 文献标志码: A

### Microscopic Mechanisms Mediating N<sub>2</sub>O Production and Emission in Soil-Straw System Pore Structures: A Review

LU Yuanchuang<sup>1,2</sup>, LIU Ying<sup>1</sup>, WANG Gang<sup>1</sup>, ZHU Kun<sup>1,2†</sup>

(1. College of Land Science and Technology, China Agricultural University, Beijing 100193, China; 2. Key Laboratory of Arable Land Conservation in North China, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Beijing 100193, China)

**Abstract:** Nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) is a potent greenhouse gas; thus, understanding its emission mechanisms from agricultural soils is a critical research priority. Previous studies have largely focused on macro-scale drivers like climate and management, leaving a gap in the systematic understanding of how micro-scale soil pore heterogeneity regulates N<sub>2</sub>O dynamics. This review addresses this gap by synthesizing current knowledge. It first examines how dynamic changes in soil pore characteristics (e.g., porosity, pore-size distribution, connectivity) govern the transport of water, gases (O<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O), and solutes, thereby creating distinct microenvironments for N<sub>2</sub>O production and diffusion. A key focus is the scenario of straw incorporation. The analysis details how straw management, encompassing

\*国家重点研发计划项目 (2025YFE0208700) 和国家自然科学基金项目 (42177311) 资助 Supported by the National Key Research and Development Program of China (No. 2025YFE0208700) and the National Natural Science Foundation of China (No. 42177311)

†通讯作者 Corresponding author, E-mail: kunzhu@cau.edu.cn

作者简介: 芦远闯 (1998—), 男, 博士研究生, 主要研究方向为土壤-秸秆界面区域研究。E-mail: yuanchuanglu@cau.edu.cn  
收稿日期: 2025-08-18; 收到修改稿日期: 2026-01-27; 网络首发日期 (www.cnki.net):

application methods, duration, and straw type—interacts with soil physical structure and moisture regimes (particularly wetting-drying cycles) to reshape pore network heterogeneity. Building on this physical foundation, the review then analyzes the consequential biogeochemical effects. It highlights how pore-scale heterogeneity in the distribution and accessibility of carbon/nitrogen substrates and oxygen critically regulates microbial nitrogen transformation processes (e.g., nitrification and denitrification), ultimately controlling N<sub>2</sub>O production pathways and the emergence of emission “hotspots.” Furthermore, this synthesis consolidates potential micro-scale mitigation strategies that leverage pore structure manipulation. These include optimizing straw treatment (e.g., biochar production, particle size reduction) and targeting microbial communities to design microenvironments that suppress N<sub>2</sub>O formation or enhance its reduction to N<sub>2</sub>. In summary, by developing an integrated framework that links pore structure dynamics with microbial biogeochemistry, this review advances the mechanistic understanding of N<sub>2</sub>O emissions under straw incorporation. It provides a novel, pore-centric perspective and a theoretical basis for designing innovative farmland management practices aimed at reducing greenhouse gas emissions while supporting sustainable agriculture.

**Key words:** Soil pore structure; N<sub>2</sub>O production and emission; Straw incorporation; Wetting-drying cycles; Microscale heterogeneity

全球每年产生数十亿吨农业秸秆<sup>[1]</sup>, 将其还田是改善土壤结构、促进养分循环和固碳的重要农业措施。然而, 该措施对强效温室气体氧化亚氮 (N<sub>2</sub>O) 排放的影响却充满了复杂性。一方面, 秸秆分解产物作为反应底物对 N<sub>2</sub>O 排放的影响存在差异: (1) 秸秆分解可为土壤反硝化过程提供丰富的碳源, 或刺激微生物生长进而增强反硝化作用, 从而显著促进 N<sub>2</sub>O 的产生与排放<sup>[2]</sup>; (2) 高碳氮比 (C/N) 的秸秆也可能加剧微生物与植物间的氮竞争, 导致微生物氮固持, 反而抑制了作为 N<sub>2</sub>O 前体的无机氮转化过程<sup>[3]</sup>。另一方面, 秸秆本身结构特点对 N<sub>2</sub>O 排放的影响存在差异: (1) 在还田初期, 形态各异的秸秆碎片与土壤颗粒之间产生大量临时性的结构性大孔隙, 这直接增加了孔隙网络的连通性, 为 N<sub>2</sub>O 等气体排放创造了初始通道<sup>[4]</sup>; (2) 长期降解后, 秸秆碎块已基本被分解为小分子有机物, 不再通过直接影响土壤大孔隙占比及分布, 进而影响 N<sub>2</sub>O 等气体扩散过程<sup>[5]</sup>。上述研究结果的差异性, 凸显了秸秆还田影响 N<sub>2</sub>O 排放过程的复杂性。导致上述差异的关键在于传统田块/土柱尺度研究忽略了土壤内部的微观异质性。

土壤本质上是一种高度异质的多孔介质, 其 N<sub>2</sub>O 产生过程并非均匀发生, 而是在特定的微环境中以“热点 (hotspots)”和“热时 (hot moments)”的形式集中爆发。因此, 从孔隙尺度出发, 是理解并调和上述争议的关键。土壤孔隙结构决定了水分、气体和溶质的微观传输路径与分布<sup>[6]</sup>, 直接控制着硝化与反硝化等关键生物过程所需的氧气、碳、氮底物的局部可利用性, 因此, 土壤孔隙结构作为物理介导途径的关键作用亟待系统总结。本文聚焦土壤-秸秆孔隙特征通过驱动水气输运-底物再分配, 塑造氮转化微环境与排放热点。厘清该机制, 对深化秸秆还田影响 N<sub>2</sub>O 产生与排放的理解具有重要意义。因此, 本文将从以下三方面进行系统综述: (1) 影响土壤-秸秆系统孔隙特征的关键因素; (2) 土壤-秸秆系统孔隙异质性对 N<sub>2</sub>O 产生与排放的调控机制; (3) 基于孔隙尺度调控的农田 N<sub>2</sub>O 减排微观策略, 以期为建立更精准的农田管理措施提供理论基础。

## 1 土壤-秸秆系统孔隙特征变化的影响因素

### 1.1 土壤孔隙特征参数分类

土壤孔隙特征是影响土壤物理、化学及生物过程的核心因素<sup>[7]</sup>。由于孔隙参数多样、功

能各异, 为对孔隙特征中与影响  $N_2O$  产生过程直接相关的参数进行针对性分析, 可将其分为直接结构、动态传输两类参数<sup>[8-9]</sup>。直接结构参数主要表征孔隙的物理结构与几何构成, 影响着孔隙内部物质(水分、碳氮底物等)的空间分布特征和不同氮转化过程微生物的栖息环境。核心参数包括孔隙度和孔径分布。基于此, 可将孔隙分为大、中、微三类(表 1)。尽管划分标准不一, 但其功能差异具有共识性<sup>[10]</sup>。孔径分布同样影响着土壤-秸秆系统的氧气( $O_2$ )水平, 有研究发现, 在含水量逐渐升高的土柱中, 95~110  $\mu m$  孔径的占比与土壤  $O_2$  水平达到好氧/厌氧临界点的时间显著相关, 这表明孔径范围对  $N_2O$  产生所需  $O_2$  条件具有重要作用<sup>[11]</sup>。动态传输参数则更多地描述孔隙之间的连接和排列方式, 直接调控着  $N_2O$  产生所需碳氮底物在土壤中的迁移过程。这类参数包括孔隙连通率、喉道直径、配位数、球度及分形维数等<sup>[12-13]</sup>。以大孔隙为例, 在土壤总体积中, 大孔隙虽然占比较低, 但因其优越的连通性和较低的迂曲度, 构成了水分和溶质优先流的主要通道, 呈现出“低体积占比, 高传输贡献”的典型特征<sup>[14]</sup>。综上可知, 在评估孔隙结构对  $N_2O$  产生过程的影响时, 必须明确具体的孔隙参数是改变了孔隙的体积分布, 还是优化了其连通特性, 这样的分析才能使结论更加清晰、精确。

表 1 土壤孔径分类及各类别的功能  
Table 1 Soil pore size classification and functions of each classification

孔径类别 Pore type	有效直径范围 Effective diameter range/ $\mu m$	孔隙特征 Pore characteristics
大孔隙 Macropores	> 80	主导气体快速扩散(如 $O_2$ 进入、 $CO_2$ 、 $N_2O$ 排出)和水的快速运移
中孔隙 Mesopores	30-80	水和底物扩散受限, 释放与运移缓慢
小孔隙 Micropores	< 30	容易形成缺氧微区, 是反硝化作用的关键场所

## 1.2 影响土壤-秸秆系统孔隙结构变化的主要因素

**1.2.1 土壤颗粒与水分的影响** 土壤孔隙结构的异质性是介导  $N_2O$  产生微环境的关键因素。其中, 土壤固相基质(颗粒组成)是决定孔隙静态特征的核心因素, 直接影响着  $N_2O$  产生所需的氧气与水分条件。例如, 土壤容重增加会导致土壤结构压实, 大孔隙占比显著下降, 而中、小孔隙相对增加<sup>[14]</sup>。这种结构性变化会直接降低土壤的通气性, 限制氧气向微域的扩散, 从而促进厌氧环境的形成, 为反硝化过程生成  $N_2O$  创造有利条件。土壤质地对孔隙特征及  $N_2O$  产生路径也具有重要影响: 砂粒含量高的土壤通常形成更多连通性好的大孔隙, 有利于氧气扩散, 硝化作用可能占主导; 而粉粒和黏粒含量高的土壤则以微小孔隙为主, 气体扩散受限, 更易形成持续的厌氧区, 增强反硝化潜力及  $N_2O$  排放速率<sup>[15-16]</sup>。

除静态结构外, 土壤孔隙网络是一个高度动态的系统, 其变化主要由土壤水分驱动, 并深刻影响  $N_2O$  的“热时”排放。干湿交替是调控孔隙结构动态变化进而影响  $N_2O$  产生的关键过程。研究表明, 干湿交替虽不显著改变土壤总孔隙度, 但会引发小孔隙比例增加、孔隙连通性下降等细微结构重组<sup>[17]</sup>。这些变化显著调控水分和气体的微观传输路径: 在干燥阶段, 充气孔隙增多, 氧气供应充足, 有利于硝化作用; 而在湿润阶段, 充水孔隙度升高, 氧气扩散受阻, 厌氧微域迅速扩大, 反硝化过程被激活, 导致  $N_2O$  排放峰值出现<sup>[18-19]</sup>。因此, 由水分动态驱动的孔隙结构变化, 尤其是连通性与曲折度的改变, 较总孔隙度更能灵敏地指示  $N_2O$  排放通量的变化, 是理解  $N_2O$  “热点”与“热时”形成机制不可忽视的微观基础。

**1.2.2 秸秆添加的影响** 当秸秆作为外源物质添加进土壤中, 形成的土壤-秸秆系统会展现出独特的孔隙特征, 这些特征不仅受上述土壤质地、容重及干湿交替的影响, 还会受到秸秆种类、还田方式及还田年限等因素影响<sup>[5, 15]</sup>。

(1) 秸秆种类: 因秸秆种类不同, C/N 比不同, 其降解程度与速率亦有差异<sup>[16]</sup>。豆科作物的秸秆碳氮比较低, 其降解速率和腐解程度均高于玉米、水稻等高碳氮比的秸秆。秸秆的碳氮比及其化学物质的释放过程会共同影响土壤孔隙特征, 包括大孔隙占比和孔隙连通

度。高碳氮比的秸秆能够在土壤-秸秆系统中维持更久的大孔隙空间，而低碳氮比的秸秆则因分解更快，能够迅速释放胶体类物质，促进粉粒与黏粒胶结，提高孔隙的连通性。此外，秸秆的种类与降解过程还与还田方式密切相关<sup>[17]</sup>。因此，不同种类秸秆会导致孔隙孔径分布、孔隙连通性出现怎样的变化，需根据土壤质地、还田方式、技术等进一步分类研究。

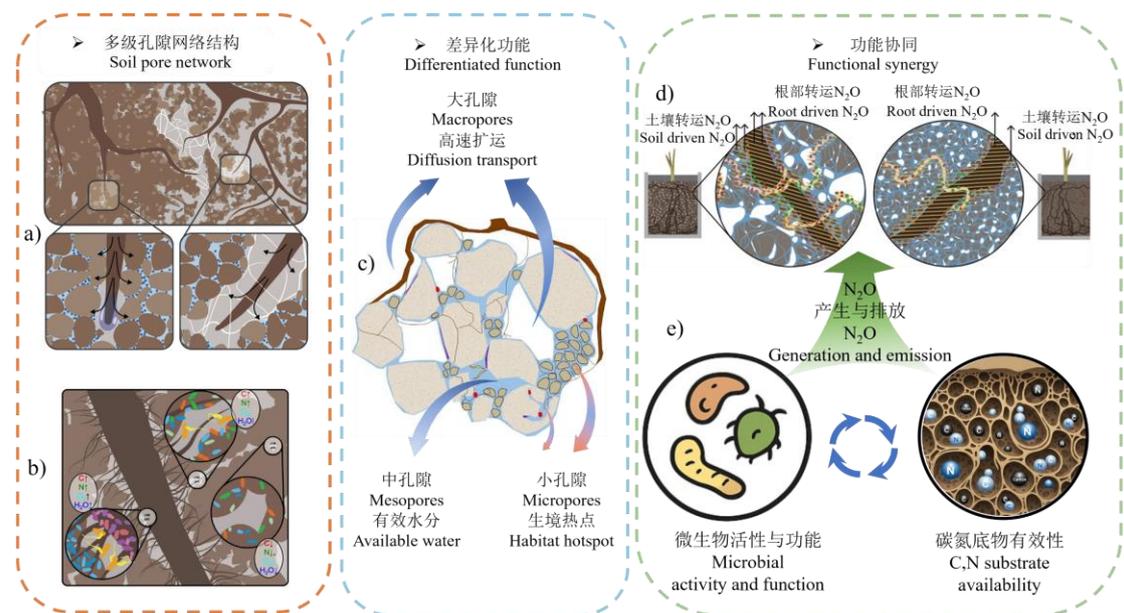
(2) 还田方式：还田方式是决定孔隙结构改变模式的关键。不同的方式（包括秸秆覆盖、粉碎还田及层状翻埋）在空间上重塑了孔隙的分布与连通性。秸秆覆盖处理能够减少雨水冲刷、机械扰动（压实），使土壤结构保持疏松，同时秸秆腐解产生的小分子有机物能够胶结土壤颗粒，进而增加表层土壤的孔隙度以及孔隙连通性，这种梯度变化会进一步影响土壤水分运动以及气体交换等过程，但这种影响会随着土层深入而逐渐减弱<sup>[18]</sup>。秸秆粉碎还田能够提高土壤-秸秆系统总孔隙度及孔隙连通度，在孔隙尺度上，均匀分布在土壤中的秸秆颗粒周围（即凋落物际区域）会出现孔隙特征的梯度分布，这是由于秸秆的持水性较强，会导致秸秆附近区域的孔隙发生充水膨胀，从而导致充水孔隙中的大孔隙占比升高。秸秆层状处理是将秸秆聚集在一起并直接翻埋进土壤中的还田方式，这会在土壤-秸秆系统中形成与其他土体孔隙结构截然不同的秸秆层。在田块尺度上，秸秆层具有丰富的大孔隙及远高于土壤的孔隙度，这使得土壤-秸秆系统孔隙度、孔隙连通性及大孔隙占比显著提高。在孔隙尺度上，土壤-秸秆层界面处会出现孔径梯度分布现象，并可能诱发优先流，从而加速水分的垂直运移。

(3) 还田年限：还田年限对土壤孔隙的影响可分为短期与长期秸秆还田两种情形。孔隙结构改变与秸秆降解阶段紧密相关。在秸秆短期还田过程中，可分为初始扰动与快速分解两个阶段。在初始阶段，形态各异的秸秆碎片与土壤颗粒之间产生大量临时性的结构性大孔隙，这直接增加了孔隙网络的连通性，为水气交换创造了初始通道。在秸秆快速降解阶段，秸秆分解会使得许多小分子有机物进入土壤，在土壤-秸秆接触界面区域黏结土壤微团聚体，使得部分微团聚体胶结为大团聚体<sup>[19-20]</sup>，有利于土壤通气性的提升。Ding 等<sup>[21]</sup>通过研究不同容重土柱秸秆分解过程孔隙特征的变化，发现秸秆分解有利于促进新孔隙的形成，提高孔隙连通性，在较低容重（ $1.2 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ）条件下以  $100\sim 300 \mu\text{m}$  孔径孔隙占比增加为主，在较高容重（ $1.5 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ）条件下以  $50\sim 100 \mu\text{m}$  孔径孔隙占比增加为主。

在长期秸秆还田条件下，孔隙特征会出现与短期不同的变化。研究表明，与未进行秸秆还田的处理相比，长期添加秸秆显著增加了土壤中小孔隙和孤立孔隙的数量与占比，而对大孔隙的影响并不明显。这可能是因为秸秆在长期分解过程中转化为有效碳氮等养分物质，不再直接对孔隙结构产生影响，小孔隙的增加主要源于小分子有机物的胶结作用。但也有其他研究发现<sup>[15]</sup>，长期秸秆添加有效增加了中、大孔隙占比，同时显著提高了耕层土壤孔隙连通性。上述看似矛盾的研究结果，其背后可能反映了同一个核心机制：长期秸秆还田的累积效应。长期的有机质积累会增强土壤结构稳定性，进而促使孔隙分布从以单一孔径为主的“单峰型”演变为多个孔径范围共存的“多峰型”<sup>[22]</sup>，而这一转变为多级孔隙网络结构的形成奠定了结构基础。

本文将多级孔隙网络结构定义为由不同孔径（大孔、中孔、微孔）共同构成，并在特定土壤过程中发挥协同作用的结构体系（图 1）。具体而言，不同尺度的孔隙具有差异化功能，例如，有研究<sup>[23]</sup>通过添加  $^{13}\text{C}$  标记的丙酮酸，测定不同孔径孔隙中微生物呼吸和底物矿化速率，探讨了微生物活性在不同孔径（ $3\sim 10 \mu\text{m}$  和  $30\sim 100 \mu\text{m}$ ）的分布规律。研究还发现，大孔隙支持更快的有机底物矿化，但微生物碳利用效率较低；而小孔隙表现出更高的碳利用效率，这表明小孔隙可能更适合微生物的代谢活动和碳循环。此外，多级孔隙网络结构还可产生功能协同。例如，在长期秸秆还田后，尽管土壤总孔隙率未显著增加，但孔隙网络的复杂性显著提高<sup>[24]</sup>。这种复杂的多级孔隙网络结构能够同时支持好氧区域的硝化作用和厌氧区域的反硝化作用，形成硝化-反硝化的“空间接力”式氮转化。大孔隙边缘的硝化作用提供

硝态氮 ( $\text{NO}_3^-$ ), 这些  $\text{NO}_3^-$  随水分扩散至微孔隙, 成为反硝化底物, 从而导致  $\text{N}_2\text{O}$  排在空间和时间的异质性。



注: 图 1 a)<sup>[25]</sup> 不同孔径孔隙的异质分布; 图 1 b)<sup>[26]</sup> 孔隙网络多级共存; 图 1 c) 氮转化过程中不同类型孔隙存在差异化功能; 图 1 d)<sup>[27]</sup>和图 1 e) 碳氮底物有效性与微生物反应过程协同影响  $\text{N}_2\text{O}$  产生与排放。Note: Fig. 1 a)<sup>[25]</sup> Heterogeneous distribution of pores across different size classes; Fig. 1 b)<sup>[26]</sup> Co-existence of hierarchical pore networks; Fig. 1 c) Distinct functions of different pore types during nitrogen transformation; Figs. 1 d)<sup>[27]</sup> and 1 e) Synergistic effects of C/N substrate availability and microbial reaction processes on  $\text{N}_2\text{O}$  production and emission.

图 1 土壤多级孔隙网络结构示意图

Fig. 1 Schematic diagram of soil hierarchical synergistic pore network

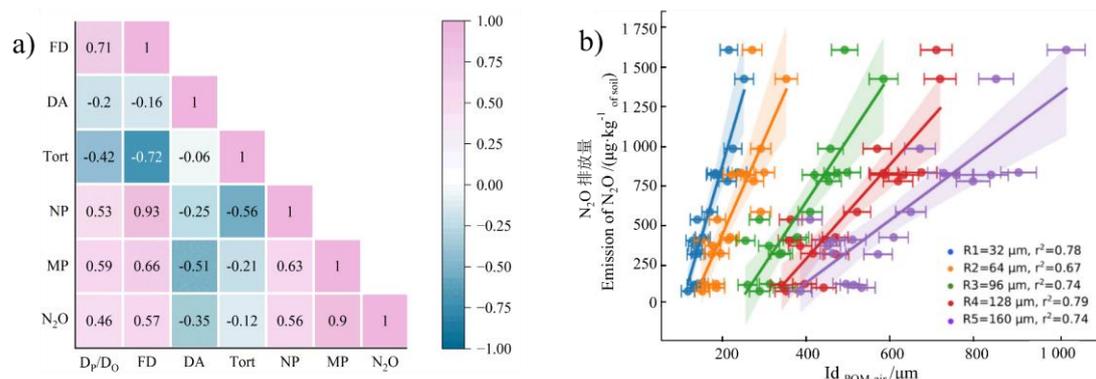
**1.2.3 影响因素间的交互作用** 不同因素对孔隙特征的影响存在交互作用。当多种因素共同作用时, 其效应复杂多变, 可能增强或抵消彼此的效应, 最终影响土壤孔隙的分布、形态和功能稳定性: (1) 秸秆对孔隙结构的影响受土壤质地的影响。在砂质土壤中, 由于其初始孔隙网络连通性较高, 秸秆添加对孔隙特征的改变通常较为有限, 有研究表明, 相较于砂质土壤, 炭化秸秆还田对黏质土壤中孔径分布、连通性的影响更为显著<sup>[28]</sup>。这可能是由于黏质土壤的初始孔隙较小且连通性差, 秸秆分解过程中释放的小分子有机物能够有效胶结土壤颗粒, 形成更稳定的团聚体结构, 从而显著提高土壤的大孔隙比例和孔隙连通性。

(2) 干湿交替影响秸秆对孔隙特征的改变。干湿交替通过其物理扰动与生物化学效应的耦合作用影响秸秆还田后土壤孔隙结构的演化路径<sup>[11, 29]</sup>。在土壤结构层面, 土壤的干缩湿胀效应会重塑土壤-秸秆界面, 导致界面区域孔隙的形态与连通性发生动态变化。在生物化学层面, 干湿交替 (尤其是复湿过程) 能加速秸秆的物理崩解与微生物分解过程, 促使秸秆自身从初期形成临时性大孔隙的物理骨架, 快速转化为分解产物, 进而通过胶结作用影响周围土壤<sup>[4]</sup>。这一转变驱动了孔隙系统从初期以秸秆“物理占位”形成的大孔隙为主, 向后期由土壤-有机质复合体主导的、具有复杂级配的孔隙网络演变。

综上所述, 即使采用同一种还田方式, 在不同土壤质地条件下对孔隙结构的影响也可能迥异 (改善或无显著变化), 当进一步考虑干湿交替等水分变化因素时, 多种因素同时作用于土壤-秸秆系统孔隙结构, 此时, 关键在于: 何种因素 (如土壤质地、秸秆还田方式等) 占主导作用? 交互作用是否普遍存在于所有孔隙特征参数 (如孔隙度、连通性、孔径分布等) 的变化过程中? 上述涉及多因素交互作用的核心问题亟待深入研究。

## 2 土壤-秸秆系统孔隙特征变化对土壤 N<sub>2</sub>O 的影响

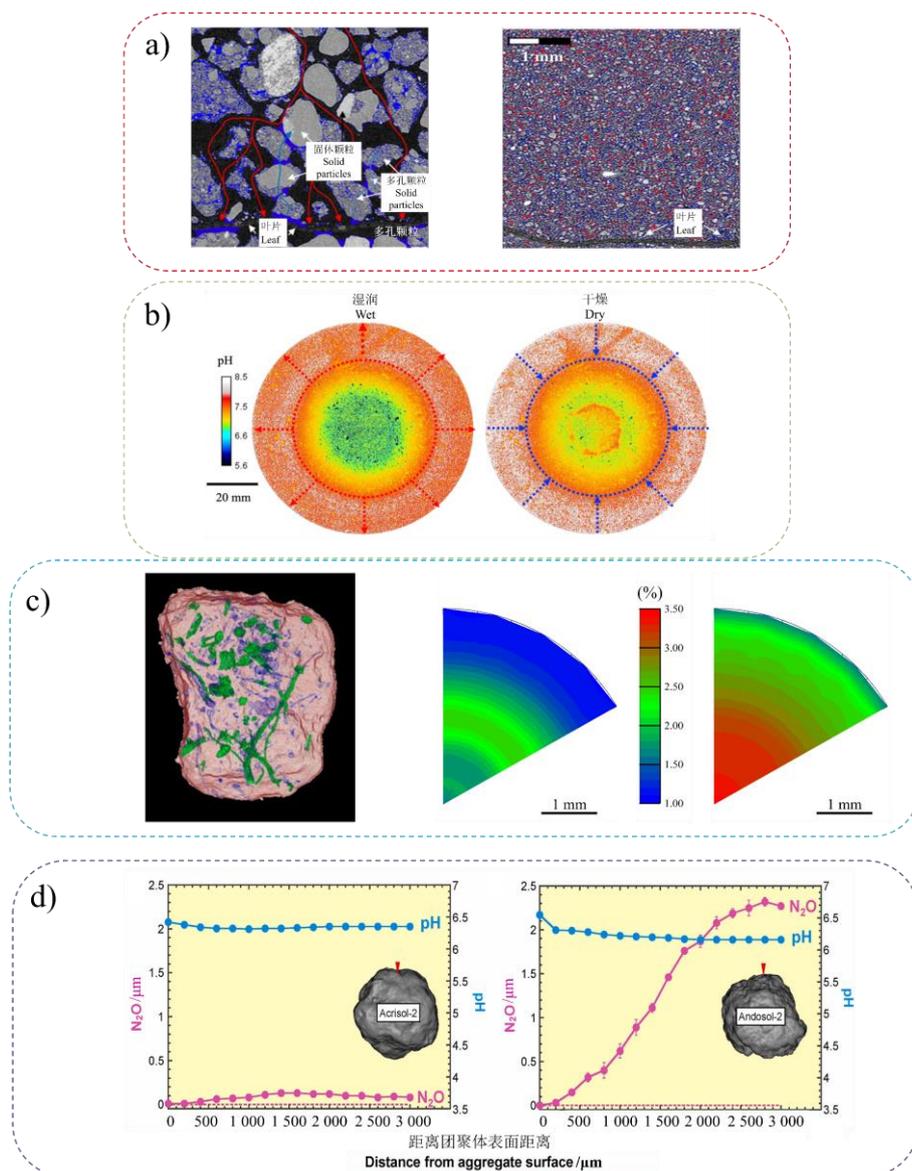
土壤孔隙结构与 N<sub>2</sub>O 排放通量存在显著的定量关联 (图 2)。研究表明, 大孔隙度与数量及分形维数通过协同调控氧气扩散效率, 与 N<sub>2</sub>O 排放量呈显著正相关, 与之相反, 孔隙各向异性程度以及弯曲度越高, 则会降低 N<sub>2</sub>O 排放量<sup>[30]</sup> (图 2a); 并且有研究发现, 小孔隙体积占比每增加 10%, 反硝化产物中 N<sub>2</sub>O/(N<sub>2</sub>O+N<sub>2</sub>)比率平均上升 15%~20%, 同时小孔隙旁会存在相较于大孔隙旁更多的小颗粒有机质, 这均凸显小孔隙度作为厌氧反应热点的核心作用<sup>[11, 31-32]</sup> (图 2b)。综上可知, 在探究管理措施 (如秸秆还田、耕作、灌溉等) 对 N<sub>2</sub>O 排放通量的影响时, 厘清孔隙结构参数作为关键介质是如何在微观尺度上介导 N<sub>2</sub>O 排放的, 对从微观尺度精准预测农田 N<sub>2</sub>O 排放具有重要意义。同时, 土壤孔隙特征变化也显著影响土壤微环境<sup>[33]</sup>, 其中, 孔隙的大小、分布和连通性直接调控氧气、水分和养分的分布。这些微环境因素决定了土壤中的氧化还原条件和营养物质有效性, 并进一步影响微生物的群落结构和功能活性<sup>[34]</sup>。此外, 孔隙网络的空间异质性会决定底物与微生物的空间联系, 从而影响氮转化过程的速率与连续性。因此, 如下图 3 所示, 从孔隙特征到微环境 (图 3a→图 3b), 再到微生物活性与氮转化过程 (图 3c→图 3d), 这一系列级联效应最终耦合决定了 N<sub>2</sub>O 产生与排放的强度与模式。



注: 图 2 a)<sup>[30]</sup> 孔隙参数与 N<sub>2</sub>O 排放量间的皮尔逊相关系数热图 (MP: 大孔隙度; NP: 大孔隙数量; Tort: 弯曲度; DA: 各向异性程度; FD: 分形维数; D<sub>p</sub>/D<sub>O</sub>: 土壤气体相对扩散系数); 图 2 b)<sup>[32]</sup> 不同孔隙尺度下 N<sub>2</sub>O 排放量与 Id<sub>POM-air</sub> 的关系 (Id<sub>POM-air</sub>: 颗粒有机质 (POM) 与充气孔隙的接近程度, 该值增大可表征 N<sub>2</sub>O 排放更强烈; R1-R5 分别代表 POM 和充气孔隙两者直径均大于 32 μm、64 μm、96 μm、128 μm、160 μm 条件下所做的拟合曲线, r<sup>2</sup> 代表对应条件下的拟合度)。Note: a) Heat map of Pearson correlation coefficients between pore parameters and N<sub>2</sub>O emissions (MP: macroporosity; NP: number of macropores; Tort: tortuosity; DA: degree of anisotropy; FD: fractal dimension; D<sub>p</sub>/D<sub>O</sub>: relative soil gas diffusivity); b) Relationship between N<sub>2</sub>O emissions and Id<sub>POM-air</sub> at different pore scales. (Id<sub>POM-air</sub>: proximity of POM (particulate organic matter) to air-filled pores; increasing values indicate stronger N<sub>2</sub>O emissions; R1 to R5 represent the fitting curves for POM and air-filled pores under conditions where both diameters are greater than 32 μm, 64 μm, 96 μm, 128 μm, and 160 μm, respectively, and r<sup>2</sup> represents the corresponding goodness of fit).

图 2 土壤关键孔隙指标与 N<sub>2</sub>O 排放通量的定量关系

Fig. 2 Quantitative relationships between key soil pore parameters and N<sub>2</sub>O surface fluxes



注: a)<sup>[35]</sup>土壤(左侧粒径: 1~2 mm;右侧粒径: 0.05~0.1 mm)-秸秆界面显微计算机断层扫描( $\mu$ CT)图像(弯月面及可能含水孔隙以蓝色标注, 潜在的空气通道及充气孔隙以红色标注); b)<sup>[36]</sup>干湿交替过程中土壤-秸秆系统 pH 分布(土柱中心添加秸秆, 红色箭头: 酸化区域外扩; 蓝色箭头: 酸化区域收缩); c)左图<sup>[37]</sup>: 碳底物在不同孔隙中的空间分布; 右图<sup>[38]</sup>: 高孔隙率团聚体中不同深度区域微生物的 N<sub>2</sub>O 还原潜力(柱形图例左侧热图为 *nosZ-I-16S<sup>-1</sup>*, 右侧热图为 *nosZ-II-16S<sup>-1</sup>*); d)<sup>[38]</sup>高、低孔隙率团聚体内部 N<sub>2</sub>O 浓度与 pH 分布。Note: a)<sup>[35]</sup>  $\mu$ CT image of the soil-straw interface (left: 1-2 mm; right: 0.05-0.1 mm): menisci and likely water-filled pores are highlighted in blue, potential air pathways and aerated pores in red; b)<sup>[36]</sup> pH distribution in the soil-straw system during a wetting-drying cycle (straw placed in the column center; red arrows: acidified zone expansion; blue arrows: acidified zone contraction); c) Left panel <sup>[37]</sup>: Spatial distribution of carbon substrates within different pores. Right panel: N<sub>2</sub>O-reduction potential of microbes at different depths in high-porosity aggregates (The bar chart legend shows a heatmap on the left for *nosZ-I-16S<sup>-1</sup>* and a heatmap on the right for *nosZ-II-16S<sup>-1</sup>*); d)<sup>[38]</sup> Depth profiles of N<sub>2</sub>O concentration and pH in Acrisol-2 and Andosol-2.

图 3 土壤孔隙特征级联效应对土壤 N<sub>2</sub>O 产生与排放的影响

Fig. 3 Cascading effects of soil pore characteristics on soil N<sub>2</sub>O production and emission

## 2.1 孔隙尺度的碳底物变化对土壤 N<sub>2</sub>O 的影响

土壤孔隙异质性显著影响碳底物分布。研究<sup>[39]</sup>表明, 孔隙的孔径和连通性影响碳底物的

空间分布特征,与小孔隙区域相比,大孔隙区域碳矿化过程活跃,可溶性碳含量相对较高;而小孔隙区域土壤有机碳含量更高,且因其连通性较差,水气扩散缓慢,微生物固持作用常强于矿化作用,更易积累有机碳<sup>[40]</sup>。另一项研究<sup>[33]</sup>通过将葡萄糖定向填充至不同孔径的孔隙中,模拟土壤中新增碳的分布特征,培养后发现,大孔隙区域的葡萄糖含量低于小孔隙区域,进一步验证了上述孔隙特征对碳底物分布的关键影响。微生物的代谢与合成活动受能量驱动,其能量主要来源于对土壤可利用有机碳的分解代谢。秸秆进入土壤后,可为微生物提供新的碳底物<sup>[7]</sup>。但新添加的秸秆碳在土壤空间中的分布通常是异质的,并非所有秸秆点位均能与周围土壤直接接触,碳底物能否被微生物利用取决于其在土壤不同孔隙中的分布与转运过程。已有研究表明,秸秆在土壤空间中的聚集程度越高,土壤  $\text{N}_2\text{O}$  排放量也会相应增加<sup>[41]</sup>。秸秆腐解过程中会形成独特的“凋落物际”微域,进而影响其周围区域理化性质。

秸秆的添加还会导致土壤-秸秆界面出现孔隙特征的梯度分布。值得注意的是,该影响区域的范围受土壤孔隙特征调控:在孔径小于  $35\mu\text{m}$  的小孔隙体积占比高的土体中,秸秆的影响区域大于大孔隙体积占比高的土体<sup>[35]</sup>。因此,秸秆添加至土壤后,其影响区域可为微生物提供丰富的可溶性碳,从而提升微生物活性,进而加快氮转化的进程。在干湿交替过程中,干燥阶段由于水分含量降低,溶质迁移减少,微生物活性降低,导致局部区域可溶性碳浓度升高,氮转化进程减缓;而在湿润阶段,前期积累的浓缩溶解性有机碳(DOC)会随水分移动至连通性较好的孔隙区域供微生物利用<sup>[42]</sup>。然而,干湿交替过程中,如何定量解析土壤-秸秆界面不同孔径孔隙内秸秆可溶性碳的占比及其空间动态,并阐明其与氮转化过程的关联,仍存在困难,需深入研究。

## 2.2 孔隙尺度的氮底物变化对 $\text{N}_2\text{O}$ 产生的影响

Ruan 等<sup>[43]</sup>研究指出,土壤有机氮矿化累积的  $\text{NO}_3^-$ -N 含量受土壤孔隙特征的影响较小,而肥料来源产生的  $\text{NO}_3^-$ -N 含量则与孔隙连通性、大孔隙占比呈显著正相关。利用广义可加模型的研究<sup>[44]</sup>进一步证实,土壤  $\text{NO}_3^-$ -N 含量是  $\text{N}_2\text{O}$  排放的最主要预测因子,可解释 60% 的  $\text{N}_2\text{O}$  排放变化。这凸显了在农田土壤(外源氮添加的主要场景)开展孔隙尺度研究对解析  $\text{N}_2\text{O}$  排放机制的重要性。土壤中  $\text{NH}_4^+$ -N 的移动性较差,因此,不同类型孔隙中  $\text{NH}_4^+$ -N 的累积过程可能主要受控于局部有机氮矿化作用,而非随水分的溶质迁移过程。这表明,  $\text{NH}_4^+$ -N 作为氮底物对  $\text{N}_2\text{O}$  产生的影响,可能主要受微生物活动而非水分运动的调控<sup>[45-46]</sup>。然而,硝化细菌进行硝化反应所需的氧气条件显著依赖于土壤孔隙连通性和孔径分布<sup>[47]</sup>。

此外,微生物利用碳、氮养分时需要一定的碳氮比。当外源物质如秸秆进入土壤时,会释放可溶性碳氮,其碳氮比因秸秆种类而异。以大豆秸秆为例,大豆秸秆的碳氮比低于玉米秸秆,可为微生物提供更多无机氮养分,减少氮限制。而当秸秆添加至土壤中,由于添加方式不同,土壤-秸秆界面会出现不同的孔径梯度分布。值得注意的是,不同孔径孔隙中的微生物群落结构存在显著差异<sup>[26]</sup>,这种孔隙结构-微生物群落-氮底物可利用性的空间异质性共同塑造了氮转化路径,在干湿交替过程中表现尤为明显。在干燥阶段,多数孔隙(孤立孔隙除外)处于好氧状态,孔隙内氮转化过程以硝化反应为主,消耗  $\text{NH}_4^+$ -N 而生成  $\text{NO}_3^-$ -N,通气性较好的大孔隙区域硝化反应速率可能高于连通性较差的小孔隙区域。而在湿润阶段则相反,气体扩散较差的小孔隙区域可能会有更快的反硝化速率,消耗  $\text{NO}_3^-$ -N 生成  $\text{N}_2\text{O}$  和  $\text{N}_2$ ,同时,连通性较好的大孔隙可作为通道,促进孔隙内  $\text{NO}_3^-$ -N 随水迁移至其他孔隙区域,为反硝化过程提供底物。但具体何种孔径孔隙中的微生物会主要利用何种氮底物,以及不同孔隙间的氮底物转运对  $\text{N}_2\text{O}$  产生的贡献度尚不明确。因此,亟需定量识别不同孔径孔隙中氮底物的种类、含量特征及其动态变化,以深入阐明孔隙尺度  $\text{N}_2\text{O}$  的产生机制。

## 2.3 孔隙尺度的氧气水平对 $\text{N}_2\text{O}$ 产生的影响

在水分恒定的条件下,土壤系统中不同孔径的孔隙会表现出不同的  $\text{O}_2$  特征。在连通性

较好的大孔隙区域,有利于氧气扩散,结合充足的底物,能有效提高微生物活性,加速有机物的矿化过程,并为微生物驱动的氮转化过程提供更多的碳氮底物<sup>[48]</sup>。相反,在孤立孔隙较多且孔隙曲折度更大的区域,气体扩散受阻,容易形成厌氧环境。关于土壤厌氧孔隙体积的计算, Koven 等<sup>[49]</sup>应用了一个比例因子进行估算,该比例因子基于经典“团聚体模型”<sup>[50]</sup>的近似值,利用孔隙大小分布和含水量构建模型,计算氧气扩散进入团聚体(供应)与其中微生物耗氧(需求)之间的平衡。然而,该方法未考虑土壤结构单元的异质性。该方法假设微生物活动(包括氧气消耗)在团聚体中是恒定的,且“团聚体模型”预测的厌氧微域仅限于毫米或厘米大小的团聚体。土壤系统中孔隙特征的异质性,决定了氧气在微观尺度上分布不均,并深刻影响着局部的生化反应过程。然而,现有模型恰恰忽略了这种由孔隙结构决定的氧气梯度,限制了其预测的准确性<sup>[51]</sup>。

在不同含水量条件下,土壤系统的 O<sub>2</sub> 特征也存在显著差异<sup>[52]</sup>。土壤含水量较低时,充气孔隙度占比高于充水孔隙度,氧气扩散状态良好,氮转化过程以硝化作用为主。而当含水量较高时,土壤充水孔隙度占比升高,导致大部分区域氧气扩散受阻,处于厌氧状态,氮转化过程则转向反硝化阶段。然而,氮转化过程并非完全由含水量决定,综合上文可知,土壤系统中的这种孔隙结构异质性与土壤质地、容重及颗粒密度等多种土壤物理结构以及秸秆等外源物质输入、水分运动引起的干湿交替等因素紧密相关<sup>[11,29]</sup>,这些因素直接或间接地影响了土壤 O<sub>2</sub> 含量。不同秸秆添加方式通过改变土壤-秸秆系统孔隙特征而影响土壤 O<sub>2</sub> 特征。当秸秆以均匀方式添加至土壤中时,通常会增加土壤-秸秆系统总孔隙度,这可能有利于氧气扩散<sup>[53]</sup>。然而,秸秆添加同时增加了微生物可利用碳源,从而增强土壤-秸秆界面微生物活动,加速氧气消耗,促进厌氧区域的形成。这一看似矛盾的现象,根源在于不同秸秆添加方式下,尚未明确土壤-秸秆界面孔隙特征的异质性如何影响 O<sub>2</sub> 特征(即氧气扩散与微生物消耗的平衡),关键问题在于何种过程(扩散增强或消耗加剧)占据主导地位。

### 3 微观尺度调控 N<sub>2</sub>O 排放的措施

土壤 N<sub>2</sub>O 主要产生于微生物介导的氮转化过程,参与这些过程的微生物活性与功能高度依赖于其栖息的微观环境(孔隙尺度)。因此,聚焦微观尺度的 N<sub>2</sub>O 减排策略(如优化秸秆还田方式、精准调控孔隙尺度内氮转化微生物群落等),核心在于通过改变多级孔隙网络结构特征,重塑土壤微环境的水气条件与碳氮底物有效性。这些策略在于重点调控孔隙网络中微生物的分布格局,或者间接通过改变微环境因素影响氮转化微生物的功能与活性。最终,通过抑制 N<sub>2</sub>O 产生、扩散或促进完全反硝化(还原为 N<sub>2</sub>),实现 N<sub>2</sub>O 的有效减排。

#### 3.1 秸秆还田措施优化

秸秆还田作为农田基本管理措施,其对 N<sub>2</sub>O 排放的影响受不同秸秆管理方式的影响,如秸秆粉碎程度、还田方式、还田技术等<sup>[54-57]</sup>。微观尺度上,秸秆粉碎程度直接影响其分解动力学与孔隙结构塑造:粉碎程度越高,秸秆比表面积越大,与土壤接触面积随之增加,有利于微生物的分解活动,从而加速秸秆有机物质的矿化过程。不同粒径的秸秆颗粒与土壤混合后,会形成具有显著差异的土壤-秸秆系统孔隙结构<sup>[58]</sup>。粉碎程度较低的大块秸秆与土壤颗粒间存在较大体积差异,易形成临时大孔隙,短期内有利于增加土壤通气性,抑制厌氧环境的形成,但秸秆体积的增大会导致秸秆分解速率降低,可能会影响秸秆在培肥地力方面功能的发挥。反之,高度粉碎虽然有利于秸秆分解与产物矿化,但大量易分解的外源秸秆颗粒进入土壤中,易形成土壤-秸秆热点区域,加速氧气消耗,促进厌氧区域形成,短期内加剧 N<sub>2</sub>O 排放。因此,应进一步量化秸秆粉碎程度对土壤孔隙结构与微环境的调控效应,平衡其对作物产量与环境效应的双重影响。

秸秆还田方式主要分为原状、生物质炭及堆肥还田等。原状还田在初始阶段通过形成临时大孔隙显著提升土壤-秸秆系统总孔隙度。然而,随着秸秆进入快速分解阶段,秸秆结构崩解,破坏大孔隙结构,同时释放的小分子有机物会促进微生物活动,加剧  $O_2$  消耗,可能会增加  $N_2O$  排放风险。因此,原状还田对  $N_2O$  排放的影响具有双重性<sup>[29]</sup>。相较之下,生物质炭具有疏松多孔结构且物理性状稳定,不易被分解,因此,能更稳定地改变土壤-秸秆系统孔隙度,更有利于土壤通气性的提高,降低  $N_2O$  排放风险。

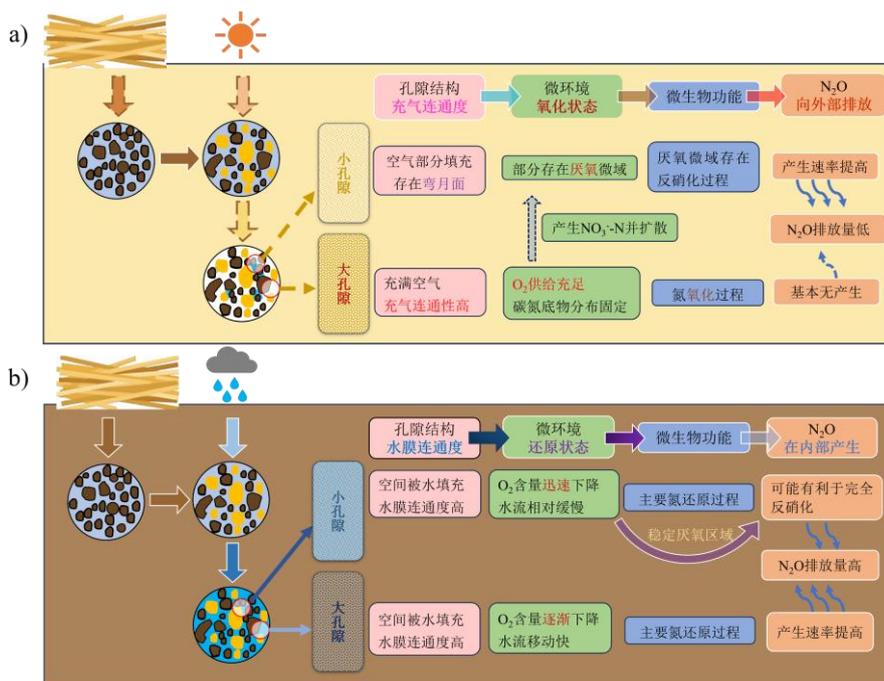
秸秆还田技术(秸秆归行还田、深施及旋耕等)同样通过改变孔隙分布与微环境调控  $N_2O$  排放。秸秆归行还田是在作物行间集中还田,既能增加表层孔隙度,又能减少秸秆与土壤的混合,降低秸秆分解速率,有助于减少  $N_2O$  的排放。深施技术是将秸秆深埋于土壤中,促进秸秆与土壤的混合,疏松的秸秆层能增加土壤优先流,减少氮素径流损失,但深部潜在的厌氧环境可能会增加  $N_2O$  的排放。旋耕混匀技术通过旋耕将秸秆均匀混合于土壤中,提高秸秆与土壤的接触面积,促进秸秆均匀分解,同时减少土壤表面的秸秆覆盖,降低土壤表面的湿度和温度变化,从而减少  $N_2O$  的排放。未来应根据各区域的气候-土壤-作物体系及农田管理措施,探讨秸秆还田及其与有机肥和化肥配合施用的优化模式,研究其高产高效、固碳减排的土壤微尺度结构调控措施及机制。

### 3.2 生物互作调控技术

在土壤生态系统中,生物互作驱动的酶活性调控是影响  $N_2O$  排放的关键过程。例如,水热炭凭借其疏松多孔的结构改善土壤孔隙网络的同时,也会影响孔隙网络中氮转化相关酶的功能,已有研究指出,水热炭能抑制羟胺氧化酶活性,同时促进氧化亚氮还原酶对  $N_2O$  还原过程的调控作用,加速  $N_2O$  向  $N_2$  转化的完全反硝化过程<sup>[59]</sup>,进而对孔隙尺度的  $N_2O$  减排产生积极作用。微生物作为土壤酶的主要来源,其互动关系在孔隙尺度  $N_2O$  减排的研究中至关重要。已有研究表明,在土壤氮转化过程中,通过接种具有完全反硝化能力 (*nosZ*) 的菌株,可有效促进土壤中  $N_2O$  向  $N_2$  的转化,显著降低  $N_2O$  的排放<sup>[60]</sup>。值得注意的是,孔隙特征(孔径大小与连通性)深刻影响着微生物的定殖生态位与代谢活动:大孔隙(30~150  $\mu m$ )中,微生物多样性通常较高,而在小孔隙(4~10  $\mu m$ )中,微生物的代谢活性更强。通气性较差的小孔隙区域更易形成厌氧区域,若能具有完全反硝化能力的菌株定向接种至小孔隙区域,有望直接高效地降低局部  $N_2O$  的排放。在实际农业生产中,将完全反硝化功能菌株以生物菌肥的形式随肥料施入土壤,可实现田块尺度的应用,但如何能在复杂的田间土壤环境中达成微米级别的空间靶向递送仍面临巨大技术挑战,核心在于如何识别并精准定位小孔隙富集区以及实现菌株的微域定向定殖,亟待深入研究。此外,微生物间的跨界协作亦是重要的生物互作形式。有机物料的施用可显著增加携带 *nosZ* 基因且具备完全反硝化能力的关键物种(如 *Achromobacter*、*Chelatococcus* 和 *Shinella*) 的丰度,这些细菌通过与反硝化真菌的互利合作,有效还原真菌反硝化产生的  $N_2O$ ,从而降低  $N_2O/(N_2O+N_2)$  比值<sup>[61]</sup>。

## 4 总结与展望

土壤孔隙特征的异质性(孔径分布、连通度与孔隙度的协同作用)驱动了反应过程的空间分异与速率异步性,形成多样化的生物地球化学热点。秸秆添加重塑了土壤-秸秆系统孔隙结构,而干湿交替过程则进一步动态调节孔隙特征。解析土壤  $N_2O$  排放机制,需探究氮转化过程中碳氮底物、氧气条件、微生物活性变化,结合孔隙结构对  $N_2O$  扩散的影响,明确孔隙特征变化对  $N_2O$  产生与排放的调控机制(图4)。基于此,未来基于孔隙尺度的  $N_2O$  研究可聚焦以下方向:



注: a)土壤干燥过程; b)土壤湿润过程。Note: a) Soil drying process; b) Soil wetting process.

图 4 外源因素导致孔隙结构变化时对 N<sub>2</sub>O 产生过程的影响

Fig. 4 The influence of external factors on N<sub>2</sub>O production processes through pore structure changes

(1) 深化微观异质性研究, 全面解析 N<sub>2</sub>O 产生过程: 借助同步辐射 CT (SR- $\mu$ CT) 与纳米二次离子质谱 (Nano SIMS) 的联用, 在三维空间同步解析孔隙结构 (分辨率达 30 nm) 与同位素标记氮素 (如 <sup>15</sup>N) 的分布, 追踪标记氮素从腐解秸秆表面向邻近厌氧微孔隙的迁移路径, 精准定位 N<sub>2</sub>O 的生成热点。结合平面光极系统原位监测土壤-秸秆界面化学梯度, 进一步利用微透析 (Microdialysis, MD) 与液相色谱 (LC)-串联质谱 (MS) 进行联用的 MD-LC-MS 技术, 实时、动态获取并分析界面主要影响反硝化过程的关键代谢产物特征; 结合共聚焦激光扫描显微镜 (CLSM) 对孔隙内微生物群落的空间异质性进行原位标定, 最终阐明微环境异质性的反硝化路径的调控机制。这种研究思路同样可用于探究氨氧化、硝化细菌反硝化等路径研究, 未来可通过明确不同孔径区域内 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>、NO<sub>2</sub><sup>-</sup> 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 的转化速率与 N<sub>2</sub>O 产率; 同时借助反应-运输模型量化孔隙尺度内氧气扩散、碳氮底物迁移与微生物参与的氮转化不同阶段 N<sub>2</sub>O 产生贡献度, 识别主导土壤-秸秆系统 N<sub>2</sub>O 产生的生化过程, 从而构建涵盖多转化路径、多尺度耦合的 N<sub>2</sub>O 全面生成机制框架。

(2) 多级孔隙网络结构的跨层级关联分析: 从微纳米级小孔隙到毫米级大孔隙, 不同尺度孔隙对氮素转化的贡献存在显著差异。可采用分级 CT 扫描策略 (Micro-CT 与 Nano-CT 联用), 结合分形几何理论量化孔隙网络的自相似性特征, 明确优势孔隙尺度对 N<sub>2</sub>O 滞留时间与反应效率的调控机制。利用机器学习算法 (如卷积神经网络) 对多尺度孔隙结构进行特征提取, 建立孔隙参数 (如弯曲度、比表面积) 与 N<sub>2</sub>O 排放潜力的预测模型。此外, 开发基于土壤过程的反应-传输耦合模型, 结合流体力学与生物地球化学方程, 预测不同耕作与秸秆管理措施下孔隙结构优化对 N<sub>2</sub>O 减排的长期效应。

(3) 智能响应材料: 未来可开发智能响应材料 (如湿敏感缓释肥料、pH 响应型包膜、氧敏感缓释肥料), 根据孔隙环境特征动态调控氮素释放, 实现定向调控氮素转化微环境以抑制 N<sub>2</sub>O 产生过程。通过智能材料与孔隙结构优化的协同设计, 协调氧-水-底物的时空分布, 避免局部厌氧区过度富集硝酸盐或碳源, 从而打破反硝化链式反应的关键环节; 同时, 利用功能性菌肥引导微生物群落空间重构, 促进 N<sub>2</sub>O 向 N<sub>2</sub> 的完全还原。这种“材料-结构-

过程”的多尺度联控策略，可在提升氮肥利用效率的同时，实现 N<sub>2</sub>O 减排的源头阻断。

### 参考文献 (References)

- [1] Lin B J, Cheng J, Duan H X, et al. Optimizing straw and nitrogen fertilizer resources for low-carbon sustainable agriculture[J]. Resources, Conservation and Recycling, 2024, 209: 107743.
- [2] Liu X R, Tang Z M, Zhang Q W, et al. The contrasting effects of biochar and straw on N<sub>2</sub>O emissions in the maize season in intensively farmed soil[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2021, 28(23): 29806-29819.
- [3] Liu X, Li Q Z, Liu M X, et al. Responses of N<sub>2</sub>O emissions to straw addition under different tillage soils: A <sup>15</sup>N labelling study[J]. Applied Soil Ecology, 2023, 183: 104744.
- [4] Li C L, Wei Z J, Wang X M, et al. Biochar mitigates the stimulatory effects of straw incorporation on N<sub>2</sub>O emission and N<sub>2</sub>O/(N<sub>2</sub>O + N<sub>2</sub>) ratio in upland soil[J]. Journal of Environmental Management, 2024, 369: 122318.
- [5] Feiziene D, Feiza V, Karklins A, et al. After-effects of long-term tillage and residue management on topsoil state in Boreal conditions[J]. European Journal of Agronomy, 2018, 94: 12-24.
- [6] Li B G, Zhou H, Wang G, et al. Explore the “Transparent” Soils: Soil porelogy has sailed[J]. Acta Pedologica Sinica, 2023, 60(5): 1221-1230. [李保国, 周虎, 王钢, 等. 探索“透明”土壤体: 土壤孔隙学的时代已经启航[J]. 土壤学报, 2023, 60(5): 1221-1230.]
- [7] Toosi E R, Kravchenko A N, Guber A K, et al. Pore characteristics regulate priming and fate of carbon from plant residue[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2017, 113: 219-230.
- [8] Lee J H, Geers-Lucas M, Guber A K, et al. Pore structures in detritusphere of soils under switchgrass and restored prairie vegetation community[J]. Land Degradation & Development, 2024, 35(18): 5817-5829.
- [9] Kravchenko A N, Guber A K, Razavi B S, et al. Spatial patterns of extracellular enzymes: Combining X-ray computed microtomography and 2D zymography[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2019, 135: 411-419.
- [10] Rabot E, Wiesmeier M, Schlüter S, et al. Soil structure as an indicator of soil functions: A review[J]. Geoderma, 2018, 314: 122-137.
- [11] Du Y L, Guo S L, Wang R, et al. Soil pore structure mediates the effects of soil oxygen on the dynamics of greenhouse gases during wetting-drying phases[J]. Science of the Total Environment, 2023, 895: 165192.
- [12] Müller K, Katuwal S, Young I, et al. Characterising and linking X-ray CT derived macroporosity parameters to infiltration in soils with contrasting structures[J]. Geoderma, 2018, 313: 82-91.
- [13] Zhou Z Q, Hao X M, Gao Y, et al. Soil hydraulic parameters inversion based on HYDRUS-2D model and their spatial and temporal variability [J]. Journal of China Agricultural University, 2023, 28(9): 176-192. [周政全, 郝新梅, 高言, 等. 基于 HYDRUS-2D 的土壤水力特征参数反演及其时空变异性研究[J]. 中国农业大学学报, 2023, 28(9): 176-192.]
- [14] Sanders E C, Abou Najm M R, Mohtar R H, et al. Field method for separating the contribution of surface-connected preferential flow pathways from flow through the soil matrix[J]. Water Resources Research, 2012, 48(4): 2011WR011103.
- [15] Xuan K F, Li X P, Yu X L, et al. Effects of different organic amendments on soil pore structure acquired by three-dimensional investigation[J]. European Journal of Soil Science, 2022, 73(4): e13264.
- [16] Zhou X H, Feng Z Q, Yao Y X, et al. Nitrogen input alleviates the priming effects of biochar addition on soil organic carbon decomposition[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2025, 202: 109689.
- [17] Wang K K, Hu W S, Xu Z Y, et al. Seasonal temporal characteristics of *in situ* straw decomposition in different types and returning methods[J]. Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 2022, 22(4): 4228-4240.
- [18] Lucas M, Nguyen L T T, Guber A, et al. Cover crop influence on pore size distribution and biopore dynamics: Enumerating root and soil faunal effects[J]. Frontiers in Plant Science, 2022, 13: 928569.
- [19] Sodhi G P S, Beri V, Benbi D K. Soil aggregation and distribution of carbon and nitrogen in different fractions under long-term application of compost in rice-wheat system[J]. Soil and Tillage Research, 2009, 103(2): 412-418.
- [20] Zhang X F, Xin X L, Zhu A N, et al. Effects of tillage and residue managements on organic C accumulation and soil aggregation in a sandy loam soil of the North China Plain[J]. Catena, 2017, 156: 176-183.
- [21] Ding T Y, Guo Z C, Qian Y Q, et al. Interaction between POM and pore structure during straw decomposition in two soils with

- contrasting texture[J]. *Soil and Tillage Research*, 2025, 245: 106288.
- [22] Grosbellet C, Vidal-Beaudet L, Caubel V, et al. Improvement of soil structure formation by degradation of coarse organic matter[J]. *Geoderma*, 2011, 162(1/2): 27-38.
- [23] Chenu C, Pouteau V, Nunan N. Pore scale microbial biogeography across different soil types[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2025, 209: 109896.
- [24] Wang J K, Sun C X, Zhang Y L, et al. Straw return rearranges soil pore structure improving soil moisture memory in a maize field experiment under rainfed conditions[J]. *Agricultural Water Management*, 2024, 306: 109164.
- [25] Lucas M, Santiago J P, Chen J Y, et al. The soil pore structure encountered by roots affects plant-derived carbon inputs and fate[J]. *New Phytologist*, 2023, 240(2): 515-528.
- [26] Li Z, Kravchenko A N, Cupples A, et al. Composition and metabolism of microbial communities in soil pores[J]. *Nature Communications*, 2024, 15: 3578.
- [27] Kim K, Gil J, Ostrom N E, et al. Soil pore architecture and rhizosphere legacy define N<sub>2</sub>O production in root detritusphere[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2022, 166: 108565.
- [28] Ding T Y, Guo Z C, Qian Y Q, et al. Effects of straw return methods on the soil organic carbon fractions and porestructure characteristics of Shajiang black soil (Vertisol)[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2023, 39(16): 71-78. [丁天宇, 郭自春, 钱泳其, 等. 秸秆还田方式对砂姜黑土有机碳组分和孔隙结构的影响[J]. *农业工程学报*, 2023, 39(16): 71-78.]
- [29] Wei H H, Li Y, Zhu K, et al. The divergent role of straw return in soil O<sub>2</sub> dynamics elucidates its confounding effect on soil N<sub>2</sub>O emission[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2024, 199: 109620.
- [30] Dhaliwal J K, Anderson S H, Lee J, et al. Computed tomography scanning revealed macropore-controlled N<sub>2</sub>O emissions under long-term tillage and cover cropping practices[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 926: 171782.
- [31] Ortega-Ramírez P, Pot V, Laville P, et al. Pore distances of particulate organic matter predict N<sub>2</sub>O emissions from intact soil at moist conditions[J]. *Geoderma*, 2023, 429: 116224.
- [32] Maillet E, Grossel A, Cousin I, et al. What is the most relevant soil structure parameter to describe field-measured N<sub>2</sub>O emissions [J]. *Geoderma*, 2025, 453: 117155.
- [33] Pärn J, Verhoeven J T A, Butterbach-Bahl K, et al. Nitrogen-rich organic soils under warm well-drained conditions are global nitrous oxide emission hotspots[J]. *Nature Communications*, 2018, 9: 1135.
- [34] Zhou H C, Zhang W Z, Liu Y, et al. Relationships of N<sub>2</sub>O emission with abundance and composition of denitrifying microorganisms in soil aggregates[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2015, 52(2): 1144-1152. [周汉昌, 张文钊, 刘毅, 等. 土壤团聚体 N<sub>2</sub>O 释放与反硝化微生物丰度和组成的关系[J]. *土壤学报*, 2015, 52(5): 1144-1152.]
- [35] Negassa W C, Guber A K, Kravchenko A N, et al. Properties of soil pore space regulate pathways of plant residue decomposition and community structure of associated bacteria[J]. *PLoS One*, 2015, 10(4): e0123999.
- [36] Zhang W Q, Lu Y C, Sommer S, et al. Mapping microscale pH dynamics at soil–straw interfaces under fluctuating moisture conditions[J]. *European Journal of Soil Science*, 2025, 76(6): e70223.
- [37] Kravchenko A N, Guber A K. Soil pores and their contributions to soil carbon processes[J]. *Geoderma*, 2017, 287: 31-39.
- [38] Mitsunobu S, Wagai R, Shimada H, et al. First microscale data on depth profiles of microbial N<sub>2</sub>O reduction, O<sub>2</sub> availability, and pore networks inside contrasting single soil aggregates[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2025, 202: 109684.
- [39] Rocco S, Munkholm L J, Jensen J L. Long-term soil quality and C stock effects of tillage and cover cropping in a conservation agriculture system[J]. *Soil and Tillage Research*, 2024, 241: 106129.
- [40] Ding T Y, Qian R, Guo Z C, et al. Soil pore structure shaped compositions and structures of soil microbial community during <sup>13</sup>C-labelled maize straw decomposition[J]. *Applied Soil Ecology*, 2024, 204: 105746.
- [41] Loecke T D, Robertson G P. Soil resource heterogeneity in terms of litter aggregation promotes nitrous oxide fluxes and slows decomposition[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2009, 41(2): 228-235.
- [42] Ball B C, Cameron K C, Di H J, et al. Effects of trampling of a wet dairy pasture soil on soil porosity and on mitigation of nitrous

- oxide emissions by a nitrification inhibitor, dicyandiamide[J]. Soil Use and Management, 2012, 28(2): 194-201.
- [43] Ruan R J, Zhang Z B, Lan T, et al. The role of soil pore structure on nitrate release from soil organic matter and applied fertilizer under three fertilization regimes[J]. Soil and Tillage Research, 2025, 248: 106396.
- [44] Senbayram M, Chen R, Budai A, et al. N<sub>2</sub>O emission and the N<sub>2</sub>O/(N<sub>2</sub>O+N<sub>2</sub>) product ratio of denitrification as controlled by available carbon substrates and nitrate concentrations[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2012, 147: 4-12.
- [45] Uri V, Löhmus K, Tullus H. Annual net nitrogen mineralization in a grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench) plantation on abandoned agricultural land[J]. Forest Ecology and Management, 2003, 184(1/2/3): 167-176.
- [46] Wu D, Senbayram M, Well R, et al. Nitrification inhibitors mitigate N<sub>2</sub>O emissions more effectively under straw-induced conditions favoring denitrification[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2017, 104: 197-207.
- [47] Wang H D, Cui Z J, Gao Y H, et al. Advances on microbial mechanisms of nitrogen transformation during nitrification and denitrification at soil aggregates scale[J]. Applied Soil Ecology, 2025, 213: 106326.
- [48] Sennett L B, Roco C A, Lim N Y N, et al. Determining how oxygen legacy affects trajectories of soil denitrifier community dynamics and N<sub>2</sub>O emissions[J]. Nature Communications, 2024, 15: 7298.
- [49] Koven C D, Riley W J, Subin Z M, et al. The effect of vertically resolved soil biogeochemistry and alternate soil C and N models on C dynamics of CLM4[J]. Biogeosciences, 2013, 10(11): 7109-7131.
- [50] Arah J R M, Vinten A J A. Simplified models of anoxia and denitrification in aggregated and simple-structured soils[J]. European Journal of Soil Science, 1995, 46(4): 507-517.
- [51] Jia M Q, Lapen D R, Su D Y, et al. Modeling of dual-permeability gas and solute reactive transport in macroporous agricultural soils with a focus on GHG cycling and emissions[J]. Journal of Hydrology, 2023, 620: 129408.
- [52] Zhu X, Burger M, Doane T A, et al. Ammonia oxidation pathways and nitrifier denitrification are significant sources of N<sub>2</sub>O and NO under low oxygen availability[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2013, 110(16): 6328-6333.
- [53] Burgin A J, Groffman P M. Soil O<sub>2</sub> controls denitrification rates and N<sub>2</sub>O yield in a riparian wetland[J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2012, 117(G1): 2011JG001799.
- [54] Hu N J, Chen Q, Zhu L Q. The responses of soil N<sub>2</sub>O emissions to residue returning systems: A meta-analysis[J]. Sustainability, 2019, 11(3): 748.
- [55] Hu N J, Wang B J, Gu Z H, et al. Effects of different straw returning modes on greenhouse gas emissions and crop yields in a rice-wheat rotation system[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2016, 223: 115-122.
- [56] Jiang Q J, Madramootoo C A, Qi Z M. Soil carbon and nitrous oxide dynamics in corn (*Zea mays* L.) production under different nitrogen, tillage and residue management practices[J]. Field Crops Research, 2022, 277: 108421.
- [57] Wang J Q, Han Y H, Zhou C, et al. Effects of depth of straw returning on maize yield potential and greenhouse gas emissions[J]. Frontiers in Plant Science, 2024, 15: 1344647.
- [58] Kravchenko A N, Fry J E, Guber A K. Water absorption capacity of soil-incorporated plant leaves can affect N<sub>2</sub>O emissions and soil inorganic N concentrations[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2018, 121: 113-119.
- [59] You X W, Wang X, Sun R X, et al. Hydrochar more effectively mitigated nitrous oxide emissions than pyrochar from a coastal soil of the Yellow River Delta, China[J]. Science of the Total Environment, 2023, 858: 159628.
- [60] Guo L Y, Shi F, Yang L Y. Advances in functional genes and molecular ecology in denitrifiers[J]. Microbiology China, 2011, 38(4): 583-590.
- [61] Wei Z J, Well R, Ma X F, et al. Organic fertilizer amendment decreased N<sub>2</sub>O/(N<sub>2</sub>O+N<sub>2</sub>) ratio by enhancing the mutualism between bacterial and fungal denitrifiers in high nitrogen loading arable soils[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2024, 198: 109550.

(责任编辑: 陈荣府)