

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2021.06.007

刘娟, 张乃明, 于泓, 等. 重金属污染对水稻土微生物及酶活性影响研究进展. 土壤, 2021, 53(6): 1152–1159.

## 重金属污染对水稻土微生物及酶活性影响研究进展<sup>①</sup>

刘娟<sup>1,3</sup>, 张乃明<sup>2,3\*</sup>, 于泓<sup>2,3</sup>, 张靖宇<sup>2,3</sup>, 李芳艳<sup>2,3</sup>, 于畅<sup>2,3</sup>, 杜红蝶<sup>2,3</sup>

(1 云南农业大学植物保护学院, 昆明 650201; 2 云南农业大学资源与环境学院, 昆明 650201; 3 云南省土壤培肥与污染修复工程实验室, 昆明 650201)

**摘要:** 水稻土受到重金属污染不仅影响水稻的产量品质, 而且对水稻土微生物及酶活性的影响不容忽视。本文系统综述了水稻土重金属污染的来源, 重金属污染对水稻土微生物生物量、种群数量、群落结构以及土壤酶活性的影响, 并针对重金属污染对水稻土微生物生态效应研究的不足提出了未来应该研究的重点和方向, 指出: ①加强水稻-重金属-微生物三者相互作用、相互影响方面的研究; ②在研究重金属污染与水稻土土壤微生物生态特征的关系的基础上, 加强对重金属、土壤理化性状和水稻等因素进行综合并定量分析, 将是明确重金属对土壤微生物生态特性的影响及相关机理的关键; ③应用分子生物学方法以及系统生物学方法, 促进重金属污染胁迫下水稻土微生物活性及功能的演变规律及响应适应过程; ④加强基于长期定位实验的研究, 在较长的时间尺度和较大的空间尺度上认识水稻土生态系统在重金属胁迫下的演变规律和机制; ⑤重金属污染对水稻土酶活性的研究应重点从机理方面入手, 注重结合土壤酶的动力学参数和热力学参数, 深化土壤酶与复合污染的作用机理, 进一步揭示复合污染致毒途径及其机理, 同时借助分子手段, 探索重金属污染水稻土中更多未发现的酶的特性, 寻找更加敏感、更能普遍推广的重金属污染土壤的综合性指标, 以期对重金属污染水稻土的风险评价和生物修复提供科学依据。

**关键词:** 水稻土; 微生物; 酶活性; 重金属; 呼吸强度

**中图分类号:** S154.3      **文献标志码:** A

## Effects of Heavy Metal Pollution on Microorganism and Enzyme Activity in Paddy Soil: A Review

LIU Juan<sup>1,3</sup>, ZHANG Naiming<sup>2,3\*</sup>, YU Hong<sup>2,3</sup>, ZHANG Jingyu<sup>2,3</sup>, LI Fangyan<sup>2,3</sup>, YU Chang<sup>2,3</sup>, DU Hongdie<sup>2,3</sup>

(1 College of Plant Protection, Yunnan Agricultural University, Kunming 650201, China; 2 College of Resource and Environmental Science, Yunnan Agricultural University, Kunming 650201, China; 3 Yunnan Soil Fertility and Pollution Restoration Laboratory, Kunming 650201, China)

**Abstract:** Heavy metal pollution in paddy soil not only affects the yield and quality of rice, but also affects the microorganisms and enzyme activities in paddy soil. This paper systematically summarized the sources of heavy metal pollution in paddy soil, the effects of heavy metal pollution on the biomass, population quantity and community structure of microorganisms, and the activities of soil enzymes, and put forward the focus and direction of the future research in view of the research shortage on the microecological effects of heavy metal pollution on paddy soil which include: 1) strengthen the research on the interaction and mutual influence of rice, heavy metals and microorganisms; 2) on the basis of studying the relationship between heavy metal pollution and soil microbial ecological characteristics of paddy soil, strengthening the comprehensive and quantitative analysis of heavy metals, soil physiochemical properties and rice and other factors will be key to clarify the effects of heavy metals on soil microbial ecological characteristics and related mechanisms; 3) Applying molecular biology and systems biology methods to promote the evolution and adaptation processes of microbial activity and function in paddy soil under heavy metal pollution stress; 4) Enhance the research based on long-term localization experiments to understand the evolution law and mechanism of paddy soil ecosystem under heavy metal stress on a longer time scale and a larger spatial scale; 5) The study on the effect of heavy metal pollution on the enzyme activity of paddy soil should focus on the mechanism and the combination of kinetic and

①基金项目: 国家自然科学基金云南联合基金项目(U2002210)资助。

\* 通讯作者(zhangnaiming@sina.com)

作者简介: 刘娟(1990—), 女, 四川资中人, 博士研究生, 主要从事农用化学物质与环境研究。E-mail: 15587214232@163.com

thermodynamic parameters of soil enzymes in order to deepen the interaction mechanism between soil enzymes and compound pollution, and further reveal the toxic pathway and mechanism of compound pollution, meanwhile, with the aid of molecular techniques, explore the characteristics of more undiscovered enzymes in heavy metal polluted paddy soil, and find more sensitive and widely applicable comprehensive indexes of heavy metal polluted paddy soil in order to provide scientific basis for risk assessment and bioremediation of heavy metal polluted paddy soil.

**Key words:** Paddy soil; Microbes; Enzyme activity; Heavy metals; Respiration intensity

根据 2014 年环境保护部和国土资源部发布的《全国土壤污染状况调查公报》<sup>[1]</sup>显示, 全国土壤环境质量堪忧, 全国土壤总的点位超标率 16.1%, 耕地点位超标率为 19.4%, 污染类型以无机污染为主, 有机次之, 复合污染比重较小, 其中, 无机污染中 Cd、Hg、As、Cu、Pb、Cr、Zn、Ni 8 种无机污染物点位超标率分别为 7.0%、1.6%、2.7%、2.1%、1.5%、1.1%、0.9%、4.8%<sup>[2]</sup>。严峻的重金属污染, 导致中国粮食重金属污染问题频发。根据土壤状况调查结果表明<sup>[3]</sup>, 我国重金属污染耕地面积约  $1.2 \times 10^7 \sim 1.8 \times 10^7$   $\text{hm}^2$ , 每年因土壤污染而减少的粮食产量高达  $1.0 \times 10^7$  t, 另外被重金属污染的粮食每年也多达  $1.2 \times 10^7$  t, 合计经济损失至少 200 亿元。

水稻土是我国重要的耕作土壤, 根据国家统计局 2019 年统计公报显示, 我国水稻种植面积  $29.69 \times 10^6$   $\text{hm}^2$ , 稻谷产量  $26.27 \times 10^6$  t, 中国是世界上稻谷产量和消费量最大的国家。水稻土主要分布在我国广大南方地区, 如湖南、江西、湖北、四川、广西、广东、云南等省区。近年来我国水稻土重金属污染问题已日趋严重, 重金属在土壤-水稻系统中迁移累积, 会影响水稻的产量和品质, 根据 2002 年农业部稻米及制品质量监督检验测试中心对全国市场稻米进行安全性抽检的结果显示, 稻米中超标最严重的重金属是 Pb, 超标率 28.4%, 其次就是 Cd, 超标率 10.3%。同时, 稻米受到重金属污染后, 还会通过食物链在人体中富集, 对人体健康造成威胁。有研究表明, 稻米是人体 Cd 摄入的主要来源, 在中国、日本、韩国和欧洲国家, 稻米对 Cd 摄入的贡献分别占 56%、44%、31% 和 27%, 亚洲国家 Cd 摄入量普遍要比美国和欧洲国家人群高。

重金属污染进入水稻土不仅会造成土壤环境质量和稻米品质的下降, 同时会对土壤微生物种群大小、结构及活性造成影响。由于土壤微生物和酶对土壤环境变化的敏感性, 被认为是表征土壤质量的重要的生物学指标。水稻土由于独特的厌氧生态环境, 微生物受重金属胁迫的类型与程度也与旱地农田生态系统存在差异。研究表明, 较高浓度的土壤重金属累

积会导致水稻土中微生物的生物量、群落结构及活性的变化, 同时使土壤酶的活性等生态功能受损, 然而, 目前对于该领域的研究缺乏详细系统的综述。本文针对水稻土中重金属污染的来源、重金属污染引起的微生物特征(如微生物生物量、微生物群落以及土壤呼吸强度、酶活性等)的研究现状进行了综述, 并针对重金属污染对水稻土微生态特征研究的不足, 提出了未来应该研究的重点和方向, 以期水稻土的重金属污染状况和治理修复提供理论依据。

## 1 土壤-水稻系统重金属污染的来源

水稻土中重金属污染来源是多途径的, 首先是成土母质来源即在漫长的风化成土过程中带来重金属, 不同的母质类型、成土过程形成的土壤其重金属元素地球化学背景值差异很大。此外, 工矿业、农业等人为活动, 也是造成水稻土重金属污染的主要来源<sup>[4-6]</sup>。

### 1.1 自然污染源

自然状态下水稻土重金属元素主要来源于成土母质, 成土过程决定土壤重金属的含量。通常, 土壤中这些天然存在的重金属含量极低, 因此对微生物、动物、植物和人没有毒性。据全国土壤背景值调查结果可知, 水稻土 As 含量范围为 0.01 ~ 53.4 mg/kg, Cd 含量范围为 0.008 ~ 3.000 mg/kg, Cr 含量范围为 5.1 ~ 324.3 mg/kg, Hg 含量范围为 0.014 ~ 22.2 mg/kg, Pb 含量范围为 6.5 ~ 123.0 mg/kg, Zn 含量范围为 8.5 ~ 272.0 mg/kg, Ni 含量范围为 1.8 ~ 184.0 mg/kg。将水稻土与中国主要土类重金属元素的环境背景值进行比较, 发现在调查的 8 类主要土壤类型中, 水稻土 Cd、Hg、Pb、Zn 的背景值最高(表 1)。同时, 不同地区由于所处气候条件、成土母质类型的差别, 致使区域间同一元素的环境背景值存在差异。总体而言, 南方土壤污染重于北方, 除 Hg、Pb, 其他元素的背景值都是西部高于东部, Hg 的背景值顺序为东部>中部>西部, Pb 的背景值东部>中西部<sup>[7]</sup>。

### 1.2 人为污染源

人为状态下水稻土重金属来源广泛, 主要包括污水灌溉, 污泥农用, 施用重金属含量较高的肥料、农

表 1 中国主要土类重金属元素的环境背景值(mg/kg)  
Table 1 Environmental background values of heavy metal elements of major soil groups in China

土壤名称	As	Cd	Cr	Hg	Pb	Zn	Ni
水稻土	10	0.142	65.8	0.183	34.4	85.4	27.6
黑土	10.2	0.078	60.1	0.037	26.7	63.2	25.1
潮土	9.7	0.103	66.6	0.047	21.9	71.1	29.6
红壤	13.6	0.065	62.6	0.078	29.1	80.1	25.7
黄壤	12.4	0.08	55.5	0.102	29.4	79.2	25.3
棕壤	10.8	0.092	64.5	0.053	25.1	68.5	26.5
褐土	11.6	0.1	67.7	0.04	21.3	74.1	30.7
紫色土	9.4	0.094	58	0.047	27.7	82.8	30.7
绵土	10.5	0.098	57.5	0.016	16.8	67.9	29.3

药和含重金属废弃物、金属矿山废水污染以及大气沉降中的重金属等<sup>[8]</sup>(图 1)。不同污染来源重金属造成水稻土的重金属污染特征差异显著,一般而言,污水灌溉和金属矿山废水污染来源的土壤中重金属累积明显,在某些情况下可能导致严重的环境污染问题和人类健康风险<sup>[9]</sup>。在智力、中国、印度和墨西哥都出现过水稻土重金属累积造成环境污染的例子,在中国南方的水稻土,特别是长江三角洲平原,太湖平原<sup>[10]</sup>,珠江三角洲平原<sup>[11-12]</sup>和江西、湖南丘陵盆地水稻土<sup>[13]</sup>,江汉平原<sup>[14-15]</sup>,成都平原<sup>[16]</sup>,因都受到强烈的工矿开采活动或快速的工业发展的影响,水稻土中重金属污染严重,重金属的表层积聚与活化明显<sup>[11,17-18]</sup>,土壤重金属有效态升高<sup>[12]</sup>。例如,湖南省长株潭城市群水稻田重金属 Cd 污染问题主要是由于工业废水、废气、废渣等的排放造成的<sup>[19]</sup>;贵州省典型城市(都匀市)水稻土中 Cd、Hg、As 和 Pb 污染的主要来源是铅锌矿冶炼、火电厂等污染源排放的污染物,而 Cr 的污染来源主要是成土母质<sup>[3]</sup>;云南个旧周边水稻土中 Cd 和 As 为主的土壤重金属复合污染的来源为矿业活动等<sup>[20]</sup>。广东省 70% 以上的水稻 Cd 含量超出国家食品卫生标准限量值(0.2 mg/kg),其重金属污染的来源是水稻种植过程中污水灌溉<sup>[21]</sup>。

## 2 重金属污染对水稻土微生物的影响

### 2.1 重金属污染对土壤微生物生物量的影响

土壤微生物生物量是指土壤中个体体积小于  $5 \times 10^3 \mu\text{m}^3$  的活微生物总量,主要包括真菌、细菌、放线菌及原生动物等,常用微生物生物量碳、氮等来表征<sup>[22]</sup>,测定常用方法为氯仿熏蒸浸提法。微生物生物量与土壤健康密切相关,可以反映土壤养分有效性及生物活性,但是,微生物生物量只反映微生物在总



图 1 稻田土壤重金属污染来源  
Fig. 1 Sources of heavy metal pollution in paddy soils

量上的差异,无法表现在组成和区系上的变化。重金属污染会影响土壤中微生物生物量的报道很多(表 2),微生物生物量受影响程度与重金属种类、浓度、土壤理化性质等因素相关,一般说来,土壤微生物生物量碳、氮与重金属浓度之间存在显著的负相关关系,土壤微生物生物量碳、氮随着重金属浓度的提高而降低,而周通等<sup>[23]</sup>通过研究南方几种重金属污染下的水稻土的微生物学指标发现,重金属对土壤微生物生物量的影响表现出增加、抑制与无显著性差异的结果。荆延德等<sup>[24]</sup>通过研究两种水稻土中不同 Hg 处理的微生物学效应,不同浓度 Hg 处理土壤微生物生物量碳表现为低浓度(<2 mg/kg)Hg 处理时升高,高浓度 Hg ( $\geq 2 \text{ mg/kg}$ )处理时下降。总而言之,土壤微生物生物量作为对重金属污染比较敏感和重要的指标,当土壤中的重金属浓度达到一定程度时,会对微生物生物量产生负面影响。

### 2.2 重金属污染对土壤微生物群落的影响

土壤微生物群落是反映土壤稳定性和生态机制的重要敏感性指标,良好的微生物种群是适应外界因素和维持土壤肥力的必要因素<sup>[30]</sup>。在大多数情况下,

表 2 不同重金属元素对水稻土微生物生物量的影响  
Table 2 Effects of different heavy metal elements on microbial biomass of paddy soil

土壤重金属	微生物生物量	影响	参考文献
Pb、Cd、Cu、Zn	微生物生物量碳、氮	增加、抑制与无显著性差异	[23]
Hg	微生物生物量碳	低浓度升高、高浓度下降	[24]
Cu、Zn、Cd、Pb	微生物生物量碳、氮	降低	[25]
Cu、Zn、Pb、Cd 复合污染	微生物生物量碳、氮	降低	[26]
Cu、Pb、Zn、Cd 的全量及其 DTPA 浸提量	微生物生物量碳、氮	降低	[27]
Pb、Cd、Cu	微生物生物量碳、氮	降低	[28]
Cu、Zn、Pb、Cd 复合污染	微生物生物量碳、氮	降低	[29]

重金属污染能够明显影响土壤的微生物群落,如降低土壤微生物生物量、降低活性细菌、真菌和放线菌菌落的数量等,同时,重金属污染还能影响土壤微生物群落结构,即土壤微生物多样性,但这种影响随着重金属污染程度、重金属元素类型、水稻根系分泌物和土壤基本理化性质(pH、电导率、有机碳、机械组成及铝氧化物)等因素而异。

土壤微生物一般包括细菌、真菌和放线菌等,在不同浓度范围的重金属对土壤微生物数量增长的影响不一定是相同的。有研究表明<sup>[25]</sup>,重金属 Cu、Zn、Cd、Pb 复合污染对水稻土微生物群落有较大的影响,能够降低细菌、真菌、放线菌菌落数量。Gao 等<sup>[31]</sup>通过室内模拟试验研究土壤酶活性和微生物群落结构对重金属复合污染的响应时发现,重金属 Pb、Cd 复合污染对水稻土细菌和放线菌的种群大小产生负面影响,而真菌对重金属污染不敏感;同时,不同类群微生物对重金属的敏感程度也不同,吴春艳等<sup>[32]</sup>通过研究试验条件下重金属 Cd<sup>2+</sup>、Cu<sup>2+</sup> 对黄松水稻土微生物种群数量的影响发现,重金属污染对不同土壤微生物种群数量的影响差异较大,土壤微生物种群对 Cd<sup>2+</sup> 的敏感度为放线菌>细菌>真菌,对 Cu<sup>2+</sup> 的敏感度为真菌>放线菌>细菌。土壤微生物群落结构是表征土壤生态系统群落结构和稳定性的重要参数,能够较好地指示土壤环境污染状况<sup>[33]</sup>。微生物群落结构多样性的研究,常用 Biolog 碳素利用法、脂肪酸谱图法(FLFA)、群落水平生理学指纹方法(CLPP)和基于 PCR 的分子生物学技术等<sup>[34-35]</sup>。对苏南地区某加工产业区和金属冶炼厂的重金属污染水稻土的真菌群落结构发现,不同程度重金属污染对稻田土壤真菌群落结构有显著影响,且随着污染程度的增加,抗逆真菌相对数量和种类显著增加,敏感真菌的相对数量急剧减少,真菌群落结构随着重金属污染程度增加进一步分化<sup>[36]</sup>。阎姝等<sup>[28]</sup>通过研究重金属污染对水稻土微生物群落结构发现,细菌和真菌 PLFA 的

变化幅度达到 30% 以上,革兰氏阳性菌与革兰氏阴性菌的脂肪酸比值升高,而真菌/细菌的比例降低了约 70%,重金属污染下土壤微生物群落结构发生了明显的变化。

### 3 重金属污染对水稻土微生物活性及酶活性的影响

#### 3.1 重金属污染对水稻土呼吸强度的影响

土壤呼吸强度是土壤微生物活性的体现,可以用来衡量微生物生命活动的强度,也是研究土壤重金属污染的一项重要生物学指标。一般而言,土壤呼吸作用强度越大,表明土壤微生物活性越高,从而越有利于土壤中污染物的生物降解。段学军和闵航<sup>[37]</sup>通过研究不同程度 Cd 胁迫对淹水稻田土壤呼吸强度的影响时发现,低浓度 Cd 的添加对水稻田土壤呼吸强度有一定刺激作用,高浓度则产生抑制。李江遐等<sup>[38]</sup>通过盆栽试验方法研究 Pb 污染对水稻土基础呼吸作用的影响,发现随着培养时间的延长,基础呼吸作用随 Pb 浓度升高而加强。杨良静等<sup>[39]</sup>通过根际法盆栽试验,发现随着 Cd 胁迫的增加,根际和非根际土壤呼吸强度增加,但增幅较小,根际呼吸强度大于非根际且差异显著。周通等<sup>[23]</sup>通过室内培养方法研究南方几种水稻土重金属污染下的土壤呼吸发现,在 60 d 的培养期内,前 7 d 土壤呼吸速率较高,占了整个排放量的 30.89%~64.37%,并且这一阶段重金属对土壤呼吸速率的影响最大。

#### 3.2 重金属污染对水稻土酶活性的影响

土壤酶是参与土壤新陈代谢的重要物质,主要来源于增殖和死亡的微生物,也可能来自植物根系、土壤动物区系和动植物残体释放。根据它们在土壤中的定位和功能<sup>[40-42]</sup>,大致分为三类酶:①胞内酶:存在于增殖的微生物、植物根和土壤动物生活在细胞组织中的一种酶;②胞外酶:由植物根系、土壤动物和活的微生物在活细胞外释放,以催化大分子和生物聚合

物的分解;③结合在细胞组分上呈吸附状态,主要包括分解的细胞碎片中的酶、死的但未分解的细胞中的酶以及活的但不在增殖的细胞中存在的酶。土壤中的

酶不仅推动土壤中有机的矿化分解和土壤养分 C、N、P 和 S 循环(表 3),还是表征土壤质量的重要生物学指标<sup>[43]</sup>。

表 3 酶的分类及作用  
Table 3 Classification and function of enzymes

酶	酶大类	作用
脱氢酶	氧化还原酶	直接参与了土壤中含 N 有机化合物的转化,其活性强度常用来表征土壤 N 素的供应强度 <sup>[44]</sup>
过氧化氢酶	氧化还原酶	与土壤有机质相关性极好,可以判断有机质的转化状况 <sup>[45]</sup>
转化酶	水解酶	土壤碳素循环的重要酶类,与土壤有机质含量、微生物数量及土壤呼吸强度密切相关,可表征土壤生物学活性强度 <sup>[45]</sup>
脲酶	水解酶	有利于土壤有机态氮向有效氮的转化,提高土壤氮素供应水平 <sup>[45]</sup>
磷酸酶	水解酶	土壤有机磷转化为无机磷的作用酶类,可提高土壤中有效磷的含量,因而在土壤磷素循环中发挥着十分重要的作用 <sup>[45]</sup>
蔗糖酶	水解酶	参与土壤有机碳循环的酶,其活性反映了土壤有机碳累积与分解转化的规律 <sup>[44]</sup>

土壤酶活性值的大小可综合反映重金属含量的高低,在重金属生态毒理、污染监测评价及修复等方面研究中,土壤酶是国内外关注的主要课题之一。土壤中的酶类型很多,它们主要分布在水解酶(hydrolase)、裂解酶(lyase)、氧化还原酶(oxidoreductase)和转移酶(transferase)等 4 种类型中,其中以水解酶和氧化还原酶为主。近 30 a 来,国内外学者先后提出了氧化还原酶(脱氢酶、过氧化氢酶)、水解酶(碱性/酸性磷酸酶、芳基硫酸酯酶、 $\beta$ -葡萄糖苷酶、脲酶、转化酶、蔗糖酶)等重金属污染监测指标(表 4)。重金属对酶的作用主要表现重金属与构成酶的蛋白质分子的作用<sup>[46-47]</sup>,分为 3 种类型:①重金属离子以酶的辅基形式参与反应,促进酶活性部位与底物进行配位结合,提高酶的活性;②重金属离子占据酶的活性中心,与土壤酶分子的巯基、胺基和羧基等基团结合,破坏酶的结构,阻碍酶参与化学反应,抑制酶的活性;③重金属与土壤酶不存在专一性对应关系,酶活性不发生改变。

我国南方水稻土,特别是受到快速的工业发展或强烈的工矿开采活动的影响的地区,水稻土中都检测到重金属污染的存在,最常见重金属主要包括 Cd、Pb、Cu、Hg 和 Zn 等<sup>[48]</sup>。土壤酶活性对重金属污染比较敏感,且不同的酶对不同重金属的响应不同,例如,荆延德等<sup>[24]</sup>通过研究不同 Hg 处理对两种水稻土酶学效应发现,2 种土壤的酶活性对 Hg 的敏感程度依次为:脲酶>脱氢酶>酸性磷酸酶。曾路生等<sup>[49]</sup>通过研究不同 Cd 处理对黄松田和黄红壤性水稻土酶活性的影响时发现 2 种土壤的土壤酶活性对 Cd 污染的敏感程度依次为脱氢酶>酸性磷酸酶>脲酶。吴春艳等<sup>[32]</sup>通过研究 Cd<sup>2+</sup>、Cu<sup>2+</sup> 对黄松水稻土酶活性的影响,发现 Cd<sup>2+</sup>、Cu<sup>2+</sup> 对土壤酶活性的抑制作用表

现为中性磷酸酶>脲酶>蔗糖还原酶>过氧化氢酶。除了重金属(如重金属种类、重金属污染程度和重金属的化学形态等)的潜在影响<sup>[50]</sup>,水稻土酶活性还受到土壤性质(如 pH、土壤有机质、黏土含量和养分利用率等<sup>[51]</sup>)、水稻的品种、生长发育和根系<sup>[52]</sup>、土壤微生物、酶的种类和活性等因素的影响。李金娟等<sup>[53]</sup>通过研究重金属污染对高 Cd 积累水稻长香谷和低 Cd 积累水稻金农丝苗 2 个品种水稻根际土酶活性的影响发现,高 Cd 累积水稻比低 Cd 累积水稻各时期根系土壤脲酶活性低,过氧化氢酶活性则随生育期延长不断升高,高 Cd 吸收水稻比低 Cd 吸收水稻各时期土壤过氧化氢酶活性高。曾路生等<sup>[49]</sup>研究水稻不同生育期土壤酶活性的变化发现,土壤脲酶活性表现为先上升后下降,而酸性磷酸酶与脱氢酶活性则经历了先降后升再降的过程。同时,在根系分泌物、重金属等综合作用下,水稻根际土壤与非根际土壤酶活性存在较大差异。一般而言,根系土壤酶活性远高于非根系土壤,这是因为根系土壤微生物群落和数量比较丰富,水稻和微生物的分泌物类型较多,含量高。杨良静等<sup>[39]</sup>通过根袋法盆栽试验,研究了重金属 Cd 胁迫对水稻根际和非根际土壤酶活性的影响,发现脲酶、蔗糖酶和过氧化氢酶在根际土壤中的活性普遍高于非根际土壤,土壤酶对 Cd 污染的敏感度依次为蔗糖酶>脲酶>过氧化氢酶,蔗糖酶、脲酶可作检测土壤 Cd 污染的指示酶。而许超等<sup>[52]</sup>通过采集酸性矿山废水形成的多种重金属污染水稻土进行根袋法盆栽试验,发现根系土壤磷酸酶活性高于非根系土壤,而脲酶活性均低于非根系土壤。分析其原因,可能是因为重金属污染土壤上水稻根际土壤供磷能力高于非根际土壤,而水稻生长过程中对根系土壤氮的吸收大于非根系土壤。

表 4 重金属污染对水稻土酶活性的影响  
Table 4 Effects of heavy metal pollution on enzyme activities in paddy soil

污染物类型	酶的类型	污染物对酶的影响	预警指标	参考文献
Cd <sup>2+</sup> 、Cu <sup>2+</sup>	中性磷酸酶、脲酶、蔗糖还原酶、过氧化氢酶	抑制作用表现为中性磷酸酶>脲酶>蔗糖还原酶>过氧化氢酶	-	[32]
Cd	蔗糖酶、过氧化氢酶、脲酶	敏感度表现为蔗糖酶>脲酶>过氧化氢酶	蔗糖酶和脲酶	[39]
Hg	脲酶、酸性磷酸酶和脱氢酶	在低浓度升高,而在高浓度下降;对汞胁迫的敏感依次为:脲酶>脱氢酶>酸性磷酸酶	-	[24]
Cd	过氧化氢酶、转化酶、磷酸酶	对脲酶的抑制率达 57.4%,过氧化氢酶、转化酶、磷酸酶等活性影响较小,转化酶对 Cd 具有很强的拮抗作用	脲酶	[37]
Cu、Zn、Pb	过氧化氢酶、蔗糖酶、脲酶、磷酸酶	碳酸盐结合态 Cu、Zn 对过氧化氢酶活性的抑制作用最大;交换态 Pb 对脲酶活性抑制作用最大	碳酸盐结合态 Cu、Zn(过氧化氢酶); 交换态 Pb(脲酶)	[50]
Cd	脲酶、酸性磷酸酶、脱氢酶	随着 Cd 处理浓度增加,土壤酶活性逐渐增强,但到一定浓度时转为逐渐减弱	-	[49]
Pb	脲酶、脱氢酶	抑制	脲酶	[38]
Cd	过氧化氢酶、脲酶、蔗糖酶、脱氢酶	土壤脱氢酶、过氧化氢酶和脲酶的活性随着外源 Cd 胁迫浓度的增加而显著降低;而土壤蔗糖酶活性随外源 Cd 胁迫浓度的增加表现为先下降后上升再下降的趋势	脱氢酶	[54]
Pb	脲酶、酸性磷酸酶、脱氢酶	低浓度的 Pb 处理时,土壤酶活性有一定的激活效应,而当 Pb 浓度超过 500 mg/kg 时,转为抑制作用	-	[55]
Cu	蔗糖酶、过氧化氢酶、脲酶	抑制	脲酶	[49]
Cu、Zn、Cd	脱氢酶、脲酶、过氧化氢酶、酸性和中性磷酸酶、蔗糖酶	抑制	脱氢酶	[56]
Cd、Pb 复合污染	脱氢酶、磷酸酶、脲酶	抑制	脱氢酶	[31]

## 4 问题与展望

### 4.1 存在问题

水稻土是我国重要的耕作土壤,由于采矿和冶金迅速发展,污水灌溉、污泥农用以及含重金属肥料和农药的大量使用,我国稻田土壤重金属污染问题日趋严重,特别在中南、西南地区较为普遍。目前国内外关于水稻土微生态效应研究已经做了大量研究,结果表明,重金属胁迫能够影响水稻土中微生物的生态特性,如土壤微生物生物量、种群结构、微生物活性等<sup>[57-58]</sup>,但目前研究仍然存在许多不足,主要包括:

1) 大多数局限于重金属污染后水稻土中微生物与土壤酶活性的变化,或者是对水稻生长发育的影响,缺乏水稻-重金属-微生物三者相互作用、相互影响方面的研究。

2) 微生物与水稻在长期适应环境过程中形成了协同抵抗重金属的机制,土壤生物消纳重金属的过程及机制已有较多研究,但过去还是以重金属迁移转化

的化学过程为主,相关生理及分子机制方面的深入研究相对较少。

3) 重金属污染对水稻土微生物群落结构的研究多为实验室或小范围(如矿区、污水灌溉区等)进行的田间试验,且多只考虑重金属污染程度及土壤理化性质等因素下探讨水稻土微生物的变化规律,区域尺度下的研究更是鲜有报道。

4) 在实际大田环境下,土壤环境条件较为复杂,区域范围内重金属含量和土壤理化性状具有明显的空间异质性,水稻土中土壤微生物受重金属、土壤理化性状和稻等因素的综合影响,局部的单一因素的研究很难客观全面地反映重金属以及其他环境因子与土壤微生物的相关关系。

5) 针对重金属污染对水稻土土壤酶的研究主要集中在对单一酶活性或整体酶活性的末端含量指标表征上,关于重金属对酶的作用机制的研究还比较少。关于重金属污染对不同水稻品种、不同生长发育期以及水稻根系和非根系土壤间的酶动力学作用机

理的研究更是鲜有报道。

#### 4.2 展望

为了系统地认识重金属污染对水稻土微生物及其生态过程的影响,建议在今后的研究中重点关注以下 5 方面:

1) 加强重金属污染对土壤微生物、土壤酶活性和水稻生理指标影响的研究及其相互联系。

2) 利用分子生物学方法(高通量测序、基因芯片、DNA 指纹图谱技术和核酸杂交技术等)来分析水稻土中微生物多样性和群落结构,以及应用系统生物学的方法(宏转录组、宏蛋白组、宏基因组及代谢组学等)研究水稻土微生物活性及功能的演变规律,新方法的应用促进了对土壤重金属污染与土壤生物系统相互作用机制的认识,有助于理解在重金属污染胁迫下水稻土微生物群落结构及功能的演变规律及响应适应过程。

3) 加强基于长期定位实验的研究,在较长的时间尺度和较大的空间尺度上认识水稻-水稻土生态系统在重金属胁迫下的演变规律和驱动机制。

4) 在研究重金属污染与水稻土土壤微生物生态特征的关系的基础上,加强对土壤重金属、土壤理化性状和水稻等因素进行综合并定量化分析,将是明确重金属对土壤微生物生态特性的影响及相关机理的关键。

5) 结合田间重金属污染水稻土实际情况,加强对土壤酶变化的驱动因子以及土壤酶功能多样性的研究,同时,对重金属污染土壤酶的研究应重点从机理方面入手,注重结合土壤酶的动力学参数和热力学参数,深化土壤酶与复合污染的作用机理,进一步揭示复合污染致毒途径及其机理。同时借助分子手段,探索重金属污染水稻土中更多未发现的酶的特性,寻找更加敏感、更能普遍推广的重金属污染土壤的综合性指标。

此外,还应针对水稻土重金属污染的类型和污染程度,筛选专性耐受的微生物,或利用基因技术修饰改造微生物,使之适应污染土壤并发挥修复功效,同时,对特定功能的微生物的重金属耐受及转化机制进行深入研究,明确其分子机理和遗传稳定性,并在此基础上发展基于功能基因的生物技术。

#### 参考文献:

[1] 环境保护部. 全国土壤污染状况调查公报[OL]. 2014. 4.17. [www.gov.cn/foot/2014-04/17/content\\_2661768.htm](http://www.gov.cn/foot/2014-04/17/content_2661768.htm).  
 [2] 陈保冬, 赵方杰, 张莘, 等. 土壤生物与土壤污染研究前沿与展望[J]. 生态学报, 2015, 35(20): 6604-6613.

[3] 敖明, 柴冠群, 范成五, 等. 稻田土壤和稻米中重金属潜在污染风险评估与来源解析[J]. 农业工程学报, 2019, 35(6): 198-205, 324.  
 [4] 朱雪梅, 林立金, 邵继荣, 等. 锌铬复合污染对水稻根系抗氧化酶活性的影响[J]. 农业工程学报, 2008, 24(3): 203-208.  
 [5] Khan S, Cao Q, Zheng Y M, et al. Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China[J]. Environmental Pollution, 2008, 152(3): 686-692.  
 [6] Khan S, El-Latif Hesham A, Qiao M, et al. Effects of Cd and Pb on soil microbial community structure and activities[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2010, 17(2): 288-296.  
 [7] 张乃明. 重金属污染土壤修复理论与实践[M]. 北京: 化学工业出版社, 2017.  
 [8] 陈红燕, 袁旭音, 李天元, 等. 不同污染源对水稻土及水稻籽粒的重金属污染研究[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(4): 684-690.  
 [9] Su C, Jiang L Q, Zhang W J. A review on heavy metal contamination in the soil worldwide: Situation, impact and remediation techniques[J]. 2014, 3(2): 24-38.  
 [10] 安中华, 董元华, 安琼, 等. 苏南某市农田土壤环境质量评价及其分级[J]. 土壤, 2004, 36(6): 631-635.  
 [11] 潘根兴, 成杰民, 高建琴, 等. 江苏吴县土壤环境中某些重金属元素的变化[J]. 长江流域资源与环境, 2000, 9(1): 51-55.  
 [12] 蒋定安, 成杰民. 近十几年来宜兴市水稻土表层土壤 pH 及 B、Cu、Zn、Mn 有效态含量的变化[J]. 南京农业大学学报, 1997, 20(4): 111-113.  
 [13] 刘扬林, 蒋新元. 株洲市白马乡土壤和农作物重金属污染评价[J]. 土壤, 2004, 36(5): 551-556, 564.  
 [14] 朱海燕, 刘忠德, 周勇, 等. 江汉平原后湖农场农用地土壤环境质量评价[J]. 西南师范大学学报(自然科学版), 2005, 30(2): 341-345.  
 [15] 田应兵, 陈锋, 雷明江, 等. 江汉平原城郊菜地土壤重金属的环境质量评价[J]. 环境科学与技术, 2005, 28(4): 79-80, 119.  
 [16] 谭婷, 王昌全, 李冰, 等. 成都平原土壤铅污染及其评价[J]. 长江流域资源与环境, 2005, 14(1): 71-75.  
 [17] 潘根兴, 高建芹, 刘世梁, 等. 活化率指示苏南土壤环境中重金属污染冲击初探[J]. 南京农业大学学报, 1999, 22(2): 46-49.  
 [18] 李恋卿, 潘根兴, 张平究, 等. 太湖地区水稻土表层土壤 10 年尺度重金属元素积累速率的估计[J]. 环境科学, 2002, 23(3): 119-123.  
 [19] 王云昊. 长株潭地区不同母质水稻土重金属含量及污染评价[D]. 长沙: 湖南农业大学, 2019.  
 [20] 邓晓霞, 邹艳虹, 陈璐, 等. 个旧矿区周边水稻土重金属生态风险及预警[J]. 环境科学导刊, 2016, 35(6): 88-94.  
 [21] 柳影, 卢维盛, 赵扬, 等. 不同污染类型水稻土中镉的化学形态分布特征及其影响因素[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(9): 1703-1708.

- [22] 黄巧云, 林启美, 徐建明. 土壤生物化学[M]. 北京: 高等教育出版社, 2015.
- [23] 周通, 潘根兴, 李恋卿, 等. 南方几种水稻土重金属污染下的土壤呼吸及微生物学效应[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(12): 2568–2573.
- [24] 荆延德, 何振立, 杨肖娥. 汞污染对水稻土微生物和酶活性的影响[J]. 应用生态学报, 2009, 20(1): 218–222.
- [25] 王秀丽, 徐建民, 姚槐应, 等. 重金属铜、锌、镉、铅复合污染对土壤环境微生物群落的影响[J]. 环境科学学报, 2003, 23(1): 22–27.
- [26] 吴建军, 蒋艳梅, 吴愉萍, 等. 重金属复合污染对水稻土微生物生物量和群落结构的影响[J]. 土壤学报, 2008, 45(6): 1102–1109.
- [27] 李永涛, Thierry Becquer, Cécile Quantin, 等. 酸性矿山废水污染的水稻田土壤中重金属的微生物学效应[J]. 生态学报, 2004, 24(11): 2430–2436.
- [28] 阎姝, 潘根兴, 李恋卿. 重金属污染降低水稻土微生物商并改变 PLFA 群落结构——苏南某地污染稻田的案例研究[J]. 生态环境, 2008, 17(5): 1828–1832.
- [29] 蒋艳梅. 重金属 Cu、Zn、Cd、Pb 复合污染对稻田土壤微生物群落结构与功能的影响[D]. 杭州: 浙江大学, 2007.
- [30] 刘沙沙, 付建平, 蔡信德, 等. 重金属污染对土壤微生物生态特征的影响研究进展[J]. 生态环境学报, 2018, 27(6): 1173–1178.
- [31] Gao Y, Zhou P, Mao L, et al. Assessment of effects of heavy metals combined pollution on soil enzyme activities and microbial community structure: Modified ecological dose-response model and PCR-RAPD[J]. Environmental Earth Sciences, 2010, 60(3): 603–612.
- [32] 吴春艳, 陈义, 闵航, 等.  $Cd^{2+}$  和  $Cu^{2+}$  对水稻土微生物及酶活性的影响[J]. 浙江农业科学, 2006, 47(3): 303–307.
- [33] 孙波, 赵其国, 张桃林, 等. 土壤质量与持续环境——Ⅲ. 土壤质量评价的生物学指标[J]. 土壤, 1997, 29(5): 225–234.
- [34] 高贵锋, 褚海燕. 微生物组学的技术和方法及其应用[J]. 植物生态学报, 2020, 44(4): 395–408.
- [35] 褚海燕, 马玉颖, 杨腾, 等. “十四五”土壤生物学分支学科发展战略[J]. 土壤学报, 2020, 57(5): 1105–1116.
- [36] 闫华, 欧阳明, 张旭辉, 等. 不同程度重金属污染对稻田土壤真菌群落结构的影响[J]. 土壤, 2018, 50(3): 513–521.
- [37] 段学军, 闵航. Cd 胁迫下稻田土壤生物活性与酶活性综合研究[J]. 农业环境科学学报, 2004, 23(3): 422–427.
- [38] 李江遐, 杨肖娥, 何振立, 等. 铅污染水稻土的微生物活性[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(5): 1198–1201.
- [39] 杨良静, 何俊瑜, 张兴平. Cd 胁迫对水稻根际和非根际土壤酶活性的影响研究[J]. 六盘水师范学院学报, 2015, 27(4): 10–14.
- [40] Aponte H, Meli P, Butler B, et al. Meta-analysis of heavy metal effects on soil enzyme activities[J]. Science of the Total Environment, 2020, 737: 139744.
- [41] Burns R G. Enzyme activity in soil: Location and a possible role in microbial ecology[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1982, 14(5): 423–427.
- [42] Kuzyakov Y, Mason-Jones K. Viruses in soil: Nano-scale undead drivers of microbial life, biogeochemical turnover and ecosystem functions[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2018, 127: 305–317.
- [43] Aponte H, Medina J, Butler B, et al. Soil quality indices for metal(loid) contamination: An enzymatic perspective[J]. Land Degradation & Development, 2020, 31(17): 2700–2719.
- [44] 孔龙, 谭向平, 和文祥, 等. 外源 Cd 对中国不同类型土壤酶活性的影响[J]. 中国农业科学, 2013, 46(24): 5150–5162.
- [45] 杨志新, 刘树庆. Cd、Zn、Pb 单因素及复合污染对土壤酶活性的影响[J]. 土壤与环境, 2000, 9(1): 15–18.
- [46] 聂静茹, 马友华, 徐露露, 等. 我国《土壤环境质量标准》中重金属污染相关问题探讨[J]. 农业资源与环境学报, 2013, 30(6): 44–49.
- [47] D'Ascoli R, Rao M A, Adamo P, et al. Impact of river overflowing on trace element contamination of volcanic soils in south Italy: Part II. Soil biological and biochemical properties in relation to trace element speciation[J]. Environmental Pollution, 2006, 144(1): 317–326.
- [48] Deng L J, Zeng G M, Fan C Z, et al. Response of rhizosphere microbial community structure and diversity to heavy metal co-pollution in arable soil[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2015, 99(19): 8259–8269.
- [49] 曾路生, 廖敏, 黄昌勇, 等. 镉污染对水稻土微生物量、酶活性及水稻生理指标的影响[J]. 应用生态学报, 2005, 16(11): 2162–2167.
- [50] 杨红飞, 严密, 王友保, 等. 安徽主要水稻土中重金属形态分布与土壤酶活性研究[J]. 土壤, 2007, 39(5): 753–759.
- [51] Liang Q, Gao R T, Xi B D, et al. Long-term effects of irrigation using water from the river receiving treated industrial wastewater on soil organic carbon fractions and enzyme activities[J]. Agricultural Water Management, 2014, 135: 100–108.
- [52] 许超, 陈旭磊, 陈倩婷, 等. 水稻根际酶活性对土壤重金属污染的响应[J]. 中国农学通报, 2014, 30(30): 28–33.
- [53] 李金娟, 张雪霞, 王平, 等. 多金属硫化物矿区不同品种水稻根际土壤酶活的变化[J]. 生态环境学报, 2013, 22(11): 1830–1836.
- [54] 郭碧林, 陈效民, 景峰, 等. 外源 Cd 胁迫对红壤性水稻土微生物量碳氮及酶活性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(9): 1850–1855.
- [55] 王广林, 王立龙, 沈章军, 等. 冶炼厂附近水稻田土壤重金属污染与土壤酶活性的相关性研究[J]. 安徽师范大学学报(自然科学版), 2004, 27(3): 310–313.
- [56] Hu X F, Jiang Y, Shu Y, et al. Effects of mining wastewater discharges on heavy metal pollution and soil enzyme activity of the paddy fields[J]. Journal of Geochemical Exploration, 2014, 147: 139–150.
- [57] 褚海燕, 冯毛毛, 柳旭, 等. 土壤微生物生物地理学: 国内进展与国际前沿[J]. 土壤学报, 2020, 57(3): 515–529.
- [58] Maire V, Alvarez G, Colombet J, et al. An unknown oxidative metabolism substantially contributes to soil  $CO_2$  emissions[J]. Biogeosciences, 2013, 10(2): 1155–1167.