

华中地区水旱轮作酸性土磷、铁形态转化及机理

崔宸阳, 严玉鹏, 王小明, 刘凡, 冯雄汉

引用本文:

崔宸阳, 严玉鹏, 王小明, 刘凡, 冯雄汉. 华中地区水旱轮作酸性土磷、铁形态转化及机理[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(9): 1993-2003.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2022-0009>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

不同水分条件下生物炭对红壤磷素形态及磷酸酶活性的影响

夏丽丹, 曹升, 张虹, 胡华英, 周垂帆, 马祥庆

农业环境科学学报. 2019, 38(5): 1101-1111 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-1171>

螯合剂对不同磷源的释磷效应研究

刘石磊, 王祺, 樊秉乾, 张强, 陈清

农业环境科学学报. 2018, 37(9): 1895-1902 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1673>

小麦玉米秸秆长期还田对砂姜黑土磷库组成的影响

徐悦, 陈翔, 王擎运, 罗来超, 张朝春, 李金才, 叶新新, 郜红建, 柴如山

农业环境科学学报. 2022, 41(8): 1768-1777 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-1504>

水管理对污染土壤中砷镉形态及有效性的影响

崔晓丹, 王玉军, 周东美

农业环境科学学报. 2015(9): 1665-1673 <https://doi.org/10.11654/jaes.2015.09.006>

两种外源性有机物料对设施土壤磷变化的影响

黄敏, 尹维文, 余婉霞, 周开来, 黄永炳, 石小娟

农业环境科学学报. 2015(3): 501-508 <https://doi.org/10.11654/jaes.2015.03.012>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

崔宸阳, 严玉鹏, 王小明, 等. 华中地区水旱轮作酸性土磷、铁形态转化及机理[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(9): 1993–2003.
CUI C Y, YAN Y P, WANG X M, et al. Speciation transformation and mechanism of phosphorus and iron in acid soils in paddy-upland rotation in central China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(9): 1993–2003.



开放科学 OSID

华中地区水旱轮作酸性土磷、铁形态转化及机理

崔宸阳¹, 严玉鹏², 王小明¹, 刘凡¹, 冯雄汉^{1*}

(1. 华中农业大学资源与环境学院, 武汉 430000; 2. 江西农业大学国土资源与环境学院, 南昌 330000)

摘要:为探讨华中地区水旱轮作体系酸性土壤磷与铁的形态转化以及磷生物有效性变化,本研究于2018年和2019年水稻收获后采集该区域典型酸性红壤(低磷铁比)和黄棕壤(高磷铁比),采用张守敬-杰克逊无机磷分级方法和梯度扩散薄膜(DGT)技术,对干湿交替培养样品磷形态、生物有效性磷(DGT-P)与铁(DGT-Fe)、Fe(II)及无定形氧化铁(Fe_{ox})等进行定量分析。结果表明:淹水过程中黄棕壤和红壤pH逐渐升高趋于中性;二者氧化还原电势(Eh)在淹水期间降低,土壤环境呈明显的还原条件。淹水过程黄棕壤和红壤中Fe²⁺与Fe_{ox}均增加,干燥后均明显降低。黄棕壤与红壤磷形态以铁结合态磷(Fe-P)与闭蓄态磷(Oc-P)为主,干湿交替过程中黄棕壤Oc-P向Fe-P转化,红壤Fe-P向Oc-P转化。在水-土界面以下120 mm土壤垂直剖面内,黄棕壤DGT-P和DGT-Fe释放水平先增加后减少;红壤DGT-Fe增加,DGT-P减少,黄棕壤P和Fe的同步释放相关性更显著。研究表明,干湿交替条件下酸性土壤磷形态主要是Fe-P与Oc-P之间转化,低P/Fe红壤以磷闭蓄化为主,高P/Fe黄棕壤Fe-P增加,以铁吸附磷为主;淹水导致DGT-P含量增加,生物有效性增加;干燥过程磷闭蓄化加深,但磷有效性并无明显降低,这与土壤磷水平有关。

关键词:磷;氧化铁;干湿交替;磷铁比;梯度扩散薄膜技术;磷生物有效性

中图分类号:S153.6;X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2022)09-1993-11 doi:10.11654/jaes.2022-0009

Speciation transformation and mechanism of phosphorus and iron in acid soils in paddy-upland rotation in central China

CUI Chenyang¹, YAN Yupeng², WANG Xiaoming¹, LIU Fan¹, FENG Xionghan^{1*}

(1. School of Resources and Environment, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430000, China; 2. School of Land Resources and Environment, Jiangxi Agricultural University, Nanchang 330000, China)

Abstract: This study aimed to investigate the transformation of iron and phosphorus and phosphorus availability in two typical acid soils at paddy-upland rotation system in central China. Yellow Brown soil (High P/Fe) and Red soil (Low P/Fe) were collected in 2018 and 2019 after harvest. Phosphorus species, bioavailable phosphorus, and the iron Fe²⁺ and Fe_{ox} were quantified during alternating wetting and drying via sequential extraction procedure and Diffusive Gradients in Thin-films technology. The results showed that the pH of Yellow Brown soil and Red soil increased during incubation, respectively, and tended to be neutral. During the flooding period, the Eh decreased, and the soil environment presented obvious reduction conditions. Both Fe²⁺ and Fe_{ox} increased, and later decreased significantly after drainage. The phosphorus species mainly included iron bound phosphorus (Fe-P) and occluded phosphorus (Oc-P) in Yellow Brown soil, and Red soil mainly contained these two kinds. Both bioavailable phosphorus (DGT-P) and bioavailable iron (DGT-Fe) were released in the soil profile of 0 mm to 120 mm during incubation. The correlation was more significant in Yellow Brown soil. This study suggests that the soil

收稿日期:2022-01-05 录用日期:2022-03-29

作者简介:崔宸阳(1995—),男,山东青岛人,硕士,从事土壤矿物与环境化学研究。E-mail:ccy170409@163.com

*通信作者:冯雄汉 E-mail:fxh73@mail.hzau.edu.cn

基金项目:国家自然科学基金重点项目(42030709);国家重点研发计划项目(2017YFD0200201)

Project supported: The Key Program of the National Natural Science Foundation of China (42030709); The National Key Research and Development Program of China (2017YFD0200201)

redox conditions change the iron and phosphorus forms as the most important environmental factors. Fe-P and Oc-P are transformed after the soil underwent alternate wetting and drying. Red soil has low P/Fe ratio, and phosphorus is obviously occluded by iron. Yellow Brown soil has high P/Fe ratio, resulting in increase in Fe-P, and iron absorbed phosphorus as the main process. The increase in phosphorus bioavailability depends on the phosphorus level.

Keywords: phosphorus; iron oxide; alternation of wetting and drying; P/Fe ratio; DGT technology; phosphorus bioavailability

随着农业的快速发展,化肥和农药用量大幅增加带来的环境污染和食品安全等一系列问题越来越受到重视^[1]。磷(P)作为最常见的营养元素之一,是植物生长必需的生命元素,也是维持生态系统平衡与生物地球化学循环稳定的重要因子。土壤中的磷往往被认为是重要的限制性营养元素,其含量及有效性直接影响农业生产水平^[2]。近年来,为了保证粮食产量,大量的磷肥被施入土壤中,植物对磷素的当季利用率仅为10%~30%^[3],然而磷的施用量远远超出了植物生长所需部分,大部分磷被固定在土壤中并逐渐无效化,造成了土壤中磷盈余现象,这部分磷被称为土壤遗留磷^[4]。研究表明,中国土壤的平均全磷密度和有效磷(Olsen P)密度分别约为 $8.3 \times 10^2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ 和 $5.4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$,土壤表面以下50 cm内总磷库达 $3.5 \text{ Pg}^{[5]}$ 。作为土壤健康的重要指标之一,土壤遗留磷的问题引起了广泛关注。由于过量施肥和利用效率低造成有限的磷矿资源严重浪费,磷矿石是生产肥料的基础原料,约80%的磷矿用于生产磷肥,也造成了江河湖泊等水体面源污染的加剧^[6-8]。所以减磷增效成为了一个重要的研究目标。

我国亚热带地区是稻米主产区,稻田面积占全国耕地面积的27%,产量约占世界水稻总产量的23%^[9]。我国华中区域主要位于亚热带区域,土壤普遍呈酸性,风化程度较高,含有大量铁铝氧化物等次生矿物,矿物对磷吸附固定严重,导致土壤磷有效性降低和遗留磷增加,水稻产量受土壤磷素含量限制^[10]。干湿交替是水田的主要特点,显著影响土壤理化性质^[11]。土壤中磷的动力学过程极其复杂,受多种物理和化学因素(如氧化还原电位、土壤pH和表面活性矿物质含量)的控制^[12]。农户普遍存在重旱轻水观念,减少化肥投入以降低成本,这归因于淹水能够导致土壤磷的解吸和增溶机制,其中铁的氧化还原循环发挥重要作用,但铁含量对于干湿交替过程的磷形态以及磷释放影响尚不清楚。前人研究表明土壤淹水后还原作用增强,Fe(III)被还原为Fe(II),导致吸附或沉淀的磷释放^[13]。同时生成的大量亚铁及其水化物导致对磷的吸附能力增强^[14-16]。干燥期

间,氧化导致氧化铁晶质化,吸附作用减弱,磷有效性相对增加;另一种说法是活性铁氧化物及其水化物吸附的磷酸盐进一步氧化固定,导致磷的有效性降低。另外,淹水导致pH上升,土壤中铁结合态磷(Fe-P)和铝结合态磷(Al-P)溶解度增加,有效磷增加;同时,Fe-P含量逐渐增加,闭蓄态磷(Oc-P)含量减少,淹水对Oc-P的转化影响显著,Oc-P可能转化为Fe-P^[17-18]。

为探究不同铁含量对干湿交替过程磷形态转化及释放的影响,以华中地区黄棕壤与红壤为研究对象,进行室内模拟干湿交替培养,分别采用无机磷分级方法与梯度扩散薄膜(DGT)技术对磷形态转化和生物有效性磷含量进行测定,其中DGT技术能够原位无破坏检测生物有效性磷含量。本研究有助于提升对酸性土壤中磷素活化的认识,对促进农业生产、缓解磷矿资源压力 and 环境污染控制具有重要意义。

1 材料与方法

1.1 样品采集

1.1.1 研究区概况

红壤采样点位于湖南祁阳($111^{\circ}52'32''\text{E}$ 、 $26^{\circ}45'12''\text{N}$),属于亚热带典型红壤丘陵区,由第四纪红土母质发育而来,年平均气温 18.0°C ,全年无霜期293 d,年均太阳辐射量 $108.66 \text{ kcal} \cdot \text{cm}^{-2}$,年降雨量 $1150 \sim 1350 \text{ mm}$ 。黄棕壤采样点位于湖北武穴($115^{\circ}35'14.7''\text{E}$ 、 $30^{\circ}06'32.8''\text{N}$),属于典型的黄棕壤性水稻土,由下蜀黄土母质发育而来,年平均气温 16.8°C ,全年无霜期237~278 d,年均太阳辐射量 $106.79 \text{ kcal} \cdot \text{cm}^{-2}$,年降雨量 $1278.7 \sim 1442.6 \text{ mm}$ 。土壤理化性状见表1。

1.1.2 土壤样品的采集及处理

红壤与黄棕壤样品分别于2018年与2019年作物收获后采集于长期定位试验田空白对照组。利用土钻以“五点法”采集0~20 cm耕层土壤,混匀作为一个样品。新鲜土壤样品密封保藏于 4°C 冰盒中,返回实验室后在通风阴凉处风干,将碎木、大块石砾及作物根系除去并过2 mm与0.149 mm筛装瓶备用。

表1 黄棕壤和红壤的基本理化性质

Table 1 Basic physicochemical properties of yellow brown soil and red soil

土壤类型 Soil type	黄棕壤 Yellow Brown soil	红壤 Red soil
pH	5.31±0.01	5.6±0.02
黏粒 Clay/%	13.96±0.70	45.48±0.44
粉粒 Silt/%	19.43±0.86	41.49±1.10
砂粒 Sand/%	66.61±0.22	13.03±0.68
总碳(TC)/%	1.97±0.01	0.22±0.01
总氮(TN)/%	0.60±<0.01	0.10±<0.01
风干含水率/%	1.29±<0.01	2.14±<0.01
有机质(SOM)/(g·kg ⁻¹)	37.96±1.18	12.48±0.06
无定形氧化铁(Fe _{ox})/(g·kg ⁻¹)	6.94±0.03	1.36±<0.01
游离态氧化铁(Fe _d)/(g·kg ⁻¹)	17.81±0.22	65.70±0.13
氧化铁活化度	0.39±<0.01	0.02±<0.01
全磷(TP)/(mg·kg ⁻¹)	1 306.10±63.75	601.33±37.10
有效磷(Olsen P)/(mg·kg ⁻¹)	29.40±2.22	9.00±0.78

1.1.3 试验设计及处理

模拟水田干湿交替过程,称取过2 mm筛土壤2 kg置于高25 cm、直径12 cm的透明玻璃圆柱容器内,对容器称质量,定期通过测定质量加入去离子水保持土壤田间持水量的80%。供试土壤经伽马射线灭菌,土壤微生物活性降低,后续加入少量甲苯抑制微生物活性。培养期间容器口覆盖带通气孔膜,置于恒温摇床振摇72 h以平衡土壤,尽量使土壤恢复自然状态。培养期间始终保持土层表面淹水3 cm,置于30 ℃恒温恒湿培养箱(RG-500B智能人工气候箱)培养77 d。分别在淹水1、7、14、28、42、56 d取样,同时原位测定水土界面下5 cm处pH与氧化还原电势(Eh),随后排出上覆水,置于培养箱中干燥培养21 d,分别在7、14、21 d取样,利用长度为10 cm小型管状取样器垂直压入土壤取样,以上所取样品经冻干后密封干燥保存,磨细过100目尼龙筛,装瓶以备分析。

1.2 测定方法

土壤pH采用土水比为1:2.5(m/V)的方法测定,室内培养过程中采用HQ40d便携式氧化还原电位计原位测定pH和Eh;土壤颗粒组成采用吸管法测定;土壤总磷采用H₂SO₄-HClO₄消化,钼锑抗比色法测定;土壤有机质采用重铬酸钾外加热容量法测定;土壤总碳(TC)、总氮(TN)采用元素分析仪测定;土壤Olsen P采用0.5 mol·L⁻¹碳酸氢钠溶液(pH 8.5)提取测定^[19];游离态氧化铁(Fe_d)采用连二亚硫酸钠-柠檬酸钠-重碳酸钠(DCB)法测定;无定形氧化铁(Fe_{ox})采用Tamm's溶

液(pH 3.2的草酸-草酸铵溶液)测定^[20];Fe²⁺测定方法:0.5 g(精确至1 mg)样品加入10 mL 0.5 mol·L⁻¹盐酸溶液浸提,采用改进的邻菲罗啉法比色测定。无机磷分级方法采取张守敬-杰克逊无机磷分级方法测定^[14]。

为了更好地表征土壤垂直剖面磷与铁释放特征以及磷生物有效性变化,采用梯度扩散薄膜(DGT)技术。ZrO-Chelex DGT购自南京智感环境科技有限公司,可同时测定DGT-P和DGT-Fe的含量。

ZrO-Chelex DGT有效暴露面积2 cm×15 cm,已充氮去氧的DGT装置上标记水土界面位置,垂直且缓慢插入淹水土壤,直至标记位置,记录水温。放置24 h后,取出装置,再次记录水温,充分清洗装置表面,保证装置表面泥土完全去除,放入自封袋,加入少量的去离子水保湿,带回实验室进行分析^[21]。DGT-P、DGT-Fe同步检测,固定膜切片-分步提取^[22]。

固定膜切片:将固定膜从暴露窗口处切开,按一维(垂向)方向用陶瓷切片刀每隔5 mm(剖面分辨率)切成长条状。

化学提取:第一步先提取Fe,切片后的所有条状固定膜依次放入离心管,加入1 mol·L⁻¹ HNO₃,提取液体积用量根据固定膜切片宽度确定,确保固定膜完全浸没,室温静置提取16 h,将提取液吸出转移至另一空白离心管待测;Fe的测定采用改进的邻菲罗啉法^[23],通过微孔板分光光度计在520 nm波长下读取吸光值,扣除空白吸光值后,得到每个微孔中提取液的吸光度;第二步加入去离子水浸没固定膜2 h(水洗离心管中残留的HNO₃溶液),2 h后舍弃水洗液;第三步用NaOH溶液提取P,采用钼锑抗比色法测定^[24]。吸取1 mL提取液至96孔酶标板微孔中,通过微孔板分光光度计在700 nm波长下读取吸光值,扣除微孔的空白吸光值后得到微孔提取液的吸光度,根据标线换算成提取液浓度^[25]。

DGT-P浓度(C_{DGT-P}, mg·L⁻¹)与DGT-Fe浓度(C_{DGT-Fe}, mg·L⁻¹)计算过程为:

$$M = \frac{C_e \times V_e}{f_e}$$

式中:M为固定膜中磷、铁的累积量,μg;C_e为提取液磷、铁浓度,mg·L⁻¹;V_e为提取剂体积,mL;f_e为磷、铁提取率。

利用公式计算DGT浓度:

$$C_{DGT} = \frac{M \times \Delta g}{D \times A \times t}$$

式中:Δg为扩散层厚度,cm;D为磷、铁在扩散层中扩散系数,cm²·s⁻¹;A为每一个条状膜的面积,cm²;t为

DGT装置的放置时间,s。磷、铁提取率与扩散系数选取30℃条件下参数^[26-27]。

1.3 数据分析

本研究采用已建立的DGT方程计算DGT-P和DGT-Fe的浓度^[27]。所取得的数据采用Excel 2016和SPSS 22等软件进行数据处理以及线性回归分析,由Origin 9.1制图。

2 结果与分析

2.1 淹水期间两种土壤pH和Eh变化

图1为黄棕壤与红壤淹水期间pH和Eh的变化情况。如图1a所示,两种土壤的pH均在1~7 d快速升高,随后缓慢升高并趋于中性。黄棕壤与红壤pH分别增加了1.12个和0.61个单位。如图1b所示,淹水期间黄棕壤和红壤的Eh分别在0.40~50.10 mV和24.60~44.1 mV之间变化,淹水初期黄棕壤快速下降,7 d后转为缓慢下降,在28 d时达到最低点(0.40 mV),28 d后Eh升高,淹水结束时升高到15.60 mV。红壤淹水降至24.60 mV,黄棕壤的Eh变化幅度较大。

2.2 干湿交替培养土壤无定形氧化铁(Fe_{ox})和Fe²⁺含量变化

图2为干湿交替培养两种土壤中Fe_{ox}变化,淹水期间两种土壤Fe_{ox}含量增加,排水后减少。红壤Fe_{ox}含量较低,仅为黄棕壤的26.00%,说明红壤活化度低于黄棕壤。红壤Fe_{ox}在1~42 d的增加量高于黄棕壤,42 d的红壤Fe_{ox}为黄棕壤的1.91倍。两种土壤的Fe_{ox}最大值均在淹水培养42 d时出现,黄棕壤和红壤分别达到7 849.83 mg·kg⁻¹和4 108.78 mg·kg⁻¹;42 d之后开始缓慢下降,淹水结束后迅速下降,干燥21 d时达到最低,分别为5 399.37 mg·kg⁻¹和2 175.87 mg·kg⁻¹。

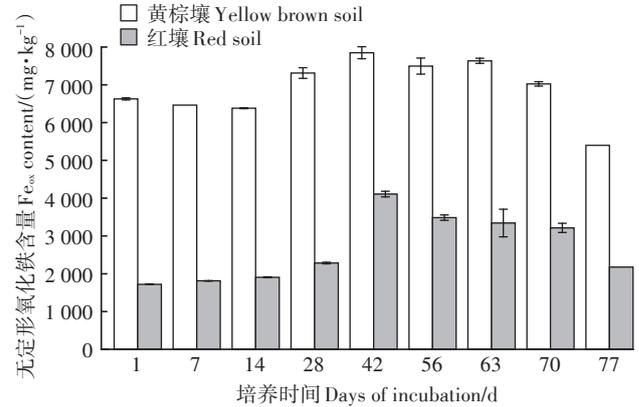
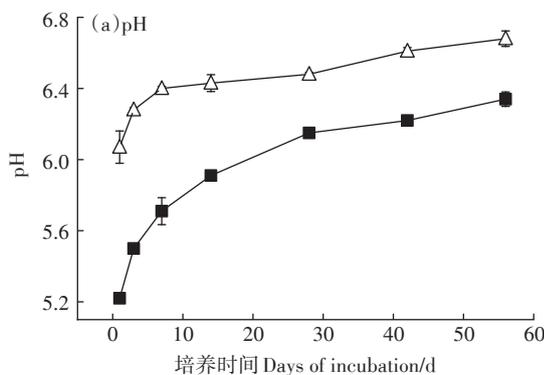


图2 干湿交替培养两种土壤中Fe_{ox}含量变化

Figure 2 Changes of the content of Fe_{ox} during incubation

由于排水之后暴露于氧气环境,Fe_{ox}被氧化逐渐向稳定态的晶质氧化铁转化。

图3为干湿交替培养两种土壤中Fe²⁺含量变化,淹水期间黄棕壤Fe²⁺含量增加了256.81 mg·kg⁻¹,干燥较淹水56 d时减少240.66 mg·kg⁻¹,干湿交替过程增加了1.34%。红壤Fe²⁺含量增加了210.02 mg·kg⁻¹,干燥21 d期间减少了61.59 mg·kg⁻¹,干湿交替过程增加了148.43 mg·kg⁻¹。本研究表明在淹水条件下黄棕壤Fe²⁺含量增加量高于红壤;干湿交替过程红壤Fe²⁺含量增加高于黄棕壤,说明黄棕壤干燥后消耗Fe²⁺多于红壤,可能是红壤质地黏重、保水能力强、干燥缓慢的原因。

2.3 干湿交替培养两种土壤无机磷形态和Olsen P变化

图4a为干湿交替培养黄棕壤无机磷形态变化,淹水7 d黄棕壤Fe-P减少33.59 mg·kg⁻¹,淹水导致氧化还原条件改变,发生还原作用,可还原性Fe-P解离,可溶性磷增加。7~28 d期间Fe-P增加,56 d时持续增加至430.1 mg·kg⁻¹,比淹水前增加了107.89

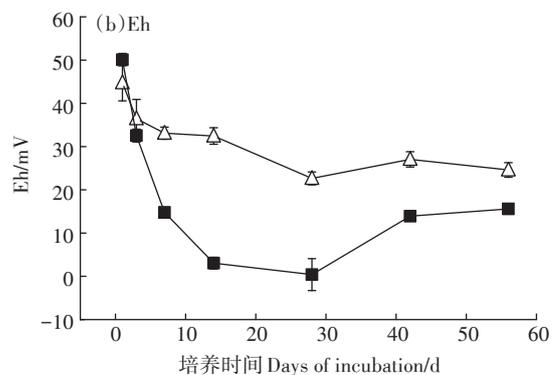
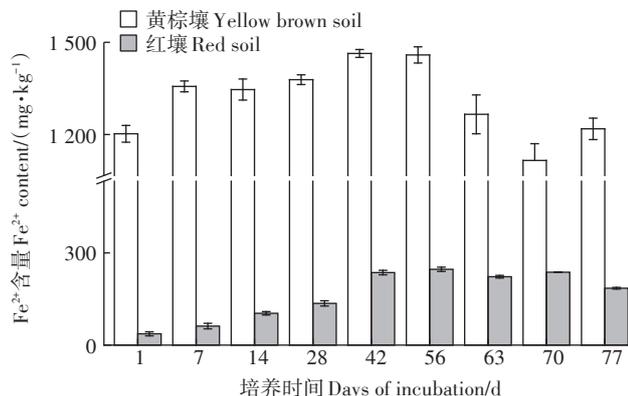


图1 淹水期间两种土壤pH与Eh变化

Figure 1 Changes in soil pH and Eh with time of flooding in two soils

图3 干湿交替培养两种土壤中Fe²⁺含量变化Figure 3 Changes of the Fe²⁺ content during incubation

mg·kg⁻¹;干燥后Fe-P快速增加,增加至499.45 mg·kg⁻¹,干湿交替Fe-P增加了177.24 mg·kg⁻¹,说明黄棕壤干湿交替过程更有利于Fe-P的形成。Oc-P含量在淹水期间降低46.28 mg·kg⁻¹,干燥期间Oc-P增加13.52%。干湿交替过程Oc-P减少了33.11 mg·kg⁻¹,说明Oc-P在淹水之后,一定程度上转化为Fe-P等其他形态的磷,同时说明干燥更有利于Oc-P的形成。

图4b为干湿交替培养红壤无机磷形态变化,红壤Oc-P淹水7 d内下降了6.33 mg·kg⁻¹,7~56 d淹水期间增加了45.71 mg·kg⁻¹;干燥期间增加至232.54 mg·kg⁻¹。干湿交替过程Oc-P含量增加62.86 mg·kg⁻¹,说明红壤干湿交替过程有利于Oc-P的形成。Fe-P在干湿交替过程中先增加后减少,在1~14 d淹水期间增加6.57 mg·kg⁻¹,14~28 d内下降25.03 mg·kg⁻¹;干燥期间减少19.67 mg·kg⁻¹。干湿交替过程Fe-P减少了25.41 mg·kg⁻¹,说明部分Fe-P转化为Oc-P,低P/Fe的土壤对磷的闭蓄化作用更强。

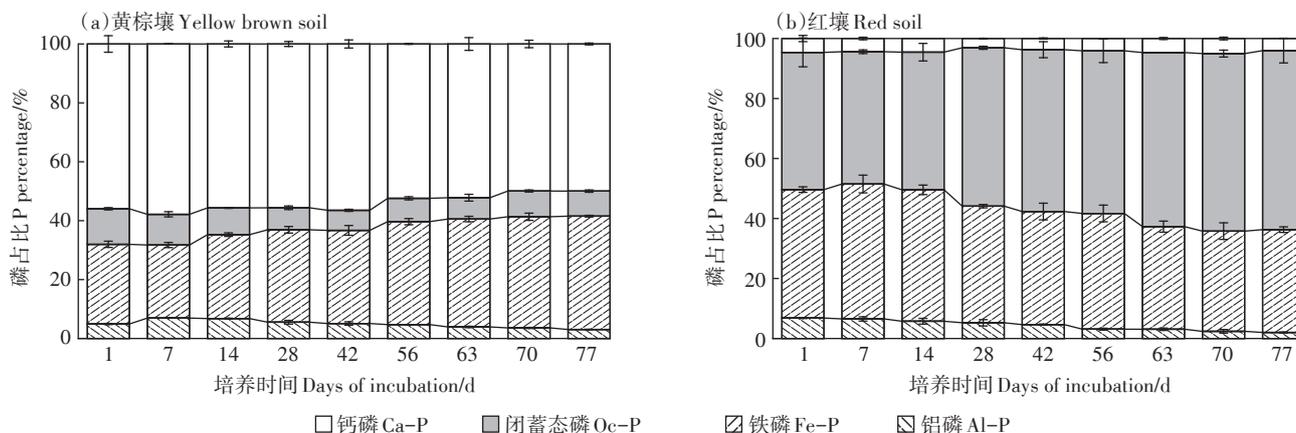


图4 黄棕壤和红壤中无机磷形态转化

Figure 4 Changes of soil inorganic phosphorus fractions in the Yellow Brown soil and Red soil during incubation

干湿交替过程黄棕壤的Fe-P增加,Oc-P减少,且Fe-P增加量高于Oc-P减少量,说明其他形态的磷与铁结合生成Fe-P。相反,红壤的Fe-P减少,Oc-P增加,Oc-P的增加量高于Fe-P的减少量,说明低P/Fe土壤Fe不断吸附结合其他形态磷,P的闭蓄化作用增强。

图5为干湿交替过程两种土壤Olsen P变化,两种土壤Olsen P在淹水期间变化并不一致。黄棕壤在淹水期间Olsen P先增加后减少,在42 d时增加至44.71 mg·kg⁻¹,达到最高值;63 d下降至39.64 mg·kg⁻¹。干燥期间,Olsen P增加至48.80 mg·kg⁻¹。干湿交替过程黄棕壤Olsen P增加了17.12 mg·kg⁻¹,说明此过程中黄棕壤磷有效性增加。红壤Olsen P先减少后增加,含量变化不明显;干燥后Olsen P含量明显降低,在77 d时减少了19.84%,说明在干湿交替过程中红壤有效磷水平进一步降低。

2.4 淹水培养期间DGT-P和DGT-Fe含量变化

图6为黄棕壤剖面DGT-P与DGT-Fe垂直分布

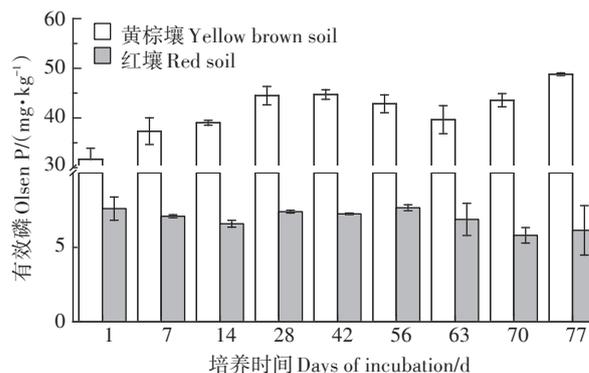


图5 干湿交替过程两种土壤Olsen P变化

Figure 5 Changes of Olsen P content in two soils during incubation

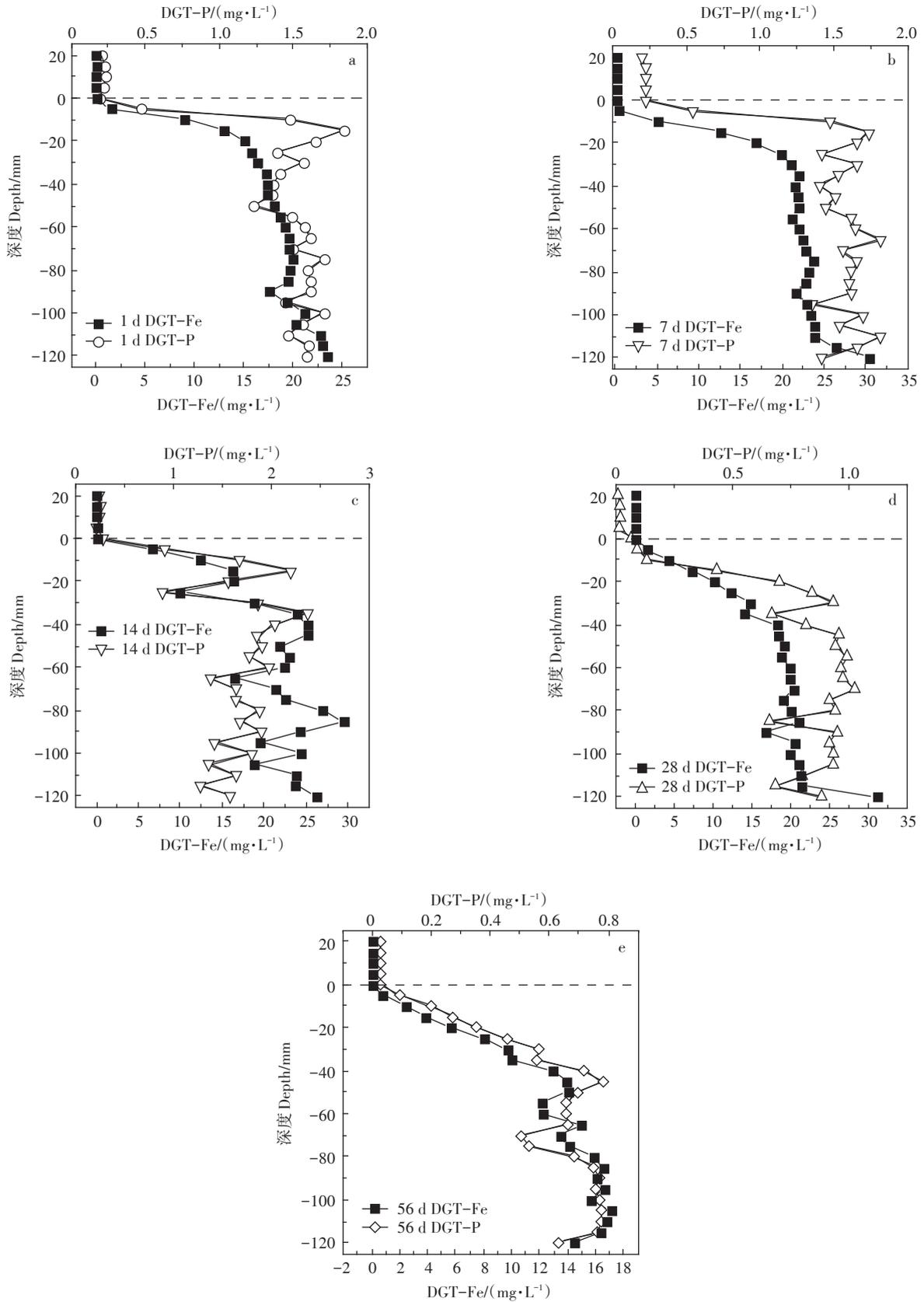


图6 黄棕壤剖面DGT-P与DGT-Fe垂直分布

Figure 6 Changes of DGT-P and DGT-Fe in Yellow Brown soil profiles

变化,随淹水时间增加,1、7、14、28、56 d黄棕壤中DGT-Fe与DGT-P含量最高值分别为 $23.43 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $1.84 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $30.44 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $1.82 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $29.50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $2.37 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $31.16 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $1.03 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $17.09 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $0.78 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

如图7所示,红壤剖面DGT-Fe与DGT-P的垂直释放分布与含量波动较大。如图7a和图7b所示,1 d和7 d可能由于淹水时间较短,没有明显的磷、铁同步释放现象;淹水1 d DGT-Fe与DGT-P最高值出现在 -120 mm 处,分别为 $0.10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $0.88 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;由图7b~图7e可知,淹水7 d DGT-P与DGT-Fe最高值分别出现在 $0\sim-20 \text{ mm}$ 之间和 -120 mm 处,分别为 $0.43 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $10.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;淹水14 d DGT-P与DGT-Fe最高值位于 -120 mm 处,分别为 $0.39 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $8.33 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;淹水28 d DGT-P与DGT-Fe最高值分别为 $0.01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $11.11 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,淹水56 d DGT-P与DGT-Fe最高值分别为 $0.02 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $8.06 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,均在 -120 mm 处。

在 $0\sim-120 \text{ mm}$ 内,黄棕壤DGT-Fe含量在1~56 d内平均值先增加后减少,范围为 $12.23\sim 20.76 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;红壤DGT-Fe含量在1~56 d内平均值增加趋于稳定,范围为 $0.03\sim 5.31 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。黄棕壤DGT-Fe含量随淹水时间增加明显,1~14 d内平均增加 $3.11 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,28 d时DGT-Fe释放量明显减少,较14 d时平均释放量减少17.3%。相较于28 d释放浓度平均值,56 d磷浓度的平均值减少了 $4.93 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。在淹水28~56 d期间Fe的释放逐渐减少,可能是由于可还原性Fe-P减少。红壤DGT-Fe随淹水时间增加明显,释放浓度在 $0.01\sim 11.11 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,14 d后DGT-Fe的含量趋于稳定。

黄棕壤DGT-Fe释放远高于红壤,黄棕壤Fe-P含量为红壤的2.29倍,说明黄棕壤中可还原性铁含量高于红壤。红壤DGT-P随淹水时间增加明显,在1 d和7 d时含量较高,释放浓度在 $0.30\sim 0.88 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;14 d时DGT-P的释放含量小于7 d,说明P的释放受到影响;相较于14 d时,28 d和56 d时DGT-P释放明显减少,平均浓度分别减少了 $0.25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $0.24 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;0 mm以下最高仅为 $0.02 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,说明14 d之后P的释放受到阻碍。

3 讨论

3.1 pH、Eh变化及其对磷与铁转化的影响

稻田土壤的理化性质与磷素迁移转化受到淹水形成的缺氧还原条件的显著影响^[28-30]。本研究表明

淹水条件下,黄棕壤与红壤的pH均逐渐升高,随淹水时间趋于中性。以往研究表明,土壤淹水后pH趋于 $6.5\sim 7.5$ ^[31]。淹水期间,土壤初始pH < 6.5 时,pH逐渐增加至7.0左右;当初始pH > 6.5 时,pH先下降,然后增加至7.0左右,两种供试土壤的pH均小于6.5,这与王桂风等^[32]研究结果一致。

淹水后土壤处于厌氧环境,Eh迅速下降^[31]。本研究表明黄棕壤和红壤的Eh在淹水初期快速下降,后期逐渐稳定,黄棕壤Eh降低幅度大于红壤。淹水土壤Eh下降,pH、可溶性有机物、 Fe^{2+} 、 NH_4^+ 、 Ca^{2+} 增加,有机物含量较高的土壤变化幅度较大^[33]。本研究发现黄棕壤有机质含量高于红壤,pH与Eh变化幅度大于红壤。

氧化铁作为敏感的氧化还原元素,是土壤中重要的结构和生物地球化学成分,通过氧化还原驱动可以强烈改变其特性^[34-35]。本研究表明两种土壤中 Fe_{ox} 增加数倍,氧化铁被活化; Fe^{2+} 大量增加, Fe^{3+} 被还原。JUGSUJINDA等^[36]研究发现,pH对土壤中 Fe^{2+} 的释放有显著影响,当土壤pH为6.0,Eh在 $-100\sim 250 \text{ mV}$ 范围内变化时,土壤溶液中存在大量的 Fe^{2+} 。淹水过程中有效磷和可溶性磷的增加归因于以下几个主要原因:①淹水过程导致土壤Eh降低引起铁还原或溶解,或厌氧微生物介导铁氧化物还原溶解,进而导致磷酸铁释放^[37]。②淹水后土壤pH趋于中性,酸性土壤中Fe-P和Al-P的溶解量增加,碱性或钙质土壤Ca-P溶解;由于pH升高而引起的磷酸铁的溶解度增加^[37]。淹水使土壤中晶质氧化铁含量减少,同时使 Fe_{ox} 增加,土壤对磷的吸附能力极大提高,磷最大吸附量增大,磷解吸率降低,从而影响水稻土中磷的有效性^[38]。

3.2 不同P/Fe对干湿交替Fe-P转化及其有效性的影响

目前,国内外关于土壤磷、铁耦合关系的研究广泛。本研究中的无机磷分级表明,供试的两种土壤以Fe-P与Oc-P为主,磷有效性受磷形态影响,所以研究Fe-P与Oc-P之间相互转化规律及其有效性尤为重要。我们发现黄棕壤P/Fe高于红壤P/Fe,而P/Fe对土壤中Fe-P与Oc-P之间的转化存在明显影响。淹水期间,黄棕壤Fe-P先减少后增加,Oc-P减少。Fe-P的减少可能是水分增加导致溶解作用和还原作用增强,所以部分Fe-P分解;淹水7 d后Fe-P增加可能是由于在淹水过程中生成大量 Fe_{ox} ,对可溶性磷的吸附增强,结合生成吸附态或沉淀态Fe-P。通常Oc-P被认为难以活化利用,淹水导致黄棕壤Oc-P减少,可能是Oc-P表面结合的氧化铁被还原,减少对Fe-P

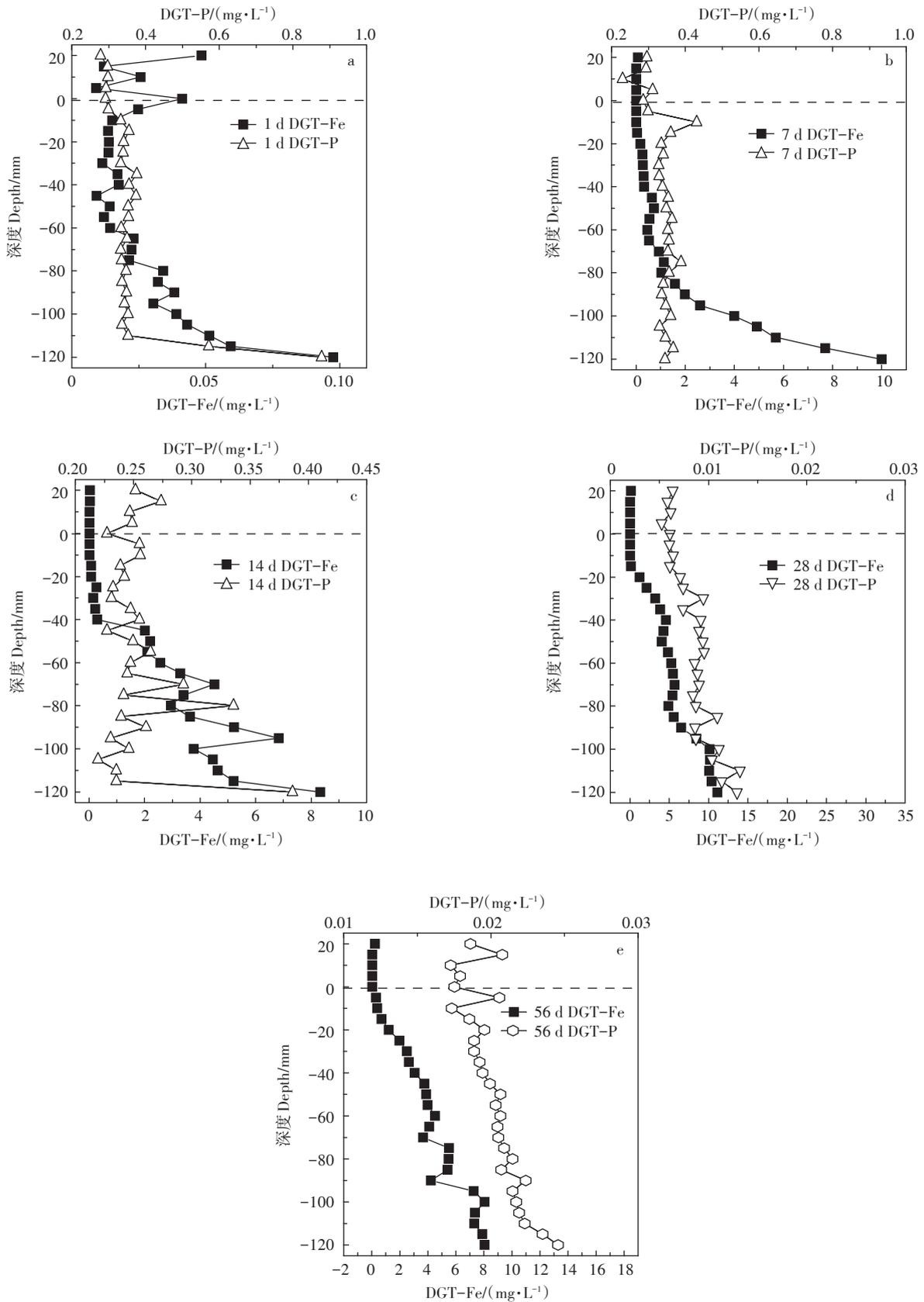


图7 红壤剖面 DGT-P 与 DGT-Fe 垂直分布

Figure 7 Changes of DGT-P and DGT-Fe in Red soil profiles

的包被,导致 Oc-P 减少, Fe-P 相对增加。此过程以 Fe-P 增加和 Oc-P 的解离为主,潜在有效性磷增加。

排水之后,黄棕壤 Fe-P 与 Oc-P 增加。土壤暴露后氧气增加,亚铁以及水氧化铁吸附态磷进一步氧化形成 Oc-P;或氧化铁不断吸附结合其他形态磷酸盐形成 Oc-P。Fe_{ox}的持续吸附可溶性磷造成 Fe-P 的增加。排水之后以磷的吸附与磷的闭蓄化为主,有效磷含量下降。本研究结果显示排水之后 Olsen P 增加,说明存在其他机制导致磷的释放,可能是有机磷矿化分解导致有效磷增加。干湿交替后 Fe-P 增加明显,说明在高 P/Fe 情况下,存在 Fe 吸附 P 和 Oc-P 活化。

前人研究表明,淹水期间发生 Fe(III)还原为 Fe(II)的过程,部分磷酸铁盐分解释放出磷酸盐,可溶性磷和 Fe(II)增加,特别是酸性土壤^[37,39]。还有研究表明,渍水后土壤 Fe_{ox}增加,导致土壤氧化铁吸附活性增强,土壤对磷的吸附显著增加,对磷的闭蓄化作用增强, Oc-P 增多;排水之后,氧化铁的结晶作用增强,对磷的吸附作用增强, Oc-P 增加^[16]。

红壤氧化铁含量较高,对磷的固定强,磷含量低,所以短期淹水不会显著影响 Olsen P 含量,但磷形态之间的转化明显。淹水期间,红壤 Fe-P 先增加后减少, Oc-P 先减少后增加。Fe-P 的增加是由于还原与溶解作用导致铁从 Oc-P 表面解离转化为 Fe-P;红壤可溶性磷含量低, Fe_{ox}不断吸附结合在 Fe-P 表面,导致 Oc-P 增加, Fe-P 减少。Oc-P 的持续增加可能与红壤低 P/Fe 有关。红壤性水稻土中 20% 的磷转化为铁铝结合态磷;约有 20% 的磷转化为残留态,其中主要是闭蓄态,这说明红壤性水稻土干湿交替更有利于 Oc-P 的生成^[40]。干旱增加了无机和有机磷与次生矿物的结合^[41]。干燥期间, Oc-P 继续增加, Fe-P 继续减少,说明干燥促进了 Fe-P 向 Oc-P 转化。干湿交替过程红壤以 P 的闭蓄化过程为主。

低 P/Fe 红壤 Fe_{ox}增加量高于黄棕壤,水解后形成大量无定形氢氧化(亚)铁进而吸附在磷酸铁盐表面形成 Oc-P,红壤中磷的闭蓄化作用增强。红壤无机磷分级结果表明, Oc-P 显著增加。排水之后,水稻土的 Fe-P 和 Al-P 含量减少,残留态磷含量增加,可能是由于水化作用阻塞了 Fe-P 和 Al-P 的形成^[42]。

3.3 不同 P/Fe 土壤淹水期间 DGT-P 与 DGT-Fe 释放特征

通过 DGT 技术等高分辨表征手段能够揭示铁氧化还原循环对沉积物磷变化的关键作用^[43]。本研究表明确酸性土壤在淹水条件下均存在磷与铁同步释放过程,随着土层深度的增加与可溶解氧(DO)的减少,

还原作用增强,所以深层土壤磷与铁的释放高于水土界面处及浅层土壤。通过对水稻等作物所需磷的计算,测定土壤活性铁与生物有效性磷含量,来判断淹水期土壤与作物之间磷的供需关系,增加淹水期对土壤遗留磷的利用,对减少磷肥投入、节约资源、降低面源污染风险具有指导意义。沉积物剖面 DGT-Fe 和 DGT-P 的同步垂直变化证实了铁、磷的同步释放发生,还原溶解铁氧化物及氢氧化物是磷活化主要的原因^[44]。DGT-P 和 DGT-Fe 之间的显著正相关关系($P < 0.01$)表明磷在淹水稻田土壤中与铁发生耦合变化^[45]。WANG 等^[46]采用 DGT 与 HR-Peeper 相结合的方法,研究了水稻根际磷与铁分布,磷与铁之间的正相关关系表明 Fe 在调控根际磷的稳定性方面起主导作用。

对黄棕壤 DGT 测定结果进行 Pearson 相关性分析,结果显示黄棕壤 C_{DGT-Fe} 和 C_{DGT-P} 在 1、7、14、28、56 d 呈显著正相关 ($R^2=0.834$ 、 $R^2=0.766$ 、 $R^2=0.779$ 、 $R^2=0.821$ 、 $R^2=0.952$, $P < 0.01$),说明淹水导致的还原条件下, Fe-P 还原释放出结合的磷酸盐,磷与铁发生耦合变化,这与 WANG 等^[46]的研究结果一致。

对红壤 DGT 测定结果进行 Pearson 相关性分析,结果显示红壤 C_{DGT-Fe} 和 C_{DGT-P} 在 1、28 d 和 56 d 时呈极显著正相关 ($R^2=0.526$ 、 $R^2=0.832$ 和 $R^2=0.713$, $P < 0.01$),在 14 d 呈显著正相关 ($R^2=0.136$, $P < 0.05$),在 7 d 无相关性,红壤中磷与铁的耦合变化不显著。淹水期间,只有红壤 DGT-P 释放水平持续降低,说明磷的释放与铁的含量以及土壤磷水平相关,与无机磷分级结果相对应,低 P/Fe 红壤主要发生磷的固定作用,磷的闭蓄化程度加深,导致淹水期间 DGT-P 的释放水平低。

4 结论

(1) 干湿交替过程中,土壤磷形态主要为 Fe-P 与 Oc-P 之间形态转化。黄棕壤 Oc-P 减少, Fe-P 增加;红壤 Oc-P 增加, Fe-P 减少。淹水导致两种土壤 Fe_{ox} 增加,红壤 Fe_{ox} 增加量高于黄棕壤, Fe_{ox} 增加导致红壤吸附能力增强,由于红壤 P/Fe 低, Fe_{ox} 对 Fe-P 的闭蓄化作用增强,而对可溶性磷的吸附与沉淀作用相对较弱;黄棕壤 P/Fe 高,以还原 Oc-P 外部结合的氧化铁解离与固定可溶性磷形成 Fe-P 为主要过程。排水后干燥期间,酸性土壤磷闭蓄化严重。

(2) 淹水条件下,酸性土壤 DGT-P 与 DGT-Fe 能够持续释放,二者垂直剖面一维耦合变化明显。酸性

土壤 DGT 生物有效性磷增加, 磷的动态不以固定过程为主, 释放水平与总磷及有效磷相关, 高 P/Fe 黄棕壤磷释放水平高于红壤。后期可以通过计算 P/Fe 比调整亚热带地区水田施肥措施, 增加对土壤遗留磷的利用, 达到减磷增效的效果。

参考文献:

- [1] CORDELL D, DRANGERT J, WHITE S. The story of phosphorus: Global food security and food for thought[J]. *Global Environmental Change*, 2009, 19:292-305.
- [2] 张林, 吴宁, 吴彦, 等. 土壤磷素形态及其分级方法研究进展[J]. 应用生态学报, 2009, 20(7):1775-1782. ZHANG L, WU N, WU Y, et al. Soil phosphorus form and fractionation scheme: A review[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2009, 20(7):1775-1782.
- [3] 刘瑾, 杨建军. 近三十年农田土壤磷分子形态的研究进展[J]. 土壤学报, 2021, 58(3):558-567. LIU J, YANG J J. Molecular speciation of phosphorus in agricultural soils: Advances over the last 30 years [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2021, 58(3):558-567.
- [4] SHARPLEY A, JARVIE H P, BUDA A, et al. Phosphorus legacy: Overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2013, 42(5):1308-1326.
- [5] 汪涛, 杨元合, 马文红. 中国土壤磷库的大小、分布及其影响因素[J]. 北京大学学报(自然科学版), 2008(6):945-952. WANG T, YANG Y H, MA W H. Storage, patterns and environmental controls of soil phosphorus in China[J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 2008(6):945-952.
- [6] CORRELL D L. Phosphorus: A rate limiting nutrient in surface waters [J]. *Poultry Science*, 1999, 78:674-682.
- [7] SCHINDLER D W. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes[J]. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2012, 279:4322-4333.
- [8] SMITH V H. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: A global problem[J]. *Environmental Science Pollution Research International*, 2003, 10:126-139.
- [9] XU S, ZHAO Y, WANG M. Comparison of multivariate methods for estimating selected soil properties from intact soil cores of paddy fields by Vis-NIR spectroscopy[J]. *Geoderma*, 2018(310):29-43.
- [10] 向万胜, 黄敏, 李学垣. 土壤磷素的化学组分及其植物有效性[J]. 植物营养与肥料学报, 2004, 10(6):663-670. XIANG W S, HUANG M, LI X Y. Progress on fractioning of soil phosphorous and availability of various phosphorous fractions to crops in soil[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2004, 10(6):663-670.
- [11] 范明生, 江荣风, 张福锁, 等. 水旱轮作系统作物养分管理策略[J]. 应用生态学报, 2008, 19(2):424-432. FAN M S, JIANG R F, ZHANG F S, et al. Nutrient management strategy of paddy rice-upland crop rotation system[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2008, 19(2):424-432.
- [12] KJAERGAARD C, HEIBERG L, JENSEN H S, et al. Phosphorus mobilization in rewetted peat and sand at variable flow rate and redox regimes[J]. *Geoderma*, 2012, 173:311-321.
- [13] ELLEN L P, JOSELITO M A. Evaluation of iron-phosphate as a source of internal lake phosphorus loadings[J]. *Science of the Total Environment*, 2001, 266(1/2/3):87-93.
- [14] CHANG S C, JACKSON M L. Fractionation of soil phosphorus[J]. *Soil Science*, 1957, 84(2):133-144.
- [15] PATRICK W H, MAHAPATRA I C. Transformation and availability to rice of nitrogen and phosphorus in waterlogged soils[J]. *Advances in Agronomy*, 1968, 20:323-359.
- [16] NEGASSA W, LEINWEBER P. How does the Hedley sequential phosphorus fractionation reflect impacts of land use and management on soil phosphorus: A review[J]. *Journal Plant Nutrition Soil Science*, 2009, 172(3):305-325.
- [17] 张桃林, 鲁如坤, 李忠佩. 红壤丘陵区土壤养分退化与养分库重建[J]. 长江流域资源与环境, 1998, 7(1):19-25. ZHANG T L, LU R K, LI Z P. Soil nutrient degradation and nutrient pool reconstruction in red soil hilly region[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 1998, 7(1):19-25.
- [18] 孙宏飞. 厌氧培养的水稻土中磷酸铁及磷的化学行为[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2006:35. SUN H F. Chemical action of ferric phosphate and phosphorus in paddy soil under anaerobic incubation condition[D]. Yangling: Northwest A&F University, 2006:35.
- [19] OLSEN S R, COLE C V, WATANABE F S, et al. Estimation of available phosphorus in soil by extraction with sodium bicarbonate[R]. Washington DC: United States Department of Agriculture, 1954.
- [20] SCHWERTMANN U. Use of oxalate for Fe extraction from soils[J]. *Canadian Journal Soil Science*, 1973, 53(2):244-246.
- [21] XU D, WU W, DING S M, et al. A high-resolution dialysis technique for rapid determination of dissolved reactive phosphate and ferrous iron in pore water of sediments[J]. *Science of the Total Environment*, 2012, 421:245-252.
- [22] WANG Y, DING S M, SHI L, et al. Simultaneous measurements of cations and anions using diffusive gradients in thin films with a ZrO-Chelex mixed binding layer[J]. *Analytica Chimica Acta*, 2017, 972:1-11.
- [23] TAMURA H, GOTD K, YOTSUYANAG I T, et al. Spectrophotometric determination of iron(II) with 1, 10-phenanthroline in the presence of large amounts of iron(III)[J]. *Talanta*, 1974, 21(4):314-318.
- [24] MURPHY J, RILEY J. A modified single solution method for the determinations of phosphate in natural waters[J]. *Analytica Chimica Acta*, 1962, 27:31-36.
- [25] XU D, CHEN Y, DING S M, et al. Diffusive gradients in thin films technique equipped with a mixed binding gel for simultaneous measurements of dissolved reactive phosphorus and dissolved iron[J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(18):10477-10484.
- [26] ZHANG H, DAVISON W, GADI R. In situ measurement of dissolved phosphorus in natural waters using DGT[J]. *Analytica Chimica Acta*, 1998, 370:29-38.
- [27] DAVISON W, ZHANG H. Progress in understanding the use of diffusive gradients in thin films (DGT)-back to basics[J]. *Environmental Chemistry*, 2012, 9:1-13.

- [28] SHENKER M S, SEITELBACH S B, RANDS B, et al. Redox reactions and phosphorus release in re-flooded soils of an altered wetland [J]. *European Journal Soil Science*, 2005, 56:515-525.
- [29] UPRETI K, JOSHI S R, MCGRATH J, et al. Factors controlling phosphorus mobilization in a coastal plain tributary to the Chesapeake Bay [J]. *Soil Science Society America Journal*, 2015, 79:826.
- [30] AMARAWANSHA G, KUMARAGAMAGE D, FLATEN D. Predicting phosphorus release from anaerobic, alkaline, flooded soils[J]. *Journal Environmental Quality*, 2016, 45(4):1452-1459.
- [31] PONNAMPERUMA F N. The chemistry of submerged soils[J]. *Advances in Agronomy*, 1972, 24:29-96.
- [32] 王桂风, 刘凌, 田娟. 淹水过程不同土层磷的释放研究[J]. 环境科学与技术, 2008, 31(12):21-23, 139. WANG G F, LIU L, TIAN J. Phosphorus release in different layers of flooded soils[J]. *Environmental Science and Technology*, 2008, 31(12):21-23, 139.
- [33] PHILLIPS I R. Phosphorus availability and sorption under alternating waterlogged and drying conditions[J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 1998, 29(19/20):3045-3059.
- [34] LOVLEY D R. Microbial Fe(III) reduction in subsurface environments[J]. *FEMS Microbiology Reviews*, 1997, 20(3/4):305-313.
- [35] GINN B, MEILE C, WILMOTH J, et al. Rapid iron reduction rates are stimulated by high-amplitude redox fluctuations in a tropical forest soil[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(6):3250-3259.
- [36] JUGSUIJINDA A, PATRICK W H. Methane and water soluble iron production under controlled soil pH and redox conditions[J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 1996, 27(9/10):2221-2227.
- [37] MARANGUIT D, GUILLAUME T, KUZYAKOV Y. Effects of flooding on phosphorus and iron mobilization in highly weathered soils under different land-use types: Short-term effects and mechanisms[J]. *Catena*, 2017, 158:161-170.
- [38] 苏玲, 章永松, 林咸永. 干湿交替过程中水稻土铁形态和磷吸附解吸的变化[J]. 植物营养与肥料学报, 2001, 7:410-415. SU L, ZHANG Y S, LIN X Y. Change of iron and phosphorus adsorption-desorption in paddy soils under alternating flooded and dried conditions [J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2001, 7:410-415.
- [39] 程传敏, 曹翠玉. 水旱轮作中不同类型土壤无机磷形态转化及其有效性的比较[J]. 南京农业大学学报, 1996, 19(4):32-36. CHENG C M, CAO C Y. Transformation and availability of inorganic phosphorus in different soils during the paddy-upland rotation of soils[J]. *Journal of Nanjing Agricultural University*, 1996, 19(4):32-36.
- [40] 鲁如坤, 时正元, 钱承梁. 土壤积累态磷研究—Ⅲ. 几种典型土壤中积累态磷的形态特征及其有效性[J]. 土壤, 1997(2):57-60, 75. LU R K, SHI Z Y, QIAN C L. Studies on accumulative phosphorus in soil: Ⅲ. Formation characteristics and availability of accumulative phosphorus in several typical soils[J]. *Soil*, 1997(2):57-60, 75.
- [41] ZHANG Z Y, CAO R, MAMAT Z, et al. A study of synchronous measurement of labile phosphorous and iron based on ZrO-Chelex (DGT) in the sediment of the Chaiwopu Lake, Xinjiang, Northwest China[J]. *Environmental Science Pollution Research*, 2020, 27(13):15057-15067.
- [42] SAH R N, MIKKELSEN D S. Transformation of inorganic phosphorus during the flooding and draining cycles of soil[J]. *Soil Science Society of American Journal*, 1986, 50:62-67.
- [43] GAO Z Q, FANG H J, BAI J H, et al. Spatial and seasonal distributions of soil phosphorus in a short-term flooding wetland of the Yellow River Estuary, China[J]. *Ecological Informatics*, 2016, 31:83-90.
- [44] GAO L, LI R, LIANG Z B. Remobilization mechanism and release characteristics of phosphorus in saline sediments from the Pearl River Estuary (PRE), South China, based on high-resolution measurements [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 703:1-11.
- [45] WANG Y, CHEN H, WANG L, et al. Using diffusive gradients in thin films technique for *in-situ* measurement of labile phosphorus around *Oryza sativa* L. roots in flooded paddy soils[J]. *Pedosphere*, 2021, 31(1):76-82.
- [46] WANG Y, YUAN J H, CHEN H, et al. Small-scale interaction of iron and phosphorus in flooded soils with rice growth[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 699:911-919.

(责任编辑:叶飞)