

侵蚀地貌中土壤团聚体碳、氮、磷含量变化及其环境风险

乔林明¹, 韩 慧¹, 贺高航¹, 王润泽¹, 王 蕊^{1,2}, 郭胜利^{1,2}

(1.西北农林科技大学水土保持研究所,黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室,
陕西 杨凌 712100;2.中国科学院水利部水土保持研究所,陕西 杨凌 712100)

摘要: 为明确侵蚀环境中长期施用化肥条件下农田土壤养分积累特征及其对流域面源污染的潜在威胁。在高塬沟壑区,分别采集塬面—坡地—沟道和川地—河漫滩—河道中土壤及泥沙样品,分析不同侵蚀地貌单元中团聚体粒级分布特征和不同团聚体中 C、N、P 含量变化及其潜在环境风险。结果表明:(1)沟道和河道等低洼地带<63 μm 粒级团聚体占比最高,川地—河漫滩—河道系统中<63 μm 粒径含量显著高于塬面—坡地—沟道系统;(2)塬面有机碳(SOC)、全氮(TN)、全磷(TP)、有效磷(Olsen—P)含量分别为 8.49, 1.19, 1.23 g/kg 和 51.80 mg/kg,是 80 年代初的 1.39, 1.49, 1.76, 16.27 倍;川地分别为 6.80, 1.00, 1.07 g/kg 和 27.40 mg/kg,是 80 年代初的 1.12, 1.25, 1.52, 8.13 倍,磷素积累最为明显。各粒级团聚体中 SOC、TN、TP、Olsen—P 含量由高到低依次为>250 μm 粒级,63~250 μm 粒级,<63 μm 粒级;(3)无论是从塬面到沟道,还是从川地到河道,不同粒级团聚体中 SOC、TN、TP、Olsen—P 都呈现了显著降低趋势,但沟道和河道<63 μm 粒级团聚体中有效磷素含量已升高到塬面上世纪 80 年代初水平。易侵蚀迁移的团聚体(<250 μm)分布特征和 CaCl₂—P 的突变点问题突出,成为塬面和川地农田土壤养分积累影响水体环境的潜在风险源。因此,防治水土流失和改善施肥措施是确保黄河流域高质量发展的基础。

关键词: 侵蚀地貌; 团聚体; 碳氮磷; 积累; 环境风险

中图分类号: S151.9 **文献标识码:** A **文章编号:** 1009-2242(2022)03-0267-07

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2022.03.038

Changes of C, N, P Contents in Soil Aggregates and Their Environmental Risk Across Eroded Landforms

QIAO Linming¹, HAN Hui¹, HE Gaohang¹, WANG Runze¹, WANG Rui^{1,2}, GUO Shengli^{1,2}

(1.Key Laboratory of Soil Erosion and Dryland Farming on the Loess Plateau, Institute of Soil and Water Conservation, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100;2.Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Wate Resource, Yangling, Shaanxi 712100)

Abstract: This study aimed to clarify the characteristics of soil nutrient accumulation and the potential risk to non-point pollution in the basin under eroded environment and long-term fertilizer application on farmland. In table—gully region of the Loess Plateau, soil and sediment samples were collected to analyze the size distribution and C, N, P contents in aggregates and the potential environmental risks in different erosion landforms from Tableland—Slope—Gully system (TSG) and Flatland—Washland—Waterstead system (FWW). The results showed that: (1) The highest weight percentage of small aggregate (< 63 μm) was found in low-lying areas, such as gully and waterstead, and FWW system was significantly higher than TSG system. (2) The contents of SOC, TN, TP, Olsen-P in Tableland were 8.49, 1.19, 1.23 g/kg and 51.80 mg/kg, respectively, which were 1.39, 1.49, 1.76 and 16.27 times of the recorded in the early 1980s; and 6.80 g/kg, 1.00 g/kg, 1.07 g/kg, 27.40 mg/kg for Flatland, respectively, which were 1.12, 1.25, 1.52 and 8.13 times of the recorded in the early 1980s. Moreover, soil phosphorus was accumulated most significantly among all soil nutrients. The SOC, TN, TP, Olsen—P contents in different aggregates showed the same decreasing pattern as follow > 250, 63~250, < 63 μm. (3) The SOC, TN, TP, Olsen—P were significantly reduced

收稿日期:2021-10-12
资助项目:国家自然科学基金项目(42107360);中央高校基本科研业务费项目(2452021032)
第一作者:乔林明(1996—),男,硕士研究生,主要从事水土保持与土壤生态研究。E-mail:2546785250@qq.com
通信作者:郭胜利(1969—),男,博士,研究员,主要从事碳氮生物地球化学循环研究。E-mail:slguo@ms.iswc.ac.cn

along the erosion topographic units under TSG and FWR systems; additionally, soil phosphorus contents in 63 μm aggregate at gully and waterstead plots increased to the value of tableland in the early 1980s. The characteristics of aggregates ($< 250 \mu\text{m}$) distribution and the mutation point of $\text{CaCl}_2\text{—P}$ were prominent, and became the potential risk source for the water environment effected by the accumulation of soil nutrients under TSG and FWR systems. Therefore, preventing soil erosion and improving fertilization measures are the basis for ensuring high-quality development of the Yellow River basin.

Keywords: eroded landforms; aggregates; CNP; accumulation; environmental risk

黄土高原是我国古老农业区,也是我国水土流失严重的地区。川地和塬面是黄土高原粮食生产的重要地貌类型,分别占黄土高原总生产面积的 58.7%和 41.3%。黄土高原土壤肥力贫瘠,“缺碳低氮贫磷”^[1]曾是黄土区土壤养分含量的主要特征,从而导致化肥大量投入。目前,我国化肥用量超过全球的 30%,其中,黄河流域化肥用量占全国 30%以上^[2-3]。随着化肥的持续投入,黄土高原塬面和川地农田土地生产力得到显著提高,粮食单产可达 6 886~7 867 kg/hm²,年产量约占全国粮食总产量的 7.6%^[4-5]。但同时也增加了氮磷的面源污染和水体富营养化的风险。故而,了解塬面和川地农田土壤养分积累及其流失对水体环境的潜在威胁对确保区域的持续发展具有重要意义。

黄土高原土壤贫瘠,土壤养分含量在全国属于较低水平。80 年代土壤普查数据^[6]表明,黄土高原大部分地区土壤为贫氮缺磷土壤。但 80 年代以来,随着化肥用量的增加,土壤养分逐渐提高改善,出现土壤氮磷积累问题。土壤养分随时间变化逐年升高,碳、氮、磷分别以每年 0.84~3.76,0.06~0.22 g/kg 和 2.3~44.1 mg/kg 的速率积累,致使个别土壤有效磷高达 157.14 mg/kg^[7]。已有研究^[8]发现,塬面磷用量增加到 233 kg/hm²时,土壤磷残留就会超过 90%,有效磷严重超过农学阈值,存在潜在环境风险,目前,土壤磷素已经开始由塬面向坡面和沟道扩展进入到水体环境中^[9]。贾珺杰等^[10]研究表明,该区域水体中的碳、氮流失量每月为 11.52,2.19 kg/km²;韩凤朋等^[11]发现,黄河中氮、磷高于 53%来自上游面源污染,尤其在潼关断面处氮、磷高达 90%以上;韩诤等^[12]进一步证明了黄河氮、磷负荷更多的是来自于农业生产。虽然,近期黄河输沙量有日益减缓的趋势,总氮和总磷排放量仍高达 7.9 万,1.1 万 t^[13]。更多研究^[14]也证实,河流水体中氮、磷含量与农田土壤氮、磷的积累有显著正相关关系,是河流水库水体富营养化的主要原因。综上所述,塬面与川地土壤碳氮磷的积累和流失对于黄土高原和黄河现有的水体环境至关重要。但目前大多数研究集中黄土区农田土壤肥力的改善,缺乏对黄土高原塬面和川地整个侵蚀地貌链条中土壤养分积累变

化及其对水体环境风险的研究。

本研究以高塬沟壑区的典型小流域—王东沟小流域为对象,通过对比塬面系统(塬面—坡地—沟道系统)和川地系统(川地—河漫滩—河道)中不同侵蚀地貌类型土壤养分的变化,从土壤团聚体粒级的角度探讨黄土高原经过 40 多年的长期施肥后塬面和川地土壤养分利用和积累情况,讨论土壤养分积累及其流失对水体环境造成的潜在风险。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究地点位于陕西省长武县王东沟小流域(35°12′00″N,107°40′00″E),该流域是高塬沟壑区的典型代表。流域面积为 8.3 km²,主沟控制面积 6.3 km²,沟壑密度为 2.78 条/km²,土壤侵蚀模数已由治理前的 1 860 t/km²下降到 895 t/km²以下。塬面地势平坦,是粮果主要种植区,塬坡土壤侵蚀严重,是水土流失主要治理段,到沟底最大高差为 280 m。塬面土地利用方式主要以果园和农田为主,坡面主要以林草地为主,靠近村庄附近也有果园。川地与塬坡和沟道相接,主要土地利用方式为农田和大棚,分布在河道两岸。流域内年平均降水量 584 mm,多集中于 7—9 月,占全年降水量的 57%,年平均气温 9.1 ℃,无霜期 171 天,属于半干旱半湿润性季风气候。土壤主要类型为黑垆土,母质为深厚的中壤质马兰黄土,pH 8.4,有机质为 11.2 g/kg,CaCO₃ 含量 10.5%,黏粒含量 24.0%,田间持水量 25%,凋萎湿度 10%。该流域为“陕西长武农田生态系统国家野外科学观测研究站”所在地,1984 年建站初,有机碳(SOC)、全氮(TN)、全磷(TP)和有效磷(Olsen—P)含量分别为 6.09,0.80,0.70 g/kg 和 3.00 mg/kg。

1.2 土壤样品采集与处理

1.2.1 样品采集 基于高塬沟壑区的地貌特征进行样品采集。塬面系统沿侵蚀链:塬面—坡地—沟道,采集塬面果园、农田和坡地果园土壤样品及沟道泥沙(王东村附近),记为塬面果园、塬面农田、坡地果园和沟道泥沙。川地系统沿侵蚀链:川地—河漫滩—河道,采集设施大棚、农田和河漫滩土壤样品及河道泥沙(刘家河村和陈刘河村附近),记为川地大棚、川

地农田、河漫滩和河道泥沙。所有土壤样品均采集于 2020 年 5—7 月。果园采样在长势良好的相邻行的 2 棵果树连线上等距采 5 个样混为 1 个样品,可有效避免条带状施肥带来的养分分布不均问题,确保样品具有代表性。每个果园采 5 个混合样作为重复,共选取 5 个果园,采样深度为 0—20 cm。农田和大棚采样按照“S”形 5 点采样法用土钻进行采集,大致以地块的中轴线或对角线画 5 个不同“S”形进行采样,将 5 个“S”形的各自混合样作为重复,采样深度和果园相同,每个塬面农田、川地大棚和川地农田各 5 个样地。沟道从沟头到出口设 5 个采样点,每个采样点 5 个重复。河道在邻近王东沟小流域的黑河上下游段设 5 个采样点,每个采样点 5 个重复,沿黑河河道采样,具体范围是从刘家河村(黑河流经王东沟小流域的上游段)到陈刘河村(黑河流经王东沟小流域的下游段),选取河段长约 4.5 km。共计采集土壤样品 150 个。为保证土壤团聚体不被破坏,所有样品均装入方形铝盒中带回实验室,过 8 mm 筛,自然风干备用,用以进行沉降分级, SOC、TN、TP 和 Olsen—P 的测定。此外,在塬面采集了不同含磷梯度土壤,进行 CaCl₂—P 测定。

1.2.2 团聚体分级 试验采用沉降管法(settling tube)进行不同粒级土壤团聚体分级^[15]。沉降管主要由 3 部分组成,分别为沉降管、样品投放器、旋转水槽,其工作原理为斯托克斯定律(公式)。根据侵蚀环境条件下土壤团聚体迁移能力的大小将其分为 3 级,分别为<63, 63~250, >250 μm。具体操作步骤:取 200 g 风干土样置于 500 mL 烧杯中,加入 250 mL 蒸馏水静置 15 min,然后将水土混合样倒入样品投放器,使土壤颗粒在重力作用下沿静止水柱自上而下进行沉降,根据沉降时间转动旋转水槽来收集不同粒级团聚体颗粒,然后将收集到的土壤团聚体颗粒转移至塑料饭盒中静置待风干。

$$\nu=\frac{h}{t}=\frac{d^2g(\rho-\rho_0)}{18\eta}$$

式中:ν 为沉降速度(m/s);h 为沉降管高度(m),本研究为 1 m;t 为沉降时间(s),本试验中>250, 63~250 μm 粒级团聚体所需沉降时间分别为 18, 280 s, <63 μm 团聚体通过静置收集。d 为沉降颗粒的直径(mm);g 为重力加速度(N/kg),本研究为 9.81 N/kg;ρ 为固体颗粒平均密度(kg/m³),此处取值为 2.65×10³ kg/m³;ρ₀ 为水的密度(kg/m³), 1.0×10³ kg/m³;η 为 20 ℃ 时水的黏滞系数(Ns/m²),此处取值为 1×10⁻³ Ns/m²。

1.2.3 样品测定和数据处理 SOC 和 TN 用碳氮元素分析仪测定(Vario MAXCN, Elementar Co, 德国)。TP 用硫酸高氯酸消解—钼锑抗比色法测定, Olsen—P 用 NaHCO₃ 浸提—钼锑抗比色法测定, CaCl₂—P 用 CaCl₂ 浸提—钼锑抗比色法^[16]测定。用 Excel 2019 和 SPSS 26.0 软件进行数据处理和统计分析, Origin 2018 软件进行绘图, CaCl₂—P 和 Olsen—P 关系用 SigmaPlot 14 中的 Piecewise 函数进行分段拟合。

2 结果与分析

2.1 不同侵蚀地貌土壤养分含量与团聚体分布

土壤碳、氮、磷含量沿塬面—坡地—沟道和川地—河漫滩—河道变化存在显著差异(表 1)。土壤有机碳随塬面—坡地—沟道和川地—河漫滩—河道呈现降低趋势,塬面显著高于坡地、沟道(8.49, 6.72, 4.52 g/kg),川地显著高于河漫滩、河道(6.80, 1.55, 1.27 g/kg);全氮表现出降低趋势,但塬面—坡地—沟道系统各地貌间无显著性差异(1.19, 1.05, 0.69 g/kg),川地—河漫滩—河道系统中川地显著高于河漫滩、河道(1.00, 0.36, 0.38 g/kg);全磷与有机碳变化相似,塬面显著高于坡地和沟道(1.23, 0.88, 0.60 g/kg),川地显著高于河漫滩、河道(1.07, 0.65, 0.67 g/kg);Olsen—P 对地貌变化更敏感,沿侵蚀部位变化降低,塬面、坡地、沟道为 51.80, 18.80, 5.92 mg/kg,川地、河漫滩、河道为 27.40, 4.35, 5.73 mg/kg,且各地貌间差异显著。2 个系统中塬面和川地土壤 SOC、TN、TP、Olsen—P 积累最高的,分别是上世纪 80 年代初的 1.39, 1.49, 1.76, 16.27 倍和 1.12, 1.25, 1.52, 8.13 倍,其中磷素积累最为明显。

塬面—坡地—沟道和川地—河漫滩—河道系统不同侵蚀地貌之间团聚体颗粒分布差异较大(表 1)。塬面—坡地—沟道系统中<63 μm 团聚体质量百分比沿塬面—坡地—沟道逐渐升高,由塬面最低(24.55%)升至沟道最高(39.65%),增加了 62%;63~250 μm 团聚体质量百分比沿塬面—坡地—沟道降低,由塬面最高(59.93%)降低至沟道最低(42.17%),降低了 29%。川地—河漫滩—河道系统中<63 μm 质量百分比沿川地—河漫滩—河道升高,在河漫滩中最高占 51.15%;63~250, >250 μm 聚体质量百分比沿川地—河漫滩—河道降低,其中,63~250 μm 河漫滩最低,>250 μm 河道最低。大团聚体含量的高低可作为判断土壤团聚体稳定性的指标之一,对比塬面—坡地—沟道和川地—河漫滩—河道系统发现,塬面—坡地—沟道系统大团聚体质量百分比明显高于川地—

河漫滩—河道系统,而川地—河漫滩—河道系统小团聚体质量百分比明显大于川地—河漫滩—河道系统,这说明塬面—坡地—沟道系统的土壤团聚体稳定性高于川地—河漫滩—河道系统。

表 1 不同侵蚀地貌类型土壤养分含量与团聚体分布特征

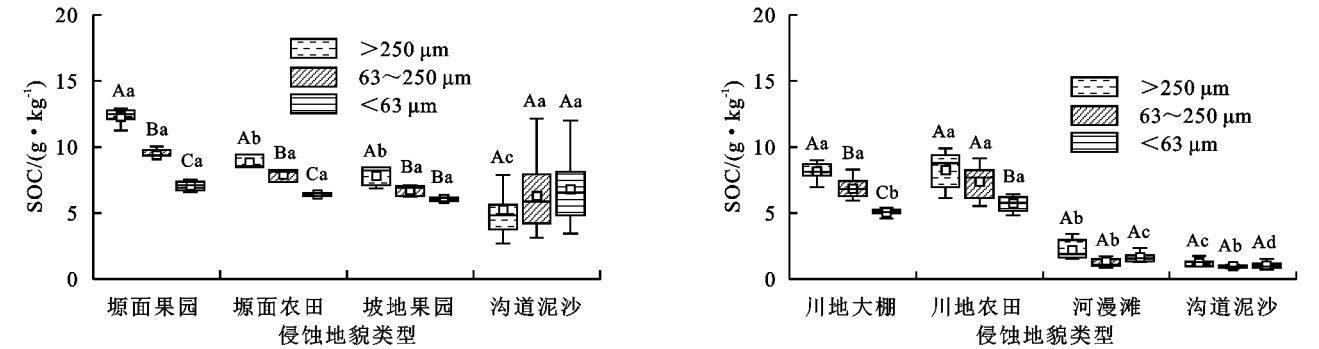
侵蚀地貌 类型	SOC/ (g·kg ⁻¹)	TN/ (g·kg ⁻¹)	TP/ (g·kg ⁻¹)	Olsen—P/ (mg·kg ⁻¹)	团聚体质量百分比/%		
					>250 μm	63~250 μm	<63 μm
塬面果园	9.30±0.53A	1.24±0.06A	1.61±0.09A	79.40±2.21A	16.56±0.45AB	58.98±0.45A	24.55±0.92D
塬面农田	7.67±0.37A	1.13±0.06A	0.85±0.03C	24.20±0.87B	15.29±0.40AB	59.93±0.47A	24.78±0.59D
坡地果园	6.72±0.31B	1.05±0.05A	0.88±0.03AB	18.80±0.70C	20.67±0.16A	45.90±0.93AB	33.43±2.02CD
沟道泥沙	4.52±0.77B	0.69±0.12A	0.60±0.03D	5.92±0.39D	18.17±11.30AB	42.17±10.78B	39.65±6.25B
川地大棚	6.25±0.51B	0.94±0.10A	1.18±0.10A	37.20±9.68A	8.424±1.71B	57.63±1.53A	33.94±1.15C
川地农田	7.34±0.88B	1.06±0.13A	0.96±0.06B	17.60±2.98C	12.07±3.78AB	58.98±1.96A	28.94±2.84CD
河漫滩	1.55±0.40C	0.36±0.06B	0.65±0.02D	4.35±0.32D	6.08±3.98C	42.75±4.11B	51.15±2.61A
河道泥沙	1.27±0.45C	0.38±0.07B	0.67±0.07D	5.73±0.63D	4.99±2.26C	48.43±4.21B	46.57±4.44A

注:表中数据均为平均值±标准差;同列不同大写字母表示不同侵蚀地貌间差异显著(P<0.05)。

2.2 不同粒级团聚体有机碳含量变化

各侵蚀地貌单元中 SOC 含量沿塬面—坡地—沟道和川地—河漫滩—河道递减,与粒级大小关联紧密,除沟道、河漫滩和河道外,其他都随团聚体粒径减小而降低(图 1)。塬面系统不同侵蚀地貌各粒级团聚体 SOC 含量随粒径减小差异缩小,>250 μm 粒级团聚体各侵蚀地貌间差异显著,而 63~250,<63 μm 粒级无显著性差异。沟道 SOC 含量随粒径减小而升高,其

中 63~250,<63 μm 粒级含量最高,这一粒级与其他侵蚀地貌间差异不显著,说明沟道中较小粒级颗粒或来源于塬面和坡地,也是沟道中 SOC 含量随粒径减小而升高的主要原因。川地系统中 SOC 含量随团聚体粒径减小而降低,但不同于塬面系统,河漫滩和河道中大团聚体 SOC 含量最高。塬面系统 SOC 含量整体高于川地系统,尤其是沟道中明显高于河漫滩和河道,具有较高的流失风险。



注:□表示 25%~75%,■表示 1.5IQR 内的范围,——表示中位线,□表示均值;图柱上方不同大写字母表示同一侵蚀等级不同粒级间差异显著(P<0.05);不同小写字母表示同一粒级不同侵蚀等级间差异显著(P<0.05)。下同。

图 1 不同侵蚀地貌类型团聚体土壤有机碳含量变化

2.3 不同粒级团聚体全氮含量变化

各侵蚀地貌中 TN 含量变化也沿塬面—坡地—沟道和川地—河漫滩—河道递减,沟道和河道 TN 含量最低(图 2)。塬面系统同一侵蚀地貌下,TN 含量随粒径减小而降低,但坡地中<63 μm 粒级含量略高于 63~250 μm 粒级。同样,塬面系统不同侵蚀地貌同一粒级团聚体 TN 含量随粒径减小差异减小,>250 μm 粒级团聚体各侵蚀地貌间差异显著,而 63~250,<63 μm 粒级无显著性差异。川地系统各侵蚀地貌部位 TN 含量变化与 SOC 一致,随团聚体粒径减小而降低,但河漫滩和河道大小团聚体中 TN 含量变化不同于川地大棚和川地农田,这可能

与河漫滩和河道复杂的侵蚀—沉积条件变化相关。塬面系统和川地系统 TN 含量在塬面和川地较为接近,但沟道明显高于河漫滩和河道,也具有较高的流失风险。

2.4 不同粒级团聚体磷素含量变化

各侵蚀地貌中 TP 含量随塬面—坡地—沟道和川地—河漫滩—河道变化和团聚体粒径减小而降低,塬面和川地最高(1.87,1.38 g/kg),沟道、河漫滩和河道最低(0.59,0.60,0.60 g/kg),各侵蚀地貌间差异显著(图 3)。塬面系统 TP 含量在团聚体粒级变化上表现为随粒径减小而降低,但塬面农田中<63 μm 粒级含量却高于 63~250 μm 粒级。川地系统塬面 TP 含

量也随粒径减小而降低,不同的是,河漫滩和河道

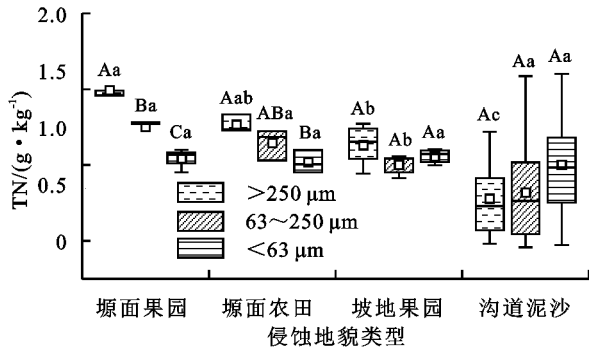
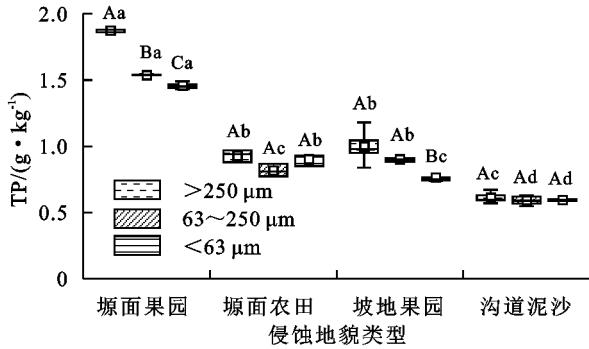


图 2 不同侵蚀地貌类型团聚体土壤全氮含量变化

Olsen—P 含量与 TP 有较好的一致性,各粒级团聚体中 Olsen—P 含量随塬面—坡地—沟道和川地—河漫滩—河道变化和粒径减小逐渐降低,在塬面系统最高积累可达 99.02 mg/kg,川地系统最高积累达 44.56 mg/kg(图 4)。塬面系统中除塬面农田外,其他侵蚀地貌都随粒径减小而降低,塬面果园中 >250 , $63\sim250$, $<63\ \mu\text{m}$ 粒级 Olsen—P 含量是沟道的 12.18, 13.49, 15.42 倍。川地系统中川地中



TP $<63\ \mu\text{m}$ 粒级含量也略高于 $63\sim250\ \mu\text{m}$ 粒级。

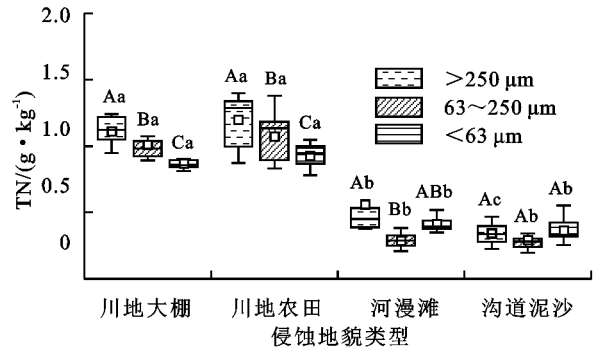


图 3 不同侵蚀地貌类型团聚体土壤全磷含量变化

Olsen—P 含量随粒径减小而降低,但河漫滩和河道中中间粒级最低,川地大棚中 >250 , $63\sim250$, $<63\ \mu\text{m}$ 粒级 Olsen—P 含量是河漫滩和河道的 8.79, 9.30, 9.20 倍和 5.93, 6.25, 7.26 倍。塬面系统 Olsen—P 含量明显高于川地系统, 3 种粒级塬面果园是川地大棚的 2.06, 2.36, 2.22 倍, 沟道是河漫滩的 1.49, 1.63, 1.33 倍。上述结果表明,塬面系统积累严重。

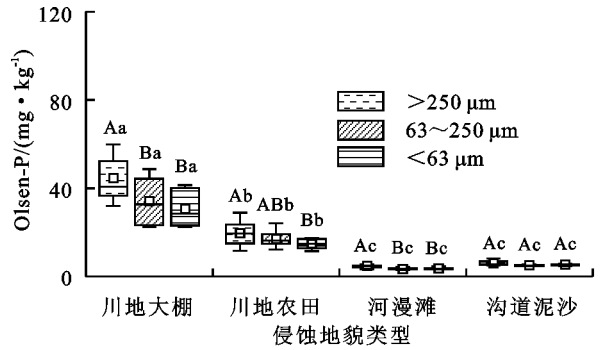
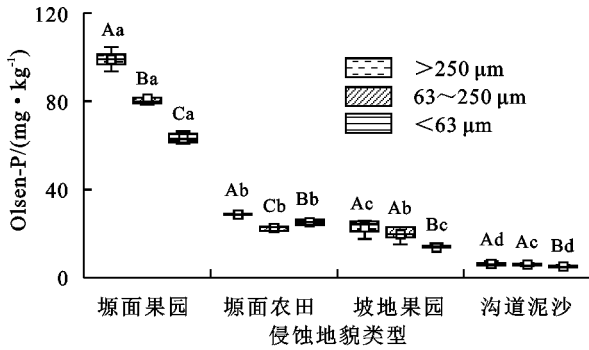


图 4 不同侵蚀地貌类型团聚体土壤有效磷含量变化

3 讨论

3.1 不同侵蚀地貌下土壤养分积累特征

“米粮上塬下川”是黄土高原农业用地的主要分布模式,侵蚀环境中,塬面和川地中的碳、氮、磷含量显著高于坡地等其他侵蚀地貌,其中,大粒级团聚体中养分的含量显著高于小粒级团聚体。本研究结果与 Liu 等^[17]研究结果一致,可能与不同粒径团聚体

有机质含量、微生物活性、酶活性等相关^[18]。上世纪 80 年代以来,化肥的持续大量投入,导致碳、氮、磷的积累显著高于其他侵蚀地貌。塬面 SOC, TN, TP 和 Olsen—P 积累最高,分别是坡地的 1.26, 1.13, 1.40, 2.76 倍,沟道的 1.88, 1.72, 2.05, 8.75 倍,这一积累值已显著高于先前已有研究^[6]结果。川地 SOC, TN, TP 和 Olsen—P 积累最高(图 1~图 4),分别是河漫滩的 4.39, 2.78, 1.65, 6.30 倍和河道的 5.44, 2.63,

1.60, 4.78 倍, 略低于塬面。总之, 塬面和川地的土壤养分积累已经成为黄土高原农业面源污染的重要问题, 威胁该区域的可持续发展, 但黄土高原在这方面的研究较少, 应广泛关注并采取措施。

3.2 不同侵蚀地貌下土壤团聚体分布特征

本研究发现, 不同侵蚀地貌团聚体粒径分布差异明显, $<63 \mu\text{m}$ 粒径团聚体质量百分比在沟道、河道和河漫滩这些沉积部位显著升高, 且川地系统 $<63 \mu\text{m}$ 粒径质量百分比显著高于塬面系统(表 1)。本研究中团聚体粒径分布特征与 Zhong 等^[19]用湿筛法分级结果基本一致, 不同的是根据研究问题的不同, 在最小粒径划分稍有区别, 整体结果可以表明黄土高原土壤团聚体颗粒主要以 $<250 \mu\text{m}$ 粒径的微团聚体为主。本研究结果表明, 土壤颗粒在塬面—坡地—沟道或川地—河道系统中进行了重新分布, 由于侵蚀过程对团聚体迁移具有一定的分选作用, 大团聚体迁移性较弱, 而小团聚体迁移性较强^[20], 是导致沉积部位沟道、河道和河漫滩中 $<63 \mu\text{m}$ 粒径显著高于其他部位的主要原因, 也解释了为什么川地系统 $<63 \mu\text{m}$ 粒径质量百分比显著高于塬面系统。此外, 研究区的团聚体分布特征也可能受到土地利用方式、耕作等其他条件的影响。

3.3 塬面和川地中磷素积累、迁移及其环境风险

侵蚀环境中, 地表物质的迁移、重新分布是影响团聚体分布的重要因素, 而土壤团聚体颗粒携带的氮磷元素迁移是导致水体富营养化的主要原因^[21]。在高塬沟壑区中, 塬面和川地上农田土壤养分的积累为河流中富营养化带来了潜在威胁。已有研究^[1]表明, 黄土区土壤有效磷缺乏, 农田土壤 Olsen—P 一般低于 5 mg/kg , 目前, 有效磷积累已是先前的 3 倍以上, 甚至, 沟道泥沙中的有效磷含量都达到 5.92 mg/kg , 接近塬面农田土壤 80 年代初的含量水平。这一结果表明, 塬面小颗粒泥沙中磷素的迁移和积累, 导致了沟道泥沙中磷素含量升高。

研究区塬面和川地中果园、大棚、农田土壤 Olsen—P 积累 ($>17.60 \text{ mg/kg}$) 已经超过研究区农学阈值 ($13.96 \sim 22.05 \text{ mg/kg}$)^[9], 且 TP 和 Olsen—P 最小粒径含量已超过环境阈值, 对环境危害极大。此外, 发生水体富营养化的总氮和总磷阈值较低, 总氮 $0.84 \sim 1.405 \text{ mg/L}$, 总磷 $0.033 \sim 0.059 \text{ mg/L}$ ^[22], 高含量养分微团聚体颗粒迁移到水体中很容易达到这一临界值^[23]。作物产量随 Olsen—P 的增加而升高, 但达到一定值后便不再增加, 只会使磷在土壤中积

累。土壤 Olsen—P 积累初期土壤可溶性磷较低, 但随着积累量增加到环境阈值后, $\text{CaCl}_2\text{—P}$ 会激增^[24], 进而对水体环境产生危害(图 5)。本研究表明, 当 Olsen—P 低于 31.23 mg/kg 时, $\text{CaCl}_2\text{—P}$ 就会迅速增加, 是之前增速的 10.28 倍(图 6)。所以, 如何确定既满足作物生长又无环境风险的施肥措施是黄土高原此方面研究的重要部分, 应将土壤土壤养分含量控制在农学阈值和环境阈值之间, 确保作物高产的同时缓解环境压力。

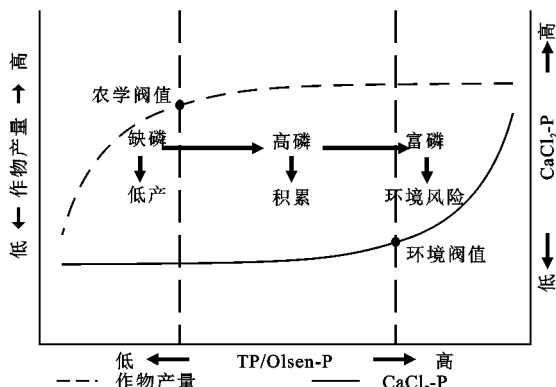


图 5 土壤磷素含量与作物产量和 $\text{CaCl}_2\text{—P}$ 的关系

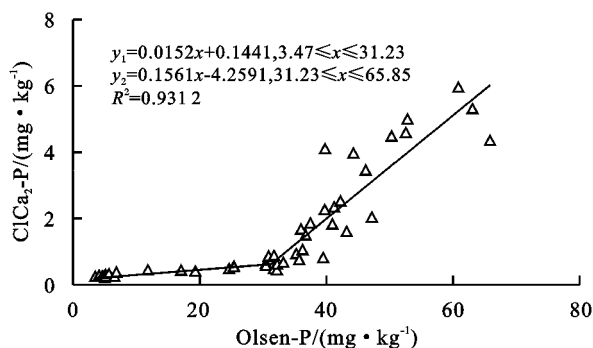


图 6 土壤 Olsen—P 含量与 $\text{CaCl}_2\text{—P}$ 关系

4 结论

(1) 各侵蚀地貌土壤 SOC、TN、TP、Olsen—P 含量均为塬面系统 $>$ 川地系统, 塬面 $>$ 坡地 $>$ 沟道, 川地 $>$ 河漫滩 $>$ 河道。

(2) 塬面和川地 SOC、TN、TP、Olsen—P 积累最高, 分别为 $8.49, 1.19, 1.23 \text{ g/kg}$, 51.80 mg/kg 和 $6.80, 1.00, 1.07 \text{ g/kg}$, 27.40 mg/kg , 且磷素积累更为明显。

(3) 各粒径团聚体 SOC、TN、TP、Olsen—P 含量由高到低依次为 $>250 \mu\text{m}$ 粒径, $63 \sim 250 \mu\text{m}$ 粒径, $<63 \mu\text{m}$ 粒径, 但 $63 \sim 250, <63 \mu\text{m}$ 质量百分比比较大, 迁移风险最高。

参考文献:

- [1] 杨文治, 余存祖. 黄土高原区域治理与评价[M]. 北京: 科学出版社, 1992: 125-128.

- [2] Ju X T, Gu B J, Wu Y Y, et al. Reducing China's fertilizer use by increasing farm size [J]. *Global Environmental Change*, 2016, 41: 26-32.
- [3] 孙淑惠. 黄河流域化肥利用效率测度及提升路径研究 [D]. 济南: 山东财经大学, 2021.
- [4] Wang X Y, Tong Y N, Gao Y M, et al. Spatial and temporal variations of crop fertilization and soil fertility in the Loess Plateau in China from the 1970s to the 2000s [J]. *PLoS One*, 2014, 9(11): e112273.
- [5] 张平平, 王飞, 王蕾钦, 等. 黄土高原县域农业生产效率时空变化分析[J]. *干旱地区农业研究*, 2018, 36(2): 218-225.
- [6] 郭胜利, 车升国. 黄土区退果还耕对黑垆土硝态氮积累和迁移的影响[J]. *植物营养与肥料学报*, 2009, 15(5): 1037-1043.
- [7] Bai X L, Gao J J, Wang S C, et al. Excessive nutrient balance surpluses in newly built solar greenhouses over five years leads to high nutrient accumulations in soil [J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2020, 288: e106717.
- [8] 王淑英, 樊廷录, 李利利, 等. 长期施肥下黄土旱塬黑垆土磷平衡及农学阈值[J]. *干旱地区农业研究*, 2020, 38(3): 155-162.
- [9] 郭胜利, 姬洪飞, 郝明德, 等. 黄土高原沟壑区综合治理试验示范成果评述与高质量发展研究展望: 以陕西省长武县王东沟小流域 30 年多治理实践为例[J]. *水土保持通报*, 2020, 40(1): 318-324.
- [10] 贾珺杰, 高扬, 汪亚峰. 黄土高原典型坝系流域碳氮湿沉降与水体碳氮流失特征[J]. *生态学报*, 2019, 39(3): 853-863.
- [11] 韩凤朋, 郑纪勇, 王云强, 等. 黄河支流非点源污染物 (N、P) 排放量的估算[J]. *环境科学学报*, 2006, 26(11): 1893-1899.
- [12] 韩谓, 潘保柱, 陈越, 等. 黄河水环境特征与氮磷负荷时空分布[J]. *环境科学*, 2021, 42(12): 5786-5795.
- [13] 陶园, 徐静, 任贺靖, 等. 黄河流域农业面源污染时空变化及因素分析[J]. *农业工程学报*, 2021, 37(4): 257-264.
- [14] Wu G J, Cao W Z, Wang F F, et al. Riverine nutrient fluxes and environmental effects on China's estuaries [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 661: 130-137.
- [15] 张艳, 胡亚鲜, 郭胜利. 长期施用微肥条件下微量元素和有机官能团在团聚体中的积累特征[J/OL]. *土壤学报*, 1-12 [2022-01-11]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/32.1119.P.202110428.0901.022.html>.
- [16] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析[M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1978.
- [17] Liu X L, He Y Q, Zhang H L, et al. Impact of land use and soil fertility on distributions of soil aggregate fractions and some nutrients [J]. *Pedosphere*, 2010, 20: 666-673.
- [18] Elizabeth M B, Kirsten S H. Soil aggregate isolation method affects measures of intra-aggregate extracellular enzyme activity [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 69: 54-62.
- [19] Zhong Z K, Wu S J, Lu X Q, et al. Organic carbon, nitrogen accumulation, and soil aggregate dynamics as affected by vegetation restoration patterns in the Loess Plateau of China [J]. *Catena*, 2021, 196: e104867.
- [20] Hu Y, Fister W, Rüegg H R, et al. The use of equivalent quartz size and settling tube apparatus to fractionate soil aggregates by settling velocity [J]. *Biogeochemistry*, 2014, 11(22): 6209-6219.
- [21] Huang J, Xu C C, Ridoutt B G, et al. Nitrogen and phosphorus losses and eutrophication potential associated with fertilizer application to cropland in China [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2017, 159: 171-179.
- [22] 郭茹, 杨京平, 梁新强, 等. 太湖苕溪流域氮磷的生物学阈值评估[J]. *环境科学学报*, 2013, 33(10): 2756-2765.
- [23] Rémi D, Magalie D, Jean-Marcel D, et al. Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk [J]. *Ecological Indicators*, 2015, 48: 396-407.
- [24] Mc Dowell R, Sharpley A, Brookes P, et al. Relationship between soil test phosphorus and phosphorus release to solution [J]. *Soil Science*, 2001, 166(2): 137-149.