

苏天燕,刘子涵,丛安琪,等.地下水埋深对半干旱区典型植物群落土壤酶活性的影响[J].中国沙漠,2021,41(4):185-194.

地下水埋深对半干旱区典型植物群落土壤酶活性的影响

苏天燕¹,刘子涵¹,丛安琪²,毛伟¹,杨秋¹

(1.海南大学 生态与环境学院,海南 海口 570228; 2.中国科学院西北生态环境资源研究院,甘肃 兰州 730000)

摘要: 土壤酶活性是反映土壤功能的关键指标,尤其在受到水分限制的半干旱区,土壤水分驱动的土壤酶活性生态功能的变化可以改变土壤养分周转并影响土壤碳质量。地下水埋深对半干旱区典型植物群落土壤酶活性的影响机制尚不明确。以半干旱区科尔沁沙质草地两种典型植物群落(白草 *Pennisetum centrasiticum* 和差巴嘎蒿 *Artemisia halodendron*)为研究对象,开展地下水埋深模拟试验,地下水埋深分别为0.5、1.0、2.0 m。分析不同土层的土壤理化性质和土壤酶活性,探讨不同地下水位埋深深度下不同植被类型土壤酶活性的变化特征。结果表明:4种土壤水解酶(酸性磷酸酶(AP)、葡萄糖苷酶(β G)、乙酰氨基葡萄糖苷酶(NAG)和亮氨酸氨基肽酶(LAP))和2种氧化还原酶(过氧化氢酶(CL)和多酚氧化酶(POX))活性均受地下水位埋深和植被类型的影响。随着地下水埋深的增加,白草和差巴嘎蒿群落内土壤酶活性分别呈现不显著性和显著性的变化规律。同时,在各处理中土壤酶活性均随土层深度的增加而减小。地下水埋深对科尔沁沙质草地白草与差巴嘎蒿群落的土壤水解酶和氧化还原酶活性产生不同的影响。未来在半干旱区进行植被恢复时,建议考虑不同植物群落对地下水位变化的适应对策的差异,以更好地恢复半干旱区植物群落的地上地下生态系统功能。

关键词: 半干旱区; 地下水埋深; 植被类型; 土壤酶活性

文章编号: 1000-694X(2021)04-185-10

DOI: 10.7522/j.issn.1000-694X.2021.00077

中图分类号: S153

文献标志码: A

0 引言

土壤酶是土壤生化反应过程的重要参与者^[1]。不同的土壤酶具有独特的生态功能并参与地下生态过程,例如土壤酶根据不同的生态功能划分为水解酶和氧化还原酶等,这两类酶与土壤水分变化关系十分显著。在土壤水分环境变化以后水解酶和氧化还原酶出现不一致的变化,驱动土壤的养分周转过程适应生境中水分条件的变化。这是因为土壤水解酶可把植物和微生物难利用的高分子化合物水解成可利用的营养物质,氧化还原酶能氧化还原土壤难降解的芳香族物质和木质素^[2]。作为水解酶代表的葡萄糖苷酶(β G)、乙酰氨基葡萄糖苷酶(NAG)、亮氨酸氨基肽酶(LAP)和酸性磷酸酶(AP)活性的增加可以加强土壤碳氮磷的周转^[3];作为氧

化还原酶代表的多酚氧化酶(POX)和过氧化氢酶(CL)活性的增加可以改善土壤氧化还原条件^[4],对土壤有机质分解起调节作用^[5]。因此,在受水分限制的半干旱区研究土壤酶活性变化,可增进对酶活性与地下生态系统稳定性的理解。

陆地生态系统的结构和功能受人类活动的强烈干扰,相应的生态环境问题受到广泛关注^[6]。在水分受限的干旱半干旱区,土壤酶活性与土壤理化性质有关^[7],并受诸多土壤环境的影响。地下水作为中国西北半干旱区植被生长的主要限制资源,其波动变化(上升或下降)会改变局部土壤环境和微气候,进而对物种的生长分布和植物群落的功能结构产生显著影响^[8]。其中,地下水埋深的增加不仅会改变土壤理化性质,还会影响土壤矿化速率和有机质积累^[9]。地下水埋深的变化使土壤含水量发生

收稿日期:2021-04-28; 改回日期:2021-05-26

资助项目:2019年海南省基础与应用基础研究计划(自然科学领域)高层次人才项目(2019RC012);国家自然科学基金面上基金项目(41671208)

作者简介:苏天燕(1995—),女,海南三亚人,硕士研究生,研究方向为生态系统生态学。E-mail: 1039244960@qq.com

通信作者:杨秋(E-mail: yq@hainanu.edu.cn)

改变,间接影响土壤酶活性。土壤水分的增加对土壤酶活性有显著促进作用^[10]和不显著作用^[11],也有研究表明土壤水分的减少能显著升高土壤酶活性^[12]。还有研究表明,土壤水解酶活性随土壤水分含量的上升而下降,氧化还原酶活性随着土壤水分含量的上升而上升^[13]。可见,土壤水分对不同土壤酶活性影响不同^[14-15]。目前,地下水埋深已是影响半干旱区土壤环境和植被生长的关键因素^[16-17]。国内外有关半干旱区地下水和植被的研究多探讨地下水对土壤含盐量、植物分布等的影响^[18-19],较少研究地下水埋深和植物类型对土壤酶活性的影响。白草(*Pennisetum centrasiticum*)和差巴嘎蒿(*Artemisia halodendron*)是半干旱区具有代表性的植被类型。白草根系埋深较浅,差巴嘎蒿根系埋深较深。植物在地下水埋深发生变化以后根系地下分布格局随之改变,根系尽可能在较少的资源分配下分布更多的粗根寻找更深层的地下水资源,同时分布更多的细根在地下水资源较为充沛的浅层土壤中^[20-21]。然而目前的研究并不清楚地下水埋深引起根系分布格局改变以后,土壤理化性质是否发生变化?土壤酶活性的生态功能是否发生变化?具有不同根系分布特征的植物群落,其土壤养分和土壤酶活性的变化规律是否一致?明确这些关键的科学问题有助于理解地下水位变化以后自然植物群落地下部分生态过程的变化。因此,本研究选择白草和差巴嘎蒿群落中进行地下水位模拟试验,分析不同土层的土壤理化性质和土壤酶活性,探讨不同地下水埋深和不同植被类型中土壤酶活性的变化特征。本研究将验证如下假说:①地下水埋深变化对不同植物群落的土壤理化性状的影响具有明显的异质性;②随着地下水埋深的增加,土壤水解酶和氧化还原酶的变化程度受植被类型影响显著;③土壤酶活性的变化受土壤有机碳的影响显著。本研究可为预测半干旱区土壤生态系统如何响应地下水埋深变化提供基础参数,并为半干旱区地下水-土壤-植被三者关系的相关研究提供一定的理论基础。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于中国半干旱区科尔沁沙质草地(42.3°—44.5°N、113.5°—123.5°E),该区域冬寒夏

热,春季伴有强烈风蚀。因气候变化及人类活动的干扰,科尔沁沙地下垫面具有明显的异质性,地表陆-气的水热交换过程也较为复杂,是中国北方典型的半干旱荒漠区。科尔沁沙质草地总面积约5.06万km²,年气温5.8—6.4℃,≥10℃年积温3000℃以上。年降水量364.6mm,年际变化大,年内分配不均,集中在6—8月,年蒸发量1972.8mm,属于温带大陆性半干旱气候^[22]。土壤类型以风沙土为主,植被为典型的沙地疏林草原,主要由旱生和沙生植物组成,如小叶锦鸡儿、白草和差巴嘎蒿等^[23]。

1.2 试验设计

地下水埋深增加控制试验样地于2017年6月初布设,样地在地势较低且开阔平坦的中国科学院奈曼沙漠化试验站试验区内。依据实际地下水埋深,选择科尔沁沙质草地以关键种白草和差巴嘎蒿为主的植物群落,用挖掘法采回原状土及原生植被进行相关试验。本试验地下水埋深深度按倍数梯度递增控制为0.5、1.0、2.0m,共设置6个处理(2种植物×3种地下水埋深深度),每个处理6个重复。

2020年7月底在每个试验小区处理组内用直径3cm的土钻进行土样分层采集(首层10cm,其余20cm),将新鲜样品混合均匀后,装500g左右土样放入无菌可封口聚乙烯袋中。除去根系、石头等杂质后,将土壤样品分成两份:一份自然风干用于测定土壤理化性质,另一份鲜土置于4℃密封保存用于测定土壤酶活性。探讨不同地下水埋深和不同植被处理的土壤理化性质和土壤酶活性关系特征,分析白草和差巴嘎蒿群落内土壤酶活性在不同地下水埋深处理中的垂直变化规律。

1.3 土壤酶活性测定

本试验土壤酶活性指标分为两类(土壤水解酶和土壤氧化还原酶),测定分别采用微孔板荧光法和比色法测定^[24]。其中,①水解酶测定具体步骤如下:称鲜土1g与125mL的pH=5的50mmol·L⁻¹醋酸钠缓冲溶液融合,置于磁力搅拌6min后配制得土壤悬浮液。然后向96孔酶标板中加入200μL土壤悬浮液和50μL的相应底物,在标准物质孔中加入50μL浓度为10μmol·L⁻¹的标准物质和200μL的醋酸钠缓冲液。置于20℃避光条件下培养4h,取出加入10μL 1mol·L⁻¹的氢氧化钠终止反应。

②氧化还原酶测定步骤与水解酶一致(除了过氧化氢酶需要另加10 μL 0.3%的过氧化氢),20 $^{\circ}\text{C}$ 避光条件下培养20 h。培养完成后用多功能酶标仪(SynergyH4, BioTek, Winooski, USA)测定。其中,水解酶在365 nm处进行荧光激发,450 nm处荧光检测。氧化还原酶在460 nm波长处测定吸光值。

1.4 土壤理化性质测定

土壤有机碳含量采用重铬酸钾-浓硫酸氧化外加热法测定,土壤全氮和全磷含量采用半微量开氏法提取,用全自动流动分析仪测定(Proxima1022/1/1, 爱利安斯科学仪器公司, 法国)^[25], 土壤pH值用酸度计测定;土壤含水量采用烘干法测定。

土壤碳质量指数(CQI)计算公式: $\text{CQI} = \ln\text{POX} / (\ln\beta\text{G} + \ln\text{POX})$ ^[24], CQI的大小可以用来表征土壤有机质中顽固碳的占比, CQI越高说明顽固碳占比越高^[24]。式中: $\ln\text{POX}$ 和 $\ln\beta\text{G}$ 分别为难分解碳和易分解碳的相对丰度, POX 和 βG 分别为多酚氧化酶和葡萄糖苷酶的活性。

1.5 数据处理

本研究分析不同地下水埋深变化下沙质草地典型植物群落白草和差巴嘎蒿群落不同土层的6种土壤酶活性变化。利用SPSS21.0软件进行单因素方差分析(one-way ANOVA), 分别用于分析同一土层不同植物和同一植物不同土层间相关酶活性及土壤理化性质的差异。利用R软件完成主成分分析土壤理化性质与酶活性间的相关关系。利用Origin21.0软件作图。

2 结果与分析

2.1 不同地下水埋深处理及植被类型的土壤理化性质

在地下水埋深0.5 m处理中,白草群落的土壤有机碳和全磷含量显著高于差巴嘎蒿群落,且均随土层深度的加深而显著下降(表1)。在地下水埋深1.0 m处理中,白草群落的土壤全氮和全磷含量显著高于差巴嘎蒿群落($P < 0.05$),且均随土层深度的加深而显著下降,土壤碳质量指数随土层深度的加深而显著上升。在地下水埋深2.0 m处理中,白草群落的全氮和全磷含量显著高于差巴嘎蒿群落($P <$

0.05),土壤有机碳、全氮、全磷和土壤碳质量指数均随土层深度的加深而显著下降。在不同地下水埋深处理中,白草群落的土壤理化性质均高于差巴嘎蒿群落。

2.2 不同地下水埋深及植被群落处理中土壤酶活性的变化特征

白草群落的土壤酸性磷酸酶(AP)和乙酰氨基葡萄糖苷酶(NAG)活性随着地下水埋深的增加均无显著性变化,0—20 cm土层的葡萄糖苷酶(βG)、多酚氧化酶(POX)和过氧化氢酶(CL)在地下水埋深1.0 m处理显著低于0.5 m和2.0 m处理($P < 0.05$, 表2)。土壤水解酶活性(βG 、NAG和LAP)最高值表现在地下水埋深0.5 m处理。20—40 cm土层的氧化还原酶活性最高值表现在地下水埋深2.0 m处理。差巴嘎蒿群落的土壤水解酶活性(AP、 βG 、NAG和LAP)随地下水埋深的增加而显著升高($P < 0.05$, 表2)。0—20 cm土层的水解酶活性在地下水埋深2.0 m处理中显著高于0.5 m处理($P < 0.05$)。20—40 cm土层的氧化还原酶活性在地下水埋深0.5 m处理中显著高于1.0 m处理($P < 0.05$)。与有机碳氮磷水解相关的AP、 βG 、NAG和LAP活性在地下水埋深2.0 m处理中显著高于0.5 m处理($P < 0.05$)。0—40 cm土层的白草群落土壤水解酶活性最高在地下水埋深0.5 m处理,差巴嘎蒿群落土壤水解酶活性最高在地下水埋深2.0 m处理。结果表明,随着地下水埋深的增加,0—40 cm土层的差巴嘎蒿群落土壤酶活性由氧化还原酶向水解酶转移,此结果与白草群落研究结果相反,即土壤酶活性受土壤水分和植被类型的影响。

在白草群落中,地下水埋深1.0 m处理的土壤酶活性最高值在60—80 cm土层(除了CL);地下水埋深2.0 m处理的土壤氧化还原酶活性最高在0—20 cm土层,土壤水解酶活性最高值在40—80 cm土层。在差巴嘎蒿群落中,地下水埋深0.5 m处理的土壤酶活性在不同土层中无显著性差异($P > 0.05$, 表2);地下水埋深1.0 m处理的土壤酶活性最高值在60—80 cm土层(除了CL);地下水埋深2.0 m处理的土壤酶活性最高值在0—20 cm土层,最低值在40—80 cm土层(除了POX)。随着地下水埋深的增加,土壤酶活性在垂直分布中逐渐表现为显著差异性($P < 0.05$)。

表 1 不同地下水埋深及植物群落的土壤理化性质

Table 1 Soil physical and chemical properties of plant communities at different depths of groundwater level

地下水埋深/m	指标	土层/cm	白草	差巴嘎蒿
0.5	pH	0—10	8.54±0.16 ^{Aa}	8.64±0.18 ^{Aa}
		10—20	8.67±0.05 ^{Aa}	8.71±0.13 ^{Aa}
		20—40	8.54±0.34 ^{Aa}	8.69±0.08 ^{Aa}
	有机碳/(g·kg ⁻¹)	0—10	5.12±0.38 ^{Aa}	4.15±0.66 ^{Aa}
		10—20	4.90±0.61 ^{Aa}	2.76±0.25 ^{Bb}
		20—40	3.60±0.79 ^{Ba}	2.77±0.51 ^{Ba}
	全氮/(g·kg ⁻¹)	0—10	1.11±0.08 ^{Aa}	0.75±0.02 ^{Aa}
		10—20	0.82±0.09 ^{Aa}	0.54±0.01 ^{Aa}
		20—40	0.76±0.07 ^{Aa}	0.51±0.01 ^{Aa}
	全磷/(g·kg ⁻¹)	0—10	0.20±0.02 ^{Aa}	0.13±0.01 ^{Ab}
		10—20	0.16±0.02 ^{Aa}	0.08±0.01 ^{Bb}
		20—40	0.15±0.02 ^{Aa}	0.10±0.01 ^{A^{Bb}}
	土壤碳质量指数	0—10	0.02±0.001 ^{Aa}	0.04±0.002 ^{Aa}
10—20		0.10±0.004 ^{Aa}	0.04±0.002 ^{Aa}	
20—40		0.12±0.030 ^{Aa}	0.09±0.001 ^{Aa}	
1.0	pH	0—20	8.56±0.14 ^{Aa}	8.55±0.22 ^{Aa}
		20—40	8.65±0.11 ^{Aa}	8.59±0.14 ^{Aa}
		40—60	8.61±0.18 ^{Aa}	8.65±0.16 ^{Aa}
		60—80	8.74±0.09 ^{Aa}	8.52±0.40 ^{Aa}
	有机碳/(g·kg ⁻¹)	0—20	4.43±0.78 ^{Aa}	3.56±0.32 ^{Aa}
		20—40	3.71±0.39 ^{Aa}	3.10±0.53 ^{Aa}
		40—60	3.36±0.29 ^{Aa}	2.49±0.80 ^{Aa}
		60—80	3.44±0.26 ^{Aa}	2.29±0.20 ^{Aa}
	全氮/(g·kg ⁻¹)	0—20	0.93±0.02 ^{Aa}	0.53±0.07 ^{Ab}
		20—40	0.74±0.09 ^{ABa}	0.45±0.01 ^{ABb}
		40—60	0.64±0.08 ^{Ba}	0.09±0.01 ^{Bb}
		60—80	0.64±0.05 ^{Ba}	0.09±0.01 ^{Bb}
	全磷/(g·kg ⁻¹)	0—20	0.18±0.01 ^{Aa}	0.11±0.02 ^{Ab}
		20—40	0.15±0.01 ^{ABa}	0.10±0.02 ^{Ab}
		40—60	0.13±0.005 ^{Ba}	0.09±0.01 ^{Ab}
		60—80	0.13±0.002 ^{Ba}	0.09±0.01 ^{Ab}
	土壤碳质量指数	0—20	0.008±0.009 ^{Ba}	0.05±0.004 ^{Ba}
20—40		0.08±0.006 ^{Aa}	0.01±0.008 ^{B^{Ca}}	
40—60		0.05±0.005 ^{Aa}	0.12±0.004 ^{ABa}	
60—80		0.19±0.003 ^{Aa}	0.16±0.001 ^{Aa}	
2.0	pH	0—20	8.48±0.30 ^{Aa}	8.65±0.09 ^{Aa}
		20—40	8.49±0.19 ^{Aa}	8.70±0.15 ^{Aa}

续表1

地下水埋深/m	指标	土层/cm	白草	差巴嘎蒿
2.0	pH	40—80	8.62±0.22 ^{Aa}	8.44±0.35 ^{Aa}
		80—100	8.58±0.13 ^{Aa}	8.62±0.09 ^{Aa}
		100—120	8.66±0.16 ^{Aa}	8.66±0.13 ^{Aa}
	有机碳/(g·kg ⁻¹)	0—20	4.54±0.28 ^{Aa}	3.54±0.60 ^{Aa}
		20—40	3.89±0.60 ^{Aa}	2.76±0.50 ^{Aa}
		40—80	2.92±0.20 ^{Ba}	2.19±0.20 ^{Ba}
		80—100	3.20±0.23 ^{Ba}	2.06±0.35 ^{Ba}
		100—120	3.48±0.20 ^{Aa}	1.93±0.23 ^{Bb}
	全氮/(g·kg ⁻¹)	0—20	0.90±0.36 ^{Aa}	0.69±0.23 ^{Aa}
		20—40	0.75±0.10 ^{Aa}	0.60±0.19 ^{Aa}
		40—80	0.62±0.05 ^{Aa}	0.07±0.01 ^{Bb}
		80—100	0.58±0.03 ^{Aa}	0.09±0.01 ^{Bb}
		100—120	0.62±0.08 ^{Aa}	0.10±0.02 ^{Bb}
	全磷/(g·kg ⁻¹)	0—20	0.17±0.01 ^{Aa}	0.12±0.006 ^{Ab}
		20—40	0.13±0.01 ^{Ba}	0.11±0.006 ^{Aa}
		40—80	0.12±0.006 ^{Ba}	0.07±0.004 ^{Bb}
		80—100	0.14±0.01 ^{Aa}	0.09±0.005 ^{ABb}
		100—120	0.14±0.01 ^{Aa}	0.10±0.01 ^{ABb}
	土壤碳质量指数	0—20	0.16±0.01 ^{Aa}	0.17±0.02 ^{Aa}
		20—40	0.12±0.01 ^{Aa}	0.02±0.001 ^{Bb}
		40—80	0.11±0.006 ^{Aa}	0.04±0.002 ^{Ba}
		80—100	0.04±0.003 ^{Ba}	0.02±0.001 ^{Ba}
		100—120	0.01±0.001 ^{Ba}	0.01±0.003 ^{Ba}

不同小写字母表示相同土层不同植被类型间差异显著($P<0.05$),不同大写字母表示同种植被不同土层间差异显著($P<0.05$)。

2.3 土壤酶活性与土壤理化性质的相关性

随着地下水埋深的增加,各因子对土壤酶活性产生显著性影响的地位不同(图1)。在白草群落中,地下水埋深0.5 m处理的土壤酶活性与土壤碳质量指数(CQI)呈正相关,与全氮(TN)和全磷(TP)呈负相关关系。地下水埋深1.0 m处理的土壤氧化还原酶与CQI呈正相关,土壤水解酶与土壤有机碳(SOC)、TN和TP呈正相关关系。在地下水埋深2.0 m处理的土壤氧化还原酶与SOC、TN、TP和CQI呈正相关,土壤水解酶与pH呈正相关。在差巴嘎蒿群落中,地下水埋深0.5 m处理的土壤酶活性与CQI呈正相关,与SOC、TN和TP呈负相关关系。地下水埋深1.0 m处理的土壤氧化还原酶与CQI呈正相关,土壤水解酶与SOC、TN和TP呈负相关关系。地下水埋深2.0 m处理的土壤酶活性与SOC、pH、TN、

TP和CQI呈正相关关系。综上所述,不同地下水埋深及植被类型处理的土壤酶活性与土壤理化性质具有显著性相关。

3 讨论

土壤养分通过影响土壤微生物进而影响土壤酶活性。地下水埋深增加过程中,地下水位的波动变化会引起土壤水分发生改变,而土壤水分是影响土壤酶活性的关键因素。不同种类的土壤酶活性对土壤水分的响应也不同^[15]。本研究表明,经历不同地下水埋深处理的白草群落土壤有机碳、全氮和全磷含量显著高于差巴嘎蒿群落(表1),且随土层深度的加深而下降,揭示不同地下水埋深处理中的土壤理化性质在不同植被类型中的垂直变化一致。本研究结果未能充分解释“地下水埋深变化对不同

表 2 白草和差巴嘎蒿群落土壤酶活性垂直变化特征

Table 2 Vertical changes of soil enzyme activities in *Pennisetum centrasiatricum* and *Artemisia halodendron*

植被 类型	地下水 埋深/m	土层 /cm	酸性磷酸酶 (AP) /(nmol·g ⁻¹ ·h ⁻¹)	葡萄糖苷酶 (βG) /(nmol·g ⁻¹ ·h ⁻¹)	乙酰氨基葡萄糖 苷酶(NAG) /(nmol·g ⁻¹ ·h ⁻¹)	L-亮氨酸氨基肽 酶LAP) /(nmol·g ⁻¹ ·h ⁻¹)	多酚氧化酶 (POX) /(nmol·g ⁻¹ ·h ⁻¹)	过氧化氢酶 (CL) /(nmol·g ⁻¹ ·h ⁻¹)
白草	0.5	0—10	45.57±3.67 ^b	50.69±5.12 ^b	55.98±2.78 ^a	53.64±5.29 ^b	0.64±0.39 ^b	2.32±0.35 ^b
		10—20	63.88±4.99 ^a	69.09±4.51 ^a	61.88±5.94 ^a	64.71±5.10 ^a	1.59±0.23 ^a	3.47±0.21 ^a
		20—40	46.58±4.89 ^b	58.99±3.38 ^b	54.38±3.85 ^a	53.44±4.34 ^b	1.27±0.21 ^a	2.71±0.52 ^b
	1.0	0—20	43.05±2.46 ^b	45.21±3.13 ^b	53.75±0.86 ^a	51.24±5.40 ^b	0.79±0.12 ^b	1.64±0.35 ^b
		20—40	46.33±3.65 ^{ab}	47.74±3.66 ^b	51.15±4.72 ^a	43.98±4.90 ^b	1.46±0.41 ^b	2.61±0.43 ^a
		40—60	30.14±5.19 ^c	41.02±4.99 ^b	41.26±5.80 ^b	45.84±2.50 ^b	0.92±0.62 ^b	2.48±0.30 ^a
	2.0	60—80	53.60±3.45 ^a	57.60±2.26 ^a	57.87±3.84 ^a	62.55±2.47 ^a	2.71±0.50 ^a	2.23±0.46 ^{ab}
		0—20	43.64±4.43 ^{bc}	47.80±6.16 ^{ab}	56.79±4.34 ^b	52.77±2.88 ^b	2.23±0.57 ^a	3.67±0.46 ^a
		20—40	47.37±5.99 ^{ac}	54.01±2.16 ^a	52.17±5.91 ^b	51.48±4.93 ^b	1.96±0.69 ^{ab}	2.00±0.70 ^b
		40—80	54.44±3.43 ^a	55.73±3.61 ^a	65.88±2.60 ^a	64.88±2.96 ^a	1.78±0.60 ^{ab}	3.22±0.55 ^{ab}
		80—100	39.95±5.27 ^{bc}	42.69±5.50 ^b	48.96±4.02 ^b	47.66±6.76 ^b	0.91±0.42 ^b	2.61±0.36 ^{ab}
		100—120	47.45±2.35 ^{ab}	53.54±3.00 ^a	57.95±2.24 ^{ab}	53.19±2.22 ^b	0.86±0.13 ^b	2.30±0.67 ^b
差巴 嘎蒿	0.5	0—10	35.67±4.60 ^a	40.87±3.32 ^a	45.36±2.59 ^a	44.76±5.69 ^a	0.88±0.44 ^a	1.55±0.39 ^b
		10—20	38.59±3.93 ^a	40.90±7.14 ^a	49.18±5.49 ^a	45.76±2.36 ^a	1.01±0.38 ^a	2.17±0.77 ^{ab}
		20—40	35.24±2.58 ^a	41.77±2.34 ^a	43.94±1.80 ^a	45.02±2.66 ^a	1.58±0.46 ^a	2.64±0.34 ^a
	1.0	0—20	45.00±3.03 ^a	55.99±3.01 ^a	61.52±1.28 ^a	59.24±5.65 ^b	1.24±0.26 ^{bc}	2.35±0.45 ^a
		20—40	45.10±1.46 ^a	55.32±5.82 ^a	51.92±3.54 ^b	59.46±4.92 ^b	0.78±0.20 ^c	1.07±0.53 ^b
		40—60	47.61±5.69 ^a	53.23±2.10 ^a	65.09±3.45 ^a	60.61±2.98 ^b	1.75±0.35 ^{ab}	1.73±0.19 ^{ab}
	2.0	60—80	50.67±6.08 ^a	61.99±7.34 ^a	67.86±4.66 ^a	71.33±4.76 ^a	2.26±0.18 ^a	1.52±0.31 ^b
		0—20	62.69±4.36 ^a	63.94±3.90 ^a	66.02±4.02 ^a	67.23±4.66 ^a	2.36±0.29 ^a	2.24±0.51 ^a
		20—40	48.98±3.09 ^b	53.24±3.45 ^b	58.03±4.88 ^{ab}	57.83±3.44 ^b	1.04±0.10 ^b	1.47±0.15 ^{ab}
		40—80	35.49±3.22 ^c	34.48±3.63 ^c	46.19±3.25 ^c	49.99±4.41 ^b	0.64±0.17 ^c	0.98±0.32 ^b
		80—100	35.42±2.14 ^c	47.92±4.74 ^b	51.32±0.84 ^{bc}	52.57±4.45 ^b	0.64±0.06 ^c	1.88±0.72 ^{ab}
		100—120	53.09±2.18 ^b	52.37±6.63 ^b	53.93±7.66 ^{bc}	58.79±3.23 ^{ab}	0.23±0.05 ^a	1.63±0.50 ^{ab}

不同字母表示相同地下水埋深处理不同土层间差异显著($P<0.05$)。

植物群落的土壤理化性状的影响具有异质性”的假说。原因可能是植被类型不同,植物根系在土壤环境中表现不同生态功能。白草和差巴嘎蒿的土壤理化性质在不同地下水埋深处理中变化程度不一样,因而结果仅能解释白草群落的土壤养分含量高于差巴嘎蒿群落,未能全面解释地下水埋深变化对不同植物群落的土壤理化性状的影响具有异质性。未来需要增加更加长时间尺度的连续观测,以深入研究地下水位变化对不同植物群落的土壤理化性质是否存在不一致的影响。

地下水位变化影响着陆地生物地球化学过

程^[26]。而土壤酶活是土壤养分周转及土壤功能稳定的重要组成部分。在影响土壤酶活性因子中,土壤水分对土壤酶活性的影响具有异质性。有研究表明,土壤水分的增加显著降低土壤氧化还原酶活性,而土壤水解酶活性的变化不显著^[27]。也有研究表明,水分与土壤氧化还原酶活性的相关性弱^[28]。还有研究表明土壤酶活性并不随土壤含水量的增加而增加^[29]。这可能是由于土壤微生物群落对土壤含水量的响应存在一个阈值,超过阈值会使土壤形成厌氧环境,从而抑制土壤酶活性^[30]。此外,土壤微生物向土壤环境中释放土壤酶受限于土壤含

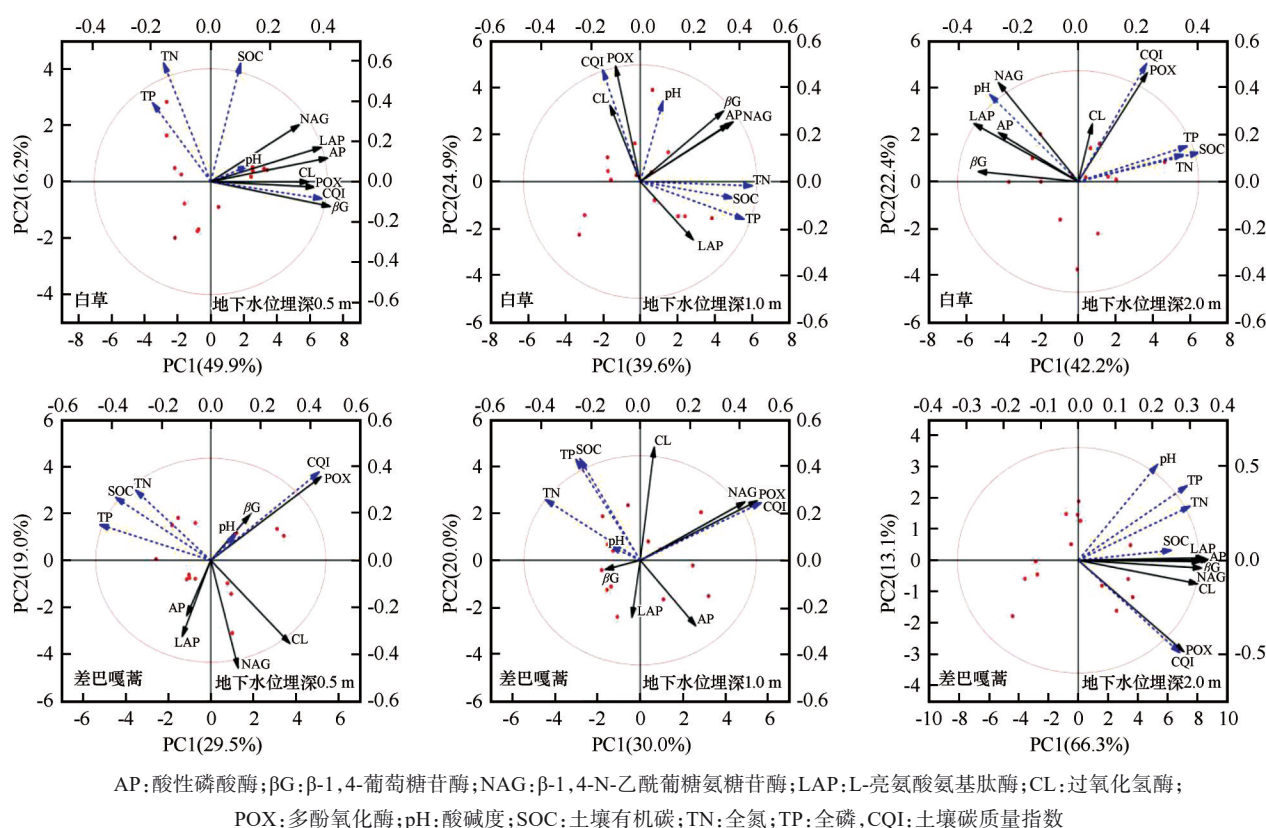


图1 各处理下土壤酶活性与土壤理化性质主成分分析结果

Fig.1 Principal component analysis results of soil enzyme activities and soil physicochemical properties under each treatment

水量^[18]。本研究结果表明,随着地下水埋深的增加,白草群落0—20 cm土层的水解酶活性降低,氧化还原酶活性升高。差巴嘎蒿群落的水解酶活性随着地下水埋深的增加而增加(表2)。在地下水埋深2.0 m处理中,差巴嘎蒿群落的土壤水解酶活性最低值出现在40—80 cm土层,白草群落的土壤水解酶活性最高值出现在40—80 cm。由此可见,土壤酶活性受地下水埋深和植被类型影响显著,该结果验证了假说2。在不同植被类型中,由于植物枝叶和根系等凋落物输入的差异,土壤养分的有效利用性不同^[31],间接影响土壤酶活性。此外,土壤水分控制着所有生化反应的速率,包括酶的产生^[32]。本研究呈现两种相反的结果,原因可能是因为植被不同,其根际分泌的土壤酶活性所依赖的土壤环境(如土壤水分)不一样。土壤含水量调控着微生物群落结构^[33],其波动会改变微生物生物量^[34],间接影响土壤酶活性。此外,土壤酶活性还受土壤深度的影响。在本研究中,白草和差巴嘎蒿群落均随地下水埋深的增加,0—20 cm土层的土壤酶活性高于20—40 cm。这与吴俐莎等^[35]土壤酶活性随土壤深度的增加而降低的研究结果一致。在地下水埋深

2.0 m处理中,差巴嘎蒿和白草群落的土壤水解酶活性于40—80 cm土层中分别表现为最低值和最高值(表2)。出现不同结果的原因可能是不同植物群落在相同水分条件下,植被根系驱动着土壤环境的改变,直接或间接调控土壤酶活性。

不同地下水埋深处理中,与土壤酶活性产生显著性相关的土壤环境因子不尽相同。本研究主要关注土壤有机碳。随着地下水埋深的加深,白草群落土壤酶活性由水解酶向氧化还原酶转移,差巴嘎蒿反之。这说明不同植被类型的土壤酶活性在地下水埋深过程中表达的生态功能具有异质性,验证了“随着地下水埋深的增加,土壤水解酶和氧化还原酶的变化程度受植被类型影响显著”的假说。土壤酶活性的增加和维持需要一定养分的支撑,其中的关键是土壤有机碳。当地下水位下降时,土壤含水量的下降和通气量的增加会协同促进土壤有机质的分解;当地下水位上升时,会加快土壤有机碳积累速率^[36]。此外,土壤水解酶向氧化还原酶转变可能会抑制土壤有机物质的水解。在本研究中,随着地下水埋深的加深,土壤酶活性与土壤有机碳相关性显著(图1)。研究结果间接验证了土壤酶活性

的变化受土壤有机碳的影响显著。

土壤碳质量指数对水解酶的影响可能会因为土壤理化性质的不同而产生差异^[37]。随土壤碳质量指数上升,酚类化合物等难分解碳含量随之上升,水解酶活性受到抑制,氧化还原酶活性上升^[38]。传统分析将有机碳划分为酸溶性组分(如纤维素)和非酸溶性组分(如木质素)^[39]。通常纤维素和木质素分别由土壤中的水解酶(如葡萄糖苷酶等)和氧化酶(如多酚氧化酶等)进行分解^[40]。因此,基于酶活性计算的有机碳质量指数可以用来表征土壤中活性碳和顽固碳的相对分解速率,有机碳质量指数越高说明顽固碳组分占比越高^[41]。有机碳不同组分分解速率的差异决定了不同组分在土壤碳中的占比。如果有有机碳质量指数越大,说明相对于木质素而言,纤维素的分解速率更快,所以土壤碳中木质素碳的占比就会更高。本研究结果表明,土壤碳质量指数在地下水埋深1.0 m处理和2.0 m处理中分别随土层深度的增加而升高和下降(表1)。在地下水埋深2.0 m处理的土壤碳质量指数显著高于地下水埋深0.5 m处理。这说明随着地下水埋深的加深,土壤中的顽固碳组分占比越高,可能会降低土壤碳的可利用性,间接提高土壤固碳能力,结果支持了假说3:土壤酶活性变化受土壤有机碳的影响。一方面可能因为土壤中的二氧化碳与土壤水分反应生成的碳酸溶液溶解一部分碳酸钙而形成重碳酸钙溶液。当地下水埋深加深时,重碳酸钙会随着土壤水分的蒸发散失而沉淀成碳酸钙。此外,土壤通过 $\text{SOC} \rightleftharpoons \text{CO}_2(\text{g}) \rightleftharpoons \text{CO}_2(\text{aq}) \rightleftharpoons \text{HCO}_3^-(\text{aq}) \rightleftharpoons \text{CaCO}_3(\text{s})$ 反应过程,使得次生碳酸盐和总土壤碳酸盐的数量提高^[42]。另一方面,限制半干旱区植物生长的关键因素是水分。植物的物质组成和生理生化过程均受限于土壤水分。当土壤水分条件适宜时,植物将最大限度地利用水分扩大叶片面积来增加光合有效面积和提高枝条生长量以利于固定更多的碳。当土壤水分降低时,植物地上部分的生物量减少而地下生物量增加,生物量更多分配到根系上,在水分受限的半干旱区植物需要减少地上部分的生物量以降低水分散失的同时增加根系生物量吸收更多的水分和营养物质以适应水分胁迫^[43]。本研究结果与Houghton^[44]地下水位下降后泥炭地固碳能力减小的结论不一致。可能由于泥炭地本身碳储量丰富,其土壤碳的稳定性主导因素受地下水位波动影响显著,因此土壤碳随地下水位的下降

而下降是显而易见的。而科尔沁沙质草地土壤贫瘠,土壤碳的稳定性受水分、温度及放牧等多种主导因素的影响,直接影响植被的生长等状况,驱动着草地土壤碳库与其他生态系统土壤碳库变化趋势不一致。

综上所述,土壤水分对土壤酶活性的影响是复杂的,通过不同植被根系影响土壤环境中的养分和微生物等对土壤酶活性造成异质性影响。在今后研究过程可以利用排除法筛选单个因素在地下水埋深过程中土壤酶活性的变化规律。

4 结论

科尔沁沙质草地不同地下水埋深及植被类型处理对土壤养分产生影响显著,表明土壤有机碳、全氮和全磷显著受植被类型和地下水埋深的影响。

土壤酶活性变动幅度较大,总体随着地下水埋深的增加,0—20 cm土层的土壤酶活性高于20—40 cm。地下水埋深变化驱动的土壤水分运移变化改变了土壤酶的活性。随地下水埋深的加深,土壤酶活性与土壤有机碳具有显著性相关。

不同地下水埋深对科尔沁沙质草地白草与差巴嘎蒿群落的土壤水解酶和氧化还原酶活性产生不同的影响,间接影响土壤碳质量。其中,白草群落土壤水解酶活性随地下水埋深的加深而下降,差巴嘎蒿反之。此外,白草群落土壤氧化还原酶活性随地下水埋深的加深而上升,差巴嘎蒿反之。因此,地下水埋深和植被类型在一定程度上可能促进半干旱区土壤生态系统功能的稳定。

参考文献:

- [1] 边雪廉,岳中辉,焦浩,等.土壤酶对土壤环境质量指示作用的研究进展[J].土壤,2015,47(4):634-640.
- [2] Grandy A S, Neff J C, Weintraub M N. Carbon structure and enzyme activities in alpine and forest ecosystems[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2007, 39: 2701-2711.
- [3] 马晓俊,李云飞.腾格里沙漠东南缘植被恢复过程中土壤微生物量及酶活性[J].中国沙漠,2019,39(6):159-166.
- [4] Desserud P A, Naeth M A. Natural recovery of rough fescue (*Festuca hallii* (vasey) piper) grassland after disturbance by pipeline construction in central Alberta, Canada[J]. Natural Areas Journal, 2013, 33(1): 91-98.
- [5] 李晓红.鄱阳湖湿地不同植物群落土壤养分和土壤酶活性垂直分布特征[J].水土保持研究,2019,26(1):69-75,81.
- [6] Galloway J N, Dentener F J, Capone D G, et al. Nitrogen cycles: past, present, and future [J]. Biogeochemistry, 2004, 70: 153-226.

- [7] 解丽娜, 贡璐, 朱美玲, 等. 塔里木盆地南缘绿洲土壤酶活性与理化因子相关性[J]. 环境科学研究, 2014, 27(11): 1306–1313.
- [8] Lebrun J D, Trinsoutrot-Gattin I, Vincelas-Akpa M, et al. Assessing impacts of copper on soil enzyme activities in regard to their natural spatiotemporal variation under long-term different land uses[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2012, 49: 150–156.
- [9] 陈冠光. 疏勒河下游地下水埋深与土壤理化性质变化对植物群落的影响[D]. 兰州: 兰州大学, 2020.
- [10] 刘显辉. 不同淹水深度对湿地土壤碳库的影响[J]. 现代化农业, 2015(6): 18–20.
- [11] McDaniel M D, Kaye J P, Kaye M W. Increased temperature and precipitation had limited effects on soil extracellular enzyme activities in a post-harvest forest [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, 56: 90–98.
- [12] 倪梦颖, 张秋芳, 高金涛, 等. 亚热带杉木人工林土壤胞外酶活性对隔离降雨的季节响应[J]. 生态学报, 2018, 38(6): 2119–2127.
- [13] 万忠梅, 宋长春. 土壤酶活性对生态环境的响应研究进展[J]. 土壤通报, 2009, 40(4): 951–956.
- [14] 刘捷豹, 陈光水, 郭剑芬, 等. 森林土壤酶对环境变化的响应研究进展[J]. 生态学报, 2017, 37(1): 110–117.
- [15] 闫钟清, 齐玉春, 彭琴, 等. 降水和氮沉降增加对草地土壤酶活性的影响[J]. 生态学报, 2017, 37(9): 3019–3027.
- [16] Barbeta A, Mejia-Chang M, Ogaya R, et al. The combined effects of a long-term experimental drought and an extreme drought on the use of plant-water sources in a Mediterranean forest [J]. *Global Change Biology*, 2015, 21(3): 1213–1225.
- [17] 玛丽娅·奴尔兰, 刘卫国, 霍举颂, 等. 旱生芦苇对地下水位变化的生态响应及适应机制[J]. 生态学报, 2018, 38(20): 7488–7498.
- [18] 刘亚军, 吴娟, 邹锋, 等. 鄱阳湖湿地灰化藁草洲滩土壤微生物和酶特性对水分梯度的响应[J]. 湿地科学, 2017, 15(2): 269–275.
- [19] 赵雅姣, 刘晓静, 吴勇, 等. 豆禾牧草间作根际土壤养分、酶活性及微生物群落特征[J]. 中国沙漠, 2020, 40(3): 219–228.
- [20] 马赞花, 张铜会, 刘新平. 半干旱区沙地芦苇对浅水位变化的生理生态响应[J]. 生态学报, 2013(21): 6984–6991.
- [21] Mao W, Felton A J, Ma Y, et al. Relationships between above and belowground trait responses of a dominant plant species to alterations in watertable depth [J]. *Land Degradation and Development*, 2018.
- [22] 黑维高, 詹瑾, 韩丹, 等. 科尔沁沙地2种优势固沙灌木的相容性生物量模型[J]. 中国沙漠, 2019, 39(5): 193–199.
- [23] 宁志英, 李玉霖, 杨红玲, 等. 沙化草地土壤碳氮磷化学计量特征及其对植被生产力与多样性的影响[J]. 生态学报, 2019, 39(10): 1–9.
- [24] Chen H, Li D J, Xiao K C, et al. Soil microbial processes and resource limitation in karst and non-karst forests [J]. *Functional Ecology*, 2018, 32: 1400–1409.
- [25] Jing X, Wang Y H, Chung H, et al. No temperature acclimation of soil extracellular enzymes to experimental warming in an alpine grassland ecosystem on the Tibetan Plateau [J]. *Biogeochemistry*, 2014, 117(1): 39–54.
- [26] Sinsabaugh R L, Lauber C L, Weintraub M N, et al. Stoichiometry of soil enzyme activity at global scale[J]. *Ecology Letters*, 2008, 11(11): 1252–1264.
- [27] 耿玉清, 王冬梅. 土壤水解酶测定方法的研究进展[J]. 中国农业生态学报, 2012, 20(4): 387–394.
- [28] 贾高辉, 许全, 杨怀, 等. 尖峰岭热带山地雨林林窗土壤甲烷通量研究[J]. 森林与环境学报, 2020, 40(2): 126–132.
- [29] Zhou X Q, Chen C R, Wang Y F, et al. Warming and increased precipitation have differential effects on soil extracellular enzyme activities in a temperate grassland[J]. *Science of the Total Environment*, 2013, 444: 552–558.
- [30] Freeman C, Ostle N, Kang H. An enzymic 'latch' on a global carbon store[J]. *Nature*, 2001, 409(6817): 149–149.
- [31] Guo Z M, Zhang X Y, Green S M, et al. Soil enzyme activity and stoichiometry along a gradient of vegetation restoration at the Karst Critical Zone Observatory in Southwest China [J]. *Land Degradation and Development*, 2019, 30(16): 1–12.
- [32] 乔航, 莫小勤, 罗艳华, 等. 不同林龄油茶人工林土壤酶化学计量及其影响因素[J]. 生态学报, 2019, 39(6): 1887–1896.
- [33] Hackl E, Pfeffer M, Donat C, et al. Composition of the microbial communities in the mineral soil under different types of natural forest [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, 37(4): 661–671.
- [34] 谷晓楠, 贺红土, 陶岩, 等. 长白山土壤微生物群落结构及酶活性随海拔的分布特征与影响因子[J]. 生态学报, 2017, 37(24): 8374–8384.
- [35] 吴俐莎, 唐杰, 罗强, 等. 若尔盖湿地土壤酶活性和理化性质与微生物关系的研究[J]. 土壤通报, 2012, 43(1): 52–59.
- [36] 苏天燕, 刘文杰, 杨秋, 等. 土壤碳循环对地下水位的响应研究进展[J]. 中国沙漠, 2020, 40(5): 180–189.
- [37] 史丽娟, 王辉民, 付晓莉, 等. 中亚热带典型人工林土壤酶活性及其化学计量特征[J]. 应用生态学报, 2020, 31(6): 1980–1988.
- [38] Hill B H, Elonen C M, Jicha T M, et al. Ecoenzymatic stoichiometry and microbial processing of organic matter in northern bogs and fens reveals a common P-limitation between peatland types[J]. *Biogeochemistry*, 2014, 120: 203–224.
- [39] Sinsabaugh R, Follstad S J. Ecoenzymatic stoichiometry of recalcitrant organic matter decomposition: the growth rate hypothesis in reverse[J]. *Biogeochemistry*, 2011, 102: 31–43.
- [40] Sinsabaugh R L. Phenol oxidase, peroxidase and organic matter dynamics of soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2010, 42(3): 391–404.
- [41] Sinsabaugh R L, Follstad S J. Ecoenzymatic stoichiometry and ecological theory [J]. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 2012, 43(1): 313–343.
- [42] 潘根兴. 中国干旱地区土壤发生性碳酸盐及其在陆地系统碳转移上的意义[J]. 南京农业大学学报, 1999, 22(1): 51–57.

- [43] 任昱. 荒漠植物白刺固碳能力对模拟增雨的响应[D]. 北京: 中国林业科学研究院, 2004.
- [44] Houghton J. Climate Change 2001: The Scientific Basis [M]. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2001.

Effects of groundwater depth on soil enzymatic activities of typical plant communities in semi-arid area

Su Tianyan¹, Liu Zihan¹, Cong Anqi², Mao Wei¹, Yang Qiu¹

(1. College of Ecology and Environment, Hainan University, Haikou 570228, China; 2. Northwest Institute of Eco-Environment and Resources, Chinese Academy of Sciences, Lanzhou 730000, China)

Abstract: Soil enzymatic activity is a key indicator reflecting soil function, especially in semi-arid areas where soil water is restricted. The changes of soil enzyme activities driven by soil water can change soil nutrient turnover and affect soil carbon quality. However, changes in soil water movement caused by changes in groundwater depth on soil enzymatic activities of typical plant communities in semi-arid areas are still unclear. Therefore, we carried out two typical plant communities (*Pennisetum centrasiatricum* and *Artemisia halodendron*) in the semi-arid sandy grassland of Horqin and established the underground water level manipulate experiment. The manipulate groundwater depth as 0.5 m, 1.0 m, and 2.0 m. We analyze the soil physical and chemical properties and soil enzymatic activity of different soil layers, and explore the change characteristics of soil enzymatic activities in different groundwater depth gradients and the two different vegetation types. The research results showed that: four kinds of soil hydrolase (acid phosphatase, glucosidase, acetylglucosaminidase and L-leucine aminopeptidase) and two kinds of oxidoreductases (catalase and polyphenol oxidase) were affected by the treatment of groundwater depth and vegetation types, with the increase of groundwater depth, soil enzyme activities under the communities of *Pennisetum centrasiatricum* and *Artemisia halodendron* showed insignificant and significant differences, respectively. At the same time, the soil enzyme activity decreased with the increase of soil depth in each treatment. With the increase of groundwater depth, soil enzyme activity is mainly affected by soil organic carbon. Our results indicated groundwater depths affect the soil hydrolase and oxidoreductase activities pattern. The ratio of soil hydrolase and oxidoreductase activities have also affected the soil carbon quality, especially in *Pennisetum centrasiatricum* and *Artemisia halodendron* communities. It is suggested to consider the differences of adaptation strategies in various plant communities according to the change of groundwater level when vegetation restoration is carried out in future semi-arid regions, so as to better restore the relevant overground and underground ecosystem functions.

Key words: semi-arid region; underground water level; vegetation types; soil enzymatic activity