

艾比湖地区典型乔灌群落水盐胁迫下 土壤重金属对酶活性的影响

何学敏^{1,2}, 吕光辉^{1,2}, 秦璐^{1,2}, 马辉英^{1,2}, 何雪芬^{1,2}

(1. 新疆绿洲生态教育部重点实验室, 乌鲁木齐 830046; 2. 新疆大学 资源与环境科学学院, 乌鲁木齐 830046)

摘要:为探讨自然水盐胁迫下土壤重金属对酶活性的影响,对艾比湖国家级自然保护区内 3 种典型植被群落水盐胁迫下土壤 Cd, Cr, Cu 等 5 种重金属和过氧化氢酶、磷酸酶、脲酶等 4 种酶活性进行了研究。结果表明:不同群落类型土壤水盐、酶活性和重金属含量方面具有各自特征,典型群落中土壤重金属含量对过氧化氢酶活性的影响更为强烈,而这种现象在耐旱植物梭梭中尤为明显,土壤水分受限情况下,以 Cd, Cr 和 Zn 为代表的土壤重金属对土壤酶活性有一定影响。在水盐环境较好、重金属含量较少的自然土壤中,土壤重金属对酶活性具有较高的促进作用;重金属含量较少,盐胁迫对酶活性抑制作用明显;水分胁迫对酶活性限制较小,土壤重金属对酶活性的影响小于土壤可溶性总盐,说明自然条件下土壤盐胁迫对土壤酶活性具有强烈的抑制作用;研究区 Cd 和 Cr 对土壤酶表现出激活作用, Cu 对土壤酶活性的影响不明显, Mn 和 Zn 对土壤酶则多表现出抑制效应。

关键词:艾比湖; 典型群落; 水盐胁迫; 土壤重金属; 土壤酶活性

中图分类号: X53

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2012)06-0094-06

Effects of Heavy Metals on Soil Enzyme Activities in Typical Arbor-shrub Communities under the Different Water and Salt Conditions in Ebinur Lake Area

HE Xue-min^{1,2}, LÜ Guang-hui^{1,2}, QIN Lu^{1,2}, MA Hui-ying^{1,2}, HE Xue-fen^{1,2}

(1. Xinjiang Key Laboratory of Oasis Ecology, Ministry of Education, Urumqi 830046, China;
2. College of Resources and Environmental Science, Xinjiang University, Urumqi 830046, China)

Abstract: In order to explore the effects of heavy metals on soil enzyme activities under the stress of water and salt, 5 kinds of heavy metals (Cd, Cr, Cu, Mn and Zn) and four kinds of enzymes (Catalase, Phosphatase, Urease and Sucrase) were examined in three kinds of typical arbor-shrub communities (*Populus euphratica*, *Tamarix ramosissima* and *Haloxylon ammodendron*) under the different habitats in Ebinur Lake Area. The results indicated that different communities had their own characteristics in terms of soil moisture, salt, enzyme activities and heavy metals contents. Heavy metal contents exerted more intense influence on Catalase, particularly in *Haloxylon ammodendron* which belonged to drought-tolerant plant, Cd, Cr and Zn had a certain influence on enzyme activities under limited soil moisture situations. There were better water and salt environment, and less heavy metal contents in natural soil in which soil enzyme activities were well prompted by heavy metal. Soil enzyme activities were restrained significantly by salt press when the heavy metal contents were less. Water stress imposed little restrictions on enzyme activities, and soil heavy metal contents had less influence on enzyme activities than that of the soil total soluble salt, demonstrating that soil salt stress decreased enzyme activities intensively under natural conditions. Cd and Cr played active function in soil enzyme activities, and Cu had no obvious effect on soil enzyme activities, however, Mn and Zn played inhibitory function in soil enzyme activities.

Key words: Ebinur Lake; typical arbor-shrub communities; stress of soil water and salt; soil heavy metals; soil enzyme activities

收稿日期: 2012-04-01

修回日期: 2012-05-28

资助项目: 新疆高校重点基金(XJEDU2006106), 国家自然科学基金重点项目(41130531)

作者简介: 何学敏(1986—), 男, 新疆兵团人, 在读硕士研究生, 主要研究方向为生态学。E-mail: he8669@163.com

通信作者: 吕光辉(1963—), 男, 山东青岛人, 教授, 博士生导师, 主要从事干旱区生态研究。E-mail: ler@xju.edu.cn

土壤酶在土壤物质循环中发挥着重要作用,与多种土壤因子密切相关,能反映土壤品质变化^[1]。近年来,国内外就重金属元素对土壤酶活性的影响主要从重工业区和矿区土壤重金属和酶的关系^[2-4]、污染胁迫下土壤重金属和酶活性^[5-6]、不同土地利用方式下土壤重金属与酶活性变化^[7-8]等方面开展了大量深入研究工作。但这些研究也存在一些不足之处:这些地区受人为因素干扰强烈,难以反映自然环境下土壤酶与重金属的相互关系;不能反映生态自净及重金属与环境的交互作用状况。

土壤类型和环境因素不同,土壤重金属对各种酶的影响也随之发生变化^[9]。干旱区地域面积广阔,自然资源丰富,土壤干旱与盐渍化严重,近年来,该地区经济发展迅速,人地—环境矛盾日益加剧。针对这一地区土壤酶活性相关研究取得了一定成果,特别是水盐胁迫方面进行了大量工作^[10-12],对于重金属对酶活性的研究相对薄弱,本文围绕干旱区艾比湖国家级自然保护区的水盐胁迫特点^[11],就水盐胁迫条件下土壤重金属对酶活性的影响进行了初步研究,旨在探索干旱区自然状态水盐胁迫下土壤重金属特征与土壤生物学指标之间的内在联系,从而了解重金属在该地区的自我净化及与环境的交互作用特征,以期改善艾比湖地区及同类地区土壤环境质量、建立土壤生态安全预警系统以及土壤盐渍化治理提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

试验地位于新疆维吾尔自治区博尔塔拉蒙古自治州艾比湖国家级自然保护区内(82°36′—83°50′E, 44°30′—45°09′N,平均海拔约300 m),该地区是准噶尔盆地西部最低洼地和水盐汇集中心,属典型温带大陆性干旱气候^[13]。研究区气候极端干燥,降水稀少,年降水量100 mm左右,蒸发量1600 mm以上,日照时数约2800 h,极端最高气温44℃,极端最低气温-33℃,年平均温度为6~8℃^[10]。植被以荒漠旱生、超旱生植物为主,分布普遍稀疏,样方调查选取研究区内3种作为当地建群种的典型乔灌木群落[胡杨(*Populus euphratica*)群落、柽柳(*Tamarix ramosissima*)群落和梭梭(*Haloxylon ammodendron*)群落]。

1.2 样地设置

于2010年9—10月,在保护区内选取两条垂直水盐梯度进行样地选取:(1)以湿地湖泊为参考,沿

西北向东南方向(离湖泊由近及远)依次设置3个样地,样地类型依次为胡杨群落、柽柳群落和梭梭群落;(2)以研究区内阿奇克苏河为主线,在3个样地的基础上分别选取垂直于河流方向(离河流由近及远)的2个样地。于每个样地内分别设置10 m×10 m的样方各3个,根据不同群落类型共设置样方18个,在样方内进行土壤样品的采集。

1.3 样品采集

按“三点混合法”在每个样方群落中各挖3个土壤剖面,并选上层(0—15 cm)、中层(15—30 cm)、下层(30—50 cm)3个垂直梯度进行土样采集。土样采回后取一半新鲜土进行土壤理化性质与酶活性测定,另一半风干并过2 mm尼龙筛后充分混合,用于土壤重金属元素测定。

1.4 测定方法

土壤酶活性测定方法参考关松荫^[14]、李振高等^[15]的方法。其中过氧化氢酶采用高锰酸钾容量法,磷酸酶活性采用磷酸苯二钠比色法,脲酶采用苯酚钠比色法,蔗糖酶采用硫代硫酸钠滴定法。土壤质量含水量采用烘干称重法测定;可溶性总盐含量采用烘干残渣法测定;土壤重金属元素测定采用盐酸—硝酸—高氯酸联合消煮后,去除溶液残渣,利用分光光度计、ICP—AES等仪器进行测定。

1.5 数据统计分析

使用Sigmaplot 10.0整理数据并制作图表,利用SAS 8.1进行数据的分析处理。

2 结果与分析

2.1 典型群落土壤水盐及酶活性特征

由表1可知,胡杨群落和梭梭群落土壤含水量由上到下依次增加,柽柳则表现为中层最大,上层最小,群落间平均土壤含水量排序为胡杨>柽柳>梭梭;土壤可溶性总盐在胡杨与柽柳群落表现为由上到下依次递减,梭梭为中层最大,下层最小,平均总盐含量排序为柽柳>梭梭>胡杨。由上述分析可以看出,梭梭群落生长环境受土壤水分胁迫影响强烈,柽柳群落土壤水分充足,但研究区强烈蒸散发使其土壤总盐含量最高,相比之下胡杨群落生长环境最好。

不同土层酶活性变化明显,随土层深度增加,不同群落中不同土壤酶活性特征不同。胡杨群落除过氧化氢酶活性随土层深度增加而增加外,其他酶均表现为上层活性最大,脲酶和蔗糖酶活性随土层深度增加而依次减小,磷酸酶在表层达到最大值后在15—

30 cm 达到最小值 1.25 mg/kg; 柽柳群落土壤过氧化氢酶和脲酶具有相同变化规律, 均为表层最小而在 15—30 cm 达到最大值, 分别为 1.607 ml/g 和 0.206 ml/g, 磷酸酶随土层深度增加活性依次增大, 蔗糖酶则与之相反; 梭梭群落过氧化氢酶与磷酸酶随土层深度增加活性依次增大, 脲酶和蔗糖酶表层活性最大, 其

中脲酶最小值出现在 15—30 cm, 为 0.164 mg/g, 蔗糖酶则随土层深度增加依次递减。从群落类型上看, 过氧化氢酶和蔗糖酶表现为梭梭>胡杨>柽柳, 磷酸酶表现为梭梭>柽柳>胡杨, 脲酶则表现为胡杨>柽柳>梭梭。进一步通过主成分分析得出, 土壤酶总体活性表现为梭梭群落>胡杨群落>柽柳群落。

表 1 3 种典型群落的土壤水盐及酶活性

群落	土层深度/ cm	含水量/ %	总盐/ %	过氧化氢酶/ (ml · g ⁻¹)	磷酸酶/ (mg · kg ⁻¹)	脲酶/ (mg · g ⁻¹)	蔗糖酶/ (ml · g ⁻¹)
胡杨	0—15	2.095	0.982	1.400	5.29	0.303	0.107
	15—30	3.316	0.769	1.473	1.25	0.204	0.063
	30—50	7.378	0.625	1.793	1.72	0.172	0.060
	平均	4.263	0.792	1.556	2.75	0.226	0.077
柽柳	0—15	10.623	3.531	1.267	2.70	0.172	0.048
	15—30	12.969	2.709	1.607	3.74	0.206	0.043
	30—50	11.304	1.833	1.493	4.05	0.194	0.038
	平均	11.632	2.691	1.456	3.50	0.191	0.043
梭梭	0—15	0.977	0.909	2.400	3.86	0.174	0.120
	15—30	1.590	0.664	2.690	4.06	0.164	0.100
	30—50	1.788	1.253	3.140	4.16	0.165	0.060
	平均	1.452	0.942	2.743	4.03	0.168	0.093

2.2 典型群落土壤重金属特征

由图 1—3 看出, 胡杨群落 Cd 含量随土层加深依次减小, Cu 在 15—30 cm 达到最大值, Cr、Mn 和 Zn 均表现为 15—30 cm 最大, 30—50 cm 值最小。柽柳群落 Cd 含量亦随土层加深而依次减少, Zn 表现为 15—30 cm 最大, 表层最小, Cr 则为 15—30 cm 最大, 30—50 cm 最小, Mn 含量具有特殊规律, 表现为 30—50 cm 最大, 表层最小为 518.522 mg/kg。梭梭群落 Cd, Cr, Mn 含量随土层加深无明显变化, Cu 含量随土层加深依次增大。可见, 重金属含量多表现出在土壤次表层富积的现象, 这可能是因为干旱区乔灌木植物浅根系主要分布在 15—30 cm 处。

杨群落表现为 Mn>Cr>Zn>Cu>Cd, 柽柳群落表现为 Mn>Cr>Zn>Cu>Cd, 梭梭群落表现为 Mn>Cr>Zn>Cu>Cd。进一步通过主成分分析法表明, 重金属综合评价值在不同群落中差异发现, 表现为柽柳群落>胡杨群落>梭梭群落, 说明柽柳群落具有较高的重金属含量, 胡杨和梭梭群落则相对较小。

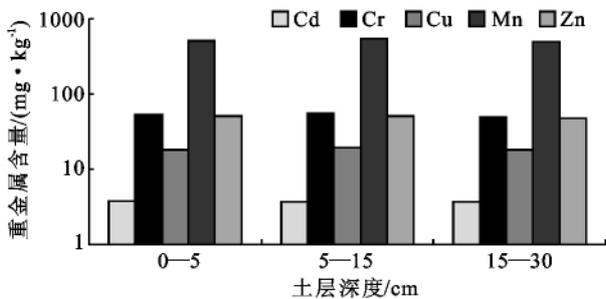


图 1 胡杨群落不同土层土壤重金属特征

从群落类型上看(图 4), Cd 表现为胡杨>梭梭>柽柳, Cr、Mn 和 Zn 表现为柽柳>胡杨>梭梭, Cu 表现为胡杨>柽柳>梭梭; 从土壤重金属含量上看, 胡

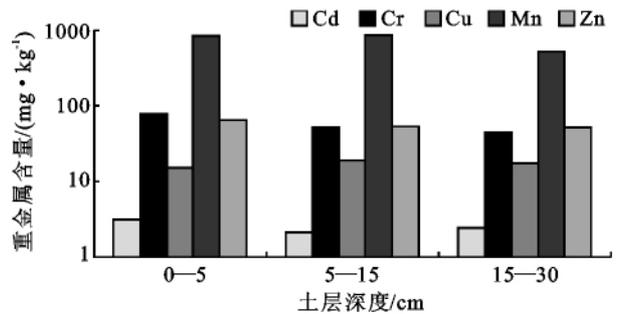


图 2 柽柳群落不同土层土壤重金属特征

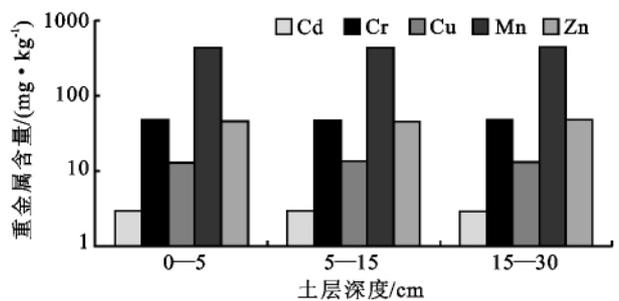


图 3 梭梭群落不同土层土壤重金属特征

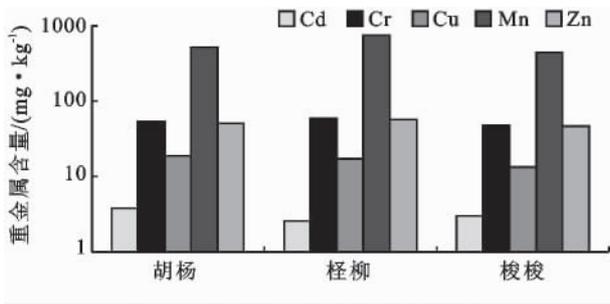


图 4 3 种群落平均土壤重金属特征

2.3 水盐胁迫下重金属特征对土壤酶活性影响分析

已有研究表明,多数情况下土壤酶的活性是随重金属污染增大而降低^[16],也有研究认为两者的关系是复杂多样的^[17]。为深入探讨在水盐胁迫条件下土壤重金属含量与酶活性之间的相关关系,进行土壤重金属和土壤酶活性相关分析,结果见表 2。

表 2 典型群落土壤重金属与 4 种酶活性的相关性

群落	酶活性	含水量	总盐	Cd	Cr	Cu	Mn	Zn
胡杨	过氧化氢酶	0.780*	0.686*	0.487	-0.059	-0.150	-0.745*	-0.160
	磷酸酶	-0.253	0.402	0.213	0.094	-0.401	-0.054	-0.142
	脲酶	-0.611	0.172	-0.119	0.401	-0.022	0.428	0.225
	蔗糖酶	-0.385	0.044	-0.617	0.024	0.158	-0.068	0.759*
柽柳	过氧化氢酶	-0.675*	-0.535	0.248	-0.031	0.645	-0.042	-0.088
	磷酸酶	-0.755*	-0.651	0.026	-0.156	0.464	-0.298	-0.222
	脲酶	0.545	0.340	0.020	0.022	-0.035	0.508	-0.037
	蔗糖酶	0.340	0.140	-0.219	-0.439	-0.467	-0.564	-0.328
梭梭	过氧化氢酶	0.545	-0.574	-0.968**	-0.938**	0.293	0.898*	0.985**
	磷酸酶	-0.325	0.630	0.963**	0.940**	-0.098	-0.891*	-0.957**
	脲酶	-0.038	-0.340	-0.273	-0.351	0.461	0.126	0.244
	蔗糖酶	-0.647	0.285	0.924**	0.846*	-0.334	-0.980**	-0.943**

注: * 表示在 0.05 水平上呈显著相关; ** 表示在 0.01 水平上呈显著相关。

重金属对土壤酶活性的影响因重金属种类、浓度以及土壤酶的种类而异,不同重金属元素之间还存在拮抗或协同作用。目前,用来揭示重金属与酶活性关系的研究大多采用多元回归分析法^[18-19]。本文进一步以多元回归分析来拟合水盐胁迫条件下的土壤酶活性与土壤重金属之间的关系,其结果见表 3。从表 3 可看出,在水盐胁迫条件下,胡杨群落中,随着 Mn 和 Zn 浓度的增加,土壤过氧化氢酶活性降低,而随着 Cr 浓度的增加,其过氧化氢酶活性则增强。表明在水盐胁迫条件下,Mn 和 Zn 之间对过氧化氢酶活性表现出一定的协同效应,而 Cr 与 Mn 和 Zn 之间对过氧化氢酶活性表现为拮抗作用。随着 Cu 浓度的增加,土壤磷酸酶活性降低,其它重金属浓度对磷酸酶活性影响不显著。土壤脲酶活性随着 Mn 浓度的增加而增加,表明 Mn 会激活脲酶的活性。随着 Cu 浓度的增加,土壤蔗糖酶浓度降低,而随着 Zn 浓度的增加,其浓度则增加,表明在水盐胁迫条件下,Cu 和 Zn

相关分析表明,胡杨群落土壤过氧化氢酶与水盐呈显著正相关($P < 0.05$),与 Mn 呈显著负相关($P < 0.05$),蔗糖酶与 Zn 呈显著正相关($P < 0.05$),与其他指标之间无显著相关关系。柽柳群落土壤酶仅过氧化氢酶与磷酸酶与水分呈显著负相关($P < 0.05$),而于重金属均无显著相关关系。梭梭群落除脲酶与重金属无显著相关性外,与其他酶相关性显著,其中过氧化氢酶与 Cd、Cr 呈极显著负相关($P < 0.01$),与 Mn 和 Zn 呈极显著正相关($P < 0.01$);磷酸酶与 Cd、Cr 呈极显著正相关($P < 0.01$),与 Mn 呈显著负相关($P < 0.05$),与 Zn 呈极显著负相关($P < 0.01$);蔗糖酶与 Cd 极显著正相关($P < 0.01$),与 Cr 显著正相关($P < 0.05$),与 Mn 和 Zn 呈极显著负相关($P < 0.01$)。

之间对蔗糖酶活性表现为拮抗作用。

柽柳群落中,随着 Cd 和 Cu 浓度的增加,土壤过氧化氢酶活性增强,而随着 Zn 浓度的增加,其过氧化氢酶活性则降低,表明在水盐胁迫条件下,Cd 和 Cu 之间对过氧化氢酶活性表现出一定的协同效应,而 Cd 和 Cu 与 Zn 之间对过氧化氢酶活性表现拮抗作用。随着 Cr 和 Cu 浓度的增加,土壤磷酸酶活性增强,而随着 Mn 和 Zn 浓度的增加,其磷酸酶活性则降低,表明在水盐胁迫条件下,Cr 与 Cu 之间及 Mn 和 Zn 对磷酸酶活性表现出一定的协同效应,而 Cr 与 Cu 之间及 Mn 和 Zn 之间对磷酸酶活性表现出拮抗作用。随着 Cr 浓度的增加,土壤脲酶活性降低,而随着 Mn 浓度的增加,其脲酶活性则增强,表明在水盐胁迫条件下,Cr 与 Mn 之间对脲酶活性表现出拮抗作用。随着 Cd 浓度的增加,土壤蔗糖酶活性增强,而随着 Cr、Cu 浓度的增加,其蔗糖酶活性则增强,表明在水盐胁迫条件下,Cd 与 Cr 和 Cu 之间对蔗糖酶活性表现为拮抗作用。

表 3 土壤重金属 Cd, Cr, Cu, Mn 和 Zn 与土壤酶活性的多元回归分析结果

群落类型	因变量	多元回归方程	R ²
胡杨	过氧化氢酶	$Y=3.791+0.164X_2-0.019X_1-0.014X_3$	0.855
	磷酸酶	$Y=0.924-0.035X_3$	0.163
	脲酶	$Y=-0.064+0.0006X_4$	0.183
	蔗糖酶	$Y=0.103-0.012X_3+0.008X_5$	0.800
柽柳	过氧化氢酶	$Y=2.103+0.641X_1+0.098X_3-0.070X_5$	0.718
	磷酸酶	$Y=0.916+0.014X_2+0.047X_3-0.0005X_4-0.032X_5$	0.772
	脲酶	$Y=0.153-0.003X_2+0.0003X_4$	0.581
	蔗糖酶	$Y=0.130+0.025X_1-0.001X_2-0.005X_3$	0.538
梭梭	过氧化氢酶	$Y=1.546+0.308X_3-0.036X_4+0.279X_5$	0.995
	磷酸酶	$Y=-1.464+0.166X_1+0.104X_3$	0.971
	脲酶	$Y=-0.122+0.022X_3$	0.212
	蔗糖酶	$Y=2.372+0.136X_1-0.057X_2$	0.941

注: X_1, X_2, X_3, X_4, X_5 分别代表 Cd, Cr, Cu, Mn 和 Zn 的全量; Y 代表酶活性。

梭梭群落中,随着 Cu 和 Zn 浓度的增加,土壤过氧化氢酶活性增强,而随着 Mn 浓度的增加,其过氧化氢酶活性则降低,表明在水盐胁迫条件下, Cu 和 Zn 之间对过氧化氢酶活性表现出一定的协同效应,而 Cu 和 Zn 与 Mn 之间对过氧化氢酶活性表现出拮抗作用。随着 Cd 和 Cu 浓度的增加,土壤磷酸酶活性增强,表明在水盐胁迫条件下, Cd 与 Cu 之间对磷酸酶活性有激活效应。随着 Cu 浓度的增加,土壤脲酶活性增强,表明 Cu 可以提高脲酶的活性。随着 Cd 浓度的增加,土壤蔗糖酶活性增强,而随着 Cr 浓度的增加,其蔗糖酶活性则降低,表明在水盐胁迫条件下, Cd 和 Cr 之间对蔗糖酶活性表现拮抗作用。

可见,在水盐胁迫条件下,随重金属元素浓度的增加,其对研究区典型植物群落土壤不同种类酶活性成抑制或刺激。在当地的生境条件下, Cd 和 Cr 对土壤酶表现出激活作用, Cu 对土壤酶活性的影响不明显, Mn 和 Zn 对土壤酶则多表现出抑制效应。

有关土壤重金属含量对酶活性影响已开展了大量研究,就单一重金属而言,本研究的结果与刘霞等^[20]的相同,她对河北潮土 Cd 与土壤酶活性关系的研究中发现, Cd 在低质量时对土壤酶有激活作用。然而季轶群^[21]在对重庆地区紫色土重金属对酶活性的研究中指出, Cu 对土壤酶具有明显抑制作用,并随浓度增加酶活性降低,本研究中 Cu 对土壤酶活性的影响不明显,这种差异可能是因为不同研究区的气候、土壤环境不同而造成的。Kaperman^[16]指出, Zn ≥ 250 mg/kg 和 500 mg/kg 时,才分别对过氧化氢酶和脲酶产生抑制作用,本实验测定的土壤 Zn 含量远远小于上述值,然而仅在梭梭群落中 Zn 对土壤过氧化氢酶具有激活作用,其它则多表现出抑制效应,这可能是因为其他重金属元素的拮抗作用造成的。低浓度的 Cr 对脲酶活性具有促进作用^[17], 试验中三种

典型群落土壤 Cr 相近,平均为 54.5 mg/kg,然而本实验中 Cr 对脲酶的活性影响不大,却对研究区土壤酶表现出一定的激活效应。另外,研究区土壤 Mn 含量较高,平均为 568.5 mg/kg,虽然金属 Mn 只有在强酸性环境下在土壤被还原时,其金属离子才能大量进入土壤溶液中^[22-23],然而其对酶活性表现出一定的抑制效应。

3 结论

土壤酶参与了陆地生态系统中的物质循环和能量转化,其与土壤生物、土壤理化性质和环境条件密切相关,也是土壤肥力的重要指标之一^[24]。对艾比湖自然保护区内典型群落水盐胁迫下土壤重金属与酶活性的研究结果表明:

(1) 不同土层酶活性变化明显,且随土层加深,不同群落中不同土壤酶活性特征不同。胡杨群落中,过氧化氢酶在较深土层含量高,其他酶均表现为上层活性最大;柽柳群落中蔗糖酶在表层活性最大,其它酶在较深土层含量高。梭梭群落中过氧化氢酶与磷酸酶随土层加深活性依次增大,脲酶和蔗糖酶表层活性最大。不同群落中,土壤总体酶活性表现为梭梭群落 > 胡杨群落 > 柽柳群落。

(2) 重金属含量多表现出在土壤次表层富积的现象,这可能是因为干旱区乔灌木植物浅根系主要分布在 15—30 cm 处;所有群落中土壤重金属含量表现为 Mn > Cr > Zn > Cu > Cd。通过主成分分析,重金属综合评价值在不同群落中差异明显,表现为柽柳群落 > 胡杨群落 > 梭梭群落,说明柽柳群落具有较高的重金属含量,胡杨和梭梭群落则相对较小。

(3) 研究区土壤重金属含量对过氧化氢酶活性的影响更为强烈,而这种现象在耐旱植物梭梭中尤为明显,说明土壤水分受限情况下,以 Cd、Cr 和 Zn 为

代表的土壤重金属对土壤酶活性具有一定影响。在水盐环境较好、重金属含量较低的自然土壤中,土壤重金属对酶活性具有较高的促进作用。重金属含量较低的自然土壤环境下,盐胁迫对酶活性具有抑制作用。水分胁迫对研究区酶活性限制较小,土壤重金属对酶活性的影响小于土壤可溶性总盐,进一步说明自然条件下土壤盐胁迫对土壤酶活性具有强烈的抑制作用。李亮等^[25]对乌兰布和沙漠人工林土壤酶活性的研究发现,人工林种类及土壤类型、养分状况、生境条件等均是影响酶活性大小的重要因素,并且人工林地相比荒漠具有较小酶活性增幅,本研究在自然群落中也验证了此现象,同时认为重金属的影响作用也具有不可忽视的作用。

(4) 在水盐胁迫条件下,随重金属元素浓度的增加,它们对研究区典型植物群落土壤不同种类酶活性或抑制或刺激。在当地的生境条件下,Cd和Cr对土壤酶表现出激活作用,Cu对土壤酶活性的影响不明显,Mn和Zn对土壤酶则多表现出抑制效应。这一结果与滕应等^[26]的研究结果不同,他在浙江哩浦铜尾矿污染区的研究认为,重金属元素对土壤酶活性的抑制效应顺序为Mn>Pb>Cu>Zn。

需要说明的是,干旱区土壤水盐胁迫现象普遍存在,但土壤重金属在自然环境下含量普遍较低,虽然本研究对土壤重金属含量进行了分层测定,但仅使用了其平均值来研究典型群落不同水盐胁迫下土壤重金属对酶活性的影响,而没有分析其垂直响应关系,有关方面有待进一步分析研究。

参考文献:

- [1] 王涵,高树芳,罗丹,等. Cd, Pb 污染土壤中蛋白酶酸性磷酸酶脱氢酶活性的变化[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(3): 500-505.
- [2] Vasquez-Murrieta M S, Migueles-Garduno I, Franco-Hernandez O, et al. C and N mineralization and microbial biomass in heavy-metal contaminated soil[J]. European Journal of Soil Biology, 2006, 42(2): 89-98.
- [3] 张浩平,曹湊贵,李苹,等. 藏中矿区重金属污染土壤的微生物活性研究[J]. 生态学报, 2010, 30(16): 4452-4459.
- [4] 李江遐,张军,谷勋刚,等. 尾矿区土壤重金属污染对土壤酶活性的影响[J]. 土壤通报, 2010, 41(6): 1476-1478.
- [5] Olivera A, Pampulha M E. Effects of long-term heavy metal contamination on soil microbial characteristics[J]. Journal of Bioscience and Bioengineering, 2006, 102(3): 157-161.
- [6] 毛亮,张春华,高扬,等. 不同栽培模式下 Cd、Pb 复合污染对土壤微生物及其酶活性的影响[J]. 土壤通报, 2010, 41(5): 1193-1196.
- [7] Macdonald C A, Singh B K, Peck J A, et al. Long-term exposure to Zn-spiked sewage sludge alters soil community structure[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2007, 39(10): 2576-2586.
- [8] 王娟,刘淑英,王平,等. 不同施肥处理对西北半干旱区土壤酶活性的影响及其动态变化[J]. 土壤通报, 2008, 39(2): 299-303.
- [9] 曹靖,贾红磊,徐海燕,等. 干旱区污灌农田土壤 Cu、Ni 复合污染与土壤酶活性的关系[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(5): 1809-1814.
- [10] 田幼华,谢辉,吕光辉. 艾比湖湿地典型群落土壤酶分布规律初探[J]. 干旱区资源与环境, 2010, 24(9): 173-178.
- [11] 田幼华,吕光辉,杨晓东,等. 水盐胁迫对干旱区根际土壤酶活性的影响[J]. 干旱区资源与环境, 2012(3): 158-163.
- [12] 余娜,刘济明,张超,等. 不同沙生植被土壤酶活性分异特征研究[J]. 水土保持研究, 2010, 17(1): 77-81, 87.
- [13] 陈蜀江,侯平,李文华,等. 新疆艾比湖湿地自然保护区综合科学考察[M]. 乌鲁木齐:新疆科学技术出版社, 2006.
- [14] 关松荫. 土壤酶及其研究法[M]. 北京:农业出版社, 1986.
- [15] 李振高,骆永明,滕应,等. 土壤与环境微生物研究法[M]. 北京:科学出版社, 2008.
- [16] Kuperman R G, Carreiro M M. Soil heavy metal concentrations, microbial biomass and enzyme activities in a contaminated grassland ecosystem[J]. Soil Biology & Biochemistry, 1997, 29(2): 179-190.
- [17] 和文祥,朱铭莪,张一平. 土壤酶与重金属关系的研究现状[J]. 土壤与环境, 2000, 9(2): 139-142.
- [18] 李江遐,张军,谷勋刚,等. 尾矿区土壤重金属污染对土壤酶活性的影响[J]. 土壤通报, 2010, 41(6): 1476-1478.
- [19] 李廷强,朱恩,杨肖娥,等. 超积累植物东南景天根际土壤酶活性研究[J]. 水土保持学报, 2007, 21(3): 112-117.
- [20] 刘霞,刘树庆,王胜爱. 河北主要土壤中重金属镉、铅形态与土壤酶活性的关系[J]. 河北农业大学学报, 2002, 25(1): 33-37.
- [21] 季轶群,王子芳,高明. 重金属 Cu、Zn、Pb 复合污染对紫色土壤酶活性的影响[J]. 中国农学通报, 2010, 26(6): 293-296.
- [22] 张桂山,贾小明,马晓航,等. 山东棕壤重金属污染土壤酶活性的预警研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2004, 10(3): 272-276.
- [23] 藏小平. 土壤锰毒与植物锰的毒害[J]. 土壤通报, 1999, 30(3): 139-141.
- [24] 陈华葵,樊庆笙. 微生物学[M]. 北京:农业出版社, 1980.
- [25] 李亮,包耀贤,廖超英,等. 乌兰布和沙漠东北部沙区人工林土壤微生物及酶活性研究[J]. 西北植物学报, 2010, 30(5): 987-994.
- [26] 滕应,黄昌勇,龙健,等. 铜尾矿污染区土壤酶活性研究[J]. 应用生态学报, 2003, 13(11): 1977-1980.