

镁碱化对土壤微生物活性和水解酶的影响

元炳成¹, 黄伟^{1*}, 李凤成²

1. 北京师范大学珠海分校, 广东 珠海 519087; 2. 甘肃广播电视大学, 甘肃 兰州 730030

摘要:研究了镁碱度对土壤微生物生物量及其活性的影响,研究地点位于甘肃河西走廊疏勒河中游昌马洪积冲积扇缘。从10个具有不同镁碱化程度的采样点,采集土壤样品30个,测定了土样的pH、镁碱度、 Mg^{2+}/Ca^{2+} 、 $HCO_3^-+CO_3^{2-}$ 、钠碱度、有机碳、全氮、微生物生物量碳、微生物熵、精氨酸氨化率、 β -葡萄糖苷酶、磷酸酶、蛋白酶-casein、蛋白酶-BAA、脲酶等指标。结果表明:土壤pH和钠碱度没有明显的相关性,而和镁碱度、 Mg^{2+}/Ca^{2+} 、 $HCO_3^-+CO_3^{2-}$ 显著正相关,相关系数分别为0.70、0.69和0.72。镁碱度和 Mg^{2+}/Ca^{2+} 显著正相关,相关系数为0.84。有机碳、全氮、微生物生物量碳、微生物熵、精氨酸氨化率的变化范围分别是6.4~18.5 $g \cdot kg^{-1}$ 、0.28~1.20 $g \cdot kg^{-1}$ 、23.1~351.9 $mg \cdot kg^{-1}$ 、0.37~2.52%、0.77~1.83 $\mu mol \cdot g^{-1} \cdot d^{-1}$,和 Mg^{2+}/Ca^{2+} 之间显著负相关,相关系数分别是-0.52、-0.50、-0.59、-0.62、-0.65。 β -葡萄糖苷酶、磷酸酶、蛋白酶-casein、蛋白酶-BAA、脲酶的变化范围分别是6.68~27.79 $\mu mol \cdot g^{-1} \cdot h^{-1}$ 、7.03~25.99 $\mu mol \cdot g^{-1} \cdot h^{-1}$ 、0.11~0.76 $\mu g \cdot g^{-1} \cdot h^{-1}$ 、0.05~0.48 $\mu mol \cdot g^{-1} \cdot h^{-1}$ 、0.07~0.61 $\mu mol \cdot g^{-1} \cdot h^{-1}$ 吗,和微生物生物量碳之间显著正相关,相关系数分别是0.73、0.71、0.78、0.87、0.81,和 Mg^{2+}/Ca^{2+} 之间显著负相关,相关系数分别是-0.59、-0.58、-0.60、-0.56、-0.54。可见,镁碱化会造成土壤有机质含量下降、微生物生物量变小、微生物活性降低、水解酶活性低下,镁碱化是导致土地生产力低下的原因之一。

关键词: 镁碱度; Mg^{2+}/Ca^{2+} ; 微生物生物量碳; 微生物熵; 精氨酸氨化率; 水解酶

中图分类号: S154.36

文献标识码: A

文章编号: 1674-5906(2010)09-2344-05

含有一定量的易溶性盐并且对植物正常生长产生影响的土壤统称之为盐渍土(salt affected soils)。根据盐分组成及其对土壤性质影响的不同,盐渍土可被分为盐(化)土和碱(化)土,而碱(化)土进一步可分为钠碱(化)土和镁碱(化)土。盐渍化对土壤的理化性质、微生物活性及植物生长会产生一系列的有害后果^[1-2]。已有的研究大多表明,盐化和钠碱化对土壤微生物及其酶的活性会产生抑制作用^[3-5]。尽管对盐(化)土和钠碱(化)土进行了大量的研究工作,但对镁碱(化)土的研究还相对很少。目前,还没有公认的对镁碱化盐渍土进行分类的土壤化学性质特征指标,以至于国际上主要的土壤化学论著中有关碱(化)土分类指标的部分只列示钠碱(化)土的分类指标而没有镁碱(化)土的分类指标^[6-7],有关镁碱度(Mg^{2+} alkalinity)对微生物活性及其水解酶的作用还知之甚少。

研究土壤微生物生物量及其活性,不但能揭示土壤物质代谢和肥力发展规律,而且对土壤生态环境的建设也有重要的理论参考价值。在以往的研究中,人们一直强调以土壤的理化特性作为研究目标。因此,国内学者一直把施肥对土壤肥力和作物产量的影响作为主要研究方向,而关于土壤微生物学特性方面的研究成果相对较少。近些年来,由于

认识到微生物在整个生态系统中的重要作用,已经有愈来愈多的研究集中于用土壤微生物参数来估计土壤的肥力和质量状况,这些参数包括土壤微生物生物量及其活性、各种酶活性以及微生物的多样性等。

以甘肃河西走廊疏勒河中游的镁碱化盐渍土为研究对象,探讨了镁碱化对土壤微生物生物量、精氨酸氨化率和水解酶的影响。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

发源于祁连山的疏勒河向北流出昌马峡形成昌马洪积冲积扇,扇缘潜水溢出带地势平坦,潜水埋深1~2 m,矿化度1 $g \cdot L^{-1}$ 左右,多属 $HCO_3^- - Mg^{2+}$ 型。年均温6.9 $^{\circ}C$,一月均温-10.5 $^{\circ}C$,七月均温21.6 $^{\circ}C$,年降雨量54.9 mm,自由水面蒸发量3 029.6 mm,蒸降比为55.2。植物群落的主要建群种有鸡爪草(*Phragmites australis*)和小冰草(*Agropyron cristatum* (L.) Gaertn.),间生有少量甘草(*Glycyrrhiza uralensis* Fisch. G. Glabra L.)和芨芨草(*Achnatherum splendens* Trin. Nevski)。

1.2 土壤采集

土样采集于2008年6月进行,在研究区域内选择了不同镁碱度的10个采样点,在每个采样点100

基金项目: 国家自然科学基金项目(30700104)

作者简介: 元炳成(1963年生),男,副教授,博士,主要从事土地管理和土壤生态学研究。E-mail: yuanbch@126.com

*通信作者: 黄伟(1968年生),男,副教授,博士,主要研究方向为土地资源管理。E-mail: hw_david@21cn.com

收稿日期: 2010-08-14

表1 土样采样点概况
Table 1 Environmental conditions of the sampling sites

采样点	优势植物种类	植被覆盖率/%	利用状况	潜水埋深/m	水矿化度/(g·L ⁻¹)	水化学类型
1	鸡爪芦苇、冰草、芨芨草	65	弃耕地	1.79	0.89	SO ₄ ²⁻ -HCO ₃ ⁻ -Na ⁺ -Mg ²⁺
2	鸡爪芦苇和冰草	15	荒草地	1.49	1.13	HCO ₃ ⁻ -Mg ²⁺
3	鸡爪芦苇和冰草	55	荒草地	1.67	0.97	HCO ₃ ⁻ -Mg ²⁺
4	鸡爪芦苇、冰草、芨芨草	70	弃耕地	1.83	0.91	SO ₄ ²⁻ -HCO ₃ ⁻ -Na ⁺ -Mg ²⁺
5	鸡爪芦苇和冰草	50	荒草地	1.64	0.99	HCO ₃ ⁻ -Mg ²⁺
6	鸡爪芦苇和冰草	50	荒草地	1.61	1.05	HCO ₃ ⁻ -Mg ²⁺
7	鸡爪芦苇和冰草	20	荒草地	1.59	1.12	HCO ₃ ⁻ -Mg ²⁺
8	鸡爪芦苇和冰草	15	荒草地	1.52	1.19	HCO ₃ ⁻ -Mg ²⁺
9	鸡爪芦苇和冰草	10	荒草地	1.31	1.37	HCO ₃ ⁻ -Mg ²⁺
10	鸡爪芦苇和冰草	10	荒草地	1.19	1.39	HCO ₃ ⁻ -Mg ²⁺

m的半径范围内取3个土样,每个土样是5个土钻样的混合样,采样点概况见表1。土壤理化性质用风干样分析,微生物和生物化学分析用田间含水土样进行。

1.3 化学性质分析

制备土水比1:2.5的土壤浸出液,用玻璃电极法测定pH。制备饱和土浆浸提液,并测定其可溶盐离子的浓度,Na⁺用火焰光度法,Ca²⁺和Mg²⁺用原子吸收光谱法,HCO₃⁻和CO₃²⁻用电位滴定法,SO₄²⁻用EDTA容量法,Cl⁻用硝酸银滴定法。交换性阳离子的测定在pH 8.2的条件下,以1 mol·L⁻¹ NaOAc作为交换剂,其提取液中的Na⁺和Mg²⁺的测定方法同上。交换性阳离子含量=NaOAc提取含量-饱和土浆含量。有机碳采用重铬酸盐氧化法,全氮采用Kjeldahl法。

1.4 微生物及生物化学分析

微生物生物量碳采用氯仿熏蒸提取法^[8]。微生物生物量碳= E_C/k_{EC} , E_C =熏蒸过的土样有机碳含量-未熏蒸土样的有机碳含量, $k_{EC}=0.38$ ^[8-9]。精氨酸氨化率用Alef等的方法测定^[10],培养时间3 h,温度24℃,脲酶、蛋白酶-BAA、蛋白酶-casein以及磷酸酶用Nannipieri等的方法测定^[11],β-葡萄糖苷酶用Masciandaro等的方法测定^[12]。

1.5 数据分析

表中数据为算术平均值,以24 h 105℃的烘干土质量为基础。数据的统计分析采用SPSS 13.0软件包。单因素方差分析的显著性用Tukey法检验,变量间的相关系数采用Pearson公式计算。

2 结果与讨论

2.1 土壤化学性质

从表2可见,土壤pH、镁碱度、Mg²⁺/Ca²⁺、HCO₃⁻+CO₃²⁻、钠碱度的变化范围分别是8.63~9.33、58.1%~77.9%,5.0~57.3、1.23~2.77 cmol·kg⁻¹,6.79%~11.60%。从表3可见,土壤pH和HCO₃⁻+CO₃²⁻、Mg²⁺/Ca²⁺及镁碱度显著正相关。

钠碱度低于15%,和pH没有明显的相关性,钠碱度不是土壤pH高的原因。该类土壤的高pH是由以下原因所致:土壤剖面中存在碳酸镁结核、土壤溶液的高Mg²⁺/Ca²⁺以及由此导致的土壤复合体的高镁碱度^[13]。镁碱化盐渍土的形成条件之一是浅层地下水中富含Mg²⁺,随着土壤的盐渍化,溶液中的Mg²⁺含量增加,土壤复合体的镁碱度提高,结果土壤产生镁碱化^[7]。Gupta^[14]报道过Mg²⁺在碱土形成过程中的作用。有事例表明在埃及当地地下水中的Mg²⁺/Ca²⁺很高的情况下,表层土壤可发生高度的Mg²⁺碱化。

镁碱度可表示土壤的镁碱化状况,但是,镁碱度的分析化验工作费时费力且容易出错,而土壤溶液的Mg²⁺/Ca²⁺和土壤的镁碱度之间有令人满意的相关关系,因而可用Mg²⁺/Ca²⁺代替镁碱度表示土壤的镁碱化状况。高镁碱度的土壤理化性质恶化,干时坚硬,湿时泥泞,通透性差,土壤结壳,和钠碱化土表现出的症状相似^[6]。通过使粘粒分散,Mg²⁺对土壤团聚体的稳定性产生不良影响^[15]。另外,Mg²⁺可使粘粒产生膨胀,破坏土壤团聚体。

2.2 微生物生物量及其活性

从表4可见,有机碳、全氮、微生物生物量碳、微生物熵、精氨酸氨化率的变化范围分别是6.4~18.5 g·kg⁻¹、0.41~1.20 g·kg⁻¹、23.1~351.9 mg·kg⁻¹、0.37%~2.52%,0.77~1.83 μmol·g⁻¹·d⁻¹,相互之间显著正相关。从表5可见,有机碳、全氮、微生物生物量碳、微生物熵、精氨酸氨化率与镁碱度和Mg²⁺/Ca²⁺之间存在显著的负相关关系,和镁碱度的相关系数分别为-0.52、-0.52、-0.55、-0.53、-0.39和Mg²⁺/Ca²⁺的相关系数分别为-0.52、-0.50、-0.59、-0.62、-0.65。可见,高镁碱度对土壤微生物的危害是显而易见的,尤其表现在随着镁碱度和Mg²⁺/Ca²⁺的升高,微生物熵不断地下降,平均微生物熵远低于Anderson和Domsch^[16]以及Sparling^[17]等人提出的值。

表2 0~20 cm 土壤化学性质指标
Table 2 Soil chemical properties in 0-20 cm

采样点	pH	镁碱度/%	Mg ²⁺ /Ca ²⁺	b(HCO ₃ ⁻ +CO ₃ ²⁻)/(cmol·kg ⁻¹)	钠碱度/%
1	8.80±0.53a	63.8±2.40ab	6.5±2.96a	1.40±0.23a	9.08±0.62ab
2	9.10±0.36a	71.6±0.76bc	27.5±5.55ab	2.15±0.21a	8.56±0.52ab
3	8.93±0.25a	63.9±4.43ab	10.3±2.99a	2.33±0.43a	8.82±0.18ab
4	8.63±0.15a	58.1±1.54a	5.0±1.31a	1.23±0.24a	11.60±0.34b
5	8.80±0.26a	63.0±3.51ab	12.9±3.74a	1.82±0.29a	9.92±0.49ab
6	9.03±0.32a	62.4±5.00ab	11.3±3.94a	1.76±0.46a	10.23±0.15ab
7	8.97±0.32a	69.4±1.55bc	18.6±3.48ab	1.42±0.26a	8.08±1.2ab
8	9.07±0.21a	66.7±3.69ab	25.2±5.96ab	1.99±0.31a	9.20±2.02ab
9	8.97±0.51a	77.9±3.50c	56.7±6.34b	2.19±0.40a	6.79±0.13a
10	9.33±0.12a	72.6±2.76bc	57.3±4.41b	2.77±0.21a	7.12±0.33a

平均值±SE, 根据单因素方差分析, 同一列数据中标示相同字母的数据在P<0.05水平上差异不显著

表3 0~20 cm 土壤化学性质指标间的Pearson相关系数
Table 3 Pearson correlation coefficients between chemical indices in 0-20 cm

	Mg ²⁺ /Ca ²⁺	镁碱度	HCO ₃ ⁻ +CO ₃ ²⁻	钠碱度	pH	SO ₄ ²⁻ /Cl ⁻
Mg ²⁺ /Ca ²⁺	1	**	**	NS	**	NS
镁碱度	0.84	1	**	NS	**	NS
HCO ₃ ⁻ +CO ₃ ²⁻	0.65	0.70	1	NS	**	NS
钠碱度	-0.24	-0.33	-0.10	1	NS	NS
pH	0.69	0.70	0.72	-0.27	1	NS
SO ₄ ²⁻ /Cl ⁻	0.33	0.26	-0.08	-0.27	0.05	1

*标示P<0.05; **标示P<0.01; NS标示不显著;

表4 0~20 cm 土壤有机碳、全氮、微生物生物量碳和精氨酸氨化率
Table 4 Soil organic C, total N, microbial biomass C and arginine ammonification rate in 0-20 cm

采样点	w(有机碳)/(g·kg ⁻¹)	w(全氮)/(g·kg ⁻¹)	w(微生物生物量碳)/(mg·kg ⁻¹)	微生物熵/%	精氨酸氨化率/(μmol·g ⁻¹ ·d ⁻¹)
1	12.4±1.82abc	0.98±0.05cd	311.6±47.9bc	2.52±0.05h	1.83±0.18e
2	14.7±1.10abc	0.79±0.09c	344.0±32.5c	2.33±0.07gh	1.76±0.10de
3	12.3±0.79abc	1.20±0.16d	263.1±13.9bc	2.15±0.08fg	1.65±0.15cde
4	18.5±2.09c	0.80±0.01c	351.9±56.7c	1.88±0.09ef	1.54±0.15cde
5	17.2±2.93bc	0.62±0.01abc	306.1±65.2bc	1.75±0.10e	1.43±0.22cde
6	12.6±0.90abc	0.64±0.03bc	159.0±11.0ab	1.26±0.06d	1.36±0.06bcd
7	14.4±2.89abc	0.28±0.01a	139.4±23.9ab	0.98±0.08cd	1.28±0.21bc
8	12.2±0.76abc	0.76±0.08c	86.0±9.4a	0.70±0.04bc	0.99±0.10ab
9	9.9±0.51ab	0.80±0.07c	47.3±5.5a	0.48±0.03ab	0.80±0.04a
10	6.4±0.45a	0.41±0.04ab	23.1±1.1a	0.37±0.02a	0.77±0.06a

平均值±SE, 根据单因素方差分析, 同一列数据中标示相同字母的数据在P<0.05水平上差异不显著

表5 0~20 cm 土壤化学性质、微生物生物量碳及其精氨酸氨化率之间的Pearson相关系数
Table 5 Pearson correlation coefficients between chemical indices, microbial biomass C and arginine ammonification rate in 0-20 cm

	有机碳	全氮	微生物生物量碳	微生物熵	精氨酸氨化率
Mg ²⁺ /Ca ²⁺	-0.52**	-0.50**	-0.59**	-0.62**	-0.65**
镁碱度	-0.52**	-0.52**	-0.55**	-0.53**	-0.39*
HCO ₃ ⁻ +CO ₃ ²⁻	-0.48**	-0.51**	-0.46*	-0.36	-0.34
钠碱度	0.21	0.30	0.22	0.12	0.33
pH	-0.46*	-0.48**	-0.47**	-0.37*	-0.32

*标示P<0.05; **标示P<0.01; NS标示不显著

精氨酸氨化率可指示土壤微生物的活性状况, 因为大多数的异养微生物具有内氮化能力, 且其氨化率和土壤微生物生物量及其活性密切相关^[18]。精

氨酸氨化率和镁碱度及 Mg²⁺/Ca²⁺ 之间的反向变化关系表明镁碱化对土壤微生物活性存在显著的抑制作用, 而这种抑制作用导致精氨酸氨化率随镁碱

度的升高显著降低。Rietz 等^[5]发现精氨酸氨化率随电导率的升高指数下降,随钠吸附比 SAR 及钠碱度 ESP 的增加而线性下降。盐渍土微生物活性的降低是该类土壤生产力低下的原因之一。

2.3 土壤水解酶活性

从表 6 可见,β-葡萄糖苷酶、磷酸酶、蛋白酶-casein、蛋白酶-BAA、脲酶的变化范围分别是 6.68~27.79 μmol·g⁻¹·h⁻¹、7.03~25.79 μmol·g⁻¹·h⁻¹、0.11~0.76 μg·g⁻¹·h⁻¹、0.05~0.48 μmol·g⁻¹·h⁻¹、0.07~0.61 μmol·g⁻¹·h⁻¹。从表 7 可见,水解酶与有机碳、微生物生物量碳、精氨酸氨化率显著正相关,与 Mg²⁺/Ca²⁺显著负相关,与镁碱度、HCO₃⁻+CO₃²⁻、pH 存在负相关关系。

和正常土壤相比,镁碱化盐渍土水解酶的活性很低^[19-20]。而且,镁碱度越高,水解酶的活性越低。部分原因可能是镁碱化使土壤微生物生物量减少且活性降低,从而导致土壤微生物产生的水解酶的数量减少。其次,土壤高浓度的盐可降低酶蛋白的溶解性。此外,盐还能破坏蛋白质的三级结构而使酶蛋白变性,而蛋白质的三级结构是酶发挥其功能所必需的^[4,21]。值得注意的是,镁碱化对水解酶的抑制作用是因酶而异的。即使在镁碱度较高时,水解酶的活性仍然是存在的。事实上,和非盐渍土中的同类酶相比,盐渍土中细菌酶的产生和活性对盐

的需求更高^[22]。镁碱化盐渍土水解酶的活性相互正相关,这表明虽然每一种水解酶都依赖于特定的底物且参与不同的生化反应,但是镁碱化对所有的水解酶都会产生抑制作用。酶的活性同土壤有机碳的含量正相关,就如同土壤微生物生物量及其活性与有机碳含量正相关一样^[23-25]。

3 结论

镁碱化导致土壤有机碳和全氮含量下降,对微生物群落和水解酶产生明显的抑制作用,使得微生物生物量减少、活性降低,这必然造成有机物质降解困难和 C、N、P、K 和 S 等元素矿化率下降,由此造成的土壤速效养分的不足进一步限制了土地生产力的提高。镁碱化是土壤发生退化的原因之一。

参考文献:

- [1] KEREN R. Salinity[C]//SUMNER M E. Handbook of Soil Science. Boca Raton: CRC Press, 2000: G3-G25.
- [2] LEVY G J. Sodidity[C]//SUMNER M E. Handbook of Soil Science. Boca Raton: CRC Press, 2000: G27-G63.
- [3] SARDINHA M, MULLER T, SCHMEISKY H, et al. Microbial performance in soils along a salinity gradient under acidic conditions[J]. Applied Soil Ecology, 2003, 23: 237-244.
- [4] ZAHARAN H H. Diversity, adaptation and activity of the bacterial flora in saline environments[J]. Biology and Fertility of Soils, 1997, 25: 211-223.
- [5] RIETZ D N, HAYNES R J. Effects of irrigation induced salinity and

表 6 0~20 cm 土层土壤水解酶活性
Table 6 Values of hydrolase activities in 0-20 cm

采样点	β-葡萄糖苷酶/(μmol·g ⁻¹ ·h ⁻¹)	磷酸酶/(μmol·g ⁻¹ ·h ⁻¹)	蛋白酶-casein/(μg·g ⁻¹ ·h ⁻¹)	蛋白酶-BAA/(μmol·g ⁻¹ ·h ⁻¹)	脲酶/(μmol·g ⁻¹ ·h ⁻¹)
1	27.79±2.35e	25.99±2.21e	0.76±0.04f	0.48±0.03f	0.61±0.03f
2	20.52±2.43de	16.15±0.81de	0.62±0.04ef	0.36±0.04ef	0.38±0.09ef
3	22.04±0.60cde	20.79±2.43cde	0.69±0.04ef	0.39±0.02ef	0.44±0.02def
4	25.90±0.75cde	23.82±1.42bcde	0.73±0.05def	0.45±0.02def	0.58±0.02def
5	18.99±1.91cde	18.57±1.73bcd	0.54±0.03cdef	0.31±0.03cde	0.42±0.04cde
6	17.69±2.51bcd	14.11±0.20abc	0.46±0.03bcde	0.25±0.04cd	0.31±0.0bcd
7	15.59±0.59abc	13.23±3.51abc	0.41±0.08bcd	0.20±0.03bc	0.28±0.02bcd
8	13.30±2.38abc	12.97±0.89abc	0.33±0.07abc	0.11±0.02ab	0.18±0.05abc
9	9.39±3.34ab	10.15±1.69ab	0.23±0.10ab	0.07±0.03a	0.12±0.02ab
10	6.68±0.52a	7.03±0.65a	0.11±0.01a	0.05±0.01a	0.07±0.01a

平均值±SD, 根据单因素方差分析, 同一列数据中标示相同字母的数据在 P<0.05 水平上差异不显著

表 7 0~20 cm 土壤化学和生物化学性质与水解酶的 Pearson 相关系数
Table 7 Pearson correlation coefficients between chemical and biochemical indices and hydrolases in 0-20 cm

	脲酶	蛋白酶-BAA	蛋白酶-casein	磷酸酶	β-葡萄糖苷酶
Mg ²⁺ /Ca ²⁺	-0.54**	-0.56**	-0.60**	-0.58**	-0.59**
镁碱度	-0.29	-0.34	-0.36*	-0.34	-0.39*
HCO ₃ ⁻ +CO ₃ ²⁻	-0.37*	-0.35	-0.22	-0.23	-0.38*
pH	-0.24	-0.28	-0.28	-0.32	-0.28
有机碳	0.52**	0.50**	0.43*	0.38*	0.51**
微生物生物量碳	0.81**	0.87**	0.78**	0.71**	0.73**
精氨酸氨化率	0.90**	0.93**	0.89**	0.83**	0.85**

*标示 P<0.05; **标示 P<0.01

- sodicity on soil microbial activity[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2003, 35: 845-854.
- [6] HINRICH L, BOHN B L, MCNEAL, et al. *Soil chemistry*[M]. John Wiley & Sons, inc, 2001: 35-40.
- [7] 王遵亲, 祝寿泉, 俞仁培, 等. *中国盐渍土*[M]. 北京: 科学出版社, 1993.
- WANG Zunqin, ZHU Shouquan, YU Renpei, et al. *Salt affected soils in China* [M]. Beijing: Science Press, 1993.
- [8] VANCE E D, BROOKES P C, JENKINSON D S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1987, 19: 703-707.
- [9] JOERGENSEN R G. The fumigation extraction method to estimate soil microbial biomass: calibration of the k_{EC} value[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1995, 28:25-31.
- [10] ALEF K, KLEINER D. Arginine ammonification[C]//ALEF K, NANNIPIERI P. *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. London: Academic Press, 1995: 238-240.
- [11] NANNIPIERI P, CECCANTI C, CERVELLI S, et al. Extraction of phosphatase, urease, protease, organic carbon and nitrogen from soil [J]. *Soil Science Society of American Journal*, 1980, 44 : 1011-1016.
- [12] MASCIANDARO G, CECCANTI B, GARCIA C. Anaerobic digestion of straw and piggery wastewaters II . Optimization of the process [J]. *Agrochimica*, 1994, 37: 195-203.
- [13] 田兆顺, 董汉章. 河西走廊镁质碱化盐渍土的初步研究[J]. *土壤*, 1977, 5: 233-240.
- TIAN Zhaoshun, DONG Hanzhang. Investigation on alkalinized magnetic soils in Hexi Corridor in Gansu Province[J]. *Soil*, 1977, 5: 233-240.
- [14] GUPTA R N. Development and morphology of Vindhyan soils. II Nature of exchangeable bases in the soil sequence of the upper Vindhyan plateau in Uttar Pradesh [J]. *Indian Journal of Agricultural Science*, 1958, 28 : 491-498.
- [15] ZHANG X C, NORTON L D. Effect of exchangeable Mg on saturated hydraulic conductivity, disaggregation and clay dispersion of disturbed soils[J]. *Journal of Hydrology*, 2002, 260: 194-205.
- [16] ANDERSON T H, DOMSCH K H. Ratios of microbial biomass C to total organic carbon in arable soils [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1989, 21 : 471-479.
- [17] SPARLING G P. Ratio of microbial biomass to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter [J]. *Australian Journal of Soil Research*, 1992, 30: 195-207.
- [18] ALEF K, KLEINER D. Arginine ammonification, a simple method to estimate microbial activity potentials in soils [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1986, 18: 233-235.
- [19] KLEIN T M, KOTHS J S. Urease, protease, and acid phosphatase in soil continuously cropped to corn by conventional or no tillage methods[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1980, 12 : 293-294.
- [20] BOLTON Jr H, ELLIOTT L F, PAPENDICK R I, et al. Soil microbial biomass and selected soil enzyme activities : effect of fertilization and cropping practices[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1985, 17:297-302.
- [21] FRANKENBERGER W T, BINGHAM F T. Influence of salinity on soil enzyme activities[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1982, 6: 1173-1177.
- [22] RENGPIPAT S, LOWE S E, ZEIKUS J G. Effect of extreme salt concentrations on the physiology and biochemistry of *Halobacteroides acetothylicus*[J]. *Journal of Bacteriology*, 1988, 170 : 3065-3071.
- [23] LI F M, SONG Q H, PATRICK K J, et al. Dynamics of soil microbial biomass C and soil fertility in cropland mulched with plastic film in a semiarid agro-ecosystem[J].*Soil Biology & Biochemistry*, 2004, 36: 1893-1902.
- [24] RAJANIEMI T K, ALLISON V J. Abiotic conditions and plant cover differentially affect microbial biomass and community composition on dune gradients[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2009, 41: 102-109.
- [25] WONG V N L, DALAL R C, GREENE R S B. Carbon dynamics of sodic and saline soils following gypsum and organic material additions: A laboratory incubation[J]. *Applied Soil Ecology*, 2009, 41: 29-40.

The effects of Mg^{2+} alkalinity on soil microbial and hydrolase activities

YUAN Bingcheng¹, HUANG Wei^{1*}, LI Fengcheng²

1. Beijing Normal University, Zhuhai Campus, Zhuhai Guangdong 519087, China; 2. Gansu Radio & TV University, Lanzhou 730030, China

Abstract: The effects of Mg^{2+} alkalinity on the size and activity of the soil microbial communities were investigated. Thirty soil samples were collected from 10 locations along the border area of the alluvial fan of Chang Ma of Shu Le He River in Hexi Corridor, Gansu Provinc. Soil pH, exchangeable Mg^{2+} percentage, Mg^{2+}/Ca^{2+} , $HCO_3^-+CO_3^{2-}$, exchangeable Na^+ percentage, soil organic C, total N, microbial biomass C, microbial quotient, arginine ammonification rate, β -glucosidase phosphatase, protease-casein, protease-BAA, urease were determined and the effects of the soil chemical indices on soil microbial and biochemical activities were analysed. Data analyses revealed that soil pH correlated positively with exchangeable Mg^{2+} percentage, Mg^{2+}/Ca^{2+} and $HCO_3^-+CO_3^{2-}$ ($r = 0.70, 0.69, \text{ and } 0.72$, respectively). Exchangeable Mg^{2+} percentage had a close positive correlation with Mg^{2+}/Ca^{2+} ($r = 0.84$). Soil organic C, total N, microbial biomass C, microbial quotient, arginine ammonification rate were $6.4\text{-}18.5 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, $0.28\text{-}1.20 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, $23.1\text{-}351.9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, $0.37\%\text{-}2.52\%$, $0.77\text{-}1.83 \mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$, respectively. These indices negatively correlated with Mg^{2+}/Ca^{2+} and the correlation coefficients were $-0.52, -0.50, -0.59, -0.62, -0.65$, respectively. β -glucosidase, phosphatase, protease-casein, protease-BAA, urease were $6.68\text{-}27.79 \mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$, $7.03\text{-}25.99 \mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$, $0.11\text{-}0.76 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$, $0.05\text{-}0.48 \mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$, $0.07\text{-}0.61 \mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$, respectively. The hydrolases had a positive correlation with microbial biomass C, and the correlation coefficients were $0.73, 0.71, 0.78, 0.87, 0.81$, respectively, but negatively correlated with Mg^{2+}/Ca^{2+} , and the correlation coefficients were $-0.59, -0.58, -0.60, -0.56, -0.54$, respectively. The results demonstrated that high Mg^{2+} alkalinity resulted in low soil organic C, a small microbial community with low microbiological activity, low hydrolase activity, thus leading to low soil productivity.

Key words: Mg^{2+} alkalinity; Mg^{2+}/Ca^{2+} ; microbial biomass C; microbial quotient; arginine ammonification rate; hydrolase