

基于地形校正后 Landsat 8 的土壤重金属反演研究

王海潇¹, 王勇辉^{1,2}

(1.新疆师范大学地理科学与旅游学院,新疆 乌鲁木齐 830054;2.新疆干旱区湖泊环境与资源实验室,新疆 乌鲁木齐 830054)

摘要:为快速地了解玛纳斯流域土壤中重金属的污染状况和潜在生态风险,在 Landsat 8 OLI 的基础上引入 DEM 数据进行地形校正,同时对地形校正后的反射率进行倒数、导数和对数等数学变换,从每种变换中筛选出与土壤各重金属相关性最高的波段构建土壤各重金属 PLSR 预测模型,并对研究区土壤重金属分布情况进行探索,并利用生态风险评价方法对研究区进行预警。结果表明:在 Landsat 8 的基础上,引入 DEM 数据对反射率进行地形校正,以 B1 波段反射率和重金属 Cu 为例,经过地形校正后的反射率值与实测土壤表层 Cu 含量的 R^2 从 0.46 提高至 0.52,表明地形校正后的表观反射率能够更好地反映土壤重金属状况;利用土壤各重金属的最佳预测模型分别反演相应的土壤重金属含量,并引入土壤重金属生态风险指数用于评价研究区的土壤重金属生态风险,研究表明土壤重金属风险等级总体上呈现从西南方向至东北方向逐渐减弱的趋势,其生态风险排序为恢复区(C 区)>退化区(B 区)>湖泊入海口(A 区);为了验证基于遥感的土壤重金属生态风险预警的预测精度,将研究区土壤重金属含量实测数据也通过重金属生态风险指数进行计算,两者结果较为一致,表明可以用遥感的手段来反演该研究区的重金属分布情况,同时研究区土壤重金属污染总体上处于轻警以上级别,生态服务功能已开始退化,应该加强对该地区的重金属污染进行治理。

关键词:土壤重金属;Landsat 8 OLI;地形校正;预警评估

中图分类号:X53 **文献标志码:**A

Inversion of Landsat 8 for soil heavy metals after terrain correction

WANG Hai-xiao¹, WANG Yong-hui^{1,2}

(1. College of Geographical Sciences and Tourism, Xinjiang Normal University, Urumqi, Xinjiang 830054, China

2. Xinjiang Laboratory of Lake Environment and Resources in Arid Zone, Urumqi, Xinjiang 830054, China)

Abstract: In order to quickly understand the pollution status and potential ecological risk of heavy metals in the Manas watershed, DEM data was introduced into Landsat 8 OLI for terrain correction, and mathematical transformations such as reciprocal, derivative, and logarithm were carried out. The PLSR prediction model of soil heavy metals was established by selecting the highest correlation between band reflectivity and concentration of heavy metals from each transformation. Additionally, the distribution of heavy metals in the study area was analyzed and using the ecological risk assessment method provided early warning for the study area. The results showed that: based on Landsat 8 OLI, the DEM data was introduced to correct the reflectivity. Taking the B1 band reflectivity and heavy metal Cu as an example, the coefficient of determination, R^2 , between the topographically corrected reflectance values and the measured soil Cu content increased from 0.46 to 0.52, which indicated that the apparent reflectance after topographic correction reflected the soil heavy metal condition better. The best prediction model for soil heavy metals was used to invert the corresponding soil heavy metal content, and the soil heavy metal ecological risk index was introduced to evaluate the soil heavy metal ecological risk in the study area. The risk level of heavy metals in soils generally showed a tendency to weaken gradually from southwestern region to northeastern area. The ecological

收稿日期:2017-10-25

修回日期:2017-12-11

基金项目:新疆维吾尔自治区科技计划项目:玛纳斯湖退化湿地生态恢复研究(201533109);自治区重点实验室开放课题:艾比湖湿地有机碳库研究(2016D03007);新疆师范大学博士启动基金:博斯腾湖北岸土壤地磁特性与重金属含量关系研究(xjnubs1523)

作者简介:王海潇(1993-),男,甘肃武威人,硕士研究生,研究方向为干旱区资源利用与环境演变。E-mail:690961215@qq.com

通信作者:王勇辉(1977-),男,新疆奎屯人,博士,副教授,主要从事干旱区环境利用研究。E-mail:wyhsd_3011@163.com

risk of the order: recovery area (C area) > degraded area (B area) > lake into the lake (A area). In order to verify the prediction accuracy of soil heavy metal ecological risk warning based on remote sensing, the measured data of soil heavy metal content in the study area was also calculated by the heavy metal ecological risk index that showed consistent results. As a result, the distribution of heavy metals in the study area could be estimated by means of remote sensing. The results also indicated that the heavy metal pollution in the study area was above the alarm level, the ecological function had begun to degrade and the treatment of heavy metal pollution in the area should be strengthened.

Keywords: soil heavy metals; Landsat 8 OLI; terrain correction; warning assessment

土壤中的重金属滞留时间较长而且很难降解,因而易在植物体内累积,进而通过整个食物链在人体中富集,造成潜在的健康风险^[1-2]。随着社会经济的快速发展,人为活动也成为土壤污染最主要的原因,工业生产、交通运输、矿业开采、农药滥用等均为增加土壤重金属含量的主要途径^[3-4]。近几年来,国内外学者对土壤重金属污染开展了广泛研究^[5-6]。传统的重金属原位监测技术精度较高,但需耗费大量的人力物力,无法适用于大范围重金属污染监测需求,而遥感技术具有快速、宏观的特性,表现出其他方法无法比拟的优点。如 Malley 和 Williams 利用湖泊沉积物的反射光谱快速预测重金属含量^[7];Ren 等^[8]对矿区农用地中的反射光谱与重金属进行研究,发现反射光谱对 As 和 Cu 元素有一定的指示性;吴昀昭等^[9]应用农田土壤光谱反射率估算土壤表层 Hg 元素的浓度;李巨宝等^[10]采用偏最小二乘方法,构建基于土壤反射光谱的 Se, N, Fe 含量预测模型。地表反射率表征地球表面对太阳辐射的反射能力,是揭示地物目标本质的最有用信息^[11],而不同地区的像元由于受太阳、大气和地形等多种因素的影响,接收到的太阳辐射有很大的差别,造成有些影像区处于阴影覆盖下,而另一些却处于过度感光状态^[12],导致了“同物异谱”和“异物同谱”现象的出现,这对地物信息提取造成了不利影响。地形校正可以消除由地形起伏而引起的像元反射率的变化,使像元反射率更好地反映地物光谱特性^[13]。目前利用地形校正模型消除地形影响,已成为目前高光谱遥感图像步入应用前的有效处理手段,郭云开等^[14]和穆悦等^[15]通过地形校正对地表反射率进行校正,并取得较好结果。因此本研究在 Landsat 8 OLI 数据的基础上引入地形校正,旨在提高研究区重金属反演精度。

玛纳斯湖湿地是干旱区典型的湿地,而土壤重金属严重地危害了湿地的生态安全。为了更好地提高重金属反演精度,本研究以 Landsat 8 OLI 数据为基础,利用 DEM 数据进行地形校正,并且对校正

后的反射率进行倒数、导数、对数等数学变换,从而分别建立 8 种重金属最优的 PLSR 预测模型,并对土壤重金属的空间分布及生态风险进行评价,进而更好地利用遥感数据对土壤重金属进行预测。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

玛纳斯湖湿地位于欧亚腹地新疆维吾尔自治区昌吉回族自治州境内,其所处位置属于温带大陆性干旱气候区,年平均气温 6℃,年降水量 100~150 mm,年蒸发量 3 500 mm 左右,是准噶尔盆地西部的一个构造沉降中心,是玛纳斯河地表径流的尾闾,湖体受玛纳斯河季节性水量补给变化而游移变动。玛纳斯湖是一个咸水湖,湖区位于坐标 86.0695°~86.3088°E,44.3741°~44.5196°N,湖的南北跨度有 28.62 km,东西跨度 21.40 km,湖区面积约 550 km²,平均深度约 6 m。在气候、地形和水文主要因素作用下,玛纳斯湿地地区形成以湖泊沼泽、冲洪积平原、湖积平原为主的地质地貌类型。

1.2 数据来源及数据处理

于 2015 年 11 月 10 日至 15 日在玛纳斯湖湿地区域内,选择了 3 个有代表性的区域,分别是湖泊入湖口(A 区)、退化区(B 区)和恢复区(C 区),每个区布设 9 个样点,共布设 27 个采样点,每个采样点采集 0~20 cm 土层土壤样本 2 个,共采集到 54 个土壤样本。将采集的样品在室内风干,剔除枯枝落叶、根茎、石子、动物残体等杂质,碾碎,用 100 目尼龙筛过筛后供测试用。土壤样品中 As 和 Hg 采用原子荧光法(AFS)测定;重金属 Cu、Mn、Cr、Pb、Co、Ni、Zn 采用离子体光谱(ICP)测定,将每个采样点的测定数据取平均值。为了与野外实测数据相结合,选择的影像数据为野外采样时间段内的 Landsat 8 OLI 遥感数据,获取时间为 2015 年 11 月 15 日,DEM 数据的来源为中国科学院数据中心的 ASTER GDEM 数据,分辨率为 30 m。

地形校正法是目前应用最为广泛的 C 校正模

型,前期数据处理包括几何精校正和 COST 模型大气校正,几何精校正误差(*RMS*)小于 0.5,然后用矢量边界进行裁剪。利用 DEM 数据在 ENVI 软件中计算得到坡度、坡向数据,同时为了消除大气散射和地表相邻点反射光折射造成的像元亮度值(DN 值)和太阳入射角 α 之间的余弦关系,本研究在二阶校正模型的基础上利用 IDL(Interactive data language)语言进行改进,并经过二次校正才能得到校正结果。

1.3 PLSR 模型的建立与验证

PLSR 集成了主成分分析、典型相关分析和普通多元线性回归 3 种方法的优点,克服了自变量之间的多重线性相关和样本数量小于波长变量的问题,使构建的模型更稳定,有助于多元数据统计分析^[16-17]。

本研究中随机选择 20 个样本作为建模集,剩余的 7 个样本作为验证集,并选择下列参数来评估模型的精度,包括建模集决定系数(Determination of coefficients, R_c^2)、预测集决定系数(Predicting determination of coefficients, R_p^2)、建模集均方根误差(root mean square error of calibration, $RMSEC$)、预测均方根误差(Root mean square error of prediction, $RM-$

SEP)。 R^2 越大,模型精度越高; $RMSEC$ 与 $RMSEP$ 表示模型的精确性,其值的大小与模型精度成反比^[18]。

1.4 生态风险预警评估方法

生态风险预警评估源于生态风险评价,更强调对生态系统可能存在风险的警示研究,狭义预警仅指对自然资源或生态风险可能出现的衰竭或危机而建立的报警,而广义预警则涵盖了生态风险的维护及防止危机发展的过程^[19-20]。对研究区土壤重金属进行生态风险预警评估采用 Rapant 等^[21]提出的生态风险指数法,属狭义预警,其表达式为:

$$I_{ER} = \sum_{i=1}^n I_{ERi} = \sum_{i=1}^n (C_{Ai}/C_{Ri} - 1)$$

式中, I_{ERi} 表示超过临界限量的第 i 种重金属生态风险指数, C_{Ai} 表示第 i 种重金属的实测含量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), C_{Ri} 表示第 i 种重金属的临界限量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), I_{ER} 表示待测样品生态风险指数。其中 C_{Ri} 采用新疆土壤背景值^[22]。

Rapant 等^[21]给出了相应生态风险划分标准,参考相关研究提出的生态风险程度描述^[23-24],将生态风险预警指数值与警度进行了概念关联^[25],如表 1 所示。

表 1 土壤生态风险预警综合判别标准

Table 1 Standard of soil ecological risk warning

风险等级 Risk level	风险指数 Risk index	预警类型 Warning type	风险程度描述 Description of risk level
1	$I_{ER} \leq 0$	无警 No warning	生态系统服务功能基本完整,生态环境基本未受干扰,生态系统结构完整,功能性强,系统恢复再生能力强,生态问题不显著,生态灾害少。 The ecosystem service function is basically complete; the ecological environment is basically undisturbed; the ecosystem structure is complete; the function is strong; the system has strong recovery and regeneration ability; the ecological problem is not significant; and the ecological disaster is less.
2	$0 < I_{ER} \leq 1.0$	预警 Warning	生态系统服务功能较为完善,生态环境较少受到破坏,生态系统尚完整,功能尚好,一般干扰下可恢复,生态问题不显著,生态灾害不大。 The ecosystem service function is relatively perfect; the ecological environment is less damaged; the ecosystem is still intact; the function is still good; the general disturbance can be restored; the ecological problem is not significant; and the ecological disaster is not big.
3	$1.0 < I_{ER} \leq 3.0$	轻警 Mild warning	生态服务功能已有退化,生态环境受到一定破坏,生态系统结构有变化,但尚可维持基本功能,受干扰后易恶化,生态问题显现,生态灾害时有发生。 The function of ecological services has been degraded; the ecological environment has been damaged; and the structure of the ecosystem has changed. However, basic functions can be maintained, and it is prone to deterioration after being disturbed. Ecological problems appear and ecological disasters occur.
4	$3.0 < I_{ER} \leq 5.0$	中警 Moderate warning	生态系统服务功能几乎崩溃,生态过程很难逆转,生态环境受到严重破坏,生态系统结构残缺不全,功能丧失,生态恢复与重建困难,生态环境问题很大,并经常演变为生态灾害。 The ecosystem service function has almost collapsed and the ecological process is difficult to reverse. The ecological environment has been severely damaged, the structure of the ecosystem is incomplete, the function is lost, the ecological restoration and reconstruction are difficult, the ecological environment is very problematic, and it often evolves into an ecological disaster.
5	$5.0 < I_{ER}$	重警 Heavy warning	生态系统服务功能严重退化,生态环境受到较大破坏,生态系统结构破坏较大,功能退化且不全,受外界干扰后恢复困难,生态问题较大,生态灾害较多。 The ecosystem service function is seriously degraded, the ecological environment is greatly damaged; the ecosystem structure is destroyed; the function is degraded and incomplete; the recovery is difficult after external disturbance; the ecological problem is large; and the ecological disaster is more.

2 结果与分析

2.1 反射率的地形校正

玛纳斯湖流域地势南高北低、沟壑相间的特点决定了局部微地形是影响研究区表观反射率、植被、土壤、气候等各方面地域分异的主要控制因素。由图1可知,以B1波段反射率和重金属Cu为例,经过地形校正后的B1波段的反射率值与27个实测土壤表层Cu含量的决定系数高于地形校正前, R^2 从0.46提高至0.52,拟合结果表明,利用DEM校正后的反射率反映土壤重金属Cu的效果较DEM校正前的好。

2.2 土壤反射率(反射率变换形式)与土壤各重金属含量相关性分析

将进行地形校正后的各波段反射率及其各种数学变换(倒数 $1/R$ 、对数 $\text{Log}R$ 、一阶微分 R')与各土壤重金属含量进行相关性分析,并且从各种数学变换中筛选出与各土壤重金属含量决定系数最大的波段,其相关性均达到0.01显著水平,结果如表2所示。从表2可知,相对于地形校正后原始反射率(R)而言,其倒数($1/R$)、对数 $\text{Log}R$ 与各重金属(除Pb以外)的相关性都有所提高,而一阶微分 R' 与Cu和Pb含量的相关性有所降低,与其余6种重金属的

相关性也有所提高。

2.3 土壤重金属反演模型建立与检验

2.3.1 单波段反演模型建立与检验 利用SPSS软件,选取与土壤各重金属含量相关性最好的波段作为自变量,分别建立土壤各重金属含量的单波段反演模型,如表3所示,其中各模型均达到0.01显著水平。表3中利用地形校正后第4波段反射率的倒数所构建的Cu含量的精度最高,其建模集决定系数(R_c^2)为0.59,建模集均方根误差($RMSEC$)为1.24,其预测集决定系数(R_p^2)为0.68,预测集均方根误差($RMSEP$)为1.21。在所有的重金属预测模型中,重金属Cr的预测模型精度最低,其建模集决定系数(R_c^2)为0.46,建模集均方根误差($RMSEC$)为0.82,其预测集决定系数(R_p^2)为0.54,预测集均方根误差($RMSEP$)为0.78。总体上,基于单波段的各重金属的预测模型均可用于相应重金属的预测。

2.3.2 PLSR反演模型的建立与检验 基于表2中各土壤重金属与反射率及其变换形式的相关性可知,从每一种变换中选择相关性最大的波段作为自变量,即每种重金属PLSR预测模型中各有4个自变量,各预测模型的预测精度如表4所示,其中除了Pb和Zn外各模型均达到0.01显著水平。由表4可知,在所有多波段的土壤各重金属PLSR预测模

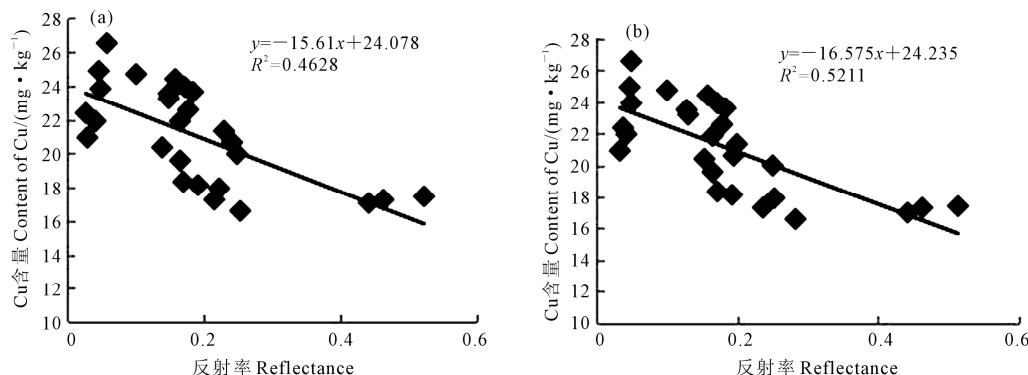


图1 土壤重金属Cu实测值和地形校正前(a)后(b)B1反射率拟合效果对比

Fig.1 Relationships between Cu content and reflectance of B1 before (a) and after (b) topographic correction

表2 反射率及其变换形式与各土壤重金属含量最大相关性及入选波段

Table 2 The maximum correlation coefficient of reflectivity and its transformation with soil heavy metals and the selected band

变换形式 Transformation form	波段及决定系数 Band and coefficient of determination	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Hg	As
R	波段 Band	2	1	4	3	4	1	2	4
	决定系数 R^2	0.41	0.52	0.41	0.24	0.51	0.42	0.43	0.44
$1/R$	波段 Band	1	1	3	1	2	2	4	3
	决定系数 R^2	0.45	0.59	0.51	0.55	0.48	0.45	0.47	0.56
$\text{Log}R$	波段 Band	2	1	4	3	1	3	5	6
	决定系数 R^2	0.42	0.57	0.43	0.46	0.35	0.52	0.49	0.51
R'	波段 Band	2	4	1	3	2	5	1	2
	决定系数 R^2	0.46	0.47	0.53	0.48	0.46	0.48	0.46	0.47

表 3 基于单波段的土壤各重金属预测模型

Table 3 Inversion model of soil heavy metals based on single band

重金属 Heavy metal	模型 Model	R_c^2	RMSEC	R_p^2	RMSEP
Cr	$y = 0.5297 \times R'_2 + 15.754$	0.46	0.82	0.54	0.78
Cu	$y = 0.4102 \times 1/R_1 + 10.854$	0.59	1.24	0.68	1.21
Mn	$y = 0.5022 \times R'_1 + 315.56$	0.53	22.14	0.58	19.87
Ni	$y = 0.8694 \times 1/R_1 + 1.6373$	0.55	0.35	0.63	0.30
Pb	$y = -35.011 \times R_4 + 29.457$	0.51	1.63	0.67	1.42
Zn	$y = 0.8245 \times \text{Log}R_3 + 10.485$	0.52	1.52	0.62	1.46
Hg	$y = -0.1343 \times \text{Log}R_5 + 0.299$	0.49	0.33	0.55	0.29
As	$y = -5.8173 \times 1/R_3 + 8.3936$	0.56	1.24	0.66	0.96

表 4 基于多波段的土壤各重金属 PLSR 预测模型

Table 4 PLSR inversion model of soil heavy metals based on multiband

重金属 Heavy metal	模型 Model	R_c^2	RMSEC	R_p^2	RMSEP
Cr	$y = 26.925668 - 14.325288 \times R_2 + 0.154748 \times 1/R_1 - 4.570916 \times \text{Log}R_2 - 2.483912 \times R'_2$	0.51	0.95	0.64	0.01
Cu	$y = 15.189952 - 8.584404 \times R_3 + 0.117074 \times 1/R_1 - 3.77882 \times \text{Log}R_2 - 6.22597 \times R'_4$	0.65	0.86	0.75	0.81
Mn	$y = 502.693985 - 176.853748 \times R_4 + 2.564895 \times 1/R_3 - 84.138947 \times \text{Log}R_4 - 122.44554 \times R'_1$	0.65	15.77	0.86	13.30
Ni	$y = 9.341395 - 1.06234 \times R_3 + 0.100029 \times 1/R_1 - 1.582559 \times \text{Log}R_3 - 1.19625 \times R'_3$	0.55	0.18	0.64	0.16
Pb	$y = 20.003103 - 14.675701 \times R_4 + 0.179273 \times 1/R_2 - 3.853822 \times \text{Log}R_1 - 8.997407 \times R'_2$	0.45	0.60	0.84	0.77
Zn	$y = 51.033498 - 56.780072 \times R_1 + 0.912831 \times 1/R_2 - 4.328712 \times \text{Log}R_3 - 63.220371 \times R'_5$	0.46	0.60	0.74	0.58
Hg	$y = 0.35867 - 0.146579 \times R_2 + 0.003047 \times 1/R_4 - 0.058982 \times \text{Log}R_5 - 0.137395 \times R'_1$	0.64	0.01	0.78	0.03
As	$y = 11.607486 - 6.855905 \times R_4 + 0.141597 \times 1/R_3 - 2.35438 \times \text{Log}R_6 - 6.885252 \times R'_2$	0.57	0.69	0.78	0.66

型中除了 Pb 和 Zn 外,其余模型精度相对于相应重金属的单波段预测模型均要高,其预测集决定系数提升 0.01~0.28,预测集均方根误差均存在下降趋势。其中基于地形校正后第 4 波段反射率 R_4 、第 3 波段反射率的倒数($1/R_3$)、第 4 波段反射率的对数 $\text{Log}R_4$ 和第 1 波段反射率的一阶导数 R'_1 所构建的 Mn 的 PLSR 的预测模型的精度最高,其建模集决定系数(R_c^2)为 0.65,建模集均方根误差(RMSEC)为 15.77,其预测集决定系数(R_p^2)为 0.86,预测集均方根误差(RMSEP)为 13.30。总体上,基于多波段的土壤重金属的 PLSR 模型比基于单波段的重金属预测模型更加适用于本研究区的重金属反演。

2.4 土壤重金属空间分布格局及生态风险预警评估

2.4.1 土壤重金属风险空间分布 利用表 4 中的各重金属的预测模型分别反演各重金属空间分布,同时根据表 1 将 I_{ER} 值按其大小分为 5 个等级以表示不同程度的风险程度,并利用 ARCGIS 制作了研究区 2015 年 11 月的土壤重金属风险等级分布图,如图 2 所示。

通过图 2 可知,研究区土壤重金属风险等级总体上呈现从西南方向至东北方向逐渐减弱的趋势,并且研究区土壤重金属污染总体上处于轻警以上级别,生态服务功能已开始退化,生态环境受到一定

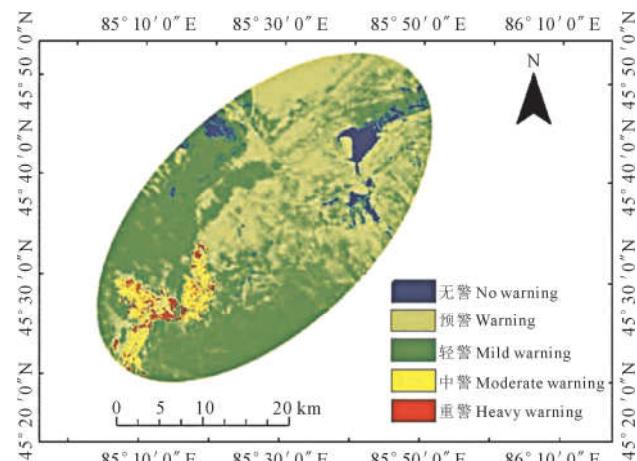


图 2 土壤重金属风险等级分布

Fig.2 Distribution map of risk grade of soil heavy metals

破坏,生态系统结构有所变化,但尚可维持基本功能,受干扰后易恶化,生态问题显现,应该加强对该地区的重金属污染的治理。

2.4.2 基于实测数据生态风险预警评估 为了验证土壤重金属遥感反演的精度,通过研究区采集的实测样点实测数据进行验证,并且通过对实测数据进行不同分区(A、B、C 三个区)来分析研究区重金属生态风险,基于实测数据的土壤重金属风险评价如表 5、表 6 所示。由表 5 可知,从单项指数看 Cr、

Cu、Mn、Ni、Pb、Zn、Hg、As 处于无警级的概率分别为 92.59%、77.78%、96.30%、3.70%、11.11%、48.15%、3.70%、25.93%，处于预警级的概率分别为 7.41%、7.41%、3.70%、96.30%、33.33%、40.74%、3.70%、74.07%，Cu、Pb、Zn 和 Hg 处于轻警级的概率分别为 11.11%、55.56%、3.70%、3.70%，其他元素均未出现轻警级的样点，处于中警级的重金属元素主要有 Cu 和 Hg，其概率分别为 3.70%、37.04%，处于重警级的重金属元素主要有 Zn 和 Hg，其概率分别为 4.41%、51.85%。其单项生态风险指数处于无警以上级别的风险概率大小顺序为 Hg=Ni>Pb>As>Zn>Cu>Cr>Mn。从综合指数看研究区 11.11% 的样点处在无警级别，属于最低生态风险，有 33.33% 的样点处于预警级风险，而样点落在轻警、中警、重警级风险的概率分别为 25.93%、18.52%、11.11%，由表 5、表 6 可知，属于重警级污染的样点主要分布在恢复区（C 区），并且研究区土壤重金属生态风险排序为：恢复区（C 区）>退化区（B 区）>湖泊入湖口（A 区）。

通过比较基于遥感的土壤重金属生态风险预警与基于实测值的土壤重金属生态风险预警可知，两者的分析结果较为一致，结果表明可以用遥感的手段来反演该研究区的重金属分布情况。

表 5 研究区重金属生态风险分级评价

Table 5 Grading evaluation for the ecological risk of the heavy metals in the study area

风险指数等级 Risk index level	综合指数 Comprehensive index							
	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Hg	As
$I_{ER} \leq 0$	25	21	26	1	3	13	1	7
$0 < I_{ER} \leq 1.0$	2	2	1	26	9	11	1	20
$1.0 < I_{ER} \leq 3.0$	0	3	0	0	15	1	1	0
$3.0 < I_{ER} \leq 5.0$	0	1	0	0	0	0	10	0
$5.0 < I_{ER}$	0	0	0	0	0	2	14	0
								3

表 6 研究区不同分区重金属生态风险分级评价

Table 6 Grading evaluation for the ecological risk of the heavy metals in the different study area

风险指数等级 Risk index level	A 区 Area of A	B 区 Area of B	C 区 Area of C
$I_{ER} \leq 0$	3	0	0
$0 < I_{ER} \leq 1.0$	5	3	1
$1.0 < I_{ER} \leq 3.0$	2	4	1
$3.0 < I_{ER} \leq 5.0$	2	1	2
$5.0 < I_{ER}$	0	1	2

3 结论与讨论

目前已有不少学者利用遥感技术对土壤重金属污染监测进行研究探索，并取得一定的成果^[26]，但是很少有研究会考虑去除地形对反射率的影响。本研究在 Landsat 8 的基础上，引入 DEM 数据对反射率进行地形校正，经过地形校正后的 B1 波段的反射率值与 27 个实测土壤表层 Cu 含量的决定系数高于地形校正前， R^2 从 0.46 提高至 0.52，拟合结果表明，利用 DEM 校正后的反射率反映土壤重金属 Cu 的效果较 DEM 校正前的好。诸多学者的研究表明，将反射率进行适当的数学变换可以有效抑制遥感影像中噪声对地物光谱的影响，改善反射率与土壤某些元素的相关性，提高模型反演精度^[27]，因此本研究在地形校正后原始反射率的基础上进行倒数、对数和导数等变换，研究发现相对于地形校正后原始反射率 (R) 而言，其倒数 ($1/R$)、对数 $\log R$ 与各重金属（除 Pb 以外）的相关性都有所提高，这与郭云开等^[28]的研究结果较为一致。

在重金属的反演模型中，基于多波段的 PLSR 预测模型整体上相对于单波段要好，同时利用土壤各重金属的最佳预测模型分别反演相应的土壤重金属含量，并引入土壤重金属生态风险指数用于评价研究区的土壤重金属生态风险并进行预警，研究发现研究区土壤重金属风险等级总体上呈现从西南方向至东北方向逐渐减弱的趋势，土壤重金属生态风险排序为恢复区（C 区）>退化区（B 区）>湖泊入湖口（A 区），这与实地验证情况较为一致，原因可能为 C 区为恢复区，靠近克拉玛依市，其受到克拉玛依市生活废水、工业生产废水、农业污水灌溉的影响，使得该区的土壤重金属风险高于 A 区和 B 区，而 A 区由于为湖泊如湖口，受到湖水对土壤的冲刷作用，使得土壤重金属风险最低。研究区土壤重金属主要来源可能是来自工业生产、生活用水中的重金属成分，这与刘娜等^[29]、马辉英等^[30]的研究结论基本一致。

为了验证基于遥感的土壤重金属生态风险预警的预测精度，将研究区土壤重金属含量实测数据也通过重金属生态风险指数进行计算，通过比较发现两者的分析结果较为一致，结果表明可以用遥感的手段来反演该研究区的重金属分布情况，同时研究区土壤重金属污染总体上处于轻警以上级别，生

态服务功能已开始退化,应该加强该地区的重金属污染治理工作。

参考文献:

- [1] Liu M, Yang Y, Yun X, et al. Concentrations, distribution, sources, and ecological risk assessment of heavy metals in agricultural topsoil of the Three Gorges Dam region, China [J]. Environ Monit Assess, 2015, 187(3):43-60.
- [2] Shirkhanloo H, Mirzahosseini S A H, Shirkhanloo N, et al. The evaluation and determination of heavy metals pollution in edible vegetables, water and soil in the south of Tehran province by GIS [J]. Archives of Environmental Protection, 2015, 41(2):64-74.
- [3] 李长春,张光胜,姚峰.新疆准东煤田五彩湾露天矿区土壤重金属污染评估与分析[J].环境工程,2014,32(7):142-146.
- [4] 陈洪,特拉津·那斯尔,杨剑虹.伊犁河流域土壤重金属含量空间分布及其环境现状研究[J].水土保持学报,2013,27(3):100-105.
- [5] 吴二威,赵甲亭,乔秀文,等.滹沱河水系沉积物重金属污染特征及其污染评价[J].石河子大学学报(自然科学版),2014,32(5):621-626.
- [6] 江萍,刘勇,李国雷.基于 BP 神经网络的油松林小气候的模型研究[J].石河子大学学报(自然科学版),2013,31(2):148-153.
- [7] Malley D F, Williams P C. Use of Near-Infrared Reflectance Spectroscopy in Prediction of Heavy Metals in Freshwater Sediment by Their Association with Organic Matter [J]. Environmental Science & Technology, 1997, 31(12):3461-3467.
- [8] Ren H Y, Zhuang D F, Singh A N, et al. Estimation of As and Cu contamination in agricultural soils around a mining area by reflectance spectroscopy: a case study [J]. Pedosphere, 2009, 19(06):719-726.
- [9] 吴均昭.南京城郊农业土壤重金属污染的遥感地球化学基础研究[D].南京:南京大学,2006.
- [10] 李巨宝,田庆久,吴均昭.滏阳河两岸农田土壤 Fe、Zn、Se 元素光谱响应研究[J].遥感信息,2005,(03):10-13.
- [11] 刘三超,张万昌,蒋建军,等.用 TM 影像和 DEM 获取黑河流域地表反射率和反照率[J].地理科学, 2003, 23(05):585-591.
- [12] 段四波,阎广建,穆西哈,等.基于 DEM 的山区遥感图像地形校正方法[J].地理与地理信息科学,2007, 23(06):18-22.
- [13] 宋巍巍,管东生,王刚.地形对植被生物量遥感反演的影响-以广州市为例[J].生态学报,2012, 32(23):7440-7451.
- [14] 郭云开,安冠星,谢琼,等.针对 SAIL 冠层模型的土壤背景反射率修正[J].测绘工程, 2017, 26(8):1-4.
- [15] 穆悦,安裕伦,王喆,等.不同地形校正模型计算地形复杂山区地表反射率的对比[J].山地学报,2015, 32(04):257-266.
- [16] 于雷,朱亚星,洪永胜,等.高光谱技术结合 CARS 算法预测土壤水分含量[J].农业工程学报,2016, 32(22):138-145.
- [17] 于雷,洪永胜,耿雷,等.基于偏最小二乘回归的土壤有机质含量高光谱估算[J].农业工程学报,2015, 31(14):103-109.
- [18] 薛利红,周鼎浩,李颖,等.不同利用方式下土壤有机质和全磷的可见近红外高光谱反演[J].土壤学报, 2014, 51(5): 993-1002.
- [19] 赵雪雁.西北干旱区城市化进程中的生态预警初探[J].干旱区资源与环境, 2004, 18(6):1-5.
- [20] 何焰,由文辉.水环境生态安全预警评价与分析-以上海市为例[J].安全与环境工程, 2004, 11(4):1-4.
- [21] Rapant S, Kordik J. An environmental risk assessment map of the Slovak republic:application of data from geochemical atlases[J]. Environmental Geology, 2003, 44(4):400-407.
- [22] 中国环境监测总站.中国土壤元素背景值[M].北京:中国环境科学出版社,1990:330-381.
- [23] 许学宏,纪从亮.江苏蔬菜产地土壤重金属污染现状调查与评价[J].农村生态环境, 2005, 21(1):35-37.
- [24] 左伟,王桥,王文杰,等.区域生态安全评价指标与标准研究[J].地理学与国土研究, 2002, 18(1):67-71.
- [25] 王登启.设施菜地土壤重金属的分布特征与生态风险评价研究[D].济南:山东农业大学, 2008.
- [26] 郭云开,曹小燕,谢琼,等.模拟多光谱的土壤重金属含量反演研究初探[J].测绘工程, 2015,(12):7-11.
- [27] 栾福明,张小雷,熊黑钢,等.基于 TM 影像的荒漠-绿洲交错带土壤有机质含量反演模型[J].中国沙漠,2014,34(4):1080-1086.
- [28] 马驰.基于 HJ-1A 高光谱影像的土壤盐碱化遥感研究[J].干旱区资源与环境, 2014, 28(2):180-185.
- [29] 刘娜,曾静,李旭,等.东洞庭湖湿地土壤重金属污染特征及潜在生态风险评价[J].农业现代化研究,2015,36(5):903-904.
- [30] 辉英,杨晓东,龚雪伟,等.乌鲁木齐市水磨河沿岸土壤重金属污染现状及评价[J].水土保持学报,2016,30(6):303-307.