

基于遥感和GIS方法的科尔沁沙地边界划定

闫 妍^{1,2,3}, 朱教君^{1,2}, 闫巧玲^{1,2}, 郑 晓^{1,2,3}, 宋立宁^{1,2}

(1. 森林与土壤生态国家重点实验室 中国科学院沈阳应用生态研究所, 辽宁 沈阳 110164; 2. 辽宁省生态公益林经营管理重点实验室, 辽宁 沈阳 110016; 3. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 基于已有文献, 依据科尔沁沙地的形成历史与早期分布, 确定科尔沁沙地的核心区; 以核心区为基础, 采用生态学取样方法, 选取与核心区边界相交的16个方向上的交叉点为样本, 以Landsat-5 TM影像为主要数据源, 采用光谱混合模型、穗帽变换等遥感和GIS方法, 通过反复试验设定阈值, 提取每个方向的分界特征, 据此勾画出科尔沁沙地的分界线。此后, 进行实地考察和Google Earth高清影像验证, 最终确定科尔沁沙地生态区域的边界。结果表明, 科尔沁沙地面积为 $52\,300 \pm 360\text{ km}^2$, 验证后精度在94%以上。研究结果为科尔沁沙地生态恢复与环境整治提供确切基础范围。

关 键 词: 生态学取样; 生态区域; 穗帽变换; 光谱混合分析; 科尔沁沙地

中图分类号: Q149 / TP753

文献标识码: A

文章编号: 1000-0690(2014)01-0122-07

生态区域(Ecoregion)是进行生态环境评估、生态系统恢复等的基本单位, 为分析复杂的环境问题提供了完整的结构单元^[1-3]。因此, 作为研究对象应有明确的范围。然而, 生态区域的边界多数并不是突变的, 具有过渡性和模糊性的特点^[4]; 从而致使边界的确定成为区划工作的难点^[5,6]。

科尔沁沙地位于半干旱-半湿润、农牧过渡带的交汇处, 是中国沙漠化防治的重点生态区域之一^[7]。然而, 该生态区域的范围和边界迄今尚未十分明确。在现有国内外相关文献中, 研究者多选取沙地核心的主要行政单位, 作为科尔沁沙地范围。这种区域范围不明确造成治理和恢复工程不能科学合理的布局与实施。鉴于此, 有必要对科尔沁沙地的范围和界线进行划定。

目前, 国内外对生态区域的划分主要包括定性和定量两种方法, 从最初进行定性的描述、专家判断^[1], 到选择多种指数(如气候^[8]、土壤、地形^[9]、土地利用等)进行多元聚类分析等定量的数学方法在水平尺度上确定生态区域的边界^[2,3]。但是, 科尔沁沙地是一个独立的生态区域, 无法实施至上而下的分区, 并且该区域内气候、地理因素有差异性, 通过聚类得出边界存在不合理性。

本文根据科尔沁沙地的特性, 借助Landsat-5 TM卫星遥感数据, 采用穗帽变换、光谱混合模型等技术, 结合地面调查, 对科尔沁沙地生态区域边界进行划分, 旨在探讨一种适合沙地快捷、有效的生态区域划分途径, 同时为沙地生态恢复提供确切基础。

1 研究方法

1.1 划分基础

1) 早期科尔沁沙地分布。科尔沁地区在漫长的历史时期中经历多次正逆交替的演化过程, 形成现在具有流沙、沙丘等类似沙漠景观的科尔沁沙地。其行政区划主要在内蒙古自治区的通辽市及赤峰地区, 还有少部分在吉林省的西部和辽宁省的西北部^[10](图1)。

2) 核心区的界定。20世纪80年代, 朱震达等对科尔沁沙地的沙丘分布进行调查, 得到早期科尔沁沙地最为自然的分布状态(图1)。但这并不是一个完整的区域, 而是呈离散分布的, 缺少明确的边界和范围。后续研究多以此分布为基础^[11,12], 或选取沙地核心的行政单位作为研究范围^[13,14]。经过30多年的发展, 沙地也在不断消长。因此, 有必要对

收稿日期: 2013-01-10; 修订日期: 2013-02-03

基金项目: 国家自然科学基金项目(31025007)资助。

作者简介: 闫 妍(1987-), 女, 河南驻马店人, 博士研究生, 主要从事遥感和GIS应用研究。E-mail: yanyan168166@163.com

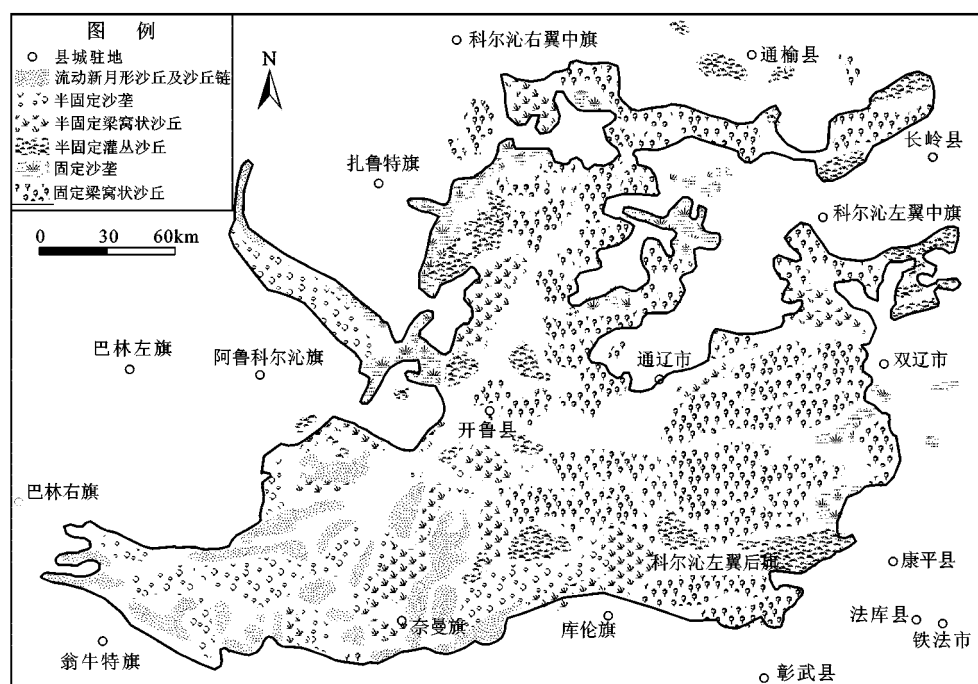


图1 科尔沁沙地分布(据文献[10]改编)

Fig.1 Distribution of Horqin Sandy Land

现在的科尔沁沙地有一个整体的和全新的认识。

基于以上认知,本研究以朱震达等调查的科尔沁沙丘分布为基础,考虑到完整性,沿沙丘外围将南部主体、北部与主体相连的离散部分连接起来,得到科尔沁沙地核心区位置(图1),核心区面积约为 $4.6 \times 10^4 \text{ km}^2$ 。核心区主要是科尔沁沙地的早期分布,为划定具体边界提供了必要的基础。

3) 选取样本与获取边界。科尔沁沙地处于半湿润向半干旱地区的过渡地带,气候、地理因素在区内分布有一定的差异性。因此,设计以核心区为中心,采用生态学系统取样方法,根据16个方位均匀向外延伸16条放射性样线。样线与核心区的交叉点作为样本点,计26个(图2)。样线和样点均匀分布,延伸到外围的各个方向,覆盖沙地的各种地貌和土壤类型,兼顾研究区的自然地理特征。

以每条样线上的样本点为中心,在相应方向上向内和向外扩展,运用多种判别方法找到各方向特征分界处。将这些连续的、由量变到质变的特征分界处连接起来即勾画出边界。

1.2 划分方法

将核心区叠加在TM影像上,以样本点为中心,分别向内和向外两个方向进行解译,直至辨识出各个样本点上的特征分界处。基于对研究区的

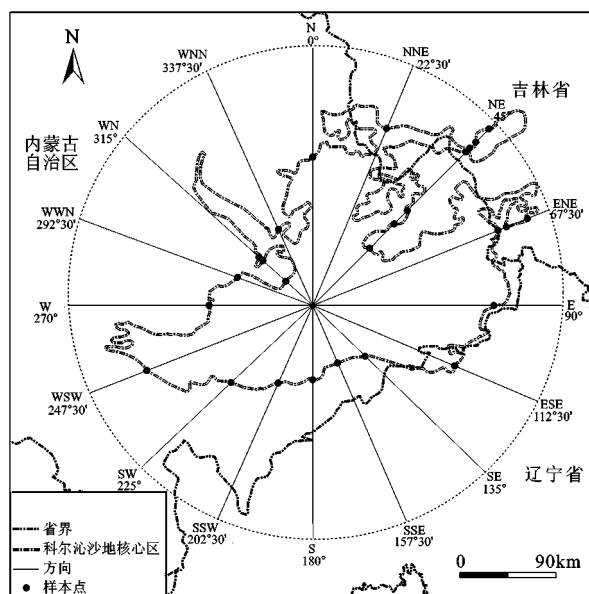


图2 基于核心区的样本点分布

Fig.2 Distribution of sample points based on the core region

经验认知和遥感影像的预处理结果,采用穗帽变换、光谱混合分析两种方法,分别针对南部和北部方向上的样本点进行辨识。对各方向上的样本点识别后,对相邻方向间的部分则沿着核心区边缘依次进行解译,从而得到整体的分界。

1) 数据获取及预处理。本研究选用2010 s的6景Landsat-5 TM影像为主要信息源。同时辅以研究区自然、社会、经济等方面的文字资料,土地利用类型图(2009年)及数字高程模型(DEM)等数据。

几何校正:以1:10万的地形图为基础,选取地面控制点在Erdas 9.2中进行几何校正,误差小于0.5个象元。之后用双线性内插法对影像进行重采样,象元大小为30 m。

辐射定标:由于TM图像象元的值是亮度值,在进行处理前把其转换为具有辐射意义的反射率值,具体公式为^[15,16]:

$$L_{\lambda} = G_{\text{gain}} \times D_{\text{DN}} + F_{\text{offset}} \quad (1)$$

其中, L_{λ} 是某个波段光谱辐射亮度, D_{DN} 是象元灰度值,增益(gain, 式中表示为 G_{gain})和偏移值(offset, 式中表示为 F_{offset})是头文件提供的偏差参数。然后利用公式(2)计算光谱反射率。

$$\rho = \pi L_{\lambda} d^2 / (E_{\lambda} \cos \theta) \quad (2)$$

式中, ρ 是地物反射率, d 为日地天文单位距离, E_{λ} 为波段 λ 处的太阳辐照度, θ 为成像时的太阳天顶角,从图像的头文件中读取。

2) 穗帽变换。是指在多维光谱空间中,通过线性变换、多维空间的旋转,将信息投影到多维空间的一个平面上。

对TM影像而言,经变换后的前3个分量就包含了影像的绝大多数信息^[17]。沙化土地在这3个分量上呈现一定的规律:表现为亮度分量较高,绿色、湿度分量较低^[18]。变换后的影像可突出沙地信息,使沙地与其他地物区分开来。

3) 线性光谱混合模型。由于受传感器空间分辨率的限制,一个象元内往往包含不同的地物

类型,其记录的是多种地物光谱信号特征的综合反映。在研究区的北部,盐碱地与沙地交错分布。为了更为精确的提取沙地信息,有必要进行混合象元的分离。

线性光谱混合模型是光谱混合分析中较常用、较成熟的方法^[19,20]。可用公式(3、4)表达为^[21]:

$$R_{i\lambda} = \sum_{k=1}^n f_{ki} C_{k\lambda} + \varepsilon_{i\lambda} \quad (3)$$

$$\sum_{k=1}^n f_{ki} = 1 \quad (k=1, 2, 3 \cdots n) \quad (4)$$

式中, $R_{i\lambda}$ 为第 λ 波段第 i 象元的光谱反射率; f_{ki} 为对应于 i 象元的第 k 个基本组分所占的分量值; $C_{k\lambda}$ 为第 k 个基本组分在第 λ 波段的光谱反射率; $\varepsilon_{i\lambda}$ 为第 λ 波段第 i 个像元对应的误差值; n 为基本组分的数目,需要满足 $n \leq m+1$, m 为波段数。

线性光谱混合模型常采用最小二乘法求解,结果以各组分的分量图和残余误差图像表示。

2 划分结果

2.1 穗帽变换结果

对东(E)90°、东南东(ESE)112°30′、南东(SE)135°、南南东(SSE)157°30′、南(S)180°、南南西(SSW)202°30′、南西(SW)225°、西南西(WSW)247°30′、西(W)270°这9个方向上的样本点(计9个)的影像进行穗帽变换,得到亮度、绿色及湿度这3个指数的分量图(图3,以亮度分量为例)。

变换后的影像分量中,沙地信息突出。根据沙地信息与亮度分量成正比(较亮),而与绿色和湿度均成反比(较暗)的特征,通过反复的人机交互试验,得出提取沙地的最佳经验阈值,即 $\text{SBI} >$

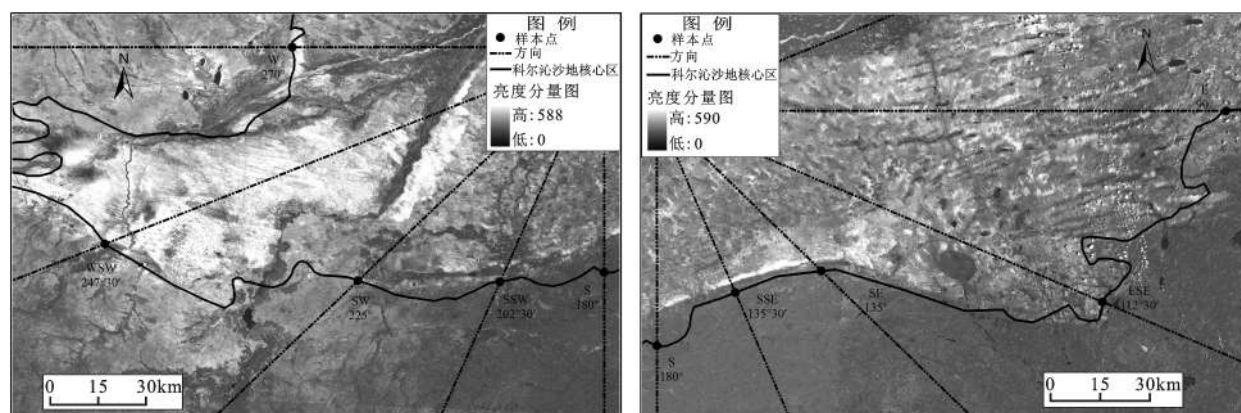


图3 9个方向样本点影像经穗帽变换后亮度分量

Fig.3 Component map of brightness after tasseled cap transformation of the sample points in nine directions

200, $GVI < 30$, $WVI < -50$ 。根据所设定的每个分量的阈值,对各分量图像进行阈值分割,得到相应的特征分界,在1:24 000的比例尺下勾画出边界线。

方向 $SW225^\circ$ 、 $SSW202^\circ30'$ 上,虽有较明显的景观差异特征,但是两种主要景观(沙地和农田)交错分布,不宜将两种景观机械分开。因此,考虑沙地景观的连续性和缀块性^[22,23],把一部分沙地内部的农田作为缀块,另一部分与主体相分离的则与沙地基底区分开。

2.2 线性光谱混合分析

1) 图像增强方法。为选取纯净象元,采用噪声最小化变换对TM图像进行增强^[24],消除原始影像各波段之间的高相关性。变换后的图像信息量集中于前2个分量波段,且前2个分量累计信息量占波段信息总量的83.45%,可以满足基本组分选取的需要。

2) 基本组分选取。常用的采集基本组分光谱信息的方法有两种:①从标准光谱库中选择已知的光谱,或通过实地光谱测量获得;②从影像自身的象元中获得,一般选择只包含一种地物的纯净象元。目前,多数研究采用后一种方法。

以方向 $ENE67^\circ30'$ 上的样本点为例,用MNF变换后的第1和第2分量建立二维散点图,同时将影像以 $4/3/2=R/G/B$ 假彩色合成方案显示。根据目视判读和野外考察资料,借助ENVI 4.8提供的N维散度分析法对纯净组分进行散度分析,确定沙地、植被、盐碱地3种典型的基本组分。基于对研究区的认知,这3个组分是多数象元的有效组成成分。

3) 线性光谱分解。确定基本组分后,采用线性光谱混合模型分解影像,结果见图4。

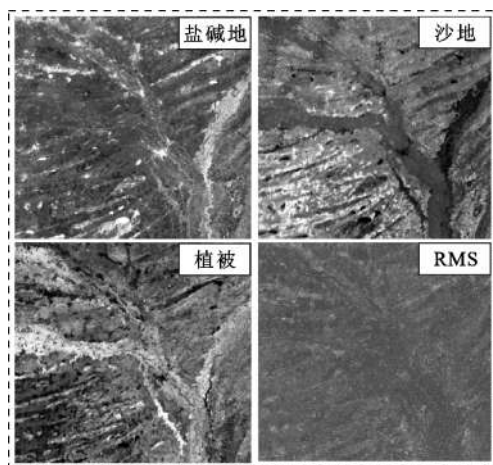


图4 线性光谱混合分解结果分量

Fig.4 Component maps of linear spectral unmixing results

对RMS误差图像进行分析,图像中较亮地区对应于影像中的部分薄云及少量阴影,其它区域的误差呈均匀状态分布。经统计,平均RMS误差约为0.027,说明整个图像混合光谱的分解具有较高的精度。同样的方法对北东($NE45^\circ$)、北北东($NNE22^\circ30'$)、北($N0^\circ$)、西北北($WNN337^\circ30'$)、西北($WN315^\circ$)、西西北($WWN292^\circ30'$)方向上的样本点进行光谱分解。根据分解结果,方向北东($NE45^\circ$)、北北东($NNE22^\circ30'$)、北($N0^\circ$)、西北北($WNN337^\circ30'$)的平均RMS误差均小于0.03且误差图像呈均匀分布,可以满足研究的需要。而方向西北($WN315^\circ$)、西西北($WWN292^\circ30'$)的分解结果误差较大,不适宜进行光谱分解。

混合光谱分解结果表示的是沙地、盐碱地、植被这3个基本组分在各象元中的比重,通过多次反复的对比,设定沙地分量比重 >0.7 ,盐碱地分量比重 <0.15 ,植被分量比重 <0.7 阈值。根据所确定的阈值,在分量图像上进行阈值分割,进而勾画出边界。

方向西北($WN315^\circ$)、西西北($WWN292^\circ30'$)不宜进行光谱分解,因这两个方向基本没有盐碱地,这两个方向上样本点特征分界,直接利用已有的土地利用类型图进行特征判断。

2.3 野外调查与验证

1) 地面调查。2012年5和7月分别展开两次地面调查(图5)。包括南西($SW225^\circ$)、南南西($SSW202^\circ30'$)、南($S180^\circ$)、南南东($SSE157^\circ30'$)、南东($SE135^\circ$)、东南东($ESE112^\circ30'$)、东($E90^\circ$)、东北东($ENE67^\circ30'$)、北东($NE45^\circ$)、北北东($NNE22^\circ30'$)、北($N0^\circ$)等11个方向。

实地考察路线与室内划定的边界共有30个交

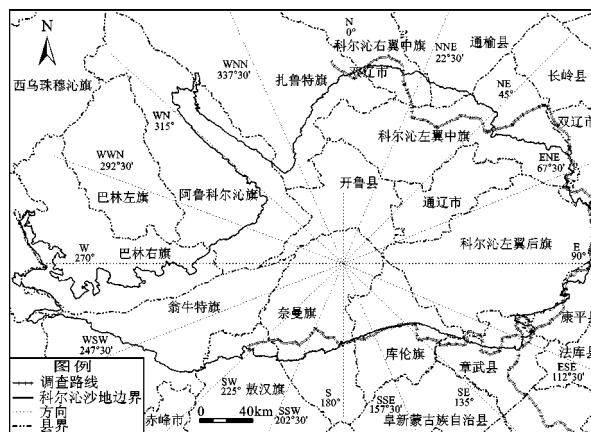


图5 野外调查路线

Fig.5 Map of field survey route

叉点,考察中着重对这30个交叉点进行验证。通过对地面景观的观察,发现分界的两边有较明显的景观异质性。实际调查得出的分界与影像的特征分界基本一致,但是也有1点与地面调查有偏离,需做出相应调整。

2) 高清影像验证。由于边界分布范围较广,而地面调查范围有限,因此借助 Google Earth 提供的高清影像对剩余5个方向的边界进行补充验证。由于高清影像空间分辨率较高,这5个方向7个样本点的分界均可较清晰的辨认。通过验证,室内判读结果与实地分界保持一致。

用上述方法,针对不同方位采用不同的划分方法,并结合地面调查与高清影像的验证,对结果进行调整,最终得到科尔沁沙地边界及范围(图6)。

3 结论与讨论

以科尔沁沙地核心区为基础,采用生态学取样的方法,在平面16个方位上选取均匀分布的样本点。运用穗帽变换、线性光谱混合模型等遥感和GIS技术,辅以土地利用现状类型图和DEM数据^[25,26],找到分界特征和阈值,这些连续的、由量变到质变的分界特征的延续,即为科尔沁沙地的边界。据此划定的科尔沁沙地面积约为 $5.26 \times 10^4 \text{ km}^2$ (图6、7)。

利用地面调查和 Google Earth 高清影像对边界进行验证中,地面调查验证了11个方向;调查路线与边界的30个交叉点中,29个点与遥感解译方

法获取边界一致,精度高达97%。使用 Google Earth 对剩余5个方向进行补充验证,验证结果与室内判读结果基本一致。划分结果只对个别有偏离的边界进行微调,最后得到的总体精度为94%以上。

但是,在解译过程中难免存在一些误差:① 穗帽变换后运用人机交互的方法选择最佳经验阈值,人为主观经验选取对判别结果会产生一定的影响;② 象元纯度、基本组分类型的选取等因素会影响光谱混合模型的分解精度;③ Google Earth 高清影像精度有限,采用该方法检验仍存在误差;④ 由于TM影像分辨率为30 m,可提取的最小图斑约为 6×6 个象元。因此,每个方向上的误差按照 $6 \times 30 \text{ m}$ 计算,经GIS空间缓冲区分析后,取均值为 360 km^2 。

在上述确定范围的基础上,考虑到科尔沁地区所处的宏观地貌结构,根据研究区及周围的永久地貌特征,如大兴安岭南段东侧山地,乌力吉木仁河、西辽河等,对西西北(WWN) $292^\circ 30'$ 、西北北(WNN) $337^\circ 30'$ 、北(N) 0° 、东(E) 90° 等方向上的分界进行相应的调整。依据自然地理特征,得出一个相应的区域。最终确定后的科尔沁沙地面积为 $5.23 \times 10^4 \text{ km}^2$ (见图7)。

沙地生态系统是一个不断发展变化的系统,该系统一方面受人类干扰(如过度农垦、过度放牧等),使得生态环境不断退化;另一方面,为治理沙化土地,展开了相应的治理措施,不断逆转沙化

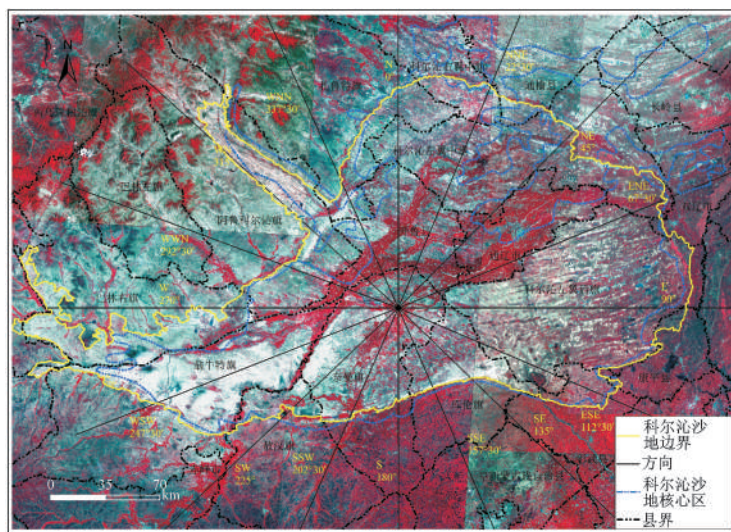


图6 基于遥感和GIS方法的科尔沁沙地边界划分结果

Fig.6 Demarcation results for the boundary of Horqin Sandy Land based on remote sensing and GIS technique

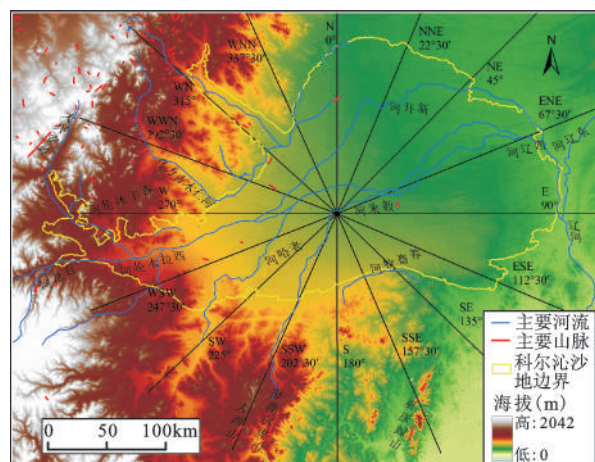


图7 科尔沁沙地生态区域分界范围

Fig.7 Boundary range of Horqin Sandy Land ecological region

土地的扩展。因此,科尔沁沙地的边界也是不断发展变化的。根据本研究采用的方法所确定的边界在短期内具有有效性,但是,由于该方法具有可重复操作性,可在一定时期后重复使用该方法进一步确定沙地生态区域的边界。

本研究通过遥感和GIS技术、采用生态取样划分生态区域的思路和方法易于操作,经过验证,精度较高,可为类似的生态区域划定提供参考。

参考文献:

- [1] Bailey R G. Identifying ecoregion boundaries[J]. Environmental Management, 2004, **34**: S14-S26.
- [2] Hargrove W W, Hoffman F M. Potential of multivariate quantitative methods for delineation and visualization of ecoregions[J]. Environmental Management, 2004, **34**(Suppl): S39-60.
- [3] Kumar J, Mills R T, Hoffman F M, et al. Parallel k-Means clustering for quantitative ecoregion delineation using large data sets[J]. Proceedings of the International Conference on Computational Science, 2011, **4**: 1602-1611.
- [4] Williams K J, Low-Choy S, Rochester W, et al. Expert knowledge and its application in landscape Ecology[M]. New York: Springer, 2011.
- [5] Hargrove W W, Hoffman F M. Using multivariate clustering to characterize ecoregion borders[J]. Computing in Science & Engineering, 1999, **1**(4): 18-25.
- [6] 郑 度, 欧 阳, 周成虎. 对自然地理区划方法的认识与思考[J]. 地理学报, 2008, **63**(6): 563-573.
- [7] 王 涛. 我国沙漠化研究的若干问题——3. 沙漠化研究和防治的重点区域[J]. 中国沙漠, 2004, **24**(1): 3-11.
- [8] 杜海波, 吴正方, 李 明. 近50年东北地区生态地理界线的代

际变化[J]. 地理科学, 2011, **31**(9): 1144-1150.

- [9] 马士彬, 安裕伦. 基于 ASTER GDEM 数据喀斯特区域地貌类型划分与分析[J]. 地理科学, 2012, **32**(3): 368-373.
- [10] 朱震达, 吴 正, 刘 恕, 等. 中国沙漠概论(修订版)[M]. 北京: 科学出版社, 1980.
- [11] 裘善文. 试论科尔沁沙地的形成与演变[J]. 地理科学, 1989, **9**(4): 317-328.
- [12] 张柏忠. 北魏至金代科尔沁沙地的变迁[J]. 中国沙漠, 1991, **11**(1): 36-43.
- [13] 邹受益, 张景龙, 冯政夫等. 科尔沁沙地荒漠化土地初析[J]. 中国沙漠, 2001, **21**(1): 79-81.
- [14] 周德成, 赵淑清, 朱 超. 退耕还林还草工程对中国北方农牧交错区土地利用/覆被变化的影响——以科尔沁左翼后旗为例[J]. 地理科学, 2012, **32**(4): 442-449.
- [15] Teillet P M, Barker J L, Markham B L, et al. Radiometric cross-calibration of the Landsat-7 ETM⁺ and Landsat-5 TM sensors based on tandem data sets[J]. Remote Sensing of Environment, 2001, **78**: 39-54.
- [16] Chander G, Markham B L, Helder D L. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM⁺, and EO-1 ALI sensors[J]. Remote Sensing of Environment, 2009, **113**(5): 893-903.
- [17] 陈述彭, 赵英时. 遥感地学分析[M]. 测绘出版社, 1990.
- [18] 贾树海, 韩志根, 吕默楠, 等. 基于决策树的辽宁省北部沙漠化信息提取研究[J]. 生态环境学报, 2011, **20**(1): 13-18.
- [19] Piwowar J M, Peddle D R, LeDrew E F. Temporal mixture analysis of Arctic Sea ice imagery: A new approach for monitoring environmental change[J]. Remote Sensing of Environment, 1998, **63**(3): 195-207.
- [20] Roberts D A, Gardner M, Church R, et al. Mapping chaparral in the Santa Monica Mountains using multiple endmember spectral mixture models[J]. Remote Sensing of Environment, 1998, **65**(3): 267-279.
- [21] Zhou X, Folving S. Application of spectral mixture modeling to the regional assessment of land degradation a case-study from Basilicata, Italy[J]. Land Degradation and Rehabilitation, 1994, **5**(3): 215-222.
- [22] Forman R T T, Godron M. Patches and structural components for a landscape ecology[J]. Bioscience, 1981, **31**(10): 733-740.
- [23] 郭建国, 李百炼, 伍业钢. 缀块性和缀块动态(I). 概念与机制[J]. 生态学杂志, 1992, **11**(1): 43-47.
- [24] Van der Meer F, De Jong S M. Improving the results of spectral unmixing of Landsat Thematic Mapper imagery by enhancing the orthogonality of end-members[J]. International Journal of Remote Sensing, 2000, **21**(15): 2781-2797.
- [25] 陈永刚, 汤国安, 周 毅, 等. 基于多方位DEM地形晕渲的黄土地貌正负地形提取[J]. 地理科学, 2012, **32**(1): 105-109.
- [26] 肖 飞, 杜 耘, Parrot J F, 等. 基于DEM的平原区人工微地貌数字提取方法探讨[J]. 地理科学, 2011, **31**(6): 647-653.

Demarcation of the Horqin Sandy Land Boundary Based on Remote Sensing and GIS Technique

YAN Yan^{1,2,3}, ZHU Jiao-jun^{1,2}, YAN Qiao-ling^{1,2}, ZHENG Xiao^{1,2,3}, SONG Li-ning^{1,2}

(1. State Key Laboratory of Forest and Soil Ecology, Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang, Liaoning 110164, China; 2. Liaoning Key Laboratory for Management of No-commercial Forests, Shenyang, Liaoning 110016, China; 3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Horqin Sandy Land is one of the key regions for desertification prevention and control in China. However, there is lack of exact boundary of Horqin Sandy Land at present. Subsequently, the control and recovery process of environment in this region is affected. Based on both the existing literatures and the formation history and earlier distribution of the Horqin Sandy Land, the core region of the area was first determined in the present study. Then, 26 intersections for the boundary of the core region from 16 directions were taken as the samples using the ecology sampling method. Remote sensing and GIS methods such as linear spectral mixing model and tasseled cap transformation were adopted to process the Landsat-5 TM images in the study area. Three components after tasseled cap transformation (i.e. brightness, greenness and wetness) were used to identify the sample points in the southern nine directions. Based on multiple replication tests, optimal thresholds were selected by obtaining the demarcation characteristics of each intersection sample and the exact boundary of Horqin Sandy Land was delineated accordingly. The linear spectral mixing model was applied in the northern directions because the sandy land and saline-alkali soil were distributed crossly. Combined with the optimal thresholds, the northern part boundary was delineated accordingly. However, this method was inapplicable to two directions and the thematic map of land use types was used to explore the demarcations. Subsequently, field investigation, high resolution images provided by Google Earth and the permanent geomorphology features were combined to confirm each direction of the final boundary of Horqin Sandy Land. According to the verification, the boundary was adjusted slightly. The results showed that the area of Horqin Sandy Land was $52\,300 \pm 360\text{ km}^2$ with the verification accuracy greater than 94%. The errors were caused mainly by the set of threshold values, precision of spectral unmixing results and the resolution of images. The achievements in the present provide the reference to eco-regionalization and environment monitor and ecological restoration in the definite confines in Horqin Sandy Land.

Key words: ecology sampling; ecological regions; tasseled cap transformation; spectral mixing analysis; Horqin Sandy Land