DOI: 10.5846/stxb201903140484
王超,董少刚,贾志斌,夏蔓宏,侯庆秋.草原露天煤矿区植被对地下水位埋深变化的响应.生态学报,2020,40(19):6925-6937.
Wang C, Dong S G, Jia Z B, Xia M H, Hou Q Q.Responses of vegetation to depth to the groundwater table in the grassland open-pit coal mine area.Acta Ecologica Sinica,2020,40(19):6925-6937.

草原露天煤矿区植被对地下水位埋深变化的响应

王 超[1,2],董少刚[1,2,*],贾志斌[1],夏蔓宏[1],侯庆秋[1]
1 内蒙古大学 生态与环境学院, 呼和浩特 010021
2 内蒙古自治区河流与湖泊生态重点实验室, 呼和浩特 010021

摘要:草原采矿活动疏排地下水导致区域地下水位下降,植被退化严重。明确草原采矿活动影响区域地下水位埋深的强度和范围,确定影响植被生长的地下水位埋深阈值,对草原矿区生态环境保护有着重要意义。以呼伦贝尔草原伊敏露天煤矿为例,利用遥感方法,建立采矿前后区域地下水埋深变化与 NDVI 的定量响应关系;通过样方调查,确定研究区植被群落随地下水位埋深变化的演替模式,分析草原矿区地下水位变化对草原植被类型、物种丰富度、植被覆盖度、地上生物量和综合优势比的影响;结合两种方法,确定维持研究区植被正常生长的地下水位埋深阈值。其结果如下:从柴达敏诺尔湖至采坑边缘,地下水位埋深从 0 m 逐渐下降至 60 m,植被群落演替为盐化草地→典型草原→退化典型草原→退化草甸草原→盐化草甸草原;研究区最适宜植被生长的地下水位埋深约为 1 m;1—30 m 为维持研究区植被正常生长的阈值地下水位埋深。最后根据以上结论,将研究区划分为地下水开发的一级敏感区、二级敏感区和三级敏感区,针对不同敏感区提出了不同的地下水开发政策,以防止采矿活动疏排地下水引起草原退化。

关键词:地下水;植被;露天煤矿;NDVI;综合优势比

Responses of vegetation to depth to the groundwater table in the grassland open-pit coal mine area

WANG Chao[1,2], DONG Shaogang[1,2,*], JIA Zhibin[1], XIA Manhong[1], HOU Qingqiu[1]
1 *College of Ecology and Environment, Inner Mongolia University, Hohhot* 010021, *China*
2 *Lake Ecology & Ministry of Education Key Laboratory of Ecology and Resource Use of the Mongolian Plateau, Hohhot* 010021, *China*

Abstract: The drainage of groundwater caused by grassland mining activities leads to the decrease of groundwater level, which caused a dramatic degradation of grassland vegetation in surounding area. Understanding how grassland mining activities impact on the intensity and range of groundwater depth, determining threshold of depth to the groundwater table for vegetation growth would be a crucial prerequisite to protect the ecological environment of grassland mining area. In this study, Yimin open-pit coal mine in Hulun Buir grassland was investigated as an example. By introducing remote sensing method, the quantitative response relationship between depth to the groundwater table and Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) before and after mining was established. How the composition of vegetation community change to the groundwater level and how the depth to the groundwater table influence the vegetation in terms of types, species richness, vegetation coverage, aboveground biomass and summed dominance ratio in grassland mining areas was determined by analyzing the data of sample survey. Further, combined with the results from two methods, the threshold of depth to the groundwater table for maintaining the normal growth of vegetation in the study area was determined. The results are as

基金项目:国家自然科学基金项目(41562020, 41702251);内蒙古自治区研究生科研创新资助项目(10000-16010109-29);内蒙古自治区自然科学基金(2018MS04004)
收稿日期:2019-03-14; **网络出版日期**:2020-07-31
* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: groundwater@163.com

follows: From Chedaminol Lake to the edge of the mining pit, the depth to the groundwater table decreased gradually from 0 m to 60 m, and the vegetation community was successively from salinized grassland to typical grassland to degraded grassland to degraded meadow grassland to salinized meadow grassland. A depth to the groundwater table of about 1 m was most suitable for growing vegetation; A depth to the groundwater table of 1—30 m was the threshold to maintain the normal vegetation growth in the study area. Finally, according to the above conclusion, the study area is divided into the first sensitive area, the second sensitive area and the third sensitive area and corresponding policy recommendations were proposed for different sensitive areas.

Key Words: groundwater; vegetation; open-pit coal mine; NDVI; summed dominance ratio

内蒙古草原生态系统是构筑北方生态安全屏障的重要组成部分,对区域生态环境功能发挥着极其重要的作用[1]。随着草原煤矿开采强度和规模的逐年增大,草原矿区周围浅层地下水逐渐被疏干,强烈改变了地下水赋存环境[2]。地下水是影响植被生长、分布的关键因子,当地下水位下降至一定深度时,植被可能遭受水分胁迫[3],造成其地上、地下生物量[4-6]及其生理特性[7-9]上的改变,甚至影响其存活率[10]。当地下水位埋深过浅时,植物可能遭受盐分胁迫[11-13]和缺氧胁迫。为了确定适宜植被生长的地下水位埋深,研究者们提出了生态地下水位埋深[14]等概念,同时利用遥感和统计学方法,建立不同地貌类型下地下水-植被相互响应关系[15-20]。

传统的样方调查方法是了解区域植被动态变化、分析植被与地下水之间关系的重要手段之一[21-22]。而近年来,遥感技术因其信息量大、时效强和覆盖范围广的特点,也正逐渐被广泛应用于探究大尺度空间区域内地下水-植被响应关系的研究中来[23-24]。基于 MODIS NDVI 数据,金晓媚对柴达木盆地[25]、银川平原[26]、海流兔河流域[27]、黑河下游地区[28]植被与地下水位埋深的关系进行了分析,建立了利用遥感方法分析地下水-植被关系的典型模式。张茂省[29]采用生态-水文地质调查与遥感定量分析相结合的方法,建立了陕北能源基地地下水位埋深与植被生态的依存关系,确定了影响植被生态的地下水位阈值和生态环境效应敏感性区划。但目前对地下水-植被响应关系的研究仅局限于探究大尺度空间区域内二者的响应关系,缺乏时间跨度上的动态对比分析。

本文以呼伦贝尔草原伊敏露天煤矿为例,结合野外样方调查和遥感技术两种方法,探究近 30 年来草原露天煤矿开采疏排地下水导致的地下水位下降对区域植被的影响。以求建立更加完善的地下水-植被响应分析方法,更深刻地认识露天采矿活动对生态地质环境的影响,同时为防止草原退化以及草原煤矿区生态重建工作提供科学的依据。

1 研究区概况

1.1 研究区位置

华能伊敏煤电有限责任公司露天矿隶属内蒙古自治区呼伦贝尔市鄂温克族自治旗,地理坐标为东经 119°39′14″—119°45′38″,北纬 48°33′11″—48°37′31″。研究区以伊敏矿区为中心向外扩散,西为丘陵,南为台地,东邻伊敏河,呈一半封闭型盆地,海拔在 607—723 m,地势南高北低,东西两侧稍高,中心低洼,面积约 142.70 km^2(图 1)。

1.2 气象水文

区内属中温带大陆性季风气候,冬季寒冷漫长,夏季温凉短促,春秋两季气温变化急促,年均气温-1.9°C。年均降水量约 355 mm,年均蒸发量约 1341 mm。

区内主要河流为伊敏河,研究区位于伊敏河中游。区内地势低洼处原有大小湖泊 12 个,近年来受伊敏露天煤矿疏排水的影响,除柴达敏诺尔及其北部季节性湖泊外,其余已基本全部干涸。湖水补给来源主要为大气降水和第四系含水层中的地下水,排泄方式以垂直蒸发为主。

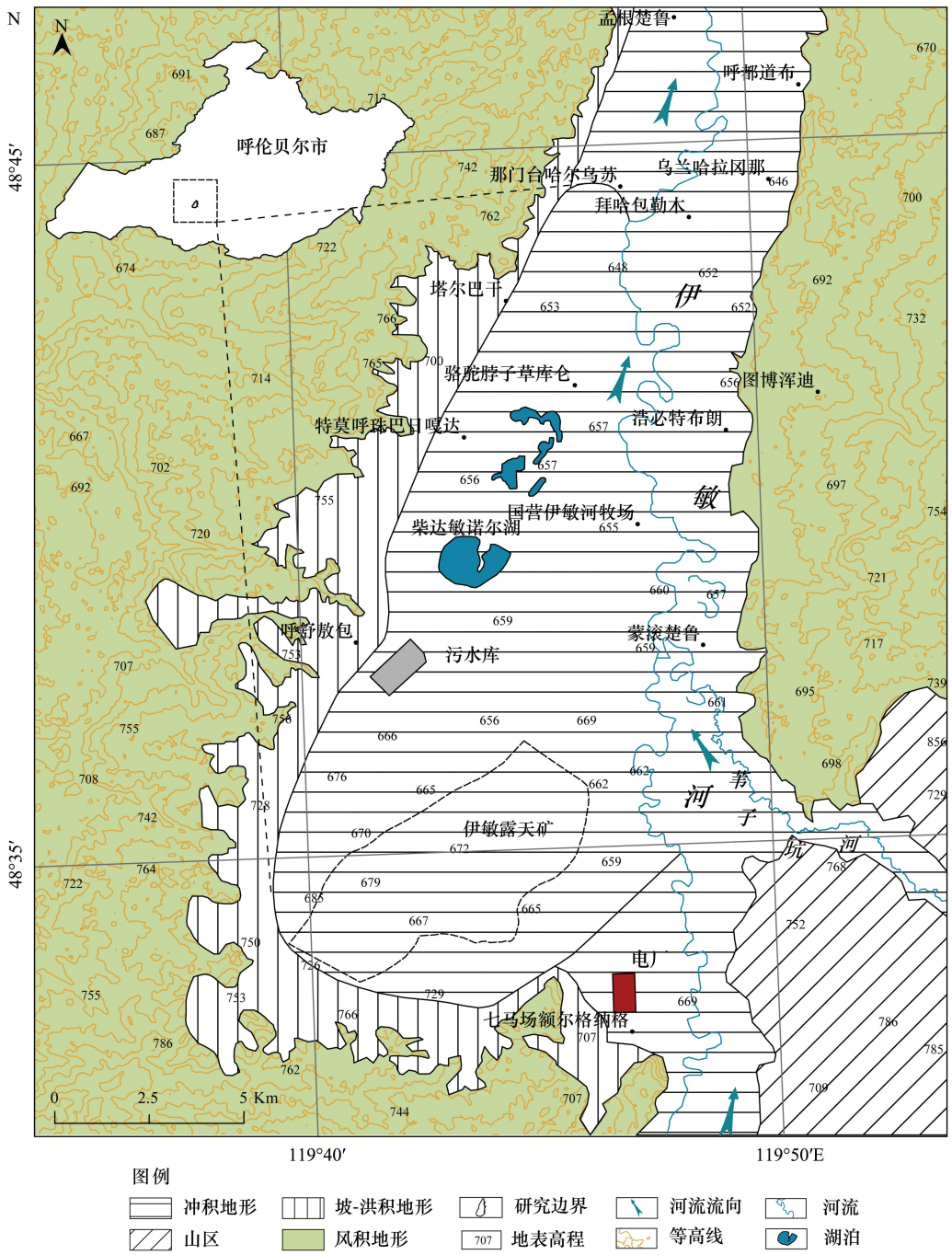

图 1　研究区地理位置及地貌图

Fig.1　Geographical location and geomorphologic of the study area

1.3　地质及水文地质条件

从水文地质条件来看,研究区位于海拉尔盆地区域水文地质单元的径流区,为第四系冲积孔隙水文地质区(图 2)。本区地下水的补给来源主要为大气降水和地表水体伊敏河的补给。大气降水的补给源区一是通过盆地两侧的丘陵,低山区的基岩裸露区直接入渗,一是通过研究区内的砂砾石裸露区入渗补给各含水层;伊敏河水与地下水的关系为丰水季节伊敏河水补给地下水,枯水季节地下水补给伊敏河水。

由于各地层渗透性存在差异,地下水径流以在各地层中以顺层流动为主,汇集于盆地内各含水层中,在矿区疏排水的影响下,向露天矿疏干区排泄。地表水则以地表径流的方式,汇集于盆地低洼处,或渗透于第四系

地层中或以蒸发的形式排泄。

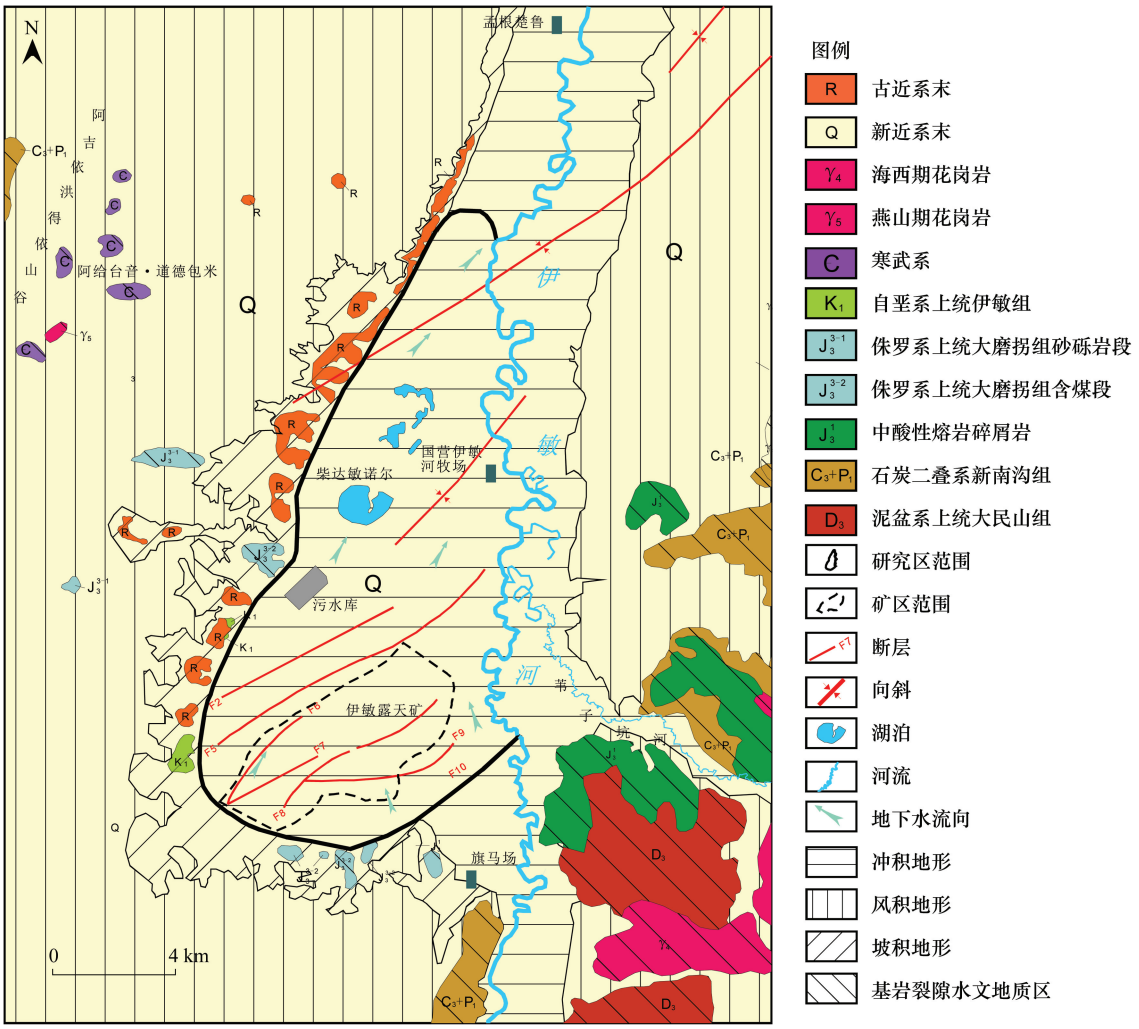

图 2 研究区地质及水文地质图

Fig.2 Map of geological and hydrogeological in the study area

2 数据来源与处理

2.1 植被样方调查

采样时间为 2018 年 8 月中旬。在地下水位埋深变化最为明显和连续的露天采坑至柴达敏诺尔湖地段设置 1 条调查样带(图 3),每隔 500 m 左右布设 1 个样地,每个样地内设置 5 个 1 m×1 m 的草本样方。共布设 8 个样地,40 个样方。在每块样地内进行群落学调查。记录样地内植物名称、株丛高度(H_i)、群落总盖度($C_{总}$)、种盖度(分盖度)(C_i),在样方内分别不同种类的植物齐地面剪下,分别称其鲜重,包装后带回实验室放置烘箱内,65℃下烘干至恒重后称其干重,以获取样方内每一种植物的生物量。

统计每个样地植被群落的植被类型、物种丰富度、植被盖度、地上生物量和综合优势比(Summed dominance ratio)。在综合优势比的基础上提出科综合优势比的概念,计算公式如下:

$$SDR_{科}=(C_{科}+W_{科})/2\times100\%$$

式中,$SDR_{科}$为某一科植物在该样地植被群落中的优势度;$C_{科}$为(某一科植物的总盖度/群落中总盖度最大的某一科植物的总盖度)×100%;$W_{科}$为(某一科植物的总重量/群落中总重量最大的某一科植物的总重

量)×100%。

2.2　地下水位埋深数据

本次研究根据 1985 和 2014 年地下水观测孔实测的地下水位埋深数据,在 ArcGIS 10.2 中通过克里金插值[30]获得与 NDVI 数据分辨率一致的地下水位埋深的网格数据。

2.3　遥感数据

归一化差值植被指数(NDVI)是目前广泛采用的反映植被生长状况的指数,NDVI 值位于-1 至 1 之间。负值表示地面覆盖为云、水、雪等;0 表示地面为岩石或裸土等;正值表示地面有植被覆盖,且 NDVI 值随植被覆盖度增大而增大。本文分别选用 1985 年 8 月 21 日 Landsat_5 和 2014 年 9 月 4 日 Landsat_7 卫星数据,分辨率为 30 m ×30 m,云量少,使用 ENVI 5.1 经过辐射定标、大气校正、裁剪等预处理后计算其 NDVI 值。

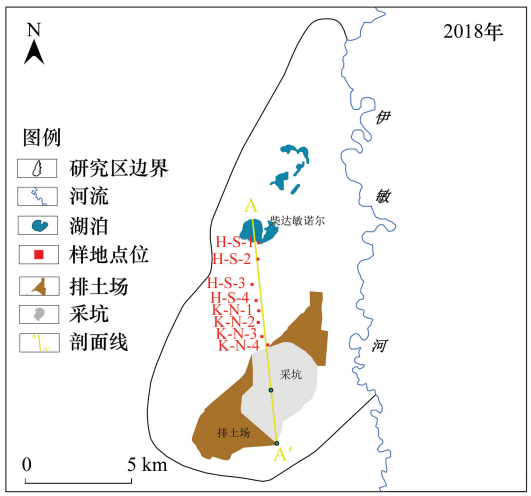

图 3　植被调查样线布设及样地点位分布图

Fig.3　Layout of sample lines and sample plot of vegetation survey

H-S-1 代表湖泊南侧采样点 K-N-1 代表采坑北侧采样点

3　结果与讨论

3.1　区域植被指数变化

从研究区 NDVI 分布图中可以看出(图 4),截止到 2014 年,由于露天煤矿开采,1985 年研究区内存在的伊加诺尔、巴嘎诺尔两个湖泊已消失,露天煤矿采坑代替了两个湖泊的位置。北部柴达敏诺尔湖未受明显影响。将 NDVI 以 0.1 为间距分为 10 个区间,分别统计每个区间内 NDVI 的像元个数(图 5)。结果表明,1985 年 NDVI 主要集中在 0.5—0.7 之间,到了 2014 年,NDVI 主要集中在 0.4—0.6 之间。

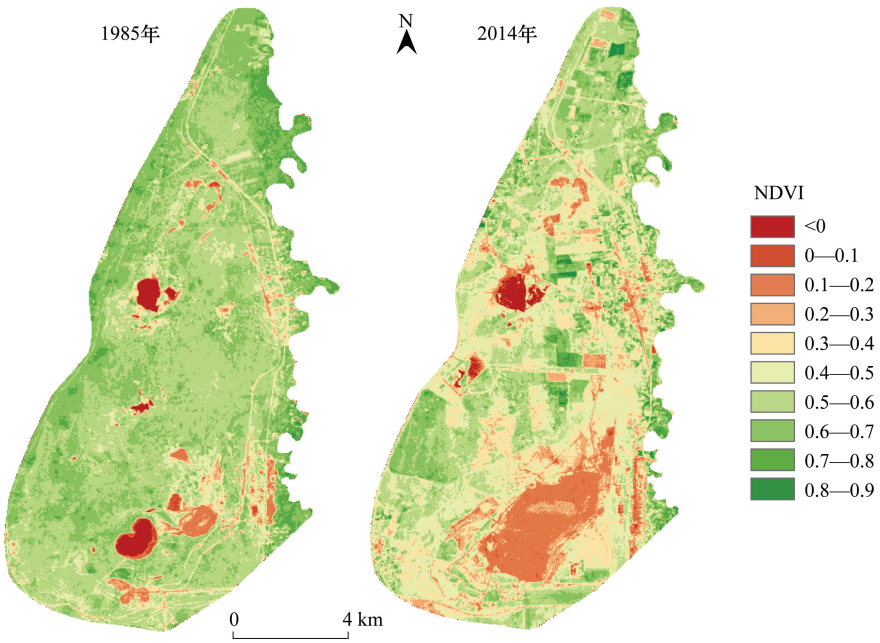

图 4　1985 年和 2014 年研究区 NDVI 分布图

Fig.4　NDVI of the study area in 1985 and 2014

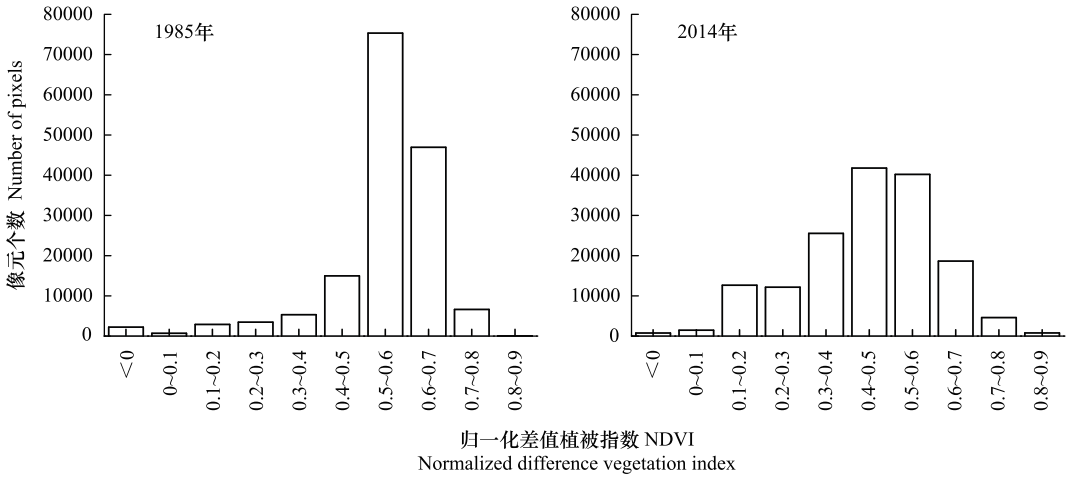

图 5 1985 年和 2014 年研究区 NDVI 像元个数统计图

Fig.5 Histogram of the number of NDVI pixel of the study area in 1985 and 2014

3.2 地下水位埋深变化

据资料记载(内蒙古自治区伊敏煤田伊敏露天矿煤炭资源储量核实报告),华能伊敏煤电有限责任公司露天矿疏干工程于 1983 年投运,导致矿坑及其周围地下水水位持续下降。从 1985 年和 2014 年钻孔观测点监测的地下水位埋深插值图中可以看出(图 6),1985 年地下水位埋深分布在 0—16 m,除西南部分地区外,研究区地下水位埋深基本上小于 5 m,伊敏河岸和湖泊周围地下水位埋深最浅,分布在 0—2 m;2014 年,由于露天煤矿工程疏排地下水,使得以采坑为中心的研究区南部地下水位大幅下降,地下水位埋深最深处达 111 m,研究区北部地下水位埋深受影响不明显。

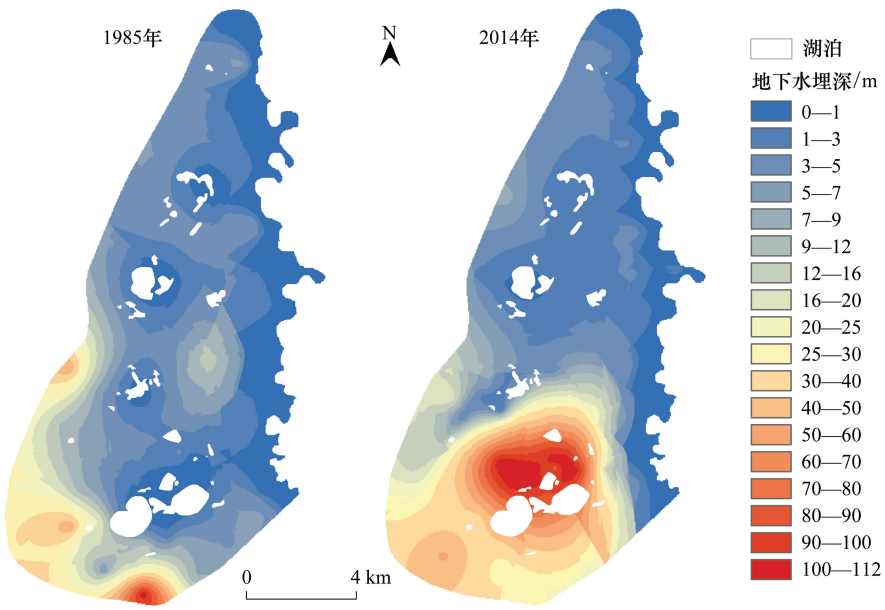

图 6 1985 年和 2014 年地下水位埋深插值图

Fig.6 Interpolation figure of groundwater depth in 1985 and 2014

3.3 NDVI 对地下位埋深变化响应

1985 年至 2014 年,伊敏煤矿开采疏排地下水导致研究区地下水位下降,同时,遥感数据表明,研究区植

被也呈下降趋势,二者可能存在密切关系。为了进一步确定地下水位埋深和植被的响应关系,利用 ArcGIS 10.2 提取网格数据中相同位置的 NDVI 和地下水位埋深值,排除其他人为因素的影响,剔除研究区湖泊、居民区、耕地、采坑、排土场、污水库位置的栅格点,共获得 8 万多个数据对。由于数据量较大,将地下水位埋深以 1 m 为间隔,分别计算间隔内的 NDVI 均值,以代表不同地下水位埋深下的植被长势情况,建立 1985 和 2014 年的地下水位埋深和 NDVI 变化趋势图(图 7)。

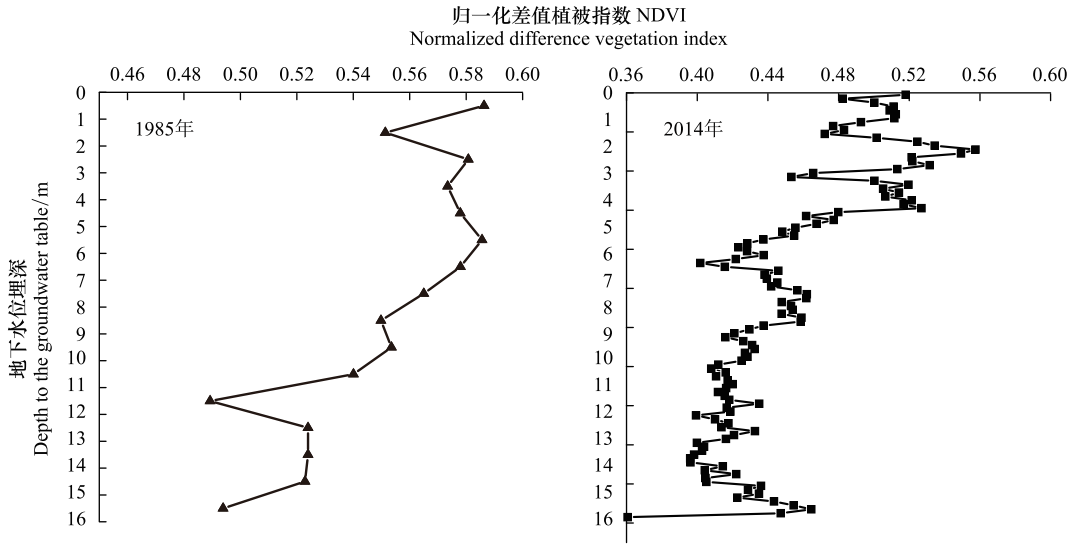

图 7　1985 年和 2014 年 NDVI 与地下水位埋深关系

Fig.7　Relationship between NDVI and groundwater depth in 1985 and 2014

从图 7 可见,1985 年,研究区地下水位埋深分布在 0—16 m 之间:在地下水位埋深在 0—1 m 时的 NDVI 最高;地下水位埋深在 2—6 m 时,NDVI 较高,随着地下水位埋深的增大,波动不明显;当地下水位埋深超过 6 m时,NDVI 呈下降趋势。2014 年,研究区地下水位埋深分布在 0—110 m 之间:地下水埋深在 0—30 m 时,NDVI 值波动较强烈;地下水埋深在 30—44 m 时,NDVI 值随着地下水埋深的增大而减小;地下水埋深在 44—110 m 时,随着地下水埋深的增大,NDVI 基本不再变化。

以上结果表明,采矿引起的地下水埋深变化与研究植被有着密切的联系。但由于遥感方法存在一定的不确定性和限制,因此进行了野外样方调查,以进一步确定植被类型和各种植被指标与地下水埋深的关系。

3.4　植被群落特征对地下位埋深变化响应

3.4.1　植被类型随地下水位埋深变化

据资料记载,至 2011 年末, 露天采坑周围地下水总降深最深处达 111.04 m。至 2014 年,露天采坑的疏排水量已趋近一定值(径流量或降雨补给量),露天矿的疏干漏斗影响边界也已经基本稳定。结合 2018 年对样线 A-A′上 8 个样地的植被类型调查结果,绘制露天矿区植被类型随地下水位埋深变化示意图(图 8)。

根据样方调查结果,将 A-A′样线的植被划分为盐化草地、典型草原、退化典型草原、退化草甸草原、盐化草甸草原 5 种类型区域(图 8)。H-S-1 样地位于距柴达敏诺尔湖约 40 m 的湖岸一级阶地,该样地地下水埋深小于 0.5 m,土壤盐渍化严重,群落的主要优势种是具有强耐盐碱性的碱蓬(*Suaeda glauca* (*Bunge*) *Bunge*)、盐地碱蓬(*Suaeda salsa* (*L.*) *Pall.*)和灰绿藜(*Chenopodium album L.*);H-S-2 样地位于距离柴达敏诺尔湖约 800 m 的湖岸二级阶地,该样地土壤无明显盐渍化现象,地下水位埋深约在 1m,植被根系能很好地吸收利用地下水分,是研究区植被顶级群落的分布样地,群落类型是羊草(*Leymus chinensis* (*Trin.*) *Tzvel.*)+野大麦(*Hordeum vulgare L.*)+贝加尔针茅(*Stipa baicalensis Roshev.*)群落,其他伴生植物主要有苔草(*Subgen. Carex*)、马蔺(*Iris lactea Pall. var. chinensis* (*Fisch.*) *Koidz.*)、猪毛菜(*Salsola collina Pall.*)、狗舌草(*Tephroseris*

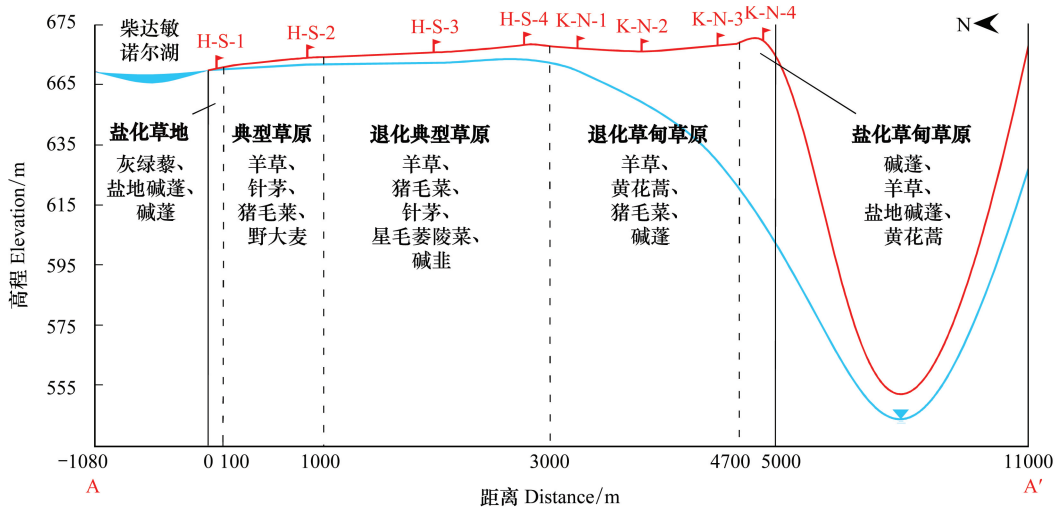

图 8 A-A′样线植被类型随地下水位埋深变化示意图

Fig.8 Vegetation types changes with groundwater depth at A-A′ quadrat line

图中 H-S-1 等表示样地点,具体位置参照图 3

kirilowii)等;H-S-3、H-S-4 样地距离柴达敏诺尔湖约 1000—2000m,地下水位埋深约在 2—6m,群落类型为羊草+猪毛菜(*Salsola collina Pall.*)的退化典型草原,藜科、蔷薇科等侵入种较多,伴生植物主要以黄花蒿、裂叶蒿(*Artemisia tanacetifolia Linn.*)、蒲公英(*Taraxacum mongolicum Hand.-Mazz.*)、星毛委陵菜(*Potentilla acaulis L.*)、碱韭(*Allium polyrhizum*)、猪毛菜等为主;K-N-1,K-N-2、K-N-3 样地距采矿约 300—2000 m,受露天矿疏排地下水影响,地下水位埋深约在 6—40 m,群落类型是羊草+黄花蒿+猪毛菜+碱蓬为主的退化草甸草原,伴生植物以苔草、贝加尔针茅、日荫菅(*Carexpediformis C. A. Mey.*)、二裂委陵菜(*Potentilla bifurca L*)等为主;K-N-4 样地距采坑约 300 m,地下水位埋深约在 40—60 m,位于受露天采矿活动影响较大的位置,同时由于露天采坑处在 1985 年时存在伊和诺尔和巴嘎诺尔两个盐湖,在距采坑位置较近的区域土壤盐分较高,故在该样地形成了以碱蓬+羊草为主的盐化草甸草原,伴生植物以黄花蒿、盐地碱蓬(*Suaeda salsa* (*L.*) *Pall.*)为主。

3.4.2 群落物种丰富度分布特征及其变化

物种丰富度代表群落中物种数目的多少,是衡量群落多样性的重要指标。从图 9 中可见,随着距采坑距离的减少,地下水位埋深逐渐增大,样地的物种丰富度随之变化:在地下水位埋深为 0.2 m 的样地 H-S-1,物种丰富度最低,仅发现了 4 种植物,这是由于该点虽然地下水位埋深较浅,水分充足,但是由于距离柴达敏诺尔盐湖岸距离过近,土壤盐渍化严重,故只能生长碱蓬等耐盐碱性植被。位于湖岸一级阶地的 H-S-2 样地物种丰富度最高,为 25 种,原因是由于该点土壤无盐碱化,且地下水埋深较浅,水分供给充足。在地下水位埋深位为 2—38 m 的 H-S-3、H-S-4、K-N-1、K-N-2、K-N-3 等样地,物种丰富度在 12—21 种,平均物种丰富度为 15.8 种,相对于地下水位埋深较浅的湖岸一级阶地下降了 36.8%,但仍保持在研究区的中等水平,推测原因是由于该位置植被的水分来源已经不完全依赖地下水,部分或全部依赖降水供给水分,故该地植被仍能保持一个良好的生长状态,但相比能够利用地下水位的地下水位浅埋区的植被,物种丰富度仍有所下降。在地下位埋深为 55 m 左右的 K-N-4 样地,物种丰富度仅为 5 种,推测原因一是由于该点在开矿前位于盐湖附近,土壤盐渍化程度较高。二是距离采坑位置过近,受到采坑扬尘、人工干扰强烈,影响植被的生长。

3.4.3 植被覆盖度和地上生物量分布特征及其变化

植被覆盖度代表样地内植株在地面的投影面积占样地面积的百分数,植被地上生物量代表样地内植物的地上重量的干重,两者均是反映群落生态优势的指标之一。由于植物群落物种组成和建群种、优势种的不同,植被覆盖度和地上生物量随地下水位的变化规律也不相同,并不能一概地将植被覆盖度和地上生物量高的群

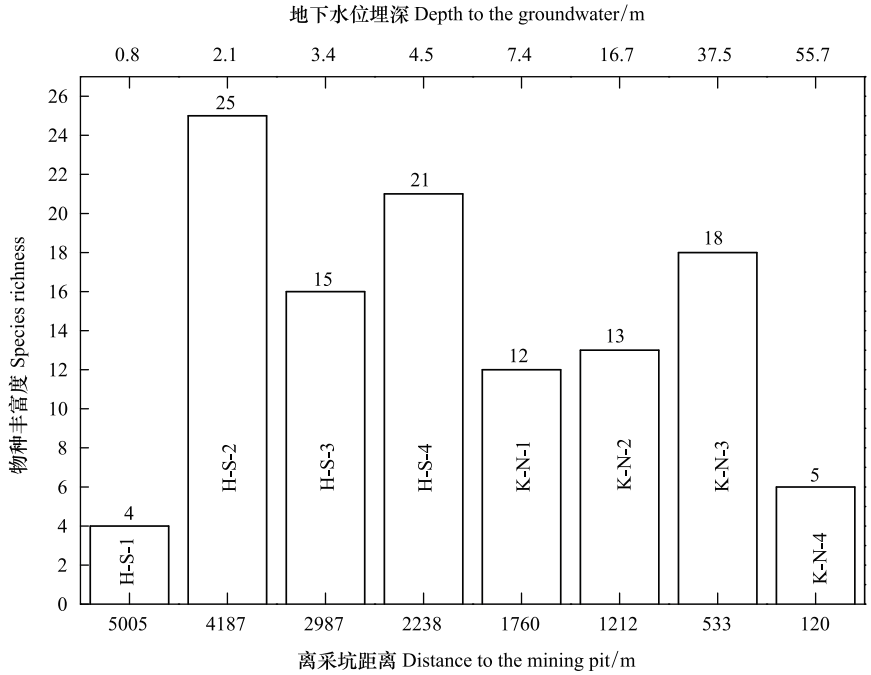

图 9　研究区不同样地物种丰富度比较

Fig.9　Comparison on species richness in the different samples in the research area

落视为生长状态最好的群落,需要通过不同生态类群植物盖度和地上生物量进一步分析。本文将植被覆盖度分为样地群落总盖度(图 10)和样地植被种群科盖度(图 11),将植被地上生物量分为样地群落总生物量(图 10)和样地植被种群科重量(图 11),其中样地植被种群科盖度为该样地中某一科植物的种盖度(分盖度)总和,样地植被种群科重量为该样地中某一科植物的重量总和。

从图 9 中可见,样线 A-A′上植被覆盖度和地上生物量最高的样地均是 H-S-1 和 K-N-4,但是其物种丰富度却极低,这是由于 H-S-1 和 K-N-4 的群落结构与其他样地不同的缘故。对比样地植被种群科盖度和科重量(图 11)的分布情况,H-S-1 样地禾本科植物盖度占群落总盖度的 7.04%,藜科植物盖度占群落总盖度的 92.96%,禾本科植物种群地上生物量占样地总地上生物量的 10.45%,藜科植物种群地上生物量占样地总地上生物量的 89.55%;K-N-4 样地禾本科植物盖度占群落总盖度的 20.49%,藜科植物种群盖度占群落总盖度的 58.20%,禾本科植物种群地上生物量占群落总地上生物量的 29.47%,藜科植物种群地上生物量占群落总地上生物量的 56.09%。在样地 H-S-1 和 K-N-4 中,藜科是最占优势的植物种,而在其他样地中,植被群落科盖度和科重量最大的物种几乎都是禾本科。H-S-1 和 K-N-4 样地植物种最主要的藜科植物是碱蓬和灰绿藜,这两种植物具有耐盐碱,生命力强的特点,故在生态恶劣的条件下仍能保持较高的植被覆盖度和地上生物量。

对比样地 H-S-1 和 K-N-4 样地植被种群科盖度和科生物量发现,相比于 H-S-1,K-N-4 的禾本科植物种群分盖度和地上生物量所占比例分别增大了 13.45%和 19.02%,而藜科植物种群盖度和地上生物量所占比例分别减少了 34.76 和 33.46%。露天采坑在未开矿前时期存在着伊和诺尔和巴嘎诺尔两个盐湖,且矿区所在的伊敏盆地地势较低,地下水位高,普遍存在着土壤盐渍化象,主要发育着以耐盐性植被(碱蓬、马蔺)为主的盐化草甸。这一群落分布特征与位于柴达敏诺尔湖岸一级阶地的 H-S-1 样地非常相似,因此可将 H-S-1 样地的植物群落组成近似视为开矿前 K-N-4 样地位置的植被群落组成。与 H-S-1 样地对比后发现,K-N-4 的禾本科植物种群盖度和地上生物量所占比例均有所增大,而藜科植物种群盖度和地上生物量所占比例均有所减少。这是由于露天矿疏干地下水将会造成一个以开采区为中心的巨大的地下水降落漏斗区,降落漏斗区地下水位降低可能会缓解矿坑周围地区的土壤盐渍化程度,使得土壤盐渍化作用减轻,发育的盐化草甸向盐化草甸草

原方向发展。

对比 H-S-2、H-S-3、H-S-4、K-N-1、K-N-2、K-N-3 样地的植被覆盖度和地上生物量可以发现(图 10、图 11),H-S-2 样地的群落总盖度和禾本科植物种群分盖度在 6 个样地之中均占有最高值,而 H-S-3、H-S-4、K-N-1、K-N-2、K-N-3 样地的群落总盖度、样地植被种群科盖度、群落总地上生物量、样地植被种群科重量相对来说均较为平均,无大的起伏波动。这也与样地物种丰富度规律变化得出的结论一致,即在地下水位埋深在 1 m 左右的湖岸一级阶地是研究区植被生长最好的区域;在距采坑 300—2000 m 的样地内,地下水位埋深位 2—38 m,这一区域的植被的水分来源已经不再完全依赖地下水,在地下水埋深较深的区域,主要依赖降水供给水分,故该地植被仍能保持一个良好的生长状态。

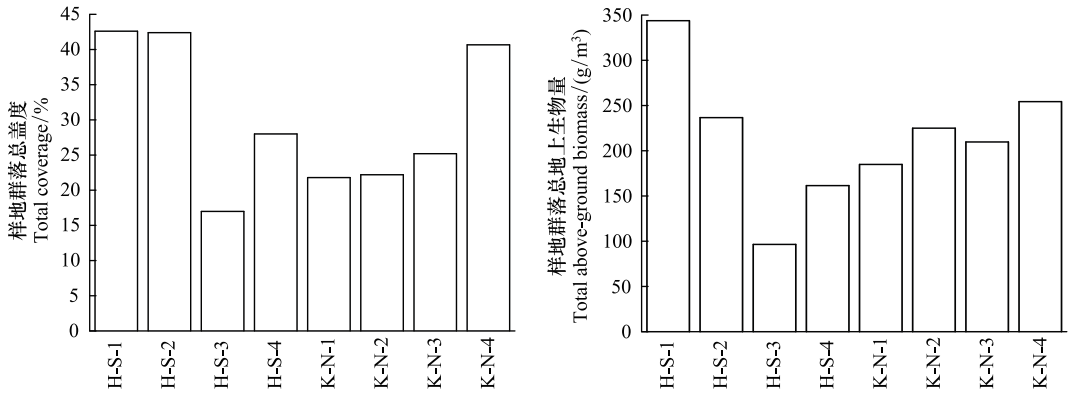

图 10 样地群落总盖度和总地上生物量

Fig.10 Vegetation coverage and aboveground biomass of vegetation in the different samples

3.4.4 综合优势比分布特征及其变化规律

综合优势比是表征样地植物种群群落学地位以及生长状况的一种综合数量指标。综合优势比越大,植物种群的群落学作用越显著。通过对 A-A′所有样地优势植物种群综合优势比的对比发现(图 12),在样地 H-S-1 和 K-N-4 种,藜科植物是群落中最主要的优势种,而在 H-S-2、H-S-3、H-S-4、K-N-1、K-N-2、K-N-3 样地中,禾本科植物是群落中最主要的优势种,柴达敏诺尔盐湖湖岸一级阶地的 H-S-1 样地和距离采坑最近的 K-N-4 样地虽然在禾本科植物和藜科植物的优势分布上具有相似的群落结构,但是 K-N-4 样地中,菊科具有 27.18%的综合优势比,而在 H-S-1 样地中却无菊科植物出现。这说明两者虽然有相似的群落结构,但是形成因素却有所不同。H-S-1 样地位于湖岸一级阶地的强盐碱地中,除了碱蓬、灰绿藜、猪毛菜几种耐盐碱植物之外,其他植物几乎不能生长。而 K-N-4 样地菊科植被的出现,说明该样地虽然也存在土壤盐碱化的问题,但相对于湖岸一级阶地的土壤盐渍化作用已经有所减轻,这也验证了 4.4.2 中植被覆盖度和地上生物量的分布规律得出的结论。

3.4.5 植被生长的阈值地下水位埋深

结合遥感和植被样方两种方法,最终确定研究区影响植被生长的阈值地下水位埋深。地下水位埋深为 1.1 m的 H-S-2 样地,物种丰富度、禾本科植被覆盖度、重量和综合优势比均最高,是研究区植被顶级群落的分布样地。同时,NDVI 对地下位埋深变化响应(图 7)表明,当地下水位埋深为 1 m 时,NDVI 值较高,因此可将 1 m 作为最适合研究区植被生长的地下水位埋深;地下水位埋深为 2—38 m 的样地 H-S-3、H-S-4、K-N-1、K-N-2、K-N-3 具有较高的物种丰富度、禾本科植被覆盖度、重量和综合优势比,从图 7 可以看出,当地下水位埋深 0—30 m 时,NDVI 保持较高水平,因此 1—30 m 可作为维持研究区植被平均生长水平的地下水位埋深阈值。

4 生态敏感区划分及地下水利用政策建议

呼仑贝尔草原是世界著名的天然牧场,草原植被生长依赖于地下水,虽然相比于干旱地区,本区约

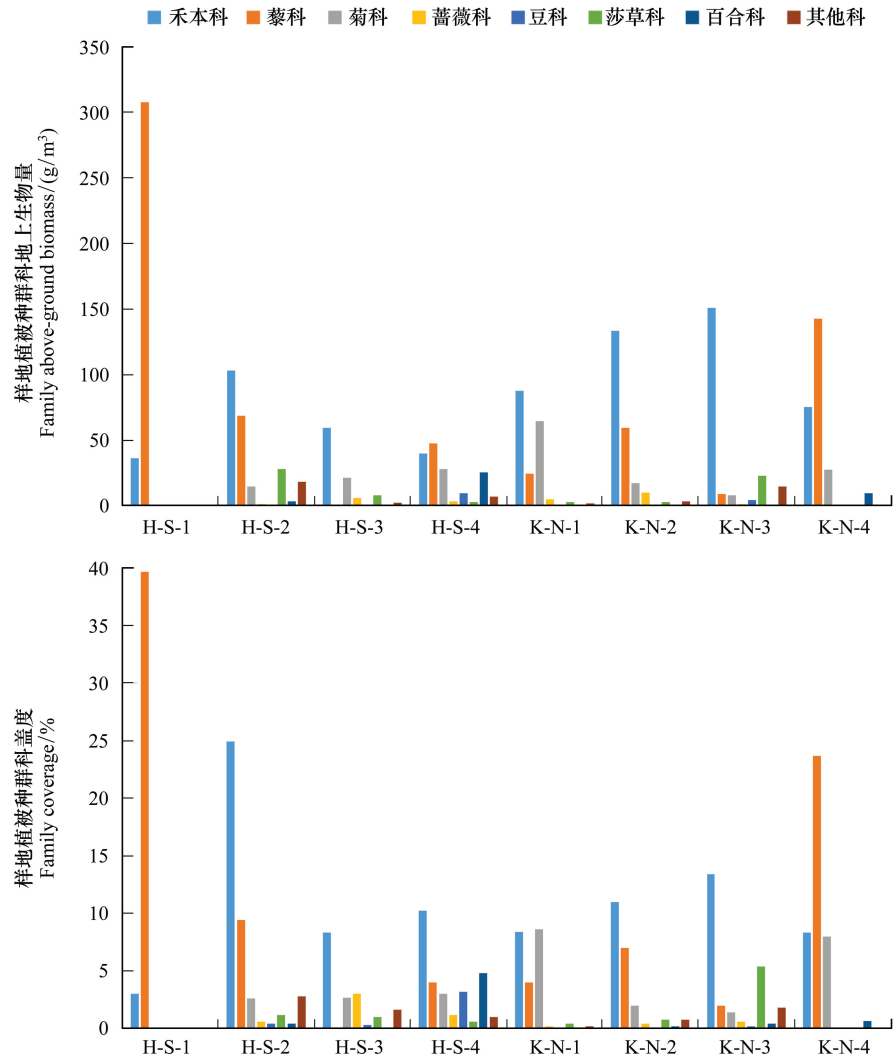

图 11　研究区各样地之间植物群落科盖度和科地上生物量比较

Fig.11　Comparison on familycoverageandfamily aboveground biomass in the different samples in the research area

355 mm年降雨量基本可以维持草原植被的基本生长,但从保护草原生态环境和物种多样性的角度, 制定合理的地下水开发政策仍至关重要。针对伊敏煤矿研究区,笔者划分出四级地下水敏感区(图 13),并提出不同敏感区地下水资源开发利用对策。

一级敏感区:地下水位埋深 1—2 m,主要分部在北部柴达敏诺尔湖周围。一方面,该区暂未受采矿疏排地下水的影响,另一方面,该区离盐湖较远,不受土壤盐渍化的影响。因此是本区植被生长状态最好的区域。在开采该区地下水时,要适当适量,必须维持该区目前的地下水位状况,避免地下水位下降引起植被退化。

二级敏感区:地下位埋深 0—1 m,该区分为两部分:一是柴达敏诺尔湖周围的盐化草原,该区植被主要是耐盐碱植被,不能被草原畜牧业所利用,因此可适当开采该区地下水,降低土壤盐渍化,但由于该区具一级敏感区较近,在开采地下水时要注意对其的影响;二是伊敏河岸周围的湿地植被区域,植被吸收来源于伊敏河的水分,因此保持良好的生长状态。但需要注意的是矿区地下水的大量开采会破坏区域地下水平衡,使得伊敏河水被袭夺补给地下水,湿地植被生态受到影响。

三级敏感区:地下水位埋深 2—30 m。该区地下水位埋深较深,植被生长主要依靠降雨,部分利用地下水,在对该区地下水进行开采时,要注意对部分地下水位埋深较浅区域的保护,使其生态风险在容许的范围之

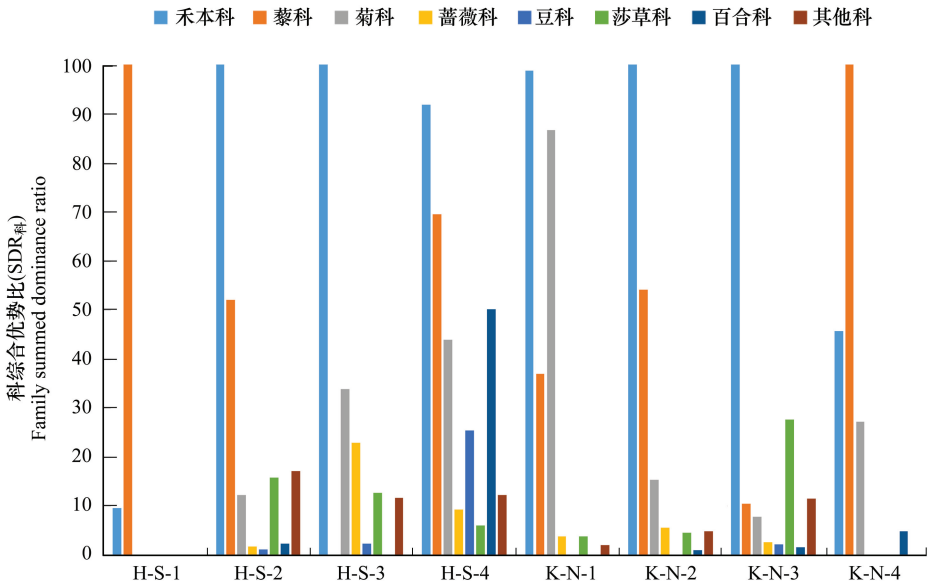

图 12 研究区各样地植物群落的科综合优势比的对比分析

Fig.12 Comparison on family summed dominance ratioof plant population in the different samples in the research area

内。同时考虑该区地下水开采对同一地下水系统内相邻的一级、二级敏感区的影响。

四级敏感区:地下水位埋深大于 30 m。该区位于采坑周围,植被已无法利用地下水,靠降雨维持生长。地下水的开采基本不会引起植被群落的变化。

5 结论

本文通过植被样方调查和遥感技术方法,分别建立了研究区植被类型、群落学指标(物种丰富度、植被覆盖度、地上生物量、综合优势比)和归一化植被指数(NDVI)与地下水埋深的关系。结合两种方法得出的结果,总结草原露天煤矿疏排地下水影响下植被对地下水埋深变化响应的结论如下:

(1)柴达敏诺尔湖至采坑边缘 5000 km 范围内,随着地下水位埋深从 0—60 m 波动,植被群落演替为盐化草地→典型草原→退化典型草原→退化草甸草原→盐化草甸草原。

(2)综合植被样方调查和遥感技术两种方法得到的区域地下水位-植被响应关系结果,得出研究区最适宜植被生长的地下水位埋深在 1 m 左右。1—30 m 为维持研究区植被正常生长的阈值地下水位埋深。

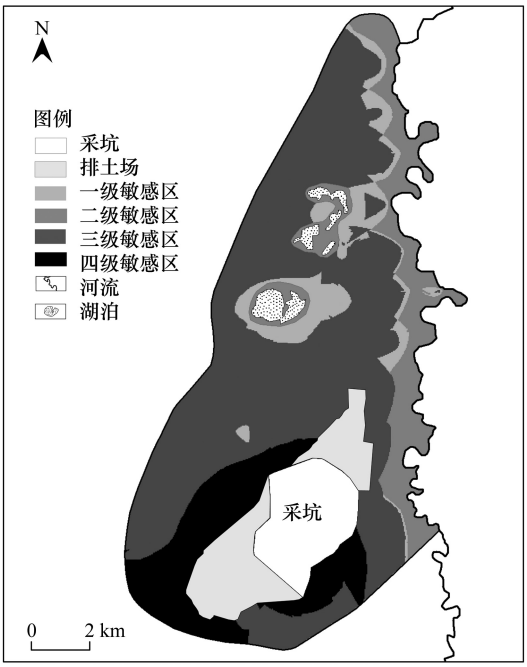

图 13 研究区地下水生态敏感区划分图

Fig.13 Division map of groundwater ecological sensitive area in the study area

(3)采坑周围地下水位埋深约 60 m 的样地植被群落组成的变化表明,地下水位的降低导致该区域土壤盐渍化程度降低。

(4)将研究区划分为地下水开发的一级敏感区、二级敏感区和三级敏感区,针对不同敏感区应采取不同

的地下水开发政策,防止敏感区地下水位下降是维持草原生态环境和物种多样性的关键。

参考文献(References):

[1] 高雷, 彭新宇. 草原生态补偿与可持续发展研究——以呼伦贝尔草原的实践为例. 生态经济, 2012, (6): 168-172.

[2] 董少刚, 贾志斌, 刘白薇, 王治轶;吴丁丁. 干旱区井工开采煤矿山生态水文地质演化研究——以鄂尔多斯某煤矿为例. 工程勘察, 2013, 41(2): 45-48.

[3] Orellana F, Verma P, Loheide II S P, Dey E. Monitoring and modeling water-vegetation interactions in groundwater-dependent ecosystems. Reviews of Geophysics, 2014, 5(3): RG3003.

[4] Gries D, Zeng F, Foetzki A, Arndt S K, Bruelheide H, Thomas F M, Zhang X, Runge M. Growth and water relations of *Tamarix ramosissima* and *Populus euphratica* on Taklamakan desert dunes in relation to depth to a permanent water table. Plant, Cell & Environment, 2003, 26(5): 725-736.

[5] Li C Y. Population differences in water-use efficiency of *Eucalyptus microtheca* seedlings under different watering regimes. Physiologia Plantarum, 2000, 10(2): 134-139.

[6] 白玉锋, 陈超群, 徐海量, 张广朋, 张沛, 凌红波. 塔里木河下游荒漠植被地上生物量空间分布与地下水埋深关系. 林业科学, 2016, 52(11): 1-10.

[7] 徐海量, 宋郁东, 王强, 艾合买提. 塔里木河中下游地区不同地下水位对植被的影响. 植物生态学报, 2004, 28(3): 400-405.

[8] Horton J L, Kolb T E, Hart S C. Responses of riparian trees to interannual variation in ground water depth in a semi-arid river basin. Plant, Cell & Environment, 2001, 24(3): 293-304.

[9] Stromberg J C. Restoration of riparian vegetation in the south-western United States: importance of flow regimes and fluvial dynamism. Journal of Arid Environments, 2001, 49(1): 17-34.

[10] Horton J L, Clark J L. Water table decline alters growth and survival of *Salix gooddingii* and *Tamarix chinensis* seedlings. Forest Ecology and Management, 2001, 14(2/3): 239-247.

[11] 王玮, 李德全. 植物盐分胁迫与水分胁迫的异同. 植物生理学报, 2003, 39(5): 491-492.

[12] 金晓媚, 万力, 薛忠歧, 于秋生, 于艳青. 基于遥感方法的银川盆地植被发育与地下水关系研究. 干旱区资源与环境, 2008, 22(1): 129-132.

[13] Ali R, Elliott R L, Ayars J E, Stevens E W. Soil salinity modeling over shallow water tables. I: validation of LEACHC. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 2000, 126(4): 223-233.

[14] 贾利民, 郭中小, 龙胤慧, 郭凯, 廖梓龙. 干旱区地下水生态水位研究进展. 生态科学, 2015, 34(2): 187-193.

[15] Phiri M. Shiferaw Y A, Tesfamichael. S G.. Modelling the relationship between groundwater depth and NDVI using time series regression with Distributed Lag M. South African Journal of Geomatics, 2018, 7(2): 147-163.

[16] Bhanja, S. N.,Malakar P, A. Mukherjee, Rodell M, Mitra P, Sarkar S. Using satellite-based vegetation cover as indicator of groundwater storage in natural vegetation areas. Geophysical Research Letters, 2019, 46(14): 8082-8092.

[17] Fu B and Burgher I. Riparian vegetation NDVI dynamics and its relationship with climate, surface water and groundwater. Journal of Arid Environments, 2015, 113: 59-68.

[18] Kopeć D, Michalska-Hejduk D, Krogulec E. The relationship between vegetation and groundwater levels as an indicator of spontaneous wetland restoration. Ecological Engineering, 2013, 57: 242-251.

[19] Loheide S P, Gorelick S M. Riparian hydroecology: a coupled model of the observed interactions between groundwater flow and meadow vegetation patterning. Water Resources Research, 2007, 43(7): W07414.

[20] Sommer B, Froend R. Phreatophytic vegetation responses to groundwater depth in a drying mediterranean-type landscape. Journal of vegetation science, 2014, 25(4): 1045-1055.

[21] 李卫红, 周洪华, 杨晓明, 丁辉. 干旱荒漠区草地植物群落地上生物量时空分布对地下水的响应. 草业学报, 2010, 19(5): 186-195.

[22] 朱丽, 徐贵青, 李彦, 唐立松, 牛子儒. 物种多样性及生物量与地下水位的关系——以海流兔河流域为例. 生态学报, 2017, 37(6): 1912-1921.

[23] 党学亚, 卢娜, 顾小凡, 金晓媚. 柴达木盆地生态植被的地下水阈值. 水文地质工程地质, 2019, 46(3): 1-8.

[24] 陈伟涛, 孙自永, 王焰新, 马瑞. 论内陆干旱区依赖地下水的植被生态需水量研究关键科学问题. 地球科学: 中国地质大学学报, 2014, 39(9): 1340-1348.

[25] 金晓媚, 王松涛, 夏薇. 柴达木盆地植被对气候与地下水变化的响应研究. 水文地质工程地质, 2016, 43(2): 31-36.

[26] 金晓媚, 万力, 张幼宽, 薛忠歧, 殷瑛. 银川平原植被生长与地下水关系研究. 地学前缘, 2007, 14(3): 197-203.

[27] Jin X M, Guo R H, Zhang Q, Zhou Y X, Zhang D R, Yang Z. Response of vegetation pattern to different landform and water-table depth in Hailiutu River basin, northwestern China. Environmental Earth Sciences, 2014, 71(11): 4889-4898.

[28] 金晓媚, 刘金韬. 黑河下游地区地下水与植被生长的关系. 水利水电科技进展, 2009, 29(1): 1-4.

[29] 张茂省, 卢娜, 陈劲松. 陕北能源化工基地地下水开发的植被生态效应及对策. 地质通报, 2008, 27(8): 1299-1312.

[30] Gong G, Mattevada S, Bryant S E O. Comparison of the accuracy of kriging and IDW interpolations in estimating groundwater arsenic concentrations in Texas. Environmental research, 2014, 130: 59-69.