

分类号 S812
U D C 11.220

学校代码 10129
学 号 2018202040065

内蒙古农业大学 硕士学位论文

基于 RBF 神经网络和 CVOR 综合指数的草地健康评价
Grassland Health Assessment Based on RBF Neural Network
and CVOR Comprehensive Index

申 请 人：苏玥

学科门类：农学

学科专业：草学

研究方向：草地资源生态与管理

指导教师：占布拉 副教授

娜日苏 正高级工程师

论文提交日期：二〇二二年十二月

内蒙古农业大学研究生学位论文独创声明

本人申明所呈交的学位论文是我本人在导师指导下进行的研究工作及取得的研究成果。据我所知，除了文中特别加以标注和致谢的地方外，论文中不包括其他人已经发表或撰写过的研究成果，也不包括为获得我校或其他教育机构的学位或证书而使用过的材料，与我一同工作的同志对本研究所做的任何贡献均已在论文中作了明确的说明并表示谢意。

申请学位论文与资料若有不实之处，本人承担一切相关责任。

论文作者签名： 苏玥 日 期： 2022年0月15日

内蒙古农业大学研究生学位论文授权使用授权书

本人完全了解内蒙古农业大学有关保护知识产权的规定，即：研究生在攻读学位期间论文工作的知识产权单位属内蒙古农业大学。本人保证毕业离校后，发表论文或使用论文工作成果时署名为内蒙古农业大学，且导师为通讯作者，通讯作者单位亦署名为内蒙古农业大学。学校有权保留并向国家有关部门或机构送交论文的复印件和电子文档，允许论文被查阅和借阅。学校可以公布学位论文的全部或部分内容（保密内容除外），采用影印、缩印或其他手段保存论文。

论文作者签名： 苏玥

指导教师签名： 林林

日 期： 2022年0月15日

摘 要

本文于 2016~2018 年以呼伦贝尔羊草(*Leymus chinensis*)+贝加尔针茅(*Stipa baicalensis*)草甸草原为研究对象,采用野外实地调查与室内实验相结合的方法获取打草和放牧两种利用方式草地的相关信息,在划分退化等级的基础上用 RBF 神经网络和 CVOR 综合指数对其健康进行定量评价,为合理开发利用草地资源以及对已退化草地进行生态修复提供理论支持,为草地资源的可持续利用提供依据。主要研究结果如下:

(1)打草和放牧两种利用方式的草甸草原植物群落高度、盖度、地上生物量和优势种重要值均随草地退化程度的加重呈降低趋势,且放牧利用草地的下降程度大于打草利用的草地。

(2)打草和放牧两种利用方式的草甸草原土壤 0-10cm 有机质呈下降趋势,其中放牧利用中度退化草地显著低于对照($P<0.05$),下降了 20.63%;而两种利用方式草地土壤全氮和全磷无明显变化规律。

(3)RBF 神经网络草地健康评价显示草地未退化等级对应健康草地,轻度退化等级对应健康或警戒草地,中度退化等级对应警戒或不健康草地。RBF 神经网络草地健康评价健康草地均值在 0.813,警戒草地均值在 0.617,不健康在 0.491。RBF 神经网络草地健康评价 2018 年草地健康状况各样地间优于其他年份,2017 年草地健康状况各样地间差于其他年份。RBF 神经网络模型预测的结果符合草地退化等级实地调查情况。

(4)CVOR 综合指数评价显示未退化等级对应健康草地,轻度退化等级对应健康或警戒草地,中度退化对应警戒草地。CVOR 综合指数评价研究区健康草地均值在 0.911,警戒均值在 0.608。CVOR 综合指数评价各年份间各样地变化情况结果与 RBF 神经网络草地健康评价指标结果相似,也为 2018 年最好,2017 年最差。

综上所述,RBF 神经网络与 CVOR 综合指数两模型 Pearson 相关分析和配对样本 t 检验正相关度高,且不存在显著差异,都可用来评价草地的健康状况。RBF 神经网络评价中度退化草地比 CVOR 综合指数略敏感,RBF 神经网络评价结果为不健康草地,而 CVOR 综合指数判定为警戒草地。

关键词: 草甸草原; RBF 神经网络; CVOR 综合指数; 健康评价

Grassland Health Assessment Based on RBF Neural Network and CVOR Comprehensive Index

Abstract

On the basis of previous studies, this thesis takes *Leymus chinensis*+*Stipa baicalensis* meadow grassland in Hulunbeier as the research object, and uses the method of field investigation and indoor experiment to obtain the relevant information of the grassland under two utilization modes of cutting and grazing. RBF neural network and CVOR comprehensive index are used to quantitatively evaluate their health based on the classification of degradation level. It provides theoretical support for rational development and utilization of grassland resources and ecological restoration of degraded grassland, and provides basis for sustainable utilization of grassland resources. The main research results are as follows:

(1) The plant community height, coverage, aboveground biomass and Important value of dominant species of meadow grassland under grazing and grazing decreased with the increase of grassland degradation, and the decline of grazing grassland was greater than that of grazing grassland.

(2) The 0-10cm organic matter in the meadow grassland soil under the two utilization modes of grazing and grazing showed a downward trend. The moderately degraded grassland under grazing was significantly lower than that under the control ($P<0.05$), with a decrease of 20.63%; However, there was no significant change in soil total nitrogen and total phosphorus under the two types of grassland use.

(3) The RBF neural network grassland health assessment showed that the non degraded grassland level corresponded to healthy grassland, the slightly degraded grassland level corresponded to healthy or alert grassland, and the moderately degraded grassland level corresponded to alert or unhealthy grassland. The average value of RBF neural network grassland health assessment was 0.813 for healthy grassland, 0.617 for alert grassland and 0.491 for unhealthy grassland. RBF neural network grassland health assessment The grassland health status in 2018 was better than that in other years, and in 2017 was worse than that in other years. The results predicted by RBF neural network model are consistent with the field investigation of grassland degradation level.

(4) CVOR comprehensive index evaluation shows that the non degraded level corresponds to healthy grassland, the slightly degraded level corresponds to healthy or alert grassland, and the moderately degraded level corresponds to alert grassland. The average value of healthy grassland in the study area assessed by CVOR comprehensive index is 0.911, and the alert average value is 0.608. The results of CVOR comprehensive index evaluation of changes in various areas in different years are similar to the results of RBF neural network grassland health evaluation index, which is also the best in 2018 and the worst in 2017.

To sum up, Pearson correlation analysis and paired sample t-test of RBF neural network and CVOR composite index models have high positive correlation, and there is no significant difference, which can be used to evaluate the health status of grassland. RBF neural network is slightly more sensitive than CVOR comprehensive index to evaluate moderately degraded grassland. RBF neural network evaluation result is unhealthy grassland, while CVOR comprehensive index is determined as warning grassland.

Key Words: *Meadow grassland; RBF Neural network; CVOR Comprehensive Index Health evaluation*

Directed by: Prof. Zhan Bula and Na Risu

Applicant for Doctor degree: Su Yue (Grassland Science)

(College of Grassland, Resources and Environment, Inner Mongolia Agricultural University, Hohhot 010018, China)

目 录

1	引言	1
1.1	研究背景	1
1.2	草地生态系统健康研究进展	1
1.3	草地生态系统健康评价指标	2
1.3.1	植被特征指标	2
1.3.2	土壤特征指标	3
1.4	草地生态系统健康评价模型	3
1.4.1	CVOR 综合指数评价法	3
1.4.2	RBF 神经网络评价法	4
1.5	研究目的及意义	4
2	材料与方法	6
2.1	研究区概况	6
2.1.1	地理位置	6
2.1.2	气候特征	6
2.1.3	植被特征	6
2.1.4	土壤特征	7
2.2	试验设计	7
2.3	研究方法	8
2.4	草地退化等级划分	8
2.5	数据分析与方法	8
2.5.1	重要值	8
2.5.2	主成分分析	9
2.5.3	RBF 神经网络评价法	10
2.5.4	CVOR 综合指数评价法	11
2.6	技术路线	12
2.7	草甸草原健康等级划分	13
3	结果与分析	15
3.1	不同利用方式草地植被特征变化规律	15
3.1.1	群落盖度	15
3.1.2	群落高度	16
3.1.3	群落地上生物量和可食牧草生物量	17
3.1.4	群落不同类群密度	19
3.1.5	优势种重要值	19
3.2	不同利用方式草地土壤养分变化规律	21
3.2.1	土壤全氮含量	21
3.2.2	土壤全磷含量	21
3.2.3	土壤有机质含量	22
3.3	RBF 神经网络草地健康评价	23
3.3.1	评价指标主成分分析	23
3.3.2	RBF 神经网络评价结果	25
3.3.3	RBF 神经网络评价草地健康动态变化特征	25

3.4 CVOR 综合指数草地健康评价.....	26
3.4.1 CVOR 各单项指数	26
3.4.2 CVOR 综合指数评价结果	27
3.4.3 CVOR 综合指数评价草地健康动态变化特征	28
3.4.4 RBF 神经网络与 CVOR 综合指数的评价法对比	28
4 讨论	30
4.1 2017 年植被特征指标较低原因.....	30
4.2 植物群落特征、土壤养分对草地健康的影响.....	30
4.3 打草利用方式草地分为健康、警戒讨论.....	30
4.4 对于构建 RBF 神经网络的探讨	31
5 结论	32
致谢	33
参考文献	34
作者简介	34

插图和附表清单

图 1	研究样地地理位置.....	6
图 2	样地设计	8
图 3	RBF 神经网络构建图	10
图 4	技术路线	13
图 5	不同利用方式草地退化等级群落盖度.....	16
图 6	不同利用方式草地退化等级群落高度.....	17
图 7	不同利用方式草地退化等级群落地上生物量和可食牧草生物量	19
图 8	不同利用方式草地退化等级优势种重要值	21
图 9	2016~2018 年 RBF 神经网络草地健康指数	26
图 10	CVOR 模型各单项指数	27
图 11	2016~2018 年 CVOR 综合指数.....	28
表 1	草甸草原生态系统健康指数及健康等级	14
表 2	打草+放牧不同退化等级草地群落盖度 (%)	15
表 3	打草+放牧不同退化等级草地群落高度(cm).....	16
表 4	打草+放牧不同退化等级草地群落地上生物量(g/m ²)	18
表 5	打草+放牧不同退化等级草地可食牧草地上生物量(g/m ²)	18
表 6	打草+放牧不同退化等级草地群落不同类群密度 (株/m ²)	19
表 7	打草+放牧不同草地退化等级草地羊草重要值.....	20
表 8	打草+放牧不同草地退化等级草地贝加尔针茅重要值.....	20
表 9	不同退化等级草地土壤全氮(g/kg).....	21
表 10	不同退化等级草地土壤全磷(g/kg).....	22
表 11	不同退化等级草地土壤有机质(g/kg).....	23
表 12	草系统主成分分析.....	24
表 13	土系统主成分分析.....	24
表 14	模型摘要	25
表 15	草甸草原 RBF 神经网络草地健康评价指数	25
表 16	草地健康指数 C、V、O、R 与 CVOR 的 Pearson 相关系数	27
表 17	草甸草原 CVOR 综合指数	28
表 18	RBF 神经网络与 CVOR 综合指数 Pearson 相关性.....	29
表 19	RBF 神经网络与 CVOR 综合指数 Wilcoxon 符号秩检验.....	29

缩略语表

SP(Sample plot)	样地
CK(Check)	对照
U(Un-degradation)	未退化
L(Light degradation)	轻度退化
M(Midium degradation)	中度退化
C(Condition)	基况指数
V(Vigor)	活力指数
O(Organization)	组织力指数
R(Resilience)	恢复力指数
TN(Totalnitrogen)	全氮
TP(Totalphosphorus)	全磷
OM(Organic matter)	有机质
RBF(Radial basis fuction)	径向基函数

1 引言

1.1 研究背景

草地是我国陆地面积最大的生态系统。我国上世纪 80 年代全国草地资源普查结果表明,天然草地约有 $4 \times 10^8 \text{hm}^2$, 占国土面积的 41.70%, 其中北方草地面积 $274.22 \times 10^4 \text{km}^2$, 占该区域土地面积 55.91%, 内蒙古草地约占中国草地总面积的 1/4, 在维护区域生态环境稳定和畜牧产品可持续供给方面起着重要作用^[1-3]。内蒙古大部地区处于干旱半干旱区, 随着经济的发展、人类活动的频繁, 致使生态环境较为脆弱。在全球变暖、土壤荒漠化严重、气象灾害频发的情况下, 我国约有 90% 的草地发生不同程度的退化现象, 其中严重退化草地占 60% 以上^[4]。因此各专家开始对草地生态系统健康进行评价, 来探索在保障人类生存发展的同时, 又能遏制草地退化的方法。但对于健康这个词的界定, 找到合适的评价指标和评价方法, 能够客观直观全面评价草地健康, 是众多专家多年来致力于研究的主题^[5, 6]。

早在 20 世纪 40 年代, Leopold 把人类占领但没有遭到破坏的土地称为“健康土地”^[7]。1992 年 Constanza 认为如果一个生态系统始终保持着稳定和活力, 且能够维持自己的组织力与自我运作的功能, 在外界施压的情况下有一定的抵抗力, 那么把这个生态系统视为是健康的^[8]。1996 年国际生态系统健康学会定义生态系统健康学主要是研究生态系统的预防、诊断和管理, 以及与人类健康关系的一门学科^[9]。1999 年, Jorgensen 用自我平衡、没有病征、多样性、有恢复力、有活力和能够保持系统组分间的平衡 6 个方面评价了生态系统健康^[10]。我国在 2006 年提出了生态系统健康, 认为健康的生态系统内物质循环与能量流动没有遭到破坏, 生态组分和有机组织没有疾病且较为完整, 在外界干扰下能够具有弹性与稳定性, 发展最终目标是生态整合性^[11]。在草地生态系统健康的基础上衍生出了草地健康状况, 其思想主要在于: (1) 保持或完善生态系统特征原有的基本结构。(2) 保持或提高生态系统原有的基本功能。(3) 生态系统与其环境因素可以稳定和谐。与此同时, 生态系统应较少产生有毒有害物质、可以产生有利于草地恢复的物质。健康状态下的草地必须是一个稳定的、连续的、持久的草地, 所以评价草地生态系统健康的标准在于可持续性, 这意味着草地如果在受外界胁迫的情况下可以维持自身的结构和功能^[12-14]。目前, 国内外众多专家致力于选取合适的评价体系、评价指标和评价模型, 力求能够客观全面的评价草地健康程度。

1.2 草地生态系统健康研究进展

草地生态系统健康是生态系统管理学概念的一部分, 此研究起源于美国。早在 1919 年, Sampson 发现土壤有机质及地面凋落物可以作为草地基况变化的一个评价指标^[15]。1948 年美国专家 Dyksterhuis 对草地基况进行定义: “草地现有植物占此区域原生植物的百分含量”, 次年提出草原地境学说, 该理论把植物群落中的减少种、增加种和侵入种的种类组成、盖度及地上生物量的变化作为反映植物群落结构变化的标志^[16]。与此同时, 最初的草地生态系统健康评价概念由 Hummephrey 和 Mehrhoff 以牧草产量对草地健康进行评价时提出, 这是最初的草地生态系统健康评价概念^[17]。20 世纪 50 年代初, 草原基况的概念第一次出现在草地教科书中, 为后续草地健康研究把基况作为评价草地健康评价指标奠定了基础^[18]。20 世纪 60 年代, 草地健康评价指标得到改进, 不仅评价草地组成, 还包括草地管理、放牧等。1993 年, Karr 指出人类过度开发利用草地会导致草地生态系统退化, 破坏生态完整性^[19]。美国的一次联邦会议认为草地健康是草地生态系统中的土壤、植被、水、空气的平衡和维持完整的程度^[20]。1999 年, 国际生态系统健康大会把 VOR 综合指数作为生态系统健康评价的指标, 此模型最初由 Constanza 和 Rapport 提出^[21]。2000 年, 美国发布了较为完善且应用于实际的草地健康

评价方法,主要以定性为主。2005年,Pellant出版的关于草地健康指标专著,提出了17个易于观测的指标,3个草地健康属性,其中包括土壤稳定性、水文功能和生物完整性,该专著被美国土地管理机构和相关生态修复专家广泛应用^[22]。随着研究的深入,草地生态系统的健康评价开始采用各类模型进行评价,例如模糊数学、层次分析、神经网络。

在国内草地健康的发展最早是20世纪80年代,钱学森提出了“草业”这一设想,为草地生态系统学科奠定了基础^[23]。1988年,任继周在草地农业生态系统领域,把其中的物质循环和能量流动作为研究对象,评价草地农业生态系统。1995年任继周出版的《草地农业生态学》问世,此著作提出草地健康的具体评价方法,同年又提出了生态系统健康的三项特征^[24]。1997年李博研究了草地群落逆行演替和草地退化,给出了草地退化分级和划分标准,将草地退化等级分为轻度退化、中度退化、重度退化和极度退化,并给出了防治对策^[2]。1998年刘钟龄等研究了内蒙古不同生态区域、不同草原类型的逆行演替,在持续的放牧压力下按优势植物种群的变化和退化群落指示植物的存在度进行演替,观测草地退化情况^[25]。2000年任继周论述了草业系统的3个界面即草丛—地境界面,草地—动物界面和草畜—经营管理界面,将草丛—地境界面与VOR综合指数联系起来,实现草地的管理与更新^[26]。同时他提出CVOR综合指数,将基况(C)指数引入草地健康评价体系,2004年侯扶江将CVOR综合指数用于评价阿拉善草地健康^[27]。随着草地健康评价体系的发展,在评价方法和指标的选择上也有了很大的突破。周华坤采用层次分析法对三江源草地退化的治理进行了定量评价^[28]。马成德采用主成分分析法对青海海南州天然草地进行了综合评价^[29]。肖波调查了20个草地早熟禾品种成坪后的11项指标,运用BP和RBF神经网络进行草坪质量评价^[30]。

1.3 草地生态系统健康评价指标

评价指标的选取是草地健康评价中的一个难点,针对不同的评价对象和研究目的,选取合适的评价指标,是草地生态系统健康评价的一个重要步骤。草地健康程度的下降,往往伴随着草地的退化,而草地的退化包含草系统的退化和土系统的退化。草系统的退化包含草地原生群落组成发生变化,优势种密度量减少,建群种发生更替,低矮、耐践踏杂草增多,地上生物量下降等^[31, 32]。土系统的退化包含着土壤有机质、全氮、全磷等含量下降,土壤中水稳性团聚体含量减少,土壤硬度增加,孔隙度减小,土壤持水能力下降等^[33-38]。

1.3.1 植被特征指标

草地生态系统的退化中,植被是最敏感的指标之一,植被特征也是在生态系统健康评价中最早的研究对象^[39]。前人的研究表明,草地退化的过程中植被变化的具体表现有:(1)原始健康草地中植被建群种的高度、盖度、密度和产量减小,例如随着放牧强度的加大,家畜会采食、践踏牧草,影响植物的生长发育和繁殖,从而影响植物的群落组成^[40]。(2)随着草地的逐步退化,植被发生逆行演替,植物群落组成、结构、特征发生变化,原始植物群落中的优势种被伴生种所替代。放牧的草地,适口性牧草下降,不可食牧草与毒害植物生物量增多,以及退化指示植物出现,都标志着草地退化等级加重。例如以羊草(*Leymus chinensis*)为群落建群种,大针茅(*Stipa grandis*)、西伯利亚羽茅(*Achnatherum sibiricum*)有着优势地位的典型草原,随着放牧强度的加大会被冷蒿(*Artemisia frigida*)、糙隐子草(*Cleistogenes squarrosa*)等取代^[41]。云南西北地区的草原以毒草大狼毒(*Euphorbia jolkini*)为退化指示植物,发现大狼毒的盖度和产草量的

增加,严重影响着草地健康^[42]。(3)草地生态系统中植被恢复机制可以作为评价的重要指标,主要在于关注植物的年龄多样性、活力和发芽情况,如果幼苗和幼年植物较少、发芽率低、生存环境较小,就认为草地健康状态存在下滑^[43]。故评价草地健康的第一步就在于选取合适的植被特征指标。

1.3.2 土壤特征指标

土壤是评价草地生态系统健康的另一个重要的指标,其是植物群落生长的重要基础环境和主要营养体。水分和氮、磷、有机质等养分物质影响着植物群落的生产力,在土壤与草地健康的关系中,一些研究表明,土壤对草地健康的影响存在一定的滞后性,退化群落的土壤养分含量短时间内不会明显减少^[44]。但是土壤指标可以用于修正植物群落指标带来的单项评定造成的误差,如土壤肥力、土壤中腐殖质的厚度变化^[45],其包含了植被群落特征的不完全反映草地健康的信息。土壤特征标志着草地管理水平对草地生态系统健康的影响,有较大的适用范围。

放牧影响着表层土壤物理性质,轻度放牧条件下土壤容重较小,而重度放牧土壤紧实度增大,土壤容重增加^[46]。在松嫩羊草草地上,重度放牧的土壤容重比轻度放牧的土壤容重增加了 64.90%^[47]。土壤有机质是评价土壤健康的重要指标,土壤健康状况影响着草地生态系统健康。土壤有机质的含量不仅可以反映出有机质的水平,也能够反映营养元素氮、磷等的有效状态。在不同放牧处理的典型草原亚带和荒漠带上,随着放牧强度的加大,土壤有机质呈现下降趋势,放牧减小了土壤磷元素和钾元素的含量^[48]。甘肃典型草原不同放牧强度的土壤全氮和速效氮含量随着牧压增加含量下降,土壤氮矿化不仅受土壤基质影响,还受土壤微生物、温度、湿度、pH 值影响^[49]。土壤水分是土壤肥力的指标,在健康的草地上,土壤渗透率高,土层中的储水量大。在过度放牧的情况下,牲畜对土壤压实的作用增加,导致土壤总孔隙度降低,土壤渗透率和饱和导水率降低^[50]。由于草地生态系统的植物-牲畜-土壤是相互作用的,三者之间的关系十分密切,研究土壤特征的变化,有助于从不同角度了解草地动态变化,做出合适的草地健康评价。

1.4 草地生态系统健康评价模型

1.4.1 CVOR 综合指数评价法

采用模型评价草地健康,是非常普遍的研究方法。VOR 综合指数由美国生态学家提出后,被广泛应用于草地健康评价领域中。其中 V 表示活力指数,活力的意思是草原生态系统的物质生产与能量流通沿着从太阳能到绿色植物到动物的方式进行流动,用生态系统物质生产和能量固定的总量或效率度量,常采用地上生物量、光合产物等进行衡量。组织力 O 代表草原生态系统物种的组成结构及其种间的相互关系,主要采用物种分布频率、植株高度、相对生物量等来反映草原生态系统的结构与功能的优化能力。R 代表恢复力指数,恢复力指草原生态系统对威胁草地健康现象的抵抗能力,主要包括对生产力和物种组成结构的恢复。CVOR 综合指数是任继周根据 VOR 综合指数提出来的,在原有的 VOR 综合指数上,增加了基况 C 指标,基况主要是对地境-草地-大气界面过程的评价,主要反映植被生长所需的气候条件和土壤营养状况的综合。而土壤有机质可以侧面反映出草地长期发展历史,其是供给植物养分的重要能源。同时基况也可以由水分因子来反映,大气有效降水直接影响着植物群落的地上生物量和优势种群生物量^[51]。此方法在草地生态系统健康中得到一定的应用,例如单贵莲以内蒙古太仆寺旗为例采用 VOR 和 CVOR 综合指数定量评价围封禁牧对草地生态系统健康的影响^[51]。史国锋等采用 CVOR 综合指数建立内蒙古草原生态系统健

康评价指标体系, 基于植被型、植被亚型、群系三个等级对草地健康进行评价^[52]。陆均等采用 CVOR 综合指数对巴音布鲁克高寒草原生态系统进行评价和退化分级研究, 发现降水是影响草地健康的驱动因素, 围封可以改善草地健康状况^[53]。

1.4.2 RBF 神经网络评价法

人工神经网络简称神经网络是基于算法的数学模型, 在生物学研究人脑组织的层面上, 通过大量反复调整内部节点和之间相互连接, 构成复杂网络, 模拟人类大脑神经网络的学习、记忆、推断功能, 达到处理信息的目的^[54]。神经网络最早在 1943 年由心理学家 W.Mcculloch 和数理逻辑学家 W.Pitts 在分析神经元的特征基础上, 提出了神经元的数学模型^[55]。1948 年美国数学家 John von Neumann 比较了人脑结构和存储程序式计算机之间的区别, 提出了简单神经元构成的再生自动机网络结构^[55]。20 世纪 50 年代末, F.Rosenblatt 首次把人工神经网络理论应用于工程实践, 设计了一种多层的神经网络, 称为“感知机”。20 世纪 80 年代初期, 模拟与数字混合的超大规模集成电路制作技术提高到新的水平, 随着非线性科学的发展, 人工神经网络的发展迅速^[55]。1982 年和 1984 年美国物理学家 Hopfield 在美国科学院院刊上发表了关于人工神经网络的论文, 掀起了人工神经网络研究的热潮^[55]。

随着人工神经网络研究技术的日趋成熟, 基于机器学习的生态环境领域研究越来越多, 在农业生态生产技术和持续发展中得到应用, 有助于节省人力、物力、财力^[56]。在林业研究方面, Boyd 等采用植被指数法、回归分析和神经网络模型估算了美国太平洋西北部的针叶林盖度, 结果表明神经网络模型略好于植被指数法和回归分析法, 在乔木、灌木和草层盖度方面得到很好的应用^[57]。陈玉玲等基于 BP 神经网络模型和多元回归模型对华北落叶松小班进行蓄积预估, 及时了解森林经营状况^[58]。在农业研究方面, 可用于预测农作物产量, 也可用于蔬菜、果实、谷物的分级、鉴定, 同时也可预测病虫害^[59, 60]。神经网络也被用于草地生态系统恢复演替研究中。罗布等采用主成分分析法、BP 神经网络模型估算藏北高寒草地盖度年际变化, 发现先通过主成分分析法对输入变量进行降维处理, 再用神经网络模型进行估算的结果精确度有了很大的提高^[61]。张爽等运用 MATLAB 软件平台, 把植物群落的高度、盖度、密度作为输入因子, 群落现存量作为输出因子建立 BP 神经网络模型, 评估了荒漠草原植物群落现存量, 模型准确率在 90%以上^[62]。曾纳等采用 2005~2007 年的地上生物量实测数据, 运用 BP 神经网络模型估算了 2001~2010 年三江源区域的草地地上生物量^[63]。以往的研究多采用 BP 神经网络用于草地生态系统研究中, 近年来径向基函数 RBF 神经网络开始得到运用。例如包刚采用 RBF 神经网络进行草地叶面积指数反演, 江凤月采用然而采用 RBF 神经网络预测草原环境污染物^[64, 65]。

1.5 研究目的及意义

草地生态系统是陆地生态系统的重要组成部分, 草地健康是生态学和经济学领域日益关注的问题。研究区是羊草+贝加尔针茅的草甸草原, 该类型在内蒙古呼伦贝尔面积较大、分布范围较广、饲用价值也较高。在打草和放牧的扰动下, 其植物群落结构特征、植物群落组成结构都存在着变化, 研究草地生态系统健康在保护生态环境和生态系统服务价值方面具有重要的意义。由于呼伦贝尔草甸草原大部分处在中温带半干旱大陆性气候条件下, 其所能承受的人为活动强度和反馈调节能力十分有限。近几年来国际对内蒙古草地实施了很多的草原保护建设工程, 加强了草原保护和可持续发展的需求。对于草地生态系统健康的评价从研究方法和内容方面分析, 研究草地退化本身就是对草地生态系统健康评价的一种衡量, 评定草地退化等级也就是衡量草地健

康程度的一种途径。然而草地退化的原因十分复杂,而且草地分布范围较广,所以选取合适的评价指标和方法一直是生态学相关领域的专家研究的一大主题。以往的草地健康评价方法很多停留在自然属性研究方法之上,采取野外实地调查方法,此种方法较为耗时费力,仅针对典型代表的地点进行研究,评价区域较为片面,且基本都是定性评价,无法达到从定性到定量的飞跃^[66]。

本文采用野外实地调查与室内实验技术相结合的方法获取相关信息,分析了不同草地利用方式和草地退化等级的植被状况、土壤特征,运用主成分分析法筛选出可以作为草地健康评价的指标,采用 RBF 神经网络和 CVOR 综合指数定量的评价不同草地利用方式的草地健康程度。运用 RBF 神经网络和 CVOR 综合指数从草地生态系统的结构与功能、植被-土壤-大气循环方面,全面客观评价草地健康状况。力求找出快速、准确评价草甸草原健康状况的方法,拓展草地健康研究领域的模型,丰富草地健康评价体系,为后续专家研究草甸草原生态系统现状和功能水平提供理论依据,为衡量草甸草原经济支撑能力和草地管理方面提供科学依据。

团铁线莲(*Clematis hexapetala*)、东北鸦葱(*Scorzonera manshurica*)、鸦葱(*Scorzonera austriaca*)、防风(*Saposhnikovia divaricata*)、鹤虱(*Lappula myosotis*)、白婆婆纳(*Veronica incana*)、达乌里苘芭(*Cymbaria dahurica*)、百蕊草(*Thesium chinense*)、东北大戟(*Euphorbia esula*)、高山紫菀(*Aster alpinus*)、狗舌草(*Tephrosia kirilowii*)、瘤毛獐牙菜(*Swertia pseudochinensis*)、多裂叶荆芥(*Schizonepeta multifida*)、细叶百合(*Lilium pumilum*)、柳穿鱼(*Linaria vulgaris*)、堇菜(*Viola verecunda*)、紫苞鸢尾(*Iris ruthenica*)、乳白黄耆(*Astragalus galactites*)、细叶婆婆纳(*Veronica linariifolia*)、小蓬草(*Conyza canadensis*)、地榆(*Sanguisorba officinalis*)、旋覆花(*Inula britannica*)^[67]。退化指示植物参考行标“NY/T 3648-2020 草地植被健康监测评价方法”并结合当地实际情况有阿尔泰狗娃花(*Heteropappus altaicus*)、冷蒿(*Artemisia frigida*)、星毛委陵菜(*Potentilla acaulis*)、二裂委陵菜(*Potentilla bifurea*)、披针叶黄华(*Thermopsis lanceolata*)、细叶韭(*Allium tenuissimum*)和狼毒大戟(*Euphorbia fischeriana*)等^[68]。

2.1.4 土壤特征

试验区地势平缓,土壤类型以暗栗钙土为主,钙积层约 20~40cm。碳酸钙含量平均约 140g/kg,土壤 pH 值为 7.5 左右,有随深度而增高的趋势。土壤剖面中部有弱粘化现象,主要是残积粘化,与钙积层的部位大体一致,存在“隐粘化”现象。

2.2 试验设计

于 2016 年进行野外试验样地的选择和布设(见图 2),2017、2018 年进行系统试验处理、样品和数据采集。2016 年 8 月初植物生长旺盛期,在呼伦贝尔市鄂温克旗设置监测样地,进行草地植被调查。该区域草地类型为羊草+贝加尔针茅草甸草原。以鄂温克族自治旗草原监督管理局围封 3 年的监测地为对照,围栏内侧草地为围封草地,采用样方法在对照内随机选取 5 个 1m×1m 的样方。放牧样地存在围封,连续放牧,位于围栏外侧,全年自由放牧,以围栏入口为一端,靠近居民点处为另一端,布设一条样线,样线长 1500m,沿样线每隔 210m 设置一个样地,样地取名为 SP,并进行编号,SP3 和 SP4 间隔 240m,放牧共设置 6 个 SP,每个样地随机设置 5 个样方,面积为 1m×1m。打草样地,每年进行打草,选择打草方式是割草机进行刈割,地面留茬约 7cm,共设置 6 个 SP,每个 SP 随机设置 5 个样方,面积为 1m×1m。打草+放牧为打草和放牧综合一起分析的数据。

土壤数据于 2016~2018 年每年 5 月中旬、8 月上旬进行土壤样品的收集,在试验地的每个 1m×1m 的样方内以三角形取 3 个采样点,用直径 7.0cm 的土钻分 0-10cm、10-20cm、20-30cm 三层取样,每层取 3 钻混合在一起,取其中约 1kg 左右的土,每个样方重复 3 次,带回实验室进行分析化验。

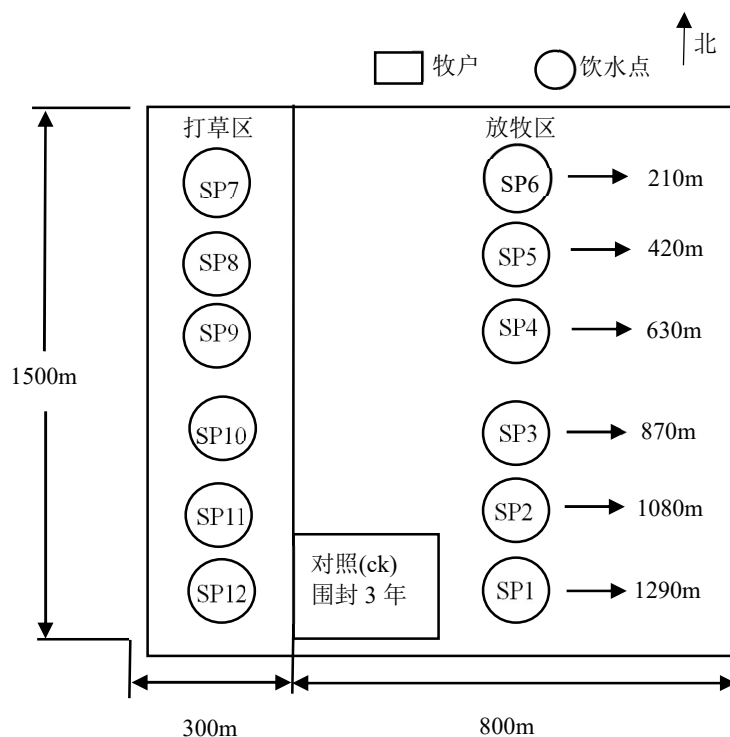


图2 样地设计
Fig.2 Plot design

2.3 研究方法

在野外数据采集时,记录每个样方内出现的植物群落物种,记录每个物种的高度、盖度、密度和地上生物量。高度选择样方内的物种,随机选取5株分别测量高度,再取均值。盖度采用目测进行估计,由同一人进行盖度估计来减少误差。密度是测量每个样方内各物种的株数。地上生物量采取分种齐地刈割,取样方内所有的植物,带回牧户家,先称量鲜重,再带回实验室放入65℃的烘箱烘干24h后称重,取其干重。

土壤数据采集时将草根等杂质摘除,用孔径为1mm16目的筛子进行过筛,再用粉碎机粉碎,最后进行土壤养分的测定。土壤有机质用重铬酸钾容量法—外加热法,土壤全氮用凯氏定氮法,土壤全磷用NaOH熔融-钼锑抗比色法。

2.4 草地退化等级划分

草地健康状况的评价往往用草地退化等级来进行衡量,所以本研究的第一步在于将草甸草原进行退化等级划分。参照国标“B19377-2003 天然草地退化、沙化、盐渍化的分级指标”和李向林的草原退化的生态学透视,将围封3年的监测地为对照CK,研究区样地划分为未退化U、轻度退化L、中度退化M三个等级^[69]。

2.5 数据分析与方法

2.5.1 重要值

重要值=(相对盖度+相对高度+相对密度)/3

公式(1)

式中:相对盖度=某物种盖度/各物种的分盖度之和×100

相对高度=某物种高度/各物种的高度之和×100

相对密度=某物种密度/各物种的密度值之和×100

2.5.2 主成分分析

主成分分析是将多个变量变成少数综合变量的线性组合,是一种多元统计方法。本研究将植物群落盖度、高度、地上生物量、可食牧草生物量、可食牧草密度、退化指示植物密度、建群种羊草重要值作为草系统主成分分析的变量。将土壤指标 0-10cm 的全氮、全磷、有机质, 10-20cm 的全氮、全磷、有机质, 20-30cm 的全氮、全磷、有机质, 作为土系统主成分分析的变量。具体分析过程如下:

草系统: 设有 n 个样地($n=12$), 每个样地有 p ($p=8$)个变量, 对变量采取降维方法, 用 p 个变量构造 q 个新的综合变量($q \leq p$), 采用较少的变量就能反映原来 p 个变量的统计特性。

在实际工作中数据的单位往往不一致, 这会给分析带来不便, 为此将数据进行标准化处理, 使第 i 个变量均值为 0, 方差为 1。设

$$\bar{x}_{.i} = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n x_{ji}$$

$$\text{令 } \widetilde{x}_{ji} = \frac{x_{ji} - \bar{x}_{.i}}{\sqrt{s_{ii}}} \quad i = 1, 2, \dots, p; j = 1, 2, \dots, n \quad \text{公式 (2)}$$

称 \widetilde{x}_{ji} 为标准化后的数据。假定 $x = (x_1, x_2, \dots, x_p)'$ 是一组随机变量, 并且 $Ex = \mu$, 协方差阵 $D(x) = V$ 。 x_1, x_2, \dots, x_p 的一个线性组合, 有下式:

$$Z = a_1 x_1 + a_2 x_2 + \dots + a_p x_p = a'x \quad \text{公式 (3)}$$

式中 $a' = (a_1, a_2, \dots, a_p)$, 对 a 加以限制, 根据限制性条件的拉格朗日极值理论设定, 求 $\text{Var}(a'x)$ 的最大值等价于求下式的值:

$$\max_{a' a = 1} \frac{a' V a}{a' a} \quad \text{公式 (4)}$$

其中矩阵 V 的最大特征根 λ_1 , a 是 λ_1 对应的特征向量。若记矩阵 Σ^* 的 p 个特征值 $\lambda_1 \geq \lambda_2 \geq \dots \geq \lambda_m > \lambda_{m+1} = \dots = \lambda_p = 0$, 且 m 个非零特征值所对应的特征向量分别为 a_1, a_2, \dots, a_m , 则

$$\begin{aligned} \max_{a' a = 1} a' V a &= \lambda_1 = a'_1 V a_1 \\ \max_{a' a = 1} &= \lambda_2 = a'_2 V a_2 \\ &\vdots \\ \max_{a' a = 1} &= \lambda_m = a'_m V a_m \end{aligned}$$

$$\max_{a' a = 1} = \lambda_m = a'_m V a_m \quad \text{公式 (5)}$$

那么把矩阵 V 的非 0 特征根 $\lambda_1 \geq \lambda_2 \geq \dots \geq \lambda_m > 0$ 所对应的单位特征向量 a_1, a_2, \dots, a_m 分别作为 $x = (x_1, x_2, \dots, x_p)'$ 的系数向量, $a'_1 x, a'_2 x, \dots, a'_m x$ 分别称为随机向量 x 的第 1 主成分, 第 2 主成分, ..., 第 m 主成分。当 $i \neq j$ 时, 有

$$\text{COV}(a'_i x, a'_j x) = a'_i V a_j = \lambda_j a'_i a_j = 0 \quad \text{公式 (6)}$$

所以主成分之间是不相关的, 如果前 m 个主成份的累积贡献率大于等于 85%, 则取 m 个主成份, 就已经能够反映全部 p 个变量的绝大部分信息。

关于贡献率与累积贡献率, 由主成份的性质可知, 主成份 $a'_1 x, a'_2 x, \dots, a'_m x$ 的方差 $\lambda_1, \lambda_2, \dots, \lambda_m$, 与随机变量 x_1, x_2, \dots, x_p 的方差 $S_{11}, S_{22}, \dots, S_{pp}$ 之间有关系:

$$\lambda_1 + \lambda_2 + \dots + \lambda_p = S_{11} + S_{22} + \dots + S_{pp} \quad \text{公式 (7)}$$

称: $P_k = \lambda_k / \sum_{j=1}^p \lambda_j$ 为第 k 个主成份的贡献率, 它反映了第 k 个主成份提取全部信息的多少。又称 $\sum_{j=1}^k \lambda_j / \sum_{j=1}^p \lambda_j$ 为前 k 个主成份的累积贡献率, 它反映了前 k 个主成份共同提取全部信息的多少。考虑第 k 主成份与 p 个变量 x_1, x_2, \dots, x_p 的相关系数, 称其为因子负荷量, 记为 $L(Z_k, x_i)$ (对相关阵的主成份或标准化后的数据), 有

$$L(Z_k, x_i) = \sqrt{\lambda_k a_{ik}} \quad i = 1, 2, \dots, p \quad \text{公式 (8)}$$

其中 a_{ik} 为第 k 个特征值所对应的特征向量的第 i 个分量。

本研究采用 Microsoft Office 2019 版 Excel 进行数据分类与整理,使用 OriginPro8.5 进行制图,运用 SAS 9.2 进行单因素方差分析、独立样本 t 检验、配对样本 t 检验、Pearson 相关性分析、主成分分析、正态性检验。

2.5.3 RBF 神经网络评价法

径向基函数 RBF 神经网络的结构与多层前向网络相似,是由三层构成的前向网络。第一层为输入层,由信号源结点组成,第二层为隐藏层,隐藏的单元根据描述的问题来制定,隐单元的函数就是径向基函数,其是对中心点径向对称且衰减的非负非线性函数,第三层是输出层,对输入的模式作用做出反应。径向基函数的基本思想在于用隐单元的“基”构成隐含层空间,达到输入矢量直接映射到隐空间的目的。纵观整体,RBF 神经网络由输入到输出的映射是非线性的,而从网络输出对可调参数是线性的,这样 RBF 神经网络的权可由线性方程组接触,避免了模型在学习过程中的局部极小问题,加大了学习速度。本研究基于 Matlab2014a 软件平台,构建 RBF 神经网络,程序分两个阶段训练网络,第一个阶段是程序通过聚类方法确定径向基函数,以及每个径向基函数的中心和宽度,第二个阶段是估计径向基函数的连接权重。在预测和分类中使用 softmax 函数作为激活函数。

径向基函数的公式为:

$$\varphi(x, y) = \varphi(\|x - y\|) \quad \text{公式 (9)}$$

其中 $\|x\|$ 为欧几里得范数,范数是对函数、向量和矩阵定义的一种度量形式,任何对象的范数都应该是一个非负数。 x 为草系统、土系统的各项指标, y 为草甸草原草地健康程度。径向基函数必须满足条件是如果 $\|x_1\|$ 等于 $\|x_2\|$, 则 $\varphi(x_1) = \varphi(x_2)$, 说明函数值与自变量的范数有关,在一定条件下,径向基 $\varphi(\|x - c\|)$ 可以逼近几乎所有函数,这里 c 是一个固定值。本文 RBF 神经网络构建示意图见图 3。

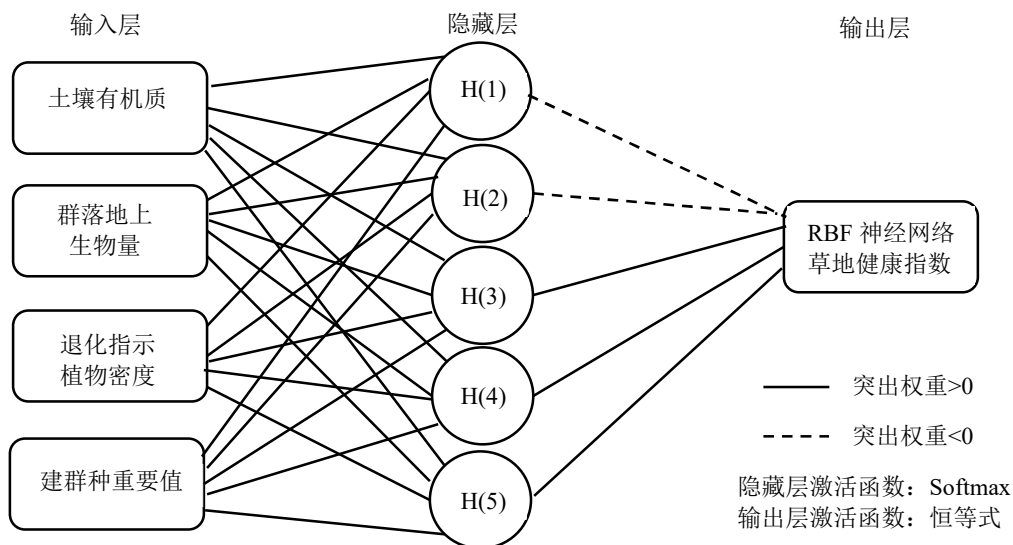


图 3 RBF 神经网络构建图

Fig.3 RBF neural network construction diagram

隐藏层的 softmax 函数不仅可以给函数增加非线性,而且可以把预测值转换成在 $[0,1]$ 中的数据值。把最后的预测值当成预测正例的概率,进行模型应用的时候,设置一个阈值,当预测值大于这个阈值时,判定为正例,反之判断为负例。softmax 函数

的表达式为:

$$\sigma(z)_j = e^{a_k} / \sum_{i=1}^n e^{a_i} \quad \text{公式 (10)}$$

为防止在计算机中过大值导致的溢出, 将 softmax 函数改进为

$$\sigma(z)_j = C e^{a_k} / C \sum_{i=1}^n e^{a_i}$$

因为分式上下乘以一个常量, 所以分式的值不会改变然后再进行变形:

$$C e^{a_k} / C \sum_{i=1}^n e^{a_i} = e^{a_k + \log C} / \sum_{i=1}^n e^{a_i + \log C} = e^{a_k + C'} / \sum_{i=1}^n e^{a_k + C'}$$

转换成上式, 就可以对 C' 进行任意取值, 因为 C 是任意的, 所以 C' 也是任意的, 但引入 C' 是为了防止溢出, 故本文 C' 取最大值的负数, 公式如下:

$$\sigma(z)_j = e^{a_k - \max(a)} / \sum_{i=1}^n e^{a_i - \max(a)} \quad \text{公式 (11)}$$

softmax 的优势是指数函数曲线呈现递增趋势, 最重要的是斜率逐渐增大, 也就是说在 x 轴上一个很小的变化, 可以导致 y 轴上很大的变化。经过使用指数形式的 softmax 函数能够将差距大的数值距离拉的更大。在深度学习中通常使用反向传播求解梯度进而使用梯度下降进行参数更新的过程, 而指数函数的导数是其本身, 在求导的时候比较方便。

输出层激活函数为恒等式, 输出的函数是线性的, 主要用于做回归任务, 求出具体的预测值, 所以输出层不再使用激活函数进行非线性转换, 应使用线性函数。恒等函数公式如下:

$$h(x) = x \quad \text{公式 (12)}$$

2.5.4 CVOR 综合指数评价法

本文 CVOR 综合指数的算法参考单贵莲和俞鸿千评价草地健康的 CVOR 计算方法^[51, 70]。

(1) 基况指数(C)

基况主要是对地境-草地-大气界面过程的评价, 反映植被生长所需的气候条件和土壤营养状况的综合。而土壤有机质可以侧面反映出草地长期发展历史, 其是供给植物养分的重要能源。本文采用 0~30cm 土壤有机质作为草地基况评价的指标。基况(C)评价用以下公式:

$$C = C_x / C_k \quad \text{公式 (13)}$$

其中 C_x 为评价样地的土壤有机质含量, C_k 为对照样地的土壤有机质含量, $C \in [0, 1]$, 若 $C > 1$, 则取 $C = 1$ 。

(2) 活力指数(V)

活力的意思是草原生态系统的物质生产与能量流通沿着从太阳能到绿色植物到动物的方式进行流动, 用生态系统物质生产和能量固定的总量或效率度量, 常采用地上生物量、光合产物等进行衡量。由于草原生态系统的退化经常是放牧导致的, 包含着地上生物量的减少和可食牧草的降低。故本文选取地上生物量作为活力指数(V)的评价指标, 具体计算方法如下:

$$V = P_x / P_k \quad \text{公式 (14)}$$

其中 P_x 为评价样地的地上生物量, P_k 为对照样地的地上生物量, $V \in [0, 1]$, 若 $V > 1$, 则取 $V = 1$ 。

(3) 组织力指数(O)

组织力代表草原生态系统物种的组成结构及其种间相互关系, 主要采用物种分布

频率、植株高度、相对生物量等来反映草原生态系统的结构与功能的优化能力。本文参考已有研究内蒙古典型草原的组织力计算方法,计算群落中优势种羊草和贝加尔针茅的累积频率、累积相对生物量、累积平均高度,具体计算公式如下:

$$O_x = (F_i + B_i + H_i) / 3 \quad \text{公式 (15)}$$

其中 $F_i = Z_i / Z$, F_i 为累积频率,反映了物种的水平分布情况, Z_i 为第 i 个物种出现的样方数, Z 为样方总数; $B_i = \sum B_{ij} / \sum B_j$, 其中 B_i 为各物种的相对生物量反映了植物生长对能量固定的贡献, B_{ij} 为第 i 个物种在第 j 个样方中的干重, $j=1,2,\dots,5$, B_j 为 5 个样方的总干重。 $H_i = P_i / P_{max}$, 其中 H_i 为各物种的相对高度表示植物接受光能的标度以及高度的空间分布状况, P_i 表示第 i 个物种在 5 个样方中的平均高度, P_{max} 为第 i 个物种在 5 个样方中的最大值。在算完累积频率、累积相对生物量、累积平均高度之后,将各样地的组织力计算值除以参照系统组织力计算值,得出的值来评价各样地的组织力水平,计算方法:

$$O = O_x / O_k \quad \text{公式 (16)}$$

其中 O_x 为评价样地的组织力, O_k 为对照样地的组织力, $O \in [0,1]$, 若 $O > 1$, 则取 $O = 1$ 。

(4)恢复力指数(R)

恢复力指草原生态系统对威胁草地健康现象的抵抗能力,主要包括对生产力和物种组成结构的恢复。本文选取草甸草原的优势种羊草和贝加尔针茅的物种数量与退化指示植物阿尔泰狗娃花、冷蒿、星毛委陵菜、二裂委陵菜、披针叶黄华、细叶韭和狼毒大戟的地上生物量之间的比值来衡量草甸草原群落的恢复能力,具体计算公式如下:

$$R = \{ [B_x(\text{羊草} + \text{贝加尔针茅}) / B_k(\text{羊草} + \text{贝加尔针茅})] \times [B_x(\text{阿尔泰狗娃花} + \text{冷蒿} + \text{星毛委陵菜} + \text{二裂委陵菜} + \text{披针叶黄华} + \text{细叶韭} + \text{狼毒大戟}) / B_k(\text{阿尔泰狗娃花} + \text{冷蒿} + \text{星毛委陵菜} + \text{二裂委陵菜} + \text{披针叶黄华} + \text{细叶韭} + \text{狼毒大戟})]^{-1} \} \quad \text{公式 (17)}$$

此公式表示当群落中的羊草和贝加尔针茅的生物量多时,草甸草原群落恢复能力强,当退化指示植物生物量增多时,草甸草原群落恢复能力降低,式中 B_x 为评价样地的物种地上生物量, B_k 为对照样地的地上生物量, $R \in [0,1]$, 若 $R > 1$, 则取 $R = 1$ 。

(5)CVOR 综合指数计算

CVOR 综合指数计算公式:

$$CVOR = w_c \times C + w_v \times V + w_o \times O + w_R \times R \quad \text{公式 (18)}$$

$w_c = w_v = w_o = w_R = 1/4$, $CVOR \in [0,1]$, 若 $CVOR > 1$ 表示超健康状态,则取 $CVOR = 1$, 若 $CVOR = 0$ 表示草地生态系统最不健康。

2.6 技术路线

本文的研究技术路线见下图。

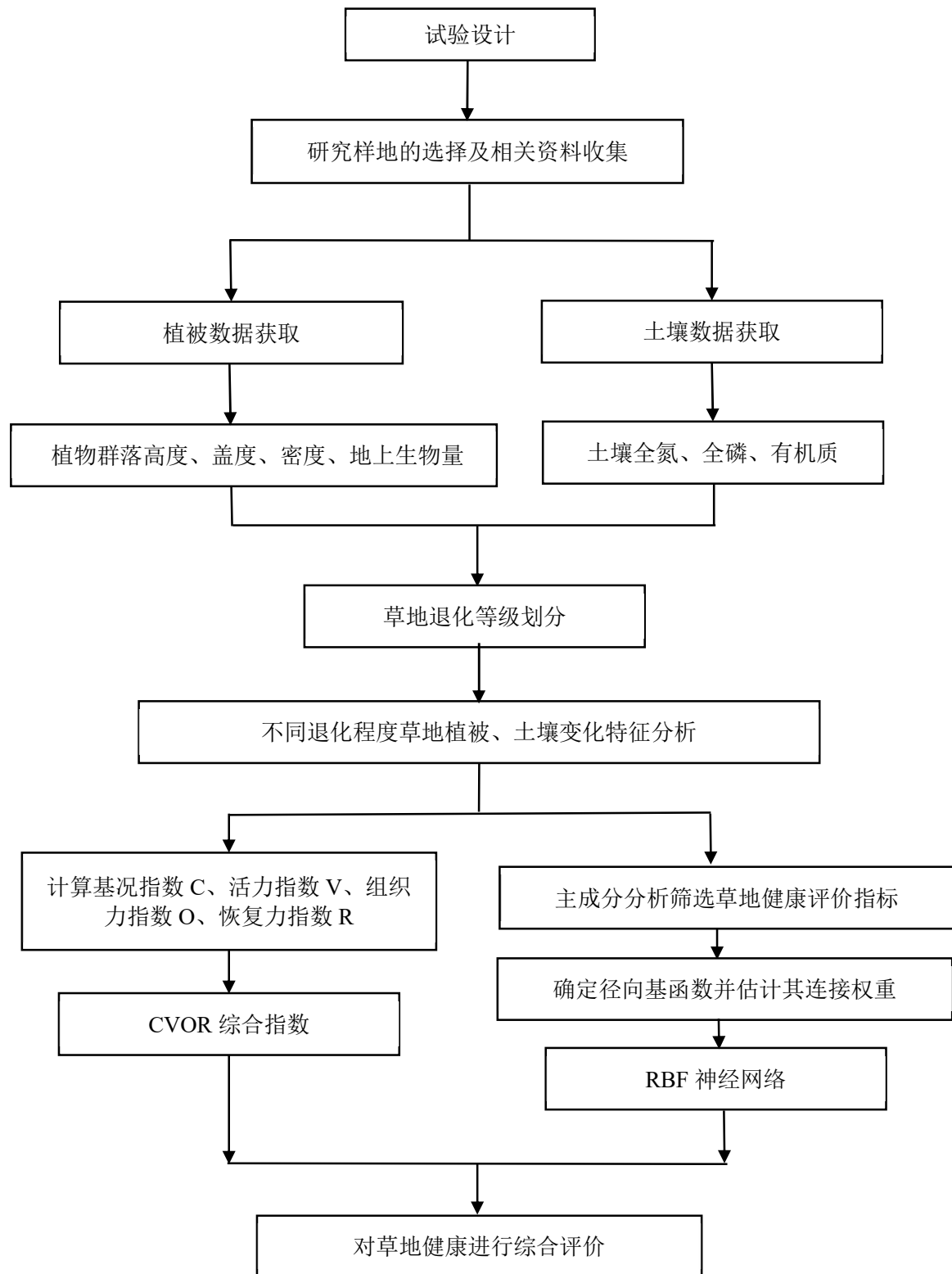


图 4 技术路线

Fig.4 Technology roadmap

2.7 草甸草原健康等级划分

本文采用四分法并参考单贵莲的草原健康评价指标划分方法将草甸草原健康状态划分为 4 个不同等级^[41, 51]，具体划分见表 1。

表 1 草甸草原生态系统健康指数及健康等级
Table.1 Health index and health grade of meadow grassland ecosystem

健康指数	健康等级	健康指数	健康等级
0.75~1.00	健康	0.25~0.50	不健康
0.50~0.75	警戒	0.00~0.25	崩溃

3 结果与分析

3.1 不同利用方式草地植被特征变化规律

根据国标“GB19377-2003 天然草地退化、沙化、盐渍化的分级指标”^[69]将研究区放牧草地分为轻度退化 L、中度退化 M 两个等级，打草草地分为轻度退化 L 一个等级，研究区中打草的强度没有放牧强度大，所以根据国标分出的结果发现打草不存在中度退化的草地。

3.1.1 群落盖度

研究不同退化等级群落盖度情况如表 2，从中看出群落盖度 3 年均值随着退化等级的加重呈现下降趋势，U 较 CK 群落盖度不存在显著差异($P>0.05$)，L、M 的群落盖度较 CK 分别下降了 32.38%、54.09%，各退化等级均较 CK 存在显著差异($P<0.05$)。2016 年的群落盖度最好，其 L、M 分别较 CK 下降了 29.71%、54.38%，存在显著差异($P<0.05$)，且 L 与 M 间也存在显著差异($P<0.05$)。2017 年的群落盖度最差，其 CK 的群落盖度差于 2016 年和 2018 年，其 L、M 分别较 CK 下降了 40.70%、60.36%，存在显著差异($P<0.05$)。这说明群落盖度可以作为评价草地退化程度的指标，其与草地退化程度存在着协同性。

表 2 打草+放牧不同退化等级草地群落盖度 (%)
Table.2 Grass cutting+grazing coverage of grassland communities at different degradation levels (%)

年份	CK	U	L	M	L 较 CK 下降%	M 较 CK 下降%
2016	75.20±1.21a	71.60±7.77a	52.86±1.71b	34.31±0.43c	29.71	54.38
2017	49.34±7.83a	47.60±12.99a	29.26±2.46b	19.56±0.96b	40.70	60.36
2018	72.43±5.36a	69.46±6.87a	53.09±3.24b	37.93±5.27c	26.70	47.63
均值	66.65±8.73a	62.89±12.74a	45.07±11.72b	30.60±9.03c	32.38	54.09

分析不同草地利用方式的草地群落盖度变化（图 5），打草和放牧均采用方差分析分析群落盖度差异，后面其他植物群落特征、土壤指标分析方法与此方法相同。结果显示打草利用方式的草地 L 较 CK 存在显著下降趋势($P<0.05$)（图 5a）。放牧利用方式的草地群落盖度随着草地退化等级的加重，群落盖度呈现下降趋势，其中 L、M 较 CK 存在显著下降趋势($P<0.05$)，M 较 L 也存在显著下降趋势($P<0.05$)（图 5b）。还可看出 L 的草地中打草草地群落盖度下降的程度比放牧快，超过一定强度的放牧会使草地退化程度加重。

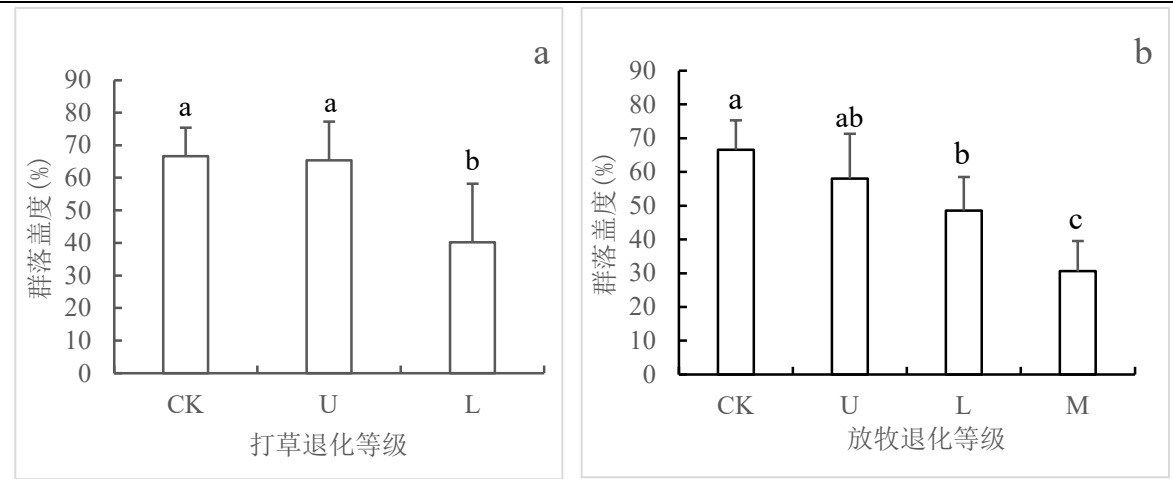


图5 不同利用方式草地退化等级群落盖度
Fig.5 Coverage of degraded grassland communities in different utilization modes

3.1.2 群落高度

根据各类草地退化或草地健康评价给出的国标和地方标准，很多都将植物群落高度作为评价草地退化的一项指标，其高矮可以判定草地退化的程度。由表 3 可以看出植物群落高度 3 年均值随着草地退化程度的加重呈现下降趋势，L、M 分别较 CK 下降了 52.33%、71.20%，各退化程度间存在显著差异($P<0.05$)。2016 年、2017 年、2018 年 L、M 较 CK 间存在显著下降趋势($P<0.05$)，植物群落高度 L 下降了 56.86%、65.43%、38.02%，M 下降了 65.18%、76.77%、72.42%，以 2017 年下降幅度最大。U 较 CK 间除了 2017 年下降不显著外($P>0.05$)，其余也存在显著下降趋势($P<0.05$)。植物群落高度在研究时间序列识别各退化程度时较为敏感、差异显著，植物群落高度在研究草地健康状况时，可以作为重点考虑的指标之一。

表 3 打草+放牧不同退化等级草地群落高度(cm)
Table.3 Grass cutting+grazing height of grassland communities of different degradation grades (cm)

年份	CK	U	L	M	L 较 CK 下降%	M 较 CK 下降%
2016	27.17±6.29a	18.11±4.71b	11.72±4.78b	9.46±3.17b	56.86	65.18
2017	22.94±6.02a	15.84±4.90ab	7.93±0.12bc	5.33±3.28c	65.43	76.77
2018	29.59±6.09a	20.41±3.84b	18.34±0.49b	8.16±0.73c	38.02	72.42
均值	26.56±6.06a	18.12±4.71b	12.66±5.13c	7.65±2.80d	52.33	71.20

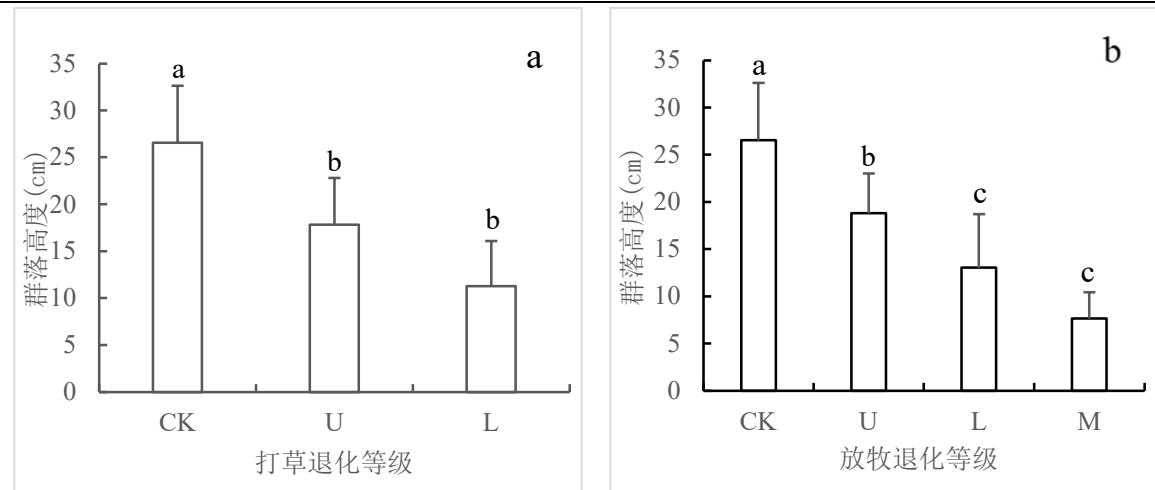


图6 不同利用方式草地退化等级群落高度

Fig.6 Height of degraded grassland communities in different utilization modes

分析不同草地利用方式的植物群落高度变化,打草利用方式的植物群落高度变化, U、L 较 CK 间存在显著下降趋势($P<0.05$) (图 6a)。放牧利用方式的草地植物群落高度 U、L、M 分别较 CK 存在显著下降趋势($P<0.05$),放牧利用方式的 L 草地与打草利用方式的 L 草地植物群落高度相似(图 6b)。而放牧的 M 较 L 间不存在显著差异($P>0.05$)。在放牧利用方式的草地中,由于牲畜的采食率过高,会使植物群落高度降低,打草采取齐地刈割的方法,也会对植物群落高度造成影响。

3.1.3 群落地上生物量和可食牧草生物量

根据表 4、表 5 不同退化等级的群落地上生物量和可食牧草生物量都有变化,随着草地退化程度的加重群落地上生物量和可食牧草生物量呈现减小趋势。监测样地上群落地上生物量 3 年均值 L、M 较 CK 分别减少 52.03%、79.92%,且呈现显著下降趋势($P<0.05$),而 U 较 CK 无显著差异($P>0.05$) (表 4)。2016 年的群落地上生物量 L、M 较 CK 分别减少 67.28%、87.91%,两个退化等级与 CK 差异显著($P<0.05$),但 M 较 L 的差异不显著($P>0.05$)。2018 年群落地上生物量的 L 较 CK 差异不显著($P>0.05$),同时 L 较 M 差异也不显著($P>0.05$)。2017 年、2018 年群落地上生物量 M 较 CK 差异显著($P<0.05$),分别下降了 81.29%、73.90%。由于放牧会导致草地适口性好的植物下降,所以研究可食牧草生物量的变化规律可以判断出草地牧草的生产力。可食牧草生物量 3 年均值 L、M 都较 CK 存在显著差异($P<0.05$) (表 5),分别较 CK 下降了 59.69%、76.39%。分年讨论发现 2016、2017、2018 年 L 较 CK 分别显著下降了 77.05%、38.62%、54.51% ($P<0.05$), M 较 CK 分别显著下降了 87.33%、75.49%、67.56%。这说明放牧和打草会影响群落地上生物量的变化以及可食牧草生物量的变化,具体变化的显著性得分开讨论见图 6,根据各退化等级间群落地上生物量的显著差异性,判定其对草地退化程度较为敏感,可以作为草地健康评价的一个指示标志。

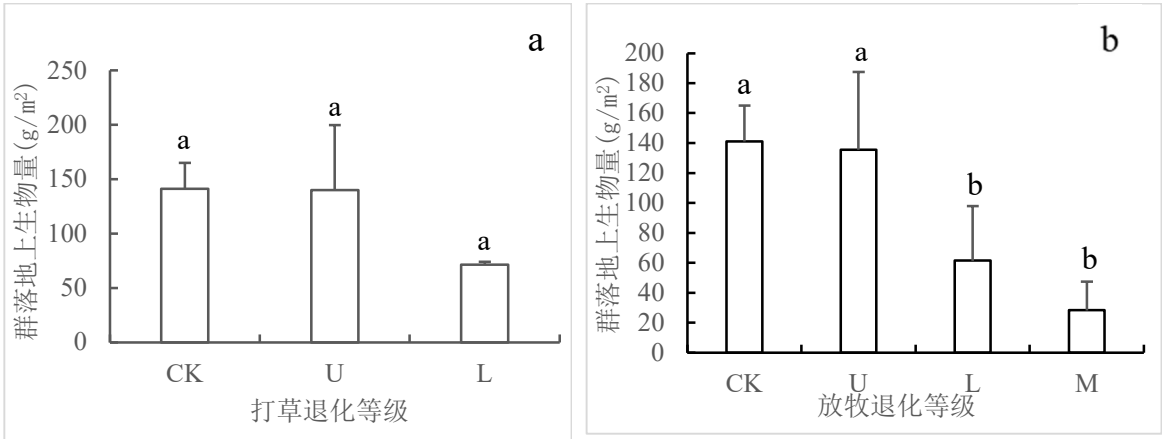
表 4 打草+放牧不同退化等级草地群落地上生物量 (g/m²)

Table.4 Grass cutting+grazing aboveground biomass of grassland communities at different degradation levels(g/m²)						
年份	CK	U	L	M	L 较 CK 下降%	M 较 CK 下降%
2016	133.14±7.69a	132.56±31.51a	43.56±26.65b	16.09±1.28b	67.28	87.91
2017	92.46±14.00a	84.69±36.51b	60.31±18.54bc	17.30±2.02c	34.78	81.29
2018	197.63±13.07a	183.26±62.85a	99.16±10.29ab	51.59±14.28b	49.83	73.90
均值	141.08±24.03a	133.50±65.47a	67.68±30.32b	28.33±19.16b	52.03	79.92

表 5 打草+放牧不同退化等级草地群落可食牧草生物量 (g/m²)

Table.5 Grass cutting+grazing aboveground biomass of edible grass species in different degraded grassland (g/m²)						
年份	CK	U	L	M	L 较 CK 下降%	M 较 CK 下降%
2016	124.50±11.16a	86.50±28.00a	28.57±15.16b	15.78±1.16b	77.05	87.33
2017	66.39±17.36a	58.44±32.01b	40.75±19.31b	16.27±2.82b	38.62	75.49
2018	147.56±24.98a	145.27±56.79b	67.13±23.16b	47.87±9.09b	54.51	67.56
均值	112.82±32.79a	96.74±56.55a	45.48±22.98b	26.64±16.99b	59.69	76.39

从不同利用方式的草地群落地上生物量和可食牧草生物量变化来看，打草利用方式的草地群落地上生物量 U、L 较 CK 不存在显著差异($P>0.05$)（图 7a），同时可食牧草地上生物量 U 较 CK 间不存在显著差异($P>0.05$)，而 L 较 CK 间存在显著下降趋势($P<0.05$)，说明打草也会导致可食牧草地上生物量降低（图 7c）。放牧利用方式的草地群落地上生物量 L、M 草地较 CK 存在显著下降趋势 ($P<0.05$)，而 U 较 CK 无显著差异($P>0.05$)（图 7b）。放牧利用方式的可食牧草生物量 L 的草地比打草利用方式的可食牧草生物量低（图 7d）。放牧由于牲畜啃食适口性好的植物，会导致可食牧草生物量下降，危害草地健康。如果单独评价放牧利用方式的草地健康状况，可以考虑把可食牧草生物量作为评价指标之一，如果在多种利用方式的草地上，可以把群落地上生物量作为评价草地健康的指标。



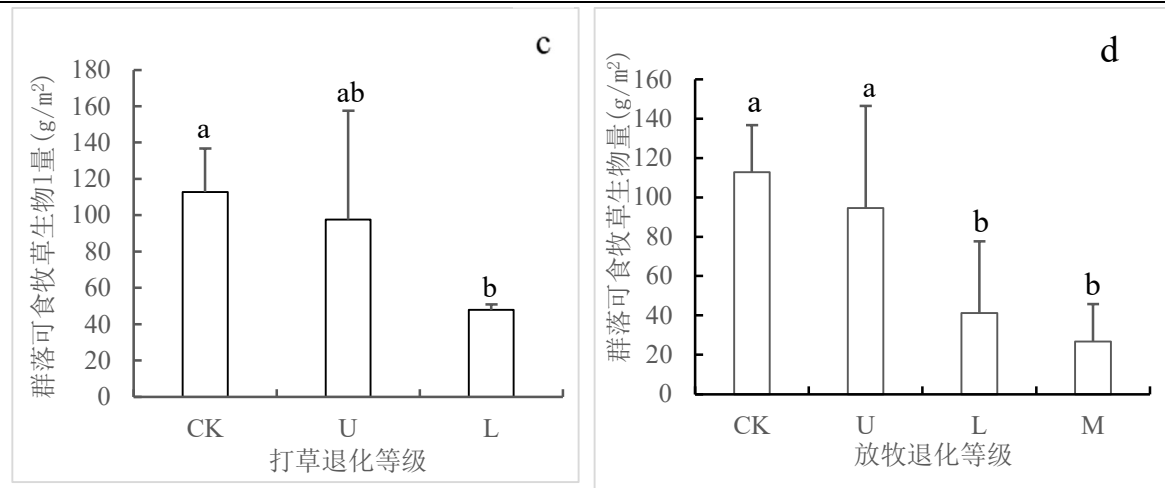


图7 不同利用方式草地退化等级群落地上生物量和可食牧草生物量

Fig.7 Aboveground biomass and edible grass species biomass of degraded grassland communities under different utilization modes

3.1.4 群落不同类群密度

将可食牧草密度与退化指示植物密度按不同退化等级进行方差分析,结果显示两者的方差齐性检验 P 值均大于 0.05, 满足方差分析的条件。但是可食牧草密度和退化指示植物密度在 CK、U、L、M 的草地上均不存在显著差异(表 6)。比较各退化等级的均值发现, 可食牧草密度 L、M 较 CK 分别下降了 15.90%、17.09%, 存在随着退化程度的加重呈现下降趋势, 这符合牲畜啃食牧草导致草地健康程度下降的客观规律。而 CK、U、L 的退化指示植物密度呈现逐级增多趋势, 而 M 又存在退化指示植物减少的现象。推测造成这种现象的原因在于当达到某种退化程度的草地, 所有植物密度都存在减少现象, 但是研究区的草地并没有出现重度退化的情况, 理论上不存在仅剩零星杂草的出现。

表 6 打草+放牧不同退化等级草地群落不同类群密度 (株/m²)

Table.6 Grass cutting+grazing density of different groups of grassland communities at different degradation levels (plant/m²)

群落不同类群	CK	U	L	M
可食牧草	436.77±165.65a	393.89±110.11a	367.32±107.26a	362.12±57.88a
退化指示植物	9.78±10.01a	32.08±48.89a	36.64±42.95a	15.12±6.89a

3.1.5 优势种重要值

选择优势种重要值来观察其不同草地退化等级的变化, 研究不同退化等级的草甸草原优势种重要值表 7、表 8 发现羊草为建群种。建群种羊草重要值 3 年均值 L 较 CK 没有显著差异($P>0.05$), M 较 CK 显著下降了 62.72%($P<0.05$)。2016、2017、2018 年的建群种羊草重要值虽然随着草地退化程度加重呈现出减小趋势, 但是各退化等级间不存在显著差异($P>0.05$)。2016 年 L、M 较 CK 重要值分别减少了 21.13%、61.89%, 2017 年 L、M 较 CK 重要值分别减少了 1.42%、62.88%, 2018 年 L、M 较 CK 重要值分别减少了 2.16%、63.36% (表 7)。贝加尔针茅重要值各退化等级间 3 年均值 M 较 CK 显著下降了 44.93%($P<0.05$), 变化情况同羊草相似, 都随着退化等级加重呈现减小的趋势 (表 8)。

从不同利用方式的优势种重要值变化来看, 打草和放牧的羊草、贝加尔针茅重要

值随着退化等级的加重，都呈现下降趋势(图 8)。打草利用方式的草地羊草 L 较 CK 间不存在显著差异（图 8a）。在放牧利用方式的草甸草原中羊草 L 较 CK 不存在显著差异($P>0.05$)，但 M 较 CK 的建群种羊草重要值存在显著下降的趋势 ($P<0.05$)（图 8b）。贝加尔针茅与羊草的情况基本相同（图 8c、图 8d）。由此，随着草地退化程度的加重，不同利用方式的草地都存在优势种重要值下降的趋势，而羊草与贝加尔针茅重要值变化情况相似，故选择建群种羊草的重要值可以作为草地健康评价的特征性指标。

表 7 打草+放牧不同退化等级草地羊草重要值

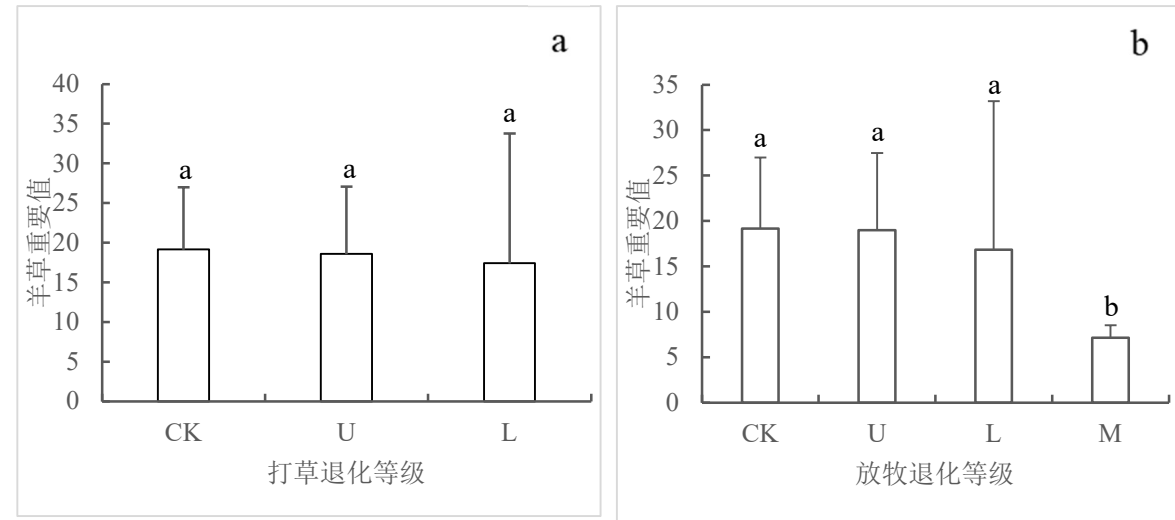
Table.7 Grass cutting+grazing importance value of *Leymus chinensis* in different grassland degradation grades

年份	CK	U	L	M	L 较 CK 下降%	M 较 CK 下降%
2016	18.79±1.07a	17.41±5.95a	14.82±8.79a	7.16±0.74a	21.13	61.89
2017	18.29±12.94a	18.73±13.16a	18.03±13.08a	6.79±3.13a	1.42	62.88
2018	20.36±11.63a	20.18±16.64a	19.92±13.68a	7.46±0.31a	2.16	63.36
均值	19.15±7.85a	18.78±9.83a	17.60±11.95a	7.14±1.38b	8.09	62.72

表 8 打草+放牧不同退化等级草地贝加尔针茅重要值

Table.8 Grass cutting+grazing importance value of *Stipa baicalensis* in different grassland degradation grades

年份	CK	U	L	M	L 较 CK 下降%	M 较 CK 下降%
2016	17.64±5.48a	15.28±9.88a	13.79±4.50b	7.54±3.46c	21.83	57.26
2017	12.12±3.66a	11.80±7.21a	11.18±6.86a	9.02±4.97a	7.75	25.58
2018	16.05±14.75a	16.33±4.52a	15.13±1.74a	8.68±5.89a	5.73	45.91
均值	15.27±8.02a	14.47±6.95a	13.36±4.67a	8.41±4.15b	12.51	44.93



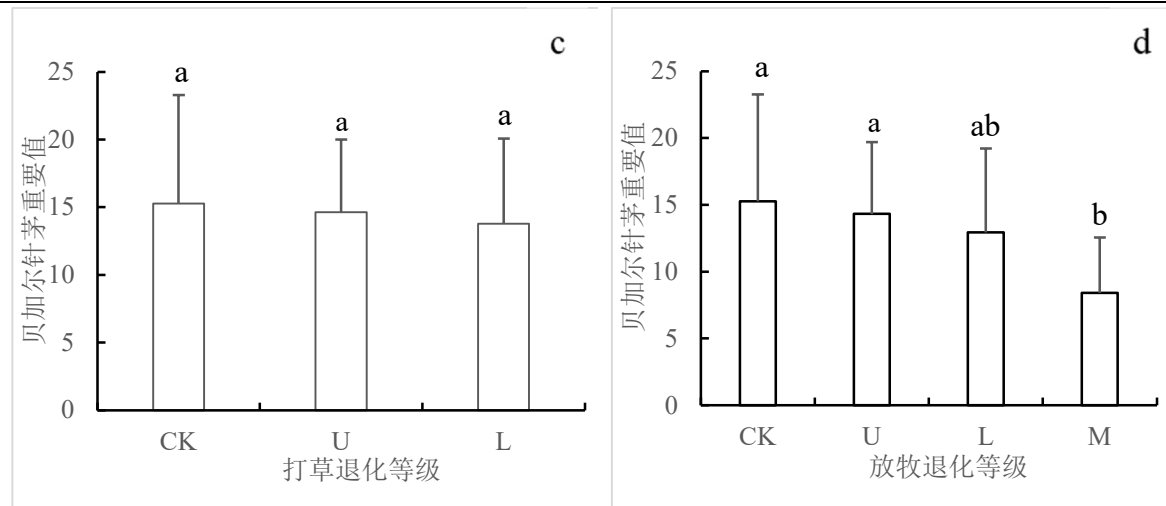


图 8 不同利用方式草地退化等级优势种重要值

Fig.8 Importance of *Leymus chinensis* as a constructive species of grassland degradation grade under different utilization modes

3.2 不同利用方式草地土壤养分变化规律

3.2.1 土壤全氮含量

土壤全氮(TN)的含量在各退化等级间呈现波动趋势(表 9), 0-10cm 间的 TN 含量最大, 且对照的 TN 含量均高于其他退化样地, 0-10cm、10-20cm 间两种利用方式草地、打草草地 L 较 CK 均存在显著差异($P<0.05$), 而 M 较 CK 无论哪种利用方式的草地都较对照不存在显著差异($P>0.05$)。放牧利用方式的草地各土层的退化等级间都不存在显著差异($P>0.05$)。打草+放牧、打草利用方式草地中, 除 20-30cm 土层外, 其余土层 L 都较 CK 存在显著差异($P<0.05$), 且存在减小趋势。

从上述分析情况来看, 放牧利用的草地土壤氮含量并无显著的变化规律, 打草和两种利用方式草地混合研究的 L 草地虽然较 CK 存在显著差异, 纵观整个退化等级 CK-L-M 变化规律呈现减-增趋势, 各梯度间虽差异不明显, 但是证明适度的进行放牧有助于土壤 TN 的累积。由于 TN 之间差异不显著的关系, 后续在草地健康评价的研究中, 将不考虑把土壤 TN 作为评价草地健康的指标。

表 9 不同退化等级草地土壤全氮(g/kg)

Table.9 Soil total nitrogen in different degraded grassland

草地利用方式	土层	CK	U	L	M
打草+放牧	0-10cm	2.49±0.48a	2.50±0.46a	1.92±0.50b	2.40±0.60ab
	10-20cm	2.01±0.43a	1.96±0.44a	1.52±0.28b	1.82±0.33ab
	20-30cm	1.54±0.35a	1.49±0.36a	1.30±0.22a	1.42±0.19a
打草	0-10cm	2.69±0.36a	2.57±0.28a	1.74±0.02b	
	10-20cm	2.12±0.37a	2.19±0.41a	1.36±0.03b	
	20-30cm	1.62±0.31a	1.53±0.33a	1.16±0.12a	
放牧	0-10cm	2.29±0.65a	2.42±0.61a	2.10±0.64a	2.40±0.60a
	10-0cm	1.88±0.62a	1.73±0.47a	1.68±0.30a	1.82±0.33a
	20-30cm	1.45±0.46 a	1.45±0.39a	1.43±0.21a	1.42±0.19a

3.2.2 土壤全磷含量

在不同退化等级, 土壤全磷(TP)并无显著的变化规律(表 10)。研究区 M 的土壤

TP 大多比 L 值高，且不存在显著差异($P>0.05$)，各土层间 M 的草地 TP 值和 CK 接近。L 草地的 TP 值较 CK 呈现下降趋势，尤其是打草情况的土壤 TP 各土层间存在显著差异($P<0.05$)，L 的 TP 值显著小于 CK。放牧情况的 M 较 L 间不存在显著差异($P>0.05$)。

表 10 不同退化等级草地土壤全磷(g/kg)
Table.10 Total phosphorus in grassland soil of different degradation grades

草地利用方式	土层	CK	U	L	M
打草+放牧	0-10cm	0.44±0.08a	0.45±0.07a	0.35±0.07b	0.43±0.02ab
	10-20cm	0.37±0.07a	0.34±0.03a	0.31±0.08a	0.36±0.07a
	20-30cm	0.34±0.06a	0.34±0.07a	0.27±0.05a	0.32±0.03a
打草	0-10cm	0.45±0.07a	0.46±0.05a	0.28±0.04b	
	10-20cm	0.38±0.06a	0.31±0.04a	0.24±0.08b	
	20-30cm	0.34±0.05a	0.35±0.06a	0.21±0.03b	
放牧	0-10cm	0.43±0.11a	0.44±0.09a	0.41±0.04a	0.43±0.02a
	10-20cm	0.37±0.09a	0.36±0.03a	0.37±0.05a	0.36±0.07a
	20-30cm	0.32±0.08a	0.33±0.07a	0.33±0.02a	0.32±0.03a

综上，土壤 TP 的变化在 0-10cm 间退化等级存在一定的差异，但是随着土壤深度的加深，差异不明显。打草利用方式的草地土壤 TP 随着退化等级的加重呈现显著下降的趋势，而放牧利用方式的草地 TP 各草地退化等级间不存在显著变化。因此在后期评价草地健康的研究中，研究打草和放牧混合方式下的草地，土壤 TP 不作为研究的主要指标。

3.2.3 土壤有机质含量

不同草地利用方式的土壤有机质(OM)存在一定的变化规律(表 11)，研究区随着草地退化等级的加重，OM 基本呈现减少的趋势，但是 L 较 CK 都不存在显著差异($P>0.05$)。打草+放牧的 M 较 CK 的草地 OM 的含量 0-10cm 下降了 22.74%、20-30cm 下降了 20.03%，且存在显著差异。打草方式的 OM 不存在统一的变化规律，变化不显著。放牧方式的 OM 0-10cm、20-30cm M 较 CK 存在显著下降趋势($P<0.05$)。

综上，不同利用方式的 OM 各退化等级存在变化规律，退化加重 OM 减少，而在放牧利用方式的草地中，轻度退化 10-20cm、20-30cm 的 OM 较对照存在升高现象，这说明放牧导致的牲畜粪便可作为 OM 增多的外源物质，一定程度的放牧有利于 OM 的累积。而随着放牧程度的加重，中度退化较对照 OM 的含量 0-10cm、20-30cm 存在显著下降趋势 ($P<0.05$)。这说明土壤有机质大部分存在于浅层土壤中，过度的放牧会破坏土壤的转化、吸收、贮存的能力。因此，土壤有机质的含量是评价草地健康中土壤营养状况的重要指标，能够反映出草地长期发展历史，也是供给植物养分的重要能源，是草地健康评价中不可忽视的因素。

表 11 不同退化等级草地土壤有机质(g/kg)
Table.11 Soil organic matter of different grassland degradation grades

草地利用方式	土层	CK	U	L	M
打草+放牧	0-10cm	62.04±4.76a	60.98±10.15a	59.44±10.61a	47.93±11.49b
	10-20cm	46.09±2.85a	45.55±3.22a	45.79±8.44a	38.06±8.56a
	20-30cm	36.35±3.39a	37.21±4.79a	38.60±7.53a	29.07±7.21b
打草	0-10cm	63.71±4.59a	62.52±5.38a	60.80±4.23a	
	10-20cm	46.45±1.98a	46.01±1.90a	45.31±3.56a	
	20-30cm	36.44±2.44a	36.59±3.32a	38.74±4.86a	
放牧	0-10cm	60.39±4.94a	59.44±13.26a	58.08±17.01a	47.93±11.49b
	10-20cm	45.73±3.71a	45.09±6.13a	46.26±13.30a	38.06±8.56a
	20-30cm	36.26±4.36 a	37.82±5.29a	38.45±10.20a	29.07±7.21b

3.3 RBF 神经网络草地健康评价

3.3.1 评价指标主成分分析

从相关矩阵出发求解主成分,选取适合 RBF 神经网络评价草甸草原健康具有代表性的评价指标,先进行主成分分析,本文选择植被指标的植物群落盖度、高度、地上生物量、可食牧草生物量、可食牧草密度、退化指示植物密度、建群种羊草重要值作为草系统主成分分析的变量。将土壤指标的 0-10cm 全氮、全磷、有机质, 10-20cm 全氮、全磷、有机质, 20-30cm 全氮、全磷、有机质, 作为土系统主成分分析的变量。采用主成分分析方法,找出合适的评价指标,作为后续 RBF 神经网络的输入层。

将草系统各指标数据标准化后,进行主成分分析,结果显示 KMO 取样适切性量数为 0.610(>0.6),巴特利特球形检验显著性为 0.00(<0.05),说明各变量之间的关联度较高,主成分分析结果理想。根据草系统主成分分析结果表 12,前 3 个主成分能够充分解释全部方差 89.908%,这也说明提取的 3 个主成分可以代表原来草系统的 8 个特征指标信息的 89.908%,提取的主成分来评价草甸草原的健康状态已有一定的把握。因此,提取的 3 个主成分,分别为 Y1、Y2 和 Y3。

将土系统各指标数据标准化后,进行主成分分析,结果显示 KMO 取样适切性量数为 0.855(>0.6),巴特利特球形检验显著性为 0.00(<0.05),说明各变量之间的关联度较高,主成分分析结果理想。根据土系统主成分分析结果表 13,发现 1 个主成分就能够充分解释全部方差 74.954%,这也说明 1 个主成分就能解释原来土系统的 9 个特征指标信息的 74.954%。

表 12 草系统主成分分析
Table.12 Principal component analysis of grass system

初始特征值				提取平方和载入		
成分	总计	方差%	累积%	总计	方差%	累积%
1	3.493	49.899	49.899	3.493	49.899	49.899
2	1.744	24.912	74.811	1.744	24.912	74.811
3	1.057	15.097	89.908	1.057	15.097	89.908
4	0.389	5.562	95.470			
5	0.156	2.231	97.700			
6	0.138	1.967	99.668			
7	0.023	0.332	100.000			

表 13 土系统主成分分析
Table.13 Principal component analysis of soil system

初始特征值				提取平方和载入		
成分	总计	方差%	累积%	总计	方差%	累积%
1	6.746	74.954	74.954	6.746	74.954	74.954
2	0.921	10.231	85.184			
3	0.59	6.558	91.742			
4	0.314	3.494	95.236			
5	0.151	1.681	96.917			
6	0.099	1.104	98.021			
7	0.073	0.81	98.831			
8	0.067	0.744	99.576			
9	0.038	0.424	100			

计算草系统、土系统的成分。草系统根据 3 个主成分系数，得出 Y₁、Y₂ 和 Y₃ 的线性公式：

$$Y_1=0.510X_1+0.503X_2+0.455X_3+0.429X_4-0.010X_5+0.213X_6+0.224X_7$$

$$Y_2=-0.014X_1-0.081X_2-0.264X_3+0.140X_4+0.716X_5+0.621X_6-0.077X_7$$

$$Y_3=0.067X_1-0.154X_2-0.055X_3-0.415X_4-0.096X_5+0.266X_6+0.846X_7$$

看看前面加上公式其中，X₁ 为可食牧草生物量、X₂ 为群落地上生物量、X₃ 为群落高度、X₄ 为群落盖度、X₅ 为退化指示植物密度、X₆ 为可食牧草密度、X₇ 为建群种羊草重要值。由此公式可知，主成分 Y₁ 中可食牧草生物量、群落地上生物量、高度、盖度系数的绝对值大于其他变量系数绝对值，所以主成分 Y₁ 是反映的植物群落特征的指标，它代表草甸草原的生产能力。主成分 Y₂ 中的退化指示植物密度、可食牧草密度系数绝对值相对大于其他指标的绝对值，反映的是草地物种密度的变化规律，主成分 Y₃ 代表建群种羊草重要值变化规律。由此，草系统从 Y₁、Y₂、Y₃ 中选取具有代表性的三项指标，分别是群落地上生物量、退化指示植物密度、建群种羊草重要值。

土系统有 1 个主成分系数，得出线性公式：

$$Y_4=0.945Z_1+0.924Z_2+0.911Z_3+0.908Z_4+0.873Z_5+0.869Z_6+0.826Z_7+0.790Z_8+0.723Z_9$$

其中，Z₁ 为 0-10cm OM、Z₂ 为 10-20cm OM、Z₃ 为 10-20cm TP、Z₄ 为 20-30cm TP、Z₅ 为 0-10cm TP、Z₆ 为 10-20cm TN、Z₇ 为 20-30cm TN、Z₈ 为 20-30cm OM、Z₉ 为 0-10cm TN。由此可知，有机质是评价草地健康土系统最合适的选择，结合之前土壤全氮、全磷、有机质各土层间的变化规律，选择 0-10cm 土壤有机质是最合适的评价指标。

综上，草系统的评价指标选择主成分 1、主成分 2、主成分 3 中因子载荷高的群落地上生物量、退化指示植物密度、建群种羊草重要值。土壤系统的评价指标选择 0-

10cm OM。

3.3.2 RBF 神经网络评价结果

获得 RBF 神经网络评价草地健康结果之前，先进行模型准确率评估，将 77.8% 作为训练集，22.2% 作为检验集，输入层是协变量群落地上生物量、退化指示植物密度、建群种羊草重要值、0-10cm 土壤有机质，单元数为 4，协变量的重新标度方法是标准化。隐藏层单元数为 5，激活函数采用 softmax。输出层因变量为 RBF 神经网络草地健康指数，单元数为 1，标度因变量的重新标度方法为标准化，激活函数采用恒等式，根据模型摘要表 14 显示的结果模型训练集相对误差为 0.134，检验集相对误差为 1.550，两个的相对误差值都较小，证明模型准确率较好。

草甸草原 RBF 神经网络草地健康评价指数显示 SP1、SP2、SP9~SP12 为健康，SP3~SP5、SP7、SP8 为警戒，SP6 为不健康（表 15）。其评价草地未退化等级对应健康草地，轻度退化等级对应健康或警戒草地，中度退化等级对应警戒或不健康草地。RBF 神经网络模型预测的结果符合实际情况，存在不健康和警戒的草地其都有评价出结果，并健康的草地也没有出现评价过重的现象。综上 RBF 神经网络评价的健康草地指数均值在 0.813，警戒约在 0.617，不健康在 0.491。

表 14 模型摘要
Table.14 Model summary

样本	评定方法	可信度
训练	平方和误差	1.815
	相对误差	0.134
检验	平方和误差	6.413 ^a
	相对误差	1.550

注：因变量：RBF 神经网络草地健康指数

a. 隐藏单元数由检验数据准则确定，隐藏单元的“最佳”数目是指在检验数据中产生误差最小的数目。

表 15 草甸草原 RBF 神经网络草地健康评价指数
Table.15 Meadow grassland RBF neural network grassland health evaluation index

样地	SP1	SP2	SP3	SP4	SP5	SP6	SP7	SP8	SP9	SP10	SP11	SP12
健康指数	0.750	0.816	0.614	0.589	0.557	0.491	0.646	0.681	0.760	0.776	0.773	1.000
健康等级	健康	健康	警戒	警戒	警戒	不健康	警戒	警戒	健康	健康	健康	健康

3.3.3 RBF 神经网络评价草地健康动态变化特征

RBF 神经网络评价草甸草原各年份草地健康结果如图 9 所示。

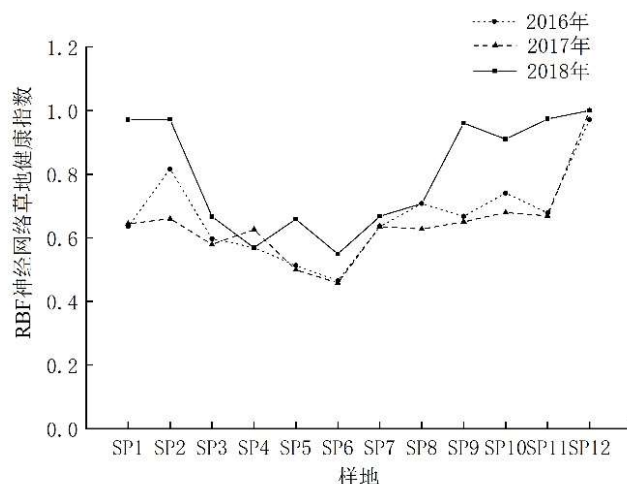


图9 2016~2018年RBF神经网络草地健康指数

Fig.9 Grassland health index of RBF neural network in 2016~2018

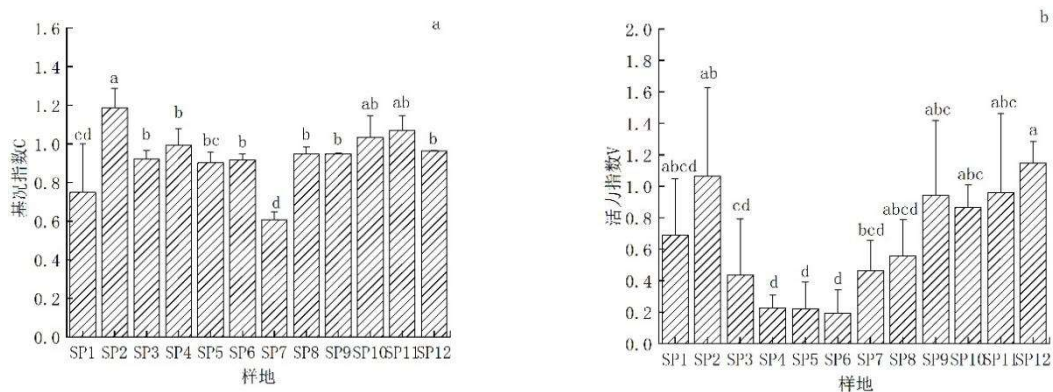
从总体上看 2018 年各样地健康指数值高于其他年份, 2017 年各样地总体草地健康指数值偏低。靠近饮水点放牧程度较重的样地 RBF 神经网络草地健康指数值都偏低, 基本在 0.45~0.55 之间, 草地健康等级基本在不健康与警戒之间。根据内蒙古气象局降水资料显示鄂温克旗 2016 年、2017 年、2018 年累积降水量分别为 312.4mm、218.4mm、345.0mm, 2017 年比较干旱, 影响了植物的生长, 所以其草地健康状态较其他年份差, 2018 年降水条件较好, 外加退牧还草政策的不断落实, 草地健康得到了很大的恢复。由图 10 还可看出放牧草地健康指数值基本低于平行打草样地草地健康指数值, 由此打草对草地的破坏性没有放牧强, RBF 神经网络评价草地健康的结果与当地草甸草原实际情况相符合。

3.4 CVOR 综合指数草地健康评价

CVOR 综合指数是用来评价草地健康程度的一种方法, 它能定量给出所评价的草地健康状况, 本文选取 CVOR 综合指数评价羊草+贝加尔针茅草甸草原用来和 RBF 神经网络评价草地健康进行对比。

3.4.1 CVOR 各单项指数

羊草+贝加尔针茅草甸草原研究样地间的各 C、V、O、R 指数值变化情况如图 10。



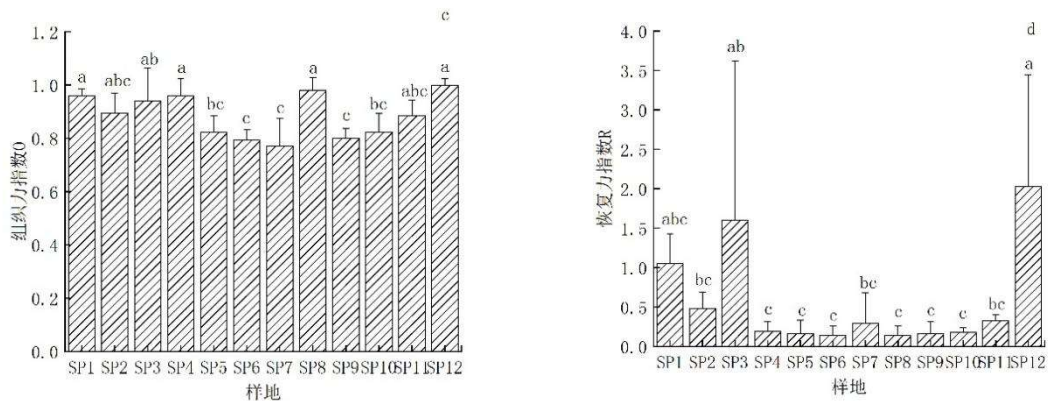


图 10 CVOR 模型各单项指数

Fig.10 Individual indexes of CVOR model

各样地基况指数 C 整体存在显著性差异(ANOVA 结果显著性 $P<0.05$), 其中 SP2 基况指数 C 显著高于其他样地为 1.18 (图 10a)。各样地活力指数 V 整体存在显著性差异(ANOVA 结果显著性 $P<0.05$), 其中 SP12 最大为 1.14 (图 10b)。各样地组织力指数 O 整体存在显著性差异(ANOVA 结果显著性 $P<0.05$), SP12 最大为 0.99 (图 10c)。各样地恢复力指数 R 整体存在显著性差异(ANOVA 结果显著性 $P<0.05$), 其中 SP12 最大为 2.02 (图 10d)。

研究 CVOR 各健康指数间的相互关系, 本文采取 Pearson 相关系数分析。根据表 16 可以看出草甸草原健康综合指数 CVOR 与 C、V、O、R 指数之间的相关系数分别为 0.172、0.548、0.601、0.877, 其中除基况 C 的 $P>0.05$ 相关性不显著外, CVOR 与上述指数全部通过了 0.01 显著性检验。分析 C 与 CVOR 相关性不显著的原因是草甸草原地上植物群落物种组成较丰富, 其生态系统较典型草原、荒漠草原更为稳定, 放牧和打草影响土壤有机质等含量是一个缓慢过程, 此过程不会马上根据其对草地健康危害程度大小当即表现出来, 土壤成分的变化较为缓慢存在一定滞后性, 对于监测当年的草地健康状态采用土壤有机质数据存在一定的偏差。

表 16 草地健康指数 C、V、O、R 与 CVOR 的 Pearson 相关系数
Table.16 Pearson correlation coefficient of grassland health index C, V, O, R and CVOR

各指数	C	V	O	R	CVOR
C	1				
V	0.254	1			
O	0.098	0.255	1		
R	-0.107	0.116	0.494**	1	
CVOR	0.172	0.548**	0.601**	0.877**	1

注: **表示在 0.01 水平上显著相关, *表示在 0.05 水平上显著相关

3.4.2 CVOR 综合指数评价结果

根据表 17 草甸草原 CVOR 综合指数划分出的健康等级结果发现, SP1~SP3 为健康, SP4~SP10 为警戒, SP11、SP12 为健康。其评价未退化等级对应健康草地, 轻度

退化等级对应健康或警戒草地，中度退化对应警戒草地。草地 CVOR 综合指数评价研究区健康草地均值在 0.911，警戒均值在 0.608。此种评价方法与 RBF 神经网络评价草地健康的指数进行对比评估。

表 17 草甸草原 CVOR 综合指数
Table.17 Meadow grassland CVOR comprehensive index

样地	SP1	SP2	SP3	SP4	SP5	SP6	SP7	SP8	SP9	SP10	SP11	SP12
健康指数	0.862	0.908	0.975	0.591	0.527	0.511	0.533	0.657	0.711	0.725	0.809	1.000
健康等级	健康	健康	健康	警戒	警戒	警戒	警戒	警戒	警戒	警戒	健康	健康

3.4.3 CVOR 综合指数评价草地健康动态变化特征

CVOR 综合指数评价草甸草原各年份草地健康结果如图 11，从总体上看也是 2018 年各样地健康指数值高于其他年份，2017 年各样地总体草地健康指数值偏低。放牧的样地中靠近饮水点的样地，CVOR 综合指数较低。放牧 CVOR 综合指数值基本低于平行打草样地 CVOR 综合指数，此结果基本与 RBF 神经网络结果相似，与当地草甸草原实际情况相符合。

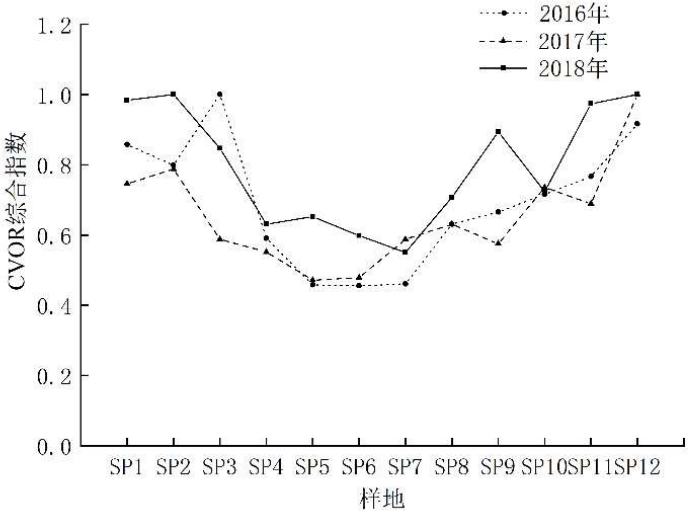


图 11 2016~2018 年 CVOR 综合指数
Fig.11 CVOR composite index in 2016~2018

3.4.4 RBF 神经网络与 CVOR 综合指数的评价法对比

RBF 神经网络与 CVOR 综合指数的结果表 15 同表 17 对比，RBF 神经网络预测的各样地指数值对比 CVOR 综合指数值有高低，部分存在差异，例如 SP3 RBF 神经网络评价结果是警戒，CVOR 综合指数评价的结果是健康；SP6 RBF 神经网络评价结果是不健康，CVOR 综合指数评价的结果是警戒；SP9 和 SP10 RBF 神经网络评价结果是健康，CVOR 综合指数评价的结果是警戒。根据实际情况对比模型评价结果，CVOR 综合指数过高各样地中没有不健康的草地，然而实际情况中 16、17、18 年这三年中 16、17 两年由于过度放牧和降水偏少存在不健康草地的现象，18 年鄂温克旗年降水量高于历年同期值，该年草地健康状态优于其他年份，导致草地健康状态很好，极大的拉高了 CVOR 综合指数评价的结果。RBF 神经网络模型把建群种羊草重要值

作为草地健康的评价指标,而 CVOR 综合指数评价计算中并没有把建群种纳为评价指标,且两种模型的计算方法存在不同,故给出的草地健康评价指标存在一定区别。

基于草甸草原植物群落特征和土壤有机质的实测值,将 RBF 神经网络与 CVOR 综合指数评价草地健康进行对比,这两组模型 Pearson 相关性呈现正相关值为 0.768(表 18),且相关系数检验的 P 值通过了 0.01 显著性检验水平,说明两组模型之间有很高的正相关统计学意义。由于 Pearson 相关性检验较为粗糙,在判断具有初步的相关性之后对两组模型进行配对样本 t 检验,在进行 t 检验之前先将两列数据进行正态性检验,发现 Shapiro-Wilk 正态性检验显著性 P 值均小于 0.05,故两列数据全部非正态分布,因此选择配对样本的秩和检验进行差异比较,根据 Wilcoxon 符号秩检验渐进显著性 P 值为 0.519($P>0.05$)(表 19),说明两模型之间不存在显著差异,所以在正相关高的情况下,两模型之间又不存在显著性差异,RBF 神经网络和 CVOR 综合指数都可以用来评价草地健康。

表 18 RBF 神经网络与 CVOR 综合指数 Pearson 相关性
Table.18 Correlation between RBF neural network and CVOR composite index Pearson

	RBF 神经网络	CVOR 综合指数
RBF 神经网络	1	0.768**

注: **. 在 0.01 级别(双尾),相关性显著

表 19 RBF 神经网络与 CVOR 综合指数 Wilcoxon 符号秩检验
Table.19 RBF Neural Network and Wilcoxon Sign Rank Test of CVOR Composite Index

Wilcoxon 符号秩检验	RBF 神经网络-CVOR 综合指数
Z	-0.644 ^b
渐近显著性(双尾)	0.519

注: b. 基于负秩

4 讨论

4.1 2017 年植被特征指标较低原因

随着近年来国家对生态环境的保护,实施草原保护建设工程,加大对破坏林地草原的打击力度,2017 年按常理来说植物群落盖度、高度、地上生物量值等应该高于 2016 年,可是本文的结果却低于 2016 年、2018 年。由内蒙古气象局鄂温克旗降水资料显示 2016 年、2017 年、2018 年累积降水量分别为 312.4mm、218.4mm、345.0mm,2017 年降水量较少导致植被特征各指标较低。降水强度的大小也是影响植被生长和发育的重要因素^[71-77]。张戈丽等从年际变化角度分析,发现降水是驱动草地植被年际变化的主要因素^[78]。李霞等发现在植物生长季的中期和后期,当月和前两个月的降水对典型草原和荒漠草原的植被有显著影响^[79]。故即使减少人为活动对草地的影响,如果降水偏少,依旧会影响草地健康状况。

4.2 植物群落特征、土壤养分对草地健康的影响

通过分析植物群落高度、盖度、密度、地上生物量等变化用于评价草地健康,大量研究表明这些指标的下降会导致草地健康程度下降^[80-82],而本文中阿尔泰狗娃花、冷蒿、星毛委陵菜、二狼毒大戟等退化指示植物密度并没有存在显著的变化规律,娜日苏在研究锡林郭勒盟丘陵草甸草原健康状态的过程中,以阿尔泰狗娃花、星毛委陵菜、茵陈蒿为退化指示植物,发现退化指示植物密度在各退化等级间无变化规律可循^[83]。本研究中的退化指示植物由于物候期和生长周期的不同,也受季节性降水的影响,其指示种密度占群落总数比由于存在外界的干扰,在不同草地退化等级间也存在多种表现形式^[84]。可食牧草密度在各退化等级间有着明显的变化规律,随着退化程度的加重存在下降趋势,这说明放牧强度的增加,牲畜的践踏和采食,不利于可食牧草的生长与繁殖,导致可食牧草的密度相应减少。王玉辉等研究吉林省松嫩草原发现随着放牧强度的增加,羊草、五脉山黧豆(*Lathyrus quinquenervius*)等优质牧草逐渐减少,以中旱生植物为主的羊草群落、羊草-糙隐子草群落逐渐被以旱生疏丛禾草或苔草为主的羊草-寸草苔群落所取代^[85]。这些结果说明可食牧草密度随着草地退化等级的加重会呈现下降趋势,这与本文的研究结果相一致。然而本文的局限性在于对于草地健康的植物群落评价指标的选取,仅限于通过已获得的数据,进行简单的评估,没有更全面细致的进行草地生态系统其他服务功能的估算,所以后续研究力图优化指标的选取。

土壤是动物赖以生存的栖息场所,孕育着各类植物,土壤的质量一定程度上决定了植物生态系统的本质特征,对于土壤养分指标的选取本文选择了土壤全氮、全磷和有机质来进行草地健康评价土壤指标的筛选,土壤全氮和全磷在各退化等级间没有显著变化规律。Zeller 等在研究放牧强度对亚高山草甸的土壤全氮影响时,发现其也没有明显变化规律^[86],李浩等在研究荒漠草原土壤养分变化时,发现轻度退化和重度退化的土壤全钾含量在两个样地间没有显著差别^[87]。这主要是由于放牧与打草对于草地土壤影响存在着一定的滞后性,相对于地上植被的退化,土壤退化呈现一定的滞后性。孙磊等研究发现草地地上生物量与土壤有机质含量呈显著正相关,与全氮、全磷、全钾含量相关性不显著^[88]。

4.3 打草利用方式草地分为健康、警戒讨论

RBF 神经网络和 CVOR 综合指数评价打草利用方式的草甸草原中,评价结果显示打草利用方式的草地分为健康和警戒,RBF 神经网络草地健康指数和 CVOR 综合指数警戒草地最低值分别为 0.646、0.533,这两个数值距离健康草地最低值 0.75 较为

接近, 尤其以 RBF 神经网络更为明显。因此打草利用方式草地健康评价结果各值之间基本相近, 草地破坏程度基本不大。这与杜伟研究轻度退化草甸草原, 打草样地与对照样地相比, 植物群落特征无显著变化, 说明适度打草不会加剧草地退化^[89]。

4.4 对于构建 RBF 神经网络的探讨

在对草地健康进行评价时, 国内早期的评价指标基本采用李博的中国北方草地退化及其防治对策^[2], 国标天然草地退化、沙化、盐渍化的分级指标出来后采用国标对草地健康进行评价, 或者一些学者参考当地的地标、行标。这些标准通常会选取没有退化围封的草地作为参照系, 而现实中选择围封多年的参照系存在一定的困难。本文在采用国标选出的评价草地健康指标基础上, 引入了 RBF 神经网络, 此模型具有强大的适应性和灵活性对非线性关系进行模拟^[90-94]。这样在不选取参照系统的情况下, 采用 RBF 神经网络也可以对草地健康进行评价。神经网络在评价生态环境等领域中已得到一定的应用, 例如肖欢采用遥感技术、统计年鉴和调查数据, 建立了生态环境脆弱性评价数据库, 在此数据库基础上采用神经网络模型评价四川省生态环境脆弱性^[95]。Jahani 采用与森林退化相关的环境因素, 建立人工神经网络模型, 预测生态系统退化^[96]。本研采用 RBF 神经网络评价草地健康模型虽然进行了准确度的评估, 但是依旧具有不确定性, 本模型在训练集偏多的时候, 预测出的结果较为真实, 但是在训练集偏少的时候, 所得权重不能客观体现各草地健康状态间的差异, 且存在训练收敛速度慢、过度拟合等现象。相关文献指出可以将多种算法结合, 进行神经网络算法的改进^[97], 本研究也力求在以后的工作中优化 RBF 神经网络算法, 将其与其他算法相结合, 克服过度训练、收敛速度慢等情况, 打造更准确、更全面评价草地健康的 RBF 神经网络。

5 结论

(1) 随着草地退化等级的加重, 植物群落盖度、高度、地上生物量、可食牧草生物量、可食牧草密度、建群种羊草重要值呈现下降趋势, 退化指示植物密度没有显著变化规律。

(2) 随着草地退化等级的加重, 土壤有机质含量呈现减少的趋势, 且 0-10cm 的土层间下降幅度最大; 土壤全氮、全磷在各土层深度间随着草地退化程度的加重没有显著变化规律。

(3) RBF 神经网络将草甸草原分为健康、警戒、不健康。评价草地未退化等级对应健康草地, 轻度退化等级对应健康或警戒草地, 中度退化等级对应警戒或不健康草地。RBF 神经网络评价的健康草地指数均值在 0.813, 警戒约在 0.617, 不健康在 0.491。

(4) CVOR 综合指数将草甸草原分为健康、警戒。评价未退化等级对应健康草地, 轻度退化等级对应健康或警戒草地, 中度退化对应警戒草地。CVOR 综合指数评价的健康草地指数均值在 0.911, 警戒均值在 0.608。

(5) RBF 神经网络模型与 CVOR 综合指数对比发现两者 Pearson 相关性较强, 配对样本 t 检验表明两模型间不存在显著差异, 都可用于评价草地健康。根据实际情况对比模型评价结果, CVOR 综合指数过高各样地中没有不健康的草地, RBF 神经网络模型把建群种羊草重要值作为草地健康的评价指标, 评价结果存在不健康草地。

致 谢

不知不觉中已在内蒙农大度过了 4 年的学习时光,在本篇论文完成之际,我由衷的感谢帮助过我的老师、同事和家人们。

首先我要感谢我的导师占布拉老师,在研究草地健康评价的课题中,由于我本科所学专业与草学相关性不强,欠缺一定的理论知识,是他孜孜不倦告诉我研究区植物如何分类、退化指示植物如何找取、以及样地的布设方法等,在后期的论文修改中,也从占老师这里获取了很多的宝贵意见。

其次我要感谢内蒙古生态与农业气象中心我的同事兼老师正高级工程师娜日苏女士,她在神经网络建模方面给予了我很多建议,以及耐心的给我讲解如何使用 SAS 软件实现主成分分析方法。娜老师在我做土壤实验的时候,也给予了很多的帮助与支持。感谢内蒙古基金利用神经网络模型改进草地健康诊断技术的基础研究(2017MS0376)对于本论文模型构建的资金支持。还有呼伦贝尔学院的肖燕子老师,对于实验样地的选择提供了很大的帮助与建议。在数据分析方面,感谢吕世杰老师教给我如何进行单因素方差分析,同时指导我如何进行草地退化等级划分,使我少走了很多弯路。感谢我的老公管坤,在提交论文的前一天还帮助我修改了论文的目录和版式。最后感谢我的女儿管闻溪小朋友,如果你能半夜少醒来几次,我论文的进度可能会更快。

感谢我爱的团体组合 SNOW MAN,尤其是里面的 meme,在无数个奋斗的夜晚,无数次很累的时候,看到他们的活力与笑脸,让我的科研道路充满了干劲,meme 坚强努力奋进的精神,激励着我不断前进。

恩师难忘、亲情难却、友情至上,最后再次向所有关心、鼓励、支持过我的老师、朋友、家人们表达我的感激,愿诸位身体健康、万事如意。

参 考 文 献

- 1 沈海花, 朱言坤, 赵霞, 等. 中国草地资源的现状分析[J]. 科学通报, 2016, 61(2):139-154.
- 2 李博. 中国北方草地退化及其防治对策[J]. 中国农业科学, 1997, 30(6):2-10.
- 3 李庆, 高素改, 张春来, 等. 内蒙古草地变化过程中气候变化和人类活动的相对作用评估[J]. 地理与地理信息科学, 2019, 35(3):99-104.
- 4 白永飞, 黄建辉, 郑淑霞, 等. 草地和荒漠生态系统服务功能的形成与调控机制[J]. 植物生态学报, 2014, 38(2):93-102.
- 5 陈仲新, 张新时. 中国生态系统效益的价值[J]. 科学通报, 2000, 45(1):17-22.
- 6 任继周. 草地农业系统持续发展的原则理解[J]. 草业学报, 1997, 6(4):2-6.
- 7 肖凤劲, 欧阳华, 牛海山. 生态系统健康与相关概念的逻辑关系[J]. 生态学杂志, 2003, 22(2):56-59.
- 8 Costanza R. Toward an operational definition of ecosystem health[J]. Island Press, 1992:239-256.
- 9 McMichael, Anthony, J, et al. Globalization and the Sustainability of Human Health[J]. Bioscience, 1999, 49(3): 205-210.
- 10 Jorgensen S E. A Systems Approach to the Environmental Analysis of Pollution Minimization[M]. CRC Press, 1999.
- 11 高桂芹. 东平湖湿地生态系统健康评价研究[D]. 山东师范大学, 2006.
- 12 周立业, 郭德, 刘秀梅, 等. 草地健康及其评价体系[J]. 草原与草坪, 2004(4):17-20.
- 13 潘学清. 中国呼伦贝尔草地[M]. 吉林科学技术出版社, 1992.
- 14 胡志超, 李政海, 周延林, 等. 呼伦贝尔草原退化分级评价及时空格局分析[J]. 中国草地学报, 2014, 36(5):12-18.
- 15 Sampson A W. Plant succession in relation to range management[J]. Ieice Transactions on Communications, 1919, 89(12):3425-3427.
- 16 Dyksterhuis E J. Condition and management of range based on quantitative ecology[J]. Journal of Range Management, 1949, 2:104-115.
- 17 Humphrey R R, Mehrhoff L A. Vegetation changes on a southern Arizona grassland range[J]. Ecology, 1958, 39(4):720-726.
- 18 郑淑华, 赵萌莉, 珊丹, 等. 草原基况及其评价方法[J]. 中国草地, 2005, 27(2):72-76.
- 19 Wilkins D A. Assessing ecosystem health[J]. Trends in Ecology & Evolution, 1999, 14(2):69.
- 20 National Research Council (NRC). National range and pasture handbook[EB/CD]. Washington, DC, U. S. A.: [http:// www. ffw. nrcs. usda. gov/ glti/ NRRH. html](http://www.ffw.nrcs.usda.gov/glti/NRRH.html) 8-Nov- 02.
- 21 Costanza R , Norton B G , Haskell B D . Ecosystem health: new goals for environmental management[J]. Ecosystem Health New Goals for Environmental Management, 1992.
- 22 Pellant M , Shaver P , Pyke D A , et al. Interpreting indicators of rangeland health. United States Department of the Interior, Bureau of Land Management, National Science and Technology Center, Information and Communications Group, 2005.
- 23 钱学森. 创建农业型的知识密集产业[J]. 生态农业与合作经济, 1984(5):1-6.
- 24 任继周, 朱兴运. 农业生态生产力及其生产潜势——兼论"有动物农业"的重要意义[J]. 草业学报, 1995, 4(2):1-5.
- 25 刘钟龄, 王炜, 梁存柱, 等. 内蒙古草原植被在持续牧压下退化演替的模式与诊断[J]. 草地学报, 1998, 6(4):244-251.
- 26 任继周, 南志标, 郝敦元. 草业系统中的界面论[J]. 草业学报, 2000, 9(1):1-8.
- 27 侯扶江, 李广, 常生华. 放牧草地健康管理的生理指标[J]. 应用生态学报, 2002,

- 13(8):1049-1053.
- 28 周华坤, 赵新全, 周立, 等. 层次分析法在江河源区高寒草地退化研究中的应用[J]. 资源科学, 2005, 27(4):63-70.
- 29 马成德. 用主成分分析评价青海湖流域各类型天然草地质量[J]. 中国草食动物科学, 2008, 28(3):48-51.
- 30 肖波, 宋桂龙, 韩烈保, 等. 基于 BP 和 RBF 神经网络模型的草坪质量综合评价[J]. 草业学报, 2012, 21(4):275-281.
- 31 仁青吉, 武高林, 任国华. 放牧强度对青藏高原东部高寒草甸植物群落特征的影响[J]. 草业学报, 2009, 18(5):256-261.
- 32 苗福泓, 郭雅婧, 缪鹏飞, 等. 青藏高原东北边缘地区高寒草甸群落特征对封育的响应[J]. 草业学报, 2012, 21(3):11-16.
- 33 赵成章, 樊胜岳, 殷翠琴, 等. 祁连山区退化草地植被群落结构特征的研究[J]. 中国草地, 2004, 26(2):27-31.
- 34 马银山, 张世挺. 植物从个体到群落水平对放牧的响应[J]. 生态学杂志, 2009, 28(01):113-121.
- 35 聂莹莹, 徐丽君, 辛晓平, 等. 围栏封育对温性草甸草原植物群落构成及生态位特征的影响[J]. 草业学报, 2020, 29(11):11-22.
- 36 文海燕, 傅华, 赵哈林. 退化沙质草地植物群落物种多样性与土壤肥力的关系[J]. 草业科学, 2008, 25(10):6-9.
- 37 王艳芬, 汪诗平, 韩兴国, 等. 退化草地恢复过程中土壤氮素状况以及与植被地上绿色生物量形成关系的研究[J]. 植物生态学报, 2004, 28(3):9.
- 38 蔡晓布, 张永青, 邵伟. 不同退化程度高寒草原土壤肥力变化特征[J]. 生态学报, 2008, 28(3):1034-1044.
- 39 杨汝荣. 我国西部草地退化原因及可持续发展分析[J]. 草业科学, 2002, 19(1):23-27.
- 40 王明君. 不同放牧强度对羊草草甸草原生态系统健康的影响研究[D]. 内蒙古农业大学, 2008.
- 41 王立新, 刘钟龄, 刘华民, 等. 内蒙古典型草原生态系统健康评价[J]. 生态学报, 2008, 28(2):544-550.
- 42 刘玉杰, 封志明, 邓福英. 基于草地退化指示植物大狼毒的植被指数研究[J]. 草地学报, 2014, 22(3):455-460.
- 43 任继周, 侯扶江. 草地资源管理的几项原则[J]. 草地学报, 2004, 12(4):261-272.
- 44 何婕平, 康师安. 主成份分析在研究草原土壤养分评价中的应用[J]. 内蒙古林学院学报, 1994, 16(2):52-57.
- 45 李瑾, 安树青, 程小莉, 等. 生态系统健康评价的研究进展[J]. 植物生态学报, 2001, 25(6):641-647.
- 46 侯扶江, 常生华, 于应文, 等. 放牧家畜的践踏作用研究评述[J]. 生态学报, 2004, 24(4):784-789.
- 47 王仁忠. 放牧影响下羊草种群生殖生态学的研究[J]. 应用生态学报, 2000, 11(3):399-402.
- 48 李泽. 基于建群种和退化指示重变化的放牧利用草地健康评价[D]. 内蒙古农业大学, 2020.
- 49 刘好. 甘肃省土壤全氮含量空间分布及与土地利用的关系[D]. 甘肃农业大学, 2010.
- 50 辛国省, 龙瑞军, 尚占环, 等. 青藏高原东北缘放牧草地土壤矿物元素含量及分布特征[J]. 草业学报, 2012, 21(2):8-17.
- 51 单贵莲, 陈功, 刘钟龄, 等. 典型草原健康评价的 VOR 和 CVOR 指数[J]. 草地学报, 2012, 20(3):401-406.
- 52 史国锋, 张佳宁, 姚林杰, 等. 内蒙古草原生态系统健康评价体系构建——基于植被型, 植被亚型, 群系三个等级[J]. 内蒙古大学学报: 自然科学版, 2022, 53(1):55-56.
- 53 陆均, 胡玉昆, 岳平, 等. 基于 CVOR 指数的巴音布鲁克高寒草原健康评价[J]. 干旱区研究, 2017, 34(4):862-869.
- 54 冯全, 邵新庆, 王赞文. 基于 BP 网络的典型草原群落自然演替预测模型研究[J]. 草地学报, 2008(03):251-255.

- 55 巫影, 陈定方, 唐小兵, 等. 神经网络综述[J]. 科技进步与对策, 2002, 19(6):133-134.
- 56 李春梅, 田芳. 基于神经网络的草地退化决策专家系统设计[J]. 信息与电脑, 2018(1):43-45.
- 57 BoSP D S, Foody G M, Ripple W J. Evaluation of approaches for forest cover estimation in the Pacific Northwest, USA, using remote sensing[J]. Applied Geography, 2002, 22(4):375-392.
- 58 陈玉玲, 吴保国, 崔岩, 等. 基于 BP 神经网络的华北落叶松小班蓄积预估模型研究与应用[J]. 中国农业科技导报, 2019, 21(7):82-93.
- 59 王立舒, 戚国强, 杨广林, 等. 基于 Hopfield 神经网络模型大豆产量的预测应用[J]. 东北农业大学学报, 2005, 36(3):373-375.
- 60 Bocherreau L, Bourguine P, Palagos B. A method for prediction by combining data analysis and neural networks: Application to prediction of apple quality using near infra-red spectra[J]. Journal of Agricultural Engineering Research, 1992, 51(3):207-216.
- 61 罗布, 拉巴, 尤学一. 基于主成分分析的 BP 神经网络估算藏北高寒草地盖度变化[J]. 中国农学通报, 2018, 34(11):48-53.
- 62 张爽, 卫智军, 吕世杰, 等. 荒漠草原植物群落现存量的 BP 神经网络模拟与预测研究[J]. 草原与草业, 2016, 28(001):53-59.
- 63 曾纳, 任小丽, 何洪林, 等. 基于神经网络的三江源区草地地上生物量估算[J]. 环境科学研究, 2017, 30(1):59-66.
- 64 包刚, 覃志豪, 周义, 等. 基于高光谱数据和 RBF 神经网络方法的草地叶面积指数反演[J]. 国土资源遥感, 2012(2):7-11.
- 65 江凤月. 基于 IGWO-RBF 的草原环境污染预测模型及算法研究[D]. 内蒙古科技大学, 2021.
- 66 杨斌, 隋鹏, 陈源泉, 等. 生态系统健康评价研究进展[J]. 中国农学通报, 2010, 026(021):291-296.
- 67 尤延飞, 马青成, 郭亚洲, 等. 内蒙古天然草地毒草危害状况与防控对策[J]. 动物医学进展, 2018, 39(4):105-110.
- 68 董永平, 尹晓飞, 赵恩泽, 等. 草地植被健康监测评价方法[S]. 中华人民共和国农业农村部, 2020.
- 69 苏大学, 张自和, 陈佐忠. GB 19733-3003 天然草地退化、沙化、盐渍化的分级指标[S]. 北京: 中国标准出版社, 2003: 3-5.
- 70 俞鸿千, 蒋齐, 王占军等. VOR、CVOR 指数在宁夏干旱风沙区荒漠草原健康评价中的应用——以盐池县为例[J]. 草地学报, 2018, 26(3): 584-590.
- 71 王玉辉, 周广胜. 内蒙古羊草草原植物群落地上初级生产力时间动态对降水变化的响应[J]. 生态学报, 2004, 24(6):1140-1145.
- 72 常学礼, 赵爱芬. 科尔沁沙地固定沙丘植被物种多样性对降水变化的响应[J]. 植物生态学报, 2000(02):147-151.
- 73 张浩, 王新平, 张亚峰, 等. 干旱荒漠区不同生活型植物生长对降雨量变化的响应[J]. 生态学杂志, 2015, 34(7): 1847-1853.
- 74 张成玉, 牛宇, 王梦晨, 等. 郑州市植被覆盖变化及其对降水的响应[J]. 河南科技, 2022, 41(12):110-115.
- 75 高振翔, 叶剑, 丁仁惠, 等. 中国植被总初级生产力对气候变化的响应[J]. 水土保持研究, 2022, 29(04):394-399.
- 76 邹慧, 高光耀, 朱斌, 等. 黄土高原恢复草地土壤水分对降水响应及模拟[J]. 干旱区研究, 2020, 37(4):890-898.
- 77 皇彦, 宋海清, 孙小龙, 等. 乌兰察布市植被叶面积指数时空变化及对气候因子的响应[J]. 水土保持通报, 2022, 42(02):338-346.
- 78 张戈丽, 徐兴良, 周才平, 等. 近 30 年来呼伦贝尔地区草地植被变化对气候变化的响应[J]. 地理学报, 2011, 66(1):47-58.
- 79 李霞, 李晓兵, 陈云浩, 等. 中国北方草原植被对气象因子的时滞响应[J]. 植物生态学报,

- 2007, 31(6): 1054-1062.
- 80 郭丽珠, 吕进英, 王堃, 等. 不同草地利用方式对河北坝上天然草地植物群落特征的影响[J]. 草地学报, 2022, 30(1): 245-252.
- 81 贺金生, 陈伟烈, 江明喜. 长江三峡地区退化生态系统植物群落物种多样性特征[J]. 生态学报, 1998, 18(4): 65-73.
- 82 毛志宏, 朱教君. 干扰对植物群落物种组成及多样性的影响[J]. 生态学报, 2006, 26(8): 2695-2701.
- 83 娜日苏. 基于遥感技术的丘陵草甸草原健康评价研究[D]. 中国农业科学院, 2010.
- 84 吕世杰, 刘红梅, 吴艳玲, 等. 放牧对短花针茅荒漠草原建群种与优势种空间分布关系的影响[J]. 应用生态学报, 2014, 25(12): 3469-3474.
- 85 王玉辉, 何兴元, 周广胜. 放牧强度对羊草草原的影响[J]. 草地学报, 2002, 10(001): 45-49.
- 86 Zeller V, Bahn M, Aichner M, et al. Impact of land-use change on nitrogen mineralization in subalpine grasslands in the Southern Alps[J]. Biology & Fertility of Soils, 2000, 31(5): 441-448.
- 87 李浩. 内蒙古荒漠草原土壤微生物季节动态变化的研究[D]. 内蒙古师范大学, 2008.
- 88 孙磊, 刘玉, 武高林, 等. 藏北退化草地群落生物量与土壤养分的关系[J]. 草业科学, 2016, 33(6): 1062-1069.
- 89 杜伟. 不同处理措施对退化草甸草原植被和土壤的影响[D]. 内蒙古大学, 2019.
- 90 尹波. 基于自组织神经网络的生态环境污染信息监测研究[J]. 环境科学与管理, 2022, 47(11): 144-148.
- 91 许童羽, 袁炜楠, 周云成, 等. 基于高光谱和BP神经网络的双子叶植物叶片叶绿素遥感估算[J]. 沈阳农业大学学报, 2018, 49(6): 749-755.
- 92 除多. 基于神经网络的西藏拉萨地区生态环境分类[J]. 山地学报, 2005, 23(4): 4391-4398.
- 93 陈健, 倪绍祥, 李云梅. 基于神经网络方法的芦苇叶面积指数遥感反演[J]. 国土资源遥感, 2008(2): 62-67.
- 94 王怡宁, 张晓萌, 路璐, 等. 基于叶面积指数和气象要素的夏玉米蒸散估算通径分析结合BP神经网络方法估算夏玉米作物系数及蒸散[J]. 农业工程学报, 2019(7): 109-116.
- 95 肖欢. 基于ANN模型的四川省生态环境脆弱性评价研究[D]. 成都理工大学, 2016.
- 96 Jahani A, Feghhi J, Makhdoum M F, et al. Optimized forest degradation model (OFDM): an environmental decision support system for environmental impact assessment using an artificial neural network[J]. Journal of Environmental Planning and Management, 2015, 59(2): 222-244.
- 97 孙喜波. BP神经网络算法与其它算法的融合研究及应用[D]. 重庆大学, 2011.

作者简介

苏玥, 女, 蒙古族, 1990 年 10 月出生于内蒙古呼和浩特市, 2014 年毕业于南京信息工程大学滨江学院大气科学专业, 获理学学士学位。2014 年 8 月就职于内蒙古气象灾害监测预警与人工影响天气中心, 任助理工程师, 2020 年任工程师。2018 年 9 月至 2022 年 12 月攻读内蒙古农业大学草原与资源环境学院草学硕士学位。

攻读硕士学位期间发表的论文有:

- 1、苏玥, 玉山, 都瓦拉, 等。基于 MODIS 时间序列的内蒙古城市热(冷)岛效应研究[J]. 高原气象, 2019, 38(6): 1263-1271.
- 2、苏玥, 占布拉, 娜日苏, 吕世杰。草甸草原健康评价的 VOR 和 CVOR 指数. 草原与草业.

附 录

研究区常见植物名录

序号	种	科	属	拉丁名
1	蒙古韭	百合科	葱属	<i>Allium mongolicum</i>
2	细叶百合	百合科	百合属	<i>Lilium pumilum</i>
3	细叶韭	百合科	葱属	<i>Allium tenuissimum</i>
4	平车前	车前科	车前属	<i>Plantago depressa</i>
5	多裂叶荆芥	唇形科	裂叶荆芥属	<i>Schizonepeta multifida</i>
6	东北大戟	大戟科	大戟属	<i>Euphorbia esula</i>
7	草木樨状黄耆	豆科	黄芪属	<i>Astragalus melilotoides</i>
8	斜茎黄耆	豆科	黄芪属	<i>Astragalus laxmannii</i>
9	多叶棘豆	豆科	棘豆属	<i>Oxytropis myriophylla</i>
10	山野豌豆	豆科	野豌豆属	<i>Vicia amoena</i>
11	广布野豌豆	豆科	野豌豆属	<i>Vicia cracca</i>
12	小叶锦鸡儿	豆科	锦鸡儿属	<i>Caragana microphylla</i>
13	多茎野豌豆	豆科	野豌豆属	<i>Vicia multicaulis</i>
14	乳白黄耆	豆科	黄芪属	<i>Astragalus galactites</i>
15	新巴黄耆	豆科	黄芪属	<i>Astragalus hsinbaticus</i>
16	披针叶黄华	豆科	野决明属	<i>Thermopsis lanceolata</i>
17	糙隐子草	禾本草	隐子草属	<i>Cleistogenes squarrosa</i>
18	冰草	禾本科	冰草属	<i>Agropyron cristatum</i>
19	羊草	禾本科	赖草属	<i>Leymus chinensis</i>
20	披碱草	禾本科	披碱草属	<i>Elymus dahuricus</i>
21	老芒麦	禾本科	披碱草属	<i>Elymus sibiricus</i>
22	羊茅	禾本科	羊茅属	<i>Festuca ovina</i>
23	贝加尔针茅	禾本科	针茅属	<i>Stipa baicalensis</i>

续 1 研究区常见植物名录

序号	种	科	属	拉丁名
24	大针茅	禾本科	针茅属	<i>Stipa grandis</i>
25	无芒雀麦	禾本科	雀麦属	<i>Bromus inermis</i>
26	拂子茅	禾本科	拂子茅属	<i>Calamagrostis epigejos</i>
27	光稃茅香	禾本科	茅香属	<i>Hierochloe glabra</i>
28	西伯利亚羽茅	禾本科	芨芨草属	<i>Achnatherum sibiricum</i>
29	洽草	禾本科	洽草属	<i>Koeleria cristata</i>
30	硬质早熟禾	禾本科	早熟禾属	<i>Poa sphondylodes</i>
31	草地早熟禾	禾本科	早熟禾属	<i>Poa pratensis</i>
32	堇菜	堇菜科	堇菜属	<i>Viola verecunda</i>
33	瓦松	景天科	瓦松属	<i>Orostachys fimbriatus</i>
34	细叶沙参	桔梗科	沙参属	<i>Adenophora coronopifolia</i>
35	冷蒿	菊科	蒿属	<i>Artemisia frigida</i>
36	光沙蒿	菊科	蒿属	<i>Artemisia oxycephala</i>
37	铁杆蒿	菊科	蒿属	<i>Tripolium vulgare</i>
38	裂叶蒿	菊科	蒿属	<i>Artemisia tanacetifolia</i>
39	狭叶青蒿	菊科	蒿属	<i>Artemisia dracunculus</i>
40	线叶菊	菊科	线叶菊属	<i>Filifolium sibiricum</i>
41	黄蒿	菊科	蒿属	<i>Artemisia eriopoda</i>
42	野艾蒿	菊科	蒿属	<i>Artemisia lavandulaefolia</i>
43	蒲公英	菊科	蒲公英属	<i>Taraxacum mongolicum</i>
44	丝叶山苦荚	菊科	苦荚菜属	<i>Ixeris chinensis</i>
45	阿尔泰狗娃花	菊科	狗娃花属	<i>Heteropappus altaicus</i>
46	狗舌草	菊科	狗舌草属	<i>Tephrosieris kirilowii</i>
47	祁州漏芦	菊科	漏芦属	<i>Stemmacantha uniflora</i>

续 2 研究区常见植物名录

序号	种	科	属	拉丁名
48	草地麻花头	菊科	麻花头属	<i>Serratula komarovii</i>
49	旋覆花	菊科	旋覆花属	<i>Inula britanica</i>
50	鸦葱	菊科	鸦葱属	<i>Scorzonera austriaca</i>
51	东北鸦葱	菊科	鸦葱属	<i>Scorzonera manshurica</i>
52	鹤虱	菊科	鹤虱属	<i>Lappula myosotis</i>
53	高山紫菀	菊科	紫菀属	<i>Aster alpinus</i>
54	小蓬草	菊科	白酒草属	<i>Conyza canadensis</i>
55	尖头叶藜	藜科	藜属	<i>Chenopodium acuminatum</i>
56	瘤毛獐牙菜	龙胆科	獐牙菜属	<i>Swertia pseudochinensis</i>
57	细叶白头翁	毛茛科	白头翁属	<i>Pulsatilla turczaninovii</i>
58	棉团铁线莲	毛茛科	铁线莲属	<i>Clematis hexapetala</i>
59	展枝唐松草	毛茛科	唐松草属	<i>Thalictrum squarrosom</i>
60	瓣蕊唐松草	毛茛科	唐松草属	<i>Thalictrum petaloideum</i>
61	蓬子菜	茜草科	拉拉藤属	<i>Galium verum</i>
62	菊叶委陵菜	蔷薇科	委陵菜属	<i>Potentilla tanacetifolia</i>
63	鹅绒委陵菜	蔷薇科	委陵菜属	<i>Potentilla anserina</i>
64	伏毛山莓草	蔷薇科	山莓草属	<i>Sibbaldia adpressa</i>
65	轮叶委陵菜	蔷薇科	委陵菜属	<i>Potentilla verticillaris</i>
66	地榆	蔷薇科	地榆属	<i>Sanguisorba officinalis</i>
67	星毛委陵菜	蔷薇科	委陵菜属	<i>Potentilla acaulis</i>
68	大委陵菜	蔷薇科	委陵菜属	<i>potentilla nudicaulis</i>
69	二裂委陵菜	蔷薇科	委陵菜属	<i>Potentilla bifurea</i>
70	狼毒大戟	大戟科	大戟属	<i>Euphorbia fischeriana</i>
71	防风	伞形科	防风属	<i>Saposhnikovia divaricata</i>

续 3 研究区常见植物名录

序号	种	科	属	拉丁名
72	寸草苔	莎草科	苔草属	<i>Carex duriuscula</i>
73	日荫菅	莎草科	薹草属	<i>Carex pediformis</i>
74	燥原茅	十字花科	燥原茅属	<i>Ptilotricum canescens</i>
75	百蕊草	檀香科	百蕊草属	<i>Thesium chinense</i>
76	长叶百蕊草	檀香科	百蕊草属	<i>Thesium longifolium</i>
77	达乌里苾芭	玄参科	苾芭属	<i>Cymbaria dahurica</i>
78	细叶婆婆纳	玄参科	婆婆纳属	<i>Veronica linariifolia</i>
79	白婆婆纳	玄参科	婆婆纳属	<i>Veronica incana</i>
80	柳穿鱼	玄参科	柳穿鱼属	<i>Linaria vulgaris</i>
81	蚊母草	玄参科	婆婆纳属	<i>Veronica peregrina</i>
82	宿根亚麻	亚麻科	亚麻属	<i>Linum perenne</i>
83	紫苞鸢尾	鸢尾科	鸢尾属	<i>Iris ruthenica</i>
84	囊花鸢尾	鸢尾科	鸢尾属	<i>Iris ventricosa</i>