

干旱沙区土壤空间异质性变化对植被恢复的影响^{*}

李新荣^{**}

(中国科学院寒区旱区环境与工程研究所沙坡头沙漠试验研究站, 兰州 730000)

摘要 许多涉及草地荒漠化或退化过程的假说及概念模型认为, 干旱、半干旱地区的草地植被灌丛化是草地发生退化或荒漠化的显著特征, 即原来以草本植物为优势的群落被灌丛群落所替代, 该过程增加了草地原生植被土壤资源的时空分布异质性, 使土壤-植被系统的生物过程愈来愈多的集中在灌丛植冠下的沃岛范围内. 大量的研究支持了这一针对荒漠化或草地退化过程的生物生态学解释. 从另一个方面来看, 缀块状分布的灌木植被也是草地恢复或荒漠化逆转的基础, 并且在我国沙漠治理的实践中得到了证明. 沙坡头地区人工固沙植被近 50 年的演变与区域生境的恢复就是荒漠化逆转的理论范式和成功的实践例证. 该地区人工植被的建立是以设置防风固沙沙障和种植旱生灌木而开始的. 在降水不足 200 mm 的无灌溉条件下, 由于灌木植被的作用, 使原来质地相对均一的流沙发生了资源分布的空间异质性变化, 促进了土壤成土过程, 为沙土表层隐花植物(藻类、苔藓和地衣)结皮的形成和一年生及多年生草本植物的入侵与定居创造了条件. 而这一过程却减少降水向土壤深层的入渗量, 使固沙植被区灌木主要根系分布层(100 ~ 300 cm)的土壤含水量减少, 导致了灌木种在群落中的优势和盖度降低, 土壤资源分布的空间异质性程度也相应地减弱. 固沙植被趋于以草本植物为优势的、与邻近草原化荒漠和荒漠化草原类似的原生植被类型演变和恢复. 通过对沙坡头地区近 50 年固沙植被演变监测数据的分析, 提出了干旱区植被恢复或草地荒漠化逆转的概念模型.

关键词 腾格里沙漠 固沙植被 土壤异质性 演替 生态恢复机理

生态恢复作为应用生态学的一个新兴研究领域, 可以追溯到上世纪 50 年代, 其主要侧重的是矿区、热带雨林、湿地和工业污染的生态恢复研究^[1~4]. 尔后随着“恢复生态学”概念的提出^[5]和系列国际会议的

召开及国际恢复生态学会的成立, 使生态恢复的研究成为国际生态学界十分活跃的热点领域. 但目前针对干旱-半干旱地区生态恢复的主要报道多源自于北美、澳大利亚等国的草地退化与恢复研究^[6~8]. 这

2004-07-12 收稿, 2004-10-20 收修改稿

^{*} 中国科学院创新重大前沿项目(批准号: KZCX3-SW-324)和国家自然科学基金重大项目(批准号: 90202015)共同资助

^{**} E-mail: Lxinrong@lzb.ac.cn

些研究中对草地退化的机制进行了详细的研究,提出了许多假说和概念模型,其中,多数研究认为草地原生植被(以草本植物为主的植物群落)被以灌丛为优势的群落所替代是草地退化或草地荒漠化的显著特征^[6,9-12]。一些研究者通过对沃岛效应的形成机理分析来解释这一生态过程^[6,10,13-16]。Lal^[17]以缀块状分布的灌丛植被为切入点并从恢复生态学的角度出发,认为缀块状分布的灌丛植被是干旱、半干旱地区植被恢复的基础。上世纪 50 年代,尽管我国在干旱、半干旱地区开展了系列生态恢复与生态工程的建设,但涉及退化草地的植被恢复,特别是人为促进下的植被恢复或荒漠化的逆转过程的生态学机理的研究报道相对较少。位于腾格里沙漠东南缘,始建于 1956 年的沙坡头人工固沙植被确保了包兰铁路在该地区近半个世纪畅通无阻,堪称全球交通干线沙漠治理与生态恢复的成功范式^[18,19],同时也为区域生态恢复研究提供了长期的、定位的连续观测资料。人工固沙植被建立后经过半个世纪的演变,使该区域的生态环境得到了改善,沙面的固定为许多动植物的繁衍创造了条件,植被区地表隐花植物结皮经过 50 年的拓殖和演变,其主要组成中含有真菌类达 9 种,苔藓 5 种,藻类 24 种^[20,21]。50 年后的植被组成中除了人工种植的灌木柠条(*Caragana korshinskii*)、花棒(*Hedysarum scoparium*)、中间锦鸡儿(*Caragana intermedia*)以外,还有天然定居的雾冰藜(*Bassia dasyphylla*)、小画眉草(*Eragrostis poaeoides*)、狗尾草(*Setaria viridis*)、苣荬菜(*Sonchus brachyotus*)、刺沙蓬(*Salsola ruthenica*)、茵陈蒿(*Artemisia capillaris*)、虎尾草(*Chloris virgata*)、三芒草(*Aristida adscensionis*)、隐子草(*Cleistogenes squarrosa*)、沙葱(*Allium mongolicum*)、叉枝鸭葱(*Scorzonera divaricata*)、虫实(*Corispermum declinatum*)、地锦(*Euphorbia humifusa*)、沙蓝刺头(*Echinops gmelinii*)、沙米(*Agriophyllum squarrosum*)、籽蒿(*Artemisia sphaerocephala*)、沙旋覆花(*Inula salsoloides*)、叉枝繁缕(*Stellaria dichotoma*)、沙生针茅(*Stipa glareosa*)和油蒿(*Artemisia ordosica*)等;植被区昆虫由原来的 5 种增加到 50 种^[22];鸟类数目多达 28 种,其他动物 23 种,其中鼠类 9 种。由于大量物种的繁殖和定居,使

原有的以流动沙丘为主的沙漠景观演变成了一个复杂的人工-天然的荒漠生态系统^[23]。本文利用中国科学院沙坡头沙漠试验研究站近 50 年来定位观测的数据,采用地统计学分析方法,研究了干旱沙漠地区固沙植被区土壤空间异质性的变化及对固沙植被演变的影响,该研究将有益于深入探讨利用生态工程措施促进区域植被恢复的生态学机理。

1 研究区概况

宁夏沙坡头地区位于腾格里沙漠东南缘(37°32'N, 105°02'E),是荒漠化草原向草原化荒漠的过渡地带,也是沙漠与绿洲的过渡区^[24]。沙区天然植被以花棒和沙米等沙生植物为主,盖度 1%左右^[23]。该地区海拔 1339 m;以高大、密集的格状新月形沙丘链连绵分布而著称。土壤基质为疏松、贫瘠的流动风沙土,沙层稳定含水量仅 2%~3%^[25],而地下水埋深达 80 m,植物无法利用^[26]。该地区年均气温 10.0℃,低温极值为-25.1℃,高温极值是 38.1℃,全年日照时数为 3264 h,年均降水量 180.2 mm,年潜在蒸发量为 3000 mm,年均风速 2.9m·s⁻¹。年均沙暴天数 59 d。为了确保包兰铁路沙坡头沙漠地段的畅通无阻,中国科学院和铁路等相关单位于 1956 年开始相继建立了“以固为主、固阻结合”的植被固沙防护体系^[27]:首先在流动沙丘上垂直于主风的方向扎设机械阻沙栏,然后在阻沙栏后面扎设 1 m×1 m 的麦草方格作为固沙屏障,在无灌溉条件下栽植柠条、油蒿、花棒、中间锦鸡儿、沙拐枣(*Calligonum arborescens*)和沙木蓼(*Atraphaxis bracteata*)等为主的旱生灌木,其株距与行距为 1 m×2 m 或 2 m×3 m。建立了在铁路北侧宽为 500 m,南侧宽为 200 m 的植物固沙带,该固沙带全长 16 km。

2 研究方法

在不同年代的固沙植被区(1956, 1964 和 1982 年)及相邻的天然植被区(天然植被组成中以沙生针茅(*Stipa glareosa*) (相对盖度 32%)、细叶苔草(*Carex capilliformis*) (相对盖度 15%)、胡枝子(*Lespedeza durica*) (相对盖度 15%)为优势种,隐子草(*Cleistogenes squarrosa*) (相对盖度 5%)、三芒草

(*Aristida adscensionis*) (相对盖度 8%)、长芒草(*Stipa bungeana*) (相对盖度 5%)、砂珍棘豆(*Oxytropis psammocharis*) (相对盖度 5%)等多年生草本为常见伴生种。由于长期围栏封育, 群落总盖度达 90%)^[28]已有的固定观测样地中分别选择 10 个样地作为本研究的数据来源, 在长期和连续的土壤-植被系统要素的综合观测的基础上, 继续进行原有观测指标的观测: 即每年调查记录样地植物种的丰富度、群落盖度, 其中对灌木植被的调查样方面积为 10 m × 10 m, 对草本植物的调查样方为 1 m × 1 m。同时, 测定土壤理化性质: 土壤水分测定用土钻取样烘干法(0 ~ 40 cm 层)和中子水分仪法(40 ~ 300 cm 层); 土壤质地分析用导管法、土壤全氮、有机质等分析均按中国生态系统研究网络标准分析法进行^[29]。

在进行土壤资源异质性研究时, 我们把不同年代植被固沙区的初始状态的土壤特性看作是一致的和均一分布的, 这是因为在不同年代进行植被固沙之前, 土壤均为流动沙丘, 其形态为格状沙丘, 它们的质地组成、有机质含量和理化性质均相同^[19]。而且不同年代进行植被固沙时所采用的方法相同, 即设置草方格沙障后再按同样的密度栽植同样配置的旱生灌木, 然后将固定观测样地围栏封育, 禁止放牧和人为干扰^[27]。这样就可以用这些观测样地的数据来比较土壤资源空间异质性程度随固沙植被的演变(随时间)的动态变化。

土壤异质性分析采用了地统计学方法^[30]。在不同年代固沙植被区 10 m × 10 m 的范围机械地布设 100 个取样点, 其横向与纵向间隔均为 1 m, 取样区内地形相对平坦, 土样为 0 ~ 20 cm 土层的混合样。本研究选择粘粒的百分含量来代表土壤质地的特性, 用土壤有机质含量和土壤全氮反映土壤的养分状况, 而土壤水分则根据草本植物和灌木根系的主要分布深度来分别测定 0 ~ 40 cm 和 40 ~ 300 cm 土层的含水量。这是因为在一定的尺度范围内, 在降水相同的条件下, 土壤质地被认为是决定草地植被结构、组成变化的重要因素^[31,32], 而土壤水分则是干旱区所有生态过程的驱动力^[33], 此外, 许多研究也特别强调了土壤有机质和全氮含量在植被格局和过程中的重要性^[34,35]。

计算中土壤特性空间异质性通过计算变异函数 $\gamma(h)$ 来分析和进行生态解释, 该方法已在土壤异质性分析中得到了大量的应用^[6,30,36,37]。其计算公式如下:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} E[Z(x) - Z(x+h)]^2,$$

其中 $Z(x)$ 为系统某属性 Z 在空间位置 x 处的值, $Z(x+h)$ 是在 $x+h$ 处的值的一个区域化变量。根据变异函数及变异函数曲线图可得到 4 个重要的参数: (1) 当变异函数随间隔距离 h 的增大, 从非零值达到一个稳定常数, 即基台值(C_0+C); (2) 当 $h=0$ 时, $\gamma(0) = C_0$, 即为块金值; (3) 当 $\gamma(h)$ 达到基台值时的间隔距离(变程)和分维数 D , D 由 $\gamma(h)$ 和 h 之间的关系确定($2\gamma(h) = h^{(4-2D)}$)^[38]。数据处理由地统计学软件 GS^+ (Version 5, Gamma Design Software, Michigan, USA) 完成。

3 研究结果

3.1 近 50 年固沙植被的时空变化特征

在固沙植被建立初期, 沙面经扎设草方格得到初步固定, 但沙面蒸发强烈, 沙面形成较厚的干沙层(10 ~ 25 cm), 在无灌溉条件下种植草本不易成活, 而旱生灌木幼苗由于较草本植物根系深, 栽植时根系处于较深的湿沙层, 其次灌木抵抗沙区冬春季的风蚀能力也较强, 因此在植被建设时仅选择了灌木种进行栽植。在此期间植被组成中出现的草本植物仅为流沙中原有的天然零星分布的一年生沙米^[18,23,24]。固沙植被建立 15 年后灌木层的最大盖度达到 33%, 随着进一步的演变, 一些灌木种如中间锦鸡儿、沙木蓼和沙拐枣等从原来植被中逐渐退出, 40 余年后灌木的盖度也逐渐下降至 6%(图 1)。当栽植灌木 3 年后, 草本植物开始在灌木植被区侵入和定居, 优势种仍以在流沙上散生的沙米为主, 其盖度小于 1%; 植被建立 5 年后, 一些一年生草本如雾冰藜、小画眉草、叉枝鸦葱等开始在群落中定居, 30 年后, 草本植物种达到 14 种, 其中除了雾冰藜、小画眉草仍为优势种外, 沙蓝刺头、三芒草、狗尾草、刺沙蓬、虫实在植被区成为常见种, 一些种禾本科多年生草本如沙生针茅也在植被区出现。

固沙植被建立后 30 年到 47 年期间, 草本种的丰富度一直介于 12 到 15 种之间。而相邻天然植被组成

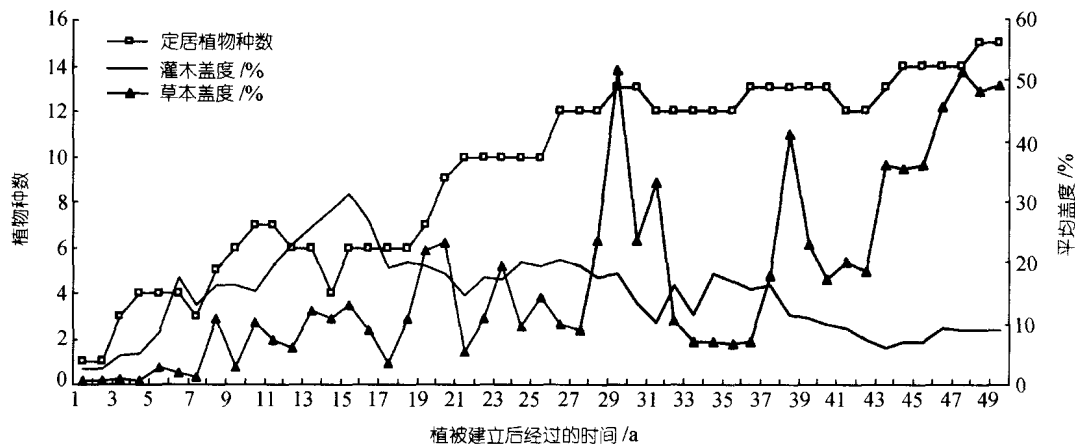


图 1 腾格里沙漠东南缘流沙固定后固沙植被随时间的动态变化

成分中草本种多达 34 种^[28]. 这在一定的程度上反映了植物多样性的恢复是一个漫长的过程. 从草本植物的侵入和定居开始到近 50 年的时间内, 草本盖度随时间有逐渐增加的趋势, 但与年降水量有较高的相关性(图 2), 而植被中灌木的盖度与降水无显著的相关关系(图 3).

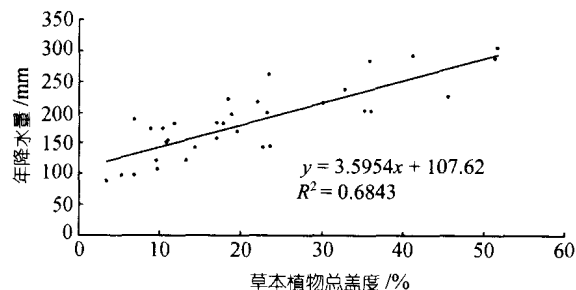


图 2 固沙植被建立 15 年后草本植物总盖度与年降水量之间的关系

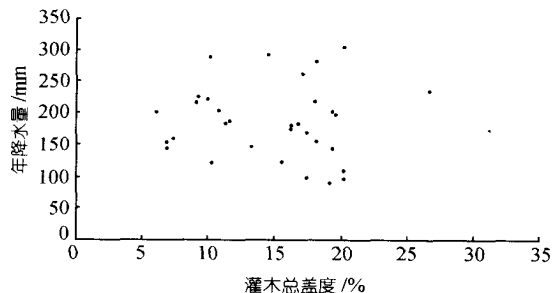


图 3 固沙植被建立 15 年后灌木种总盖度与年降水量之间的关系

3.2 植被演变过程土壤特性的变化

由图 4 和 5 可见, 在流动沙丘上建立固沙植被后, 土壤特性发生了显著的变化. 不同年龄的固沙植被的表土层(0 ~ 20 cm)土壤特性差异显著($p < 0.01$): 随着固沙年限的增加, 土壤质地组成中粘粒和粉粒的百分含量明显增加, 较大粒径的砂粒含量明显减少, 并逐步趋于天然植被土壤质地粒径组成状况; 土壤总的 N、P 和 K 含量也随固沙时间的增大而增加, 特别是 N 含量的增加更为显著($p < 0.01$). 但相对于天然植被, 固沙植被区土壤养分状况仍较低(图 5).

3.3 土壤特性的空间异质性随固沙植被年龄的变化

表 1 列出了土壤参数测定结果的统计特征. 土壤质地组成中粘粒的百分含量的平均值随固沙时间的增加而增大, 其值在较晚固沙植被区(1982)变异大于较早的固沙植被区(1956). 不同固沙植被区之间表土层(0 ~ 40 cm)的平均含水量差异较小, 且均小于天然植被区土壤表层的平均含水量; 土壤深层(40 ~ 300 cm)的平均含水量差异较大, 即较晚固沙植被区的深层土壤含水量(1982)高于较早的固沙植被区(1956)的含水量, 而天然植被区深层土壤含水量高于固沙植被区. 固沙植被区表土层含 N 量和有机质的含量随固沙时间的增大而明显增加. 表 1 中土壤参数统计特征表明, 这些测定参数的分布基本符合正态分布, 符合变异函数的计算与模型的建立的要求.

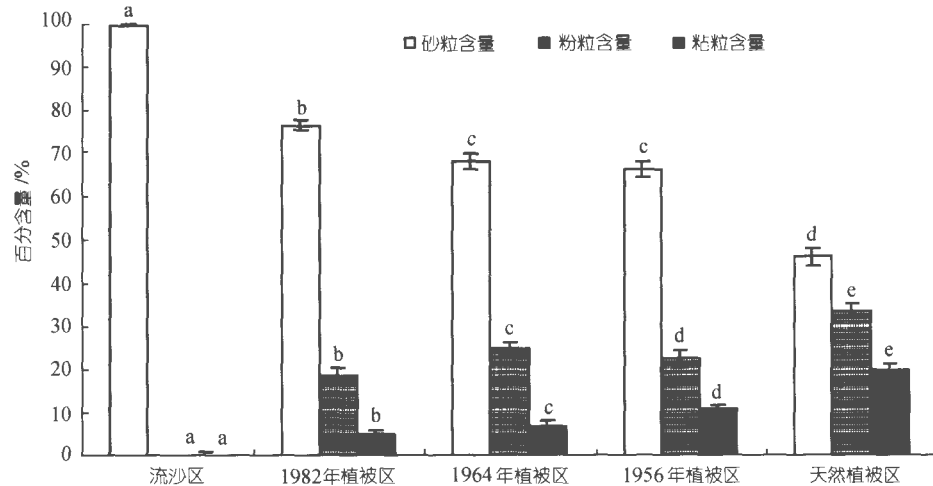


图4 不同固沙区样地土壤质地的变化

平均值±标准差, 带有不同字母的数值表示在两种样地之间该值差异显著, $p < 0.01$, 样本数=10

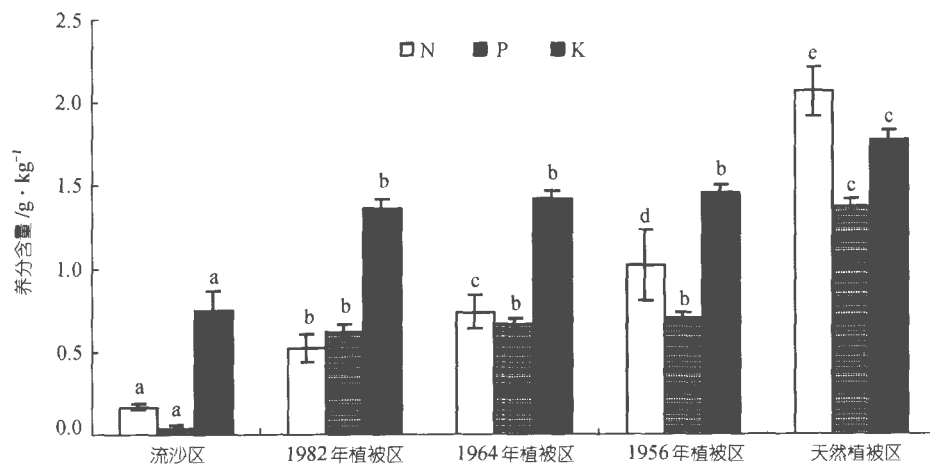


图5 不同固沙样地土壤养分的变化

平均值±标准差, 带有不同字母的数值表示在两种样地之间该值差异显著, $p < 0.01$, 样本数=10

表2表明, 在4个不同的样地中, 土壤粘粒百分含量、土壤表层(0~40 cm)和深层(40~300 cm)含水量、土壤全氮和有机质含量等5个土壤参数的变异函数曲线模型以球状模型为主; 1956年样地0~40 cm土层含水量和有机质含量及1982年样地的全氮含量的变异函数曲线模型为指数模型; 天然植被样地粘粒含量的变异函数曲线模型是直线模型。在地统计学中变异函数的理论模型有球面、线性、指数和高斯模型。对变异函数模型的选择是根据比较各模型拟

合参数来综合判别的。即决定系数要大, 其次残差要小, 此外, 变程和块金值也要小^[30]。表2中5个土壤测定参数的变异函数模型就是根据这一原则由地统计学专业软件(GS+, version 5)计算优选完成的。

不同年龄的固沙植被区与天然植被区土壤空间异质性因块金方差的大小差异具有明显的不同。较大的块金方差值表示由随机部分引起的空间异质性所占的比例较大。拱高与台基值之比反映了自相关部分的空间异质性所占总空间异质性的程度。由表2

表 1 不同年龄固沙植被区与天然植被区(对照)土壤参数统计特征

测定参数	样地	平均值	标准差	变异系数	最小值	最大值	样本数	偏斜	峭度
粘粒/%	1982	5.450	0.634	0.402	3.700	6.810	100	-0.40	0.14
	1964	7.219	0.440	0.194	5.460	9.180	100	-0.37	6.46
	1956	10.894	0.342	0.117	9.830	12.820	100	1.24	9.48
	对照	20.170	0.540	0.290	19.00	21.01	100	0.09	-0.94
表层(0~40 cm) 含水量/%	1982	1.079	0.427	0.182	0.640	5.180	100	8.98	8.41
	1964	1.957	0.149	0.022	1.090	2.340	100	-1.68	10.34
	1956	1.015	0.028	0.001	0.960	1.070	100	0.21	-1.11
	对照	1.950	0.189	0.040	1.090	2.540	100	-1.54	7.56
深层(40~300 cm) 含水量/%	1982	1.969	0.431	0.186	0.510	3.370	100	-0.05	1.53
	1964	1.821	0.092	0.008	1.490	2.010	100	-1.20	2.49
	1956	1.271	0.073	0.005	1.090	1.420	100	-0.15	-0.55
	对照	3.100	0.27	0.070	2.17	3.94	100	1.11	3.43
全氮/g · kg ⁻¹	1982	0.554	0.077	0.006	0.370	0.740	100	-0.02	-0.71
	1964	0.679	0.043	0.002	0.540	0.790	100	-0.66	-0.48
	1956	1.084	0.149	0.022	0.620	1.330	100	-0.70	-0.20
	对照	1.704	0.043	0.002	1.600	1.790	100	-0.18	-0.49
有机质/g · kg ⁻¹	1982	0.674	0.104	0.011	0.360	0.910	100	-0.37	-0.23
	1964	1.306	0.120	0.014	1.040	1.750	100	0.80	2.40
	1956	1.400	0.054	0.003	1.280	1.580	100	0.74	1.51
	对照	1.977	0.241	0.058	1.610	2.470	100	0.83	-0.55

表 2 不同年龄固沙植被区与天然植被区(对照)土壤变异函数模型与相关参数^{a)}

测定参数	样地	模型	块金值	台基值	变程	拱高/台基值	决定系数	残差	分维数
粘粒/%	1982	球面模型	0.303	0.715	30.99	0.591	0.781	0.012	1.91
	1964	球面模型	0.123	0.440	30.89	0.720	0.819	5.17×10 ⁻³	1.92
	1956	球面模型	0.089	0.180	25.25	0.503	0.726	5.91×10 ⁻⁴	1.90
	对照	线性模型	0.276	0.276	10.57	0.000	0.658	0.148	1.90
表层(0~40 cm) 含水量/%	1982	球面模型	0.051	0.318	20.99	0.840	0.740	4.75×10 ⁻³	1.82
	1964	球面模型	0.012	0.053	30.99	0.772	0.807	7.85×10 ⁻⁵	1.89
	1956	指数模型	0.004	0.010	10.14(30.42)	0.547	0.902	5.17×10 ⁻⁷	1.89
	对照	球面模型	0.023	0.067	25.33	0.650	0.890	7.19×10 ⁻⁵	1.87
深层(40~300 cm) 含水量/%	1982	球面模型	0.136	0.273	21.31	0.502	0.797	1.23×10 ⁻³	1.91
	1964	球面模型	0.006	0.019	26.22	0.500	0.889	1.58×10 ⁻⁶	1.90
	1956	球面模型	0.002	0.006	3.87	0.712	0.995	2.23×10 ⁻⁸	1.85
	对照	球面模型	0.025	0.056	3.36	0.557	1.000	5.64×10 ⁻⁸	1.84
全氮/g · kg ⁻¹	1982	指数模型	0.002	0.007	2.73 (8.19)	0.628	0.766	2.47×10 ⁻⁷	1.92
	1964	球面模型	0.002	0.003	7.01	0.501	0.894	1.87×10 ⁻¹⁸	1.91
	1956	球面模型	0.005	0.021	2.94	0.731	0.995	2.25×10 ⁻⁷	1.88
	对照	球面模型	0.0001	0.002	2.14	0.891	0.999	3.83×10 ⁻¹⁰	1.85
有机质/g · kg ⁻¹	1982	球面模型	0.008	0.016	9.01	0.503	0.603	2.45×10 ⁻⁶	1.96
	1964	球面模型	0.011	0.020	7.01	0.502	0.813	1.54×10 ⁻⁶	1.94
	1956	指数模型	0.002	0.003	0.98 (2.94)	0.566	0.756	1.16×10 ⁻⁶	1.89
	对照	球面模型	0.018	0.061	2.35	0.712	0.999	2.25×10 ⁻⁷	1.81

a) 表中括弧内数据为指数模型的有效变程(有效变程=变程×3)

可见,除了天然植被粘粒含量由随机部分引起的空间异质性占有总的空间异质性外,其他测定参数分布的空间异质性中由自相关异质性所占的比例均大(>50%). 决定系数在一定程度上表示模型拟合的可靠性,各模型均具有较高的决定系数,因此可以认为这些模型能够较好地反映各测定参数的空间异质性分布特征. 此外,分维数也反映了空间异质性的程度,较大的分维数表示由空间自相关引起的空间异质性越高.

对土壤质地中粘粒百分含量的变异函数计算可知,当固沙植被建立20余年后(1982年样地),土壤质地由原来均一的流动沙丘风沙土形成了表土质地组成具有较高空间异质性的特点,其变程为31 m,也就是说在中尺度1~31 m的范围内表土层粘粒的百分含量具有明显的空间异质性分布特征. 当固沙植被建立近40年后(1964年样地),变程仍为31 m,但由空间自相关引起的空间异质性所占总空间异质性的比例增大(72%). 固沙植被建立近50年后(1956年样地),空间异质性的有效变程减小(25 m),由空间自相关引起的空间异质性所占的比例也有所降低(50%),而天然植被表土层粘粒分布的空间异质性有效变程仅为11 m.

固沙植被区表土层含水量分布的变化也是由植被建立前的相对均一分布逐渐呈明显的空间异质性分布状态. 但植被建立40年后,水分含量的空间异质性有效变程开始减小,由空间自相关引起的异质性所占总空间异质性的比例也下降.

40~300 cm 土层含水量的空间异质性分布同样因固沙植被的建立而增强,经过近50年植被的演变,空间异质性有逐渐削弱的趋势,其变程由1982年植被区的21 m减小到1956年植被区的4 m,分维数也从1.91降至1.85. 比较不同时期的固沙植被土壤N含量和有机质含量也可以看出,随着固沙植被的演变,土壤N含量和有机质含量的空间异质性都有一个从增强到逐渐削弱的过程. 相对于N含量,有机质空间异质性随固沙时间的变化相对较小. 此外,由表2可见,与不同年龄固沙植被土壤相比较,天然植被表土层粘粒的百分含量、表层和深层土壤含水量、全氮和有机质含量的空间分布异质性的有效变程均较

小,异质性程度相对较低,也就是说以草本植物为优势的天然植被群落的土壤资源分布相对均一.

4 讨论

4.1 固沙植被近50年的演变与生境相互关系

始建于1956年的沙坡头固沙植被经过近半个世纪的演变,使区域生态环境发生了深刻的变化,促进了生境的恢复^[22],确保了包兰铁路防沙体系的稳定和持续发展^[19]. 生境变化的反馈作用驱动了原有固沙植被的演变^[26]. 固沙植被建立后10~20年期间是植物群落中物种周转速率最大的时期之一^[23]. 此期间,原来单一的灌木层片结构的人工植被群落中有大量的草本已入侵和定居,同时灌木种在群落中的盖度达到最高(33%). 然而,在腾格里沙漠南缘年均降水仅为180 mm,且地下水埋深80 m,不能为植物所利用,浅层覆沙层的沙积潜水成为影响植物生存与分布的关键因子. 在固沙植被区柠条、花棒、沙拐枣、沙木蓼和中间锦鸡儿等灌木的根系主要分布在100~300 cm的土层范围内,而半灌木油蒿的根系主要分布在40~100 cm的土层范围内. 据观测,当灌木根系分布层的土壤含水量<1.5%时,各灌木种的生长开始受到抑制,使灌木地上盖度只能维持到一个较低的值(<10%),甚至一些种如沙木蓼、沙拐枣等将从植被组成中退出^[20~22]. 灌木主要根系分布土层含水量的降低除得不到地下水的补给以外,主要是以藻类和苔藓为主的隐花植物结皮在固定沙面的繁衍和良好的拓殖发展抑制了降水向沙丘深层的入渗^[20,21],隐花植物和浅根系草本层植物的繁衍改变了土壤水分含量的时空分布,特别是隐花植物结皮对降水的拦截作用显著.

当发生降水<10 mm的降水事件时,结皮可以完全将降水截留至结皮和表土层^[20]. 而<10 mm的降水事件在沙坡头地区发生的频率高于50%以上^[18]. 这样便使土壤深层水分得不到有效的降水入渗补给而进一步降低,使深根系的灌木因水分胁迫而开始退化. 近50年后,原来种植的固沙灌木中仅存有柠条、花棒和半灌木油蒿,且灌木总盖度降低至10%以下(图1). 另一方面,由于沙丘表面固定后,大气降尘的大量累积和枯枝落叶积聚及生物过程的(细菌、放线

菌和真菌的繁殖)加强^[39]促进了沙面表层土壤的成土过程^[19]. 一些限制生物生产力的因子如 N, P, K 和有机质含量等^[40~42]在表土层的显著增加(图 5). 土壤表层质地组成中粘粒百分含量的增加(图 4)增加了表土层的持水能力^[43], 浅根系的草本植物的有效利用水分增加^[36], 使固沙植被中形成以草本植物为优势种的格局特点. 人工固沙植被从单一的灌木层片结构的群落演变成由灌木层、草本层和藻类、苔藓等隐花植物结皮层组成的结构复杂的群落^[23].

4.2 土壤空间异质性在固沙植被演变过程中的变化特征

生境的异质性和对群落中许多植物能够共生有着重要的贡献^[44]. 沙坡头地区人工固沙植被起初是建立在相对均一、经草方格沙障固定后的沙丘之上. 植被建设采用同样的植物种配置和栽植技术. 在不同年代建立植被的同时, 对所设置的固定观测样地进行围栏以排除人为干扰. 这样我们就可以用不同年代的植被区做比较来分析土壤资源分布随植被演变时间的动态. 地统计学分析结果表明, 同质的流动沙丘地因受植被的影响, 其质地、土壤水分、土壤有机质和 N 的含量的空间异质性显著地增强, 但随固沙植被近 50 年的变化, 土壤这些特性的空间异质性程度开始降低, 并有趋于天然草本植被土壤空间异质性分布的特点. 大量的研究表明, 在干旱-半干旱地区灌木种在植被组成中的存在是引起土壤异质性的重要原因^[32,45]. 因此, 50 年后沙坡头固沙植被中灌木种的逐渐退出可以解释为是导致土壤空间异质性程度减弱的重要原因之一.

4.3 沙化草地逆转的概念模型

在干旱-半干旱地区大量灌丛的侵入和植被呈块状的分布是草地退化的显著标志^[11,17]. 灌木种在群落中形成的沃岛效应驱使原生植被系统中的生物、物理和化学过程更多的集中在灌丛的冠幅范围之内^[14]. 大量的养分、粘粒在风蚀和水蚀环境下聚集在灌木冠幅范围内, 由于冠幅拦截的作用, 使降水分配发生了变化. 在较大的降水强度下, 植物冠幅之下的土壤水分明显高于裸地, 这是因为降水后裸地的蒸发远远

高于植冠下的土壤蒸发. 尽管如此, 有研究认为, 草场退化与灌丛沃岛的形成只是对原来植被-土壤系统中的资源进行了新的和不均一的时空分配, 而这些资源的总量在总体上仍然保持不变^[42]. 另一方面, 在地下水水位很深, 不能被植物所利用的干旱区, 灌丛下随着大量的一年生草本植物繁衍或隐花植物结皮的形成, 使有限的水分向深层土壤的入渗受到了限制. 灌木根际周围土壤因水分得不到补给而恶化. 密度较大的深根系灌木逐渐退出植被的组成, 因之而产生的沃岛效应也逐渐削弱, 土壤资源高度的异质性特征也相对减弱或不明显, 而相对均一分布的土壤资源趋于原生草地植被土壤的特性. 土壤异质性程度的减弱, 粘粒和养分和降水在表土层相对均一的分配有利于草本植物的侵入与定居, 为植被向原生草原植被恢复创造了土壤基质条件. 因此, 许多研究认为缀块状分布的灌丛沃岛是干旱区草场植被恢复的基础^[17]. 沙坡头地区近 50 年固沙植被的演变与生态恢复表明, 在降水条件基本一致的情况下, 土壤基质的改善与恢复, 必然导致生物群落的恢复. 土壤资源恢复与生物群落的繁衍互为条件, 互相促进.

基于以上分析, 图 6 描述了植被恢复过程或荒漠化逆转过程的模型. 土壤异质性程度在原生草地植被(土壤资源分布相对均一, 有较低的空间异质性 H_1)

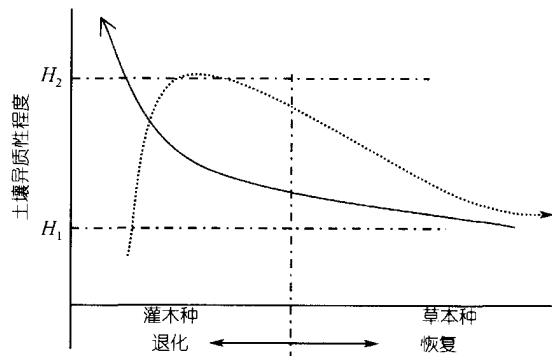


图 6 干旱-半干旱区草地荒漠化和恢复(荒漠化逆转)的概念模型

土壤异质性在原生草地植被退化过程中即由灌丛植被代替草本植被过程中增加, 植被建设增加了沙丘土壤空间异质性, 但固沙植被从灌木群落向草本为优势的群落演变过程中土壤异质性程度又开始减弱(图中实线箭头曲线表示异质性增加趋势, 虚线箭头曲线表示异质性从低到高再趋于降低的变化趋势)

退化过程中即由灌丛为优势的植被代替草本植被过程中增加(异质性程度高 H_2), 此过程中草本植物的组成由多年生草本如沙生针茅、细叶苔草、三芒草和长芒草等向一年生的沙生系列为主(雾冰藜、沙米等)的组成转变; 而植被建设增加了沙丘土壤空间异质性(H_1), 并随灌木在群落中的优势地位(较高的盖度)增加, 而土壤具有较高度度的异质性 H_2 . 但固沙植被从灌木群落向以草本植物为优势的群落演变过程中土壤异质性程度又开始减弱(趋于 H_1), 土壤资源的分布逐渐变得均一, 且趋于天然植被的土壤资源分布特征, 在这一过程中草本植物则多年生荒漠草原或草原化荒漠种代替一年生的沙生系列种. 因此, 沙化草地的逆转或植被恢复的过程反映了土壤资源分布的异质性程度减弱的过程, 而草地沙化或退化则反映了土壤异质性程度从低到高的过程.

5 结论

沙坡头地区的生态恢复实践是在极端环境, 即流动沙丘上采用工程与生物措施相结合的方法, 利用灌木种在干旱区的特殊生态功能, 即有利于形成较高的土壤资源分布的异质性的原理, 选择旱生灌木种来建立固沙先锋植物群落. 一方面实现了流沙的固定, 为物种的繁衍与生物多样性的恢复创造了条件, 另一方面促进了土壤成土过程, 随着植被的演变和土壤异质性的降低使人工灌木固沙植被向以草本植物为主的荒漠化草原植被演变. 土壤资源分布的异质性在固沙植被区的变化改变了原来流动沙丘土壤水分的时空变化, 而土壤水分的变化最终导致了植被格局的变化. 因此, 在区域降水条件一致的情况下, 我们可以认为土壤资源空间分布异质性的变化对干旱区草地退化与恢复起着重要的作用, 也是草地退化和恢复的重要指示特征: 土壤异质性在原生草地植被退化过程中即由灌丛植被代替草本植被过程中增加, 植被建设增加了沙丘土壤空间异质性, 但固沙植被从灌木群落向以草本植物为优势的群落演变过程中土壤异质性程度又开始减弱. 因此, 深入揭示土壤空间异质性变化与植被演变的生态学机理对于干旱沙区植被建设和人工植被的生态管理具有重要科学指导意义.

致谢 作者衷心地感谢中国科学院沙坡头沙漠试验研究站为本研究提供的相关资料.

参 考 文 献

- 1 Good J E G, Williams T G. Survival and growth of selected clones of birch and willow on restored opencast coal sites. *Journal of Application Ecology*, 1985, 22: 127~131
- 2 Cairns J Jr. *Restoration of Aquatic Ecosystems*. Washington D C: National Academy Press, 1992. 1~14
- 3 Brown S, Lugo A E. Rehabilitation of tropical lands: A key to sustaining development. *Restoration Ecology*, 1994, 2: 97~111
- 4 Niering W A. Tidal wetlands restoration and creation along the east coast of North America. In: Urbanska K M, Webb N R, Edwards P J. *Restoration ecology and sustainable development*. Cambridge: Cambridge University Press, 1997. 259~285
- 5 Aber J D, Jordan W. Restoration ecology: An environmental middle ground. *BioScience*, 1985, 35: 399
- 6 Schlesinger W H, Raikes J A, Hartley A E, et al. On the spatial pattern of soil nutrients in desert ecosystems. *Ecology*, 1996, 77: 364~374
- 7 Williams K S. Terrestrial arthropods as ecological indicators of habitat restoration in southwestern North America, In: Urbanska K M, Webb N R, Edwards P J. *Restoration ecology and sustainable development*. Cambridge: Cambridge University Press, 1997. 238~258
- 8 Majer J D. Invertebrates assist the restoration process: An Australian perspective, In: Urbanska K M, Webb N R, Edwards P J. eds. *Restoration Ecology and Sustainable Development*. Cambridge: Cambridge University Press, 1997. 212~237
- 9 Crawford C S, Gosz J R. Desert ecosystems: Their resources in space and time. *Environmental Conservation*, 1982, 9: 181~195
- 10 Noy-Meir I. Desert ecosystem structure and function, In: Evenari M. *Hot Deserts and Arid Shrublands*. Amsterdam: Elsevier Science, 1985. 93~103
- 11 Schlesinger W H, Reynolds J F, Cunningham G L, et al. Biological feedbacks in global desertification. *Science*, 1990, 247: 1043~1048
- 12 Schlesinger W H, Pilmanis A M. Plant-soil interactions in deserts. *Biogeochemistry*, 1998, 42: 169~187
- 13 Charley J L, West N E. Plant-induced soil chemical patterns in some shrub-dominated semi-desert ecosystems of Utah. *Journal of Ecology*, 1975, 63: 945~963
- 14 Garner W, Steinberger Y. A proposed mechanism for the formation of "Fertile Island" in the desert ecosystem. *Journal of Arid Environments*. 1989, 16: 257~262
- 15 Hook P B, Burke I J, Lauenroth W K. Heterogeneity of soil and plant N and C associated with individual plants and openings in North American shortgrass steppe. *Plant and Soil*, 1991, 138: 247~256
- 16 Tongway D J, Ludwig J A. Small-scale resource heterogeneity in

- semiarid landscapes. *Pacific Conservation Biology*. 1994, 1: 201~208
- 17 Lal R. Carbon Sequestration in Drylands. *Annals of arid Zone*, 2000, 39: 1~10
- 18 赵兴梁. 沙坡头地区植物固沙问题的探讨. 见: 腾格里沙漠沙坡头地区流沙治理研究 2. 银川: 宁夏人民出版社, 1991. 27~57
- 19 肖洪浪, 李新荣, 段争虎, 等. 流沙固定过程中土壤-植被系统演变. *中国沙漠*, 2003, 23: 605~611
- 20 Li X R, Wang X P, Li T, et al. Microbiotic crust and its effect on vegetation and habitat on artificially stabilized desert dunes in Tengger desert, North China. *Biology and Fertility of Soils*, 2002, 35: 147~154
- 21 Li X R, Zhou H Y, Wang X P, et al. The effects of sand stabilization and revegetation on cryptogam species diversity and soil fertility in the Tengger Desert, Northern China. *Plant and Soil*, 2003, 251: 237~245
- 22 Li X R, Xiao H L, Zhang J G, et al. Ecosystem effects of sand-binding vegetation and restoration of biodiversity in arid region of China. *Restoration Ecology*, 2004, 12: 376~390
- 23 李新荣, 张景光, 刘立超, 等. 我国干旱沙漠地区人工植被与环境演变过程中植物多样性的研究. *植物生态学报*, 2000, 257~261
- 24 李新荣, 石庆辉, 张景光. 沙坡头地区人工植被演变过程中植物多样性的研究. *中国沙漠*, 1998, 18(Supp.4): 23~29
- 25 陈隆亨, 李福兴, 邸醒民, 等. 中国风沙土. 北京: 科学出版社, 1998. 32~58
- 26 Li X R, Ma F Y, Xiao H L, et al. Long-term effects of revegetation on soil water content of sand dunes in arid region of northern China. *Journal of Arid Environments*, 2004, 57: 1~16
- 27 兰州沙漠研究所沙坡头沙漠科学研究所. 包兰铁路沙坡头段固沙原理及措施. 银川: 宁夏人民出版社, 1991. 1~40
- 28 Li X R, Zhang Z S, Zhang J G, et al. Association between vegetation patterns and soil properties in the Southeastern Tengger Desert, China. *Arid Land Research and Management*, 2004, 18: 369~383
- 29 刘光崧主编. 土壤理化分析与剖面描述. 北京: 中国标准出版社, 1996. 1~49
- 30 王政权. 地统计学及在生态学中的应用. 北京: 科学出版社, 1999. 150~193
- 31 Sala O E, Lauenroth W K, Golluscio R A, Plant functional types in temperate semiarid regions. In: Smith T M, Shugart H H, Woodward F I. eds. *Plant Functional Types*. Cambridge: Cambridge University Press, 1997. 217~233
- 32 Dodd M B, Lauenroth W K, Burke I C, et al. Association between vegetation patterns and soil texture in the shortgrass steppe. *Plant Ecology*, 2002, 158: 127~137
- 33 赵文智, 程国栋. 干旱区生态水文研究的若干进展评述. *科学通报*, 2001, 46: 1851~1857
- 34 Dunkerley D. Hydrologic effects of dryland shrubs: defining the spatial extent of modified soil water uptake rates at an Australian desert site. *Journal of Arid Environments*, 2000, 45: 159~172
- 35 Sperry J S, Hacke U G. Desert shrub water relations with respect to soil characteristics and plant functional type. *Functional Ecology*, 2002, 16: 367~378
- 36 Trangmar B B, Yost R S, Uehara G. Application of geostatistics to spatial studies of soil properties. *Advance Agronomy*, 1985, 38: 44~94
- 37 Webster R. Quantitative spatial analysis of soil in the field. *Advance in Soil Science*, 1985, 3: 1~70
- 38 Palmer M W. Fractal geometry: A toll for describing spatial pattern of plant communities. *Vegetatio*, 1988, 75: 91~102
- 39 Fearnough W, Fullen M A, Mitchell D J, et al. Aeolian deposition and its effect on soil and vegetation changes on stabilized desert dunes in northern China. *Geomorphology*, 1998, 23: 171~182
- 40 Zaady E, Groffman P M, Shachak M. Litter as a regulator of N and C dynamics in macrophytic patches in the Negev desert soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 1996, 28: 39~46
- 41 Connin S L, Virginia R A, Chamberlain C P. Carbon isotopes reveal changes in soil organic matter production and turnover following arid land shrub expansion. *Oecologia*, 1997, 110: 374~386
- 42 Havstad K M, Herrick J E, Schlesinger W H. Desert rangelands, Degradation and nutrients. In: Arnalds O, Archer S. *Rangeland Desertification*, Dordrecht: Kluwer Academic publishers, 2000. 77~87
- 43 Jury W A, Gardner W R, Gardner W H. *Soil Physics*. New York: John Wiley, 1991. 1~40
- 44 Tilman D, Kareiva P. *Spatial Ecology: The Role of Space in Population Dynamics and Inter-specific Interactions*. Princeton University Press, 1997. 1~60
- 45 Ettema C H, Wardle D A. Spatial soil ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 2002, 17: 177~183