

DOI: 10.5846/stxb202006081490

姚丽霞,王进鑫,党倩楠,吕国利,张玉玉,张瑞琦.西北干旱荒漠区排矸平台不同配置与保育模式重建植被生态能值分析.生态学报,2020,40(23):8729-8742.

Yao L X, Wang J X, Dang Q N, Lü G L, Zhang Y Y, Zhang R Q. Ecological energy analysis of vegetation reconstruction based on different configuration and conservation models of waste dump platform in arid desert area of northwest China. Acta Ecologica Sinica 2020, 40(23): 8729-8742.

西北干旱荒漠区排矸平台不同配置与保育模式重建植被生态能值分析

姚丽霞¹,王进鑫^{2,*},党倩楠¹,吕国利¹,张玉玉¹,张瑞琦¹

¹ 西北农林科技大学水土保持研究所,杨陵 712100

² 西北农林科技大学资源环境学院,杨陵 712100

摘要: 通过多维度探索排矸平台区植被恢复与重建初期植物群落稳定性、系统自组织能力、环境承载力及可持续发展能力,为构建费省效宏的西北干旱荒漠区排矸平台植被配置与保育模式提供技术支撑。以排矸场平台区 4 种植被配置与保育模式(乔灌木(M_1)、灌草(M_2)、观赏型灌草(M_3)和灌木林(M_4))为研究对象,以人工播种(柠条、沙蒿、苜蓿)后未采取任何保育措施的自然恢复模式(CK)为对照,利用普通生态学方法分析不同植被配置与保育模式的群落组成、物种重要值、物种多样性的变化,分析恢复初期植被群落结构特征,利用能值法分析各配置与保育模式的系统环境经济效益。结果表明:①4种植物配置与保育模式植物种类组成均增加,表现出较高的物种多样性。其中 $M_3 > M_1 > M_2 > M_4 > CK$;②购买能值在能值投入结构中占主导地位,4种模式的不可更新资源利用程度均低于CK(99.86%); M_1 的不可更新资源利用率最高,为29.52%;③不同植被配置与保育模式能值指标相比, M_1 的净能值产出率(EYR)和能值自给率(ESR)高于其他模式,在生产效率方面具有最大优势,独自发展能力较强。 M_3 的能值投资率(EIR)和系统可持续发展指标(EISD)高于其他模式,环境负载率(ELR)低于其他模式,表明 M_3 的经济发展水平较高,对环境的依赖程度低,产生的压力较小,具有一定的可持续发展潜力;④从群落特征结构、系统经济发展水平、对环境产生的依赖程度和可持续发展能力方面考虑, M_3 为最优模式;从对生产效率、独自发展能力方面考虑, M_1 为最优模式。

关键词: 能值分析;配置与保育模式;植物群落;物种多样性;可持续发展能力;西北干旱荒漠区

Ecological energy analysis of vegetation reconstruction based on different configuration and conservation models of waste dump platform in arid desert area of northwest China

YAO Lixia¹, WANG Jinxin^{2,*}, DANG Qiannan¹, LÜ Guoli¹, ZHANG Yuyu¹, ZHANG Ruiqi¹

¹ Institute of Soil and Water Conservation, Northwest Agriculture and Forestry University, Yangling 712100, China

² College of Resources and Environment, Northwest Agriculture and Forestry University, Yangling 712100, China

Abstract: Nowadays, coal mining activities remain of great environmental concern because of several negative impacts on soil ecosystems. At the same time vegetation restoration in coal mining area is getting more and more concern in China. This study aimed at building a cost-saving and effective gangue platform vegetation allocation and conservation mode in the northwest arid desert area of China, plant community stability, system self-organization capacity, environmental carrying capacity and sustainable development capacity in the initial stage of vegetation restoration of gangue platform area were explored multi-dimensionally. Four types of vegetation allocation and conservation mode including arbor shrub grass (M_1),

基金项目: 国家基础研发计划项目(2017YFC0504402); 陕西省林业科学院项目(SXLK2020-0305)

收稿日期: 2020-06-08; 网络出版日期: 2020-10-29

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: jwang118@126.com

<http://www.ecologica.cn>

shrub grass (M_2), ornamental shrub grass (M_3), and shrub forest (M_4) in the gangue platform area were taken as the study objects. Artificial seeding of *Caragana korshinskii*, *Artemisia sphaerocephala* and *Medicago sativa* in the gangue platform without taking any conservation measures pattern was the near-natural restoration mode (CK, control). The community composition, species importance value, and species diversity changes of different vegetation disposition and conservation modes were analyzed using common ecological methods. The characteristics of vegetation community structure at the initial stage of restoration were also analyzed. The environmental and economic benefits of each mode system were calculated by emergy method. The results showed that: ① The plant species composition of the four plant disposition and conservation modes increased, presenting a high species diversity. Species diversity followed the order as $M_3 > M_1 > M_2 > M_4 > CK$. ② Purchased emergy dominated the emergy input structure. The utilization of renewable resources of the four modes was lower than that of CK (99.86%) and the utilization of non-renewable resources of M_1 was the highest (29.52%). ③ Compared with the emergy indicators of different vegetation configurations and conservation modes, M_1 's net emergy yield rate (EYR) and emergy self-sufficiency rate (ESR) were higher than others, which had the greatest advantage in production efficiency and a strong independent development ability. The emergy investment rate (EIR) and system sustainability index (EISD) of M_3 were higher than other modes, and the environmental load rate (ELR) was lower than other modes, indicating that M_3 had a high level of economic development and low dependence on the environment. The pressure generated was small and had a certain potential for sustainable development. ④ M_3 was the best mode in terms of community characteristic structure, system economic development level, dependence on the environment and sustainable development ability. M_1 was the optimal mode in terms of production efficiency and independent development ability.

Key Words: energy analysis; configuration and conservation mode; plant communities; species diversity; sustainable development ability; arid desert area in northwest China

煤炭开采在提供国民经济发展所需基础能源的同时,也会导致生态系统结构变异、生态过程阻断、生态功能退化和稳定性减弱,对区域协调发展与生态环境产生不利的影响^[1],阻碍了矿区经济、社会、环境的可持续发展,使得经济发展与环境资源之间的矛盾日趋突出^[2]。国家规划的14个大型煤炭基地中的神东和宁东基地位于我国最典型的脆弱生态区—西北干旱荒漠区,该区煤炭资源开发影响大,地表挖损与塌陷加剧了植被退化和土地荒漠化,系统自维持力和自调控功能弱,恢复能力低^[3-4]。煤矿区生态修复以边采边复为基本原则,包括自然修复、生物修复、土壤改良、矿井水污染控制与资源化技术、边坡稳定性研究^[5-7]等。植被作为表征生态环境变化的综合指示器,可以较好的反映生态脆弱区生态环境变化状况,对恢复初期人工植被的群落特征进行分析,有助于掌握植被的生长状况和演替进展,也是评价生态恢复成效的重要途径和依据^[8]。合理的植被配置模式可改善煤矿区生态环境现状及当地不平衡的产业结构,有学者在煤矿区土地复垦模式、植被恢复植物种的筛选^[9]、典型植物水肥耦合调控技术筛选^[10-11]、沙尘防控^[12]、迹地新土体构建(异地取土复垦、煤矸石新型种植基质等)^[1,13]、营养物覆盖方法^[14]、等方面进行了研究。人工修复是煤矿区修复研究的主体,但人工措施始终面临成本与收益的权衡^[15-16],推行各种人工措施进行生态恢复的同时,若忽略了生态资源成本的投入,煤矿区生态恢复的可持续发展力也必将受到影响。目前,关于煤矿区生态修复生态经济效益的研究较少^[17],往往也忽略了生态成本的投入,使得自然环境系统与人类经济系统未得到有机的统一和联系。因此,综合评价生态系统重建与恢复过程中的资源、生态成本投入与生态经济效益的产出,对生态系统恢复及可持续发展具有重要意义。能值法作为生态经济系统评价的一种重要方法,与其他评价方法相比(生态足迹法、体现能核算法等),它从禀赋价值视角评估每个资源,更注重资源、环境等自然属性及保育、经营管理、市场因素等经济属性^[18-19]。目前,将普通生态学与能值分析法相结合多维度分析煤矿区植被群落稳定性及可持续发展力的研究鲜见报道,应用能值分析法评估西北干旱荒漠区典型煤矿区不同植被配置与保育模式下的投入、产出及可持续性研究也鲜见报道。因此,本研究将普通生态学与能值分析法相结合,以西北干旱荒漠区

排矸平台典型植被配置与保育模式(乔灌草、灌草、观赏型灌草、灌木林模式)为研究对象,对不同重建植被配置与保育模式群落基本结构特征、投入及产出进行分析,多维度评估不同植被配置与保育模式下的群落稳定性、系统自组织能力、环境承载力和可持续发展力,以期优化西北干旱荒漠区排矸平台植被配置与保育模式及构建费省效宏的植被配置与保育模式提供理论依据。

1 研究区概况

研究区位于宁夏回族自治区灵武市宁东镇羊场湾排矸平台区(37°99' N, 106°59' E),是西北干旱荒漠区宁东煤炭基地典型代表区(图 1)。该区海拔 1365 m,属于中温带大陆性气候,全年日照时数 3035.17 h,年降雨量 223.97 mm,年均温 9.9°C,平均风速 2.3 m/s,无霜期 216 d 以上。属荒漠、半荒漠地带,土壤类型为风沙土、灰钙土和少量新积土,有机质含量低,土质贫瘠^[20]。原地表植被分布稀少且不均匀,主要以草本植物、旱生或超旱生灌木、半灌木为主^[21]。该区为煤矸石与土混排后覆土,形成覆土平台区,覆土深度约 50 cm。于 2018 年栽植木本植物(白榆(*Ulmus pumila*)、沙枣(*Elaeagnus angustifolia*)、(紫穗槐(*Amorpha fruticosa*)、柠条(*Caragana korshinskii*)、柺柳(*Tamarix chinensis*)、黄刺玫(*Rosa xanthina*)、蒙古扁桃(*Amygdalus mongolica*);羊柴(*Corethroedron lignosum*);沙地柏(*Juniperus sabina*));撒播草种(冰草(*Agropyron cristatum*)、草木樨(*Melilotus officinalis*)、蜀葵(*Alcea rosea*)、苜蓿(*Medicago sativa*))进行植被建植,布设微喷灌设施灌溉,人工植被恢复一年后,植被生长状况良好,盖度达 45%—60%(图 2)。

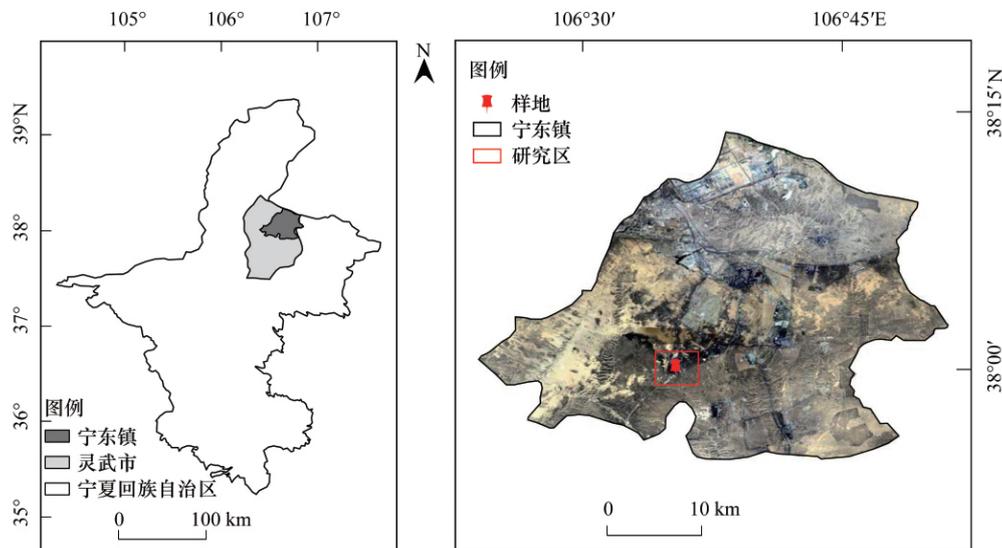


图 1 研究区概况图

Fig.1 Survey map of the study area

2 研究方法

2.1 植物群落学特征调查

于 2019 年 8 月在排矸场覆土平台区设置调查样地(图 1),选取 4 种植被配置与保育类型,即,乔灌草模式(M_1)、灌草模式(M_2)、观赏型灌草模式(M_3)、灌木林模式(M_4),以通过撒播灌、草种,未采取人工保育措施(无灌溉)的近自然恢复模式(CK)为对照区,每个样地的面积大于 0.2 hm^2 (图 2)样地基本情况见表 1。采用样方法,于植物生长旺期进行植物群落学特征调查,各模式根据物种组成、生境及群落结构等的代表性随机设置 9 个样方,根据样方最小面积经验值^[22]选择乔木样方为 10 m×10 m,灌木样方为 2 m×2 m,草本样方为 1 m×1 m,记录各样方内植物种类、数量、盖度、生物量等。

<http://www.ecologica.cn>

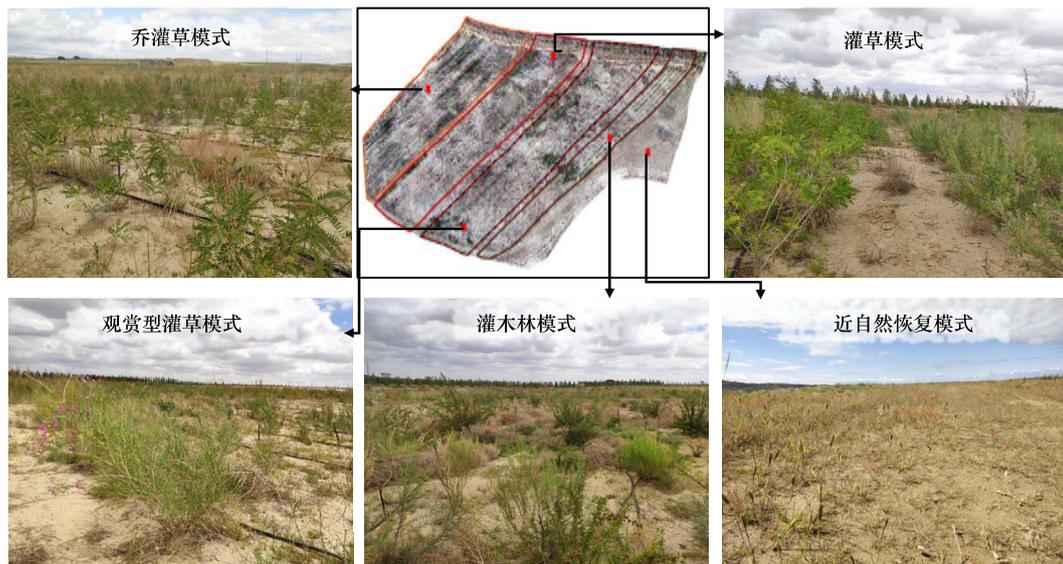


图2 研究区植被示意图

Fig.2 Vegetation map of the study area

表1 样地基本情况表

Table 1 Basic information of sample plot

配置模式 Configuration mode	植物种类 Plant species	重建方法 Reconstruction method	保育措施 Conservation measures	重建时间 Reconstruction time
乔灌草模式 (M ₁) Tree, shrub and grass model	白榆+柠条+冰草+草木樨; 白榆+沙枣+柽柳+紫穗槐+ 冰草+草木樨; 沙枣+柠条+ 冰草+草木樨	种植量及方式: 乔木、灌木 (穴植) 3000 株(穴), 草本 植物(点播) 16 kg 左右。 苗木规格: 乔木为 D>0.8 cm; 灌木为 D = 0.3—1.0 cm; 多为裸根苗木(一年 生)。 种植比例: 乔木: 灌木: 草 本=1:2:3; 灌木: 草本=2:3; 灌木: 观赏型草本: 草本 = 2:1:3; 灌木: 灌木=2:2。 株行距: 乔木: 2 m×2 m; 灌 木: 1 m×1 m; 草本植物: 0.3 m×0.3 m。	灌溉方式为微喷灌 灌溉水类型: 中水 木本植物年均灌溉量: 乔木: 1000—1200 m ³ /hm ² 灌木: 1000—1500 m ³ /hm ² 草本植物年均灌溉量: 豆科: 900—950 m ³ /hm ² 禾本科: 720—900 m ³ /hm ² 杂类草: 900—940 m ³ /hm ² 木本植物灌溉次数: 2—3 次/月; 草本植物灌溉次数: 3—4 次/月。 每年灌溉 5 个月	2018 年 5 月
灌草模式 (M ₂) Shrub grass model	柽柳+紫穗槐+柠条+冰草+ 草木樨; 柠条+冰草+草木 樨; 紫穗槐+冰草+草木樨			2018 年 5 月
观赏型灌草模式 (M ₃) Ornamental shrub grass model	黄刺玫+柽柳+柠条+蜀葵+ 草木樨+冰草; 蒙古扁桃+ 柽柳+柠条+蜀葵+草木樨+ 冰草; 羊柴+柽柳+柠条+蜀 葵+冰草+草木樨			2018 年 5 月
灌木林模式 (M ₄) Shrubby model	沙地柏+黄刺玫			2018 年 5 月
近自然恢复模式 (CK) Near natural recovery model	柠条、沙蒿、苜蓿	采用条播, 播种量为 22.5— 30 kg/hm ²	无任何保育措施	2018 年 5 月

D: 地径 Ground diameter

2.2 能值分析理论

系统界定

模式边界: 研究区 4 种群落类型面积为 2 hm², 对照区 (CK) 面积为 0.35 hm², 各植被配置与保育方式见表 1。

资源分类: 系统投入部分: 可更新环境资源 (R): 太阳能、风能、雨水化学能和雨水势能; 不可更新环境资源 (N): 表层土损耗能; 可更新有机能 (T): 灌溉水、劳力和种苗; 工业辅助能 (F): 灌溉设施。系统产出部分 (Y): 以生态服务功能为主, 包括防风固沙、固土保肥及固碳释氧 (图 3)。

<http://www.ecologica.cn>

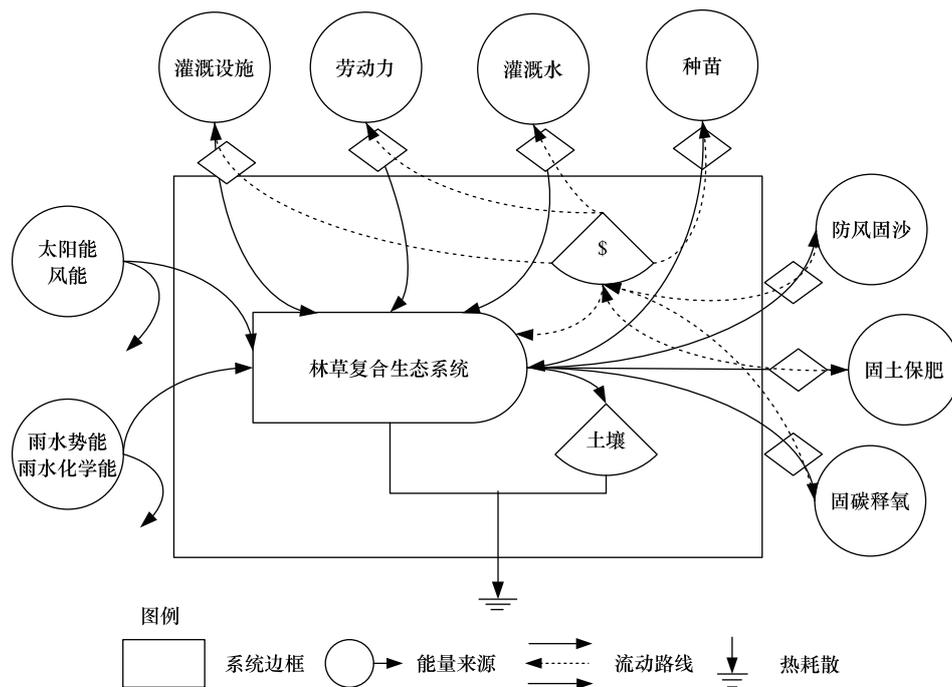


图3 不同植被配置与保育模式系统能值流动图

Fig.3 Energy flow diagram of different vegetation configuration and conservation model system

2.3 资料收集与数据计算方法

环境资源: 查阅文献及《宁夏回族自治区统计年鉴》(2017—2019) 收集。其中, 宁夏回族自治区灵武市年均太阳辐射量: 6767.9 MJ/m^2 ^[23]; 年均降雨量: 223.96 mm ; 年均风速: 2.3 m/s ; 土壤侵蚀速率: $2.246 \times 10^4 \text{ kg/hm}^2$ ^[24]; 土壤有机质平均含量为 2.4 g/kg ^[25]。

工业辅助能: 访问该区域负责人并计算获取, 灌溉设施成本: 0.899 元/m^2 。

可更新有机能: 访问该区域负责及管护人员并计算获取。其中, 种苗单价为 $M_1: 0.092 \text{ 元/m}^2$ 、 $M_2: 0.097 \text{ 元/m}^2$ 、 $M_3: 0.822 \text{ 元/m}^2$ 、 $M_4: 0.192 \text{ 元/m}^2$ 。灌水量为: $M_1: 4.085 \times 10^3 \text{ t/hm}^2$ 、 $M_2: 2.985 \times 10^3 \text{ t/hm}^2$ 、 $M_3: 1.735 \times 10^3 \text{ t/hm}^2$ 、 $M_4: 1.250 \times 10^3 \text{ t/hm}^2$ 、建植及管护人工成本为 0.450 元/m^2 。

生态服务功能: 通过查阅文献及调查测定获取。其中, 无林地风蚀模数为 3902 t/km^2 、有林地风蚀模数为 1953 t/km^2 ^[24]; 植物表土层能量折算比率为 $6.78 \times 10^2 \text{ J}$ ^[26], 土壤潜在侵蚀总量为 $79.95 \text{ t a}^{-1} \text{ hm}^{-2}$ ^[27]、土壤现实侵蚀总量为 $5.62 \text{ t a}^{-1} \text{ hm}^{-2}$ ^[24]。土壤养分含量: 氮: 0.679 kg/hm^2 、磷: 0.366 kg/hm^2 、钾: 4.378 kg/hm^2 、有机质: 178.404 kg/hm^2 。生物量为: $M_1: 3.906 \text{ t/hm}^2$ 、 $M_2: 3.252 \text{ t/hm}^2$ 、 $M_3: 7.623 \text{ t/hm}^2$ 、 $M_4: 8.170 \text{ t/hm}^2$; CK: 0.415 t/hm^2 。

本研究采用国际最新能值基准 $12.0 \times 10^{24} \text{ sej/a}$ ^[28-30], 太阳能值转换率参考 Odum^[31]、蓝盛芳^[26]、孙洁斐^[32] 的研究结果, 并按照新的能值基准转换; 随着中国经济发展, 国外的各项成本基础数据得到的投入能值核算结果难以反映中国实际。Yang^[33] 等对中国经济能值分析结果进行估算, 应用该研究结果可提高评价的科学性。能值货币比参考 Yang^[33] 等的研究结果并按照最新能值基准转换, 为 $7.46 \times 10^{12} \text{ sej/元}$; 2020 年人民币/美元汇率 $7.094 \text{ 元/US \$}$; 能值投入部分计算公式均参考蓝胜芳^[26] 等的研究结果; 能值产出部分计算公式参考《荒漠生态系统服务评估规范》(LY/T 2006—2012)^[34] 及欧阳志云^[27] 等人的研究结果。将收集的原始数据转化为能量或物质数据(单位为: J 、 g 、 元/hm^2) 通过能值转换率转换为统一的单位面积的能值数据(sej/hm^2) 编制能值分析表, 建立能值指标体系^[25]。

能值理论相关计算公式如下^[25]:

<http://www.ecologica.cn>

$$\text{太阳能值} = \text{原始数据} \times \text{能值转换率} \quad (1)$$

$$\text{能值} - \text{货币价值} = \text{太阳能值} / \text{能值货币比率} \quad (2)$$

$$\text{能值自给率(ESR)} = \text{环境资源能值}(R + N) / \text{能值总投入}(U) \quad (3)$$

$$\text{净能值产出率(EYR)} = \text{总产出能值}(Y) / \text{购买资源能值}(F + T) \quad (4)$$

$$\text{环境负载率(ELR)} = \text{不可更新资源能值}(F + N) / \text{可更新资源能值}(R + T) \quad (5)$$

$$\text{能值投资率(EIR)} = \text{购买资源能值}(F + T) / \text{环境资源能值}(R + N) \quad (6)$$

$$\text{能值交换率(EER)} = \text{购买资源能值}(F + T) / \text{总产出能值}(Y) \quad (7)$$

$$\text{系统可持续发展指标(EISD)} = \text{净能值产出率}(EYR) \times \text{能值投资率}(EIR) / \text{环境负载率}(ELR) \quad (8)$$

物种多样性分析: 本研究物种多样性分析采用 Shannon 多样性指数 (H)、Pielou 均匀度指数 (E) 和 Margalef 丰富度指数 (Ma)^[35-36]。

$$Ma = (S - 1) / \ln N \quad (9)$$

$$H = - \sum P_i \ln p_i \quad (10)$$

$$E = H / \ln S \quad (11)$$

$$\text{乔木层重要值} = (\text{相对密度} + \text{相对频度} + \text{相对优势度}) / 3 \quad (12)$$

$$\text{灌木层(草本层)重要值} = (\text{相对密度} + \text{相对频度} + \text{相对盖度}) / 3 \quad (13)$$

式中 S 为群落物种总个数(个) N 为调查样方内所有物种个体总数(个); P_i 为第 i 种植物的重要值。

采用 Excel 2010 和 Origin 2018 软件对数据进行预处理和图表构建, 采用 SPSS 24.0 软件统计分析数据, 采用单因素方差分析 LSD 法检验植被不同配置与保育模式间的差异, 显著性水平 $P=0.05$ 。

3 结果与分析

3.1 不同配置与保育模式重建植被群落结构特征分析

3.1.1 重建植被群落组成

从表 2 可知 4 种模式群落中共现 26 个植物种, 隶属 11 科, 其中, 单种科为 7 种, 占 63.64%, CK 中共现 8 个植物种, 种类单一且植株低矮, 为单层结构, 主要为灌木、半灌木、半灌木状草本、一年生和多年生草本植物。根据植物群落生活型组成可分为 6 类, 分别为乔木 2 种、灌木 8 种、半灌木 1 种、半灌木状草本植物 1 种、一年生草本植物 8 种、两年生草本植物 2 种、多年生草本植物 4 种。M₃ 和 M₁ 野生植物种类最多, 均为 7 种, 其次为 M₄、CK 和 M₂, 分别为 5 种、4 种和 1 种。分析植物的重要值发现, M₁ 中人工种植植物的重要值均较高, 说明该模式下植被生长状况优于其他模式。M₂ 中羊柴、M₃ 中蒙古扁桃、沙地柏重要值相对较低, M₂ 中草木樨和冰草的重要值均较高, 分别占群落重要值的 22.94%、16.91%, M₄ 中天人菊、拂子茅重要值占群落重要值的 19.66%、15.56%。由于恢复年限较短(1年多), 植物群落主要以人工植物为主, 伴生种多为半灌木、一年生或多年生草本植物, 包括禾本科的狗尾草、虎尾草和拂子茅、藜科的藜、菊科的沙蒿等。与近自然恢复区相比 4 种模式外来植物的种类组成与数量均有明显的增加, 表明在矿区排矸场植被恢复中, 合理的植被配置与保育模式是加速群落演替的有效方式。

3.1.2 物种多样性

不同植被配置与保育模式的物种多样性存在明显差异(表 3) 4 种模式植物群落 Margalef 丰富度指数 (Ma) 均显著高于 CK ($P < 0.05$), 表现为 M₃ > M₁ > M₄ > M₂ > CK; 各模式的 Shannon 多样性指数 (H) 和 Pielou 均匀度指数 (E) 也均高于 CK ($P < 0.05$)。不同植被配置与保育模式 Shannon 多样性指数 (H) 为: M₃ > M₁ > M₄ > M₂ > CK; 不同植被配置与保育模式 Pielou 均匀度指数 (E) 表现为 M₃、M₁、M₄、M₂ 大于 CK, 分别为 CK 的 1.87、1.72、1.57、1.56 倍。总体来看, 物种多样性表现为 M₃ > M₁ > M₄ > M₂ > CK, 说明合理的人工植被配置与保育模式提高了植物群落的物种多样性。

表 2 植物群落物种组成与重要值

Table 2 Species composition and important value of plant community

物种名称 Species name	所属科、属 Family and genus	M ₁	M ₂	M ₃	M ₄	CK	
乔木 Arbor	白榆 <i>Ulmus pumila</i>	榆科榆属	66.13				
	沙枣 <i>Elaeagnus angustifolia</i>	胡颓子科、胡颓子属	33.87				
灌木 Shrub	柠条 <i>Caragana korshinskii</i>	豆科锦鸡儿属	56.41	33.93	30.46	23.33	
	柽柳 <i>Tamarix chinensis</i>	柽柳科柽柳属	22.38	25.73	23.85	24.79	
	紫穗槐 <i>Amorpha fruticosa</i>	豆科紫穗槐属	31.81	34.65	6.61		
	羊柴 <i>Corethrodedron lignosum</i>	豆科岩黄芪属		11.06	19.42		
	蒙古扁桃 <i>Amygdalus mongolica</i>	蔷薇科桃属			6.25		
	黄刺玫 <i>Rosa xanthina</i>	蔷薇科蔷薇属			10.96	31.17	
	沙地柏 <i>Juniperus sabina</i>	柏科圆柏属			6.48	30.29	
	沙拐枣 <i>Calligonum mongolicum</i>	藜科沙拐枣属				23.74	
	半灌木 Subshrub	沙蒿 <i>Artemisia desertorum</i>	菊科蒿属	7.57	8.69		22.92
半灌木状草本 Subshrub herb	铁杆蒿 <i>Tripolium pannonicum</i>	菊科蒿属	20.15				
一年生草本植物 Annual herb	天人菊 <i>Gaillardia pulchella</i>	菊科天人菊属			6.62	65.74	43.62
	秋英 <i>Cosmos bipinnatus</i>	菊科秋英属					59.71
	碱蓬 <i>Suaeda glauca</i>	藜科碱蓬属			6.59		
	虎尾草 <i>Chloris virgata</i>	禾本科虎尾草属	9.23		9.65		
	狗尾草 <i>Setaria viridis</i>	禾本科狗尾草属	12.20				15.00
	亚麻 <i>Linum usitatissimum</i>	亚麻科亚麻属			16.37	45.93	
	藜 <i>Chenopodium album</i>	藜科藜属	14.35	15.55	5.29		
	无芒稗 <i>Echinochloa crusgali</i>	禾本科稗属	18.15				
	二年生草本植物 Biennial herb	草木樨 <i>Melilotus officinalis</i>	豆科草木樨属	40.11	51.99	26.09	
蜀葵 <i>Alcea rosea</i>	锦葵科蜀葵属			12.27			
多年生草本植物 Perennial herb	沙打旺 <i>Astragalus adsurgens</i>	豆科黄耆属			13.38	44.44	14.43
	紫花苜蓿 <i>Medicago sativa</i>	豆科苜蓿属		13.43	8.56		100.00
	冰草 <i>Agropyron cristatum</i>	禾本科冰草属	32.64	38.34			16.88
	拂子茅 <i>Calamagrostis epigeios</i>	禾本科拂子茅属			15.50	52.02	

M₁: 乔灌草模式 Tree, shrub and grass model; M₂: 灌草模式 Shrub grass model; M₃: 观赏型灌草模式 Ornamental shrub grass model; M₄: 灌木林模式 Shrubbery model; CK: 近自然恢复模式 Near natural recovery model

表 3 不同植被配置与保育模式的物种多样性指数

Table 3 Species diversity index of different vegetation allocation and conservation patterns

配置与保育类型 Allocation and conservation types	Margalef 丰富度指数(<i>Ma</i>) Margalef richness index	Shannon 多样性指数(<i>H</i>) Shannon diversity index	Pielou 均匀度指数(<i>E</i>) Pielou uniformity index
M ₁	1.356±0.224b	2.665±0.325b	1.239±0.086ab
M ₂	0.992±0.242c	2.004±0.327b	1.120±0.083b
M ₃	2.471±0.460a	3.527±0.350a	1.342±0.051a
M ₄	1.311±0.221c	2.025±0.020b	1.130±0.011b
CK	2.734±0.059d	1.056±0.181c	0.719±0.058c

同行不同小写字母表示处理间差异显著($P < 0.05$)

3.2 不同配置与保育模式重建植被能值分析

3.2.1 能值投入产出结构分析

在能值投入中,不同植被配置与保育模式的能值投入密度不同(表 4),与 CK 相比,各模式能值投入密度分别增加了 1.877×10^{17} (M₁)、 1.904×10^{17} (M₂)、 2.422×10^{17} (M₃)、 1.950×10^{17} (M₄),主要为工业辅助能和可更新有机能投入均与CK相比同步增加。各模式的可更新有机能投入较CK相比分别增加了3.05(M₁)、

表 4 不同植被配置与保育模式能量投入产出表
Table 4 Energy input-output table of different vegetation configurations and conservation models

类别 Category	能量转换率 Energy conversion rate	原始数据 Raw data				太阳能值 Solar energy/(sej/hm ²)				能量-货币价值 Energy-monetary value/(\$/hm ²)							
		M ₁	M ₂	M ₃	M ₄	CK	M ₁	M ₂	M ₃	M ₄	CK	M ₁	M ₂	M ₃	M ₄	CK	
可更新环境资源(R) Renewable natural resources																	
太阳能 Solar energy/J	1.00 sej/J	6.77×10 ¹³ J/hm ²	6.77×10 ¹³ J/hm ²	6.77×10 ¹³ J/hm ²	6.77×10 ¹³ J/hm ²	6.77×10 ¹³ J/hm ²	6.77×10 ¹³ J/hm ²	6.77×10 ¹³ J/hm ²	6.77×10 ¹³ J/hm ²	6.77×10 ¹³ J/hm ²	6.77×10 ¹³ J/hm ²	6.77×10 ¹³ J/hm ²	6.77×10 ¹³ J/hm ²				
风能 Wind energy/J	4.73×10 ² sej/J	6.33×10 ⁸ J/hm ²	6.31×10 ⁸ J/hm ²	6.31×10 ⁸ J/hm ²	6.31×10 ⁸ J/hm ²	6.31×10 ⁸ J/hm ²	6.31×10 ⁸ J/hm ²	6.31×10 ⁸ J/hm ²	6.31×10 ⁸ J/hm ²	6.31×10 ⁸ J/hm ²	6.31×10 ⁸ J/hm ²	6.31×10 ⁸ J/hm ²	6.31×10 ⁸ J/hm ²	6.31×10 ⁸ J/hm ²			
雨水化学能 Rainfall chemical energy/J	1.17×10 ⁴ sej/J	1.11×10 ¹⁰ J/hm ²	1.11×10 ¹⁰ J/hm ²	1.11×10 ¹⁰ J/hm ²	1.11×10 ¹⁰ J/hm ²	1.11×10 ¹⁰ J/hm ²	1.11×10 ¹⁰ J/hm ²	1.11×10 ¹⁰ J/hm ²	1.11×10 ¹⁰ J/hm ²	1.11×10 ¹⁰ J/hm ²	1.11×10 ¹⁰ J/hm ²	1.11×10 ¹⁰ J/hm ²	1.11×10 ¹⁰ J/hm ²				
雨水势能 Rain potential/J	6.75×10 ³ sej/J	3.00×10 ¹⁰ J/hm ²	3.00×10 ¹⁰ J/hm ²	3.00×10 ¹⁰ J/hm ²	3.00×10 ¹⁰ J/hm ²	3.00×10 ¹⁰ J/hm ²	3.00×10 ¹⁰ J/hm ²	3.00×10 ¹⁰ J/hm ²	3.00×10 ¹⁰ J/hm ²	3.00×10 ¹⁰ J/hm ²	3.00×10 ¹⁰ J/hm ²	3.00×10 ¹⁰ J/hm ²	3.00×10 ¹⁰ J/hm ²				
不可更新环境资源(N) Nonrenewable natural resources																	
表层土壤耗损 Energy loss of surface soil/J	4.74×10 ⁴ sej/J	1.22×10 ¹⁰ J/hm ²	1.22×10 ¹⁰ J/hm ²	1.22×10 ¹⁰ J/hm ²	1.22×10 ¹⁰ J/hm ²	1.22×10 ¹⁰ J/hm ²	1.22×10 ¹⁰ J/hm ²	1.22×10 ¹⁰ J/hm ²	1.22×10 ¹⁰ J/hm ²	1.22×10 ¹⁰ J/hm ²	1.22×10 ¹⁰ J/hm ²	1.22×10 ¹⁰ J/hm ²	1.22×10 ¹⁰ J/hm ²				
工业辅助能(F) Industrial auxiliary energy																	
灌溉设施 Irrigation facilities/元	7.46×10 ¹² sej/元	9.00×10 ³ 元/hm ²	9.00×10 ³ 元/hm ²	9.00×10 ³ 元/hm ²	9.00×10 ³ 元/hm ²	9.00×10 ³ 元/hm ²	9.00×10 ³ 元/hm ²	9.00×10 ³ 元/hm ²	9.00×10 ³ 元/hm ²	9.00×10 ³ 元/hm ²	9.00×10 ³ 元/hm ²	9.00×10 ³ 元/hm ²	9.00×10 ³ 元/hm ²				
可更新有机能(T) Renewable organic energy																	
劳动力 Labor/元	7.46×10 ¹² sej/元	2.05×10 ⁴ 元/hm ²	2.05×10 ⁴ 元/hm ²	2.05×10 ⁴ 元/hm ²	2.05×10 ⁴ 元/hm ²	2.05×10 ⁴ 元/hm ²	2.05×10 ⁴ 元/hm ²	2.05×10 ⁴ 元/hm ²	2.05×10 ⁴ 元/hm ²	2.05×10 ⁴ 元/hm ²	2.05×10 ⁴ 元/hm ²	2.05×10 ⁴ 元/hm ²	2.05×10 ⁴ 元/hm ²				
灌溉水 Irrigation water/J	1.17×10 ⁴ sej/J	2.04×10 ¹⁰ J/hm ²	1.49×10 ¹⁰ J/hm ²	1.33×10 ¹⁰ J/hm ²	6.25×10 ⁹ J/hm ²	0.00 J/hm ²	6.25×10 ⁹ J/hm ²	6.25×10 ⁹ J/hm ²	6.25×10 ⁹ J/hm ²	6.25×10 ⁹ J/hm ²	6.25×10 ⁹ J/hm ²	6.25×10 ⁹ J/hm ²	6.25×10 ⁹ J/hm ²	6.25×10 ⁹ J/hm ²	6.25×10 ⁹ J/hm ²	6.25×10 ⁹ J/hm ²	6.25×10 ⁹ J/hm ²
种子 Seed/元	7.46×10 ¹² sej/元	3.13×10 ² 元/hm ²	3.13×10 ² 元/hm ²	7.81×10 ³ 元/hm ²	0.00 元/hm ²	1.29×10 ³ 元/hm ²	0.00 元/hm ²	0.00 元/hm ²	0.00 元/hm ²	0.00 元/hm ²	0.00 元/hm ²	0.00 元/hm ²	0.00 元/hm ²	0.00 元/hm ²	0.00 元/hm ²	0.00 元/hm ²	0.00 元/hm ²
苗木 Seedlings/元	7.46×10 ¹² sej/元	6.03×10 ² 元/hm ²	9.75×10 ² 元/hm ²	4.15×10 ² 元/hm ²	1.92×10 ³ 元/hm ²	0.00 元/hm ²	1.92×10 ³ 元/hm ²	4.50×10 ⁵ 元/hm ²	7.28×10 ⁵ 元/hm ²	3.09×10 ⁵ 元/hm ²	1.43×10 ⁶ 元/hm ²	8.50×10 ¹ 元/hm ²	1.38×10 ² 元/hm ²	5.85×10 ¹ 元/hm ²	2.70×10 ² 元/hm ²	0.00 元/hm ²	0.00 元/hm ²

3.12(M_2)、4.43(M_3)、3.24(M_4)倍,主要为灌溉水、劳力(种植、日常管理)和种苗的投入,劳力(种植、日常管理)投入能值最高(图4)。从能值投入结构来看, M_1 、 M_2 、 M_3 、 M_4 和CK的能值投入结构相似,购买能值投入在总投入能值中占主导地位,4种模式的可更新资源利用程度均低于CK(99.86%)。 M_1 的不可更新资源利用率最高,为29.52%。因此,能值总投入为: $M_3 > M_4 > M_2 > M_1 > CK$,工业辅助能投入为: $M_1、M_2、M_3、M_4 > CK$,可更新有机能投入为: $M_3 > M_4 > M_2 > M_1 > CK$ 。

由表4可知,不同植被配置与保育模式的能值产出密度均高于CK,分别为CK的1.19(M_1)、1.18(M_2)、1.30(M_3)、1.32(M_4)倍。4种模式在防风固沙和固土保肥方面无明显差异。固定 CO_2 和释放 O_2 的能力分别为: $M_4 > M_3 > M_1 > M_2 > CK$ 。能值产出结构中,固土保肥功能价值在各模式能值产出密度中所占比例最高,分别为71.97%(M_1)、73.10%(M_2)、66.16%(M_3)、65.38%(M_4)。其次为固碳释氧,分别为18.79%(M_1)、19.08%(M_2)、17.27%(M_3)、18.81%(M_4)。防风固沙最低,分别为9.24%(M_1)、7.81%(M_2)、16.57%(M_3)和17.55%(M_4)。

通过能值-货币价值对各模式的生态经济效益进行比较分析(表4)结果表明: M_3 成本投入最高,其次为 M_4 、 M_2 、 M_1 ,较CK相比增加了6.07、4.88、4.77、4.07倍。 M_4 、 M_2 、 M_1 模式的成本投入变化幅度不大。在产出方面,各模式所产生的宏观经济价值较低,但均高于CK,其中, M_4 产出价值量最高,其次为 M_3 、 M_1 和 M_2 。

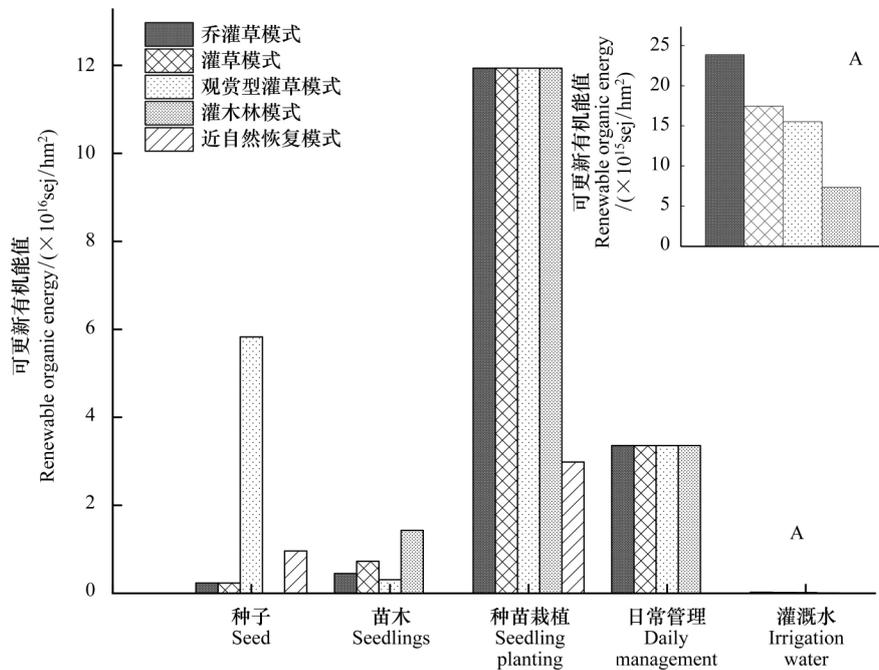


图4 不同植被配置与保育模式可更新有机能值投入

Fig.4 Renewable organic energy input in different vegetation allocation and conservation modes

图A 为灌溉水的能值投入

3.2.2 能值指标分析

能值自给率(ESR)是指本地环境资源能值投入占总投入能值的比率,表征系统自我维持力高低的指标^[37]。分析表明(表5)4种模式的能值自给率均低于CK(1.15×10^{-2}),其自我维持力分别为 $CK > M_1 > M_2 > M_4 > M_3$,表明灌水量、劳力及种苗等外援输入是能值自给率较低的主要原因。不同植被配置与保育模式能值投资率(EIR)与CK相比,增幅分别为4.76、4.83、6.14、4.94倍,表明 M_1 、 M_2 、 M_3 及 M_4 均具较强经济活力。各模式净能值产出率(EYR)均低于CK,但差异较小,系统的能值利用效率为 $M_4 > M_3 > M_1 > M_2$ 。环境负载率(ELR)表征不可再生资源投入对环境造成的负荷程度^[25,37]。各模式环境负载率(ELR)为: $M_1 > M_2 > M_4 > M_3 >$

CK 因此,对环境造成的负荷程度 M_1 最高, M_3 最低。系统可持续发展指标(EISD) 为兼顾系统社会效益与生态环境压力的系统可持续发展力的复合指标^[26]。4 种模式的能值交换率分别为 $M_1: 5.13 \times 10^1$ 、 $M_2: 5.19 \times 10^1$ 、 $M_3: 6.36 \times 10^1$ 、 $M_4: 5.29 \times 10^1$ 、CK: 1.20×10^1 , 所以系统可持续发展指标(EISD) 为 $M_1 < M_2 < M_4 < M_3 < CK$, 表明系统各模式均具有较高的可持续发展能力, M_3 在可持续发展力上低于 CK, 但优于 M_1 、 M_2 和 M_4 。

表 5 不同植被配置与保育模式的能值指标

Table 5 Energy indices of different vegetation allocation and conservation patterns

能值指标 Energy indicator	M_1	M_2	M_3	M_4	CK
能值自给率(ESR) Emergy self-sufficiency ratio	2.01×10^{-3}	1.99×10^{-3}	1.62×10^{-3}	1.95×10^{-3}	1.15×10^{-2}
净能值产出率(EYR) Emergy yield ratio	1.74×10^{-2}	1.69×10^{-2}	1.52×10^{-2}	1.85×10^{-2}	8.35×10^{-2}
环境负载率(ELR) Environmental load rate	4.19×10^{-1}	4.12×10^{-1}	3.13×10^{-1}	4.01×10^{-1}	1.45×10^{-3}
能值投资率(EIR) Emergy investment rate	4.96×10^2	5.02×10^2	6.16×10^2	5.12×10^2	8.63×10^1
能值交换率(EER) Emergy exchange rate	5.13×10^1	5.19×10^1	6.36×10^1	5.29×10^1	1.20×10^1
系统可持续发展指标(EISD) System sustainability indicators	2.39	2.43	3.20	2.50	6.90×10^2

4 讨论

退化生态系统恢复与重建过程中,适宜物种选择,合理的配置模式与保育技术可缩短植物群落演替周期,是生态恢复与重建成功的关键^[38-39]。稳定性的研究将为合理的植被配置与保育方式提供依据。群落物种多样性作为反映生态系统稳定性和可持续性的重要指标,是决定植物群落主要生态功能和过程的关键因素^[40]。本研究表明,重建植被恢复 1 年多后,4 种模式样地共现植物种 26 种,隶属 11 科,种类丰富且单种科所占比例较高。 M_1 和 M_3 中野生植物种类最多,物种多样性指数也最高。羊柴、蒙古扁桃和沙地柏重要值相对较低,其他人工种植植物种及外来植物种(碱蓬、虎尾草、狗尾草、无芒稗、沙蒿、铁杆蒿等植物)重要值也相对较高,说明在植被恢复初期,除人工植物种外,主要先锋植物为抗逆性较强的半灌木、一年生或多年生草本植物,也表明适度的灌溉能加速土壤种子库中种子的萌发。张丽娜^[41]指出排土场土壤种子库中物种生活型以多年生和一年生草本植物为主,与本研究结果相符。羊柴、蒙古扁桃、沙地柏等植物在各自的配置模式中重要值相对较低的原因可能为排矸场煤灰的沉降降低了植物叶片的水分利用效率,影响了植物的生长及成活^[42]。赫容^[43]等在安太堡矿区多年植被动态研究中发现,人工种植单一物种逐渐会发展为复杂物种并趋于动态平衡,使得生态系统结构和功能进一步协调。因此,本研究区人工植被是否会呈现相同的趋势有待进一步研究,但本研究表明科学恰当的植被配置与保育模式,对西北干旱荒漠区排矸平台区植被重建区新物种的增加和植物群落稳定性具有促进作用,朝着以本地野生植物为优势种的稳定植物群落趋势发展,对植被恢复与重建起到了积极作用。

生态恢复与重建是利用系统的自恢复能力,辅以人工措施,使遭到破坏的生态系统逐渐恢复或使生态系统向良性循环方向发展。但人工措施始终面临成本与收益的权衡^[15-16],若忽略了经济可行性,矿区生态恢复的可持续发展能力必将受到影响^[44]。研究区各模式所处地理位置相同,地表植被覆盖度均较低且相似,因此,各模式单位面积自然资源相同。各模式能值投入密度不同的最主要差异体现在可更新有机能中,种苗及劳力(苗木栽植、日常管理)、灌溉水的成本投入均为能值成本增加的最主要原因, M_3 在建植期种苗投入成本最高,其次为 M_2 。从保育期分析,各模式灌水量的投入差异最大,分别为 $M_1 > M_2 > M_3 > M_4$ 。罗旭辉^[45]等在典型桃园管理模式的能值分析中表明劳动力和化肥是能值成本增加的主要原因,与本研究不符,主要原因是西北干旱荒漠区降雨少、蒸发强烈,植被恢复过程中需要大量的水分资源,土壤水及降雨未能满足植被生长所需水

分,水分成为限制植物生长的最主要因素。

宏观经济价值投入中可更新有机能投入占总投入经济价值的 70.30% (M_1)、70.65% (M_2)、76.04% (M_3)、71.23% (M_4)、98.85% (CK),但随着恢复年限的增加,管护成本的降低,其可更新有机能投入将逐渐较少。能值产出密度越高,表明经济效益更优^[46]。植被重建初期部分生态服务功能未完全得到发挥,各模式能值产出均较低, M_4 在能值产出方面整体最优,其次为 M_3 、 M_1 和 M_2 。王亚慧^[47]等以宁夏沙坡头保护区为研究对象,研究中小尺度荒漠生态系统的生态服务功能中表明在固碳释氧及固持土壤等方面的能力为:林地>灌丛>草地,这与本研究结果一致。不同植被配置与保育模式的产投比小于 1,净收益小于 0,主要原因为植被栽植年限短(1 年),主要的经济价值及社会价值均未得到有效发挥,但按照资本运作的一般原理,生态资本在生产过程中能够实现增值^[48],因此,随着恢复年限的增加,其产投比与净收益有待进一步研究。

4 种模式的能值自给率 (ESR) 均较低,环境负载率 (ELR) 均较高,表明各模式对当地环境资源利用率均较低,产生的负荷较高。主要原因是购买能值(种苗、灌溉设施)的投入较高,使得能值总投入相对较大,但根据环境压力分级,当 $ELR < 3$ 时,表明环境压力很小^[49]。因此,各模式对当地环境所造成的压力均较低,远未达到当地的环境承载力。这与齐拓野^[50]对宁夏彭阳县退耕还林还草工程中农林草复合生态系统能值分析关于环境负载率的研究结果相似。4 种模式能值投资率 (EIR) 均较高,均具有更高的经济活力,能值利用率较高,环境尚具有很大的开发潜力。系统可持续发展指标 (EISD) 相差较小,近自然恢复模式的 EISD 较高的原因主要是工业辅助能及可更新有机能等购买能值投入较少,使得能值交换率较高,但随着恢复年限的增加, M_1 、 M_2 、 M_3 及 M_4 的可更新环境资源投入(外援输入)将逐步减少,能值产出率将逐步增大,其对环境造成的负荷将会逐渐减少,系统可持续发展能力将会提高。

5 结论

a) 采煤迹地植被恢复与重建初期 4 种模式样地的植物种类组成均有增加,表现出较高的物种多样性, M_3 在物种多样性及外来植物种引进方面效果最优,在加快植被恢复方面效果显著。

b) 各植被配置与保育模式能值投入结构相似,购买能值在总投入能值中占主导地位, M_1 、 M_2 、 M_3 、 M_4 的可更新资源利用程度均低于 CK(99.86%); M_1 的不可更新资源利用率最高,为 29.52%。

c) 4 种不同植被配置与保育模式中, M_1 的 EYR 和 ESR 高于其他模式,表明 M_1 在生产效率方面具有最大优势,独自发展能力较强。 M_3 的 EIR 和 EISD 高于其他模式,ELR 低于其他模式,表明 M_3 对环境的依赖程度最低,对环境产生的压力较小,经济发展水平较高,具有一定的可持续发展潜力。

d) 从群落特征结构、系统经济发展水平、对环境产生的依赖程度和可持续发展能力方面考虑, M_3 为最优模式;从对生产效率、独自发展能力方面考虑, M_1 为最优模式。

参考文献(References):

- [1] 赵廷宁,张玉秀,曹兵,肖辉杰,张成梁,赵淑银,郭小平. 西北干旱荒漠区煤炭基地生态安全保障技术. 水土保持学报,2018,32(1): 1-5.
- [2] 田淑英,胡虹彦,秦国伟. 采煤塌陷区生态修复制度优化研究——基于公共品供给效率视角. 生态经济,2018,34(8): 169-173.
- [3] 邱驰,黄建坤,胡雨村,郭小平,胡云卿. 灌溉对西北干旱荒漠区排土场边坡稳定的影响——以乌海市新星煤矿为例. 浙江大学学报: 工学版,2019,53(8): 1467-1477.
- [4] 陈亚宁,陈亚鹏,朱成刚,李卫红. 西北干旱荒漠区生态系统可持续管理理念与模式. 生态学报,2019,39(20): 7410-7417.
- [5] Chugh Y P. Concurrent mining and reclamation for underground coal mining subsidence impacts in China. International Journal of Coal Science & Technology,2018,5(1): 18-35.
- [6] McQuillan A, Canbulat I, Oh J. Methods applied in Australian industry to evaluate coal mine slope stability. International Journal of Mining Science and Technology,2020,30(2): 151-155.
- [7] Dong S G, Feng H B, Xia M H, Li Y, Wang C, Wang L. Spatial-temporal evolutions of groundwater environment in prairie opencast coal mine area: a case study of Yimin coal mine, China. Environmental Geochemistry and Health,2020,42(4): 3101-3118.

- [8] Li N , Yan C Z , Xie J L. Remote sensing monitoring recent rapid increase of coal mining activity of an important energy base in northern China , a case study of Mu Us Sandy Land. *Resources , Conservation and Recycling* , 2015 , 94: 129–135.
- [9] 谭锦. 乌海市煤炭基地植被恢复群落灌木种筛选及相对多度配比[D].北京: 北京林业大学, 2019.
- [10] Roy R , Wang J X , Mostofa M G , Fornara D , Sikdar A , Sarker T , Wang X Q , Jahan M S. Fine-tuning of soil water and nutrient fertilizer levels for the ecological restoration of coal-mined spoils using *Elaeagnus angustifolia*. *Journal of Environmental Management* , 2020 , 270: 11085.
- [11] Roy R , Mostofa M G , Wang J X , Sikdar A , Sarker T. Improvement of growth performance of *Amorpha fruticosa* under contrasting regime of water and fertilizer in coal-contaminated spoils using response surface methodology. *BMC Plant Biology* , 2020 , 20(1) : 181.
- [12] 潘德成, 孟宪华, 吴祥云, 王海旺, 李纯乾, 屈文文. 不同气象因子及植被类型对矿区排土场扬尘的影响. *干旱区资源与环境* , 2014 , 28(1) : 136–141.
- [13] Du T , Wang D M , Bai Y J , Zhang Z Z. Optimizing the formulation of coal gangue planting substrate using wastes: the sustainability of coal mine ecological restoration. *Ecological Engineering* , 2020 , 143: 105669.
- [14] 张绍良, 米家鑫, 侯湖平, 杨永均. 矿山生态恢复研究进展——基于连续三届的世界生态恢复大会报告. *生态学报* , 2018 , 38(15) : 5611–5619.
- [15] Soydan H , Koz A , Düzgün H Ş. Spatio-temporal anomaly detection for environmental impact assessment: a case of an abandoned coal mine site in Turkey//Proceedings of SPIE 10405 , Remote Sensing and Modeling of Ecosystems for Sustainability XIV. San Diego , California: SPIE , 2017: 104050B.
- [16] Sullivan J , Amacher G S. Private and social costs of surface mine reforestation performance criteria. *Environmental Management* , 2010 , 45(2) : 311–319.
- [17] 万林葳. 生态矿区建设期环境成本与效益研究[D].徐州: 中国矿业大学, 2012.
- [18] Wilfart A , Prudhomme J , Blancheton J P , Aubin J. LCA and emergy accounting of aquaculture systems: towards ecological intensification. *Journal of Environmental Management* , 2013 , 121: 96–109.
- [19] 刘耕源. 生态系统服务功能非货币量核算研究. *生态学报* , 2018 , 38(4) : 1487–1499.
- [20] 柯海玲, 徐友宁, 张江华, 乔冈, 陈华清, 杨敏, 何芳. 基于生态重建的宁东煤炭基地土壤环境质量评价. *地质通报* , 2018 , 37(12) : 2208–2214.
- [21] 李风军, 冯晓秀, 陆桂琴. 宁东能源化工基地生态环境脆弱性评价研究. *生态科学* , 2014 , 33(5) : 1017–1022.
- [22] 刘敏, 刘羽霞, 任可心, 阿尔孜古力, 魏向晨, 程硕, 王蕾. 种-面积曲线三种扩大样地面积的方法比较. *首都师范大学学报: 自然科学版* , 2014 , 35(5) : 60–63.
- [23] 杨勤. 宁夏区域太阳辐射逐日、月、年总量的变化特征//2007 年中国气象学会年会论文集. 北京: 中国气象学会, 2007: 834–845.
- [24] 闫军. 宁夏宁东能源化工基地矿区土地生态环境研究[D].北京: 中国地质大学(北京), 2016.
- [25] 罗旭辉, 卢新坤, 刘岑薇, 张丽君, 陈恩, Price G W , 翁伯琦. 基于能值分析的蜜柚园生草模式生态经济效益评价. *中国生态农业学报: 中英文* , 2019 , 27(12) : 1916–1924.
- [26] 蓝盛芳, 钦佩, 陆宏芳. 生态经济系统能值分析. 北京: 化学工业出版社, 2002.
- [27] 欧阳志云, 王效科, 苗鸿. 中国陆地生态系统服务功能及其生态经济价值的初步研究. *生态学报* , 1999 , 19(5) : 607–613.
- [28] Brown M T , Ulgiati S. Assessing the global environmental sources driving the geobiosphere: a revised emergy baseline. *Ecological Modelling* , 2016 , 339: 126–132.
- [29] Brown M T , Ulgiati S. Emergy assessment of global renewable sources. *Ecological Modelling* , 2016 , 339: 148–156.
- [30] Brown M T , Campbell D E , De Vilbiss C , Ulgiati S. The geobiosphere emergy baseline: a synthesis. *Ecological Modelling* , 2016 , 339: 92–95.
- [31] Odum H T. Tropical Forest Systems and the Human Economy//Lugo A E , Lowe C , eds. *Tropical Forests: Management and Ecology*. New York: Springer , 1995: 343–393.
- [32] 孙洁斐. 基于能值分析的武夷山自然保护区生态系统服务功能价值评估[D].福州: 福建农林大学, 2008.
- [33] Yang Z F , Jiang M M , Chen B , Zhou J B , Chen G Q , Li S C. Solar emergy evaluation for Chinese economy. *Energy Policy* , 2010 , 38(2) : 875–886.
- [34] 国家林业局. LY/T 2006—2012 荒漠生态系统服务评估规范. 北京: 中国标准出版社, 2012: 3–5.
- [35] 刘灿然, 马克平. 生物群落多样性的测度方法 V. 生物群落物种数目的估计方法. *生态学报* , 1997 , 17(6) : 601–610.
- [36] 戈峰. 现代生态学(第二版). 北京: 科学出版社, 2008.
- [37] 易定宏, 文礼章, 肖强, 胡聃, 李锋, 游芳. 基于能值理论的贵州省生态经济系统分析. *生态学报* , 2010 , 30(20) : 5635–5645.
- [38] 周江, 向平安. 湖南不同季别稻作系统的生态能值分析. *中国农业科学* , 2018 , 51(23) : 4496–4513.
- [39] Zuo X A , Zhao X Y , Zhao H L , Zhang T H , Guo Y R , Li Y Q , Huang Y X. Spatial heterogeneity of soil properties and vegetation-soil relationships following vegetation restoration of mobile dunes in Horqin Sandy Land , Northern China. *Plant and Soil* , 2009 , 318(1/2) : 153–167.

- [40] 张钦弟, 卫伟, 陈利顶, 杨磊. 黄土高原草地土壤水分和物种多样性沿降水梯度的分布格局. 自然资源学报, 2018, 33(8): 1351-1362.
- [41] 张丽娜. 露天矿排土场不同植被重建类型土壤种子库及酶活性研究[D]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2019.
- [42] 魏玲玲. 鄂尔多斯两个煤矿矿区土壤重金属含量及粉煤灰对羊柴光合生理和生长的影响[D]. 郑州: 河南农业大学, 2014.
- [43] 郝蓉, 白中科, 赵景逵, 彭少麟, 宋艳嫩. 黄土区大型露天煤矿废弃地植被恢复过程中的植被动态. 生态学报, 2003, 23(8): 1470-1476.
- [44] 王聪, 伍星, 傅伯杰, 韩兴国, 陈亚宁, 王克林, 周华坤, 冯晓明, 李宗善. 重点脆弱生态区生态恢复模式现状与发展方向. 生态学报, 2019, 39(20): 7333-7343.
- [45] 罗旭辉, 杜理旺, 陈华, 刘岑薇, Price G W, 刘朋虎, 张见明, 翁伯琦. 福建乡村两种典型桃园管理模式能值分析. 福建农业学报, 2020, 35(1): 111-116.
- [46] 董佳. 基于能值分析的循环农业评价研究——以江苏太仓东林合作农场为例[D]. 南京: 南京农业大学, 2018.
- [47] 王亚慧, 王文瑞, 王伟伟. 中小尺度荒漠生态系统服务研究及其价值评价——以宁夏沙坡头保护区为例. 宁夏大学学报: 自然科学版, 2016, 37(1): 106-111.
- [48] 汤萃文, 杨莎莎, 刘丽娟, 张忠明, 肖笃宁, 田赐冬. 基于能值理论的东祁连山森林生态系统服务功能价值评价. 生态学杂志, 2012, 31(2): 433-439.
- [49] 陆宏芳, 沈善瑞, 陈洁, 蓝盛芳. 生态经济系统的一种整合评价方法: 能值理论与分析方法. 生态环境, 2005, 14(1): 121-126.
- [50] 齐拓野. 基于能值分析的黄土高原丘陵区退耕还林还草效益研究[D]. 银川: 宁夏大学, 2014.