

# 生态保护红线区生态系统服务 多维驱动力的定量分离

左丽媛<sup>1,2</sup>, 姜 远<sup>1,2</sup>, 高江波<sup>1</sup>, 杜馥君<sup>1,2</sup>, 张怡博<sup>1,2</sup>

(1. 中国科学院地理科学与资源研究所 中国科学院陆地表层格局与模拟重点实验室, 北京 100101;

2. 中国科学院大学, 北京 100049)

**摘要:** 生态系统服务的时空变化受环境因子和服务间权衡/协同两个维度的驱动。在保障区域与国家生态安全、经济与社会可持续发展的生态保护红线区,厘清生态系统服务的驱动机制对该区生态系统的管理优化尤为重要。本文以北京生态保护红线区为例,考虑水土保持、产水量和植被固碳3项生态系统服务,运用地理探测器判断并识别生态系统服务间关系的影响变量,进而基于偏相关方法定量分离并比较服务间净关系与环境变量两个维度对生态系统服务的影响。结果表明:对任一生态系统服务而言,环境变量和服务间关系对其空间异质性有不同程度的影响,且两种变量之间的交互作用均会增强单一变量对该生态系统服务空间分异的决定力。各服务形成过程的差异性使得影响服务间关系的重要环境因子存在区别,但土地利用强度均是3项服务空间关系的极重要因子,表明北京生态保护红线区土地利用的合理规划对该区生态系统服务的协同优化至关重要。剔除极重要因子后比较服务间净关系与环境变量对生态系统服务的影响,结果发现:环境变量(坡度和降水)对水土保持时空变化的驱动力更强;降水和植被固碳服务两个维度对产水量的影响相近;植被固碳的时空变化与其他两项服务密切相关,环境变量的影响相对较小。

**关键词:** 生态系统服务;权衡与协同;驱动机制;定量分离;生态保护红线

DOI: 10.11821/dlxb202209003

## 1 引言

生态系统为人类提供的所有惠益称为生态系统服务<sup>[1]</sup>。作为将自然生态系统和人类社会系统连接在一起的桥梁,生态系统服务在形成和发展过程中受自然环境、社会经济、人类需求等多种因子的影响<sup>[2]</sup>。同时,生态系统服务之间也存在着复杂的非线性变化,一种生态系统服务的增减会影响另一种服务供给能力的高低,由此产生生态系统服务间此消彼长的权衡关系或相互增益的协同关系<sup>[3]</sup>。然而,影响因子与权衡/协同关系两个维度对生态系统服务的影响并不是相互独立的,权衡/协同关系同时也受影响因子所驱动<sup>[4]</sup>。Bennett等<sup>[5]</sup>将该驱动总结为两种类型:一是驱动因子单独影响某一服务;二是生态系统

收稿日期: 2021-12-20; 修订日期: 2022-07-25

基金项目: 国家自然科学基金项目(42071288, 41671098); 中国科学院地理科学与资源研究所可帧—秉维青年人才计划(2020RC002) [Foundation: National Natural Science Foundation of China, No.42071288, No.41671098; The Programme of Kezhen-Bingwei Excellent Young Scientists of the Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, No.2020RC002]

作者简介: 左丽媛(1995-), 女, 河北张家口人, 博士生, 主要从事山地生态系统服务研究。

E-mail: zuoly.17s@igsnr.ac.cn

通讯作者: 高江波(1984-), 男, 山东临沂人, 研究员, 博士生导师, 中国地理学会会员(S110014097M), 主要从事综合自然地理学、山地生态系统服务、气候变化影响与适应研究。E-mail: gaojiangbo@igsnr.ac.cn

2174-2188 页

服务受共同驱动的影响。厘清影响因子与权衡/协同关系对生态系统服务的驱动机制,有助于消除权衡关系的负面影响,实现社会—生态系统的协调可持续发展<sup>[6-7]</sup>。

生态系统服务及其权衡关系的驱动力分析是当前生态系统服务研究的主要挑战<sup>[8]</sup>。相关研究主要聚焦于分析环境变量对生态系统服务及其权衡/协同的影响<sup>[9]</sup>,如侯文娟等<sup>[10]</sup>研究表明地形因子决定了喀斯特地区产流服务的空间异质性;Feng等<sup>[11]</sup>发现植被类型、海拔、泥沙组成对黄土高原土壤侵蚀控制服务和土壤湿度之间的权衡具有主导影响,坡度和坡位次之;Chen等<sup>[12]</sup>分析了北京及其周边地区生态系统服务簇的空间分布,表明海拔与物种丰富度直接相关。生态保护红线作为必须强制性严格保护的空间边界<sup>[13]</sup>,其内部生态环境受社会经济、人类需求等因素的影响相对较少,自然环境是该区域生态系统服务变化的核心影响变量。如Gao等<sup>[14]</sup>研究结果表明植被覆盖度、土地利用分别是北京生态保护红线区土壤流失、产水量的主导因子;降水显著影响北京生态保护红线区土壤保持与植被固碳之间权衡关系的空间分布<sup>[15]</sup>。上述研究细致分析了生态系统服务或是权衡/协同关系对环境变量时空变化的响应,但是环境变量与服务间关系的交叉联系未能充分考虑,且两个维度的分离研究尚显缺乏。如何精准识别权衡/协同关系的影响变量并予以剔除是定量分离驱动力的关键所在。受环境变量与生态系统服务时空变化的影响,权衡/协同关系的空间异质性突出<sup>[16]</sup>。地理探测器正是利用空间数据的分层异质性揭示其背后的驱动机制,广泛应用于社会科学、自然科学、环境健康等领域<sup>[17]</sup>,如城市化空间变异的驱动力解析<sup>[18]</sup>,生态环境影响因子定量辨识<sup>[19]</sup>,人类健康风险因子与风险区探测<sup>[20]</sup>等。本文综合了地理探测器的两大特点:一是定量识别影响权衡/协同关系的环境变量,二是证明环境变量与服务间关系两个维度之间存在交互作用,为后续定量分离两个维度对生态系统服务变化的贡献率奠定基础。

作为国家和区域生态安全的底线和生命线,生态保护红线旨在维护中国重要生态系统的主导功能,增强中国社会经济发展的生态支撑能力<sup>[21]</sup>。2018年北京市正式发布的生态保护红线包括水源涵养、水土保持等生态功能重要区、水土流失生态敏感区以及市级饮用水源地、森林公园、国家级重点生态公益林等保护地<sup>[22]</sup>。围绕水土保持、森林固碳等典型服务的研究可为北京生态保护红线不同区域的管理提供针对性建议。北京生态保护红线区分布于北部燕山和西部太行山,山高坡陡的系统不稳定性以及破碎生境的易损性和低恢复性<sup>[23]</sup>使得红线区生态脆弱性突出,生态环境对气候变化和土地利用变化的响应敏感<sup>[24]</sup>。同时,山区自然地理环境的巨大空间差异以及环境条件的剧烈变化影响生态过程的形成与发展,进而导致生态系统服务的供给能力和权衡/协同关系呈现显著的变异性<sup>[25]</sup>:如海拔的梯度变化显著影响产水量和土壤保持的格局分布<sup>[26]</sup>;随海拔和植被覆盖度的升高,产水量和NPP(Net Primary Production)之间的权衡系数显著增大<sup>[27]</sup>。因此,生态红线区异质景观条件下生态系统服务驱动机制的定量阐释仍是研究的关键<sup>[15]</sup>。集成分析环境变量和权衡关系两个维度对生态系统服务变化的影响可为严守红线提供针对性科学参考<sup>[13]</sup>。

基于此,本文选择与北京生态保护红线区主导功能密切相关的土壤保持、产水量、植被固碳3项生态系统服务,综合考虑各项生态系统服务的影响因素,选择海拔、坡度、降水、土地利用强度和植被覆盖度等重要环境因子。首先,基于地理探测器定量识别3项生态系统服务权衡关系的重要影响因子,证明权衡关系和环境变量两个维度之间交互作用的存在性。进而,借助偏相关分析计算剔除极重要因子后生态系统服务之间的净相关关系,比较权衡关系和环境变量两个维度对生态系统服务时空变化的影响程度,为生态系统服务驱动力的定量分离提供科学的研究框架。

## 2 研究区概况与研究方法

### 2.1 研究区概况

北京位于华北平原北部 ( $39^{\circ}28'N\sim41^{\circ}05'N$ ,  $115^{\circ}25'E\sim117^{\circ}30'E$ ), 西部、北部和东北部三面环山, 山区面积约占市域总面积的62%, 平原、浅山、深山地貌由东南向西北方向过渡分布。北京生态保护红线呈现为“两屏两带”的生态格局。“两屏”指北部燕山生态屏障和西部太行山生态屏障; “两带”为永定河沿线生态防护带、潮白河—古运河沿线生态保护带。北京生态保护红线区的面积为4290 km<sup>2</sup>, 占市域总面积的26.1%, 海拔介于-5~2223 m之间(图1)。气候属暖温带半湿润半干旱季风气候, 四季分明, 年平均气温9.98℃, 年平均降水量594.24 mm, 全年降水的80%集中于6—8月。北京生态保护红线区以林地生态系统为主导, 林地分布面积占红线区总面积的75.03%, 为山区及平原的居民提供多种服务。根据主导生态功能, 北京生态保护红线区可以划分为水源涵养、水土保持、生物多样性维护以及重要河流湿地4种类型<sup>[22]</sup>。

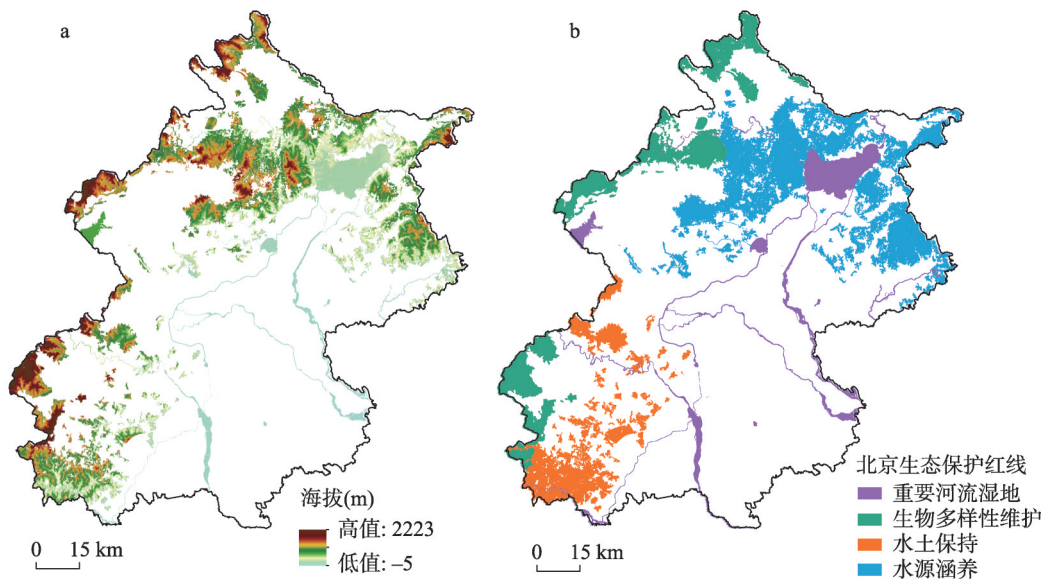


图1 研究区地形和生态保护红线类型

Fig. 1 Terrain and types of Beijing's conservation red line area

### 2.2 数据来源与处理

DEM (Digital Elevation Model) 高程数据来源于 Google Earth v6.0.3, 空间分辨率为 9 m。气象数据来源于国家气候中心 (<http://data.cma.cn/>), 本文选取研究区及周边区域 35 个气象站点的日值数据, 通过专业气象插值软件 ANUSPLIN 获得 1 km 分辨率的降水、蒸散发等气象数据的空间分布。土壤机械组成数据来源于基于世界土壤数据库 (HWSD v1.2) 的中国土壤数据集 (<http://westdc.westgis.ac.cn>), 空间分辨率为 1 km。土地利用数据为北京市生态环境局所提供, 空间分辨率为 15 m (<http://sthjj.beijing.gov.cn>)。基于 HJ1A/B CCD (30 m)、GF1 WFV (16 m) (<http://www.cresda.com/CN/>) 和 MODIS MOD09GQ (250 m) (<https://lpdaac.usgs.gov>) 产品数据, 本文通过近红外和红光波段反射率线性组合的方式获取归一化植被指数 (Normalized Differential Vegetation Index, NDVI) 数据, 空间分辨率为 30 m。植被类型数据来源于中国科学院资源环境数据中心



(<http://www.resdc.cn>), 空间分辨率为1 km。北京生态保护红线边界矢量化自2018年北京市生态环境局公开的北京市生态保护红线分布范围图 (<http://sthjj.beijing.gov.cn/bjhrb/index/xxgk69/zfxxgk43/fdzdgknr2/zcjd41/1713290/index.html>)。

## 2.3 研究方法

生态系统服务受环境变量与服务间关系的共同驱动, 同时, 服务间关系也受环境变量所影响。定量分离驱动力的先决条件在于准确识别权衡/协同关系的影响变量并予以剔除。本文首先利用因子探测器定量识别各服务的影响因子, 根据影响程度大小确定主导环境变量; 进而考虑主导环境变量对服务间关系的影响: 若环境变量同时影响某一对生态系统服务, 则该环境变量为该对生态系统服务关系的极重要影响因子; 若只影响一种服务则为一般重要因子; 均不影响则属于不重要因子。交互作用探测器应用于证明服务间关系与环境变量之间交互作用的存在性。基于此, 本文采用偏相关方法剔除极重要影响因子, 分析生态系统服务之间的净相关关系并与环境变量的贡献率进行对比。本文的研究思路及技术框架如图2所示。



图2 生态系统服务驱动力定量分离的研究框架

Fig. 2 Framework for quantitative separation of ecosystem service drivers

**2.3.1 生态系统服务评估方法** 本文运用RUSLE模型、InVEST模型和CASA模型分别定量评估研究区的土壤保持、产水量和植被固碳3项生态系统服务的空间格局。为消除气候年际差异和极端气候事件(如“7·21”北京特大暴雨)对环境变量判定的影响, 本文模拟并分析了研究区2015—2018年生态系统服务的数值大小与空间分布。模型所需参数和计算过程如表1所示:

**2.3.2 地理探测器** 本文采用地理探测器探测生态系统服务的空间分层异质性, 并揭示其背后的驱动机制。该方法的优势体现在两个方面: 一是因子探测器可以定量给出各个影响变量的解释力; 二是交互作用探测器可以判断两个影响变量之间是否存在交互作用以及交互作用的强弱、方向、线性还是非线性等(表2)<sup>[17]</sup>, 可为下一步的偏相关分析提供科学依据。地理探测器采用 $q$ 统计量衡量自变量 $X$ (影响变量)对因变量 $Y$ (生态系统服务)空间分异的解释程度,  $q$ 统计量的表达式为:

$$q = 1 - \frac{\sum_{h=1}^L N_h \sigma_h^2}{N \sigma^2} \quad (1)$$

式中:  $h = 1, 2, \dots, L$  为自变量 $X$ 或因变量 $Y$ 的分层;  $N_h$ 和 $N$ 分别为层 $h$ 和全区的单元数;  $\sigma_h^2$ 和 $\sigma^2$ 分别是层 $h$ 和全区 $Y$ 值的方差。 $q$ 值表示自变量对因变量的解释力, 值域范围为 $[0, 1]$ ,  $q$ 值越大表示自变量 $X$ 对因变量 $Y$ 的解释力越强, 反之则越弱。

表 1 生态系统服务模型

Tab. 1 Models used to quantify ecosystem services

生态系统服务	模型	计算公式
土壤保持	RUSLE 模型 <sup>[28]</sup>	$A=R \times K \times LS \times (1-C \times P)$ $A$ 为土壤保持量( $\text{t hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ); $R$ 为降水侵蚀力因子( $\text{MJ mm hm}^{-2} \text{ h}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ), 考虑到研究区降水的季节性差异, 本文采用月降水数据计算 $R$ 因子, 进而得到年尺度数据 <sup>[29]</sup> ; $K$ 为土壤侵蚀力因子( $\text{t hm}^2 \text{ h hm}^{-2} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ ), 本文基于土壤属性数据, 运用侵蚀力影响计算器(EPIC)计算获得 <sup>[30]</sup> ; $LS$ 为坡长坡度因子, 为充分表达研究区山地海拔的复杂性特征 <sup>[31]</sup> , 本文选取空间分辨率为 9 m 的 DEM 计算 $LS$ 因子; $C$ 是植被覆盖与管理因子, 本文以 NDVI 为基础数据进行计算 <sup>[32]</sup> ; $P$ 是水土保持措施因子, 本文参考华北平原的研究, 根据土地利用类型进行赋值 <sup>[33]</sup> ; $LS$ 、 $C$ 、 $P$ 为无量纲。
产水量	InVEST 模型 产水量模块 <sup>[34]</sup>	$Y(x)=\left(1-\frac{AET(x)}{P(x)}\right) \times P(x)$ $Y(x)$ 为研究区栅格单元 $x$ 的年产水量( $\text{mm}$ ); $AET(x)$ 为栅格单元 $x$ 的年实际蒸散发量( $\text{mm}$ ); $P(x)$ 为栅格单元 $x$ 的年降水量。
植被固碳	CASA 模型 <sup>[35]</sup>	$NPP(x, t)=APAR(x, t) \times \varepsilon(x, t)$ $NPP(x, t)$ 为空间位置 $x$ 在时间 $t$ 内积累的植被净初级生产力( $\text{g C m}^{-2}$ ); $APAR(x, t)$ 和 $\varepsilon(x, t)$ 分别为空间位置 $x$ 在时间 $t$ 内植被吸收的光合有效辐射( $\text{MJ m}^{-2}$ )和实际光能利用率( $\text{g C MJ}^{-1}$ )。

表 2 两个自变量对因变量的交互作用类型

Tab. 2 Types of interaction between two covariates

判据	交互作用
$q(X1 \cap X2) < \text{Min}[q(X1), q(X2)]$	非线性减弱
$\text{Min}[q(X1), q(X2)] < q(X1 \cap X2) < \text{Max}[q(X1), q(X2)]$	单因子非线性减弱
$q(X1 \cap X2) > \text{Max}[q(X1), q(X2)]$	双因子增强
$q(X1 \cap X2) = q(X1) + q(X2)$	独立
$q(X1 \cap X2) > q(X1) + q(X2)$	非线性增强

**2.3.3 基于逐像元偏相关的时空统计** 本文在定量筛选生态系统服务重要影响因子的基础上, 采用基于逐像元偏相关的时空统计方法计算 3 项生态系统服务两两之间的偏相关系数。该方法的优势在于可以分析生态系统服务时间序列的变化, 也可明晰生态系统服务的空间关系和变化特征<sup>[36]</sup>。系数为正, 两项生态系统服务表现为协同关系, 系数为负, 则为权衡关系。生态系统服务之间的相关系数与偏相关系数计算公式如下:

简单相关系数:

$$r_{12(ij)} = \frac{\sum_1^n \left( ES1_{n(ij)} - \overline{ES1}_{(ij)} \right) \left( ES2_{n(ij)} - \overline{ES2}_{(ij)} \right)}{\sqrt{\sum_1^n \left( ES1_{n(ij)} - \overline{ES1}_{(ij)} \right)^2 \sum_{n=1}^n \left( ES2_{n(ij)} - \overline{ES2}_{(ij)} \right)^2}}$$

(2)

一阶偏相关系数:

$$r_{12 \cdot 3(ij)} = \frac{r_{12(ij)} - r_{13(ij)} r_{23(ij)}}{\sqrt{\left( 1 - r_{13(ij)}^2 \right) \left( 1 - r_{23(ij)}^2 \right)}}$$

(3)

二阶偏相关系数:

$$r_{12 \cdot 34(ij)} = \frac{r_{12 \cdot 3(ij)} - r_{14 \cdot 3(ij)} r_{24 \cdot 3(ij)}}{\sqrt{(1 - r_{14 \cdot 3(ij)}^2)(1 - r_{24 \cdot 3(ij)}^2)}} \quad (4)$$

式中： $ES1$ 与 $ES2$ 代表两种生态系统服务； $r$ 为 $ES1$ 与 $ES2$ 之间的相关系数， $i$ 、 $j$ 分别代表栅格数据像元的行、列号， $n$ 为栅格数据的时间序列。 $r_{12(ij)}$ 表示在所有环境变量均发生变化的情况下， $ES1$ 与 $ES2$ 在像元 $ij$ 上的简单相关系数，同理可求得 $r_{13(ij)}$ 、 $r_{23(ij)}$ 等。 $r_{12 \cdot 3(ij)}$ 表示在某一环境变量不变的情况下， $ES1$ 与 $ES2$ 在像元 $ij$ 上的一阶偏相关系数，同理可求得 $r_{14 \cdot 3(ij)}$ 、 $r_{24 \cdot 3(ij)}$ 等。 $r_{12 \cdot 34(ij)}$ 表示某两个环境变量保持不变， $ES1$ 与 $ES2$ 在像元 $ij$ 上的二阶偏相关系数。

### 3 结果分析

#### 3.1 生态系统服务的空间分布格局

本文模拟了2015—2018年北京市生态保护红线区的土壤保持、产水量和植被固碳3项生态系统服务（图3），并对其空间分布和动态变化进行分析。从空间分布来看，土壤

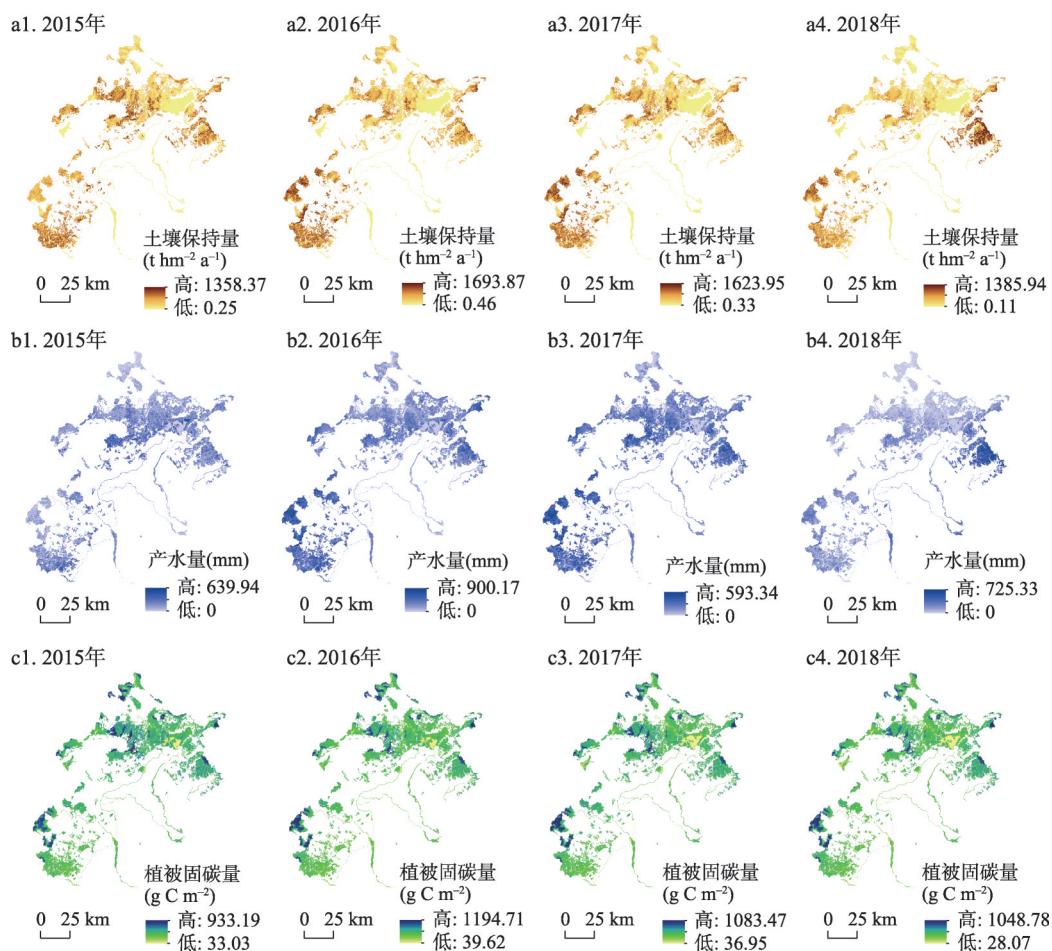


图3 北京生态保护红线生态系统服务空间格局

Fig. 3 Spatial pattern of ecosystem services in Beijing's ecological conservation red line

保持量的高值主要集中在研究区东北部和西南部的高海拔山区。山地地区林地和草地大面积分布，其植被根系与凋落物的抗侵蚀性使得山区的土壤保持能力较强<sup>[37]</sup>。2015—2018年，土壤保持量的数值范围在0~1700 t hm<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>之间，随时间变化较小，但各年份均值差异较大。对比各红线类型区，水土保持红线类型区内各年份土壤保持量均值均为最高，印证了该红线类型区主导功能的合理性。北京市5条一级河道及“三库一渠”等河湖湿地分布于重要河流湿地红线类型区，该红线类型区受径流侵蚀力的影响，土壤保持量为最低。

图3显示，研究区的产水量由北向南逐渐增加，其空间分布具有明显的异质性特征。产水量的空间分布和数值大小与降水量密切相关，各年份产水量与降水量之间的斯皮尔曼相关系数达0.64以上。2016年北京市出现降水持续时间长、总量大的强降雨天气，该年份北京生态保护红线区产水量范围在0~900.17 mm之间，均值为330.21 mm，明显高于其他年份。各红线类型区进行对比，产水量高值出现在水源涵养和水土保持红线类型区（表3）。

表3 北京生态保护红线区生态系统服务均值统计

Tab. 3 Statistics of the average value of ecosystem services in Beijing's ecological conservation red line areas

生态系统服务	年份	北京生态保护 红线区	水源涵养 红线类型区	水土保持 红线类型区	生物多样性维护 红线类型区	重要河流湿地 红线类型区
土壤保持 (t ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	2015	345.27	379.34	510.74	357.53	42.74
	2016	542.72	487.59	878.95	713.40	50.46
	2017	438.77	411.77	677.98	566.56	43.49
	2018	298.54	351.53	394.99	302.66	32.68
产水量 (mm)	2015	131.92	157.08	153.93	75.57	124.24
	2016	330.21	330.62	423.48	336.18	212.62
	2017	246.92	256.64	311.55	250.39	138.20
	2018	143.28	184.97	135.16	89.99	114.69
植被固碳 (g C m <sup>-2</sup> )	2015	452.95	479.10	392.44	513.27	349.34
	2016	516.91	532.89	451.76	618.76	379.72
	2017	480.61	498.50	436.29	580.33	316.44
	2018	419.44	445.56	374.40	493.48	275.07

植被固碳的空间分布与研究区土地利用类型密切相关，林、草用地植被分布密集，固碳累积量显著高于其他土地利用类型区。2015—2018年北京生态保护红线区内植被固碳量的数值范围在30~1200 g C m<sup>-2</sup>之间，数值范围和空间分布均与北京山区的研究相一致<sup>[38]</sup>。表3显示，植被固碳量的高值区主要集中在生物多样性维护红线类型区，该红线类型区可为生物的栖息和生存提供良好的环境条件，对维持该区内的物种丰富性、植被多样性与固碳高性能具有重要作用。

3.2 生态系统服务空间关系的重要因子定量识别

通过比较各环境变量的 $q$ 值大小确定3项生态系统服务的主导环境变量：海拔、土地利用强度、降水、坡度是土壤保持的主导环境变量；产水量受植被覆盖度、土地利用强度、降水的空间分布所主导；海拔、植被覆盖度、土地利用强度、坡度是植被固碳的主导环境变量（表4）。其中，土地利用强度和降水共同影响土壤保持和产水量的空间分布，是该对生态系统服务空间变化的极重要因子。植被覆盖度可以解释产水量空间分异的19.4%，产水量对土壤保持的空间异质性存在影响，植被覆盖度可通过影响产水量进



表4 生态系统服务的影响变量*q*值统计  
Tab. 4 The *q* values of the impact variables of ecosystem services

	环境变量					生态系统服务变量		
	海拔	植被覆盖度	土地利用强度	降水	坡度	土壤保持	产水量	植被固碳
土壤保持	0.233	0.074	0.133	0.116	0.530	—	0.115	0.116
产水量	0.062	0.194	0.443	0.283	0.099	0.139	—	0.173
植被固碳	0.318	0.424	0.289	0.053	0.192	0.149	0.224	—

注：*q*值的显著性检验结果均为 $p < 0.001$ 。

而影响土壤保持的空间异质性，为一般重要因子。海拔和坡度仅影响土壤保持的空间分布，属于一般重要因子。植被覆盖度和土地利用强度是产水量和植被固碳的主导控制因素，*q*值达0.4以上，是该对生态系统服务的极重要因子。降水可解释产水量空间分异的28.3%，产水量作为自变量时可解释植被固碳空间分布的22.4%，降水对植被固碳的直接影响较小，但可通过影响产水量间接影响植被固碳，为一般重要因子。海拔和坡度对植被固碳的空间分布具有主导作用，对产水量的影响不显著，属于一般重要因子。海拔、土地利用强度和坡度均显著影响土壤保持和植被固碳的空间分布，是该对生态系统服务的主导控制因素，为极重要因子。降水可通过影响土壤保持而对植被固碳施加影响，属一般重要因子。植被覆盖度对植被固碳空间分异的决定力较强，*q*值达0.424，而对土壤保持的解释力不显著，属一般重要因子。

对比单一维度变量（环境变量/服务变量）与两个维度变量间的交互作用对生态系统服务的影响程度，结果表明，环境变量与服务变量之间交互作用的大小并不是两个单变量影响程度的简单相加（表4、表5），证明两个维度的影响变量彼此之间并不相互独立。同时，生态系统服务变量与环境变量之间的交互作用均大于两个单变量的*q*值，表明两个维度变量之间的交互作用均表现为增强形式。增强形式主要表现为两种类型：一是服务变量与环境变量之间的交互作用大于相应单变量的最大值，属于双因子增强类型；二是交互作用大于两个单变量之和，属于非线性增强类型。

3.3 生态系统服务偏相关系数计算与权衡/协同关系分析

表6统计了生态系统服务之间的简单相关系数和净相关系数的空间均值，结果表

表5 生态系统服务与环境变量间的交互作用  
Tab. 5 The interaction between ecosystem services and environmental variables

因变量	产水量		土壤保持		植被固碳	
自变量	土壤保持∩	海拔	产水量∩	海拔	产水量∩	海拔
		0.172		0.318		0.466
	植被覆盖度	0.273		0.164		0.441
	土地利用强度	0.502		0.220		0.332
	降水	0.353		0.206		0.306*
	坡度	0.165		0.579		0.309
植被固碳∩	海拔	0.217	植被固碳∩	海拔	土壤保持∩	海拔
	植被覆盖度	0.233		0.145		0.464
	土地利用强度	0.485		0.194		0.335
	降水	0.459*		0.242*		0.232*
	坡度	0.218		0.566		0.233

注：\*表示因子间的交互作用属于非线性增强类型，其他属于双因子增强类型。



表6 生态系统服务空间相关系数均值与权衡/协同面积比例统计

Tab. 6 Correlation coefficients between ecosystem services and the proportion of trade-off/synergy

生态系统服务组合	剔除因子	相关系数	权衡比例(%)	协同比例(%)
产水量—土壤保持	—	0.319	32.21	67.79
	降水	0.070	46.26	53.74
	土地利用强度	0.545	16.94	83.06
	降水与土地利用强度	0.080	46.65	53.35
产水量—植被固碳	—	0.189	37.81	62.19
	植被覆盖度	0.286	32.26	67.74
	土地利用强度	0.381	25.02	74.98
	植被覆盖度与土地利用强度	0.528	19.69	80.31
土壤保持—植被固碳	—	0.246	37.06	62.94
	海拔	0.379	24.37	75.63
	坡度	0.369	25.15	74.85
	土地利用强度	0.413	21.68	78.32

注：相关系数显著性检验结果为 $p < 0.05$ 。

明：产水量和土壤保持之间的简单相关系数均值为0.319，剔除降水的一阶偏相关结果以及剔除降水与土地利用强度的二阶偏相关结果显示，产水量与土壤保持之间的相关系数均值显著减小，且减小幅度相同，表明产水量与土壤保持之间的相关关系由降水主导。当剔除土地利用强度只考虑降水的影响时，产水量与土壤保持之间的相关系数均值显著增大且权衡比例明显下降。分别剔除植被覆盖度、土地利用强度以及植被覆盖度和土地利用强度之后，产水量与植被固碳之间的相关关系明显增强，相关系数均值由0.189增长到0.528。同时，产水量与植被固碳之间协同关系的面积比例显著增加，表明植被覆盖度和土地利用强度会抑制产水量与植被固碳之间协同关系的表达。由于海拔和坡度不随时间变化，土壤保持与植被固碳之间的二阶、三阶偏相关系数无法计算，此处只分析3个环境因子的一阶偏相关系数。结果表明，当控制海拔、坡度、土地利用强度任意两个因子不变时，土壤保持与植被固碳之间的权衡关系会受另外一个因子的影响，且权衡面积减小，表明海拔、坡度、土地利用的合理规划有利于土壤保持与植被固碳之间的空间关系向协同优化的方向发展。

对比生态系统服务之间的简单相关以及剔除极重要因子后二者净相关情况下的权衡/协同空间分布。结果表明，北京生态保护红线区内产水量与土壤保持之间存在由权衡向协同转变的区域，呈零星分布（图4）。同时，北京生态保护红线区27.86%的面积由协同转变为权衡，主要分布于东北部的水源涵养红线类型区和西南部的土壤保持红线类型区。产水量与植被固碳之间的协同关系较为稳定，剔除极重要因子后协同保持不变的区域占红线区的53.07%，协同转变为权衡的区域较少，集中分布于红线区北部。剔除极重要因子的影响后，产水量与植被固碳之间由权衡转变为协同的区域明显增加，主要分布于水源涵养红线类型区和生物多样性维护红线类型区，占市红线区面积的27.24%。

3.4 环境变量与生态系统服务变量驱动力对比

表7比较了环境变量与生态系统服务变量两个维度对生态系统服务变化的影响。环境变量相比较，坡度、降水与土壤保持之间的相关系数均值最高，其次是海拔。剔除降水和土地利用强度的影响后，产水量与土壤保持之间的净相关系数均值不足0.1，表明环境变量对土壤保持的驱动力强于产水量。剔除土地利用强度的影响后，土壤保持与植被

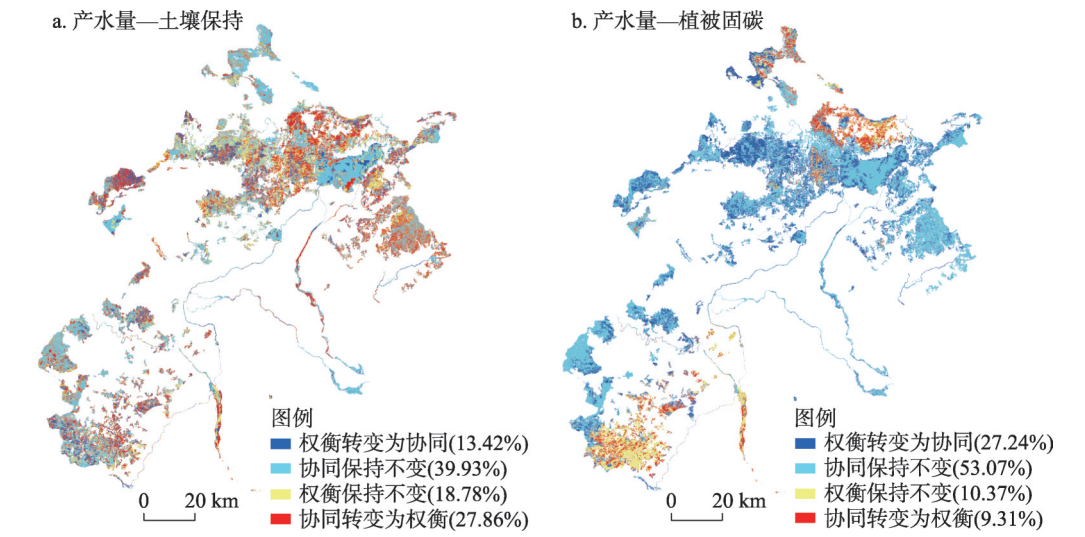


图4 对比简单相关与净相关情况下生态系统服务权衡/协同关系变化

Fig. 4 Comparing changes in ecosystem service trade-off/synergy relationship between simple and net correlations

表7 生态系统服务与影响变量的空间相关系数均值统计

Tab. 7 Mean value of correlation coefficient between ecosystem services and impact variables

	环境变量( $p < 0.05$ )					生态系统服务变量(净相关)( $p < 0.05$ )		
	海拔	植被覆盖度	土地利用强度	降水	坡度	土壤保持	产水量	植被固碳
土壤保持	0.257	0.006	0.095	0.435	0.436	—	0.080	0.413 <sup>*</sup>
产水量	0.014	0.048	0.129	0.599	0.090	0.080	—	0.528
植被固碳	0.269	0.361	0.074	0.245	0.130	0.413 <sup>*</sup>	0.528	—

注：由于海拔与坡度不随时间变化，土壤保持与植被固碳之间只计算一阶偏相关，<sup>\*</sup>表示剔除土地利用强度后的一阶偏相关系数。

固碳之间的一阶偏相关系数略小于坡度与降水，表明土壤保持的空间变化与植被固碳的关系较为密切，但仍由环境变量所主导。产水量的时空变化受环境变量与服务变量两个维度的共同影响且相关系数相近。降水作为北方地区产水服务的重要补给，是影响产水量时空分布的主导环境变量。相关性分析的结果显示，降水与产水量之间的空间相关系数均值为0.599，且正相关面积占研究区总面积的90.99%。与其他环境变量相比，植被固碳服务与产水量之间的时空关系更为密切。表7显示，环境变量与植被固碳之间的相关性较强，空间相关系数均值由大到小排序为植被覆盖度>海拔>降水>坡度>土地利用强度。剔除极重要因子后，植被固碳与产水量之间的净相关系数均值为0.528，植被固碳与土壤保持之间的一阶偏相关系数（剔除土地利用强度后）均值为0.413，显著高于环境变量的影响，表明植被固碳的空间变化与其他两项服务变量密切相关。

4 讨论

作为生态环境安全的底线，生态保护红线的划定是一项增强国家中心城市发展与生态保护良性互馈的宏观政策，是实现生态文明建设的重要举措<sup>[39]</sup>。生态保护红线在划定

过程中需考虑土地利用现状和土地利用规划,同样,红线划定区域内生态系统服务的管理也需重视土地利用方式与程度。本文的研究结果表明,土地利用强度对土壤保持、产水量、植被固碳3项生态系统服务的空间分异具有主导决定力,同时也是3项服务两两之间空间关系的极重要因子。这一结果与Gao等<sup>[14]</sup>研究结果相一致:土地利用是北京生态保护红线区内产水量空间分布的主导因子。地理探测器中的风险探测器结果显示,林地类型区内3种生态系统服务的供给水平显著高于其他土地利用类型,印证了北京市“百万亩平原造林工程”的重要性。与此同时,耕地类型区内土壤保持量均值最低( $39.16 \text{ t hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ),仅为林地类型均值的1/12,表明北京生态保护红线区需重点关注耕地区域土壤保持功能的优化。

降水作为产流的重要补给因子和土壤的侵蚀性因子<sup>[40]</sup>,显著影响产水量与土壤保持之间的相关关系<sup>[41]</sup>。产水量和土壤保持的偏相关结果表明,降水是产水量和土壤保持时空变化最重要的控制因素,在降水的影响下,该两项服务之间的相关关系明显升高且权衡关系面积比例变化显著。Balthazar等<sup>[42]</sup>研究发现高海拔山地地区森林覆盖率的增多会减少产水量的供给,增多植被固碳的累积。该结论印证了本文的结果:与产水量—植被固碳之间的净相关关系相比,植被覆盖度影响下(剔除土地利用强度后)的产水量—植被固碳之间的权衡关系面积比例增多5.33%(表6),表明植被覆盖度会抑制该两项服务之间协同关系的表达。

生态系统服务的时空变化具有复杂性和多样性且受多重变量的影响,Bennett等<sup>[5]</sup>将其总结为6种基本形式:环境变量驱动单一服务且服务之间不存在/存在单项作用/存在相互作用的3种情况,以及服务受共同驱动的影响且服务间不存在/存在单项作用/存在相互作用的3种情况。已有研究表明,山地地区的土壤保持、产水量、植被固碳之间的权衡关系对降水、植被覆盖度和海拔的梯度变化敏感<sup>[27]</sup>;3项服务的空间权衡/协同关系在林地、湿地、耕地等土地利用类型中差异显著<sup>[43]</sup>。上述结论与本文中地理探测器识别出的极重要因子结果一致,印证了本文得出的3项生态系统服务属于服务之间存在相互作用且受共同驱动影响的结果。定量分离并对比两个维度的驱动力,结果表明,不同生态系统服务对于环境变量和服务间关系的响应程度有所差异<sup>[44-45]</sup>。土壤保持受环境变量的驱动更强,海拔和坡度与土壤保持呈正相关的区域占研究区总面积的64%以上,与前人的研究结果相似:随海拔和坡度的升高,北京市森林生态系统的土壤保持能力增加<sup>[46]</sup>。由于降水对产水服务的决定性影响以及水热资源分配对植被空间分布的显著控制作用<sup>[47-48]</sup>,降水和植被固碳与产水量的时空变化密切相关,且两个维度的影响大致相当。研究表明,植被覆盖度与植被固碳量呈显著的正相关关系<sup>[49]</sup>,本文相关性分析的结果也表明植被覆盖度与植被固碳之间的空间相关系数均值最大,且正相关的面积占红线区总面积的68.8%。与环境变量相比,两项服务变量与植被固碳之间的相关性更强,主要原因为土壤保持与产水服务可为植被生长与固碳提供养分、水分等决定性控制条件<sup>[50]</sup>。

本文考虑了北京市生态保护红线区3项典型生态系统服务,剔除了环境变量对服务间关系的影响,采用偏相关分析法定量分离并比较两个维度驱动力对生态系统服务的影响程度。偏相关分析的前提条件是两个变量同时与第三个变量相关时,将第三个变量的影响剔除,进而分析另外两个变量之间的净相关关系。本文限制于这一前提条件,仅分离了极重要因子对生态系统服务间关系的影响,一般重要因子对某一服务的影响施加在另一服务上的传递效应可待继续研究。同时,生态系统服务之间也会存在某一服务作为中介变量进而影响其他服务的情况,该链式传递效应也值得深入探究。

## 5 结论

本文从地理数据的空间异质性和空间相关性角度出发,定量识别北京生态保护红线区内土壤保持、产水量、植被固碳3项典型生态系统服务的影响因子,剔除极重要因子后分析服务间净相关关系的空间变化特征并与环境变量的影响进行对比,定量分离两个维度对生态系统服务的影响。主要结论如下:

(1) 生态系统服务的空间变化受其他服务变量和环境变量的共同影响,且两类变量的交互作用强于单一变量的解释力。降水和土地利用强度是土壤保持与产水量空间分异性的极重要因子;植被覆盖度和土地利用强度的变化对产水量与植被固碳空间异质性的影响最大;地形因子(坡度、海拔)和土地利用强度是土壤保持与植被固碳空间异质性的极重要因子。

(2) 降水在土壤保持与产水量的时空变化中发挥主导作用,剔除降水的影响后,权衡关系面积比例升高,协同转变为权衡的区域出现在北京东北部的水源涵养红线类型区和西南部的土壤保持红线类型区。产水量与植被固碳之间的净相关系数是二者简单相关系数的近3倍,且受植被覆盖度和土地利用的影响,产水量与植被固碳之间的权衡关系区域明显增多。控制海拔、坡度、土地利用强度任一因子均会抑制土壤保持与植被固碳之间权衡关系的产生。

(3) 土壤保持的时空变化主要受环境变量(坡度和降水)所驱动。产水量与降水、植被固碳之间的相关性最强,且两个维度的影响大致相当。植被固碳的变化与其他两项服务的变化密切相关,而环境变量的影响相对较小。

## 参考文献(References)

- [1] Daily G C. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington DC: Island Press, 1997.
- [2] Dade M C, Mitchell M G E, Mcalpine C A, et al. Assessing ecosystem service trade-offs and synergies: The need for a more mechanistic approach. *AMBIO*, 2019, 48: 1116-1128.
- [3] Cord A F, Bartkowski B, Beckmann M, et al. Towards systematic analyses of ecosystem service trade-offs and synergies: Main concepts, methods and the road ahead. *Ecosystem Services*, 2017, 28(3): 264-272.
- [4] Clements H S, De Vos A, Bezerra J C, et al. The relevance of ecosystem services to land reform policies: Insights from South Africa. *Land Use Policy*, 2021, 100: 104939. DOI: 10.1016/j.landusepol.2020.104939.
- [5] Bennett E M, Peterson G D, Gordon L J. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 2009, 12: 1394-1404.
- [6] Raudsepp-Heare C, Peterson G D, Bennett E M. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *PNAS*, 2010, 107(11): 5242-5247.
- [7] Wang L J, Zheng H, Wen Z, et al. Ecosystem service synergies/trade-offs informing the supply-demand match of ecosystem services: Framework and application. *Ecosystem Services*, 2019, 37(1): 100939. DOI: 10.1016/j.ecoser.2019.100939.
- [8] Zhang Bitian, Min Qingwen, Jiao Wenjun, et al. Research progress and perspective on ecosystem services trade-offs. *Acta Ecologica Sinica*, 2021, 41(14): 5517-5532. [张碧天, 闵庆文, 焦雯珺, 等. 生态系统服务权衡研究进展. *生态学报*, 2021, 41(14): 5517-5532.]
- [9] Zhang Z Y, Liu Y F, Wang Y H, et al. What factors affect the synergy and tradeoff between ecosystem services, and how, from a geospatial perspective? *Journal of Cleaner Production*, 2020, 257: 120454. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.120454.
- [10] Hou Wenjuan, Gao, Jiangbo, Dai Erfu, et al. The runoff generation simulation and its spatial variation analysis in Sanchahe basin as the south source of Wujiang. *Acta Geographica Sinica*, 2018, 73(7): 1268-1282. [侯文娟, 高江波, 戴尔阜, 等. 基于SWAT模型模拟乌江三岔河生态系统产流服务及其空间变异. *地理学报*, 2018, 73(7): 1268-1282.]
- [11] Feng Q, Zhao W W, Fu B J, et al. Ecosystem service trade-offs and their influencing factors: A case study in the Loess Plateau of China. *Science of the Total Environment*, 2017, 607/608: 1250-1263.



- [12] Chen T Q, Feng Z, Zhao H F, et al. Identification of ecosystem service bundles and driving factors in Beijing and its surrounding areas. *Science of the Total Environment*, 2020, 711: 134687. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.134687.
- [13] Chinese Ministry of Environmental Protection, National Development and Reform Commission. Guidelines for the Delimitation of Ecological Conservation Redlines. 2017. <http://www.mee.gov.cn/gkml/hbb/bgt/201707/W020170728397753220005.pdf>. [环境保护部, 国家发展改革委. 生态保护红线划定指南. 2017. <http://www.mee.gov.cn/gkml/hbb/bgt/201707/W020170728397753220005.pdf>.]
- [14] Gao J B, Jiang Y, Wang H, et al. Identification of dominant factors affecting soil erosion and water yield within ecological red line areas. *Remote Sensing*, 2020, 12: 399. DOI: 10.3390/rs12030399.
- [15] Zuo L Y, Gao J B. Investigating the compounding effects of environmental factors on ecosystem services relationships for the ecological conservation red line areas. *Land Degradation and Development*, 2021, 32: 4609-4623.
- [16] Qiu J, Turner M G. Spatial interactions among ecosystem services in an urbanizing agricultural watershed. *PNAS*, 2013, 110 (29): 12149-12154.
- [17] Wang Jinfeng, Xu Chengdong. Geodetector: Principle and prospective. *Acta Geographica Sinica*, 2017, 72(1): 116-134. [王劲峰, 徐成东. 地理探测器: 原理与展望. *地理学报*, 2017, 72(1): 116-134.]
- [18] Li Jiaming, Lu Dadao, Xu Chengdong, et al. Spatial heterogeneity and its changes of population on the two sides of Hu Line. *Acta Geographica Sinica*, 2017, 72(1): 148-160. [李佳铭, 陆大道, 徐成东, 等. 胡焕庸线两侧人口的空间分异性及其变化. *地理学报*, 2017, 72(1): 148-160.]
- [19] Gao J B, Zuo L Y, Liu W L. Environmental determinants impacting the spatial heterogeneity of karst ecosystem services in southwest China. *Land Degradation and Development*, 2021, 32: 1718-1731.
- [20] Wang J F, Li X H, Christakos G, et al. Geographical detectors-based health risk assessment and its application in the neural tube defects study of the Heshun region, China. *International Journal of Geographical Information Science*, 2010, 24(1): 107-127.
- [21] The Central People's Government of the People's Republic of China. Opinions of the State Council of the People's Republic of China on Strengthening the Key Work of Environmental Protection. 2011. [http://www.gov.cn/zwggk/2011-10/20/content\\_1974306.htm](http://www.gov.cn/zwggk/2011-10/20/content_1974306.htm). [中华人民共和国中央人民政府. 国务院关于加强环境保护重点工作的意见. 2011. [http://www.gov.cn/zwggk/2011-10/20/content\\_1974306.htm](http://www.gov.cn/zwggk/2011-10/20/content_1974306.htm).]
- [22] The Central People's Government of the People's Republic of China. Beijing's Ecological Conservation Redlines. 2018. [http://www.gov.cn/xinwen/2018-07/13/content\\_5306150.htm](http://www.gov.cn/xinwen/2018-07/13/content_5306150.htm). [中华人民共和国中央人民政府. 北京市划定生态保护红线. 2018. [http://www.gov.cn/xinwen/2018-07/13/content\\_5306150.htm](http://www.gov.cn/xinwen/2018-07/13/content_5306150.htm).]
- [23] Zhou Jinsong. Fragility of mountain ecosystem and desertification. *Journal of Natural Resources*, 1997, 12(1): 10-16. [周劲松. 山地生态系统的脆弱性与荒漠化. *自然资源学报*, 1997, 12(1): 10-16.]
- [24] Jiang B, Bai Y, Wong C P, et al. China's ecological civilization program: Implementing ecological redline policy. *Land Use Policy*, 2019, 81: 111-114.
- [25] Briner S, Huber R, Bebi P, et al. Trade-offs between ecosystem services in a mountain region. *Ecology and Society*, 2013, 18(3): 35. DOI: 10.5751/ES-05576-180335.
- [26] Becker A, Körner C, Brun J J, et al. Ecological and land use studies along elevational gradients. *Mountain Research and Development*, 2007, 27(1): 58-65.
- [27] Liu L B, Wang Z, Wang Y, et al. Trade-off analyses of multiple mountain ecosystem services along elevation, vegetation cover and precipitation gradients: A case study in the Taihang Mountains. *Ecological Indicators*, 2019, 103: 94-104.
- [28] Benavidez R, Jackson B, Maxwell D, et al. A review of the (Revised) Universal Soil Loss Equation ((R)USLE): With a view to increasing its global applicability and improving soil loss estimates. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2018, 22: 6059-6086.
- [29] Arnoldus H M J. An approximation of the rainfall factor in the universal soil loss equation//De Boodt M, Gabriels D. *Assessment of Erosion*. Chichester: Wiley, 1980: 127-132.
- [30] Williams J R, Jones C A, Kiniry J R, et al. The EPIC crop growth-model. *Transactions of the ASAE*, 1989, 32: 497-511.
- [31] Naipal V, Reick C, Pongratz J, et al. Improving the global applicability of the RUSLE model- adjustment of the topographical and rainfall erosivity factors. *Geoscientific Model Development*, 2015, 8: 2893-2913.
- [32] Cai Chongfa, Ding Shuwen, Shi Zhihua, et al. Study of applying USLE and geographical information system IDRISI to predict soil erosion in small watershed. *Journal of Soil Water Conservation*, 2000, 14(2): 19-24. [蔡崇法, 丁树文, 史志华, 等. 应用USLE模型与地理信息系统IDRISI预测小流域土壤侵蚀量的研究. *水土保持学报*, 2000, 14(2): 19-24.]
- [33] Xu Yanjie, Yao Zhihong, Zhao Dongbao. Estimating soil erosion in North China Plain based on RS/GIS and RUSLE.

- Bulletin of Soil and Water Conservation, 2012, 32(6): 217-220. [徐艳杰, 姚志宏, 赵东保. 基于RS/GIS和RUSLE的华北平原土壤侵蚀现状分析. 水土保持通报, 2012, 32(6): 217-220.]
- [34] Sharp R, Tallis H T, Ricketts T, et al. InVEST+VERSION+User's Guide. San Francisco: Stanford University, 2016.
- [35] Zhu Wenquan, Pan Yaozhong, He Hao, et al. Simulation of maximum light use efficiency for some typical vegetation types in China. Science Bulletin, 2006, 51(6): 700-706. [朱文泉, 潘耀忠, 何浩, 等. 中国典型植被最大光利用率模拟. 科学通报, 2006, 51(6): 700-706.]
- [36] Wang Pengtao, Zhang Liwei, Li Yingjie, et al. Spatio-temporal characteristics of the trade-off and synergy relationships among multiple ecosystem services in the upper reaches of Hanjiang River Basin. Acta Geographica Sinica, 2017, 72(11): 2064-2078. [王鹏涛, 张立伟, 李英杰, 等. 汉江上游生态系统服务权衡与协同关系时空特征. 地理学报, 2017, 72(11): 2064-2078.]
- [37] Xiong Yanmei, Xia Hanping, Li Zhian, et al. Effects and mechanisms of plant roots on slope reinforcement and soil erosion resistance: A research review. Chinese Journal of Applied Ecology, 2007, 18(4): 895-904. [熊燕梅, 夏汉平, 李志安, 等. 植物根系固坡抗蚀的效应与机理研究进展. 应用生态学报, 2007, 18(4): 895-904.]
- [38] Yin Kai, Tian Yichen, Yuan Chao, et al. NPP spatial and temporal pattern of vegetation in Beijing and its factor explanation based on CASA model. Remote Sensing for Land and Resources, 2015, 27(1): 133-139. [尹锴, 田亦陈, 袁超, 等. 基于CASA模型的北京植被NPP时空格局及其因子解释. 国土资源遥感, 2015, 27(1): 133-139.]
- [39] Gao J X. How China will protect one-quarter of its land. Nature, 2019, 569(7757): 457.
- [40] Peng T, Wang S J. Effects of land use, land cover and rainfall regimes on the surface runoff and soil loss on karst slopes in southwest China. CATENA, 2012, 90(1): 53-62.
- [41] Wang Y H, Dai E F. Spatial-temporal changes in ecosystem services and the trade-off relationship in mountain regions: A case study of Hengduan Mountain region in Southwest China. Journal of Cleaner Production, 2020, 264(12): 121573. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.121573.
- [42] Balthazar V, Vanacker V, Molina A, et al. Impacts of forest cover change on ecosystem services in high Andean mountains. Ecological Indicators, 2015, 48: 63-75.
- [43] Tian Y C, Wang S J, Bai X Y, et al. Trade-offs among ecosystem services in a typical Karst watershed, SW China. Science of the Total Environment, 2016, 566-567: 1297-1308.
- [44] Howe C, Suich H, Vira B, et al. Creating win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: A meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world. Global Environmental Change, 2014, 28: 263-275.
- [45] Lee H, Lautenbach S. A quantitative review of relationships between ecosystem services. Ecological Indicators, 2016, 66: 340-351.
- [46] Zhang Biao, Li Wenhua, Xie Gaodi, et al. Comprehensive assessment of soil conservation capacity of forest ecosystems in Beijing. Research of Soil and Water Conservation, 2009, 16(1): 240-244. [张彪, 李文华, 谢高地, 等. 北京市森林生态系统土壤保持能力的综合评价. 水土保持研究, 2009, 16(1): 240-244.]
- [47] Sun X, Lu Z M, Li F, et al. Analyzing spatio-temporal changes and trade-offs to support the supply of multiple ecosystem services in Beijing, China. Ecological Indicators, 2018, 94: 117-129.
- [48] Gao Jiangbo, Jiao Kewei, Wu Shaohong. Revealing the climatic impacts on spatial heterogeneity of NDVI in China during 1982-2013. Acta Geographica Sinica, 2019, 74(3): 534-543. [高江波, 焦珂伟, 吴绍洪. 1982—2013年中国植被NDVI空间异质性的气候影响分析. 地理学报, 2019, 74(3): 534-543.]
- [49] Zheng Z M, Fu B J, Feng X M. GIS-based analysis for hotspot identification of tradeoff between ecosystem services: A case study in Yanhe Basin, China. Chinese Geographical Science, 2016, 26(4): 466-477.
- [50] Gao J B, Zuo L Y. Revealing ecosystem services relationships and their driving factors for five basins of Beijing. Journal of Geographical Sciences, 2021, 31(1): 111-129.

## Quantitative separation of multi-dimensional driving forces of ecosystem services in the ecological conservation red line area

ZUO Liyuan<sup>1,2</sup>, JIANG Yuan<sup>1,2</sup>, GAO Jiangbo<sup>1</sup>, DU Fujun<sup>1,2</sup>, ZHANG Yibo<sup>1,2</sup>

(1. Key Laboratory of Land Surface Pattern and Simulation, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, CAS, Beijing 100101, China;

2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

**Abstract:** Spatial and temporal variations in ecosystem services (ESs) are driven by two dimensions, environmental factors and trade-off/synergy between services. In the ecological conservation red line area that can guarantee regional and national ecological security and sustainable economic and social development, it is particularly important to clarify the driving mechanism of ESs for the management and optimization of ecosystem. Taking Beijing's ecological conservation red line area as an example, this study considers soil conservation, water yield and vegetation carbon sequestration, and uses Geodetector to identify the influencing factors of the relationship between the three ESs. Then, based on the partial correlation method, the impact of the net relationship between services and environmental variables on ESs is quantitatively separated and compared. Results show that trade-offs and environmental variables have varying degrees of influence on the spatial heterogeneity of ESs, and their interactions can enhance the decisive power of the corresponding individual variable. The differences in the formation process of various services make the factors that affect the relationship between services different, but the land use intensity is the most important factor for the spatial relationship between the three services, indicating that the rational planning of land use is crucial to the coordinated optimization of ESs in the Beijing's ecological conservation red line area. After removing the extremely important factors, the net relationship between services and the impact of environmental variables on ESs were compared. It is found that environmental variables (slope and precipitation) had stronger driving force on the spatio-temporal change of soil conservation. Precipitation and vegetation carbon sequestration have similar effects on water yield. Spatial and temporal changes in vegetation carbon sequestration, with relatively small effects from environmental variables, were closely related to the other two services.

**Keywords:** ecosystem services; trade-offs and synergies; driving mechanism; quantitative separation; ecological conservation red line