长江经济带坡面土壤保持服务功能时空格局及其变化特征

吴 丹[1], 邹长新[1], 林乃峰[1], 曹 巍[2]

(1. 环境保护部 南京环境科学研究所, 江苏 南京 210042; 2. 中国科学院地理科学与资源研究所陆地表层格局与模拟院重点实验室, 北京 100101)

摘 要: [目的] 分析长江经济带 2010—2015 年坡面土壤保持服务功能的时空格局及其变化特征。[方法] 采用修正的通用水土流失方程(RUSLE)分析长江经济带剖面土壤保持服务功能变化。[结果] 2010—2015 年,长江经济带年均剖面土壤保持量为 1.88×10^{10} t/a,单位面积土壤保持量为 91.54 t/(hm^2 · a)。森林、草地、农田生态系统的单位面积坡面土壤保持量依次为 129.09,111.47,40.38 t/(hm^2 · a)。5 a 间,长江经济带坡面土壤保持服务功能总体呈现上升态势。国家级优化开发区、重点开发区、农产品主产区和重点生态功能区的坡面土壤保持服务功能依次增强。[结论] 森林、草地、农田生态系统的坡面土壤保持能力依次降低。主体功能区战略的实施对于提升长江经济带生态安全保障能力具有重要意义。

关键词: 土壤保持; RUSLE 模型; 主体功能区; 长江经济带

文献标识码: A **文章编号**: 1000-288X(2018)05-0144-05 **中图分类号**: S157

文献参数: 吴丹, 邹长新, 林乃峰, 等. 长江经济带坡面土壤保持服务功能时空格局及其变化特征[J]. 水土保持通报,2018,38(5):144-148. DOI:10.13961/j.cnki.stbctb.2018.05.023. Wu Dan, Zou Changxin, Lin Naifeng, et al. Temporal and spatial variations of soil conservation service function in Yangtze River economic belt[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2018,38(5):144-148.

Temporal and Spatial Variations of Soil Conservation Service Function in Yangtze River Economic Belt

WU Dan[1], ZOU Changxin[1], LIN Naifeng[1], CAO Wei[2]

(1. *Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Environmental Protection, Nanjing, Jiangsu* 210042, *China*; 2. *Key Laboratory of Land Surface Pattern and Simulation, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing* 100101, *China*)

Abstract: [Objective] The temporal and spatial variations of soil conservation service function of the Yangtze River economic belt from 2010 to 2015 were analyzed. [Methods] The revised universal soil loss equation (RUSLE) was used to analyze the soil conservation service function. [Results] The average amount of annual soil conservation was 1.88×10^{10} t/a, and the soil holding volume per unit area was 91.54 t/(hm^2 · a) during the study period. The soil holding volume per unit area of forest, grassland and farmland ecosystem was 129.09, 111.47 and 40.38 t/(hm^2 · a), respectively. The soil conservation service function of the Yangtze River economic belt showed an upward trend from 2010 to 2015. The service functions of slope soil in the national optimal development zone, key development zones, agricultural production zones and key ecological function zones was enhanced. [Conclusion] Soil conservation capacity of forest, grassland and farmland decreased in sequence. The implementation of major function oriented zoning strategy was significant in improving the ecological security capability of the Yangtze River economic belt.

Keywords: **soil conservation; RUSLE model; major function-oriented zones; the Yangtze River economic belt**

收稿日期:2018-03-28 **修回日期**:2018-05-03

资助项目:国家重点研发计划课题"区域生态安全综合评估预警技术与示范"(2017YFC0506606); 中央级公益性科研院所基本科研业务专项(GYZX170306)

第一作者:吴丹(1988—),女(汉族),江苏省常州市人,博士,助理研究员,主要从事生态系统服务与生态安全研究。E-mail:cumtwudan@163.com。

通讯作者:曹巍(1982—),男(汉族),湖北省武汉市人,博士,助理研究员,主要从事生态系统监测与评估工作。E-mail:caowei@igsnrr.ac.cn。

20 世纪 90 年代以来,生态系统服务已成为当今国际生态学和经济学研究的前言和热点[1-5]。“土壤保持”作为一项重要的生态系统服务,也开始受到格外关注[6-8]。生态系统土壤保持服务功能是指地被物和凋落物层层截留降水,降低水滴对表土的冲击和地表径流的侵蚀作用,防止土壤崩塌泻溜,减少土壤肥力损失以及改善土壤结构的功能[9-10]。土壤保持服务功能的发挥,不仅为人类的农业生产和提高农作物生产力提供了基础,还为减少洪涝风险、抑制生态环境恶化和全球气候变暖等提供了保障。目前,服务于区域生态系统管理和决策的土壤保持服务功能综合评估已经具备较好的研究基础[11-13]。GIS 和 RS 技术的发展及其在生态领域的应用为生态系统服务功能综合评估提供了技术和实时动态信息支持[14-16]。

长江经济带作为中国重要的生态屏障,由于人口密度大、开发强度高等原因,国土生态空间保护面临巨大压力,生态系统退化,水土流失等问题严峻。长江经济带涉及 7 个国家级水土流失重点预防区,8 个国家级水土流失重点治理区,其自然生态土壤保持功能亟待加强。因此,开展长江经济带生态系统土壤保持服务功能时空格局及其变化特征研究,对于探讨提升长江经济带生态安全保障能力具有重要意义。

1　数据与方法

1.1　研究区概况

长江经济带(21°08′45″—34°56′47″N,97°31′50″—121°53′23″E)覆盖上海、江苏、浙江、安徽、江西、湖北、湖南、重庆、四川、云南、贵州 11 个省(市),面积约 2.05×10^6 km^2,人口和生产总值均超过全国的 40%。从主体功能分区上看,长江经济带国家级优化开发区、重点开发区、农产品主产区和重点生态功能区面积分别为 4.06×10^4,2.02×10^5,6.22×10^5,5.86×10^5 km^2,占长江经济带总面积的 1.99%,9.93%,30.54%和 28.74%。其中,优化开发区主要分布于长三角地区,重点开发区主要分布于长江中游、成渝、黔中和滇中等地区,农产品主产区主要分布于太湖、巢湖、鄱阳湖、洞庭湖、汉江、江淮和成都等平原地区,重点生态功能区主要分布于长江中上游地区。

1.2　研究方法

1.2.1　土壤保持量估算　基于修正的通用水土流失方程[17](revised universal soil loss equation, RUSLE)计算在一定耕作方式和经营管理制度下,因坡面侵蚀而产生的单位面积水土流失量,即土壤侵蚀模数。通用水土流失方程中包含 6 大因子,降雨侵蚀力因子(R)、土壤可蚀性因子(K)、坡长因子(L)、坡度因子(S)、植被覆盖因子(C)以及土壤保持措施因子(P),表达式为:

$$A=R\times K\times L\times S\times C\times P \tag{1}$$

式中:A——单位面积土壤侵蚀量〔t/(hm^2 · a)〕;R——降雨侵蚀力因子〔MJ · mm/(hm^2 · h · a)〕;K——土壤可蚀性因子〔t · hm^2 · h/(hm^2 · MJ · mm)〕;L——坡长因子;S——坡度因子;C——植被覆盖因子;P——土壤保持措施因子。L,S,C,P 无量纲。

潜在土壤侵蚀量与实际土壤侵蚀量的差值即为土壤保持量。潜在土壤侵蚀量为没有植被覆盖和任何土壤保持措施时的土壤侵蚀量,即 $C=1$,$P=1$;实际土壤侵蚀量为考虑地表植被覆盖和土壤保持措施下的土壤侵蚀量。表达式为:

$$A_c=A_p-A_r \tag{2}$$

式中:A_c——土壤保持量〔t/(hm^2 · a)〕;A_p——潜在土壤侵蚀量〔t/(hm^2 · a)〕;A_r——实际土壤侵蚀量〔t/(hm^2 · a)〕。

(1) 降雨侵蚀力因子(R)。降雨侵蚀力是土壤侵蚀的驱动因子,与土壤侵蚀强度有直接关系。本研究采用章文波等[18]的全国日降雨量拟合模型来估算降雨侵蚀力,表达式为:

$$M_i=\alpha\sum_{j=1}^{k}D_j^{\beta} \tag{3}$$

式中:M_i——某半月时段的降雨侵蚀力值〔MJ · mm/(hm^2 · h · a)〕;D_j——半月时段内第 j 天的侵蚀性日雨量(要求日雨量大于等于 12 mm,否则以 0 计算,阈值 12 mm 与中国侵蚀性降雨标准一致);k——半月时段内的天数,半月时段的划分以每月第 15 d 为界,每月前 15 d 作为一个半月时段,该月剩下部分作为另一个半月时段,将全年依次划分为 24 个时段。

α,β 为模型待定参数:

$$\beta=0.836\ 3+\frac{18.144}{\overline{P}_{d12}}+\frac{24.455}{\overline{P}_{y12}} \tag{4}$$

$$\alpha=21.586\beta^{-7.189\ 1} \tag{5}$$

式中:P_{d12}——日雨量 12 mm 以上(包括 12 mm)的日平均雨量;P_{y12}——日雨量 12 mm 以上(包括 12 mm)的年平均雨量。

(2) 土壤可蚀性因子(K)。土壤是土壤侵蚀发生的主体,土壤可蚀性是表征土壤性质对侵蚀敏感程度的指标。本研究采用 Williams 等[19]的侵蚀生产力评价模型 EPIC 估算土壤可蚀性,表达式为:

$$K=\left\{0.2+0.3\exp\left[-0.025\ 6\mathrm{SAN}\left(1-\frac{\mathrm{SIL}}{100}\right)\right]\right\}\left(\frac{\mathrm{SIL}}{\mathrm{CLA}+\mathrm{SIL}}\right)^{0.3}\times\left[1.0-\frac{0.25C}{C+\exp(3.72-2.95C)}\right]\left[1.0-\frac{0.7\mathrm{SNI}}{\mathrm{SNI}+\exp(-5.51+22.9\mathrm{SNI})}\right]\times0.131\ 7 \tag{6}$$

式中：SAN，SIL 和 CLA——砂粒、粉粒、黏粒含量(%)；C——土壤有机碳含量(%)；SNI=1−SAN/100；0.131 7 为美制向公制的转化系数。

(3) 坡长坡度因子(LS)。地形是导致土壤侵蚀发生的直接诱导因子，坡长坡度因子(LS)反映了地形坡长和坡度对土壤侵蚀的影响。本研究坡长坡度因子的算法建立在 McCool 等[20]和刘宝元等[21]研究的基础之上，核心算法为：

$$L=\left(\frac{\lambda}{22.13}\right)^{m} \tag{7}$$

$$m=\beta/(1+\beta) \tag{8}$$

$$\beta=(\sin\theta/0.0896)/[3.0\times(\sin\theta)^{0.8}+0.56] \tag{9}$$

$$S=\begin{cases}10.8\sin\theta+0.03 & (\theta<9\%)\\ 16.8\sin\theta-0.50 & (9\%\leqslant\theta\leqslant18\%)\\ 21.91\sin\theta-0.96 & (\theta>18\%)\end{cases} \tag{10}$$

式中：γ——坡长(m)；m——无量纲常数，取决于坡度百分比值(θ)；S——坡度，单位为弧度。

(4) 植被覆盖因子(C)。植被覆盖因子反映植被覆盖对土壤侵蚀的影响，其值界于 0～1 之间。本研究采用蔡崇法等[22]提出的算法，表达式为：

$$C=\begin{cases}1 & (f=0)\\ 0.6508-0.3136\lg f & (0<f\leqslant78.3)\\ 0 & (f>78.3)\end{cases} \tag{11}$$

式中：f——植被覆盖度(%)。

植被覆盖度基于归一化植被指数(NDVI)数据计算得到，公式如下：

$$f=\frac{\mathrm{NDVI}-\mathrm{NDVI}_{soil}}{\mathrm{NDVI}_{veg}-\mathrm{NDVI}_{soil}} \tag{12}$$

式中：NDVI——该像元的归一化植被指数；NDVI_{veg}——纯植被像元的 NDVI 值；NDVI_{soil}——完全无植被覆盖像元的 NDVI 值。

(5) 土壤保持措施因子(P)。土壤保持措施因子是指采取水保措施后，坡面土壤侵蚀量相对于顺坡种植时土壤侵蚀量的比例，其值界于 0～1 之间。本研究依据长江经济带长期以来耕作习惯以及不同地形条件下的等高耕作措施，对 P 数据进行了分区赋值(表 1)。

表 1 研究区不同土地利用方式的耕作措施因子 *P*

土地利用方式	林地	草地	耕地				其他
			平地	丘陵	山地	大于 25°陡坡	
P 值	1	1	0.20	0.35	0.65	0.80	1

1.2.2 土壤保持服务功能保有率估算 土壤保持服务功能保有率指被评价区域某类生态系统坡面土壤保持量达到同类最优生态系统坡面土壤保持量的水平[23]，公式如下：

$$\mathrm{SP}=\frac{\mathrm{SK}}{\mathrm{SK}_g}\times100\% \tag{13}$$

式中：SP——评估单元的某类生态系统土壤保持服务功能保有率(%)；SK——评估单元上某类生态系统的坡面土壤保持量(t)；SK_g——研究区同类最优生态系统的坡面土壤保持量(t)。

1.3 数据基础

气象数据来源于国家气象科学数据共享服务平台(http://data.cma.cn/)，包括长江经济带 234 个和周边 156 个国家气象台站 2010—2015 年逐日降雨量资料。土地利用、地形、土壤数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心(http://resdc.cn/)。归一化植被指数(NDVI)数据来源于 MODIS 1km 月最大合成数据产品。主体功能区数据来源于《全国主体功能区规划》。主体功能区按层级分为国家级和省级两个层面，本研究只考虑国家级主体功能区。

2 结果与分析

2.1 长江经济带坡面土壤保持服务功能的基本特征

2010—2015 年，长江经济带年均坡面土壤保持量为 1.88×10^{10} t/a，单位面积土壤保持量为 91.54 t/(hm^2·a)。不同生态系统的土壤保持服务功能表现出较大差异(图 1)。

农田生态系统土壤保持量最低，年均土壤保持量为2.49×10^{9} t/a，单位面积土壤保持量为 40.38 t/(hm^2·a)。草地生态系统次之，年均土壤保持量为 3.76×10^{9} t/a，单位面积土壤保持量是农田生态系统的 2.76 倍。林地生态系统具有较强的土壤保持能力，年均土壤保持量为 1.21×10^{10} t/a，单位面积土壤保持量最大，分别为农田、草地生态系统的3.20，1.16 倍。

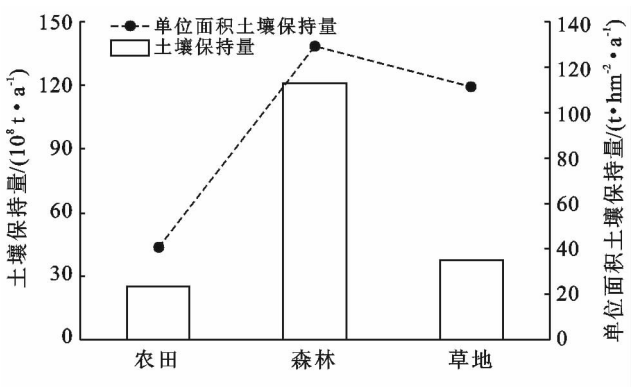


图 1 研究区不同生态系统土壤保持量统计

从空间分布上看，江淮平原、鄱阳湖平原、两湖平原、四川盆地等农田集中分布区的坡面土壤保持服务

功能较弱,川西高原草地集中分布区以及云贵高原、江南丘陵山地等林地集中分布区的坡面土壤保持服务功能较强(附图 15)。

2.2　不同主体功能分区的坡面土壤保持服务功能的基本特征

2010—2015 年,长江经济带不同主体功能分区的坡面土壤保持服务功能亦表现不同,总体体现不同主体功能布局的梯级开发特征。国家级优化开发区、重点开发区的坡面土壤保持服务功能较弱,单位面积土壤保持量分别为 27.93,47.17 t/(hm^2 · a)。农产品主产区次之,单位面积土壤保持量为 63.10 t/(hm^2 · a)。重点生态功能区的坡面土壤保持服务功能较强,单位面积土壤保持量为 133.89 t/(hm^2 · a)。优化开发区、重点开发区、农产品主产区和重点生态功能区 2010—2015 年生态系统年均坡面土壤保持量分别为 1.12×10^8,9.54×10^8,2.48×10^9,7.84×10^9 t/a。

2.3　长江经济带坡面土壤保持服务功能保有率的变化特征

2010—2015 年,长江经济带森林、草地、农田生态系统年均坡面土壤保持服务功能保有率依次降低,分别为 88.82%,80.50%,74.21%。从变化斜率上看,森林、草地、农田生态系统坡面土壤保持服务功能保有率的趋势斜率分别为 0.33/a,0.52/a,0.34/a。5 a 间,长江经济带生态系统坡面土壤保持服务功能保有率总体呈现上升态势。保有率保持基本稳定的面积占全区面积的 48.51%;有所上升的面积占比为 28.53%;有所下降的面积占比较小,为 22.96%(表 2)。从空间分布上看,贵州、重庆、云南东部、湖南中南部的坡面土壤保持服务功能保有率上升态势较为明显,而云南中西部、江苏、安徽、上海、湖北等地的坡面土壤保持服务功能保有率有所下降(附图 16)。

表 2　2010—2015 年长江经济带坡面土壤保持服务功能保有率变化

土壤保持服务功能保有率变化分级(变化斜率/%)	2010—2015 年坡面土壤保持服务功能保有率变化	
	面积/10^4 km^2	占全区面积比重/%
明显下降(<−5)	8.65	4.22
轻微下降(−5～−1)	38.42	18.74
基本稳定(−1～1)	99.44	48.51
轻微上升(1～5)	43.95	21.44
明显上升(>5)	14.54	7.09

从各主体功能分区内的坡面土壤保持服务功能保有率的变化斜率看,重点生态功能区保持基本稳定的面积占比最高,为 63.24%;下降的面积比例亦最小,为 18.09%。其他 3 个区的坡面土壤保持服务功能保有率变化保持基本稳定的面积比例均低于全区平均值。优化开发区、重点开发区、农产品主产区的坡面土壤保持服务功能保有率有所下降的面积比例分别为 26.75%,25.42%和 28.52%(图 2)。

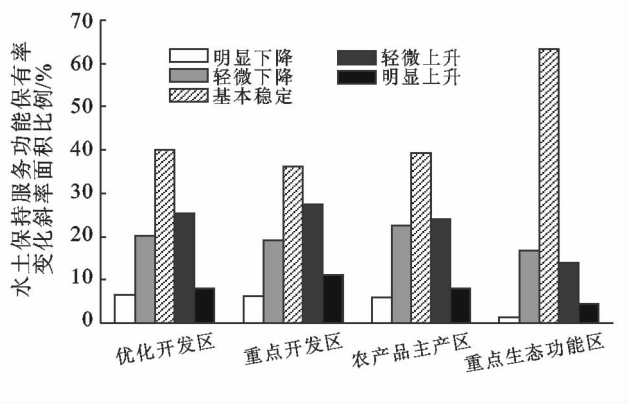


图 2　研究区不同类型主体功能区的坡面土壤保持服务功能保有率变化斜率面积比例

3　结论与讨论

本研究采用 RUSLE 模型,通过模型模拟与 GIS 空间分析相结合的方法分析了长江经济带 2010—2015 年坡面土壤保持服务功能的时空格局及其变化特征。

2010—2015 年,长江经济带年均坡面土壤保持量为 1.88×10^{10} t/a,单位面积土壤保持量为 91.54 t/(hm^2 · a)。森林、草地、农田生态系统的土壤保持能力依次降低,单位面积土壤保持量依次为 129.09,111.47,40.38 t/(hm^2 · a)。5 a 间,长江经济带坡面土壤保持服务功能保有率总体呈现上升态势。土壤保持服务功能保有率消除了年际间降水波动对模拟结果的影响,其结果集中体现了生态系统由于自身变化而导致的服务功能的变化。退耕还林还草、封山育林等土壤保持措施的实施在一定程度上促进了区域植被的生长与恢复,提升了生态系统的土壤保持功能。

长江经济带国家级优化开发区、重点开发区、农产品主产区和重点生态功能区的坡面土壤保持服务功能依次增强,基本符合主体功能区规划的梯级开发理念。重点生态功能区以提供生态产品为主体功能,生态用地面积占比大,故其坡面土壤保持服务功能最强。主体功能区战略的实施对国土空间开发和区域生态安全起到了积极作用。

对于水土流失问题突出,生态功能退化严重的区

域需进一步加强生态保护与修复,统筹山水林田湖草系统治理,确保“共抓大保护,不搞大开发”,从而有效提升长江经济带生态安全保障能力。

[参 考 文 献]

[1] Costanza R, D'Arge R, Groot R D, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 1997,387(1):3-15.

[2] 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[J].生态学报,1999,19(5):607-613.

[3] Reitsma S, Slaaf D W, Vink H, et al. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem function, goods and services[J]. Ecological Economics, 2002,41(3):393-408.

[4] 谢高地,鲁春霞,肖玉,等.青藏高原高寒草地生态系统服务价值评估[J].山地学报,2003,21(1):50-55.

[5] 傅伯杰,吕一河,高光耀.中国主要陆地生态系统服务与生态安全研究的重要进展[J].自然杂志,2012,34(5):261-272.

[6] 盛莉,金艳,黄敬峰.中国水土保持生态服务功能价值估算及其空间分布[J].自然资源学报,2010,25(7):1105-1113.

[7] 陈龙,谢高地,裴厦,等.澜沧江流域生态系统土壤保持功能及其空间分布[J].应用生态学报,2012,23(8):2249-2256.

[8] Lü Yihe, Fu Bojie, Feng Xiaomin, et al. A policy-driven large scale ecological restoration: Quantifying ecosystem services changes in the Loess Plateau of China[J]. Plos One, 2012,7(2):e31782.

[9] 陈引珍,程金花,张洪江,等.缙云山几种林分水源涵养和保土功能评价[J].水土保持学报,2009,23(2):66-70.

[10] 赵锦梅,徐长林,马亚萍,等.祁连山东段高寒灌丛地被物与土壤的水文特征[J].林业科学,2014,50(10):146-151.

[11] Daily G C, Polasky S, Goldstein J, et al. Ecosystem services in decision making: time to deliver[J]. Frontiers in Ecology & the Environment, 2009,7(1):21-28.

[12] 郑华,李屹峰,欧阳志云,等.生态系统服务功能管理研究进展[J].生态学报,2013,33(3):702-710.

[13] Keesstra S, Nunes J, Novara A, et al. The superior effect of nature based solutions in land management for enhancing ecosystem services[J]. Science of the Total Environment, 2018,610/611:997-1009.

[14] 孙文义,邵全琴,刘纪远.黄土高原不同生态系统水土保持服务功能评价[J].自然资源学报,2014,29(3):365-376.

[15] 刘金巍,靳甜甜,刘国华,等.黑河中上游地区2000-2010年土地利用变化及水土保持服务功能[J].生态学报,2014,34(23):7013-7025.

[16] 武国胜,林惠花,曾宏达.用RS和GIS技术评价福建省长汀县土壤保持功能对生态系统变化的响应[J].生态学报,2017,37(1):321-330.

[17] Renard K G, Foser G R, Weesies G A, et al. Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)[M]. Washington: US Department of Agriculture, Agricultural Research Service, 1997.

[18] 章文波,谢云,刘宝元.利用日雨量计算降雨侵蚀力的方法研究[J].地理科学,2002,22(6):705-711.

[19] Williams J R, Jones C A, Dyke P T. A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity[J]. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, 1984,27(1):129-144.

[20] Mccool D K, Foster G R, Mutchler C K, et al. Revised slope length factor for the universal soil loss equation[J]. Transactions of the Asae, 1989, 30(5):1387-1396.

[21] Liu B Y, Nearing M A, Shi P J, et al. Slope length effects on soil loss for steep slopes[J]. Soil Science Society of America Journal, 1994,64(5):1759-1763.

[22] 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[J].水土保持学报,2000,14(2):19-24.

[23] 邵全琴,樊江文,刘纪远,等.三江源生态保护和建设生态效果评估技术规范 DB 63/T 2014[S].青海:青海省质量技术监督局,2015.