

DOI: 10. 11766/trxb201306270303

江苏省土壤有机质含量时空变异特征及驱动力研究*

赵明松^{1,2} 张甘霖^{1†} 吴运金³ 李德成¹ 赵玉国¹

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008)

(2 安徽理工大学测绘学院, 安徽淮南 232001)

(3 环境保护部南京环境科学研究所, 南京 210042)

摘要 土壤有机质(SOM)含量是估算土壤碳储量、评价土壤肥力的重要指标,研究 SOM 时空演变对评估区域土壤固碳潜力,实现土壤可持续利用具有重要意义。以江苏省为例,利用全国第二次土壤普查资料和 2006 年采样数据,基于地统计学方法和 GIS 技术,对比研究了 1980-2006 年全省范围内表层(0~20 cm) SOM 含量的时空变异特征及其驱动因子。结果表明:1980 年和 2006 年江苏省 SOM 平均含量分别为 $16.55 \pm 8.50 \text{ g kg}^{-1}$ 和 $18.31 \pm 8.32 \text{ g kg}^{-1}$, 变异系数分别为 51.36% 和 45.44%。两个时期 SOM 的变异函数均符合指数模型,块金系数由 51.85% 增加为 56.52%,变程由 71.55 km 减少至 37.83 km, SOM 含量的空间自相关性减弱,自相关距离减小。1980-2006 年, SOM 含量空间分布呈现出北增南减,沿江平原增,宁镇丘陵减,滨海平原基本持平的空间格局,增加幅度由北向南逐渐减小。SOM 含量的初始值影响其空间格局的演变,总体上呈现初始 SOM 含量的高值降低、低值增加的趋势。肥料的大量使用在提高粮食产量的同时也增加了作物残茬和根系的生物量;秸秆还田的大力推行,使得大量的有机物质进入土壤,促进了 SOM 的累积。不同的土地利用变化对 SOM 含量变化的作用不同,土地利用方式转变成水田、旱地和林地促进了 SOM 的增加,而转变成荒地后导致 SOM 含量下降。

关键词 土壤有机质;时空变异;地统计学;江苏省

中图分类号 S159 **文献标识码** A

土壤有机质(Soil Organic Matter, SOM)是土壤的重要组成部分,为植物生长提供必要的营养元素,是土壤肥力质量的重要指标,对改善土壤物理、化学性质起着重要作用。SOM 是全球碳循环过程中非常重要的碳库^[1],全球约有 1 500 Pg 碳以土壤有机碳形式存在,总量约为全球植被碳储量的 3 倍,是大气中碳储量的 2 倍^[2-4]。因此,揭示 SOM 时空演变规律是评估土壤质量演变的重要内容,同时对于减缓温室气体排放、应对气候变化具有重要作用。

目前, SOM 含量时空变异研究主要集中在两个方面,一方面是基于土壤定位监测点结合经典统计方法,研究不同地区不同时期或连续监测期内 SOM 含量的变化趋势^[5-7]。Bhandari 等^[5]通过 14 年定位监测印度 Punjab 市的稻麦轮作方式下土壤养分的变化情况;Pan 等^[6]利用全国第二次土壤普查数据和国家耕地土壤监测点数据,分析了 1980-2003 年

全国耕地土壤有机碳变化。这种方法能够较好地反映监测期内 SOM 含量的连续变化,但是由于监测点较少,而且是基于点位的统计分析,没有考虑区域的空间异质性,并不能真实地反映区域内的变化。

另一方面, SOM 时空变异主要是利用两、三个时期的大量采样数据,基于地统计学(主要是克里格插值)和 GIS 技术研究 SOM 含量的空间格局演变^[8-9]。Zhang 和 McGrath^[8]利用地统计学研究了爱尔兰东南部草地 SOM 含量的时空变异。国内学者主要利用 20 世纪 80 年代全国第二次土壤普查数据和现阶段的土壤采样数据,研究区域内 SOM 含量的时空变化^[10-15]。Hu 等^[13]在北京典型边缘区的研究表明土地利用方式的转换是 SOM 时空变异的主要影响因素。Huang 等^[14]在江苏省如皋市的研究表明,秸秆还田、稻-麦轮作制度等农业耕作措施是 SOM 和全氮时空变化的主要原因。

* 科技部国际科技合作项目(2010DFB24140)、中国科学院战略性先导科技专项子课题项目(XDA0505050303)资助

† 通讯作者, E-mail: glzhang@issas.ac.cn

作者简介:赵明松(1983—),男,安徽淮南人,博士,主要从事数字土壤制图和土壤空间变异研究。E-mail: zhaomingsonggis@163.com

收稿日期:2013-06-27;收到修改稿日期:2013-10-22

这些研究大多集中在市、县级尺度上,主要揭示土壤类型、土地利用等单一因素的影响。对于省级或更大尺度的区域,由于自然环境、耕作管理措施、土地利用等方面的差异,SOM 含量时空变异同时受自然和人为因素综合影响。此外,在省级尺度上收集土壤普查资料和采集新的土壤样品较为困难,SOM 时空变异研究较少。尽管,Sun 等^[16]在省级尺度上利用克里格插值和随机模拟方法研究江苏省 SOM 时空变异特征,揣小伟等^[17]研究了 1980 - 2005 年江苏省土壤有机碳储量的变化,但是二者对于时空变化的影响因素未作讨论,对于协调区域土壤资源可持续发展缺少指导意义。

江苏省是我国重要的粮食生产基地,其沿江和太湖平原是我国经济发展最快的地区之一。随着农业集约化、工业化的迅猛发展,土壤资源保护与利用之间的矛盾比较突出,对土壤信息的需求非常迫切。本文利用江苏省第二次土壤普查资料和 2006 年采样数据,运用地统计学和 GIS 方法,研究近 20 多年江苏省 SOM 含量的空间格局演变,并综合分析土地利用、农业管理措施等因素对其变化的影响,对指导农业生产及其布局,采取针对性措施改善土壤肥力等提供科学依据和数据支持。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

江苏省(116°18' ~ 121°57' E, 30°45' ~ 35°20' N)位于我国大陆东部,长江、淮河下游,面积 10.26 万 km²。地处亚热带向暖温带过渡区,年均气温和降雨量分别为 13 ~ 16 °C 和 800 ~ 1 200 mm。境内地势低平,按地质地貌差异,分为低山丘陵岗地区和平原区。低山丘陵系沂沭低丘岗地、宁镇丘陵;平原系徐淮黄泛平原、里下河平原、滨海平原、沿江平原和太湖平原(图 1)。全省主要的土壤类型有水耕人为土、正常盐成土、正常潜育土、湿润淋溶土、潮湿锥形土和正常新成土;其中水耕人为土和潮湿锥形土分布面积最广,是江苏省主要的耕作土壤,前者主要分布在里下河平原和太湖平原,后者主要分布在徐淮黄泛平原和沿江平原(图 1)。

1.2 数据来源

1.2.1 土壤样品数据 江苏省第二次土壤普查采样时间在 1980 年前后,本文将时间定为 1980 年。该时期的土壤数据主要从《江苏土种志》^[18]和各市、

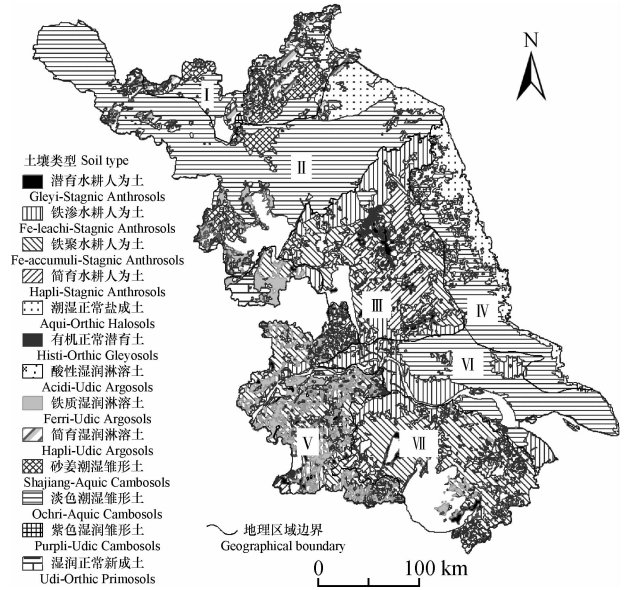


图 1 江苏省土壤类型及地理区域分布图 (I. 沂沭低丘岗地、II. 徐淮黄泛平原、III. 里下河平原、IV. 滨海平原、V. 宁镇丘陵区、VI. 沿江平原、VII. 太湖平原)

Fig. 1 Soil types of Jiangsu Province and their geographic distribution map

(I. Yisu low-hilly land, II. Xuhuai flooded plain, III. Lixiahe plain, IV. Coastal plain, V. Ningzhen low hills, VI. Yangtze delta plain, VII. Taihu Lake plain)

县 60 余本土壤志中筛选出 1 519 个典型土壤剖面(图 2a)。2006 年土壤样品按照 8 km × 8 km 网格在全省范围采集 1 565 个样点,深度为 0 ~ 20 cm。在每个网格中心以 25 m × 25 m 方格为采样位置,采集方格中心点及其四角的 5 个土样进行混合,并在网格中心以 GPS 定位(图 2b)。本研究以表层(0 ~ 20 cm)SOM 含量为研究对象。样品在实验室自然风干后,用木棒压碎挑出砾石、草根等杂物,研磨过 0.25 mm 尼龙筛。两个时间段的 SOM 含量均采用重铬酸钾(K₂Cr₂O₇)氧化—滴定法测定^[19]。

1.2.2 空间数据与统计数据 空间数据:(1)江苏省 1:50 万土壤图,ArcGIS 矢量格式。第二次普查的土壤类型属于发生分类,本研究根据《中国土壤系统分类检索(第三版)》^[20]参比到中国土壤系统分类,参比结果见图 1;(2)土壤母质图,由 1:25 万地质图和 1:100 万地貌图归并,地貌图来源于地球系统科学数据共享网(<http://www.geodata.cn/Portal/index.jsp>)“中国 1:100 万数字地貌数据库”,ArcGIS 矢量格式;(3)1980 和 2006 年土地利用图,由长江三角洲科学数据共享平台([http://](http://www.geodata.cn/Portal/index.jsp)

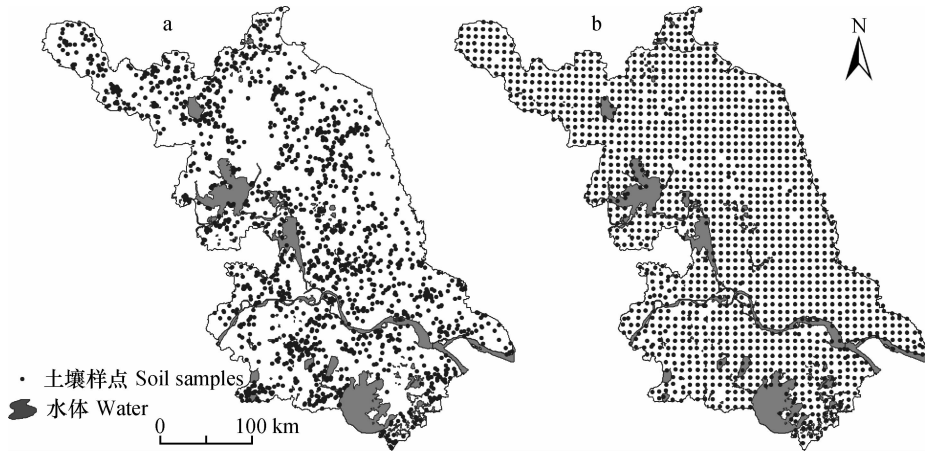


图2 1980(a)和2006(b)年土壤样点分布图

Fig. 2 Sampling sites distribution maps of Jiangsu Province in 1980(a) and 2006(b)

nnu. geodata. cn) 提供, 该数据主要通过目视解译 Landsat MSS 和 TM 影像获得; (4) 江苏省 1:25 万行政区划基础数据, 由国家基础地理信息中心提供 (<http://ngcc.sbsm.gov.cn/Guide/>); (5) 数字高程模型 DEM 空间分辨率为 90 m (<http://srtm.csi.cgiar.org/SELECTION/inputCoord.asp>)。

统计数据:《江苏统计年鉴(2000-2010)》电子版^[21]。

1.2.3 典型土壤剖面重定位 第二次土壤普查的剖面点没有经纬度信息, 只有具体的地名。Huang 等^[14]用没有经纬度的样点所在村的多边形中心点代替样点坐标。本研究根据土壤普查所记录的典型剖面的景观环境和地名等对样点进行重新定位, 李启权等^[22]在模拟全国 SOM 空间分布中也用该方法对土壤普查样点进行重定位。

定位过程包括两步: (1) 室内定位。依据江苏省行政区划基础数据找出剖面所在的村, 并结合土壤图、母质图、土地利用图和 DEM 确定与记录的土壤、母质、土地利用和地形等信息一致的区域, 对剖面点进行逐一定位。以《江苏土种》记录的山淤土典型剖面为例, 图 3 为该剖面室内定点过程示意图, 具体过程如下: 首先, 按照剖面记录的地名在江苏省 1:25 万居民点数据中找到徐州市铜山县毛庄乡; 其次, 根据母质图、土壤类型图找到石灰岩风化残积物和含碳酸盐的河流冲积物的过渡区域和山淤土相交区域, 确定母质和土壤类型; 最后在母质和土壤类型相交的区域结合土地利用图和 DEM 确定旱地和山前平原区域, 从而确定剖面所在位置。(2) 野外校正。在野外土壤调查中, 请当地参加过第二次土壤普查的老同志, 对室内所确定的土壤普

查样点进行实地调整, 确定最终典型剖面分布图(图 2a)。在定位过程中, 剖面点记录的是土种名, 而土壤图的最小分类级别是土属, 因此只要点位的土属和土壤图的土属相同, 其他环境信息一致, 则认为所定的位置准确。

1.3 数据处理与分析

采用 R 软件的 gstat 模块拟合半方差函数。利用 ArcGIS 9.3 进行克里格插值、栅格运算和区域统计, 分析 SOM 的时空格局演变。

2 结果

2.1 土壤有机质含量的时间变化

表 1 为 1980 年和 2006 年 SOM 含量统计结果。1980-2006 年, SOM 含量总体上呈增加趋势, 极差增大, 标准差变小。1980 年和 2006 年 SOM 含量变异均属于中等强度, 与 1980 年相比, 2006 年 SOM 含量变异程度降低。1980-2006 年, 不同地理区域的 SOM 含量变化较大。徐淮黄泛平原增加最多, 其次是沂沭低丘岗地; 宁镇丘陵区、滨海平原和太湖平原有机质增加较少, 平均增加量不足 1 g kg^{-1} 。1980-2006 年, 旱地和水田 SOM 含量分别增加了 5.05 g kg^{-1} 和 2.15 g kg^{-1} ; 林地和草地的含量下降。

2.2 土壤有机质含量的空间变异结构变化

1980 年和 2006 年的 SOM 含量的半方差函数均符合指数模型(表 2)。2006 年 SOM 的偏基台值和块金值分别为 0.10 和 0.13, 均较 1980 年有所降低, 表明结构变异与随机变异均在降低。与 1980 年相比, 2006 年的基台值降低, 即系统的总体空间变异在降低, 这与上文分析的 2006 年 SOM 含量的变异

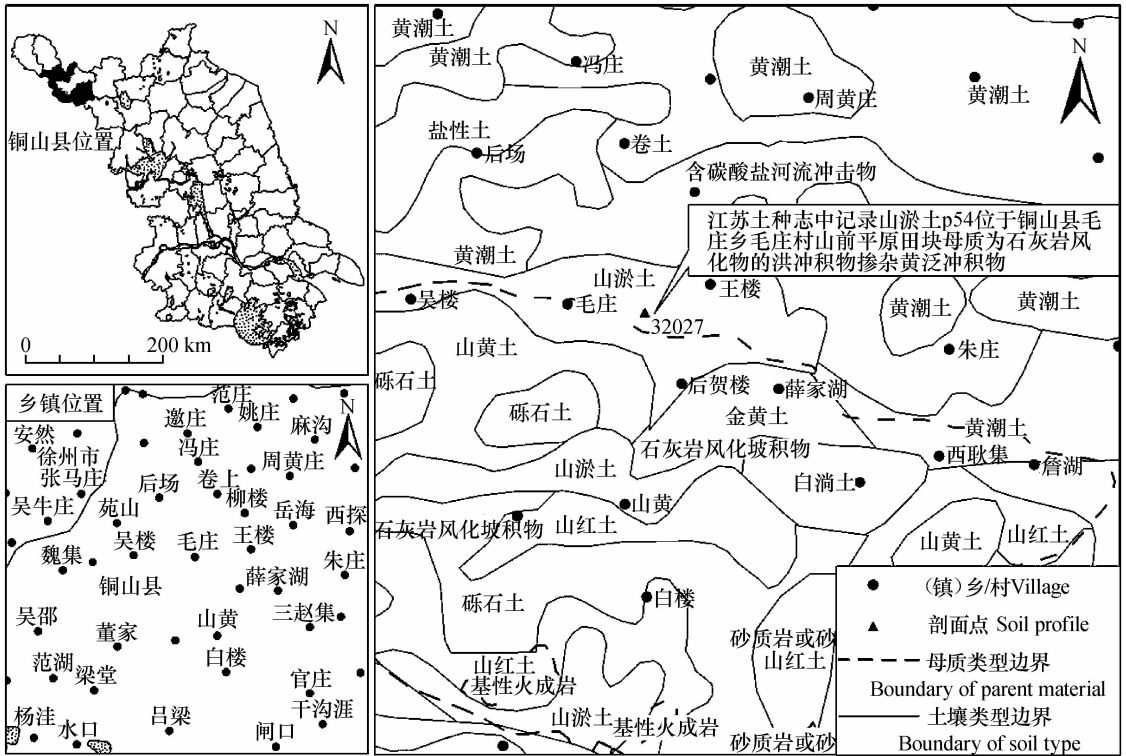


图3 江苏省典型土壤剖面空间定位过程示意图

Fig. 3 A schematic diagram of the process of spatial positioning of a typical soil profile in Jiangsu Province

表1 1980-2006年江苏省土壤有机质含量的统计特征

Table 1 Statistic characters of SOM content of Jiangsu Province in 1980 and 2006

统计单元 Statistics cell	1980年 SOM SOM in 1980(g kg ⁻¹)			2006年 SOM SOM in 2006(g kg ⁻¹)			1980-2006 SOM 变化 Change of SOM in 1980-2006 (g kg ⁻¹)	
	样本数 Sample size	均值 ± 标准差 Mean ± SD	范围 Range	样本数 Sample size	均值 ± 标准差 Mean ± SD	范围 Range		
	总体 Total	1 519	16.55 ± 8.50	1.30 ~ 52.40	1 565	18.31 ± 8.32		0.72 ~ 59.80
地理区域 Geo-graphic area	太湖平原 Taihu Lake plain	203	23.88 ± 7.93a ¹⁾	5.30 ~ 49.80	194	24.55 ± 9.51a	6.60 ~ 59.80	0.67
	里下河平原 Lixiahe plain	299	20.01 ± 8.28c	2.00 ~ 52.30	239	22.97 ± 8.64b	3.60 ~ 57.10	2.96
	宁镇丘陵区 Ningzhen low hills	280	19.07 ± 9.31c	1.30 ~ 52.40	217	19.16 ± 7.44c	2.90 ~ 58.20	0.09
	沿江平原 Yangtze delta plain	186	15.68 ± 5.72c	4.00 ~ 32.10	191	18.13 ± 7.03c	3.90 ~ 43.00	2.45
	滨海平原 Coastal plain	123	12.60 ± 4.23d	3.30 ~ 28.90	177	13.23 ± 6.45e	3.10 ~ 55.60	0.63
沂沭低丘岗地 Yisu low-hilly land	139	11.90 ± 5.35d	1.50 ~ 32.00	137	15.07 ± 6.64d	4.40 ~ 39.60	3.17	
徐淮黄泛平原 Xuhuai flooded plain	289	9.95 ± 4.66e	2.10 ~ 34.20	410	15.65 ± 6.35d	0.72 ~ 38.70	5.70	
土地利用 Land use	林地 Forestland	84	19.77 ± 12.43a	4.60 ~ 52.30	63	17.62 ± 10.03ab	2.90 ~ 58.20	-2.15
	草地 Grassland	10	18.74 ± 12.74a	2.40 ~ 40.50	36	17.77 ± 6.90ab	5.30 ~ 37.30	-0.97
	水田 Paddyfield	984	18.52 ± 8.16a	2.20 ~ 52.40	688	20.67 ± 8.78a	0.72 ~ 59.80	2.15
	旱地 Upland	441	11.51 ± 5.59b	1.30 ~ 35.00	778	16.56 ± 7.20b	2.80 ~ 50.90	5.05

注:1) 同一栏内平均值后相同的字母表示不同地理区域或土地利用间 SOM 无显著性差异 ($p < 0.05$) Note:1) Numbers affixed with the same letter in the each column are not significantly different ($p < 0.05$) using Duncan's multiple range test between different geographic areas and land uses in the same year

系数降低相一致。块金系数由 1980 年的 51.85% 增加至 56.52%，表明随机因素（如施肥、田间管理等）对全省 SOM 含量空间变异中的主导作用加强^[23]。SOM 含量的空间自相关性有所减弱，仍属

中等强度的空间自相关性。空间自相关距离由 1980 年的 71.55 km 减少至 37.83 km，SOM 含量空间分布的连续性减弱，这与块金系数降低所导致的结果一致。

表 2 土壤有机质含量的半方差函数理论模型和参数

Table 2 Semivariance model and its parameters for soil organic matter content

土壤属性 Soil property	理论模型 Theoretical model	块金值 Nugget (C_0)	基台值 Sill ($C_0 + C$)	块金值/基台值 Nugget/Sill (%)	变程 Range (km)
1980 年 SOM SOM in 1980 (g kg^{-1})	指数模型 Exponential model	0.14	0.27	51.85	71.55
2006 年 SOM SOM in 2006 (g kg^{-1})	指数模型 Exponential model	0.13	0.24	56.52	37.83

2.3 土壤有机质含量空间格局演变

图 4 为普通克里格插值生成的 1980 年和 2006 年江苏省 SOM 含量空间分布图，图 5 为不同 SOM 含量等级的面积百分比以及面积变化百分比。两个时期，SOM 含量的空间分布规律基本一致，均为苏南高于苏北，荡湖水网区高于丘陵岗地区。1980 年 SOM 含量较低，集中分布在 $10 \sim 15 \text{ g kg}^{-1}$ 和 $\leq 10 \text{ g kg}^{-1}$ ，分别占土壤总面积的 39.59% 和 19.09%（图 5），主要

分布在徐淮黄泛平原（图 4）。2006 年 SOM 含量有不同程度的增加，有机质含量集中分布在 $15 \sim 20 \text{ g kg}^{-1}$ 和 $20 \sim 30 \text{ g kg}^{-1}$ ，分别占土壤总面积的 30.81% 和 40.61%（图 5），含量在 15 g kg^{-1} 以下的土壤面积减少了 32.58%，含量在 $15 \sim 20 \text{ g kg}^{-1}$ 之间的土壤面积增加了 22.87%。2006 年全省 SOM 含量的高值主要分布在里下河平原和太湖平原的中部，低值主要分布在沂沭低丘岗地和徐淮黄泛平原的东部。

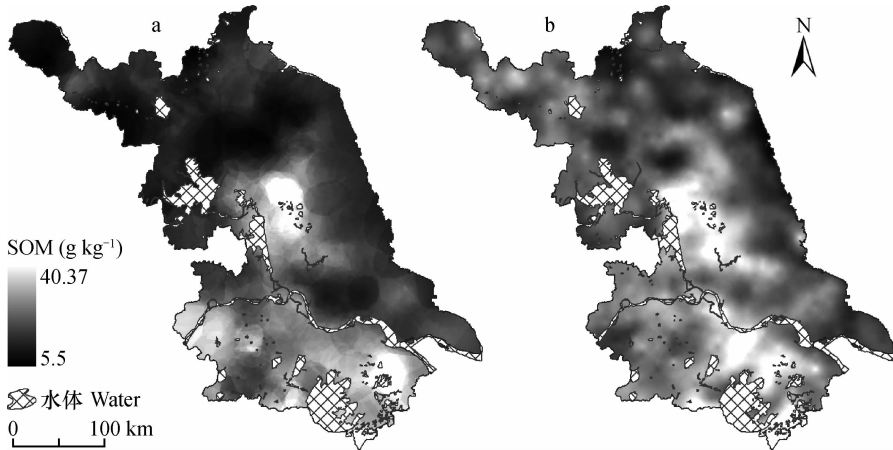


图 4 江苏省 1980 年 (a) 和 2006 年 (b) SOM 含量空间分布图

Fig. 4 Spatial distribution maps of SOM content in Jiangsu Province in 1980 (a) and 2006 (b)

图 6 为 1980 - 2006 年江苏省 SOM 含量变化分布图，图 7 为不同 SOM 含量变化区域的面积百分比。1980 - 2006 年，SOM 含量的初始值影响其空间演变格局，总体上呈现出北增南减，沿江平原增加，宁镇丘陵区减少，滨海平原基本持平的空间格局，增加幅度由北向南依次减小（图 6）。SOM 含量增加的面积占土壤总面积的 77.93%，主要集中在徐淮黄泛平原、里下河平原和沿江平原，增加的范围主要集中在 $0 \sim 10 \text{ g kg}^{-1}$ （图 7）。SOM 含

量降低的区域主要分布在宁镇丘陵区、太湖平原和里下河平原，变化范围主要集中在 $-5 \sim 0 \text{ g kg}^{-1}$ ，有机质降低最多的区域主要为宝应、南京城区、昆山和常熟。

2.4 土壤有机质含量空间变异的驱动力

由于研究区地形平坦、气候条件相似，以农业耕作为主，故本文主要探讨农业耕作管理措施和土地利用变化等人为因素以及初始有机质含量对 SOM 时空变异的影响。

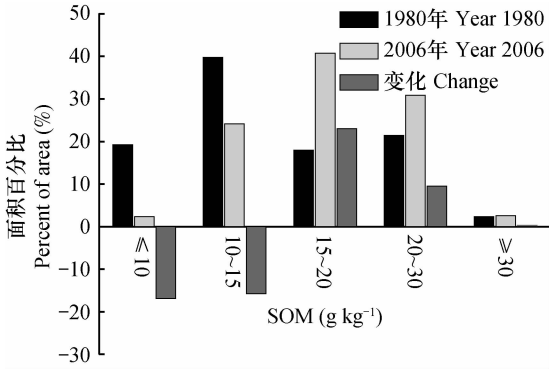


图5 1980年和2006年不同SOM含量等级的面积比及其变化百分比

Fig. 5 Percentages of areas different in SOM content and changes in 1980 and 2006

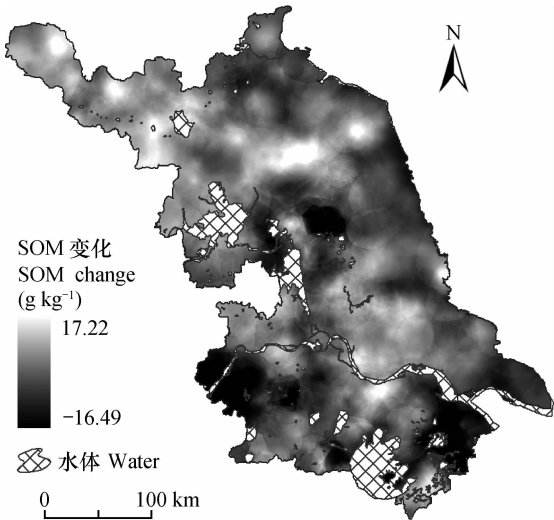


图6 江苏省1980-2006年SOM含量变化分布图

Fig. 6 Spatial variation of SOM content in Jiangsu Province between 1980 and 2006

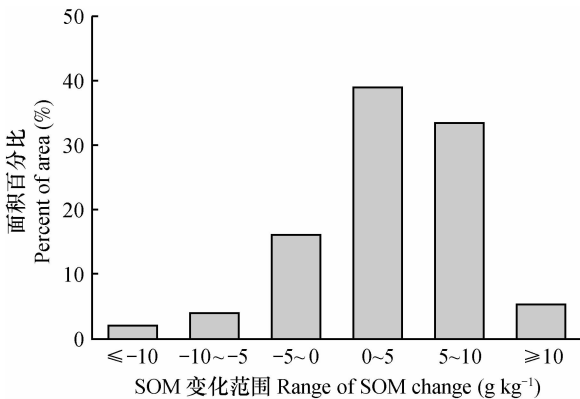


图7 1980-2006年SOM含量变化面积百分比

Fig. 7 Percentages of areas changed in SOM content between 1980 and 2006

2.4.1 农业管理措施对土壤有机质时空变异的影响 大量研究表明,土壤中生物量和有机物质的增加,使得微生物活动不断加强,从而加速了SOM的累积^[1,3,6,24-26]。肥料的大量使用增加了粮食产量,同时增加了作物的残茬和根系的生物量,这使得进入土壤的生物量不断增加,促进了SOM含量的增加^[24,27]。Huang等^[24]研究表明大量使用肥料是我国华东地区SOM含量增加的主要原因。Pan等^[28]阐述了SOM和作物产量之间的相互促进关系,高SOM含量通常提高作物产量和生物量,同时较高的生物量也将使得更多的碳进入土壤,提高SOM含量。

秸秆还田不仅能够改良土壤结构,而且能够增加SOM含量,提升土壤固碳能力^[29-31]。李恋卿和潘根兴^[32]在江苏省高砂土区的实验表明,低有机质土壤通过秸秆还田有机碳增加量每年可达0.2~0.4 g kg⁻¹。Huang等^[14]对如皋市1982-2002年SOM变化的研究也得出了相似的结论。

1985-2005年江苏省化肥使用总量(N/P₂O₅/K₂O)由1.58 × 10⁶ t增加至3.41 × 10⁶ t,平均使用量由342.74 kg hm⁻²增加至733.78 kg hm⁻²(图8a)。在此期间,江苏省粮食(稻、麦)产量略微降低,由1985年的3.12 × 10⁷ t减少至2.84 × 10⁷ t,但相应的平均产量由4.86 t hm⁻²增加至5.85 t hm⁻²(图8b)。根据Huang等^[34]的估算方法,1985-2005年间,根系的生物量由484.4 kg hm⁻²增加至568.9 kg hm⁻²,全部进入土壤中;秸秆的生物量由2 824 kg hm⁻²增加至3 043 kg hm⁻²。自第二次土壤普查以来,江苏省大力推广秸秆还田,至90年代末全省秸秆还田面积达100多万hm²,玉米秸秆干物质还田量达10 t hm⁻²,稻麦干物质还田量达8 t hm⁻²,使一般土壤每年增加有机碳达0.1~0.2 g kg⁻¹^[32]。因此肥料的大量使用增加了粮食平均产量,根系和残茬的生物量也随之增加,加之推行秸秆还田,使得进入土壤的生物量也增加,促进了江苏省SOM的累积。

自1980年以来,江苏省农业机械化程度不断提高。1985-2005年间机械耕作、收获和播种面积逐渐增加,其中机械收割面积增加最多,增加了约48倍(图8c)。江苏省机械收割的留茬高度较大,水稻留茬高度在18~26 cm之间,小麦留茬高度在20~24 cm之间。由于江苏省积极推行秸秆还田,大部分作物留茬在机械耕作过程中被碾碎还田,增加了进入土壤的生物量,促进了SOM的累积。这表明,农业机械化作业程度的提高促进了秸秆还田,在一定程度上促进了江苏省SOM的累积。

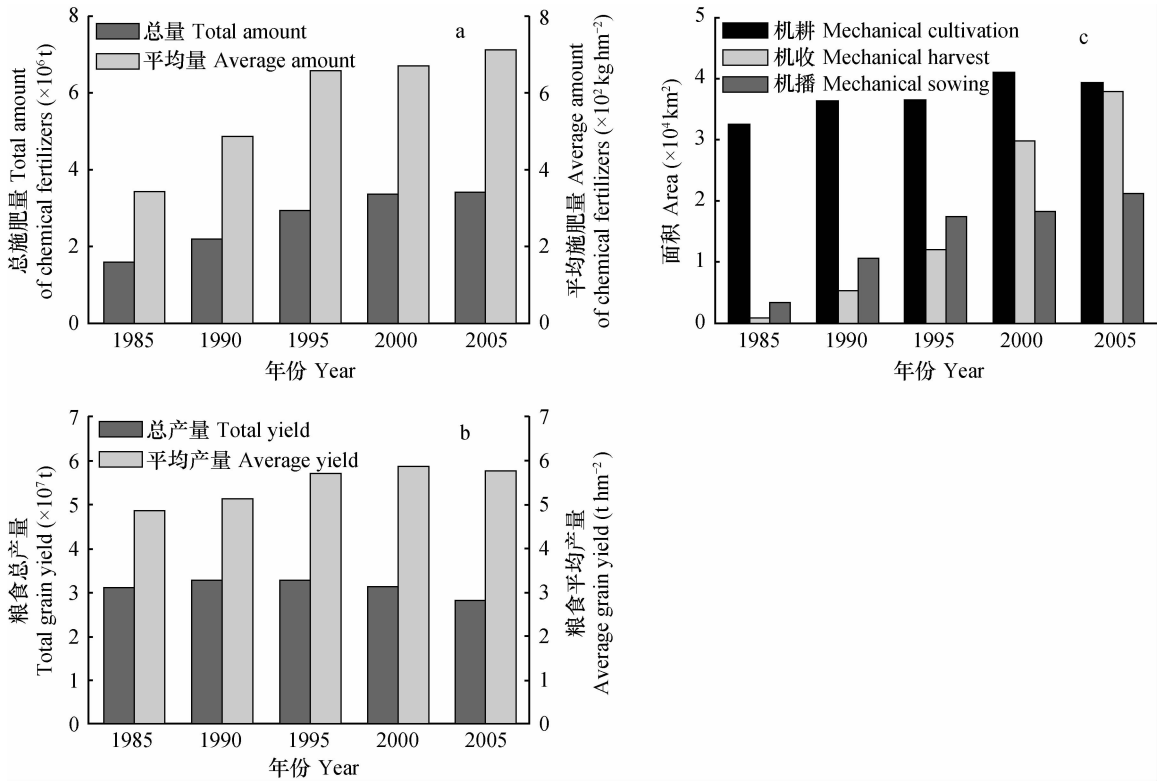


图8 江苏省1985-2005年肥料施用量(N/P₂O₅/K₂O) (a)粮食产量、(b)机耕/播/收获面积(c)

(粮食产量包括稻、麦产量,数据来源:《江苏省统计年鉴》)

Fig. 8 Annual total amount of chemical fertilizers (N/P₂O₅/K₂O) used (a), grain output (including wheat and rice) (b) area of mechanical cultivation/sowing/harvest, (c) in Jiangsu Province from 1985 to 2005 (Source of data: Statistical Yearbooks of Jiangsu Province)

2.4.2 土地利用变化对土壤有机质时空变异的影响 土地利用变化使得有机物质的输入和土壤环境发生巨大变化,如旱地转变为水田或灌溉地后,土壤水分条件和温度状况等发生较大的变化,有机物质的累积速率明显增加^[33-34]。Hu等^[13]研究表明在我国华北地区旱地转变为水田或灌溉地20多年后,SOM含量增加3~5 g kg⁻¹。Pan等^[35]通过我国华东地区的长期试验研究也得出相似的结果。

表3为利用ArcGIS区域统计功能计算的1980-2006年土地利用未变化和变化区域的SOM变化量的统计结果。对于土地利用未发生变化的区域,SOM变化量差异较大。旱地-旱地类型(两个时期土地利用均为旱地)的SOM含量增加最大,为3.98 ± 4.11 g kg⁻¹,水田-水田类型增加了2.92 ± 4.70 g kg⁻¹;草地-草地类型和林地-林地类型的SOM增加量最小不足1 g kg⁻¹,这些差异主要由于水田和旱地在长期的农业耕作中,大量的生物量不断输入,使得有机质含量增加较快。荒地-荒地类型的SOM含量减少了2.54 ± 3.20 g kg⁻¹。

对于土地利用发生变化的区域,SOM变化量从-3.35 ± 5.47 g kg⁻¹增加至5.53 ± 4.92 g kg⁻¹。草地-旱地和旱地-水田转变类型中SOM增加量最大,平均增加5 g kg⁻¹以上,水田-荒地转变类型中SOM减少最多。当旱地转变为水田、林地、草地和荒地后,SOM含量增加较大,特别是旱地转变为水田后,有机质增加量最大,为5.41 ± 3.95 g kg⁻¹。水田转变为旱地、林地和草地后,SOM含量也有所增加,而转变为荒地后有机质含量下降。

土地利用转变为水田、旱地后,SOM含量大幅度增加。土地利用(除水田)转变为林地后,由于较多枯枝落叶和腐殖质等进入土壤,使得SOM含量大幅度增加^[33-34]。然而,土地利用(除旱地外)转变为荒地后,SOM含量均下降。这些结果表明不同的土地利用变化对SOM含量的变化的作用不同,土地利用转变为水田、旱地和林地后,SOM含量增加,使得土壤成为碳汇;土地利用类型转变为荒地后,SOM含量降低,使得土壤成为碳源。

表 3 1980 - 2006 年不同土地利用转变的 SOM 含量变化特征值

Table 3 Eigenvalues of the changes in SOM content caused by changes in land use in the period of 1980-2006

土地利用变化 Change in land use	SOM 变化范围 Range of SOM changes (g kg ⁻¹)	均值 ± 标准差 Mean ± SD (g kg ⁻¹)	土地利用变化 Change in land use	SOM 变化范围 Range of SOM changes (g kg ⁻¹)	均值 ± 标准差 Mean ± SD (g kg ⁻¹)
水田 - 水田 Paddy field-Paddy field	-16.44 ~ 16.99	2.92 ± 4.70	林地 - 草地 Forest land-Grass land	-13.98 ~ 13.32	2.72 ± 2.25
水田 - 旱地 Paddy field-Upland	-16.17 ~ 17.22	2.93 ± 5.60	林地 - 荒地 Forest land-Idle land	-14.52 ~ 7.33	-1.42 ± 5.94
水田 - 林地 Paddy field-Forest land	-16.06 ~ 15.26	0.27 ± 6.15	草地 - 草地 Grass land-Grass land	-4.71 ~ 14.13	0.97 ± 6.22
水田 - 草地 Paddy field-Grass land	-11.74 ~ 13.64	2.39 ± 3.79	草地 - 水田 Grass land-Paddy field	-12.67 ~ 16.57	2.48 ± 5.07
水田 - 荒地 Paddy field-Idle land	-14.58 ~ 15.24	-3.35 ± 5.47	草地 - 旱地 Grass land-Upland	-4.50 ~ 16.52	5.53 ± 4.92
旱地 - 旱地 Upland-Upland	-15.28 ~ 16.14	3.98 ± 4.11	草地 - 林地 Grass land-Forest land	-3.55 ~ 11.86	4.27 ± 3.54
旱地 - 水田 Upland-Paddy field	-15.21 ~ 15.87	5.41 ± 3.95	草地 - 荒地 Grass land-Idle land	-12.71 ~ 14.17	-0.33 ± 5.35
旱地 - 林地 Upland-Forest land	-14.32 ~ 13.96	4.36 ± 4.21	荒地 - 荒地 Idle land-Idle land	-9.04 ~ 8.46	-2.54 ± 3.20
旱地 - 草地 Upland-Grass land	-11.20 ~ 14.08	3.51 ± 3.34	荒地 - 水田 Idle land-Paddy field	-8.63 ~ 12.42	2.95 ± 6.12
旱地 - 荒地 Upland-Idle land	-12.96 ~ 7.12	3.08 ± 3.32	荒地 - 旱地 Idle land-Upland	-3.87 ~ 12.51	3.68 ± 6.02
林地 - 林地 Forest land-Forest land	-14.87 ~ 15.48	0.08 ± 5.47	荒地 - 林地 Idle land-Forest land	-8.60 ~ 7.75	5.35 ± 3.78
林地 - 水田 Forest land-Paddy field	-14.88 ~ 15.44	3.36 ± 4.34	荒地 - 草地 Idle land-Grass land	-3.86 ~ 5.38	-2.76 ± 2.59
林地 - 旱地 Forest land-Upland	-15.14 ~ 15.28	2.28 ± 4.51			

2.4.3 初始土壤有机质含量对其时空变异的影响

SOM 含量的变化除了受上述外界环境因素等影响外,其初始含量也是影响其变化趋势的重要因素之一。图 9 表明,1980 - 2006 年江苏省 SOM 含量相对变化率与 1980 年 SOM 含量呈显著负相关,二者较好地符合对数关系。这种特征与全省 SOM 含量变化的空间分布格局一致,即在有机质含量较高的太湖平原和宁镇丘陵区呈下降趋势,而在有机质含量较低的徐淮黄泛平原呈上升趋势。

这可能与土壤贫瘠地区往往需要投入更多的肥料和更加精细的管理以提高产量有关,而初始值

高的地区人们更依赖于土壤原始较高的地力而轻视了投资与投入,致使土壤养分消耗。徐淮黄泛平原初始有机质平均含量为 9.95 g kg⁻¹(表 1),低于全省水平,在实际生产中投入更多的肥料和更加精细的管理才能保证粮食产量;太湖平原初始有机质平均含量为 23.88 g kg⁻¹,在长期耕作中只追求产量不注重培肥,有机物料的投入不能保证有机质的更新和累积,有机质增加缓慢,不足 1 g kg⁻¹。在农业生产中要注意“用”、“养”相结合,保证土壤肥力的稳定以及提升。

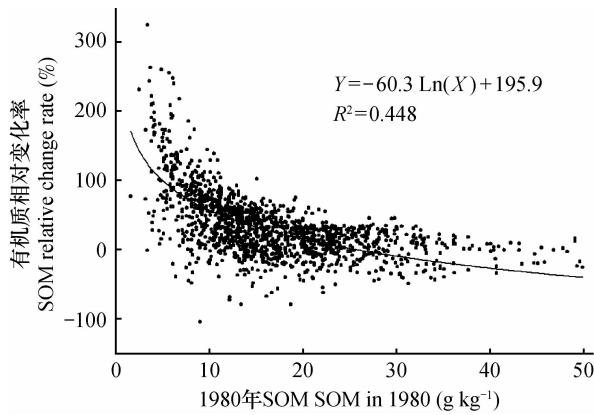


图9 SOM 含量相对变化率与初始值的关系

Fig. 9 Relationship between the relative change in SOM and its initial content of SOM

3 结论

1980—2006年,江苏省SOM含量有不同程度的增加,SOM含量空间变异的自相关性减弱、自相关距离减小。1980年和2006年,江苏省SOM含量空间分布规律一致,苏南高于苏北,荡湖水网区高于丘陵岗地区。1980—2006年SOM含量变化呈现北增南减,滨海平原基本持平的空间格局,增加幅度由北向南逐渐降低。SOM含量的初始值影响其空间格局的演变,总体上呈现初始SOM含量的高值降低、低值增加的趋势。SOM含量的相对变化率与初始值呈显著的对数拟合模型。江苏省SOM含量的时空变异主要受农业生产管理措施、土地利用变化等因素显著影响。1980年以来,肥料的大量使用提高了粮食产量的同时也增加了作物残茬和根系的生物量,秸秆还田的大力推行,使得大量的有机物质进入土壤促进了SOM的累积。不同的土地利用变化对SOM含量变化的作用不同。土地利用转变成水田、旱地和林地促进SOM的增加,利用类型转变成荒地后,SOM含量下降。

致谢 感谢中国科学院南京土壤研究所龚子同研究员、黄标研究员在收集江苏省第二次土壤普查资料中提供的帮助,卢园园、魏昌龙等研究生在资料整理工作中所给予的帮助。

参考文献

[1] Yadav V, Malanson G. Progress in soil organic matter research: Litter decomposition, modelling, monitoring and sequestration. *Progress in Physical Geography*, 2007, 31(2): 131—154

[2] Post W M, Emanuel W R, Zinke P J, et al. Soil carbon pools and world life zones. *Nature*, 1982, 298: 156—159

[3] Eswaran H, Vandenberg E, Reich P. Organic-Carbon in soils of the world. *Soil Science Society of America Journal*, 1993, 57(1): 192—194

[4] Davidson E A, Trumbore S E, Amundson R. Biogeochemistry-Soil warming and organic carbon content. *Nature*, 2000, 408(6814): 789—790

[5] Bhandari A L, Ladha J K, Pathak H, et al. Yield and soil nutrient changes in a long-term rice-wheat rotation in India. *Soil Science Society of America Journal*, 2002, 66(1): 162—170

[6] Pan G X, Li L Q, Wu L S, et al. Storage and sequestration potential of topsoil organic carbon in China's paddy soils. *Global Change Biology*, 2004, 10(1): 79—92

[7] 俞海, 黄季煜, Rozelle S, 等. 中国东部地区耕地土壤肥力变化趋势研究. *地理研究*, 2003, 22(3): 380—388. Yu H, Huang J Y, Rozelle S, et al. Soil fertility changes of cultivated land in Eastern China (In Chinese). *Geographical Research*, 2003, 22(3): 380—388

[8] Zhang C S, McGrath D. Geostatistical and GIS analyses on soil organic carbon concentrations in grassland of southeastern Ireland from two different periods. *Geoderma*, 2004, 119(3/4): 261—275

[9] Chevallier T, Voltz M, Blanchart E, et al. Spatial and temporal changes of soil C after establishment of a pasture on a long-term cultivated vertisol (Martinique). *Geoderma*, 2000, 94(1): 43—58

[10] Liu X M, Zhang W W, Zhang M H, et al. Spatio-temporal variations of soil nutrients influenced by an altered land tenure system in China. *Geoderma*, 2009, 152(1/2): 23—34

[11] Sun B, Zhou S L, Zhao Q G. Evaluation of spatial and temporal changes of soil quality based on geostatistical analysis in the hill region of subtropical China. *Geoderma*, 2003, 115(1/2): 85—99

[12] 郭旭东, 傅伯杰, 陈利顶, 等. 河北省遵化平原土壤养分的时空变异特征. *地理学报*, 2000, 55(5): 555—556. Guo X D, Fu B J, Chen L D, et al. The spatio-temporal variability of soil nutrients in Zunhua plain of Hebei Province: Semivariogram and kriging analysis (In Chinese). *Acta Geographica Sinica*, 2000, 55(5): 555—556

[13] Hu K L, Li H, Li B G, et al. Spatial and temporal patterns of soil organic matter in the urban-rural transition zone of Beijing. *Geoderma*, 2007, 141(3/4): 302—310

[14] Huang B, Sun W X, Zhao Y C, et al. Temporal and spatial variability of soil organic matter and total nitrogen in an agricultural ecosystem as affected by farming practices (In Chinese). *Geoderma*, 2007, 139(3/4): 336—345

[15] 陈浮, 蹇励杰, 曹慧, 等. 近20年太湖流域典型区土壤养分时空变化及驱动机理. *土壤学报*, 2002, 39(2): 236—245. Chen F, Pu L J, Cao H, et al. Spatial and temporal changes of soil nutrients and their mechanism in typical area of Taihu Lake valley during the past two decades (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2002, 39(2): 236—245

[16] Sun X L, Zhao Y G, Wu Y J, et al. Spatio-temporal change of soil

- organic matter content of Jiangsu Province, China, based on digital soil maps. *Soil Use and Management*, 2012, 28(3):318—328
- [17] 揣小伟, 黄贤金, 赖力, 等. 基于 GIS 的土壤有机碳储量核算及其对土地利用变化的响应. *农业工程学报*, 2011, 27(9):1—6. Chuai X W, Huang X J, Lai L, et al. Accounting of surface soil carbon storage and response to land use change based on GIS (In Chinese). *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2011, 27(9):1—6
- [18] 江苏省土壤普查办公室. 江苏土种志. 南京:江苏科学技术出版社, 1996:5—105. Office of Soil Survey in Jiangsu Province. *Soil series of Jiangsu Province* (In Chinese). Nanjing: Jiangsu Science and Technology Press, 1996:5—105
- [19] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京:中国农业科技出版社, 2000:108—109. Lu R K. *Analytical methods for soil and agro-chemistry* (In Chinese). Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000:108—109
- [20] 中国科学院南京土壤研究所土壤系统分类课题组. 中国土壤系统分类检索(第三版). 合肥:中国科学技术大学出版社, 2001:91—191. Cooperative Research Group of Chinese Soil Taxonomy (CRG-CST). *Chinese Soil Taxonomy* (In Chinese). 3rd ed. Hefei: Press of University of Science and Technology of China, 2001:91—191
- [21] 江苏省统计局. 江苏统计年鉴(2000—2010). 2011. <http://www.jssb.gov.cn/jstj/tjsj/tjnj/>. Statistical Bureau of Jiangsu Province. *Statistical yearbooks of Jiangsu Province (2000—2010)* (In Chinese). 2011. <http://www.jssb.gov.cn/jstj/tjsj/tjnj/>
- [22] 李启权, 岳天祥, 范泽孟, 等. 中国表层土壤有机质空间分布模拟分析方法研究. *自然资源学报*, 2010, 25(8):1385—1399. Li Q Q, Yue T X, Fan Z M, et al. Study on method for spatial simulation of topsoil SOM at national scale in China (In Chinese). *Journal of Natural Resources*, 2010, 25(8):1385—1399
- [23] Trangmar B B, Yost R S, Uehara G. Application of geostatistics to spatial studies of soil properties. *Advances in Agronomy*, 1985, 38:45—94
- [24] Huang Y, Zhang W, Sun W J, et al. Net primary production of Chinese croplands from 1950 to 1999. *Ecological Applications*, 2007, 17(3):692—701
- [25] Lal R. Potential of desertification control to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. *Climatic Change*, 2001, 51(1):35—72
- [26] Pan G X, Zhou P, Li Z P, et al. Combined inorganic/organic fertilization enhances N efficiency and increases rice productivity through organic carbon accumulation in a rice paddy from the Tai Lake region, China. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2009, 131(3/4):274—280
- [27] Sun W J, Huang Y, Zhang W, et al. Estimating topsoil SOC sequestration in croplands of eastern China from 1980 to 2000. *Australian Journal of Soil Research*, 2009, 47(3):261—272
- [28] Pan G X, Smith P, Pan W N. The role of soil organic matter in maintaining the productivity and yield stability of cereals in China. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2009, 129(1/3):344—348
- [29] delaF J N, Salgado-Garcia S, Lagunes-Espinoza L C, et al. Changes in the properties of a Mexican Fluvisol following 30 years of sugarcane cultivation. *Soil & Tillage Research*, 2006, 88(1/2):160—167
- [30] Fischer R A, Santiveri F, Vidal I R. Crop rotation, tillage and crop residue management for wheat and maize in the sub-humid tropical highlands II. Maize and system performance. *Field Crops Research*, 2002, 79(2/3):123—137
- [31] Karlen D L, Hurley E G, Andrews S S, et al. Crop rotation effects on soil quality at three northern corn/soybean belt locations. *Agronomy Journal*, 2006, 98(3):484—495
- [32] 李恋卿, 潘根兴. 江苏省农地土壤有机碳及截存动态研究. *中国农学通报*, 1999, 15(6):41—44. Li L Q, Pan G X. Study on SOC change and sequestration of agricultural land in Jiangsu Province (In Chinese). *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 1999, 15(6):41—44
- [33] Brejda J J, Mausbach M J, Goebel J J, et al. Estimating surface soil organic carbon content at a regional scale using the National Resource Inventory. *Soil Science Society of America Journal*, 2001, 65(3):842—849
- [34] Mishra U, Lal R, Liu D S, et al. Predicting the spatial variation of the soil organic carbon pool at a regional scale. *Soil Science Society of America Journal*, 2010, 74(3):906—914
- [35] Pan G X, Li L Q, Qi Z, et al. Organic carbon stock in topsoil of Jiangsu Province, China, and the recent trend of carbon sequestration. *Journal of Environmental Sciences-China*, 2005, 17(1):1—7

TEMPORAL AND SPATIAL VARIABILITY OF SOIL ORGANIC MATTER AND ITS DRIVING FORCE IN JIANGSU PROVINCE, CHINA

Zhao Mingsong^{1,2} Zhang Ganlin^{1†} Wu Yunjin³ Li Decheng¹ Zhao Yuguo¹

(1 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

(2 School of Survey and Mapping, Anhui University of Science and Technology, Huainan, Anhui 232001, China)

(3 Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Environmental Protection, Nanjing 210042, China)

Abstract Soil organic matter (SOM) is a key index in estimating soil fertility and soil C sequestration. Consequently, the study on temporal and spatial variability of SOM is of great significance to assessing regional soil C sequestration potential and realizing sustainable utilization of soil resources. For this research, Jiangsu Province, East China was selected as a subject for case study and comparative study was done of the data of the Second National Soil Survey and the data collected in 2006, using the geostatistic and GIS technologies, to explore temporal and spatial variability of SOM in the surface soil layer (0 ~ 20cm) of the province during the period (1980 – 2006), and its driving forces, as well. Results show that the mean SOM content increased from $16.55 \pm 8.50 \text{ g kg}^{-1}$ in 1980 to $18.31 \pm 8.32 \text{ g kg}^{-1}$ in 2006, and its coefficient of variation decreased from 51.36% to 45.44%. The variograms of SOM of the years both fitted the exponential model, with nugget coefficient rising from 51.85% to 56.52%, suggesting that the effect of stochastic variability of SOM content intensified and spatial autocorrelation weakened. The codomain decreased from 71.55 km to 37.83 km, indicating decreasing spatial autocorrelation distance. A general trend was observed that soils high in initial SOM content decreased in the content and vice versa, and the increment reduced in margin from north to south of the province. The application of large volumes of chemical fertilizers improved crop production, and increased soil biomass from crop leftover and roots. The extrapolation of straw incorporation brought large volumes of organic matter into the soil, contributing to accumulation of SOM. Changes in land use brought about changes in SOM. Reclamation of land into paddy fields, upland, and forest Lands increased SOM content and vice versa.

Key words Soil organic matter; Spatial-temporal variability; Geostatistics; Jiangsu Province

(责任编辑:檀满枝)