

1940—2002 年长江中下游平原乡村景观区域中 土地利用覆被及其土壤有机碳储量变化

武俊喜^{1,2}, 程 序^{3,*}, 焦加国^{4,5}, 肖红生⁶, 杨林章⁵, 王洪庆^{7,8},
张福锁¹, Ellis Erle C.⁷

(1. 中国农业大学资源与环境学院, 北京 100193; 2. 中国科学院地理科学与资源研究所生态系统网络观测与模拟重点实验室拉萨高原生态试验站, 北京 100101; 3. 中国农业大学农学与生物技术学院农学系, 北京 100193; 4. 南京农业大学资源与环境学院, 南京, 210095; 5. 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008; 6. 华南农业大学热带与亚热带生态研究所, 广东 510642; 7. Department of Geography and Environmental Systems, University of Maryland, Baltimore County, Maryland, USA 21250; 8. Institute of Coastal Ecology and Engineering, University of Louisiana at Lafayette, Lafayette, Louisiana, USA 70504)

摘要: 过去 60a 来, 长江中下游平原的乡村地区发展迅速, 引起土地利用覆被及其土壤有机碳储量明显地变化。通过选取区域代表性样方、基于 1942 年航片和 2002 年 IKONOS 影像研究小尺度土地利用覆被变化、土壤取样和收集 1965 年前土壤有机碳历史数据, 用尺度推绎和蒙特卡洛不确定性分析方法, 评价了 1940—2002 年长江中下游平原人口密集的乡村景观区域中土地利用覆被的面积及其 0—30 cm 土壤(或底泥)有机碳储量的变化。结果表明: 近 60a 来, 在 $86 \times 10^3 \text{ km}^2$ 的区域中有 47% 的面积发生土地利用覆被转化, 其中耕地转化为非耕地的面积为 21% ($18 \times 10^3 \text{ km}^2$)。土地利用覆被类型转化及其有机碳密度的变化导致该区域土壤有机碳储量的净增加。该区域稻田和闲置水域面积分别减少了 21.5% ($18.5 \times 10^3 \text{ km}^2$) 和 6.7% ($5.7 \times 10^3 \text{ km}^2$), 导致其土壤(或底泥)有机碳储量分别减少 41.8 Tg C 和 12.9 Tg C; 而水产养殖、非渗漏表面为主的建筑用地、种植木本作物和种植 1 年生作物的水浇地面积分别增加了 14.2% ($12.2 \times 10^3 \text{ km}^2$)、7.7% ($6.7 \times 10^3 \text{ km}^2$)、3.5% ($3.0 \times 10^3 \text{ km}^2$) 和 2.0% ($1.7 \times 10^3 \text{ km}^2$), 使其土壤(或底泥)有机碳储量分别增加 32.2 Tg C、22.2 Tg C、12.2 Tg C 和 6.5 Tg C。

近 60a 来, 整个区域 0—30 cm 土壤有机碳的储量增加了 18.2 Tg C, 其净增加的可能性为 75%, 形成了弱碳汇。这主要是由于区域稻田土壤有机碳密度增加了 17%, 使区域土壤有机碳储量增加了 22.2 Tg C(其净增加的可能性为 92%); 而且, 稻田转化为种植木本作物和种植 1 年生作物的水浇地也使区域土壤有机碳储量分别增加了 1.3 Tg C(净增加的可能性为 86%) 和 0.3 Tg C(净增加的可能性为 70%); 此外, 闲置水域转化为水产养殖也使区域土壤有机碳储量增加 1.3 Tg C(净增加的可能性为 77%)。但是, 稻田转化为水产养殖和非渗漏表面为主的建筑用地导致区域土壤有机碳储量损失 6.3 Tg C 和 0.6 Tg C。因稻田土壤有机碳密度增加及稻田转化类型的土壤有机碳储量变化的影响, 使整个区域形成弱碳汇, 但如果稻田继续减少的话, 很可能变成碳源。

通过选取区域代表性样方、研究小尺度土地利用覆被变化、土壤取样和收集土壤历史数据, 采用尺度推绎方法, 研究揭示了 1940—2002 年长江中下游平原人口密集的乡村景观区域中土地利用覆被的面积及其土壤有机碳储量的变化。

关键词: 长江中下游平原; 乡村景观; 土地利用覆被变化; 尺度推绎; 蒙特卡洛方法; 土壤有机碳密度; 土壤有机碳储量; 土壤有机碳封存

Changes in land use and land cover and soil organic carbon storage in the densely populated village landscapes of China's Yangtze Plain from the 1940 to 2002

WU Junxi^{1,2}, CHENG Xu^{3,*}, JIAO Jiaguo^{4,5}, XIAO Hongsheng⁶, YANG Linzhang⁵, WANG Hongqing^{7,8}, ZHANG Fusuo¹, ELLIS Erle C.⁷

1 College of Resources and Environmental Science, China Agricultural University, Beijing 100193, China

基金项目: 美国国家科学基金资助项目(Grant: DEB-0075617); 国家“973”重点基础研究发展计划资助项目(2006CB100206)

收稿日期: 2009-10-21; **修订日期:** 2009-11-26

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: chengxu@cau.edu.cn

2 Lhasa Plateau Ecosystem Research Station, Key Laboratory of Ecosystem Network Observation and Modeling, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China

3 College of Agronomy & Biotechnology, China Agricultural University, Beijing 100193, China

4 College of Resources & Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China

5 Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China

6 Institute of Tropical & Subtropical Ecology, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China

7 Department of Geography and Environmental Systems, University of Maryland, Baltimore County, Baltimore, Maryland 21250, USA

8 Institute of Coastal Ecology and Engineering, University of Louisiana at Lafayette, Lafayette, Louisiana 70504, USA

Abstract: Over the past 60 years, the village landscapes of China's Yangtze Plain have undergone extremely rapid development, causing major changes in land use and land cover (LULC) and soil (and sediment) organic carbon (SOC). Here we present estimates of long-term changes in LULC and SOC in the top 30 cm of soils across the region from the 1940 to 2002 using a regional landscape sampling and upscaling approach. Fine-scale LULC estimates were obtained by field-validated high-resolution ecological mapping of 12 regionally-stratified landscape sample cells based on historical aerial photographs (1942) and IKONOS imagery (2002). Current SOC was measured at points selected at random within ecologically-distinct landscape features chosen within landscape sample cells using a regional-area-weighted stratified sampling design. 1940s-era SOC data were obtained from regional historical sources published before 1965. Long-term changes in LULC and SOC across the village landscapes of the Yangtze Plain were then estimated by integrating these data using a multivariate regional optimization and resampling procedure combined with Monte Carlo uncertainty analysis. The main results as following:

From the 1940s to 2002, 47% of land area ($86 \times 10^3 \text{ km}^2$) in the village landscapes of China's Yangtze Plain underwent a substantial change in LULC class, of which 21% ($18 \times 10^3 \text{ km}^2$) was cropland to noncropland transformation. These LULC transformations combined with changes in SOC density within different LULC types to produce a net increase in total SOC storage across the densely populated village landscapes of China's Yangtze Plain. Declines in paddy (21.5% of region; $18.5 \times 10^3 \text{ km}^2$) and fallow water body areas (6.7%; $5.7 \times 10^3 \text{ km}^2$) caused 41.8 Tg C and 12.9 Tg C declines in SOC storage, respectively, while increases in aquaculture (14.2%; $12.2 \times 10^3 \text{ km}^2$), sealed constructed areas (7.7%; $6.7 \times 10^3 \text{ km}^2$), and irrigated perennial (3.5%; $3.0 \times 10^3 \text{ km}^2$) and annual crops (2.0%; $1.7 \times 10^3 \text{ km}^2$), increased SOC storage by 32.2 Tg C, 22.2 Tg C, 12.2 Tg C and 6.5 Tg C, respectively.

When these estimates are combined, this study yields a 75% probability that SOC storage in the top 30 cm layer of village soils in the Yangtze Plain has increased over the past 60 years, by a total of 18.2 Tg C. This was caused mainly by a 17% median increase in SOC density in the paddy soils that were not transformed to other land uses during this period, a regional net SOC gain of 22.2 Tg C (with a 92% probability of a net increase). This increase was coupled with SOC storage increases by caused by paddy conversion to irrigated perennial croplands (1.3 Tg C with an 86% probability of a net increase), conversion of paddy to irrigated annual croplands (0.3 Tg C with 70% probability of a net increase), and by conversion of fallow water bodies to aquaculture (1.3 Tg C with a 77% probability of a net increase). However, SOC increases were tempered by paddy to aquaculture transformation, which caused a 6.3 Tg C regional decline in SOC, and by conversion of paddy to sealed constructed areas (buildings and roads; 0.6 Tg C). As soils in the village landscapes of China's Yangtze Plain have formed a small regional sink over the past 60 years primarily because of SOC accumulation in paddy soils, these may soon become a source of atmospheric C emissions, if paddy areas continue to decline.

By combining a regionally-stratified sample of fine-scale landscape features with a regionally-weighted soil sampling and upscaling analysis, coupled with historical soil data, long-term changes in LULC and SOC were revealed across one of the most densely populated agricultural regions in the world; China's Yangtze Plain.

Key Words: the Yangtze Plain; village landscapes; land-use and land-cover change; upscaling; Monte Carlo methods;

soil organic carbon density; soil organic carbon storage; soil organic carbon sequestration

全球气候变化研究中,土地利用覆被变化及其土壤碳循环的不确定性最大^[1]。由于土壤有机碳储量巨大,是陆地植被碳库的2—3倍,大气碳库的2倍多^[2-3],所以研究土地利用覆被及其土壤有机碳的长期变化对于阐明“迷失的碳汇”等科学问题非常重要。目前此类研究多集中在不同生态类型间的转化及其土壤有机碳储量变化等方面,而对全球面积广大的人口密集的乡村景观中土地利用覆被及其土壤有机碳储量变化的研究很少。人口密集的乡村景观^[4],是指人口密度为100—2500人/km²,且乡村覆盖面积大于25%和城镇覆盖面积小于25%的区域^[5]。全球乡村景观面积为 $8 \times 10^6 \text{ km}^2$,约占陆地面积的7%左右,相当于80%的热带雨林面积并包括60%多的全球耕地,其中26% ($2.13 \times 10^6 \text{ km}^2$)的面积分布于中国,生活着约7.5亿人^[5-6]。近几十年来,长江中下游地区经济迅速发展,导致土地利用覆被发生明显变化。基于30 m分辨率的遥感影像研究证实:20世纪80年代末到2000期间,该地区稻田大量减少、建筑用地和水域面积显著增加^[7-8];而且土地利用覆被类型在小尺度(<30 m分辨率)上的转化更加明显^[9],这些土地利用覆被类型的变化会导致土壤有机碳储量发生明显地改变。此外,农业碳汇的增加主要是土壤碳固定,约占农业总体减缓的90%和减排的10%左右^[10]。然而,目前对乡村景观中土地利用覆被及其土壤有机碳储量的长期变化了解的不深入、也不全面。

国内对土地利用覆被变化及其土壤有机碳储量变化的研究主要集中在20世纪80年代到当前这段时间^[11-12]。即使研究20世纪60—80年代土壤有机碳储量的变化,也仅是基于土壤有机碳含量的变化和土壤发生类型图^[13],而不是土地利用覆被变化。目前研究使用的仍是20世纪80年代的土壤发生分类图,没有更新,也没有成图误差评价;而且土壤发生分类与系统分类法相比,其诊断指标缺乏定量化标准,土类之间的边界往往并不清楚,易产生分类错误^[14]。此外,即使自20世纪80年代以来,土壤类型因土地利用覆被变化而发生明显地改变,例如,大量稻田转变为水产养殖塘、乡村建筑和道路^[7-9]的过程中,对水稻土的挖掘、加垫客土或表面覆盖水泥等不透水层,使原水稻土的理化性状完全改变。

本研究通过选取区域代表性样方、研究小尺度土地利用覆被变化、土壤取样和收集土壤有机碳历史数据,采用尺度推绎和蒙特卡洛不确定性分析方法,比较了20世纪40年代和2002年长江中下游平原人口密集的乡村景观中土地利用覆被及其0—30 cm土壤有机碳储量的变化。

1 研究方法

1.1 选取长江中下游平原乡村景观区域的代表性样方

由于人口密集的乡村景观包括了大量小面积的土地利用覆被类型,所以基于 $\geq 30 \text{ m}$ 分辨率的遥感影像无法实现小尺度的精细研究^[4, 9, 15]。如果采用通常的覆盖全区域的高分辨率图像解译方法,则要花费大量人力、财力和时间才能完成;况且对于区域长期变化研究,获取覆盖全区域的历史航片也不现实。比较可行的办法之一是选取区域代表性样方并开展小尺度研究,最后进行区域评价。

本研究评价的长江中下游平原人口密集的乡村景观区域,是在取样和景观绘图完成之后依据改进的该区域地形、2000年土地覆被和人口密度的 $500 \text{ m} \times 500 \text{ m}$ 的栅格数据,通过事后成层重新确定的^[6],目的是为了改善尺度推绎的可靠性。通过选取海拔 $< 50 \text{ m}$ 、坡度 $\leq 2.5\%$ 、有稻田分布的所有栅格构成了该乡村景观区域,其中不包括没有农业或乡村建筑、城镇面积 $> 25\%$ 、裸地面积 $> 75\%$ 、水域面积 $> 50\%$ 的 $500 \text{ m} \times 500 \text{ m}$ 的栅格。该区域面积为 $86 \times 10^3 \text{ km}^2$,平均人口密度573人/km²,年均温16.0℃,年均降雨量1146 mm,平均海拔高度为8.2 m,平均坡度为0.76%。主要分布在江苏省、上海市、浙江省北部、安徽省淮河和长江两岸平原地区、以及两湖平原地区^[6](图1A)。

选取区域代表性样方的最大限制是历史航片的分布范围,因为符合研究使用的20世纪80年代的航片数量很少,仅获得位于江苏省宜兴市和溧阳市交界地带,以及丹阳市境内的少量航片。由于丹阳境内的航片位于区域之外,所以只能将研究样区选在宜兴市和溧阳市交界地带。具体选样过程是(图1):首先解译覆盖区

域的较大面积的一景 Landsat ETM 影像(2001 年成像),通过监督分类将其土地覆被分为 5 个类型,并用区域统计方法处理成 $500\text{ m} \times 500\text{ m}$ 栅格数据;接着根据数字高程和常识剔除不属于平原乡村景观的栅格;然后进行两步和 K 均值聚类分析,对能反映关键影响因素的聚类类型分别取样 3 到 5 个;最后在约 100 km^2 的研究样区中选取了 12 个区域代表性样方,分别是稻田覆被为主的样方 5 个,其它 1 年生作物为主的样方 4 个,水面和村庄为主的样方 3 个^[5,16](图 1D)。

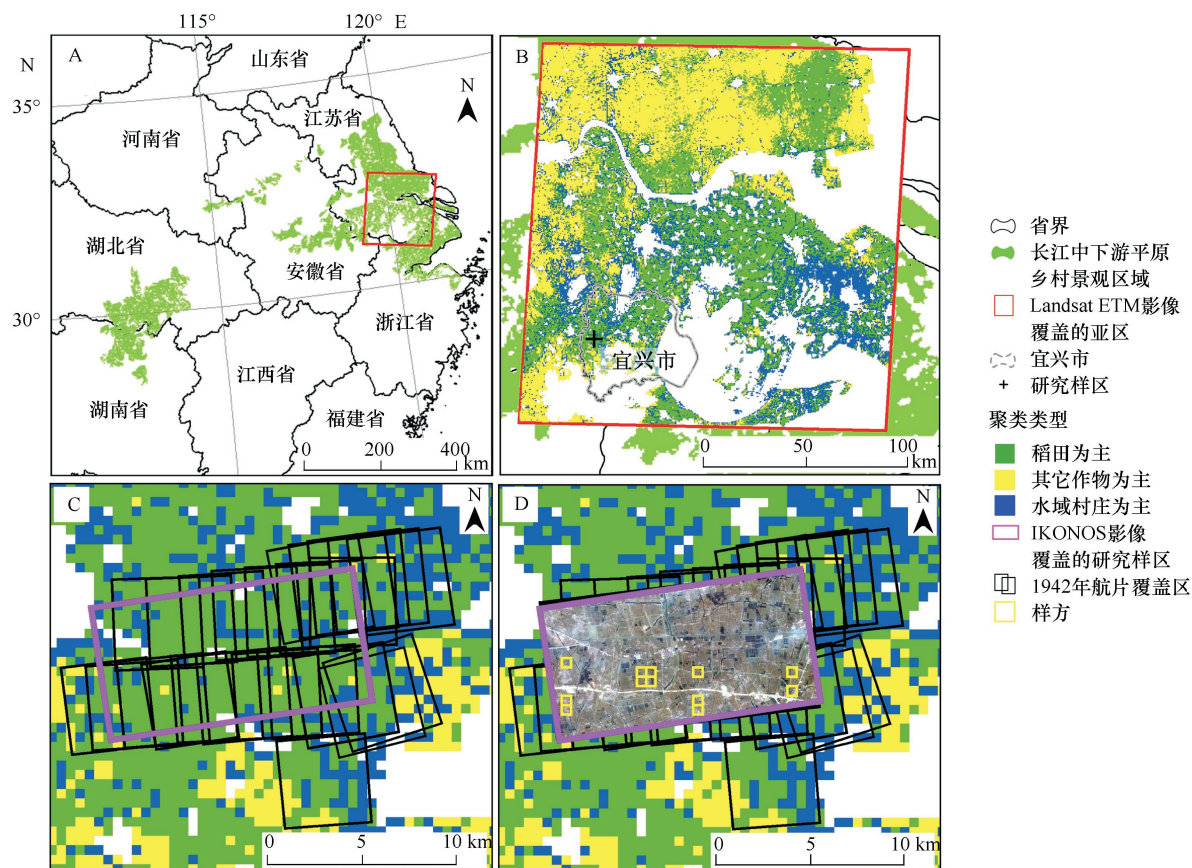


图 1 选取长江中下游平原乡村景观区域的代表性样方

Fig. 1 Regionally sample selection of village landscapes of China's Yangtze Plain

A: 长江中下游平原乡村景观区域; B: $500\text{ m} \times 500\text{ m}$ 聚类单元格覆盖的亚区; C: 2002 年 IKONOS 影像和 1942 年航片覆盖的研究样区; D: 12 个区域代表性样方

1.2 乡村景观的制图与分类

本研究在小尺度上对景观中线状和面状地物分别进行判读和分类^[17]。(1)先绘线状地物,只有宽度 $\geq 2\text{ m}$ (面积 $\geq 25\text{ m}^2$) 的线状地物才被单独分类制图,如道路、河流和灌溉渠等;(2)然后绘边界明显的面状地物,只有宽度 $\geq 5\text{ m}$ (面积 $\geq 25\text{ m}^2$) 的边界清晰的面状地物才被单独分类制图,如建筑和水体等;(3)最后绘边界模糊的面状地物,限定宽度 $\geq 10\text{ m}$ (面积 $\geq 100\text{ m}^2$) 的边界模糊的面状地物才被单独分类制图,如小块旱地,树林等,其边界特征不明显,给判读和分类带来难度,可通过实地考察来进一步辨识。

基于 1 m 分辨率的 IKONOS 影像绘制 2002 年景观类型图,完成绘图后使用 GPS 实地核查;基于 1942 年航片(1942 年 9 月,1:15000 比例尺),并在 20 位老人(2004 年平均年龄 ≥ 78 ,1942 年平均年龄 ≥ 16)协助下通过实地指认和调查来绘制 20 世纪 40 年代的景观类型图^[9]。完成绘图后,使用 4 个分类层次来命名景观缀块:即地形→土地利用→土地覆被→类别和类型^[18],其中类别和类型组合成为 1 个分类层次。4 个分类层次共同组合表示生态立地类型,即至少连续 2 年稳定且管理方式明显不同的最小景观均质单元。生态立地的分

类层次多,分类类型也多,仅2002年的类型就多达110种^[9],由于尺度推绎方法依据的是2000年区域土地覆被数据^[6],所以本研究只采用土地利用和土地覆被组合类型的数据进行区域评价和分析。

1.3 区域土地利用覆被评价

尺度推绎是基于该区域的平均海拔高度、平均坡度、2000年人口密度和30 m分辨率的土地覆被数据^[6],通过对12个样方进行重取样,并用多变量区域最优化方法计算重取样方的区域权重,再结合土地利用覆被类型的面积误差模型^[17]进行区域评价和不确定性分析^[6]。通过多变量区域最优化方法计算重取样方的区域权重值公式^[6]如下:

$$D = \sum_{j=1}^J \left| \frac{\bar{X}_j - \sum_{i=1}^n (x_{j,i} \times w_i)}{\bar{X}_j} \right| \frac{1}{J} \quad (1)$$

(1)式中, D 是使用最优化算法求得的最小值,其约束性条件为12个重取样方的区域权重值(w_i)之和为1,且权重值变化范围在0.02—0.25,确保所有的样方能够参与分析而防止单个样方完全占据主导的情形出现; J 为区域变量,参与计算的变量包括平均海拔高度、平均坡度、2000年人口密度和区域中面积>5%的土地覆被类型; $\bar{X}_j$ 为变量 J 真实的区域平均值; $x_{j,i}$ 为变量 J 在取样样方 i 的值。

通过样方的区域权重值进行区域评价的公式^[6]:

$$RE = \sum_i^n CE_i \times RW_i \quad (2)$$

(2)式中, RE 是区域评价价值, CE_i 是取样样方的土地利用覆被数据, RW_i 是样方的区域权重值。

1.4 土壤取样和选取区域土壤历史数据

1.4.1 2002年土地利用覆被类型的土壤取样和有机碳测定

2002年土地利用覆被类型的土壤(或底泥)数据是依据2002年和20世纪40年代的不同分类层次的景观类型的区域权重来设计,并随机在12个样方的景观类型级块上选点采样来获得^[16]。用GPS导航定位,并依据样点所属景观类型准确找到采样点位置。用直径5.08 cm的分裂式土壤采样器进行采样,采样深度为30 cm,分为两层,即0—15 cm和15—30 cm,分别装入定制的布袋中,采回的土样及时称鲜重后风干。底泥取样用底泥采样器采集30 cm深度的样品,不再分层,后期处理同土壤样品。

土壤(或底泥)样品风干后称重,剔除植物根系、石子和昆虫等杂物后,全部研磨并过2 mm筛,过筛后再称量风干土重,并称部分风干土测定烘干重。取约80 g风干土样,全部研磨并过0.25 mm筛,用于土壤(或底泥)的有机碳测定。土壤有机碳测定采用重铬酸钾氧化—外加热法^[19]。用过2 mm筛的全部土壤(或底泥)烘干重除以取样器中该样品体积来计算容重。

1.4.2 选取区域土壤历史数据

长江中下游平原人口密集的乡村景观中耕地面积占据绝对优势,并以稻田为主。20世纪60年代以前,农田种植和耕作方式比较相似,肥料以有机肥为主,化肥用量极少。所以本研究用该区域1965年前土壤有机碳数据代替20世纪40年代的区域土地利用覆被的土壤有机碳。1965年前土壤数据主要来源于当时出版《土壤学报》、《土壤通报》和《土壤专刊》等期刊的文章^[20-41]和未公开出版的《中国农业土壤志》^[42]。本研究只选取分布在长江中下游平原,有土地利用覆被描述和准确深度的土壤剖面数据,并且剔除其中仅有1个土壤层次且<20 cm或>40 cm深的土壤剖面数据。

1.4.3 计算土壤有机碳密度

$$SOC_{d(0-30cm)} = \frac{\sum_{i=1}^n C_i B_i T_i}{10} \times \frac{30}{\sum_{i=1}^n T_i} \quad (3)$$

式中, $SOC_{d(0-30cm)}$ 是0—30 cm深的土壤(或底泥)有机碳密度(kg/m^2); C_i 是有机碳在 i 层的浓度(%); B_i 是 i 层去除>2 mm砾石的土壤(或底泥)容重(g/cm^3 ,实测值或替代值); T_i 是 i 层的深度(cm)。

2002 年土地利用覆被类型有 0—30 cm 土壤(或底泥)容重,可直接计算。1965 年前的绝大多数土壤剖面没有容重值,就用 2002 年相同土地利用覆被类型的平均容重依据土层深度来替代。2002 年有 0—15 cm, 15—30 cm 和 0—30 cm 深的容重值(表 1),如果土层深度位于 0—15 cm 或 15—30 cm 之间,就分别用这 2 个层次的平均容重替代;如果土层恰好位于这 2 个层次中间,则依据位于哪个层次的比例大,就用该层次的平均容重替代;如果位于这 2 个层次的比例相同,就用 0—30 cm 的平均容重替代。

表 1 2002 年土地利用覆被类型的表层 30 cm 深的土壤(或底泥)容重

Table 1 Soil (and sediment) bulk density in the top 30 cm layer in land use and land cover classes in 2002

土地利用覆被类型 Land use and land cover classes	样本数 Number	0—15 cm	15—30 cm	0—30 cm
		土壤容重/(g/cm ³) Soil bulk density (Mean ± SD)	土壤容重/(g/cm ³) Soil bulk density (Mean ± SD)	土壤容重/(g/cm ³) Soil bulk density (Mean ± SD)
水产养殖 Aquaculture & Water (AW) #	22	nd	nd	0.71 ± 0.27
裸土表面为主的建筑用地 Constructed & Bare soil (CE)	3	1.12 ± 0.03	1.17 ± 0.07	1.14 ± 0.05
非渗漏人工表面为主的建筑用地 Constructed & Sealed (CS)	22	1.06 ± 0.16	1.09 ± 0.14	1.07 ± 0.10
草本植被为主的干扰地 Disturbed & Annual (DA)	6	nd	nd	0.74 ± 0.44
草本和木本混合植被为主的干扰地 Disturbed & Mixed (DM)	3	0.98 ± 0.07	0.88 ± 0.06	0.93 ± 0.01
木本植被为主的干扰地 Disturbed & Perennial (DP)	3	0.96 ± 0.10	0.97 ± 0.24	0.96 ± 0.16
草本植被为主的休闲地 Fallow & Annual (FA)	11	nd	nd	0.46 ± 0.17
闲置水域 Fallow & Water (FW)	15	nd	nd	0.40 ± 0.12
种植一年生作物的水浇地 Irrigated & Annual (IA)	9	1.12 ± 0.10	1.22 ± 0.12	1.17 ± 0.09
种植多年生木本作物的水浇地 Irrigated & Perennial (IP)	9	1.07 ± 0.08	1.18 ± 0.10	1.13 ± 0.08
草本和木本混合植被为主的园艺地 Ornamental & Mixed (OM)	3	1.17 ± 0.10	1.19 ± 0.09	1.18 ± 0.09
稻田 Paddy & Annual (PA)	10	1.02 ± 0.14	1.16 ± 0.12	1.09 ± 0.09
种植一年生作物的旱地 Rainfed & Annual (RA)	21	1.12 ± 0.07	1.18 ± 0.10	1.15 ± 0.08
种植多年生木本作物的旱地 Rainfed & Perennial (RP)	8	1.07 ± 0.10	1.25 ± 0.05	1.16 ± 0.06
人工种植的草地 Forestry & Annual (TA)	3	1.19 ± 0.05	1.08 ± 0.08	1.14 ± 0.05

#: 括号中是土地利用覆被类型代码,下同; nd: 无数据

此外,如果土壤剖面有多个土层,舍弃深度 >30 cm 且不包含 0—30 cm 深度的土层数据;并舍弃深度 >30 cm 且包含 0—30 cm 的部分小于该层 1/3 的深度的土层数据。

1.4.4 设定土壤(或底泥)有机碳密度的概率密度函数

为了使当前的土壤(或底泥)取样数据和土壤历史数据能够更好地代表这 2 个时期区域土地利用覆被类型的有机碳密度的变化范围,并能与区域土地利用覆被面积评价相结合,评价区域土壤有机碳储量变化及其不确定性,本研究将 2 个时期的土地利用覆被类型的土壤(或底泥)有机碳密度值依据其概率分布类型,设定为正态或对数正态分布的概率密度函数,以便运用蒙特卡洛方法进行不确定性分析。

如果 2002 年土地利用覆被类型有土壤(或底泥)有机碳密度数据,用其样本数据的均值和标准误(SE)设定概率密度函数。首先用 Jarque-Bera (JB) 方法^[43]检验其 0—30 cm 土壤(或底泥)有机碳密度的概率分布类型:即正态或对数正态分布。如果符合其中之一,就设定为截尾正态(因为有机碳密度不可能为负值,就在

0 处截尾)或对数正态分布的概率密度函数。但如果正态分布的概率密度函数会产生较多的负值($>1\%$ 的值),则不能设定为截尾正态分布类型,如果该样本也符合对数正态分布,则设定为对数正态分布的概率密度函数。如果不符合这 2 种分布类型,就用 Grubbs 测试法在 99% 置信区间检查样本数据的异常值^[44]。如果剔除异常值后,符合正态或对数正态分布,则按照上述方法设定概率密度函数。如果剔除异常值后,仍不符合正态或对数正态分布,就直接设定为对数正态分布的概率密度函数;假如样本数据有多个异常值,并且每 30 个样本数据中异常值多余 1 个,则也将其直接设定为对数正态分布的概率密度函数^[45]。

如果某些土地利用覆被类型没有进行土壤(或底泥)取样,则用与其相似的土地利用类型或覆被类型的有机碳数据来替代,要用标准差而不是标准误差来设定其概率密度函数。如果无相似的土地利用或覆被类型的有机碳数据替代,则用全部的土壤(或底泥)有机碳数据替代,直接将其设定为对数正态分布的概率密度函数^[45]。

1965 年前土壤有机碳密度的概率密度函数的设定方法与上述相似,不同之处是要将样本数据的标准误差或标准差增加 1.5 倍后设定概率密度函数。如果土壤历史数据 ≥ 3 ,将其均值和增大 1.5 倍的标准误差,依据其概率分布类型设定概率密度函数。如果土壤历史数据 < 3 个,则将其直接设定为对数正态分布的概率密度函数,用该数据(1 个)或其平均值(2 个)作为函数的平均值参数,然后用该数据或其平均值乘以 2002 年相同土地利用覆被类型的有机碳数据的变异系数,并将其增加 1.5 倍后作为函数的标准差参数。如果没有土壤历史数据,则用相似土地利用类型的土壤历史数据替代,将其标准差增加 1.5 倍后,依据其概率分布类型设定概率密度函数;如果没有相似的土地利用类型的土壤历史数据替代,则用 2002 年相同土地利用覆被类型或相似土地利用类型的有机碳数据来替代,并将其标准差增加 1.5 倍后,直接设定为对数正态分布的概率密度函数。如果没有 2002 年相同或相似类型的有机碳数据替代,则用 2002 年全部取样数据来替代,同样是将标准差增加 1.5 倍后设定为对数正态分布的概率密度函数。

2 结果与分析

2.1 土地利用覆被的变化

1940—2002 年,在 $86 \times 10^3 \text{ km}^2$ 的长江中下游平原人口密集的乡村景观区域中,有 47% ($40.2 \times 10^3 \text{ km}^2$, 面积百分数及其数值均取蒙特卡洛方法运算 10000 次所得数据的中值,下同)的面积发生土地利用覆被变化。稻田(PA, Paddy & Annual)面积减少 21.5% ($18.5 \times 10^3 \text{ km}^2$),闲置水域(FW, Fallow & Water)面积减少 6.7% ($5.7 \times 10^3 \text{ km}^2$),草本植被为主的干扰地(DA, Disturbed & Annual;干扰地是指受人为活动影响强烈但没有固定用途的土地类型)减少 1.9% ($1.6 \times 10^3 \text{ km}^2$),种植多年生木本作物的旱地(RP, Rainfed & Perennial)减少 1.7% ($1.5 \times 10^3 \text{ km}^2$);而水产养殖(AW, Aquaculture & Water)面积增加 14.2% ($12.2 \times 10^3 \text{ km}^2$),非渗漏表面为主的建筑用地(CS, Constructed & Sealed)面积增加 7.7% ($6.6 \times 10^3 \text{ km}^2$),种植多年生木本作物的水浇地(IP, Irrigated & Perennial)和种植 1 年生作物的水浇地(IA, Irrigated & Annual)分别增加了 3.5% ($3.0 \times 10^3 \text{ km}^2$) 和 2.0% ($1.7 \times 10^3 \text{ km}^2$),草本植被为主的休闲地(FA, Fallow & Annual)增加了 1.6% ($1.4 \times 10^3 \text{ km}^2$),草本和木本混合植被为主的干扰地(DM, Disturbed & Mixed)增加了 1.5% ($1.3 \times 10^3 \text{ km}^2$) (图 2A)。

长江中下游平原乡村景观区域中土地利用覆被转化类型总计有 180 个,其中面积变化 $>1.0\%$ 的有 10 个, $>0.25\%$ 的有 25 个,剩余 155 个转化类型的变化面积很小。最大的 10 种转化类型的面积占区域面积的 31% ($26.8 \times 10^3 \text{ km}^2$),是全部变化总面积的 67% (图 2B)。总的来看,土地利用覆被类型转化以少数的较大面积的转化类型为主;同时,转化类型多样且变化面积小也是该区域土地利用覆被变化的特点之一。

稻田(PA)大量减少,主要转化为非耕地类型(15.3%, $13.1 \times 10^3 \text{ km}^2$),转化为其它耕地类型(如水浇地或旱地)较少(8.5%, $7.3 \times 10^3 \text{ km}^2$),前者是后者的 1.8 倍。稻田转化的类型种类多且面积较大,例如在 10 种最大的转化类型中就有 5 种是稻田转化类型(图 2B),稻田主要转化为水产养殖(AW)、非渗漏表面为主的建筑用地(CS)、种植木本作物的水浇地(IP,样方中主要是可灌溉的桑园)、种植 1 年生作物的水浇地(IA,样

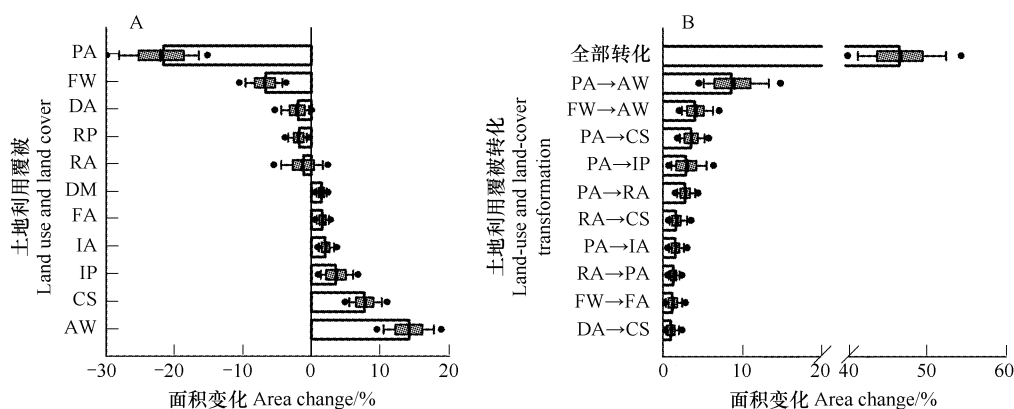


图2 长江中下游平原乡村景观区域中主要的土地利用覆被类型和最大的10种转化类型的面积变化

Fig. 2 Area changes in major land use and land cover classes (A) and the top 10 land-use and land-cover transformations (B) from the 1940 to 2002 in village landscapes of the Yangtze Plain

PA: 稻田; FW: 闲置水域; DA: 草本植被为主的干扰地; RP: 种植多年生木本作物的旱地; RA: 种植1年生作物的旱地; DM: 草本和木本混合植被为主的干扰地; FA: 草本植被为主的休闲地; IA: 种植1年生作物的水浇地; IP: 种植多年生木本作物的水浇地; CS: 非渗漏人工表面为主的建筑用地; AW: 水产养殖; 图中空心横柱是中值; 深灰色横柱是四分位数区间值; 深灰色横柱中的竖黑线是平均值; 误差线表示第10和第90的百分位数; 圆点表示第5和第95的百分位数

方中主要是可灌溉的露地蔬菜)。闲置水域(FW)也明显减少,转化为有明确利用方式的类型为主(5.0%, $4.3 \times 10^3 \text{ km}^2$),转化为无明确利用的方式的类型(如休闲地或干扰地)较少(1.9%, $1.6 \times 10^3 \text{ km}^2$)。从最大的10种转化类型来看,闲置水域主要是转化为水产养殖(4.1%)和草本植被为主的休闲地(1.3%,样方中主要是沼泽地)。草本植被为主的干扰地(DA)少量减少,其中转化为非渗漏人工表面为主的建筑用地(CS)面积最大(1.1%)。

土地利用覆被类型中面积增加最大的是水产养殖(AW),主要由稻田(PA)和闲置水域(FW)转化而来,转化面积分别为8.7%和4.1%,前者的转化面积是后者的2倍左右,而其它类型转化为水产养殖的则很少(1%)。非渗漏人工表面为主的建筑用地(CS)增加也非常显著,主要来自于由耕地类型(稻田和旱地)(6.2%),来自于其它非耕地类型的较少(1.9%)。从最大的10种转化类型来看,主要来自于稻田(PA, 3.7%)、种植1年生作物的旱地(RA, Rainfed & Annual; 1.8%)和草本植被为主的干扰地(DA, 1.1%)。种植木本作物的水浇地(IP)和种植1年生作物的水浇地(IA)都明显增加,绝大部分来自于其它耕地类型,其中稻田转化而来的面积最大,分别为3.0%和1.7%;而来自于非耕地类型的则很少,都是0.1%左右。

种植1年生作物的旱地(RA)面积变化不明显,其主要转化为非耕地类型(3.8%),其中转化为非渗漏表面为主的建筑用地最大(1.8%)(图2B),转化为其它耕地类型的较少(2.0%);然而,其它耕地类型转化为旱地的较多(3.6%),其中由稻田转化来的面积最大(2.9%)(图2B),非耕地类型转化为旱地的较少(1.1%)。

总的来看,1940—2002年长江中下游平原乡村景观区域中土地利用覆被类型发生了非常显著地变化。主要是生产粮食为主的稻田面积大幅减少,而有助于增加收入的水产养殖、种植木本作物和种植1年生作物的水浇地面积显著增加。此外,非渗漏人工表面为主的建筑用地的显著增加改善了乡村住房和交通状况。同时,由于这些土地利用覆被类型和管理方式的显著改变,土壤的理化性状也随之改变,造成该区域土壤有机碳密度和储量明显地变化。

2.2 土壤有机碳的长期变化

土地利用覆被类型的土壤有机碳储量及其变化取决于其面积和土壤(或底泥)有机碳密度2个因素。本研究在2005年进行了土壤(或底泥)取样,样品总计153个,其中148个样点的生态立地类型在2005年取样时未发生变化,所以本文仅基于这148个样品进行分析。取样涵盖15个土地利用覆被类型,这些类型的区域评价面积总计为98.5% ($84.8 \times 10^3 \text{ km}^2$)(表2)。由于不符合方差齐性,无法对不同土地利用覆被类型0—

30 cm 土壤(或底泥)的有机碳密度作方差分析。仅从均值来看,耕地类型的表土有机碳密度都相对较高,如稻田(PA,样方中主要是水旱轮作或冬闲的稻田)、种植木本作物的水浇地(IP,样方中主要是可灌溉的桑园)、种植木本作物的旱地(RP,样方中主要是旱地桑园)和种植 1 年生作物的水浇地(IA,样方中主要是可灌溉的露地蔬菜)。而有机碳密度最低的 3 个类型是水产养殖(AW,样方中主要指在水塘和运河中的多种水产养殖类型),闲置水域(FW,样方中指没有明显人为利用的水塘或运河水域)和草本和木本混合植被为主的园艺地(OM,样方中主要指道路中草和灌木组合的绿化带)。

由于 1965 年前文献中的土壤数据符合本研究选取标准的较少,仅找到 3 个土地利用覆被类型的土壤数据,但是这些类型的区域评价面积为 77% ($66.2 \times 10^3 \text{ km}^2$),占据区域绝大部分面积(表 2)。其中稻田的样本数最大,总计 58 个,其中江苏省 40 个,浙江省 11 个,安徽省 4 个,湖北省 3 个。从均值来看,稻田与其它类型的土壤有机碳密度相差不大。

表 2 2002 年和 1940s 土地利用覆被类型的 0—30 cm 土壤(或底泥)有机碳密度

Table 2 Soil (and sediment) organic carbon (SOC) density (kg C/m^2) in the top 30 cm layer in land use and land cover classes in 2002 and the 1940s

代码 Code	2002 区域面积 ¥ Area / (10^3 km^2)	样本数 Number	有机碳密度 SOC density Mean $\pm$ SE	概率分布 PDF	20 世纪 40 年代 区域面积 ¥ Area / (10^3 km^2)	样本数 Number	有机碳密度 § SOC density Mean $\pm$ SE	概率分布 PDF
AW	12.46 (14.5%)	22	2.63 $\pm$ 0.11	log	0.15 (0.2%)			
CE	0.81 (0.9%)	3	2.95 $\pm$ 0.14	Norm	0.46 (0.5%)			
CS	9.27 (10.8%)	22	3.30 $\pm$ 0.19	Norm	2.59 (3.0%)			
DA	1.29 (1.5%)	6	3.50 $\pm$ 0.17	Norm	2.87 (3.3%)			
DM	1.82 (2.1%)	3	3.62 $\pm$ 0.21	Norm	0.51 (0.6%)			
DP	0.57 (0.7%)	3	3.53 $\pm$ 0.47	Norm	0.15 (0.2%)			
FA	1.85 (2.2%)	11	2.94 $\pm$ 0.27	Norm	0.37 (0.4%)	3	3.40 $\pm$ 1.14	log
FW	3.83 (4.5%)	15	2.27 $\pm$ 0.09	Norm	9.66 (11.2%)			
IA	1.76 (2.0%)	9	3.71 $\pm$ 0.22	Norm	0.00 (0.0%)			
IP	3.00 (3.5%)	9	4.14 $\pm$ 0.46	Norm	0.00 (0.0%)			
OM	0.13 (0.2%)	3	2.06 $\pm$ 0.16	Norm	0.00 (0.0%)			
PA	39.85 (46.3%)	10	4.11 $\pm$ 0.22	Norm	58.85 (68.4%)	58	3.51 $\pm$ 0.23	log
RA	5.86 (6.8%)	21	3.54 $\pm$ 0.17	Norm	6.59 (7.7%)	2	3.83 $\pm$ 0.45	log
RP	0.44 (0.5%)	8	4.02 $\pm$ 0.34	Norm	2.05 (2.4%)			
TA	1.03 (1.2%)	3	2.83 $\pm$ 0.35	Norm	0.13 (0.2%)			
总计 Total	84.75 (98.5%)	148				63		

¥: 评价的区域面积中值, 括号中是评价的区域面积百分数的中值; PDF: 概率密度函数; Norm 和 log 即正态或对数正态分布的概率密度函数; §: 20 世纪 40 年代土壤数据用 1965 年前的文献数据替代

基于土壤(或底泥)有机碳密度的概率密度函数,通过蒙特卡洛方法比较 2 个时期的土壤(或底泥)有机碳密度差异表明:2002 年稻田土壤有机碳密度比 1965 年前的增加了 17%,其净增加的可能性为 92%。由于稻田是区域中占据绝对优势的土地利用覆被类型,并且有较大面积转化为其它土地利用覆被类型,比较稻田与这些主要转化类型的土壤有机碳密度差异,有助于解释土地利用覆被变化对于土壤有机碳密度和储量变化的影响。稻田主要转化为水产养殖、非渗漏表面为主的建筑用地、种植木本作物的水浇地和种植 1 年生作物的水浇地。2002 年水产养殖的底泥有机碳密度比 2002 年和 1965 年前稻田土壤有机碳密度都低,其中值分别低 36% 和 25%;此外,2002 年非渗漏表面为主的建筑用地的土壤有机碳密度也比 2002 年和 1965 年前稻田的都低,其中值分别低 20% 和 5% (净降低的可能性为 69%)。而 2002 年种植木本作物的水浇地的土壤有机碳密度与 2002 年稻田的没有明显差异,并且比 1965 年前的稻田土壤有机碳密度高 19%,其净增加的可能性为 86%;2002 年种植 1 年生作物的水浇地的土壤有机碳密度比 2002 年稻田的低 10%,其净减少的可能性为

90%,但比1965年前的稻田土壤有机碳密度高6%,其净增加的可能性为69%。说明稻田转化为其它土地利用覆被类型后,由于转化时期、转化方式和转化后的管理不同,对于土壤有机碳密度的变化影响不同,通常转化为非耕地类型后土壤(或底泥)有机碳密度减少,而转化为耕地类型后土壤有机碳密度能维持在较高水平,特别是种植木本作物的水浇地。此外,尽管一些类型的土壤有机碳密度比2002年稻田的略低,但与1965年前稻田的差异不是非常明显,部分原因可能是由于转化发生在稻田土壤积累了较多有机碳之后,并且转化时间不是很长。

将2个时期的土地利用覆被的区域面积评价和土壤有机碳密度的概率密度函数相结合,通过蒙特卡洛方法评价长江中下游平原乡村景观区域的土壤有机碳储量(图3)及其变化(图4)。2002年和1940s该区域0—30 cm土壤有机碳储量分别为308 Tg C和290 Tg C(取蒙特卡洛方法运算10000次的结果的中值,下同)。2个时期区域稻田面积及其土壤有机碳储量都占绝对主导优势,是影响区域土壤有机碳的储量的主要因素。不同土地利用覆被类型的土壤(或底泥)有机碳储量比例和储量变化受其面积比例及变化影响较大(图3,图4)。稻田(PA)因面积大幅减少(-21.5%)而引起其土壤有机碳储量比例减少20%,储量减少了41.8 Tg C且净减少的可能性为92%;闲置水域(FW)也因其面积减少6.7%而导致其底泥有机碳明显减少(-12.9 Tg C)且净减少的可能性为99%;此外,种植多年生木本作物的旱地(RP)和草本植被为主的干扰地(DA)也因其面积的减少而导致其有机碳储量分别减少5.7 Tg C和5.5 Tg C,其净减少的可能性分别为96%和95%。而水产养殖(AW)因面积显著地增加(14.2%)使其底泥有机碳储量增加了32.2 Tg C;非渗漏表面为主的建筑用地(CS)的也因面积明显地增加(7.7%)使其土壤有机碳的储量增加了22.2 Tg C;此外,种植多年生木本作物的水浇地(IP)和种植1年生作物的水浇地(IA)因面积分别增加3.5%和2.0%,使其土壤有机碳储量也都分别增加了12.2 Tg C和6.5 Tg C(图4)。

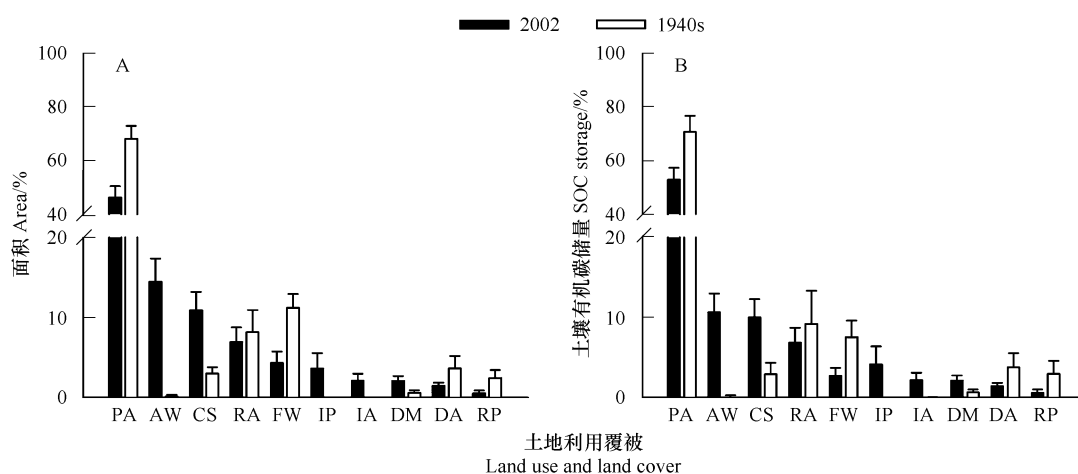


图3 2002年和20世纪40年代长江中下游平原乡村景观区域中主要土地利用覆被类型的面积及其土壤有机碳储量百分数

Fig. 3 Percentage of area and SOC storage of major land use and land cover classes in 2002 and the 1940s in village landscapes of the Yangtze Plain

2002年与20世纪40年代相比,区域0—30 cm土壤有机碳的储量有少量增加(18.2 Tg C),其净增加的可能性为75%(图4)。区域土壤有机碳储量的变化是不同土地利用覆被类型的有机碳储量变化的综合结果,不仅与转化面积有关,而且与转化类型间土壤(或底泥)有机碳密度的差异有关。稻田面积在该区域中占据绝对优势,在20世纪40年代其面积比例高达68%。区域土地利用覆被变化以稻田的转化类型为主,并对区域土壤有机碳储量的变化产生了至关重要的影响。1940—2002年,该区域有43%的稻田未发生变化,因其土壤有机碳密度增加了17%,使区域土壤有机碳储量增加了22.2 Tg C,其净增加的可能性为92%,这对区域有机碳储量变化有决定性影响。而且,由于种植木本作物和种植1年生作物的水浇地的土壤有机碳密度分别比1965年前稻田的高19%和6%,并且稻田转化这2种耕地类型的面积分别为3.0%和1.7%,

转化后使区域土壤有机碳储量分别增加了 1.3 Tg C(净增加的可能性为 86%)和 0.3 Tg C(净增加的可能性为 70%);此外,由于水产养殖比闲置水域的底泥有机碳密度高 16%,而且闲置水域转化为水产养殖的面积为 4.1%,转化后使区域土壤有机碳储量增加 1.3 Tg C(净增加的可能性为 77%)。但是,由于水产养殖的底泥有机碳密度和非渗漏表面为主的建筑用地的土壤有机碳密度比 1965 年前稻田的分别低 25% 和 5%,而且稻田转化为这 2 种类型的面积分别为 8.7% 和 3.7%,转化后导致区域土壤有机碳储量损失 6.3 Tg C(净减少的可能性为 100%)和 0.6 Tg C(净减少的可能性仅为 70%)。总之,近 60a 来,主要由于稻田土壤有机碳密度的增加及其转化类型的土壤有机碳储量的变化,使整个区域 0—30 cm 土壤形成弱碳汇,但如果稻田继续减少的话,很可能变成碳源。

3 讨论

研究 1940 到 2002 年近 60a 间,长江中下游平原人口密集的乡村景观区域中土地利用覆被类型转化及其土壤有机碳储量变化是非常具有挑战性的工作,最大的困难是研究所需资料非常有限,如航片、土地调查统计资料和过去的土壤有机碳数据。本研究尽最大可能充分利用这些极为有限的资料,尝试阐明长时间跨度、大区域范围的土地利用覆被变化及其土壤有机碳储量变化,阐明该区域是弱碳汇的原因。本研究采用的方法既有其优势,也有其局限性和不确定性。

本研究揭示了该区域土地利用覆被变化的主要特征,即稻田大量减少、水产养殖和非渗漏表面为主的建筑用地显著增加。基于样方的小尺度研究表明:这些变化主要发生在 20 世纪 60 年代中期以后,特别是在 20 世纪 80 年代之后尤为明显^[9]。虽然关于长江中下游地区土地利用覆被变化的研究很多,但难以找到相同区域范围和时期的研究结果直接进行比较,不过与针对其它时期在相似区域的研究结果比较,可以佐证本研究区域中土地利用覆被变化的主要特征。在能够完全覆盖本研究区域范围的黄淮海、长江三角洲地区和华中地区,从 20 世纪 80 年代末期至 20 世纪 90 年代末期,稻田面积有明显减少,而城乡建设用地和水域均有明显增加。

尽管该研究范围远远大于本研究区域,并包括了城镇和丘陵地区,但是其土地利用变化的主要特征与本研究有很好的相似性^[7]。在长江三角洲地区的研究表明^[46]:1949 年之后,耕地数量总体呈现明显的波动减少,建设用地增加明显,非农用地的增加基本上来自于耕地。其中 20 世纪 80 年代中期到 2000 年左右,该地区的耕地(水田和旱地)持续减少,且减少程度不断加剧^[46-47],其中水田主要转化为居民用地和池塘;建筑用地(居民用地和交通工矿用地)则由缓慢增加发展为急剧增加,主要从水田和旱地转化而来^[47]。长江三角洲地区包括本研究区域中较大的一部分,虽然该地区 45% 的面积是山丘^[46],但是与本研究的结论也较为相似。虽然上述研究的范围和时期与本研究不同,但土地利用转化的主要特征很相似,这主要是因为特定区域范围和时期,促使土地利用覆被变化的驱动力因素非常相似,如土地和农业政策,经济增长方式、人口增加,技术发展、比较利益驱动等^[9],往往会发生非常相似的土地利用覆被转化过程,产生相似的转化结果。本研究的方法只是针对依据严格标准选取的整个区域而言的,其结论可能并不适用于区域中某些局部范围,而且该方法尽管能够揭示土地利用覆被的主要转化方式,但无法呈现这些类型转化在区域中发生的具体空间位置。

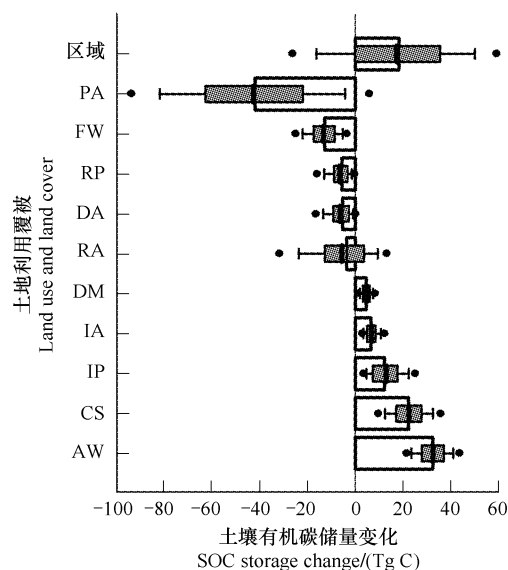


图4 长江中下游平原乡村景观区域中主要土地利用覆被类型的 0—30 cm 土壤(或底泥)有机碳储量变化

Fig. 4 SOC storage change in top 30 cm layer of major land use and land cover classes from the 1940s to 2002 in village landscapes of the Yangtze Plain

图中空心横柱是评价的中值;深灰色横柱是四分位数区间值;深灰色横柱中的竖黑线是平均值;误差线表示第 10 和第 90 的百分位数;圆点表示第 5 和第 95 的百分位数

区域土壤有机碳储量变化除了受不同土地利用覆被类型转化面积的影响之外,也受到不同转化类型间的土壤(或底泥)有机碳密度的差异的影响。本研究区域中稻田占据绝对主导优势,并且其转化类型也是区域土地利用覆被转化的主要类型,对区域有机碳储量及其变化产生了决定性的影响。本研究土壤取样是在区域代表性样方中进行的,判定土壤数据的区域代表性非常必要。由于稻田在区域中面积最大,判断稻田土壤有机碳含量的区域代表性很重要。本研究中稻田 0—30 cm 土壤有机碳含量为 (13.15 ± 2.68) g/kg,与 2004 年江苏省 0—20 cm 水稻土(潮湿水化人为土,9145 个样本)的有机碳含量 (13.3 ± 3.67) g/kg 非常接近^[48]。尽管这样比较不严谨,因为取样深度不同,但本研究中稻田表层土壤有机碳含量没有偏离大范围高密度的土壤取样值变化范围。而且 1965 年前稻田土壤有机碳数据相对较多且分布范围较广,并且将其标准误差增大 1.5 倍后设定概率密度函数,对于涵盖区域稻田土壤有机碳密度的变化范围更加保险些。1940—2002 年,尽管耕地面积、特别是稻田面积大幅减少,但该区域 0—30 cm 土壤有机碳储量并没有减少,仍有少量增长。究其原因:一方面主要是稻田土壤有机碳密度增加了 17%,这引起区域面积中 43% 未变化的稻田的土壤有机碳储量明显地增加,对区域土壤有机碳储量增加贡献最大。稻田土壤有机碳含量的积累趋势也被大规模土壤取样研究^[48]和大量文献分析证实^[49]:即自 20 世纪 80 年代以来,江苏和华东地区水稻土及耕地表层土壤有机碳总体呈上升趋势。另一方面,稻田转化为其它耕地类型后,如种植多年生木本作物或种植一年生作物的水浇地,转化后土壤有机碳密度仍能够维持在相对较高的水平,并且比 1965 年前稻田的土壤有机碳密度略高,有利于区域土壤形成碳汇;但是稻田转化为非耕地类型后,如水产养殖和非渗漏表面为主的建筑用地,由于转化方式和管理方式的不同,会造成表层土壤有机碳的损失。如果稻田继续减少,并转化为非耕地类型,该区域很可能变为碳源。本研究的不足之处是不能呈现土壤(或底泥)有机碳密度变化的空间位置;另外,没有获得大多数非耕地类型的土壤(或底泥)有机碳密度的历史数据。

4 结论

1940—2002 年间,在 $86 \times 10^3 \text{ km}^2$ 的长江中下游平原乡村景观区域中有 47% 的面积发生了土地利用覆被转化,主要是耕地面积减少,非耕地面积增加。不同土地利用覆被类型的面积变化引起了其土壤有机碳储量的改变,其中稻田和闲置水域面积分别减少 21.5% 和 6.7%,并造成其 0—30 cm 土壤(或底泥)有机碳储量分别减少了 41.8 Tg C 和 12.9 Tg C;而水产养殖、非渗漏表面为主的建筑用地、种植多年生木本作物和种植一年生作物的水浇地面积分别增加 14.2%、7.7%、3.5% 和 2.0%,使其 0—30 cm 土壤(或底泥)有机碳储量分别增加 32.2 Tg C、22.2 Tg C、12.2 Tg C 和 6.5 Tg C。

1940—2002 年,整个区域 0—30 cm 土壤有机碳的储量增加了 18.2 Tg C,其净增加的可能性为 75%,形成了弱碳汇。区域土壤有机碳储量的变化是以稻田及其转化类型的土壤有机碳储量变化为主共同影响的结果。该区域中 43% 的稻田未发生变化,因其土壤有机碳密度增加了 17%,使区域土壤有机碳储量增加了 22.2 Tg C,其净增加的可能性为 92%,这对区域有机碳储量变化有决定性地影响;而且,稻田转化为种植木本作物和种植一年生作物的水浇地后使区域土壤有机碳储量分别增加了 1.3 和 0.3 Tg C,且净增加的可能性分别为 86% 和 70%;此外,闲置水域转化为水产养殖后使得区域土壤有机碳储量增加 1.3 Tg C 且净增加的可能性为 77%。但是,稻田转化为水产养殖和非渗漏表面为主的建筑用地后导致区域土壤有机碳储量损失 6.3 Tg C 和 0.6 Tg C。总之,近 60a 来,主要由于稻田土壤有机碳密度的增加及其转化类型的土壤有机碳储量的变化,使整个区域 0—30 cm 土壤形成弱碳汇,但如果稻田继续减少的话,很可能变成碳源。

通过选取区域代表性样方、研究小尺度土地利用覆被转化,土壤取样和收集区域土壤有机碳历史数据,用尺度推绎和蒙特卡洛不确定性分析方法,能够揭示长江中下游平原乡村景观区域的土地利用覆被及其土壤有机碳储量的长期变化及其不确定性。

致谢:项目实施得到江苏省宜兴市农业局土壤肥料工作站,宜兴市徐舍镇农业服务中心的大力支持,沈睿,黄洪光,吴顺培,廖海丰等协助数据收集和实地调查工作,特此致谢。

References:

- [1] Houghton R A. Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850-2000. *Tellus*, 2003, 55B: 378-390.
- [2] Post W M, Emanuel W R, Zinke P J, Stangenberger A G. Soil carbon pools and world life zones. *Nature*, 1982, 298(8): 156-159.
- [3] Schlesinger W H. Evidence from chronosequence studies for a low carbon-storage potential of soil. *Nature*, 1990, 248(15): 232-234.
- [4] Ellis E C, Li R G, Yang L Z, Cheng X. Long-term change in village scale ecosystems in China using landscape and statistical methods. *Ecological Applications*, 2000, 10(4): 1057-1073.
- [5] Ellis E C. Long-term ecological changes in the densely populated rural landscapes of China//DeFries R S, Asner G P, Houghton R A. *Ecosystems and Land Use Change. Geophysical Monographs Vol. 153. Washington, DC: American Geophysical Union*, 2004: 303-320.
- [6] Ellis E C, Neerchal N, Peng K, Xiao H S, Wang Q, Zhuang Y, Li S C, Wu J X, Jiao J G, Ouyang H, Cheng X, Yang L Z. Estimating long-term changes in China's village landscapes. *Ecosystems*, 2009, 12: 279-297. DOI: 10.1007/s10021-008-9222-4.
- [7] Liu J Y, Zhang Z X, Zhuang D F, Wang Y M, Zhou W C, Zhang S W, Li R D, Jiang N, Wu S X. A Study on the spatial-temporal dynamic changes of land-use and driving forces analyses of China in the 1990s. *Geographical Research*, 2003, 22(1): 1-12.
- [8] Liu J, Liu M, Tian H, Zhuang D, Zhang Z. Zhang W, Tang X, Deng X. Spatial and temporal patterns of China's cropland during 1990-2000: An analysis based on Landsat TM data. *Remote Sensing of Environment*, 2005, 98: 442-456.
- [9] Wu J X, Cheng X, Xiao H S, Wang H, Yang L Z, Ellis E C. Agricultural landscape change in China's Yangtze Delta, 1942-2002: A case study. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2009, 129: 523-533. DOI: 10.1016/j.agee.2008.11.008.
- [10] Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). *Climate change 2007: Mitigation of climate change (working group III report)*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2007: 499-532.
- [11] Fu B J, Guo X D, Chen L D, Ma K M, Li J R. Land use changes and soil nutrient changes: a case study in Zunhua County, Hebei Province. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(6): 926-931.
- [12] Chen F, Pu L J, Cao H, Peng B Z, Yang G S, Zhou S L. Spatial and temporal changes of soil nutrients and their mechanism in typical area of Taihu Lake valley during the past two decades. *Acta Pedologica Sinica*, 2002, 39(2): 236-245.
- [13] Wang S Q, Tian H Q, Liu J Y, Pan S F. Pattern and change of soil organic carbon storage in China: 1960s-1980s. *Tellus*, 2003, 55B: 416-427.
- [14] Gong Z T, Zhang G L, Chen Z C. *Pedogenesis and soil taxonomy*. Beijing: Science Press, 2007: 9.
- [15] Ozdogan M, Woodcock C E. Resolution dependent errors in remote sensing of cultivated areas. *Remote Sensing of Environment*, 2006, 103(2): 203-217.
- [16] Wu J X, Jiao J G, Xiao H S, Wang H, Cheng X, Ellis E C. Landscape structure, management and soil organic carbon in the densely populated village landscapes of China's Yangtze Delta Plain. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(12): 4135-4147.
- [17] Ellis E C, Wang H. Estimating area errors for fine-scale feature-based ecological mapping. *International Journal of Remote Sensing*, 2006, 27: 4731-4749.
- [18] Ellis E C, Wang H, Xiao H S, Peng K, Liu X P, Li S C, Ouyang H, Cheng X, Yang L Z. Measuring long-term ecological changes in densely populated landscapes using current and historical high resolution imagery. *Remote Sensing of Environment*, 2006, 100: 457-473.
- [19] Liu G S. *Soil physical and chemical analysis description of soil profiles*. Beijing: Standards Press of China, 1996: 166-167.
- [20] Li S H. Some chemical properties of top soil in paddy fields. *Chinese Journal of Soil Science*, 1958, 1: 27.
- [21] Yu T R, Xie J C, Yang G Z, Gao Z Q, Chen J F, Shen R S, Ding C P, Zhou Q K. The causes of low yield in "white soil" in Tai Lake Region and the improvement. *Acta Pedologica Sinica*, 1959, 7(1/2): 42-58.
- [22] Zhang J M. Causes of soil compaction and the improvement. *Chinese Journal of Soil Science*, 1959, 6: 56-60.
- [23] Lei W J. Soil genesis and improvement in Lixiahe Region of Jiangsu Province. *Acta Pedologica Sinica*, 1959, 7(3/4): 227-236.
- [24] Zhou C H. Soil classification and the practical significance in Jiangsu Province. *Chinese Journal of Soil Science*, 1959, 5: 30-39.
- [25] Changsu Work Group of Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences. The effect of water management on soil properties and the significance. *Acta Pedologica Sinica*, 1959, 7(3/4): 203-217.
- [26] High Yield Work Group of Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences. The effect of deep plowing on some soil properties. *Acta Pedologica Sinica*, 1959, 7(1/2): 91-101.
- [27] High Yield Work Group of Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences. Paddy soil habit and the improvement for high yield. *Acta Pedologica Sinica*, 1960, 8(2): 79-97.
- [28] Soil Survey Work Group of Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences. Some questions of the genetic classification of paddy soil in

- Southern China. *Acta Pedologica Sinica*, 1959, 7(2): 28-41.
- [29] Fang H. The effect of albic soil on agricultural production properties and the improvement in Anhui Province. *Soils*, 1960, 5: 18-20.
- [30] Qian S G. Water physical properties of "baisan" soil of paddy fields in Jiangnan Plain. *Chinese Journal of Soil Science*, 1960, 5: 46-51.
- [31] Chen Q S. "Qingni" soil of paddy fields in Anhui Province. *Chinese Journal of Soil Science*, 1960, 4: 27-30.
- [32] Gong Z T. Experiences for estimating soil fertility from farmers. *Chinese Journal of Soil Science*, 1960, 1: 45-49.
- [33] Tang S Y. Fertility evolution, availability and improvement of solonchak in northern Jiangsu coastal zone. *Chinese Journal of Soil Science*, 1961, 6: 10-16.
- [34] Zhang X N. Clay minerals of some representative paddy soils of China. *Acta Pedologica Sinica*, 1961, 9(3/4): 81-102.
- [35] Xu Q, Fei Z W, Lu Y C. Soil suitability for crops in rice-wheat double cropping area in Jiangsu Province. *Chinese Journal of Soil Science*, 1963, 1: 1-14.
- [36] Zhu K G, Xu S R, Fang M, Li J J. The characteristics and improvement of "white soil" on the floodplain in south of Yangtze River of Jiangsu Province. *Chinese Journal of Soil Science*, 1963, 5: 11-17.
- [37] Sun X, Wang Y D. Studies on the endurance for heavy nitrogen application of early rice and the N application rates. *Acta Pedologica Sinica*, 1964, 12(4): 373-379.
- [38] Zhu M F. Physical properties of soil aggregates of paddy soils in top layer in Tai Lake Region. *Chinese Journal of Soil Science*, 1964, 4: 11-16.
- [39] Liu Z Y, Peng Q T, Yin C L, Cheng J F, Wu S Z, Zhu Z W. The characteristics of soil nutrient supply and the effect on late rice growth of two soil types in Lianhu farm of Jiangsu Province. *Acta Pedologica Sinica*, 1965, 13(4): 387-394.
- [40] Liu M L, Hua Z L, Jia G X. Experiment of nitrogen, phosphorus and potassium application to paddy soil ("huangnitu") in Tai Lake Region. *Acta Pedologica Sinica*, 1965, 13(3): 337-339.
- [41] Lei W J, Zhu H G. Soil characteristics and the improvement in Lixiahe Region of Jiangsu Province. *Soil Bulletin*, 1959, 36: 130-178.
- [42] National Soil Survey Office of Ministry of Agriculture of China. *Chinese Agricultural Soil Records (First Draft)*. 1964: 1-862.
- [43] Jarque C M, Bera A K. Efficient tests for normality, homoscedasticity and serial independence of regression residuals. *Economics Letters*, 1980, 6: 255-259.
- [44] Grubbs F E. Procedures for detecting outlying observations in samples. *Technometrics*, 1969, 11: 1-21.
- [45] Brejda J J, Moorman T B, Smith J L, Karlen D L, Allan D L, Dao T H. Distribution and variability of surface soil properties at a regional scale. *Soil Science Society of America Journal*, 2000, 64: 974-982.
- [46] Peng B Z, Gao Z G. The studies on the changes of land use and policy making on the Deltaic Area of the Changjiang River. *Quaternary Sciences*, 2004, 24(5): 506-512.
- [47] Zheng G Q, Jiang N, Shi T G. The analysis of the land use change and driving forces in the Yangtze River Delta. *Journal of Nanjing Forestry University (Natural Sciences Edition)*, 2004, 28(6): 18-22.
- [48] Liao Q L, Zhang X H, Li Z P, Pan G X, Smith P, Jin Y, Wu X M. Increase in soil organic carbon stock over the last two decades in China's Jiangsu Province. *Global Change Biology*, 2009, 15: 861-875. Doi:10.1111/j.1365-2486.2008.01792.x.
- [49] Huang Y, Sun W J. The trend of change in surface soil organic carbon content of cropland in Mainland China in the last 20 years. *Chinese Science Bulletin*, 2006, 51(7): 750-763.

参考文献:

- [7] 刘纪远, 张增祥, 庄大方, 王一谋, 周万村, 张树文, 李仁东, 江南, 吴世新. 20 世纪 90 年代中国土地利用变化时空特征及其成因分析. *地理研究*, 2003, 22(1): 1-12.
- [11] 傅伯杰, 郭旭东, 陈利顶, 马克明, 李俊然. 土地利用变化与土壤养分的变化——以河北省遵化县为例. *生态学报*, 2001, 21(6): 926-931.
- [12] 陈浮, 濮励杰, 曹慧, 彭补拙, 杨桂山, 周生路. 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.
- [14] 龚子同, 张甘霖, 陈志成. 土壤发生与系统分类. 北京: 科学出版社, 2007: 9.
- [16] 武俊喜, 焦加国, 肖红生, 王洪庆, 程序, 杨林章, Ellis Erle C. 长江下游平原区乡村景观的结构、管理和土壤有机碳研究. *生态学报*, 2006, 26(12): 4135-4147.
- [19] 刘光菰. 土壤理化分析与剖面描述. 北京: 中国标准出版社, 1996: 166-167.
- [20] 李实烨. 稻田耕层土壤的一些化学性质. *土壤通报*, 1958, 1: 27.
- [21] 于天仁, 谢建昌, 杨国治, 高子勤, 陈家坊, 沈壬水, 丁昌璞, 周起昆. 太湖流域低产"白土"的成因及其改良. *土壤学报*, 1959, 7(1/2): 42-58.

- [22] 张俊民. 土壤发生淀浆板结的原因及其改良途径. 土壤通报, 1959, 6: 56-60.
- [23] 雷文进. 江苏省里下河土壤的发生和改良. 土壤学报, 1959, 7(3/4): 227-236.
- [24] 周传槐. 江苏省土壤类型的划分及其实用意义. 土壤通报, 1959, 5: 30-39.
- [25] 中国科学院土壤研究所常熟工作组. 水分管理对土壤性状的影响及其意义. 土壤学报, 1959, 7(3/4): 203-217.
- [26] 中国科学院土壤研究所丰产总结小组. 深耕对某些土壤性质的影响. 土壤学报, 1959, 7(1/2): 91-101.
- [27] 中国科学院土壤研究所农业丰产总结组. 水稻丰产的土壤环境及其调节. 土壤学报, 1960, 8(2): 79-97.
- [28] 中国科学院土壤研究所土壤普查工作组. 南方水稻土发生分类问题. 土壤学报, 1959, 7(2): 28-41.
- [29] 方华. 安徽澄白土的农业性状及其改良. 土壤, 1960, 5: 18-20.
- [30] 钱胜国. 江汉平原地区白散水稻田的水分物理性质. 土壤通报, 1960, 5: 46-51.
- [31] 陈清硕. 安徽省的“青泥土”稻田. 土壤通报, 1960, 4: 27-30.
- [32] 龚子同. 太湖地区农民识别土壤肥瘦经验. 土壤通报, 1960, 1: 45-49.
- [33] 唐淑英. 苏北滨海盐土的肥力演化与利用改良途径. 土壤通报, 1961, 6: 10-16.
- [34] 张效年. 中国水稻土的粘土矿物. 土壤学报, 1961, 9(3/4): 81-102.
- [35] 徐琪, 费振文, 陆彦椿. 谈江苏稻麦两熟地区的土宜问题. 土壤通报, 1963, 1: 1-14.
- [36] 朱克贵, 徐盛荣, 方明, 李家金. 江苏长江以南冲积平原地区白土的特征及其改良. 土壤通报, 1963, 5: 11-17.
- [37] 孙羲, 王岳定. 水稻耐肥性与氮肥施用量的研究. 土壤学报, 1964, 12(4): 373-379.
- [38] 朱铭富. 太湖地区几种水稻土耕层团聚体的物理特性. 土壤通报, 1964, 4: 11-16.
- [39] 刘芷宇, 彭千涛, 尹楚良, 陈家坊, 吴世忠, 朱宗武. 江苏练湖农场两种主要土壤的供肥特点及其对晚稻生长的影响. 土壤学报, 1965, 13(4): 387-394.
- [40] 刘茂林, 华兆龙, 贾根兴. 太湖地区黄泥土三要素肥料定位试验. 土壤学报, 1965, 13(3): 337-339.
- [41] 雷文进, 朱洪官. 江苏里下河地区的土壤和改良利用途径. 土壤专刊, 1959, 36: 130-178.
- [42] 农业部全国土壤普查办公室. 中国农业土壤志(初稿). 1964: 1-862.
- [46] 彭补拙, 高中贵. 长江三角洲地区土地利用变化及对策研究. 第四纪研究, 2004, 24(5): 506-512.
- [47] 郑国强, 江南, 史同广. 长江三角洲土地利用变化及驱动力分析. 南京林业大学学报(自然科学版), 2004, 28(6): 18-22.
- [49] 黄耀, 孙文娟. 近 20 年来中国大陆农田表土有机碳含量的变化趋势. 科学通报, 2006, 51(7): 750-763.