

中国百种杰出学术期刊  
中国精品科技期刊  
中国科协优秀期刊  
中国科学院优秀科技期刊  
新中国 60 年有影响力的期刊  
国家期刊奖

ISSN 1000-0933  
CN 11-2031/Q

# 生态学报

## Acta Ecologica Sinica

(Shengtai Xuebao)

第 30 卷 第 23 期  
Vol.30 No.23  
**2010**



中国生态学学会  
中国科学院生态环境研究中心  
科学出版社 主办  
出版



中国科学院科学出版基金资助出版

# 生态学报 (SHENTAI XUEBAO)

第30卷 第23期 2010年12月 (半月刊)

## 目 次

1940—2002年长江中下游平原乡村景观区域中耕地类型及其土壤氯磷储量的变化	武俊喜,程序,焦加国,等(6309)
海洋生态资本概念与属性界定	陈尚,任大川,李京梅,等(6323)
海洋生态资本价值结构要素与评估指标体系	陈尚,任大川,夏涛,等(6331)
黔中喀斯特山区退化生态系统生物量结构与N、P分布格局及其循环特征	杜有新,潘根兴,李恋卿,等(6338)
长白山阔叶红松林样地槭属树木木生真菌的群落组成和分布	魏玉莲,戴玉成,袁海生,等(6348)
内蒙古退化荒漠草原土壤细菌群落结构特征	吴永胜,马万里,李浩,等(6355)
盐度对尖瓣海莲幼苗生长及其生理生态特性的影响	廖宝文,邱凤英,张留恩,等(6363)
基于树轮火疤痕塔河蒙克山樟子松林火灾的频度分析	胡海清,赵致奎,王晓春,等(6372)
不同农业景观结构对麦蚜种群动态的影响	赵紫华,石云,贺达汉,等(6380)
黑河中游荒漠灌丛斑块地面甲虫群落分布与微生境的关系	刘继亮,李锋瑞,刘七军,等(6389)
刺槐树冠光合作用的空间异质性	郑元,赵忠,周慧,等(6399)
南海北部夏季基础生物生产力分布特征及影响因素	宋星宇,刘华雪,黄良民,等(6409)
怒江三种裂腹鱼属鱼类种群遗传结构	岳兴建,汪登强,刘绍平,等(6418)
大型水生植物对重金属的富集与转移	潘义宏,王宏镔,谷兆萍,等(6430)
依据大规模捕捞统计资料分析东黄渤海白姑鱼种群划分和洄游路线	徐兆礼,陈佳杰(6442)
正交试验法分析环境因子对苦草生长的影响	朱丹婷,李铭红,乔宁宁(6451)
基于中分辨率TM数据的湿地水生植被提取	林川,官兆宁,赵文吉(6460)
基于CVM的三江平原湿地非使用价值评价	敖长林,李一军,冯磊,等(6470)
耕地易地补充经济补偿的生态价值——以江阴市和兴化市为例	方斌,杨叶,郑前进,等(6478)
自然旅游地居民自然保护态度的影响因素——中国九寨沟和英国新森林国家公园的比较	程绍文,张捷,徐菲菲(6487)
基于PSR方法的区域生态安全评价	李中才,刘林德,孙玉峰,等(6495)
灌浆期高温对水稻光合特性、内源激素和稻米品质的影响	滕中华,智丽,吕俊,等(6504)
秦岭北坡不同生境栓皮栎实生苗生长及其影响因素	马莉薇,张文辉,薛瑶芹,等(6512)
子午岭三种生境下辽宁栎幼苗定居限制	郭华,王孝安,朱志红(6521)
温度、盐度对龟足胚胎发育和幼虫生长的联合影响	饶小珍,林岗,张殿彩,等(6530)
锡林郭勒盟气候干燥度的时空变化规律	王海梅,李政海,韩国栋,等(6538)
北京市水足迹及农业用水结构变化特征	黄晶,宋振伟,陈阜(6546)
延安北部丘陵沟壑区退耕还林(草)成效的遥感监测	孙智辉,雷廷鹏,卓静,等(6555)
冰川前缘土壤微生物原生演替的生态特征——以乌鲁木齐河源1号冰川为例	王晓霞,张涛,孙建,等(6563)
储藏方式和时间对三峡水库消落区一年生植物种子萌发的影响	申建红,曾波,施美芬,等(6571)
云南普洱季风常绿阔叶林演替系列植物和土壤C、N、P化学计量特征	刘万德,苏建荣,李帅锋,等(6581)
青藏高原高寒矮嵩草草甸碳增汇潜力估测方法	曹广民,龙瑞军,张法伟,等(6591)
基于CEVSA2模型的亚热带人工针叶林长期碳通量及碳储量模拟	顾峰雪,陶波,温学发,等(6598)
太原盆地土壤呼吸的空间异质性	张义辉,李洪建,荣燕美,等(6606)
<b>专论与综述</b>	
热带森林碳汇或碳源之争	祁承经,曹福祥,曹受金(6613)
景观对河流生态系统的影响	欧洋,王晓燕(6624)
自由空气中臭氧浓度升高对大豆的影响	杨连新,王云霞,赵秩鹏,等(6635)
<b>研究简报</b>	
基于生态系统服务价值的区域生态补偿——以山东省为例	王女杰,刘建,吴大千,等(6646)
鹤伴山国家森林公园土壤甲螨群落结构	许士国,付荣恕(6654)
栓皮栎人工林树干液流对不同时间尺度气象因子及水面蒸发的响应	桑玉强,张劲松,孟平,党宏忠,等(6661)
赤眼蜂发育速率对梯度恒温的响应	陈洪凡,岑冠军,黄寿山(6669)
<b>学术信息与动态</b>	
GIS和遥感技术在生态安全评价与生物多样性保护中的应用	李文杰,张时煌(6674)

期刊基本参数:CN 11-2031/Q \* 1981 \* m \* 16 \* 374 \* zh \* P \* ￥70.00 \* 1510 \* 42 \* 2010-12

# 1940—2002 年长江中下游平原乡村景观区域 中耕地类型及其土壤氮磷储量的变化

武俊喜<sup>1,2</sup>, 程序<sup>3,\*</sup>, 焦加国<sup>4,5</sup>, 肖红生<sup>6</sup>, 杨林章<sup>5</sup>,  
王洪庆<sup>7,8</sup>, 张福锁<sup>1</sup>, Ellis, Erle C<sup>7</sup>

(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, 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 间, 长江中下游平原乡村景观区域中土地利用覆被类型, 特别是耕地类型发生了显著地转变, 并对其土壤全氮和全磷产生了明显地影响。通过选取区域代表性样方、研究耕地类型的小尺度转化、土壤取样和收集 1965 年前土壤全氮、全磷历史数据, 采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耕地类型及其土壤全氮、全磷储量的变化。结果表明: 近 60a 来, 在  $86 \times 10^3 \text{ km}^2$  的区域中有 47% 的面积发生了变化, 其中 33% 的面积是耕地类型转化。耕地面积减少 18.6% ( $-16.0 \times 10^3 \text{ km}^2$ ), 其中稻田面积减少 21.5% ( $-18.5 \times 10^3 \text{ km}^2$ ), 种植木本作物的旱地面积减少 1.7% ( $-1.5 \times 10^3 \text{ km}^2$ ); 而种植木本作物和种植 1 年生作物的水浇地的面积分别增加了 3.5% ( $3.0 \times 10^3 \text{ km}^2$ ) 和 2.0% ( $1.7 \times 10^3 \text{ km}^2$ )。尽管稻田面积大幅减少, 但其仍是区域中面积最大的土地利用覆被类型。

1940—2002 年, 有 98% 的可能性区域耕地 0—30 cm 土壤全氮储量净减少, 而其 0—30 cm 土壤全磷储量则无明显变化。区域耕地土壤全氮储量明显减少 ( $-7.2 \text{ Tg N}$ ), 主要受稻田土壤全氮储量显著减少 ( $-8.0 \text{ Tg N}$ ) 的影响, 而稻田面积大幅减少是导致稻田土壤全氮储量减少的主要原因。与此同时, 种植木本作物的旱地的土壤全氮储量减少了 0.7 Tg N; 而种植木本作物和种植 1 年生作物的水浇地分别增加 1.3 和 0.7 Tg N。区域耕地土壤全磷储量变化不明显, 主要受稻田土壤全磷储量无明显变化的影响。尽管稻田面积大幅减少, 但由于稻田土壤全磷密度增加了 29% (其净增加的可能性为 76%); 加之稻田土壤全磷密度变异较大, 所以稻田土壤全磷储量并没有明显减少, 其净减少的可能性仅为 64%。与此同时, 有 75% 的可能性种植木本作物的旱地的土壤全磷储量净减少, 但仅减少了 0.3 Tg P; 而种植木本作物的水浇地和种植 1 年生作物的水浇地土壤全磷都有少量增加, 分别为 0.7 和 0.4 Tg P。

通过选取区域代表性样方、研究耕地类型的小尺度转化、土壤取样和收集土壤历史数据、结合尺度推绎和蒙特卡洛不确定性分析方法, 能够揭示 1940—2002 年长江中下游平原人口密集的乡村景观区域中耕地类型及其土壤全氮和全磷储量的变化。

**关键词:**长江中下游平原; 乡村景观; 耕地; 尺度推绎; 蒙特卡洛方法; 土壤全氮密度; 土壤全氮储量; 土壤全磷密度; 土壤全磷储量; 土地利用覆被变化

## Long-term changes in area and soil total nitrogen and total phosphorus storage in croplands of the densely populated village landscapes of China's Yangtze Plain

WU Junxi<sup>1,2</sup>, CHENG Xu<sup>3,\*</sup>, JIAO Jiagu<sup>4,5</sup>, XIAO Hongsheng<sup>6</sup>, YANG Linzhang<sup>5</sup>, WANG Hongqing<sup>7,8</sup>, ZHANG Fusuo<sup>1</sup>, ELLIS Erle C<sup>7</sup>

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

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

收稿日期: 2009-10-27; 修订日期: 2010-09-17

\* 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 Agriculture 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, Guangdong, 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, land use and land cover (LULC) have changed dramatically within the village landscapes of China's Yangtze Plain, especially in croplands, causing significant changes in their soil total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP). Estimates of long-term changes in the region's cropland LULC areas and TN and TP in the top 30 cm of soils from the 1940s to 2002 were made using a regional landscape sampling and upscaling approach. Fine-scale LULC area 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 soil TN and TP 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 soil TN and TP data were obtained from regional historical sources published before 1965. Long-term changes in cropland LULC areas and in soil TN and TP 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.

From the 1940s to 2002, 47% of village landscape area ( $86 \times 10^3 \text{ km}^2$ ) in China's Yangtze Plain underwent a substantial change in LULC class, of which 33% was cropland transformation. Cropland areas declined by 18.6% ( $-16.0 \times 10^3 \text{ km}^2$ ) overall, caused by a 21.5% ( $-18.5 \times 10^3 \text{ km}^2$ ) decrease in paddy and a 1.7% ( $-1.5 \times 10^3 \text{ km}^2$ ) decrease in rainfed perennial cropland, coupled with net increases in irrigated perennial (3.5%,  $3.0 \times 10^3 \text{ km}^2$ ) and annual (2.0%,  $1.7 \times 10^3 \text{ km}^2$ ) croplands. However, even with this substantial decline, paddy remains the most extensive land use in the village landscapes of China's Yangtze Plain.

This study demonstrates with 98% probability that soil TN storage in the top 30 cm of croplands across the village landscapes of the Yangtze Plain decreased from the 1940s to 2002, while soil TP storage did not change significantly. Cropland soil TN storage declined by a total of 7.2 Tg N, caused mainly by an 8.0 Tg N decrease in paddy soil TN attributed to the 22% decline in paddy area. Over the same period, soil TN storage in rainfed perennial croplands also decreased by 0.7 Tg, while soil TN storage increased by 1.3 Tg in irrigated perennial and by 0.7 Tg N in irrigated annual croplands. Soil TP storage in croplands did not change significantly across village landscapes, partly because paddy soil TP density variation was very large, and because TP density increased at the same time that paddy area decreased, such that the net 29% median increase observed in soil TP density yielded only a 76% probability of a net increase. Similarly, soil TP storage in rainfed perennial croplands changed very little, decreasing by 0.3 Tg P with a 75% probability of a net decrease. In contrast, soil TP storage increased significantly in irrigated perennial and annual croplands, by 0.7 and 0.4 Tg P, respectively.

By combining a regionally-stratified sample of fine-scale landscape features with current and historical soil data in a regionally-weighted upscaling analysis, long-term changes in cropland areas and soil TN and TP storage were revealed across the agricultural areas of China's densely populated Yangtze Plain.

**Key Words:** Yangtze Plain; village landscapes; croplands; upscaling; soil total nitrogen density; soil total nitrogen storage; soil total phosphorus density; soil total phosphorus storage, land use and land cover change

全球人口密集的乡村景观面积巨大且人口众多,约18亿人生活在 $8 \times 10^6 \text{ km}^2$ 的乡村景观中,其面积约占陆地面积的7%左右,相当于80%的热带雨林面积并包括60%多的全球耕地<sup>[1]</sup>。有26%( $2.13 \times 10^6 \text{ km}^2$ )的面积分布于中国,长江中下游平原分布有典型的人口密集乡村景观<sup>[1]</sup>,其面积约 $86 \times 10^3 \text{ km}^2$ ,60%是耕地面积。从1940—2002年的60a间,该区域经济发展迅速、人口增加明显、耕地流失严重<sup>[2-5]</sup>;化肥用量大、肥料利用率低、损失严重,造成耕地土壤质量变化<sup>[6]</sup>,甚至一些耕地类型土壤质量下降<sup>[7-8]</sup>和面源污染加剧<sup>[9]</sup>,对当地和区域环境产生了负面影响。阐明该区域耕地及其土壤全氮和全磷储量变化的主要特征,为优化管理区域氮磷养分资源、控制土壤质量下降以及减少面源污染提供有用的参考。

本研究选取长江中下游平原人口密集的乡村景观区域的代表性样方,基于1 m分辨率的2002年IKONOS遥感图像和1942年航片绘制小尺度( $\geq 2 \text{ m}$ )景观类型图,并进行土壤取样和收集1965年前区域土壤全氮、全磷数据,然后基于2000年该区域土地覆被、人口密度、海拔、坡度等数据,利用重取样和多变量区域最优化法计算样方的区域权重<sup>[10]</sup>,结合尺度推绎和蒙特卡洛不确定性分析方法,评价1940—2002年长江中下游平原乡村景观区域中耕地类型转化及其土壤全氮、全磷储量变化。

## 1 方法与数据

### 1.1 长江中下游平原人口密集的乡村景观区域及其代表性样方的选取

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数据,通过事后成层重新确定的,目的是为了改善尺度推绎的可靠性<sup>[10]</sup>(图1a)。该区域由海拔<50 m、坡度 $\leq 2.5\%$ 并有稻田分布的 $500 \text{ m} \times 500 \text{ m}$ 的栅格构成,不包括没有农业或乡村建筑的栅格,也不包括城镇面积>25%、裸地面积>75%、水域面积>50%的栅格。其面积为 $86 \times 10^3 \text{ km}^2$ ,平均人口密度573人/ $\text{km}^2$ ,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,浙江省北部平原区,安徽省淮河和长江两岸平原地区,以及两湖平原(图1a)<sup>[10]</sup>。

人口密集的乡村景观中有大量小面积的非耕地类型<sup>[11]</sup>,难以从 $\geq 30 \text{ m}$ 分辨率的遥感影像上识别这些类型。而且,基于30 m分辨率遥感影像解译的耕地面积被高估27.5%,稻田甚至被高估32.7%<sup>[3]</sup>。研究小尺度( $< 30 \text{ m}$ 分辨率)的耕地类型非常有必要,但采用通常覆盖全区域的图像解译方法来研究长时间跨度的耕地类型变化是不现实的,因为不仅要花费大量财力、物力和人力,而且难以获取覆盖全区域的历史航片。比较可行的办法之一是选取区域代表性样方,研究样方中耕地类型的小尺度转化,然后进行区域评价。

选取区域代表性样方的最大限制是历史航片的分布范围,该区域20世纪40年代的历史航片数量很少,位于江苏省宜兴市和溧阳市交界地带,以及丹阳市境内。因丹阳市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:首先用监督分类解译覆盖该区域较大面积的一景Landsat ETM影像(2001年),然后将解译的5个土地覆被类型数据通过区域统计方法处理为 $500 \text{ m} \times 500 \text{ m}$ 栅格数据,并根据数字高程和常识剔除不属于平原区乡村景观的栅格;之后进行两步和K均值聚类分析,最后在约 $100 \text{ km}^2$ 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<sup>[1, 12]</sup>(图1)。

### 1.2 乡村景观的制图与分类

本研究基于1 m分辨率的IKONOS影像(2002)和1942年航片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<sup>[13]</sup>。先绘制 $\geq 2 \text{ m}$ (面积 $\geq 25 \text{ m}^2$ )的线状地物,如道路、河流和灌溉渠等;然后绘制宽度 $\geq 5 \text{ m}$ (面积 $\geq 25 \text{ m}^2$ )且边界清晰的面状地物,如建筑和水体等;最后绘制宽度 $\geq 10 \text{ m}$ (面积 $\geq 100 \text{ m}^2$ )且边界模糊的面状地物,如小块旱地和树林等。绘制2002年景观类型图后进行实地核实。绘制20世纪40年代景观类型图时有20位老人(2004年平均年龄 $\geq 78$ ,1942年平均年龄 $\geq 16$ )协助调查和实地确认<sup>[11]</sup>。

完成绘图后,使用4个分类层次来命名景观缀块:即地形(land form)→土地利用(land use)→土地覆被(land cover)→类别(group)和类型(type)<sup>[14]</sup>,4个分类层次共同组合表示生态立地类型(ecotope),即至少连

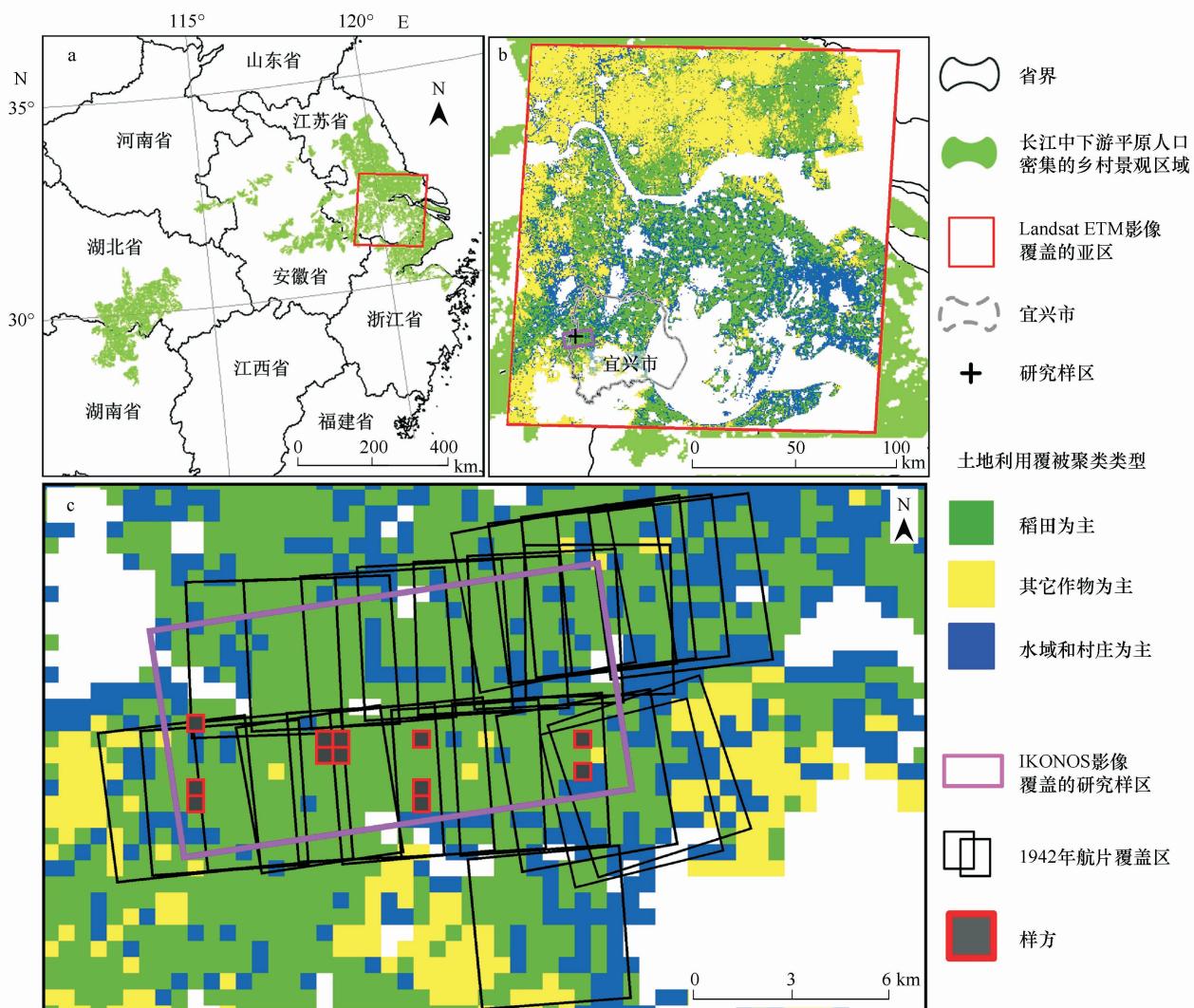


图1 选取长江中下游平原人口密集的乡村景观区域的代表性样方

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

a: 长江中下游平原人口密集的乡村景观区域; b: 500 m × 500 m 聚类单元格覆盖的亚区和研究样区; c: 2002 年 IKONOS 影像和 1942 年航片覆盖的研究样区, 12 个区域代表性样方

续 2a 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<sup>[11]</sup>。由于尺度推绎方法依据的是该区域 2000 年土地覆被数据<sup>[10]</sup>, 所以只采用样方的土地利用和土地覆被分类层次组合数据进行区域耕地和非耕地面积评价。

### 1.3 区域评价方法

尺度推绎是基于该区域平均海拔高度、平均坡度、2000 年人口密度数据和 30 m 分辨率的土地覆被数据, 通过对 12 个取样样方进行重取样, 用多变量区域最优化方法计算重取样方的区域权重, 再结合景观类型的面积误差模型<sup>[13]</sup>进行区域评价和不确定性分析。样方的区域权重值计算公式<sup>[10]</sup>如下:

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

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人口密度、平均海拔高度、平均坡度、区域中较大的土地覆被类型(面

积>5%); $\bar{X}_j$ 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用代表性样方的数据进行区域评价的公式<sup>[10]</sup>:

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

式中,*RE*为区域评价值,*CE<sub>i</sub>*是取样样方测定值,*RW<sub>i</sub>*是样方的区域权重值。

## 1.4 土壤取样和区域土壤历史数据选取

### 1.4.1 土壤取样和分析

2002年乡村景观的土壤(或底泥)数据是通过在12个代表性样方中取样获得。土壤取样是基于2002年和20世纪40年代的多层次景观分类类型及其区域面积权重来设计,采用景观类型组合取样和缀块随机取样相结合的方法选取样点<sup>[12]</sup>,所以土壤取样数量与土地利用覆被分类层次的区域面积大小不完全成正比例。将随机取样点输入GPS,通过导航定位和样点所属景观类型准确找到样点位置。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,分别为0—15 cm和15—30 cm。土样及时称鲜重后风干,风干后再称重;然后剔除植物根系、石子和昆虫等杂物,全部研磨并过2 mm筛,过筛后再次称量风干土重,并称部分风干土测定烘干重;最后取约80 g风干土样,全部研磨并过0.25 mm筛,用于养分测定分析。部分非耕地类型的底泥样品用底泥采样器采集,深度为30 cm且不再分层,后期处理同土壤样品。全氮测定采用标准的半微量开氏定氮法,全磷测定采用高氯酸消煮-钼锑抗比色法,土壤容重值用过2 mm筛的土壤(或底泥)烘干重除以采样器中的样品体积来计算。

### 1.4.2 区域土壤历史数据的选取

由于20世纪60年代以前,长江中下游平原乡村景观以稻田为主,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1965年前土壤全氮和全磷数据代替20世纪40年代乡村景观土地利用覆被类型的土壤全氮和全磷。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<sup>[15-33]</sup>和未公开出版的《中国农业土壤志》<sup>[34]</sup>。本研究只选取分布在长江中下游平原,并有土地利用覆被描述和准确深度的土壤剖面,并且剔除其中仅有1个土壤层次且<20 cm或且>40 cm深的土壤剖面数据。

### 1.4.3 土壤全氮和全磷密度

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

式中,*C<sub>d(0-30cm)</sub>*是土壤全氮或全磷在0—30 cm深土层的密度(kg/m<sup>2</sup>);*C<sub>i</sub>*是土壤全氮或全磷在*i*土层的浓度(%);*B<sub>i</sub>*是*i*土层去除>2 mm砾石的土壤容重值(g/cm<sup>3</sup>,实测值或替代值);*T<sub>i</sub>*是*i*土层的深度(cm)。

2002年耕地类型有0—30 cm土壤容重,直接计算即可(表1)。1965年前的绝大多数土壤剖面没有土壤容重值,就用2002年相同类型的平均容重依据土层深度来替代。由于2002年仅有0—15 cm,15—30 cm和0—30 cm深的土壤容重值,如果土层深度位于0—15 cm或15—30 cm之间,则分别用这2个层次的容重平均值替代;如果土层恰好位于这2个层次中间,依据位于哪个层次的比例大,则用哪个层次的容重平均值替代;如果位于这2个层次的比例相同,则用0—30 cm土壤容重平均值替代。

此外,假如土壤剖面包含多个土层,所有深度>30 cm且不包含0—30 cm深度的土层数据都被舍弃,深度>30 cm且包含0—30 cm的部分小于该层1/3的深度,也被舍弃;相反则将该土层数据用于计算。

### 1.4.4 设定土壤全氮和全磷密度的概率密度函数

为了使当前的土壤取样数据和土壤历史数据能够更好地代表区域耕地类型的全氮和全磷密度的变化范围,并结合区域耕地面积变化评价区域土壤全氮和全磷储量变化及其不确定性,本研究将2个时期的耕地类型的土壤全氮和全磷密度值依据其分布类型,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。

表1 2002年耕地类型表层30 cm深的土壤容重

Table 1 Soil bulk density in the top 30 cm layer in cropland classes in 2002

耕地类型 Cropland classes	样本数 Number	0—15 cm	15—30 cm	0—30 cm
		土壤容重/(g/cm <sup>3</sup> ) Soil bulk density (Mean ± SD)	土壤容重/(g/cm <sup>3</sup> ) Soil bulk density (Mean ± SD)	土壤容重/(g/cm <sup>3</sup> ) Soil bulk density (Mean ± SD)
种植1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
稻田 Paddy & Annual (PA)	10	1.02 ± 0.14	1.16 ± 0.12	1.09 ± 0.09
种植1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

\* : 括号中是耕地类型代码

设定2个时期土壤全氮和全磷密度的概率密度函数时,相同之处是:首先检验土壤全氮和全磷密度值的分布类型:即正态或对数正态分布<sup>[35]</sup>。符合正态分布的,且其概率密度函数不会产生很多负值(>1%的值),设定为截尾正态分布的概率密度函数(在0处截尾,因为土壤数据不可能为负值);如果符合对数正态分布,或者这2种分布类型都符合,但其正态分布的概率密度函数会产生很多负值,则设定为对数分布的概率密度函数。如果既不符合正态分布又不符合对数正态分布,则检查样本数据的异常值<sup>[36]</sup>。如果仅有1个异常值或者每30个数据中少于1个异常值,要剔除异常值后再检验其分布类型,并依据其分布类型设定概率密度函数;如果剔除异常值后仍不符合正态或对数正态分布,则直接设定为对数正态分布的概率密度函数<sup>[37]</sup>。如果每30个样本数据中异常值多余1个,则将样本数据直接设定为对数正态分布的概率密度函数<sup>[37]</sup>。而设定2个时期土壤全氮和全磷密度的概率密度函数的不同之处是:2002年的耕地类型中有土壤取样数据的,用其平均值和标准误(SE)设定概率密度函数的参数;没有土壤取样的类型,用与其相似的耕地类型(指利用类型相同,如水浇地或旱地;覆被类型可以不同,如种植作物类型)的土壤样本数据的平均值及其标准差(SD)设定概率密度函数的参数;如果没有相似的耕地类型的土壤数据替代,则用全部土地利用覆被类型的土壤数据的平均值及其标准差(SD)设定概率密度函数的参数,并直接设定为对数分布的概率密度函数。有≥3个土壤历史数据的耕地类型,用其平均值和增大1.5倍的标准差(SD)设定概率密度函数的参数;而有<3个土壤历史数据的耕地类型,用该数据(仅1个)或其平均值(2个)作为概率密度函数的平均值参数,然后用该数据或其平均值乘以2002年相同类型的全氮或全磷数据的变异系数(CV),并将其增加1.5倍后作为概率密度函数的标准差参数,直接设定为对数分布的概率密度函数。如果耕地类型没有土壤历史数据,先用相似的耕地类型的土壤历史数据替代;如果没有土壤历史数据可替代,则用2002年相同耕地类型的土壤取样数据替代,都是用替代样本的平均值和增大1.5倍的标准差设定概率密度函数的参数。如果不适合上述替代条件,则用2002年土地利用覆被类型的全部土壤取样数据的平均值和增大1.5倍标准差(SD)设定概率密度函数的参数,并直接设定为对数正态分布的概率密度函数。

2002年非耕地类型土壤和底泥的全氮和全磷密度<sup>[12]</sup>的概率密度函数设定与耕地类型相同。此外,除了草本植被覆被为主的休闲地(FA,fallow & annual)的全氮数据外(已获得其1965年前的数据),用2002年非耕地类型的取样数据<sup>[12]</sup>代替20世纪40年代的非耕地类型的全氮和全磷密度值,并设定其概率密度函数,与设定耕地类型土壤历史数据的概率密度函数的方法相同。

## 2 结果与分析

### 2.1 耕地类型的长期变化

1940—2002年间,在86×10<sup>3</sup>km<sup>2</sup>的长江中下游平原人口密集的乡村景观区域中有47%面积发生土地利用覆被类型的转化,其中33%的面积是耕地类型的转化,占全部转化面积的71%。耕地面积减少18.6%

( $-16.0 \times 10^3 \text{ km}^2$ ),其中稻田(PA, paddy & annual)面积减少21.5%( $-18.5 \times 10^3 \text{ km}^2$ ),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)的面积分别增加了3.5%( $3.0 \times 10^3 \text{ km}^2$ )和2.0%( $1.7 \times 10^3 \text{ km}^2$ ),草本和木本作物间作的旱地(RM, Rainfed & Mixed)和水浇地(IM, irrigated & mixed)也有非常少量地增加,面积均不超过0.25%(图2)。

耕地转化为非耕地类型的面积最大( $20.9\%, 18.0 \times 10^3 \text{ km}^2$ ),其次是耕地类型间转化面积( $11.9\%, 10.3 \times 10^3 \text{ km}^2$ ),而非耕地转化为耕地类型仅为2.1%( $1.8 \times 10^3 \text{ km}^2$ )。耕地间转化类型总计有18个,其中面积变化>1.0%的有4个,>0.25%的有7个,剩余11个转化类型的面积变化很小(<0.25%);其中最大的5种转化类型占区域面积的10.1%,占耕地类型转化总面积的85%(图3a),即以少数较大面积的耕地间转化类型为主导。耕地转化为非耕地的类型总计有48个,其中面积变化>1.0%的有3个,>0.25%的有10个,剩余38个转化类型的变化面积很小(<0.25%);其中最大的5种转化类型占区域面积的15.8%,占耕地到非耕地类型转化总面积的76%(图3b)。与耕地间转化类型类似,也是以少数较大面积的耕地到非耕地转化类型为主导。非耕地转化为耕地的类型总计有40个,其中面积变化>1.0%的有0个,>0.25%的有2个,剩余38个转化类型的变化面积很小(<0.25%)。

稻田(PA)大量减少,主要转化为非耕地类型(15.3%),转化为其它耕地类型(如旱地或水浇地)的较少(8.5%)。稻田转化为多种非耕地类型且面积较大(图3b),其中主要是水产养殖(AW, aquaculture & water)、非渗漏表面为主的建筑用地(CS, Constructed & Sealed)、草本植被为主的干扰地(DA, disturbed & annual; 指受人为活动强烈影响的无固定用途的土地利用类型)和裸土表面为主的建筑用地(CE, constructed & bare soil; 通常多是 $\geq 2 \text{ m}$ 宽的乡村土路或水渠),其余的转化类型均小于0.5%。由稻田转化来的面积较大的其它耕地类型是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年生作物的旱地(RA, rainfed & annual)、种植1年生作物的水浇地(IA, 样方中主要是露地蔬菜),其余的转化类型均小于1.0%(图3a)。而其它土地利用覆被类型转化为稻田的面积则很少(仅2.4%),其中来自于种植1年生作物的旱地(RA)的面积最大(1.4%),其余面积均小于0.5%。耕地减少的类型还有种植木本作物的旱地(RP),其转化为非耕地类型面积为主(1.3%),其中转化为非渗漏表面为主的建筑用地面积最大(0.65%)(图3b);而转化为其它耕地类型的较少(0.9%)。

耕地面积增加的类型有种植木本作物的水浇地(IP)、种植1年生作物的水浇地(IA)、草本和木本作物间作的旱地(RM)和水浇地(IM)(图2)。种植木本作物的水浇地主要由其它耕地类型转化而来(3.4%),而从非耕地类型转化来的极少(0.1%);其中由稻田转化来的面积最大(3.0%)(图3a),由其它类型转化来的面积均小于0.25%。种植1年生作物的水浇地(IA)也主要是由耕地类型转化而来(1.9%),而从非耕地类型转化来的极少(0.1%);其中由稻田转化来的面积最大(1.7%)(图3a),由其它类型转化来的面积均小于0.2%。草本和木本作物间作的旱地(RM)和水浇地(IM)的面积都小于0.25%(图2),由其它类型转化来的

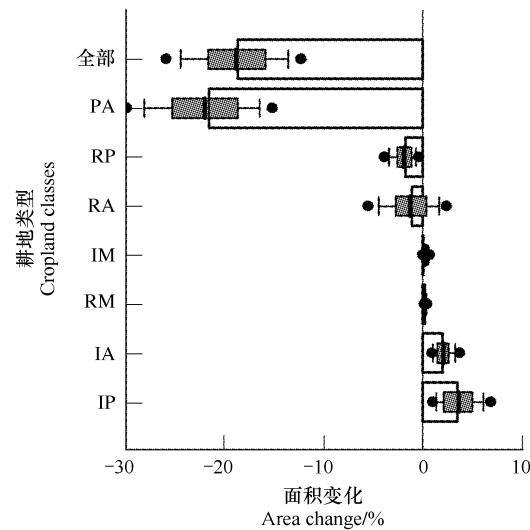


图2 1940—2002年长江中下游平原乡村景观区域中耕地类型的面积变化

Fig. 2 Cropland area changes from the 1940s to 2002 in the village landscapes of the Yangtze Plain

PA: 稻田; RP: 种植多年生木本作物的旱地; RA: 种植1年生作物的旱地; IM: 草本和木本作物间作的水浇地; RM: 草本和木本作物间作的旱地; 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; 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

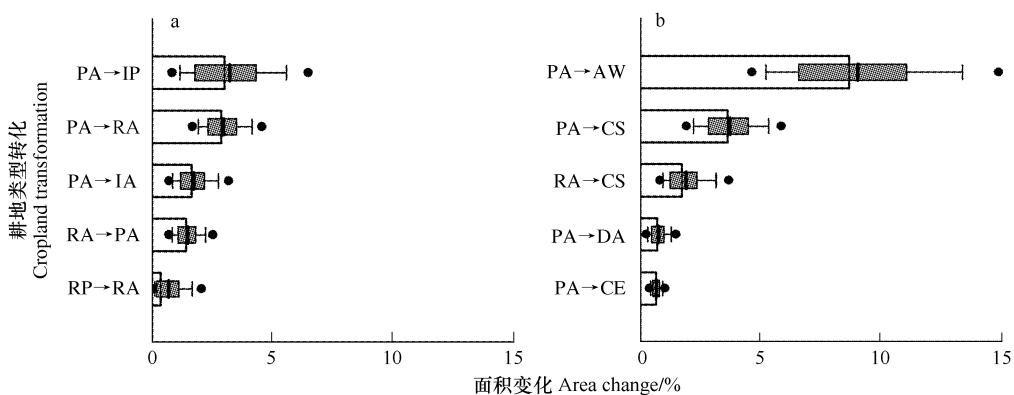


图3 1940—2002年长江中下游平原乡村景观区域中耕地类型的转化

Fig. 3 Cropland class transformations from the 1940 to 2002 in village landscapes of the Yangtze Plain

AW: 水产养殖; CS: 非渗漏人工表面为主的建筑用地; DA: 草本植被为主的干扰地; CE: 裸土表面为主的建筑用地; 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; 错误线表示第10和第90的百分位数; 圆点表示第5和第95的百分位数

面积都小于0.1%。

种植1年生作物的旱地(RA)面积无明显变化,但这并不意味着旱地没有发生转化,其主要转化为非耕地类型(3.8%),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%),非耕地类型转化为旱地的较少(1.1%)。而且,也可以从最大5种耕地间转化类型中得以证实,其转化为稻田(RA→PA)的面积为1.4%,而由稻田转化来的(PA→RA)面积为2.9%(图3a)。

总的来看,1940—2002年长江中下游平原人口密集的乡村景观区域中耕地类型发生了非常显著地转化,并且耕地转化为非耕地类型面积很大(20.9%),耕地类型间转化面积较小(11.9%),而非耕地转化为耕地类型面积很小(2.1%)。耕地转化为非耕地类型后,由于土地利用覆被和管理方式的转变,使得原有土壤的理化性状发生很大地变化、甚至土壤层次都发生了改变,如修建房屋、道路等;更为彻底性改变的是稻田转变为鱼塘后,原有的水稻和其它作物覆被的土壤,完全变为了水面。这些变化会导致区域表层土壤全氮和全磷储量发生改变。此外,即使是耕地类型间相互转化,由于轮作、耕作和肥料管理的差异,也会造成不同种植类型的耕地表层土壤全氮和全磷含量差异,并对区域耕地表层土壤全氮和全磷储量的变化产生影响,进而影响区域氮、磷等生物地化循环过程。

## 2.2 耕地土壤全氮和全磷的长期变化

2002年耕地类型土壤全氮和全磷的有效取样为57个,涵盖5个类型(表2),方差分析表明:不同耕地类型之间0—30 cm土壤全氮或全磷均无明显差异(全氮: $F = 1.511, P = 0.213$ ; 全磷: $F = 1.317, P = 0.276$ )。单从均值来看,稻田(PA)土壤全氮密度属中等水平,并与种植1年生草本作物的水浇地(IA)的全氮密度相当,种植木本作物的旱地(RP, 样方中主要是旱地桑树)和种植木本作物的水浇地(IP, 样方中主要是可灌溉的桑园)的土壤全氮密度较高;而种植1年生作物的旱地(RA)则较低。稻田土壤全磷密度相对较低,种植木本作物的旱地(RP)的土壤全磷的密度最高的,其次是种植1年生作物的旱地(RA)。

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个耕地类型的土壤全氮数据,并且只有稻田(PA)的土壤全磷数据(表2)。稻田的全氮和全磷数据都最多,分别是49个和28个。其中稻田土壤全氮数据分布在江苏省41个,浙江省4个,安徽省2个,湖北省2个;其土壤全磷数据分布在江苏省25个,安徽省3个。统计分析(One-samples  $t$  test)表明:0—30 cm稻田土壤全氮和全磷在2个时期均无显著差异(全氮: $t = -0.185, P = 0.854$ ; 全磷: $t = 1.130, P = 0.266$ )。比较2个时期变异系数发现:2002年稻田的全氮密度的变异系数比1965年前的小,而全磷密度的变异系数则恰恰相反,这很可能与稻田长期施用氮肥和磷肥

有关。根据老人访问得知,20世纪80年代中期之后,该地区有机肥用量大幅减少,并在农户水平表现的尤为突出,而氮肥和磷肥从20世纪60年代开始施用,由于氮素和磷素在土壤中的转化、迁移等性质不同,又加之农户水平和地块水平的氮肥和磷肥施用差异,很可能缩小了不同稻田土壤全氮密度的差异,而加大了稻田土壤全磷密度的差异。

**表2 2002年和20世纪40年代耕地类型的0—30 cm土壤全氮密度(kg N/m<sup>2</sup>)和全磷密度(kg P/m<sup>2</sup>)**  
**Table 2 Soil total nitrogen and total phosphorus densities in the top 30 cm layer of cropland soils in 2002 and the 1940s**

代码 Code	2002 区域面积 Area/(10 <sup>3</sup> km <sup>2</sup> )	样本数 Number	全氮密度 TN density (Mean ± SE)	变异系数 CV/%	概率函数 PDF*	全磷密度 TP density (Mean ± SE)	变异系数 CV/%	概率函数 PDF*	
PA	39.85 (46.3%)	10	0.39 ± 0.02	15	Norm	0.23 ± 0.08	114	Log	
RA	5.86 (6.8%)	21	0.36 ± 0.02	20	Norm	0.30 ± 0.06	85	Log	
RP	0.44 (0.5%)	8	0.43 ± 0.03	23	Norm	0.48 ± 0.18	109	Norm	
IP	3.00 (3.5%)	9	0.44 ± 0.05	32	Norm	0.23 ± 0.03	39	Norm	
IA	1.76 (2.0%)	9	0.39 ± 0.02	16	Norm	0.24 ± 0.02	27	Norm	
代码 Code	20世纪40年代 区域面积 Area/(10 <sup>3</sup> km <sup>2</sup> )	样本数 Number	全氮密度 TN density (Mean ± SE)	变异系数 CV/%	概率函数 PDF	样本数 Number	全磷密度 TP density (Mean ± SE)	变异系数 CV/%	概率函数 PDF*
PA	58.85 (68.4%)	49	0.41 ± 0.03	60	log	28	0.17 ± 0.01	44	Log
RA	6.59 (7.7%)	3	0.40 ± 0.06	27	Norm				
RP	2.05 (2.4%)	1	0.46	Nd	log				
IP	0 (0.0%)								
IA	0 (0.0%)								

PA: 稻田; RA: 种植1年生作物的旱地; RP: 种植多年生木本作物的旱地; IP: 种植多年生木本作物的水浇地; IA: 种植1年生作物的水浇地; ￥: 区域耕地面积评价的中值, 括号中是其面积百分数中值; PDF: 土壤全氮或全磷密度的概率密度函数; Norm 和 log: 即正态分布和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2个时期的0—30 cm土壤全氮和全磷密度的概率密度函数(表2),结合蒙特卡洛方法分别比较2个时期耕地土壤全氮和全磷密度的变化表明:2002年稻田(PA)土壤全氮密度与1965年前相比变化不明显,其净减少的可能性仅为59%,其中值仅减少了3%(-0.01 kg N/m<sup>2</sup>,变化的百分数和密度值都取10000次运算结果的中值,下同);种植1年生作物的旱地(RA)土壤全氮密度变化也不明显,其净减少的可能性仅为64%,其中值仅减少了8%(-0.03 kg N/m<sup>2</sup>)。而稻田土壤全磷密度呈增加趋势,净增加的可能性为76%,其中值增加了29%(0.05 kg P/m<sup>2</sup>);种植1年生作物的旱地土壤全磷密度也呈增加趋势,其净增加的可能性为68%,其中值增加了62%(0.11 kg P/m<sup>2</sup>),说明1940—2002年,稻田和旱地表层土壤全氮几乎没有积累,而其土壤全磷都有明显的积累趋势。

基于耕地、非耕地类型的区域面积评价和土壤全氮、全磷密度的概率密度函数,结合蒙特卡洛不确定分析方法评价20世纪40年代和2002年长江中下游平原乡村景观区域中耕地、非耕地类型和区域的土壤全氮、全磷储量及变化。2002年耕地、非耕地和整个区域的0—30 cm土壤全氮储量分别为20.2 Tg N(67%)、9.8 Tg N(33%)和30.0 Tg N;20世纪40年代三者的0—30 cm土壤全氮储量分别为27.4 Tg N(85%)、4.8 Tg N(15%)和32.3 Tg N。2002年耕地、非耕地和整个区域的0—30 cm土壤全磷储量分别为12.1 Tg P(62%)、7.3 Tg P(38%)和19.6 Tg P,20世纪40年代三者的0—30 cm土壤的全磷储量分别为12.6 Tg P(83%)、2.7 Tg P(17%)和15.5 Tg P。比较2个时期该区域耕地类型的面积百分数及其0—30 cm土壤全氮和全磷的储量百分数表明(图4):尽管区域稻田(PA)面积大幅减少,从68%(20世纪40年代)降至46%(2002),但其仍是面积最大的耕地类型,也是区域中面积最大的土地利用覆被类型;而且其土壤全氮和全磷储量也都最大。其它耕地类型因其面积比例相对小,储量比例也较小,所以不同耕地类型的土壤全氮和全磷储量主要受到其区域面积大小的影响。而2个时期耕地类型的土壤全氮和全磷的储量变化,除了受其面积变化的影响外,也

受到土壤全氮和全磷密度变化的影响,如2个时期稻田全氮和全磷的储量差异就是典型的例子(图4 b)。

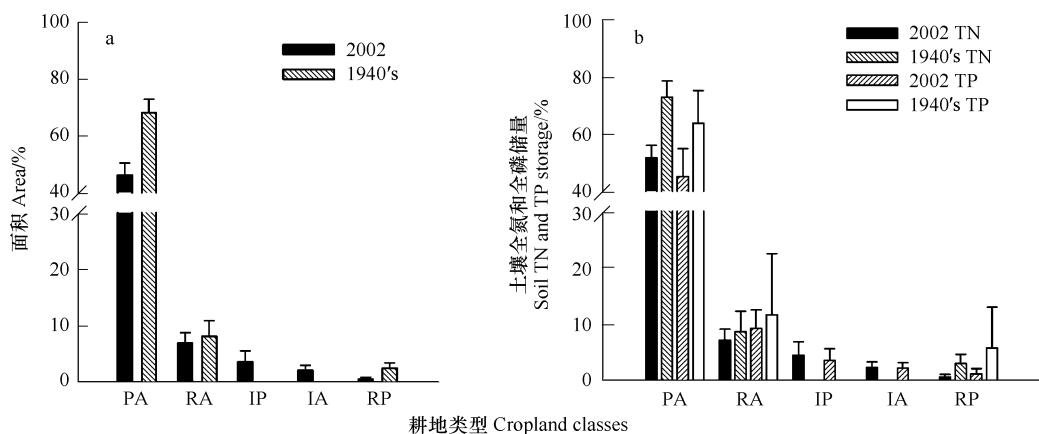


图4 2002年和20世纪40年代长江中下游平原乡村景观区域中主要耕地类型的面积、土壤全氮和全磷储量百分数

Fig. 4 Percentage of area, soil TN and TP storage in 30 top layer of the major cropland classes in village landscapes of China's Yangtze Plain in 2002 and the 1940s

20世纪40年代到2002年,乡村景观区域的耕地类型0—30 cm 土壤全氮储量明显下降,其净减少的可能性为98%,其中值减少7.2 Tg N(取10000次运算结果的中值,下同)(图5a);其中稻田(PA)土壤全氮储量减少非常明显,其净减少的可能性为99%,其中值减少8.0 Tg N;其次是种植木本作物的旱地(RP),其净减少的可能性为97%,其中值仅减少0.7 Tg N;尽管种植1年生作物的旱地(RA)土壤全氮呈减少趋势,但其净减少地可能性仅为67%。而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)的土壤全氮储量都少量增加,其中值分别增加1.3和0.7 Tg N,其余耕地类型土壤全氮储量的中值增加小于0.1 Tg N(图5b)。因此,区域耕地土壤全氮储量下降主要受稻田土壤全氮储量下降的影响,而且以稻田面积下降(-22%)的影响占主导,稻田全氮密度变化的影响非常小,因为2002年稻田土壤全氮密度与1965年前相比变化不明显,其净减少的可能性仅为59%,其中值仅减少3%。尽管非耕地类型0—30 cm 土壤全氮储量的中值增加了5.0 Tg N(净增加的可能性为100%),但由于耕地类型土壤全氮储量减少较大,所以乡村景观区域的0—30 cm 土壤全氮有减少趋势,净减少的可能性为76%,其中值减少2.2 Tg N。

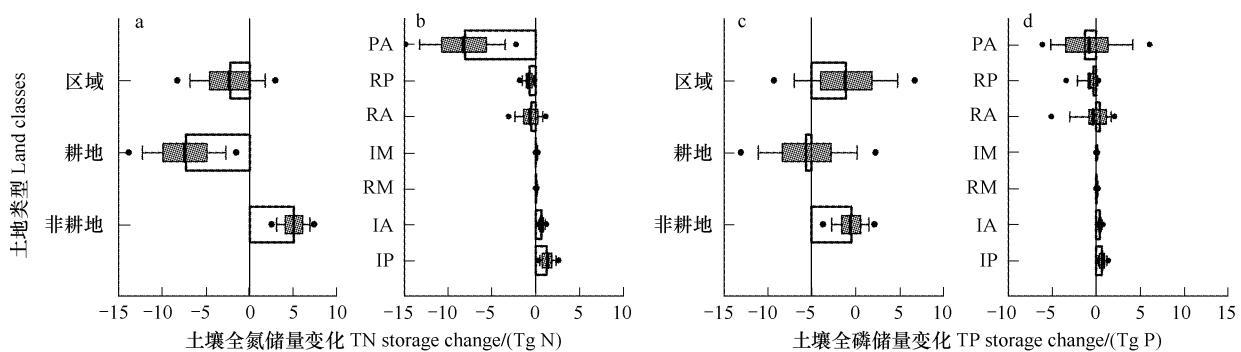


图5 1940—2002年长江中下游平原乡村景观区域中耕地、非耕地及区域土壤全氮和全磷储量变化

Fig. 5 Soil TN and TP storage changes in croplands, noncroplands and across village landscapes (region) of the Yangtze Plain from the 1940s to 2002

注: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

1940—2002年,乡村景观区域的耕地类型0—30 cm 土壤全磷储量没有明显变化,其净减少的可能性仅为56%(图5c)。耕地类型中土壤全磷储量变化幅度最大的是稻田(PA),其中值为-1.3 Tg P,但净减少的

可能性仅为64%;种植木本作物的旱地(RP)的土壤全磷储量有减少趋势,净减少的可能性为75%,但其中值仅减少0.3 Tg P;而种植木本作物的水浇地(IP)和种植1年生作物的水浇地(IA)的土壤全磷储量的中值仅分别增加0.7和0.4 Tg P,净增加的可能性都是100%。其余耕地类型的土壤全磷储量的中值增加都小于0.1 Tg P(图5d)。由此看来,区域耕地土壤全磷储量变化主要受稻田土壤全磷储量变化的影响,尽管稻田面积大幅下降(-22%),但是稻田土壤全磷密度的中值增加了29%(0.05 kg P/m<sup>2</sup>),净增加的可能性为76%;加之,稻田土壤全磷密度变异较大,所以稻田全磷储量并没有明显减少。尽管20世纪40年代到2002年,区域耕地面积减少18.6%,但其0—30 cm土壤全磷储量并没有减少。由于非耕地类型0—30 cm土壤全磷储量的中值增加了4.6 Tg P(净增加的可能性为98%),而耕地类型土壤全磷储量没有明显变化,所以区域0—30 cm土壤全磷储量的中值增加了3.9 Tg P,其净增加的可能性为82%。

### 3 讨论

1940—2002年,随着人类活动增强和工业化进程发展,长江中下游平原的乡村景观发生了前所未有的改变,特别是在小尺度上变化非常明显<sup>[11]</sup>。此外,从20世纪80年代开始,有机肥和绿肥使用量大幅减少,氮磷等化肥用量急剧增加、特别是氮肥。而氮磷在耕地表层土壤的积累情况及其潜在的环境风险是人们普遍关心的问题。本研究比较了20世纪40年代和2002年该区域耕地类型转化及其表层土壤全氮、全磷储量变化,为揭示区域耕地类型长期变化、氮磷在耕地表土层积累及其变化提供有用的参考。本研究的方法既有其优势,也具有一定的局限性和不确定性。

该方法能够揭示区域耕地转化的主要特征和趋势,尽管难以找到相同时期和研究范围的数据进行比较,但是与其它相似的研究比较,可以佐证本研究中的主要结论。例如完全覆盖本研究乡村景观区域的中、东部省份,从20世纪80年代末期至20世纪90年代末期10a间,稻田明显减少、城乡建设用地和水域都明显地增加<sup>[2]</sup>。这些变化与本研究的结果有很好的相似性,如稻田显著减少并主要转化为水产养殖和建筑用地。研究江苏省耕地变化表明<sup>[4]</sup>:1949年解放后,耕地数量总体呈现明显的波动减少,非农用地的增加基本上来自于耕地。研究长江三角洲地区土地利用覆被变化表明<sup>[38]</sup>:1985年到2000年,耕地持续减少,且减少程度不断加剧,其中水田主要转化为居民用地和池塘。上述不同的研究结果均与本研究耕地变化的主要特征和趋势有较好的相似性,这主要是因为在特定区域范围和时期,促使耕地发生变化的驱动力因素非常相似,如农业和土地政策、人口增长、技术发展、市场为导向的土地管理、比较利益驱动等<sup>[11]</sup>,往往会发生非常相似的转化过程并产生相似转化结果。

本研究中稻田表层土壤氮、磷积累趋势与一些长期定位试验的结果相似。稻田在该区域土地利用覆被类型和耕地类型中都占据绝对主导地位,研究其表层土壤全氮、全磷密度和储量的变化具有代表性。耕地土壤表层全氮和全磷的积累情况与肥料施用密切相关。从1979到2005年,长江中下游地区化肥消费总量一直呈增长态势,年均增长5.5%,氮肥消耗量一直处于高位水平,年增长率3.7%,磷肥年均增长率为4.3%<sup>[39]</sup>。2004年施肥调查表明:该区域水稻氮肥过量施用现象比较普遍,而磷、钾肥施用量低于推荐量<sup>[39]</sup>。说明近20多年,农业生产中化肥施用量迅速增加,但养分配比不平衡。此外,在20世纪80年代中期以后,传统的有机肥:如河泥、塘泥、绿肥、厩肥的使用量急剧减少<sup>[4]</sup>。一些长期肥料定位试验表明:单施化肥,即使是氮、磷、钾测土施肥情况下,也不利于稻田土壤全氮的积累<sup>[40]</sup>,稻田长期单施化肥,土壤全氮含量仅比不施肥略高,但低于有机肥和化肥配施处理<sup>[41]</sup>,而一些地方性习惯施肥方式对于稻田土壤全氮的积累效果也不同,有增有减<sup>[40]</sup>。甚至有研究表明:单施化肥土壤耕层全氮和全磷都略有下降<sup>[42]</sup>。而长期施用磷肥和有机肥处理,稻田耕层全磷含量都呈增加趋势<sup>[43]</sup>。尽管土壤磷素向下迁移,但其迁移深度多在25—30 cm,仍在表土层<sup>[44]</sup>。这些结果与本研究中稻田表层土壤全氮密度在2个时期变化不明显,而土壤全磷密度呈增加趋势相似。说明长期施氮(以氮肥为主)没有显著增加稻田表层土壤全氮密度,而长期施磷有助于稻田表层全磷密度的增加。

另一方面,本研究评价区域面积较大、样方数量不多、土壤取样范围相对小、土壤历史数据非常有限、特别是土壤全磷的数据,所以部分结论可能仍存在较大的不确定性,今后将通过增加样方及其土壤取样数量,甚至

运用模型方法进一步减少研究中的不确定性因素。总的来看,本研究采用的方法对于研究较长时间跨度的区域小尺度耕地转化,土地利用覆被转化及其土壤全氮和全磷储量变化比较适用。

#### 4 结论

1940—2002年,在 $86 \times 10^3 \text{ km}^2$ 长江中下游平原人口密集的乡村景观区域中有47%的面积发生了变化,其中33%的面积是耕地发生转化,主要是稻田大幅减少和其它新型种植类型的耕地面积少量增加。耕地面积减少18.6%( $-16.0 \times 10^3 \text{ km}^2$ ),其中稻田面积减少21.5%( $-18.5 \times 10^3 \text{ km}^2$ ),种植多年生木本作物的旱地减少1.7%( $-1.5 \times 10^3 \text{ km}^2$ );而种植多年生木本作物的水浇地和种植1年生作物的水浇地的面积分别增加了3.5%( $3.0 \times 10^3 \text{ km}^2$ )和2.0%( $1.7 \times 10^3 \text{ km}^2$ ),耕地主要转化为非耕地类型(20.9%),耕地类型间转化面积仅为11.9%,而非耕地转化为耕地类型仅占2.1%的面积。

20世纪40年代到2002年,有98%的可能性乡村景观区域的耕地类型土壤全氮储量净减少,而0—30 cm土壤全磷储量没有明显变化。区域耕地全氮储量的中值有明显减少( $-7.2 \text{ Tg N}$ ),主要是受稻田土壤全氮储量的中值显著减少( $-8.0 \text{ Tg N}$ )的影响,稻田面积的大幅减少导致了其土壤全氮储量明显地减少。此外,种植木本作物的旱地的土壤全氮储量的中值仅减少0.7 Tg N;而种植多年生木本作物的水浇地和种植1年生作物的水浇地的土壤全氮储量的中值仅分别增加1.3和0.7 Tg N。区域耕地土壤全磷储量变化不明显,主要受稻田土壤全磷储量无明显减少地影响,其净减少的可能性仅为64%。尽管稻田面积大幅减少( $-22\%$ ),但是由于稻田土壤全磷密度的中值增加了29%(净增加的可能性为76%),加之稻田土壤全磷密度变异较大,所以稻田土壤全磷储量并没有明显减少。由于其它耕地类型的土壤全磷储量减少或增加的量较小,如有75%的可能性种植木本作物的旱地的土壤全磷储量净减少,但其中值仅减少0.3 Tg P;种植木本作物的水浇地和种植1年生作物的水浇地的土壤全磷储量有少量增加,其中值仅分别增加0.7和0.4 Tg P,所以尽管区域耕地面积减少了18.6%,但其0—30 cm土壤全磷储量并没有明显减少。

通过选取区域代表性样方、研究耕地类型的小尺度转化、土壤取样和收集土壤全氮、全磷的历史数据、结合尺度推绎和蒙特卡洛不确定性分析方法,揭示了1940—2002年长江中下游平原乡村景观区域中耕地类型转化及其土壤全氮、全磷储量变化。

**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] 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.
- [2] 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.
- [3] 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.
- [4] Wang H P, Dai Z X. Issues of the arable land utilization in Jiangsu Province. Journal of Nanjing Agricultural University, 1997, 20(1): 79-83.
- [5] Li R D, Zhuang D F, Wang H Z, Wu S J. Spatial-temporal changes of the land use/cover in the Dongting-Lake Area during the Last twenty years. Progress in Geography, 2003, 22(2): 164-169.
- [6] Li J L, Liu C, Zhang D F, Tong Y Q, Yang X P, Li W F. The influence of land use change on soil quality of soil genetic layers: A case study on the coastal plain of South Hangzhou Bay. Acta Geographica Sinica, 2006, 61(4): 378-388.
- [7] Du L F, Zhang W L, Li Z H, Wu S X, Long H Y, Zhang R L. Soil quality with various planting patterns in Yangtze River Delta Area. Journal of Agro-Environment Science, 2006, 25(1): 95-99.
- [8] Huang J F, Cao Z H, Li A F, Zhang C S. Soil fertility quality evolution after land use change from rice-wheat rotation to plastic film covered vegetable. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2003, 9(1): 19-25.
- [9] Li H P, Liu X M, Huang W Y. The Non-point output of different landuse types in Zhixi hydraulic Region of Taihu Basin. Acta Geographica Sinica, 2004, 59(3): 401-408.
- [10] 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.

- [11] 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.
- [12] Wu J X, Jiao J G, Xiao H S, Wang H, Yang L Z, Cheng X, Ellis E C. Landscape structure, management and soil total nitrogen, total phosphorus in the densely populated rural landscapes of China's Yangtze Plain. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(8): 3606-3617.
- [13] Ellis E C, Wang H. Estimating area errors for fine-scale feature-based ecological mapping. *International Journal of Remote Sensing*, 2006, 27: 4731-4749.
- [14] 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.
- [15] 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.
- [16] Zhang J M. Causes of soil compaction and the improvement. *Chinese Journal of Soil Science*, 1959, 6: 56-60.
- [17] Lei W J. Soil genesis and improvement in Lixiahe Region of Jiangsu Province. *Acta Pedologica Sinica*, 1959, 7(3/4): 227-236.
- [18] Zhou C H. Soil classification and the practical significance in Jiangsu Province. *Chinese Journal of Soil Science*, 1959, 5: 30-39.
- [19] 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.
- [20] 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.
- [21] 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.
- [22] 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.
- [23] Fang H. The effect of albic soil on agricultural production properties and the improvement in Anhui Province. *Soils*, 1960, 5: 18-20.
- [24] Qian S G. Water physical properties of "Baisan" soil of paddy fields in Jianghan Plain. *Chinese Journal of Soil Science*, 1960, 5: 46-51.
- [25] Chen Q S. "Qingni" soil of paddy fields in Anhui Province. *Chinese Journal of Soil Science*, 1960, 4: 27-30.
- [26] Gong Z T. Experiences for estimating soil fertility from farmers. *Chinese Journal of Soil Science*, 1960, 1: 45-49.
- [27] Tang S Y. Fertility evolution, availability and improvement of solonchak in northern Jiangsu coastal zone. *Chinese Journal of Soil Science*, 1961, 6: 10-16.
- [28] 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.
- [29] 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.
- [30] 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.
- [31] 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.
- [32] 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.
- [33] Lei W J, Zhu H G. Soil characteristics and the improvement in Lixiahe Region of Jiangsu Province. *Soil Bulletin*, 1959, 36: 130-178.
- [34] National Soil Survey Office of Ministry of Agriculture of China. *Chinese Agricultural Soil Records (First Draft)*, 1964;1-862.
- [35] Jarque C M, Bera A K. Efficient tests for normality, homoscedasticity and serial independence of regression residuals. *Economics Letters*, 1980, 6: 255-259.
- [36] Grubbs F E. Procedures for detecting outlying observations in samples. *Technometrics*, 1969, 11: 1-21.
- [37] 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.
- [38] 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.
- [39] Zhang S D, Zhang W F, Wang J Q, Wang L, Ma W Q, Zhang F S. Character of fertilizer consumption and supply-demand and strategy for management in Middle and Lower Reaches of Yangtze River of China. *Research of Agricultural Modernization*, 2008, 29(1): 100-103.
- [40] Li X A, Tong C L, Jiang P, Wu J S, Wang L G. Effects of long-term fertilization on soil organic matter and total nitrogen in paddy soil. *Soils*, 2006, 38(3): 298-303.
- [41] Gao Y J, Huang D M, Zhu P L, Wang Z M, Li S X. The long term impact of different soil management on nitrogen fertility in rice-based cropping system. *Acta Pedologica Sinica*, 2000, 37(4): 456-463.
- [42] Qiu D S, Li L Q, Jiao S J, Pan G X, Zhang Y. Change of soil fertility under long-term different fertilization practices in a paddy soil from the Tai Lake region. *Soil and fertilizer*, 2005, 4: 28-32.

- [43] Wu C Y, Chen Y, Yang S M, Wang J Y. Evolution of soil fertility in a long-term fertilizer experiment. *Acta Agriculturae Zhejiangensis*, 2008, 20(5): 353-357.
- [44] Shan Y H, Yang L Z, Shen M X, Wang J G, Lu C Y, Wu T D. Accumulation and downward transport of phosphorus in paddy soil in long-term fertilization experiment. *Acta Pedologica Sinica*, 2005, 42(6): 970-976.

#### 参考文献:

- [2] 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.
- [4] 王鹤平, 戴志新. 江苏省耕地利用问题及其对策研究. 南京农业大学学报, 1997, 20(1): 79-83.
- [5] 李仁东, 庄大方, 王宏志, 吴胜军. 洞庭湖区近20年土地利用/覆被变化的时空特征. 地理科学进展, 2003, 22(2): 164-169.
- [6] 李加林, 刘闻, 张殿发, 童亿勤, 杨晓平, 李伟方. 土地利用变化对土壤发生层质量演化的影响——以杭州湾南岸滨海平原为例. 地理学报, 2006, 61(4): 378-388.
- [7] 杜连凤, 张维理, 李志宏, 武淑霞, 龙怀玉, 张任连. 长江三角洲地区不同种植类型对土壤质量的影响. 农业环境科学学报, 2006, 25(1): 95-99.
- [8] 黄锦法, 曹志洪, 李艾芬, 张蚕生. 稻麦轮作田改为保护地菜田土壤肥力质量的演变. 植物营养与肥料学报, 2003, 9(1): 19-25.
- [9] 李恒鹏, 刘晓政, 黄文钰. 太湖流域浙西区不同土地类型的面源污染产出. 地理学报, 2004, 59(3): 401-408.
- [12] 武俊喜, 焦加国, 肖红生, 王洪庆, 杨林章, 程序, Ellis EC. 长江平原区乡村景观的结构、管理及其对土壤氮磷的影响. 生态学报, 2008, 28(8): 3606-3617.
- [15] 于天仁, 谢建昌, 杨国治, 高子勤, 陈家坊, 沈壬水, 丁昌璞, 周起崑. 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.
- [16] 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.
- [17] 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.
- [18] 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.
- [19] 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.
- [20] 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.
- [21] 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.
- [22] 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.
- [23] 方华. 安徽澄白土的农业性状及其改良. 土壤, 1960, 5: 18-20.
- [24] 钱胜国. 江汉平原地区白散土水稻田的水分物理性质. 土壤通报, 1960, 5: 46-51.
- [25] 陈清硕. 安徽省的“青泥士”稻田. 土壤通报, 1960, 4: 27-30.
- [26] 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.
- [27] 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.
- [28] 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.
- [29] 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.
- [30] 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.
- [31] 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.
- [32] 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.
- [33] 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.
- [34] 农业部全国土壤普查办公室. 中国农业土壤志(初稿), 1964: 1-862.
- [38] 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.
- [39] 张四代, 张卫峰, 王激清, 王利, 马文奇, 张福锁. 长江中下游地区化肥消费与供需特征及调控策略. 农业现代化研究, 2008, 29(1): 100-103.
- [40] 李新爱, 童成立, 蒋平, 吴金水, 汪立刚. 长期不同施肥对稻田土壤有机质和全氮的影响. 土壤, 2006, 38(3): 298-303.
- [41] 高亚军, 黄东迈, 朱培立, 王志明, 李生秀. 稻麦轮作条件下长期不同土壤管理对氮素肥力的影响. 土壤学报, 2000, 37(4): 456-463.
- [42] 邱多生, 李恋卿, 焦少俊, 潘根兴, 张英. 长期不同施肥下太湖地区黄泥土肥力的变化. 土壤肥料, 2005, 4: 28-32.
- [43] 吴春艳, 陈义, 杨生茂, 王家玉. 长期肥料定位试验中土壤肥力的演变. 浙江农业学报, 2008, 20(5): 353-357.
- [44] 单艳红, 杨林章, 沈明星, 王建国, 陆长婴, 吴彤东. 长期不同施肥处理水稻土磷素在剖面的分布与移动. 土壤学报, 2005, 42(6): 970-976.

# 2009 年度生物学科总被引频次和影响因子前 10 名期刊\*

(源于 2010 年版 CSTPCD 数据库)

排序 Order	期刊 Journal	总被引频次 Total citation	排序 Order	期刊 Journal	影响因子 Impact factor
1	生态学报	11764	1	生态学报	1.812
2	应用生态学报	9430	2	植物生态学报	1.771
3	植物生态学报	4384	3	应用生态学报	1.733
4	西北植物学报	4177	4	生物多样性	1.553
5	生态学杂志	4048	5	生态学杂志	1.396
6	植物生理学通讯	3362	6	西北植物学报	0.986
7	JOURNAL OF INTEGRATIVE PLANT BIOLOGY	3327	7	兽类学报	0.894
8	MOLECULAR PLANT	1788	8	CELL RESEARCH	0.873
9	水生生物学报	1773	9	植物学报	0.841
10	遗传学报	1667	10	植物研究	0.809

\*《生态学报》2009 年在核心版的 1964 种科技期刊排序中总被引频次 11764 次, 全国排名第 1; 影响因子 1.812, 全国排名第 14; 第 1~9 届连续 9 年入围中国百种杰出学术期刊; 中国精品科技期刊

编辑部主任: 孔红梅

执行编辑: 刘天星 段 靖

生态学报  
(SHENGTAI XUEBAO)  
(半月刊 1981 年 3 月创刊)  
第 30 卷 第 23 期 (2010 年 12 月)

ACTA ECOLOGICA SINICA  
(Semimonthly, Started in 1981)  
Vol. 30 No. 23 2010

编 辑	《生态学报》编辑部 地址: 北京海淀区双清路 18 号 邮政编码: 100085 电话: (010) 62941099 www. ecologica. cn shengtaixuebao@ rcees. ac. cn	Edited by Editorial board of ACTA ECOLOGICA SINICA Add: 18, Shuangqing Street, Haidian, Beijing 100085, China Tel: (010) 62941099 www. ecologica. cn Shengtaixuebao@ rcees. ac. cn
主 编	冯宗炜	Editor-in-chief FENG Zong-Wei
主 管	中国科学技术协会	Supervised by China Association for Science and Technology
主 办	中国生态学学会 中国科学院生态环境研究中心 地址: 北京海淀区双清路 18 号 邮政编码: 100085	Sponsored by Ecological Society of China Research Center for Eco-environmental Sciences, CAS Add: 18, Shuangqing Street, Haidian, Beijing 100085, China
出 版	科学出版社 地址: 北京东黄城根北街 16 号 邮政编码: 100717	Published by Science Press Add: 16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China
印 刷	北京北林印刷厂	Printed by Beijing Bei Lin Printing House, Beijing 100083, China
发 行	科学出版社 地址: 东黄城根北街 16 号 邮政编码: 100717 电话: (010) 64034563 E-mail: journal@ cspg. net	Distributed by Science Press Add: 16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China Tel: (010) 64034563 E-mail: journal@ cspg. net
订 购	全国各地邮局	Domestic All Local Post Offices in China
国外发行	中国国际图书贸易总公司 地址: 北京 399 信箱 邮政编码: 100044	Foreign China International Book Trading Corporation Add: P. O. Box 399 Beijing 100044, China
广告经营 许 可 证	京海工商广字第 8013 号	



ISSN 1000-0933  
CN 11-2031/Q

国内外公开发行

国内邮发代号 82-7

国外发行代号 M670

定价 70.00 元