长江平原区乡村景观的结构、管理及其对土壤氮磷的影响

武俊喜[1], 焦加国[2,3], 肖红生[4], 王洪庆[5,6], 杨林章[3], 程 序[1,*], Ellis Erle C[5]

(1. 中国农业大学农学与生物技术学院农学系, 北京 100094; 2. 南京农业大学资源与环境学院, 南京 210095;
3. 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008; 4. 华南农业大学热带与亚热带生态研究所, 广东 510642;
5. Department of Geography and Environmental Systems, University of Maryland, Baltimore County, Maryland, USA, 21250;
6. Center for Louisiana Inland Water Studies, University of Louisiana at Lafayette, Lafayette, Louisiana, USA)

摘要:通过实地研究主要位于宜兴市域的区域乡村景观代表性样方,评价并阐明了人口密集的长江平原区乡村景观的结构、管理与土壤全氮、全磷密度和储量的关系。景观绘图是基于 1m 分辨率的 IKONOS 影像并采用生态立地分类及绘图标准,通过直接解译和实地检验对均质景观缀块进行分类和绘图;依据区域权重分层取样方法,在生态立地缀块中随机设定取样点进行土壤或底泥取样;通过自助法对 12 个样方重取样,用区域多变量最优化方法计算样方的区域权重,并结合不确定性分析模型评价区域土地利用/覆被、土壤全氮和全磷储量。结果表明:在 $85.24\times10^3 km^2$ 的长江平原区乡村景观面积范围内,0 ~ 30cm 土壤全氮、全磷储量分别为 29.87Tg N 和 19.79Tg P。最大的 5 种土地利用/覆被的类型为水田、水产养殖、非渗漏性建筑用地、旱地 1 年生作物和闲置水域,占区域总面积的 82.9%;其土壤全氮、全磷储量分别占区域总量的 82.6% 和 80.8%。其中平原稻田面积为 $38.93\times10^3 km^2$,占总面积的 45.5%;其 0 ~ 30cm 土壤全氮、全磷储量分别高达 15.26Tg N 和 9.13Tg P,分别占总储量的 51% 和 45%。揭示了人口密集的乡村景观中土地利用/覆被方式对区域土壤全氮、全磷的影响模式。这种在小尺度下对土地管理调查,土壤全氮、全磷及其它生态特征研究方法的精确度明显优于传统的基于 30 ~ 1000m 分辨率遥感影像的土地覆被研究。

关键词:长江平原区; 乡村景观; 生态立地; 尺度推绎; 自助法取样; 蒙特卡罗模拟; 土壤氮磷

文章编号:1000-0933(2008)08-3606-12 **中图分类号**:Q143 **文献标识码**:A

Landscape structure, management and soil total nitrogen, total phosphorus in the densely populated rural landscapes of China's Yangtze Plain

WU Jun-Xi[1], JIAO Jia-Guo[2,3], XIAO Hong-Sheng[4], WANG Hong-Qing[5,6], YANG Lin-Zhang[3], CHENG Xu[1,*], Ellis Erle C[5]

1 *Department of Agronomy & Agroecology, China Agricultural University, Beijing* 100094, *China*

2 *Department of Resources & Environmental Sciences, Nanjing Agriculture University, Nanjing* 210095, *China*

3 *Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing* 210008, *China*

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

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

6 *Center for Louisiana Inland Water Studies, University of Louisiana at Lafayette, Lafayette, Louisiana, USA*

基金项目:美国国家科学基金资助项目(Grant DEB-0075617)

收稿日期:2007-04-27; **修订日期**:2007-10-22

作者简介:武俊喜(1975 ~), 男, 内蒙古人, 博士生, 主要从事乡村景观生态学研究. E-mail: wujxcau@sohu.com

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

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,感谢沈睿、黄洪光、吴顺培、廖海丰等协助工作,特此致谢。

Foundation item: The project was financially supported by the US National Science Foundation (Grant DEB-0075617) awarded to Ellis Erle C. in 2000

Received date: 2007-04-27; **Accepted date**: 2007-10-22

Biography: WU Jun-Xi, Ph. D. candidate, mainly engaged in village landscape ecology. E-mail: wujxcau@sohu.com

Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(8): 3606 ~ 3617.

Abstract: In this study, we examined interactions between landscape structure, land management and soil total nitrogen (TN; top 30 cm) and total phosphorus (TP; top 30 cm) within the densely populated rural landscapes of the Yangtze Plain, based on an intensive field study in a regionally-representative sample cells in Yixing County. The rural landscapes were mapped at a high spatial resolution and classified to ecologically-distinct features (ecotopes) by the direct interpretation and field validation of features in 2002 IKONOS imagery using a standardized mapping procedure. Then the samples of soils and sediments were collected for analysis at random points within ecotope selected by a cluster distance weighting stratified sampling design. The five most extensive land use/land cover categories in the Yangtze Plain were paddy, aquaculture, built structures with impervious cover, rainfed annual cropland and fallow water, which occupied 82.9% of the total area, contained 82.6% of the total nitrogen and 80.8% of the total phosphorus stored in the region's rural landscapes, respectively. Regional scaling analysis indicated that 85.24×10^3 km^2 of Yangtze Plain rural landscapes sequestered 29.87 Tg of the total nitrogen and 19.79 Tg of the total phosphorus, of which 51% and 45% were in paddy land respectively (15.26 Tg of TN and 9.13 Tg of TP), covering 45.5% of the region's total surface area (38.93×10^3 km^2). Regional estimates of landscape class areas, soil total nitrogen and soil total phosphorus were made by upscaling data obtained from the sample cells by using a multivariate regional optimization procedure combined with bootstrapping and Monte Carlo uncertainty analysis. Then the role of land use/land cover in determining local total nitrogen and total phosphorus patterns and the regional consequences of these patterns were revealed across a densely populated rural region of China's Yangtze Plain. This fine-scale approach to investigating land management practices and their impacts on total nitrogen, total phosphorus and other ecosystem properties offers significant advantages of accuracy rate over conventional lower-resolution (30 − 1000m) methods for land cover.

Key Words: Yangtze Plain; rural landscape; ecotope; upscaling; bootstrapping re-sampling; Monte Carlo simulation; soil total nitrogen and total phosphorus

土地利用/覆被与土壤氮、磷研究是全球变化、养分资源管理和农业面源污染研究领域的重要内容之一。随着经济的快速发展、土地利用/覆被的快速变化、化学肥料的不合理施用,尤其是经济发达地区普遍存在化肥过量且不平衡的施用情况,导致土壤质量下降[1, 2]和面源污染加剧等[3, 4],对当地、区域、国家甚至全球的环境产生了负面的影响。目前研究主要集中于土地利用方式[2, 5~10]和肥料施用造成的土壤氮磷含量的变化[11~13],土壤氮磷的空间变异特征[14~17]以及农业面源污染评价等[3, 4, 18]。而人口密集的乡村景观中高度异质性的景观结构、管理对于土壤氮磷的影响[19],以及将景观类型构成和土壤氮磷储量由精细的小尺度研究推绎到大区域范围的研究较少。

全球人口密集的乡村景观面积巨大,约67%分布于亚洲,26%分布于中国。中国约有5.2亿人口管理着2.31×10^6km^{2}的乡村景观[20, 21],而长江中下游平原属于典型的人口密集的乡村景观分布区域之一[21, 22]。

在长江中下游区域,人均耕地仅为0.075 hm^2[23],且多数情况下地块分散、面积较小、作物类型和管理方式差异很大,小尺度的土地管理模式造成了人口密集的村级景观中土地利用/覆被呈现高度的异质性或破碎化。传统的土地利用覆被变化研究通常是基于30 ~ 1000m分辨率的遥感数据[24~26],但是人口密集的乡村景观包括了大量小面积(<30m分辨率)集约化管理的土地利用/覆被类型,对于这些景观均质单元及其土壤氮磷的分布和变化研究,传统的研究方法是无能为力的[20, 21]。本研究利用1m分辨率的IKONOS遥感影像和人为景观生态立地分类和绘图标准,研究小尺度的乡村景观结构、土地利用/覆被及其对土壤氮磷的影响;且利用自助法取样和区域多变量最优化方法确定所选样方的区域权重值,并结合蒙特卡罗不确定性分析方法模拟评价长江平原区乡村景观类型及其土壤氮磷储量。乡村景观的结构、土地管理均在小尺度(<30m)上具有高度的异质性,研究这种高度异质性对景观的空间特征和生态学过程的影响,有助于更准确地进行区域尺度的评价。

1 研究区域和景观样方的选取

本研究中人口密集的乡村景观[20]是指人口密度为 100 ~ 2500 人 km^{-2},且农村覆盖面积 >25% 和城镇覆盖面积 <25% 的地区[21],这区别于低密度人口的农业景观或农业生态系统诸如牧场、大规模的农场、临时性的农田等。长江平原人口密集的乡村景观区域范围是 Ellis 基于 1km 网格覆被的中国乡村景观的最大潜在分布区域,经剔除没有农业或乡村建筑的网格,或城镇面积 >0%,裸地面积 >75%,水域面积 >50% 的网格,选取了海拔 <50m、坡度 ≤2.5%、面积 >10km^2并有水田覆被的网格构成的区域,其中包括淮河南岸的部分地区(图 1)①。该区域范围与中国密集人口的农业区域(>150 persons km^{-2})在 Verburg 基于地形、气候和土壤肥力等变量利用 K 均值聚类得到的长江平原区域叠加范围相似[21, 22],其地形、气候和土壤肥力等在区域内具有较大的相似性,是人口密集的乡村景观分布的典型区域之一。

研究样方的选取是事先依据长江平原区 2001 年成像的 Landsat 影像土地覆被粗分类结果和聚类分析,在研究区域内成像的 IKONOS 影像覆被区选取 12 个 500m × 500m 的景观样方(图 1)[21, 27]。共计选取乡村景观样方 12 个,其中 9 个位于宜兴市域,另有 3 个样方紧邻宜兴市域但属于溧阳市辖区[27]。

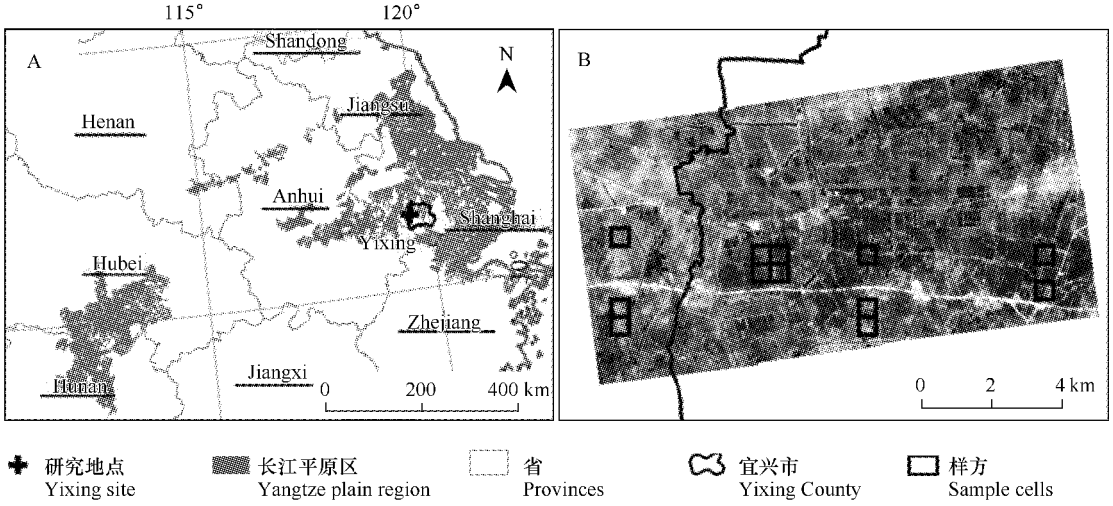

图 1 长江平原人口密集的乡村景观区域和乡村景观样方

Fig. 1 the densely populated rural landscapes of Yangtze Plain Region and 12 sample cells

A: 长江平原人口密集的乡村景观区域 the densely populated rural landscapes of Yangtze Plain Region; B: 研究样区(IKONOS 覆盖)和景观样方 Site covered by orthorectified IKONOS imagery[28] and 12 sample cells; 图 A 中省界下载至国家基础地理信息系统 (http://nfgis.nsdi.gov.cn/nfgis/chinese/c_xz.htm) The boundaries of the provinces were downloaded from the web of national fundamental geographic information system (http://nfgis.nsdi.gov.cn/nfgis/chinese/c_xz.htm)

2 乡村景观的分类与制图

为了考察细微尺度的乡村景观结构,尽量使景观缀块的分类有利于体现更多的信息量,采用了人为生态立地分类和绘图标准[29]②。该分类体系包括 4 个分类层次:地形(Land form)→土地利用(Land use)→土地覆被(Land cover) →细分组(Group) +类型(Type)。由 4 级分类代码组合成生态立地分类代码,表示至少连续两年稳定且管理方式明显不同的最小的景观均质单元(ecotope)[21, 29~31]。例如生态立地代码 FPPAri01 表示平原水稻田,其中地形代码: FP(Floodplain)即平原;土地利用代码: P(Paddy)即稻田;土地覆被代码: A(Annual)即 1 年生作物;利用/覆被细分组:ri(Hydromorphic crops)和类型(01)组合表示水稻。

① Ellis E C, Wang H, Peng K, *et al.* Estimating long-term regional changes from samples of highresolution imagery across rural China. Remote Sensing of Environment, (in review)

② http://www.ecotope.org/aem/

景观制图是基1m 分辨率的 IKONOS 彩色影像,利用 GPS 实地调查核实后,利用地理信息系统 Arcgis8.3 在 12 个景观样方中以生态立地为单元进行制图[21, 29~31]。绘图的基本标准是:线性地物宽度≥2m;面状地物且边界清晰的、其宽度≥5m 或面积≥25m^2;面状地物且边界模糊的、其宽度≥10m 或面积≥100m^2,依据生态立地的分类标准进行绘制[29~31]。

3　尺度推绎和不确性分析方法

区域评价是以 12 个景观样方的小尺度研究数据为基础,首先运用自助法在 12 个样方中重新取样,然后用多变量区域最优化方法计算重取样方的区域权重,最后结合景观类型面积评价的不确定性模型[29, 32]运算 10000 次计算区域景观类型面积、土壤全氮和全磷储量并分析它们的不确定性①。本研究是在取样和景观绘图完成之后依据改进的土地覆被、地形和人口数据,通过事后成层来改进尺度推绎的范围和可靠性。乡村景观的粗分辨率数据来源于 30m 分辨率的 TM/ETM + 影像经人工解译得到 2000 年中国土地覆被 l km 网格数据集[33],2000 年中国人口密度 1km 栅格数据集[34]和太空梭雷达地形测量任务的 90m 地形数据[35],经 Ellis 处理成为区域 500m 栅格数据后用于改进人口密集的乡村景观区域评价范围和可靠性①。

4　区域土壤全氮、全磷密度的概率密度函数

为了评价区域土壤全氮和全磷储量及其不确定性,土壤全氮密度和全磷密度被设定为正态分布或对数正态分布的概率密度函数[20, 36]。设定生态立地类型的土壤全氮和全磷密度的概率密度函数时,首先检验取样数据是否符合正态分布[37],如符合则以正态分布的概率密度函数表示,即 Normal(取样均值, 标准误),为防止出现负值,都截尾为 0;如不符合,则检验其是否符合对数正态分布,如符合则以对数正态分布的概率密度函数表示,即 LogNorm(取样均值, 标准误)。如既不符合正态分布也不符合对数正态分布,则检查是否存在异常值[38],去掉异常值后,依照上述规则重新检查数据分布类型并确定概率密度函数;如果去掉异常值仍不符合正态或对数正态分布、或每 30 个数据中的异常值多于 1 个时,都以对数正态分布的概率密度函数来表示。没有取样的生态立地类型依次按照与其相同的地形 + 土地利用 + 土地覆被 + 景观组类型、地形 + 土地利用 + 土地覆被类型、土地利用 + 土地覆被类型、土地利用类型、土地覆被类型和地形等类型的土壤全氮和全磷概率密度函数表示,但是用其标准差替代标准误。土地利用 + 土地覆被类型的土壤全氮和全磷概率密度函数设定规则与生态立地类型相同。

5　乡村景观中土壤取样及分析

5.1　土壤取样设计

土壤取样是基于 12 个区域代表性样方 2002 年和 20 世纪 40 年代的生态立地分类图[21, 29],及其区域权重进行成层取样设计[19, 27],在选取的生态立地类型的缀块中随机取样。其中分布于运河,池塘等水域生态立地类型取底泥样品。

5.2　田间采样

将随机取样点输入 GPS,根据 GPS 导航定位和样点所属景观类型找到样点位置(在其 GPS 点位置 10m 范围内),然后去除样点表面的杂草、石头等杂物,用直径 5.08cm 的分裂式采样器进行采样。采样深度为 30cm,分为 0 ~ 15cm 和 15 ~ 30cm 两层取样,土样分别装入定制的布袋中,取回的土样及时称鲜重后风干。底泥取样也是在距离样点 10m 范围内,用底泥采样器采集 30cm 深度的底泥样品,后期处理同土壤样品。

5.3　样品处理及养分测定

土壤样品风干后称重,然后剔除植物根系、石子和昆虫等杂物后,全部研磨并过 2mm 筛,过筛后再次称量风干土重;然后从中取约 80g 土样,全部研磨并过 0.25mm 筛,用于土壤养分测定分析。土壤容重测量用土壤烘干重(过 2 mm 筛) 除以相应的 30cm 长度的土钻体积或底泥取样器体积。全氮测定采用标准的半微量开

① Ellis E C, Wang H, Peng K, *et al*. Estimating long-term regional changes from samples of high-resolution imagery across rural China. Remote Sensing of Environment, (in review)

氏定氮法,全磷测定采用高氯酸消煮-钼锑抗比色法,用标样 7416 及重复来确保测定的准确性。

6 结果与分析

6.1 乡村景观类型的异质性

景观样方中生态立地类型(Ecotope)有 110 个,涵盖地形类型(Form)10 个,土地利用类型(Use)11 个,覆被类型(Cover)6 个,土地利用/覆被组合类型(Use + Cover, UC)有 25 个,地形和土地利用/覆被组合(Form + Use + Cover, FUC)有 49 个,土地利用/覆被细分组(Group)有 25 个,细分组中的类型(Group + Type)共计有 73 个。不同的分类类型及其组合代表了不同的土地利用、覆被和管理的信息。

景观样方中有效的土壤样点数总计为 148 个(表 1,表 2),其中包括 51 个底泥样品(表 2)。共涵盖生态立地类型(Ecotope)26 个,占该类型总数的 23.6%;土地利用/覆被组合类型(UC)15 个,占该类型总数的 60.0%;地形和土地利用/覆被组合类型(FUC)21 个,占该类型总数的 42.9%。从取样类型比例看,说明乡村景观中的土地面积集中于相对少数的类型,大部分生态立地类型所占的土地面积较小,其中 24 个生态立地类型占总样方面积的 90% 左右,其余 86 个所占面积比例仅 10% 左右,说明了长江平原区的乡村景观具有较高的异质性和同质景观单元的较高的分散性。

表 1 0 ~ 15cm, 15 ~ 30cm, 0 ~ 30cm 土层全氮密度和 0 ~ 30cm 土层全磷密度

Table 1 Soil TN and TP density of land use and ecotope classes in the different layers, respectively

土地利用与生态立地类型 Land use and ecotope	样本数 Sample number	全氮均值 (0 ~ 15cm) $ TN mean (kg/m²)	全氮均值 (15 ~ 30cm) $ TN mean (kg/m²)	全氮均值 (0 ~ 30cm) $ TN mean (kg/m²)	全磷均值 (0 ~ 30cm) $ TP mean (kg/m²)
(1) 水浇地 Irrigated ¥	18	0.25 ± 0.01 a**	0.16 ± 0.01	0.41 ± 0.03 a	0.23 ± 0.02
FPIAac01 水浇地蔬菜 Irrigated small-scale intensive crops	6	0.24 ± 0.01**	0.15 ± 0.02	0.39 ± 0.02	0.25 ± 0.03
FPIAac04 水浇地 1 年生作物 Irrigated small-scale staple crops	3	0.21 ± 0.02	0.16 ± 0.04	0.37 ± 0.05	0.22 ± 0.03
FPIPdw39 水浇地成熟桑园 Irrigated small-scale mature mulberry	9	0.26 ± 0.03*	0.17 ± 0.02	0.44 ± 0.05	0.23 ± 0.03
(2) 水田 Paddy	10	0.23 ± 0.02 ab*	0.17 ± 0.02	0.39 ± 0.02 a	0.23 ± 0.08
FPPAri01 平原稻田 Rice paddy	10	0.23 ± 0.02*	0.17 ± 0.02	0.39 ± 0.02	0.23 ± 0.08
(3) 旱地 Rainfed	29	0.23 ± 0.01 ab**	0.15 ± 0.01	0.38 ± 0.02 a	0.35 ± 0.06
ANRAac04 1 年生旱作物 Rainfed small-scale staple crops	7	0.19 ± 0.02	0.15 ± 0.02	0.34 ± 0.03	0.15 ± 0.02
FPRAac01 旱地蔬菜 Rainfed small-scale intensive crops	4	0.23 ± 0.02	0.17 ± 0.03	0.4 ± 0.05	0.25 ± 0.03
FPRAac04 1 年生旱地作物 Rainfed small-scale staple crops	10	0.21 ± 0.01**	0.15 ± 0.01	0.37 ± 0.02	0.44 ± 0.1
FPRPdw39 旱地成熟桑园 Rainfed small-scale mature mulberry	8	0.27 ± 0.02**	0.16 ± 0.01	0.43 ± 0.03	0.48 ± 0.18
(4) 人为干扰地类 Disturbed	9	0.21 ± 0.01ab**	0.15 ± 0.01	0.36 ± 0.02 a	0.48 ± 0.15
ANDAdb06 草覆被的人为干扰区 Disturbed herbaceous vegetation with debris	3	0.21 ± 0.03	0.13 ± 0.02	0.34 ± 0.02	0.16 ± 0.04
FPDMdb07 灌草覆被的人为干扰区 Disturbed woody with debris	3	0.21 ± 0.02	0.16 ± 0.003	0.37 ± 0.02	0.46 ± 0.05
FPDPdb08 树灌覆被的人为干扰区 Disturbed trees with debris	3	0.21 ± 0.03	0.16 ± 0.03	0.37 ± 0.05	0.82 ± 0.38
(5) 建筑用地 Constructed	25	0.18 ± 0.01 ab**	0.14 ± 0.01	0.32 ± 0.01 a	0.36 ± 0.06
ANCEir01 灌排土渠 Irrigation & drainage ditch with bare soil	3	0.18 ± 0.02	0.14 ± 0.02	0.32 ± 0.01	0.13 ± 0.02
ANCSho04 成片的楼房群 Attached >1 story house	16	0.19 ± 0.01**	0.14 ± 0.01	0.34 ± 0.02	0.37 ± 0.06
ANCSnb06 公共建筑 Large public buildings	3	0.13 ± 0.01	0.09 ± 0.01	0.22 ± 0.02	0.7 ± 0.38

续表

土地利用与生态立地类型 Land use and ecotope	样本数 Sample number	全氮均值 (0~15cm)$ TN mean (kg/m²)	全氮均值 (15~30cm)$ TN mean (kg/m²)	全氮均值 (0~30cm)$ TN mean (kg/m²)	全磷均值 (0~30cm)$ TP mean (kg/m²)
ANCStr02 水泥或砂石道路 Paved road	3	0.17±0.02	0.18±0.01	0.35±0.003	0.21±0.06
(6) 人工林或草 Forestry	3	0.16±0.02 b	0.14±0.03	0.30±0.04 a	0.12±0.01
ANTAtg01 人工地段种植的高草 Planted tall graminoid	3	0.16±0.02	0.14±0.03	0.3±0.04	0.12±0.01
(7) 观赏园艺 Ornamental	3	0.09±0.01 c	0.10±0.01	0.19±0.02 b	0.1±0.01
ANOMpp05 呈线性种植的观赏灌木和树 Public planting woody with linear	3	0.09±0.01	0.1±0.01	0.19±0.02	0.1±0.01
汇总 Total	97	0.21±0.01	0.15±0.005	0.36±0.01	0.32±0.03

¥:土地利用类型 land use classes; $: 均值±标准误, Mean±SE; 不同的字母表示 SNK 统计检验($P<0.05$)差异显著 Means of land use classes with different letters are statistically significantly different ($P<0.05$) as tested using Student-Newman-Keuls (SNK) from GLM($P<0.001$); *或**:表示 0~15cm 与 15~30cm 土层之间土壤有机碳 T 检验差异显著($P<0.05$)或极显著($P<0.01$) Mean of land use and ecotope classes with asterisk and double asterisks are statistically significantly different($P<0.05$ or $P<0.01$) as tested using independent-sample T test between 0~15cm and 15~30cm layers, respectively

表 2　生态立地类型的 0~30cm 底泥全氮和全磷密度

Table 2　Ecotope classes' sediment TN density and TP density in 0~30 cm layer

生态立地 Ecotope code and description	样本数 Sample number	TN 均值 (0~30cm)$ TN mean (kg/m²)	TP 均值 (0~30cm)$ TP mean (kg/m²)
MAFAhv01 静水沼泽中水草 Fallow persistent emergent grass-like vegetation in marsh	3	0.37±0.03 a	0.14±0.07
CMDAhv01 运河边水草(人为干扰) Disturbed persistent emergent grass-like vegetation on canal margin	3	0.32±0.04 ab	0.11±0.03
PBAWaq08 管理面积 0.1~1 hm² 的水产养殖塘 Medium-scale generic freshwater livestock culture in large pond	9	0.27±0.01 bc	0.16±0.06
PBAWaq14 管理面积 0.1~1 hm² 的螃蟹养殖塘 Medium-scale generic freshwater crab culture in large pond	5	0.26±0.05 bc	0.10±0.01
PAAWaq07 管理面积<0.1hm² 的水产养殖塘 Small-scale generic freshwater livestock culture in small pond	3	0.26±0.01 bc	0.07±0.01
FMFAhv01 活水沼泽中水草区(无人为干扰) Fallow persistent emergent grass-like vegetation in flowing marsh	8	0.25±0.01 bc	0.11±0.01
CBFWwa02 宽>30m 的运河中闲置水域 Fallow water in large canal	7	0.23±0.02 bc	0.10±0.01
CAAWaq08 宽<30m 的运河中 0.1~1hm² 管理面积的水产养殖区 Medium-scale generic freshwater livestock culture in small canal	5	0.23±0.01 bc	0.09±0.01
CAFWwa02 宽<30m 的运河中闲置水域 Fallow water in small canal	8	0.22±0.01 c	0.09±0.01
汇总 Total	51	0.26±0.01	0.11±0.01

$: 均值±标准误, Mean±SE; 不同的字母表示 SNK 统计检验($P<0.05$)差异显著 Means of sediment TN density with different letters are statistically significantly different ($P<0.05$) as tested using Student-Newman-Keuls (SNK) from GLM ($P=0.001$)

6.2　土地利用与土壤全氮密度和全磷密度的空间变异

由于生态立地的 0~30cm 土壤全氮密度不符合方差齐性,故仅在土地利用水平进行方差分析(表 1)。乡村景观中陆地上的生态立地类型 0~15cm(表层),15~30cm(亚表层)和 0~30cm 土层土壤全氮密度均值分别为 0.21,0.15 kg/m² 和 0.36 kg/m²。不同土地利用类型的 0~15cm 土壤全氮密度差异显著($P<0.001$),但其 15~30cm 土壤全氮密度差异不显著 ($P=0.327$)。不同土地利用类型的 0~30cm 土壤全氮密度差异显著($P<0.001$),但总体而言,仅是观赏园艺类型和人工林或草这两种类型土壤全氮密度相对较低,而这两种土地利用类型中生态立地的土壤均受到过较大的人为扰动。除此之外,其余土地利用类型间的土壤全氮密度在表层(0~15cm)没有显著差异。

分别比较土地利用类型以及生态立地类型0～15cm与15～30cm土层之间的土壤全氮密度差异(表1),7种陆地土地利用类型中有5种土壤全氮密度在表层与亚表层间呈显著或极显著差异,而17种陆地生态立地类型中仅6种土壤全氮密度在表层与亚表层间呈显著或极显著差异。这种土壤全氮密度在表层与亚表层间的差异主要表现在耕地类型和乡村居民用地(即成片楼房群),说明人为活动的强烈作用是造成土壤全氮在表层和亚表层差异的主要原因之一。

由于土地利用类型和生态立地类型的土壤全磷密度在0～15cm、15～30cm和0～30cm土层均不符合方差齐性,故不做方差分析。部分耕地类型,如旱地成熟桑园、1年生旱地作物的0～30cm土层的土壤全磷密度相对较高,主要与磷肥的施用有关。人为干扰地类和建筑用地通常是紧密相连的,这2种地类的0～30cm土层土壤全磷密度都较高,其它研究也证实了土壤全磷的这种异质性[17]。其原因主要是:①许多建筑是在老建筑周围的菜地,稻田上从20世纪80年代至今陆续建成,而原来这些耕地因离居民点近,所以施用的有机肥较多,尤其是菜地中施用大量的人粪尿。而全磷在土壤中的运移较慢、迁移深度较浅,在由耕地转化为建筑后,0～30cm表层土壤仍然保持较高的全磷含量;②由于村民习惯于在房舍周围养殖畜禽,畜禽粪便污染对于房舍周围的土壤全磷含量具有一定贡献;③随着工业化进程发展,经济的增长和收入的增加,村民从20世纪80年代开始较多的使用含磷化学品,这也会对居民点周围的土壤全磷含量产生影响。由于人为干扰地类如FPDPdb08和FPDMdb07大部分分布于距离居民建筑30m范围内,所以其土壤全磷密度较高。

6.3 水域和水陆交界带的生态立地类型的全氮、全磷密度的异质性

乡村景观中水域和水陆交界带的生态立地类型0～30cm深底泥的全氮密度均值为0.26 kg/m^2(表2),其中静水沼泽中水草区(MAFAhv01)的中底泥的全氮密度显著的高于其它生态立地类型,而宽<30m的运河中闲置水域(CAFWwa02)的底泥的全氮密度最低。其中水产养殖水塘(Form=PB, PA)中底泥的全氮密度介于静水沼泽和运河水域(Form=CB, CA),但和后者在统计上不显著。不同生态立地类型间0～30cm深底泥全磷密度差异不显著($F=0.653$, $P=0.729$)。

总之,长江平原区人口密集的乡村景观中,虽然生态立地类型多样且呈现较高的异质性,但是乡村景观的绝大部分面积集中于相对少数的生态立地类型中。土壤或底泥的全氮密度显著性差异仅集中于少数的土地利用类型或生态立地类型之间,并且与土地利用和管理相关;人为干扰地类和建筑用地类型的0～30cm土层的土壤全磷密度较高,与其土地利用变化历史和人为活动密切相关。由此说明,在一定程度上,人口密集的乡村景观中土壤全氮、全磷密度受到地形、土地利用、覆被和管理历史的影响产生了较明显的异质性,但是这种异质性在长江平原区有一定的相对性,正是这种景观异质性的特征有助于较准确的利用景观样方评价区域景观类型、土壤全氮和全磷的储量。

6.4 乡村景观格局与土壤全氮和全磷储量的异质性

12个区域代表性样方以其土地覆被的面积比例为指标变量,进行K-均值聚类可分为3个类别(表3)。

表3 景观样方的聚类类别及其0～30cm土壤全氮和全磷储量

Table 3 The cluster types of 12 sample cells and their soil TN and TP storage in 0～30 cm layer

聚类类别 Cluster types	描述 Description	样方数量 Cell numbers	全氮储量 (0～30cm) $ TN storage(Mg)	全磷储量 (0～30cm) $ TP storage(Mg)
1	1年生植被适中,水域少,多年生植被多 Moderate annual, low water, high perennial	5	90.8±1.3 a	64.9±2.5
2	1年生植被适中,水域多,多年生植被少 Moderate annual, high water, low perennial	3	83.5±1.7 c	57.2±3.3
3	1年生植被多,水域适中,多年生植被少 High annual, moderate water, low perennial	4	88.9±1.5 ab	54.4±2.8

$: 均值±标准误, Mean±SE; 不同的字母表示LSD统计检验($P<0.05$)差异显著 Means of soil TN storage with different letters are statistically significantly different ($P<0.05$) as tested using least significant differences (LSD) from GLM ($P=0.025$)

聚类类别 1 和类别 3 的 0 ~ 30cm 土壤全氮储量无显著差异,但都显著的高于聚类类别 2。虽然聚类类别 1 的 0 ~ 30cm 土壤全磷储量值相对较高,但与其它 2 个聚类类别在统计上并无显著差异($F = 4.173$, $P = 0.052$)。

虽然景观样方的土地覆被组合模式有明显的异质性,而且其 0 ~ 30cm 土层土壤全氮储量也存在明显的差异,但是从全氮储量的差值来看仍然不是很大。

基于 30m 分辨率的 TM/ETM + 影像经人工解译得到 2000 年中国土地覆被 1 km 网格数据集[33]经处理成为覆盖长江平原人口密集的乡村景观的 500m 栅格数据①。对该区域所有 500m 栅格进行聚类分析,先合并土地覆被数据,即将 1 年生作物、水稻和草地合并为一年生植被类型;将木本植物、树木和园地合并为多年生植被类型,其它类型未作合并,然后以土地覆被类型的面积比例作为指标变量,对覆盖区域总计 333934 个栅格进行 k-均值聚类分析,按照 F 检验最重要的 3 个变量依次为 1 年生植被、乡村建筑和水域,聚类可分为 3 个类别:类别 1 占栅格总数的 63%(210292 个),1 年生植被适中,乡村建筑多,水域少;类别 2 占栅格总数的 24%(79441 个),1 年生植被适中,乡村建筑少,水域多;类别 3 占栅格总数的 13%(44201 个),1 年生植被多,乡村建筑多,水域少。

尽管土地覆被数据的分辨率存在较大差异,但是从最重要的聚类变量指标来看,如 1 年生植被和水域,12 个样方聚类类别与区域栅格聚类类别有明显的相似性,而且二者之间相似的聚类类别的数量比例也是比较接近,特别是聚类类别 1。因此通过尺度推绎方法既可以较好的评价区域乡村景观的土地利用覆被面积,也可以较好的评价区域乡村景观 0 ~ 30cm 土层土壤全氮和全磷的储量。

6.5　长江平原区乡村景观的土地利用/覆被及其土壤全氮和全磷储量

长江平原区人口密集的乡村景观总面积为 85.24 $\times 10^3 km^2$,0 ~ 30cm 土层土壤全氮和全磷储量分别为 29.87Tg N 和 19.79 Tg P(表 4)。在区域乡村景观中,水田的面积占据绝对优势,占区域面积的 46%,其土壤全氮和全磷储量百分比分别为 52% 和 46%(图 2 和表 4);其次是水产养殖,其面积占区域总面积的 14.5%,其全氮和全磷储量百分比分别为 10.6% 和 7.4%;非渗漏性建筑用地面积居第三,占区域面积的 10.9%,其全氮和全磷储量百分比分别为 10.3% 和 17.4%;旱地 1 年生作物和闲置水域的面积分别占区域面积的 7.0% 和 4.5%,其土壤全氮和全磷储量百分比均 <10%,上述类型就是长江平原区乡村景观中面积最大的 5 种土地利用/覆被类型,面积总计占区域面积的 82.9%,土壤全氮储量和全磷储量百分比总计分别为 82.6% 和 80.8%。其余的土地利用/覆被类型的面积均 <4%,土壤全氮储量和全磷储量百分比均 <5%(图 2)。

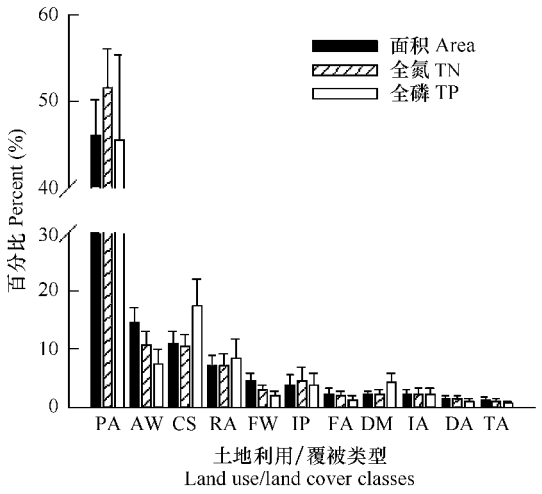

图 2　长江平原区土地利用/覆被的面积及其土壤全氮和全磷储量比例

Fig. 2　Land use / land cover classes' area percent, soil TN and soil TP storage percent in 0 ~ 30cm layer in Yangtze Plain Region, respectively

仅绘出面积 > 1.0% 的土地利用/覆被类型　Land use / land cover classes that areas are > 1.0% only is charted

PA: 水田 Paddy & other flooded crops; AW:水产养殖 Aquaculture; CS: 非渗漏性建筑地面 Built structures with impervious cover; RA: 旱地 1 年生作物 Rainfed annual crops; FW:闲置水域 Fallow water; IP: 水浇地多年生作物 Irrigated perennial crops; FA:1 年生植被覆被的休闲地类 Fallow area covered annual herbaceous vegetation; DM: 混合植被覆被的干扰地类 Disturbed area covered mixed of herbaceous, open woody & tree cover; IA: 水浇地 1 年生作物 Irrigated annual crops; DA:1 年生植物覆被的干扰地类 Disturbed area covered annual herbaceous vegetation; TA: 人工种植的草本植物 Managed for regular harvest of non-crop herbaceous vegetation

① Ellis E C, Wang H, Peng K, *et al*. Estimating long-term regional changes from samples of high-resolution imagery across rural China. Remote Sensing of Environment, (in review)

耕地类型(Use + Cover = PA, RA, IP, IA, RP, IM, RM)面积总计 51.4×10^3 km^2(图 2 和表 4),占区域面积的 60%,水田(PA)、水浇地(IP, IA, IM)和旱地(RA, RP, RM)分别占耕地类型总面积的 77%、10% 和 13%。耕地类型的土壤全氮和全磷储量总计分别为 20.1Tg N 和 12.5Tg P,分别占总储量的 67% 和 63%。耕地类型中面积较大的生态立地类型有(表 4):平原稻田(FPPAri01),水浇地桑树(FPIPdw39),平原及人工地段的旱地 1 年生作物(FPRAac04, ANRAac04)和旱地蔬菜(FPRAac01)等,尤其是平原稻田居绝对优势,其土壤全氮储量和全磷储量分别占总储量的 52% 和 46%。

水产养殖(AW)的面积仅次于水田,养殖规模在 0.1 ~ 1hm^2(Group = aq08 和 aq14)和 > 1hm^2(Group = aq09)面积占据绝对优势;而 < 0.1hm^2(Group = aq07)的生态立地较少,在区域乡村景观中面积 < 1%。此外,池塘养殖(Form = PB 和 PA)面积大于运河养殖(Form = CB 和 CA)面积约 1 倍多(表 4)。

表 4 长江平原区乡村景观的土地利用覆被面积及其 0 ~ 30cm 土壤全氮和全磷储量

Table 4 Land use/land cover and ecotope area, soil TN and soil TP storage in 0 ~ 30cm layer

土地利用/覆被和生态立地类型 Land use/land cover and Ecotope	面积 Area % (10^3km^2)	全氮储量 TN % (Tg)	全磷储量 TP % (Tg)
(1) 水田 Paddy & other flooded crops ¥	46.0(39.37)	51.6(15.43)	45.5(9.23)
FPPAri01 平原稻田 Rice paddy	45.5(38.93)	51.0(15.26)	45.0(9.13)
(2) 水产养殖 Aquaculture	14.5(12.39)	10.6(3.16)	7.4(1.42)
PBAWaq08 管理面积 0.1 ~ 1 hm^{2}的水产养殖塘 Medium-scale generic freshwater livestock culture in large pond	5.1(4.39)	3.9(1.17)	3.6(0.7)
CAAWaq08 宽 < 30m 的运河中 0.1 ~ 1hm^2 管理面积的水产养殖区 Medium-scale generic freshwater livestock culture in small canal	2.7(2.29)	1.8(0.53)	1.1(0.2)
PBAWaq09 管理面积 > 1 hm^{2}的水产养殖塘 Large-scale generic freshwater livestock culture in large pond	1.3(1.11)	1.0(0.29)	0.6(0.11)
PBAWaq14 管理面积 0.1 ~ 1 hm^{2}的螃蟹养殖塘 Medium-scale generic freshwater crab culture in large pond	1.3(1.08)	0.9(0.28)	0.6(0.11)
CBAWaq09 宽 > 30m 的运河中 > 1hm^2 管理面积的水产养殖区 Large-scale generic freshwater livestock culture in large canal	1.0(0.88)	0.8(0.22)	0.4(0.08)
(3) 非渗透性建筑用地 Built structures with impervious cover	10.9(9.33)	10.3(3.08)	17.4(3.39)
ANCSho04 成片的楼房群 Attached > 1 story houses	7.8(6.71)	7.5(2.25)	12.7(2.46)
ANCStr02 水泥或砂石道路 Paved roads	1.5(1.32)	1.5(0.46)	1.4(0.28)
(4) 旱地 1 年生作物 Rainfed annual crops	7.0(6.01)	7.2(2.15)	8.5(1.66)
FPRAac04 1 年生旱地作物 Rainfed small-scale staple crops	2.8(2.39)	2.9(0.88)	5.3(1.05)
ANRAac04 人工地段的 1 年生旱作物 Rainfed small-scale staple croplands on the anthropogenic	2.6(2.21)	2.5(0.75)	1.7(0.33)
(5) 闲置水域 Fallow water	4.5(3.82)	2.9(0.85)	2.0(0.37)
CBFWwa02 宽 > 30m 的运河中闲置水域 Fallow water in large canal	2.9(2.52)	1.9(0.57)	1.4(0.26)
CAFWwa02 宽 < 30m 的运河中闲置水域 Fallow water in small canal	1.4(1.23)	0.9(0.27)	0.6(0.11)
(6) 水浇地多年生作物 Irrigated perennial crops	3.7(3.15)	4.6(1.37)	3.7(0.71)
FPIPdw39 水浇地成熟桑园 Irrigated small-scale mature mulberry	3.7(3.13)	4.5(1.36)	3.7(0.71)
全部 Total §	100.0(85.24)	100.0(29.87)	100.0(19.79)

仅列出面积 > 2.5% 的土地利用/覆被类型及其包含的面积 > 1.0% 的生态立地类型 > 2.5% area of Land use/land cover classes are listed, in which > 1.0% area of ecotope classes are listed; ¥: 土地利用/覆被类型 Land use /land cover classes; §: 长江平原区乡村景观总面积及 0 ~ 30cm 土壤全氮和全磷总储量; The total area and soil TN and TP storage in 0 ~ 30cm layer in rural landscape of Yangtze Plain Region

非渗漏性建筑用地(CS)的面积居第三,其中面积较大的生态立地类型为:成片楼房群(ANCSho04),水泥或砂石道路(ANCStr02)等。

此外,0 ~ 30cm 土壤全氮和全磷储量的多少主要取决于区域景观类型面积的大小(图 2)。

6.6 讨论

由上述分析可知,区域土壤全氮和全磷储量评价的准确性主要取决于景观类型面积评价的准确性。利用基于 30m 分辨率的 TM/ETM + 影像人工解译的 2000 年中国土地覆被数据[33]来评价长江平原区人口密集的乡村景观中水田和农村居民用地面积,分别为 72.52% 和 8.58%;而本研究评价的该区域水田(Use + Cover = PA)面积和农村居民用地(Group = ho 和 fb)的面积,分别为 45.99% 和 8.26%。水田评价面积相差 26.5%,但农村居民用地面积仅相差 0.32%。究其原因:是基于 30m 分辨率的土地覆被数据高估了区域景观中基质的面积,如长江平原区的水田,这也被数据制作者所证实[24, 39]。刘纪远等利用航片分区调查评价了该数据集的耕地面积误差,校正后的耕地面积比校正前小 27.5%,而水田和旱地面积分别被高估 32.7% 和 25.7%[24]。但农村居民用地面积在 2 种评价方法间差异很小,主要是由于长江平原区农村居民用地通常是集中成片分布,面积 >900m^2(30m ×30m)的该类型缀块占据全部样方中其总面积的 90%。也就是说,无论基于 1m 分辨率的 IKONOS 影像还是基于 30m 分辨率的 TM/ETM + 影像解译长江平原区域的农村居民用地类型,都可以获得很高的准确度。这是两种方法评价农村居民用地类型面积差异很小的原因。本研究采用的基于取样样方数据,利用自助法重取样并通过多变量区域最优化算法获得样方的区域权重,然后结合样方的景观类型面积评价的不确定性模型,能够较准确的评价长江平原区域的乡村景观类型的面积并分析其不确定性。此外,通过基于取样过程计算的聚类距离权重设定景观类型中土壤取样数量和随机取样点[19, 27],取样分析后将 0 ~ 30cm 土壤全氮和全磷密度进行参数化,设定为正态或对数正态概率密度函数以表示区域景观类型的土壤全氮和全磷密度,并结合景观类型面积的区域评价不确性模型模拟,可较准确地评价了区域全氮、全磷储量及其不确定性。

区域土壤全氮和全磷储量的评价也会采用土壤类型法[40],该方法侧重于土壤种类本身对于土壤全氮和全磷的影响,忽略了土地利用,覆被和管理等人为影响因素对土壤全氮和全磷的影响作用。此外,由于所用的区域土壤类型图比例尺较小,而土壤类型面积的精确度还有待于进一步提高,用于评价乡村景观中的土壤全氮、全磷储量时,可能产生较大的偏差。对于土壤类型面积的更精确的评价是非常困难的,需要投入巨大的人力和财力以及周密的组织和专业的调查等。相对而言,不论在小尺度还是大尺度,土地利用/覆被面积及其土壤全氮、全磷储量的评价都更加容易些。

与通常的方法相比,本研究重视了 <30m 分辨率的均质景观缀块的分类及绘图,能够较真实地反映人口密集的乡村景观中小尺度的土地利用和覆被的复杂格局[21, 29~31],发现一些生态立地类型的土壤全氮密度存在显著差异,并且农村居民点及其相邻的干扰地类中土壤全磷密度较高,验证了这些生态立地类型在土地管理及生态过程的异质性。此外,景观格局对于土壤养分的储量和流动[41]也有明显的影响,本研究中 500m × 500m 样方的景观类型组合模式及其 0 ~ 30cm 土层土壤全氮储量都呈现明显的异质性。本研究的不足之处在于样方数量较少并且相对集中,可能会对评价区域乡村景观类型的面积、土壤全氮和全磷储量的准确性有一定的影响,而且没有将景观类型和土壤类型结合考虑,可能影响对于样方中土壤全氮和全磷密度空间变异的理解或在一定程度上影响其区域代表性,有待于进一步在将来的研究中完善。总之,本研究将区域的粗分辨率数据与小尺度景观类型、格局对土壤氮磷影响的研究相结合,即通过大尺度区域数据选取小尺度景观样方,并将小尺度精细研究的数据推绎到大尺度的区域范围,该方法明显的改善了区域景观类型评价的准确性,能较准确的评价长江平原区乡村景观类型的面积、土壤全氮和全磷储量,并可进行不确定性分析。

References:

[1] Du L F, Zhang W L, Li Z H, *et al*. Soil quality with various planting patterns in Yangtze River Delta Area. Journal of Agro-Environment Science, 2006, 25(1): 95 - 99.

[2] Huang J F, Cao Z H, Li A F, *et al*. 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.

[3] Lai Y G, Yu G, Gui F. the preliminary simulating study for the transportations of nutrient matter in Taihu Lake valley. Science in China ser. D Earth Sciences, 2005, 35(supplement II): 121 −130.

[4] Li H P, Liu X M, Huang W Y. The Non-point output of different landuse types in Zhexi hydraulic Region of Taihu Basin. Acta Geographica Sinica, 2004, 59(3): 401 −408.

[5] Zhang X Y, Chen L D, Li Q, *et al*. Effects of agricultural land-use on soil nutrients and the vertical distributions in traditional cultivated region, Northern China. Journal of Agro-Environment Science, 2006, 25(2): 377 −381

[6] Gao Y J, Huang D M, Zhu P L, *et al*. The long term impact of different soil management on nitrogen fertility in rice-based cropping system. Acta Pedologica Sinica, 2000, 37(4): 456 −463.

[7] Li J L, Liu C, Zhang D F, *et al*. 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.

[8] Kong X B, Zhang F R, Qi W, *et al*. The influence of land use change on soil fertility in intensive agricultural region: a case study of Quzhou County, Hebei. Acta Geographica Sinica, 2003, 58(3): 333 −342.

[9] 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. Acta Pedologica Sinica, 2002, 39(2): 236 −245.

[10] Gao C, Zhang T L, Wu W D. Agricultural soil nutrient status in Taihu Lake Area and its implication to nutrient management strategies. Scientia Geographic Sinica, 2001, 21(5):428 −432.

[11] Shan Y H, Yang L Z, Shen M X, *et al*. Accumulation and downward transport of phosphorus in paddy soil in long-term fertilization experiment. Acta Pedologica Sinica, 2005, 42(6): 970 −976.

[12] Qiu D S, Li L Q, Jiao S J, *et al*. 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.

[13] Ren K A, Xiao H A, Li L, *et al*. Changes of soil organic matter, nitrogen, phosphorus and potassium contents in paddy soils in Dong ting Lake Area. Research of Agricultural Modernization, 2005, 26(12): 150 −153.

[14] Lu P, Peng P Q, Song B L, *et al*. Geostatistical and GIS analyses on soil total P in the typical area of Dongting Lake Plain. Scientia Agricultura Sinica, 2005, 38(6): 1204 −1212.

[15] Liu F C, Shi X Z, Pan X Z, *et al*. Characteristics of spatial variability of total phosphorus in soil of the typical area of Taihu Lake Watershed. Scientia Geographica Sinica, 2003, 23(1): 77 −81.

[16] Liu X M, Zhang W W. Paddy field quality and precision agriculture at moderate scale. Journal of Zhejiang University (Agric1 & Life Sci1), 2005, 31(6): 745 −749.

[17] Zhao Y F, Shi X Z, Yu D S, *et al*. Spatial variation of soil nutrients and its affecting factors at small scale -a case study of Peri-urban Areas in Wuxi Jiangsu Province. Chinese Journal of Soil Science, 2006, 37(2):214 −219.

[18] Zhang R B, Yao Q, Ji Y, *et al*. A study on law of non-point pollutants losses in typical small watershed of Taihu Basin —— A case study at Meilin watershed in Yixing city of Jiangsu Province. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2005, 14(1): 94 −98.

[19] Jiao J G, Wu J X, Yang L Z, *et al*. Effects of land use on soil total nitrogen and phosphorus in different densely populated village landscapes. Journal of Soil and Water Conservation, 2006, 20(3): 97 −101.

[20] Ellis E C, Li R G, Yang L Z, *et al*. Long-term change in village scale ecosystems in China using landscape and statistical methods. Ecological. Applications, 2000, 10(4): 1057 −1073.

[21] Ellis E C. Long-term ecological changes in the densely populated rural landscapes of China. In: DeFries R S, Asner G P, and Houghton R A eds. Ecosystems and land use change. Geophysical Monographs. American Geophysical Union, Washington, D C., 2004. 153: 303 −320.

[22] Verburg P H, Veldkamp A, Fresco L O. Simulation of changes in the spatial pattern of land use in China. Applied Geography, 1999, 19 (3): 211 −233.

[23] Guo S M, Ma S, Chen Y J. State and trend of grain product of main grain productive area and developing countermeasures in China. Research of Agricultural Modernization, 2006, 27(1): 1 −6.

[24] Liu J Y, Liu M L, Tian H Q, *et al*. 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.

[25] Liu J Y, Zhuang D F, Luo D, *et al*. Land-cover classification of China: integrated analysis of AVHRR imagery and geophysical data. International Journal of Remote Sensing, 2003, 24(12): 2485 −2500.

[26] Frolking S, Xiao X M, Zhuang Y H, *et al*. Agricultural land-use in China: a comparison of area estimates from ground-based census and satellite-borne remote sensing. Global Ecology and Biogeography, 1999, 8: 407 −416.

[27] Wu J X, Jiao J G, Xiao H S, *et al*. 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.

[28] Wang H Q, Ellis E C. Spatial accuracy of orthorectified IKONOS imagery and historical aerial photographs across five sites in China. International Journal of Remote Sensing, 2005, 26: 1893 −1911.

[29] Ellis E C, Wang H Q, Xiao H S, *et al*. Measuring longterm ecological changes in densely populated landscapes using current and historical high resolution imagery. Remote Sensing of Environment, 2006, 100: 457 −473.

[30] Li S C, Liu W Q, Cheng X, *et al*. Characteristic study on village landscape patterns in Sichuan Basin hilly region based on high resolution IKONOS remote sensing. Chinese Journal of Applied Ecology, 2005, 16(10):1830 -1837.
[31] Ruan R Z, Ellis E C. An illustrative study on local landscape based on IKONOS. Remote Sensing Information, 2005, 3: 14 -17.
[32] Ellis E C, Wang H. Estimating area errors for finescale featurebased ecological mapping. International Journal of Remote Sensing, 2006, 27, 4731 -4749.
[33] Liu J Y, Liu M L, Zhuang D F, *et al*. Study on spatial pattern of landuse change in China during 19952000. Science In China Series D. Earth Sciences, 2003, 46, 373 -384.
[34] Tian Y, Yue T, Zhu L, *et al*. Modeling population density using land cover data. Ecological Modeling, 2005, 189, 7288.
[35] National GeospatialIntelligence Agency. Shuttle radar topography mission DTED level 1 (3 arc second). In: National Center for Earth Resources Observation and Science (EROS), 2004.
[36] Ellis E C, Li R G, Yang L Z, *et al*. Changes in villagescale nitrogen storage in China's Tai Lake Region. Ecological Applications, 2000, 10: 1074 -1089.
[37] Brejda J J, Moorman T B, Smith J L, *et al*. Distribution and variability of surface soil properties at a regional scale. Soil Science Society of America Journal, 2000, 64, 974 -982.
[38] Grubbs F E. Procedures for detecting outlying observations in samples. Technometrics, 1969, 11, 1 -21.
[39] Xiao X, Liu J, Zhuang D, Frolking S, *et al*. Uncertainties in estimates of cropland area in China: a comparison between an AVHRRderived dataset and a Landsat TMderived dataset. Global and Planetary Change, 2003, 37, 297 -306.
[40] Zhang C, Tian H Q, Liu J Y, *et al*. Pools and distributions of soil phosphorus in China. Global Biogeochemical cycles, 2005, 19: GB1020, doi: 10.1029/2004GB002296.
[41] Meng Q H, Fu B J. Landscape pattern and soil nutrient flux. Journal of Soil and Water Conservation, 2000, 14(3):116 -122.

参考文献:

[1] 杜连凤, 张维理, 李志宏, 等. 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.
[2] 黄锦法, 曹志洪, 李艾芬, 等. 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.
[3] 赖格英, 于革, 桂峰. 太湖流域营养物质输移模拟评估的初步研究. 中国科学,D 辑,地球科学, 2005, 35(增刊Ⅱ): 121 ~130.
[4] 李恒鹏, 刘晓玫, 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.
[5] 张心昱, 陈利顶, 李琪, 等. 不同农业土地利用类型对北方传统农耕区土壤养分含量及垂直分布的影响. 农业环境科学学报, 2006, 25(2): 377 ~381
[6] 高亚军, 黄东迈, 朱培立, 等. 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.
[7] 李加林, 刘闯, 张殿发, 等. 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.
[8] 孔祥斌, 张凤荣, 齐伟, 等. 集约化农区土地利用变化对土壤养分的影响以河北省曲周县为例. 地理学报, 2003, 58(3): 333 ~342.
[9] 陈浮, 濮励杰, 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.
[10] 高超, 张桃林, 吴薇东. 太湖地区农田土壤养分动态及其启示. 地理科学, 2001, 21(5): 428 ~432.
[11] 单艳红, 杨林章, 沈明星, 等. 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.
[12] 邱多生, 李恋卿, 焦少俊, 等. 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.
[13] 任可爱, 肖和艾, 李玲, 等. 洞庭湖区稻田土壤有机质和氮磷钾含量的变化以湘阴县为例. 农业现代化研究, 2005, 26(12): 150 ~153.
[14] 路鹏, 彭佩钦, 宋变兰, 等. 洞庭湖平原区土壤全磷含量地统计学和 GIS 分析. 中国农业科学, 2005, 38(6): 1204 ~1212.
[15] 刘付程, 史学正, 潘贤章, 等. 太湖流域典型地区土壤磷素含量的空间变异特征. 地理科学, 2003, 23(1): 77 ~81.
[16] 刘杏梅, 张蔚文. 中尺度上水稻田质量与精确农业. 浙江大学学报(农业与生命科学版), 2005, 31(6): 745 ~749.
[17] 赵彦锋, 史学正, 于东升, 等. 小尺度土壤养分的空间变异及其影响因素探讨以江苏省无锡市典型城乡交错区为例. 土壤通报, 2006, 37(2): 214 ~219.
[18] 张荣保, 姚琪, 计勇, 等. 太湖地区典型小流域非点源污染物流失规律以宜兴梅林小流域为例. 长江流域资源与环境, 2005, 14(1): 94 ~98.
[19] 焦加国, 武俊喜, 杨林章, 等. 不同区域人口密集的乡村景观中土地利用对土壤氮磷的影响. 水土保持学报, 2006, 20(3): 97 ~101.
[23] 郭淑敏, 马帅, 陈印军. 我国粮食主产区粮食生产态势与发展对策研究. 农业现代化研究, 2006, 27(1): 1 ~6.
[27] 武俊喜, 焦加国, 肖红生, 等. 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.
[30] 李首成, 刘文全, 程序, 等. 基于高分辨率卫星图的川中丘陵区村级景观格局特征研究. 应用生态学报, 2005, 16 (10):1830 ~1837.
[31] 阮仁宗, Ellis E C. 利用 IKONOS 进行局部景观生态研究. 遥感信息, 2005, 3: 14 ~17.
[41] 孟庆华, 傅伯杰. 景观格局与土壤养分流动. 水土保持学报, 2000, 14(3): 116 ~122.