

土地利用/覆被变化 (LUCC) 的环境效应研究进展^①

杜习乐^{1,2}, 吕昌河^{1*}, 王海荣³

(1 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101; 2 中国科学院研究生院, 北京 100049;

3 河南省有色金属地质矿产局第二地质大队, 郑州 450016)

摘要: 土地利用/覆被变化 (LUCC) 是全球环境变化的重要因素之一, LUCC 的环境效应也是当前的研究热点。本文总结了近 20 年 LUCC 环境效应研究的主要成果和方法, 并针对当前研究中的不足之处, 对未来的研究趋势进行了讨论。该文首先分别从大气、土壤、水、生物和人类等环境因子方面讨论总结了 LUCC 环境效应的主要研究成果, 继而从大气效应、水环境效应、土壤环境效应和综合环境效应等方面对常用的定量研究方法作了概括。作者认为今后应加强 LUCC 的综合环境效应、城市土地利用和城市扩张的环境效应等方面的研究, 同时应重视服务于决策和管理的应用研究, 提高环境监测和实验分析的技术水平, 开发和完善基于 RS 和 GIS 空间分析功能的 LUCC 及其效应模型, 以更有效和精确地评估土地利用变化所导致的环境影响。

关键词: LUCC; 环境效应; 方法; 趋势

中图分类号: F301.24; X144

20 世纪以来, 全球环境以前所未有的速度发生变化, 一系列全球性重大环境问题对人类的生存和发展构成严重威胁。从地球系统科学的角度看, 全球环境问题的产生是地球大气圈、水圈、生物圈、岩石圈与人类活动相互作用的结果^[1]。土地利用与土地覆被是地球表层系统中最突出的景观标志, 也是地球上最直接、最重要遗迹的载体。LUCC 是人类活动和自然要素共同作用的结果, 因此是研究自然与人文过程的理想切入点, 成为全球变化研究的热点领域^[2~3]。1990 年全球变化人文领域计划 (IHDP) 第一次学术会议就把 LUCC 确定为六大研究方向之一。1995 年, 由隶属于“国际科学联合会 (ICSU)”的“国际地圈—生物圈计划 (IGBP)”和隶属于“国际社会科学联合会 (ISSC)”的 IHDP 共同拟定了为期 10 年的“LUCC 科学研究计划”, 作为国际全球变化研究的一项核心计划。随着全球变化研究的不断深入, 国际上与全球变化有关的各个科学组织和各类科学计划纷纷将 LUCC 作为研究重点。联合国粮农组织 (FAO)、联合国环境署亚太地区环境评价计划 (UNEP/EAP-AP)、气候变化政府间工作委员会 (IPCC) 等都确立了与“LUCC 科学研究计划”相应的研究项目; 一些国家和地区,

如美国、日本、欧洲共同体 (荷兰、奥地利等国) 等也都分别建立了不同层次的 LUCC 研究项目^[4]。

在 LUCC 研究计划执行的 10 年间, 研究内容从全球气候变化效应扩展到不同空间尺度的 LUCC 过程、驱动机制, 以及资源、生态和环境影响等诸多方面。除了在 LUCC 监测技术、驱动力、生态环境效应和建模研究等不同方面取得了丰硕的研究成果外, LUCC 研究在理论上也实现了非常大的突破。2005 年在 IHDP 第六届开放会议上, 为期 10 年的“LUCC 科学研究计划”宣告结束。Lambin 在介绍 LUCC 计划的执行结果时指出: 全球 LUCC 不仅影响区域可持续发展, 而且对全球变化的影响已达到了与自然要素对全球变化影响的同一量级, 在一些区域成为生态系统变化的主要原因。与此同时, Aspinall 和 Ojima 介绍了 IHDP 与 IGBP 新设立的“GLP 计划 (Global Land Project)”。GLP 是在 IGBP 核心研究计划——“全球环境变化与陆地生态系统 (GCTE) 计划”和“LUCC 科学研究计划”基础上的又一项国际性的土地利用/覆被变化研究项目。该计划主要研究陆地系统变化的原因和本质、陆地系统变化的后果、以及陆地可持续性的综合分析和模拟^[5~6]。通过测度、模拟和认识社会—环境耦合

^①基金项目: 中国科学院知识创新重要方向性项目 (kzcx2-yw-421)、国家自然科学基金项目 (41071063, 40701046) 资助。

* 通讯作者 (luch@igsnrr.ac.cn)

作者简介: 杜习乐 (1980—), 男, 河南获嘉人, 博士研究生, 主要从事土地变化与环境科学研究。E-mail: duxile@126.com

的陆地系统(即土地系统),理解地表变化的过程及其引起的社会、经济和政治后果。

2007年12月在《美国科学院院刊》上刊发了美国科学院院士、克拉克大学教授Turner,原LUCC研究计划主席、比利时鲁汶大学教授Lambin和现GLP研究计划主席、哥本哈根大学教授Reenberg3人^[7]共同撰写的“全球环境变化和可持续性背景下的土地变化科学”一文,指出土地变化科学(LCS)重在加强以下4个方面的研究:①对全球的土地变化的观测和监测;②在人与环境耦合系统中去理解这些变化;③土地变化的空间解释模型;④对土地系统的脆弱性、弹性和可持续性进行评价。进一步强调了土地利用变化在全球环境变化和可持续性研究中的重要作用。

1 LUCC的环境效应研究进展

土地利用是在人类活动持续或周期性干预下,进行土地自然再生产和经济再生产的复杂社会经济过程。随着人口增长、经济发展和资源开发的快速推进,人类对土地的开发利用以及由此引起的土地覆被变化成为全球环境变化的重要因素。从系统科学的角度看,土地利用实质上是土地自然生态子系统与土地社会经济子系统,以人口子系统为纽带与接口耦合而成的土地生态经济系统。其中,土地自然生态系统是整体系统的基础,在形式上它表现为气候、地貌、水文、土壤、植被、基础地质等自然生态因子在一定地域空间内的不同组合,这些不同因子组合又通过物质能量的交换耦合成具有一定结构与功能的生态环境系统。土地利用与生态环境之间存在复杂的、非线性的动态反馈关系。一方面,土地利用通过改变地表物理和化学特征驱动生态环境的变化,进而影响区域物质能量循环与生态化学过程。另一方面,生态环境是土地利用的物质能量储备库,为土地利用提供资源支撑,对土地利用产生重要的限制作用。因此,土地利用与环境之间相互影响、相互制约。由于这些关系的复杂性,对区域土地利用的生态环境效应研究不可能面面俱到,且不同区域之间也存在着较大差异。因此,多数研究本着科学适用的原则,多选用单个或多个环境因子作为研究对象,研究区域土地利用对环境因子的作用方式与具体过程,以求从微观上构建土地利用对生态环境的作用机理。本文总结了近年来国内外LUCC环境效应研究的主要成果,以期为进一步的深入研究提供参考。

1.1 LUCC对大气成分和气候的影响

众多研究表明,建设用地扩张、森林砍伐、湿地

破坏等不合理的土地利用,使过量的CO、CO₂、CH₄、N₂O、SO₂等温室或污染气体排放到大气中,改变了大气化学性质和过程。据Crutzen和Andreae^[8]估计,大气中60%的CO来源于土地利用类型和覆被格局的改变。从1850年到1985年大气中CO₂增加量的35%是由于土地利用变化,主要是森林退化引起的^[9]。根据Cicerone等人^[10-11]对CH₄来源的研究,LUCC,如农业的扩张(水稻种植)、城市化过程、森林退化等是CH₄的直接来源。由于在缺氧和富含硝酸盐和可氧化碳的土壤中,反硝化作用释放N₂O的速度很快,所以越来越频繁的热带地区的农业活动(改变了原有的LUCC格局)成为近年来大气中N₂O含量升高的主要原因^[12]。N₂O在大气中具有较长的滞留时间,并参与大气中的许多光化学反应,破坏O₃层^[13]。城市化和工业化引起的化石燃料燃烧所排放的各种废气是大气中化学烟雾的主要成分,如20世纪80年代美国东部化学烟雾浓度高值区分布在工业集中区,那里的空气能见度和太阳直接辐射均较低^[14]。LUCC对大气的影响在全球范围内和长时期内的一般趋势已经有了相对肯定的结论。然而,数据的缺乏和精确度不高限制了对上述变化的生物地球化学模型评估。

土地覆被通过影响净辐射、显热和潜热比,以及降雨在土壤水、蒸散和径流中的分配而影响区域气候^[15]。基于人类利用方向的土地利用变化倾向于增加反射率,导致更多的能量返回到大气中,使对流层温度增加,大气的稳定性增强,并减少对流雨^[16]。这在大范围森林面积变化影响全球气候方面表现得较为明显。Christopher^[17]的研究结果表明,亚马孙河流域巴西境内森林向牧场的转变增加了地表反射率和植被盖度,在小范围内增加温度并降低湿度,影响森林的再生能力;热带雨林在水分再循环中占有重要位置,森林开采将大大减少当地降水量并升高气温。模型研究同时证明,热带地区土地覆被变化主要是通过改变水平衡来影响气候,大规模热带雨林的消失使得气候变得更加炎热而干燥^[18]。温带和寒带地区的植被变化主要通过改变地表辐射平衡来影响气候^[19],如森林的减少因为增大了地表的反射率而导致气候变冷^[20]。在人地关系矛盾最突出的城市地区,几乎所有的气候要素都发生了变化,如太阳辐射、温度、湿度、能见度、风速和风向及降雨等^[21]。其中,城市热岛效应是土地利用变化影响区域气候的最典型的例子。城区建筑面积的增加、建筑密度的增大和绿地面积的减少等,使得地表蒸发冷却降低而储存的热量增多,从而加热了城市空气产生热岛效应^[22]。

1.2 LUCC 对土壤的影响

LUCC 影响土壤质量的变化，主要表现为诱发土壤侵蚀（水蚀、风蚀）、土壤化学退化（土壤污染、盐碱化、水浸、酸化等）和物理退化（土壤紧实、干燥等）等。国际上对 LUCC 土壤退化效应的研究，一般主要结合土壤性状，分析 LUCC 引起的土壤退化的过程、机理、发展趋向和速率，以及对土壤质量及其生产力的影响，并对其进行模拟和预测等。土地利用通过改变土壤养分循环引起土壤养分的积累或流失，如 Peterjohn 和 Correll^[23]对 N、P、C 流失分析发现，自然植被及其土壤系统的营养循环能力远高于玉米地，N 在林地中的循环远高于耕地，P 也有类似结果。Thomas 等^[24]研究发现，持续种植紫花苜蓿、传统耕作方式、保护性耕作方式和森林 4 种土地利用方式中，径流带走的有效 N 和有效 P，以及土壤侵蚀带走的全 N 和全 P 均为林地最少。Likens 等^[25]分析了美国新罕布什尔一个未受干扰的流域与另一个森林被砍伐流域的养分流失情况，发现前者 N 的流失量只有 $4 \text{ kg}/\text{hm}^2$ ，而后者则高达 $142 \text{ kg}/\text{hm}^2$ 。Motelay-Massei 等^[26]对法国 Seine River 盆地土壤中的多氯联苯（PCBs）、多环芳烃（PAHs）等有毒有机污染物的空间分布特征的研究表明，城市土壤中的含量显著高于农业土壤。Martin 和 Wolfgang^[27]分析了德国 Bayreuth 市土壤样品中的 PAHs 和 PCBs 发现，在不同土地利用方式下土壤有机污染物的含量存在很大差别。

国内的 LUCC 土壤效应研究主要集中在以下几个方面^[28-29]，即 LUCC 对土壤性状尤其是土壤肥力性状的影响；单一土地利用或土地覆被类型下土壤退化的基本过程、作用机理及调控对策；土壤污染的类型与效应等。土地利用与土壤侵蚀关系密切，在我国的黄土高原地区表现最为典型，如在子午岭林区，森林恢复前土壤垦殖率为 25% ~ 30%，土壤侵蚀模数 $8000 \sim 10000 \text{ t}/(\text{a}\cdot\text{km}^2)$ ，森林恢复后，土壤侵蚀模数只有 $122 \text{ t}/(\text{a}\cdot\text{km}^2)$ ，仅相当于恢复前的 1.2% ~ 1.5%^[30]。傅伯杰等^[31]研究了黄土丘陵区连续 15 年的 4 种典型土地利用结构对土壤养分的影响，结果发现，坡耕地-草地-林地和梯田-草地-林地有较好的土壤养分保持能力和水土保持效果，是黄土高原丘陵沟壑区较好的土地利用结构类型。在西北干旱区，绿洲开发，特别是只灌不排或重灌轻排等不合理的土地利用方式，导致灌区地下水位上升，土壤盐渍化严重，已成为影响农业可持续发展的一个主要制约因素^[32]。对内蒙古达拉特旗高头窑镇的研究发现，草原和林地的退化是土地沙漠化的直接原因^[33]。在东北绥化黑土区，农田表层 0 ~ 30 cm

的土壤含水量差异受土地利用方式的影响明显，总体表现为裸地相对较高，其次为休闲地、苜蓿地和玉米地^[34]。在东南部经济发达区，对上海崇明岛不同土地利用方式下土壤污染的分析发现，工业区土壤重金属 Cu、Cr、Pb 全量最高，而湿地最低，土壤酸性磷酸酶和脲酶活性差异也较大^[35]。在滇东南石漠化山地，耕地较人工林地、封山育林地和荒地的产流产沙、土壤侵蚀、固体和液体养分流失等都要严重，因此，退耕还林和封山育林可促进石漠化山地土壤肥力的改善和水土保持功能的提高^[36]。

1.3 LUCC 对水资源和水循环的影响

LUCC 对水资源的影响深刻，主要表现在对水量和水质两个方面。土地利用特别是农业用水对水资源的影响突出。目前全球取水量总计约 $3900 \text{ km}^3/\text{a}$ ，约占可再生水资源量的 10%，消耗性水量（不再返还到流域）估计为 $1800 \sim 2300 \text{ km}^3/\text{a}$ ，其中农业就占到了约 85%^[37]。农业灌溉提水和分流直接影响流域的淡水供应和空间分配，如黑河中游地区，灌溉农业的扩张造成了用水量的增加以及水资源在区域间的重新分配^[38]。灌溉农业和城市用地的扩张使用水量迅速增加，导致河流特别是半干旱区的河流水量锐减，甚至断流、干涸，如近年来黄河下游断流频繁且断流时间增长，就与中游地区的过度引水有关。华北平原、环渤海地区由于农业和工业用水增加，导致地下水超采，形成了大范围的漏斗，部分地区出现地面下沉，造成沿海地区的海水入侵。

不当的土地利用方式往往造成面源污染，导致水质下降，如土地耕垦产生水土流失，继而引起泥沙、土壤养分和农用化学品流失到地下水和河流中。在云南小江流域的研究表明^[39]，耕地扩张和大量使用化肥、农药导致面源污染，造成地下水中的 NH_4^+ 、 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 NO_2^- 、 Cl^- 离子含量及 pH 值、总硬度、总碱度明显升高并超标，而林地减少或林地质量的下降，使土地发生石漠化，地下水中的 Ca^{2+} 、 HCO_3^- 浓度明显降低；分析发现，地下水各指标的空间变化与土地利用空间格局的变化表现出动态一致性。对比研究发现^[40]，林地和草地控制的小流域的地表水水质明显优于耕地主导的流域，在其他条件相似时，随着小流域内林地和草地比例的增加，非点源污染降低，而随着耕地比例的增加，非点源污染有增大的趋势。因此，农业生产已经成为内陆水域和沿海岸带过剩 N、P 的最大来源^[41-42]，导致水质恶化、氧气耗竭、鱼类死亡、蓝藻繁盛和水传播疾病流行^[43]。城市化使工业废水和城镇生活污水的排放量不断增加，直接排入河道造成

高强度的点源污染，并通过流域地表水和地下水的多次相互循环转化进而污染整个水系统。

LUCC 影响水循环，它改变了地表植被的截留量、土壤水分的入渗能力和地表蒸发等因素，扰乱地表水的平衡和降雨在蒸散、地表和地下径流间的分配，进而影响流域的水文情势和产汇流机制。Bosch 和 Hewlett^[44]对全球 94 个流域试验数据进行分析后认为：林地的清除基本均使径流量增加，而空旷地的造林一般会使径流总量减少。在巴西的托坎廷斯河流域，在降雨量并没有较明显变化的情况下，伴随着农田的增加，河流的径流量在 1960—1995 年间增加了 25%^[45]。在我国太湖流域，随着耕地面积的减少和建设用地的增加，流域产水量不断增加；且该流域土地利用方式的变化可改变河流与河流、河流与湖泊及湖荡之间的水力联系，影响洪水的排泄过程^[46]。对四川涪子溪流域径流量与 LUCC 关系的分析表明，土地利用变化对降雨-径流关系有重要影响，在不同的时间尺度上影响程度不一样^[47]。城市化的快速发展导致城区不透水面积大量增加，改变了地面径流的时空模式和水量平衡状况，使水分转化的界面过程发生变化，径流系数增大，使雨洪过程线更加尖陡，洪峰流量频次增加，而雨洪不易蓄积，地下水补给减少^[48]。

1.4 LUCC 对森林、湿地、生物多样性和生态服务功能的影响

在过去的 300 年中，以农业用地扩展和木材采伐为主的人类活动已造成大约 700~1 100 万 km² 的森林消失。拥有全球 50% 物种栖息地的热带雨林比原有面积减少了一半；温带森林 1/3 已被砍伐；温带雨林已成为濒危生态系统；亚洲、西非的红树林受到严重损害；热带森林大部分被橡胶园和热带作物园取代；老龄的落叶阔叶林是生物物种最丰富的一个森林类型，但同样遭到严重破坏，保存较好的呈片断化分散在不同的山地上^[49]。高度人工管理的森林，如北美的木材林和东南亚的棕榈园取代了许多自然森林，在全球已达 190 万 km²^[50]。采伐、放牧和道路扩建等土地利用活动，即使没有改变森林面积，但却使森林在生产力、生物量、垂直结构和种群组成等方面的生态功能下降。植树造林和森林管护，促进了植被的恢复，如在东亚的一些国家，植树造林和绿化增加了林地面积^[51]；欧洲 1950~1990 年间在没有增加林地面积的情况下，通过配方施 N，泥炭地排水等管理措施使得森林生物量提高了 40%^[52]。这些措施提高了森林大气碳的汇集地功能，尽管其他生态系统服务和生物多样性有可能降低^[53]。

土地利用是导致湿地面积和生态功能变化的最重要的因素。Dimitriou 和 Zacharias^[54]对希腊西部 Trichonis 湖周围湿地的研究表明，气候因素对湿地变化的影响很小，而土地利用变化和水利工程建设的影响起主导作用。在加拿大萨斯喀彻温省中部，湿地被开垦后，湿地中总 N 矿化、硝化速率和 N₂O 排放量都发生了明显的变化^[55]。20 世纪以来，土地利用变化特别是农业开发深刻改变了三江平原的湿地景观及其生态功能：湿地被大面积开垦为农田，沼泽和草甸的面积大量减少，加上高强度的农业生产，使得湿地地下水位持续下降，沼泽和草甸被林地入侵，湿地原有植被退化严重^[56]。在流域尺度，土地利用变化不仅改变了原有湿地景观格局，也改变了流域在物种运动、物质和能量方面的交换与联系^[57]。闽江河口原生植被芦苇沼泽转化成其他土地利用类型（滩涂养殖地、水田、撂荒地和池塘养殖地）之后，表层沉积物（或土壤）的有机碳和活性有机碳含量均有不同程度的下降^[58]。

土地利用变化是全球生物多样性下降的首要影响因素，而且发生土地变化的区域所带来的影响远远超出了它的边界。土地变化影响生物多样性主要是通过栖息地破坏、景观破碎化及森林砍伐区边缘效应等途径。全球非冰雪覆盖区 50% 的土地已经发生了变化，而实际上所有土地因为全球环境变化和对流层大气污染都已受到了影响^[59~60]。一些重要的生态系统（如高草草原，干季落叶的热带森林）已经消失，包括大量的物种和遗传学上独立的种群^[61~62]。没有被人类涉足的少量土地常常因为周围土地的变化而被分割成斑块，这些斑块中生物种群的组成和物种机能都将受到影响^[63]。林地的破碎化也使种群的密度、花粉数量和受粉率降低，影响果实和种子形成发育及种子传播^[64]。Houghton^[65]研究认为，农业垦殖区向森林区的延伸改变了边缘区的生态环境，导致微气候条件变化和外来物种入侵，最终导致生态边缘区动植物物种的大量减少。另外，栖息地破碎后产生的边缘效应也降低了植物传播种子的能力，阻碍幼苗发育^[66]。栖息地破碎化引起繁殖体及其个体匹配物种数量减少，最终使一些基因变异散失，如森林破碎化对木鼠繁殖过程有影响^[67]。以农业扩张及其集约化为主要特征的农业土地利用是陆地生态系统生物侵入和生物多样性损失的重要因素，并直接影响生态系统伴生生物的组成和丰富度，如集约化农业减少了植物种类，改变了生态系统病虫害复合体中害虫及其天敌比例的平衡格局，导致土壤生物种类的减少等^[68]。

土地利用的改变，往往导致土地覆被生态服务功

能的下降，这在我国大部分地区都表现得十分明显。松嫩平原的农田开垦，导致草地、水域和湿地大幅减少，使区域生态系统服务价值出现了较大幅度的下降^[69]。巢湖流域由于建设用地的迅速扩张，耕地、林地、草地和水域的面积都有不同程度的减少，流域的生态系统服务总价值下降^[70]。利用 Pacth-dynamics 模型和 Markov Chain 模型模拟结果表明，四川涪子溪流域 1986—2018 年建设用地、耕地、草地和疏林地呈增加趋势，永久冰雪覆盖、有林地、灌木林呈减少趋势，不同土地覆被类型生态服务价值的变化趋势不同，但流域生态服务总价值表现为下降趋势^[71]。土地耕垦和粗放经营严重损害了黄土丘陵沟壑区的生态服务功能^[72]，但 1999 年实施的以坡地退耕为中心的生态建设工程，则明显促进了生态恢复，提升了区域的生态服务价值^[73]。在城市，绿地建设改善了环境质量，提升了生态服务功能，如上海中心城区 20 年来绿地面积和绿化覆盖率持续增加，使侵蚀控制功能和栖息地功能显著提高^[74]。

1.5 LUCC 对耕地资源、食物安全和人类健康的影响

耕地和牧场已经成为最大的陆地生态系统，占到了陆地表面积的 40%，并仍与森林覆被竞争^[75-76]。不断变化的土地利用活动已在过去的 40 年里使世界粮食产量翻了一番，年产量达到 20 亿 t^[77]。除世界耕地面积增加了 12% 这个因素外，最主要的是“绿色革命”和化肥农药的贡献，即高产品种、化学肥料、杀虫剂、机械化和灌溉的推广使用^[78]。在过去的 40 年里，全球化肥使用量增加了 700%，灌溉面积增加了 70%^[37]。尽管现代农业在提高粮食产量方面取得了成功，但同时也产生了广泛的环境问题。如肥料的大量使用导致许多地方水质恶化^[79]。一些依赖灌溉的耕地已经严重盐碱化，由此丧失的耕地每年约达 150 万 hm²，经济损失高达 110 亿美元；全球大约 40% 的农用地正经历着土壤侵蚀、养分流失或过度放牧；自然栖息地的破坏由于降低了传粉者（特别是蜜蜂）的传粉功能而影响农业生产^[80-81]。在我国，因建设用地扩张和生态建设等，对耕地占用十分突出，导致耕地特别是优质农田面积减少、耕地总体质量下降，进而影响我国的粮食生产和食物保障^[82-83]。在长江三角洲地区，土地利用变化导致的耕地数量与质量下降已成为粮食生产和粮食安全的重要制约因素。

土地利用变化引起的环境污染达到一定程度，不仅可以通过直接接触危害人体健康，而且能够通过间接的饮食途径使污染物在人体内累积而诱发疾病。伊朗中部伊斯法罕地区 Cd 污染严重，特别是在工业区以

及临近的农地表现更明显，构成了一定的健康风险^[84]。德国奥斯纳布鲁县由于高度集约化的农业和畜牧业生产使得浅饮水井的水质受到污染，对人畜的健康风险较高^[85]。北京市的农业土壤缺 Zn 较重，可能是导致北京市儿童缺 Zn 比例较高的原因之一^[86]。上海市区绿地土壤中重金属 Cu、Zn、Pb、Cr 污染较普遍，对市民健康具有一定的威胁^[87]。江苏太湖地区工业用地的扩展导致周围农田的重金属污染严重，水稻、蔬菜等农产品中的重金属含量也超出了国家食品卫生标准，局部范围内点源污染引起的食物安全问题较为严重^[88]。湖南省有色金属矿区蔬菜中 Cd、Pb、As、Cu、Zn、Cr 含量，大米中 Cd、Pb 和 Zn 含量均明显超过我国食品卫生标准；蔬菜中 Cd、Pb、As 和大米中 Cd、Pb 对人体健康的潜在危害较大^[89]。

生境改变、公路和水坝建设、灌溉、牲畜数量的增加、城市的扩展或聚集，这些因素都会改变疾病的爆发、传播和流行期^[90]。例如在非洲、亚洲和拉丁美洲，热带森林面积的减少伴随的是疟疾和其传播媒介的增加^[91]。对野生动物栖息地的干扰也引起了特别的关注，因为大约 75% 的人类疾病与野生动物或家畜有关。土地利用与马来西亚的蝙蝠传染尼帕病毒、欧洲和北美地区的隐孢子虫病，以及一系列全球范围的疾病都有关系^[92-93]。此外，道路的建设增加了丛林狩猎活动，而人类盲目的狩猎可能是人类中出现 HIV1 和 HIV2 的一个关键因素^[94]。1998 年米奇飓风过后，非洲中部居住在森林过度砍伐和退化的坡地的居民发病率和死亡率最高^[95]。

2 LUCC 环境效应研究方法概述

2.1 大气与气候效应研究方法

LUCC 对大气成分影响的研究很多，也开发了诸多的模型，特别是针对碳循环的模型。Emanuel 等^[96]描述了一个分析土地利用对陆地表层碳存储影响的动力学模型；Potter 和 Klooster^[97]对 CASA 过程模型进行调整，从而把人为活动导致的土地覆盖变化作为了其中的一个参数；King 等^[98]建立了陆地表层生物圈碳循环模型；Leemans 等^[99]使用的 IMAGE2.0 模型是一个描述 LUCC 与农业生产力和生物量的全球综合模型；Qi 等^[100]建立了模拟土地利用变化和碳动力学的基于规则的空间模型；Pan 等^[101]把 TEM 模型与 LPJ 模型进行耦合并模拟了 LUCC 对碳循环的影响。Houghton 和 Hackler^[102]建立的“簿记”模型被认为是探究陆地生态系统各碳库碳从“摇篮”到“坟墓”全过程行之有效的方法，被国内外众多学者所使用。经

过 20 多年的研究, 陆地碳循环模型已经从静态模型转向动态模型。

目前关于 LUCC 对气候影响的研究, 主要借助全球或区域气候模式进行数值模拟试验研究。常用的模型有研究城市热岛效应的 Yamada-Mellor 闭合模型及其修正模型^[103]、研究全球性地表覆被变化对气候影响的 CCM3-IBIS 复合模型^[104]、利用地表景观格局变化对未来气候进行预测的 DOE-PCM 模型^[105]、以及区域气候模式 RegCM3 等。在国内, 国家气候中心建立了高分辨率的区域气候模式 RegCM2-NCC; 学者黄玫等^[106]认为在建立气候-土地覆被预测模型时, 将神经网络与逐步回归方法结合起来使用效果更好; 也有学者运用空间自相关分析和分维/分形分析方法, 分析上海市 LUCC 对空气环境的潜在影响。

2.2 土壤效应研究方法

国内外已建立了很多土壤侵蚀模型。应用到 LUCC 对土壤侵蚀影响中的常见模型, 主要有通用土壤侵蚀模型(USLE)及其修正模型(RUSLE)、基于侵蚀过程的坡面土壤侵蚀模型(WEPP)等。遥感(RS)技术和地理信息系统(GIS)技术在 LUCC 与土壤侵蚀关系研究中也得到了广泛的应用, GIS 为不同土地利用背景下土壤侵蚀空间分布规律研究, 和不同土壤侵蚀背景下土地利用的时空演变研究提供了技术支持。LUCC 的土壤碳效应研究中常见模型有 CENTURY 模型^[107]、CASA 模型、组分模型等。LUCC 的土壤养分效应研究多采用数理统计法和空间分析法, 模型使用较少。Williams 等^[108]应用 CREAMS 模型和 WEPP 模型研究了植被过滤带对营养元素的迁移和土壤侵蚀的作用。土壤质量退化的动态评价方法多采用多变量指标克立格法和土壤质量动力学方法^[109]。

2.3 水环境效应研究方法

在水环境效应的研究方法上, 监测、取样与模拟试验是获取数据的基本途径。由于 LUCC 对水量、水质的影响研究起步早、发展快, 目前的研究模型已经十分完备和成熟。早在 20 世纪 80 年代, Basta 和 Bower 已经总结了 14 个 LUCC 对水量、水质影响的评价模型, 比较详细地描述了这些模型适用的土地类型、时空属性、水文特征、水体类型(地表水、地下水、冰雪融水等)及测定的污染物。如用于城市地表径流的 STORM、HYDROSCIENCE 和 SWMM 模型; 用于农业土地的 AGRUN、ARM 等模型; 而 NPS、EPARRB 等模型应用范围较广, 可应用于城市、农业、森林、湿地等各种土地覆被类型。后来由丹麦、法国及英国的水文学者联合研制及改进的 SHE 模型, 是

欧洲较著名的分布式水文模型。美国学者 Beven 等^[110]设计的 TOPMODEL 是一个半分布式模型, 得到了一定的应用。美国农业部水土保持局的 SCS 模型对流域降雨-径流过程进行模拟, 在美国及其他一些国家得到了广泛的应用。常用的分布式或半分布式模型还有 Tank 模型、HEC 模型、IHDM 模型、SWAT 模型等。在污染物的测定方面, NPS 模型主要测定的是有机物、BOD、COD, SWMM 模型和 HYDROSCIENCE 模型, 还包含了 N、P、杀虫剂等其他污染物的测定。LUCC 对水文过程的影响十分复杂、时空差异较大, 计算机水文模拟便显示出巨大的优越性, 并在国外得到了较为广泛的应用。如 Roland^[111]应用 ACRU 模型模拟了非洲南部几个不同尺度流域不同季节间及同一季节内的 LUCC 水文效应。近年来出现了 LUCC 水文效应研究的多种综合方法, 如模型耦合法(the linkage modeling approach)^[112]、美国地质勘探局开发的模块化模拟系统(MMS)^[113]。

2.4 综合环境效应评价方法

在 LUCC 的环境效应评价中, 最为常见的评价方法为生态系统服务价值评价法。Costanza 等^[114]通过研究, 具体地提出了生态系统服务评估(ecosystem service value, 简称 ESV)的框架与计算方法, 并得到了广泛的应用。如谢高地等^[115]通过对国内 200 多位生态学学者的问卷调查, 得出了中国生态系统服务价值当量因子表, 提出了中国不同陆地生态系统单位面积生态服务价值表。此外, 比较常用的还有生态质量指数法、生态弹性度法、层次综合评价法等。2007 年, Koellner 和 Scholz^[116]建立了使用 LCA 模型对 LUCC 的环境效应进行评价的标准模式, 对其中的参数进行了详尽的解释, 为 LUCC 的环境效应综合评价增添了更加有效的方法。近年随着土地利用规划环评的兴起, 一些学者提出了环境影响的综合评价方法与指标^[117-118]。

3 问题与展望

综上所述, LUCC 的环境效应研究已经取得了丰硕的成果, 研究方法也在不断更新和完善。但是, 由于 LUCC 环境效应的复杂性与累积性, 数据的可获得性和方法的精确性, 以及全球和区域状况的多样性和复杂性, 还有很多问题有待深入探讨研究, 为此, “GLP 计划”仍将 LUCC 的环境效应列为其研究重点。从目前的研究现状看, 主要的不足与问题概要如下:

(1) LUCC 对大气、土壤、水等单一要素的效应研究较多, 计算模型也多是针对某一要素或某一过程

的静态模拟, 动态模拟不够。而 LUCC 对自然环境的综合效应研究很少, 对社会经济环境的效应研究几乎没有涉及。今后应加强综合环境效应的研究, 包括自然的、社会的和经济的效应; 同时注意多学科的融合, 积极吸纳新的理论和方法, 构建能把自然要素和社会经济要素融为一体的综合评价模型。

(2) 监测和实验是获取数据的重要方法, 而多数研究中监测点数十分有限, 长时段的连续数据很难获取, 实验过程简单而技术水平较低, 模拟结果的可靠性不高。且在分析过程中更多的是对现象的评述, 而对 LUCC 环境效应的机制、过程和预测等关注不够。为此, 需要加强长期的野外定点监测, 增加监测项目, 提高野外模拟实验和室内分析的技术水平, 为模拟、预测及机制和过程研究提供可靠的数据支撑。

(3) 大多数研究侧重于农业土地利用的环境效应, 如热带森林退化区、流域水土流失区、密集型农耕区等, 而对人类活动环境影响最激烈的地方——城市聚落的研究不多。因此, 需要加强城市土地利用变化特别是城市急剧扩张所带来的综合环境效应研究, 开发适用于城市土地利用环境效应评价的定量方法和技术手段。

(4) RS 与 GIS 在 LUCC 环境效应研究中起到了数据源及海量数据管理的作用。然而, 研究中使用的遥感影像分辨率较低, 且同一区域影像的时相难以一致。GIS 往往只是作为一种技术手段, 很少与环境过程模型联结起来, 它们的优越性远没有发挥出来。需要进一步挖掘 RS 与 GIS 技术在 LUCC 环境效应研究中的潜力。

(5) 环境问题越来越受到政府和社会的重视, 资源保护、环境建设和灾害防治等问题成为地理学应用研究的热点。LUCC 的环境效应研究成果已为相关部门进行规划和采取措施等提供了十分重要的参考。但是, 当前的研究可视化和量化的程度不够, 无法满足生态环境建设决策与规划的要求。所以, 服务于决策和管理的应用研究有待深入开展。

LUCC 的环境问题不仅是地方的、区域的, 而且是全球的; 不单是自然领域的, 也是社会领域的和经济领域的。因此, 必须加强学科之间、地区和国家之间的交流与合作, 提升这一领域的研究在促进人类健康和可持续发展中的作用。

参考文献:

- [1] 黄秉维. 论地球系统科学与可持续发展战略科学基础(I). 地理学报, 1996, 51(4): 350–354
- [2] Turner II BL. Thoughts on linking the physical and human sciences in the study of global environmental change. Research and Exploration, 1991, 7(2): 133–135
- [3] Turner II BL. Local faces, global flows: The role of land use and land cover in global environmental change. Land Degradation and Development, 1994, 5(2): 71–78
- [4] 李秀彬. 全球环境变化研究的核心领域——土地利用/土地覆盖变化的国际研究动向. 地理学报, 1996, 51(6): 553–558
- [5] Ojima DS, Moran EF, McConnell W, Smith MS, Laumann G, Morais J, Young B. Global Land Project: Science Plan and Implementation Strategy. Stockholm: IGBP Secretariat, 2005
- [6] 史培军, 王静爱, 陈婧, 叶涛, 周洪建. 当代地理学之人地相互作用研究的趋向——全球变化人类行为计划(IHDP)第六届开放会议透视. 地理学报, 2006, 61(2): 115–126
- [7] Turner II BL, Lambin EF, Reenberg A. The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2007, 104(52): 20 666–20 671
- [8] Crutzen PJ, Andreae MO. Biomass burning in the tropics: Impact on atmospheric chemistry and biogeochemical cycles. Science, 1990, 250: 1 669–1 678
- [9] Meyer WB, Turner II BL. Changes in land use and land cover: A global perspective. Cambridge: The Press Syndicate of the University of Cambridge, 1994: 175–195
- [10] Cicerone RJ, Oremland RS. Biogeochemical aspects of atmospheric methane. Global Biogeochemical Cycles, 1988, 2(4): 299–327
- [11] Keith R. Lassey, David C. Lowe, Martin R. Manning, Garry C. Waghorn. A source inventory for atmospheric methane in New Zealand and its global perspective. Journal of Geophysical Research, 1992, 97: 3 759–3 765
- [12] Maston PA, Vitousek PM. Ecosystem approach to a global nitrous oxide budget. Bioscience, 1990, 40: 667–672
- [13] Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J, Melillo JM. Human domination of earth's ecosystems. Science, 1997, 277: 494–499
- [14] Husar RB, Holloway JM, Patterson DE. Spatial and temporal pattern of eastern U.S. haziness: A summary. Atmospheric Environment, 1981, 15(10/11): 1 919–1 928
- [15] Foley JA, DeFries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR, Chapin FS, Coe MT, Daily GC, Gibbs HK, Helkowski JH, Holloway T, Howard EA, Kucharik CJ, Monfreda C, Patz JA, Prentice IC, Ramankutty N, Snyder PK. Global consequences of land use. Science, 2005, 309: 570–574

- [16] Shukla J, Nobre C, Sellers P. Amazon deforestation and climate change. *Science*, 1990, 247: 1 322–1 325
- [17] Christopher U, Kauffman JB. Deforestation, fire susceptibility and potential tree response to fire in eastern Amazon. *Ecology*, 1990, 71: 437–449
- [18] Costa MH, Foley JA. Combined effects of deforestation and doubled atmospheric CO₂ concentrations on the climate of Amazonia. *Journal of Climate*, 2000, 13: 18–34
- [19] Snyder PK, Delire C, Foley JA. Evaluating the influence of different vegetation biomes on the global climate. *Climate Dynamics*, 2004, 23(3/4): 279–302
- [20] Bonan GB, Pollard D, Thompson SL. Effects of boreal forest vegetation on global climate. *Nature*, 1992, 359: 716–718
- [21] Seto KC, Shepherd JM. Global urban land-use trends and climate impacts. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2009, 1: 89–95
- [22] Stathopoulou M, Cartalis C. Daytime urban heat islands from Landsat ETM+ and Corine land cover data: An application to major cities in Greece. *Solar Energy*, 2007, 81: 358–368
- [23] Peterjohn WT, Correll DL. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: Observations on the role of a Riparian forest. *Ecology*, 1984, 65(5): 1 466–1 475
- [24] Thomas AD, Walsh RPD, Shakesby RA. Nutrient losses in eroded sediment after fire in eucalyptus and pine forests in the wet Mediterranean environment of northern Portugal. *Catena*, 1999, 36(4): 283–302
- [25] Likens GE, Bormann FH, Johnson NM, Fisher DW, Pierce RS. Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed-ecosystem. *Ecological Monographs*, 1970, 40(1): 23–47
- [26] Motel-Massei A, Ollivon D, Garban B, Teil MJ, Blanchard M, Chevreuil M. Distribution and spatial trends of PAHs and PCBs in soils in the Seine River basin, France. *Chemosphere*, 2004, 55: 555–565
- [27] Martin K, Wolfgang W. Polychlorinated naphthalenes in urban soils: Analysis, concentrations, and relation to other persistent organic pollutants. *Environmental Pollution*, 2003, 122: 75–89
- [28] 赵沁娜. 城市土地置换过程中土壤污染研究进展评述. *土壤*, 2009, 41(3): 350–355
- [29] 郑袁明, 陈同斌, 陈煌, 郑国砥, 罗金发. 北京市不同土地利用方式下土壤铅的积累. *地理学报*, 2005, 60(5): 791–797
- [30] 郑粉莉, 唐克丽, 张科利, 查轩, 白红英. 自然侵蚀和人为加速侵蚀与生态环境演变. *生态学报*, 1995, 15(3): 251–259
- [31] 傅伯杰, 马克明, 周华峰, 陈利顶. 黄土丘陵区土地利用结构调整对土壤养分分布的影响. *科学通报*, 1998, 43(22): 2 444–2 447
- [32] 朱磊, 罗格平, 许文强, 张丹. 干旱区绿洲城市土地利用变化及其生态环境效应分析. *干旱区资源与环境*, 2008, 22(3): 13–19
- [33] 陈雅琳, 常学礼, 崔步礼. 内蒙古达拉特旗高头窑镇土地利用变化及其对土地沙化的影响. *干旱区地理*, 2007, 30(5): 747–752
- [34] 邹文秀, 韩晓增, 李良皓, 王凤仙. 黑土区不同土地利用方式土壤水分动态变化特征研究. *水土保持学报*, 2009, 23(2): 236–239
- [35] 靳治国, 施婉君, 高扬, 毛亮, 曹杰君, 张春华, 张进忠, 周培. 不同土地利用方式下土壤重金属分布规律及其生物活性变化. *水土保持学报*, 2009, 23(3): 74–77
- [36] 李品荣, 孟广涛, 李国昌. 不同土地利用方式下土壤地力变化和水土流失状况研究. *水土保持研究*, 2009, 16(3): 95–99
- [37] Gleick PH. Water use. *Annual Review of Environment and Resources*, 2003, 28(1): 275–314
- [38] 张凯, 王润元, 张勃, 司建华. 区域土地利用变化的水资源效应研究. *土壤*, 2008, 40(1): 51–56
- [39] 蒋勇军, 袁道先, 谢世友, 李林立, 张贵, 何绕生. 典型岩溶农业区地下水水质与土地利用变化分析. *地理学报*, 2006, 61(5): 471–481
- [40] 宋述军, 周万村. 岷江流域土地利用结构对地表水水质的影响. *长江流域资源与环境*, 2008, 17(5): 712–715
- [41] Bennett EM, Carpenter SR, Caraco NF. Human impact on erodable phosphorus and eutrophication: A global perspective. *BioScience*, 2001, 51(3): 227–234
- [42] Carpenter SR, Caraco NF, Correll DL, Howarth RW, Sharpley AN, Smith VH. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 1998, 8(3): 559–568
- [43] Townsend AR, Howarth RW, Bazzaz FA, Booth MS, Cleveland CC, Collinge SK, Dobson AP, Epstein PR, Holland EA, Keeney DR, Mallin MA, Rogers CA, Wayne P, Wolfe AH. Human health effects of a changing global nitrogen cycle. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2003, 1(5): 240–246
- [44] Bosch JM, Hewlett JD. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology*, 1982, 55(1/4): 3–23
- [45] Costa MH, Botta A, Cardille JA. Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, southeastern Amazonia. *Journal of Hydrology*, 2003, 283(1): 206–217
- [46] 高俊峰, 闻余华. 太湖流域土地利用变化对流域产水量的影响. *地理学报*, 2002, 57(2): 194–200

- [47] 冉圣宏, 李秀彬, 吕昌河. 渔子溪流域水文过程影响因素的特征时间尺度分析. 地理研究, 2007, 26(2): 337–345
- [48] 李丽娟, 姜德娟, 李九一, 梁丽乔, 张丽. 土地利用/覆被变化的水文效应研究进展. 自然资源学报, 2007, 22(2): 211–224
- [49] 赵米金, 徐涛. 土地利用/土地覆被变化环境效应研究. 水土保持研究, 2005, 12(1): 43–46
- [50] Foley JA, DeFries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR, Chapin FS, Coe MT, Daily GC, Gibbs HK, Helkowski JH, Holloway T, Howard EA, Kucharik CJ, Monfreda C, Patz JA, Prentice IC, Ramankutty N, Snyder PK. Global consequences of land use. *Science*, 2005, 309: 570–574
- [51] Fang JY, Chen AP, Peng CH, Zhao SQ, Ci LJ. Changes in forest biomass carbon storage in China between 1949 and 1998. *Science*, 2001, 292: 2 320–2 322
- [52] Kauppi PE, Mielikäinen K, Kuusela K. Biomass and carbon budget of European forests, 1971 to 1990. *Science*, 1992, 256: 70–74
- [53] Nabuurs GJ, Schelhaas MJ, Mohren GM J, Field CB. Temporal evolution of the European forest sector carbon sink from 1950 to 1999. *Global Change Biology*, 2003, 9(2): 152–160
- [54] Dimitriou E, Zacharias I. Identifying microclimatic, hydrologic and land use impacts on a protected wetland area by using statistical models and GIS techniques. *Mathematical and Computer Modelling*, 2010, 51: 200–205
- [55] Bedard-Haughn A, Matson AL, Pennock DJ. Land use effects on gross nitrogen mineralization, nitrification, and N_2O emissions in ephemeral wetlands. *Soil Biology & Biochemistry*, 2006, 38: 3 398–3 406
- [56] 那晓东, 张树清, 孔博, 付强, 李晓峰. 三江平原土地利用/覆被动态变化对洪河保护区湿地植被退化的影响. 干旱区资源与环境, 2009, 23(3): 144–150
- [57] 刘红玉, 李兆富. 流域土地利用/覆被变化对洪河保护区湿地景观的影响. 地理学报, 2007, 62(11): 1 215–1 222
- [58] 曾从盛, 钟春棋, 全川, 柳铮铮. 土地利用变化对闽江河口湿地表层土壤有机碳含量及其活性的影响. 水土保持学报, 2008, 22(5): 125–129
- [59] Noble IR, Dirzo R. Forests as Human-Dominated Ecosystems. *Science*, 1997, 277: 522–525
- [60] Haberl H, Erb KH, Krausmann F, Gaube V, Bondeau A, Plutzar C, Gingrich S, Lucht W, Fischer-Kowalski M. Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2007, 104(31): 12 942–12 947
- [61] Ehrlich PR, Daily GC. Population extinction and saving biodiversity. *Ambio*, 1993, 22(2/3): 64–68
- [62] Myers N. Questions of mass extinction. *Biodiversity and Conservation*, 1993, 2(1): 2–17
- [63] Saunders DA, Hobbs RJ, Margules CR. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology*, 1991, 5(1): 18–32
- [64] Cunningham SA. Effects of habitat fragmentation on the reproductive ecology of four plant species in Mallee Woodland. *Conservation Biology*, 2000, 14(3): 758–768
- [65] Houghton RA. The worldwide extent of land-use change. *BioScience*, 1994, 44(5): 305–313
- [66] Bruna EM. Seed germination in rainforest fragments. *Nature*, 1999, 402: 139
- [67] Díaz M, Santos T, Tellería JL. Effects of forest fragmentation on the winter body condition and population parameters of a habitat generalist, the wood mouse *Apodemus sylvaticus*: A test of hypotheses. *Acta Oecologica*, 1999, 20(1): 39–49
- [68] Greenland DJ, Szabolcs I. Soil resilience and sustainable land use. Wallingford, UK: CAB International, 1994: 291–308
- [69] 王宗明, 张柏, 宋开山, 刘殿伟, 张树清, 李方, 国志兴. 松嫩平原土地利用变化对区域生态系统服务价值的影响研究. 中国人口·资源与环境, 2008, 18(1): 149–154
- [70] 吴连喜. 20年巢湖流域土地利用变化及生态服务功能价值分析. *土壤*, 2009, 41(6): 986–991
- [71] 冉圣宏, 李秀彬, 吕昌河. 土地覆被及生态服务价值变化的多时间尺度模拟. *地理学报*, 2006, 61(10): 1 113–1 120
- [72] 吕昌河, 程量. 土地利用变化与生态服务功能冲突. 干旱区研究, 2007, 24(3): 302–306
- [73] 冉圣宏, 吕昌河, 王茜. 生态退耕对安塞县土地利用及其生态服务功能的影响. 中国人口·资源与环境, 2010, 20(3): 111–116
- [74] 程江, 杨凯, 赵军, 吴健平. 基于生态服务价值的上海土地利用变化影响评价. *中国环境科学*, 2009, 29(1): 95–100
- [75] Ramankutty N, Foley JA. Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles*, 1999, 13(4): 997–1027
- [76] Asner GP, Elmore AJ, Olander LP, Martin RE, Harris AT. Grazing systems, ecosystem responses, and global change. *Annual Review of Environment and Resources*, 2004, 24: 261–299
- [77] Mann CC. Crop scientists seek a new revolution. *Science*, 1999, 283: 310–314
- [78] Matson PA, Parton WJ, Power AG, Swift MJ. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 1997, 277: 504–509

- [79] Pimm SL, Raven P. Biodiversity: Extinction by numbers. *Nature*, 2000, 403: 843–845
- [80] Kremen C, Williams NM, Thorp RW. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2002, 99(26): 16 812–16 816
- [81] Ricketts TH, Daily GC, Ehrlich PR, Michener CD. Economic value of tropical forest to coffee production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2004, 101(34): 12 579–12 582
- [82] Verburga PH, Veldkamp A, Frescoa LO. Simulation of changes in the spatial pattern of land use in China. *Applied Geography*, 1999, 19(3): 211–233
- [83] 谈明洪, 李秀彬, 吕昌河. 20世纪90年代中国大中城市建设用地扩张及其对耕地的占用. *中国科学D辑(地球科学)*, 2004, 34(12): 1 157–1 165
- [84] Amini M, Afyuni M, Khademi H, Abbaspour KC, Schulin R. Mapping risk of cadmium and lead contamination to human health in soils of Central Iran. *Science of the Total Environment*, 2005, 347: 64–77
- [85] Fuest S, Berlekamp J, Klein M, Matthies M. Risk hazard mapping of groundwater contamination using long-term monitoring data of shallow drinking water wells. *Journal of Hazardous Materials*, 1998, 61: 197–202
- [86] 郑袁明, 宋波, 陈同斌, 郑国砥, 黄泽春. 北京市不同土地利用方式下土壤锌的积累及其污染风险. *自然资源学报*, 2006, 21(1): 64–72
- [87] 马光军, 梁晶, 方海兰, 郝瑞军, 郝冠军. 上海市不同土地利用方式绿地土壤中 Cu、Zn、Pb 和 Cr 的污染评价. *城市环境与城市生态*, 2009, 22(5): 34–37
- [88] 刘洪莲, 李艳慧, 李恋卿, 金亮, 潘根兴. 太湖地区某地农田土壤及农产品中重金属污染及风险评价. *安全与环境学报*, 2006, 6(5): 60–63
- [89] 郭朝晖, 宋杰, 陈彩, 程义. 有色矿业区耕作土壤、蔬菜和大米中重金属污染. *生态环境*, 2007, 16(4): 1 144–1 148
- [90] Patz JA, Daszak P, Tabor GM, Aguirre AA, Pearl M, Epstein J, Wolfe ND, Kilpatrick AM, Foufopoulos J, Molyneux D, Bradley DJ. Unhealthy landscapes: Policy recommendations on land use change and infectious disease emergence. *Environmental Health Perspectives*, 2004, 112(10): 1 092–1 098
- [91] Vittor AY, Gilman RH, Tielsch J, Glass G, Shields T, Lozano WS, Pinedo-Cancino V, Patz JA. The Effect of deforestation on the human-biting rate of *Anopheles darlingi*, the primary vector of *Falciparum Malaria* in the Peruvian Amazon. *Tropical Medicine and Hygiene*, 2006, 74(1): 3–11
- [92] Chua KB, Goh KJ, Wong KT, Kamarulzaman A, Tan PSK, Ksiazek TG, Zaki SR, Paul G, Lam SK, Tan CT. Fatal encephalitis due to Nipah virus among pig-farmers in Malaysia. *Lancet*, 1999, 354(9 186): 1 257–1 259
- [93] Rose JB, Epstein PR, Lipp EK, Sherman BH, Bernard SM, Patz JA. Climate variability and change in the United States: Potential impacts on water and foodborne diseases caused by microbiologic agents. *Environ Health Perspect*, 2001, 109(Suppl 2): 211–221
- [94] Wolfe ND, Switzer WM, Carr JK, Bhullar VB, Shanmugam V, Tamoufe U, Prosser AT, Torimiro JN, Wright A, Mpoudi-Ngole E, McCutchan FE, Birx DL, Folks TM, Burke DS, Heneine W. Naturally acquired simian retrovirus infections in central African hunters. *Lancet*, 2004, 363(9 413): 932–937
- [95] Cockburn A, Clair JS, Silverstein K. The politics of “natural” disaster: who made Mitch so bad? *Health Services*, 1999, 29(2): 459–462
- [96] Emanuel WR, King AW, Post WM. A dynamic model of terrestrial carbon cycling. *Global Biogeochemical Cycles*, 1993, 7(3): 339–358.
- [97] Potter CS, Klooster SA. Global model estimates of carbon and nitrogen storage in litter and soil pools: Response to changes in vegetation quality and biomass allocation. *Tellus*, 1997, 49(B): 1–17
- [98] King AW, Emanuel WR, Wullschleger SD, Post WM. In research of the missing carbon sink: A model of terrestrial bio-spheric response to land-use change and atmospheric CO₂. *Tellus*, 1995, 47(B): 501–519
- [99] Leemans R, Amstel A, Battjes C, Kreileman E, Toeta S. The land cover and carbon cycle consequences of large scale utilization of biomass as an energy source. *Global Environmental Change*, 1996, 6(4): 335–357
- [100] Qi Y, Hall CS, Tian H, Uhlig J. A rule-based spatial model for simulating land-use change and carbon dynamics. *Geographic Information Science*, 1996, 2(1/2): 21–36
- [101] Pan Y, McGuire AD, Melillo JM, Kicklighter DW, Sitch S, Prentice IC. A biogeochemistry-based dynamic vegetation model and its application along a moisture gradient in the continental United States. *Journal of Vegetation Science*, 2002, 13, 369–382
- [102] Houghton RA, Hackler JL. Sources and sinks of carbon from land-use change in China. *Global Biogeochemical Cycles*, 2003, 17(2): 1 034
- [103] Adebayo YR. A note on the effects of urbanization on temperature in Lbadan. *Climate*, 1987, 7: 185–192

- [104] Snyder PK, Delire C, Foley JA. Evaluating the influence of different vegetation biomes on the global climate. *Climate Dynamics*, 2004, 23(3/4): 279–302
- [105] Feddema JJ, Oleson KW, Bonan GB, Mearns LO, Buja LE, Meehl GA, Washington WM. The importance of land-cover change in simulating future climates. *Science*, 2005, 310: 1 674–1 678
- [106] 黄政, 李克让, 李晓兵, 陈育峰. 土地覆被的气候预测模型. *地理学报*, 2000, 55(增刊): 64–70
- [107] Silveria AM, Victoria RL, Ballester MV, Camargo PD, Martinelli LA, Piccolo MC. Simulation of the effects of land use changes in soil carbon dynamics in the Piracicaba River basin, São Paulo State, Brazil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 2000, 35(2): 389–399
- [108] Williams RD, Nicks AD. A modelling approach to evaluate best management practice. *Water Science and Technology*, 1993, 28(33): 675–678
- [109] 赵其国, 孙波, 张桃林. 土壤质量的定义及评价方法. *土壤*, 1997, 29(3): 113–120
- [110] Beven KJ, Kirkby MJ. A physically-based, contributing area model of basin hydrology. *Hydrological Sciences Bulletin*, 1997, 24(1): 43–69
- [111] Roland ES. Modeling hydrological responses to land use and climate change: A southern African perspective. *Ambio*, 2000, 29(1): 12–22
- [112] Sophocleous M, Perkins SP. Methodology and application of combined watershed and ground-water models in Kansas. *Journal of Hydrology*, 2000, 236 (3/4): 185–201
- [113] Leavesley GH, Markstrom SL, Restrepo PJ, Viger RJ. A modular approach to addressing model design, scale, and parameter estimation issues in distributed hydrological modelling. *Hydrological Processes*, 2002, (16): 173–187
- [114] Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, o'Neill R, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P, Bell MD. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 1997, 387: 253–260
- [115] 谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 郑度, 李双成. 青藏高原生态资产的价值评估. *自然资源学报*, 2003, 18(2): 189–196
- [116] Koellner T, Scholz RW. Assessment of land use impacts on the natural environment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2007, 12(1): 16–23
- [117] 吕昌河, 贾克敬, 冉圣宏, 齐永华. 土地利用规划环境影响评价指标与案例. *地理研究*, 2007, 26(2): 249–257
- [118] 涂军平, 黄贤金, 刘杨. 土地生态环境评价指标体系研究及区划应用. *中国农学通报*, 2006, 22(12): 247–252

Review: Researches on Environmental Effects of Land Use/Cover Change

DU Xi-le^{1,2}, LU Chang-he¹, WANG Hai-rong³

(1 Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China;

2 Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China;

3 The Second Battalion of Non-ferrous Metal Geology and Mineral Resources Bureau, Zhengzhou 450016, China)

Abstract: Land use and land cover change (LUCC) and its environmental effects are a hotspot of research in the last two decades. This paper summarized the major achievements and progresses in the research on the LUCC environmental effects in China and the world. Five aspects of LUCC effects were firstly discussed, including on atmosphere, soil, water, forest/biodiversity as well as farmland/human health, and then the methodologies and models of assessing the LUCC environmental effects were introduced. Finally, possible problems and future research focus were discussed. The research should be enhanced on integrated assessment of environmental effect of LUCC, the effect of urban land use and urban sprawl, and development of technologies for data collection and modeling.

Key words: LUCC, Environmental effect, Methodology, Trend