

高度集约农业利用导致的土壤退化及其生态环境效应*

张桃林 李忠佩 王兴祥

(中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)

摘要 集约化农业对保障我国粮食安全发挥了巨大的作用, 但其长期的土地高强度利用和农用化学品过量投入的负面影响也日益显现, 导致的以土壤养分失衡、土壤酸化、有害物质积累、生物多样性衰退等为主要表现形式的土壤物理、化学和生物学退化, 给生态系统本身与环境都带来了巨大压力和严重威胁。在长期保持高强度利用和过量农用化学品投入的情况下, 以非线性响应为特征的土壤生态系统特性有可能出现突变状态, 并引起更大的环境风险。目前, 应当高度重视集约农业利用下土壤退化的形成与演变机理、时空分异规律、以及土壤退化的控制和退化土壤的恢复重建措施的研究。

关键词 高度集约农业利用; 土壤退化; 生态环境效应

中图分类号 S158.1 文献标识码 A

近半个世纪以来, 为了满足日益增长的人口需求, 现代农业以不断提高土地的集约利用程度和增加农业生产资料的投入量来获得作物的高水平单产。但是, 随之而来的土壤退化和生态环境脆弱带的空间范围和程度明显增长, 日益严重地危及土地和食物的安全及人类的健康。

目前, 我国的农业发展承担着既要不断增产增收, 又要控制土壤退化和改善生态环境状况的双重任务。必须改造传统农业使之适应现代社会发展的需要, 同时又要克服现代集约农业的某些生态弊端和经济上的局限性, 充分发挥不同条件下农业资源的潜力和优势, 提高农业综合生产能力。在集约化程度日益增长的情况下, 如何缓解并阻止土壤及农业资源基础和环境加速恶化的趋势, 维护农业生态系统的稳定性, 保障食品的安全性及生命支持系统的良好状态, 已经成为当前迫切需要研究解决的重大战略性课题。因此, 深入认识集约农业利用条件下土壤退化的机制, 预测未来的演变趋势, 并提出合理的调控措施, 为国家制订农业和环境发展战略提供可靠的科学依据和技术支撑, 具有重要的现实意义。本文从阐述以高强度和高投入为特点的集约农业生产活动对土壤的负面影响入手, 在系统分析土壤生态系统的响应特征及环境效应的基础上, 提出未来应当重视和深入研究的科学问题。

1 中国集约农业生产活动的特点与问题

我国的农业已经走过了 5 000 余年的历史。传统中, 农民的种植业和饲养业紧密结合, 通过施用有机肥保持土壤养分平衡, 遵循了生态系统过程的自然运行规律, 保证了农业的持续发展。但自 20 世纪 50 年代以来, 日益增长的人口迫切需要化肥、农药投入以及新品种改良等农业新技术的使用以生产更多的粮食满足需求, 这推动了农业集约化的发展。过去 50 余年来, 我国的化肥施用总量从 1949 年的 0.6 万 t (纯养分) 增加到 2003 年的 4 412 万 t, 单位面积的化肥施用量从 1952 年的 0.75 kg hm^{-2} 增加到 2003 年的 339.3 kg hm^{-2} , 一些经济发达地区甚至接近 700 kg hm^{-2} 。此外, 2003 年的农药使用量 132.5 万 t (10.2 kg hm^{-2}), 农膜 159.2 万 t (12.2 kg hm^{-2}), 农机总动力 60 446.6 万 kW (4.6 kW hm^{-2}), 复种指数 118.9 (亚热带地区 140~ 200)⁽¹⁾。正是通过这些农用化学品的投入和农业生产技术水平的提高, 大大促进了粮食产量的提高, 2003 年粮食作物单产 $4 332 \text{ kg hm}^{-2}$, 稻谷单产 $6 061 \text{ kg hm}^{-2}$ 。大致而言, 化肥在提高粮食产量上的作用占到 50% 左右^[1]。综合起来看, 高投入和高强度利用是我国集约农业

* 中国科学院知识创新工程重要方向项目 (KZCX3-SW-417) 资助

作者简介: 张桃林 (1961~), 男, 江苏姜堰市, 博士, 研究员。主要从事土壤资源和土壤退化研究。E-mail: zhpl@issas.ac.cn

(1) 数据来源于历年《中国农业统计年鉴》

收稿日期: 2005-11-29; 收到修改稿日期: 2006-04-20

生产活动最主要的特点。目前,我国化肥、农药的总用量居世界之首,单位面积用量分别为世界平均水平的 3 倍和 2 倍,农膜的年平均残留量高达 35 万 t,残膜率达 40%^[2]。从我国的国情来看,在未来一段时间内,为保障食品安全,土壤的高强度利用和大量农用化学品的投入仍然不可避免。

但是,以集约利用为特征的现代农业在取得了巨大成就的同时,其所带来的资源环境问题及对人类生存的潜在威胁也日益显现。大量研究表明^[3],集约农业模式在外部投入下具有较高的生产潜力,但生态系统组成单一,系统生产力和稳定性的持续需要巨大代价才能得以保持。随着化肥施用量的增加养分增产效率明显下降,每千克化肥施用增产的粮食产量从 20 世纪 50 年代的 50~60 kg 下降到 21 世纪初的 8~10 kg⁽¹⁾。特别是经济发达地区农业集约化利用程度高,长期大量施用化肥导致的速效养分过量积累和养分失衡现象已经相当严重,并且这种状况仍将持续下去;大量使用农药、除草剂也使农田土壤中这些化学品的残留量日益增加;由于乡镇工业竞争劳动力,大型机械的使用日益频繁等等。所有这些集约农业生产活动都对土壤生态系统本身产生了强烈的干扰和巨大的压力,对资源环境构成了严重的威胁。

2 土壤退化的形成与表现

集约化农业是以土地的高强度利用及农用化学品的大量投入为主要特征,高强度和高频度的人为活动对土壤生态系统本身带来了强烈干扰和巨大压力,导致土壤养分失衡、土壤板结、土壤酸化、有害物质积累、微生物种群和功能多样性衰退等,严重影响土壤生态系统的稳定性及其功能的发挥。

2.1 养分失衡

我国在 20 世纪 70 年代前农田的养分供给主要依靠有机肥,但随着经济发展水平的提高和劳动力机会成本的增加,农家肥的使用量快速减少。70 年代中期化学氮肥的用量超过有机肥供氮量,80 年代初期化学磷肥的用量超过有机肥供磷量,但农田钾素至今仍然主要依靠有机肥^[1]。从养分元素的平衡上看,70 年代后至今,我国大部分地区,尤其是东部地区农田氮素大量盈余,磷素也已从亏缺转向少量盈余(部分蔬菜地磷素出现大量盈余),而农田钾素仍然处于亏缺状态^[4]。而且,我国农业氮磷钾肥料结构上不尽合理,地区间也不平

衡,农民过量使用氮肥的现象十分严重,据国际钾磷研究所测算,我国农田氮肥施用量已是北美的 2.17 倍。在经济发达地区,农民过量使用氮肥的现象更为严重,如太湖地区每年氮肥的最高使用量已达到 540~600 kg hm⁻²^[2]。此外,我国农田所施用的化肥中养分比例也不合理,中国农田施用化肥的 N:P₂O₅:K₂O 比例为 100:36:19,而北美地区农田 N:P₂O₅:K₂O 的比例为 100:39:45;同时氮肥品种中碳酸氢铵比例较大,复合肥比例较小^[1]。土壤中速效氮磷钾的比例也有明显变化,以湖南为例^[5],该比例由 1986 年的 1:0.065:0.57 变为 2003 年的 1:0.070:0.31,出现了明显的养分失衡现象。

另一方面,长期大量施用化肥还明显地改变了土壤的养分形态分布,使速效养分含量显著升高。大量试验结果表明^[6-8],每季施用氮肥的处理耕层土壤中全氮的变化并不明显,但速效氮含量多数表现为显著升高;连续施用磷肥 10 年,土壤的全磷含量提高 2~3 倍,而速效磷含量则提高了 10 倍以上。我国南方典型地区水稻土速效磷含量超过 30 mg kg⁻¹、达到极丰富水平的比例已近 50%,而蔬菜地土壤的速效磷和硝态氮含量几乎全部达到极丰富水平(未发表资料)。土壤中过量的速效养分会延长作物生育期,并不利于作物的生长;某种养分元素的大量吸收还会引起其他营养元素的缺乏和营养失调;甚至由于植物体内养分含量过高而招致病虫害和降低抗性^[3]。

2.2 污染物质积累

农业集约化程度较高的地区,往往工业化、城镇化进程快速,工业和城镇“三废”污染源多,工业“三废”和城镇垃圾、污水排放数量逐年增加,加之农药、化肥、农膜的不合理使用,耕地土壤中污染物的积累日益明显。据湖南省的监测和调查分析^[5],全省 25.8% 的农田灌溉水、26.4% 的耕地和 18.3% 的农田均受到不同程度的污染。江苏南部地区和江西省余江县的调查分析表明^[9,10],大田作物的土壤中重金属含量并未超标,但大棚蔬菜地土壤的部分重金属元素(如 Cu, Cr)随利用年限延长有升高趋势。研究还表明^[11],随磷肥施用导致的溶液磷浓度的提高将会减少土壤对砷的吸持能力,并增加砷从土壤中的解吸量。施用磷肥过多,还会因肥料带入而使土壤含镉量升高数十倍乃至上百倍。另外,饲料工业和规模养殖业的发展,畜禽粪便中的重金属、激素类物质也迅速地在土壤中积累。这些都表明,集约农业利用下特别是经济发达地区的耕地土壤中污染物

的积累现象亦不应忽视。

2.3 土壤酸化和盐渍化

各种化肥中都含有不同的阳离子和阴离子, 这些阳离子和阴离子与土壤的相互作用的强度不同。研究表明^[12, 13], 施用硫酸钾、硫酸铵、尿素、硝酸钾、硝酸铵和氯化铵等, 都会使土壤的酸度有不同程度的增大。偏施化肥加剧土壤酸化程度。而含氯化肥降低土壤 pH 的效果更明显。长江三角洲和红壤地区水稻土的大量研究均显示, 自第二次土壤普查以来, 土壤酸化的现象非常明显, pH 普遍下降 0.5, 部分样点的土壤 pH 甚至下降 1 个单位以上。而集约化程度更高的蔬菜地, 一般利用 8~10 年, 土壤 pH 即可降低 1 个单位以上。土壤酸化会活化有害重金属元素如铝、锰等, 导致有毒物质的释放, 使之毒性增强, 对土壤生物造成危害^[12]。土壤酸化还能溶解土壤中的一些营养物质如钾、钙、镁等, 在降雨和灌溉的作用下, 向下淋失造成损失。

与大田作物相比, 蔬菜保护地施肥量大且施肥次数频繁。由于温室大棚内土壤水分蒸发快, 土壤返盐现象比较严重。因此大量施用化肥, 容易使保护地 NO_3^- 离子大量剩余与迅速累积, 加速了土壤盐积和次生盐渍化。对黑龙江省 4 个中心城市蔬菜保护地土壤养分变化趋势的研究表明^[14], 过量施用无机肥料, 致使一些保护地土壤速效氮、磷、钾含量过高, 部分土壤含盐量高达 5.7 g kg^{-1} , 出现盐渍化现象。在江苏洪泽部分蔬菜保护地土壤 NO_3^- -N 含量最高已经超过 200 mg kg^{-1} 。特别值得注意的是, 大量施用有机肥, 也会造成养分和盐分的积累, 产生不良的养分环境和盐渍化。江苏省吴江市一个连续 4 年施用商品有机肥(饼肥)的蔬菜大棚, 表层土壤(0~20 cm)硝态氮含量高达 400 mg kg^{-1} , 盐分总量 6.4 g kg^{-1} , 均为邻近水稻田土壤的 10 余倍, 为邻近施用化肥的露天菜地土壤的 5~8 倍(未发表资料)。由于传统观念认为有机肥施用具有良好的保土培肥作用, 其副作用往往被忽视, 因此, 更应引起高度重视。随着盐渍化的发展, 阴离子中 SO_4^{2-} 和 HCO_3^- 离子所占比例下降, Cl^- 和 NO_3^- 离子比例上升, 而阳离子中 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 比例下降, Na^+ 和 K^+ 比例上升。可见, 由于大量施用肥料和塑料覆盖减少淋洗, 盐分总量升高; 同时, 盐分离子的组成也发生了明显变化。设施栽培条件下, 次生盐渍化还通常是造成连作障碍的重要因素之一。

2.4 土壤生物功能衰减

室内培育试验的结果表明^[15], 高肥力的太湖地

区水稻土微生物生物量 C、N 随化肥用量的增加而显著降低, 田间常规施肥量处理的土壤微生物生物量 C、N 为对照处理(不施肥)的 78% 和 51%, 而 3 倍田间常规施肥量处理的土壤微生物生物量 C、N 仅为对照处理的 60% 和 7%。大量添加作物秸秆会增加土壤微生物生物量 C、N 的量, 但大量添加猪粪的土壤微生物生物量 C、N 没有明显提高。田间采样分析表明, 太湖地区水稻土相邻近的田块, 土壤有机碳和全氮含量没有明显差异, 但改种蔬菜 5 年后, 与长期稻-麦轮作或稻-休闲轮作的田块相比, 土壤的呼吸强度、微生物生物量 C、N 以及微生物群落功能多样性均显著降低, 其中, 土壤呼吸强度下降 51.3%, 土壤微生物生物量 C、N 下降 53% 和 41%, 用 Biolog 生态板平板培养的 72 h 的 Shannon 指数从 3.23 下降到 3.16, 达到显著水平。土壤微生物利用碳源的能力也有明显差异。田间采样分析的结果还表明^[16], 利用 7 年的大棚菜地, 土壤转化酶和脲酶活性仅为利用 1 年的 51% 和 19%; 并且随着作为大棚蔬菜地利用年限的延长, 土壤转化酶、脲酶活性还呈下降趋势。

此外, 农药大量使用通过直接杀死土壤生物而降低生物多样性。大量的化肥投入引起 NO_3^- -N 积累提高了孢子成活率而致蔬菜易发生病害, 当土壤中 NO_3^- -N 超过 260 mg kg^{-1} 时, 辣椒疫病显著增加^[17]。在长期、大量施用化肥的情况下, 养分形态的明显改变极大地扰乱了土壤微生物生长的养分环境, 由于不同微生物种群对养分组成适应性的差异, 将会导致某些种群的爆发性生长, 另一些种群则因不能适应而死亡。土壤有机质和养分含量过高并不利于土壤动物的生存与发展, 某些物种由于环境变化而不能存活^[18]。农用化学品的严重累积还会改变土壤微生物群落 DNA 的序列组成, 引起 DNA 变异、断裂等, 降低土壤微生物群落 DNA 序列的多样性^[19]。

可见, 在高度集约农业利用下, 随着化肥的长期超量施用, 导致土壤的微生物生物量降低、生物种群和功能多样性衰减、土壤的生物化学过程强度减弱, 有机碳转化和养分供应的速率下降, 土壤支撑作物生长的能力减退, 反过来又使作物生产系统对化肥施用的依赖性增加。这种由于大量施用化肥和高强度利用所导致的土壤生物和生物化学性状衰减, 是集约农业利用下土壤退化的最重要表现。

总之, 集约农业利用下农用化学品的大量投入和土地的高强度利用导致了土壤养分富余和失衡、

土壤酸化和盐渍化、以及有害物质积累和土壤的生物功能衰减等退化现象,这些退化的表现方式完全不同于粗放经营管理利用下的水土流失、养分贫瘠化等,可能是生态系统在超负荷运行下的疲劳状态(土壤疲劳),若不能得到有效控制和恢复,将会对土壤生态系统造成严重损害。

3 土壤生态系统对环境压力的非线性响应

生态系统对外部条件及环境压力的响应常常是以非线性变化过程为特征,在明显事件的诱发下,生态系统有可能从一种状态不可逆地突然转变为另一种形成强烈对比的稳定状态^[20-23]。这是由系统本身的特性所决定的,因为生态系统对外部干扰的承受能力存在着一定的范围(忍耐区间),在这个范围以内,生态系统也会偏离初始状态,但当外部干扰消除后,生态系统的状态能够得到逐步恢复;否则,如果外部干扰超出了它所能耐受的极限(或称阈值),则生态系统受到严重破坏,并且难以得到恢复。

土壤作为一个特殊的生态系统,在响应外界压力上也遵循非线性特征。虽然,土壤是一个巨大的缓冲体系,但随着大量外源物质投入以及利用强度的升高,土壤生态系统的各单一因子或过程,如土壤的养分含量和形态、土壤的生物学特性、土壤的生产力等会呈现突变的现象在许多试验研究中都可以见到。

化肥施用与土壤中可溶性养分含量之间并不总是呈直线关系,随着化肥施用量的增加,当超过土壤保蓄养分的能力时,可溶性养分含量将呈指数级快速增加。Heckrath等发现土壤中的速效磷(Olsen-P)含量存在一“转折点”(Change point),土壤速效磷水平低于此值时,磷的淋溶量很少,仅接近于检出限。而土壤速效磷水平高于此值时,磷的淋溶量随土壤磷含量的增加而急剧上升,最高可达 2 mg L^{-1} 以上^[24]。Hesketh等也有类似的发现,他们认为虽然土壤的固磷能力较强,但当土壤中的磷含量达到一定水平时,土壤中的较强吸附位都已被占据,土壤对磷的吸持能力接近饱和,此时,磷的流失量即随着土壤磷素水平的提高而急剧增加^[25]。酸度对金属元素铝、锰形态分配的影响研究表明^[26],pH 低于4.5, Al^{3+} 占单核铝的百分数以及 Mn^{2+} 的还原溶出量都将急剧升高。由于 Al^{3+} 是单核无机铝中毒性最大的, Mn^{2+} 也是有毒元素,因此,对环境的危害亦将大

大增加。研究表明^[12],受重金属严重污染的土壤,其酶活性难以恢复到原有水平。

土壤是陆地生态系统能量转化和物质循环的中心环节,通过自养型植物与异养型的高等动物以及土壤生物集群和土壤环境之间的相互影响来构建系统的平衡。土壤生产力及其稳定性的维持就是通过土壤生态系统中多种生物集群结构以及生物间的相互关系来实现的。集约农业的高频度和高强度的生产活动,有可能使土壤生态系统生物集群多样性的程度明显降低,导致土壤质量严重下降,以及减弱对病虫害的抵御能力,最终使土壤生态系统的生产力遭到彻底的破坏。大量研究表明^[27],利用5年的大棚蔬菜地,严重的土壤盐渍化使作物定植后缓苗慢,叶色变深,叶片变小,生育期明显延长;土壤环境恶化使作物根系生长不良甚至烂根,作物抗逆性明显减弱,病菌侵袭导致青苗枯死。

可见,土壤生态系统耐受外来干扰的能力是有一定限度的,如果突破这个极限(阈值),土壤生态系统的状态和功能将会遭到不可逆转的严重破坏。近年来,在我国经济发达的城郊地区迅速发展的设施菜地,由于高强度利用及农用化学品的过量投入,导致土壤在不长的时间内严重退化,有些甚至丧失生产功能,便是这方面的典型例子。

就目前而言,对整个土壤生态系统变化阈值的认识十分薄弱,急需在理论和应用实践上加强这方面的研究,特别是经济发达地区高度集约化利用下的农田土壤,由于人为活动的高强度和高频度,使土壤生态系统的变化有突破其耐受极限(阈值)的潜在可能性,也孕育着巨大的环境风险,应当引起高度重视。

4 高度集约农业利用导致土壤退化的环境风险

高度集约农业利用下的长期大量施肥,导致土壤对养分的吸持能力明显减弱。同时,由于养分离子大量占据吸附位,使土壤对污染物的自净能力下降。正因如此,其环境风险可能更大。超过100年以上的长期试验表明^[28],无机氮肥导致的土壤氮素的增加量很小,而且,单施无机氮肥增加的少量的土壤有机氮比原来土壤中的有机氮更易于矿化。这就表明,绝大部分盈余的化学肥料氮并不能在土壤中积累起来,而是以各种损失途径进入大气或水体环境。氮素盈余量越大,所造成的环境负荷也越大。

大量的调查统计和试验研究表明^[2, 29, 30], 化肥的大量使用是造成水体污染的主要原因之一, 在经济发达和作物产量高的地区特别突出。如我国的苏南地区, 年均施纯氮达 $600 \sim 675 \text{ kg hm}^{-2}$, 而其利用率平均为 $20\% \sim 25\%$ 。国内各地进行的¹⁵N 微区示踪试验表明^[31], 在水稻上氮肥的损失率多为 $30\% \sim 70\%$, 在旱作上则多为 $20\% \sim 50\%$ 。肥料施用量越大, 利用率越低, 损失率越高^[32]。

肥料的大量施用还会影响土壤中的生物化学过程特性, 改变土壤中温室气体的组成和释放量。研究表明^[33], CO_2 、 CH_4 、 N_2O 的释放量均随肥料施用量而增加。尤其在大量使用氮肥的情况下, N_2O 的比例上升, 增温效应显著提高。研究还表明^[34, 35], 集约利用程度高的农田土壤, 有机碳库基本处于平衡状态, 进一步增加土壤有机碳含量的能力有限, 作为大气 CO_2 汇的功能较弱。若持续大量施肥, 将可能使土壤有机碳矿化量提高, 进入大气的温室气体量增加, 成为大气 CO_2 的源。

集约农业利用下土壤生物功能减退也会带来环境风险。生态系统功能被认为是种群持续和某一特定水平生物多样性维持的一个重要因子, 而生物多样性又直接关系到生态系统过程稳定性, 因为许多物质转化、能量流动都是生物参与的过程, 其中不同种群和物种发挥着作用, 因而某一特殊的物种或种群的丧失可能导致生态系统功能的降低。因此, 在地块和农田系统尺度上, 土壤生物多样性衰减将使有机养分的矿化量下降, 对化学养分的依赖性增加, 进而影响系统生产力发挥, 还减弱土壤的缓冲功能及其从环境灾害中的自恢复能力; 在区域和国家尺度上, 土壤生物多样性衰减将可能危及区域(国家)的食物安全, 影响长期持续的食物供应, 降低农村景观的感染力。

总之, 土壤生态系统变化如果超过其耐受极限(阈值), 不仅系统本身的功能受到极大的破坏, 而且, 由于土壤与大气、水体系统的相互关联, 其所带来的环境风险也将明显加剧。目前广受关注的面源污染和水体富营养化, 虽然主因是人为大量施肥引起, 但本质仍应是土壤退化导致其维护生态系统健康的能力下降, 如何控制人为活动干扰以使土壤生态系统保持其恢复能力, 应是值得重点关注的问题。

5 未来值得重视的研究重点

土地的人为不合理利用导致的土壤加速退化长

期以来是全球普遍关注的热点问题^[36]。1971年联合国粮农组织(FAO)提出土壤退化问题并出版《土壤退化》专著, 1977年在肯尼亚召开国际土地荒漠化会议; 其后, 联合国环境规划署(UNEP)分别于1990年和1992年资助开展了全球土壤退化评价及全球土壤退化图编制项目计划; 1993年FAO等又召开国际土壤退化会议, 决定开展热带亚热带地区国家级土壤退化和SOTER(土壤和土地数字化数据库)试点研究; 1994年在墨西哥召开的第15届国际土壤学大会上, 土壤退化, 尤其是热带亚热带地区的土壤退化问题备受与会者的重视; 国际水土保持学会也于1997年在加拿大多伦多组织召开了以流域为基础的生态系统管理的全球挑战国际研讨会, 从生态系统、流域的角度探讨土壤侵蚀等土壤退化问题; 而且, 国际土壤联合会(IUSS)于1997、1999和2001年分别在土耳其、泰国和巴西举行了直接以土地退化为主题的三届国际土地退化会议; 同时, 在亚洲, 由联合国开发计划署(UNDP)和FAO支持的“亚洲湿润热带土壤保持网((ASOCON))”和“亚洲问题土壤网”也在亚太土地退化评估与控制方面开展了大量的卓有成效的研究工作。我国的土壤科学工作者, 早在20世纪50年代就已重视土壤退化问题; 当时主要集中研究土壤的侵蚀及治理途径、土壤肥力的恢复与养分平衡、土壤酸化防治等; 60~70年代, 对次生潜育化引起的水稻土肥力退化问题开展了系统的研究; 80年代, 除开展土壤肥力变化及养分循环的定位试验观测外, 还参与了世界热带、亚热带土地退化图的编制; 90年代以来, 则对土壤退化的基本过程和作用机理、时空分布规律及调控对策等方面进行了有益的探索, 开展了不同地区土壤退化的定位试验研究, 组织了全国性的土壤退化会议, 推动了土壤退化问题研究的国际合作, 取得了大量的科学数据, 并在农业生产中发挥了重要作用^[36, 37]。

尽管土壤退化问题广受重视, 各方面研究取得长足进展, 但长期以来其研究重点着重在粗放经营管理导致的土壤侵蚀、土壤养分贫瘠化、土壤酸化等方面^[36-39]。近年来, 集约化农业对水土环境的污染及对农产品品质的影响引起高度关注, 但对土壤生态系统的影响及其所造成的土壤退化的研究则尚未系统展开。由于土壤生态系统本身特性的高度复杂性以及干扰体系的多样性, 尤其是化肥等农用化学品的投入表面上补偿了土壤养分消耗进而掩盖了土壤实质上的退化, 使得目前对高度集约化农业利用导致的土壤退化问题的实质并不十分清楚; 对土

壤生态系统变化阈值的认识相当薄弱,仅散见一些零星的单个因子的报道(如影响生产力及土壤中某些元素形态变化的土壤酸度阈值),急需在理论和应用实践上加强这方面的研究。基于我国经济发达地区高度集约农业利用的当前实际,以下方面应当得到重点关注:1)长期的土地高强度利用及过量施用化肥、农药、除草剂所导致的土壤养分失衡、土壤酸化、有害物质积累、微生物种群和功能多样性衰退等主要退化形式的驱动因素及其作用机理;2)高度集约化农业利用下土壤退化的过程特性,主要退化过程的突变特征和响应机制,土壤退化的“临界阈值”及指标表征,土壤退化“临界阈值”出现的预警信号;3)高度集约化农业利用下不同土壤退化类型的范围、程度及空间分异特征,土壤退化的演变趋势及“临界阈值”出现的可能性;4)退化土壤在外界胁迫或干扰因素去除后以及在合理的人为管理措施下的恢复过程;5)适宜不同区域特点的土壤退化控制及退化土壤恢复重建的优化施肥与生物技术措施。

目前,我国土地的高强度利用使土壤生态系统处于超负荷运行状态;过量的农用化学品投入不仅造成资源的浪费,而且对生态系统本身和环境都带来了巨大的压力和严重的威胁。这些问题在我国东部经济发达地区尤为突出和普遍。对我国各地发展迅速的城郊设施菜地及经济发达地区的高产农田进行的相关研究均发现了养分严重失衡、土壤酸化和板结、次生盐渍化、有害物质积累、微生物多样性衰退等土壤退化以及农产品品质降低的问题。21世纪的农业肩负着比以往更加艰巨的任务,需要提供安全可靠、高品质的食品,保护自然资源、维护生态平衡、保持物种多样性。因此,如何防止高度集约化农业利用导致的土壤退化,保护和改善生态环境,提高农产品品质,将是我国国民经济发展过程中面临的一项艰巨而紧迫的任务。

参考文献

- [1] 李庆远, 朱兆良, 于天仁主编. 中国农业持续发展中的肥料问题. 南昌: 江西科学技术出版社, 1998. Li Q K, Zhu Z L, Yu T R., eds. Fertilizer and Fertilization in Agricultural Sustainability of China (In Chinese). Nanchang: Jiangxi Science and Technology Publishing House, 1998
- [2] 国家环境保护总局. 中东部地区生态环境现状调查报告. 环境保护, 2003, 8: 3~ 8. State Environmental Protection Administration. Investigation report of eco-environmental situation in China's mid-east regions (In Chinese). Environmental Protection, 2003(8): 3~ 8
- [3] Matson P A, Parton W J, Power A G, *et al.* Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 1997, 277: 504~ 509
- [4] 鲁如坤, 时正元, 施建平. 我国南方 6 省农田养分平衡现状评价和动态变化研究. 中国农业科学, 2000, 33(2): 63~ 67. Lu R K, Shi Z Y, Shi J P. Nutrient balance of agroecosystem in six province in southern China (In Chinese). *Scientia Agricultura Sinica*, 2000, 33(2): 63~ 67
- [5] 杨琳, 夏海鳌, 黄铁平, 等. 湖南省耕地土壤退化现状和原因及防治对策. 安徽农业科学, 2005, 33(2): 355~ 357. Yang L, Xia H A, Huang T P, *et al.* Current degradation status of the field soil in Hunan Province and its causes and countermeasures (In Chinese). *Journal of Anhui Agri. Sci.*, 2005, 33(2): 355~ 357
- [6] 赵秉强, 张夫道. 我国的长期肥料定位试验研究. 植物营养与肥料学报, 2002, 8(增刊): 3~ 8. Zhao B Q, Zhang F D. Long-term fertilizer experiments in China (In Chinese). *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2002, 8(Suppl.): 3~ 8
- [7] 王平, 李凤民, 刘淑英, 等. 长期施肥对黑垆土无机磷形态的影响研究. 土壤, 2005, 37(5): 534~ 540. Wang P, Li F M, Liu S Y, *et al.* Effects of long-term fertilization on forms of inorganic phosphorus in calcic kastanozems (In Chinese). *Soils*, 2005, 37(5): 534~ 540
- [8] 刘树堂, 姚源喜, 赵永厚, 等. 用 FOX 法对长期定位施肥土壤磷素状况的研究. 土壤通报, 2003, 34(4): 299~ 301. Liu S T, Yao Y X, Zhao Y H, *et al.* A study on soil phosphorus in location experiment using FOX method (In Chinese). *Chinese Journal of Soil Science*, 2003, 34(4): 299~ 301
- [9] 安中华, 董元华, 安琼, 等. 苏南某市农田土壤环境质量评价及其分级. 土壤, 2004, 36(6): 631~ 635. An Z H, Dong Y H, An Q, *et al.* Evaluation and grading of soil environmental quality of farmlands somewhere in south Jiangsu (In Chinese). *Soils*, 2004, 36(6): 631~ 635
- [10] 李德成, 李忠佩, 张桃林. 不同利用年限的红壤水稻土中重金属元素含量研究. 土壤通报, 2004, 35(3): 336~ 338. Li D C, Li Z P, Zhang T L. Contents of heavy metal elements in paddy soils cultivated for different years in a red soil region (In Chinese). *Chinese Journal of Soil Science*, 2004, 35(3): 336~ 338
- [11] 周娟娟, 高超, 李忠佩, 等. 磷对土壤砷固定与活化的影响. 土壤, 2005, 37(6): 645~ 648. Zhou J J, Gao C, Li Z P, *et al.* Effect of phosphorus addition on soil arsenic adsorption and mobilization (In Chinese). *Soils*, 2005, 37(6): 645~ 648
- [12] 赵其国主编. 中国东部红壤地区土壤退化的时空变化和机理及调控措施. 北京: 科学出版社, 2002. Zhao Q G, ed. Mechanism, Temporal-spatial Changes and Controlling Countermeasures of Soil Degradation in Hilly Red Soil Region of Southeastern China (In Chinese). Beijing: Science Press, 2002
- [13] 徐仁扣, Coventry D R. 某些农业措施对土壤酸化的影响. 农业环境保护, 2002, 21(5): 385~ 388. Xu R K, Coventry D R. Soil acidification as influenced by agricultural practices (In Chinese). *Agro-environmental Protection*, 2002, 21(5): 385~ 388
- [14] 崔正忠, 陈友, 单德新. 蔬菜保护地土壤养分变化趋势. 北方园艺, 2001, 2: 10~ 12. Cui Z Z, Chen Y, Shan D X. Changes in soil nutrients of vegetable-growing practiced land (In Chinese).

- Northern Horticulture, 2001, 2: 10~ 12
- [15] 路磊, 李忠佩, 车玉萍. 不同施肥处理对黄泥土微生物量碳氮和酶活性的影响. 土壤, 2006, 38(3): 309~ 314. Lu L, Li Z P, Che Y P. Effects of different fertilization treatments on soil microbial biomass and enzyme activities in Hapli-Stagnic Anthrosols (In Chinese). Soils, 2006, 38(3): 309~ 314
- [16] 张华勇, 尹睿, 黄锦法, 等. 稻麦轮作田改为菜地后生化指标的变化. 土壤, 2005, 37(2): 182~ 186. Zhang H Y, Yin R, Huang J F, *et al.* Changes in soil biochemical properties caused by cropping system alteration from rice-wheat rotation to vegetable cultivation (In Chinese). Soils, 2005, 37(2): 182~ 186
- [17] 马艳, 常志洲, 朱万宝, 等. 土壤硝态氮含量对辣椒疫病的影响及机理的初步研究. 土壤肥料, 2004, 2: 12~ 15. Ma Y, Chang Z Z, Zhu W B, *et al.* Studies on phytophthora blight of chilli affected by $\text{NO}_3\text{-N}$ content in soil (In Chinese). Soil and Fertilizer, 2004, 2: 12~ 15
- [18] 林英华, 杨学云, 张夫道, 等. 长期施肥对黄土区农田土壤动物群落的影响. 中国农业科学, 2005, 38(6): 1 213~ 1 218. Lin Y H, Yang X Y, Zhang F D, *et al.* Effect of long-term fertilization on cropland soil fauna community in bess soil, Shaanxi, China (In Chinese). Scientia Agricultura Sinica, 2005, 38(6): 1 213~ 1 218
- [19] 姚健, 杨永华, 沈晓蓉, 等. 农用化学品污染对土壤微生物群落 DNA 序列多样性影响研究. 生态学报, 2000, 20(6): 1 021~ 1 027. Yao J, Yang Y H, Shen X R, *et al.* A preliminary study on DNA sequence diversity of soil microbial community affected by agricultural chemicals (In Chinese). Acta Ecologica Sinica, 2000, 20(6): 1 021~ 1 027
- [20] Canadell P. Non-linear responses and surprises: A new earth system science initiative. IGBP Newsletter, 2000(43): 1~ 2
- [21] May R M. Thresholds and breakpoints in ecosystems with multiplicity of stable states. Nature, 1977, 269: 471~ 477
- [22] Scheffer M, Carpenter S R, Foley J A, *et al.* Catastrophic shifts in ecosystems. Nature, 2001, 413: 591~ 596
- [23] Hobbs R J, Norton D A. Towards a conceptual framework for restoration ecology. Restoration Ecology, 1996, 4(2): 93~ 110
- [24] Heckrath G. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment. Journal of Environmental Quality, 1995, 24: 904~ 910
- [25] Hesketh N, Brookes P C. Development of an indicator for risk of phosphorus leaching. Journal of Environmental Quality, 2000, 29: 105~ 110
- [26] 徐仁扣, 季国亮. pH 对酸性土壤中铝的溶出和铝离子形态分布的影响. 土壤学报, 1998, 35(2): 162~ 171. Xu R K, Ji G L. Influence of pH on dissolution of aluminum in acid soils and the distribution of aluminum ion species (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 1998, 35(2): 162~ 171
- [27] 葛晓光主编. 菜田土壤与施肥. 北京: 中国农业出版社, 2002. Ge X G. ed. Soil and Fertilization in Vegetable Farming System (In Chinese). Beijing: China Agriculture Press, 2002
- [28] 沈善敏主编. 中国土壤肥力. 北京: 中国农业出版社, 1998. Shen S M. ed. Soil Fertility in China (In Chinese). Beijing: China Agricultural Press, 1998
- [29] Tilman D, Fargione J, Wolff B, *et al.* Forecasting agriculturally driven global environmental change. Science, 2001, 292: 281~ 284
- [30] Nieder R, and Richter J. C and N accumulation in arable soils of West Germany and its influence on the environment-Developments 1970 to 1998. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 2000, 163: 65~ 72
- [31] 朱兆良, 文启孝主编. 中国土壤氮素. 南京: 江苏科学技术出版社, 1992. Zhu Z L, Wen Q X. eds. Nitrogen in Soils of China (In Chinese). Nanjing: Jiangsu Scientific and Technology Publishing House, 1992
- [32] 贺发云, 尹斌, 金雪霞, 曹兵, 蔡贵信. 南京两种菜地土壤氮挥发的研究. 土壤学报, 2005, 42(2): 253~ 259. He F Y, Yin B, Jin X X, *et al.* Ammonia Volatilization from urea applied to two vegetable fields in Nanjing suburbs (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2005, 42(2): 253~ 259
- [33] 黄耀. 地气系统碳氮交换——从实验到模型. 北京: 气象出版社, 2003. Huang Y. Cycles of Carbon and Nitrogen Linking Lithosphere and Atmosphere-From Experiment to Modeling (In Chinese). Beijing: Meteorological Publishing House, 2003
- [34] Li Z P, Zhang T L, Han F X, *et al.* Changes in soil C and N contents and mineralization across a cultivation chronosequence of paddy fields in subtropical China. Pedosphere, 2005, 15(5): 554~ 562
- [35] 李忠佩, 林心雄, 车玉萍. 中国东部主要农田土壤有机碳库的平衡与趋势分析. 土壤学报, 2002, 39(3): 351~ 360. Li Z P, Lin X X, Che Y P. Analysis for the balance of organic carbon pools and their tendency in typical arable soils of eastern China (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2002, 39(3): 351~ 360
- [36] 张桃林, 王兴祥. 土壤退化的研究进展与趋向. 自然资源学报, 2000, 15(3): 280~ 284. Zhang T L, Wang X X. Development and orientation of research work on soil degradation (In Chinese). Journal of Natural Resources, 2000, 15(3): 280~ 284
- [37] 张桃林主编. 中国红壤退化机制与防治. 北京: 中国农业出版社, 1999. Zhang T L. ed. Mechanism and Control of Red Soil Degradation in China (In Chinese). Beijing: China Agriculture Press, 1999
- [38] Zhang W J, Rui W Y, Tu C, *et al.* Responses of soil microbial community structure and diversity to agricultural deintensification. Pedosphere, 2005, 15(4): 440~ 447
- [39] 赵兰坡, 王鸿斌, 刘会青, 王艳玲, 刘淑霞, 王宇. 松辽平原玉米带黑土肥力退化机理研究. 土壤学报, 2006, 43(1): 79~ 84. Zhao L P, Wang H B, Liu H Q, *et al.* Mechanism of fertility degradation of black soil in corn belt of Songliao Plain (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2006, 43(1): 79~ 84

SOIL DEGRADATION AND ITS ECO-ENVIRONMENTAL IMPACT UNDER HIGHLY-INTENSIFIED AGRICULTURE

Zhang Taolin Li Zhongpei Wang Xingxiang

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

Abstract Agricultural intensification plays an important role in stabilizing the food production in China, while bringing about an increasing negative impact on the soil and eco-environment as a result of the long-term highly-intensive land use and agricultural chemical overuse, thus leading to degradation of soil physical, chemical and biological properties, which are demonstrated as soil nutrient imbalance, soil acidification, pollutant accumulation, and biodiversity deterioration and posing serious stress and threat to the ecosystem per se and the environment. Under such an impact, the properties of the soil ecosystem characterized by nonlinear responses to forced conditions may show a tendency of catastrophe and trigger a more serious environmental risk. Recently, more attention has been given to researches on mechanisms of the formation and evolution, and spatio-temporal variation of soil degradation under highly-intensified agriculture, and countermeasures for its control and rehabilitation of degraded soil.

Key words Highly-intensified agriculture; Soil degradation; Eco-environmental impact