中国科学: 地球科学 2019 年 第 49 卷 第 12 期: 2018 ~ 2036
SCIENTIA SINICA Terrae earthcn.scichina.com
《中国科学》杂志社 SCIENCE CHINA PRESS

进 展

水-氮耦合机制下的中国粮食与环境安全

喻朝庆*

清华大学地球系统科学系, 清华海峡研究院, 北京 100084
* E-mail: Chaoqingyu@yahoo.com, chaoqingyu@gmail.com

收稿日期: 2019-03-05; 收修改稿日期: 2019-05-24; 接受日期: 2019-06-28; 网络版发表日期: 2019-09-20
科技部国家重点研发计划重点专项项目(编号: 2017YFA0603602)和国家自然科学基金项目(批准号: 41371491)资助

摘要 中国的粮食安全、水资源和水环境近60年来发生了深刻变迁. 长期以来人们对这三者的演化关系缺乏定量化理解. 文章在回顾国内外研究进展的基础上, 结合1955~2014年全国粮食作物模拟、灌溉发展和氮素平衡等最新研究, 归纳得到如下认识: (1) 灌溉对减小中国农业旱灾风险贡献了(31±2)%. 在过去60年中对粮食产量年际波动影响最大的不是气候, 而是社会经济因素. (2) 自1955年来, 化肥氮对当前粮食产量贡献了(45±3)%, 灌溉发展和化肥氮的耦合贡献为(47±3)%. (3) 灌溉和农业生产水平的提高加强了中国粮食系统的稳定性. 在保障粮食种植面积的情况下, 即使遭受到百年一遇的旱灾, 全国自产粮食的人均占有量也可达到约3200kCal d^{-1}的高水平供给. (4) 丰水与平水年景杜绝北方地下水超采不会影响中国的粮食安全水平. 1999~2014年地下水超采对粮食平均贡献仅为3%左右. 但北方地下水枯竭将产生灾难性后果. (5) 未来气候变化可导致极端农业旱灾风险增加. (6) 根据氮流失模拟结果和水体氮浓度观测数据, 全国淡水环境的氮容量安全阈值为(520±70)万t a^{-1}, 但目前氮排放量达到(1450±310)万t a^{-1}. 其中有14个省的农田氮流失超过了自身阈值, 主要分布在缺水的北方. (7) 提高农田管理水平可减小220~240万吨的农田氮流失, 仅占全国水体氮总超排量的24~26%. (8) 当前污水处理体系也无法解决中国的氮污染问题. 2014年全国城市生活污水处理厂的除氮量仅为70万吨左右. (9) 解决当前氮污染问题的唯一有效途径是重构城乡养分循环体系; 若要将氮流失限制在安全阈值内, 需要在提高农田氮肥利用效率基础上, 把全国有机废物还田率从当前的40%以下提高到86%以上, 其中9个省份需要达到95%以上. 中国如果要实现农业、水资源和水环境的可持续发展, 应在统一的科学框架下制定部门间相互协调的长远规划和行动方案. 在改进农村土地流转制的基础上建立新型规模化农业经营制度, 制定弃耕地的复耕政策、明确省级粮食生产责任制, 扭转粮食重心持续北移的格局, 恢复北方地下水储量, 增强水体自净功能. 重构城乡养分循环体系的经济成本远低于污水处理和环境退化成本. 以2010年价格计, 基础设施建设约需7000亿元, 年运行成本约1200~1900亿元. 这可以通过重新统筹分散在农业、环保、水利、城乡建设等行业的环保和污染治理资金予以解决, 让农民成为这一体系的主要参与者和受益者. 针对人类共同面临的水-氮管理难题, 中国完全有可能在保障粮食安全的条件下探索出独特的可持续发展之路.

关键词 中国, 粮食安全, 氮, 灌溉, 旱灾风险, 养分循环, 阈值, 水环境, 政策

中文引用格式: 喻朝庆. 2019. 水-氮耦合机制下的中国粮食与环境安全. 中国科学: 地球科学, 49: 2018–2036, doi: 10.1360/SSTe-2019-0041
英文引用格式: Yu C. 2019. The coupled effects of water and nitrogen on China's food and environmental securities (in Chinese). Scientia Sinica Terrae, 49: 2018–2036, doi: 10.1360/SSTe-2019-0041

© 2019 《中国科学》杂志社

1 引言

农业系统的可持续发展是当今世界面临的一个重大挑战. 在提供人类基本衣食消费的同时, 农业生产已对资源、环境、生物多样性和气候在全球尺度产生了深远的影响(Foley等, 2011). 以氮、磷为主的养分污染导致人类活动密集区的淡水环境普遍恶化(UNEP, 2017). 农业系统也是氨气(NH_3)(Van Damme等, 2018)、氧化亚氮(N_2O)(Reay等, 2012)和甲烷(CH_4)等大气污染物和温室气体(Carlson等, 2017)的重要排放源. 联合国环境规划署(UNEP)近年来提出了将人类居住的地球建设成无污染行星的愿景(UNEP, 2017). 在保障人类衣食供给的同时如何将农业及相关的污染物排放控制在环境容量的安全阈值内是一个必须解决的问题. 停止耕地扩张、优化农田管理、提高水肥利用效率、改良作物品种、缩小粮食实际产量与潜在产量的差距、制定合理的经济政策、发展可持续的高效集约农业(Foley等, 2011; Garnett等, 2013; Tilman等, 2002)等被认为是解决问题的主要途径.

近60年来中国大陆地区的粮食总产量从1955年的1.84亿吨增长到了2015年的6.21亿吨(中华人民共和国国家统计局, 2016), 人均占有粮食产量的热量指标已超过3500千卡路里 天$^{-1}$(kCal d^{-1})(Yu等, 2018). 这一成就不是依靠扩大粮食播种面积(图1a), 而是通过提高粮食单产取得的. 从1950年到2015年, 谷物单产由1155kg hm^{-2}增加到5989kg hm^{-2}, 其中水稻单产增加了4580kg hm^{-2}, 小麦增加了4757kg hm^{-2}, 玉米增加了4820kg hm^{-2}. 单产的提高很大程度依靠水、肥等资源的集约利用. 从1952年到2015年, 全国农田灌溉面积由约2000万公顷提高到6587万公顷, 化肥施用量从7.8万吨增加到6023万吨. 中国当前的氮肥施用量占了全球的32%(Yu等, 2019). 其代价是传统富庶地区的水资源被大幅消耗、地表水和地下水水质全面恶化(中华人民共和国环境保护部, 2015; 中华人民共和国水利部, 2016). 尽管在1979年正式颁布《环境保护法》、在1983年环境保护被确定为基本国策、在1995年确立了可持续发展国家战略、在1998年前后开展了以“三河三湖”为重点的流域污染治理、自1996年后实施了污染物排放总量控制制度(曲格平, 2013)、自2006年后执行了水体污染控制与治理科技重大专项(2006~2020), 但40多年的环境变化结果表明中国并没有实现在20世纪70年代提出的避免走“先污染后治理”弯路的目标(汪韬和朱红军, 2013). 其中一个原因是缺乏真正能够解决全局性问题的跨学科定量研究, 尚未形成部门间相互协调的可持续发展战略规划.

中国的可持续发展必须克服当前面临的两大问题: 一是粮食生产的重心北移(图2a)导致北方水资源消耗加大, 在加剧潜在旱灾风险的同时减弱了水体的自净功能; 二是有机废物的还田率持续降低(图2b)导致全国性的养分污染和环境恶化. 本文在回顾近60年来的水、氮管理历程基础上, 基于多种作物模型和多源观测数据, 量化分析全国尺度的粮食安全、水资源和水环境质量之间的定量关系, 探讨粮食安全与环境安全兼顾的可持续发展对策.

2 近60年中国的水、氮管理历程

水和氮是农业生产所需的基本物质, 在作物生长和环境变化中存在多方面的耦合关系. 水是植物光合作用的原料, 是氮元素进入植物体和环境的主要载体. 氮是构成植物光合作用所需叶绿素的关键元素. 无论是缺水还是缺氮, 植物生长和粮食产量都会受到限制. 氮在不同环境中的迁移转化与水分状况密切相关. 例如土壤含水量的变化会导致氧化还原电位变化, 进而影响微生物主导的硝化和反硝化过程, 以及氮的去向. 水资源量和水文过程会影响流域水环境对氮的消纳能力和自净功能. 在自然界中这些过程相互关联、密不可分.

但在人类的水-氮管理体系中, 这些自然过程通常被分为不同环节划归多个部门分别管理. 在不同的历史时期, 各部门会针对社会需求出台不同的管理政策, 但往往也会因部门政策的局限性而衍生出其他新问题. 例如, 图1显示1980年以前中国的人均粮食占有量长期不足. 发展农田水利和广开肥源成为近60年来促进粮食增产和保障粮食安全的重要举措. 这也深刻改变了全国的水-氮循环格局, 产生了环境污染和资源利用的不可持续问题.

2.1 农田水利的发展

针对季风气候下旱涝灾害频发的问题, 中国在20世纪50年代提出了“蓄泄兼筹”的水利发展方针(钱正英和马国川, 2009). 扩大灌溉面积成为适应气候、减

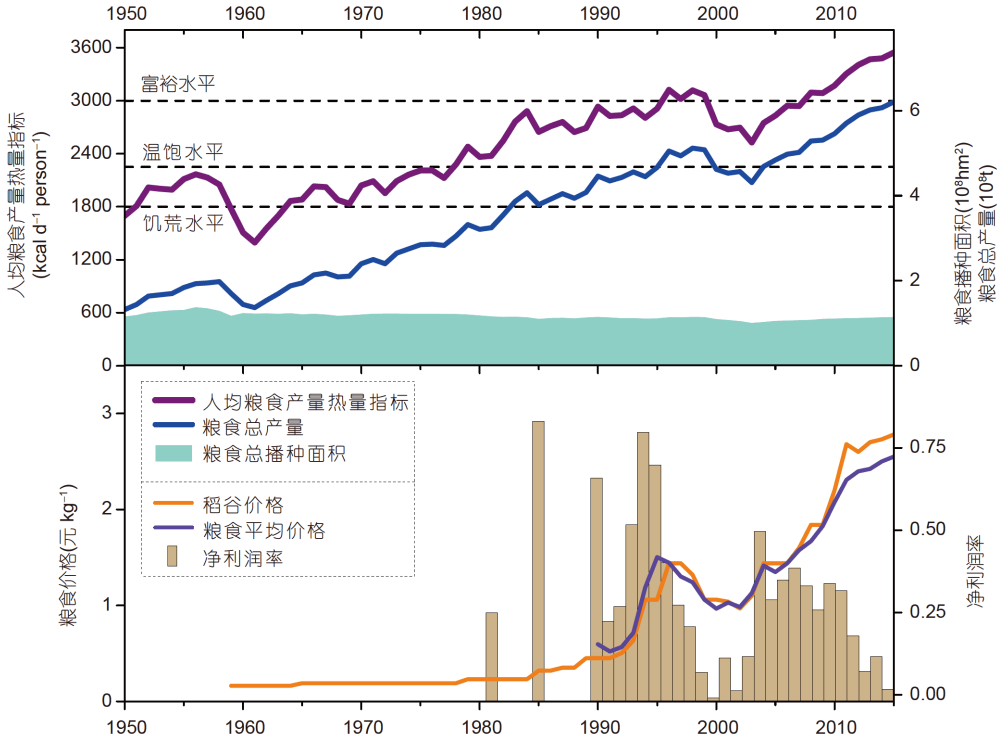


图 1　中国1955~2014年粮食产量、粮食播种面积、粮食安全水平、粮食价格和粮食种植净利润率

来源: Yu等(2018)

小农业旱灾风险的中心任务. 在20世纪60年代以前, 农田水利发展以地表水灌溉为主. 在以水稻田为主的南方, 灌溉面积发展到20世纪70年代就已接近饱和(图2d), 但北方平原区的地表水灌溉因地下水水位过高而加剧了土壤盐碱化. 中国学者为此提出了抽取地下水用于灌溉农田和淋洗盐分的"井灌井排"法(李正风等, 1963; 南京土壤所盐土组, 1975; 熊毅和刘文政, 1962; 中国农业科学院农田灌溉研究所李村井灌组, 1965). 自1968年后中国政府决定在北方大规模发展地下水灌溉, "每年以三十多万眼机井的速度持续建设"(钱正英和马国川, 2009). 这一措施改良了北方平原区土壤, 大幅度提高了粮食生产水平, 为扭转当时南粮北调的格局提供了条件. 1964~1978年开展的全国"农业学大寨"运动, 以修建梯田、改土治水、兴修水库及田间配套渠系为主的大范围农田水利建设, 客观上促进了水土保持、提高了农田的生产力. 20世纪80年代初水利发展进入低谷期, 直到1988年《水法》颁布以后, 农田水利建设才重新成为农村的中心工作. 全国第一次水利普查表明(中华人民共和国水利部, 2013), 2011年中国水库的总库容量为9323亿m^3, 相当于长江全年的径流量(9600亿m^3); 全国机电井(95%以上分布在北方)达5383万眼, 年开采地下水1040亿m^3, 接近黄河年径流量(580亿m^3)的两倍, 其中70%以上用于农业. 全国农业灌溉用水量从1993年的5198亿m^3增长到2016年的6040亿m^3(中华人民共和国水利部, 2017).

图2显示1990年后灌溉面积的扩张主要出现在北方, 加之目前南方粮食播种面积比1978年减小了23%, 中国粮食生产的重心从南方持续向缺水的北方转移(Yu, 2011; Yu等, 2018). 北方粮食产量与南方的比率由20世纪60年代初的0.7上升到2017年的1.8. 在2016年北方2745亿m^3的总用水量中, 农业用水占76%(中华人民共和国水利部, 2017). 农业对水资源的大量消耗深刻地改变了北方地表水和地下水资源格局. 加之气候变化的影响(Piao等, 2010; 李原园等, 2014), 北方地表水资源量大幅减少. 例如海河流域的年均径流量在1980年后比之前减少了40~70%(张建云等, 2007), 其中大清河流域的实测径流系数从20世纪50年代的0.64减少到90年代的0.23(刘春蓁等, 2004). 北方平原区1996~2014年地下水储量(中华人民共和国水利部, 2014)减少了1092亿m^3, 相当于河北省多年平均水资源

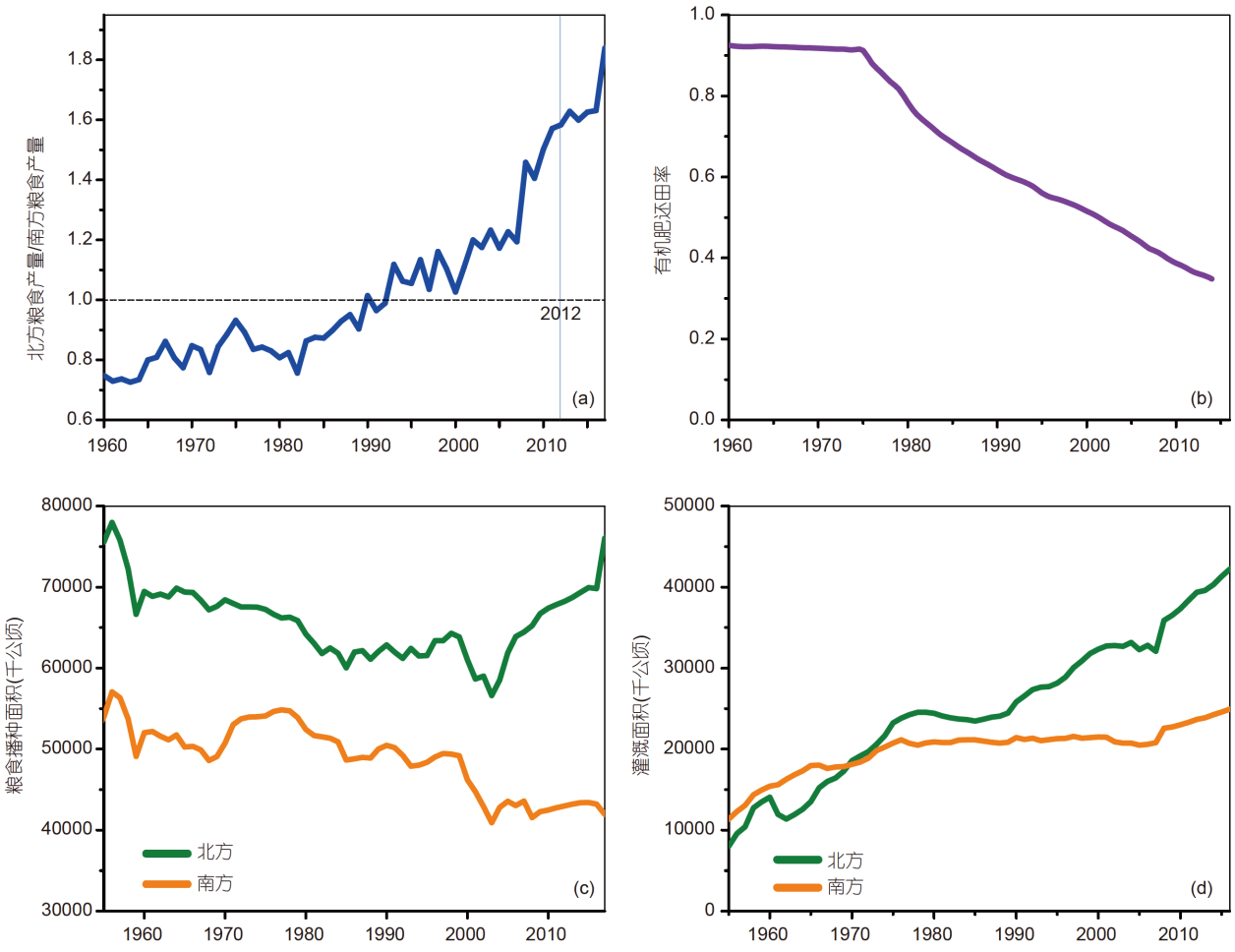


图 2　中国南北的粮食生产格局与有机肥还田率变化

(a) 粮食产量重心持续北移; (b) 有机废物还田率变化; (c) 南方与北方粮食播种面积变化; (d) 南方与北与灌溉面积变化. 南北分界线大体为秦岭淮河一线

量(203亿m^3)的5倍. 2012年后中国实施了最严格的水资源管理制度(中华人民共和国国务院, 2012), 但数据显示粮食重心北移的态势非但没有缓解, 反而在进一步加剧(图2a).

2.2　氮素管理

有机肥是中国几千年传统农业系统养分供给的基本来源. Ellis和Wang(1997)纵观世界农业发展历史, 认为可满足如下两个条件的可持续农业系统凤毛麟角: (1) 农业生产力历经数百年不曾衰退或废弃; (2) 土地肥力和环境质量未发生退化. 中国太湖流域近2000年的传统农业堪称世界可持续农业系统的典范. 其主要原因是建立了种养结合的合理制度和完善的有机废物还田体系. 自20世纪50年代后中国提出的"山肥下山, 水肥上岸, 家肥出门, 城肥下乡"措施(福建省农业工作会议秘书处, 1974; 李松华, 1958)一直延续到70年代(陈朱蕾和唐赢中, 1999). 20世纪80年代初大城市首先出现了粪便无法消纳的问题, 上海和北京等地先后在市郊农村建立封闭式蓄粪池、送粪下乡, 但在90年代之后被逐渐废弃(叶传泽, 1995; 陈朱蕾和唐赢中, 1999), 城市污水处理系统应运而生. 有机肥的还田率自20世纪70年代以后逐年下降, 到2015年全国有机肥资源的实际利用率不足40%(中华人民共和国农业部, 2015). 当前养殖粪便年均产生总氮量约1430万吨, 以流失和氨挥发等形式的损失量达65%以上(Yu等, 2019). 农村生活有机废物的回收利用率也急剧下降.

例如福建省农村厕所粪便直接排入环境的比例从1993年的12%(仇焕广等, 2012)上升到2013年的86%(卢翠英等, 2015), 成为地表水体的新兴污染源. 笔者于2019年3月在河南和河北的调研发现北方平原区的农村厕所改为冲水马桶后, 并没有解决后续的生活污 水回收利用问题. 人、畜有机废水通过管道引出建筑物后大都直接入渗到地下, 对地下水质量构成重大威胁.

有机肥还田率的减小与化肥工业的发展密不可分. 中国的氮肥工业在20世纪早期十分薄弱. 1950年前全国的合成氨能力仅5000吨(李永恒, 2004). 20世纪50年代后在引进前苏联设备的基础上, 开始自行设计中小型氮肥厂, 但到1969年全国氮肥产量才102万吨. 20世纪70年代初中美关系缓和后中国从西方国家引进13套大型氮肥生产线(李志坚, 2009), 到1980年氮肥产量增长到999万吨. 之后经技术改造升级, 中国已发展成了全球最大的氮肥生产和施用国. 到2015年全国合成氮的产量达4971万吨、施用量超过3000万吨(中华人民共和国国家统计局, 2016). 过量的化肥施用和有机废物污染, 造成严重的水体富营养化. 历经千年不受人类活动污染的太湖在近30年内水环境全面恶化; 2007年无锡蓝藻事件导致了近百万人的饮水危机(中国环境意识项目办, 2008). 为缓解严峻的农业污染问题, 农业部于2015年首次从环境视角颁布了《到2020年化肥使用量零增长行动方案》(中华人民共和国农业部, 2015), 并于2017年宣布已提前实现目标.

前文所述城市粪便还田出现困难后, 中国从20世纪80年代开始借鉴西方技术发展城市污水处理系统. 1984年建成投产的天津纪庄子污水处理厂成为大型现代化城市污水集中处理系统建设的开端. 国家发展改革委和城乡住房建设部于2016年提出到2020年底实现城镇污水处理设施全覆盖的目标, 污水处理率在城市要达到95%, 县城达85%, 建制镇达70%(国家发展改革委员会和城乡住房建设部, 2016). 规模化工业污水处理始于20世纪70年代. 在20世纪90年代以前环保部门以“达标排放”为主要手段管理工业污染, 到2010年工业废水排放达标率达到95.3%(中华人民共和国生态环境保护部, 2012). 总量控制制度始于1996年(中华人民共和国国务院, 1996), 与氮相关的主要指标是氨氮. 2018年后农业面源污染管理由农业农村部调整到生态环境部.

综上所述, 水利建设已从过去只注重社会经济用水、忽视河流的生态与环境需水(钱正英和马国川, 2009)向以节约和保护为重点的节水型社会转变. 农业政策不再仅仅考虑种植业和养殖业产量, 开始兼顾环境影响. 污染治理也逐渐向业务整合方向发展. 但目前尚未在深入理解粮食生产、水资源和水环境定量关系的基础上形成行业间相互统一的可持续发展科学框架和长远规划, 尚未真正建立起部门间相互协调的决策与管理体制.

3 中国的粮食安全与影响因素

尽管粮食安全的概念从个人的角度已经有了国际公认的量化指标(FAO, 1996), 但从国家层次对坚持高自给水平的中国粮食安全尚无公认的定义. 本文在定义中国的粮食安全基础上, 基于作物生长模型, 量化分析气候、水利、氮肥和社会经济等因素对粮食安全的影响.

3.1 中国粮食安全的定义

图1所示的粮食增长曲线反映了自1950年以来中国的粮食安全水平. 根据历史粮食产量结构和人口变化数据, 本研究计算了自1950年来人均粮食占有量的热量指标, 将中国的粮食安全分为三个等级, 并以此作为判断自然和社会经济因素对粮食安全影响程度的量化依据(Yu等, 2018). 第一, 人均粮食占有量低于1800kCal d^{-1}为饥荒水平. 在此供给水平下, 全国人口死亡率呈现大幅度攀升(如1950年、1960年前后). 第二, 根据中国营养协会推荐的人均所需能量标准(男性2400kCal d^{-1}, 女性2100kCal d^{-1})(中国营养学会, 2014), 定义2250kCal d^{-1}为温饱水平. 中国粮食产量达到温饱水平的年份是1978年. 第三, 定义3000kCal d^{-1}为富裕水平. 中国首次达到富裕水平的年份是1996年(图1), 这一年也被认为是中国农业由总量长期不足转变为阶段性供大于求的标志性年份(麻茵萍, 2001).

3.2 作物生长模拟方法

图1所示的粮食产量增长曲线是由气候、灌溉、施肥、农业技术和社会经济等因素综合作用的结果. Lesk等(2015)对全球数据的分析认为气候要素中对大区域粮食产量波动影响最大的是干旱和高温. 在中国的农作物生长季, 干旱与高温如影随形. 关于干旱对

粮食产量影响的量化评估长期以来是一个重要研究方向, 研究方法包括田间灌溉控制实验(夏金明等, 1990; 冯文基等, 1989; 高广林, 1999; 古璇清等, 2005; 刘长余, 1986; 王海丽等, 2012; 王树萱等, 1996)、农户调查(Chen H等, 2014; Huang等, 2015; Wang等, 2009; Yan等, 2016)和基于气象(Das等, 2016; Li等, 2016; Naresh Kumar等, 2009)、水文(Abebe和Foerch, 2008; Shukla和Wood, 2008)等干旱指数的统计分析. Piao等(2010)利用中国近50多年的降水、径流和帕默尔干旱指数(PDSI)等数据分析认为华北和东北等地区干旱化趋势显著, 但基于上述指数还不足以量化评估气候变化条件下干旱对全国粮食安全的影响. 近年来国内一些学者开始用气候数据与作物模型, 如EPIC(Li等, 2017; Jia等, 2012)、CERES(Tao和Zhang, 2011; Ye等, 2013)和AquaCrop(Wang等, 2013)等, 对一些粮食作物进行模拟和干旱风险评估, 取得重要进展. 但全方位考虑全国多种粮食作物的轮作制度、灌溉效应、施肥措施的多作物模型集成模拟研究还鲜有报道. 尤其是对全国尺度的旱灾风险、水肥效应与粮食安全水平的关系缺乏量化研究.

我们利用以氮为基础的DNDC模型、以水为基础的AquaCrop和以作物光合过程为基础的SWAP模型在神威太湖之光超级计算机平台上, 对全国2403个县级种植制度下的水稻、玉米和小麦这三大谷类作物进行了60年(1955~2014)逐日生长过程模拟(Yu等, 2018). 在点位尺度灌溉效应验证、氮平衡验证和区域作物产量验证的基础上, 对全国的农业旱灾风险、地下水超采、水与氮对粮食生产的耦合影响等进行了定量评估, 具体的研究方法、数据、图表、验证和不确定性分析等参见网络版附录(http://earthcn.scichina.com)以及文献(Yu等, 2018, 2019).

3.3　灌溉对减轻全国谷类作物旱灾风险的贡献

以2007~2011年的农业生产条件为当前基准(baseline), 基于60年粮食因旱减产量模拟和概率分布对三大谷类作物进行了旱灾风险评估. 以基准情景下模拟得到的全国最高产量(1990年)为标准(图3“基准年情景产量”), 计算不同情景下的因旱损失. 三大作物综合产量的模拟结果表明灌溉对减小旱灾风险的贡献为(31±2)%. 在完全雨养条件下, 气象造成的农业旱灾风险(或粮食年均因旱减产率)为(35±2)%(图3“基准年情景+雨养”), 其中水稻33%、玉米27%、小麦55%左右. 灌溉使得三大作物因旱减产的风险降低到(4±2)%, 其中水稻2%、玉米7%、小麦7%左右(Yu等, 2018). 在1955~2014年, 2000年的旱灾(165年一遇)对粮食影响最大, 雨养条件下可造成(44±2)%的减产, 但灌溉使得减产率降到(9±2)%. 因此水利建设对稳定中国粮食生产做出了重要贡献. 如果能够维持粮食播种面积和灌溉水资源的稳定, 即使遇到100年一遇的干旱, 全国粮食产量(人均3195kCal d^{-1})也不会低于富裕水平. 但如果没有灌溉, 即便在常态气候(2年一遇干旱)下, 粮食产量(人均2280kCal d^{-1})也只能维持在温饱水平. 因此保持灌溉水资源的可持续利用是维系中国粮食安全和自给水平的基础条件.

3.4　北方地下水在极端旱灾中的作用

北方地下水储量的快速消耗对灾年的应急储备水源构成严重威胁. 但人们对地下水枯竭后可能产生什么后果还缺乏量化认识. 这里以2002年干旱对人口总量超过1.7亿的河北(20年一遇)和山东(122年一遇)两省的影响为例分析地下水对中国社会的作用. 假设在此次干旱发生前地下水储量为零, 当年可利用的地表水和地下水资源仅来自于当年的降水. 表1表明地下水枯竭后干旱造成后果是灾难性的. 虽然两省的降水量仅比多年平均值减少1/3左右, 但由于高温加剧了蒸散发, 导致水资源总量约减少了2/3. 其中地表水减少了近80%, 地下水资源减少了近40%, 而当年的总用水量并未明显降低. 在河北, 即使技术发展可使当年86亿m^3的总水资源全部利用, 也还有近60%的用水需求无法满足. 山东的旱情更严重, 用水矛盾也更加突出. 在保障生活和工业用水的前提下, 即使把其余水资源量都用于农业, 河北和山东的粮食产量仍然将分别减产51%和52%左右. 由此可见, 一旦地下水这一战略水源储备耗尽, 自古以来旱灾年景中赤地千里、粮食锐减的状况将重新出现. 即便能够通过应急调配等方式解决粮食供给问题, 尖锐的供水危机势必成为诱发社会矛盾的重大隐患. 历史上北方频繁发生持续多年的大范围极端旱灾(郑景云等, 2014), 不可持续的水资源利用将使社会失去稳定. 因此有效地减少地下水开采和恢复地下水储备是一项安邦定国的战略措施.

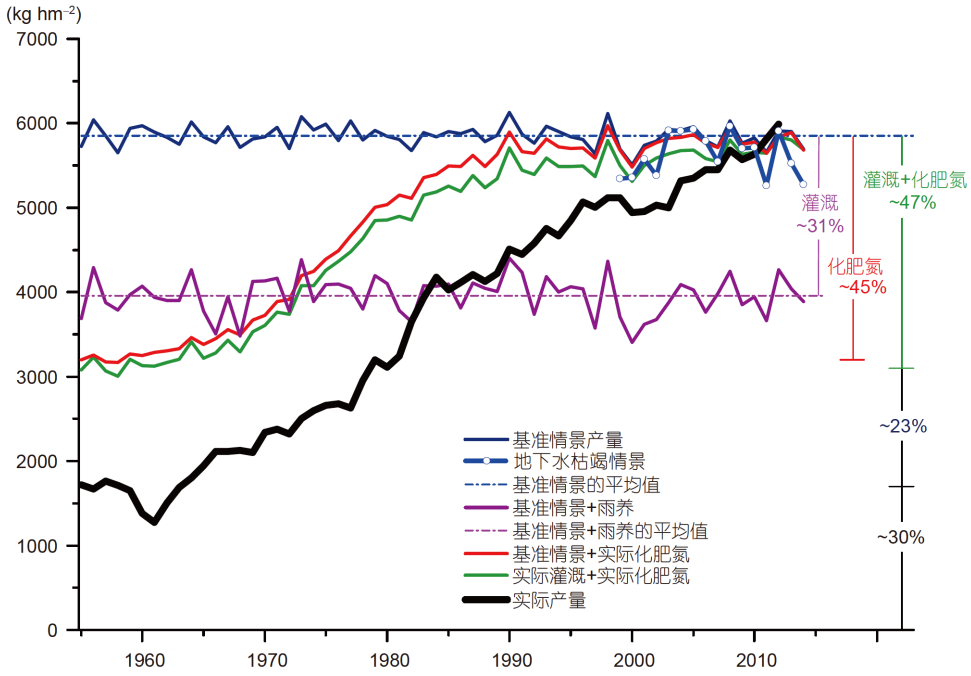


图 3　气候、灌溉和氮肥对历年水稻、玉米和小麦综合单产的耦合影响

基准年指2007~2011年平均农业生产条件(包括灌溉、施肥、作物品种、种植制度等). “基准年情景产量”是指在农业生产条件不变的情况下, 气候波动引起的产量年际变化. “地下水枯竭情景”是指在种植以前的地下水储量为零, 农业用水量是当年降水产生的水资源量扣除工业和生活用水之后的剩余水量. “基准情景+雨养”表示保持基准年其他条件不变, 但均没有灌溉时气候波动引起的产量年际变化. “基准情景+实际化肥氮”是保持基准年其他条件不变, 但化肥氮的投入按逐年实际施用量所得到的产量变化. “实际灌溉+实际化肥氮”表示灌溉和化肥氮都按1955年以后的实际变化, 模拟得到的粮食产量. 模拟结果的蒙特卡罗不确定性区间为±(2~3)%

表 1　河北和山东2002干旱年的水资源量、用水量[a)]

省份	年份	降水量		水资源量			实际用水量		
		总量	距平率(%)	总量	地表水	地下水	用水总量	地下水用量	农业用水量
河北	平均	1441	/	203	99	104	215	150	145
	2002	1049	–27.2%	86	20	66	211	171	161
山东	平均	2362	/	306	188	118	239	108	155
	2002	1466	–37.9%	98	37	61	252	133	188

a) 地下水与地表水资源的重复计算量平均分配到了本格的地表水和地下水中(来源: Yu等, 2018). 单位: 亿m^3

3.5　地下水超采对粮食的贡献

我们利用1999~2014年的水资源和地下水开采量数据, 将地下水超采部分(开采量大于当年补给的量)对应的灌溉面积设置为雨养, 计算得到地下水不超采情景的粮食减产量(见图3中的“地下水枯竭情景”). 结果表明地下水超采对全国粮食的年均贡献为3%左右, 最大不超过7%(Yu等, 2018). 即使扣除这3%, 全国粮食也能够保持3390kCal d^{-1}的富裕水平. 因此禁止平水年和丰水年超采不会对粮食安全构成影响. 通过发展农业技术提高粮食单产是更有效的方案.

3.6　化肥氮对当前粮食产量的贡献

在有机肥和灌溉等基准年模拟条件不变时, 将历年的实际化肥氮施用量输入DNDC模型(AquaCrop和

SWAP模型尚不具备模拟氮的生物地球化学过程能力), 得到的粮食增长曲线(图3“基准情景+实际化肥氮”)为化肥氮投入对粮食产量的影响. 结果表明化肥氮对当前粮食产量的贡献为(45±3)%. 如果没有化肥投入, 即使灌溉满足, 粮食产量将减少至人均1920kCal d^{-1}, 接近饥荒水平. 因此没有化肥投入就没有粮食安全可言.

3.7　灌溉与化肥氮的耦合贡献

图3的“实际灌溉+实际化肥氮”曲线显示, 灌溉(1955年的本底灌溉面积约20%)和化肥氮投入对粮食产量的联合贡献并非二者单独贡献的简单加和, 而是互为条件、协同作用. 自1955年来灌溉发展和化肥氮对当前粮食产量的耦合贡献为(47±3)%. 当前粮食单产中其余的23%左右无法从水利和氮肥模拟中得到解释, 可能是来自品种改良、病虫害防治和田间管理等其他措施的贡献. 这些措施通过与水肥协同作用促进了粮食单产的提高.

3.8　社会经济对粮食安全的影响

图1所示自1950年来中国粮食整体呈线性增长趋势. 但粮食产量也出现过1961年前后和2003年前后的两次大波动, 无法从模拟结果中得到解释. 1961年三大谷物总产量与1956年相比减少了36%; 为模拟天气对当时农业生产的影响, 我们将模型中的灌溉比例设置在1958年水平, 结果表明干旱造成的粮食减产为(6±2)%. 2003年的三大作物总产量与1998年相比减产了18%, 其中气候因素可解释(3.5±2)%, 粮食播种面积减小可解释13%(Yu等, 2018). 由此可见近60多年来, 对粮食产量波动影响最大的不是气候, 而是社会经济因素.

2003年前后粮食减产的根本原因是极端旱灾和粮食种植利润大幅降低双重因素叠加的结果. 在大旱年景2000年出现大范围净利润率接近甚至小于0的情况, 导致农民大量放弃粮食播种. 图1可见自2004年后开始免征农业税、种植补贴和价格保护等惠农政策后, 种粮收益得到短暂提升. 但受劳动力成本、农资价格和粮价等影响, 粮食种植的净利润率从2004年的49%下降到2015年的2%左右(国家发展和改革委员会价格司, 2016), 已接近2003年的水平. 因此当前农业生产再一次面临来自社会经济的重大挑战.

3.9　未来气候变化对粮食生产的影响

我们利用IPCC国际耦合模式比较计划(CMIP5)中9个气候模式输出的2006~2100年不同典型浓度路径(RCP2.6、4.5、8.5)下的气候数据, 驱动三种作物模型(图4), 得到如下两个结论(Yu等, 2018). 第一, 在2050年前气候变化对粮食生产总体有利, 粮食单产因降水和温度变化可能增加2.5~3.3%. 但2050年后若继续升温, 气候对粮食生产趋于不利. 第二, 未来气候无论在何种浓度路径下变化, 模拟结果显示极端旱灾的频率和灾情都会增加. 当前100年一遇的农业旱灾在RCP2.6时可变成30年一遇、在RCP4.5时变成13年一遇、在RCP8.5时变成5年一遇. 这进一步印证了加强水资源储备是应对未来气候变化的战略措施.

4　氮流失与水环境安全阈值

4.1　人为氮流失的源与量

化肥氮的大量施用一方面从根本上解决了中国的粮食安全问题, 另一方面也深刻改变了水环境质量. 从活性氮的产生、施用、排放到水体氮浓度演变这四个环节中, 人们对前三个环节的研究已取得一些重要进展. Gu等(2015)用氮循环平衡模型对中国1980~2010年氮平衡作了较全面的评估. Chen X P等(2014)利用全国三大作物的观测数据分析表明11~22%的施氮量流入了水环境. 我们(Yu等, 2019)在考虑养殖业、城乡饮食结构、污水处理、生活垃圾、工业废水排放等历史数据基础上, 结合DNDC模拟输出的农田氮流失(含地表径流与土壤下渗), 重构了1955~2014年全国的人为氮逐年排入水体的时空变化(图5). 图6的结果表明2010~2014年的年均氮流失量为(1450±310)万吨, 其中农业贡献了59%(种植35%, 养殖24%), 城乡生活贡献了39%(城市污水13%, 农村污水8%, 有机垃圾18%), 工业废水占2%. 但对于第四个环节(从排放到水质的复杂演化)的大区域研究还存在方法过于简化、数据支撑不足等问题.

4.2　全国和省级水环境氮容量的安全阈值

人类社会的可持续发展需要将人类活动对全球环境的影响限制在一个安全界限内(planetary boundary). 有关全球环境安全容量阈值研究(Rockström等, 2009;

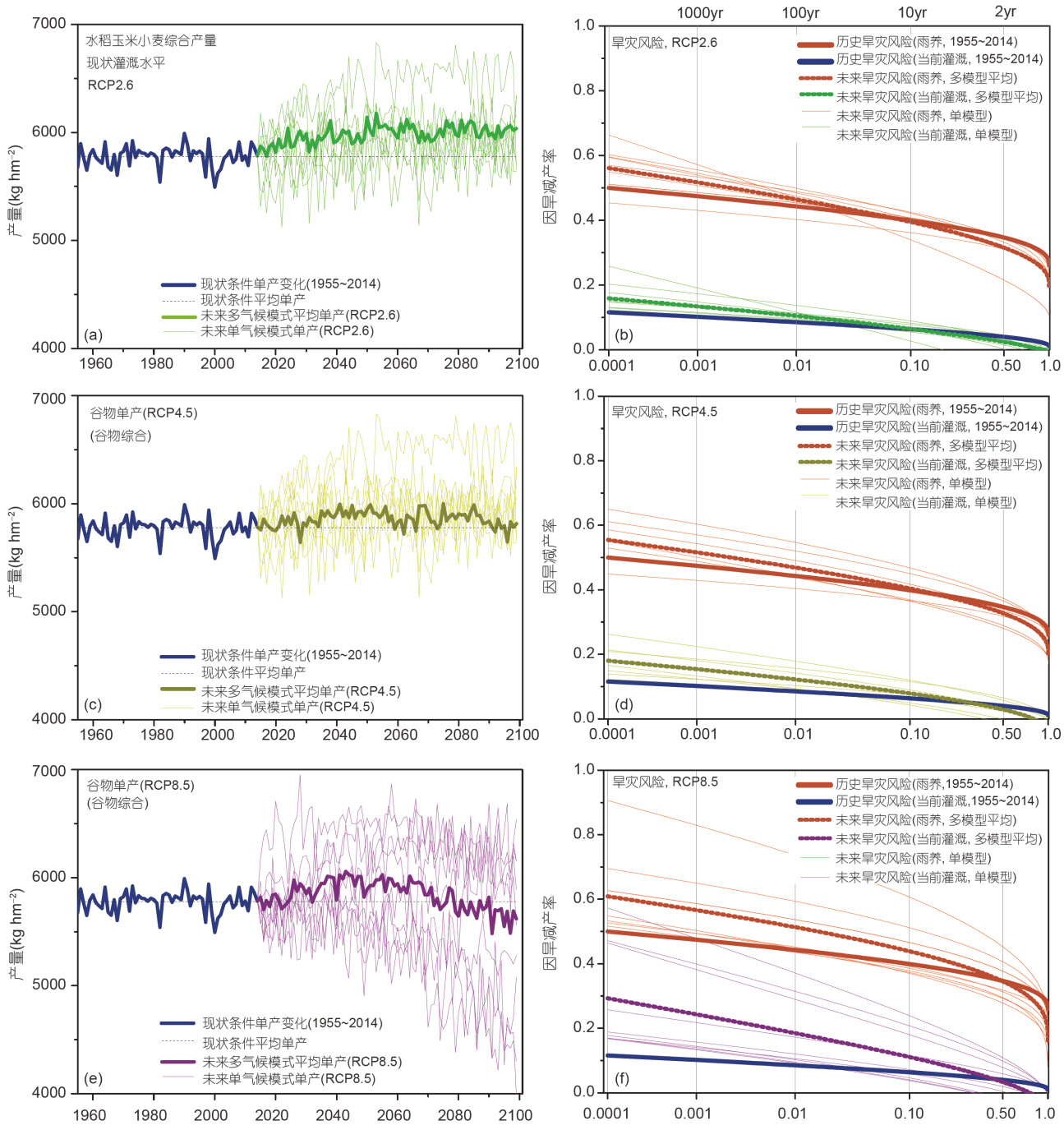


图 4　在基准年情景下与1955~2014年相比未来气候变化(2015~2100年)对粮食产量及旱灾风险的影响

(a)、(c)、(e)表示基于CMIP5中9个气候模式驱动模型得到的三大作物分别在RCP2.6、4.5和8.5情景下受气候变化影响的单产变化; (b)、(d)、(f)表示这种气候情景下农业旱灾的损失-概率曲线(来源: Yu等, 2018)

Steffen等, 2015)是近年来的一个前沿课题. 以氮、磷为主的水体污染是其中的一个重点内容. 关于氮排放安全阈值的评估研究目前至少存在两方面不足. 首先, 至今还没有可靠的定量评估方法. Rockström等(2009)基于猜测提出将当前人为合成氮的25%(3500万tN a^{-1})定义为全球氮安全阈值. 一些学者基于物质平衡模型

(de Vries等, 2013; Bodirsky等, 2014)进一步开展全球尺度的氮阈值评估, 但仍存在很大的不确定性. 这是由于氮元素在不同区域的迁移转化受气候、植被、土壤、水文、溶解氧、微生物等复杂生物地球化学要素影响, 难以用简单的物质平衡模型得到可靠的结果; 而复杂的水文和水质演变机理模型在大尺度模拟中所需的数据十分缺乏. 其次, 当前的研究重点大都关注全球尺度, 而对政策制定关系更密切的区域和地方尺度研究还鲜有涉及. 20世纪70年代以来环境保护领域为制定总量控制政策开展的水环境容量研究与上述的全球环境安全阈值研究有相似之处, 但主要以生化需氧量(BOD)、化学需氧量(COD)和氨氮等为主要控制指标. 与水环境质量关系更为密切的总氮直到2016年后才被正式纳入中国总量控制约束性指标体系(中华人民共和国国务院, 2016). 另外, 由于农业面源污染研究在水环境容量评估中十分薄弱(付意成等, 2010; 王刚等, 2014), 有关环境氮容量的评估研究始终难以建立起排放总量与水质之间的可靠量化关系, 导致控制水环境富营养化的政策与措施长期缺乏坚实的定量依据.

在量化评估60年氮排放的时空变化基础上, 我们收集了全国代表性河流和湖泊同期氮年均浓度演变的观测数据(图5). 根据中国地表水环境质量标准(国家环境保护总局和国家质量监督检验检疫总局, 2002), 我们提出把水体氮的年均浓度首次达到IV类水质标准(1.0mg L^{-1})所在年份对应的人为氮排放量作为该区域的水环境氮排放阈值. 图6b可见全国绝大多数地区在20世纪80年代中期的氮排放已经超过了安全阈值. 汇总省级氮排放阈值后得到全国淡水环境的氮容量安全阈值为(520±70)万tN a^{-1}. 而当前全国的年均排放量超过该阈值930万吨左右(Yu等, 2019). 因此仅仅保持化肥施用零增长并不能根本扭转当前水环境恶化的趋势.

图7a显示了各省氮管理面临的严峻挑战. 中国大陆地区除西藏自治区外, 其他省份的氮排放量全都超过了水环境安全阈值(台湾、香港、澳门数据暂无). 在当前农田管理水平下, 有14个省即使把其他氮源污染削减为

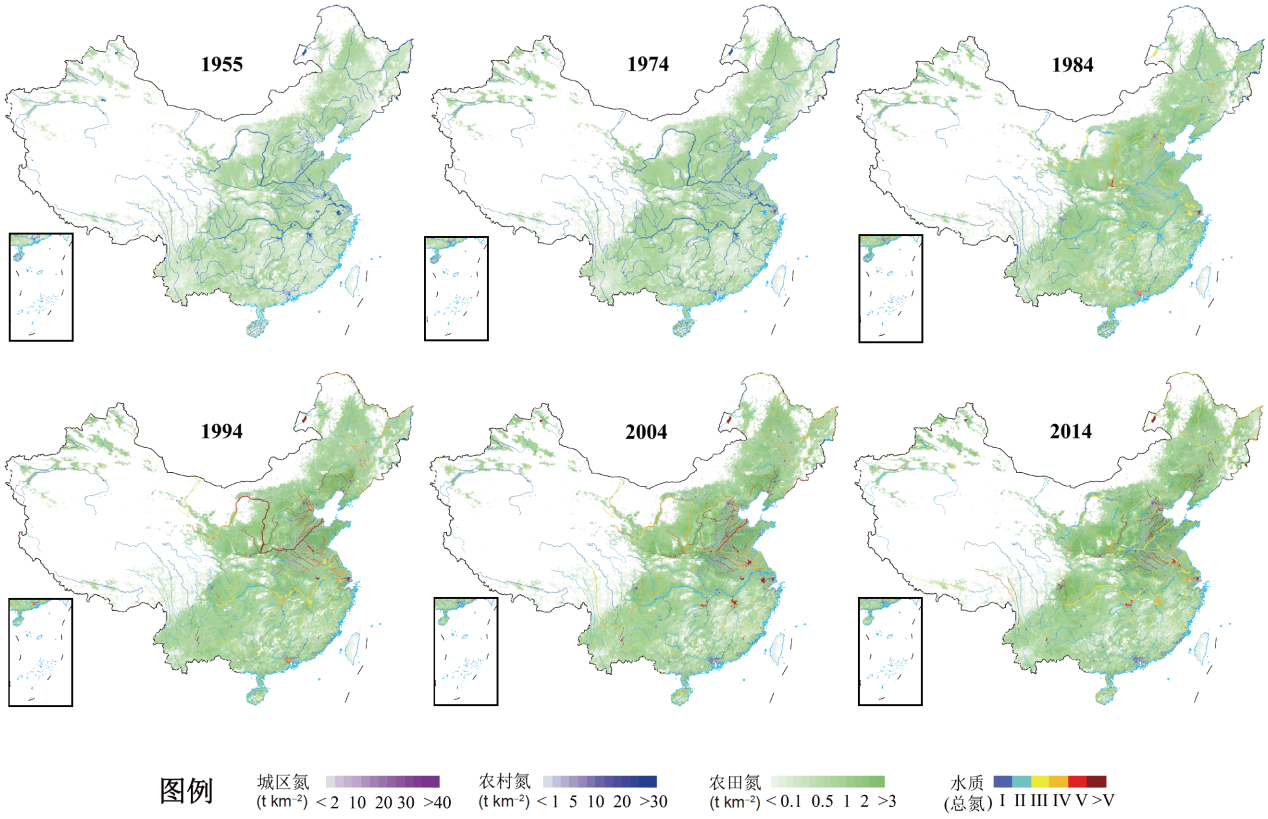


图 5　1955~2014年氮流失(径流与土壤下渗之和)与河流水质演变

来源: Yu等(2019)

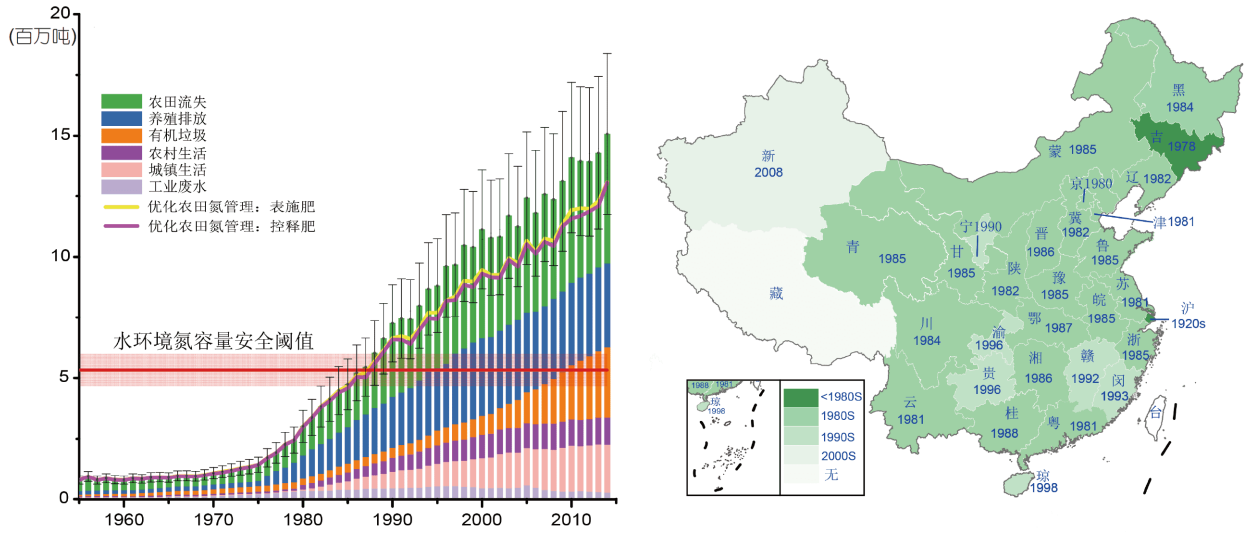


图 6　中国水环境氮安全容量阈值

(a) 全国不同氮源的流失量与水环境容量阈值; (b) 观测数据中各省水体总氮浓度首次达到或超过IV类水质标准(1mg L^{-1})所在年份(来源: Yu等, 2019)

零, 其农田氮流失量(径流与土壤下渗之和)也超过了本省的水环境阈值. 这些省份主要集中在缺水的北方. 因此粮食生产重心的北移不但增加了北方氮肥的施用量和流失量, 还导致北方地表水的径流量减小, 削弱了河流湖泊的自净功能, 加剧了北方水环境的恶化.

5　氮管理潜力评估

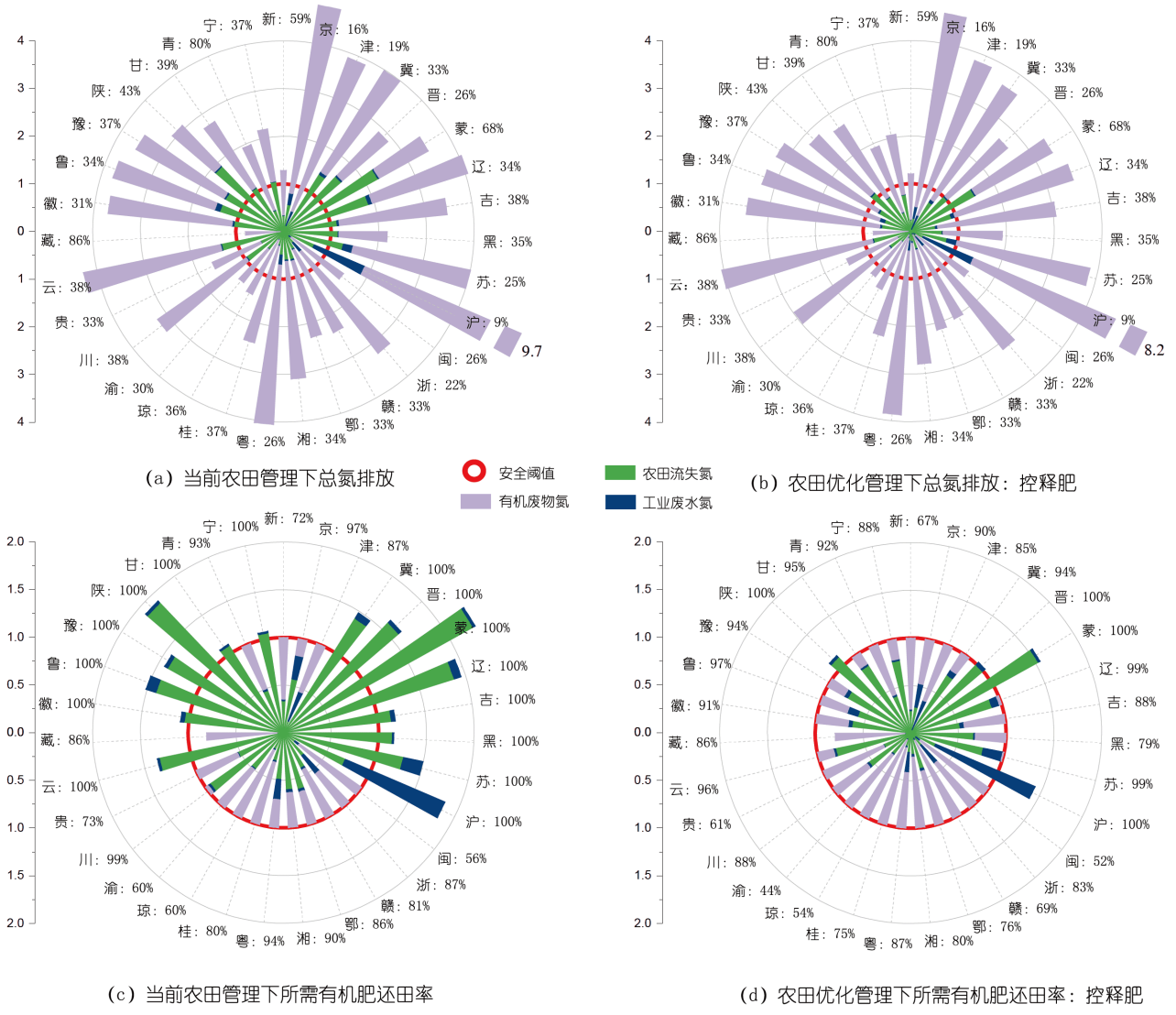
目前关于氮污染减排的措施主要包括污水处理、提高农田氮肥利用效率和养分还田率.

5.1　污水处理的除氮量

2014年全国处理城市生活污水493.3亿m^3, 经济成本(2.27元 m^{-3})(谭雪等, 2015)总计约1120亿元, 耗电(0.292kWh m^{-3})(蒋勇等, 2014)约144亿度. 具备去氮除磷能力的污水处理厂约占56%(吴悦颖等, 2014), 具备除氮能力的污水处理厂的平均去氮效率为55.5%(赵银慧等, 2015), 出水的平均总氮浓度为14~17mg L^{-1}. 由于长期以来环境管理的指标主要是氨氮, 很多污水处理厂并不都以去除总氮为目标, 而是将氨态氮转为硝态氮等其他物质排放到水环境中去. 因此第一次全国污染普查公报(中华人民共和国环境保护部, 2010)公布1997年污水处理去除的氨氮为37.62万吨, 但总氮去除量仅有28.82万吨. 根据污水处理统计和调查资料, 我们估算2014年全国污水处理的除氮总量为70万吨左右(Yu等, 2019). 若继续提升污水处理的除氮效率, 其能耗成本将呈非线性增长(王佳伟等, 2009). 因此环保部门在制定污水处理厂排放标准时需要考虑技术局限、经济成本和能耗成本, 导致当前污水处理系统的总氮排放标准(15mg L^{-1})远大于地表水IV类水质标准(1.0mg L^{-1}). 在全国统一的排放标准下, 若不充分考虑人口密度、种养强度、排污总量和水环境自净能力的区域差异, 无法保障全国的水环境都能达到水质标准. 在人口密集的区域, 污水处理厂的排水口往往成为氮磷污染的一个主要来源. 相对目前全国约930万吨氮的超排量, 当前污水处理系统无法扭转当前氮污染的格局.

5.2　优化农田氮管理的减排潜力

农田氮减排研究, 尤其是关于提高农田氮利用效率的研究(Foley等, 2011; Garnett等, 2013; Wang等, 2012; Zhang等, 2015)是近年来的一个前沿性热点课题. 中国科学家提出了土壤-作物系统综合管理(ISSM)(Zhang等, 2013, 2011; Cui等, 2018; Chen等, 2011), 将提高土壤质量、优化作物品种、精准施肥等措施统一考虑在田间管理措施中. 但通过提高农田氮肥管理水平能在多大程度上减小全国整体的氮排放量, 目前还



(a) 当前农田管理下总氮排放　(b) 农田优化管理下总氮排放：控释肥

(c) 当前农田管理下所需有机肥还田率　(d) 农田优化管理下所需有机肥还田率：控释肥

图 7　省级氮管理面临的挑战与解决方案

(a) 当前农田管理水平下省级氮流失总量超安全阈值的倍数, 外围的百分数是当前有机废物还田率; (b) 在优化农田管理的控释肥方式下省级氮流失总量超安全阈值的倍数, 外围的百分数是当前有机废物还田率; (c) 在当前农田管理水平下, 欲将氮流失减至阈值内所需达到的有机废物还田率(外围百分数); (d) 优化农田管理的控释肥方式下, 将氮流失减至阈值内所需达到的有机废物还田率(外围百分数). 来源: Yu等(2019)

缺乏认识. 我们利用DNDC模拟了两种不同的优化施肥方案: 表施肥和控释肥. 表施肥是当前农民普遍采用的一种粗放型撒施方式, 操作简单, 但容易造成过量施肥. 控释肥是将肥料用包膜等方式控制土壤水溶解肥料的速度, 达到延长肥效、提高养分利用效率和减少肥料损失等目的. 虽然目前控释肥可能还存在包膜污染、生长旺季供肥缓慢等不足, 但已成为较为可行的优化施肥技术. 在模拟中我们把控释肥释放速率设置为与作物生长速度线性相关, 因此模拟结果更接近于理想化的优化施肥方案. 在保持粮食产量水平不降低的条件下, 利用模型对减小化肥施用和氮流失的潜力进行了计算. 结果表明优化施肥可将2010~2014年平均化肥施用量从2980万吨左右减小到1700~1980万吨, 将年均氮流失总量从510万吨左右减小220~240万吨, 将农田氮流失超阈值的省份由14个降低到2个(图7b). 但是, 优化施肥下氮的减排潜力仅占全国930万吨总超排量的24~26%, 因此仅仅从农田角度提高氮利用效率也无法根本解决目前的氮污染问题.

5.3 基于安全阈值的氮管理体系

如果要在短期内将全国的氮排放量降到水环境安全阈值内, 唯一有效的方式是全面重构传统的城乡养分循环体系. 尽管农业与农村部提出到2020年要将畜禽粪便养分还田率从2015年的50%左右提升到60%(中华人民共和国农业部, 2015), 但仅可将全国的氮超排量减少约10%. 图7c和7d显示在保持粮食产量不变的前提下, 若要恢复中国水体环境质量, 需要在优化农田氮管理的前提下将全国城乡所有有机废物的还田率从当前40%以下提高到86~88%, 其中9个省份需要达到95%以上. 陕西和内蒙古需要进一步主动减小粮食产量、山西需要减小3%的粮食产量或80%的工业废水氮排放、上海需要减小工业废水氮排放的37%. 而当前各部门有关氮管理的规划与措施远远达不到回归阈值的整体要求. 这也是为什么行业部门尽管在各自领域都做出了巨大努力, 但水质恶化的趋势并未得到扭转的根本原因. 在农田优化管理的条件下, 如果图7d的管理目标能够实现, 全国化肥的年均施用量可从当前2980万吨减小到1080~1360万吨. 若在此基础上加强畜禽粪便中氨气、氮氧化物等排放的控制措施, 不但可以进一步提高养殖氮的回收利用率、降低化肥的需求量, 还有利于减轻当前的大气污染问题. 由此可见, 中国的粮食和环境安全问题不是单个行业部门能够解决的, 而是需要整个社会体系的协调联动.

6 不确定性分析

庞杂的行业数据和复杂的多模型模拟使得本研究存在较大不确定性. 本研究对文中涉及的气象、农业、水利、环保等行业的监测和统计的原始数据未作不确定性分析. 对多作物模型的蒙特卡罗分析结果表明产量模拟的不确定区间为2~3%. 水稻、玉米和小麦在2014年占中国谷类作物产量的98%、粮食总产量的90%, 因此本文以这三大作物代表全部粮食产量也会导致分析结果的误差. 氮流失的不确定区间可达22%. 但由于这是系统误差引起的, 并不会影响本研究从历史纵向对比分析所得出的结论. 以基准年(baseline)为标准分析气候、灌溉等因素对产量的影响时未考虑到下垫面条件的变化(如坡地变梯田、盐碱地改良等), 这也可能会导致评估结果的偏差.

在评估氮排放的安全阈值时本文采用了水体总氮浓度1.0mg L^{-1}的国家标准. 但不同河流、湖泊和水库的环境状况千差万别, 统一的标准难以真实反映水体环境的多样性. 本研究选取代表性水体与《中国环境状况公报》(http://www.mee.gov.cn/hjzl/zghjzkgb/lnzghjzkgb/)中的水系尽量保持一致. 但由于早期水质数据稀缺, 研究中会根据情况增添一些有早期监测记录的水体数据. 这些代表性水体的数量有限, 不一定能够反映省域范围的整体水质状况. 因此本研究从文献汇总得到的水质变化可能存在完整性和准确性不足等问题. 另外, 水体从清洁转为污染时的浓度阈值与污染后水体净化所需的浓度阈值可能存在差距, 可导致环境质量恢复阈值的评估存在误差. 在未来数据丰富的条件下, 应进一步加强区域水环境容量阈值定义的可靠性研究.

蔬菜、水果等经济作物的种植面积自20世纪90年代后显著增加, 对水肥消耗的比重也在加大. 但由于监测数据的缺乏难以开展系统性的模拟评估, 本研究在全国水氮总投入产出的物质平衡基础上, 对经济作物的水肥消耗和排放影响参照三大作物的模拟结果按投入比例进行加权计算, 从而得到全国的评估结果. 未来应加强对高水高肥的露天水果蔬菜、农业温室的监测和影响研究, 不仅可减小全国氮素平衡研究的不确定性, 也有利于避免局部性环境问题的累积与爆发.

7 对策建议

与40年前改革开放之初相比, 当前中国已经具备了彻底解决粮食生产、水资源和水环境不可持续问题的条件. 1960~1980年中国年均人口增加1620万, 粮食产量长期达不到温饱水平. 当时存在的人口增长不确定性、粮食供给不足和资金匮乏等严峻形势导致提高经济水平的动力强于环境保护. 加之科学技术积累不足, 对环境变化的预测和评估能力弱, 环保措施乏力. 当前中国人口的增幅放缓、粮食供给达到富足水平、资金和技术积累逐渐雄厚, 基础建设能力强劲, 人们对提高生活环境质量的需求已成为社会发展的主要驱动力. 但是近40年的经验表明, 在中国这样人口规模、种植强度、资源短缺等条件的局限下, 简单照搬西方的技术体系和行业标准是难以全面解决当前面临的粮食与环境安全问题. 要真正实现中国社会的可持续发展, 在提高科学认识的基础上, 还需要结合中国国情, 解决

当前土地经营、农业经济、部门协调和技术发展等深层次问题.

7.1 建立家庭联产承包制下的新型规模经营制度

当前基于家庭联产承包制的土地制度, 是留守农村和进城务工农民的寄托, 是维系社会稳定的基石. 前文所述当前种植业利润下降且接近于2003年的水平, 其根本原因是中国农业的劳动生产效率在国际上缺乏竞争力, 从小农经营转向规模化经营是提高中国农业生产效率的必由之路, 也是能否实现农业经济可持续发展的关键所在. 尽管中国2005年颁布了农村土地承包经营权流转管理办法(中华人民共和国农业部, 2005), 但近年来的实践表明该办法还不足以为解决前文所述的粮食安全、水资源和水环境问题提供制度保障. 中国需要在新形势下建立土地、农民和农业经营主体的新型关系.

(1) 当前土地流转制的不足之处. 土地流转制在种植利润普遍偏高的条件下对土地承包者和经营者是一项双赢的制度. 但由于中国的农产品价格和农民工劳动力市场的波动大, 该制度存在如下不足之处. 土地租金增加了经营成本, 往往成为种植业者亏本经营的主因. 土地租期过短对合同双方均带来不便, 但租期过长可导致种植业者因市场等原因长期亏损, 也会妨碍职业不稳定的务工农民回归务农的自由. 土地经营者会因土地的租赁性质而不愿为改进土壤肥力而增加投入. 土地流转制对农民弃耕荒芜的土地缺乏恢复利用的制度安排.

(2) 建议建立具有公益性质的农村职业化有偿服务体系. 当前从事农村机械化、专业化服务的个体或企业已经逐步成为农村劳动的主体. 农民即使在田间地头也宁愿支付农机等专业服务费用, 不愿再从事传统耕作的繁重体力劳动. 因此发展农村服务市场的条件已经成熟. 在鼓励多元化农村有偿服务的同时, 应组织发展政府授权的规模化农村服务实体企业. 由于土地的公有制性质, 国家应该制定政策, 明确农村基层政权和组织有义务监测耕地利用情况, 可授权特定经营主体对弃耕荒芜土地进行复垦复耕. 由于环境保护和粮食安全的公益性, 这些经营企业应具备如下特征: ① 微利型公益企业, 以粮食和饲草种植、有机废物管理等为主业. ② 拥有农机等资产, 岗位化招聘职业农民和技术员工, 为农户的生产经营和改善农村环境提供服务. ③ 不承租土地, 仅收取服务费用. ④ 与保险公司分摊灾年的经营风险. ⑤ 在备案的基础上有权耕种经营农民弃耕荒芜的土地. ⑥ 经营弃耕地所得的一部分用于支付标准化的基本服务费, 其余部分与拥有土地承包权的农民按合理比例分配, 鼓励高产出、高收入. ⑦ 外出务工农民回归务农时应随即归还土地经营权, 仅收取已付出的服务费用. 因此农民无论留守农村还是外出务工, 其承包的土地均有经营主体, 且可从土地中获取收益. 企业规模化经营可以促进农民就业、提高农机利用率, 无需承担土地租赁成本. 农业部门可通过指导企业行为协调区域粮食生产, 以实现资源合理配置, 还可以对农村环境进行职业化管理.

7.2 优化农田管理、扭转农业与资源的南北失衡格局

规模化经营有利于通过农机设施的标准化和加强职业农民的专业培训, 提高农田精准施肥和灌溉水平, 减小单位面积的养分损失(Ju等, 2016)和水资源消耗. 根据历史和现实土地资源、水资源条件, 明确量化省级粮食生产责任制. 在建立弃耕地的复垦复耕制基础上, 恢复南方粮食播种面积, 减轻北方省份粮食生产任务, 扭转南北农业与资源失衡格局. 通过建立从乡村到国家尺度的耕地利用动态监测信息网, 合理布局土地的轮作(如谷物-大豆、谷物-饲草等)和休耕, 提高固氮作物比例, 减小化肥投入. 加强温室等高强度设施农业系统的管理, 预防局部污染的加重和扩大. 停止扩大乃至减小北方地下水灌溉面积, 适度承担和补偿北方农业旱灾风险, 扩大雨养作物面积比例, 减小地下水开采量. 适度承担和补偿农业洪灾风险, 在低洼土地适当建设汇流工程, 丰水年用于分散和蓄滞洪水, 补给地下水, 恢复地下水水位、提升地表水径流系数和自净能力. 由于农业用水监测系统难以建立, 以用水总量为水资源管理指标设置红线存在量化困难等问题. 建议北方地区以地下水的上限水位与下限水位设置水资源利用红线与预警体系. 下限水位用于维持水资源储备, 保障旱年水资源供给, 上限水位用于防止土壤盐碱化. 联合农业、水利、电力和物价等部门, 以调节机电井用电价格等手段鼓励粮食种植和促进农业节约用水. 限制沿海地区的地下水(包括微咸水)开采, 防止海水加速入侵和地下水盐度上升.

7.3 重构城乡养分循环体系

中国传统农业系统之所以不构成环境污染, 主要原因是建成了种养结合、城乡养分循环的综合社会体系(Yu等, 2016). 前文表明, 中国只有在优化农田管理基础上, 重构城乡养分循环体系才能够根本消除水体富营养化问题. 但当前城乡的基础设施和社会经济环境与传统社会体系已截然不同. 主要表现为以抽水马桶技术为主导的城镇粪便排放不再能够以传统方式回归农田; 农村家庭养殖比例减小, 规模化养殖已逐渐成为畜牧业主体; 农村生活有机废物的还田率也急剧降低. 一个重要驱动因素是自20世纪80年代实行家庭联产承包责任制以后, 有机废物回收利用的经济补偿机制不复存在, 而污水处理企业可从中获益, 导致传统的养分循环链条断裂. 而在1980年以前, 中国对有机肥还田的投入成本很高(施光源, 1992; 新民县革委会农业组调查组, 1973; 于天德等, 1981; 李昌吉, 1983). 如吉林延边地区典型乡村的调查结果表明, 有机肥还田的投入约占农村总用工投入(等同于农村家庭收入)的5~11%(李昌吉, 1983), 若这一比例用于全国, 相当于当时国民生产总值(GDP)的2~5%. 在20世纪80年代后, 中国曾大力推广基于农村家庭的小型沼气系统, 但由于农村能源条件(电网、煤、天然气等)改善、家庭畜禽数量减小、年轻劳动力不足、冬季供气不稳定等原因, 小型沼气系统的运行与维护已难以为继. 而当前种植业和养殖业利润率低, 企业与个体经营者无力自行承担有机肥还田和污染治理的成本.

中国若要既保障粮食产量和畜产品的自给率, 又保障环境安全, 需要在管理上打通部门间的隔阂. 首先, 应重新统筹农业、环保、水利、城乡建设等资金, 将分散在各部门的资源管理和治污成本汇聚起来, 对城乡养分循环系统的建设和运行所需资金作为经常性财政支出进行长期投入. 将环境退化成本和污水处理成本转化为有机废物还田的工作岗位, 使之成为提高乡村就业和农民收入的新途径. 其次, 应建立从国家到村镇的人口和畜产品监测系统, 核算有机废物的资源总量, 预算养分还田成本. 第三, 应建立奖惩机制, 无论何人以何种形式将有机肥实际还田都应获得报酬, 而对污染环境者实施处罚. 第四, 未来在规模化养殖场布局时应切实加强种养结合, 按牲畜数量配置合理种植面积, 就近安全消纳有机废料, 提升控制氨挥发和氮流失的水平, 减小养殖系统氮损失. 例如, 可将养殖粪便实施固液分离后, 液态粪肥通过管道进入农田, 固态部分可制成颗粒有机肥或用于沼气发电. 这需要克服种植业主与养殖业主在土地权属、管网建设、粪肥管理、潜在风险等方面存在的分歧与利益分配问题. 第五, 在农村生活区可建立较大型的沼气发电系统, 由规模化农村服务实体企业设置职业化岗位负责有机废物收集、沼气系统运维、渣液还田等工作. 第六, 在当前农村厕所改造工作中, 应预留机械清运或管道回收接口, 便于流程化养分回收作业, 杜绝生活废水的直接排放.

中国正面临规模空前的快速城市化, 解决城市生活有机污染的可行办法依然是养分还田, 而不是目前在推广的污水处理系统. 但城市养分还田体系的建设必须考虑当前基于抽水马桶技术的污水排放系统. 前人曾经尝试以改变马桶的方式促进城市居民的粪便还田. 例如, 中国-瑞典2003年启动的鄂尔多斯生态卫生城镇项目试图基于粪尿分集的干式厕所实现800多户居民的粪便收集(Rosemarin等, 2012), 但这一试验到2009年后以小区居民全部换成抽水马桶而宣告失败. 试验结果表明类似的厕所技术尚不成熟. 即使技术成熟, 由于建筑排水设计规范(中华人民共和国住房和城乡建设部, 2009)未强制要求住宅和办公楼房的粪便污水与洗涤废水分流, 大规模改造城市建筑内排水系统的可行性很小. 居民更换马桶的愿意也会影响建筑物内部设施改造的进程. 本文建议在雨污分流的基础上对建筑物外的生活污水和工业废水分流, 将城市生活污水管道延伸至农田与现有灌溉系统相连. 推广厨余垃圾粉碎技术, 让生活有机垃圾与粪便一道进入农田系统, 促进生活垃圾的干湿分离. 在防止工业废水污染的基础上, 通过控制城乡生活用品的元素组成防止生活污水造成土壤污染. 在相对封闭的生活污水运输管道体系中运用消毒技术, 避免疾病传播. 设置职业岗位对生活污水灌溉进行适量调度, 防止过量灌溉形成新的污染. 城乡养分还田体系的建成不但可以从根本上解决氮、磷等营养元素的污染问题, 还可促进居民生活用水的回收利用, 减小农业的水资源消耗. 例如2017年北方生活用水282亿m^3, 接近黄河年径流量的一半, 是南水北调中线工程2016年实际调水量(约38亿m^3)的7倍多.

以2010年价格计, 城市生活污水分流进入灌溉系

统的基础设施费用大约需要6800亿元. 这一基础设施建成后, 由于泵站化的污水灌溉运行成本低, 现有的居民污水处理费足以涵盖其运行成本. 例如当前城市生活污水处理量493亿m^3, 按全国2010年的居民污水处理平均价格0.71元 m^{-3}(国家发展改革委员会价格监测中心, 2010)计, 收取的污水处理费用可达350亿元. 农村人畜新鲜粪尿(包括规模化养殖)的年资源量为34亿吨左右, 即使以传统直接还田方式, 其成本(运输半径10km, 运输价格0.42元 km^{-1}, 农田施用劳动力成本30元 t^{-1})不超过1900亿元. 若将有机肥废物腐熟加工成有机肥颗粒等形式, 可进一步降低运输和农田施用的劳动力成本, 年运行费约需1200亿元(Yu等, 2019). 而2010年全部污水处理成本应该支出3500亿元左右, 实际治理支出约1300亿元; 水污染导致的环境退化成本达4600亿元(尚未包括污染导致的健康成本, 环境保护部环境规划院, 2010). 因此建立城乡养分循环体系仅仅从经济效益角度考虑也是合算和可行的.

7.4 建立部门协作的科学化管理长效机制

前文所述若要达到图7d的氮管理目标和水资源可持续利用目标, 需整个社会体系的协调联动. 但当前尚未建立与此相适应的科学化管理机制. 主要体现如下: 一是中央各部委是行业的实际顶层管理者, 在此之上缺乏各部委间业务衔接的日常协调机制. 二是由于各部门的职责划分, 其制定的规划目标往往从行业本身需求出发, 难以从全局着眼解决综合问题. 不同的管理目标甚至可导致不同部门制定的政策在地方出现相互矛盾的执行结果. 三是行业和地方的发展规划缺乏连续性. 由于任期制等原因, 新任行政主管会因为与前任思路不一致而频繁修改规划, 造成长远发展目标与短期目标不协调. 第四是中央各部委间监测数据不共享, 数据观测系统重复建设严重, 不同的监测数据可导致各部门对问题的认识不统一. 数据与利益挂钩后还可导致数据产品存在主观性等问题. 数据的封锁也成为限制科学和民用行业发展的一个根本障碍. 第五是科学家的认知缺乏上升为国家和地方政策的通道. 很多重大政策和决策往往是管理部门提出来后再找专家论证, 而科学家的主动权十分有限.

本文建议从如下几方面建立部门协作的科学化管理长效机制. 首先是要建立部门间的业务化协作机制. 例如可加强人民代表大会环境与资源保护委员会的职能, 通过财政预算审批和监督等制度促进部门间开展业务合作, 限制行业部门各自为政的倾向. 其次是要在统一的科学框架下制定与各部门目标相融合的综合性可持续发展中长期规划和行动计划, 提升政策与决策的科学性、有效性和协调性. 当前命题式的项目制科研资助机制难以保障科学研究的延续性, 建议围绕国家和地方长远发展规划的战略性和全局性问题, 对能够切实打通气象、水文、国土、农业、环保、经济、人口和城乡建设的真正跨学科综合研究予以持续资助. 第三是要保障中长期可持续发展规划的稳定性和连续性. 建议在人民代表大会环境与资源保护委员会的统筹下, 组织由政府、科学家和公众代表共同参与的专业委员会, 根据统一的科学框架制定可持续发展的长远规划目标和阶段性计划后, 通过人民代表制度等形成国家意志或地方人民意志. 公民或政府机构提出修改长远规划与行动计划需经专业委员会辩论和人民代表制度批准才能生效. 政府换届不影响长远规划执行的连续性. 政绩考核需强调规划与计划的执行效率. 第四, 建议将数据监测业务从行业部门剥离, 组建独立的国情监测部门; 制定公共数据安全分级与信息共享法律, 建立为行政、科研和公众信息服务的数据业务运行机制. 2018年的政府机构改革表明中国已经在着手部门间的业务整合, 完全有可能为人类探索出根本解决农业、资源和环境可持续发展问题的独特道路.

致谢 感谢宫鹏教授对本研究的支持. 清华大学地球系统科学系研究生黄逍、陈晗、黄国锐、倪少强、张杰、岳亚利、乔圣超、冯钊和肖雨晨等参与了计算机模拟和数据处理工作.

参考文献

陈朱蕾, 唐赢中. 1999. 中国城市粪便的可持续利用研究. 城市环境与城市生态, 12: 44–46

仇焕广, 莫海霞, 白军飞, 蔡亚庆, 王金霞. 2012. 中国农村畜禽粪便处理方式及其影响因素——基于五省调查数据的实证分析. 中国农村经济, 3: 78–87

冯文基, 炼玉琦, 马会绒. 1989. 内蒙古河套灌区灌溉效益评价. 内蒙古水利科技, 2: 26–28

福建省农业工作会议秘书处. 1974. 大力增积农家肥促进粮食跨《纲要》. 福建农业科技, 2: 13–18

付意成, 徐文新, 付敏. 2010. 我国水环境容量现状研究. 中国水利, 1: 26–31

高广林. 1999. 星星哨灌区灌溉效益分析. 吉林水利, 8: 26–27
古璇清, 罗怀彬, 李跃祥, 林丽琼, 古小华, 李庆华. 2005. 水稻灌溉效益的田间直接对比试验研究. 广东水利水电, 2: 24–27
国家发展改革委员会和城乡住房建设部. 2016. “十三五”全国城镇污水处理及再生利用设施建设规划. http://www.ndrc.gov.cn/zcfb/zcfbghwb/201701/t20170122_836133.html
国家发展改革委员会价格监测中心. 2010. 2010年11月居民生活用水污水处理费. http://jgjc.ndrc.gov.cn/
国家发展和改革委员会价格司. 2016. 全国农产品成本收益资料汇编. 北京: 中国统计出版社
国家环境保护总局, 国家质量监督检验检疫总局. 2002. 中华人民共和国地表水环境质量标准. 北京: 中国环境科学出版社出版
环境保护部环境规划院. 2010. 中国环境经济核算研究报告. http://www.caep.org.cn/yclm/hjjjhs_lsgdp/yth/201304/t20130403_627795.shtml
蒋勇, 阜葳, 毛联华, 任福民, 杨柳, 向杰, 梁锐, 郝慧明, 王政. 2014. 城市污水处理厂运行能耗影响因素分析. 北京交通大学学报, 38: 33–37
李昌吉. 1983. 我州农家肥现状的调查分析和讨论. 延边农学院学报, 1: 19–26
李松华. 1958. 为什么老房土和墙角土可作肥料. 土壤, 1: 7
李永恒. 2004. 我国氮肥工业历史回顾与发展趋势. 化肥工业, 1: 21–23
李原园, 曹建廷, 沈福新, 夏军. 2014. 1956~2010年中国可更新水资源量的变化. 中国科学: 地球科学, 44: 2030–2038
李正风, 刘春喜, 吴集荣. 1963. 易碱地区冬小麦灌溉问题. 中国农业科学, 4: 20–25
李志坚. 2009. 化肥工业60年发展历程与经验启迪. 中国石油和化工经济分析, 10: 26–30
刘春蓁, 刘志雨, 谢正辉. 2004. 近50年海河流域径流的变化趋势研究. 应用气象学报, 15: 385–393
刘长余. 1986. 灌溉工程的效益分摊系数浅析. 广西水利水电科技, 4: 15–20
卢翠英, 林在生, 詹小海, 王恺. 2015. 福建省农村厕所卫生现状及相关因素调查研究. 中国预防医学杂志, 4: 267–270
麻茵萍. 2001. 农业发展新阶段的粮食安全问题. 宏观经济管理, 7: 30–32
南京土壤所盐土组. 1975. 井灌井排在防治旱、涝、盐碱中的作用. 土壤, 4: 188–199
钱正英, 马国川. 2009. 中国水利六十年. 读书, 11: 3–24
曲格平. 2013. 中国环境保护四十年回顾及思考(思考篇). 环境保护, 41: 10–17
施光源. 1992. 积肥仍是当前养猪效益的组成部分: 从历史和现状剖析嘉兴市郊区猪粮生产的关系. 家畜生态, 13: 40–43
中华人民共和国水利部. 2016. 地下水动态月报: 2016年1月. http://www.mwr.gov.cn/sj/tjgb/dxsdtyb/201702/t20170214_860969.html
谭雪, 石磊, 陈卓琨, 李涛, 马中, 郑祥, 程荣. 2015. 基于全国227个样本的城镇污水处理厂治理全成本分析. 给水排水, 41: 30–34
汪韬, 朱红军. 2013. 四十年环保路, “天道曲如弓”——专访国家环保局首任局长曲格平. 《南方周末》. 2013年6月6日
王刚, 吴楠, 齐珺, 聂滕, 刘金玲. 2014. 我国水环境容量研究现状及问题分析. 成都: 2014中国环境科学学会学术年会论文集(第五章). 1–6
王海丽, 古璇清, 王小军. 2012. 广东稻田灌溉效益的时空变化分析. 中国农村水利水电, 5: 163–167
王佳伟, 张天柱, 陈吉宁. 2009. 污水处理厂Cod和氨氮总量削减的成本模型. 中国环境科学, 29: 443–448
王树萱, 顾承志, 卫超, 王国庆. 1996. 史河灌区水稻灌溉效益分摊系数的试验研究. 灌溉排水, 15: 38–41
吴悦颖, 王洪臣, 孙娟, 张文静. 2014. 我国城镇污水处理设施脱氮除磷能力现状分析及对策建议. 给水排水, 40: 118–122
夏金明, 邬年华, 许瑛. 1990. 江西省灌溉经济效益计算. 江西水利科技, 1: 47–52
新民县革委会农业组调查组. 1973. 郭家大队落实养猪积肥政策的调查. 新农业, 13: 6–7
熊毅, 刘文政. 1962. 排水在华北平原防治土壤盐渍化中的重要意义. 土壤, 3: 6–11
叶传泽. 1995. 上海城市粪便处理现状与新出路. 上海建设科技, 5: 48–49
于天德, 孙宏德, 李军. 1981. 吉林省中部地区农家肥料考察报告——对七个典型生产队的农肥质量调查. 东北农业科学, 3: 44–52
张建云, 章四龙, 王金星, 李岩. 2007. 近50年来中国六大流域年际径流变化趋势研究. 水科学进展, 18: 230–234
赵银慧, 李莉娜, 景立新, 唐桂刚. 2015. 污水处理厂氮排放特征. 中国环境监测, 31: 58–61
郑景云, 郝志新, 方修琦, 葛全胜. 2014. 中国过去2000年极端气候事件变化的若干特征. 地理科学进展, 33: 3–12
中国环境意识项目办. 2008. 2007年全国公众环境意识调查报告. 世界环境, 2: 72–77
中国农业科学院农田灌溉研究所李村井灌组. 1965. 李村多孔混凝土管机井打井技术. 中国农业科学, 7: 14–19
中国营养学会. 2014. 中国居民膳食营养素参考摄入量. 北京: 科学出版社
中华人民共和国国家统计局. 2016. 中国统计年鉴. http://www.stats.gov.cn/tjsj/ndsj/2016/indexch.htm
中华人民共和国国务院. 1996. 国务院关于环境保护若干问题的决定. http://www.by.gov.cn/qhbj/002/199608/c686dcb1180947d0b0dafdc6cc959ec5.shtml
中华人民共和国国务院. 2012. 国务院关于实行最严格水资源管理制度的意见. http://www.gov.cn/zhuanti/2015-06/13/content_2878992.htm
中华人民共和国国务院. 2016. 国务院关于印发“十三五”生态环境

保护规划的通知. http://www.gov.cn/zhengce/content/2016-12/05/content_5143290.htm
中华人民共和国环境保护部. 2010. 第一次全国污染源普查公报. http://www.stats.gov.cn/tjsj/tjgb/qttjgb/qgqttjgb/201002/t20100211_30641.html
中华人民共和国环境保护部. 2015. 环境统计公报(1995–2015). http://www.zhb.gov.cn/gzfw_13107/hjtj/qghjtjgb/index_1.shtml
中华人民共和国农业部. 2005. 农村土地承包经营权流转管理办法. 北京: 中国法治出版社
中华人民共和国农业部. 2015. 到2020年化肥使用量零增长行动方案. http://jiuban.moa.gov.cn/zwllm/tzgg/tz/201503/t20150318_4444765.htm
中华人民共和国生态环境保护部. 2012. 全国环境统计公报(2010年). http://www.mee.gov.cn/gzfw_13107/hjtj/qghjtjgb/201605/t20160525_346102.shtml
中华人民共和国水利部. 2013. 第一次全国水利普查公报. http://www.mwr.gov.cn/sj/tjgb/dycqgslpcgb/
中华人民共和国水利部. 2014. 地下水动态月报. http://www.mwr.gov.cn/sj/tjgb/dxsdtyb/
中华人民共和国水利部. 2017. 中国水资源公报1997–2016. http://www.mwr.gov.cn/sj/tjgb/szygb/
中华人民共和国住房和城乡建设部. 2009. 建筑给水排水设计规范 Gb50015-2003(2009)版. 北京: 中国计划出版社
Abebe A, Foerch G. 2008. Stochastic simulation of the severity of hydrological drought. Water Environ J, 22: 2–10
Bodirsky B L, Popp A, Lotze-Campen H, Dietrich J P, Rolinski S, Weindl I, Schmitz C, Müller C, Bonsch M, Humpenöder F, Biewald A, Stevanovic M. 2014. Reactive nitrogen requirements to feed the world in 2050 and potential to mitigate nitrogen pollution. Nat Commun, 5: 3858
Carlson K M, Gerber J S, Mueller N D, Herrero M, MacDonald G K, Brauman K A, Havlik P, O'Connell C S, Johnson J A, Saatchi S, West P C. 2017. Greenhouse gas emissions intensity of global croplands. Nat Clim Change, 7: 63–68
Chen H, Wang J X, Huang J K. 2014. Policy support, social capital, and farmers' adaptation to drought in China. Glob Environ Change, 24: 193–202
Chen X P, Cui Z L, Vitousek P M, Cassman K G, Matson P A, Bai J S, Meng Q F, Hou P, Yue S C, Römheld V, Zhang F S. 2011. Integrated soil-crop system management for food security. Proc Natl Acad Sci USA, 108: 6399–6404
Chen X P, Cui Z L, Fan M S, Vitousek P, Zhao M, Ma W Q, Wang Z L, Zhang W J, Yan X Y, Yang J C, Deng X P, Gao Q, Zhang Q, Guo S W, Ren J, Li S Q, Ye Y L, Wang Z H, Huang J L, Tang Q Y, Sun Y X, Peng X L, Zhang J W, He M R, Zhu Y J, Xue J Q, Wang G L, Wu L, An N, Wu L Q, Ma L, Zhang W F, Zhang F S. 2014. Producing more grain with lower environmental costs. Nature, 514: 486–489
Cui Z L, Zhang H Y, Chen X P, Zhang C C, Ma W Q, Huang C D, Zhang W F, Mi G H, Miao Y X, Li X L, Gao Q, Yang J C, Wang Z H, Ye Y L, Guo S W, Lu J W, Huang J L, Lv S H, Sun Y X, Liu Y Y, Peng X L, Ren J, Li S Q, Deng X P, Shi X J, Zhang Q, Yang Z P, Tang L, Wei C Z, Jia L L, Zhang J W, He M R, Tong Y N, Tang Q Y, Zhong X H, Liu Z H, Cao N, Kou C L, Ying H, Yin Y L, Jiao X Q, Zhang Q S, Fan M S, Jiang R F, Zhang F S, Dou Z X. 2018. Pursuing sustainable productivity with millions of smallholder farmers. Nature, 555: 363–366
Das P K, Dutta D, Sharma J R, Dadhwal V K. 2016. Trends and behaviour of meteorological drought (1901–2008) over Indian region using standardized precipitation-evapotranspiration index. Int J Climatol, 36: 909–916
de Vries W, Kros J, Kroeze C, Seitzinger S P. 2013. Assessing planetary and regional nitrogen boundaries related to food security and adverse environmental impacts. Curr Opin Environ Sustain, 5: 392–402
Ellis E C, Wang S M. 1997. Sustainable traditional agriculture in the Tai Lake Region of China. Agr Ecosyst Environ, 61: 177–193
FAO. 1996. Rome Declaration and World Food Summit Plan of Action. Rome: FAO. http://www.fao.org/docrep/003/w3613e/w3613e00.htm
Foley J A, Ramankutty N, Brauman K A, Cassidy E S, Gerber J S, Johnston M, Mueller N D, O'Connell C, Ray D K, West P C, Balzer C, Bennett E M, Carpenter S R, Hill J, Monfreda C, Polasky S, Rockström J, Sheehan J, Siebert S, Tilman D, Zaks D P M. 2011. Solutions for a cultivated planet. Nature, 478: 337–342
Garnett T, Appleby M C, Balmford A, Bateman I J, Benton T G, Bloomer P, Burlingame B, Dawkins M, Dolan L, Fraser D, Herrero M, Hoffmann I, Smith P, Thornton P K, Toulmin C, Vermeulen S J, Godfray H C J. 2013. Sustainable intensification in agriculture: Premises and policies. Science, 341: 33–34
Gu B J, Ju X T, Chang J, Ge Y, Vitousek P M. 2015. Integrated reactive nitrogen budgets and future trends in China. Proc Natl Acad Sci USA, 112: 8792–8797
Huang J K, Wang Y J, Wang J X. 2015. Farmers' adaptation to extreme weather events through farm management and its impacts on the mean and risk of rice yield in China. Am J Agric Econ, 97: 602–617
Jia H C, Wang J G, Cao C X, Pan D H, Shi P J. 2012. Maize drought disaster risk assessment of China based on Epic model. Int J Digit Earth, 5: 488–515
Ju X T, Gu B J, Wu Y Y, Galloway J N. 2016. Reducing China's fertilizer use by increasing farm size. Glob Environ Change, 41: 26–32
Lesk C, Rowhani P, Ramankutty N. 2015. Influence of extreme weather

disasters on global crop production. Nature, 529: 84–87

Li B Q, Liang Z M, Zhang J Y, Wang G Q. 2016. A revised drought index based on precipitation and pan evaporation. Int J Climatol, 37: 793–801

Li R, Tsunekawa A, Tsubo M. 2017. Assessment of agricultural drought in rainfed cereal production areas of Northern China. Theor Appl Climatol, 127: 597–609

Naresh Kumar M, Murthy C S, Sesha Sai M V R, Roy P S. 2009. On the use of Standardized Precipitation Index (SPI) for drought intensity assessment. Met Apps, 16: 381–389

Piao S L, Ciais P, Huang Y, Shen Z H, Peng S S, Li J S, Zhou L P, Liu H Y, Ma Y C, Ding Y H, Friedlingstein P, Liu C Z, Tan K, Yu Y Q, Zhang T Y, Fang J Y. 2010. The impacts of climate change on water resources and agriculture in China. Nature, 467: 43–51

Reay D S, Davidson E A, Smith K A, Smith P, Melillo J M, Dentener F, Crutzen P J. 2012. Global agriculture and nitrous oxide emissions. Nat Clim Change, 2: 410–416

Rockström J, Steffen W, Noone K, Persson Å, Chapin F S I, Lambin E, Lenton T M, Scheffer M, Folke C, Schellnhuber H J, Nykvist B, de Wit C A, Hughes T, van der Leeuw S, Rodhe H, Sörlin S, Snyder P K, Costanza R, Svedin U, Falkenmark M, Karlberg L, Corell R W, Fabry V J, Hansen J, Walker B, Liverman D, Richardson K, Crutzen P, Foley J. 2009. Planetary boundaries: Exploring the safe operating space for humanity. Ecol Soc, 14: 32

Rosemarin A, McConville J, Flores A, Qiang Z. 2012. The Challenges of Urban Ecological Sanitation: Lessons From the Erdos Eco-Town Project. Rugby: Practical Action Publishers

Shukla S, Wood A W. 2008. Use of a standardized runoff index for characterizing hydrologic drought. Geophys Res Lett, 35: L2405

Steffen W, Richardson K, Rockström J, Cornell S E, Fetzer I, Bennett E M, Biggs R, Carpenter S R, de Vries W, de Wit C A, Folke C, Gerten D, Heinke J, Mace G M, Persson L M, Ramanathan V, Reyers B, Sörlin S. 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. Science, 347: 1259855

Tao F L, Zhang Z. 2011. Impacts of climate change as a function of global mean temperature: Maize productivity and water use in China. Clim Change, 105: 409–432

Tilman D, Cassman K G, Matson P A, Naylor R, Polasky S. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. Nature, 418: 671–677

UNEP. 2017. Towards a Pollution-Free Planet: http://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/21213/Towards_a_pollution_free_-planet_advance%20version.pdf

Van Damme M, Clarisse L, Whitburn S, Hadji-Lazaro J, Hurtmans D, Clerbaux C, Coheur P F. 2018. Industrial and agricultural ammonia point sources exposed. Nature, 564: 99–103

Wang J X, Mendelsohn R, Dinar A, Huang J K, Rozelle S, Zhang L J. 2009. The impact of climate change on China's agriculture. Agric Econ, 40: 323–337

Wang J Y, Zhang X L, Liu Y L, Pan X J, Liu P L, Chen Z Z, Huang T Q, Xiong Z Q. 2012. Modeling impacts of alternative practices on net global warming potential and greenhouse gas intensity from rice-wheat annual rotation in China. PLoS ONE, 7: e45668

Wang X X, Wang Q J, Fan J, Fu Q P. 2013. Evaluation of the AquaCrop model for simulating the impact of water deficits and different irrigation regimes on the biomass and yield of winter wheat grown on China's Loess Plateau. Agric Water Manage, 129: 95–104

Yan H, Wang S Q, Wang J B, Lu H Q, Guo A H, Zhu Z C, Myneni R B, Shugart H H. 2016. Assessing spatiotemporal variation of drought in China and its impact on agriculture during 1982–2011 by using PDSI indices and agriculture drought survey data. J Geophys Res-Atmos, 121: 2283–2298

Ye L M, Xiong W, Li Z G, Yang P, Wu W B, Yang G X, Fu Y J, Zou J Q, Chen Z X, Van Ranst E, Tang H J. 2013. Climate change impact on China food security in 2050. Agron Sustain Dev, 33: 363–374

Yu C Q. 2011. China's water crisis needs more than words. Nature, 470: 307

Yu C Q, Huang X, Chen H, Godfray H C J, Wright J S, Hall J W, Gong P, Ni S Q, Qiao S C, Huang G R, Xiao Y C, Zhang J, Feng Z, Ju X T, Ciais P, Stenseth N C, Hessen D O, Sun Z L, Yu L, Cai W J, Fu H H, Huang X M, Zhang C, Liu H B, Taylor J. 2019. Managing nitrogen to restore water quality in china. Nature, 567: 516–520

Yu C Q, Huang X, Chen H, Huang G R, Ni S Q, Wright J S, Hall J, Ciais P, Zhang J, Xiao Y C, Sun Z L, Wang X H, Yu L. 2018. Assessing the impacts of extreme agricultural droughts in China under climate and socioeconomic changes. Earth's Future, 6: 689–703

Yu C Q, Xiao Y C, Ni S Q. 2016. Changing patterns of urban-rural nutrient flows in China: Driving forces and options. Chin Sci Bull, 62: 83–91

Zhang F S, Chen X P, Vitousek P. 2013. Chinese agriculture: An experiment for the world. Nature, 497: 33–35

Zhang F S, Cui Z L, Fan M S, Zhang W F, Chen X P, Jiang R F. 2011. Integrated soil-crop system management: Reducing environmental risk while increasing crop productivity and improving nutrient use efficiency in China. J Environ Qual, 40: 1051

Zhang X, Davidson E A, Mauzerall D L, Searchinger T D, Dumas P, Shen Y. 2015. Managing nitrogen for sustainable development. Nature, 528: 51–59

(责任编委: 陈建徽)